

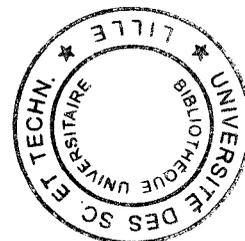
N° d'ordre :

**UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE  
LILLE**

**Thèse présentée pour obtenir le grade  
de Docteur d'Université  
en Environnement et Ecosystèmes marins et continentaux**

**CONTRIBUTION A L'EVALUATION DE  
L'IMPACT DES DRAGAGES ET DES  
IMMERSIONS SUR LES COMMUNAUTES  
MACROZOOBENTHIQUES DU PORT DE  
DUNKERQUE ET DE SES ZONES DE VIDAGE.**

**Christelle PRUVOT**



Soutenue le 27 septembre 1999 à Villeneuve d'Ascq devant la commission composée de :

Président : Pr. Serge Frontier  
Rapporteurs : Pr. Michel Glémarec  
Pr. Claude Alzieu  
Examineurs : Pr. Nicole Dhainaut  
Pr. Jean-Claude Dauvin  
Pr. Alain Leprêtre

**A ma mère,**

**A mon père,**

*Ab imo pectore, tout simplement.*

## AVANT-PROPOS

**« Et la mer apportera à chaque Homme des raisons d'espérer, comme le sommeil apporte avec lui son cortège de rêves ». Christophe Colomb**

Tels étaient les propos de ce grand navigateur à son retour du Nouveau Monde. Était-ce un visionnaire ? En tous les cas, il avait su deviner que la mer serait de tout temps la source de nos défis les plus grands et de nos espoirs insondables.

*Tamiat* (la mer), chaos primitif vaincu par le dieu organisateur du monde (mythologie babylonienne), dragon redoutable des mythes anciens, entité indomptable crainte et respectée par tous nos ancêtres, la mer, berceau de la vie, est encore aujourd'hui notre force et notre vie. Nous sommes tous ses enfants légitimes, et comme des nourrissons affamés, nous puisons sans vergogne à sa source inépuisable.

La « *Santa Maria* » paraîtrait bien frêle aux côtés des immenses pétroliers qui la sillonnent, goguenards et prétentieux, comme en terrain conquis. Et c'est en mère attentionnée, qu'elle nous rappelle à l'ordre à chaque naufrage de nos superbes « destroyers ».

Le fameux « **Homme libre, toujours tu chériras la mer** » de Baudelaire paraît parfois bien loin de nos préoccupations économique-industrielles.

Les grands navigateurs du monde entier prétendent qu'aujourd'hui il n'existe plus un seul océan, plus une seule mer, où l'on ne retrouve dérivant en surface des déchets plastifiés. Pavillons glorieux de nos civilisations ?

Et que dire des fonds de nos zones côtières, qui à grands pas se transforment en décharges englouties ?

**« Là sont enfermées par la nature, au fond de cent mille vases, les semences de toutes les choses, éternelles filles des eaux »** disait Ronsard.

Le bon sens des plus lyriques d'entre nous faisait toucher du doigt cette vérité étrange qui semble échapper peu à peu à nos sociétés modernes. Nous avons égaré la sagesse des anciens, le savoir-faire des sociétés dites primitives.

Nous nous sommes perdus dans les méandres de notre instruction et nous avons laissé notre orgueil guider nos pas.

Aurions-nous oublié combien la Nature est précieuse et fragile et à quel point nous lui sommes tributaires ?

Notre sextant ne sait plus quelle étoile viser. Pussions-nous un jour retrouver le bon cap !

Ce préambule, en forme de *mea culpa*, se veut sans prétention aucune, si ce n'est celle d'afficher ostensiblement l'étendue de ma désolante impuissance à faire évoluer les choses !

## REMERCIEMENTS

J'ai grand plaisir à exprimer ici ma reconnaissance la plus sincère à tous ceux qui m'ont aidée et encouragée durant ces trois années.

Il m'est agréable de remercier en premier lieu, Mme le professeur N. Dhainaut-Courtois pour m'avoir accueillie avec bienveillance au sein du Service d'Hydrobiologie et d'Ecotoxicologie et m'avoir apportée son appui, ses conseils éclairés et sa confiance.

Je tiens à exprimer ma plus vive reconnaissance à M. le professeur J-C Dauvin, qui a bien voulu assurer la présidence de mon jury de thèse ainsi que tous les membres du jury qui ont accepté de juger l'ensemble du travail accompli. Je leur exprime ici toute ma gratitude.

J'adresse également mes remerciements à M. le professeur S. Frontier qui a su me faire profiter de sa grande compétence en écologie marine et en statistique. Je le remercie tout particulièrement pour la patience, la confiance et la sympathie qu'il m'a toujours témoignées, chaque fois que je l'ai sollicité.

Je tiens également à exprimer ma plus vive reconnaissance à M. A. Leprêtre, du laboratoire d'Ecologie Numérique de l'Université de Lille I, pour la patience qu'il a eu à m'enseigner les techniques statistiques et ses conseils éclairés, ainsi que M. F. Gentil, de l'Observatoire Océanologique de Roscoff, pour ses conseils amicaux en écologie benthique.

Mes nombreuses campagnes en mer ont nécessité l'utilisation de navires hydrographiques (« La mouette » et le « NO/Sépia II »). Je n'aurais garde d'oublier ici de remercier leurs capitaines, Messieurs B. Steen et J.-C. Martin, et leurs membres d'équipage, qui ont apporté avec cordialité leur collaboration efficace à chacune de mes missions.

J'adresserai ici également de chaleureux remerciements à tous ceux qui ont contribué à la réalisation technique et financière de ce mémoire, dont :

- ☞ M. M. Mariette, chef du Service Aménagements et Environnement du Port Autonome de Dunkerque, pour les nombreux documents fournis et l'intérêt constant qu'il a porté à cette étude.
- ☞ M. P. Thomas, du Service Eaux et Environnement de l'Institut Pasteur de Lille, ainsi que M. Bagdad Oudane du laboratoire de Chimie Marine (Dir. M. le professeur Wartel) de l'Université des Sciences et Technologies de Lille, pour leur aide et les précisions fournies lors de la réalisation des dosages.
- ☞ Le Port Autonome de Dunkerque et le Programme État/Région Nord - Pas de Calais DYSCOP (Dynamique des Systèmes Côtiers du Pas-de-Calais) pour l'appui matériel et financier consenti à ce travail.
- ☞ Messieurs J.-M. Dewarumez et D. Davoult, de la Station Marine de Wimereux, pour leur aide dans la détermination de certains spécimens et leurs conseils sur le terrain.

Et j'exprimerai bien sûr ici, toute ma reconnaissance à Robin Romont, Fabien Grumiaux, Sylvain Demuynck, Anne Empis, Sébastien Martel, Béatrice Salzet, François Septier et Claire Grelle, pour leur soutien efficace et amical, ainsi qu'à l'ensemble des étudiants stagiaires avec lesquels j'ai été amenée à travailler.

Enfin, ces remerciements seraient bien incomplets si j'oubliais d'y associer ma mère et mes frères, dont le soutien et l'indulgence de chaque instant m'ont permis de mener à leur terme mes études, ainsi que mes amis, Stéphane, Yannick, Sébastien et Natacha, qui ont toujours fait front, malgré mes sautes d'humeur et mes moments de découragement. Qu'ils retrouvent tous ici, l'expression de mon dévouement et de ma plus profonde affection.

# SOMMAIRE

Avant-propos

REMERCIEMENTS

INTRODUCTION

Préambule

**1<sup>ERE</sup> PARTIE : PROBLEMATIQUE DE L'ETUDE ET**

**DESCRIPTIFS DU MILIEU**

**I- Milieu Physique**

**I-1- Descriptions générales**

I-1-1- Situation générale du Détroit du Pas-de-Calais

I-1-2- Historique et spécificité industrielle du site portuaire de Dunkerque

I-1-3- Localisation géographique des zones de vidages du port de Dunkerque

**I-2- Sédimentologie**

**I-3- Conditions hydrodynamiques**

**I-4- Conditions hydrologiques et physico-chimiques du milieu**

I-4-1- Paramètres physico-chimiques

I-4-2- Matières organiques en suspension (MES) et turbidité

I-4-3- Teneurs en polluants sur le littoral Nord de la France

I-4-3-1- Classe des polluants

I-4-3-2- Teneurs naturelles

**II- Problèmes liés aux activités de dragage**

**II-1- Apports et envasement (exhaussement des fonds)**

II-1-1- Exhaussement des fonds

II-1-2- Conditions de sédimentation et d'érosion des vases

**II-2- Dragages**

II-2-1- Méthodes et lieux de dragage

II-2-2- Nature des déblais de dragage

II-2-3- Volumes dragués et coûts des dragages

**III- Immersion des déblais de dragage**

**III-1- Les zones de rejet**

**III-2- Législation en vigueur**

III-2-1- Les Commissions Européennes et accords internationaux.

III-2-1-1- Les commissions d'Oslo et de Paris

III-2-1-2- Les autres initiatives internationales

III-2-1-2- Conclusion de ces accords internationaux en matière d'immersion

III-2-2- Les réglementations françaises

III-2-2-1- Cadre législatif.

III-2-2-2- Le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO)

III-2-2-3- Le groupe de travail GEODE.

**IV- Conséquences des immersions sur le milieu naturel - Perturbations**

**IV-1- Perturbation du milieu marin**

IV-1-1- Généralités

IV-1-2- Types de perturbation et principaux impacts sur le milieu vivant

**IV-2- Comportement des polluants toxiques dans le milieu marin**

IV-2-1- Comportement des particules solides immergées

IV-2-2- Devenir des contaminants immergés	50
<b>IV-3- Impact des contaminants sur les organismes vivants</b>	<b>51</b>
IV-3-1- Généralités	52
IV-3-2- Action des polluants sur les populations et les communautés	58
IV-3-3- Espèces indicatrices de pollution	63
<b>V- Principales communautés faunistiques décrites dans le Déroit du Pas-de-Calais</b>	<b>65</b>
<b><u>2<sup>EME</sup> PARTIE : MATERIELS ET METHODES</u></b>	<b>69</b>
<b>I- Stratégie d'échantillonnage et campagnes de prélèvement</b>	<b>70</b>
<b>I-1- Stratégie d'échantillonnage et mode de prélèvement</b>	<b>70</b>
I-1-1- Conditions et moyens de prélèvement	70
I-1-2- Nombre de réplicats	70
I-1-3- Préparation et conservation des échantillons	71
<b>I-2- Description et localisation des campagnes de prélèvement</b>	<b>71</b>
I-2-1- Campagnes de prélèvement sur les zones de vidage « Ouest-Nord » et « Ouest-Sud » du port de Dunkerque	71
I-2-2- Campagnes de prélèvement sur la zone de référence	73
I-2-3- Campagnes de prélèvement sur les zones de vidage « Est » et « Milieu » du port de Dunkerque	73
I-2-4- Campagne de prélèvement sur l'Avant-Port et les bassins du port Est de Dunkerque	73
<b>II- Analyses physiques et chimiques des sédiments</b>	<b>73</b>
<b>II-1- Analyse granulométrique</b>	<b>73</b>
<b>II-2- Dosages des métaux lourds</b>	<b>77</b>
II-2-1 Préparation des échantillons	77
II-2-2- Dosage	78
<b>II-3- Dosage de l'azote total (NTK), du phosphore total (P) et du carbone organique total (COT)</b>	<b>78</b>
II-3-1 Minéralisation et dosage de l'azote total Kjeldahl (NTK)	78
II-3-2 Minéralisation et dosage du Phosphore (P)	78
II-3-3 Minéralisation et dosage du Carbone Organique Total (COT)	79
<b>II-4- Minéralisation et dosage du mercure (Hg)</b>	<b>79</b>
<b>III- Etude de la macrofaune benthique récoltée (épi- et endobenthontes)</b>	<b>79</b>
<b>III-1- Tri et identification</b>	<b>79</b>
<b>III-2- Méthodes de calcul et analyses bionomiques</b>	<b>79</b>
III-2-1- Description des peuplements et diversité faunistique	79
III-2-2- Descripteurs qualitatifs	81
<b>IV- Analyse statistique des données</b>	<b>86</b>
<b>IV-1- Test de comparaison (test de Student)</b>	<b>86</b>
<b>IV-2- Analyses multivariées</b>	<b>86</b>

<b>3<sup>EME</sup> PARTIE : RESULTATS</b>	<b>88</b>
<b>Remarques préliminaires</b>	<b>89</b>
<b>chapitre 1 - Avant-Port et bassins du port Est de Dunkerque.</b>	<b>92</b>
<b>I- Analyses granulométriques</b>	<b>93</b>
<b>I-1- Avant-Port Est (APE)</b>	<b>93</b>
<b>I-2- Les darses et bassins du port Est</b>	<b>96</b>
<b>I-3- Conclusion</b>	<b>96</b>
<b>II- Paramètres chimiques</b>	<b>101</b>
<b>II-1- Analyse des données brutes</b>	<b>101</b>
<b>II-2- Analyses statistiques</b>	<b>103</b>
<b>II-3- Conclusion</b>	<b>108</b>
<b>III- Macrozoobenthos</b>	<b>108</b>
<b>III-1- Diversité et abondance de la faune du port Est</b>	<b>108</b>
<b>III-2- Identification des peuplements</b>	<b>112</b>
<b>III-3- Indices biotiques (IBQ)</b>	<b>117</b>
<b>III-4- Conclusion</b>	<b>117</b>
<b>IV- Discussion partielle</b>	<b>121</b>
<b>chapitre 2 - La zone de référence</b>	<b>127</b>
<b>I- Analyses granulométriques</b>	<b>128</b>
<b>I-1- Analyse des données brutes</b>	<b>128</b>
<b>I-2- Dendrogramme</b>	<b>131</b>
<b>I-3- Apports de la seconde campagne</b>	<b>131</b>
<b>I-4- Conclusion</b>	<b>134</b>
<b>II- Dosages en métaux lourds et en azote, phosphore et carbone organique (NTK, P, COT) réalisés sur la fraction sédimentaire &lt; 2 mm</b>	<b>134</b>
<b>II-1 Analyse des données brutes</b>	<b>134</b>
<b>II-1-1- Teneurs en métaux lourds</b>	<b>134</b>
<b>II-1-2- Teneurs en Azote (NTK), Phosphore (P) et Carbone organique total (COT)</b>	<b>137</b>
<b>II-2- Analyses statistiques</b>	<b>137</b>
<b>II-2-1- Analyse des corrélations</b>	<b>137</b>
<b>II-2-2- Dendrogramme des éléments chimiques</b>	<b>140</b>
<b>II-3- Apports de la seconde campagne</b>	<b>140</b>
<b>II-4- Conclusion</b>	<b>140</b>
<b>III- Analyses faunistiques</b>	<b>143</b>
<b>III-1- Analyses cénotiques : Dendrogramme</b>	<b>143</b>
<b>III-1-1- Présence / absence</b>	<b>143</b>
<b>III-1-2- Dendrogramme</b>	<b>143</b>
<b>III-2- Analyses spécifiques</b>	<b>145</b>
<b>III-2-1- Classification biocénétique des espèces</b>	<b>145</b>
<b>III-2-2- Analyses interspécifiques</b>	<b>148</b>
<b>III-3- Apports de la seconde campagne</b>	<b>151</b>
<b>III-4- Conclusion</b>	<b>155</b>

<b>IV- Discussion partielle</b>	<b>155</b>
<u>chapitre 3</u> - Les zones de vidage Ouest Nord et Ouest Sud du port autonome de Dunkerque	159
<b>I- Analyses granulométriques</b>	<b>160</b>
I-1- Analyse des données brutes	160
I-2- Dendrogramme	166
I-3- Apports de la seconde campagne	168
I-4- Conclusion	173
<b>II- Dosages en métaux lourds et en azote, phosphore et carbone organique (NTK, P, COT) réalisés sur la fraction sédimentaire &lt; 2 mm</b>	<b>173</b>
II-1- Analyse des données brutes	173
II-1-1 Teneurs en métaux lourds	173
II-2- Teneurs en azote (NTK), Phosphore (P) et carbone organique total (COT)	175
II-2- Analyses statistiques	175
II-2-1- Analyse des corrélations	175
II-2-2- Dendrogramme des éléments chimiques	176
II-2-3- Analyses en composantes principales	178
II-3- Apports de la seconde campagne	178
II-4- Conclusion	181
<b>III- Analyses faunistiques</b>	<b>183</b>
III-1- Analyses cénotiques : dendrogramme	183
III-1-1- Présence / absence	183
II-1-2- Dendrogramme	183
III-2- Analyses spécifiques	186
III-2-1- Classification biocénotique des espèces	186
III-2-2- Analyses interspécifiques	191
III-3- Apports de la seconde campagne	201
III-4- Conclusion	203
<b>IV- Discussion partielle</b>	<b>208</b>
<u>chapitre 4</u> - Les zones de vidage Milieu et Est du port de Dunkerque	213
<b>I- Analyses granulométriques (Campagne de novembre 1996)</b>	<b>214</b>
I-1- Analyse des données brutes	214
I-2- Dendrogramme	218
I-3- Conclusion	218
<b>II- Dosages en métaux lourds et en azote, phosphore et carbone organique (NTK, P, COT) réalisés sur la fraction sédimentaire &lt; 2 mm</b>	<b>221</b>
II-1- Analyse des données brutes	221
II-1-1 Teneurs en métaux lourds	221
II-2- Teneurs en azote (NTK), Phosphore (P) et carbone organique total (COT)	221
II-2- Analyses statistiques	221
II-2-1- Analyse des corrélations	221
II-2-2- Dendrogramme des éléments chimiques	223
II-2-3- Analyses en composantes principales	226
II-3- Conclusion	228
<b>III- Analyses faunistiques</b>	<b>228</b>
III-1- Analyses cénotiques : dendrogramme	228

III-1-1- Présence / absence	228
II-1-2- Dendrogramme	230
<b>III-2- Analyses spécifiques</b>	<b>233</b>
III-2-1- Classification biocénotique des espèces	233
III-2-2- Analyses interspécifiques	238
<b>III-3- Conclusion</b>	<b>246</b>
<b>IV- Discussion partielle</b>	<b>248</b>
<u>chapitre 5 - Etudes comparatives des différentes zones d'étude</u>	251
<b>I- Zone de référence / Zones de vidage</b>	<b>252</b>
<b>II- Port Est / Port Ouest de Dunkerque</b>	<b>257</b>
<b><u>4<sup>EME</sup> PARTIE : DISCUSSION - CONCLUSION</u></b>	<b>263</b>
<b>I- Récapitulations : principales observations et interprétations.</b>	<b>264</b>
I-1- Zones portuaires de Dunkerque Est	264
I-2- Zone de référence et zones de vidage	270
<b>II- Situation de Dunkerque par rapport aux autres ports régionaux</b>	<b>276</b>
<b>III- Aspects méthodologiques : Indices biotiques et niveaux de référence</b>	
<b>GEODE</b>	<b>279</b>
<b>IV- Conclusion</b>	<b>281</b>
<b>V- Perspectives</b>	<b>284</b>
 <b>BIBLIOGRAPHIE</b>	 <b>285</b>
<b>LISTE DES ABREVIATIONS</b>	
<b>LISTE DES ILLUSTRATIONS</b>	
<b>ANNEXES</b>	
<b>RESUME</b>	

**PREMIERE PARTIE :  
INTRODUCTION**

## Préambule

Depuis quelques décennies, une altération générale de la biosphère a été constatée, principalement imputable aux activités humaines (eg Förstner *et al.*, 1973 ; Storberg *et al.*, 1978 ; Shaule, 1981 ; Bonsdorff, 1983 ; Martin *et al.* 1983 ; Van der Burgt, 1994). La pollution du milieu marin s'inscrit dans ce phénomène d'ordre général, et plus particulièrement en zone côtière, qui abrite près de 37 % de la population humaine à moins de 100 km de la côte (COHEN *et al.*, 1997). Mais la démographie n'est pas seule responsable de cet état de fait. En effet, les côtes ont depuis toujours été des lieux d'échanges grâce à leurs ports. Elles ont assuré l'approvisionnement des grandes villes en produits venus du monde entier et leur essor phénoménal fait qu'elles sont aujourd'hui le siège des plus grands trafics industriels et commerciaux auxquelles s'ajoutent les pressions immobilières, touristiques et urbaines.

Ce mémoire fait suite à différents travaux menés au sein de notre laboratoire sur les zones portuaires et estuariennes du littoral français de la Mer du Nord (Romont *et al.*, 1993 ; Romont & Dhainaut-Courtois, 1994a ; Romont & Dhainaut-Courtois, 1994b ; Romont, 1996 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997 ; Dhainaut-Courtois, 1999 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, sous presse ; Pruvot *et al.*, sous presse) et a pour objectif d'évaluer l'impact de l'immersion des déblais de dragage sur les communautés macrozoobenthiques et la qualité des sédiments des zones de vidage du port de Dunkerque, situées en Mer du Nord. En effet, l'hydrodynamisme intense du détroit du Pas-de-Calais provoque une forte turbidité et la remobilisation des sédiments de la frange côtière, à l'origine d'un envasement, inéluctable, des ports régionaux (LORIN & MIGNIOT, 1984, 1986) qui, par leur vocation, sont soumis à de fortes pressions anthropiques (industrielles et/ou commerciales). Afin de conserver leurs capacités d'accueil (tirants-d'eau), de nombreux travaux d'entretien y sont donc régulièrement pratiqués (dragages d'entretien ponctuels, toutes les 2 semaines environ, ou de plus grande ampleur, 4 fois par an). L'ampleur de ces travaux n'est pas sans conséquence au niveau des écosystèmes puisqu'ils sont à l'origine du relargage en mer de millions de m<sup>3</sup> de boues portuaires. Or, une grande partie des substances polluantes s'accumulent dans les sédiments fins qui seront dragués (eg CALMANO *et al.* 1982 ; FÖRSTNER & KERSTEN, 1988 ; FÖRSTNER & SALOMON, 1988 ; VAN DER BURGT, 1994 ; PINTO *et al.*, 1995 ; WILLIAMSON *et al.*, 1995). Il résulte de ces activités un apport considérable au milieu marin en contaminants de nature diverse, puisque plus d'un million de polluants différents ont été identifiés sur les côtes (DELABRE, 1985). De plus, le benthos intègre les effets de ces pollutions (eg Reish, 1959 ; Bellan, 1967 Bellan *et al.*, 1978, 1980 ; Pearson & Rosenberg, 1978 ; Hily, 1983 ; Lechapt *et al.*, 1993 ; Conley & Johnstone, 1995 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997 ; Grall & Glémarec, 1997 ; Mendez *et al.*, 1997 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1999). C'est pourquoi les opérations de dragage et d'immersion sont réglementées dans le cadre des Conventions internationales d'Oslo, de Londres et de Paris (OSPAR, 1994 a-c). Au niveau national, des lignes directrices précises ont été établies pour indiquer la stratégie à suivre pour que ces opérations soient le moins dommageable possible pour l'environnement et puissent s'effectuer dans des conditions optimales. Le groupe d'Étude et d'Observation sur le Dragage et l'Environnement (GEODE), créé en 1990 par la Direction des Ports et de la Navigation Maritime, travaille en ce sens afin d'assurer un conseil technique dans le domaine de la stratégie de dragage et d'immersion, d'évaluation de l'impact et l'examen des procédures proposées par les diverses Commissions internationales (GEODE, 1992, 1995, 1997). Dans ce cadre, la qualité des sédiments dragués dans les ports français fait l'objet d'un suivi qui a déjà permis de définir au plan national des niveaux de référence provisoires (niveaux 1 et 2) pour divers métaux lourds (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) et les PCB, conformes à la Convention d'Oslo. Il convient de souligner que beaucoup de données concernant divers paramètres (certains métaux lourds, hydrocarbures, carbone organique total (COT), azote Kjeldahl (NTK), phosphore total (P), ...) manquent encore. Par ailleurs, les effets exacts des pollutions sur la macrofaune et les synergies et antagonismes entre éléments restent à définir.

La plupart des études effectuées sur les activités de dragage, afin d'établir un diagnostic environnemental, portent à ce jour ou bien sur la caractérisation physico-chimique des sédiments à immerger (eg. IFREMER, 1986 ; Pagnotta *et al.*, 1990 ; Pellegrini *et al.*, 1993, 1995 ; Romont, 1996), ou bien sur des tests de toxicité (eg. Lourens *et al.*, 1995 ; Pinto *et al.*, 1995). Ces démarches analytiques classiques sont lourdes et coûteuses (analyses physico-chimiques, chimiques, écotoxicologiques). Relativement peu d'études ont été réalisées jusqu'à présent sur les peuplements benthiques des zones portuaires, soumis à de très fortes pressions anthropiques (trafic maritime, pollution, aménagements, travaux d'entretien) ou sur leurs zones de vidage (eg. Glémarec *et al.*, 1980 ; Glémarec & Hily, 1981, 1997 ; Bourgain, 1985 ; Hily *et al.*, 1986 ; Bellan & Bourcier, 1990 ; Dewarumez *et al.*, 1991 ; Romont & Dhainaut-Courtois, 1994 ; Romont, 1996 ; Grall & Glémarec, 1997 ; Dhainaut-Courtois, 1999 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, sous presse ; Pruvot *et al.*, sous presse). C'est pourquoi notre travail se propose d'étudier un exemple de l'utilisation de la faune comme indicateur des qualités physico-chimiques des sédiments par l'usage conjoint de traitement statistiques multivariées (AFC, ACP,...) et des indices biotiques (Glémarec & Hily, 1981), et tente d'établir des corrélations entre les qualités sédimentaires et l'état des peuplements benthiques installés. En effet, la composition des communautés benthiques constitue un indicateur commode du degré de perturbation de ces écosystèmes, puisque les espèces sédentaires ou sessiles constituant le benthos sont en contact direct avec leur substrat (contact tégumentaire ou par ingestion). Elles intègrent ainsi pour la plupart, à plus ou moins long terme, les pollutions chroniques ou accidentelles des zones considérées (eg. Reish, 1959 ; Bellan, 1967 ; Bellan *et al.*, 1978, 1980 ; Pearson & Rosenberg, 1978 ; Hily, 1983 ; Lechapt *et al.*, 1993 ; Conley & Johnstone, 1995 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997 ; Grall & Glémarec, 1997 ; Mendez *et al.*, 1997 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, sous presse). L'intensité et la durée de ces agressions chimiques, les caractéristiques sédimentaires et les facteurs hydrodynamiques contribuent bien souvent à déterminer la présence des communautés dont la composition faunistique reflètent la spécificité de ces zones perturbées. Les effets de ces perturbations sur les organismes benthiques peuvent être analysés à différents niveaux :

- au niveau de l'individu, qui après métabolisation du polluant présentera des altérations physiologiques, biologiques et comportementales,
- au niveau de la population qui sera affectée dans sa structure et son fonctionnement, principalement dans ses caractères dynamiques (reproduction, croissance, mortalité),
- au niveau du peuplement, niveau de complexité ultime qui enregistre toutes les variations qui se manifestent au niveau des rapports de compétitions trophiques, d'abondance et de distribution des espèces. Sont ainsi engendrés des déséquilibres dans la structure des peuplements, que l'on observe dans la composition quantitative et / ou qualitative des communautés, qui reflète alors l'état de santé de l'écosystème.

C'est au niveau des communautés benthiques que se place ce présent travail : l'étude de leurs structures *in situ* et de leurs modifications au cours du temps, plus rapidement accessibles (au moyen d'inventaires faunistiques) que les altérations biologiques ou comportementales des individus (nécessitant des suivis de population à long terme), nous est apparue comme une façon plus appropriée d'évaluer les effets des perturbations et agressions subies par l'environnement dans le cadre de notre étude. Les principales communautés décrites sur nos zones d'étude paraissent dériver, pour les ports, du peuplement des *sables envasés* ou *hétérogènes envasés*, et pour les zones de vidage, de celui des *sables fins à moyens propres*, décrits tous trois dans la zone côtière de la Mer du Nord et de la Manche par divers auteurs (Cabioch, 1968 ; Cabioch & Glaçon, 1975, 1977 ; Dewarumez, 1979 ; Souplet & Dewarumez, 1980 ; Dewarumez *et al.*, 1986, 1991 ; Prygiel *et al.*, 1988 ; Romont *et al.*, 1995 ; Romont, 1996 ; Pruvot & Dhainaut-Courtois, 1997).

Pour conforter notre diagnostic environnemental, les traitements physico-chimiques et chimiques classiques ont été réalisés et ont contribué à établir une première cartographie de la qualité sédimentaire en fonction des niveaux de contamination de GEODE. Nos expériences ont été successivement menées en quatre sites :

- sur une zone de référence, située au large de Gravelines, et considérée comme caractéristique des communautés habituellement répertoriées en Mer du Nord,
- sur un périmètre plus large (environ 28 km<sup>2</sup>) recouvrant les zones de vidage Ouest Nord et Ouest sud du Port Autonome de Dunkerque (PAD) et leur proche périphérie, localisé au large de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque (APO),
- sur une étendue réunissant les zones de vidage Milieu et Est du PAD et leur proche périphérie, et située au large de l'Avant-Port Est de Dunkerque (APE),
- sur l'avant-port, les darses et bassins du port Est de Dunkerque.

Ce choix se justifie, d'une part, par la nature très anthropisée du port de Dunkerque (2ème port industriel de France) et ses problèmes particuliers d'exhaussement des fonds (port français ayant l'un des plus grands volumes d'immersion), et d'autre part, par la situation écologique de ces zones de vidage (*sables propres* à communautés sensibles aux perturbations).

La première partie, introductive de ce mémoire, illustre la problématique de ce travail en apportant des informations bibliographiques sur les questions relatives aux dragages et aux immersions en mer et leurs principales conséquences, afin de mieux appréhender notre démarche analytique. Dans une seconde partie, nous décrirons les sites choisis, les paramètres étudiés et nous justifierons notre méthodologie. La troisième partie traitera des résultats obtenus sur chacune des zones étudiées. Enfin, dans la dernière partie, nous discuterons nos résultats en tentant de répondre à quelques questions. Entre autres, la structure des communautés macrozoobenthiques portuaires peut-elle apporter des données intéressantes pour la connaissance de l'état de dégradation et/ou de la toxicité des sédiments qui seront dragués et donc, en principe, rejetés en mer dans des zones officiellement définies ? Les perturbations observées en zones portuaires s'exportent-elles sur ces zones de vidages, et la structure de leurs peuplements reflète-t-elle ces perturbations ? Et, plus précisément, la méthode des indices biotiques établie par Glémarec & Hily (1981), à l'origine essentiellement pour des milieux vaseux hypertrophiques, peut-elle avoir une application plus large (après la prise en compte d'un certain nombre d'autres paramètres tels que la pollution métallique), hypothèse qui a déjà été partiellement vérifiée lors d'une étude préliminaire effectuée dans le port de Boulogne-sur-Mer (Dhainaut-Courtois, 1999 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, sous presse).

**Problématique de l'étude  
et descriptifs du milieu**

Nos sites d'études se situent dans le Déroit du Pas-de-Calais, au niveau du plateau continental, dans la partie française de la Mer du Nord. Leur situation géographique, leur spécificité (commerciale, industrielle, ...), leurs caractéristiques physiques, hydrodynamiques et physico-chimiques contribuent fortement à déterminer la structure de leurs biocénoses. Ces mêmes caractéristiques, que nous évoquerons plus bas, sont également à l'origine de notre problématique, à savoir, l'envasement inéluctable des sites portuaires justifiant leurs dragages. Les sédiments ainsi dragués seront ensuite relâchés en mer. Il conviendra donc ici de préciser brièvement les problèmes liés aux activités de dragage et aux immersions. Pour cela, nous rappellerons, par exemple, le comportement des particules immergées dans la colonne d'eau ou encore, leur devenir tant d'un point de vue physique (floculation, sédimentation, dispersion,...) que chimique (adsorption des polluants sur les particules, ...). En effet, l'accumulation préférentielle des polluants sur les particules colloïdales et les sédiments fins fait de ces immersions des vecteurs potentiels de pollution, non négligeables. Ces pollutions sont créatrices de perturbations qui se répercutent à différents niveaux de l'écosystème. Les peuplements benthiques, qui intègrent plus particulièrement les effets de ces pollutions, feront l'objet de notre démarche analytique. C'est pourquoi, nous effectuerons un récapitulatif sommaire des perturbations répertoriées en milieu marin et des différentes échelles d'observations de leurs effets sur la faune, avant de dresser pour terminer, un descriptif des principales communautés benthiques décrites dans le Déroit du Pas-de-Calais.

## I - Milieu physique

### I-1- Descriptions générales

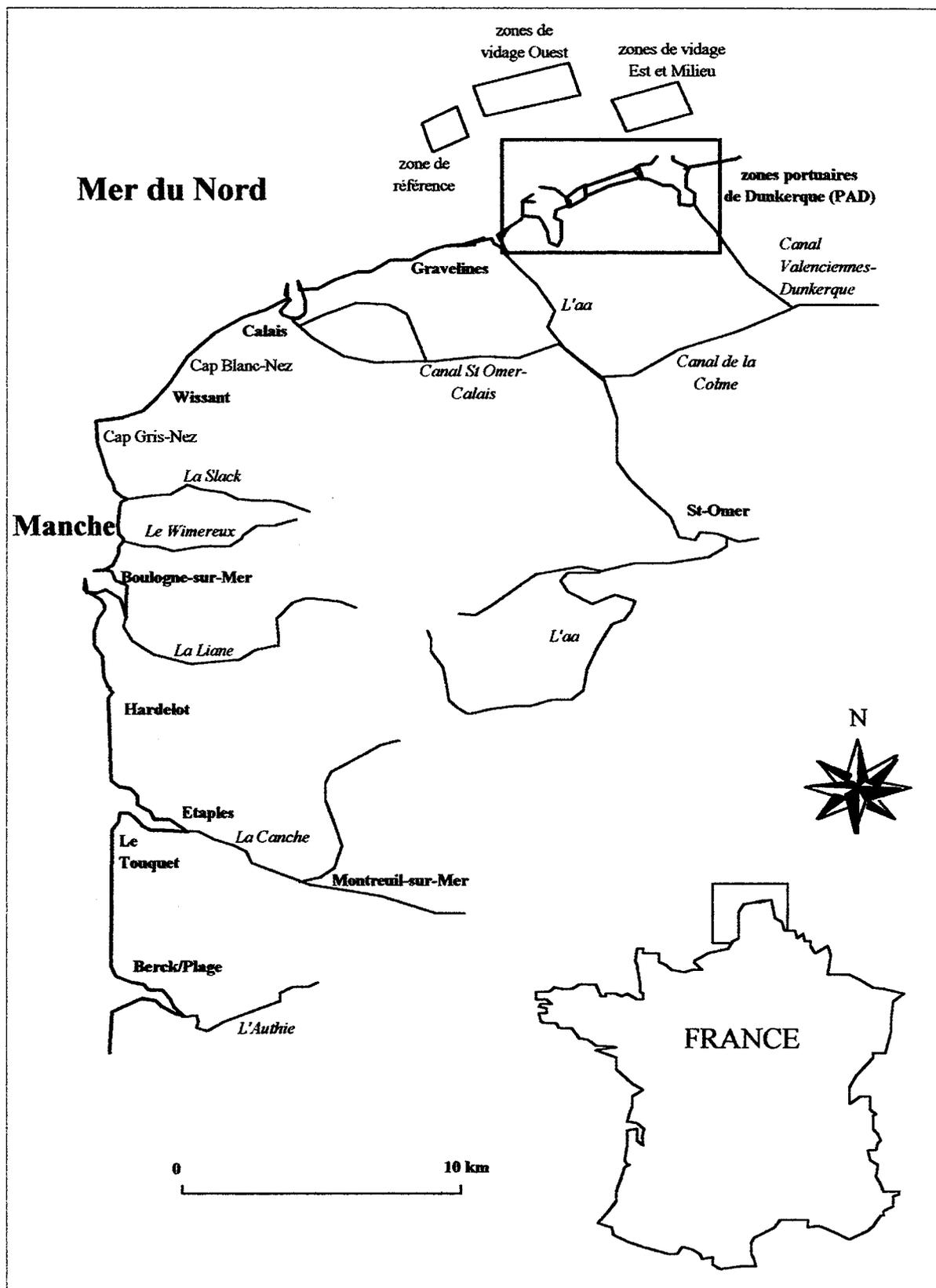
#### I-1-1- Situation générale du Déroit du Pas-de-Calais

C'est dans la partie française de la Mer du Nord, au niveau du Déroit du Pas-de-Calais, que se situent le port de Dunkerque et ses zones de vidage. Cette mer, à très fort régime de marée (marée mégatidale), possède un hydrodynamisme très intense. Celui-ci induit des répercussions considérables sur les écosystèmes, aussi bien d'un point de vue faunistique que sur les cycles biogéochimiques et la géomorphologie des fonds sous-marins. Cabioch (1984) observait, d'ailleurs, que dans ce système, caractérisé par l'intensité de ses courants advectifs, on constate la dispersion des ressources trophiques et des larves. De telles caractéristiques conditionnent la structure, la répartition, la dynamique et le fonctionnement de tout peuplement.

