

189828

C080-MDN-S

Direction de l'Environnement et de l'Aménagement du littoral  
DEL / EC

Ph. Monbet

Novembre 2001 – Rapport interne IFREMER DEL/EC

**ifremer**

**Spéciation du phosphore dans les sédiments marins :  
Analyse et modélisation**

Rapport d'activité Mars-Août 2001



IFREMER Bibliothèque de BREST



OEL11526

0  
S

---

## AVANT-PROPOS

*Ce travail a été effectué au laboratoire « Eutrophisation et Bioaccumulation » au sein du département de recherche « Ecologie Côtière » de la direction de l'Environnement et l'aménagement du Littoral (DEL/EC/EB). Il a été réalisé sous la direction conjointe de Annie Chapelle et Françoise Andrieux-Loyer. Je tiens à leur exprimer ici ma plus sincère reconnaissance pour leur accueil, pour les conseils qu'elles m'ont prodigué avec bienveillance et pour la confiance qu'elles m'ont accordé.*

*Mes remerciements vont également à Roger Kerouel et à Xavier Philippon, qui m'ont prêté leur concours lors des manipulations au Laboratoire.*

*Je tiens également à remercier Pierre Le Hir, Bénédicte Thouvenin et Philippe Cugier pour leur aide précieuse lors de l'élaboration du modèle simulant l'évolution des formes de phosphore dans le sédiment.*

*Enfin, je remercie également l'ensemble des personnes de la DEL qui m'ont prêté leur concours et m'ont manifesté leur sympathie lors de ce travail, et notamment, J.-F. Guillaud, A. Ménesguen, A. Aminot, V. Loizeau, Ph. Bassoulet, Y. Monbet, M. Lunven, Ph. Cann.*

## SOMMAIRE

<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>3</b>
<b><u>1 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE .....</u></b>	<b>4</b>
<b><u>2 STATIONS, TRAITEMENT ET STOCKAGE DES ÉCHANTILLONS – NUTRIGAS.....</u></b>	<b>11</b>
<u>2.1 Stations</u>	11
<u>2.2 Prélèvements</u>	12
<b><u>3 TECHNIQUES DE MESURES ET PROTOCOLES D'ANALYSE .....</u></b>	<b>14</b>
<u>3.1 Les éléments nutritifs</u>	14
<u>3.2 Protocole d'extraction séquentielle des différentes formes de P</u>	14
<u>3.2.1 Mode préparatoire pour l'extraction séquentielle des formes de P</u>	14
<u>3.2.2 Mode opératoire</u>	15
<b><u>4 RÉSULTATS PRÉLIMINAIRES.....</u></b>	<b>17</b>
<u>4.1 Granulométrie</u>	17
<u>4.2 Potentiel d'oxydo-réduction (<math>E_h</math>) et pH</u>	18
<u>4.3 Cinétique</u>	21
<u>4.4 Eau interstitielle</u>	22
<u>4.5 Echanges à l'interface eau-sédiment (IES)</u>	25
<u>4.5.1 Phosphate</u>	27
<u>4.5.2 Ammonium</u>	27
<u>4.5.3 Nitrite</u>	28
<u>4.5.4 Nitrate</u>	28
<u>4.5.5 Azote total dissous (DIN)</u>	29
<u>4.6 Formes de phosphore dans le sédiment</u>	29
<b><u>5 MODÉLISATION .....</u></b>	<b>32</b>
<u>5.1 Approche adoptée</u>	32
<u>5.2 Modélisation des formes de P développée sous « ELISE » et avec « SAM-1DV »</u>	36
<u>5.2.1 Présentation du logiciel ELISE et du modèle SAM-1DV</u>	36
<u>5.2.2 Définition des variables d'états et des processus biochimiques</u>	37
<u>5.2.3 Modèle conceptuel sous « ELISE »</u>	38
<u>5.2.4 Modèle conceptuel avec SAM-1DV</u>	41
<b>CONCLUSION .....</b>	<b>45</b>
<b>REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>	<b>47</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>55</b>



---

*INTRODUCTION*

- Les particules qui se déposent au niveau du compartiment sédimentaire contiennent très souvent des substances chimiques réactives. Celles-ci sont généralement en déséquilibre dans ce nouvel environnement. Elles évoluent au cours de leur enfouissement et sont alors responsables des phénomènes de diagenèse précoce. Les substances organiques sont en particulier sujettes à une forte dégradation sous l'effet de l'activité bactérienne. Cette dégradation s'accompagne de deux phénomènes importants : l'enrichissement en éléments nutritifs et l'appauvrissement en substances oxydantes. La composition des eaux interstitielles est alors affectée. —

L'enrichissement en éléments nutritifs engendre l'existence de gradient de concentration pouvant provoquer des flux de matière dans le sens opposé à celui du gradient. En particulier, à l'interface eau-sédiment, la différence de concentration entre l'eau interstitielle et la colonne d'eau sus-jacente conduit à un échange de matière permettant notamment de recycler une partie des substances nutritives déposées au cours de la sédimentation.

L'appauvrissement en substances oxydantes conduit rapidement à l'anoxie du sédiment. Ce phénomène engendre en général des variations importantes du pH et du potentiel d'oxydo-réduction dans le milieu. De telles variations peuvent conduire à différentes réactions chimiques (adsorption / désorption, précipitation, dissolution...) contrôlant la spéciation de certains éléments chimiques.

Le phosphore est un élément chimique apporté principalement au compartiment sédimentaire par la matière organique (MO). La dégradation de cette dernière conduit à la libération de phosphate dans les eaux interstitielles. En zone oxique, malgré cette production, les teneurs en phosphate peuvent rester faibles. En effet, dans de telles conditions, les ions orthophosphates peuvent s'adsorber sur des minéraux argileux et sur des oxydes de fer. En zone anoxique, les teneurs en phosphate sont généralement plus élevées. Le phosphore préalablement adsorbé peut être désorbé. Il peut également former des minéraux au cours de la diagenèse. Ceux-ci sont alors appelés authigènes.

Afin d'évaluer le rôle des sédiments dans le recyclage du phosphore, nous avons réalisé lors de la campagne *Nutrigas*, qui s'est déroulée du 27 février au 4 mars 2001 dans le golfe de Gascogne, des prélèvements de carottes sédimentaires. Il s'agissait dans un premier temps de déterminer les teneurs en sels nutritifs des eaux interstitielles et les teneurs en différentes formes de phosphore dans les sédiments afin d'évaluer les flux à l'interface eau-sédiment. Il s'agissait aussi de réaliser des expériences de cinétiques sur du sédiment « frais ». Dans un deuxième temps, nous avons cherché à développer un modèle numérique permettant de simuler le comportement des différentes formes de phosphore dans le compartiment benthique. L'essentiel de ce travail a également été complété par une revue bibliographique.

## 1 Revue bibliographique

A travers cette revue bibliographique, l'objectif n'est pas de présenter une synthèse détaillée de l'état des connaissances sur la diagenèse et sur le phosphore en milieu marin (cf. Andrieux, 1997), mais plutôt de répertorier l'ensemble des données récemment acquises qui pourraient être utiles à titre de comparaison et pour l'élaboration du modèle. Près de 500 références bibliographiques ont été recueillies et archivées à l'aide du logiciel Endnote<sup>®</sup> dans le fichier « phosphore.enl ». Le fichier est consultable sur le disque réseau N (N:\pmonbet\bibliographie\phosphore.enl).

Les nutriments jouent un rôle clé dans la production primaire des écosystèmes marins. En milieu côtier, il est aujourd'hui reconnu que le compartiment benthique peut contribuer à modifier les teneurs en nutriment de la colonne d'eau sus-jacente (Balzer, 1984 et références incluses ; Pollehne, 1986). En particulier, la minéralisation benthique de la matière organique conduit à la transformation de substrat organique complexe en espèces inorganiques solubles du carbone, de l'azote et du phosphore pouvant migrer vers la colonne d'eau. Les vitesses de minéralisation de la MO sont donc un facteur important pour la compréhension (tout au moins quantitative) des phénomènes diagénétiques.

Le tableau 1 regroupe différentes valeurs de vitesses (ou constantes) de minéralisation dans différents systèmes marins. Elles sont comprises entre  $0,03 \cdot 10^{-4}$  et  $620 \cdot 10^{-4} \text{ j}^{-1}$  et présentent d'importantes différences. Ces dernières s'expliquent principalement par des différences de profondeurs et de température entre les systèmes référencés. Les constantes de minéralisation sont généralement faibles dans les sédiments de systèmes dont la profondeur de la colonne d'eau est importante puisqu'il ne reste souvent que la fraction réfractaire (plus difficilement dégradable que la fraction labile) de la MO à atteindre le fond. A titre d'exemple, Sun et Torgensen (2001) ont évalué  $K_g$  égale à  $620 \cdot 10^{-4} \text{ j}^{-1}$  dans le sédiment du détroit de Long Island (USA) situé à 1m sous la surface de l'eau. Lohse *et al.* (1998) ont déterminé des constantes variant de  $0,06 \cdot 10^{-4}$  à  $25 \cdot 10^{-4} \text{ j}^{-1}$  en océan Atlantique (Goban Spur) à des profondeurs comprises entre 200 et plus de 3500 m. De la même manière, les constantes de minéralisation sont généralement faibles dans les systèmes caractérisés par de basse température. Ces dernières ont tendance à inhiber l'activité bactérienne responsable de la dégradation de la MO.

**Tableau 1 : Constante de minéralisation  $K_g$  (en  $j^{-1}$ ) en milieu côtier et hauturier**

<i>LIEU</i>	$K_g$ ( $10^{-4} j^{-1}$ )
Mer du Nord <sup>1</sup>	6,3
Mer du Nord (centre et sud) <sup>2</sup>	300
Mer du Nord (sud) <sup>3</sup>	260-340
Estuaire du St Laurent <sup>4</sup>	0,6-1,4
Estuaire du St Laurent <sup>5</sup>	1,9-4,4
Baie de Fundy (Canada) <sup>6</sup>	8-137
Mer Méditerranée (Lagune de Thau) <sup>7</sup>	50
Mer Noire <sup>8</sup>	0,03-1,0
Mer d'Arabie <sup>9</sup>	31-82
Long Island Sound <sup>10</sup>	620
Marge continentale californienne <sup>11</sup>	70-350
Océan Atlantique (Goban Spur) <sup>12</sup>	7,4
Océan Atlantique (Goban Spur) <sup>13</sup>	0,06-25
Océan Atlantique (Nord-archipel des Bermudes) <sup>14</sup>	30
Etude en laboratoire <sup>15</sup>	5,0-15

(1) Slomp *et al.*, 1998 ; (2) Boon et Duineveld, 1998 ; (3) Van Raasphorst *et al.*, 1992 ; (4) Louchouart *et al.*, 1997 ; (5) Colombo *et al.*, 1996 ; (6) Hargrave et Philips., 1989 ; (7) Chapelle, 1995 ; (8) Sun et Wakeham, 1994 ; (9) Schenau *et al.*, 2000 ; (10) Sun et Torgensen, 2001 ; (11) Soetaert *et al.*, 1996 ; (12) Slomp *et al.*, 1996 ; (13) Lohse *et al.*, 1998 ; (14) Sayles *et al.*, 1994 ; (15) Kristensen et Blackburn, 1987.

Quelque soit la vitesse de minéralisation de la MO, ce phénomène engendre des gradients de concentrations entre le sédiment et la colonne d'eau via l'enrichissement en sels nutritifs et l'appauvrissement en substances oxydantes des eaux interstitielles par rapport à la colonne d'eau. Ces gradients sont en partie responsables des échanges de matière dissoute à l'interface eau-sédiment par diffusion moléculaire (Lerman, 1979 ; Berner, 1980). Des processus physiques (compaction, érosion, gradients de pression) et biologiques (bioturbation, bioirrigation) peuvent également contribuer à augmenter ces flux à l'interface. La sédimentation des particules conduit par exemple à un tassement lié à l'augmentation du poids de la colonne sédimentaire sus-jacente. Ce tassement induit une diminution de la porosité en fonction du temps (ou de la profondeur) et se traduit par un flux d'eau interstitielle vers le haut. L'agitation physique des sédiments superficiels par bioturbation ou charriage (courant) peut également augmenter de différentes façons les flux à l'interface eau-sédiment. L'érosion des sédiments de surface va libérer vers la colonne d'eau les éléments de l'eau interstitielle.

Différentes techniques sont utilisées pour quantifier les flux dissous à l'interface eau-sédiment. Les flux sont alors évalués par :

- incubation au laboratoire, en mesurant les changements de concentration, au cours du temps, d'un élément dans les eaux au-dessus du sédiment,
- mesure directe in-situ, en utilisant des chambres benthiques,
- calcul théorique selon la première loi de Fick.

Le calcul théorique des flux est basé sur l'application de la 1<sup>ère</sup> loi de Fick. Il utilise le gradient de concentration mesurée entre les eaux interstitielles et l'eau de fond ainsi qu'un coefficient de diffusion approprié à l'élément étudié et au milieu étudié. De façon générale, le flux diffusif ( $F_d$ ) résultant du mouvement aléatoire d'un soluté dans une solution est égal à :

$$(F_d)_{IES} = D_m \times \frac{dC}{dx}$$

$D_m$  représente le coefficient de diffusion moléculaire. Il est fonction de la molécule considérée (taille, charge...) et du fluide (viscosité, composition ionique).  $dC/dx$  représente le gradient de concentration de l'élément étudié à l'interface eau-sédiment.

L'application de la 1<sup>ère</sup> loi de Fick aux sédiments doit par contre tenir compte de :

- la tortuosité des sédiments (Berner, 1971), qui ralentit la vitesse de migration des solutés. La tortuosité est une fonction de la porosité et du facteur de résistivité des sédiments (Manheim, 1970),
- la température in situ qui, d'après la loi de Stokes-Einstein, si elle augmente contribue à accroître notablement la vitesse de migration des ions. Boudreau (1997 et références incluses) a exprimé pour différents éléments majeurs et traces, les coefficients de diffusion dans l'eau libre en fonction de la température.

Le coefficient de diffusion moléculaire doit donc être corrigée. Le coefficient de diffusion effectif appliqué aux sédiments ( $D_{eff}$ ) est alors obtenu à partir de la relation empirique (Ullman et Aller, 1982) ci-dessous :

$$D_{eff} = \frac{\phi^m}{\phi} \times D_o$$

$\phi$  représente la porosité du sédiment et  $m$  une constante empirique. Pour des sédiments côtiers,  $m=2$  si la porosité est inférieure à 0,7 et  $m$  est compris entre 2,5 et 3 pour des porosités supérieures à 0,7.  $D_o$  représente le coefficient de diffusion moléculaire de l'élément dans l'eau libre et corrigé en fonction de la température in-situ.

Le tableau 2 regroupe des valeurs de flux dissous de sels nutritifs à l'interface eau-sédiment obtenus par les différentes techniques.

**Tableau 2 :** Flux diffusifs (en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) de sels nutritifs à l'interface eau-sédiment obtenus par calcul (Ca), chambre benthique (Cb) et incubation au laboratoire (In) en milieu côtier et hauturier

LIEU	Phosphate	Nitrate	Nitrite	Ammonium	Obtention
Mer d'Arabie <sup>1</sup>	-0,01/0,76	---	---	---	Ca
Baie d'Alfacs (Mer Méditerranée) <sup>2</sup>	---	---	---	283/850	Ca
Mer Baltique <sup>3</sup>	1,5/10,1	---	---	14,4	Ca
Lagon de Tikehau (Polynésie) <sup>4</sup>	0,03/0,43	---	---	0,2/25,0	Ca
Baie de Galveston (USA) <sup>5</sup>	-1,21/0,00	---	---	-25,4/-2,9	Ca
Baie de Puck (Mer Baltique) <sup>6</sup>	---	---	---	0,2/59,7	Ca
Océan Atlantique Nord <sup>7</sup>	0,03/6,71	---	---	---	Cb
Lagune de Thau (France) <sup>8</sup>	-0,08/1,28	-0,2/0,42 (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	---	0,47/4,22	Cb
Baie de Chesapeake (USA) <sup>9</sup>	-5,3/42,0	---	---	-44/615	Cb
Océan Atlantique et Pacifique <sup>10</sup>	-0,2/6,8	---	---	---	Cb
Mer du Nord <sup>11</sup>	-0,3/4,8	2,96/39,63 (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	---	---	Cb
Nouvelle Calédonie <sup>12</sup>	---	-3,3/0,4	---	6,8/30,3	Cb
Sacca di Goro (Italy) <sup>13</sup>	-4,2/179,2	---	---	-187,5/695,8	Cb
Mer Noire <sup>14</sup>	0/0,6	---	---	0/4,5	Cb
Baie de Galveston (USA) <sup>15</sup>	-22,1/3,3	-21,3/7,9	-2,1/1,7	-212,5/18,3	Cb
Mer Adriatique <sup>16</sup>	0,04/8,21	-4,2/20,4	---	7,1/110,4	Cb
Fuente Piedra Lagoon (Espagne) <sup>17</sup>	0,8/18,8	---	---	20,8/145,8	Cb
Golfe de Fos (France) <sup>18</sup>	-3,2/116,2	-59/5	0,7/2,8	3,5/366,0	Cb
Océan Atlantique (sud-est) <sup>19</sup>	-0,2/1,6	---	---	---	Cb
Océan Pacifique Equatorial <sup>20</sup>	-0,1/1,5	-1,3/5,4	---	---	Cb
Plateau continental californien <sup>21</sup>	-1,0/5,3	-30/-25,8	---	-0,4/32,1	Cb
Plateau continental de Louisiane <sup>22</sup>	3,1	-24	0,05	150	Cb
Plateau continental de Louisiane <sup>22</sup>	-8,5	-8	3,4	101	In
Mer Baltique <sup>23</sup>	-1,7/37,0	-23,8/-0,5	-1,5/0,9	0,7/34,4	In
Baie de Galveston (USA) <sup>24</sup>	-1,0/9,0	-43,0/29	0,0/45,0	-9/155	In
Mer Baltique <sup>25</sup>	-2,8/3,5	---	---	-3,9/45,2	In
Mer de Wadden <sup>26</sup>	-0,8/4,4	---	---	---	In
Baie de Bowling Green Bay (Australie) <sup>27</sup>	-1,0/1,2	-0,3/6,2	-0,1/1,4	-6,6/31,6	In
Golfe de Finland (Finlande) <sup>28</sup>	1,9/28,5	-6,8/12,5	0,1/2,5	9,4/34,7	In
Golfe de Papua (Nouvelle Guinée) <sup>29</sup>	-2,6/7,0	7,7/27,1	---	28,6/137,5	In
Océan Atlantique Nord Est (Goban Spur) <sup>30</sup>	0,3/0,5	0,7/10,2	---	-0,8/5,0	In

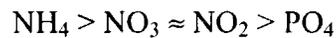
Source : (1) Schenau and De Lange, 2001 ; (2) Vidal and Morgui, 1995 ; (3) Conley and Johnstone, 1995 ; (4) Charpy-Roubaud *et al.*, 1996 ; (5) Warnken *et al.*, 2000 ; (6) Bolalek and Graca, 1996 ; (7) Black *et al.*, 2001 ; (8) Chapelle *et al.*, 1994 ; (9) Reay *et al.*, 1995 ; (10) Ingall and Jahnke, 1997 ; (11) Van Duyl *et al.*, 1993 ; (12) Boucher and Clavier, 1990 ; (13) Bartoli *et al.*, 1996 ; (14) Friedl *et al.*, 1998 ; (15) Warnken *et al.*, 2000 ; (16) Hammond *et al.*, 1999 ; (17) Clavero *et al.*, 1990 ; (18) Baudinet *et al.*, 1990 ; (19) Zabel *et al.*, 1998 ; (20) Hammond *et al.*, 1996 ; (21) Berelson *et al.*, 1996 ; (22) Miller-Way *et al.*, (1994) ; (23) Koop *et al.*, 1990 ; (24) Sundbaeck *et al.*, 1991 ; (25) Zimmerman and Benner, 1994 ; (26) Van-Raaphorst and Kloosterhuis, 1994 ; (27) Ullman and Sandstrom, 1987 ; (28) Conley *et al.*, 1997 ; (29) Alongi, 1995 ; (30) Lohse *et al.*, 1998

Les flux de phosphate à l'interface eau-sédiment sont compris entre  $-22,1$  et  $179,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Les flux d'azote varient de  $-59,0$  à  $29,0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  pour les nitrates, de  $-2,1$  à  $45,0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  pour les nitrites et de  $-212$  à  $850 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  pour l'ammonium. Le tableau indique qu'il existe une importante disparité entre les flux pour un même élément. Elle peut en partie s'expliquer par une différence :

- des méthodes de détermination des flux (calcul théorique, chambre benthique et incubation au laboratoire),
- des systèmes étudiés (côtiers ou océaniques),
- des conditions environnementales (nature du sédiment, saison, température...).

A titre d'exemple, les flux d'ammonium ont été déterminés dans la baie de Galveston par les trois méthodes classiques. Les résultats indiquent des gammes de flux qui varient entre  $-25,4 / -2,9$ ,  $-212,5/18,3$  et  $-9/155$  pour une détermination respective par calcul, chambre benthique et incubation en laboratoire (Warnken *et al.*, 2000 et Sundbäck *et al.*, 1991).

Malgré la disparité observée, quelques tendances se dégagent. Premièrement sur l'ensemble des sels nutritifs, l'intensité des flux respecte la séquence suivante :



En outre, les flux d'ammonium et de phosphate sont essentiellement dirigés du sédiment vers la colonne d'eau. Si toutefois, ils sont de sens opposé, leur intensité est généralement faible. A contrario, si les flux de nitrate et de nitrite ne sont pas spécifiquement dirigés dans un sens ou dans l'autre, lorsqu'il y a assimilation par le sédiment (flux négatifs), les flux sont souvent élevés.

Outre la connaissance des phénomènes et des paramètres chimiques, deux paramètres physiques restent indispensables à la modélisation des réactions diagénétiques dans le sédiment : la vitesse de sédimentation des particules ( $\omega$ ) dans le compartiment benthique et le coefficient de biodiffusion ( $D_b$ ).  $\omega$  représente la vitesse d'enfouissement des particules si l'interface eau-sédiment est prise comme origine. En l'absence de tassement lié à l'augmentation du poids de la colonne sédimentaire sus-jacente (compaction),  $\omega$  est simplement égal à la vitesse de déposition des particules au niveau du sédiment. Les particules déposées sont aussi souvent mélangées sous l'effet de l'activité de la faune benthique (déplacements, broutage, terriers). Ce phénomène est appelé bioturbation. La modélisation de la bioturbation est complexe et l'une des approches les plus simples est de la considérer comme un phénomène diffusif (Gonzalez et références incluses, 1992).  $D_b$  permet d'en représenter l'intensité. La détermination de l'activité des radionucléides issus de la décomposition de l'uranium est aujourd'hui largement utilisée pour l'étude du transport des

particules en milieu marin (Baskaran et Nadui, 1995 ; Santschi *et al.*, 2001 ; Smoak et al, 1999 ; Fuller *et al.* 1999). De nombreux auteurs évaluent les paramètres ( $\omega$  et  $D_b$ ) grâce à l'utilisation de traceurs tels que le plomb 210, le carbone 14, le thorium 234 ou encore le césium 137. Le tableau 3 présente des données récemment obtenues dans différents systèmes marins.

**Tableau 3 :** Vitesse de sédimentation (en  $\text{cm j}^{-1}$ ) et coefficient de biodiffusion ( $\text{cm}^2 \text{j}^{-1}$ ) en milieu côtier et hauturier

LIEU	$\omega$ ( $10^{-6} \text{ cm j}^{-1}$ )	$D_b$ ( $10^{-4} \text{ cm}^2 \text{ j}^{-1}$ )	Calcul
Mer du Nord <sup>1</sup>	2,7-2700	55-110	<sup>210</sup> Pb
Mer du Nord (Sud et centre) <sup>2</sup>	---	29-54100	modélisation
Mer Adriatique (Nord) <sup>3</sup>	---	0-70	<sup>210</sup> Pb
Mer d'Arabie <sup>4</sup>	7,67-15,3	36-55	Datation des foraminifères <sup>2</sup>
Mer d'Arabie <sup>5+6</sup>	3,3-9,3	0,8-3,3	<sup>14</sup> C et <sup>210</sup> Pb
Mer d'Arabie <sup>5+6</sup>	3,3-9,3	14-44	<sup>14</sup> C et <sup>234</sup> Th
Mer Méditerranée <sup>7</sup>	---	864	Coloration de particule
Marge continentale australienne (Est) <sup>8</sup>	2,74	27-68	<sup>210</sup> Pb
Marge continentale canadienne (Est) <sup>9</sup>	95,9	3-27	<sup>210</sup> Pb
Marge continentale chinoise <sup>10</sup>	247-1420	---	<sup>210</sup> Pb
Marge continentale espagnole (NW) <sup>11</sup>	1,59	400-1600	<sup>210</sup> Pb et <sup>137</sup> Cs
Marge continentale californienne <sup>12</sup>	3010-4930	400-5500	<sup>210</sup> Pb, <sup>234</sup> Th et <sup>137</sup> Cs
Golfe du St Laurent <sup>13</sup>	5,47	---	<sup>210</sup> Pb
Saguenay Fjord <sup>14</sup>	0,548	100-400	<sup>210</sup> Pb
Océan Atlantique (Ouest) <sup>15</sup>	15,9-260	150-10570	<sup>210</sup> Pb
Océan Atlantique Nord Est (Goban Spur) <sup>16</sup>	6,90	4,9	<sup>210</sup> Pb
Océan Arctique <sup>17</sup>	0,3-3,0	---	<sup>210</sup> Pb
Océan Atlantique (Nord-Est) <sup>18</sup>	5,8-17,8	---	<sup>210</sup> Pb et <sup>14</sup> C
Océan Pacifique Equatorial <sup>19</sup>	---	3-300	<sup>234</sup> Th
Océan Pacifique <sup>20</sup>	3,6-60,3	40-140	N/i

(N/i - non indiqué)

(1) Slomp *et al.*, 1998 ; (2) Boon et Duineveld, 1998 ; (3) Hammond *et al.*, 1999 ; (4) Schenau *et al.*, 2000 ; (5) Luff *et al.*, 2000 ; (6) Turnewistch *et al.*, 2000 ; (7) Gerino, 1990 ; (8) Heggie *et al.*, 1990 ; (9) Mulsow *et al.*, 1998 ; (10) Chung et Chang, 1995 ; (11) Sanchez-Cabeza *et al.*, 1999 ; (12) Santschi *et al.*, 2001 ; (13) Sundby *et al.*, 1992 ; (14) Louchouart *et al.*, 1997 ; (15) Owens *et al.*, 2001 ; (16) Slomp *et al.*, 1996 ; (17) Clough *et al.*, 1997 ; (18) Thomsom *et al.*, 2000 ; (19) Pope *et al.*, 1996 ; (20) Soetaert *et al.*, 1996.