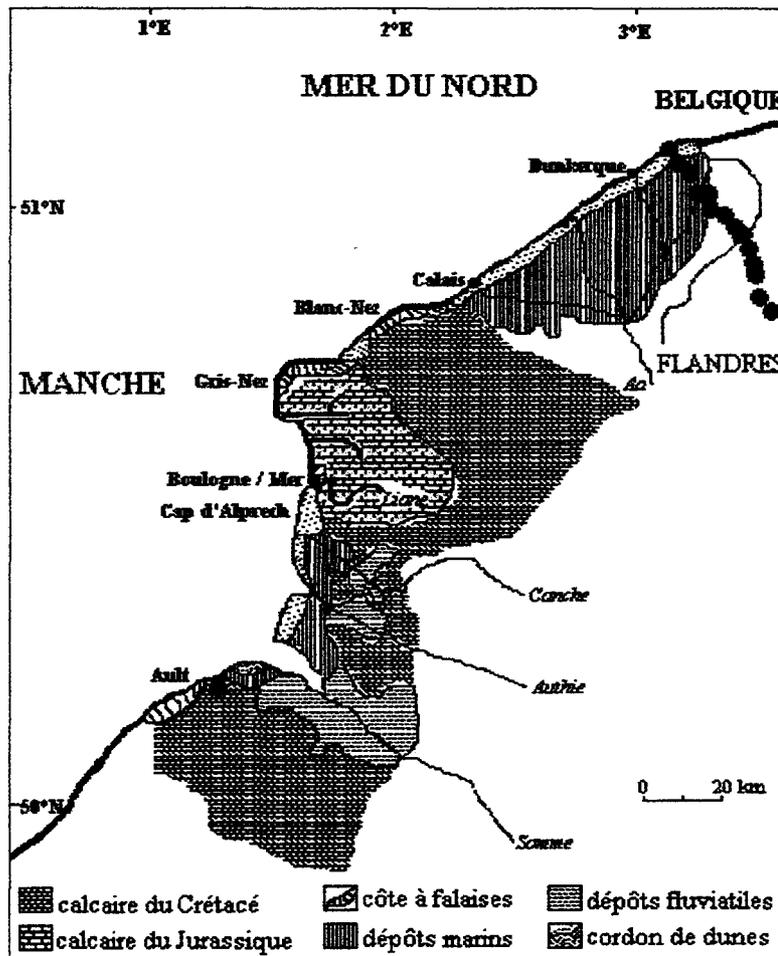
Au goulot d'étranglement formé par le Déroit du Pas-de-Calais, succède vers le Nord, une zone plus ouverte présentant des courants plus faibles que ceux mesurés au niveau du Cap Blanc-Nez. Ils induisent un granuloclassement des sédiments : gradient d'affaiblissement de la granulométrie parallèle à la côte. La nature calcaire du trait de côte (**fig. 2**) fragilise, en terme d'érosion, un littoral où débouchent de nombreux fleuves côtiers (**fig. 1**). L'effet de la houle et des courants provoque ainsi, régulièrement, la remobilisation des particules sédimentaires déposées (érosion, lessivage des crêtes de banc, remise en suspension des particules les plus fines). Associés à ces facteurs hydrodynamiques, les nombreux apports terrigènes naturels ou anthropiques, entraînent des incidences en termes de dessalure, de turbidité, d'enrichissement en matière organique et en polluants, et rendent les eaux de la frange littorale du Nord de la France particulièrement turbides et riches en matières en suspension (MES) et en polluants divers (Chaussepied *et al.*, 1989).

La conséquence directe de tout ceci est un envasement inéluctable de tous les ports de la région Nord/Pas-de-Calais. L'ampleur de ce phénomène est telle que le dragage régulier des différents bassins est une nécessité afin de maintenir les tirants d'eau indispensables aux activités portuaires.

A ce problème d'envasement, dépendant des propriétés naturelles du milieu, s'ajoutent des pressions anthropiques. En effet, la partie anglo-française de la Mer du Nord représente le carrefour maritime le plus fréquenté du monde : berceau du deuxième port de voyageurs du monde (Calais), du premier port de voyageurs d'Angleterre (Douvres), du deuxième port industriel de France (Dunkerque) et du premier port de pêche de France (Boulogne-sur-Mer). Le Déroit du Pas-de-



**Fig. 1** : Façade littorale du Nord de la France et localisation des sites d'étude.



**Fig. 2 : Cartographie des caractéristiques géologiques du littoral Nord de la France.**

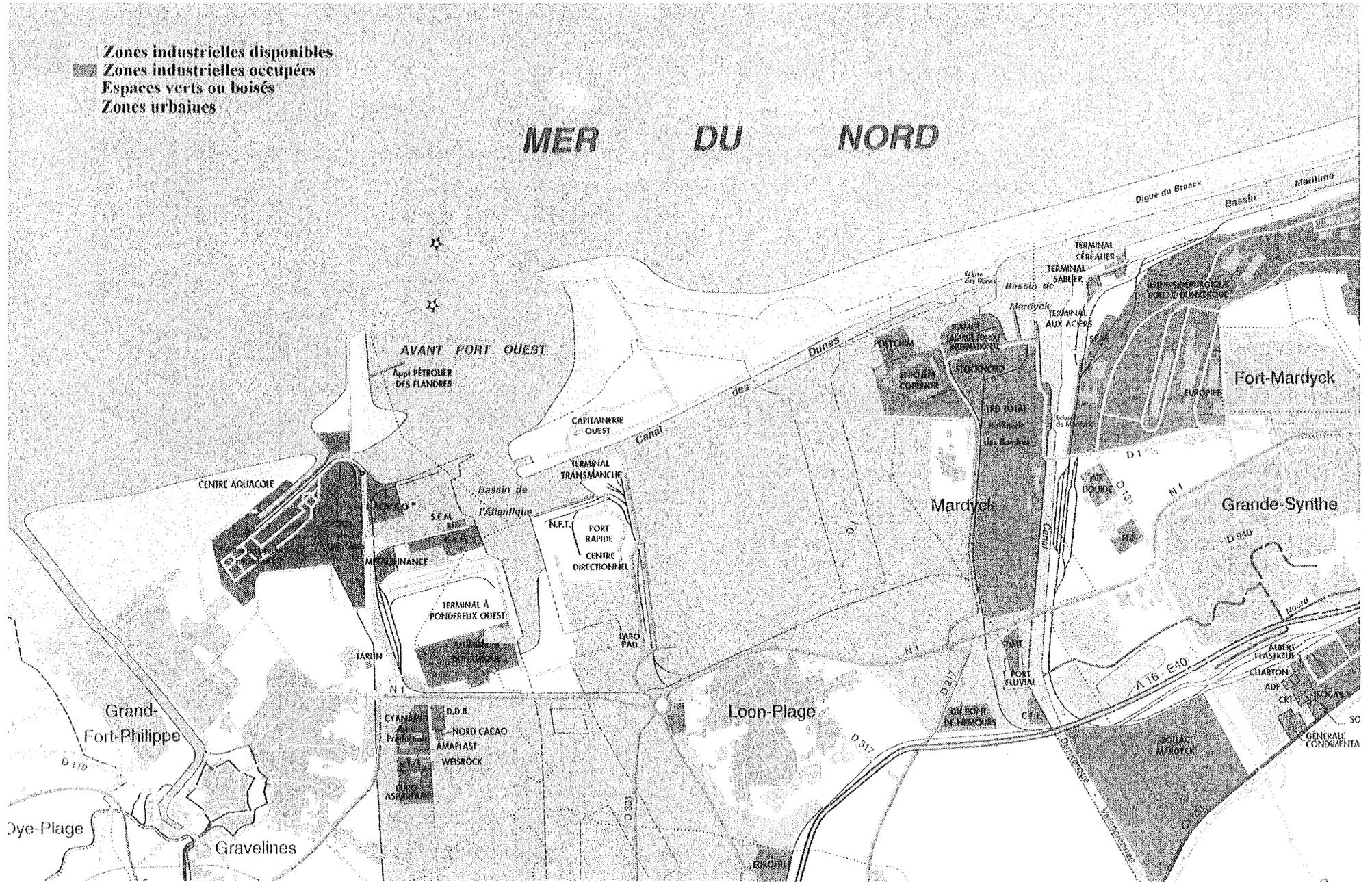
Calais est donc le siège d'un trafic industriel, touristique et commercial intense, vecteur de flux polluants importants (Barbier *et al.*, 1986) (fig. 3 et 4). Le **tableau 1** illustre, pour résumer ces apports, les différentes pressions anthropiques auxquelles sont exposés les milieux côtiers du Littoral du Nord de la France (d'après L'Hopitault et Delattre, 1983 ; Delabre, 1985 ; Flament, 1985 ; L'Hopitault *et al.*, 1985 ; Chaussepied *et al.*, 1989)

### I-1-2- Historique et spécificité industrielle du site portuaire de Dunkerque

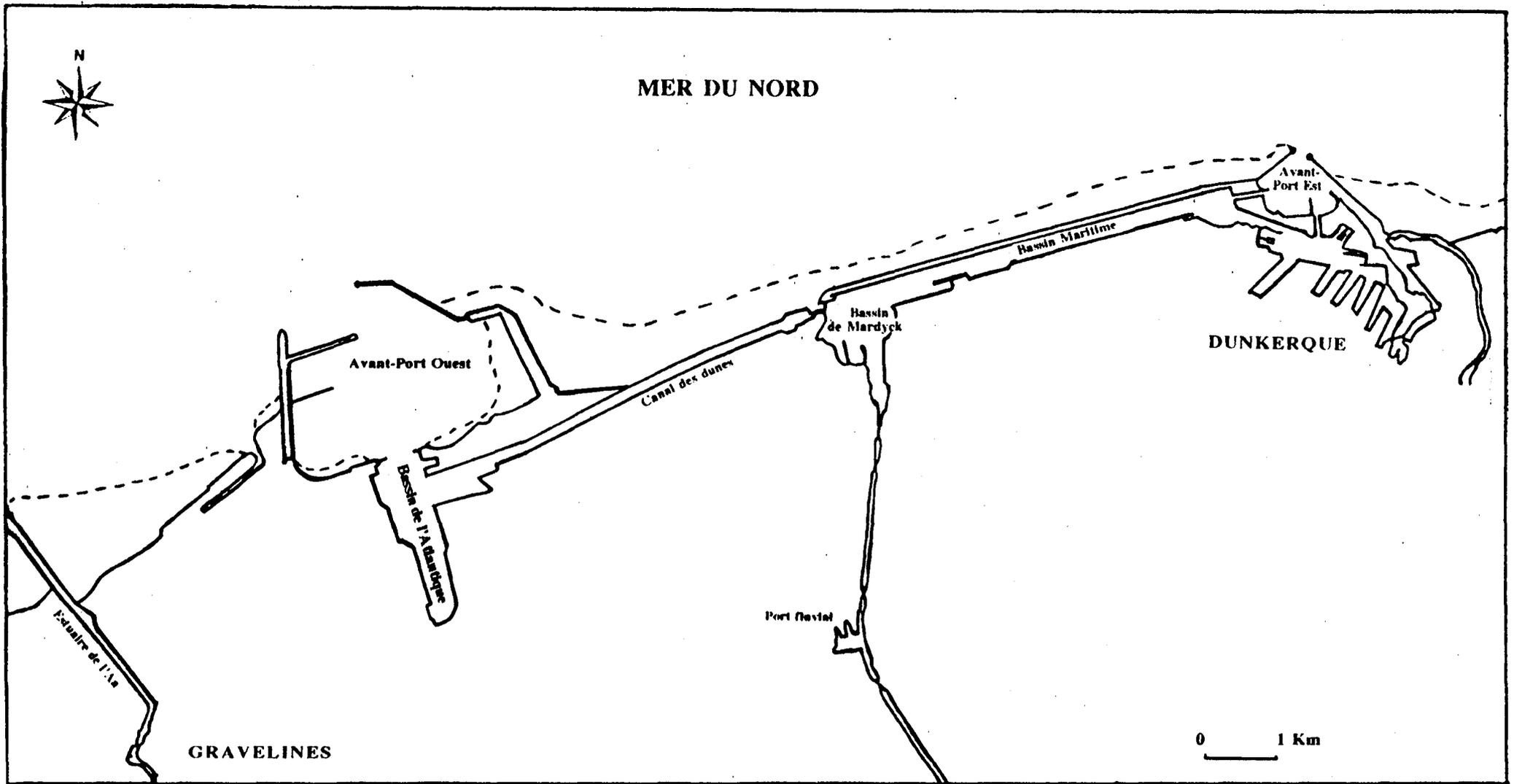
Le Port Autonome de Dunkerque (PAD) est un établissement public de l'Etat doté de la personnalité civile et de l'autonomie financière. Placé sous la tutelle du Ministre chargé des Ports Maritimes, il est soumis au contrôle financier de l'Etat (loi n° 65 491 du 29 juin 1965). En tant qu'établissement public, il a pour objet d'assurer la gestion d'un port ou d'un groupement de ports, cependant il est soumis à la circonscription, définie par le Conseil d'Etat, comme la zone d'action potentielle à l'intérieur des limites de laquelle le Port Autonome a vocation à intervenir, conformément à son objet (Avis du Conseil d'Etat du 20 octobre 1976). Troisième port français de commerce, le PAD inaugura à la fin des années 50 l'ère de "l'industrie sur l'eau" avec l'arrivée sur le site du complexe sidérurgique Sollac-Dunkerque. Les principales installations recouvrent pour l'essentiel la **partie Est du Port de Dunkerque** (l'Avant-Port Est (APE), le bassin Maritime, bassin de Mardyck, bassin d'évitage et les darses). Parmi les autres industries anciennes, citons l'industrie pétrolière (raffinerie BP) et dans le secteur agro-alimentaire, la plus importante huilerie d'Europe (Ets Lesieur). Sous la pression de la croissance industrielle, un important bassin maritime à flot fut construit au début des années 60. Il fut gagné sur la mer, à l'ouest de l'ancien port. Il fut d'abord le siège d'Usinor Dunkerque, puis de la Centrale thermique EDF, et de nombreuses autres industries telles qu'une raffinerie (TOTAL), une cimenterie (LFL), des usines de gaz (Air-liquide) ou encore d'installations pétrochimiques. Cet essor industriel a rapidement saturé les capacités d'accueil du nouveau bassin à flot, amenant la construction de l'**Avant-Port Ouest** au début des années 70, au centre d'une vaste zone à vocation industrielle, actuellement occupée par la centrale nucléaire EDF de Gravelines, les appontements des Flandres (stockages pétroliers), Pechiney électrometallurgie (production d'aluminium) et les terminaux Trans-Manche et Trans-océanique (navires porte-conteneurs). Toute la surface disponible est cependant loin d'être entièrement exploitée aujourd'hui, mais déjà une telle concentration industrielle ne peut qu'engendrer des pollutions susceptibles de perturber la faune locale et justifie une étude approfondie sur l'influence, dans les zones de vidage, des rejets de sédiments provenant des dragages du port de Dunkerque (Est et Ouest).

### I-1-3- Localisation géographique des zones de vidages du port de Dunkerque

Les zones de vidages sont situées dans le Détroit du Pas-de-Calais, au large de la Mer du Nord, entre 3 et 8 kilomètres de la côte (fig. 5). La zone de vidage Ouest-Sud est délimitée au nord-ouest par le banc Breedt, au Nord-Est par le banc du Snouw et au Sud-Ouest par les Hauts-fonds de Gravelines. Elle est située à environ 2 milles au large de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque (APO) et est orientée Nord-Est, parallèlement à la côte. La zone de vidage Ouest-Nord est bornée au nord par le Dyck Central et au Sud par le banc Breedt. Elle est située beaucoup plus au large de l'APO et est orientée vers l'Est. Les zones de vidage Milieu (ou Centre) et Est sont situées dans une sorte de « cul de sac » à la convergence de trois bancs de sable, au Nord le banc Breedt, au Sud le banc Break et à l'Est le banc Smal. Elles sont localisées à proximité de l'entrée de l'APE et orientées au Nord pour la première, perpendiculairement à la côte, et au Sud-Ouest pour la seconde, parallèlement à la côte (**tab. 2**)



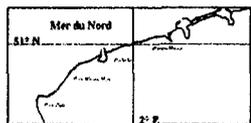
**Fig. 3 : Complexe industriolo-portuaire de dunkerque.**



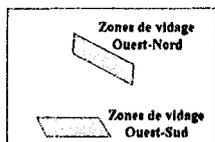
**Fig. 4 : Schéma des infrastructures portuaires entre Gravelines et Dunkerque.**

<b>Pressions anthropiques</b>	<b>Substance ou activité en cause</b>	<b>Principales sources</b>	<b>Effets possibles</b>
<b>DÉCHETS ENTRANTS</b>	NUTRIMENTS	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Eaux usées</li> <li>➤ Agriculture</li> <li>➤ Aquaculture</li> <li>➤ Industries</li> </ul>	<b>Eutrophisation</b>
	ORGANISMES PATHOGENES	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Eaux usées</li> <li>➤ Agriculture</li> </ul>	<b>Maladies et infections</b> <b>Contaminations</b>
	HYDROCARBURES	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Eaux usées</li> <li>➤ Navigation</li> <li>➤ Automobiles</li> <li>➤ Industries</li> <li>➤ Effluents urbains</li> </ul>	<b>Pollution du milieu et de la faune</b> <b>Mazoutage</b>
	COMPOSES ORGANIQUES DE SYNTHÈSE	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Eaux usées</li> <li>➤ Agriculture</li> <li>➤ Industries</li> <li>➤ Exploitation forestière</li> </ul>	<b>Troubles du métabolisme</b>
	DECHETS RADIOACTIFS	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Essais nucléaires</li> <li>➤ Traitement du combustible irradié</li> <li>➤ Décharges</li> <li>➤ Accidents nucléaires</li> </ul>	<b>Troubles du métabolisme</b>
	METAUX TRACES	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Eaux usées</li> <li>➤ Décharges</li> <li>➤ Automobiles</li> <li>➤ Industries</li> </ul>	<b>Troubles du métabolisme</b>
	MATIERES PLASTIQUES ET DETRITUS	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Dépôts sauvages</li> <li>➤ déchets de navigation</li> <li>➤ Matériel de pêche perdu</li> </ul>	<b>Faune empêtrée</b> <b>Troubles digestifs</b>
	DECHETS SOLIDES (organiques ou non)	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Eaux usées</li> <li>➤ Décharges</li> <li>➤ Industries</li> </ul>	<b>Désoxygénation</b> <b>Colmatage des habitats</b>
<b>REAMENAGEMENT DU MILIEU</b>	AMENAGEMENT DES RIVES, BARRAGES, CANALISATION,...	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Dragages</li> <li>➤ Développement industriel</li> <li>➤ Constructions, habitations</li> <li>➤ Tourisme, loisirs</li> </ul>	<b>Dévalorisation esthétique</b> <b>Disparition des habitats</b> <b>Erosion</b>
<b>EXPLOITATION DES RESSOURCES</b>	PECHE	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Loisirs</li> <li>➤ Activité halieutique</li> </ul>	<b>Appauvrissement des stocks</b> <b>Modification des écosystèmes</b>
	EXPLOITATIONS INDUSTRIELLES, AGRICOLES et URBAINES	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Assainissement</li> <li>➤ Stations d'épuration</li> <li>➤ Irrigation, dragages</li> <li>➤ Forage, extraction, accident</li> <li>➤ Industries</li> </ul>	<b>Pollution par les produits</b> <b>Altération de la qualité des eaux</b> <b>Erosion</b>
<b>CHANGEMENTS CLIMATIQUES</b>	CO <sub>2</sub> CFC AUTRES GAZ (à effet de serre)	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Production d'énergie</li> <li>➤ Transports</li> <li>➤ Agriculture</li> <li>➤ Industries</li> </ul>	<b>Élévation du niveau des eaux, inondations,</b> <b>Disparition des zones humides,</b> <b>Perturbation des habitats et des écosystèmes</b> <b>Détérioration des infrastructures</b>

**Tab.1 : Récapitulatif des pressions anthropiques sur l'environnement aquatique.**



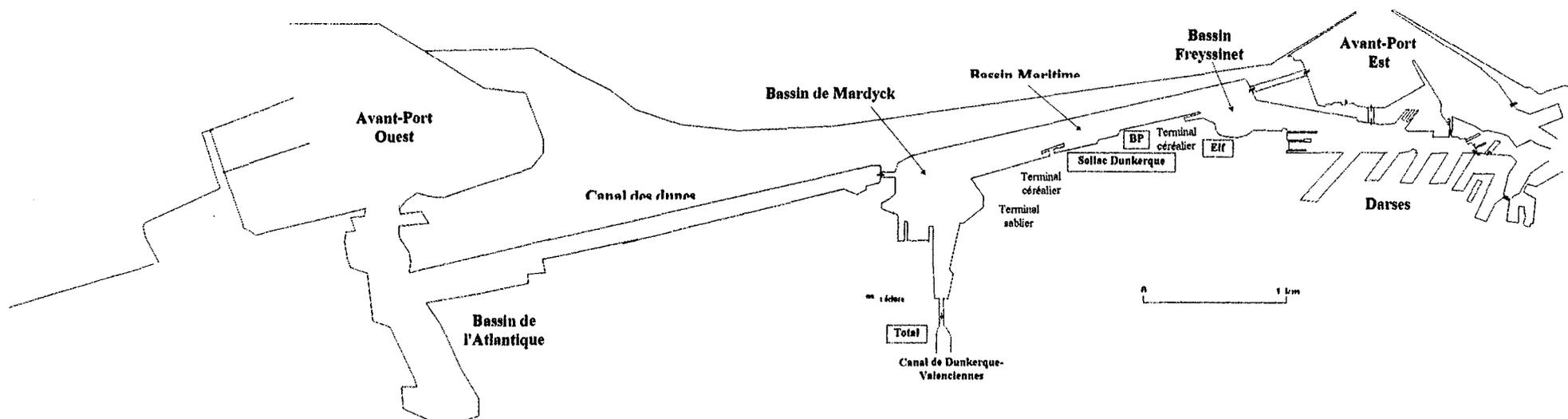
Zone de référence



Zones de vidage  
Ouest



Zones de vidage Est et Milieu



**Fig. 5 : Localisation géographique des zones de vidage et du Port Est de Dunkerque.**

## I-2- Sédimentologie

La répartition et la nature des sédiments superficiels du fond de la mer dépendent de deux règles essentielles (**tab. 3**). On trouvera :

- des sédiments grossiers (cailloutis, graviers) dans les zones de courants forts,
- des sédiments plus fins (sables à sables vaseux) dans les zones de courants plus faibles.

La **figure 6** illustre la répartition de ces différents éléments granulométriques au niveau des sédiments superficiels du Déroit du Pas-de-Calais.

De plus, la bathymétrie des fonds détermine souvent la prédominance de l'action des courants sur la houle et réciproquement. Ainsi, au-delà de -8 mètres, l'action des courants prédomine sur celle de la houle et détermine alors un transport des particules vers le Nord dans la Manche et l'Est dans la Mer du Nord. Réciproquement, dans les zones côtières peu profondes (jusqu'à -8 mètres), l'action de la houle prédomine aux transports particuliers et entraîne des déplacements vers le Nord ou l'Est.

## I-3- Conditions hydrodynamiques

Les phénomènes hydrodynamiques tels que la marée, les courants, la houle et les clapots contribuent à la mise en mouvement des particules, à leur transport et à leur sédimentation. Le vent peut également entraîner des modifications de trajectoires des lignes d'eau et influencer le déplacement des nuages turbides. C'est pourquoi un récapitulatif rapide des caractéristiques de ces éléments nous a semblé approprié afin de mieux appréhender les déplacements des particules remises en suspension après immersion.

Le Déroit du Pas-de-Calais possède une **marée semi-diurne** d'une période de 12 heures 25. Sa forme en entonnoir provoque un décalage des courants de marée dans le temps et l'espace (environ 5 heures pour le montant contre 7 pour le baissant). Le niveau moyen observé est de 3,15 m au-dessus du zéro hydrographique (**tab. 4**). Cependant, les vents violents (>10 m/s) de secteur Ouest à Nord-Est peuvent entraîner des surcotes annuelles de 1,04 m (surcote décennale : 1,49 m ; surcote centennale : 1,94 m). Les dépressions peuvent aussi provoquer des surcotes occasionnelles mais qui restent peu sensibles isolément.

Dans le Nord / Pas-de-Calais, les **courants de marée** sont alternatifs et de direction sensiblement parallèle à la côte. Le courant de flot associé au montant est orienté ENE (65-70°) alors que le courant de jusant associé au baissant est orienté WSW (225-260°). Leur résultante, le **courant général résiduel**, faible, porte au NE en atteignant des vitesses de 2,7 milles / jour environ (soit à peu près 5 km / heure).

Les vents très puissants, de secteurs Sud-Ouest en hiver et Nord-Est au printemps, sont de nature à modifier la direction de ces courants de marée en inversant parfois le déplacement des masses d'eau superficielle sur une épaisseur de couche d'eau dont l'importance varie en fonction de la violence et la durée du vent. Ainsi, dès que le vent souffle avec une force relativement élevée, le courant résiduel disparaît pour laisser place à un nouveau courant portant dans la direction vers laquelle souffle le vent et qui se combine souvent avec les courants de marée. Ce **courant lié au vent** possède une action d'autant plus forte que les coefficients de marée sont faibles (Morte Eau). De même, l'intensité des courants de marée diminue quand celle des courants liés aux vents augmente. Compte tenu du trait de côte, les vents N et NE provoquent donc ce genre de modifications du régime théorique en retardant les courants de flot et, réciproquement, pour le jusant avec les vents de SW (données SHOM, 1968). On comprend donc ici, que des mesures de courants ne s'interprètent qu'avec les données météorologiques du moment. De plus, ces phénomènes génèrent parfois des problèmes pour l'entrée des gros minéraliers dans le Port Est (PAD, communication personnelle).

		Latitude N	Longitude E	Superficie
V I D A G E S	Ouest-Nord	51° 05' 70	2° 12' 00	(561 × 2329 m <sup>2</sup> )
		51° 05' 70	2° 10' 00	1,31 km <sup>2</sup>
		51° 06' 00	2° 10' 00	
		51° 06' 00	2° 12' 00	
	Ouest-Sud	51° 03' 80	2° 09' 17	
		51° 04' 09	2° 08' 97	1,48 km <sup>2</sup>
		51° 04' 34	2° 11' 13	
		51° 04' 63	2° 10' 92	
	Milieu	51° 05' 50	2° 17' 67	
		51° 05' 50	2° 18' 30	1,11 km <sup>2</sup>
		51° 04' 80	2° 17' 77	
		51° 04' 80	2° 18' 30	
	Est	51° 05' 10	2° 20' 00	
		51° 04' 92	2° 21' 30	1,02 km <sup>2</sup>
		51° 04' 72	2° 20' 00	
		51° 04' 55	2° 21' 30	

**Tab. 2** : Coordonnées des zones de vidage Ouest du Port de Dunkerque. [d'après la carte marine n° 6651 (INT 1481)].

Sédiments	Peuplements associés	Vitesse du courant approximative
Dalle	<i>Raz Blanchart</i>	>3 nœuds
Cailloutis	<i>Ophiotrix fragilis</i>	2,5 nœuds
Graviers	<i>Amphioxus</i>	2,1 à 2,5 nœuds
Sables moyens propres	<i>Ophelia borealis</i>	1,4 à 2,1 nœuds
Hétérogène envasé	<i>Ophiura texturata</i>	1,4 à 2,1 nœuds
Sables fins envasés	<i>Abra alba</i>	<1,4 nœuds

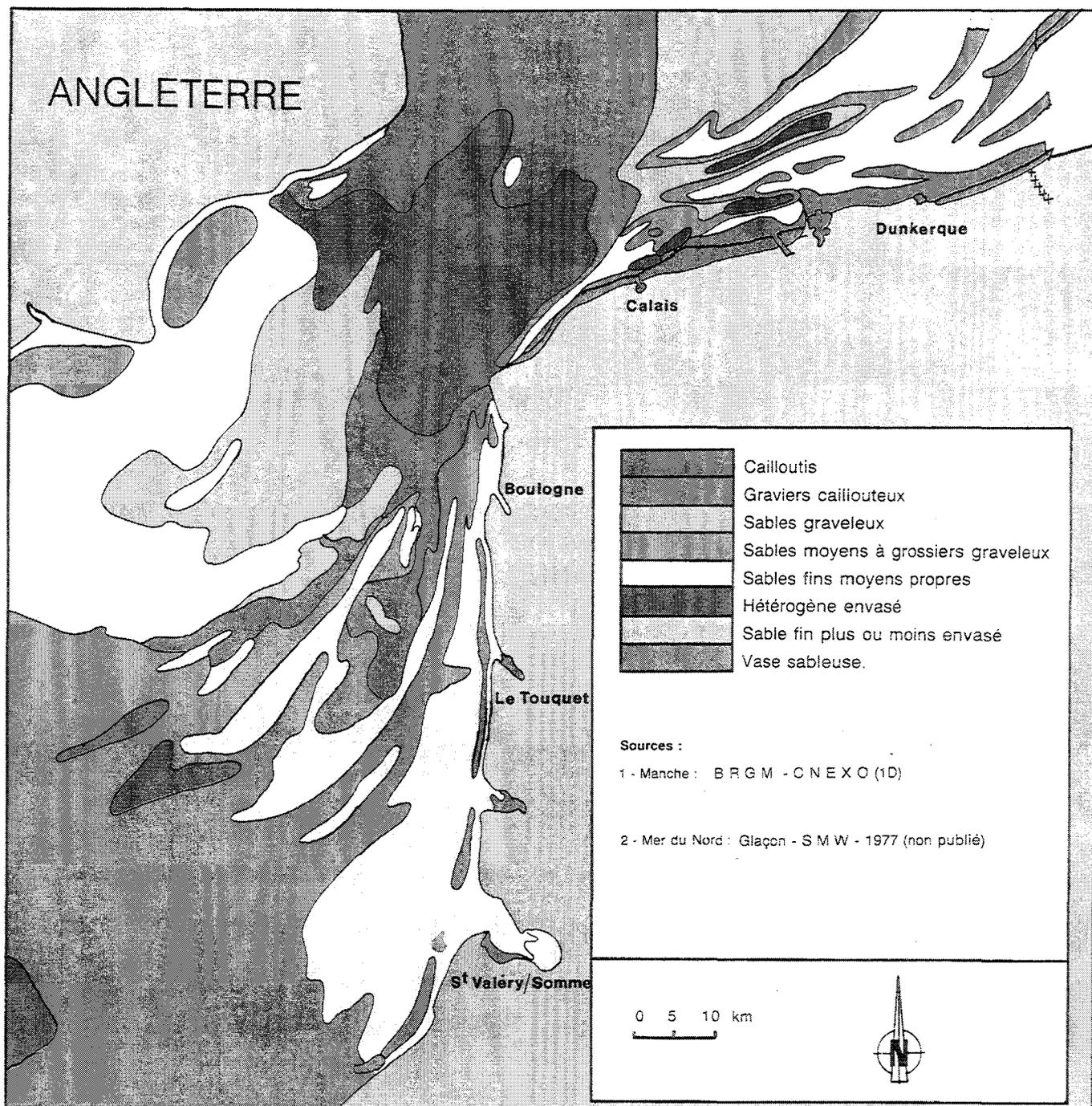
**Tab. 3** : Tableau des faciès granulométriques et peuplements associés, en fonction des vitesses de courant. (d'après Sanvincente-Anorve, 1995)

	Coefficient de marée	COTE de :	
		Pleine mer	Basse mer
Vive Eau	95	5,80 m	0,50 m
Moyenne	70	5,50 m	0,90 m
Morte Eau moyenne	45	4,80 m	1,40m

**Tab. 4** : Tableau des caractéristiques hydrographiques de la marée au niveau de Dunkerque [données du Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (SHOM), 1968].

Lieu	Hauteur significative de la houle en m			profondeur (en m)
	annuelle	décennale	centennale	
Dunkerque Est	4,1	5,7	7,4	6 à 13 m
Dunkerque Ouest	4,9	6,8	8,7	6,2 m
Passé de l'Ouest	6,6	9,1	11,6	13,5 m

**Tab. 5** : Hauteurs de la houle de tempête extrapolées à partir des données disponibles (Laboratoire National d'Hydraulique, 1971 ; Archives de la météorologie Nationale).



**Fig. 6** : Nature granulométrique des sédiments superficiels du Déroit du Pas-de-Calais.

Mais les vents ne sont pas les seuls facteurs à influencer la vitesse et la direction des courants de marée. La topographie des sites conditionne également l'écoulement des masses d'eau. Ainsi, l'intensité des courants augmente sensiblement dans les Passes (de l'ordre de 2,5 nœuds) pour décroître ensuite sur les bancs (1,8 nœuds environ). L'orientation de ceux-ci, ainsi que le tracé de la ligne de côte, canalisent donc de façon différente le flot et le jusant. On constate alors qu'une ligne orientée SE-NW passant par le port Est de Dunkerque sépare deux types de régimes de courants :

- le flot est guidé par la Passe de l'Ouest qui le rapproche de la côte, augmentant ainsi sa vitesse dans une bande allant de Gravelines au Port Est de Dunkerque, avec des maxima mesurés aux sorties des Avant-Ports Ouest et Est : la **bande côtière**,
- le jusant, dirigé NE-SW suivant les Chenaux Nord-Est de la Rade de Dunkerque, subit un resserrement des lignes d'eau contre le littoral avec des accélérations de vitesse d'écoulement des courants. Ainsi, c'est **au large** que les vitesses maximales de jusant sont mesurées et prédominent sur le flot (notamment au nord du banc du Dyck).

En Vive Eau moyenne, les courants de marée avoisinent les 1 m/s mais dans les **chenaux interbancs**, les vitesses peuvent être beaucoup plus fortes lors des marées de forts coefficients (>3m/s).

La houle, provenant de l'Ouest au Nord-Est, joue également un rôle dans le déplacement des masses d'eau, ainsi que dans le transport des matériaux, les mouvements transversaux dans le profil des plages et les mouvements longitudinaux parallèles au rivage. Sa période moyenne dans le Détroit du Pas-de-Calais est de 6 secondes et ses trains de vagues (période 7 à 10 s) viennent se réfracter à la côte. Ces phénomènes créent des **courants de houle** pouvant atteindre 1m/s. **Au large**, la houle provient principalement du secteur ONO à NNE (66,4%). Son intensité est modérée (ne dépassant pas 1,25 m) dans près de 75% du temps, mais sa direction varie en fonction des facteurs saisonniers. Ainsi, elle est majoritairement de secteur ONO en hiver pour passer au secteur NNE au printemps sous l'action des forts coups de vent. **A la côte**, les agitations subissent un phénomène de réfraction qui peut provoquer des renforcements ou des atténuations dans l'amplitude de la houle. Ses hauteurs peuvent alors devenir exceptionnelles, notamment en cas de tempête, sous l'effet conjugué du niveau de la mer, de la topographie très irrégulière des fonds (fosses, bancs de sable, ridens) et de la direction de la houle du large (**tab. 5**).

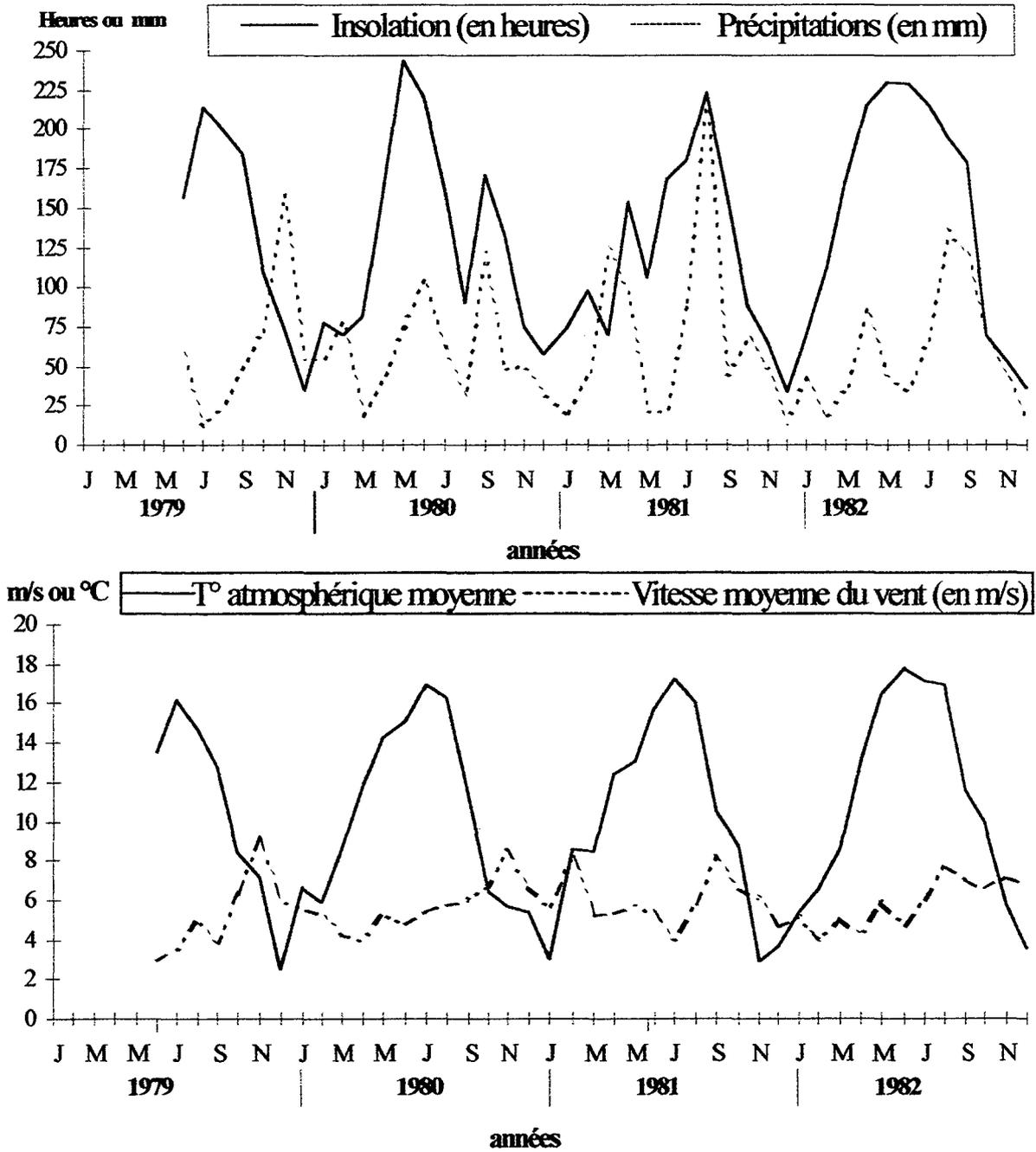
On comprend donc que, dans toutes ces conditions particulières, les vases fluides et les sables fins issus des produits de dragage soient susceptibles d'être remobilisés dans la colonne d'eau et que les phénomènes hydrodynamiques conditionnent le déplacement des particules de petite taille qu'il s'agisse de sédiments immergées ou de faune (espèces pélagiques de petite taille, larves, ...).

#### I-4- Conditions hydrologiques et physico-chimiques du milieu

Si les conditions hydrodynamiques conditionnent le déplacement des particules dans l'espace, les paramètres hydrologiques et physico-chimiques sont, quant à eux, responsables de leur devenir dans le cadre des cycles biogéochimiques. Ils influencent ainsi les réactions et les équilibres chimiques (mécanismes de sorption / désorption, ...), de même qu'ils définissent les caractéristiques des biotopes en les rendant plus ou moins propices à l'épanouissement de la faune. Seront donc ci-après énumérés les principaux paramètres susceptibles d'intervenir dans ces processus.

##### I-4-1- Paramètres physico-chimiques

La **climatologie** regroupe un ensemble de paramètres influençant fortement la composition des écosystèmes. Sur la zone d'étude, elle peut être aisément suivie grâce aux stations météorologiques côtières. Ainsi, une étude réalisée par Bentley (1983) sur les paramètres physico-chimiques du Détroit du Pas-de-Calais a servi de référence aux illustrations récapitulatives de la **figure 7**. Celles-ci présentent, rapidement, l'évolution des conditions climatiques (température



**fig. 7 : Evolution des paramètres physico-chimiques généraux de 1979 à 1983 (d'après les données de Bentley, 1983)**

*Insolation : nombre d'heures où le soleil a brillé*

atmosphérique, précipitation, insolation, vent) sur une courte période de temps. La plupart de ces paramètres (températures atmosphériques, précipitations, insolation, vents) évoluent selon un cycle sinusoïdal, fonction des facteurs saisonniers (alternance d'amplitude hiver/été), en adéquation avec les caractéristiques d'un climat tempéré littoral. A l'instar de la température atmosphérique, la **température de l'eau de mer** est maximale en été et minimale en hiver. Elle varie peu avec l'augmentation de la profondeur (variation de 0,5°C sur 15m) et reste tempérée, même en hiver ( $t^{\circ} \text{eau} > t^{\circ} \text{air}$ ).

Par ailleurs, d'autres paramètres hydrologiques, interviennent dans bon nombre de processus chimiques qui impliquent tant la faune que les sédiments. Il en va ainsi du **pH**, paramètre qui varie beaucoup au cours du temps, et qui dépend, ici, essentiellement de l'importance des rejets industriels et urbains. De même, la **chlorinité** fluctue beaucoup entre la côte et le large :  $< 34,5 \text{ mg/kg}$  à la côte contre  $> 34,5 \text{ mg/kg}$  au centre du détroit. Cette différence peut s'expliquer par l'influence des apports fluviaux et telluriques prépondérants à la côte et qui s'estompent vers le large. En effet, des dessalures induites par les rejets estuariens provoquent une répartition quasi régulière des eaux saumâtres à la côte, de part et d'autre d'un minimum de salinité situé dans l'axe du Chenal. Cette bande de faible salinité coïncide généralement avec les panaches turbides des estuaires. Là encore, des variations saisonnières sont observables du fait de l'augmentation hivernale des débits fluviaux. On peut aussi citer l'**oxygène dissous**, exprimé en % de saturation puisqu'il permet d'évaluer, par exemple, le degré de confinement de zones portuaires ou l'hypoxie de certains sédiments. Ainsi, en zone littorale, les conditions hydrodynamiques et l'activité photosynthétique favorisent une bonne oxygénation du milieu, excepté dans les zones enrichies en matières oxydables (matières organiques azotées, nitrites, nitrates,...). Sur la zone Nord (du Gris-Nez à la frontière belge), on peut donc observer un gradient côte-large croissant (Quisthoudt, 1983). Une sur-oxygénation printanière et estivale a été également trouvée devant Gravelines (Hedin-Bougard *et al.*, 1979 ; études de 1975 à 1978) suivie d'une consommation de l'oxygène dissous par la dégradation des phytoplanctons, consommés à leur tour par les zooplanctons. Ces phénomènes expliquent l'inversion du gradient côte-large observée durant les efflorescences (blooms) phytoplanctoniques (production d' $\text{O}_2$  supérieure à la côte par rapport au large). Citons enfin, la présence des **éléments nutritifs** (NTK, P, COT) dans le milieu, qui est essentiellement liée aux cycles biologiques (développement du phytoplancton, dégradation oxydative par les bactéries,...). Les apports extérieurs provenant des fleuves, du lessivage des sols, des rejets urbains et industriels compensent les pertes par sédimentation de ce cycle. Les teneurs moyennes habituellement mesurées au niveau de Gravelines sont assez élevées (sans doute liées à l'influence de l'Aa) (**tab. 6**). Le **tableau 7** offre un récapitulatif des différents paramètres physico-chimiques et de leurs caractéristiques mesurées à Dunkerque.

éléments nutritifs	Teneurs mesurées (en $\mu\text{atg/l}$ )
$\text{NH}_4$	193,03
$\text{NO}_2$	10,22
$\text{NO}_3$	276,00
$\text{PO}_4$	3,98
$\text{SiO}_4$	96,00

**Tab. 6** : Tableau des teneurs en éléments nutritifs mesurées au niveau de Gravelines (d'après Bentley, 1983). ( $\mu\text{atg/l}$  : micro atmosphère gramme/litre)

	Gradient Côte → large	Variations Saisonnnières, Caractéristiques	Valeurs moyennes à Dunkerque
Température atmosphérique	Ø	maximale en juillet-août minimale en hiver	de 2 à 18°C
Température de l'eau	+ décroissant - →	inversion en automne et au printemps et large couche de mélange estivale, sans thermocline	de 2 à 16°C
Précipitations	Ø	maximale en automne et au printemps minimale en été	64,42 mm/mois
Vents	Ø	Orientés au NE, avec de violentes tempêtes en hiver et aux équinoxes	de 4 à >7m/s
chlorinité	- croissant + →	diminution en hiver à la côte	de 33,77 à 33,89 mg/kg
pH	- croissant + →	augmentation printanière liée aux « blooms » planctoniques	de 8,09 à 8,42
O <sub>2</sub> dissous	- croissant + →	augmentation au printemps et été avec inversion du gradient liée aux « blooms »	de 100 à 120%
Eléments nutritifs	+ décroissant - →	augmentation en hiver, diminution estivale	de 180 à 300 µatg/l
Turbidité	+ décroissant - →	augmentation en hiver et automne	voisine de 10 NTU

**Tab. 7 :** Tableau récapitulatif des paramètres physico-chimiques. (d'après Hedin-Bougard *et al.*, 1979 ; HYDROBIOS, 1980 ; Quisthoudt, 1983)

#### I-4-2- Matières organiques en suspension (MES) et turbidité

Les paramètres physico-chimiques présentés plus haut, définissent les caractéristiques du biotope et conditionnent le comportement des polluants dans la colonne d'eau. Dans le cas des immersions de déblais de dragage, il faut néanmoins tenir compte d'un autre paramètre très important : la **turbidité**. En effet, cette notion permet de suivre l'évolution du nuage de particules remises en suspension par ces opérations. Elle peut être évaluée soit par l'appréciation du poids des MES, soit par des mesures néphélométriques (c'est-à-dire par mesure optique de la transparence) de ces suspensions. A ces informations, il convient également d'associer la caractérisation (en taille et nature) des suspensions. En effet, les éléments de faible poids spécifique (argiles, phytoplanctons, ...), qui donnent de faibles valeurs néphélométriques, peuvent avoir un impact considérable sur la transmission des rayons lumineux à travers la couche d'eau qui les charrie et entraînent de graves répercussions écologiques, alors que des grains de sable, qui constituent des masses en suspension élevées, ont un risque d'interférence optique plus limité.

On peut répertorier de nombreuses causes d'augmentation de la turbidité. Les phénomènes influençant le plus ces valeurs sont soit d'ordre naturel soit anthropiques. On peut ainsi en citer plusieurs dont ont déjà été décrits plus haut dans le détail :

- l'agitation des masses d'eau (houle, tempêtes, ...), qui facilitent la remise en suspension des particules détritiques de fonds ;
- les courants de marée, qui selon leur vitesse, accentuent l'érosion des crêtes des bancs de sable ou des fonds marins ;
- les apports telluriques liés aux fleuves ;
- l'augmentation de la matière organique lors des « blooms » planctoniques ;
- et bien évidemment, l'immersion (ou clapage) des déblais de dragage.

Les valeurs de turbidité fluctuent beaucoup au cours du temps, puisque les phénomènes qui les engendrent ont une périodicité qui leur est propre. Ainsi, la turbidité est un paramètre qui varie à

la fois en fonction de phénomènes de courtes durées (et/ou acycliques), comme les cycles de marée et les conditions météorologiques, et en fonction d'évolutions à plus longs termes comme les variations saisonnières. On peut constater que les courants de marée associés aux conditions météorologiques orientent beaucoup le déplacement des MES, ce qui induit des modifications spatiales et temporelles des valeurs de turbidité. En effet, comme nous l'avons précisé plus haut, les conditions climatiques, l'intensité de l'hydrodynamisme, l'amplitude des débits fluviaux, déterminent les variations saisonnières d'amplitude modérée à moyen terme, en modifiant par exemple les apports telluriques ou les enrichissements organiques. En revanche, les phénomènes périodiques acycliques, comme les tempêtes violentes et les immersions, ont une incidence à très court terme dont les répercussions sur ce paramètre sont davantage perceptibles. Les origines multiples de la turbidité rendent néanmoins difficilement interprétables les évolutions temporelles (saisonnières, ...) et spatiales (géographiques) même si un gradient côte-large décroissant est souvent observé (Bentley, 1983), avec des valeurs de turbidité maximales mesurées le plus souvent en automne et en hiver (turbidité voisine de 10 NTU [unité néphélogramme]).

### I-4-3- Teneurs en polluants sur le littoral Nord de la France

#### I-4-3-1- Classe des polluants

« La pollution de l'environnement marin correspond à l'introduction par l'Homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergies dont résultent des effets néfastes tels des torts aux ressources vivantes, des risques pour la santé humaine, des gênes aux activités marines incluant la pêche, des altérations de qualité des eaux restreignant leur utilisation et des réductions des activités d'agrément » - définition établie par le GESAMP (Group of Expert of the Scientific Aspects of Marine Pollution - IMO/EAO/UNESCO, 1991).

Cette définition amène la classification des polluants en quatre classes :

- **Classe 1** : nutriments, matière organique naturelle sous forme de suspension solide ou colloïdale, matière organique dissoute, ammoniac et autres matériaux naturels demandeurs d'oxygène.
- **Classe 2** : éléments pathogènes (bactéries, virus).
- **Classe 3** : métaux lourds en concentrations supérieures à celles existant dans le système naturel.
- **Classe 4** : produits chimiques toxiques qui, en affectant le code génétique, peuvent avoir des conséquences Carcinogènes, Mutagènes ou Tératogènes (couramment dénommés CMT). De nombreux produits synthétiques (comme les polychlorobiphényles (PCB)) et radioactifs rentrent dans cette classe.

Cette classification ne tient cependant pas compte des apports naturels (érosion, volcanisme,...) pourtant considérés comme source de pollution par d'autres auteurs (eg. Förstner, 1980 ; Förstner et Wittmann, 1981 ; Delabre, 1985 ; Dessaint, 1987 ; Choisy, 1994).

En ce qui concerne les métaux, Rice & Chien (1979) avaient établi une classification biologique des éléments introduits dans le milieu marin, qu'il est utile de résumer dans le **tableau 8**.

<b>Éléments majeurs indispensables à la vie</b>	Ca, K, Mg, Na
<b>Oligo-éléments essentiels</b>	Al, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Si, V, Zn
<b>Oligo-éléments secondaires</b>	Cr, Cs, Ni, Rb, Sr
<b>Oligo-éléments toxiques</b>	Ag, As, Ba, Be, Bi, Cd, Pb, Hg, Sb, Se

**Tab. 8 : Classification biologique des métaux (d'après Rice & Chien, 1979).**

### I-4-3-2- Teneurs naturelles

Les polluants introduits dans le milieu marin peuvent ou bien demeurer sous forme dissoute, ou alors sédimenter, sous le jeu de réactions chimiques diverses, et intégrer le sédiment sous forme inerte ou remobilisable. L'évaluation du taux de pollution peut se faire au niveau de la colonne d'eau ou alors du sédiment, comme maillon ultime d'intégration. Les mesures effectuées dans la colonne d'eau s'expriment généralement en terme de flux dispersif, et sont le plus souvent très faibles au regard des teneurs mesurées au niveau des fonds marins. Dans ce travail, seuls les pollutions sédimentaires seront évaluées puisque notre démarche analytique se situe au niveau benthique. Cependant, nous ne pouvons pas négliger les sources de ces pollutions, leur cheminement jusqu'à la matrice sédimentaire, ni même le jeu des remobilisations à l'interface eau/sédiment. En effet, chacun de ces processus est de nature à faire évoluer les concentrations finales en polluants dans les sédiments. Ce taux de pollution s'évalue à partir de la charge totale en polluants et nécessite la connaissance préalable du taux naturel de ces substances afin d'en déduire l'enrichissement relatif aux activités anthropiques. Ces teneurs sont évaluées à partir des dépôts fossiles, des dépôts récents provenant de zones considérées comme non polluées ou à partir de carottes sédimentaires datées de l'âge préindustriel. Elles permettent d'établir un « bruit de fond » ou « background » servant de valeur de référence. Le **tableau 9** présente les teneurs naturelles en métaux de différents types de substrats rencontrés dans le milieu selon la bibliographie (Turekian & Wedepohl, 1961 ; Förstner & Müller, 1973 ; Förstner, 1977 ; Bowen, 1979 ; Campbell & Loring, 1980 ; Pinta, 1980 ; Dossis & Warren, 1981 ; Katz & Kaplan, 1981 ; Rapin & Fernex, 1981 ; Warren, 1981 ; Dessaint, 1987).

#### ⊗ Principales sources de pollution sur le littoral français de la Mer du Nord

On regroupe en général ces différentes sources en 6 catégories (Förstner, 1980 ; Förstner et Wittmann, 1981 ; Delabre, 1985 ; Dessaint, 1987 ; Choisy, 1994) :

- les apports naturels : l'érosion des roches, le lessivage des sols, le volcanisme et les sources géothermiques ;
- l'exploitation des minerais : l'extraction et le traitement des minerais ;
- l'utilisation des métaux et composés métalliques dans l'industrie (métallurgie, industries électriques) ;
- les rejets atmosphériques : la combustion des hydrocarbures fossiles (pétrole, charbon,...), du bois et des ordures ménagères, les rejets produits par les cimenteries et les verreries, ... ;
- le lessivage des métaux des décharges d'ordures et de déchets solides ;
- les rejets d'égouts d'eaux pluviales et résiduaires des zones fortement urbanisées.

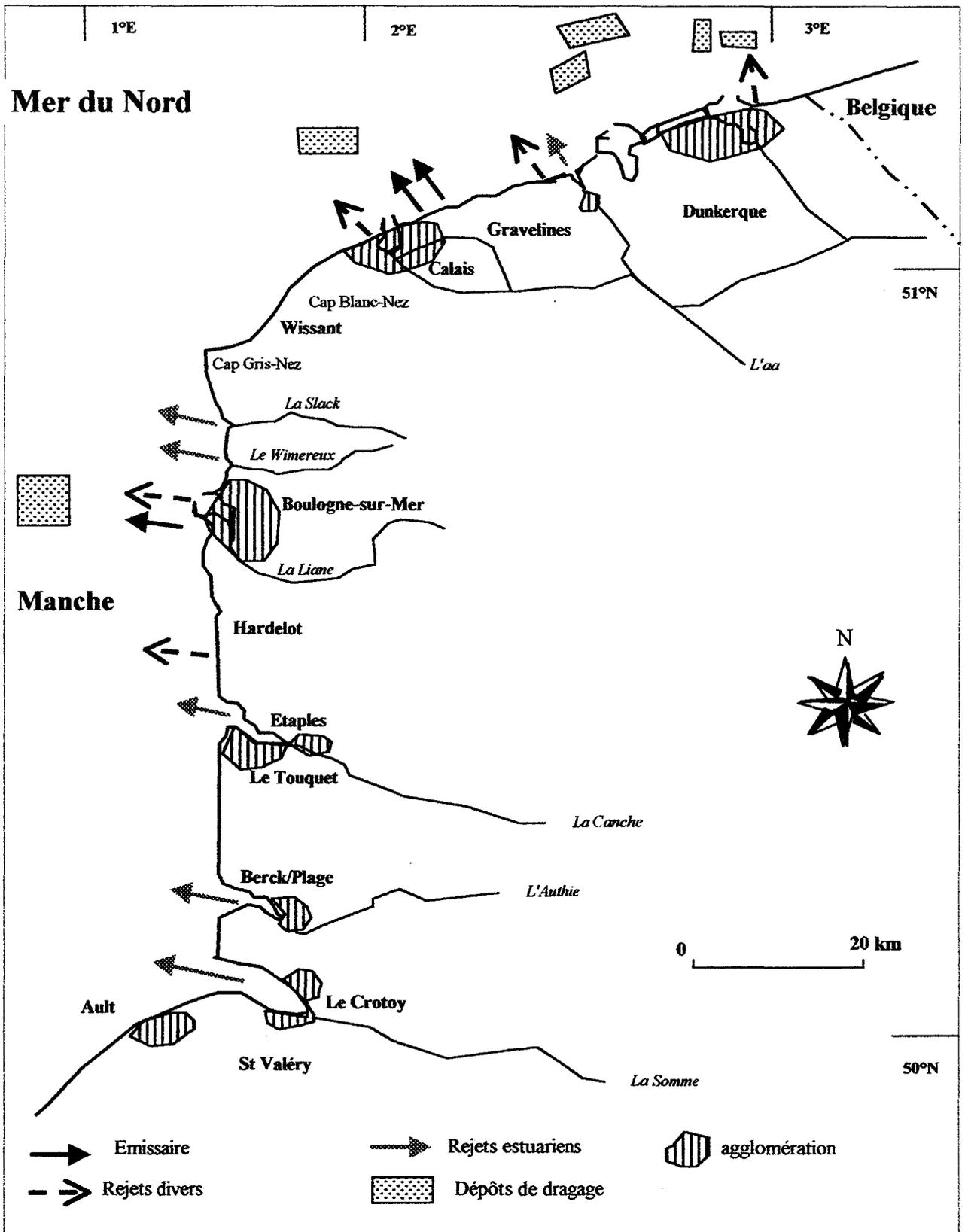
Les principaux apports polluants de la région Nord/Pas-de-Calais ont deux origines principales :

- **industrielle (particulaire et atmosphérique)** : métallurgies (fabrication, traitement, alliages) (Fe, Ni, Cd, Cu), extractions minières (Fe, Cd, Pb), industries électriques (batteries, accumulateurs, conducteurs) (Cd, Cu, Ni, Pb), industries plastiques (PVC, caoutchouc, ...) (Cd, Cu, Ni, Pb), industries de transformation (tannage, papeterie, textile, verrerie, ...) (Fe, Cu, Pb), industries automobiles, industries du bâtiment, industries chimiques ou pharmaceutiques (raffinerie, fabriques d'engrais, de pesticides, de fongicides, de phytosanitaires, de pigments, ...) (Cd, Cu, Fe, Pb, Ti, organochlorés, organocomplexes).
- **fluviale** : apports estuariens (Somme, Authie, Canche, Aa), apports des canaux et rivières côtières (Wimereux, Slack, Canal à Grand Gabarit, wateringues), apports des eaux usées par les exutoires urbains.

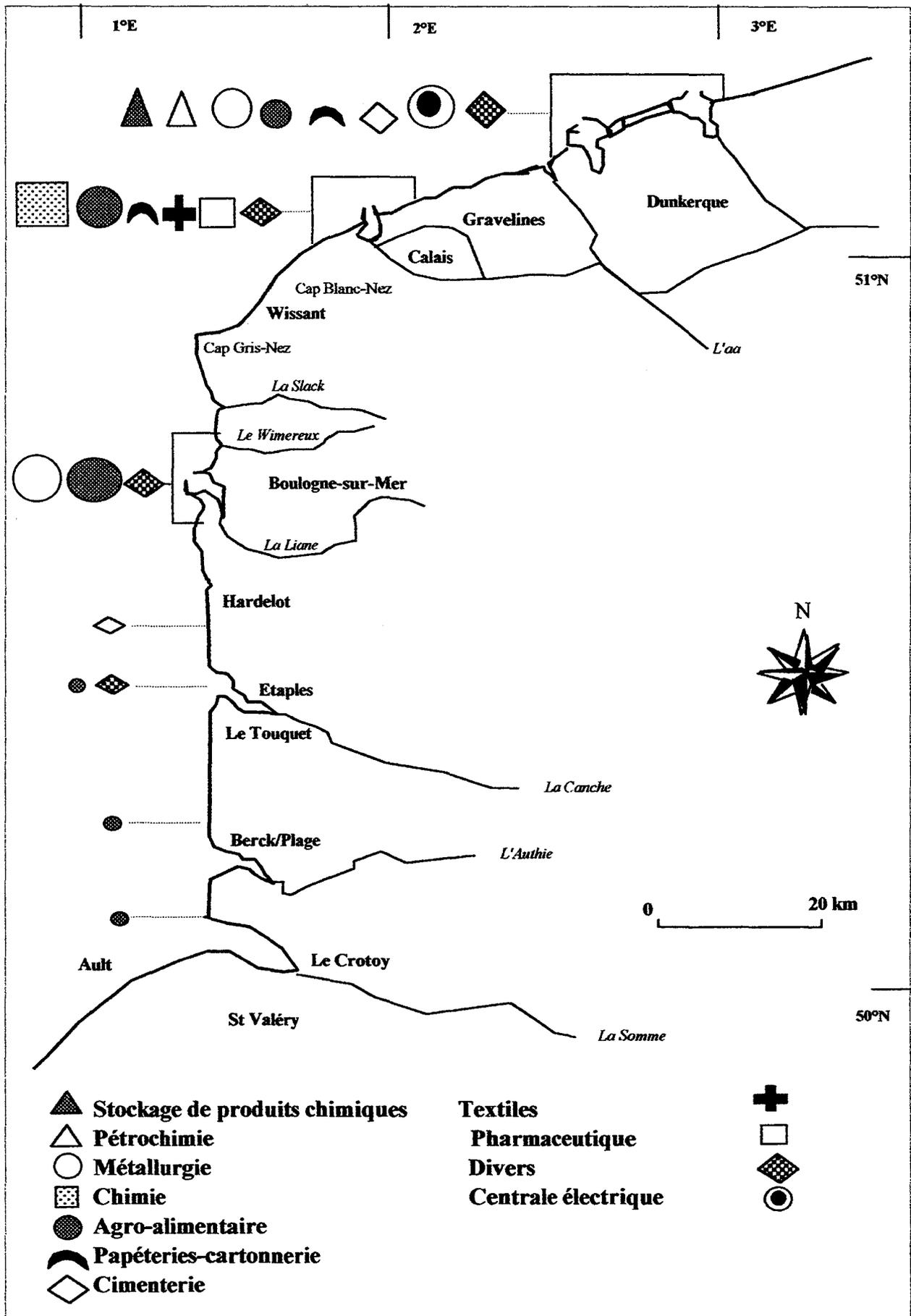
Les **figures 8 et 9** présentent les principaux sites de rejets polluants et les principales implantations industrielles qui en sont la source sur la façade française de la Mer du Nord.

	Cd	Co	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Hg	Sn	Cr	Ti	Mn
<b>sédiments fossiles</b>	0,20	19	45	47 200	68	20						
<b>sédiments argileux</b>	0,22	19	39	48 000	68	23						
<b>sédiments argileux standardisés (Shale Standard)</b>	0,3	19	45		68	20	95	0,4		90		850
<b>sédiments calcaires</b>	0,03	0,1	6	17 000	7	6						
<b>sédiments calcaires subtidaux</b>												
• zone sableuse avec plantes	0,13			856		9,4	15,9					
• graveleux avec débris de coquilles	0,10			2 790		9,5	13,6					
• vase grise graveleuse sans trace de vie	0,04			4290		13,4	24,5					
<b>sédiments sableux</b>	0,05	0,3	30	29 000	9	10						
<b>sédiments préindustriels</b>	0,30	16	51	32 300	46	30						
<b>sédiments marins préindustriels</b>	0,15		15			50	180	0,10	0,20			
<b>sédiments côtiers préindustriels</b>	0,6					10	110					
<b>sédiments lacustres</b>	0,40	16	45	43 400	66	34						
<b>sols</b>	0,60	12	25	32 000	34	29						
<b>sédiments arctiques côtiers</b>		10 (6-14)	20 (4-42)		19 (5-71)	18 (11-33)	45 (17-83)	0,05 (0,02-0,08)		57 (16-139)		310 (120-660)
<b>sédiments arctiques profonds</b>		26 (11-42)	47 (12-81)		51 (19-94)	23 (12-32)	77 (34-106)	0,07 (0,04-0,11)		84 (56-109)		3580 (260-9450)
<b>sédiments californiens</b>	0,43		9,02		15,4	10,5	44,4			25,5		
<b>concentration dans la croûte terrestre :</b>												
• granites		1-7 19	10-30 45	14200-29600 47200	4,5-15 68	10-15 20	39-60 95	0,08 0,4	1,5-3 6	4,1-22 90	1200-3400 4600	380-540 850
• schistes		0,3		9800	2	7	15	0,03	0	35	1500	
• grès		0,1	9	3800	20	9	20	0,04	0	11	400	1100
• carbonates sédimentaires		0,7	30	9000	30	9	35	0	0	11	770	1000
• carbonates marins		74	250	65000	225	80	165	0	105	90	4600	6700
• argiles												

**Tab. 9 : Teneurs naturelles pour quelques métaux dans les sédiments et les sols (en ppm) (d'après Turekian et Wedepohl, 1961 ; Förstner, 1978 ; Förstner et Müller, 1978 ; Bowen, 1979 ; Campbell et Loring, 1980 ; Pinta, 1980 ; Dossis et Warren, 1981 ; Katz et Kaplan, 1981 ; Rapin et Fernex, 1981 ; Warren, 1981 ; Ure et Berrow, 1982 ; Dessaint, 1987)**



**Fig. 8 : Localisation des principales sources de rejets du littoral Nord .**



**Fig. 9 : Répartition des principales implantations industrielles du littoral Nord (d'après le RNO, 1988).**

⊗ Principaux apports polluants dans les sédiments superficiels du Littoral Nord / Pas-de-Calais

Les apports en métaux et métalloïdes au milieu marin, et plus spécifiquement le long des côtes du Nord / Pas-de-Calais, ont fait l'objet de nombreux travaux (eg Förstner et Wittmann, 1981 ; Moore et Ramamoorthy, 1984 ; Delabre, 1985 ; Alzieu, 1989 ; Cossa et Lassus, 1989 ; Cossa *et al.*, 1990, 1993 ; Boutier et Alzieu, 1991 ; Michel, 1993, OSPAR, 1993 ; Choisy, 1994 ; Tack et Verloo, 1995 ; Giraud *et al.*, 1997) dont les **tableaux 10 et 11** offrent une rapide synthèse. On constate ainsi que la contamination métallique des sédiments côtiers du Nord / Pas-de-Calais peut être localement importante, notamment en Cd, Hg, Ni, Pb, et Zn, principalement au niveau des grands ports régionaux (Septier *et al.*, 1991 ; Romont, 1996 ; Dhainaut-Courtois, 1999). Bien que les teneurs côtières surpassent en règle générale celles mesurées au large, les sites d'immersion des déblais de dragage et leurs abords proches présentent des concentrations importantes de polluants (L'Hopitault *et al.*, 1983 ; Chaussepied *et al.*, 1989). En effet, les apports à la mer consécutifs à l'immersion des boues de dragage portuaire représentent une part non négligeable des apports totaux, et principalement ceux du port de Dunkerque (Est et Ouest) (L'Hopitault et Delattre, 1983 ; Barbier *et al.*, 1986 ; Chaussepied *et al.*, 1989 ; GEODE, 1992, 1995 ; Choisy, 1994 ; Romont, 1996 ; Giraud *et al.*, 1997). Pour résumer ces données, la **figure 10** illustre sous forme de cartographie les principaux contaminants des sédiments superficiels repérés sur le Littoral Nord / Pas-de-Calais. Les histogrammes de la **figure 11** récapitulent, quant à eux, la part des grands ports régionaux dans les apports à la mer. Ces illustrations montrent la part primordiale du port de Dunkerque dans les apports régionaux au milieu marin, tant en terme de quantité de matière sèche immergée, qu'en terme de polluants, en comparaison aux autres ports du site (Calais et Boulogne-sur-Mer).

Métaux	Récapitulation des apports au milieu marin en tonnes / an				
	Atmosphériques	Fluviatiles dissous	Fluviatiles particulaires	Sources naturelles	Anthropiques (particulaires)
As	12 000 - 26 000	63 000	179 000	7 000 - 17 000	
Cd	3 000 - 5 000	400 - 7 000	14 000		
Cr	50 000	1 500 000 - 2 000 000 (essentiellement particulaire)		54 000	
Cu	15 000 - 25 000				18 000 - 38 000
Hg	fluctuent en fonction des conditions de milieu	30 - 160	36 000 - 108 000		
Ni	22 000	1 300 000			
Pb	90 000 - 300 000	300 000 - 900 000		< 23 000	
Sn	356	36 000 (essentiellement particulaire)			
Zn				43 500 000	314 000 000

**Tab. 10 : Apports des métaux et métalloïdes en milieu marin dans le détroit du Pas-de-Calais (d'après Förstner et Wittmann, 1981 ; Moore et Ramamoorthy, 1984 ; Alzieu, 1989 ; Cossa et Lassus, 1989 ; Cossa *et al.*, 1990, 1993 ; Boutier et Alzieu, 1991 ; Michel, 1993, OSPAR, 1993 ; Tack et Verloo, 1995).**

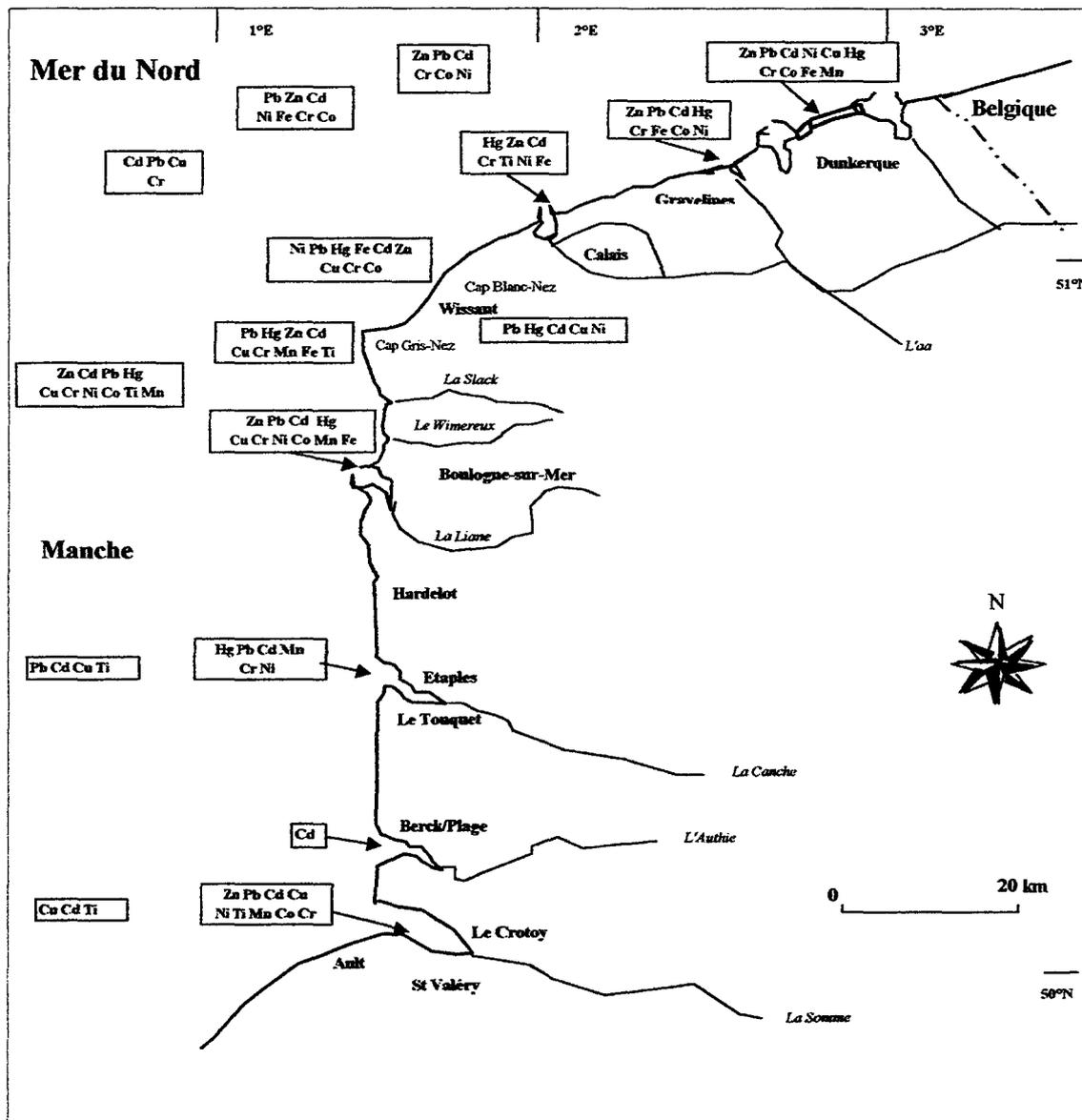
	Cd			Cu			Pb			Zn			MES			MO	N	P
	E.N.	D	Atm	E.N.	D	Atm	E.N.	D	Atm	E.N.	D	Atm	E.N.	D	Atm			
<b>Dunkerque Est</b>	50*	370	170	2,7*	11	2	1,3*	43	1,1	36*	90	4,9	3 100*	530000	29400	9 200*	700*	150*
<b>Dunkerque Ouest</b>	-	740		-	14		-	55		-	109		-	951000		-	-	-
<b>Centrale nucléaire de Gravelines</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2200	-	-	-	-	-
<b>Aa</b>	50	-	-	0,4	-	-	0,7	-	-	2,4	-	-	6900	-	-	3 800	2 600	128
<b>Tioxide</b>	20	-	-	0,7	-	-	0,7	-	-	22	-	-	1600	-	15000	550	-	-
<b>Calais</b>	80*	170	110	1,7*	3	0,8	1,4*	15	1,4	148*	77	6,9	5 300*	133000		10 300*	1 400*	450*
<b>Slack</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	530	-		730	300	16
<b>Wimereux</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	130	-	18200	500	100	7
<b>Boulogne-sur-Mer</b>	140*	190	60	1,1*	5	2	3,6	13	1,7	20*	31	6,4	3 900*	256000		2 000*	600*	25*
<b>Canche</b>	110	-	60	6	-	2	2,8	-	1,4	8	-	5,5	23000	-	-	3 700	2 300	76
<b>Authie</b>	170	-		3,4	-		1,8	-		5	-		16500	-	-	2 700	1 500	26

E.N. : écoulements naturels  
 ATM : apports atmosphériques  
 P : phosphore minéral dissous

\* : rejets débouchants dans les ports  
 MO : matière organique  
 MES : matières en suspension

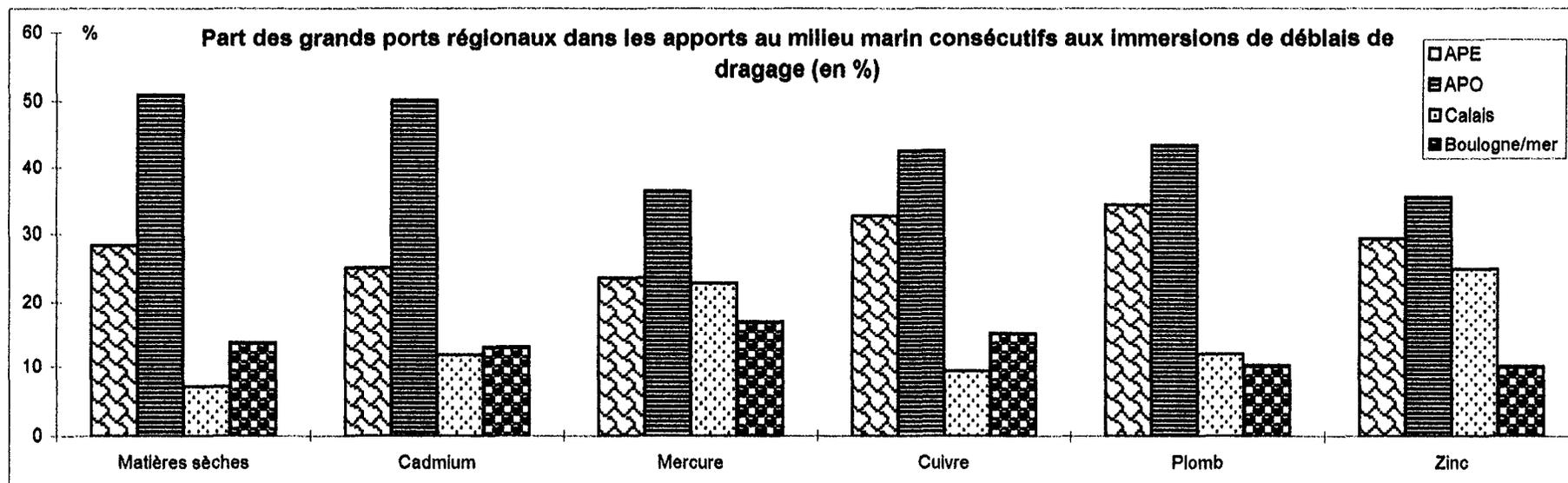
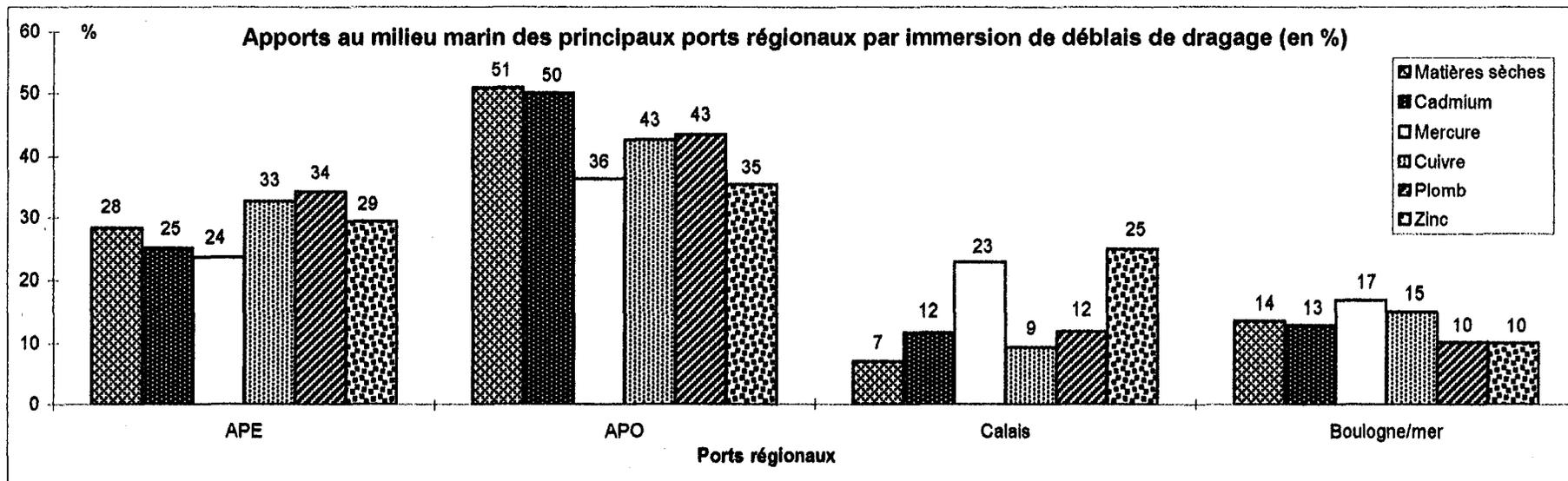
D : apports par les dragages  
 N : azote minéral dissous

**Tableau 11 : Apports chimiques, organiques, nutritifs et particuliers au milieu marin le long des côtes du Nord / Pas-de-Calais (Romont, 1996, d'après Chaussepied *et al.*, 1989). Données en tonnes / an excepté pour le Cd (en kg / an).**



**Fig. 10 : Principaux contaminants métalliques dans les sédiments superficiels du littoral Nord de la France (d'après L'hopitault *et al.*, 1983; Delabre, 1985; Barbier *et al.*, 1986; Chaussepied *et al.*, 1989; GEODE, 1992, 1995; Romont, 1996; Giraud *et al.*, 1997).**

Les métaux en rouge présentent des teneurs très élevées ; ils sont en outre classés par ordre d'importance décroissante.