Les vitesses de sédimentation sont comprises entre  $0,3 \cdot 10^{-6}$  et  $0,5 \cdot 10^{-1} \text{ cm j}^{-1}$ . Les coefficients de bioturbation varient de 0 à  $5,4 \text{ cm}^2 \text{ j}^{-1}$ . Comme pour les autres paramètres cités précédemment, les valeurs répertoriées dans le tableau 3 présentent de grandes différences liées à la nature propres des systèmes. Les systèmes océaniques sont généralement caractérisés par des vitesses de sédimentation plus faible que celle observées en milieu côtier. Clough *et al.*

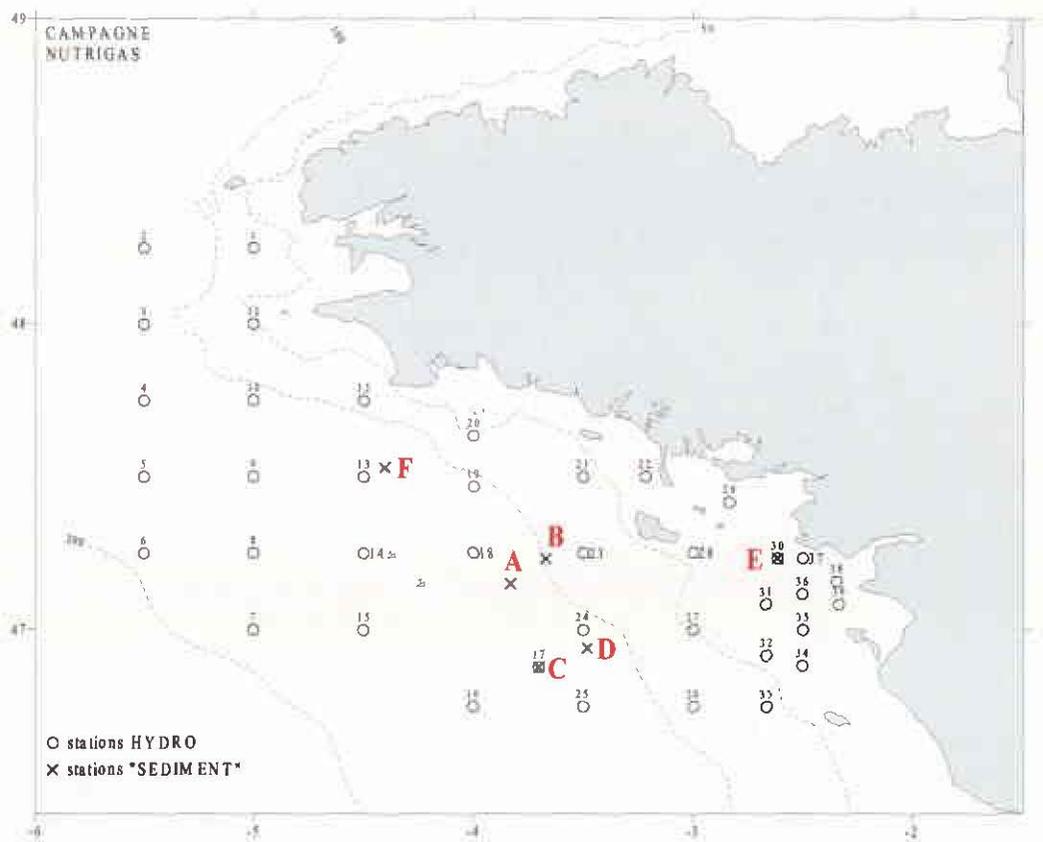
(1997) ont par exemple récemment déterminé des vitesses de sédimentation comprises entre 0,3 et 3,0  $10^{-6}$  cm  $j^{-1}$  en océan Arctique. Santschi *et al.* (2001) ont évalué des vitesses variant de 3010  $10^{-6}$  à 4930  $10^{-6}$  cm  $j^{-1}$  sur le plateau continental californien. Cette observation s'applique également au coefficient de biodiffusion. Une relation significative entre ces deux paramètres a été mise en évidence par Boudreau (1994). Elle indique que  $D_b$  a tendance à croître en fonction de la vitesse de sédimentation des particules ( $\omega$ ) :

$$D_b = 15,7\omega^{0,6} \quad (r=0,47)$$

## 2 Stations, traitement et stockage des échantillons – Nutrigas

### 2.1 Stations

La campagne océanographique « Nutrigas » a été menée du 27 février au 4 mars 2001 dans le golfe de Gascogne. Lors de cette campagne, différentes stations benthiques ont été étudiées à l'aide carottage. La figure 1 présente les positions respectives des stations de prélèvements. Elles sont au nombre de six (A, B, C, D, E et F), dont quatre situées sur la Grande Vasière (A, B, C et D).



**Figure 1 :** Positionnement des stations de prélèvements A, B, C, D, E, et F (Campagne Nutrigas Mars 2001)

## 2.2 Prélèvements

Les prélèvements des carottes de sédiments ont été réalisés à l'aide d'un carottier multitube. La figure 2 présente un schéma du carottier ainsi que son mode de fonctionnement. Le carottier supporte huit tubes cylindriques en plexiglas.

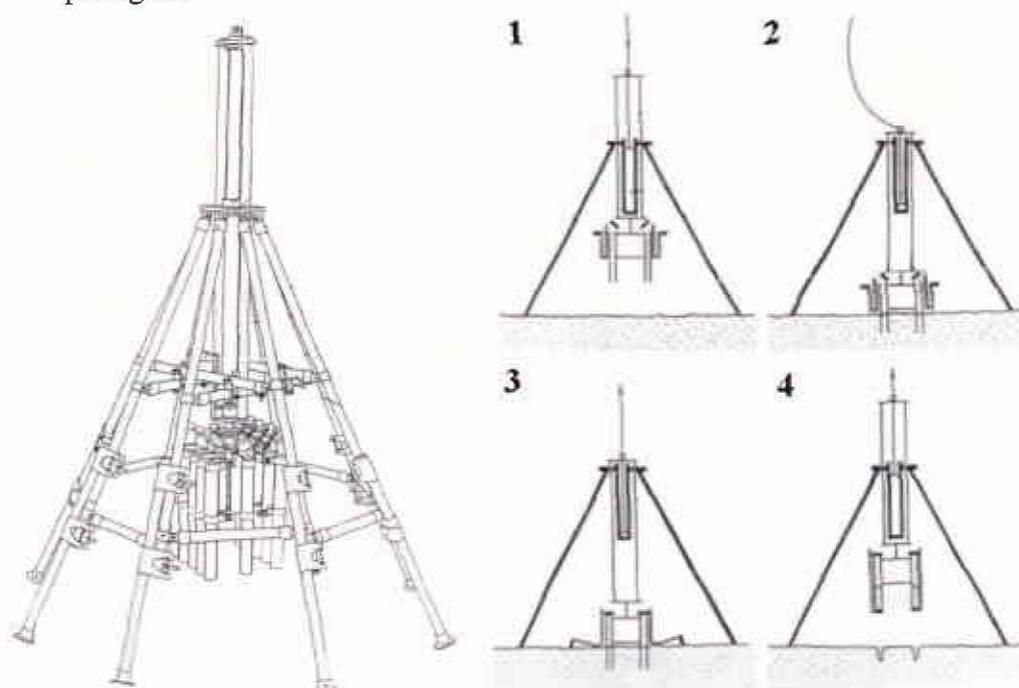


Figure 2 : Carottier multitube et principe de fonctionnement

Chaque carotte prélevée est découpée en tranches d'épaisseur variables en fonction de la profondeur : 0,5 cm dans les trois premiers centimètres de sédiment, 1 cm jusqu'à 10 cm et 2 cm jusqu'à 20 cm. Chaque tranche est ensuite divisée en différentes fractions destinées aux différentes mesures.

L'eau sus-jacente est récupérée à l'aide de seringues en plastique. Elle est filtrée à l'aide de filtres à seringue (porosité 0,20  $\mu\text{m}$ ) et congelée jusqu'à analyse. La récupération de l'eau interstitielle a été réalisée par centrifugation dans des tubes Vectaspin 20 Whatmann<sup>®</sup>. Ces tubes sont équipés d'une nacelle avec membrane de polypropylène de 0,45  $\mu\text{m}$  de porosité. Les tubes sont centrifugés à 2500  $\text{tr min}^{-1}$  pendant au moins 15 minutes séparant ainsi les particules de sédiment (restant dans la nacelle) et l'eau interstitielle. L'ensemble est immédiatement congelé jusqu'à analyse au laboratoire.

Les échantillons recueillis ont été destinés au dosage des éléments nutritifs (phosphate, nitrate, nitrite et ammonium) dans les eaux sus-jacentes et les eaux

interstitielles. Ils ont aussi été destinés au dosage des formes de phosphore dans le sédiment. Sur les échantillons ont parallèlement été mesurés le pH, le potentiel d'oxydo-reduction ( $E_h$ ) ainsi que la granulométrie. Les échantillons destinés au dosage des formes de P et à la granulométrie sont respectivement conservés à  $-18^{\circ}\text{C}$  et  $5^{\circ}\text{C}$ . Les mesures de pH et  $E_h$  sont réalisées à bord directement après le prélèvement. Enfin il faut également souligner que l'ensemble des échantillons sont recouverts d'azote gazeux afin d'éviter toute reoxydation.

### 3 Techniques de mesures et protocoles d'analyse

#### 3.1 Les éléments nutritifs

Les concentrations en éléments nutritifs (phosphate  $[\text{PO}_4^{3-}]$ , nitrate  $[\text{NO}_3^-]$ , nitrite  $[\text{NO}_2^-]$  et ammonium  $[\text{NH}_4^+]$ ) ont été déterminées en analyse automatique (Technicon Autoanalyser II) selon les méthodes décrites par Tréguer et Le Corre (1975). Les précisions sur la détermination des différents éléments sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 4 : Précision sur la détermination des éléments nutritifs

<i>ELÉMENTS</i>	<i>PRÉCISION</i>	<i>UNITÉ</i>
PHOSPHATE	$\pm 0,01$	$\mu\text{mol L}^{-1}$
NITRATE (+NITRITE)	$\pm 0,1$	$\mu\text{mol L}^{-1}$
NITRITE	$\pm 0,01$	$\mu\text{mol L}^{-1}$
AMMONIUM	$\pm 0,05$	$\mu\text{mol L}^{-1}$

#### 3.2 Protocole d'extraction séquentielle des différentes formes de P

Le phosphore inorganique sédimentaire a été fractionné en phosphate lié au fer (P-Fe), en P-Ca authigénique et détritique, en utilisant une procédure d'extraction séquentielle développée à partir de la méthode de Ruttenberg (1992). Le phosphate échangeable est déterminé par la méthode d'extrapolation à dilution infinie (EDI) selon Aminot et Andrieux (1996). Enfin, le phosphore total est déterminé par fusion au métaborate de Lithium ( $\text{LiBO}_2$ ) suivie d'une reprise en milieu chlorhydrique. Ces analyses seront réalisées par le Service d'Analyse des Roches et de Minéraux du CRPG (Centre de Recherches Pétrographiques et Géochimiques).

##### 3.2.1 Mode préparatoire pour l'extraction séquentielle des formes de P

L'extraction séquentielle nécessite la préparation de quatre solutions : une solution de bicarbonate-dithionite, une solution d'acétate de sodium, une solution de dichlorure de magnésium et une solution d'acide chlorhydrique.

- Solution de bicarbonate-dithionite 0,1M  $\Rightarrow$  P-Fe

La solution de Bicarbonate-Dithionite (D-B :  $\text{NaHCO}_3$  0,1 mol L<sup>-1</sup> et  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$  0,1 mol L<sup>-1</sup>). est préparée en dissolvant 9,24 g de bicarbonate de soude et 19,15 g de dithionite dans un litre d'eau milli-Q. La solution s'oxydant à l'air, il est impératif de la préparer au dernier moment.

- Solution d'acétate de sodium 1M à pH 4  $\Rightarrow$  P-Ca authigénique

La solution d'acétate de sodium ( $\text{CH}_3\text{COONa}$  à 1 mol L<sup>-1</sup>) est préparée en diluant dans 1 litre d'eau Milli-Q 40 g d'hydroxyde de sodium (Réactif Merck) et 57 mL d'acide acétique 100% ( $d=1,05$  ;  $M=60,05$  g mol<sup>-1</sup> ; réactif Merck). Le pH de la solution est voisin de 11. Il faut ajuster par de l'acide acétique à pH=4 ( $\approx 100$  et 200 mL).

- Solution de dichlorure de magnésium 1M à pH 8  $\Rightarrow$  Rincage (évitant la réadsorption des phosphates)

La solution de dichlorure de magnésium est préparée par dissolution de 203,30 g de chlorure de magnésium dans un litre d'eau milli-Q. Le pH de la solution est ajusté à 8 par l'addition d'une pastille de soude. Si cette addition entraîne une trop forte augmentation du pH, quelques gouttes d'acide chlorhydrique sont ajoutées à la solution pour obtenir la valeur de 8.

- Solution de d'acide chlorhydrique 1 M  $\Rightarrow$  P-Ca détritique

La solution est préparée par dilution de 40 mL d'acide chlorhydrique concentré (38%) dans un litre d'eau milli-Q.

### 3.2.2 Mode opératoire

#### *1<sup>ère</sup> extraction :*

La première extraction est réalisée par la solution de Bicarbonate-Dithionite. Dans un tube à centrifuger de 50 mL, environ 0,2 g de sédiment à analyser est pesé (sous flux d'azote). 25 mL de la solution D-B sont ajoutés. L'extraction dure 8 heures à température ambiante. Les tubes sont agités régulièrement. Ils sont ensuite centrifugés à 3000 tr min<sup>-1</sup> pendant 5 min et 24 mL du surnageant sont récupérés pour analyse. Le sédiment est rincé avec 25 mL de D-B ; le temps de rinçage est d'environ une demi-heure et 25 mL du surnageant sont récupérés après centrifugation.

*2<sup>ème</sup> extraction :*

La seconde extraction est effectuée à l'aide de la solution d'acétate de sodium. Dans un tube à centrifuger contenant le résidu de l'extraction précédente, on ajoute 25 mL de la solution d'acétate de sodium à pH=4. L'extraction dure 6 heures à température ambiante. Les échantillons sont remués régulièrement. Les tubes sont centrifugés à 3000 tr min<sup>-1</sup> pendant 5 min et le surnageant est récupéré comme précédemment pour analyse. Le sédiment est rincé avec 25 mL de la solution de MgCl<sub>2</sub>. Le temps de rinçage est d'environ deux heures.

*3<sup>ème</sup> extraction :*

La troisième extraction est réalisée grâce à la solution d'acide chlorhydrique. Dans chacun des tubes contenant le résidu de l'extraction précédente, sont ajoutés 25 mL de la solution d'HCl. L'extraction dure 16 heures à température ambiante. Le surnageant est récupéré comme précédemment. Un rinçage d'environ une heure avec la même solution est effectué.

L'ensemble des surnageants récupérés au cours des différentes extractions sont centrifugés, dilués dans de l'eau milli-Q (au 1/10 dans le cas des échantillons *Nutrigas*) et analysés en phosphate par Technicon Autoanalyser II.

## 4 Résultats préliminaires

Cette partie du rapport est consacrée à la présentation des résultats des expériences, des mesures et des calculs réalisés sur les échantillons de la campagne *Nutrigas*. Si une grande partie des analyses a pu être réalisée à ce jour, certains échantillons restent encore à traiter au laboratoire.

### 4.1 Granulométrie

Une étude granulométrique a été réalisée sur la quasi-totalité des échantillons. Seul la granulométrie de la carotte E n'a pas été déterminée. L'observation visuelle de cet échantillon indique que le sédiment est sableux. Nous avons également pu vérifier par tamisage que la fraction de particules dominantes de cet échantillon avait une taille supérieure à 250  $\mu\text{m}$  indiquant que ce sédiment est constitué de sable moyens, voire grossiers. La figure 3 présente les profils granulométriques (diamètre médian des particules) des autres carottes.

Les profils verticaux sont relativement uniformes en fonction de la profondeur. Le diamètre médian des particules varie de 16 à 143  $\mu\text{m}$  avec une moyenne de 66  $\mu\text{m}$  sur l'ensemble des échantillons. La carotte B se démarque des autres échantillons avec des particules dont les tailles sont principalement comprises entre 100 et 150  $\mu\text{m}$ .

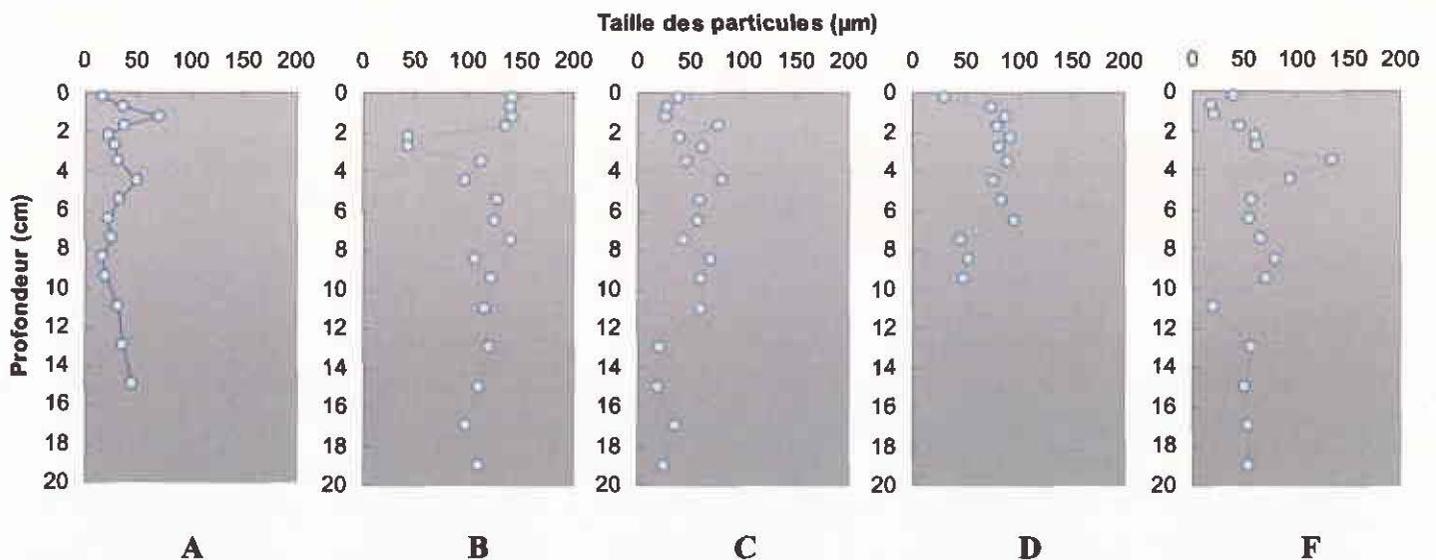


Figure 3 : Profils verticaux de la granulométrie des différentes carottes *Nutrigas*

La fraction de particules  $< 63 \mu\text{m}$  de diamètre représente pour toutes les carottes entre 40 et 70 %. D'après la classification granulométrique de Larssonneur (1971), ces sédiments sont vaseux et plus particulièrement de type « vases sableuses » puisqu'ils contiennent entre 25 et 75 % de lutites.

#### 4.2 Potentiel d'oxydo-réduction ( $E_h$ ) et pH

Le pH et le potentiel d'oxydo-réduction sont des facteurs importants dans les processus d'échange dans le sédiment et à l'interface eau-sédiment. Les équilibres entre les ions orthophosphates en solution et ses formes adsorbées, complexées ou précipitées sont fonction du pH et d' $E_h$ . La mesure de ces paramètres est donc nécessaire pour l'interprétation des distributions des différentes espèces. En général, dans des sédiments marins présentant des hydroxo-complexes ferriques, lorsque le pH augmente une libération des ions orthophosphate liés au Fe (III) est observée. A l'inverse, une diminution du pH favorise l'adsorption (Stumm, 1992). Les études sur le potentiel d'oxydo-réduction dans le même type de sédiment indiquent que dans des conditions oxydantes ( $E_h$  élevé), le rapport  $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$  augmente ; le phosphate en solution se combine au Fe (III) et se retrouve sous forme adsorbée. A l'inverse, lorsque les conditions deviennent réduites ( $E_h$  faible), le Fe (III) ferrique est réduit en Fe (II) ferreux entraînant la libération des ions orthophosphate dans l'eau interstitielle. Les profils de Eh peuvent donc fortement varier en fonction de sa charge en MO (Mesnage, 1994). Les sédiments soumis à des apports en MO réduits présentent généralement des valeurs de  $E_h$  positives dans les premiers centimètres de la colonne sédimentaire. Seul l'oxygène est utilisé comme accepteur d'électron lors de la réduction de la MO. Les sédiments soumis à des apports en MO plus importants sont généralement caractérisés par des Eh négatifs de l'ordre de -200 à -300 mV. Dans ce cas, la baisse de  $E_h$  est engendrée par l'utilisation d'autres accepteurs d'électrons que l'oxygène (nitrates, fer).

Les mesures de pH et du potentiel d'oxydo-réduction ont été effectuées sur les sédiments immédiatement après leur prélèvement. Les électrodes utilisées sont des électrodes combinées de type GK2401C (Radiometer®) pour le pH et de type MC241Au (Radiometer®) pour  $E_h$  avec une référence Ag/AgCl dans du KCl saturé. Les profils de potentiel d'oxydo-réduction sont présentés par rapport à l'électrode standard ( $\text{H}_2$ ).

La formule suivante indique le calcul à effectuer pour obtenir la correction souhaitée :

$$E_h = E_{mes} + E_{ref}$$

$E_h$ ,  $E_{mes}$  et  $E_{ref}$  représentent respectivement le potentiel d'oxydo-réduction par rapport à l'électrode d'hydrogène, le potentiel d'oxydo-réduction par rapport à l'électrode de référence (valeur lue) et le potentiel d'oxydo-réduction standard de l'électrode de référence. Ce dernier est égal à 0,222 V pour une électrode de référence Ag/AgCl dans une solution KCl saturé.

Lors des mesures, un temps d'équilibration est nécessaire. Ce temps est de quelques secondes pour la mesure du pH ; il peut atteindre plusieurs minutes pour la mesure du potentiel d'oxydo-réduction. Les profils de pH des carottes sont présentés sur la figure 4.