**Fig. 11** : Histogramme des apports à la mer par déblais de dragage des grands ports du Pas-de-Calais (d'après les données de Chaussepied *et al*, 1989).

## II - Problèmes liés aux activités de dragage

Ce premier récapitulatif, concernant les caractéristiques physiques du milieu, avait pour but de mieux appréhender les paramètres qui président au devenir des particules immergées. Cette seconde partie introduit un des volets de notre problématique. Elle revient en effet sur le problème majeur du port : son envasement inéluctable qui provoque l'exhaussement des fonds, en rendant indispensable les dragages. L'objet du second point de ce chapitre dresse ensuite un rapide récapitulatif des données relatives aux dragages effectués dans le port Autonome de Dunkerque.

### II-1- Apports et envasement (exhaussement des fonds)

Les zones portuaires nécessitent un entretien constant dû à l'accumulation de nombreux matériaux en provenance du bassin versant (rejets industriels, urbains, exutoires du réseau hydrographique) pour ce qui est des apports continentaux, et de l'ensemble des particules fines amenées par les marées. Tous ces résidus sédimentent d'autant plus rapidement que l'hydrodynamisme à l'intérieur du port est réduit. Les gestionnaires de ces zones portuaires [ le Port Autonome de Dunkerque (PAD) ] sont donc contraints de contrôler en permanence l'envasement et l'engorgement des fonds et, dès que nécessaire, doivent procéder aux dragages permettant de maintenir les possibilités de navigation et les capacités d'accueil du port.

#### II-1-1- Exhaussement des fonds

L'exhaussement des fonds marins dans le port de Dunkerque est principalement dû à la nature et à la quantité des particules qui y pénètrent, et à leur comportement dans les enceintes portuaires (modalité de dépôt, tassement, consolidation, érosion, ...).

Les sources de ces apports particuliers sont nombreuses. Nous en citerons ici quelques unes. Ainsi, des dépôts de vases et de sables fins se produisent à certaines périodes de la marée et alimentent la Fosse Extérieure, zone plus profonde située, à l'extérieur, le long de la jetée ouest de l'APO. Ils sont ensuite entraînés vers l'intérieur du port par des courants de remplissage qui pénètrent de façon giratoire pour venir mourir dans le port. On a ainsi constaté l'existence d'une relation simple entre l'envasement de l'APO et l'abaissement des fonds de la Fosse Extérieure. Dans le Chenal d'accès à l'avant-port, les mouvements sédimentaires sont essentiellement représentés par des apports de sable, consécutifs à l'hydrodynamisme et à la circulation maritime. Ces deux types d'apports sédimentaires connaissent des devenir différents. En effet, les vases entrantes se déposent préférentiellement dans le cercle d'évitage, zone circulaire profonde permettant aux navires de manœuvrer et de négocier au mieux leur appontement. Elles constituent ainsi plus de 95% des matières prélevées à cet endroit. Les sables sédimentent, en revanche, préférentiellement sur les talus périphériques et les bords de quais, constituant parfois de petits estrans.

Par ailleurs, d'autres paramètres influencent le dépôt des particules fines. Ainsi, la Centrale nucléaire de Gravelines qui possède sa « prise d'eau » dans l'enceinte de l'APO, génère de très forts courants qui perturbent la circulation des masses d'eau. Son volume de pompage est tel que les volumes d'eau sortant de la Passe d'Entrée sont inférieurs à ceux qui y entrent. Ces phénomènes provoquent ainsi un effet néfaste sur la sédimentation des particules. En effet, étant donné que :

- la turbidité mesurée dans le port varie de 5 à 20 mg/l selon les conditions météorologiques et océanographiques,
- et que la quantité de sédiment vaseux qui se dépose dans un port est égale à 50% de la quantité entrant (quand le volume d'eau sortant correspond au volume d'eau entrant, ce qui n'est pas le cas à Dunkerque),

on comprend d'autant mieux qu'il y ait rétention et sédimentation rapide des particules en suspension, des sables et des vases qui pénètrent. Le taux de sédimentation des vases (de densité moyenne 1,3) est ainsi de l'ordre de 3 m/an dans le port de Dunkerque.

En plus des sables et vases provenant du large, le port de Dunkerque est sujet à des apports telluriques provenant de l'érosion des falaises du Boulonnais (300 000 m<sup>3</sup>/an d'éléments fins), et des

apports fluviaux, essentiellement vaseux, provenant de l'Aa (environ 10 000 tonnes/an de matières sèches) et des exutoires et watingues (7 000 tonnes/an de matières sèches). De même, les tempêtes exceptionnelles de secteur NE peuvent jouer un rôle important dans la mobilité de matériels de l'Est vers l'Ouest, ce qui ramène parfois sur le littoral dunkerquois des apports provenant de l'Escaut. La figure 12 récapitule les apports et les dépôts sédimentaires dans l'APO.

Des calculs théoriques effectués par le laboratoire DELFT (*in Oudart et al.*, 1987), ont été réalisés pour évaluer la quantité des apports particuliers avant la construction de l'APO (études d'impact). Leurs estimations sont présentées dans le **tableau 12**. Le modèle prévoyait des dragages d'entretien fréquents, estimés à 500 000 m<sup>3</sup>/an. En réalité, la sédimentation de sables et de vases dans l'APO est de près de 4 millions m<sup>3</sup>/an. En conséquence de quoi, depuis la construction de l'APO et du Chenal d'accès, les fonds dragués ne se maintiennent pas au niveau théorique. Plus de 2,5 millions de m<sup>3</sup> de matériaux sont dragués par an (à raison de 4 dragages annuels en moyenne) et, cependant, les dragages d'entretien demeurent insuffisants pour compenser les apports sédimentaires ; les tirants-d'eau des navires doivent être périodiquement réduits. Il a en effet été constaté, de 1977 à 1985 (rapport GEODE-SOGREA, 1993), un engraissement des fonds de la zone d'évitage d'environ 2 mètres. A proximité du nouveau cercle d'évitage, les fonds sont passés de -21,50 m à -18,50 m (soit +3m) et à mi-chemin entre les deux zones précédemment citées, on a constaté un exhaussement de 4 mètres.

Pour des raisons financières, seul le cercle d'évitage fait l'objet de dragages intenses, ce qui provoque un exhaussement des fonds sur toute la périphérie, et plus particulièrement sur les talus. De plus, on drague, à l'heure actuelle dans l'APO, en moyenne plus ou moins 2 millions m<sup>3</sup>/an [quantité variant en fonction de la politique annuelle de dragage portuaire] (*cf. Figure 15*), alors qu'il s'en dépose 3 millions m<sup>3</sup>/an (soit 1,5 million de tonnes de matière sèche/an, avec  $d=1,3$ ), avec une sédimentation plus accrue en hiver (0,5 m/mois) qu'en été (0,05 m/mois). Cette politique de dragages sélectifs crée des zones d'instabilité (surtout sur les talus) et des glissements de vase qui génèrent des difficultés accrues pour maintenir la zone d'évitage.

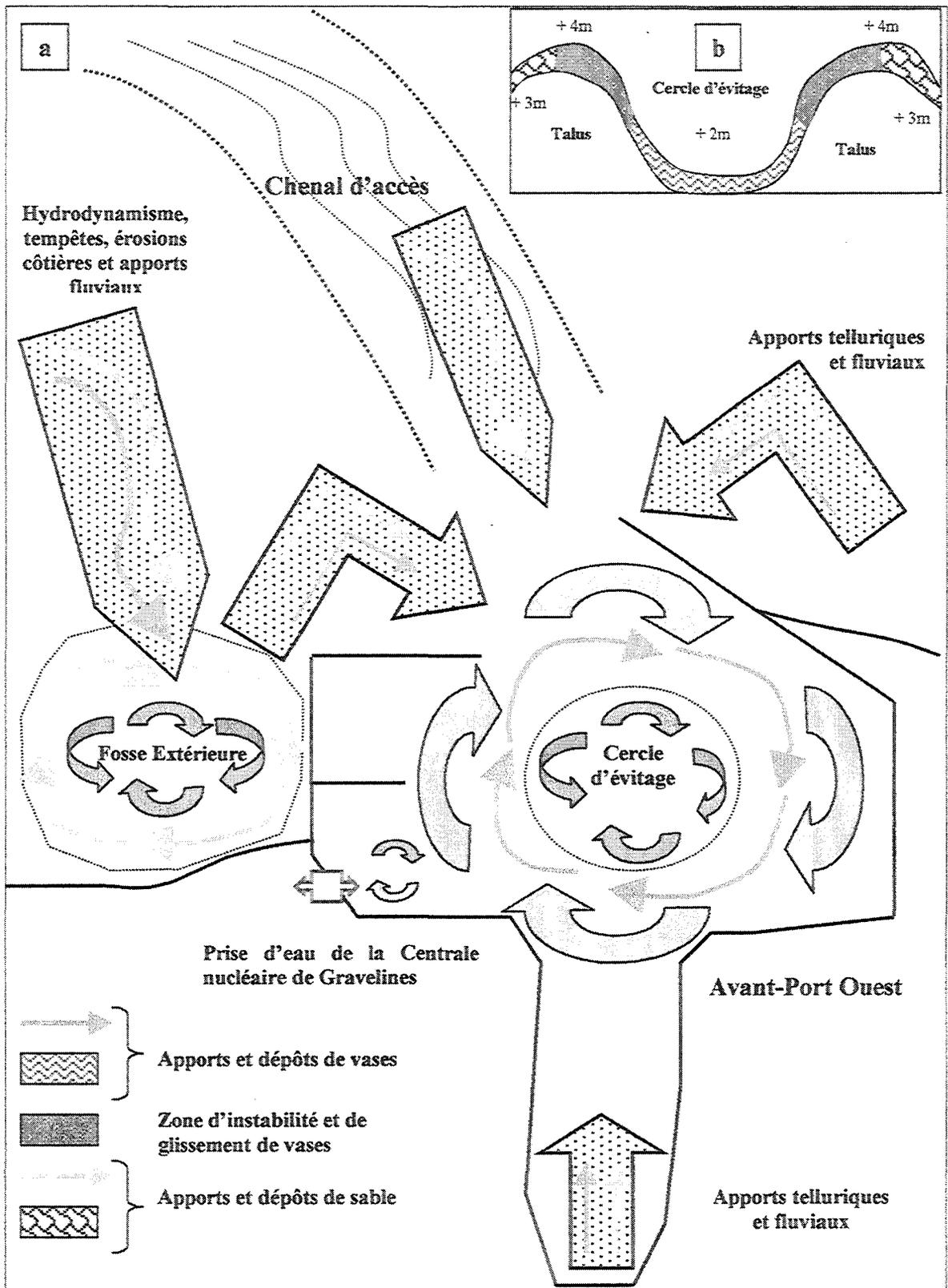
Evaluation de la quantité des apports particuliers (avant la construction de l'APO)		Dragages prévisionnels (en m <sup>3</sup> /an)	Quantités réellement draguées (en m <sup>3</sup> /an)
Flot	0,4 à 2,3 m <sup>3</sup> /ml/jour	500 000	≈ 4 000 000
Jusant	0,08 à 0,5 m <sup>3</sup> /ml/jour		
Houle (transport littoral vers l'ouest)	0,2 m <sup>3</sup> à 2 m <sup>3</sup> /ml/jour (pour une houle de 0,5 m)		

**Tab. 12 : Modèle théorique d'estimation des apports particuliers avant la construction de l'APO confrontées aux quantités réellement draguées (DELFT - étude d'impact, *in Oudart et al.*, 1987)**

### II-1-2- Conditions de sédimentation et d'érosion des vases

Après ce premier état des lieux peu engageant, on comprend mieux pourquoi l'envasement du port de Dunkerque est un phénomène inéluctable. Ce premier point nous a donc permis de dresser un bilan général des entrées de particules fines dans le port. Ce second point nous aidera à mieux comprendre comment ces particules en suspension vont se déposer sur les fonds et quel sera leur devenir.

Quelques processus physiques conditionnent le comportement d'une particule immergée. Ainsi, on peut évaluer la **sédimentation** des particules en suspension à partir de leur nature et de leur vitesse de chute. Pour du sable, la sédimentation s'effectuera suivant une relation vitesse de chute/diamètre du grain qui sera peu influencée par les caractéristiques de l'eau, de sorte que plus la particule sera grosse et plus vite elle sédimentera. En revanche, pour les vases qui sont des particules beaucoup plus petites (généralement < 63 μm), d'autres paramètres déterminent la

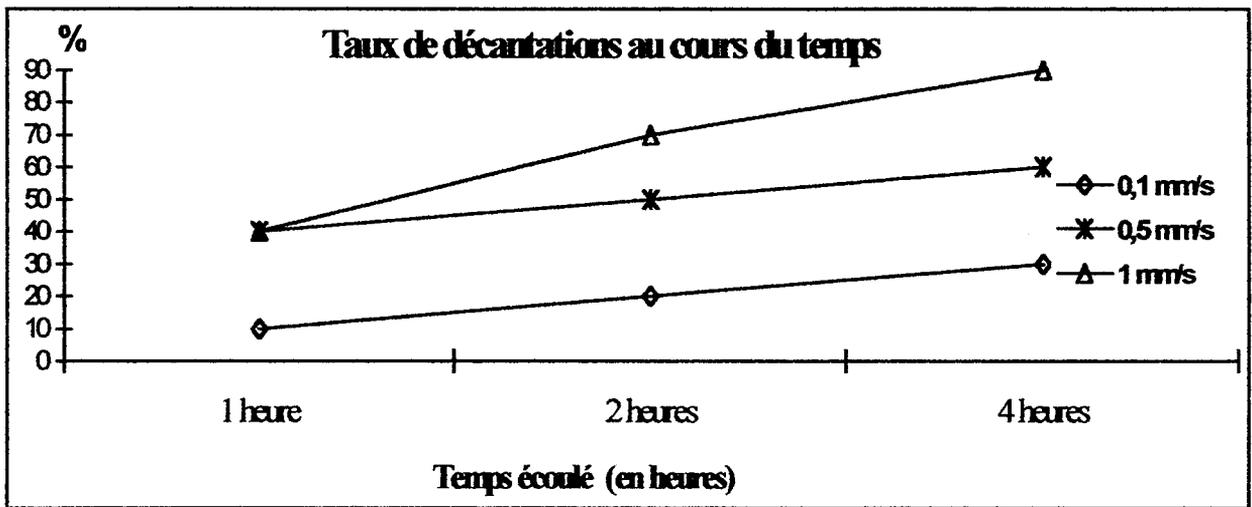


**Fig. 12 :** Schéma récapitulatif des apports (a) et des dépôts (b) sédimentaires dans l'avant-Port Ouest de Dunkerque.

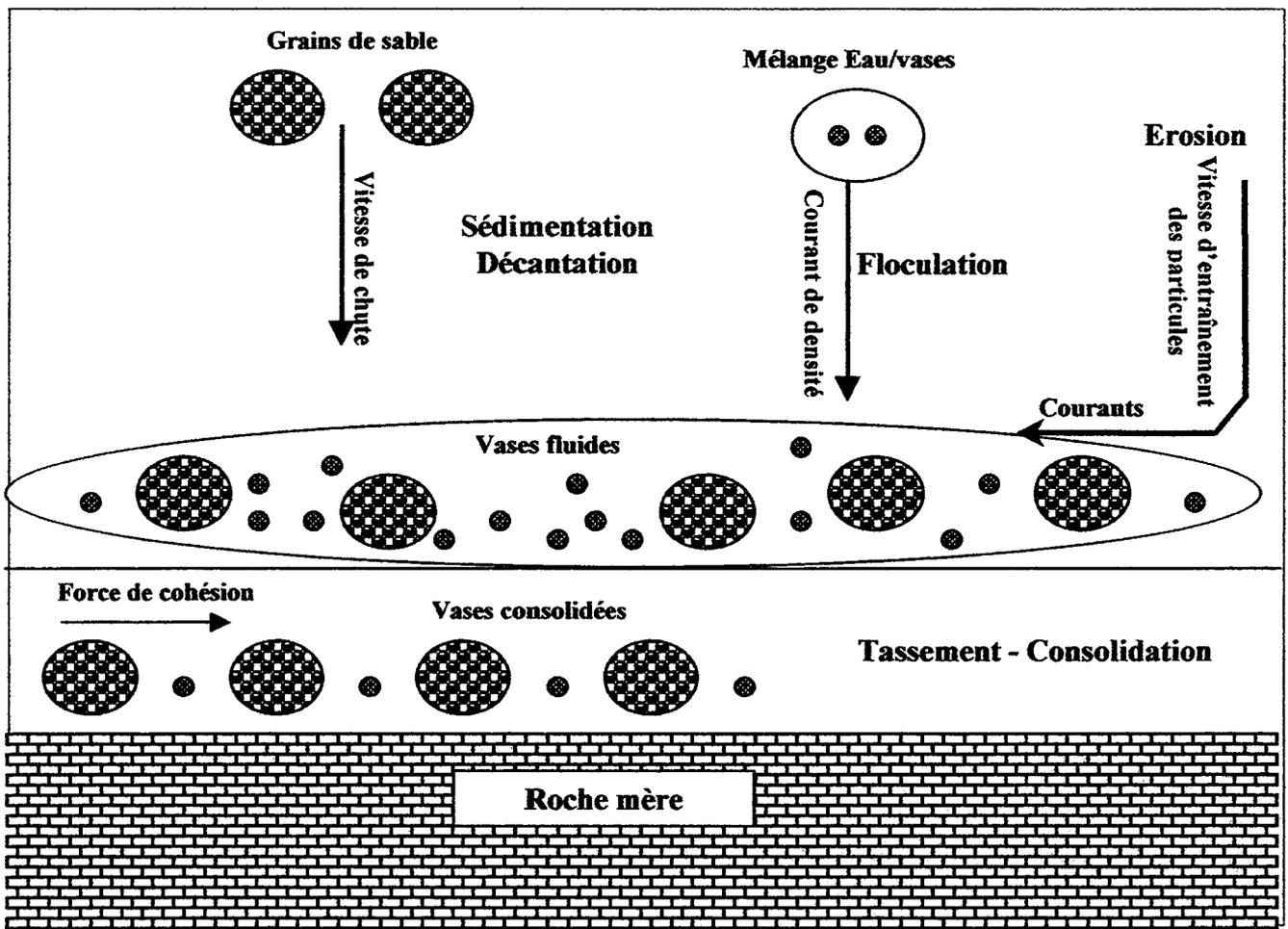
sédimentation, notamment la nature du milieu (contraintes de cisaillement et du niveau de turbulence) et sa concentration en particules. En fait, la vitesse de chute, lors de la **floculation** des vases, est supérieure à celle des petites particules qui les composent : ainsi, une vase sédimente d'autant mieux que ses particules sont petites, que leur concentration dans la suspension est grande et que le milieu aqueux possède beaucoup de sels flocculants. Une température élevée facilite également la floculation. Les vitesses de sédimentation les plus couramment mesurées pour des vases sont très faibles (de l'ordre de  $10^{-5}$  à  $5 \cdot 10^{-4}$  m/s). A ces deux paramètres, il faut aussi ajouter le **taux de décantation** (TD). Il correspond au pourcentage de la masse initiale qui s'est déposée sur les fonds, et est une variable essentielle dans les mécanismes d'envasement des ports et le devenir des rejets de dragage après immersion. Son mode de calcul est assez compliqué et fait intervenir les masses en suspension, la vitesse de chute des grains, la hauteur d'eau, et une fonction complexe dont les valeurs usuelles se situent entre 0,1 et 1. Ainsi, quand les hauteurs d'eau sont de 5 à 10 m et les vitesses de courant de l'ordre de 0,1 à 0,2 m/s, on aboutit aux taux de décantation illustrés par la **figure 13**, en fonction des vitesses de chute des particules. Il en découle donc que si les vitesses de courant sont  $< 0,4 - 0,5$  m/s, le taux de décantation sera très faible.

Il faut également prendre en compte d'autres processus que ceux précédemment cités afin de comprendre ce qu'il advient des particules sédimentées. Ainsi, comme une mixture eau/vase a une densité supérieure à celle de l'eau de mer, lors d'une immersion (clapage), ou de certains types de dragages, il se crée un **courant de densité** dont le comportement spatial dépendra du mode d'immersion (densité, composition granulométrique, vitesse de chute du nuage, diamètre du nuage, composition minéralogique, ...) et du milieu récepteur (densité de l'eau, hauteur de la colonne d'eau, vitesse du courant, ...). De ce courant de densité dépendra le processus de **consolidation** des vases, qui est très rapide durant les premiers temps (jusqu'à 250 à 300 g/l pour une vase de densité de 1,18 à 1,2). Il devient ensuite beaucoup plus lent et dépend de nombreux paramètres (granulométrie, composition minéralogique, concentration en sédiment dans la mixture eau / vase). Ainsi, le **tassement** est d'autant plus rapide que la vase est mélangée à beaucoup de sable. On appelle alors ces vases consolidées des vases plastiques.

Une fois consolidées, ces vases ne demeurent pas stables : elles s'érodent sous l'effet des courants. Il est alors possible de calculer la **vitesse critique d'érosion** à partir de laquelle une particule déposée sur les fonds sera entraînée par les courants. Cette vitesse dépend de la force de cohésion entre les vases fluides et les vases plastiques ( $\approx 1$  à  $3$  Newtons/m<sup>2</sup>). Ce calcul met en jeu de nombreux paramètres dépendants de la forme et du diamètre des particules, de l'accélération de la pesanteur, de la vitesse moyenne d'écoulement et de nombreux coefficients. Ainsi une vase peu consolidée (300 g/l) sera, en général, érodée à partir d'une vitesse moyenne de courant de **0,5 à 0,6 m/s**. Dans le port de Dunkerque, il suffit d'un courant d'une vitesse moyenne de l'ordre de **0,75 m/s** pour remettre ces vases en mouvement. La **figure 14** récapitule ces différents mécanismes.



**Fig. 13 :** Evolution du taux de décantation en fonction de la vitesse de chute des particules (entre 0,1 et 1 mm/s) (d'après GEODE-SOGREAH, 1993).



**Fig. 14 :** Schéma récapitulatif du devenir des particules en suspension dans la colonne d'eau.

## II-2- DRAGAGES

### II-2-1- Méthodes et lieux de dragage

Les modalités de dragage diffèrent selon les ports, le matériel utilisé et les zones à draguer. En fonction de ces zones, le port autonome de Dunkerque s'assure les services d'une drague à benne montée sur un ponton ou d'une Drague Aspiratrice en Marche (DAM) (Service des dragages du PAD, communication personnelle). Le puits de dragage de la DAM est d'environ 4000 m<sup>3</sup> et le vidage se fait en un point fixe (clapage). Le choix de la méthode de dragage est conditionné par la nature et le niveau de contamination des matériaux à draguer, par les caractéristiques du milieu physique et l'impact des rejets sur l'environnement.

Il existe plusieurs sites dragués à Dunkerque :

- l'Avant-Port Ouest (APO) [65% des dragages],
- l'Avant-Port Est (APE) [25% des dragages],
- la Passe de l'Ouest,
- le bassin à marée,
- les Chenaux,
- le bassin à flot,
- le port de Gravelines (estuaire de l'Aa).

Au dragage de ces sites strictement dépendants du port s'ajoute celui du chenal intermédiaire situé entre les bancs du Snouw et de Saint-Pol, dont les rejets sont également dispersés sur les zones Ouest-Nord et Ouest-Sud.

### II-2-2- Nature des déblais de dragage

La nature des rejets correspond aux sédiments, à la faune associée, et divers polluants rencontrés dans le port de Dunkerque, ainsi qu'aux déblais du chenal intermédiaire. Les zones draguées sont constituées en moyenne à 90% de vases (densité = 1,15 à 1,20 en puits), selon des volumes variant de 2,5 à 4,5 millions de m<sup>3</sup>, soit en moyenne **3,4 millions de m<sup>3</sup>/an** dont 2,3 millions de m<sup>3</sup>/an proviennent de l'APO et 0,8 millions de m<sup>3</sup>/an de l'APE. Les Passes d'entrée des ports maritimes sont sujettes à une sédimentation à dominante sableuse, originaire de la dynamique sédimentaire maritime (transit littoral, action des courants de la Mer du Nord,...). En revanche, la sédimentation des Avant-Ports et des bassins correspond essentiellement à la décantation des matières en suspension d'origine marine. Les vases composent donc 92 % des déblais de dragages rejetés dont 15% proviennent des bassins qui sont des zones susceptibles de fortes pollutions. Le **tableau 13** indique, pour l'exemple, la granulométrie des sédiments de l'APO en 1994 (en % du poids sec total de l'échantillon).

Lors des différents travaux d'entretien, le PAD se doit de faire procéder à des analyses chimiques des vases prélevées directement dans le puits de la drague, afin de se conformer aux réglementations en vigueur. Le **tableau 14** représente les descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments *in situ* de l'APO [sur la fraction < 2 mm] (Romont, 1996). Les résultats présentés dans le **tableau 15** sont issus des contrôles effectués par L'institut Pasteur de Lille (IPL) durant les dragages de 1995 (rapport des immersions en mer, PAD, 1995).

### II-2-3- Volumes dragués et coûts des dragages

Les volumes dragués dépendent beaucoup de la politique de dragage de chaque port et des problèmes d'envasement spécifiques auxquels ils sont confrontés. Le **tableau 16** montre un aperçu des problèmes de sédimentation dans les ports de la Mer du Nord. Le **tableau 17** et la **figure 15** offrent un récapitulatif des différents travaux de dragage réalisés à Dunkerque et dans les ports du littoral Nord / Pas-de-Calais. Les dragages sont des opérations très coûteuses pour les ports, c'est pourquoi, de plus en plus, on développe une politique pour minimiser les coûts tout en respectant les contraintes liées à la protection de l'environnement. Ainsi, il est fait en sorte que les matériaux à draguer ne dépassent pas 0,5 à 1 mètre d'épaisseur. C'est pourquoi, un contrôle régulier des fonds de

l'APO (tous les deux mois), des bassins intérieurs (tous les ans) et des bords de quais (tous les 6 mois à 1 an) est réalisé, de même que avant, pendant (toutes les semaines) et après les dragages. Il résulte de cette politique que quatre campagnes de dragage sont effectuées par an. Sachant qu'un cycle de dragage (dragage + vidage de 4000 m<sup>3</sup>, avec la DAM) est évalué à environ 10 000 F HT / heure, les opérations de dragage représentent donc un coût total annuel pour le PAD d'environ 200 millions F/an.

fractions	F<63µm	63-F<100µm	100-F<250µm	250-F<500µm	05-F<1mm	1-F<2mm	f<2mm
Médiane	846	32	5,5	0,4	0,2	0,2	0
mojeune	56,68	28	13,8	6,7	1,03	1,22	17,77
écart-type	41,75	1,75	20,72	11,37	1,93	2,02	28,84

**Tab. 13 : Granulométrie des sédiments *in situ* de l'APO en % de poids sec (Romont, 1996)**

Paramètre mesuré	Moyenne $\bar{X}$	Ecart-type $s(\bar{X})$	Coeff. de variation $100 / s(\bar{X}) / \bar{X}$	Médiane	Min.	Max.
Al	22 091	6 298	28,51	21 805	8 258	35 345
As	13,09	4,46	34,08	13,90	2,90	21,00
Cd	0,62	0,15	24,05	0,63	<0,50	1,30
Cr	71,60	23,41	32,70	76,25	17,95	102,24
Cu	19,43	6,89	35,45	19,34	4,19	32,80
Fe	17 465	6 041	34,59	18 368	3 243	32 947
Hg	0,155	0,08	52,49	0,15	<0,05	0,35
Mn	246,65	106,72	43,27	220,87	59,14	477,80
Ni	16,49	6,83	41,40	18,12	<1,96	29,60
Pb	70,46	22,44	31,85	70,80	14,20	107,90
Sn	3,59	1,11	30,91	3,60	1,40	6,20
Zn	128,25	185,93	144,98	77,90	<35,40	940
NTK	1 739	903	51,93	1 920	86	3 750
P	688,15	289,66	42,09	700	170	1 270
% COT	1,97	1,10	55,60	2,10	<0,10	4,10
% Fines	67,06	26,56	39,61	77,00	0,55	95,65

**Tab. 14 : Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques (en mg/kg de poids sec ou en %) des sédiments *in situ* de l'APO (Romont, 1996).**

Effectif statistique : N=38; Min. : valeur minimale; Max. : valeur maximale

Paramètres	Avant-Port Ouest	Avant-Port Est	Port de Gravelines Chenal de l'Aa
volumes dragués	1 690 000 m <sup>3</sup>	837 000 m <sup>3</sup>	32 600 m <sup>3</sup>
zones d'immersion	Vidages Ouest Nord et Ouest Sud	vidages Ouest, Milieu et Est	jetée Ouest de l'APO
profondeur d'immersion	20 m	20 m	/
courants (direction, vitesse maximale)	E.N.E. et O.S.O. 2 noeuds	E.N.E. et O.S.O. 2 noeuds	/
Volumes clapés (en Tonnes de matière sèche)	897 000 T.	471 000 T.	/
méthode d'immersion	en marche	en marche	/
nombre d'échantillons	7	6	5
% < 2 mm	100 %	98,4 %	99 %
% < 63 µm dans la fraction < 2 mm	75,9 %	72,1 %	80,8%
Al (mg/kg sec)	24 500	23 000	24 300
Carbone Organique Total (%)	3,2	2,9	3,4
micropolluants organiques sur fraction <2mm Polychlorobiphényles (PCB) (mg/kg sec)	< 0,01	0,05	0,31
micropolluants inorganiques sur la fraction <2mm			
As (mg/kg sec)	13	10,8	9,6
Cd (mg/kg sec)	0,5	0,4	1,4
Cr (mg/kg sec)	58	53	78
Cu (mg/kg sec)	14	14	21
Hg (mg/kg sec)	0,13	0,15	0,16
Ni (mg/kg sec)	12	12	25
Pb (mg/kg sec)	37	29	74
Zn (mg/kg sec)	87	83	131
Fluor total (mg/kg sec)	156	147	204
Sn (mg/kg sec)	3	5	5,6
Azote Kjeldahl (mg/kg sec)	2457	2233	3131
Phosphore total en P (mg/kg sec)	870	751	1132
Hydrocarbures poly-insaturés HAP (mg/kg sec)	0,30	0,31	0,29
Cyanures (mg/kg sec)	< 0,1	0,2	< 0,1
radioactivité :			
Potassium ( <sup>40</sup> K)	9,2 g/kg sec (290 Bq)	/	/
Béryllium 7	15 Bq / kg sec	/	/
Cobalt 60	9,4 Bq / kg sec	/	/
Césium 137	5,1 Bq / kg sec	/	/

**Tab. 15 : Paramètres physico-chimiques (en mg/kg de poids sec ou en %) des sédiments immergés en 1995, prélevés dans le puis de la drague (d'après le rapport des immersions en mer, PAD, 1995).**

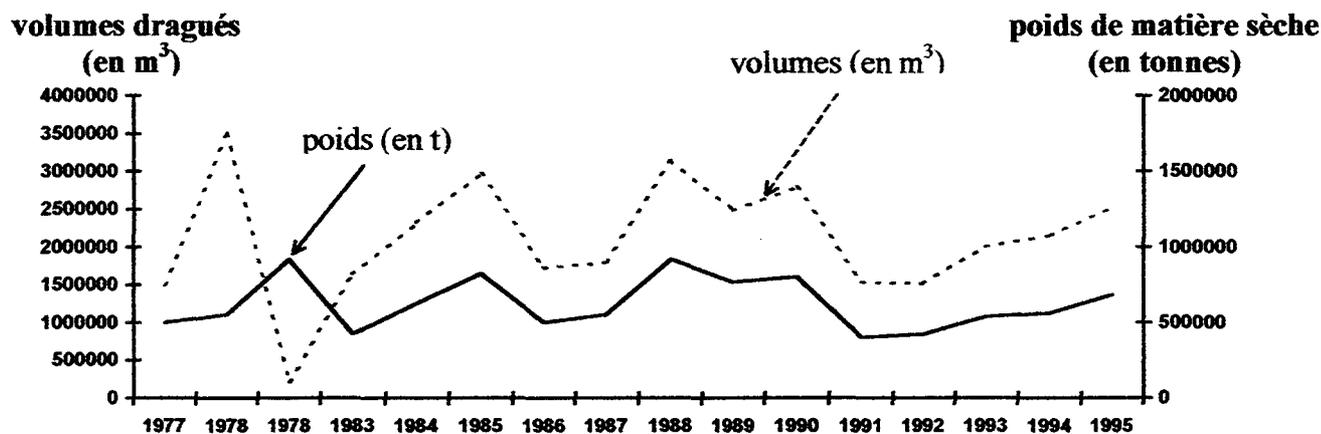
	Port de Zeebrugge	APE de Dunkerque	APO de Dunkerque	Port de Calais	Port de Boulogne/mer
Taux de sédimentation	3,60 m/an	2 m/an	3 m/an	0,90 m/an	2 m/an

**Tab. 16 :** Taux de sédimentation dans les ports de la Mer du Nord (avec une densité  $d=1,4$ , soit  $1400 \text{ kg/m}^3$  ou  $600 \text{ g}$  de sédiment sec /l)

	Volumes dragués de 1986 à 1995 en millions de $\text{m}^3$				Volumes moyens annuels en milliers de $\text{m}^3/\text{an}$			
	Chenal extérieur (sable)	Avant Port (vase)	Bassins (vase)	TOTAL	Chenal extérieur	Avant Port	Bassin	TOTAL
Dunkerque	0,3	15,5	0,4	16,2	60	3 100	80	3 240
Calais	0,3	0,7		1	60	140		200
Boulogne	2,4	0,5		2,9	480	100		580

**Tab. 17 :** Volumes dragués dans les infrastructures portuaires du littoral Nord / Pas-de-Calais.

Avec : pour les Chenaux, le volume en puits et pour les Avant-Ports et les Bassins, le volume ramené en  $\text{m}^3$  pour une densité  $d=1,4$



**Figure 15 :** Evolution des opérations de dragage de l'APO de Dunkerque de 1977 à 1995

### III - Immersion des déblais de dragage

Après ces rappels généraux sur les dragages, ce troisième chapitre aborde le cœur de notre problématique : les immersions de boues portuaires. Son premier point est tout d'abord consacré aux zones de rejet et aux quantités de déblais de dragage qu'elles réceptionnent. Dans une seconde partie, il sera fait état des réglementations en vigueur qui conditionnent les immersions en mer, tant au niveau national qu'international.