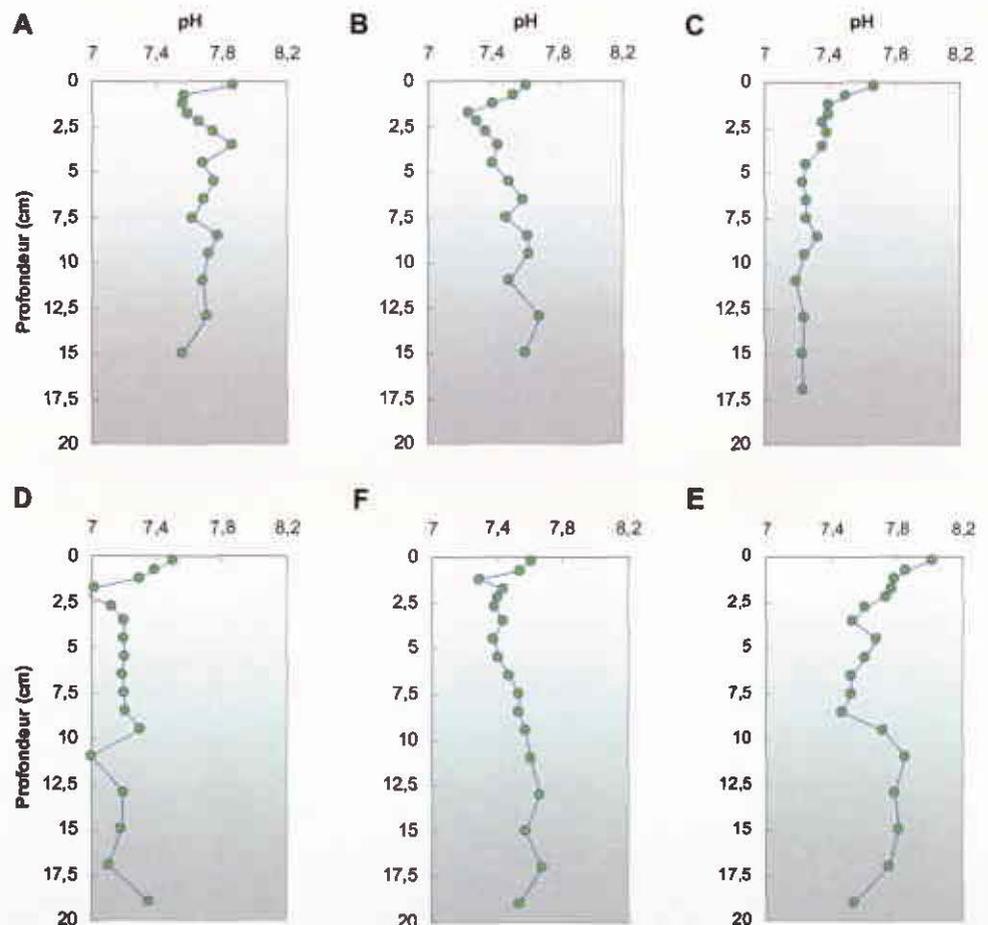


Figure 4 : Profils verticaux de pH dans les sédiments du golfe de Gascogne

Les valeurs mesurées sont comprises entre 7,6 et 7,9 pour la carotte A, entre 7,2 et 7,7 pour les carottes B, C et F, entre 7,0 et 7,5 pour la carotte D et entre 7,5 et 8,0 pour la carotte E. Excepté pour la carotte E, les profils sont tous caractérisés par une nette diminution du pH (entre 0,3 et 0,5) dans les premiers centimètres du sédiment. Plus en profondeur, les carottes A, C et D présentent des profils relativement uniformes. Pour les carottes B et F, le pH augmente sensiblement. Pour la carotte E, le pH diminue progressivement jusqu'à atteindre un minimum vers 8 cm. Ensuite, un maximum est observé vers 11 cm.

Les profils verticaux de potentiel d'oxydo-réduction des carottes A, B, C, D et F sont présentés sur la figure 5.

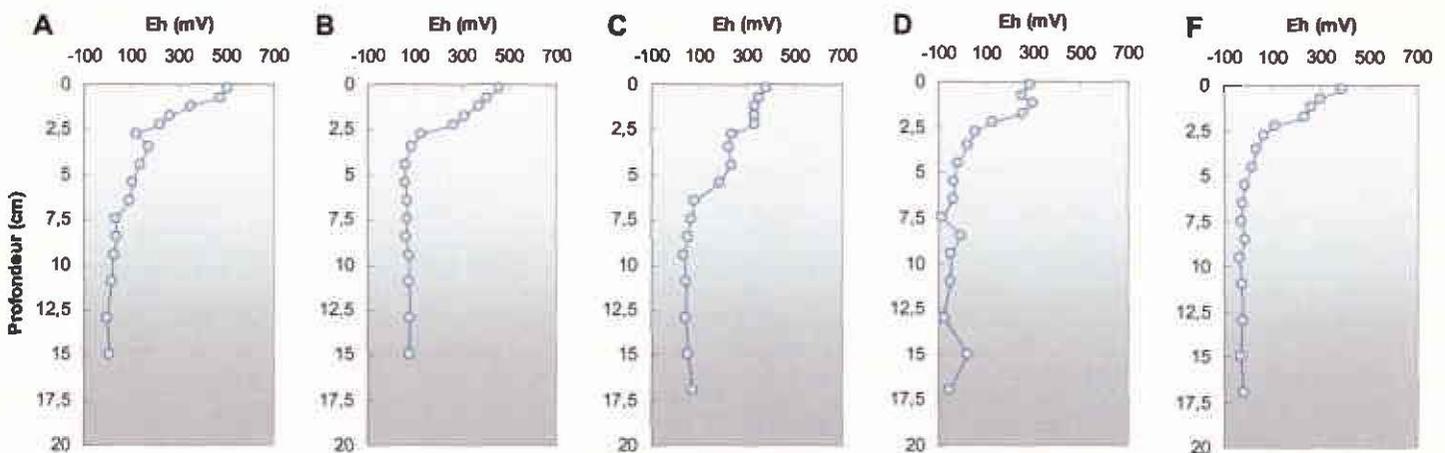


Figure 5 : Profils verticaux du potentiel d'oxydo-réduction ( $E_h$ ) dans les sédiments du golfe de Gascogne

Les résultats indiquent que  $E_h$  varie de  $-1$  à  $505$  mV pour la carotte A, de  $60$  à  $460$  mV pour la carotte B, de  $37$  à  $380$  mV pour la carotte C, de  $-80$  à  $291$  mV pour la carotte D et enfin de  $-36$  à  $390$  mV pour la carotte F. Les profils verticaux sont caractérisés par des valeurs élevées en surface suivi d'une diminution rapide dans les trois premiers centimètres. Le potentiel reste ensuite uniforme en fonction de la profondeur. Il faut noter que le profil de la carotte C présente une diminution moins marquée dans les trois premiers centimètres. Cependant à l'inverse des autres carottes, cette diminution se poursuit jusqu'à  $6$  cm. Les résultats obtenus indiquent que la zone sédimentaire étudiée n'est vraisemblablement pas soumise, à cette époque de l'année, à de forts apports en MO.

### 4.3 Cinétique

Deux types de cinétiques ont été réalisés sur du sédiment frais à bord du navire océanographique lors de la campagne. La première cinétique réalisée avait pour but de déterminer la durée d'établissement de l'équilibre d'adsorption-désorption du phosphate entre le sédiment et une solution initialement très pauvre en phosphate. Cette expérience a été réalisée sur du sédiment de surface de la carotte C et D. Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 6.

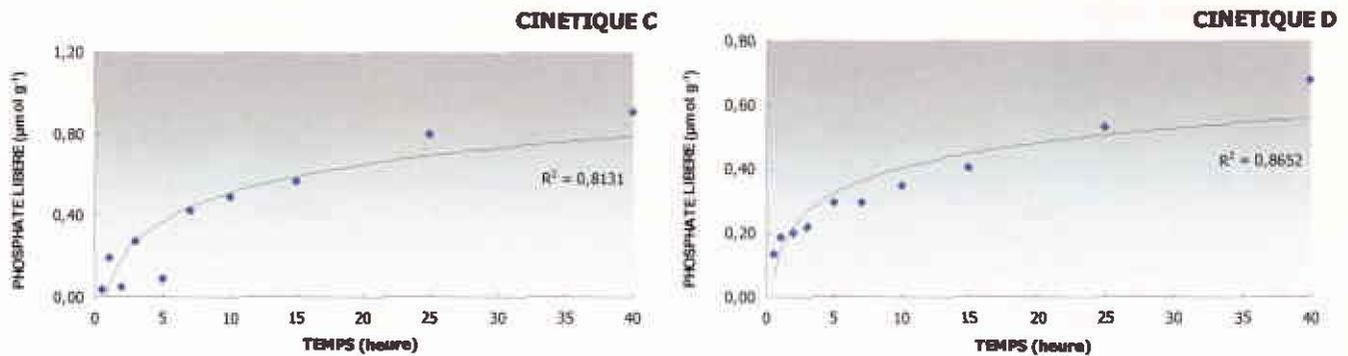


Figure 6 : Cinétique de désorption du phosphate

Pour la carotte C, l'équilibre semble atteint vers 30 heures. Par contre, pour le sédiment de la station D, même après 40 heures, l'équilibre ne semble toujours pas atteint.

Le deuxième type de cinétique a pour but de déterminer la concentration de phosphate à l'équilibre pour un sédiment donné ( $EPC_0$ ). Il s'agit alors de placer une quantité connue de sédiment dans des solutions de différentes concentrations en phosphate ; après équilibre (environ 48 h), le phosphate des solutions est analysé et comparé à la concentration initiale. La construction d'un diagramme tampon permet de déterminer la valeur de  $EPC_0$ . Cette expérience a été réalisée pour le sédiment de surface de la carotte C à deux rapports (m/V) différents. Elle a également été réalisée sur le sédiment de surface de la carotte F.

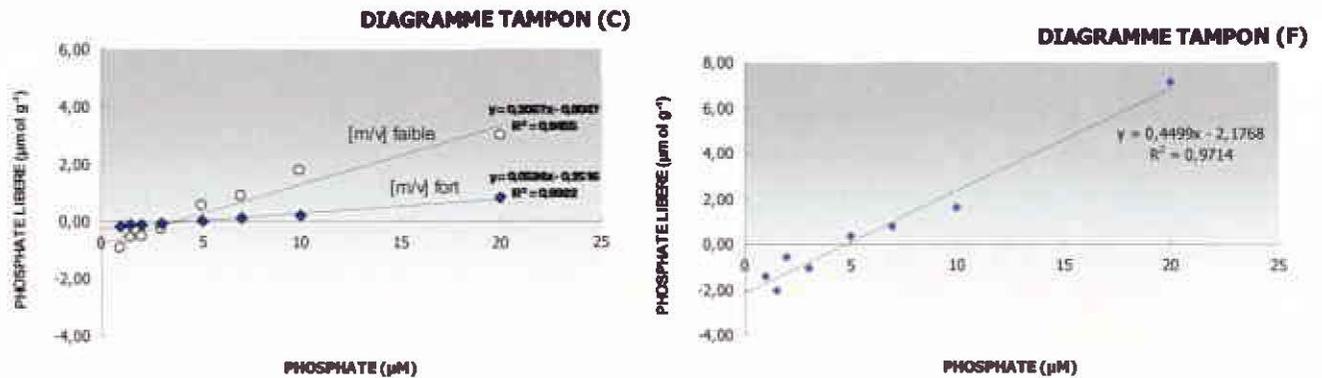


Figure 7 : Diagrammes tampons des sédiments de surface des carottes C et F

Les résultats obtenus indiquent un  $EPC_o$  qui est compris entre 3,9 et 4,8  $\mu\text{mol L}^{-1}$  pour le sédiment de surface de la carotte C et un  $EPC_o$  de 4,8  $\mu\text{mol L}^{-1}$  pour le sédiment de surface de la carotte D. Ils montrent aussi que la pente et l'ordonnée à l'origine de la droite issue du diagramme tampon dépendent de la concentration en solide (m/V) utilisée dans l'expérience.

#### 4.4 Eau interstitielle

Les profils verticaux de concentration en éléments nutritifs des eaux interstitielles des carottes sont présentés sur la figure 8. Le tableau 5 répertorie les minima, maxima, moyennes et écart-type pour chacune des carottes.

**Tableau 5** : Moyenne, minima et maxima des concentrations en sels nutritifs des différentes carottes Nutrigas

CAROTTE	VALEURS	PHOSPHATE	AMMONIUM	NITRITE	NITRATE
<b>A</b>	<i>min / max</i>	0,69/2,66	0,2/26,3	0/0,11	0,07/14,66
	<i>Moyenne (EC)</i>	1,87 (0,52)	14,5 (10,9)	0,02 (0,03)	5,04 (5,83)
<b>B</b>	<i>min / max</i>	1,22 / 3,30	3,8 / 41,0	0,02/0,76	0,04/18,26
	<i>Moyenne (EC)</i>	1,97 (0,50)	27,2 (10,3)	0,14 (0,22)	2,48 (5,52)
<b>C</b>	<i>min / max</i>	0,78/2,73	0,3/37,7	0/0,09	0,19/11,47
	<i>Moyenne (EC)</i>	2,11 (0,54)	19,4 (13,7)	0,02 (0,03)	2,72 (3,51)
<b>D</b>	<i>min / max</i>	0,68/3,27	0,1/31,8	0,04/0,2	0,02/15,84
	<i>Moyenne (EC)</i>	1,93 (0,71)	15,0 (12,5)	0,08 (0,04)	4,85 (6,02)
<b>F</b>	<i>min / max</i>	1,34/4,64	2,2/68,2	0,04/0,31	0,01/9,61
	<i>Moyenne (EC)</i>	2,30 (1,03)	45,1 (20,3)	0,11 (0,07)	1,61 (2,89)
<b>E</b>	<i>min / max</i>	0,73/2,24	0,3/53,2	0,02/0,25	0,11/26,84
	<i>Moyenne (EC)</i>	1,21 (0,49)	13,4 (20,0)	0,09 (0,07)	17,59 (9,90)

Les concentrations en phosphate varient de 0,68 à 4,64  $\mu\text{mol L}^{-1}$  sur l'ensemble des carottes. Les teneurs moyennes sont comprises entre 1,21 et 2,30  $\mu\text{mol L}^{-1}$ . Pour les carottes A, B, C, D et F, les concentrations augmentent à partir de l'interface eau-sédiment et atteignent un maximum entre 3 et 5 cm de profondeur. Les teneurs sont ensuite relativement constantes jusqu'à 20 cm. L'évolution de la concentration en phosphate dans la carotte E est différente. La teneur en phosphate est constante jusqu'à 8 cm ; elle augmente d'abord brutalement à 10 cm et ensuite très lentement jusqu'à 20 cm.

Les concentrations en ammonium varient de 0,1 à 68,2  $\mu\text{mol L}^{-1}$ . Les teneurs moyennes sont comprises entre 13,4 à 45,1  $\mu\text{mol L}^{-1}$ . Dans le cas des carottes A, B, C, D et F, les teneurs en  $\text{NH}_4$  sont très faibles dans les deux premiers centimètres de sédiment. Elles augmentent ensuite plus ou moins rapidement pour atteindre progressivement des valeurs maximales à des profondeurs comprises entre 7 et 11 cm selon la carotte. Pour la carotte E, la concentration est très faible jusqu'à 8 cm. Elle augmente ensuite brutalement jusqu'à 11 cm et atteint un maximum à 19 cm.

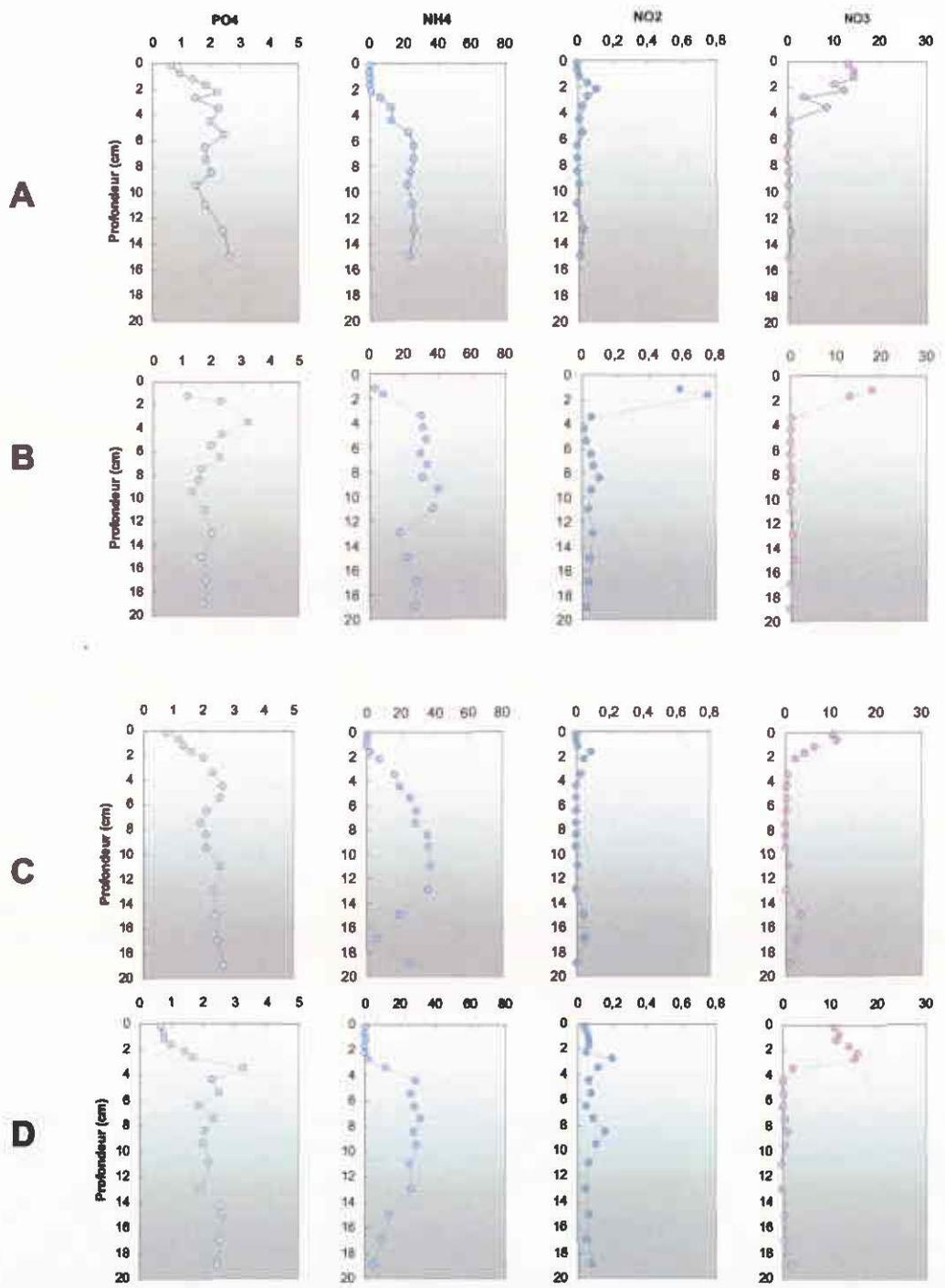


Figure 8 : Profils verticaux des teneurs en nutriments dans les eaux interstitielles (1/2)

E

F

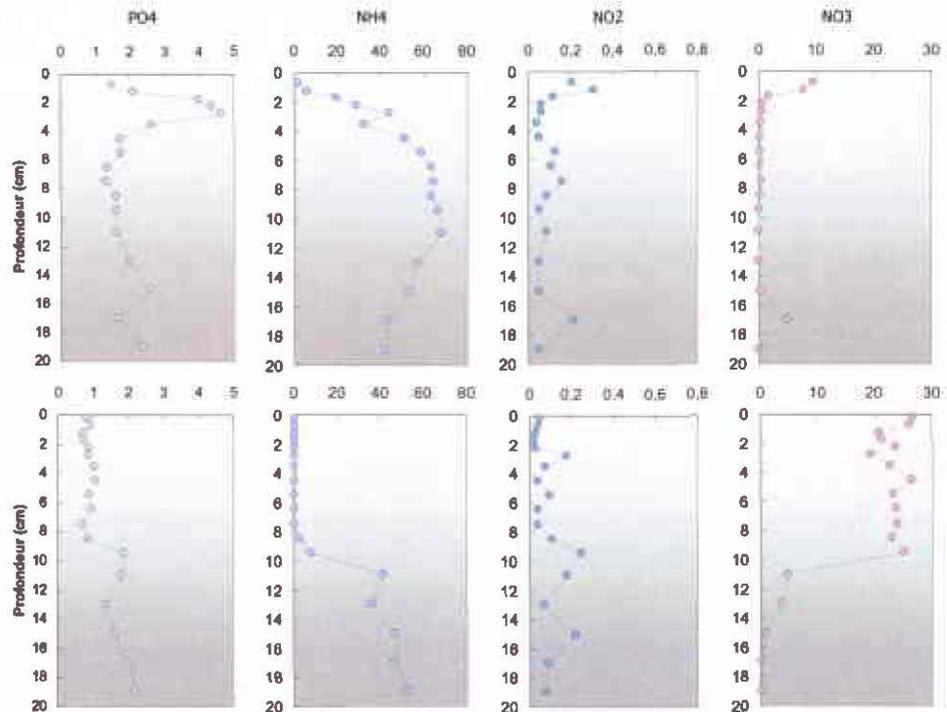


Figure 8 (suite) : Profils verticaux des teneurs en nutriments dans les eaux interstitielles (2/2)

Sur l'ensemble des carottes, les teneurs en nitrite sont comprises entre 0 et  $0,76 \mu\text{mol L}^{-1}$ . Les concentrations moyennes varient de  $0,02$  et  $0,14 \mu\text{mol L}^{-1}$ . Excepté les fortes teneurs observées dans les premiers centimètres de la carotte B, les concentrations en nitrites sont faibles et présentent peu de variations en fonction de la profondeur.

Pour le nitrate, les concentrations minimales et maximales observées sont égales à  $0,01$  et  $26,84 \mu\text{mol L}^{-1}$ . Les teneurs moyennes sont comprises entre  $1,61$  et  $17,59 \mu\text{mol L}^{-1}$ . Les concentrations sont élevées dans la couche de surface des sédiments (entre 0 et 3,5 cm pour les carottes A, B, C, D, F et entre 0 et 10 cm pour E). Dans les couches plus profondes, les teneurs sont très faibles et relativement constantes

#### 4.5 Echanges à l'Interface eau-sédiment (IES)

Dans cette étude, les flux dissous ont été déterminés par le calcul selon la première loi de Fick (Berner, 1980 ; Watson *et al.*, 1993 ). Par ailleurs, lors de la campagne Nutrigas, des chambres benthiques ont été déployées aux même

stations. Une comparaison des résultats obtenus par le calcul et par mesure in-situ pourra donc être possible ultérieurement.

Des mesures préliminaires de porosité indiquent une valeur d'environ 0,5. L'ensemble des porosités est en cours de détermination au DGO. Pour notre calcul, nous avons donc considéré que  $\phi=0,5$  et  $m=2$ . La valeur de D a été issue des travaux réalisés par Li et Gregory (1974) et corrigée en fonction de la température in-situ (11,4°C). Les valeurs des coefficients de diffusion effectifs ( $D_{eff}$ ) utilisés pour les calculs de flux sont présentées dans le tableau 6.

**Tableau 6** : Précision sur la détermination des éléments nutritifs

<i>ELÉMENTS</i>	<i>D<sub>eff</sub></i>	<i>UNITÉ</i>
PHOSPHATE	2,64 10 <sup>-6</sup>	cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>
NITRATE	6,96 10 <sup>-6</sup>	cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>
NITRITE	7,04 10 <sup>-6</sup>	cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>
AMMONIUM	7,10 10 <sup>-6</sup>	cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>

Attention, le calcul des flux devra être corrigé dès que les résultats complets de porosité ~~des que ceux-ci~~ nous seront parvenus. Pour mener à bien le calcul des flux diffusifs, les concentrations en phosphate dissous mesurées dans le premier demi-centimètre de l'eau interstitielle ont été utilisées ( $dz=0,25$  cm). Les échantillons d'eau prélevés au-dessus de l'interface des carottes de sédiments ont fourni les concentrations en phosphate de l'eau sus-jacente dans la colonne d'eau. Le gradient à l'interface entre ces concentrations a été considéré comme linéaire.

Les flux ( $F_d$ )<sub>IES</sub> sont en général positifs (du compartiment sédimentaire vers la colonne d'eau) car les eaux interstitielles sont souvent enrichies en sels nutritifs par rapport à la colonne d'eau. Cependant, lorsque les concentrations dans la colonne d'eau sont plus élevées que dans les eaux interstitielles, les flux ( $F_d$ )<sub>IES</sub> deviennent négatifs.

#### 4.5.1 Phosphate

Les flux diffusifs de phosphate sont présentés sur la figure 9. Les flux sont exprimés en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . La flèche et la valeur indiquent respectivement le sens et l'intensité du flux. Ces derniers varient de 0,03 à 0,17  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Ils sont tous dirigés du compartiment sédimentaire vers la colonne d'eau.

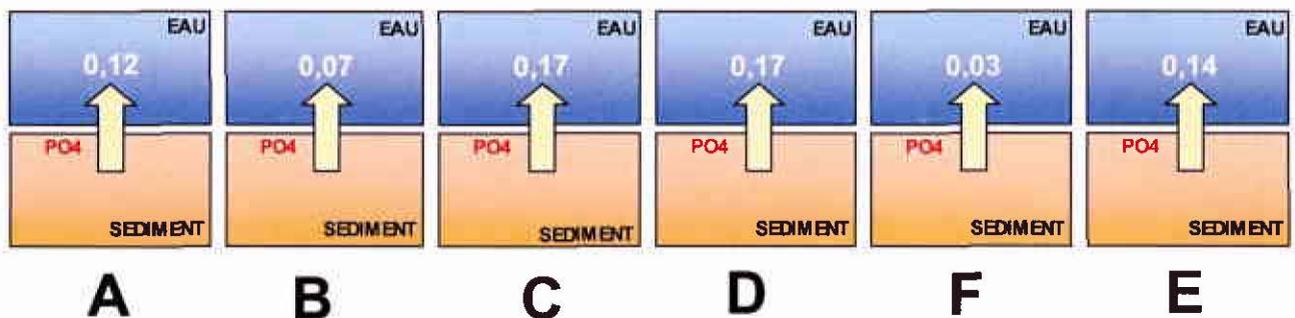


Figure 9 : Flux diffusifs de phosphate (en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )

#### 4.5.2 Ammonium

Les flux diffusifs d'ammonium sont présentés sur la figure 10. Ils varient de  $-5,4$  à  $0,2$   $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Ils sont essentiellement dirigés de la colonne d'eau vers le compartiment sédimentaire, excepté à la station B où les flux sont positifs.

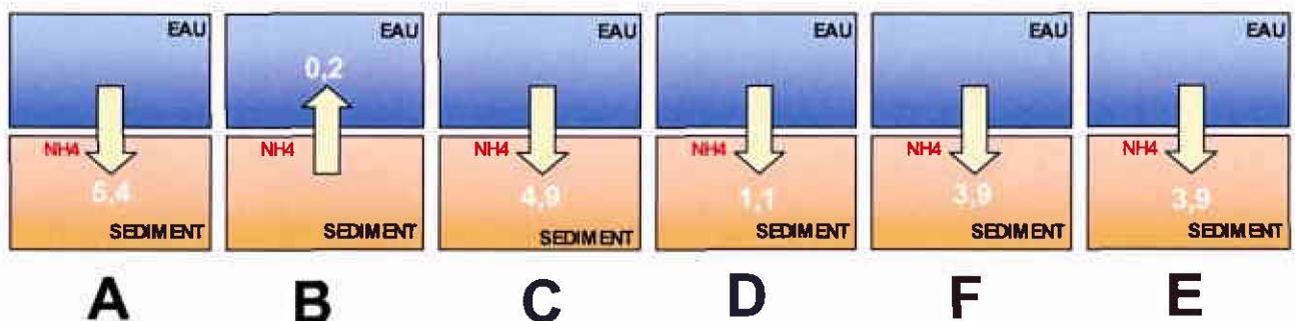


Figure 10 : Flux diffusifs d'ammonium (en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )

#### 4.5.3 Nitrite

La figure 11 présente les flux diffusifs de nitrite aux différentes stations. Ils sont compris entre  $-0,21$  et  $0,10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Comme pour l'ammonium, ils sont essentiellement dirigés vers le compartiment sédimentaire, sauf à la station B.

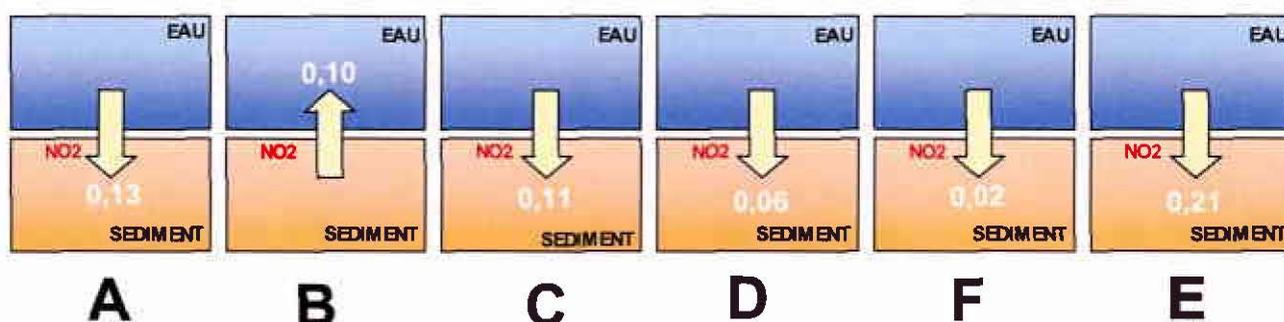


Figure 11 : Flux diffusifs de nitrite (en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )

#### 4.5.4 Nitrate

Les flux diffusifs de nitrate sont répertoriés sur la figure 12. Contrairement aux autres composés azotés, les flux sont tous positifs et donc dirigés du sédiment vers la colonne d'eau. Ils varient de  $6,6$  à  $10,0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  selon les stations.

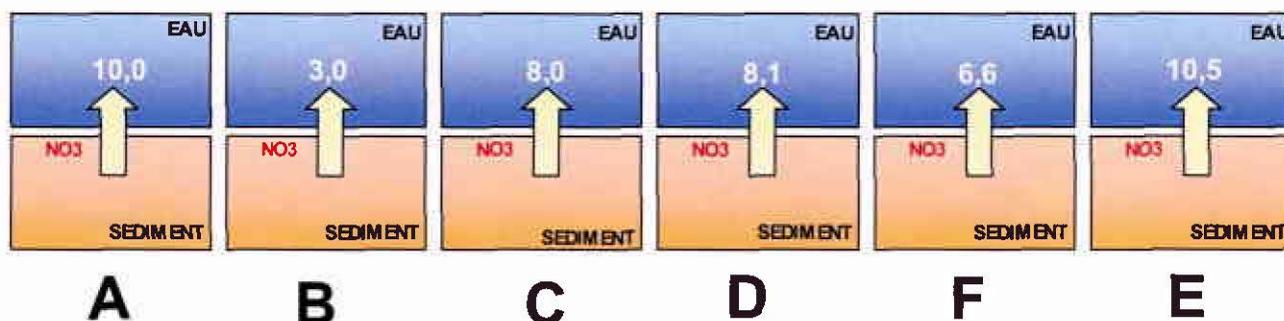


Figure 12 : Flux diffusifs de nitrate (en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )

#### 4.5.5 Azote total dissous (DIN)

La somme des composés azotés (ammonium, nitrite et nitrate) représente l'azote total dissous (DIN). Les flux de DIN sont dirigés du sédiment vers la colonne d'eau. Ils varient de 3,1 à 7,0  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ .

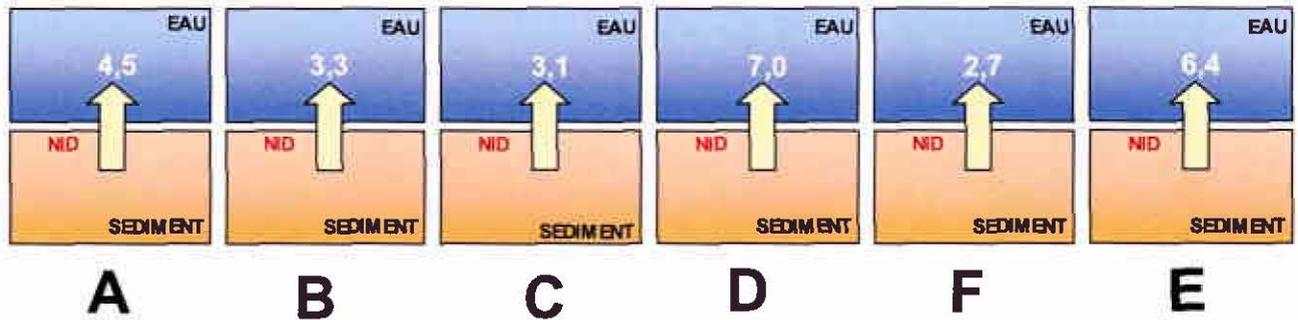


Figure 13 : Flux diffusifs d'azote total inorganique dissous (DIN) (en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )

#### 4.6 Formes de phosphore dans le sédiment

Les profils verticaux des concentrations en phosphore lié au fer (P-Fe), en phosphore apatitique authigénique (P-Aut) et en phosphore apatitique détritique (P-Det) issue des différentes carottes sont présentés sur la figure 14. Le tableau 7 répertorie les minima, maxima, moyennes et écart-type pour chacune des carottes.

Tableau 7 : Moyenne, minima et maxima des concentrations en formes de P ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ ) des différentes carottes de Nutrigas

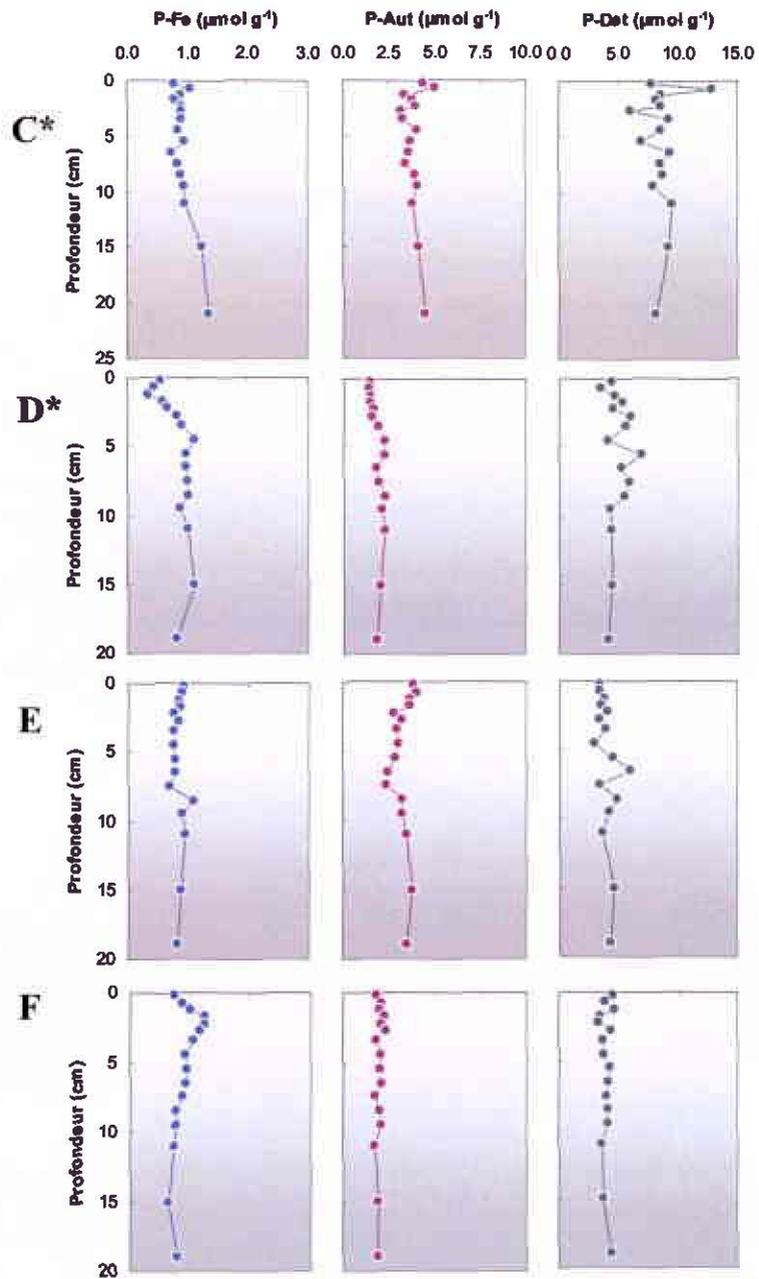
CAROTTE	VALEURS	P-Fe	P-AUT	P-Det
C	min / max	0,82/1,53	3,51/5,51	6,61/14,08
	Moyenne (EC)	1,04 (0,18)	4,30 (0,53)	9,52 (1,53)
D	min / max	0,36/1,12	1,37/2,30	3,44/7,00
	Moyenne (EC)	0,83 (0,23)	1,89 (0,31)	4,95 (0,88)
F	min / max	0,63/1,26	1,77/2,37	3,32/4,65
	Moyenne (EC)	0,92 (0,18)	2,03 (0,16)	4,02 (0,39)
E	min / max	0,68/1,09	2,41/4,03	2,94/6,01
	Moyenne (EC)	0,85 (0,09)	3,28 (0,47)	3,98 (0,72)

En premier lieu, il est important de souligner qu'une correction de masse a été réalisée pour le calcul des concentrations des carottes E et F. En effet, lors de l'extraction séquentielle, on pouvait observer une forte perte de matière en raison de la dissolution des carbonates.

Les concentrations en P-Fe varient de 0,36 à 1,53  $\mu\text{mol g}^{-1}$  sur l'ensemble des carottes. Les teneurs moyennes sont comprises entre 0,83 (carotte D) et 1,04  $\mu\text{mol g}^{-1}$  (carotte C). Les carottes présentent des teneurs similaires de l'ordre de 1  $\mu\text{mol g}^{-1}$ . Les concentrations des carottes C et D augmentent sensiblement en fonction de la profondeur. La carotte E présente une distribution uniforme en fonction de la profondeur. Le profil vertical de la carotte F est caractérisé par une rapide augmentation de la concentration en P-Fe en subsurface atteignant un maximum de 1,26  $\mu\text{mol g}^{-1}$  vers 1,75 cm.

Les concentrations en P-Aut varient de 1,37 à 5,51  $\mu\text{mol g}^{-1}$ . Les teneurs moyennes sont comprises entre 1,89 (carotte D) et 4,30  $\mu\text{mol g}^{-1}$  (carotte C). Les teneurs en P-Aut varient peu en fonction de la profondeur.

Les maxima et minima en P-Det Détritique observés aux différentes stations sont respectivement égaux à 3,44 et 14,08  $\mu\text{mol g}^{-1}$ . Les concentrations moyennes s'échelonnent sur une gamme de 3,98 (carotte E) à 9,52  $\mu\text{mol g}^{-1}$  (carotte C). Les carottes prélevées aux stations D, E et F sont caractérisées par des teneurs en P-Det similaires proches de la valeur moyenne minimale. La carotte C présente des concentrations nettement plus élevées. Pour toutes les carottes, les profils sont uniformes en fonction de la profondeur.



**Figure 14** : Profils verticaux des différentes formes de P  
 (\* Données non corrigées de la perte de masse due à la dissolution des carbonates lors de l'extraction séquentielle)

## 5 Modélisation

### 5.1 Approche adoptée

Dans un premier temps il s'agissait de reproduire grâce au logiciel « ELISE » (Ménèsquen, 1991) le modèle à une dimension (1D) développé par Slomp *et al.* (1996). Ce dernier permet de reproduire le cycle du phosphore dans le sédiment. Il décrit, à l'état d'équilibre, l'évolution des concentrations de phosphate et de trois formes de P particulaire (P organique, P lié au Fe et P authigénique) en fonction de la profondeur. Ces variables d'états sont résumées dans le tableau 8 ci dessous.

Tableau 8 : Variables d'états utilisées par Slomp *et al.* (1996)

<i>DEFINITION</i>	<i>SYMBOLE</i>	<i>UNITE</i>
PHOSPHATE	P <sub>inor</sub>	μmol L <sup>-1</sup>
P ORGANIQUE	P <sub>orga</sub>	μmol g <sup>-1</sup>
P LIÉ AU FER	P <sub>Fe</sub>	μmol g <sup>-1</sup>
P AUTHIGENIQUE	P <sub>aut</sub>	μmol g <sup>-1</sup>

Le transport des éléments dans le sédiment est décrit par l'équation générale de diffusion-advection-réaction :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \times \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial C}{\partial z} + S - P \quad (1)$$

où C est la concentration de l'élément considéré, z la profondeur, D un coefficient de diffusion (variable en fonction de la profondeur et de la nature dissoute ou particulaire de l'élément), ω la vitesse d'advection ou de sédimentation, S et P des termes sources et puits régissant la production ou la consommation de l'élément due à des processus chimiques ou biologiques.

La colonne sédimentaire est divisée en trois couches :

- une zone oxiqne (I)avec bioturbation ( $L_1 \geq z \geq 0$ ),
- une zone anoxiqne (II)avec bioturbation ( $L_2 \geq z \geq L_1$ ),
- une zone anoxiqne (III) sans bioturbation ( $L_3 \geq z \geq L_2$ ).

Quatre termes sources ou puits sont pris en compte dans le modèle. Il s'agit de :

- la libération de phosphate suite à la minéralisation du phosphore organique particulaire dans les zones (I II et III),
- l'adsorption de phosphate sur les oxydes de Fe en zone (I),
- la libération des phosphates liés au Fe due à la réduction des oxydes de Fe en zone (II et III),
- la précipitation sous forme de fluoroapatite de phosphate en zone (II et III).

L'ensemble des processus cités précédemment est décrit dans le modèle comme des réactions chimiques d'ordre 1 sous la forme générale :

$$S(ouP) = k \times (C - C_0)$$

où k représente une constante de vitesse, C la concentration de l'élément, et  $C_0$  la concentration de l'élément à l'équilibre.

L'ensemble des constantes ainsi que les valeurs d'équilibre utilisées dans le modèle sont répertoriées dans le tableau 9.

**Tableau 9** : Récapitulatif des constantes utilisées dans le modèle de Slomp *et al.* (1996)

<i>NOM</i>	<i>SYMBOLE</i>	<i>VALEUR</i>	<i>UNITE</i>
Constante de minéralisation	$K_g$	$7,4 \cdot 10^{-4}$	$j^{-1}$
Constante de d'adsorption	$K_s$	$2,6 \cdot 10^{-1}$	$j^{-1}$
Constante de libération de P-Fe	$K_m$	$5,3 \cdot 10^{-4}$	$j^{-1}$
Constante de précipitation en apatite authigéniques	$K_a$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$j^{-1}$
Concentration de Porga à l'équilibre	$G_\infty$	1,94	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration de PFe à l'équilibre	$M_\infty$	1,99	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration de Paut à l'équilibre	$C_a$	$3,7 \cdot 10^{-3}$	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration d'équilibre pour l'adsorption	$C_s$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration de l'eau surnageante	$C_o$	$9,1 \cdot 10^{-4}$	$\mu\text{mol cm}^{-3}$
Vitesse de sédimentation	$\omega$	$6,9 \cdot 10^{-6}$	$\text{cm j}^{-1}$
Coefficient de diffusion moléculaire	$D_s$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$\text{cm}^2 \text{j}^{-1}$
Coefficient de bioturbation	$D_b$	$4,9 \cdot 10^{-4}$	$\text{cm}^2 \text{j}^{-1}$
Porosité	$\phi$	0,43	$\text{cm}^3/\text{cm}^3$

Les équations utilisées pour chacune des variables et dans chacune des couches du sédiment sont :

Pour Pinor :

#### Zone I

$$\frac{\partial P_{inor}}{\partial t} = (D_b + D_s) \times \frac{\partial^2 P_{inor}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{inor}}{\partial z} + K_g \vartheta (P_{orga} - G_\infty) - K_s (P_{inor} - C_s)$$

#### Zone II

$$\frac{\partial P_{inor}}{\partial t} = (D_b + D_s) \times \frac{\partial^2 P_{inor}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{inor}}{\partial z} + K_g \vartheta (P_{orga} - G_\infty) - K_a (P_{inor} - C_a) + K_m \vartheta (P_{Fe} - M_\infty)$$

#### Zone III

$$\frac{\partial P_{inor}}{\partial t} = (D_s) \times \frac{\partial^2 P_{inor}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{inor}}{\partial z} + K_g \vartheta (P_{orga} - G_\infty) - K_a (P_{inor} - C_a) + K_m \vartheta (P_{Fe} - M_\infty)$$

Pour Porga :

**Zone I**

$$\frac{\partial P_{orga}}{\partial t} = (D_b) \times \frac{\partial^2 P_{orga}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{orga}}{\partial z} + K_g (P_{orga} - G_\infty)$$

**Zone II**

$$\frac{\partial P_{orga}}{\partial t} = (D_b) \times \frac{\partial^2 P_{orga}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{orga}}{\partial z} + K_g (P_{orga} - G_\infty)$$

**Zone III**

$$\frac{\partial P_{orga}}{\partial t} = -\omega \times \frac{\partial P_{orga}}{\partial z} + K_g (P_{orga} - G_\infty)$$

Pour Pfe :

**Zone I**

$$\frac{\partial P_{Fe}}{\partial t} = (D_b) \times \frac{\partial^2 P_{Fe}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{Fe}}{\partial z} + \frac{K_s}{\vartheta} (P_{inor} - Cs)$$

**Zone II**

$$\frac{\partial P_{Fe}}{\partial t} = (D_b) \times \frac{\partial^2 P_{Fe}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{Fe}}{\partial z} - K_m (P_{Fe} - M_\infty)$$

**Zone III**

$$\frac{\partial P_{Fe}}{\partial t} = -\omega \times \frac{\partial P_{Fe}}{\partial z} - K_m (P_{Fe} - M_\infty)$$

Pour Paut :

**Zone I**

$$\frac{\partial P_{aut}}{\partial t} = (D_b) \times \frac{\partial^2 P_{aut}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{aut}}{\partial z}$$

**Zone II**

$$\frac{\partial P_{aut}}{\partial t} = (D_b) \times \frac{\partial^2 P_{aut}}{\partial z^2} - \omega \times \frac{\partial P_{aut}}{\partial z} + \frac{K_a}{\vartheta} (P_{inor} - Ca)$$

**Zone III**

$$\frac{\partial P_{aut}}{\partial t} = -\omega \times \frac{\partial P_{aut}}{\partial z} + \frac{K_a}{\vartheta} (P_{inor} - Ca)$$

Dans le modèle de Slomp *et al.* (1996), les équations présentées précédemment sont résolues à l'équilibre de manière analytique. Différentes conditions aux limites sont alors imposées. Premièrement, comme il s'agit d'un système fermé, à  $z=0$ , la concentration en Pinor dans l'eau surnageante, ainsi que les flux d'entrée dans le sédiment sont constants :

$$C_0 = 9,1 \cdot 10^{-4} \mu\text{mol cm}^{-3}$$

$$J_{P_{orga}}_{z=0} = -\Phi \vartheta \left[ D_b \frac{\partial P_{orga}}{\partial z} - \omega P_{orga} \right]_{z=0} = 3,11 \times 10^{-4} \mu\text{mol cm}^{-2} d^{-1}$$

$$J_{P_{Fe}}_{z=0} = -\Phi \vartheta \left[ D_b \frac{\partial P_{Fe}}{\partial z} - \omega P_{Fe} \right]_{z=0} = 0,2 \times 10^{-4} \mu\text{mol cm}^{-2} d^{-1}$$

$$J_{P_{aut}}_{z=0} = -\Phi \vartheta \left[ D_b \frac{\partial P_{aut}}{\partial z} - \omega P_{aut} \right]_{z=0} = 0,18 \times 10^{-4} \mu\text{mol cm}^{-2} d^{-1}$$

Deuxièmement, il existe une continuité des concentrations entre les couches lorsque  $z$  est égal à  $L_1$  et  $L_2$ . Enfin lorsque  $z \rightarrow \infty$  :

$$\begin{aligned} P_{inor} &\rightarrow Ca \\ P_{orga} &\rightarrow G_{\infty} \\ P_{Fe} &\rightarrow M_{\infty} \end{aligned}$$

## 5.2 Modélisation des formes de P développée sous « ELISE » et avec « SAM-1DV »

### 5.2.1 Présentation du logiciel ELISE et du modèle SAM-1DV

ELISE est un Environnement Logiciel Interactif pour la Simulation d'Ecosystèmes développé à l'IFREMER (Ménèsquen, 1991). Un canevas prédéfini formé de fenêtres avec des menus déroulants permet de guider l'utilisateur dans la saisie des conditions initiales, des conditions limites ainsi que dans l'élaboration et l'écriture de la partie biochimique des équations

différentielles. La dynamique physique modélisée (advection-dispersion) reste transparente à l'utilisateur et est gérée directement par le logiciel.

SAM-1DV est un modèle unidimensionnel vertical d'advection multivariable (eau+sédiment). Il calcule l'évolution au cours du temps du profil vertical des vitesses et des concentrations d'un nombre quelconque de constituants dissous et/ou particuliers (constitutif ou non constitutif) pouvant interagir entre eux (processus physiques et biochimiques). Dans le sédiment, le modèle résout l'équation de diffusion-advection-réaction (1). La méthode de résolution est une méthode en différences semi-implicite selon des grilles décalées.

### 5.2.2 Définition des variables d'états et des processus biochimiques

Les variables d'états utilisées dans ce modèle sont présentées dans le tableau 10. Elles sont au nombre de 4 : 1 variable dissoute et 3 variables particulières. Dans le cas de SAM-1DV, les variables particulières sont des types non constitutives.

Tableau 10 : Variables d'états du modèle

<i>DEFINITION</i>	<i>SYMBOLE</i>	<i>UNITE</i>
<i>PHOSPHATE</i>	Pinor	$\mu\text{mol L}^{-1}$
<i>P ORGANIQUE</i>	Porga	$\mu\text{mol g}^{-1}$
<i>P LIE AU FER</i>	PFe	$\mu\text{mol g}^{-1}$
<i>P AUTHIGENIQUE</i>	Paut	$\mu\text{mol g}^{-1}$

La partie « chimie » du modèle intègre les différentes réactions de diagenèse précoce du phosphore. Elle comprend la minéralisation de la matière organique, l'adsorption et la libération des phosphates avec les oxydes de fer ainsi que la précipitation sous forme de minéraux authigéniques. Les cinétiques des réactions chimiques sont simulées comme étant du premier ordre. La figure 15 schématise et situe les différents types de réactions en fonction des caractéristiques du compartiment sédimentaire (oxie, anoxie et bioturbation).