#### III-1- Les zones de rejet

Dans les ports maritimes, la quasi totalité des déblais de dragage est « transportée », c'est-à-dire acheminée vers des zones de rejet où leur élimination est effectuée par immersion (« clapage »). Plus rarement, les déblais sont stockés à terre. Les sédiments dragués doivent alors être acheminés à quelques milles de la côte puis déversés en mer dans des zones officiellement définies pour cet usage. La stratégie qui détermine le choix de ces zones est fondée sur la nature et la gravité de la contamination des boues de dragage, les cheminements potentiels vers l'environnement, la détermination des niveaux de contrôle nécessaires et l'identification (et le choix) des options de contrôle. Si les boues de dragage ne sont pas contaminées (selon les critères légaux en cours), il peut être décidé, ou bien de les immerger dans un milieu aquatique, ou bien de les déposer à terre, ou encore d'en tirer une utilisation productive (assolement, briques, ...). Ces deux dernières techniques, sont, cependant, de 2 à 5 fois plus onéreuses que l'immersion. Si au contraire ces boues sont contaminées (selon ces mêmes critères), elles seront acheminées vers d'autres sites de rejets plus appropriés.

Le mode de déversement en mer des produits de dragage dépend en général de la drague utilisée. Ces déversements peuvent être :

- non-contraints (implique une dispersion quasi totale des déblais immergés),
- effectués entre des digues immergées sur le fond marin, dans des fosses ou encore entre des déblais constituant une île artificielle, afin de circonscire leur dispersion.

Seuls les déversements non-contraints sont actuellement pratiqués en France, mais d'autres solutions pourraient être envisagées dans l'avenir sur les zones les moins dispersives.

A Dunkerque, ces zones de rejet sont au nombre de 4, situées entre 3 et 8 km au large de la côte, avec des fonds de -10 à -20 m (cf. Fig. 5) : le **vidage Ouest Nord** où les déversements se font en flot et en jusant, et les **vidages Ouest Sud, Est et Milieu** où les déversements se font en flot uniquement.

Au cours de l'année 1978/79, 200 Mt de matériels dragués ont été immergés dans les océans (Kester *et al.*, in Collins, 1989). De même, entre 1976 et 1986, les quantités de sédiments immergés en mer par neuf des pays membres de la Convention d'Oslo (Belgique, Danemark, France, Irlande, Pays-Bas, Portugal, R.F.A., Royaume-Uni, Suède) ont été évaluées à près de **80 millions de tonnes/an**, soit approximativement 10 à 20 fois plus que l'ensemble des rejets industriels et 10 fois plus que les rejets de boues d'égout (Robbe, 1989). Le **tableau 18** nous apporte quant à lui, les valeurs mesurées dans les ports français (GEODE, 1997).

Les quantités déversées sont évidemment fonction des quantités de sédiments dragués. En règle générale, on les évalue en moyenne à près de **1 320 000 tonnes/an** de matière sèche, réparties sur les quatre zones de vidage. Les données de 1995, présentées dans le **tableau 19**, montrent la répartition de ces différents rejets en fonction de leur origine (« Rapport annuel sur l'immersion en mer des déblais de dragage des ports de Gravelines et Dunkerque », données PAD, 1995). Cependant, les vidages évoluent en quantité et en qualité avec le temps. Sur la plupart des zones de rejet, ils sont pratiqués depuis plus de 20 ans. Les immersions ont lieu à fréquence assez régulière, en hiver et au printemps. A la date de rédaction de ce manuscrit, 5 campagnes récentes d'immersion se sont déroulées (**tab. 20**). Le **tableau 21** récapitule l'ensemble des travaux d'entretien réalisés durant l'année 1995 par le Port de Dunkerque.

	Volumes dragués de 1986 à 1990 (millions de m <sup>3</sup> )	Volumes moyens annuels (millions de m <sup>3</sup> /an)	Poids dragués de 1986 à 1990 (millions de tonnes)	Poids moyens dragués de 1986 à 1990 (millions de t/an)
Ports d'estuaire (1)				
Sables	32,3	6,5	58,14	11,7
Vases	93,2	18,6	55,92	11,16
<b>Total</b>	<b>125,6</b>	<b>25,1</b>	<b>114,1</b>	<b>22,9</b>
Ports maritimes (2)				
Sables	5,95	1,19	10,71	2,142
Vases	24,925	4,985	15,0	2,991
<b>Total</b>	<b>30,875</b>	<b>6,175</b>	<b>25,7</b>	<b>5,134</b>

(1) Rouen, Nantes, Bordeaux  
(2) Dunkerque, Calais, Boulogne, Le Havre, La Rochelle, Marseille.  
Les tonnages sont calculés à partir des densités moyennes suivantes :

- 1,8 tonne / m<sup>3</sup> pour les sables
- 0,6 tonne / m<sup>3</sup> pour les vases

**Tab. 18 : Volumes et poids des sédiments dragués dans les ports français (Données GEODE, 1997)**

Zones draguées	<i>in situ</i> en m <sup>3</sup>	Tonnes de matière sèche	Vidage Ouest Nord (t)	Vidage Ouest Sud (t)	Vidage Milieu (t)	Vidage Est (t)
<b>APO</b>	1 725 000	999 000	496 000	493 000	10 000	
<b>Passe de l'Ouest</b>	222 000	350 000	202 000	30 000	118 000	
<b>APE</b>	937 000	518 000	4 000	4 000	177 000	333 000
<b>Bassin à marée</b>	40 900	21 300				21 300
<b>Bassin à flot</b>	8 600	4 500				4 500
<b>Darses</b>	25 000	13 000				13 000
<b>Total de 1995</b>	<b>2 958 500</b>	<b>1 905 800</b>	<b>702 000</b>	<b>527 000</b>	<b>305 000</b>	<b>371 800</b>
<b>Quantités moyennes annuelles</b>		<b>1 319 000</b>	<b>391 000</b>	<b>452 000</b>	<b>68 000</b>	<b>408 000</b>

**Tab. 19 : Tableau de la répartition des déblais de dragage du port de Dunkerque en fonction de leur origine (Service de dragage, PAD, 1995).**

Dates des derniers dragages d'entretien et immersions réalisés par le PAD	Dates des campagnes sur les zones d'étude (zones de vidage et zone de référence)
<ul style="list-style-type: none"> <li>• 7-16 décembre 1994</li> <li>• 21-23 mars 1995</li> <li>• 14-16 juin 1995</li> <li>• 12-17 décembre 1995</li> <li>• 14-15 mars 1996</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 13,14 et 15 décembre 1994</li> <li>• 11 et 12 avril 1995</li> <li>• 9 et 10 octobre 1995</li> <li>• 17, 18 et 19 octobre 1995</li> <li>• 6 et 7 avril 1996</li> <li>• 13, 28 et 29 novembre 1996</li> </ul>

**Tab. 20 : Dates des dernières opérations d'entretien du PAD et de nos campagnes en mer.**

Sites dragués	quantité totale de sédiments dragués en m <sup>3</sup> et tonnes	quantité exportée sur le vidage Ouest Sud	quantité exportée sur le vidage Ouest Nord	quantité exportée sur le vidage Milieu	quantité exportée sur le vidage Est
Chenal de l'Aa	32 600 m <sup>3</sup>				
Port de Gravelines	0 m <sup>3</sup>				
Avant-Port Ouest / Bassin à marée	1 690 000 m <sup>3</sup> 897 000 T	516 000 T	381 000 T	0 T	0 T
Passe de l'Ouest	47 000 m <sup>3</sup> 107 000 T	0 T	107 000 T	0 T	0 T
Avant-Port Est	837 000 m <sup>3</sup> 471 000 T	68 000 T	41 000 T	57 000 T	305 000 T
Bassin à flot :	0 m <sup>3</sup>			0 T	0 T
* Quai USINOR	0 m <sup>3</sup>			0 T	0 T
* Darses/Bassin maritime	0 m <sup>3</sup>			0 T	0 T
* charrue niveleuse	0 m <sup>3</sup>			0 T	0 T
TOTAL entretien:	2 574 000 m <sup>3</sup>				
APO	1 690 000 m <sup>3</sup>				
APE	837 000 m <sup>3</sup>				
Chenal intermédiaire	47 000 m <sup>3</sup>				

**Tab. 21 : Ensemble des travaux d'entretien réalisés dans le Port de Dunkerque en 1995 (service des dragages, PAD, 1995).**

### III-2- Législation en vigueur

Le milieu marin est continuellement alimenté en matières d'origine naturelle et/ou anthropique apportées en solution sous forme colloïdale ou particulaire (inorganique et organique). Ces matières, dont certaines contiennent divers polluants, sont dans l'ensemble très rapidement incorporées aux sédiments par décantation, précipitation, adsorption ... etc. De ce fait, les sédiments estuariens et côtiers constituent le plus vaste dépôt et la plus importante des sources potentielles de polluants du milieu marin. Les immersions de boues portuaires constituent donc un vecteur important d'exportation de ces polluants de la côte vers le large. Il est donc nécessaire pour gérer au mieux l'environnement marin de connaître le contenu en micropolluants de ces sédiments. C'est la raison pour laquelle diverses institutions internationales (Convention d'Oslo, de Londres, de Barcelone, d'Helsinki) se sont attachées à préciser les conditions dans lesquelles ces caractéristiques doivent être recherchées.

Sur le plan international, les dispositions qui régissent l'élimination des matériaux de dragage résultent, dans une très large mesure, des travaux menés au sein de conventions spécialisées :

- la **Convention de Londres** (29 décembre 1972), Convention Cadre de portée mondiale, en cours de révision, concernant la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets ;
- la **Convention d'Oslo** (15 février 1972) et la **Convention de Barcelone** (16 février 1976) relatives à la prévention de la pollution marine par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs, sur le plan régional.

Bien que chaque convention traitant des « immersions » présente une définition différente de ce terme, on entend généralement par « immersion » le déversement délibéré dans la mer de

substances ou de matériaux à partir (ou au moyen) de navires, aéronefs, engins flottants, plateformes fixes ou flottantes ou autres ouvrages placés en mer. Les opérations d'immersion (ou clapage) répondent à cette définition. (Massin, 1989, Giraud *et al.*, 1997). Les points suivants de ce chapitre aborderont donc l'historique et le descriptif de ces principales réglementations à titre informatif.

### III-2-1- Les Commissions Européennes et accords internationaux.

#### III-2-1-1- Les commissions d'Oslo et de Paris

C'est en 1972 que la **Convention de Londres**, évaluant les problèmes relatifs aux immersions des déchets en mer, a émis ses premières lignes de base concernant la protection de l'environnement marin contre la pollution par des substances toxiques à l'échelle mondiale. Cette convention, ouverte à la signature à Londres, Mexico, Moscou et Washington du 29 décembre 1972 au 31 décembre 1973 (**décret 77-1145** du 28 septembre 1977), a été élaborée à partir de l'expérience du traitement des déchets industriels et des eaux usées. Les déblais de dragages (bien que non contaminés à 90-95%) y étaient inclus. Cependant, l'analyse des effets de ces apports polluants à l'échelle océanique est rapidement apparue trop ardue. C'est pourquoi de nombreux groupes de travail, limitant leurs études à des zones géographiques restreintes, ont vu le jour dès 1974. Les côtes européennes ont ainsi été divisées en 3 façades maritimes :

- la façade méditerranéenne (Convention de Barcelone, 1976 ; **décret 78-1000** du 29 septembre 1978),
- la façade de la Mer Baltique (Convention d'Helsinki, 1974),
- la façade Atlantique Nord-Est - Mer du Nord, depuis les Açores jusqu'à la Mer du Nord, Manche, mer de Norvège et mer d'Irlande incluses (Convention d'Oslo, 1974).

La **Commission d'Oslo** (OSCOM), créée le 15 février 1972 et entrée en vigueur le 6 avril 1974 (**décret 74-494** du 17 mai 1974), s'est penchée très tôt sur les problèmes des apports anthropiques dans l'Atlantique Nord-Est et la Mer du Nord puisque, dès 1980, elle édictait des lignes directrices sur la surveillance des immersions des déblais de dragage (Alzieu, 1989 ; Tromp et Wieriks, 1994). Parallèlement, la **Commission de Paris** (PARCOM), créée le 4 juin 1974 et entrée en vigueur le 6 mai 1978, prit en charge la réglementation des apports telluriques parvenant au milieu marin dans cette même zone (ex : rejets en mer des boues de stations d'épuration). Devant des difficultés d'ordre méthodologique et afin d'aboutir à l'élaboration d'une procédure commune pour l'analyse des déblais de dragage, il a été décidé lors de la 12<sup>ème</sup> réunion du Comité Consultatif Permanent pour les Conseils Scientifiques (CCPCS), tenue à Hambourg en 1985, de confier à un groupe de travail inter-sessionnel le mandat suivant :

- Examiner les modifications à apporter au projet de lignes directrices sur l'échantillonnage des déblais de dragage,
- Proposer des méthodes d'analyse des matériaux de dragage et paramètres à mesurer aux fins du contrôle et de la délivrance des permis d'immersion et dans le but d'obtenir des statistiques sur les apports de polluants au milieu marin,
- Définir les catégories de matériaux de dragage pouvant éventuellement être exemptés d'analyse et d'essais,
- Formuler des conseils sur les critères d'élimination possible des matériaux de dragage,
- Etablir des formulaires de communication.

Le groupe scientifique sur les immersions de la Convention de Londres (CLI) ayant des préoccupations analogues, le CCPCS avait recommandé la création d'un groupe "**déblais de dragage**", pour éviter le double emploi des discussions, ainsi que pour pouvoir bénéficier de la compétence plus large qui existe au sein de la CLI. Ce groupe de travail s'est réuni en novembre 1985. Lors de sa 12<sup>ème</sup> réunion, la **Convention d'Oslo** a adopté le projet de lignes directrices sur l'échantillonnage et l'analyse des déblais de dragage édicté par le groupe conjoint CLI/OSCOM en

précisant toutefois que les "normalisations" ne seraient étudiées qu'à la réunion suivante du CCPCS. Ces lignes directrices sont donc opérationnelles depuis 1986. Il avait été prévu lors de la 13<sup>ème</sup> réunion de la Commission que le CCPCS reverrait ces lignes directrices dès 1988. Mais c'est en 1991 qu'elles seront reprises en même temps que les lignes directrices sur la surveillance des zones d'immersion comme cela a été décidé lors de la 15<sup>ème</sup> réunion de la Commission d'Oslo tenue à Dublin en juin 1989. Les Commissions d'Oslo (OSCOM) et de Paris (PARCOM), de mission complémentaire, fusionnèrent le 22 septembre 1992 en donnant naissance à l'OSPAR (Commission d'Oslo et Paris), devant ainsi se substituer à la Convention d'Oslo à l'horizon 1996 (Tromp et Wieriks, 1994 ; Giraud *et al.*, 1997). Réunie en 1994, l'OSPAR, constituée des parties contractantes des 2 Commissions, mit au point une politique visant :

- à réduire les apports à la zone maritime,
- à établir une stratégie de surveillance continue pour déterminer les zones nécessitant des (nouvelles) mesures de lutte,
- et à apprécier l'efficacité des mesures politiques convenues.

L'évaluation systématique du niveau de pollution existant en Europe, et l'appréciation des tendances des teneurs en substances préoccupantes (radioéléments, pesticides, ...), ont donné lieu en 1990/91, dans le cadre de ces deux conventions communes, à une étude sur les lignes de base des contaminants dans les sédiments superficiels de la zone maritime. Les Commissions d'Oslo et Paris de 1994 ont ainsi établi les lignes directrices d'une législation internationale auxquelles tout port devra à l'avenir se conformer. Les dernières réunions de ces commissions travaillent au peaufinement des seuils de pollution avant immersion, acceptables d'un point de vue écotoxicologique.

#### III-2-1-2- Les autres initiatives internationales

D'autres conventions régionales traitant de la protection des eaux marines ont également été signées sous l'égide de l'UNEP :

- Convention d'Abidjan (1985), pour l'Afrique centrale et de l'Ouest ;
- Convention de Nairobi (1985), pour l'Afrique de l'Est ;
- Convention de Lima (1981), pour le Pacifique Sud-Est ;
- Convention de Nouméa (1986), pour le Pacifique sud ;
- Convention d'Helsinki (1974), pour la mer Baltique ;
- Accords de la Mer du Nord (1969, 1983).

Il n'existe, à ce jour, aucun accord international concernant les zones Ouest Atlantique et Nord Pacifique (Amérique du Nord en particulier) où seule la Convention de Londres peut être considérée comme un instrument approprié de contrôle et de gestion des immersions de déchets (UNEP, 1990). Parallèlement à toutes ces conventions et dans un souci d'assurer encore plus efficacement la protection des écosystèmes de la Mer du Nord, les pays riverains de celle-ci se sont réunis lors de nombreuses conférences (Brême, 1984 ; Londres, 1987 ; La Haye, 1990 ; Copenhague, 1995) pour établir les lignes directrices d'une réglementation destinée à la protection de ces écosystèmes sensibles (Tromp et Wieriks, 1994). C'est dans cette perspective qu'un groupe de travail a été mis en place en 1987 : la North Sea Task Force (NSTF). Associée à l'International Council for the Exploration of the Sea (ICES), elle tente de normaliser la recherche environnementale entre les différents pays signataires. Le travail de synthèse mené par ces différentes commissions a permis d'identifier les principales sources de pollution et leurs conséquences sur le milieu marin. Une liste, provisoire et non exhaustive, des substances nécessitant un suivi prioritaire ou dont la réduction est plus que souhaitable, a ainsi été dressée. La directive 76/464/CEE du Conseil des Communautés Européennes du 4 mai 1976 a conduit à l'adoption en 1982 d'une liste regroupant 129 polluants dangereux (118 substances organiques et 11 métaux et dérivés) dont les rejets doivent être éliminés ou réduits (J.O. des Communautés Européennes du 14 juillet 1982). De même, en 1979, la United States Environment Protection Agency (USEPA) a éditée

une liste rassemblant 114 substances organiques, 13 métaux et 2 métalloïdes considérés comme dangereux.

### III-2-1-2- Conclusion de ces accords internationaux en matière d'immersion.

Il apparaît virtuellement impossible dans le cadre d'un contrôle systématique et régulier de suivre autant de paramètres, c'est pourquoi seules les teneurs des polluants les plus préoccupants (plus ou moins spécifiques de la zone géographique et du compartiment de l'écosystème concerné) sont évalués. Au terme des Conventions de Londres (art. IV 1. a.) et d'Oslo (art. 5) ou du protocole Immersion annexé à la Convention de Barcelone (art.4), est interdite l'immersion de tout déchet ou de toute autre matière contenant une ou plusieurs des substances qui, en raison de leur caractère de toxicité, de persistance et de bioaccumulation, figurent en annexe I à ces conventions (liste noire). Sont ainsi, *a priori*, interdits à l'immersion, au titre des Conventions d'Oslo et de Barcelone précitées :

- les composés organo-halogénés comme les polychlorobiphényles (PCB), les dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT),... (à l'exclusion de ceux qui ne sont pas toxiques ou qui se transforment rapidement dans la mer en substances biologiquement inoffensives),
- le mercure (Hg), le cadmium (Cd) et leurs composés.

Cette interdiction peut également être étendue :

- au pétrole brut,
- aux hydrocarbures (fioul, carburant diesel lourd et huile de graissage, fluides hydrauliques, ...) (Conventions de Londres et de Barcelone).

Il existe cependant une dérogation à ce principe d'interdiction, puisqu'il ne s'applique pas aux déchets et matières, tels que les **déblais de dragage**, qui contiennent les différentes substances visées à l'annexe I à l'état de « **contaminants en traces** » (Conv. Londres, 1972, annexe 1.9 - Conv. Oslo, 1972, art.8 2 - Conv. Barcelone, 1976, annexe I-B) (Massin, 1989). Depuis les Conventions de Paris (1992) et de Barcelone (1995), l'immersion des matériaux de dragage n'est plus assujettie qu'à « un examen attentif de tous les facteurs énumérés à l'annexe des lignes directrices adoptées par les parties contractantes » (annexe II, art. 4 (b), Convention de Paris, 1992 - Protocole Immersion, art. 6, al. 1<sup>er</sup>, Convention de Barcelone, 1995), qui prennent en compte :

- les caractéristiques et la composition de la matière,
- les caractéristiques du lieu d'immersion,
- la méthode de dépôt,
- les effets éventuels sur la faune, la flore, les autres activités maritimes, ...

**En tout état de cause, l'immersion de toute substance ne peut être effectuée que dans la mesure où celle-ci fait l'objet d'un permis spécifique délivré par les autorités nationales compétentes, la délivrance de ce permis ayant elle-même fait l'objet d'une notification aux instances compétentes des conventions internationales.**

### III-2-2- Les réglementations françaises

#### III-2-2-1- Cadre législatif.

Les dispositions des Conventions de Londres et d'Oslo ont fait l'objet d'une circulaire, signée par le ministère de l'Environnement et le ministère délégué chargé de la Mer portant sur la « méthodologie relative au prélèvement et à l'analyse des déblais de dragage ». La convention d'Oslo a ainsi inspiré les lois françaises sur les immersions (Giraud *et al.*, 1997). Ainsi, toute opération d'immersion de matériaux de dragage effectuée à partir d'un port français relève de la loi n°76-599 du 7 juillet 1976 (J.O. 8 juillet 1976) relative à la prévention et à la répression de la pollution marine par les opérations d'immersion et du décret n°82-842 pris pour son application le

29 septembre 1982 (J.O. 3 octobre 1982). Le décret du 29 sept. 1982 reprend les dispositions prévues par les conventions internationales en ce qui concerne les interdictions et les dérogations au principe d'interdiction. La loi n°83-380 du 10 mai 1983 modifie l'article 16 de la loi 76-599 portant sur les dispositions relatives à la lutte contre la pollution marine accidentelle. A ces décrets, il est également possible d'associer, dans des cas très précis (exploitation commerciale ou dragages en mer), la législation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (exploitation de carrières, extraction dans les cours d'eau et voies navigables), décret n°94-485 du 9 juin 1994 (Code minier), ainsi que les textes relatifs à la loi sur l'eau (loi n°92-3), décret n°93-743 du 29 mars 1993 (à l'exclusion des dragages d'entretien des ports, chenaux, ..., dépendant du décret n°82-842). Ces différents décrets précisent, d'une part, que les zones soumises à nuisance (donc au dépôt de dragage par exemple) devront faire l'objet d'un suivi régulier et d'autre part, que toute proposition de zone d'immersion située dans les eaux territoriales devra faire l'objet d'une enquête publique comprenant une étude sur les effets prévisibles de l'immersion sur la faune, la flore et sur les activités maritimes, et la justification du recours au procédé de l'immersion (décret 82-842 art.9 et 22). Il est à noter que la loi opère un distinguo entre les déchets de type industriel et les déblais de dragage, puisque par nature, les ports ne sont en aucune façon « producteurs » de déchets :

- l'immersion de déchets industriels possède un caractère exceptionnel car elle constitue une **pollution** telle que définie à l'article 1 de la convention sur le droit de la mer,
- l'immersion de déblais de dragage est une opération différente dans son caractère puisque liée à la maintenance des ports ; ce n'est plus une élimination de déchets industriels mais un **déplacement de sédiments** en vue d'assurer l'accès au port à des navires.

Un projet de loi relatif à la prévention, la réduction et la répression de la pollution du milieu marin due aux opérations d'immersion ou d'incinération en mer effectuées par les navires et les aéronefs est actuellement en cours d'élaboration (initié par GEODE en février 1997). Cette loi vise à interdire toute opération d'immersion ou d'incinération en mer de déchets ou autres matières dans les eaux sous souveraineté ou sous juridiction française, en vue de prévenir la pollution du milieu marin.

### III-2-2-2- Le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO).

En France, c'est en 1973 que le Ministère de l'Environnement crée le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO). Cet organisme de surveillance, coordonné par l'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer), a pour vocation de synthétiser toutes les opérations de contrôle et d'analyse réalisées plusieurs fois par an de Dunkerque à la Méditerranée (Claisse *et al.*, 1992). Ce contrôle (pratiqué sur des échantillons d'eau, de sédiment et de matière vivante) porte sur un nombre de paramètres physico-chimiques réduits : granulométrie, perte au feu, température, salinité, sels nutritifs (azote, phosphate), carbone organique, pigments végétaux (chlorophylle et phéopigments), oxygène dissous, silicates dans l'eau, métaux lourds (Al, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn), PCB, hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA) et composés organochlorés. Ces mesures sont effectuées sur certains organismes bioaccumulateurs (essentiellement les moules ou les huîtres) et/ou sur les fractions sédimentaires les plus fines (< 63µm).

### III-2-2-3- Le groupe de travail GEODE.

Créé en 1990 par décision conjointe du Ministère de l'Équipement et des Transports (Direction des Ports et de la Navigation maritime) et du Ministère de l'Environnement (Direction de l'Eau), présidé par le directeur de l'Aménagement et de l'Environnement du port de Nantes / St.-Nazaire, le Groupe d'Etude et d'Observation sur le Dragage et l'Environnement (GEODE) s'est fixé pour objectif d'assurer, sur le plan technique, le suivi des travaux engagés dans le cadre des conventions internationales (Conventions d'Oslo, Londres et Barcelone) et, corrélativement,

d'apporter à l'administration les éléments d'information lui permettant d'arrêter la position devant être défendue par la France au sein de ces instances. Ce groupe de réflexion est constitué, à cet effet, des deux administrations à l'origine de sa création, du **Ministère de la Défense** (Direction de l'Administration Générale - Direction centrale des Travaux Immobiliers et Maritimes et Marine Nationale), d'un représentant des différents **ports autonomes** (Dunkerque, Le Havre, Rouen, Nantes / St.-Nazaire, Bordeaux et Marseille) ainsi que d'un représentant des **ports d'intérêt national** de Boulogne-sur-Mer / Calais et de La Rochelle et de **deux experts scientifiques indépendants** appartenant à l'IFREMER et au CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique). Les moyens financiers nécessaires au bon fonctionnement de ce groupe, essentiellement destinés à couvrir les dépenses des missions et des études, font l'objet d'un fond commun auquel contribuent l'État (Direction des Ports et de la Navigation Maritime, Ministère de la Défense) à 52% et les cinq ports autonomes pour 48%. GEODE assure donc, de façon privilégiée, un relais d'information entre l'Administration et les milieux portuaires, en les éclairant sur les dernières décisions des instances internationales compétentes. Il aborde la question des dragages sous trois aspects complémentaires :

- procéder à un examen critique des orientations et procédures (notamment des lignes directrices) proposées par les conventions internationales,
- préciser la stratégie devant présider aux opérations de dragages et d'immersions de déblais de dragages,
- évaluer l'impact des opérations de dragages sur les milieux naturels.

Dans ce cadre, GEODE a mené une réflexion sur les niveaux de référence et les valeurs plafonds, pour chacun des éléments métalliques majeurs (Hg, Cd, As, Pb, Cr, Cu, Zn et Ni) et les PCB, afin de situer de manière objective la qualité des sédiments dragués et de décider de leur devenir (immersion ou autre technique d'élimination). Cette réflexion a mené à l'adoption (provisoire) de deux niveaux de référence pour les métaux lourds :

- un premier niveau (dénommé **niveau 1**) comprenant les valeurs au-dessous desquelles l'immersion serait autorisée sans étude particulière ;
- un second niveau (**niveau 2**) correspondant aux teneurs au-delà desquelles l'immersion serait susceptible d'être interdite, sous réserve que cette interdiction soit la moins dommageable pour l'environnement (*cf.* stockage) ;
- entre ces deux niveaux, une étude plus approfondie sur la nature sédimentaire, les paramètres physico-chimiques et les polluants (formes chimiques, ...) pourrait être nécessaire.

Ces niveaux de pollution sont ainsi définis :

- Le **bruit de fond** géologique pour les métaux (BDF) correspond à la valeur obtenue par extrapolation à 95% ( $X_{95}$ ) de la courbe de distribution (droite de Henry). Les PCB étant des substances d'origine totalement anthropique, aucun bruit de fond géologique ne peut être obtenu (valeur nulle).
- La valeur **médiane** (Md) correspond à l'extrapolation à 50% de cette même courbe ( $X_{50}$ ).
- Les valeurs plafonds pour l'autorisation d'immersion (**Niveau 1**) correspondent à deux fois la valeur médiane (**2 Md**).
- Les valeurs plafonds au-delà desquelles il est systématiquement interdit d'immerger (**Niveau 2**) correspondent à 4 fois la médiane (**4 Md**). Pour les PCB, cette valeur a été calculée à partir du facteur d'accumulation sédiment/organisme ( $F=1$ ), du seuil admissible à la consommation des poissons (10 mg/kg sec) et d'un facteur correctif ( $f=0,1$ ). Ce niveau 2 a ainsi été fixé à 1 mg de PCB / kg de sédiment sec.

Le **tableau 22** présente ces différents niveaux calculés sur l'ensemble des ports français.

Les Commissions d'Oslo et Paris se sont également attachées à définir des critères d'évaluation écotoxicologiques des données chimiques de surveillance continue de l'Atlantique

Nord-Est. Dans le cadre de la réduction des rejets et des émissions de substances toxiques (persistantes et susceptibles de bioaccumulation) à des niveaux inoffensifs pour l'Homme et pour la nature, GEODE a proposé des teneurs présentées sous forme de fourchette et définies comme des seuils en-dessous desquels aucune atteinte perceptible ne serait portée au milieu (tab. 23). Pour information, le tableau 24 dresse un récapitulatif des différentes valeurs de référence utilisées dans les principaux pays européens. Adhérant, comme tous les ports autonomes français, au groupe GEODE, le port de Dunkerque a déclaré ses zones de vidage et obtenu leur autorisation dans le cadre de la Convention d'Oslo. Comme celle-ci l'exige, des rapports annuels sur chaque zone d'immersion autorisée sont réalisés (IFREMER, 1989). Ces rapports fournissent des informations sur :

- la position de la zone d'immersion, la profondeur et les conditions de courant,
- la nature des déchets immergés et la quantité totale effectivement immergée,
- la quantité totale des contaminants.

	Ports français - Métaux (mg/kg sec) et PCB (µg/g sec) - valeurs de 1986-1990			
	BDF	Md	Niveau 1	Niveau 2
As	4,4	12,5	25	50
Cd	0,5	0,6	1,2	2,4
Cr	45	45	90	180
Cu	35	22,5	45	90
Hg	0,2	0,2	0,4	0,8
Ni	20	18,5	37	74
Pb	47	50	100	200
Zn	115	138	276	552
PCB total	0	0,25	0,5	1
CB28			0,025	0,050
CB 52			0,025	0,050
CB 118			0,025	0,050
CB138			0,050	0,100
CB 153			0,050	0,100
CB 180			0,025	0,050

**Tab. 22 : Niveaux de référence en métaux et PCB des ports français (GEODE, 1997)**

	Eau (µg/l)	Sédiment (mg/kg sec) (1% de C organique)	Poissons (mg/kg humide)
As	1-10	1-10 ***	
Cd	0,1-1	0,5-5 *	
Cr	1-10	5-50 ***	
Cu	0,1-1	5-50 **	
Hg	0,001-0,01	0,05-0,5 **	0,05-0,5
Ni	0,1-1		
Pb	0,1-1	5-50 **	
Zn	0,5-5	10-100 ***	

**Tab. 23 : Récapitulatif des critères d'évaluation écotoxicologiques (GEODE, 1997).**

\* : valeurs provisoires. / \*\* : valeurs provisoires avec la limite inférieure de la fourchette inférieure aux Teneurs naturelles / \*\*\* : valeurs provisoires avec la limite inférieure et supérieure de la fourchette inférieure aux Teneurs naturelles.

	Belgique (ppm)		Allemagne (ppm ; ppb)		France (mg/kg)		Pays Bas (mg/kg)		Norvège (ppm ou ppb)			Espagne (ppm)		Royaume Uni (ppm) - (distribution en 1991)							
	niv.1	niv.2	niv.1	niv.2	Bdf	niv.1	niv.2	niv.1	niv.2	niv.1	niv.2	niv.3	niv.1	niv.2	rang1	rang2	rang3	rang4	rang5	rang6	
As	20	100	30	150	4,4	25	50	29	29	<20-80	80-1000	>1000	80	200	<0,1 (9)	n.d. (85)					
Cd	2,5	12,5	2,5	12,5	0,5	1,2	2,4	0,8	4	<0,25-1	1-10	>10	1	5	<0,1 (46)	0,1-1 (45)	1-2 (1)	n.d. (2)			
Cr	60	300	150	750	45	90	180	100	120	<70-300	300-5000	>5000	200	1000	<10 (12)	10-100 (79)	100-500 (1)	n.d. (2)			
Cu	20	100	40	200	35	45	90	36	60	<35-150	150-1500	>1500	100	400	<10 (21)	10-100 (65)	100-500 (6)	n.d. (2)			
Hg	0,3	1,5	1	5	0,2	0,4	0,8	0,3	1,2	<0,15-0,6	0,6-5	>5	0,6	3	<0,1 (37)	0,1-0,3 (41)	0,3-0,5 (7)	0,5-0,7 (2)	0,7-1 (1)	n.d. (2)	
Ni	70	350	50	250	20	37	74	85	110	<30-130	130-1500	>1500	100	400	<10 (39)	10-100 (53)	n.d. (2)				
Pb	70	350	100	500	47	100	200	35	45	<30-120	120-1500	>1500	120	600	<10 (16)	10-100 (62)	100-500 (14)	n.d. (2)			
Zn	160	800	350	1750	115	276	552	140	365	<150-700	700-10000	>10000	500	3000	<10 (4)	10-100 (63)	100-500 (25)	n.d. (2)			
Fluor										<800-3000	3000-20000	>20000									
Ag										<0,3-1,3	1,3-10	>10									
PCB 28			2	6	0,025	0,05	0,001	0,03													
PCB 52			1	3	0,025	0,05	0,001	0,03													
PCB 101			2	6			0,004	0,03													
PCB 118			3	10	0,025	0,05	0,004	0,03													
PCB 138			4	12	0,05	0,1	0,004	0,03													
PCB 153			5	15	0,05	0,1	0,004	0,03													
PCB 180			2	6	0,025	0,05	0,004	0,03													
Σ PCB			20	60						<5-25	25-300	>300	0,03	0,1							
α- hexachlorocyclohexane			0,4	1																	
γ- hexachlorocyclohexane			0,2	0,6																	
hexachlorobenzène			2	6			0,0025	0,03		<0,5-2,5	2,5-50	>50									
pentachlorobenzène			1	3																	
octachlorostyrène			0,1	0,3																	
p, p-DDT			1	3																	
p, p-DDE			1	3																	
p, p-DDD			3	10																	
DDT + dérivés							0,0025	0,03													
huiles			300	1000			50	1500													
Naftalene							0,015	0,8													
Fenantrene							0,045	0,81													
Anthracène							0,05	0,8													
fluoranthene							0,015	2,5													
Chrysene							0,02	1													
Benzo(a) anthracène							0,02	0,9													
benzo(a) pyrene							0,025	0,9		<10-50	50-500	>500									
benzo(k) fluoranthene							0,025	0,8													
indeno(1,2,3-cd) pyrene							0,025	0,8													
benzo(ghi) perylene							0,02	0,8													
Σ PAHs			1	3						<300-2000	2000-20000	>20000									
EPOCI										<100-500	500-15000	>15000									
2, 3, 7, 8-TCDD eqv.										<0,03-0,12	0,12-1,5	>1,5									
Dieldrin							0,0005	0,03													
lindane (g-HCH)							0,00005	0,03													

2, 3, 7, 8-TCDD eqv. : potentiel total de toxicité pour les dibenzofurans/dioxins polychlorés, donné comme équivalent du plus toxique de ces composants (2, 3, 7, 8-tetrachlordibenzo-p-dioxin).

Σ PAHs : fluoranthene, benzo(b) fluoranthene, benzo(k) fluoranthene, benzo(a) pyrene, benzo(ghi) perylene, indeno(1, 2, 3-cd) pyrene.

n.d. : non déterminé dans l'autorisation.

EPOCI : Extractable persistent organic chlor

**Tab. 24 : Récapitulatif des différents critères d'évaluation de la contamination sédimentaire en Europe (d'après GEODE, 1997).**

## IV - Conséquences des immersions sur le milieu naturel - Perturbations

Dans ce quatrième chapitre, nous nous sommes principalement attachés à esquisser les conséquences des immersions sur le milieu marin, tant d'un point de vue physique que biologique. Ainsi, comme nous l'avons vu précédemment, nous savons que l'impact direct du déversement en mer des déblais de dragage provoque une contamination immédiate de la couche d'eau du fait de la remise en suspension d'une grande quantité de particules fines (environ 50% de vases). La première conséquence de ce phénomène est l'**augmentation de la turbidité** au voisinage de la drague. Du fait de leur faible vitesse de sédimentation, les particules fines peuvent être transportées par les courants, loin des sites de rejet (jusqu'à 15 km en une demi-marée), et s'accumulent alors dans des secteurs de calme hydraulique. Les blocs de vase compacte restés sur le site de rejet sédimentent et provoquent un **recouvrement de la flore et la faune** du milieu avant de subir une lente érosion et de disparaître. L'immersion des boues de dragage d'origine portuaire correspond également à un **flux important**, vers le milieu littoral, de **métaux et de micropolluants organiques** associés aux particules. Les variations de ce flux font l'objet de contrôles réguliers en accord avec la Convention d'Oslo. Par exemple, il a ainsi pu être évalué, aux Pays-Bas, les quantités de micropolluants introduites par les 25,56 Mt de sédiments immergés en 1978 (Giraud *et al.*, 1997) (**tab. 25**).

En règle générale, les plus fortes pollutions sont essentiellement attribuées aux sédiments fins (<63µm) en provenance des bassins portuaires. Il apparaît donc, à la lumière de ces premiers éléments, que les immersions de déblais de dragage doivent être considérées comme des sources importantes de **perturbations physiques et chimiques** du milieu. Il convient dès lors de définir plus avant ce terme générique de perturbation.

Eléments	Poids (en tonnes)
Mercur	21,3
Cadmium	48,2
Plomb	972
Chrome	?
Cuivre	563
Zinc	3 676

**Tab. 25 : Quantités de micropolluants introduites par les immersions de sédiments aux Pays-Bas en 1978 (Giraud *et al.*, 1997).**

### IV-1- Perturbation du milieu marin

#### IV-1-1- Généralités

On appelle usuellement « **perturbation** » toute modification de l'état physico-chimique ou, de façon plus générale, des paramètres abiotiques du milieu, liée aux activités humaines (anthropisation) ou aux phénomènes naturels et pouvant engendrer un déséquilibre des communautés préexistantes, se traduisant par un changement dans leur structure (mortalité, ...) ou leur composition (apparition de nouveaux consommateurs ou prédateurs, ...).

La dynamique des communautés est le résultat d'un équilibre fragile entre les facteurs intrinsèques de celles-ci (physiologiques, trophiques, ...) et les facteurs extrinsèques (liés aux conditions du milieu) (Pérès, 1971 ; Frontier, 1995). C'est pourquoi, dans la plupart des cas, la conséquence d'une perturbation est une homogénéisation du milieu, consécutive à une diminution des niches écologiques et une réduction importante de la diversité spécifique. Poussée à son paroxysme, elle peut aussi aboutir à la totale défaunation du milieu (en cas d'anoxie par exemple). A l'arrêt de la perturbation, il est cependant souvent constaté une recolonisation plus ou moins rapide des zones atteintes, essentiellement par des espèces opportunistes ou pionnières (Salen-Picard, 1983 ; Warwick, 1986 ; Diaz-Castaneda, 1989 ; Dauvin *et al.*, 1993 ; Ahn *et al.*, 1995 ; Dauvin, 1997).

#### IV-1-2- Types de perturbation et principaux impacts sur le milieu vivant

Comme nous l'avons déjà dit plus haut, les origines des perturbations sont très diversifiées. Elles peuvent être de deux natures : naturelles (climats, tempêtes, érosion, envasement, inondations, dessalures, prédation, ...) ou anthropiques (pollutions, aménagements et constructions, ...). L'impact de ces perturbations sur le milieu vivant varie beaucoup en fonction de la nature, de l'étendue et de l'intensité de celles-ci, ainsi que de la profondeur à laquelle elles ont lieu. Ces facteurs de perturbation peuvent alors modifier profondément la structure physique et chimique des sédiments et dès lors se refléter au niveau de la structure des communautés benthiques (richesse spécifique et abondance). Il est ici hors de question de dresser une liste exhaustive des perturbations naturelles ou des polluants d'origine anthropique susceptibles d'être rencontrés dans le milieu marin, ni d'ailleurs des travaux réalisés sur leur impact, tant la tâche serait ardue. C'est pourquoi, seules les perturbations usuellement trouvées dans la région Nord/Pas-de-Calais seront évoquées ici, ainsi que leurs conséquences connues au niveau benthique (tab. 26). En effet, de par leur potentiel à intégrer les variations temporelles à long terme, les compartiments sédimentaires et faunistiques sont usuellement pris en compte dans les programmes de surveillance de la qualité du milieu (Claise *et al.*, 1992 ; Joanny *et al.*, 1993 ; Choisy, 1994).

### IV-2- Comportement des polluants toxiques dans le milieu marin

#### IV-2-1- Comportement des particules solides immergées

Une étude réalisée par Oudart *et al.* en 1987 a permis de suivre l'évolution de la turbidité de l'eau après clapage sur les zones de vidage de Dunkerque. Ainsi, il a été mis en évidence que le nuage turbide ne se dispersait pas sur la zone, mais restait au contraire centralisé autour du point de vidage, avec une direction générale de dérive parallèle au Banc du Dyck, correspondant à la courantologie de la zone. Les vents N-NE (de 10 à 14 nœuds) ne déterminent pas de retour à la côte de la masse turbide, n'ayant d'effet que sur la couche d'eau de surface, très mince. Ils n'influencent donc pas la turbidité des zones d'eau plus profondes (de -5 à -20 m). Pendant les dix premières minutes du vidage, tout se passe comme si les particules restaient dans les couches d'eau supérieures (-5 à -10 m). Elles semblent ensuite se disperser sous forme de volutes (avec une turbidité encore très élevée 15 minutes après le clapage), tantôt dans les couches supérieures (-5 à -10 m), tantôt dans les couches profondes (-25 à -30 m), pour se répartir ensuite de façon homogène dans toute la couche d'eau comprise entre -5 et -30m (avec une turbidité encore supérieure à celle du bruit de fond). Quarante minutes après leur immersion, les particules immergées sont encore détectables dans la colonne d'eau (turbidité supérieure à celle du bruit de fond). Dans cette étude, quatre heures après le vidage, les particules immergées n'avaient toujours pas atteint le fond, confirmant ainsi la faible vitesse de sédimentation des particules fines. Il faut en effet quelques dizaines de jours aux particules immergées pour sédimenter totalement et se consolider, comme des essais *in vitro* le confirment (Oudart *et al.*, 1987). Ceci a donc amené ces auteurs à supposer que, dans des régions à fort hydrodynamisme comme c'est le cas à Dunkerque, les courants marins soient susceptibles de disperser totalement les boues de dragage immergées.

#### IV-2-2- Devenir des contaminants immergés

Dans le milieu naturel, les contaminants peuvent se répartir dans plusieurs compartiments de l'écosystème :

- la colonne d'eau [sous forme dissoute et de matière en suspension (MES)],
- la colonne sédimentaire, composée de deux phases : une phase particulaire et une phase liquide (eau interstitielle),
- la phase gazeuse,
- les organismes marins.

	<b>Perturbations</b>	<b>Conséquences</b>	<b>Références bibliographiques (non exhaustives)</b>
<b>Origine naturelle</b>	<b>Bioturbation liée à l'activité naturelle des organismes benthiques</b> (annélides tubicoles)	Modifications et profonds remaniements des fonds meubles	Woodin, 1974 ; Gray, 1981 ; Gallagher <i>et al.</i> , 1983 ; Valiela, 1984 ; Diaz-Castaneda, 1989
	<b>Relations trophiques, prédation</b>	Modification de la structure des populations (distribution et abondance)	Connell, 1961 ; Paine, 1966 ; Heinrich et Hergt, 1993
	<b>Tempêtes et mauvaises conditions climatiques</b>	Grosses modifications sédimentaires de la couche de surface (de 10cm jusqu'à 30 m)	Glémarec, 1979
	<b>Glissement de terrain</b> (zones côtières, bancs de sable)	Introduction de particules fines et de matière organique en milieu sablo-vaseux	Desrosier <i>et al.</i> , 1984
<b>Origine anthropique</b>	<b>Métaux lourds</b>	Accumulation au niveau des sédiments et des organismes	Boutier et Alzieu, 1991 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1991 ; Septier <i>et al.</i> , 1991 ; Lacaze, 1993 ; Amiard-Triquet, 1994 ; Bello <i>et al.</i> , 1994 ; Coetzee <i>et al.</i> , 1995 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1998 ; Dhainaut-Courtois, 1999
	<b>Apports de nutriments en quantité excessive</b> (carbone, azote, phosphate, ...)	Dystrophies (blooms phytoplanctoniques, anoxies du milieu, eutrophisation, mortalité massive, proliférations d'espèces opportunistes)	Bellan <i>et al.</i> , 1980 ; Pérès, 1980 ; Hily, 1983 ; Boutier et Alzieu, 1991 ; Lacaze, 1993 ; Maurice, 1994 ; Conley et Johnstone, 1995 ; Jensen <i>et al.</i> , 1995 ; Valeur <i>et al.</i> , 1995
	<b>Pollution par hydrocarbures</b> (produits à forte rémanence anthropogéniques ou biogéniques)	Inhibition de la production primaire, forte mortalité planctonique et larvaire, destructions massives et sélectives des espèces benthiques, défaunation	Blumer et Sass, 1972 ; Renzoni, 1973 ; Cabioch <i>et al.</i> , 1977 ; Lacaze, 1976, 1978, 1980 ; Saliot, 1980 ; Elkaim, 1981 ; Glémarec, 1986
	<b>Rejets d'eau douce</b>	Fortes dessalures du milieu, halocline et oxycline, anoxie des zones profondes (azoïques), forte diminution de la diversité, prolifération d'espèces euryhalines,	Bellan, 1972 ; Bellan et Stora, 1976 ; Stora, 1976 ; Stora et Arnoux, 1983 ; Diaz-Castaneda, 1989
	<b>Aménagements portuaires et dragages</b>	modifications dans la circulation des masses d'eau, bouleversements des courants locaux, turbulences, modifications granulométriques, changements de structure au sein des peuplements benthiques	Souplet, 1977 ; Richard <i>et al.</i> , 1978 ; Dewarumez, 1982, 1983 ; Bonsdorff <i>et al.</i> , 1983, 1984
	<b>Pollution thermique aux abords des centrales nucléaires et électriques</b>	forte élévation de température (majoration de 15°C en moyenne), modifications importantes du cycle biologique des espèces, diminution de la diversité spécifique	Khalanski, 1988 ; Dewarumez <i>et al.</i> , 1991 ; Dewarumez <i>et al.</i> , 1993
	<b>Pollution radioactive des installations nucléaires littorales</b> ( $^{110}\text{Ag}$ , $^{58,6}\text{Co}$ , $^{134,137}\text{Cs}$ , $^{131}\text{I}$ , tritium, $^{54}\text{Mn}$ , ...)	Contamination (eau, sédiments, algues, poissons, benthos dépositives et filtreurs), mutations, malformations, mortalité larvaire et juvénile, modifications de l'équilibre biocénotique	Amiard, 1978 ; Bishop, 1983

**Tab. 26 : Récapitulatif des principales pressions subies par le littoral du Pas-de-Calais et leurs conséquences.**

Chacun de ces compartiments est le siège de réactions physico-chimiques ou biogéochimiques qui vont modifier profondément la nature, la forme et la quantité des contaminants présents dans le milieu, les rendant ainsi plus ou moins toxiques pour la faune et la flore.

Ces réactions mettent en jeu des mécanismes chimiques (oxydation, réduction, dissociation, complexation), physiques (adsorption, désorption, précipitation, dissolution) ou biochimiques (alkylation, désalkylation, dégradation), presque tous réversibles, qui feront passer, alternativement, les contaminants de l'état dissous à l'état particulaire selon les conditions de milieu (milieu oxygène ou anoxique, conditions de pH, T°, salinité, potentiel rédox, ...). Arrivés sous forme dissoute ou particulaire dans le milieu marin, le plus souvent à l'état de traces, la plupart des contaminants auront rapidement tendance à s'accumuler au niveau de la matrice sédimentaire et à dépasser fortement les concentrations mesurées dans la colonne d'eau. Ces réactions sont néanmoins réversibles et transitoires, et définissent pour la plupart la **phase échangeable**, à l'interface eau/sédiment, en constante évolution. Les micropolluants fixés sur la phase particulaire de la colonne sédimentaire sont en effet remobilisables par simples variations des conditions de milieu (augmentation de la force ionique, modification de l'équilibre calcocarbonique, ...). De plus, la prédominance de telle ou telle autre forme métallique, qui contrôle la solubilité des métaux dans le sédiment, dépend du degré d'oxydation initial de celui-ci et des conditions physico-chimiques du milieu. La stabilité des sédiments dépend donc, d'une part, du pH, du potentiel d'oxydation (Eh), du pouvoir oxydo-réducteur (Zh) et, d'autre part, de la concentration initiale en métaux, des teneurs en matières organiques, de la salinité de l'eau et des conditions de mélange eau/sédiment. L'ensemble de ces phénomènes, décrits page suivante (**tab. 27**), est résumé sur les schémas présentés ci-après (**figures 16 et 17**).

Une fraction notable des micropolluants, tant métalliques qu'organiques, est donc susceptible de contaminer l'environnement marin, plus ou moins loin des sites de clapage, du fait du relargage et de la dispersion à l'état dissous. L'appréciation de ce risque doit se faire avant l'immersion des déblais de dragage, d'où la nécessité des contrôles réguliers. Tous ces processus complexes montrent bien la difficulté d'apprécier l'évolution d'un sédiment et la mobilité des micropolluants qui lui sont associés. Cependant, des dosages totaux peuvent illustrer la capacité particulière du compartiment sédimentaire à accumuler les contaminants, notamment dans les zones littorales et estuariennes (Boutier *et al.*, 1989 ; Septier *et al.*, 1991 ; Bello *et al.*, 1994 ; Fletcher *et al.*, 1994 ; Croudace et Cundy, 1995 ; Dassenakis *et al.*, 1995 ; Mackay et Hodgkinson, 1995 ; Romont, 1996 ; Giraud *et al.*, 1997 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997) et apportent des informations pertinentes sur l'importance des apports anthropiques ou naturels et la biotoxicité potentielle du sédiment.

### IV-3- Impact des contaminants sur les organismes vivants

#### IV-3-1- Généralités

Comme nous l'avons décrit précédemment, les phénomènes physico-chimiques ou biologiques, régissant la spéciation des polluants métalliques ou le niveau d'oxydation des polluants organiques, déterminent la forme sous laquelle seront disponibles les contaminants présents dans la colonne d'eau, l'eau interstitielle et le sédiment. La probabilité que ces substances entrent en contact avec des végétaux et des animaux pélagiques ou benthiques est élevée, mais cela n'implique pas nécessairement que celles-ci soient absorbées et métabolisées par l'organisme. D'autres paramètres que la présence et la forme chimique des contaminants entrent en jeu. Il en est ainsi, par exemple, de la notion de **biodisponibilité**, qui correspond à la capacité d'un composant à être assimilé par les membranes cellulaires des organismes vivants et à réagir avec son métabolisme (Campbell *et al.*, 1988). De nombreux composés ne font, en effet, du fait de leur forme chimique, que transiter à l'intérieur de l'organisme avant d'être excrétés sans métabolisation.

	Caractéristiques	Principales réactions chimiques, physico-chimiques ou biologiques	Références bibliographiques (non exhaustives)
De l'état dissous à l'état particulaire	Dispersion irrégulière sous forme de volutes, dilution des particules puis diminution rapide des formes métalliques dissoutes qui précipitent vers la colonne sédimentaire pour y être stockés, dans les quelques minutes qui suivent leur immersion.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Précipitation directe</b> des débris rocheux, déchets solides, débris organiques en dépôts inertes</li> <li>• <b>fixation</b> sur sulfures libres, oxydes et hydroxydes de fer ou de manganèse (principalement), carbonates de calcium (CaCO<sub>3</sub>), complexes organométalliques</li> <li>• <b>précipitation et co-précipitation directe</b> des hydroxydes insolubles</li> <li>• <b>complexation et floculation</b> avec les matières organiques, les carbonates et l'argile</li> </ul>	Faguet, 1982 ; Luoma, 1982 ; Kersten et Förstner, 1987 ; Knezovich <i>et al.</i> , 1987 ; Oudart <i>et al.</i> , 1987 ; Bourg, 1988 ; Marchand, 1990 ; Boutier et Alzieu, 1991 ; Calmano <i>et al.</i> , 1992 ; Michel, 1992 ; Chiffolleau <i>et al.</i> , 1994 ; Giraud <i>et al.</i> , 1997
Accumulation dans le sédiment	Les contaminants précipités subissent alors des transformations (spéciation) et une évolution dynamique (immobilisation dans le sédiment ou migration vers la colonne d'eau) : <b>diagenèse précoce</b> . Ces processus se résument en 3 points : <ul style="list-style-type: none"> <li>⊗ la <u>dégradation</u> de la matière organique (MO),</li> <li>⊗ les <u>précipitations</u> et <u>adsorptions</u>,</li> <li>⊗ les <u>dissolutions</u> et <u>désorptions</u>.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Dégradation</b> de MO (fonction du degré d'oxygénation initial du sédiment) sous action des microorganismes (bactéries aérobies, dénitrifiantes, sulfato-réductrices, méthanogènes, ...)</li> <li>• <b>Complexation / dissociation</b>, d'un ligand (oxydes, hydroxydes, sulfures, polysulfures) et d'un cation métallique</li> <li>• <b>l'oxydation/réduction</b>, des métaux ou métalloïdes à plusieurs états d'oxydation (As, Cr, Cu, Hg, Se, ...) liés aux sulfures, aux hydroxydes/oxydes de fer ou de manganèse</li> <li>• <b>Sorptions - Précipitation / Dissolution</b> avec des éléments fins (oxyhydroxydes, acides humiques, MO, minéraux argileux, vases...)</li> <li>• <b>Méthylation/Déméthylation</b> des alcanes en composés alkylés, (ex : méthylmercure, diméthylmercure,...) ou par floculation d'humates (réactions compétitives des coprécipitations et des précipitations directes)</li> <li>• <b>Fixation sur les carbonates</b> (phase de stockage final), fonction de <u>l'équilibre calcocarbonique</u>, lié au métabolisme du carbone organique par les bactéries hétérotrophes</li> <li>• <b>Intégration à la maille cristalline</b> des minéraux (argiles, minéraux lourds) d'une part infime des métaux, pour constituer la <b>phase de métal résiduel ou métal constitutif</b></li> </ul>	Zirino et Yamamoto, 1972 ; Tessier <i>et al.</i> , 1979 ; Oakley <i>et al.</i> , 1980 ; Förstner et Wittmann, 1981 ; Faguet, 1982 ; Luoma, 1982 ; Bourg, 1983 ; Contu <i>et al.</i> , 1983 ; Hunt et Smith, 1983 ; Moore et Ramamoorthy, 1984 ; Kersten et Förstner, 1986 ; Kersten et Förstner, 1987 ; Bourg, 1988 ; Déchariaux, 1988 ; Förstner et Kersten, 1988 ; Förstner et Salomons, 1988 ; Kersten <i>et al.</i> , 1988 ; Boutier et Alzieu, 1989 ; Cossa et Lassus, 1989 ; Kerdijk, 1989 ; Pommepuy <i>et al.</i> , 1989 ; Cossa <i>et al.</i> , 1990 ; Boutier et Alzieu, 1991 ; Septier <i>et al.</i> , 1991 ; Bryan et Langston, 1992 ; Calmano <i>et al.</i> , 1992 ; Gonzalez, 1992 ; Gonzalez, 1992 ; Michel, 1992, 1993 ; Cossa <i>et al.</i> , 1993 ; Douez, 1993 ; Lacaze, 1993 ; Tessier <i>et al.</i> , 1993 ; Amiard-Triquet, 1994 ; Bello <i>et al.</i> , 1994 ; Chiffolleau, 1994 ; Chiffolleau <i>et al.</i> , 1994 ; Choisy, 1994 ; Cossa <i>et al.</i> , 1994 ; Cossa et Gobeil, 1994 ; Gobeil, 1994 ; Guary, 1994 ; Milliman, 1994 ; Stone <i>et al.</i> , 1994 ; Wanner, 1994 ; Coetzee <i>et al.</i> , 1995 ; Cundy et Croudace, 1995 ; Dassenakis <i>et al.</i> , 1995 ; Fabiano <i>et al.</i> , 1995 ; Hedges et Keil, 1995 ; Nelson <i>et al.</i> , 1995 ; Petersen <i>et al.</i> , 1995 ; Sloth <i>et al.</i> , 1995 ; Williamson <i>et al.</i> , 1995 ; Romont, 1996 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997 ; Giraud <i>et al.</i> , 1997
De l'état particulaire à l'état dissous	Réactions à l'interface eau/sédiment (dissolution, relargage, désorption, lessivage) liées au déplacement des équilibres chimiques aboutissant à la libération des métaux dans le milieu. Les sulfures métalliques, les moins stables Les micro-organismes semblent jouer un rôle actif	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>formation de complexes solubles</b> (ex : CdCl<sub>4</sub><sup>2-</sup>)</li> <li>• <b>modifications des équilibres calcocarboniques</b></li> <li>• <b>lessivage des particules</b> qui favorise le relargage des <b>micropolluants organiques</b>, même les moins solubles (ex : PCB), exceptés les HPA, composés les plus difficiles à relarguer</li> </ul>	Faguet, 1982 ; Tessier <i>et al.</i> , 1979 ; Oakley <i>et al.</i> , 1980 ; Knezovich <i>et al.</i> , 1987 ; Oudart <i>et al.</i> , 1987 ; Bourg, 1988 ; Alzieu, 1989 ; Marchand, 1990 ; Calmano <i>et al.</i> , 1992 ; Michel, 1992 ; Chiffolleau <i>et al.</i> , 1994 ; Meharg et Osborn, 1995 ; Giraud <i>et al.</i> , 1997

Tab. 27 : Devenir des contaminants immergés - Principaux processus physico-chimiques.

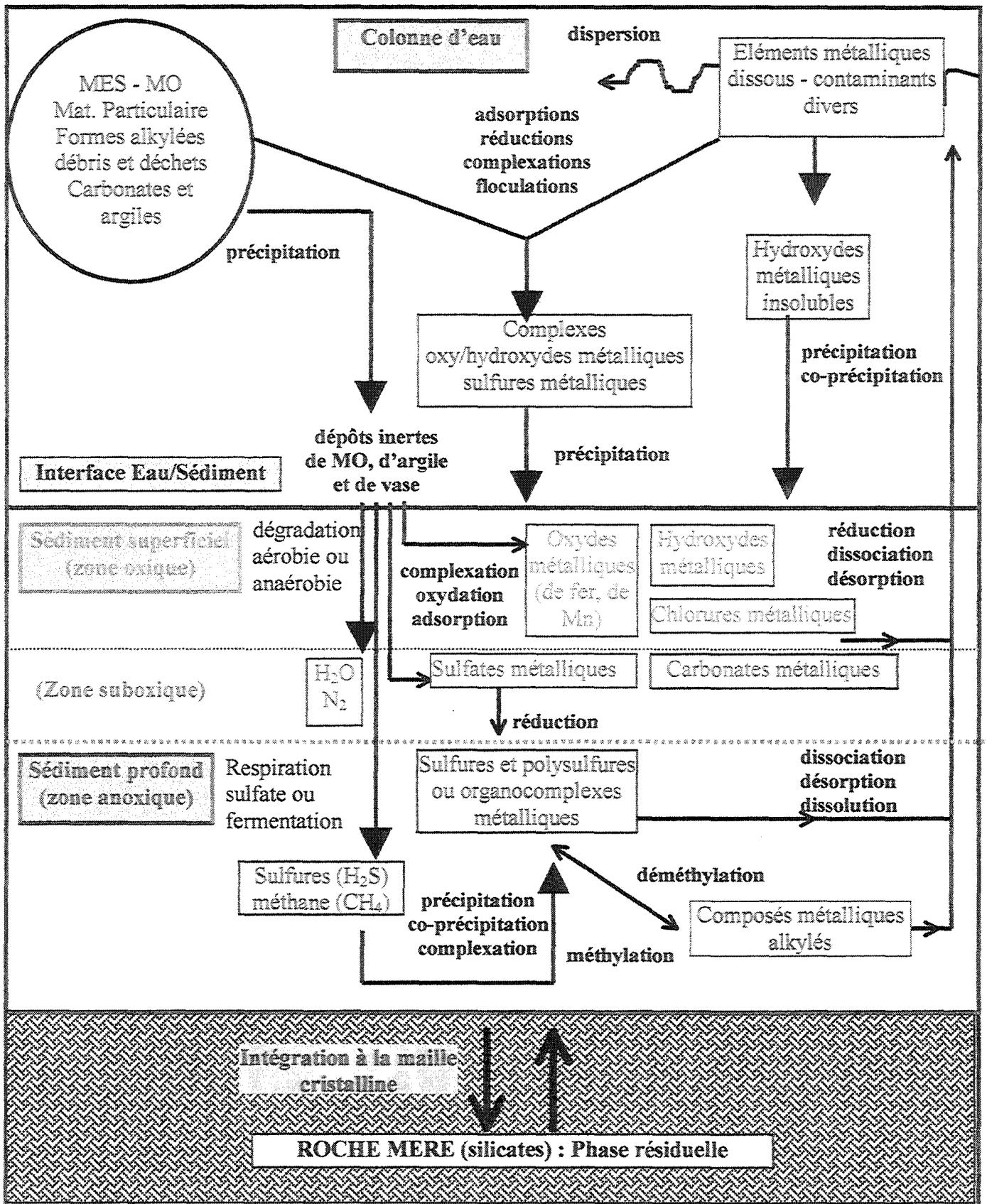
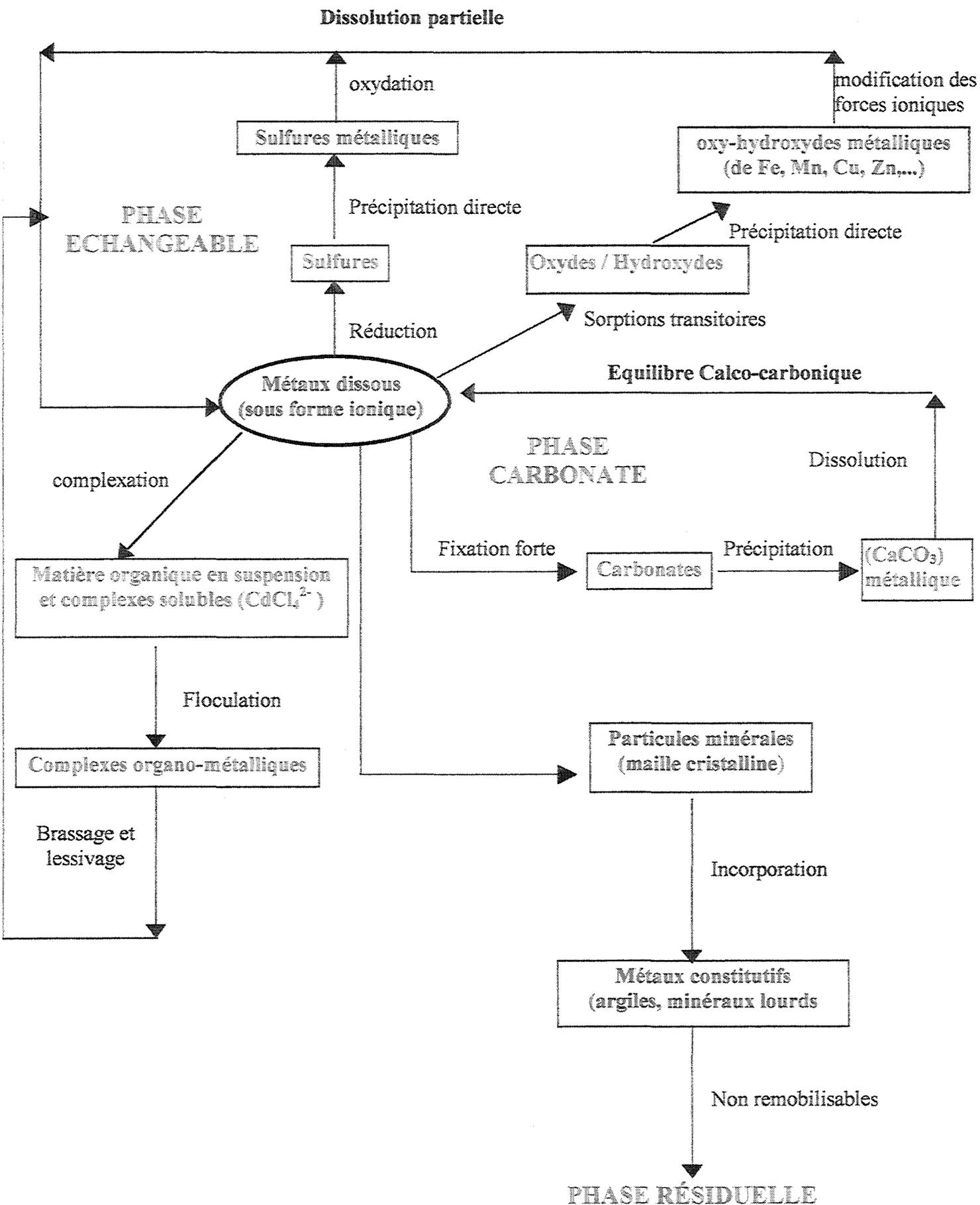


Fig. 16 : Schéma récapitulatif du devenir des polluants immergés de la colonne d'eau au compartiment sédimentaire réalisé à partir de données bibliographiques (cf. Tab. 28)



**Figure 17 :** Schéma récapitulatif des différentes phases de fixation (phase échangeable, carbonate ou résiduelle) des métaux au sédiment (d'après les données bibliographiques, cf. Tab. 28).

La biodisponibilité dépend principalement de la voie empruntée par le composé (voie digestive, respiratoire ou cutanée) pour atteindre l'organisme (Dhainaut-Courtois *et al.*, 1996 ; Dhainaut-Courtois & Romont, 1997 ; Giraud *et al.*, 1997 ; Dhainaut-Courtois, 1999) :

- adsorption/désorption au contact direct du tissu organique,
- ingestion de particules (sédiments, substances colloïdales, débris) (dépositives),
- capture du composé dissous dans l'eau interstitielle.

La **bioaccumulation** est la seconde notion importante au niveau des organismes. Elle rend compte de la biodisponibilité d'un contaminant et résulte d'un déséquilibre cinétique entre les processus d'absorption (liés à l'assimilation) et les processus de détoxification (excrétion, transfert, métabolisation). Elle aboutit à l'accumulation des polluants dans l'organisme (Amiard *et al.*, 1980 ; Gibbs *et al.*, 1983 ; Amiard-Triquet, 1989 ; Cossa *et al.*, 1990b, Amiard-Triquet *et al.*, 1993 ; Marchand *et al.*, 1990 ; Michel, 1993 ; Chiffolleau, 1994 ; Mason *et al.*, 1995 ; Soto *et al.*, 1995). Selon la voie d'absorption des contaminants, on rencontre différentes terminologies pour définir le processus de bioaccumulation (Giraud *et al.*, 1997). En effet, l'assimilation d'un polluant par un organisme peut se faire à partir de l'eau (**bioconcentration**), à partir de la nourriture consommée dans la chaîne trophique (**bioamplification**) ou encore à partir du sédiment (**bioaccumulation**). En règle générale, les contaminants sont d'autant plus biodisponibles qu'ils sont facilement remobilisables. Le **tableau 28** recense les principaux facteurs influençant leurs biodisponibilité.

Facteurs influençant la biodisponibilité des métaux et métalloïdes		Références bibliographiques
facteurs physiques	Température	Bouquegneau et Verthe, 1980 ; Popham et D'Auria, 1982 ; Campbell <i>et al.</i> , 1988 ; Septier <i>et al.</i> , 1991 ; Soto <i>et al.</i> , 1995 ; Warnau <i>et al.</i> , 1995
	Salinité	Bryan et Hummerstone, 1971 ; Boutier <i>et al.</i> , 1989 ; Septier, 1992 ; Bjerregaard et Depledge, 1994 ; Guérin et Stickle, 1995 ; Rainbow, 1995 ; Riedel <i>et al.</i> , 1995
	pH et potentiel redox (Eh)	Bouquegneau et Verthe, 1980 ; Campbell <i>et al.</i> , 1988
facteurs biologiques	Processus de complexation	Donard, 1987 ; Alzieu, 1989 ; Cossa <i>et al.</i> , 1990, 1993
	Ingestion des composés et changements de forme ionique le long du transit digestif	Bouquegneau et Verthe, 1980 ; Campbell <i>et al.</i> , 1988
facteurs chimiques	Phénomènes d'interaction entre éléments : mécanismes d'antagonisme mécanismes de synergie	Bryan et Hummerstone, 1973 ; Popham et D'Auria, 1982 ; Bryan <i>et al.</i> , 1985 ; Harland <i>et al.</i> , 1990 ; Septier, 1992
	Alkylation de certains composés métalliques	Amiard <i>et al.</i> , 1980 ; Amiard-Triquet, 1989 ; Cossa <i>et al.</i> , 1990b, Amiard-Triquet <i>et al.</i> , 1993 ; Stone <i>et al.</i> , 1994 ; Hamasaki <i>et al.</i> , 1995 ; Mason <i>et al.</i> , 1995

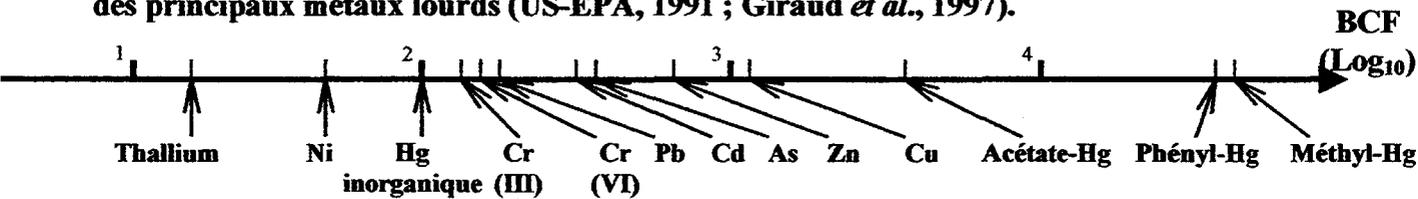
**Tab. 28 :** Facteurs jouant un rôle déterminant sur la biodisponibilité de certains contaminants (métaux, métalloïdes, ...).

A partir de ces différentes constatations, une échelle de bioaccumulation (à partir du facteur de bioaccumulation, BCF) des principaux métaux lourds a été proposée (US-EPA, 1991 ; Giraud *et al.*, 1997) (tab. 29). Cependant, la bioaccumulation n'est pas nécessairement synonyme de toxicité (Bryan et Hummerstone, 1971, 1973 ; Amiard-Triquet, 1994 ; Hoare *et al.*, 1995a, 1995b). De plus, son évaluation n'est pas aisée : la réponse d'un organisme à des tests de toxicité aiguë diffère, en effet, en fonction des individus, de l'espèce et des conditions d'expériences (Bryan et Hummerstone, 1971 ; Amiard *et al.*, 1980 ; Ray *et al.*, 1980 ; Martoja *et al.*, 1984 ; Amiard *et al.*, 1980 ; Lobel, 1987 ; Leveau *et al.*, 1988 ; Nugegoda et Rainbow, 1988 ; Amiard-Triquet, 1989 ; Septier *et al.*, 1991 ; Septier, 1992 ; Ahn *et al.*, 1995 ; Gibbs et Miskiewicz, 1995 ; Riedel *et al.*, 1995 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997). Certains auteurs s'accordent néanmoins sur une échelle de toxicité des principaux métaux traces (Khangarot *et al.*, 1987 ; Environnement Canada, 1993 ; Hutchinson *et al.*, 1994) :

**Hg > Ag > Cu > Zn > Cd > Co > Cr > Pb > Ni > Sn**

Eléments	Log <sub>10</sub> BCF
Acétate-Hg	3,500
As	2,544
Cd	2,513
Cr III	2,104
Cr VI	2,190
Cu	3,073
Hg inorganique	2,000
Méthyl-Hg	4,602
Ni	1,700
Pb	2,253
Phényl-Hg	4,602
Thallium	1,200
Zn	2,762

**Tab. 29 : Échelle de bioaccumulation établie à partir du facteur de bioaccumulation (BCF) des principaux métaux lourds (US-EPA, 1991 ; Giraud *et al.*, 1997).**



En ce qui concerne les métaux, il convient néanmoins de distinguer les composés essentiels à la vie (dans les réactions enzymatiques par exemple) comme le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le vanadium (V) et le zinc (Zn), de ceux n'ayant aucun rôle défini et potentiellement toxiques pour les organismes les ayant assimilés (comme par exemple, l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb)) (Förstner et Wittmann, 1981 ; Moore et Ramamoorthy, 1984 ; Fernando, 1995 ; Shannon, 1995 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997) (tab 30).