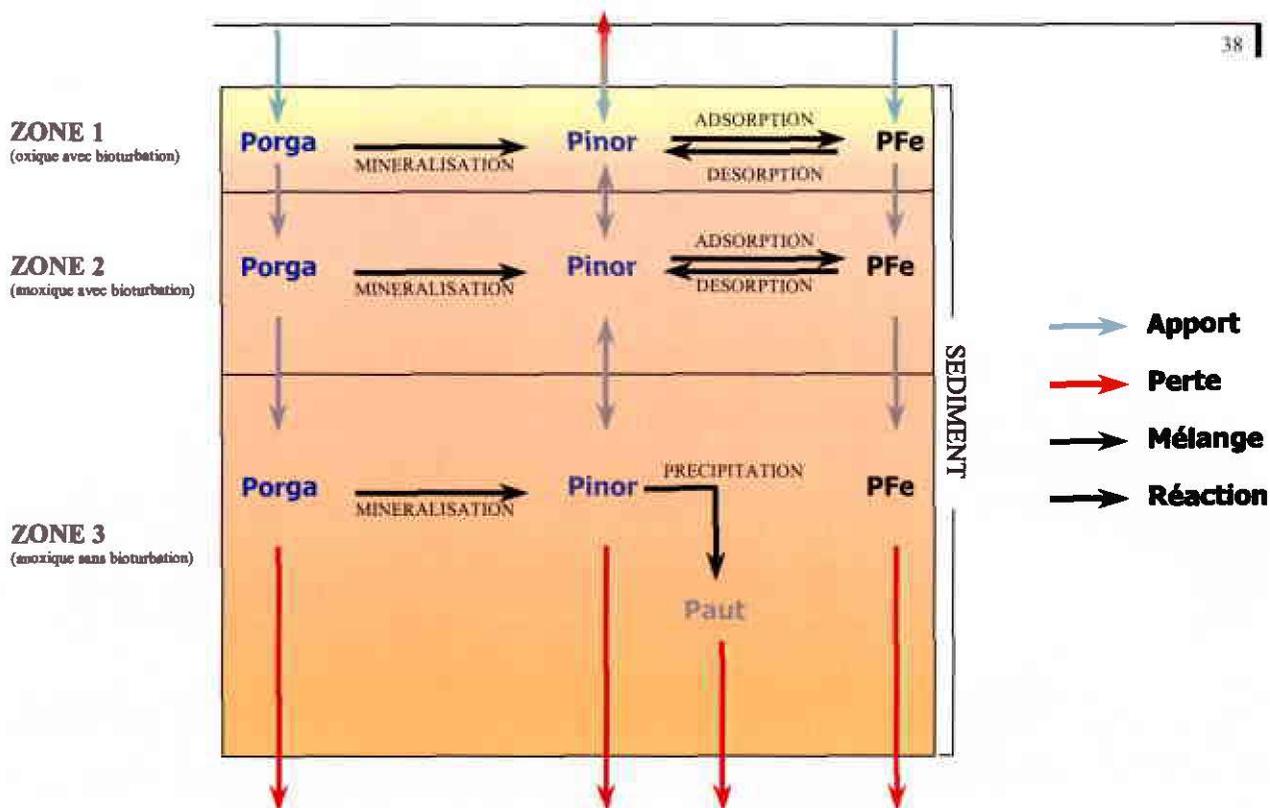


Figure 15 : Processus biochimiques des formes de P

### 5.2.3 Modèle conceptuel sous « ELISE »

Dans l'optique de développer un modèle faisant intervenir des conditions environnementales oxiques et anoxiques avec bioturbation ainsi qu'anoxique sans bioturbation, un modèle constitué de trois boîtes de sédiment a été réalisé. Les hauteurs des boîtes sont 2, 3 et 15 cm en surface au milieu et au fond respectivement. La surface au sol des boîtes est de 1 m<sup>2</sup> (cf. figure 16).

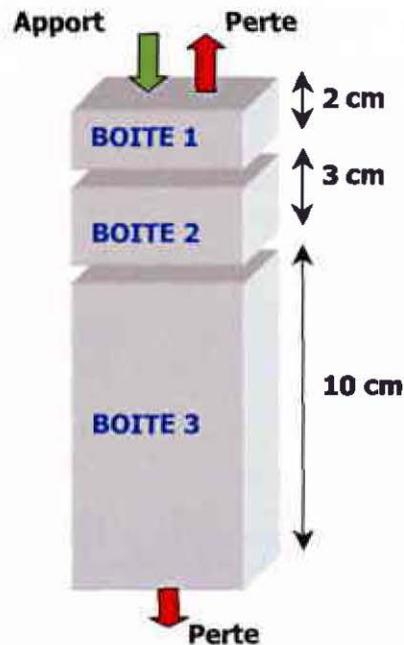


Figure 16 : Représentation schématique physique du modèle sous ELISE

Les échanges avec l'extérieur sont forcés et constants. Les échanges entre les boîtes sont de type advectif / dispersif. Les échanges de variables particulières entre les boîtes sont contrôlés par la bioturbation et les échanges de la variable dissoute par diffusion moléculaire et bioturbation.

#### 5.2.3.1 Résultats – Applications aux résultats de Slomp *et al.* (1996)

Pour chercher à atteindre l'état d'équilibre obtenu par Slomp *et al.* (1996), des conditions spécifiques ont été imposées. Les apports en boîte 1 et les pertes en boîte 3 sont forcées, constants et égaux à ceux indiqués dans le modèle de Slomp (cf. paragraphe 5.1.).

Nous avons réalisé des simulations sur une longue période (4000 jours). Les résultats sont présentés sur la figure 17 pour un pas d'intégration de 0,1 jour. Les ronds représentent les concentrations des différentes formes de P mesurées par Slomp *et al.* (1996). Le trait continu bleu indique la valeur obtenue par modélisation sous « ELISE ». Les valeurs des constantes utilisées pour cette simulation sont résumées dans le tableau 9.

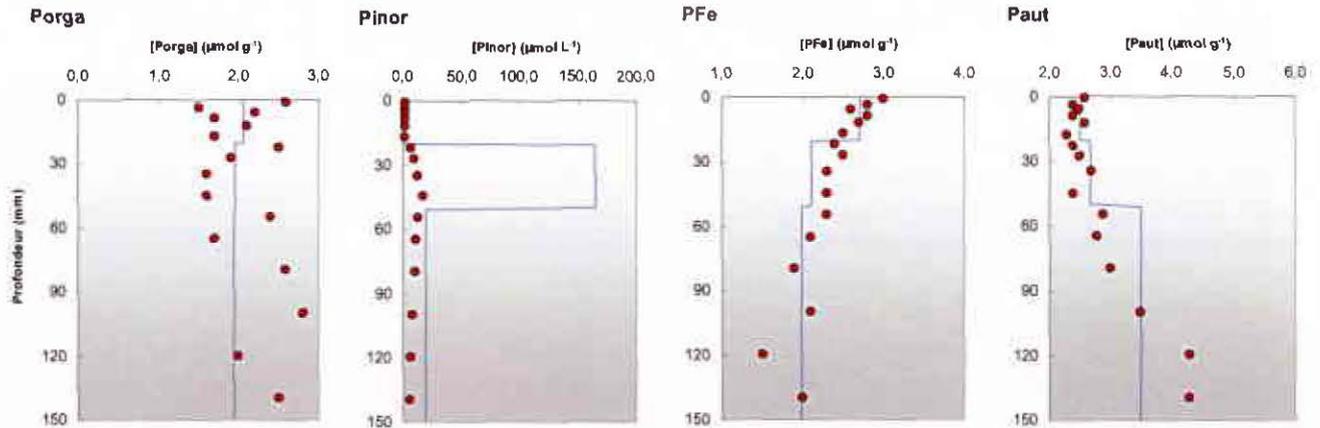


Figure 17 : Profils verticaux des formes de P mesurées (●) et simulées (—) par « ELISE »

Les profils verticaux simulés reproduisent correctement les profils mesurés, excepté pour le Pinor en boîte 2. La valeur de Pinor dans cette boîte est largement surestimée. Cette surestimation pourrait découler de problèmes de diffusion entre les boîtes. En effet, en boîte 2, Pinor est simultanément généré par minéralisation et par désorption du P lié au fer. Si la diffusion n'est pas bien reproduite, alors Pinor s'accumule.

Il est possible de minimiser cette accumulation en ajustant les constantes de désorption ( $K_m$ ) et de précipitation ( $K_a$ ). Les résultats d'une simulation avec  $K_m$  et  $K_a$  respectivement égal à  $10^{-4}$  et  $7 \cdot 10^{-3} \text{ j}^{-1}$  sont présentés sur la figure 18.

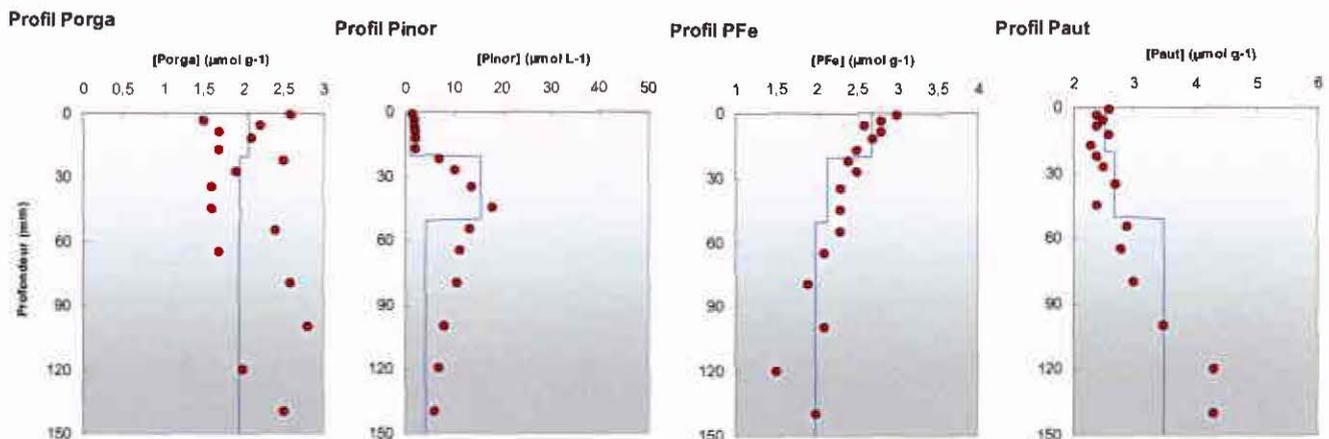


Figure 18 : Profils verticaux des formes de P mesurées (●) et simulées (—) par « ELISE » ( $K_m = 10^{-4} \text{ j}^{-1}$  ;  $K_a = 7 \cdot 10^{-3} \text{ j}^{-1}$  ; temps de simulation=4000 j ; pas d'intégration=0,1 j)

Les profils verticaux simulés décrivent correctement les profils établis par les mesures. En particulier, l'augmentation de la concentration en phosphate (Pinor) entre 3 et 6 cm est cette fois-ci bien reproduite. En outre, il semble qu'un état de pseudo-équilibre soit atteint. En effet, après 4000 jours, les variations des concentrations des variables d'état sont minimales. Un essai de simulation sur une période de 15000 jours a été réalisé. Les résultats obtenus sont similaires à ceux obtenus pour une simulation de 4000 jours. La différence n'excède pas 4% en moyenne.

*Nota* : Afin de palier à certains problèmes liés à l'advection des variables, le modèle en boîtes sous ELISE a été défini comme étant trois boîtes d'eau plutôt que trois boîtes de sédiment. En effet, dans ELISE les variables ne sont pas « advectées » dans les boîtes de sédiment. De plus, nous avons aussi défini toutes les variables d'états comme des variables particulières afin qu'elles subissent toutes la même vitesse de sédimentation.

#### 5.2.4 Modèle conceptuel avec SAM-1DV

Le modèle développé est constitué d'une part de 10 boîtes d'eau réparties de façon régulière sur une hauteur de 10 m d'eau et d'autre part de 80 boîtes réparties de façon régulière sur 16 cm de sédiment (cf. figure 19). Une condition de flux nuls est imposée au fond et en surface. Il ne peut donc y avoir ni dépôt, ni érosion au fond. Tout dépôt éventuel reste dans les couches inférieures de la colonne d'eau.

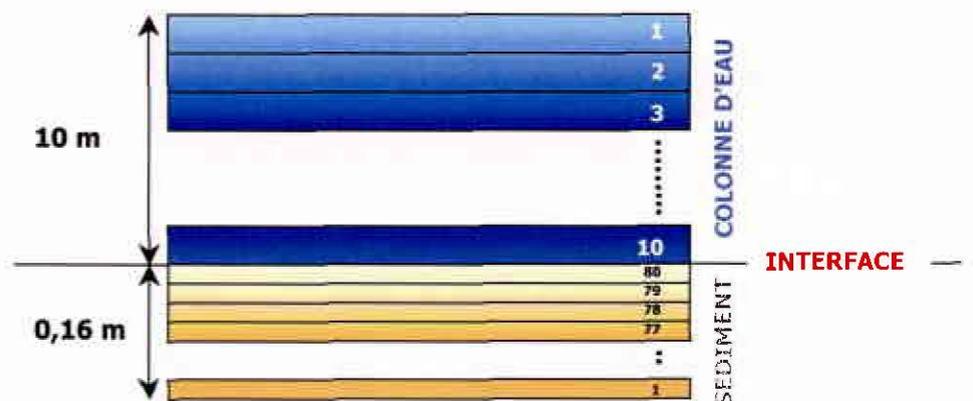


Figure 19 : Représentation schématique physique du modèle avec SAM-1DV

### 5.2.4.1 Résultats

Comme pour la modélisation dans « ELISE », différentes conditions ont été imposées afin d'obtenir un état d'équilibre identique à celui de Slomp *et al.* (1996). La concentration en phosphate dans la colonne d'eau a été fixée initialement à  $9,1 \cdot 10^{-4} \mu\text{mol cm}^{-3}$ . Les valeurs des constantes utilisées sont résumées dans le tableau 9. La durée de la simulation est de 14 jours (1209600 s). Le pas de temps est de 10 s. Les résultats de la simulation (non présentés) sont très proches de ceux obtenus sous ELISE. En particulier, la concentration en phosphate est largement surestimée. Il semble également que la durée de simulation ne soit pas assez grande pour atteindre un état d'équilibre.

Un ajustement des valeurs des constantes  $K_s$ ,  $K_g$ ,  $K_m$  et  $K_a$  permet d'obtenir des résultats satisfaisants (cf. figure 20). Si les profils simulés en P-orga et P-Fe sont relativement fidèles aux mesures, les variations de concentrations en P-inor et P-aut sont mal reproduites en dessous de 20 mm. Les concentrations simulées de ces deux variables restent constantes en fonction de la profondeur, alors que les teneurs mesurées diminuent pour le P-inor et augmente pour le P-aut.

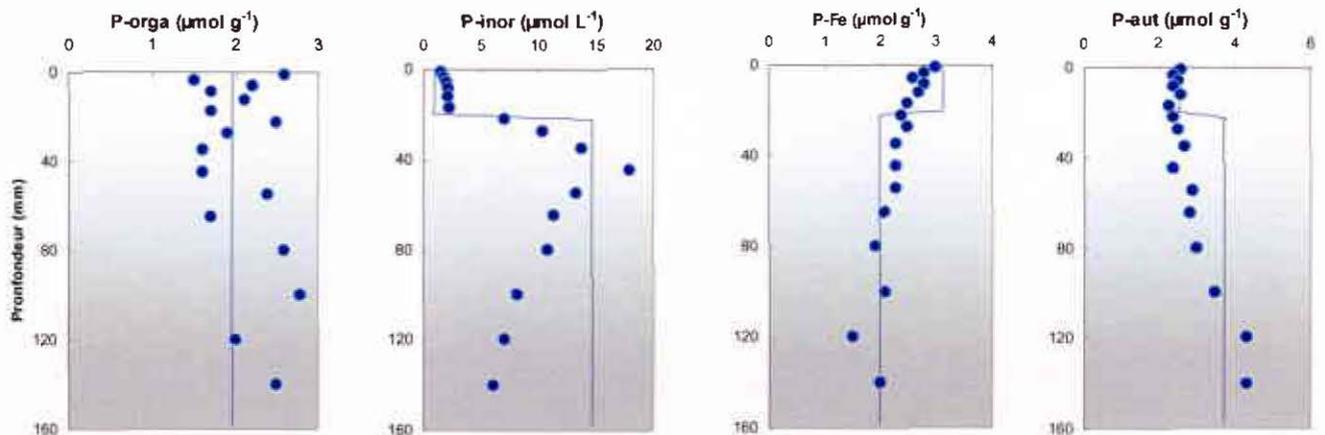
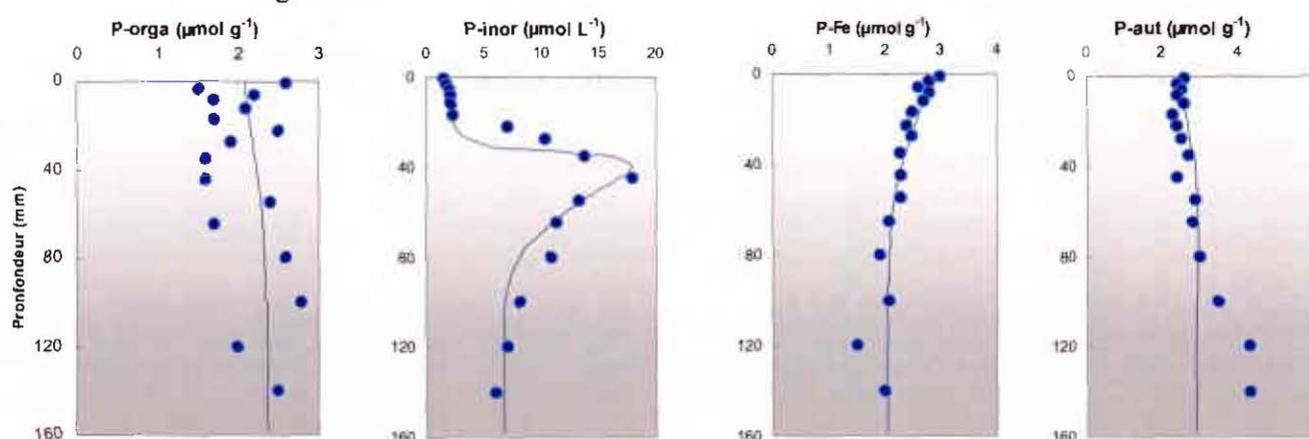


Figure 20 : : Profils verticaux des formes de P mesurées (●) et simulées (—) avec « SAM-1DV »

Il est donc apparu nécessaire d'améliorer le code de SAM-1DV afin d'obtenir une meilleure adéquation entre les concentrations mesurées et simulées. Deux principaux changements ont été effectués. Le premier a consisté à introduire le phénomène de bioturbation qui jusque là n'était pas pris en compte. Il a été réalisé sous la direction de P. Lehir. La bioturbation a été traitée dans le modèle comme un processus diffusif. Elle se traduit par un coefficient de mélange  $D_b$  appliqué aux variables particulaire et dissoute. L'utilisateur définit la hauteur dans laquelle la bioturbation est active. Le second changement a consisté à minimiser la minéralisation de la matière organique lorsque les conditions chimiques deviennent anoxiques. Dans le modèle de Slomp *et al.* (1996),

l'intensité des processus de minéralisation de la matière organique est uniforme quelque soit la profondeur. Or la dégradation de la MO est directement liée aux concentrations des substances oxydantes présentes dans le milieu (Vouvé et références incluses, 2000). Celles-ci s'appauvrissent en générale en fonction de la profondeur du sédiment. Nous avons donc arbitrairement divisé l'intensité de la minéralisation par 10 en dessous de 20 mm et par 100 en dessous de 60 mm. Les résultats obtenus avec le code ainsi modifié sont présentés sur la figure 21.



**Figure 21** : Profils verticaux des formes de P mesurées (●) et simulés (—) avec « SAM-1DV » en tenant compte de la bioturbation et d'une décroissance de l'intensité de la minéralisation en fonction de la profondeur.

Les résultats montrent que les concentrations simulées reproduisent fidèlement les profils verticaux mesurés. Le modèle reproduit de façon satisfaisante l'augmentation de la teneur en P-aut à partir de 10 cm n'est pas correctement simulée. Les valeurs des principaux paramètres utilisés lors de cette simulation sont répertoriées dans le tableau 11. Les autres valeurs sont consultables dans l'annexe B à la fin de ce rapport.

**Tableau 11** : Récapitulatif des principales données utilisées avec SAM-1DV pour la simulation des données de Slomp *et al.* (1996)

NOM	SYMBOLE	VALEUR	UNITE
Constante de minéralisation	$K_g$	$8,56 \cdot 10^{-7}$	$s^{-1}$
Constante de d'adsorption	$K_s$	$5,01 \cdot 10^{-4}$	$s^{-1}$
Constante de libération de P-Fe	$K_m$	$2,13 \cdot 10^{-6}$	$s^{-1}$
Constante de précipitation en apatite authigénique	$K_a$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$s^{-1}$
Concentration de Porga à l'équilibre	$G_o$	1,94	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration de PFe à l'équilibre	$M_o$	1,99	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration de PAut à l'équilibre	$C_a$	$3,7 \cdot 10^{-3}$	$\mu\text{mol cm}^{-3}$
Concentration d'équilibre pour l'adsorption	$C_s$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$\mu\text{mol cm}^{-3}$

#### 5.2.4.2 Application aux résultats préliminaires dans le Golfe de Gascogne

Bien que l'ensemble des résultats ne soit pas encore acquis, nous avons tenté d'appliquer le modèle SAM-1DV aux résultats préliminaires de la campagne Nutrigas. Nous avons choisi de modéliser les concentrations en phosphate (P-inor), et phosphore lié au Fer (P-Fe) et en phosphore authigénique (P-aut). La figure 22 présente les résultats obtenus.

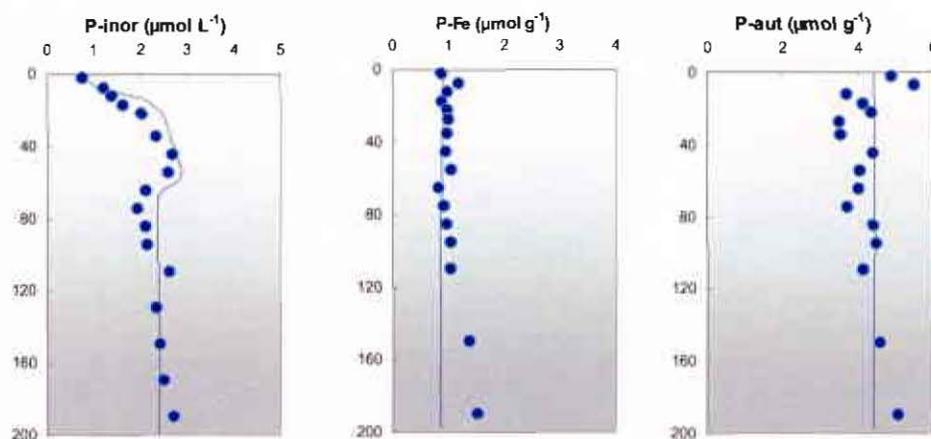


Figure 22 : Profils verticaux mesurés (●) et simulés (—) de P-inor, P-Fe et P-aut dans le golfe de Gascogne (Station C)

Les concentrations en P-inor et en P-aut sont correctement simulées sur l'ensemble de la colonne sédimentaire. Les teneurs en P-Fe sont aussi fidèlement reproduites dans les 80 premiers mm. L'augmentation en profondeur n'est pas reproduite par le modèle. Les valeurs des principales constantes utilisées pour cette simulation sont répertoriées dans le tableau 12. Les valeurs des autres paramètres sont consultables dans l'annexe B à la fin du rapport.

Tableau 12 : Récapitulatif des principales données utilisées avec SAM-1DV relatives à la simulation des données Golfe de Gascogne.

Nom	Symbole	Valeur	Unité
Constante de minéralisation	$K_g$	$8,56 \cdot 10^{-6}$	$s^{-1}$
Constante de d'adsorption	$K_s$	$8,01 \cdot 10^{-3}$	$s^{-1}$
Constante de libération de P-Fe	$K_m$	$9,13 \cdot 10^{-10}$	$s^{-1}$
Constante de précipitation en apatite authigénique	$K_a$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$s^{-1}$
Concentration de Porga à l'équilibre	$G_\infty$	2,15	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration de PFe à l'équilibre	$M_\infty$	0,75	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration de PAut à l'équilibre	$C_a$	$2,25 \cdot 10^{-3}$	$\mu\text{mol g}^{-1}$
Concentration d'équilibre pour l'adsorption	$C_s$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$\mu\text{mol g}^{-1}$

## CONCLUSION

Ce travail a porté sur l'étude des nutriments dans la colonne sédimentaire et en particulier sur les différentes formes de phosphore. Deux aspects ont été traités avec, d'une part, la mesure des différents paramètres chimiques des échantillons de la campagne « Nutrigas » et, d'autre part, le développement de modèle mathématique susceptible de reproduire la spéciation du phosphore.

Un effort important à au préalable, été consacré à la mise à jour de la bibliographie récente sur le sujet. Près de 500 références ont été récupérées et archivées. Elles ont entre autre permis d'établir plusieurs tableaux comparatifs de données sur :

- les vitesses de minéralisation de la MO,
- les flux diffusifs à l'interface eau -sédiment,
- les vitesses de sédimentation,
- les coefficients de bioturbation.