Comme nous l'avons expliqué précédemment l'impact d'un polluant sur un organisme dépendra donc principalement de ces deux notions. En outre, certains organismes sont plus vulnérables que d'autres du fait de leur mode de nutrition ou de leur niche écologique. En effet, les organismes épi- ou endobenthiques, en contact tégumentaire direct avec le sédiment et la colonne d'eau, semblent plus sensibles à la contamination que les organismes pélagiques. De même, la capacité d'un organisme à choisir sa nourriture (sa mobilité par exemple) et son régime alimentaire (détritivores, sédimentivores, filtreurs, prédateurs,...) influence la quantité de polluant

potentiellement ingérée (Bryan et Hummerstone, 1973 ; Bryan *et al.*, 1985 ; Absil *et al.*, 1994 ; Carral *et al.*, 1995 ; Giraud *et al.*, 1997 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997).

A l'échelle individuelle, il existe deux voies principales d'assimilation (membranaire ou digestive) mettant en jeu deux types de transport plus ou moins rapides se traduisant par une bioaccumulation différente (*eg.* Guary, 1994) : le **transport actif**, à travers les épithéliums, téguments et membranes cellulaires (processus lent et générant moins de bioaccumulation), ou le **transport passif**, à travers les membranes plasmiques (processus plus rapide et se traduisant par une bioaccumulation plus importante). Une fois assimilés, les éléments essentiels, de même que les composés xénobiotiques (polluants anthropiques ou naturels), seront métabolisés par l'organisme et connaîtront des devenir différents selon la nature du polluant, le mode d'exposition, la voie de pénétration et le site de fixation dans l'organisme (Bryan et Hummerstone, 1973 ; Bouquegneau et Verthe, 1980 ; Gibbs *et al.*, 1983 ; Pirie *et al.*, 1984 ; Jeantet *et al.*, 1985 ; Lobel, 1987 ; Delmas, 1990 ; Truchet *et al.*, 1990 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1991 ; Septier *et al.*, 1991 ; Bryan *et al.*, 1993a ; Monniot *et al.*, 1994 ; Duquesne *et al.*, 1995 ; Mason *et al.*, 1995 ; Warnau *et al.*, 1995 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997 ; Dhainaut-Courtois, 1999) (**tab. 31**). La **figure 18** résume sous forme de schéma les différents mécanismes décrits ci-dessus. Comme le montre la **figure 19**, ces effets se détectent aussi bien au niveau subcellulaire, cellulaire et tissulaire, qu'au niveau de l'organisme entier. La **figure 20** illustre la chronologie d'apparition de ces effets sur les organismes contaminés.

#### IV-3-2- Action des polluants sur les populations et les communautés

Les mécanismes décrits plus haut, à l'échelle individuelle, se reflèteront donc à moyen ou long terme au niveau des populations. Cependant, l'effet des polluants sur les populations, et par extension sur les communautés, est particulièrement difficile à appréhender étant donné le caractère généralement plurifactoriel des contaminations (interactions métalliques, pollutions organiques et modifications physico-chimiques du substrat associé). Cette causalité plurifactorielle ne permet pas en règle générale d'établir des relations de cause à effet entre la présence d'un élément spécifique et les perturbations observées au sein des populations sauf en cas de pollution exceptionnelle (Ahn *et al.*, 1995). C'est pourquoi la littérature aborde ce problème avec une double approche :

- en se focalisant sur un seul facteur de perturbation (la matière organique ou un mélange restreint de polluants spécifiques) et en étudiant ses effets sur une population spécifique (sous forme de tests de toxicité par exemple) ou sur une communauté déterminée (*eg.* Bryan *et al.*, 1973 ; Bellan *et al.*, 1980 ; Glémarec et Hily, 1981 ; Luoma et Bryan, 1982 ; Salen-Picard, 1983 ; Hily, 1984 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997) ;
- en considérant l'ensemble des facteurs interagissant de façon globale et en observant l'effet de « cette source de perturbation » sur une communauté spécifique (*eg.* Anger, 1975 ; Bellan, 1976 ; Bellan *et al.*, 1978, 1980 ; Pearson et Rosenberg, 1978 ; Gray, 1981, 1982 ; Bellan, 1984 ; Ward et Young, 1984 ; Dessain, 1987 ; Diaz-Castadena, 1989 ; Romont, 1996 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997 ; Romont & Dhainaut-Courtois, 1998 ; Dhainaut-Courtois, 1999).

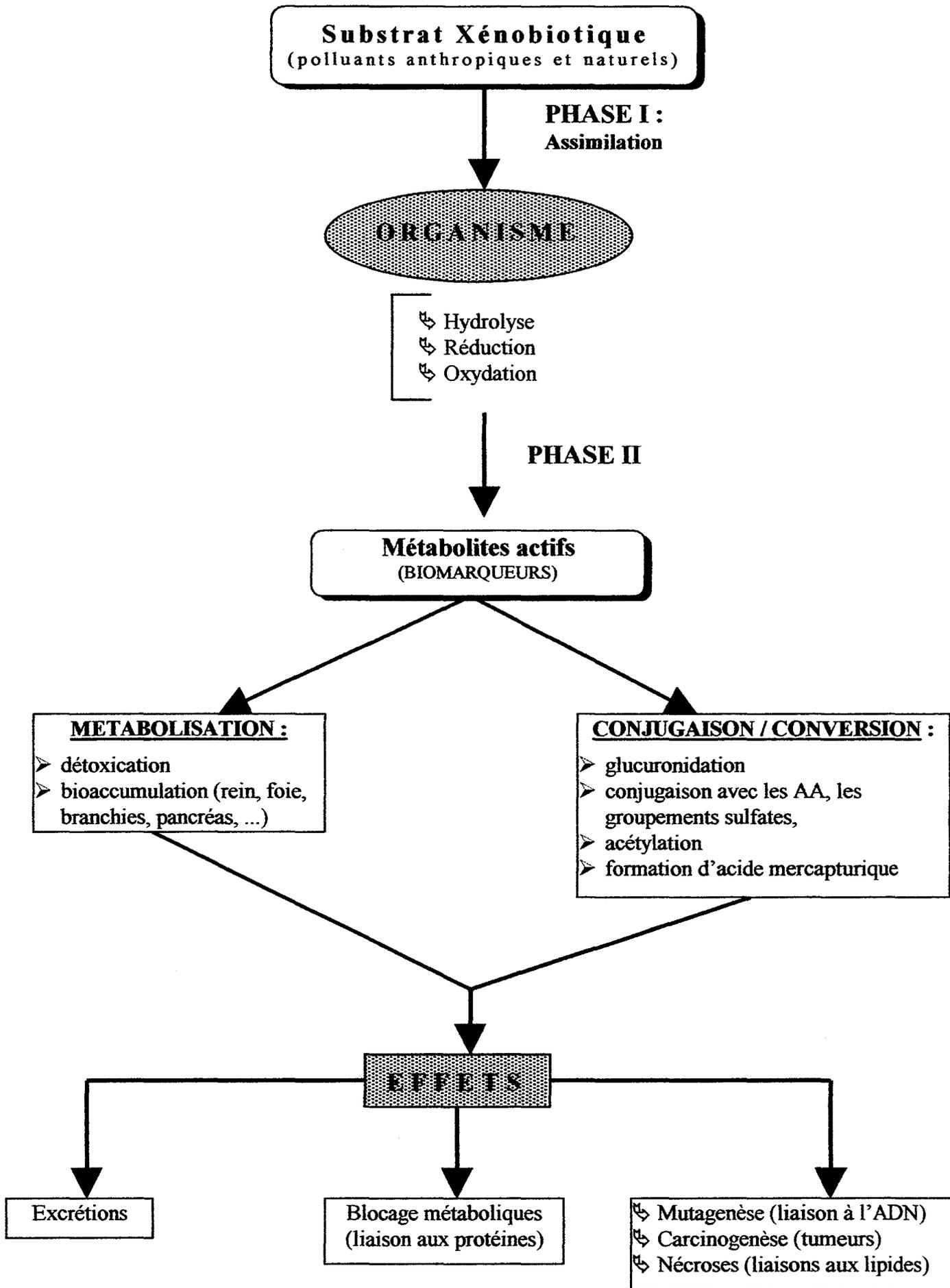
Les principaux paramètres influençant la composition faunistique des peuplements et les causes essentielles de perturbations des populations sont également bien identifiées dans la littérature (**tab. 32**). Les conséquences notables de ces perturbations au niveau des populations se manifestent dans la structure et le fonctionnement de ces dernières (modifications de la biomasse, de la productivité, perturbation dans les classes d'âge et le recrutement, mortalité, bioamplification dans la chaîne trophique). Les communautés présentent quant à elles des modifications de biodiversité et d'abondance spécifique, des perturbations dans les interactions trophiques et de fortes modifications dans la distribution spatiale et temporelle des espèces qui les composent. Cet impact ne se fait cependant sentir que plusieurs années (voire plusieurs décennies) après la perturbation (sauf dans les cas de pollutions accidentelles aiguës) (*cf.* **Fig. 19 et 20**).

<b>métaux lourds et polluants organiques source de graves effets toxiques sur les organismes</b>	<b>Références bibliographiques (non exhaustives)</b>
<b>en général</b>	Khangarot <i>et al.</i> , 1987 ; Campbell <i>et al.</i> , 1988 ; Sorensen, 1991 ; Bryan et Langston, 1992 ; Burton, 1992 ; Quiniou, 1994 ; Quiniou <i>et al.</i> , 1994 ; US-EPA, 1993, 1994, 1995 ; Dhainaut-Courtois, 1999
<b>arsenic</b>	Michel, 1993 ; RNO, 1994
<b>cadmium</b>	Cossa et Lassus, 1989 ; Hutchinson <i>et al.</i> , 1994 ; Guérin et Stickle, 1995 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997
<b>chrome</b>	Chaisemartin et Chaisemartin, 1976 ; CNRC, 1977 ; Andral, 1994 ; Chiffolleau, 1994 ; Hutchinson <i>et al.</i> , 1994 ; Mortimer et Miller, 1994 ; RNO, 1994 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997
<b>cuivre</b>	Zamuda et Sunda, 1982 ; Manley, 1983 ; Manley <i>et al.</i> , 1984 ; Hutchinson <i>et al.</i> , 1994 ; Mortimer et Miller, 1994
<b>étain et ses formes alkylées (ex : TriButylÉTain (TBT))</b>	His et Robert, 1980 ; Gibbs <i>et al.</i> , 1987 ; Bailey et Davies, 1989 ; Ruiz <i>et al.</i> , 1995
<b>mercure et ses formes alkylées (ex : méthylmercure)</b>	FAO, 1986 ; Cossa <i>et al.</i> , 1990 ; Beiras et His, 1994 ; Rasmussen <i>et al.</i> , 1995 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997
<b>nickel</b>	Andral, 1994 ; Mortimer et Miller, 1994 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997
<b>plomb</b>	Chaisemartin et Chaisemartin, 1976 ; Cossa <i>et al.</i> , 1993 ; Rasmussen <i>et al.</i> , 1995 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997
<b>PCB</b>	Clarke <i>et al.</i> , 1989 ; Marchand <i>et al.</i> , 1990 ; Loizeau, 1994
<b>autres polluants organiques</b>	Knezovich <i>et al.</i> , 1987 ; Meharg et Osborn, 1995

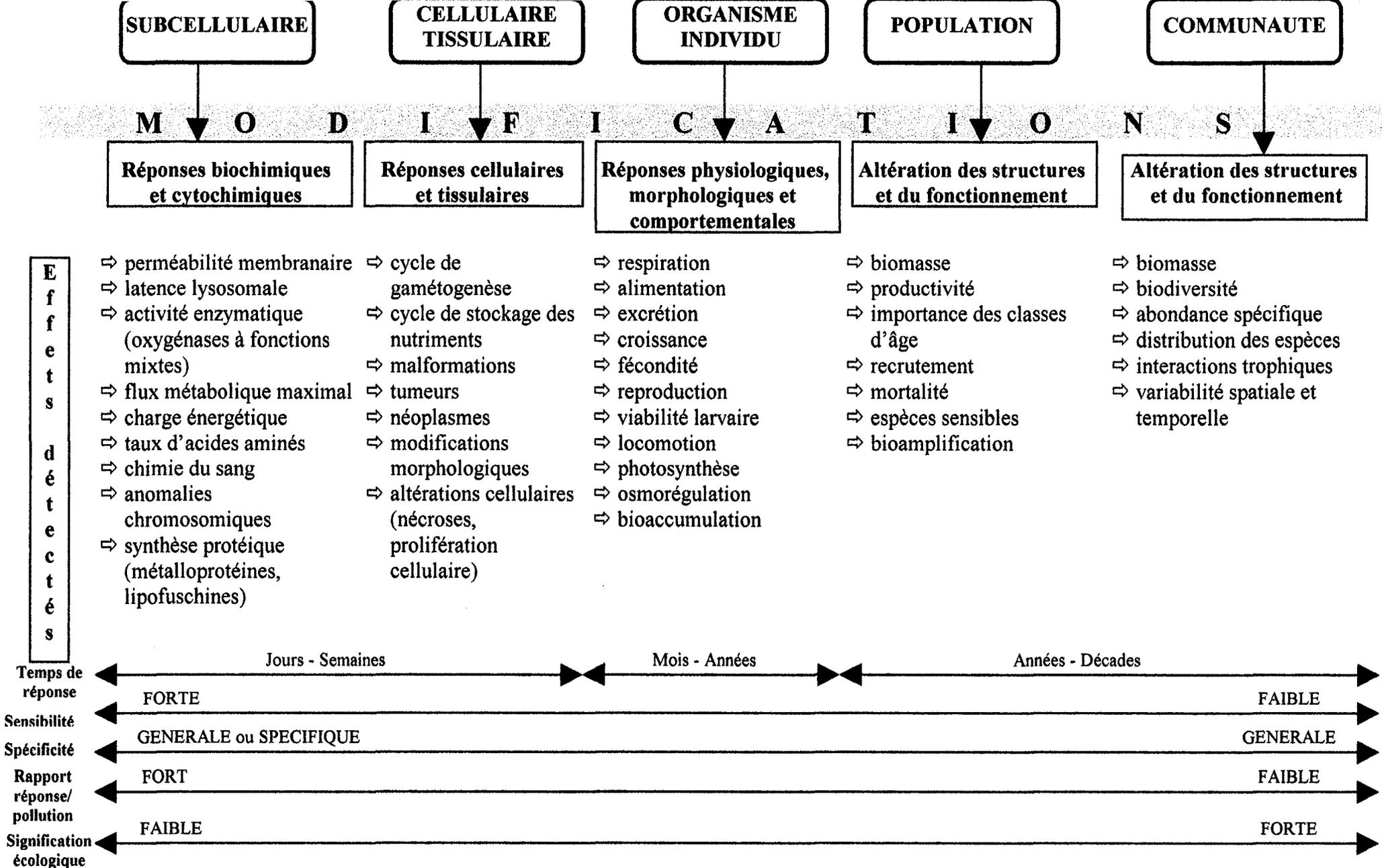
**Tab. 30 : Contaminants connus pour entraîner de graves effets toxiques sur les organismes.**

<b>Devenir des composés après métabolisation</b>	<b>Conséquences</b>	<b>Références bibliographiques (non exhaustives)</b>
<b>détoxication directe et inactivation</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• élimination ou neutralisation des substances toxiques par simple excrétion ou régulation</li> <li>• atténuation des risques de bioamplification dans les niveaux trophiques supérieurs</li> </ul>	Bryan et Hummerstone, 1973 ; Lobel, 1987 ; Nugegoda et Rainbow, 1988 ; Amiard-Triquet, 1989 ; Nott et Nicolaidou, 1990 ; Septier, 1992 ; Michel, 1993 ; Chiffolleau, 1994 ; Rainbow, 1995 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997 ; Dhainaut-Courtois, 1999
<b>accumulation</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• stockage des substances toxiques au niveau des reins, du foie, des branchies, du pancréas et des muscles</li> <li>• inactivation ou élimination par piégeage</li> <li>• conjugaison aux protéines existante ou synthèse de métalloprotéines et métallothionéines générant des blocages métaboliques</li> <li>• conjugaison à l'ADN ou aux lipides générant des effets mutagènes, carcinogène ou des nécroses graves</li> </ul>	Martoja et Martoja, 1984 ; Dennaï <i>et al.</i> , 1986 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1991 Pentreath, 1975 ; Rice et Chien, 1979 ; Noël-Lambot, 1980 ; Delval, 1984 ; Cosson, 1987 ; Eriksen <i>et al.</i> , 1988, 1989, 1990 ; Andersen <i>et al.</i> , 1989 ; Depledge et Rainbow, 1990 ; Demuynck <i>et al.</i> , 1991, 1993 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1991 ; Cosson, 1992 ; Demuynck, 1992 ; Duquesne, 1992 ; Nejmeddine, 1992 ; Ramade, 1992 ; Demuynck et Dhainaut-Courtois, 1994 ; Duquesne <i>et al.</i> , 1995 ; Grumiaux, 1996 ; Dhainaut-Courtois <i>et al.</i> , 1997 ; Dhainaut-Courtois, 1999

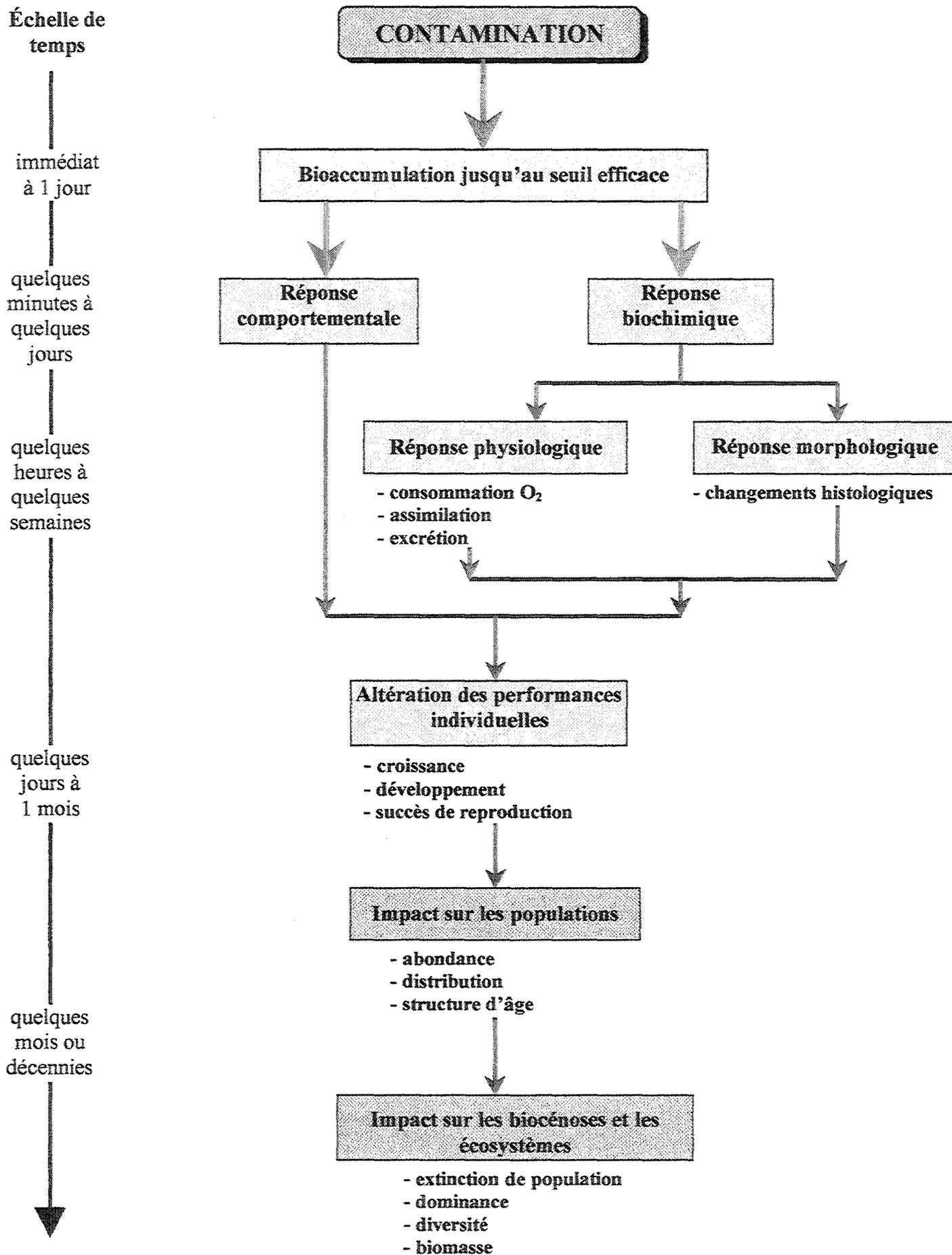
**Tab. 31 : Récapitulatif du devenir des composés après leur métabolisation.**



**Fig. 18 : Schéma du métabolisme d'une substance polluante par un organisme (d'après Ramade, 1992)**



**Fig. 19 : Niveaux de détection de l'impact biologique d'une pollution** (d'après Chaisemartin et Chaisemartin, 1976 ; Smigielski, 1978 ; Manley, 1983 ; Manley *et al.*, 1984 ; Martoja *et al.*, 1984 ; Bryan *et al.*, 1986, 1987 ; Gibbs *et al.*, 1987 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1988 ; Bailey et Davies, 1989 ; Bright et Ellis, 1989 ; Ramade, 1992 ; Bryan *et al.*, 1993a, 1993b, Gibbs, 1993 ; Etxeberria *et al.*, 1994 ; Horiguchi *et al.*, 1994 ; Mortimer et Miller, 1994 ; Roper et Hickey, 1994 ; Bauer *et al.*, 1995 ; Guérin et Stickle, 1995 ; Guolan et Yong, 1995 ; Lawson *et al.*, 1995 ; Rasmussen *et al.*, 1995 ; Ruiz *et al.*, 1995 ; Dhainaut-Courtois, 1999).



**Fig. 20 :** Chronologie des effets des substances toxiques sur les individus et les populations (d'après Ramade, 1992).

<b>Principaux paramètres influençant la composition faunistique des peuplements</b>	<b>Références bibliographiques (non exhaustives)</b>
<b>composition du sédiment et modifications de ses caractéristiques granulométriques</b>	Cabioch et Glaçon, 1975, 1977 ; Guille et Ponge, 1975 ; Souplet <i>et al.</i> , 1980 ; Salen-Picard, 1983 ; Davoult <i>et al.</i> , 1988 ; Prygiel <i>et al.</i> , 1988 ; Basford <i>et al.</i> , 1989 ; ; Diaz-Castadena, 1989 ; Dewarumez <i>et al.</i> , 1991 ; Dewarumez <i>et al.</i> , 1992 ; Bourcier <i>et al.</i> , 1993 ; Romont et Dhainaut-Courtois, 1994 ; Heip et Craeymeersch, 1995 ; Sanvicente-Anorve, 1995, Romont, 1996
<b>conditions hydrodynamiques ou climatiques</b>	Dyer <i>et al.</i> , 1984 ; Dewarumez <i>et al.</i> , 1993 ; Dugan <i>et al.</i> , 1995 ; Heip et Craeymeersch, 1995 ; Turner <i>et al.</i> , 1995
<b>paramètres physico-chimiques du milieu (latitude, profondeur, température, salinité, conditions d'oxygénation, ...)</b>	Dyer <i>et al.</i> , 1984 ; Basford <i>et al.</i> , 1989 ; Bourcier <i>et al.</i> , 1993 ; Wilson et Jeffrey, 1994 ; Heip et Craeymeersch, 1995
<b>enrichissement en matière organique</b>	Bellan, 1967 ; Pearson et Rosenberg, 1978 ; Glémarec et Hily, 1981 ; Warwick, 1986 ; Simboura <i>et al.</i> , 1995 ; Romont, 1996) ou au contraire son déficit (Richardson <i>et al.</i> , 1995
<b>perturbations mécaniques du sédiment (ex : activités d'aménagement portuaire)</b>	Gillet, 1993 ; Kenny et Rees, 1994 ; Beukena, 1995 ; Bonsdorff <i>et al.</i> , 1995
<b>pollution accidentelle (ex : par hydrocarbures [marées noires], ou autres polluants)</b>	Dauvin, 1984, 1991 ; Glémarec, 1986 ; Ahn <i>et al.</i> , 1995 ; Kingston <i>et al.</i> , 1995 ; Nagelkerken et Debrot, 1995

**Tab. 32 : Principaux paramètres influençant la composition faunistique des peuplements.**

#### IV-3-3- Espèces indicatrices de pollution

La macrofaune benthique, peu mobile et en contact direct avec le sédiment est souvent considérée comme un excellent intégrateur et bioindicateur de pollution, notamment les annélides, les crustacés et les mollusques. Par un dosage de la charge métallique contenue dans les organismes, il est possible d'évaluer approximativement le niveau de contamination du milieu (eg Bryan *et al.*, 1973 ; Luoma et Bryan, 1982 ; Popham et D'Auria, 1982 ; Amiard-Triquet, 1989 ; Romont, 1996 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997) du fait de leur capacité de bioaccumulation mais une simple observation de la composition faunistique apporte elle aussi des éléments d'information globale sur les conditions du milieu (Bellan et Pérès, 1974 ; Glémarec et Hily, 1981 ; Romont, 1996 ; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1997 ; Dauvin, 1997 ; Dhainaut-Courtois, 1999). En effet, certaines espèces sont considérées comme des indicateurs biologiques de pollution du fait de leurs exigences écologiques et de leur résistance potentielle plus ou moins grande aux perturbations du milieu. Leur abondance et dominance est alors fonction de l'intensité de la pollution (Reish, 1973 ; Leppakoski, 1975 ; Simkiss et Taylor, 1981 ; Stora, 1982). De nombreux auteurs se sont intéressés à ces espèces, leur affectant chacun leur terminologie :

- ⇒ espèces favorisées, défavorisées ou indifférentes à la pollution (Jarvekuls, 1970 *in* Leppakoski, 1975) ;
- ⇒ espèces indicatrices de pollution, de semi-pollution, d'aire non altérée (Reish, 1973) ;
- ⇒ espèces progressives, régressives ou indifférentes (Leppakoski, 1975) ;
- ⇒ espèces à large répartition écologique (Picard, 1965) ;
- ⇒ espèces indicatrices d'enrichissement en matière organique ou de pollution (Bellan, 1967 ; Glémarec et Hily, 1981).

L'analyse attentive de la composition des communautés en ces espèces particulières, tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif, permet de mettre en évidence l'état de dégradation du biotope, de même que l'analyse des groupes trophiques (dominance des détritivores et dépositivores en cas de forte pollution) (Reish, 1973 ; Pearson et Rosenberg, 1978 ; Gray et Pearson, 1982 ; Pearson *et al.*, 1983 ; Diaz-Castaneda, 1989). De manière générale, les perturbations provoquent une diminution de la diversité spécifique (Bellan, 1967 ; Boesch, 1973 ; Gray, 1974 ; Rosenberg,

1975 ; Stora, 1982), avec la disparition dans un premier temps des espèces les plus sensibles au profit des plus tolérantes qui prolifèrent (Warwick, 1986 ; Dhainaut-Courtois, 1999 ; Dhainaut-Courtois et al., sous presse). Peu à peu, apparaît une prédominance très nette d'un nombre restreint d'espèces (d'autant plus restreint que la pollution est grande), généralement des annélides polychètes, qui accentue davantage le déséquilibre de la communauté (Bellan, 1967 ; Reish, 1973 ; Glémarec et Hily, 1981 ; Hily, 1983 ; Bellan, 1984, 1985 ; Bellan et Bourcier, 1990 ; Lechapt et al., 1993 ; Sarda et al., 1994 ; Warwick et al., 1994 ; Ahn et al., 1995 ; Sarda et al., 1995 ; Simboura et al., 1995 ; Kingston et al., 1995). Il arrive cependant, que de nouvelles espèces s'implantent et prolifèrent au détriment de la communauté d'origine : les espèces opportunistes ou pionnières, comme « l'annélide » *Capitella capitata* (depuis peu considérée comme un groupement d'espèces) ou le mollusque bivalve *Abra alba* (Grassle et Grassle, 1974 ; Diaz-Castadena et al., 1990 ; Bourcier et al., 1993 ; Dauvin et al., 1993 ; Wilson et Jeffrey, 1994 ; Olsgard et Gray, 1995). Pour finir, seules les espèces à tolérance maximale demeureront si la pollution s'accroît encore, voire même disparaîtront totalement pour laisser une zone totalement défaunée (Bellan et Péres, 1974 ; Anger, 1975 ; Pearson et Rosenberg, 1978 ; Gray, 1981, 1982 ; Bellan, 1984 ; Simboura et al., 1995). Ces différentes espèces se répartissent alors en zonations concentriques sur les substrats meubles, en cas de pollution chronique, de l'émissaire à son point le plus éloigné, selon un gradient spatial de pollution (Bellan, 1967 ; Bellan, 1976 ; Bellan et al., 1978, 1980 ; Salen-Picard, 1983 ; Hily, 1984). Ces auteurs distinguent ainsi en général, 4 zones concentriques autour d'une source de pollution :

- une **zone azoïque**, la plus proche de la source de pollution (pollution maximale), totalement défaunée (à l'exception des micro-organismes hétérotrophes) ;
- une **zone polluée**, caractérisée par des peuplements qualitativement appauvris, essentiellement représentés par des espèces à large distribution écologique et géographique ou tolérantes à la pollution, comme *Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Streblospio sp.*, *Polydora sp.*, *Heteromastus filiformis*, *Nereis caudata*, *Audouinia tentaculata*, *Staurocephalus rudolphii*, *Cardium exigum*, *Abra alba*, *Abra ovata*, *Venerupis decussata*, ..., bien représentées quantitativement ;
- une **zone subnormale**, plus éloignée de l'émissaire, présentant des peuplements assez similaires à ceux des biocénoses non polluées mais sans les espèces caractéristiques exclusives. Les espèces les plus sensibles à la pollution y sont absentes au contraire des espèces à large distribution écologique (opportunistes, pionnières ou tolérantes) qui prolifèrent. Les espèces caractéristiques de la zone polluée y sont cependant absentes ;
- une **zone normale** où la pollution est pour ainsi dire inexistante ou négligeable et caractérisée par une biocénose non polluée.

Dans la réalité, il arrive qu'une de ces zones soit absente en fonction des conditions hydrologiques et sédimentaires du milieu, notamment la zone polluée : par exemple, quand la source est faiblement polluante (notamment en apports organiques), ou dans les estuaires, les zones de faible salinité et les zones à fort hydrodynamisme et faible sédimentation. La zone normale peut également s'avérer absente, par exemple dans les aires portuaires (Bellan, 1967a, b ; Bellan et Péres, 1974). Il est à noter cependant que dès que la perturbation cesse, des processus de recolonisation (recrutement, succession, ...) se mettent en place afin de restaurer les communautés perturbées dans l'état le plus similaire aux biocénoses originelles (Horn, 1974 ; Shure et Ragsdale, 1977 ; Smith, 1980 ; Glémarec et Hily, 1981 ; Peckarsky, 1986 ; Diaz-Castadena, 1984, 1987, 1989 ; Diaz-Castadena et al., 1990).

## V - Principales communautés faunistiques décrites dans le détroit du Pas-de-Calais

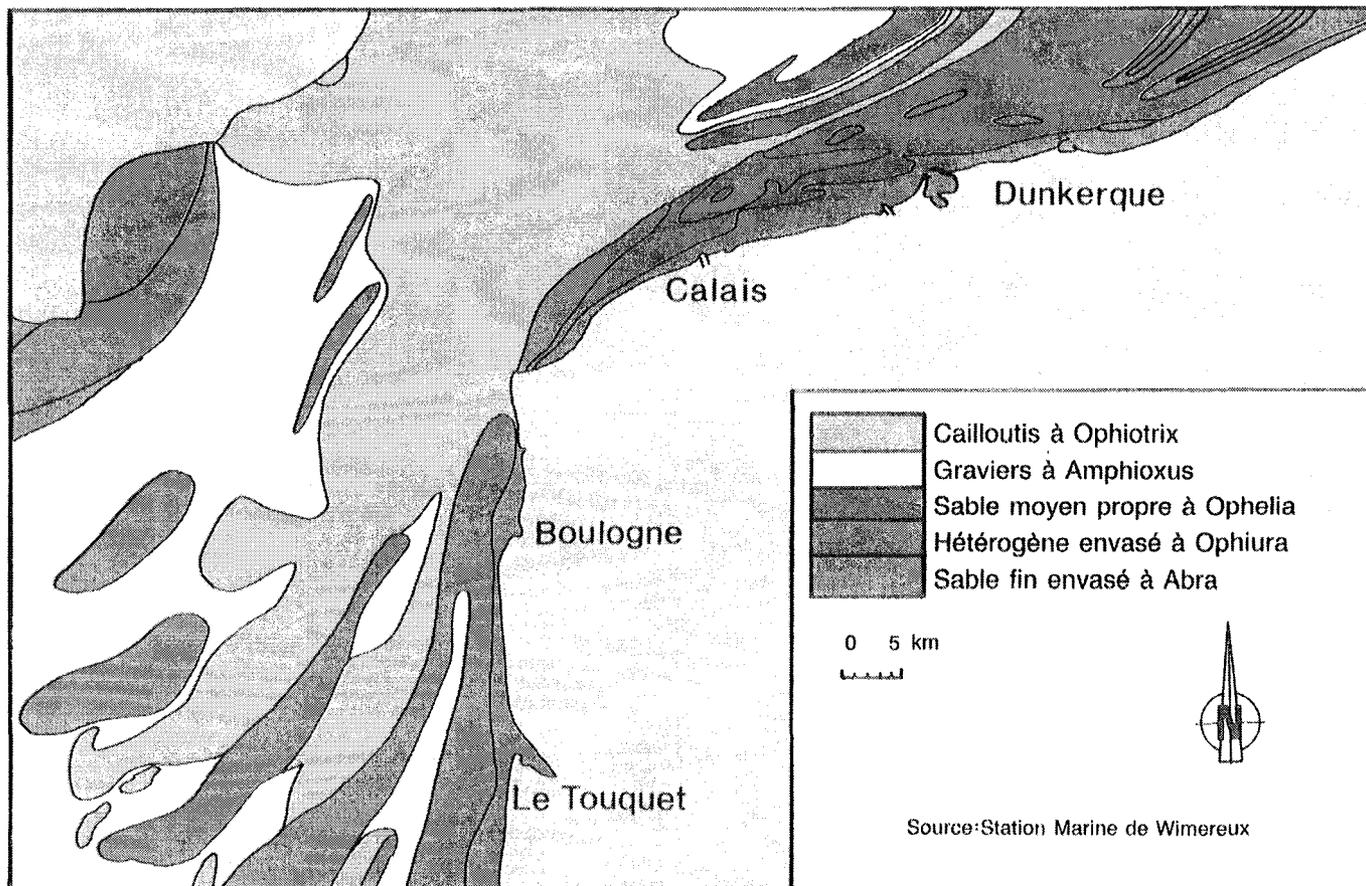
Notre démarche analytique se focalisant essentiellement sur les perturbations engendrées au niveau des communautés benthiques, un rapide récapitulatif des principaux peuplements décrits dans le Détroit du Pas-de-Calais, s'avère ici incontournable.

Nos zones d'étude sont situées au niveau des bancs de sable au large de Dunkerque ou dans les ports régionaux, généralement considérés comme des *sables fins à moyens propres* plus ou moins envasés. Dans la littérature, plusieurs peuplements ont été décrits dans ce type de substrat (Petersen, 1918, 1919 ; Boysen-Jensen, 1919 ; Ford, 1923 ; Jones, 1950 ; Eisma, 1966 ; Cabioch, 1968 ; Glémarec, 1969 ; Eagle, 1973, 1975 ; Glémarec, 1973 ; Cabioch et Gentil, 1975 ; Cabioch et Glaçon, 1975, 1977 ; Rétière, 1975 ; Dewarumez *et al.*, 1976 ; Gentil, 1976 ; Smigielski, 1976 ; Souplet, 1977 ; Warwick et Davies, 1977 ; Dewarumez, 1979 ; Souplet et Dewarumez, 1980 ; Dewarumez *et al.*, 1986 ; Prygiel *et al.*, 1988 ; Diaz-Castaneda, 1989 ; Sanvincente-Anorve, 1995 ; Romont, 1996 ; Dauvin, 1997) (tab. 33). Les figures 21 et 22 représentent leur répartition biosédimentaire.