Suite à la campagne Nutrigas qui s'est déroulée du 27 février au 4 mars 2001, différentes mesures ont été entreprises au laboratoire. Les mesures de granulométrie, de pH et de potentiel d'oxydo-réduction du sédiment ont aussi été réalisées. Les résultats obtenus indiquent que les sédiments étudiés sont principalement de types « vases sableuses ». Sur l'ensemble des carottes, le pH varient de 7,0 à 8,0, tandis que le potentiel d'oxydo-réduction est compris entre -80 et 505 mV. Les nutriments ont été mesurés dans les eaux interstitielles de l'ensemble des carottes. Les résultats montrent que les teneurs varient entre 0,68 et 4,64  $\mu\text{mol L}^{-1}$  pour le phosphate, entre 0,1 et 68,2  $\mu\text{mol L}^{-1}$  pour l'ammonium, entre 0 et 0,76  $\mu\text{mol L}^{-1}$  pour le nitrite et entre 0,01 et 26,84  $\mu\text{mol L}^{-1}$  pour le nitrate. Les profils verticaux dans le sédiment sont principalement caractérisés par une augmentation de la teneur en phosphate à partir de 2 cm et une diminution simultanée de la teneur en nitrate. Les flux diffusifs à l'interface eau-sédiment ont été calculés. Ils indiquent que les flux sont compris dans une gamme de 0,03 à 0,17  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  pour le phosphate, entre -5,4 et 0,2  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , entre -0,21 et 0,10  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  pour le nitrite ainsi qu'entre 6,6 et 10,0  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$  pour le nitrate. Les chambres benthiques ayant été déployées aux stations étudiées, une comparaison des flux sera donc ultérieurement possible. La spéciation des formes de P a été déterminée dans quatre carottes sur six. Les résultats préliminaires indiquent que les teneurs sont comprises entre 0,36 et 2,68  $\mu\text{mol g}^{-1}$  pour le P-Fe, entre 1,37 et 8,43  $\mu\text{mol g}^{-1}$  pour le P-Aut et entre 3,44 et 14,08  $\mu\text{mol g}^{-1}$  pour le P-Det. Les variations de concentrations en fonction de la profondeur de sédiment sont faibles. Enfin, la porosité et la mesure de l'activité de radionucléides ( $^{210}\text{Pb}$ ) sont actuellement en cours au Département de Géologie et Océanographie (DGO) à l'Université de Bordeaux I.

Un modèle 1D a été développé sous ELISE et sous SAM-1DV afin de simuler la spéciation du phosphore dans le sédiment. Quatre variables d'états sont prises en compte : le phosphate inorganique (P-inor), le phosphore organique (P-orga), le phosphore lié au fer (P-Fe) ainsi que le phosphore apatitique authigénique (P-aut). Dans un premier temps, la modélisation a été développée sur des données issues de la littérature (Slomp *et al.*, 1996). Le modèle reproduit de façon satisfaisante les profils verticaux de concentrations en formes de P et en particulier avec SAM-1DV. En effet, le modèle développé avec SAM-1DV, à la différence du modèle dans ELISE, est constitué d'un grand nombre de couche (80 contre 3 dans ELISE) et tient compte de la bioturbation. Une application sur les profils verticaux de P-inor, P-Fe et P-aut obtenus lors de la campagne Nutrigas a été réalisée. Les résultats du modèle reproduisent fidèlement le profil vertical de P-inor, de P-aut. Seul l'augmentation de P-Fe en profondeur n'est pas simulée de façon satisfaisante.

Au terme de ce travail, il est important de souligner que la détermination des formes de P reste encore à réaliser sur deux carottes (Stations A et B). Il s'agirait également d'évaluer la fraction de phosphate échangeable par la méthode d'Extrapolation à Dilution Infinie (EDI) développée par Aminot et Andrieux (1996) et la fraction de phosphore organique par la méthode d'Aspilla *et al.* (1976). L'ensemble de ces données devrait alors contribuer à mieux définir les principales caractéristiques des formes de P dans le golfe de Gascogne en période hivernale. Le modèle développé devra être appliqué à l'ensemble des données finalement acquises. Il serait également intéressant de continuer à développer le modèle afin :

- de mieux reproduire les augmentations en P-aut et en P-Fe en profondeur,
- d'introduire des variations saisonnières en oxygène dans le sédiment pour ne plus avoir à fixer les profondeurs des zones oxiques et anoxiques,
- de l'appliquer aux autres nutriments et en particulier les composés azotés.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

**ALONGI, D.M., 1995**

Decomposition and recycling of organic matter in muds of the Gulf of Papua, northern Coral Sea. *Continental Shelf Research*. 15(11-12): 1319-1337.

**AMINOT, A. & ANDRIEUX, F., 1996**

Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. *Water Research*. 30(11): 2805-2811.

**ANDRIEUX-LOYER, F., 1997**

Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier. *Thèse*, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 329 pp.

**ASPILA, K.I., AGEMIAN, H. & CHAU, A.S.Y., 1976**

A semi automated method for the determination of inorganic, organic and the total phosphorus in sediments. *Analyst*, 101: 187-197.

**BALZER, W., 1984**

Organic matter degradation and biogenic element cycling in a nearshore sediment (Kiel Bight). *Limnology and Oceanography*, 29(6): 1231-1246.

**BARTOLI, M., CATTADORI, M., GIORDANI, G. & VIAROLI, P., 1996**

Benthic oxygen respiration, ammonium and phosphorus regeneration in surficial sediments of the Sacca di Goro (Northern Italy) and two French coastal lagoons: A comparative study. In : « *Coastal lagoon eutrophication and anaerobic processes clean: nitrogen and sulfur cycles and population dynamics in coastal lagoons* » Dordrecht, Kluwer academic publishers. pp. 143-159.

**BASKARAN, M. & NAIDU, A.S., 1995**

<sup>(210)</sup>Pb-derived chronology and the fluxes of <sup>(210)</sup>Pb and <sup>(137)</sup>Cs isotopes into continental shelf sediments, East Chukchi Sea, Alaskan Arctic. *Geochimica and Cosmochimica Acta*. 59(21): 4435-4448.

**BAUDINET, D., ALLIOT, E., BERLAND, B., GRENZ, C., PLANTE-CUNY, M. R., PLANTE, R. & SALEN-PICARD, C., 1990**

Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface. In: « *fluxes between trophic levels and through the water sediment interface* ». pp. 187-196.

**BERELSON, W.M., MCMANUS, J., COALE, K.H., JOHNSON, K.S., KILGORE, T., BURDIGE, D. & PILSKALN, C., 1996**

Biogenic matter diagenesis on the Sea floor: A comparison between two continental margin transects. *Journal of Marine Research*, 54: 731-762.

**BERNER, R.A., 1971**

Principles of chemical sedimentology. Mac Graw-Hill, New York, 240 pp.

**BERNER, R.A., 1980**

Early diagenesis: a theoretical approach, Princeton, 241 pp.

- BLACK, K.S., FONES, G.R., PEPPE, O.C., KENNEDY, H.A. & BENTALEB, I., 2001**  
An autonomous benthic lander: preliminary observations from the UK BENDO thematic programme. *Continental Shelf Research*, 21: 859-877.
- BOLALEK, J. & GRACA, B., 1996**  
Ammonia nitrogen at the water-sediment interface in Puck Bay (Baltic Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 43: 767-779.
- BOON, A.R. & DUINEVELD, G.C.A., 1998**  
Chlorophyll a as a marker for bioturbation and carbon flux in southern and central North Sea sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 162: 33-43.
- BOUCHER, G. & CLAVIER, J., 1990**  
Contribution of benthic biomass to overall metabolism in New Caledonia lagoon sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 64(3): 271-280.
- BOUDREAU, B.P., 1994**  
Is the burial velocity a master parameter for bioturbation? *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 58: 1243-1249.
- BOUDREAU, B.P., 1997**  
Diagenetic models and their implementation. Modelling transport and reactions in aquatic sediments. Springer Verlag, Berlin, 414 pp.
- CHAPELLE, A., MESNAGE, V., MAZOUNI, N., DESLOUS-PAOLI, J.M. & PICOT, B., 1994**  
Modelling phosphorus and nitrogen cycling in the sediment of a Mediterranean shellfish lagoon. *Oceanologica Acta*, 17(6): 609-620.
- CHAPELLE, A., 1995**  
A preliminary model of nutrient cycling in sediments of a Mediterranean lagoon. *Ecological Modelling*, 80(2-3): 131-147.
- CHARPY-ROUBAUD, C., CHARPY, L. & SARAZIN, G., 1996**  
Diffusional nutrient fluxes at the sediment-water interface and organic matter mineralization in an atoll lagoon (Tikchau, Tuamotu Archipelago, French Polynesia). *Marine Ecology Progress Series*, 132(1/3): 181-190.
- CHUNG, Y. & CHANG, W.C., 1995**  
Pb-210 fluxes and sedimentation rates on the lower continental slope between Taiwan and the South Okinawa Trough. *Continental Shelf Research*, 15(2-3): 149-164.
- CLAVERO, V., FERNANDEZ, J. A., NIELL, F. X., SOETAERT, K., MIDDELBURG, J. J., HERMAN, P. M. J. & BUIS, K., 1990**  
Influence of salinity on the concentration and rate of interchange of dissolved phosphate between water and sediment in Fuente Piedra lagoon (S. Spain). On the coupling of benthic and pelagic biogeochemical models. *Saline Lakes*, 197: 91-97.
- CLOUGH, L.M., AMBROSE, W.G. JR, COCHRAN, J.K., BARNES, C., RENAUD, P.E. & ALLER, R.C., 1997**  
Infaunal density, biomass and bioturbation in the sediments of the Arctic Ocean. *Deep Sea Research II*. 44(8): 1683-1704.

**COLOMBO, J.C., SILVERBERG, N. & GEARING, J.N., 1996**

Biogeochemistry of organic matter in the Laurentian Trough, 2. Bulk composition of the sediments and relative reactivity of major components during early diagenesis. *Marine Chemistry*, 51(4): 295-314.

**CONLEY, D.J. & JOHNSTONE, R.W., 1995**

Biogeochemistry of N, P and Si in Baltic Sea sediments: Response to a simulated deposition of a spring diatom bloom. *Marine Ecology Progress Series*, 122(1/3): 265-276.

**CONLEY, D.J., STOCKENBERG, A., CARMAN, R., JOHNSTONE, R. W., RAHM, L. & WULFF, F., 1997**

Sediment-water nutrient fluxes in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 45(5): 591-598.

**FRIEDL, G., DINKEL, C. & WEHRLI, B., 1998**

Benthic fluxes of nutrients in the northwestern Black Sea. *Marine Chemistry*, 62(1-2) : 77-88.

**FULLER, C.C., VAN GEEN, A., BASKARAN, M. & ANIMA, R., 1999**

Sediment chronology in San Francisco Bay, California, defined by  $^{(210)}\text{Pb}$ ,  $^{(234)}\text{Th}$ ,  $^{(137)}\text{Cs}$ , and  $^{(239,240)}\text{Pu}$ . *Marine Chemistry*, 64(1-2): 7-27.

**GENIRO, M., 1990**

The effects of bioturbation on particle redistribution in Mediterranean coastal sediment. Preliminary results. *Hydrobiologia*, 207: 251-258.

**GONZALEZ, J.-L., 1992**

Comportement du cadmium et du mercure lors de la diagenèse précoce et flux à l'interface eau-sédiment en zone littorale, Université de Bordeaux I, 247 pp.

**HAMMOND, D.E., MCMANUS, J., BERELSON, W.M., KILGORE, T.E. & POPE, R.H., 1996**

Early diagenesis of organic material in Equatorial Pacific sediments: Stoichiometry and kinetics. *Deep Sea Research II*, 43(4-6): 1365-1412.

**HAMMOND, D.E., GIORDANI, P., BERELSON, W.M. & POLETTI, R., 1999**

Diagenesis of carbon and nutrients and benthic exchange in sediments of the Northern Adriatic Sea. *Marine Chemistry*, 66(1/2): 53-79.

**HARGRAVE, B.T. & PHILLIPS, G.A., 1989**

Decay times of organic carbon in sedimented detritus in a macrotidal estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 56(3): 271-279.

**HEGGIE, D.T., SKYRING, G.W., O'BRIEN, G.W., REIMERS, C., HERCZEG, A., MORIARTY, D.J.W., BURNETT, W.C. & MILNES, A.R., 1990**

Organic carbon cycling and modern phosphorite formation on the East Australian continental margin: an overview. *Geological Society Special Publication*, 52: 87-117.

- INGALL, E. & JAHNKE, R., 1997**  
Influence of water-column anoxia on the elemental fractionation of carbon and phosphorus during sediment diagenesis. *Marine Geology*, 139(1-4): 219-229.
- KOOP, K., BOYNTON, W.R., WULFF, F. & CARMAN, R., 1990**  
Sediment-water oxygen and nutrient exchanges along a depth gradient in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 63(1): 65-77.
- KRISTENSEN, E. & BLACKBURN, T.H., 1987**  
The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems: Influence of bioturbation and anoxia. *Journal of Marine Research*, 45(1): 231-251.
- LARSONNEUR, C., 1971**  
Manche centrale et Baie de Seine: géologie du substratum et des dépôts meubles. *Thèse*, Université de Caen.
- LERMAN, A., 1979**  
Geochemical processes: water and sediment environments. John Wiley and Sons, New York, 481 pp.
- LI, Y.-H. & GREGORY, S., 1974**  
Diffusion of ions in sea water and deep-sea sediments. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 38: 703-714.
- LOHSE, L., HELDER, W., EPPING, E.H.G. & BALZER, W., 1998**  
Recycling of organic matter along a shelf-slope transect across the N.W. European Continental Margin (Goban Spur). *Progress in Oceanography*, 42(1/4): 77-110.
- LOUCHOUARN, P., LUCOTTE, M., CANUEL, R., GAGNE, J.P. & RICHARD, L.F., 1997**  
Sources and early diagenesis of lignin and bulk organic matter in the sediments of the lower St. Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord. *Marine Chemistry*, 58(1-2): 3-26.
- LUFF, R., WALLMANN, K., GRANDEL, S. & SCHLÜTER, M., 2000**  
Numerical modeling of benthic processes in the deep Arabian Sea. *Deep Sea Research II*, 47: 3039-3072.
- MANHEIM, F.T., 1970**  
The diffusion of ions in unconsolidated sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, 10: 150-156.
- MENESGUEN, A., 1991**  
"ELISE", an interactive software for modelling complex aquatic ecosystems. In: « *Computer modelling in ocean engineering* ». Balkema, Rotterdam, pp. 87-94.
- MESNAGE, V., 1994**  
L'étude de la mobilité des formes de phosphate à l'interface eau-sédiment dans des écosystèmes lagunaires. *Thèse*, Université de Montpellier I, 253 pp.

**MILLER-WAY, T., BOLAND, G.S., ROWE, G.T. & TWILLEY, R.R., 1994**

Sediment oxygen consumption and benthic nutrient fluxes on the Louisiana continental shelf: A methodological comparison. *Estuaries*, 17(4): 809-815.

**MULSOW, S., BOUDREAU, B.P. & SMITH, J.N., 1998**

Bioturbation and porosity gradients. *Limnology and Oceanography*, 43(1): 1-9.

**OWENS, P.N., WALLING, D.E., CARTON, J., MEHARG, A.A., WRIGHT, J. & LEEKS, G.J.L., 2001**

Downstream changes in the transport and storage of sediment-associated contaminants (P, Cr and PCBs) in agricultural and industrialized drainage basins. *The Science of the Total Environment*, 266: 177-186.

**POLLEHNE, F., 1986**

Benthic nutrient regeneration processes in different sediment types of Kiel Bight. *Ophelia*, 26: 359-368.

**POPE, R.H., DEMASTER, D.J., SMITH, C.R. & SELTMANN, H., JR., 1996**

Rapid bioturbation in Equatorial Pacific sediments: Evidence from excess super(234)Th measurements. *Deep Sea Research II*, 43(4-6): 1339-1364.

**REAY, W.G., GALLAGHER, D.L. & SIMMONS, G.M., JR., 1995**

Sediment-water column oxygen and nutrient fluxes in nearshore environments of the lower Delmarva Peninsula, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 118(1-3): 215-227.

**RUTTENBERG, K.C., TURNEWITSCH, R., WITTE, U. & GRAF, G., 1992**

Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 37(7): 1460-1482.

**TURNEWITSCH, R., WITTE, U. & GRAF, G., 1992**

Bioturbation in the abyssal Arabian Sea: influence of fauna and food supply. *Limnology and Oceanography*, 37(7): 1460-1482.

**SANCHEZ-CABEZA, J.A., MASQUE, P., ANI-RAGOLTA, I., MERINO, J., FRIGNANI, M., ALVISI, F., PALANQUES, A. & PUIG, P., 1999**

Sediment accumulation rates in the southern Barcelona continental margin (NW Mediterranean Sea) derived from <sup>(210)</sup>Pb and <sup>(137)</sup>Cs chronology. *Progress in Oceanography*, 44(1/3): 313-332.

**SANTSCHI, P.H., GUO, L. D., ASBILL, S., ALLISON, M., KEPPLER, A. B. & WEN, L. S., 2001**

Accumulation rates and sources of sediments and organic carbon on the Palos Verdes shelf based on radioisotopic tracers (Cs-137, Pu-239, Pu-240, Pb-210, Th-234, U-238 and C-14). *Marine Chemistry*, 73(2): 125-152.

**SAYLES, F.L., MARTIN, W.R. & DEUSER, W.G., 1994**

Response of benthic oxygen demand to particulate organic supply in the deep sea near Bermuda. *Nature*, 371: 686-689.

- SCHENAU, S.J., SLOMP, C.P. & DE LANGE, G.J., 2000**  
Phosphogenesis and active phosphorite formation in sediments from the Arabian Sea oxygen minimum zone. *Marine Geology*, 169: 1-20.
- SCHENAU, S.J. & DE LANGE, G.J., 2001**  
Phosphorus regeneration vs. burial in sediments of the Arabian Sea. *Marine Chemistry*, 75: 201-217.
- SLOMP, C.P., EPPING, E.H.G., HELDER, W. & VAN RASSPHORST, W., 1996**  
A key role for iron-bound phosphorus in authigenic apatite formation in North Atlantic continental platform sediments. *Journal of Marine Research*, 54: 1179-1205.
- SLOMP, C.P., MALSCHAERT, J.F.P. & VAN-RAAPHORST, W., 1998**  
The role of adsorption in sediment-water exchange of phosphate in North Sea continental margin sediments. *Limnology and Oceanography* 43(5): 832-846.
- SMOAK, J.M., MOORE, W.S., THUNELL, R.C. & SHAW, T.J., 1999**  
Comparison of  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Th}$ , and  $^{210}\text{Pb}$  fluxes with fluxes of major sediment components in the Guaymas Basin, Gulf of California. *Marine Chemistry*, 65(3-4): 177-194.
- SOETAERT, K., HERMAN, P. M. J., MIDDELBURG, J. J., HEIP, C., DESTINGER, H.S., VAN WEERING, T.C.E., EPPING, E. H. G. & HELDER, W., 1996**  
Modeling  $^{210}\text{Pb}$ -derived mixing activity in ocean margin sediments: diffusive versus nonlocal mixing. *Journal of Marine Research*, 54: 1207-1227.
- STUMM, W., 1992**  
Chemistry of the solid interface. Processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems. *A Wiley Interscience Publication*, New York, 428 pp.
- SUN, M.-Y. & WAKEHAM, S.G., 1994**  
Molecular evidence for degradation and preservation of organic matter in the anoxic Black Sea basin. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 58(16): 3395-3406, 58(16): 3395-3406.
- SUN, Y. & TORGESEN, T., 2001**  
Adsorption-desorption reactions and bioturbation transport of  $^{224}\text{Ra}$  in marine sediments: a one-dimensional model with applications. *Marine Chemistry*, 74: 227-243.
- SUNDBAECK, K., ENOKSSON, V., GRANALI, W. & PETERSSON, K., 1991**  
Influence of sublittoral microphytobenthos on the oxygen and nutrient flux between sediment and water: A laboratory continuous-flow study. *Marine Ecology Progress Series*, 74(2/3): 263-279.
- SUNDBY, B., GOBEIL, C., SILVERBURG, N. & MUCCI, A., 1992**  
The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 37(6): 1129-1145.

- THOMSON, J., BROWN, L., NIXON, S., COOK, G.T. & MACKENZIE, A.B., 2000**  
Bioturbation and Holocene sediment accumulation fluxes in the north-east Atlantic Ocean (Benthic Boundary Layer experiment sites). *Deep Sea Research II*, 47(14): 2877-2911.
- TREGUER, P. & LE CORRE, P., 1975**  
Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'autoanalyseur II, Technicon). *Thèse*, Université de Bretagne Occidentale, 110 pp.
- TURNEWITSCH, R., WITTE, U. & GRAF, G., 2000**  
Bioturbation in the abyssal Arabian Sea: influence of fauna and food supply. *Deep Sea Research I*, 47(14): 2877-2911.
- ULLMAN, W.J. & ALLER, R.C., 1982**  
Diffusion coefficients in nearshore marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 27(3): 552-556.
- ULLMAN, W.J. & SANDSTROM, M.W., 1987**  
Dissolved nutrient fluxes from the nearshore sediments of Bowling Green Bay, central Great Barrier Reef Lagoon (Australia). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 24(3): 289-303.
- VAN DUYL, F.C., VAN RAAPHORST, W. & KOP, A.J., 1993**  
Benthic bacterial production and nutrient sediment-water exchange in sandy North Sea sediments. *Marine Ecology Progress Series*. 100(1-2): 85-95.
- VAN RAAPHORST, W. & KLOOSTERHUIS, H.T., 1994**  
Phosphate sorption in superficial intertidal sediments. *Marine Chemistry*, 48(1): 1-16.
- VAN RAAPHORST, W., KLOOSTERHUIS, H. T., BERGHUIS, E. M., GIELES, A. J. M., MALSCHAERT, J. F. P. & VAN NOORT, G. J., 1992**  
Nitrogen cycling in two types of sediments of the southern North Sea (Frisian Eront, Broad Fourteens): Field data and mesocosm results. *Netherlands Journal of Sea Research*, 28(4): 293-316.
- VIDAL, M. & MORGUI, J.A., 1995**  
Short-term pore water ammonium variability coupled to benthic boundary layer dynamics in Alfacs Bay, Spain (Ebro Delta, NW Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 118(1/3): 229-236.
- VOUVÉ, F., GUIRAUD, G., MAROL, C., GIRARD, M., RICHARD, P. & LAIMA, M.J.C., 2000**  
NH<sub>4</sub><sup>+</sup> turnover in intertidal sediments of Marennes-Oléron Bay (France): effect of sediment temperature. *Oceanologica Acta*, 23(5): 575-584.
- WARNKEN, K.W., GILL, G.A., SANTSCHI, P.H. & GRIFFIN, L.L., 2000**  
Benthic exchange of nutrients in Galveston Bay, Texas. *Water Research*, 34(15): 3778-3785.

**WATSON, P.G., FRICKERS, P.E. & HOWLAND, R.J.M., 1993**

Benthic fluxes of nutrients and some trace metals in the Tamar estuary, SW England. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27(2-4): 135-146.

**ZABEL, M., DAHMKE, A. & SCHULZ, H.D., 1998**

Regional distribution of diffusive phosphate and silicate fluxes through the sediment-water interface: the eastern South Atlantic. *Deep Sea Research I*, 45(2/3): 277-300.

**ZIMMERMAN, A.R. & BENNER, R., 1994**

Denitrification, nutrient regeneration and carbon mineralization in sediments of Galveston Bay, Texas, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 114(3): 275-288.

---

## **ANNEXES**

---

<b>Annexe A- RESULTATS D'ANALYSE</b>	<b>56</b>
<b>Annexe B- CODE ET FICHIERS DE DONNEES RELATIFS AUX MODELES</b>	<b>65</b>
<b>Annexe C- CAROTTIER BOWERS &amp; CONELLY</b>	<b>78</b>

## ANNEXE A-RESULTATS D'ANALYSE (SELS NUTRITIFS, GRANULOMETRIE, PH, Eh, FORMES DE P)

## CAROTTE A – SELS NUTRITIFS

Résultats bruts sans correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25	0,069	0,046	0	1,331	1,331
0,75	0,099	0,02	0	1,451	1,451
1,25	0,144	0,046	0,001	1,467	1,466
1,75	0,189	0,04	0,006	1,018	1,012
2,25	0,227	0,113	0,011	1,249	1,238
2,75	0,149	0,629	0,006	0,371	0,365
3,5	0,229	1,331	0,003	0,88	0,877
4,5	0,202	1,282	0,001	0,065	0,064
5,5	0,251	2,338	0,003	0,068	0,065
6,5	0,184	2,603	0	0,023	0,023
7,5	0,187	2,63	0	0,029	0,029
8,5	0,204	2,411	0	0,029	0,029
9,5	0,155	2,226	0,001	0,016	0,015
11	0,184	2,537	0	0,007	0,007
13	0,245	2,61	0,003	0,068	0,065
15	0,266	2,372	0,001	0,023	0,022

Résultats bruts avec correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25	0,69	0,46	0	13,31	13,31
0,75	0,99	0,2	0	14,51	14,51
1,25	1,44	0,46	0,01	14,67	14,66
1,75	1,89	0,4	0,06	10,18	10,12
2,25	2,27	1,13	0,11	12,49	12,38
2,75	1,49	6,29	0,06	3,71	3,65
3,5	2,29	13,31	0,03	8,8	8,77
4,5	2,02	12,82	0,01	0,65	0,64
5,5	2,51	23,38	0,03	0,68	0,65
6,5	1,84	26,03	0	0,23	0,23
7,5	1,87	26,3	0	0,29	0,29
8,5	2,04	24,11	0	0,29	0,29
9,5	1,55	22,26	0,01	0,16	0,15
11	1,84	25,37	0	0,07	0,07
13	2,45	26,1	0,03	0,68	0,65
15	2,66	23,72	0,01	0,23	0,22

**CAROTTE B – SELS NUTRITIFS**

**Résultats bruts sans correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )**

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25					
0,75					
1,25	0,122	0,379	0,059	1,885	1,826
1,75	0,237	0,805	0,076	1,412	1,336
2,25					
2,75					
3,5	0,33	3,091	0,006	0,04	0,034
4,5	0,241	3,181	0,002	0,022	0,02
5,5	0,201	3,38	0,003	0,022	0,019
6,5	0,234	3,029	0,006	0,016	0,01
7,5	0,168	3,463	0,007	0,028	0,021
8,5	0,162	3,16	0,011	0,052	0,041
9,5	0,141	4,103	0,006	0,019	0,013
11	0,183	3,807	0,004	0,022	0,018
13	0,206	1,845	0,007	0,052	0,045
15	0,171	2,237	0,005	0,088	0,083
17	0,186	2,857	0,004	0,01	0,006
19	0,177	2,685	0,003	0,007	0,004

**Résultats bruts avec correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )**

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
1,25	1,22	3,79	0,59	18,85	18,26
1,75	2,37	8,05	0,76	14,12	13,36
3,5	3,3	30,91	0,06	0,4	0,34
4,5	2,41	31,81	0,02	0,22	0,2
5,5	2,01	33,8	0,03	0,22	0,19
6,5	2,34	30,29	0,06	0,16	0,1
7,5	1,68	34,63	0,07	0,28	0,21
8,5	1,62	31,6	0,11	0,52	0,41
9,5	1,41	41,03	0,06	0,19	0,13
11	1,83	38,07	0,04	0,22	0,18
13	2,06	18,45	0,07	0,52	0,45
15	1,71	22,37	0,05	0,88	0,83
17	1,86	28,57	0,04	0,1	0,06
19	1,77	26,85	0,03	0,07	0,04

## CAROTTE C – SELS NUTRITIFS

Résultats bruts sans correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25	0,078	0,06	0	1,054	1,054
0,75	0,124	0,04	0	1,147	1,147
1,25	0,14	0,026	0,001	0,663	0,662
1,75	0,165	0,219	0,009	0,461	0,452
2,25	0,204	0,742	0,005	0,25	0,245
2,75					
3,5	0,235	1,636	0,003	0,064	0,061
4,5	0,269	1,934	0	0,045	0,045
5,5	0,259	2,623	0	0,038	0,038
6,5	0,214	2,968	0	0,045	0,045
7,5	0,195	2,875	0	0,025	0,025
8,5	0,214	3,643	0	0,019	0,019
9,5	0,215	3,663	0	0,022	0,022
11	0,262	3,769	0,001	0,067	0,066
13	0,238	3,69	0	0,032	0,032
15	0,244	1,961	0,004	0,365	0,361
17	0,252	0,629	0,005	0,259	0,254
19	0,273	2,524	0	0,102	0,102

Résultats bruts avec correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25	0,78	0,6	0	10,54	10,54
0,75	1,24	0,4	0	11,47	11,47
1,25	1,4	0,26	0,01	6,63	6,62
1,75	1,65	2,19	0,09	4,61	4,52
2,25	2,04	7,42	0,05	2,5	2,45
2,75					
3,5	2,35	16,36	0,03	0,64	0,61
4,5	2,69	19,34	0	0,45	0,45
5,5	2,59	26,23	0	0,38	0,38
6,5	2,14	29,68	0	0,45	0,45
7,5	1,95	28,75	0	0,25	0,25
8,5	2,14	36,43	0	0,19	0,19
9,5	2,15	36,63	0	0,22	0,22
11	2,62	37,69	0,01	0,67	0,66
13	2,38	36,9	0	0,32	0,32
15	2,44	19,61	0,04	3,65	3,61
17	2,52	6,29	0,05	2,59	2,54
19	2,73	25,24	0	1,02	1,02

## CAROTTE D – SELS NUTRITIFS

Résultats bruts sans correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25	0,068	0,035	0,004	1,086	1,082
0,75	0,077	0,014	0,006	1,197	1,191
1,25	0,081	0,035	0,007	1,131	1,124
1,75	0,104	0,021	0,007	1,406	1,399
2,25	0,148	0,014	0,005	1,589	1,584
2,75	0,172	0,173	0,02	1,541	1,521
3,5	0,327	1,225	0,012	0,249	0,237
4,5	0,232	2,899	0,007	0,028	0,021
5,5	0,253	2,63	0,008	0,046	0,038
6,5	0,191	2,837	0,005	0,016	0,011
7,5	0,236	3,183	0,009	0,064	0,055
8,5	0,208	2,789	0,016	0,138	0,122
9,5	0,204	2,976	0,011	0,064	0,053
11	0,221	2,581	0,007	0,01	0,003
13	0,194	2,664	0,005	0,007	0,002
15	0,261	1,432	0,007	0,04	0,033
17	0,256	0,955	0,006	0,058	0,052
19	0,247	0,491	0,008	0,204	0,196

Résultats bruts avec correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25	0,68	0,35	0,04	10,86	10,82
0,75	0,77	0,14	0,06	11,97	11,91
1,25	0,81	0,35	0,07	11,31	11,24
1,75	1,04	0,21	0,07	14,06	13,99
2,25	1,48	0,14	0,05	15,89	15,84
2,75	1,72	1,73	0,2	15,41	15,21
3,5	3,27	12,25	0,12	2,49	2,37
4,5	2,32	28,99	0,07	0,28	0,21
5,5	2,53	26,3	0,08	0,46	0,38
6,5	1,91	28,37	0,05	0,16	0,11
7,5	2,36	31,83	0,09	0,64	0,55
8,5	2,08	27,89	0,16	1,38	1,22
9,5	2,04	29,76	0,11	0,64	0,53
11	2,21	25,81	0,07	0,1	0,03
13	1,94	26,64	0,05	0,07	0,02
15	2,61	14,32	0,07	0,4	0,33
17	2,56	9,55	0,06	0,58	0,52
19	2,47	4,91	0,08	2,04	1,96

## CAROTTE E – SELS NUTRITIFS

Résultats bruts sans correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25	0,084	0,028	0,005	2,689	2,684
0,75	0,093	0,035	0,004	2,617	2,613
1,25	0,075	0,035	0,003	2,1	2,097
1,75	0,076	0,035	0,002	2,124	2,122
2,25	0,09	0,055	0,003	2,393	2,39
2,75	0,086	0,069	0,018	1,948	1,93
3,5	0,106	0,042	0,008	2,268	2,26
4,5	0,109	0,035	0,004	2,662	2,658
5,5	0,09	0,028	0,01	2,336	2,326
6,5	0,097	0,035	0,004	2,384	2,38
7,5	0,073	0,048	0,004	2,399	2,395
8,5	0,088	0,325	0,011	2,312	2,301
9,5	0,19	0,796	0,025	2,537	2,512
11	0,183	4,214	0,018	0,509	0,491
13	0,137	3,64	0,007	0,393	0,386
15	0,165	4,733	0,022	0,118	0,096
17	0,206	4,671	0,009	0,025	0,016
19	0,224	5,321	0,008	0,019	0,011

Résultats bruts avec correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25	0,84	0,28	0,05	26,89	26,84
0,75	0,93	0,35	0,04	26,17	26,13
1,25	0,75	0,35	0,03	21	20,97
1,75	0,76	0,35	0,02	21,24	21,22
2,25	0,9	0,55	0,03	23,93	23,9
2,75	0,86	0,69	0,18	19,48	19,3
3,5	1,06	0,42	0,08	22,68	22,6
4,5	1,09	0,35	0,04	26,62	26,58
5,5	0,9	0,28	0,1	23,36	23,26
6,5	0,97	0,35	0,04	23,84	23,8
7,5	0,73	0,48	0,04	23,99	23,95
8,5	0,88	3,25	0,11	23,12	23,01
9,5	1,9	7,96	0,25	25,37	25,12
11	1,83	42,14	0,18	5,09	4,91
13	1,37	36,4	0,07	3,93	3,86
15	1,65	47,33	0,22	1,18	0,96
17	2,06	46,71	0,09	0,25	0,16
19	2,24	53,21	0,08	0,19	0,11

## CAROTTE F – SELS NUTRITIFS

Résultats bruts sans correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4 corr*	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,25					
0,75	0,15	0,215	0,021	0,982	0,961
1,25	0,212	0,616	0,031	0,829	0,798
1,75	0,403	1,958	0,012	0,192	0,18
2,25	0,438	2,865	0,006	0,061	0,055
2,75	0,464	4,387	0,006	0,061	0,055
3,5	0,266	3,232	0,004	0,037	0,033
4,5	0,174	5,121	0,005	0,031	0,026
5,5	0,176	5,889	0,013	0,037	0,024
6,5	0,135	6,359	0,011	0,025	0,014
7,5	0,134	6,463	0,016	0,061	0,045
8,5	0,162	6,38	0,009	0,022	0,013
9,5	0,16	6,67	0,005	0,01	0,005
11	0,166	6,82	0,009	0,01	0,001
13	0,204	5,736	0,005	0,01	0,005
15	0,262	5,3213	0,005	0,016	0,011
17	0,168	4,373	0,022	0,53	0,508
19	0,242	4,263	0,005	0,01	0,005

Résultats bruts avec correction de dilution (en  $\mu\text{mol L}^{-1}$ )

Prof. (cm)	PO4 corr*	NH4	NO2	NO2+NO3	NO3
0,75	1,5	2,15	0,21	9,82	9,61
1,25	2,12	6,16	0,31	8,29	7,98
1,75	4,03	19,58	0,12	1,92	1,8
2,25	4,38	28,65	0,06	0,61	0,55
2,75	4,64	43,87	0,06	0,61	0,55
3,5	2,66	32,32	0,04	0,37	0,33
4,5	1,74	51,21	0,05	0,31	0,26
5,5	1,76	58,89	0,13	0,37	0,24
6,5	1,35	63,59	0,11	0,25	0,14
7,5	1,34	64,63	0,16	0,61	0,45
8,5	1,62	63,8	0,09	0,22	0,13
9,5	1,6	66,7	0,05	0,1	0,05
11	1,66	68,2	0,09	0,1	0,01
13	2,04	57,36	0,05	0,1	0,05
15	2,62	53,213	0,05	0,16	0,11
17	1,68	43,73	0,22	5,3	5,08
19	2,42	42,63	0,05	0,1	0,05

**Granulométrie (Diamètre médian des particules en  $\mu\text{m}$ )**

Prof. (cm)	A	B	C	D	E	F
0,25	16	143	40	31	nd	41
0,75	36	141	29	74	nd	18
1,25	71	142	27	88	nd	22
1,75	38	137	77	81	nd	47
2,25	23	44	41	93	nd	60
2,75	28	44	62	82	nd	62
3,5	31	113	47	89	nd	135
4,5	50	98	81	75	nd	95
5,5	33	129	59	84	nd	57
6,5	23	125	58	95	nd	56
7,5	25	141	44	46	nd	67
8,5	16	107	70	53	nd	80
9,5	19	123	61	49	nd	72
11	32	116	60	nd	nd	20
13	36	121	21	nd	nd	57
15	45	111	20	nd	nd	51
17	---	99	36	nd	nd	55
19	---	110	25	nd	nd	54

nd : non déterminé

**pH**

Prof. (cm)	A	B	C	D	E	F
0,25	7,87	7,6	7,67	7,5	8,02	7,61
0,75	7,57	7,53	7,5	7,39	7,86	7,54
1,25	7,56	7,4	7,4	7,29	7,79	7,29
1,75	7,59	7,25	7,4	7,02	7,77	7,44
2,25	7,66	7,3	7,36	6,98	7,74	7,4
2,75	7,74	7,35	7,39	7,12	7,61	7,39
3,5	7,86	7,43	7,36	7,2	7,53	7,44
4,5	7,68	7,4	7,26	7,2	7,68	7,38
5,5	7,75	7,5	7,24	7,21	7,61	7,4
6,5	7,69	7,59	7,26	7,19	7,52	7,47
7,5	7,62	7,48	7,26	7,2	7,52	7,53
8,5	7,78	7,61	7,33	7,21	7,47	7,53
9,5	7,72	7,62	7,25	7,3	7,72	7,57
11	7,68	7,5	7,2	7	7,85	7,61
13	7,71	7,69	7,25	7,2	7,79	7,66
15	7,56	7,6	7,23	7,18	7,81	7,57
17	---	7,6	7,24	7,1	7,75	7,68
19	---	7,65	---	7,35	7,54	7,54
21	---	---	7,27	---	---	---

## Eh (en mV)

Prof. (cm)	A	B	C	D	E	F
0,25	505	460	380	291	---	390
0,75	474	408	350	254	---	300
1,25	355	369	335	299	---	256
1,75	264	312	336	258	---	229
2,25	225	264	335	131	---	113
2,75	125	132	243	50	---	63
3,5	178	87	223	23	---	33
4,5	143	61	235	-19	---	19
5,5	107	60	186	-37	---	-9
6,5	96	73	80	-36	---	-25
7,5	38	70	69	-80	---	-31
8,5	41	65	55	-8	---	-10
9,5	29	74	37	-46	---	-36
11	20	74	49	-49	---	-21
13	-1	83	46	-76	---	-24
15	12	76	51	22	---	-30
17	---	52	74	-52	---	-19
19	---	29	---	-49	---	24
21	---	---	115	---	---	---

Concentrations des différentes forme de P (en  $\mu\text{mol g}^{-1}$ )

Prof. (cm)	C			D		
	Fraction DB	Fraction Ac	Fraction HCl	Fraction DB	Fraction Ac	Fraction HCl
0,25	0,87	4,90	8,47	0,57	1,46	4,37
0,75	1,18	5,51	14,08	0,46	1,37	3,44
1,25	0,99	3,71	9,47	0,36	1,52	4,71
1,75	0,88	4,16	8,88	0,58	1,53	5,33
2,25	0,98	4,38	9,37	0,67	1,64	4,58
2,75	1,00	3,51	6,61	0,84	1,64	6,01
3,5	0,99	3,57	10,04	0,90	1,91	5,64
4,5	0,95	4,44	9,38	1,12	2,29	4,09
5,5	1,06	4,09	7,67	1,00	2,30	7,00
6,5	0,82	4,04	10,38	0,99	1,87	5,28
7,5	0,93	3,76	9,38	1,00	1,97	5,90
8,5	0,98	4,41	9,60	1,01	2,29	5,48
9,5	1,05	4,49	8,80	0,87	2,13	4,28
11	1,07	4,17	10,56	1,01	2,27	
15	1,38	4,63	10,29	1,12	2,05	4,45
19	1,53	5,08	9,29	0,81	1,90	4,18

Prof. (cm)	E			F		
	Fraction DB	Fraction Ac	Fraction HCl	Fraction DB	Fraction Ac	Fraction HCl
0,25	0,93	3,90	3,37	0,75	1,85	4,61
0,75	0,90	4,03	3,40	0,88	2,10	3,89
1,25	0,85	3,69	3,74	1,00	2,03	4,65
1,75	0,87	3,65	3,57	1,26	2,29	3,44
2,25	0,76	2,80	4,05	1,24	2,13	3,32
2,75	0,85	3,26	3,37	1,16	2,37	4,36
3,5	0,76	3,02	3,87	1,06	1,87	3,71
4,5	0,78	3,04	2,94	0,94	2,10	3,71
5,5	0,79	2,88	4,40	0,97	2,05	4,31
6,5	0,81	2,47	6,01	0,93	2,11	4,14
7,5	0,68	2,41	3,44	0,88	1,78	4,07
8,5	1,09	3,25	4,86	0,77	2,04	4,19
9,5	0,90	3,24	4,16	0,78	2,11	4,13
11	0,95	3,54	3,69	0,73	1,77	3,57
15	0,88	3,77	4,60	0,63	1,94	3,79
19	0,81	3,52	4,29	0,80	1,95	4,42

**ANNEXE B – CODE ET FICHIERS DE DONNEES RELATIFS AUX MODELES (ELISE & SAM-1DV)  
CODE ELISE (SUBROUTINE INTER ET INTRA BOITE)**

```

c*****
c   Calcul des effets inter-boites non- hydrauliques a une date donnee
c   (a faire avant de calculer les variations dans une boite precise)
c*****

      subroutine interboites
      -----
      include 'zonecommune'
      common/thermohalin/surfinter(nbt), voluinter(nbt),
      $           pertechaleur(nbt)
      common/forcageclim/tempeair, humiditeair, anebulosite,
      $           pressionatmos
      common/tableau/padvPorga(nvar), padvPi(nvar), padvPFe(nvar),
      $           padvPau(nvar), ediffPorga(nvar), ediffPi(nvar),
      $           ediffPFe(nvar), ediffPau(nvar)

c   Calcul de la vitesse(m/j) de transfert a travers le plancher
c   des boites(par migration ou sedimentation)
c   =====
c   do 20 i=1,nbboite
c   do 10 j=1,nbvar
10    fluxfond(i,j)=0
20    continue
      heure=24.*(tcalcul-aint(tcalcul))-12.

c   Calcul du coefficient d'extinction dans chaque boite

      do 50 ib=1,nbboite
      if (isediment(ib).eq.1) goto 50
      call recopie(ib)
      extinction(ib)=0.2
      attenuation(ib)=exp(-extinction(ib)*xepeau(ib))
50    continue

c   Calcul de la lumiere au plafond de chaque boite

      do 150 ib=1,nbboitebaseeau
      call recopie(ib)
      demijour=varfor(ib,2)/2.
      alumiersurface=0
      if ((heure.gt.(-demijour)).and.(heure.lt.demijour)) then
      argument=(2.*3.1416)*heure/varfor(ib,2)
      alumiersurface=varfor(ib,1)*(1+cos(argument))/2.
      endif
      alumplafond(ib)=alumiersurface
      if (modebicouche.gt.0) then
      alumplafond(iboiteinf(ib))=alumiersurface*attenuation(ib)
      if (nbcouchesup.eq.2) alumplafond(iboiteinf(iboiteinf(ib)))=
      $   alumplafond(iboiteinf(ib))*attenuation(iboiteinf(ib))
      else
      iboite=ib
100    if (iboitesup(iboite).ne.0) then
      iboite=iboitesup(iboite)
      alumplafond(ib)=alumplafond(ib)*attenuation(iboite)
      goto 100
      endif
      endif
150    continue

c   Calcul de la vitesse(m/j) de deplacement de l'interface entre
c   les boites de surface et celles de fond (mode bicouche)

```

```

c =====
if (modebicouche.gt.0) then
do 200 ib=1,nbboite
  if(isediment(ib).eq.0) then
    tempeair=varfor(ib,8)
    humiditeair=varfor(ib,9)
    anebulosite=varfor(ib,10)
    pressionatmos=varfor(ib,11)
    vitessevent(ib)=varfor(ib,5)
    vitessecourant(ib)=varfor(ib,4)*coeffmaree
    call moveinterface
  endif
200 continue

endif

c Calcul de la quantite totale de la variable 1 dans le systeme
c =====
c initialisation des var accesoire(-300?)

  xbaccess(1)=0.
  xbaccess(2)=0.
  xbaccess(3)=0.
  xbaccess(4)=0.

do 250 ib=1,nbboite
  xbaccess(1)=xbaccess(1)+xvol(ib)*xb((ib-1)*nbvar+1)
  $ * (2.65e-6)*(1-por)
  xbaccess(2)=xbaccess(2)+xvol(ib)*xb((ib-1)*nbvar+2)
  $ * 10000*por
  xbaccess(3)=xbaccess(3)+xvol(ib)*xb((ib-1)*nbvar+3)
  $ * (2.65e-6)*(1-por)
  xbaccess(4)=xbaccess(4)+xvol(ib)*xb((ib-1)*nbvar+4)
  $ * (2.65e-6)*(1-por)
250 xbaccess(5)=xbaccess(1)+xbaccess(2)+xbaccess(3)+xbaccess(4)
  continue

c Pour d'autres effets,saisir le code apres cette limite
c =====

c donnees pour profil vertical
if((tcalcul.lt.10.).and.(tcalcul.gt.9.8)) then
  open(72,file='/home1/maltese/pmonbet/elise/data/profil.txt')
  do ib=1,nbboite
    write(72,*)(xb((ib-1)*nbvar+iv),iv=1,nbvar)
  enddo
  close(72)
endif

c calcul de la perte par advection et de l'echange par diffusion
c pour Porga
do ib=2,nbboite
  padvPorga(ib)=phyparam(5)*(xb((ib-1)*8+1)-xb((ib-2)*8+1))
  $ /((xepeau(ib)+xepeau(ib-1))/2)

  ediffPorga(ib)=phyparam(4)*(xb((ib-1)*8+1)-xb((ib-2)*8+1))
  $ /((xepeau(ib)+xepeau(ib-1))/2)

c write(*,*) 'ib,padvPorga,ediffPorga',ib,padvPorga(ib)
c $ ,ediffPorga(ib)
c enddo

c calcul de la perte par advection et de l'echange par diffusion

```

```

c      pour Pinor
c      do ib=2,nbboite
c      padvPi(ib)=phyparam(5)*(xb((ib-1)*8+2)-xb((ib-2)*8+2))
$      /((xepeau(ib)+xepeau(ib-1))/2)
c      ediffPi(ib)=phyparam(3)*(xb((ib-1)*8+2)-xb((ib-2)*8+2))
$      /((xepeau(ib)+xepeau(ib-1))/2)
c      write(*,*) 'ib,padvPi,ediffPi',ib,padvPi(ib),ediffPi(ib)
c      enddo

c      calcul de la perte par advection et de l'echange par diffusion
c      pour PFe
c      do ib=2,nbboite
c      padvPFe(ib)=phyparam(5)*(xb((ib-1)*8+3)-xb((ib-2)*8+3))
$      /((xepeau(ib)+xepeau(ib-1))/2)
c      ediffPFe(ib)=phyparam(4)*(xb((ib-1)*8+3)-xb((ib-2)*8+3))
$      /((xepeau(ib)+xepeau(ib-1))/2)
c      write(*,*) 'ib,padvPFe,ediffPFe',ib,padvPFe(ib),ediffPFe(ib)
c      enddo

c      calcul de la perte par advection et de l'echange par diffusion
c      pour Pauth
c      do ib=2,nbboite
c      padvPau(ib)=phyparam(5)*(xb((ib-1)*8+4)-xb((ib-2)*8+4))
$      /((xepeau(ib)+xepeau(ib-1))/2)
c      ediffPau(ib)=phyparam(4)*(xb((ib-1)*8+4)-xb((ib-2)*8+4))
$      /((xepeau(ib)+xepeau(ib-1))/2)
c      write(*,*) 'ib,padvPau,ediffPau',ib,padvPau(ib),ediffPau(ib)
c      enddo

c      saisir le code avant cette limite
c      =====
400  return
c      end

c*****
c      Calcul des variations dues aux phenomenes biologiques
c      ayant lieu a l'interieur de la boite ib
c*****

c      subroutine intraboites
c      -----
c      include 'zonecommune'
c      common/thermohalin/surfinter(nbt), voluinter(nbt),
$      pertechaleur(nbt)
c      common/forageclim/tempeair, humiditeair, anebulosite,
$      pressionatmos
c      common/model3/por, alpha, Ds, Db, w, Cs, Ca, Ks, Kg, Km, Ka, Go, Mo
c      real Ks, Kg, Km, Ka, Mo
c      common/model/padv, ediff
c      real padv
c      do 10 i=1,nbvar
c      dx(i) = 0.
10  continue

c      if (mod(modebicouche,2).eq.1) call echauffement

```

```

c      saisir le code apres cette limite
c      =====

c      processus dans le sediment
c      =====

c      x(1)-Porga en umol/g
c      x(2)-Pinor en umol/cm3
c      x(3)-PFe en umol/g
c      x(4)-Pauthigenic en umol/g

c      Calcul des apports et pertes pour les variables dans ib=1
c      ----apport de Porga (umol/g)
c      apporPorga=(0.000311*10000)/(phyparam(2)*(10**6)*xvol(1)*(1-por))
c      ----perte de Pinor (umol/cm3)
c      pertePinor=(0.00024*10000)/((10**6)*xvol(1)*por)
c      ----apport de PFe (umol/g)
c      apporPFe=(0.00002*10000)/(phyparam(2)*(10**6)*xvol(1)*(1-por))
c      ----apport de Pauth (umol/g)
c      apporPauth=(0.000018*10000)/(phyparam(2)*(10**6)*xvol(1)*(1-por))
c      Calcul des apports et pertes pour les variables dans ib=3
c      ----apport de Porga (umol/g)
c      pertePorga=(0.00002*10000)/(phyparam(2)*(10**6)*xvol(3)*(1-por))
c      ----perte de Pinor (umol/cm3)
c      pertePinor2=(0.00002*10000)/((10**6)*xvol(3)*por)
c      ----apport de PFe (umol/g)
c      pertePFe=(0.00002*10000)/(phyparam(2)*(10**6)*xvol(3)*(1-por))
c      ----apport de Pauth (umol/g)
c      pertePauth=(0.00005*10000)/(phyparam(2)*(10**6)*xvol(3)*(1-por))
c      CONDITION DANS LES BOITES

c      Dans la boite 1
c      if(ib.eq.1) then
c          a=0
c          b=0
c          c=1
c          d=1
c      elseif(ib.eq.2) then
c      Dans la boite 2
c          a=0
c          b=1
c          c=0
c          d=0
c      else
c      Dans la boite 3
c          a=1
c          b=1
c          c=0
c          d=0
c      endif

c      verif des valeurs des coefficients
c      dx(1)=-Kg*(x(1)-Go)+c*apporPorga-a*pertePorga
c      dx(2)=+alpha*Kg*(x(1)-Go)-d*Ks*(x(2)-Cs)-c*pertePinor
c      $      -b*Ka*(x(2)-Ca)+b*Km*alpha*(x(3)-Mo)-a*pertePinor2
c      dx(3)=d*(Ks/alpha)*(x(2)-Cs)+c*apporPFe-b*Km*(x(3)-Mo)
c      $      -a*pertePFe
c      dx(4)=b*(Ka/alpha)*(x(2)-Ca)-a*pertePauth+c*apporPauth

c      write(*,*) 'ib,x1,x2,x3,x4',ib,x(1),x(2),x(3),x(4)

c      saisir le code avant cette limite
c      =====
c      return
c      end

```

---

**CODE SAM-1DV (SUBROUTINE CHIBIS)**

```

c-----
c  MODELISATION DES PROCESSUS DU P DANS LE SEDIMENT
c  developpe par Ph Monbet mars-août 2001
c*****

      subroutine chibis      include 'parasam1dv.h'
      real Co,Cs,Ca,Ks,Kg,Km,Ka,Go,Mo,alpha
      integer modKab,modKad,modKgb,modKgd

c-----conversion et valeurs des ctes (tous par m3 de sediment wet)---

c-----cte de sorption sur Fe Ks [0.26j-1 = 3.01e-6s-1]
      Ks=5.01e-4
c-----cte de mineralisation Kg [7.4e-4j-1=8.56e-9s-1]
      Kg=8.56e-7
c-----cte de desorption Km [5.3e-3j-1=6.13e-8s-1]
      Km=2.13e-6
c-----cte de precipitation Ka [1.0e-3j-1=1.16e-8s-1]
      Ka=1.5e-4
c-----Conc en Porga a l'eq (Go) [1.94umol/g=0.0908kg/m3]
      Go=1.94
c-----Conc en PFe a l'eq (Mo) [1.99umol/g=0.0931kg/m3]
      Mo=1.99
c-----Conc en Pinor dans ES (Co) [9.1e-4umol/cm3=2.82e-5kg/m3]
      Co=9.1e-4
c-----Conc a l'eq pour l'adsorption (Ps) [1e-3umol/cm3=1.33e-5kg/m3]
      Ps=1.e-3
c-----Conc a l'eq pour la precipitation (Ca) [3.7e-3umol/cm3=4.92e-5kg/m3]
      Ca=3.7e-3
c-----alpha [3.65g/cm3=3.65e+3kg/m3]
      alpha=3.65

c      BOUCLE SUR LES COUCHES DE SEDIMENTS

      do 375 k=1,nzs

c-----facteur de conversion (convpart) des kg/m3 de sed en umol/g
      convpart=(1.e+9)/((1-poro(k))*30.97*2.65e6)

c-----facteur de conversion (convdiss) des kg/m3 de sed en umol/cm3
c  essai      convdiss=(1.e+9)/((poro(k))*30.97*1e6)
      convdiss=(1.e+9)/(30.97*1e6)

c-----conversion des cs (kg/m3 de sed) en csbis (umol/g)

      do iv=2,4
      csbis(iv,k)=cs(iv,k)*convpart
      enddo

c-----conversion des cs (kg/m3 de sed) en csbis (umol/cm3)
      do iv=5,5
      csbis(iv,k)=cs(iv,k)*convdiss
      enddo

c      valeurs des facteurs de ponderation sur les equations
c      en fonction des couches (anox, oxi, avec ou ss bioturb.)

c      Dans la zone anoxique avec et sans bioturbation
      if(k.lt.44) then

```

```

        b=1
        d=0
        c=0
        elseif((k.gt.43).and.(k.lt.64)) then
c      Dans la zone oxiqve avec bioturbation
        b=0
        d=1
        c=0
        else
        b=0
        d=0
        c=1
        endif

c-----modulation des coefficients en fonction des zones
c-----diminution pour mineralisation vers le fond
c-----augmentation pour precipitation vers le fond
c-----  c surface / d milieu / b fond
        modKgd=10
        modKgb=1e2

        modKad=1
        modKab=1

        csbis(2,k)=csbis(2,k)+(-c*Kg*(csbis(2,k)-Go)
$          -d*(Kg/modKgd)*(csbis(2,k)-Go)
$          -b*(Kg/modKgb)*(csbis(2,k)-Go))*dt

        csbis(3,k)=csbis(3,k)+(c*(Ks/alpha)*(csbis(5,k)-Ps)
$          -d*Km*(csbis(3,k)-Mo)
$          -b*Km*(csbis(3,k)-Mo))*dt

        csbis(4,k)=csbis(4,k)
$          +(d*(Ka*modKad/alpha)*(csbis(5,k)-Ca)
$          +b*(Ka*modKab/alpha)*(csbis(5,k)-Ca))*dt

        csbis(5,k)=csbis(5,k)+(b*alpha*(Kg/modKgb)*(csbis(2,k)-Go)
$          -b*(Ka*modKab)*(csbis(5,k)-Ca)
$          +b*Km*alpha*(csbis(3,k)-Mo)
$          +d*alpha*(Kg/modKgd)*(csbis(2,k)-Go)
$          -d*(Ka*modKad)*(csbis(5,k)-Ca)
$          +d*Km*alpha*(csbis(3,k)-Mo)
$          +c*alpha*(Kg)*(csbis(2,k)-Go)
$          -c*Ks*(csbis(5,k)-Ps))*dt

        if(t.eq.tfin) then
        open(72,file='/home1/maltese/pmonbet/sambiotu/profil.txt')
        do j=1,nzs
        write(72,*) (csbis(iv,j),iv=2,5),poro(j)

        enddo
        close(72)
        endif

c-----conversion des csbis (umol/g) en cs (kg/m3 de sed)

        do iv=2,4
        cs(iv,k)=csbis(iv,k)/convpart
        enddo

c-----conversion des csbis (umol/cm3) en cs (kg/m3 de sed)
        do iv=5,5

```

```
        cs(iv,k)=csbis(iv,k)/convdiss
    enddo

c      write(*,*) 'Porga=',cs(2,k), 'dans couche ',k
c      write(*,*) 'PFe  =',cs(3,k), 'dans couche ',k
c      write(*,*) 'PAu  =',cs(4,k), 'dans couche ',k
c      write(*,*) 'Pinor=',cs(5,k), 'dans couche ',k
c      write(*,*) 't    =',t

    375 continue

return
end
```

**FICHER DE DONNEES SAM-1DV – Application aux données de Slomp *et al.* (1996)  
(donbiot.dat)**

```

*****
*
*   fichier de donnees pour samldv.f   coord sigma ,appl. Slomp
*
*****
*
1- MAILLAGE EAU
   'hauteur eau lue dans "FORCAGE, composante h permanente" '
   'nb de mailles eau', 10
   'type de maillage (regulier=0,exp=1)', 0 , 'zmin:',.00001
   'hauteur d'eau min si decouvrement (hmin)', .1
MAILLAGE SEDIMENT
   'hauteur sediment (m)', .16
   'nb initial de mailles sediment', 80
   'type de maillage (regulier=0)', 0
*
2- FORCAGE
   'type de forçage:', 1
      1: hauteur et courant moyen sur la verticale donnee,
         donner alors un temps de relaxation pour ajustement de gpres
      2: hauteur et pente de surface donnee
      3: courant moyen, hauteur et pente lus sur fichier acc dir
      4: vitesses en surface lues sur 2 fichiers type SAMPLE
      5: succession de paliers controles par le debit
   'composantes x/y/h permanentes', 0.,0.,10.
   'composantes x/y/h periode 12h24 (1/2 diurne)', 0.,0.,0.,1.,2.,.00008
   'phases de x/y/h semi-diurne', 0.,0.,2.6,
   'composantes x/y/h periode 6h12 (1/4 diurne)', 0.,0.,0.
   'phases de x/y/h quart-diurne', 0.,0.,0.
   'modulation a 14j: ampli.relative et phase', .45,0.
   'option 1 ou 5: temps de relaxation', 60.
   ' numero maille de controle (=0 si moyen)', 0
   'option 3: nom du fichier ', '/home2/sedim/plehir/mareennes/res4239'
   'option 4: ligne depart + noms fichiers ',1050,'svvxa017','svvya017'
   'option 5: nom du fichier de chronologie ', 'chrono.dat'
*
   'presence de vagues parametrees selon theor.lineaire (oui=1)',0
   'hauteur des vagues', .1 , (m)
   'periode des vagues', 10. , (s)
   'direction des vagues', 0. , (radians / axe x )
*
   'vitesse vent x/y en surface (m/s)', 0.,0.
*
   'parametre Coriolis (ecoulement 1DH: 0 recomment; sinon e-4 (latt.45)',.000
*
3- DEROULEMENT DE LA SIMULATION
   'debut de simulation (s)', 0.
   'fin de simulation (s)', 1209600.
   'pas de temps de calcul tranport, tassement (s)', 2., 3600.
   'pas de temps calcul bilan (s)', 36000.
   'écriture resultats(s) 1- cadence', 3600.
   ' 2- periode', 3600.
   ' 3- duree ', 3600.
*
4- SCHEMA NUMERIQUE COLONNE D'EAU
   'facteur implicitation (fimple=0: explic, =1: implic)', 1.
   'facteur excentrement (fexce=0: exc.bas,=1: exc.ht)', 1.
*
5- FROTTEMENT SUR LE FOND
   'rugosite ("ks", en m)', .001
   'option de calcul: tension calculee: 1. (obligatoire si mod k-e)'
   ' vitesse nulle: 0.', 1.,1.

```

```

*
6- VISCOSITE
  * frottement laminaire
    'xv1(r:.7e-10)=' ,0., 'xv2=' ,0., 'xv3(rBing:.2)=' ,0., 'xv4=' ,.001
  * frottement turbulent selon concept de longueur de melange
    'option: (1)form. expon. (2)form. Munk & And.', 2
    'viscosite minimum (m2/s) (ref.5e-4)', 1.e-6
    'diffusivite minimum (m2/s) (ref.5e-6)', 1.e-6
    '"padu" et Nb Richardson max (opt.1;ref=.5)', .8, 20.
    'coef. de Rig dans xnz (ref.(1)-.5; (2)10 & -.5 )',3.,-4
    'coef. de Rig dans xkz (ref.(1)-.7; (2)3.33 & -1.5)',3.,-3.5
  *
7- COMPORTEMENT SEDIMENTAIRE
  'type de comportement (cohesif:1, non cohesif:0)',1
  * sediment cohesif
  - depot
    'concentration des depots frais (kg/m3)', 100.
    'conc max du sedimt acceptant melange avec depot frais', 2600.
    'epaisseur max. de la couche superficielle (m)', .008
    'epaisseur min. des couches (m)', 1.e-7
    'nb.max. de mailles dans le sediment', 80
  - tassement: vitesse de sedimentation (loi puissance en 3 morceaux)
    ' pour porosite > ', .8 , ' ws=' , 7.99e-13 , '*porosite**',24.
    ' puis porosite > ', .6 , ' ws=' , 7.99e-13 , '*porosite**',24.
    ' puis porosite > ', .6 , ' ws=' , 7.99e-13 , '*porosite**',24.
    'fact. implicitation diffus.(fimpls=0: explic, =1: implic)', 1.
    'fact. excentration flux vert(fexcs=.5: centre,=1: exc.ht)', 1.
    'fraction de dttas pour calcul explicite iteratif', 0.3
  - diffusion
    ' dans eau interst. sediment =' , 2.43e-10 , '*porosite**',0.
    ' a l"interface =' , 2.43e-10 , '*porosite**',0.
    ' epaisseur max de diffusion a l"interface, cote eau(0 recom)', .0
  - erosion
    'constante d"erosion (kg/m2/s)', .00001, .00006, (.001)
    'coef. de la loi toce=x1*csted**x2', 2,0., .05,.5, (1,0)
  - bioturbation
    'coef. melange =' , 5.67e-10 , '*scbsup**',0.1,'dbiotu',0.1,(.02)
  * sediment non cohesif
    'concentration du sediment (en gal .63*2600 kg/m3)', 1640.
    'epaisseur max. de la couche superficielle (m)', .01
    'nb.max. de mailles dans le sediment', 80
  - erosion/charriage
    'densite moyenne des "grains" (par rap. eau)', 2.6
    'diametre moyen (m)', 0.00040
    'parametre Shields critique specif.(en gal:.05)', 0.05
  - diffusion
    ' dans eau interst. sediment =' , 1.e-8 , '*porosite**',0.
    ' a l"interface =' , 1.e-13 , '*porosite**',0.
    ' epaisseur max de diffusion a l"interface, cote eau', .01
    'accroisst a l"interface si erosion/charriage', 1.
  - bioturbation
    'coef. melange (1.e-11)=' ,5.67e-13,'*scbsup**',0.,'dbiotu',0.,(.02)
  *
8- VARIABLES
    'nb variables partic. constitutives', 1
    'nb variables partic. non constitutives', 3
    'nb variables dissoutes', 1
    'nb variables annexes ', 0
    'nb variables forcantes', 0
    'nb variables benthiques (non constit.)', 0
  * variables particulaires constitutives:
    'nom de variable', 'mat.min'
    'code variable (nm:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 4
  chute et depot:
    'vit min.', .001, 'vit max', .001, 'concentration Wmax',20.

```

```

'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.
'tension cisaillement crit. depot, tocd (N/m2)', 0.2
'densite des "grains" (ros, kg/m3)', 2650.
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 0.00
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 1510.
* variables particulaires non constitutives:
'nom de variable', 'Porga'
'code variable (nm:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 6
chute et depot:
'vit min.', .001, 'vit max', .001, 'concentration Wmax',20.
'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.
'tension cisaillement crit. depot, tocd (N/m2)', 0.2
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 6.e-11
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 0.11
'nom de variable', 'PFe'
'code variable (nm:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 7
chute et depot:
'vit min.', .001, 'vit max', .001, 'concentration Wmax',20.
'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.
'tension cisaillement crit. depot, tocd (N/m2)', 0.2
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 6.e-11
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 0.12
'nom de variable', 'PAu'
'code variable (nm:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 8
chute et depot:
'vit min.', .001, 'vit max', .001, 'concentration Wmax',20.
'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.
'tension cisaillement crit. depot, tocd (N/m2)', 0.2
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 6.e-11
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 0.110
* variables dissoutes:
'nom de variable', 'Pinor'
'code variable (num:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 9
chute et depot pour certaines variables a calculer:
'vit min.', .0, 'vit max', .0, 'concentration Wmax',0.
'entravement: beta1 et beta2',.0,.0, 'conc.fin entvt',0.
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 2.82e-7
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 0.0001
* variables annexes (ne donner que les noms + nom fichier):
* variables forcantes :
* variables benthiques:
*
9- REACTIONS
'nb reactions type 1:',0 , 'type 2:',0 , ' type 3:',0

*reactions dans la vase (ou sediments)
'nombre de reactions dans la vase (parmi les autres) :',0
*
10- RESULTATS
'nom du fichier resultats generaux', 'resldv/samg1.res'
'nom du fichier concentrations var.', 'resldv/samc1.res'
'nom du fichier texte resultats .', 'resldv/samt1.res'

'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.

```

**FICHER DE DONNEE SAM-1DV – Application aux données golfe de Gascogne  
(dongg.dat)**

```

*****
*
* fichier de donnees pour sam1dv.f coord sigma ,appl. Golfe *
* de Gascogne *
*****
1- MAILLAGE EAU
  'hauteur eau lue dans "FORCAGE, composante h permanente" '
  'nb de mailles eau', 10
  'type de maillage (regulier=0,exp=1)', 0 , 'zmin:',.00001
  'hauteur d'eau min si decouvrement (hmin)', .1
  MAILLAGE SEDIMENT
  'hauteur sediment (m)', .20
  'nb initial de mailles sediment', 80
  'type de maillage (regulier=0)', 0
*
2- FORCAGE
  'type de forçage:', 1
  1: hauteur et courant moyen sur la verticale donnees,
      donner alors un temps de relaxation pour ajustement de gpres
  2: hauteur et pente de surface donnees
  3: courant moyen, hauteur et pente lus sur fichier acc dir
  4: vitesses en surface lues sur 2 fichiers type SAMPLE
  5: succession de paliers controles par le debit
  'composantes x/y/h permanentes', 0.,0.,10.
  'composantes x/y/h periode 12h24 (1/2 diurne)', 0.,0.,0.,1.,2.,.00008
  'phases de x/y/h semi-diurne', 0.,0.,0.,
  'composantes x/y/h periode 6h12 (1/4 diurne)', 0.,0.,0.
  'phases de x/y/h quart-diurne', 0.,0.,0.
  'modulation a 14j: ampli.relative et phase', .45,0.
  'option 1 ou 5: temps de relaxation', 60.
  ' numero maille de controle (=0 si moyen)', 0
  'option 3: nom du fichier ', '/home2/sedim/plehir/mareennes/res4239'
  'option 4: ligne depart + noms fichiers ',1050,'svvxa017','svvya017'
  'option 5: nom du fichier de chronologie ', 'chrono.dat'
*
  'presence de vagues parametrees selon theor.lineaire (oui=1)',0
  'hauteur des vagues', .1 , (m)
  'periode des vagues', 10. , (s)
  'direction des vagues', 0. , (radians / axe x )
*
  'vitesse vent x/y en surface (m/s)', 0.,0.
*
  'parametre Coriolis (ecoulement 1DH: 0 recomment; sinon e-4 (latt.45)',.000
*
3- DEROULEMENT DE LA SIMULATION
  'debut de simulation (s)', 0.
  'fin de simulation (s)', 1209600.
  'pas de temps de calcul tranport, tassement (s)', 10., 3600.
  'pas de temps calcul bilan (s)', 36000.
  'ecriture resultats(s) 1- cadence', 3600.
  ' 2- periode', 3600.
  ' 3- duree ', 3600.
*
4- SCHEMA NUMERIQUE COLONNE D'EAU
  'facteur implicitation (fimple=0: explic, =1: implic)', 1.
  'facteur excentrement (fexce=0: exc.bas,=1: exc.ht)', 1.
*
5- FROTTEMENT SUR LE FOND
  'rugosite ("ks", en m)', .001
  'option de calcul: tension calculee: 1. (obligatoire si mod k-e) '
  ' vitesse nulle: 0.', 1.,1.

```

```

*
6- VISCOSITE
  * frottement laminaire
    'xv1(r:.7e-10)=' ,0., 'xv2=' ,0., 'xv3(rBing:.2)=' ,0., 'xv4=' ,.001
  * frottement turbulent selon concept de longueur de melange
    'option: (1)form. expon. (2)form. Munk & And.', 2
    'viscosite minimum (m2/s) (ref.5e-4)', 1.e-6
    'diffusivite minimum (m2/s) (ref.5e-6)', 1.e-6
    '"padu" et Nb Richardson max (opt.1;ref=.5)', .8, 20.
    'coef. de Rig dans xnz (ref.(1)-.5; (2)10 & -.5 )',3.,-4
    'coef. de Rig dans xkz (ref.(1)-.7; (2)3.33 & -1.5)',3.,-3.5
  *
7- COMPORTEMENT SEDIMENTAIRE
  'type de comportement (cohesif:1, non cohesif:0)',1
  * sediment cohesif
  - depot
    'concentration des depots frais (kg/m3)', 100.
    'conc max du sedimt acceptant melange avec depot frais', 2600.
    'epaisseur max. de la couche superficielle (m)', .008
    'epaisseur min. des couches (m)', 1.e-7
    'nb.max. de mailles dans le sediment', 80
  - tassement: vitesse de sedimentation (loi puissance en 3 morceaux)
    ' pour porosite > ', .8 , ' ws=' , 7.99e-13 , '*porosite**',24.
    ' puis porosite > ', .6 , ' ws=' , 7.99e-13 , '*porosite**',24.
    ' puis porosite > ', .4 , ' ws=' , 7.99e-13 , '*porosite**',24.
    'fact. implicitation diffus.(fimpls=0: explic, =1: implic)', 1.
    'fact. excentrement flux vert(fexcs=.5: centre,=1: exc.ht)', 1.
    'fraction de dttas pour calcul explicite iteratif', 0.3
  - diffusion
    ' dans eau interst. sediment =' , 2.43e-10 , '*porosite**',0.
    ' a l"interface =' , 2.43e-10 , '*porosite**',0.
    ' epaisseur max de diffusion a l"interface, cote eau(0 recom)', .0
  - erosion
    'constante d"erosion (kg/m2/s)', .00001, .00006, (.001)
    'coef. de la loi toce=x1*csed**x2', 2,0., .05,.5, (1,0)
  - bioturbation
    'coef. melange =' , 5.67e-10 , '*scbsup**',0.1,'dbiotu',0.1,(.02)
  * sediment non cohesif
    'concentration du sediment (en gal .63*2600 kg/m3)', 1640.
    'epaisseur max. de la couche superficielle (m)', .01
    'nb.max. de mailles dans le sediment', 80
  - erosion/charriage
    'densite moyenne des "grains" (par rap. eau)', 2.6
    'diametre moyen (m)', 0.00040
    'parametre Shields critique specif.(en gal:.05)', 0.05
  - diffusion
    ' dans eau interst. sediment =' , 1.e-8 , '*porosite**',0.
    ' a l"interface =' , 1.e-13 , '*porosite**',0.
    ' epaisseur max de diffusion a l"interface, cote eau', .01
    'accroisst a l"interface si erosion/charriage', 1.
  - bioturbation
    'coef. melange (1.e-11)=' ,5.67e-13 , '*scbsup**',0.,'dbiotu',0.,(.02)
  *
8- VARIABLES
    'nb variables partic. constitutives', 1
    'nb variables partic. non constitutives', 3
    'nb variables dissoutes', 1
    'nb variables annexes ', 0
    'nb variables forcantes', 0
    'nb variables benthiques (non constit.)', 0
  * variables particulaires constitutives:
    'nom de variable', 'mat.min'
    'code variable (nm:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 4
    chute et depot:
    'vit min.', .001, 'vit max', .001, 'concentration Wmax',20.

```

```

'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.
'tension cisaillement crit. depot, tocd (N/m2)', 0.2
'densite des "grains" (ros, kg/m3)', 2650.
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 0.00
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 1310.
* variables particulaires non constitutives:
'nom de variable', 'Porga'
'code variable (nm:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 6
chute et depot:
'vit min.',.001, 'vit max', .001, 'concentration Wmax',20.
'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.
'tension cisaillement crit. depot, tocd (N/m2)', 0.2
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 3.e-11
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 0.09
'nom de variable', 'PFe'
'code variable (nm:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 7
chute et depot:
'vit min.',.001, 'vit max', .001, 'concentration Wmax',20.
'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.
'tension cisaillement crit. depot, tocd (N/m2)', 0.2
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 2.e-11
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 0.035
'nom de variable', 'PAu'
'code variable (nm:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 8
chute et depot:
'vit min.',.001, 'vit max', .001, 'concentration Wmax',20.
'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.
'tension cisaillement crit. depot, tocd (N/m2)', 0.2
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 2.e-11
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 0.180
* variables dissoutes:
'nom de variable', 'Pinor'
'code variable (num:ord.,1:sel,101:tmp, ...)', 9
chute et depot pour certaines variables a calculer:
'vit min.',.0, 'vit max',.0, 'concentration Wmax',0.
'entravement: beta1 et beta2',.0,.0, 'conc.fin entvt',0.
'concentration initiale ds eau (unif.) (kg/m3)', 2.82e-7
'concentration initiale ds sed (unif.) (kg/m3)', 0.0002
* variables annexes (ne donner que les noms + nom fichier):
* variables forcantes :
* variables benthiques:
*
9- REACTIONS
'nb reactions type 1:',0 , 'type 2:',0 , ' type 3:',0

*reactions dans la vase (ou sediments)
'nombre de reactions dans la vase (parmi les autres) :',0
*
10- RESULTATS
'nom du fichier resultats generaux', 'resldv/samg1.res'
'nom du fichier concentrations var.', 'resldv/samc1.res'
'nom du fichier texte resultats .', 'resldv/samt1.res'

'entravement: beta1 et beta2',.085,.5, 'conc.fin entvt',60.

```

## ANNEXE C - CAROTTIER BOWERS & CONELLY

### Essai lors de la campagne DELESS

Un nouveau carottier de type Bowers & Conelly (modèle mini) a été testé. Cette essai avait pour objectif d'évaluer les avantages et inconvénients de ce type de matériel dans l'optique d'un achat éventuel. Cet essai a été réalisé lors de la mission DELESS en rade de Brest.

L'armement du carottier est délicat lors des premières mises en œuvre (cf. photo 1). Cependant après avoir répété la manipulation plusieurs fois, l'armement s'avère nettement plus rapide et nécessite nettement moins d'efforts physiques que le carottier multitube utilisé lors de nutrigas. La mise à l'eau est aisée en raison de l'encombrement limité de la structure ainsi qu'en raison de sa forme arrondie (cf. photo 2). Les carottes prélevées sont de tailles relativement faibles sur ce modèle (13 cm environ), mais le système paraît très bien adapté pour la préservation de l'interface. Les prélèvements ont été très bien conservés lors des remontées à bord du navire. En outre, le carottier présente l'avantage de pouvoir être posé sur le pont du bateau dès sa remontée sans intervention de l'équipage pour placer une goupille de sécurité.



(1) Système d'armement du carottier



(2) Mise à l'eau



(3) Exemple de prélèvements obtenus