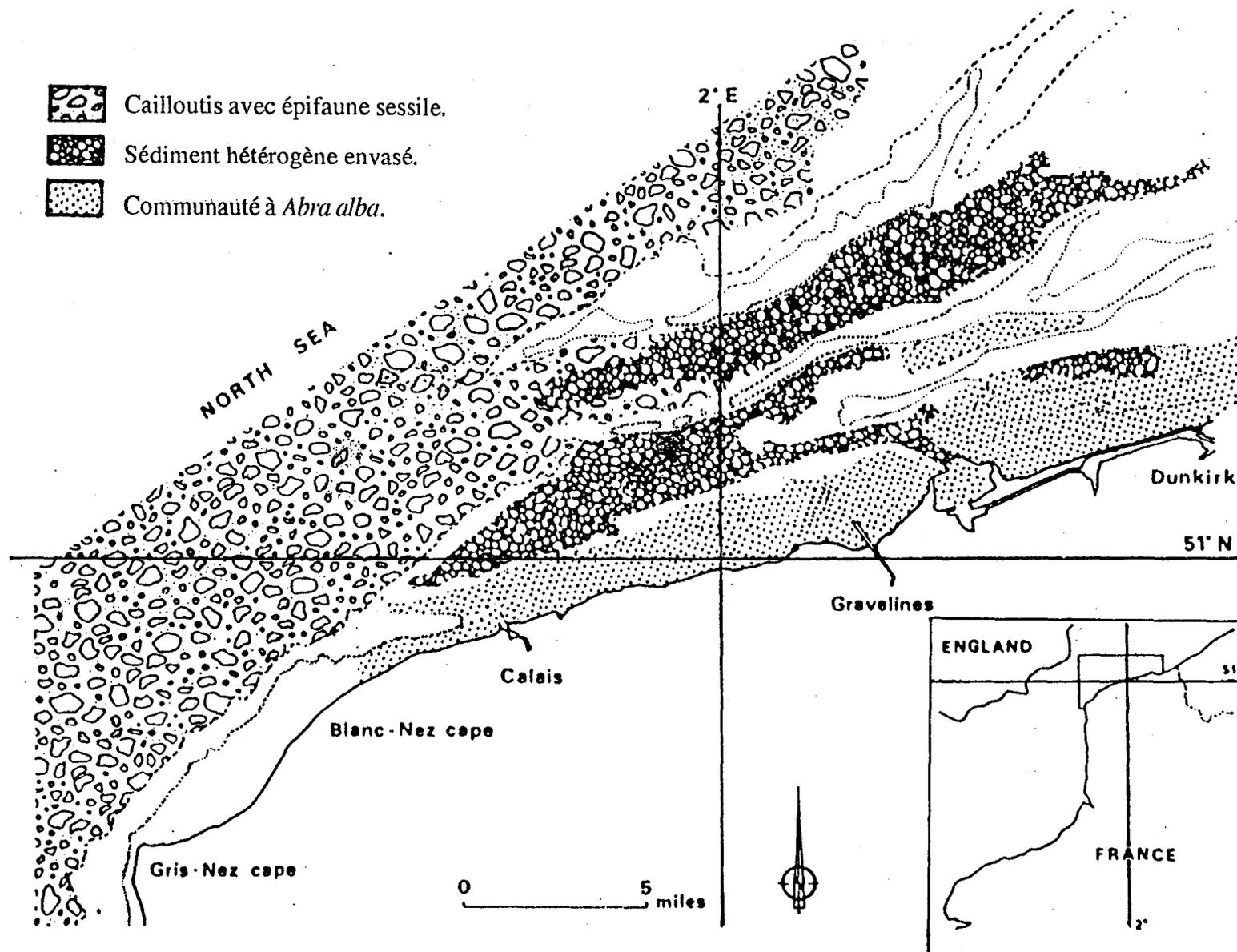
- le peuplement des *sables fins à moyens propres*, à *Ophelia borealis*, décrit par Cabioch et Glaçon (1975) en Manche orientale et par Souplet *et al.* (1980) en Mer du Nord, principalement au niveau des sommets de bancs de sable jalonnant le Détroit du Pas-de-Calais. Il est présent également sous forme de peuplements homologues (biotopes et espèces principales identiques) en Baie de Seine (Cabioch et Gentil, 1975), en Bretagne (Lagardère, 1966 ; Glémarec, 1969) et sur les côtes aquitaines (Monbet, 1972) ou de peuplements analogues (biotopes identiques mais espèces principales différentes) dans le Golfe normanno-breton (Rétière, 1975). On y rencontre des espèces sablicoles en faible diversité et densité ;
- le peuplement des *sables fins à moyens plus ou moins envasés* à *Abra alba*, principalement décrit en Mer du Nord par Dewarumez (1979), et considéré comme à peu près constant dans la zone littorale de la Manche orientale et de la Mer du Nord, dans une bande côtière allant du cap Gris-Nez à la frontière belge. Il est présent sous deux types de faciès, en fonction du taux de fraction fine du substrat : faciès à *Nephtys hombergii* (sédiments très envasés) ou à *Nephtys cirrosa* (sédiments peu envasés) ;
- le peuplement de *l'hétérogène envasé*, essentiellement localisé dans les dépressions interbancs le long du littoral de la Mer du Nord (Dewarumez, 1979), et constitué à la fois d'espèces vasicoles et sablicoles, essentiellement d'endofaune, avec une richesse spécifique élevée.

Substrat / Peuplement	Lieux et caractéristiques	Références	Espèces principales
Sables fins à moyens propres à <i>Ophelia borealis</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>entre le banc du Dyck et le Haut fond de Gravelines</li> <li>il s'étend également vers l'Est grâce à la présence des bancs de sable.</li> <li>distribution granulométrique unimodale (sables moyens), sédiments très bien classés, typique des crêtes de bancs, pélites pratiquement inexistantes (&lt;2%).</li> <li>richesse spécifique faible.</li> <li>peuplement stable dans le temps.</li> </ul>	Cabioch et Glaçon, 1977 ; Dewarumez, 1979 ; Souplet <i>et al.</i> , 1980 ; Prygiel <i>et al.</i> , 1988 ; Diaz-Castaneda, 1989 ; Sanvincente-Anorve, 1995	<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Ophelia borealis</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Nerine cirratulus</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Bathyporeia guilliamsomiana</i> <i>Urothoe grimaldii</i> <i>Chaetozone setosa</i> <i>Spiophanes bombyx</i> <i>Spio filicornis</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Spisula elliptica</i>
Sables fins envasés à <i>Abra alba</i> avec 2 faciès selon le taux d'envasement : - à <i>Nephtys hombergii</i> - à <i>Nephtys cirrosa</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>près des côtes essentiellement dans une bande côtière, de l'est vers l'ouest.</li> <li>faciès à <i>Nephtys hombergii</i> : distribution granulométrique unimodale (sables fins/ sables moyens), sédiments très bien classés, envasés (&gt;2% vase).</li> <li>faciès à <i>Nephtys cirrosa</i> : distribution granulométrique unimodale (sables moyens / sables fins), sédiments très bien classés, peu envasés (&lt;2% vase).</li> </ul>	Petersen, 1918 ; Cabioch et Glaçon, 1977 Dewarumez, 1979 ; Souplet <i>et al.</i> , 1980 ; Prygiel <i>et al.</i> , 1988 ; Diaz-Castaneda, 1989 ; Sanvincente-Anorve, 1995	<i>Nephtys hombergii</i> <i>Abra alba</i> <i>Tellina fabula</i> <i>Ophiura texturata</i> <i>Lanice conchilega</i> <i>Notomastus latericeus</i> <hr/> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Abra alba</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Urothoe grimaldii</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i>
Hétérogène envasé	<ul style="list-style-type: none"> <li>dans les dépressions entre les bancs du Dyck occidental et le Haut fond de Gravelines</li> <li>dans la partie méridionale de la Mer du Nord</li> <li>près des côtes</li> <li>distribution granulométrique plurimodale (sables grossiers / sables moyens), sédiments faiblement classés, envasés.</li> <li>diversité et richesse spécifique très élevées.</li> <li>unité bionomique stable dans le temps.</li> </ul>	Cabioch, 1968 ; Cabioch et Gentil, 1975 ; Cabioch et Glaçon, 1975 ; Glaçon, 1977 ; Dewarumez, 1979 ; Diaz-Castaneda, 1989 ; Sanvincente-Anorve, 1995	<i>Sagartia sp.</i> <i>Sthenelais boa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Abra alba</i> <i>Owenia fusiformis</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Sabella pavonina</i> <i>Mya truncata</i> <i>Cerianthus loydii</i> <i>Psammechinus miliaris</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Spisula elliptica</i> <i>Ophiura albida</i>

**Tab. 33 : Principaux peuplements benthiques décrits en Mer du Nord.**



**Fig. 21 : Carte bio-sédimentaire du Déroit du Pas-de-Calais.**



**Fig. 22 :** Répartition des communautés zoobenthiques du Cap Gris-Nez à la frontière Belge (d'après Dewarumez *et al.*, 1992)

**DEUXIEME PARTIE :  
MATERIELS ET METHODES**

Dans notre première partie introductive nous abordions la problématique de ce travail au moyen de données bibliographiques pour illustrer les principales caractéristiques de nos zones d'études (physico-chimiques, chimiques et faunistiques) ainsi que les questions relatives aux dragages, aux immersions en mer et à leurs principales conséquences. Dans cette seconde partie, afin de mieux appréhender notre démarche analytique, nous décrirons les sites d'étude choisis, les paramètres étudiés et nous justifierons notre méthodologie.

## **I- Stratégie d'échantillonnage et campagnes de prélèvement**

### **I-1- Stratégie d'échantillonnage et mode de prélèvement**

#### **I-1-1- Conditions et moyens de prélèvement**

Tous les travaux à la mer ont été réalisés grâce à un navire du service hydrographique du PAD (« la Mouette »), sur les zones de vidage, et à un navire de la flotte du CIRMAT (Comité Inter Régional Manche - Atlantique) CNRS/INSU (« le Sépia II ») sur la zone de référence. Au total, **6 campagnes** en mer ont été effectuées : **2 sur les zones de vidage Ouest du PAD**, **2 sur la zone de référence**, **1 sur les zones de vidage Milieu et Est du PAD** et **1 sur le port Est de Dunkerque**. Afin d'établir une bonne stratégie d'échantillonnage, chacune de ces zones d'étude a fait l'objet d'une analyse (tant méthodologique que bibliographique). Des données bibliographiques, provenant d'études à grande échelle du détroit du Pas-de-Calais, nous permettaient d'envisager l'existence de deux types de faciès granulométriques sur nos zones d'étude : du sable fin à moyen au Nord, vers le large, et du sable envasé près des côtes (Cabioch et Glaçon, 1975, 1977 ; Rétière, 1975 ; Dewarumez *et al.*, 1976 ; Gentil, 1976 ; Smigielski, 1976 ; Souplet, 1977 ; Dewarumez, 1979 ; Souplet et Dewarumez, 1980 ; Dewarumez *et al.*, 1986 ; Prygiel *et al.*, 1988 ; Diaz-Castaneda, 1989 ; Sanvincente-Anorve, 1995 ; Romont, 1996).

Nos zones se situant à l'interface de ces types sédimentaires, il semblait évident que nous aurions à échantillonner des **sédiments meubles** (principalement), de façon systématique et sur de larges surfaces, avec pour objectif de récolter des échantillons de macro-benthos (endo- et épibenthiques) et de sédiments. Afin d'avoir une idée précise de la cartographie sédimentaire et faunistique des zones d'étude, et étant donné la large surface à couvrir, il a été envisagé d'effectuer des **radiales perpendiculaires à la côte** et distantes chacune de **0,5 mille marin environ** (1 mille=1852 m). La dérive résiduelle des courants étant orientée au N-NE, nous avons établi notre **maillage** de stations selon cette même direction afin d'avoir un aperçu correct de la dispersion éventuelle des particules sédimentaires sur nos zones d'étude lors des immersions de boues de dragage. Chaque station a été repérée grâce au système de positionnement par satellite GPS (Global Positionning System) des navires, avec une précision d'à peu près 5 m fluctuant avec l'intensité des courants. Sur chaque station ont été récoltés des échantillons de **macrozoobenthos** et de **sédiments** grâce à une benne de type "Van Veen", mise en œuvre depuis le pont arrière des navires. Ce type de benne nous apparaissait mieux adapté :

- à la **nature des fonds à couvrir** (sable grossier à sédiments meubles), du fait de la puissance de ses mâchoires (Collignon, 1991),
- à la **surface à échantillonner**, puisqu'elle prélève une surface de 1/10 m<sup>2</sup> pour un volume variant de 15 à 25 litres selon la compacité du sédiment.

#### **I-1-2- Nombre de répliqués**

De nombreux travaux ont montré, d'un point de vue faunistique, qu'aucun effort d'échantillonnage aussi important soit-il, ne donnait une vision exhaustive de la communauté animale : de par le choix du mode de prélèvement (benne, drague, filet, ...), qui définit la nature de la faune qui sera prélevée (benthos, pélagos, ...) et la nature des données à analyser (qualitative, quantitative) ou encore, de par l'effort d'échantillonnage consenti (plus il est important, plus le nombre d'espèces récoltées est élevé, sans être pour autant une croissance linéaire ou exponentielle). On délimite ainsi un cadre d'étude d'une « précision » toute relative. C'est pourquoi, étant donné l'étendue du travail à effectuer (175 stations à échantillonner, toutes campagnes confondues), et le temps nécessaire au tri et à l'identification des espèces, nous avons limité notre effort d'échantillonnage à 4 coups de benne : 3 destinés à l'analyse de la faune (soit

une surface d'échantillonnage de 0,3 m<sup>2</sup>), et 1 destiné aux analyses sédimentaires et chimiques (subdivisé en sous échantillons, pour les répliqués des analyses). La plupart des travaux de même ordre (eg. Dewarumez, 1979; Souplet *et al.*, 1980; Prygiel *et al.*, 1988) laissent apparaître des efforts d'échantillonnage équivalents (de 3 à 5 coups de bennes en moyenne, et 10 maximum).

### I-1-3- Préparation et conservation des échantillons

Sur chaque station, un échantillon de sédiment est récolté à la benne "Van Veen", homogénéisé puis transféré dans des sacs plastiques référencés en vue d'analyses ultérieures au laboratoire. Les 3 bennes de sédiments destinées aux analyses faunistiques sont triées grossièrement directement sur le navire : chacune d'entre elles est passée sous un courant d'eau de mer, sur un tamis de 1 mm afin de ne retenir que le macro-benthos (Péres, 1978). Le refus du tamis est transféré dans une bouteille portant la référence du prélèvement et additionné de formol salé à 8 % qui fera l'objet d'un tri plus soigné au laboratoire.

## I-2- Description et localisation des campagnes de prélèvement

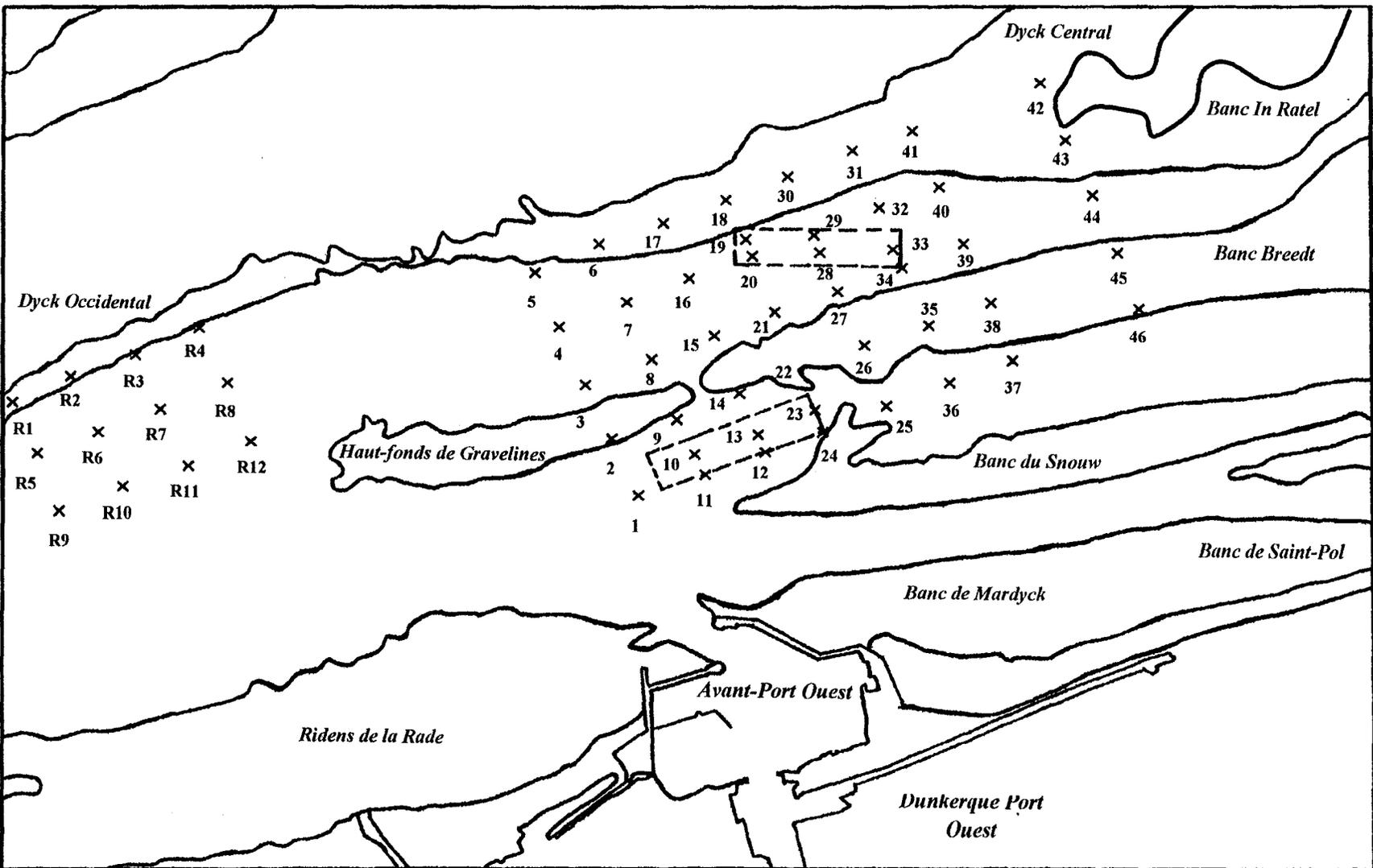
### I-2-1- Campagnes de prélèvement sur les zones de vidage « Ouest-Nord » et « Ouest-Sud » du port de Dunkerque

Au total, **9 radiales** ont été réalisées sur les zones de vidage Ouest au large du Port Autonome de Dunkerque (PAD), distantes chacune de **0,5 mille marin environ** mises à part les deux dernières, plus à l'Est, distantes d'environ **1 mille**. L'ensemble délimite ainsi une zone d'étude, orientée N-NE (suivant la dérive résiduelle des courants), d'une surface de (5 x 2) milles (soit environ **34,3 km<sup>2</sup>**), représentant au total **45 stations** de prélèvement. Deux campagnes de prélèvement ont été décidées sur ces zones de vidage. Originellement programmées en décembre 1994 et avril 1995, de graves problèmes climatiques et logistiques, indépendants de notre volonté, ont entraîné des retards notables sur le calendrier prévisionnel de ces campagnes. Ainsi, la **première campagne**, qui a débuté en **décembre 1994** (les 13, 14 et 15 / 12 / 94) s'est achevée en **avril 1995** (les 11 et 12 / 04 / 95) et s'est déroulée comme suit : au total **46 points de prélèvement**, situés à des profondeurs variables (de 3 à 25 m), ont été répartis dans les zones de vidages et dans les zones adjacentes. La campagne s'est déroulée en deux temps.

- **En décembre 1994** ont été prospectées les stations 1, 2, 4, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 29 et 33.
- En raison de conditions météorologiques défavorables, les prélèvements sur les autres stations (3, 8, 9, 14, 25, 30, 31, 32, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45 et 46) n'ont pu être effectués qu'en **avril 1995**.

En dehors du simple embarras logistique, le délai séparant le début et la fin de cette première campagne nous a inquiété, notamment sur la fiabilité de nos analyses faunistiques. Cependant, les conditions météorologiques défavorables (hiver long et froid, printemps tardif) nous ont mis à l'abri d'un éventuel décalage saisonnier dans la faune récoltée. La première phase de prélèvement (décembre 1994) avait eu lieu quelques jours après une immersion (du 7 au 16 décembre) (cf. **tab. 20**). C'est pourquoi nous avons fait en sorte de faire coïncider la seconde phase avec de nouvelles immersions (21 au 23 mars) pour nous rapprocher au maximum des conditions initiales. Bien que sans incidence notable, il a évidemment été tenu compte dans l'interprétation des résultats de ces incidents (cf. 3<sup>ème</sup> partie, chapitre 3).

La **deuxième campagne** a eu lieu en **octobre 1995** (les 17, 18 et 19 / 10 / 95) et a pu être réalisée sans interruption sur 3 jours. Les mêmes stations ont ainsi été prospectées, dans des conditions identiques à la première campagne. Par rapport au plan d'échantillonnage initialement prévu, certaines stations n'ont pu être prélevées, du fait des coefficients de marée trop faibles et du tirant-d'eau important de « la mouette » rendant impossible l'accès au niveau des bancs. Ainsi, la dernière radiale n'a pu être effectuée dans les deux cas, et la station 46 n'a été échantillonnée qu'au cours de la première campagne. Les coordonnées des points de prélèvement de ces différentes campagnes sont présentées dans le **tableau 34 (Annexes 1)**. La répartition des stations d'échantillonnage le long des radiales est présentée sur la **figure 23**.



**Fig. 23 :** Répartition des stations de prélèvement sur la zone de référence et les zones de vidages Ouest du port Autonome de Dunkerque.

### I-2-2- Campagnes de prélèvement sur la zone de référence

Une zone de référence a été également prospectée afin de comparaisons. Cette zone a été délimitée par **4 radiales** de 3 stations chacune, orientées elles aussi N-NE, soit au total **12 stations** sur une surface d'environ **4,5 km<sup>2</sup>**. La première campagne de prélèvement réalisée sur la **zone de référence** a eu lieu en **octobre 1995** (les 9 et 10 / 10 / 95), toujours suivant les mêmes procédures de prélèvement. Une seconde campagne sur cette même zone a été réalisée en **avril 1996** (les 6 et 7 / 04/96). Les coordonnées des points de prélèvement de ces deux campagnes sont présentées dans le **tableau 35 (Annexes 1)**. La répartition des stations d'échantillonnage sur cette zone est présentée sur la **figure 23**.

### I-2-3- Campagnes de prélèvement sur les zones de vidage « Est » et « Milieu » du port de Dunkerque

Une seule campagne de prélèvement a été réalisée sur les zones de vidage Milieu et Est du PAD, les **13, 28 et 29 novembre 1996**. Contrairement aux campagnes précédentes, l'échantillonnage n'a pu faire l'objet d'un maillage puisque nous étions limités (par contrat avec le PAD, financeur de l'étude) à un nombre précis de stations (**24**). Etant donné la surface à échantillonner, nous avons opté pour une intensification de l'échantillonnage au niveau des zones de vidage proprement dites, et un échantillonnage des stations alentours le long d'une radiale orientée N-NE traversant les zones de vidage. Les coordonnées des points de prélèvement de cette campagne sont présentées dans le **tableau 36 (Annexes 1)**. La répartition des stations d'échantillonnage sur cette zone est présentée sur la **figure 24**.

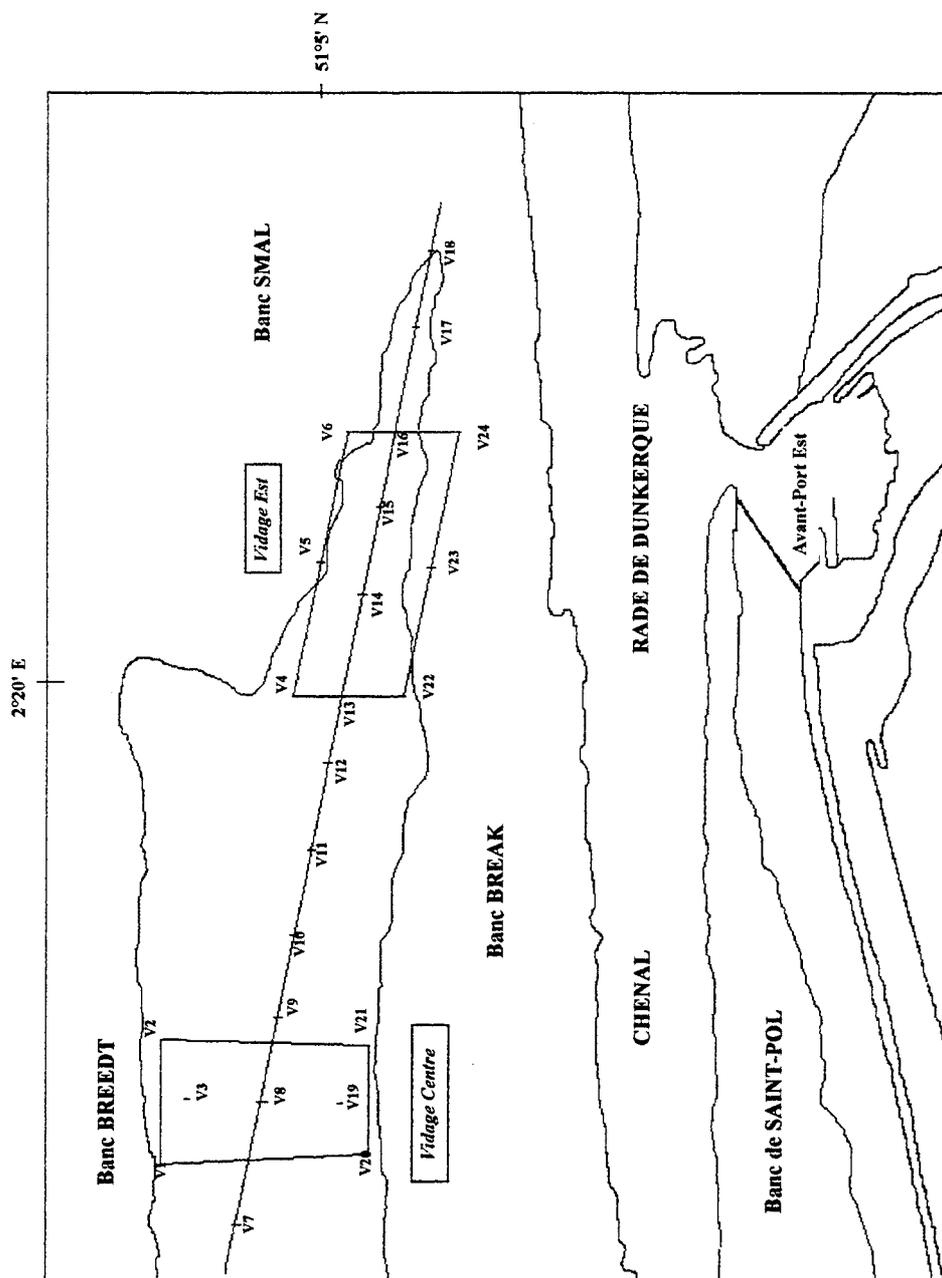
### I-2-4- Campagne de prélèvement sur l'Avant-Port et les bassins du port Est de Dunkerque

Afin d'effectuer un rapprochement entre les sédiments immergées et les caractéristiques biosédimentaires des zones de vidages d'une part, et d'effectuer des comparaisons avec les données de Romont (1996) d'autre part, une seule campagne de prélèvement a été réalisée dans le Port Est de Dunkerque, les **13, 28 et 29 novembre 1996**. Un ensemble de **31 stations** a donc été échantillonné, réparties entre l'Avant-Port Est (10 stations), le bassin maritime, le bassin Freyssinet, le bassin de Mardyck et les darses (21 stations). Les coordonnées des points de prélèvement de cette campagne sont présentées dans le **tableau 37 (Annexes 1)**. La répartition des stations d'échantillonnage sur cette zone est présentée sur la **figure 25**.

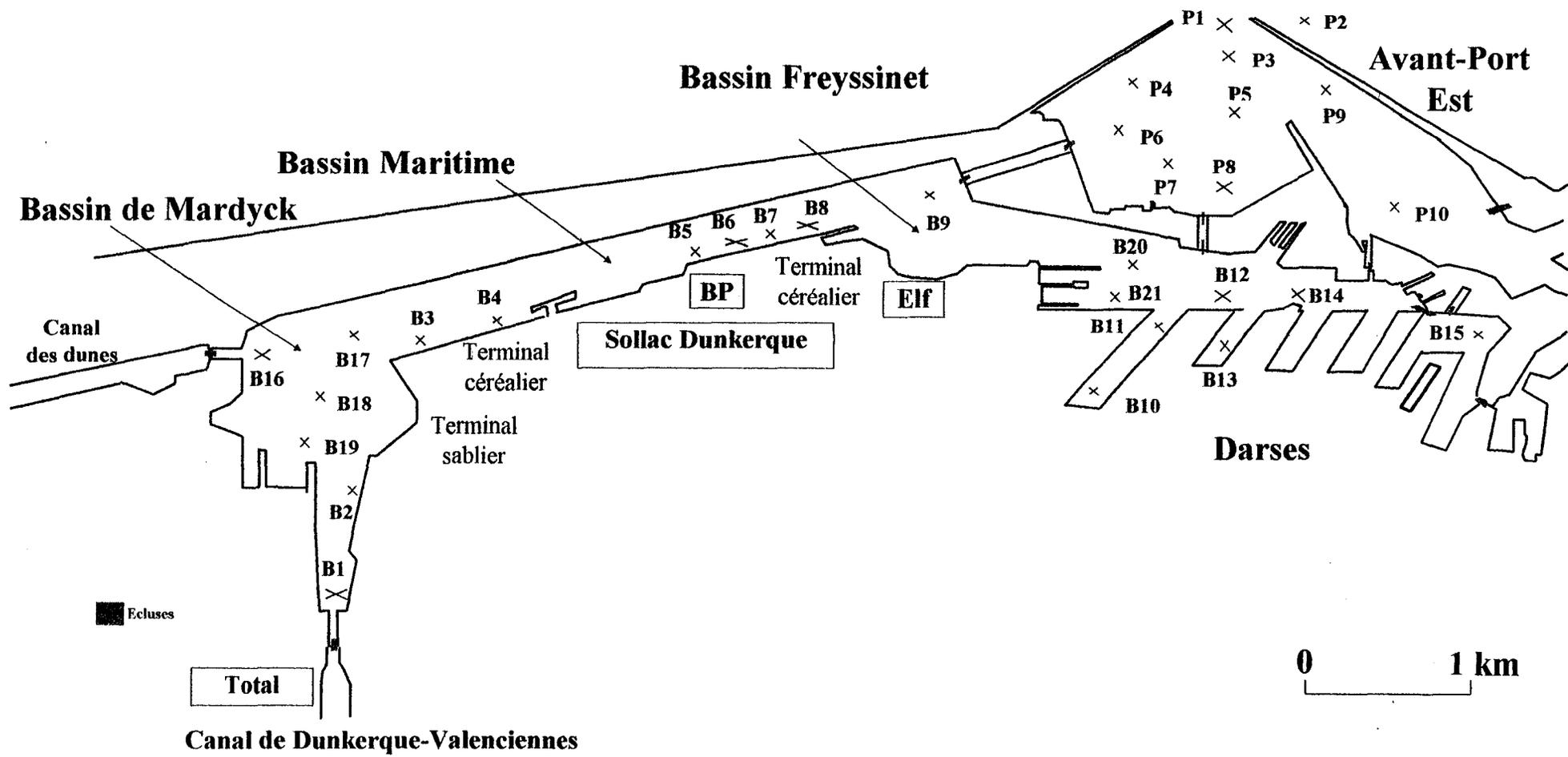
## II- Analyses physiques et chimiques des sédiments

### II-1- Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique a pour objectif de définir la texture d'un sédiment au sens pédologique et de déterminer la répartition des éléments du substrat selon leur taille, en fonction de la longueur ou de la largeur des grains qui la composent. Cette analyse repose donc sur la définition de fractions sédimentaires qui constituent la roche dans son ensemble. Pour ce faire, les échantillons, préalablement stockés en chambre froide (à 4 °C), sont d'abord **séchés** à l'étuve à 100 °C pendant 72 heures afin d'en prélever et peser **50 g sec**. La **remise en suspension** des particules sédimentaires dans l'eau s'effectue grâce à un mélangeur rotatif, pendant au moins 12 heures. La méthode d'analyse consiste en un **tamissage par voie humide** des échantillons de sédiments sur une colonne de **6 tamis** à mailles carrées de tailles décroissantes (2mm, 1mm, 500µm, 250µm, 100µm, 63µm ; en accord avec la norme AFNOR NF- X31-501). Le refus de chaque tamis, séché à 60°C et pesé, permet ainsi de définir **7 fractions**. Le résultat de chaque fraction est exprimé en pourcentage du poids sec total de l'échantillon. Les fractions sédimentaires définissent des **classes granulométriques** (Bellair et Pomerol, 1977) dont la fraction la plus fine correspond aux lutites (**tab. 38**). Le poids de cette fraction (<63µm) est déduit par calcul (Masse initiale du sédiment avant la remise en suspension - Somme des poids des refus de tamis). Le pourcentage respectif de chacune de ces classes permet également de définir des **faciès granulométriques** (Larsonneur, 1977) (**tab. 39**).



**Fig. 24** : Localisation des points de prélèvement des zones de vidages Est et Centre du port de Dunkerque.



**Fig. 25 : Répartition des stations de prélèvement dans les enceintes portuaires de Dunkerque Est.**

Classes	Caractéristiques	Taille
Rudites	blocs (anguleux) galets (arrondis)	20 mm
	Graviers	2 mm
Arenites	Sables Sablons	63 µm ou 50 µm
	Lutites / pélites	Silts
Argiles		

**Tab. 38 : Définition des classes granulométriques (d'après Bellair et Pomerol, 1977).**

Type de dépôt	Caractérisation
<b>CAILLOUTIS</b>	<b>plus de 50% de galets</b>
<b>GRAVIERS</b>	<b>plus de 50% de galets et de graviers</b>
<b>SABLES</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sables graveleux</li> <li>• Sables grossiers</li> <li>• Sables fins</li> <li>• Sablons</li> </ul>	<b>plus de 50% de fraction &lt; 2 mm et moins de 5 % de lutites</b> <i>plus de 15% de graviers</i> <i>fraction 0,5 - 2 mm dominante</i> <i>fraction 0,2 - 0,5 mm dominante</i> <i>fraction 0,05 - 0,2 mm dominante</i>
<b>SEDIMENTS VASEUX</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sables vaseux</li> <li>• Vases sableuses</li> <li>• Vases</li> </ul>	<b>plus de 5 % de lutites</b> <i>de 5 à 25 % de lutites</i> <i>de 25 à 75 % de lutites</i> <i>plus de 75 % de lutites</i>

**Tab. 39 : Caractérisation des faciès sédimentaires (d'après Larsonneur, 1977).**

## II-2- Dosages des métaux lourds

### II-2-1 Préparation des échantillons

#### ⊗ Séchage

Préalablement à leur minéralisation et au dosage, les échantillons de sédiment subissent une petite préparation : soit une lyophilisation des échantillons suivie d'un passage à l'étuve à 60°C pendant 48 heures minimum, soit directement un séchage à l'étuve à 60°C pendant 48 heures minimum.

La fraction comprenant des particules de diamètre inférieur à 2 mm correspond à un sédiment débarrassé des graviers et des gros débris coquilliers (rudites); elle est de ce fait constituée essentiellement d'arénites et de lutites dont les proportions relatives varient en fonction de la nature du sédiment (Bellair et Pomerol, 1977). Les dosages ont été réalisés sur la fraction sédimentaire <2 mm récupérée par tamisage à sec d'une part afin de faciliter les comparaisons avec les données de Romont (1996), et d'autre part afin d'être en accord avec les recommandations de GEODE.

#### ⊗ Lyophilisation des sédiments

Du fait de la nature vaseuse de certaines stations, quelques échantillons ont été lyophilisés avant leur minéralisation afin d'en éliminer le maximum d'humidité (**Annexes 2**). Cette étape de lyophilisation avait, jusqu'alors, toujours été réalisée lors de nos précédentes études sur le port. Le protocole de minéralisation **AFNOR NF X31-151**, utilisé dans ce travail, diffère en ce point, notamment par la substitution de cette opération par une étape de calcination. Pour standardiser nos résultats et ainsi pouvoir les comparer entre eux, nous avons donc réalisé une double analyse de certains échantillons, en leur appliquant ces deux protocoles afin de comparaison.

#### ⊗ Calcination des sédiments

Avant la mise en solution des échantillons, le protocole **AFNOR NF X31-150** préconise une calcination à 450° C dans un four à moufle.

Ainsi, **250 mg** de sédiment sec sont pesés à 0,5 mg près et placés dans des capsules en quartz, puis mis dans un four dont on a élevé graduellement la température jusqu'à **450° C** en 1 heure environ. On laisse ainsi les échantillons se calciner pendant **3 heures** puis on les laisse refroidir hors du four à température ambiante. Le résidu calciné est ensuite transféré dans un bécher en téflon (PTFE) à l'aide de quelques millilitres d'eau déminéralisée jusqu'à sa mise en solution.

#### ⊗ Minéralisation des sédiments

L'application des méthodes spectrophotométriques d'absorption ou d'émission atomique utilisées pour le dosage des éléments retenus implique une **digestion totale** de l'échantillon, ou minéralisation. Cette dernière a été effectuée pour ce travail suivant le protocole **NF-X31-151** (norme AFNOR pour la mise en solution totale d'éléments métalliques en traces (**Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn**) dans les sédiments par attaques acides (juin 1993)) (**Annexes 2**). Ainsi, tous les échantillons ont été traités par calcination. Mais comme cela a déjà été précisé plus haut, pour comparaison quelques échantillons ont été minéralisés sans calcination après lyophilisation et séchage. Seule cette étape préalable du traitement diffère dans le mode opératoire. La verrerie utilisée pour la minéralisation et le dosage des métaux a été préalablement décontaminée par plusieurs passages dans des bains d'acide nitrique à 5% puis rincée à l'eau distillée.

Ce type de minéralisation permet la solubilisation des **métaux totaux** de l'échantillon, y compris leur fraction résiduelle silicatée, que l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) soit ou non associé au mélange HF/HClO<sub>4</sub> (Tessier *et al.*, 1979 ; Presley *et al.*, 1980 ; Salomon et Förstner, 1980 ; Bello *et al.*, 1994 ; Coetzee *et al.*, 1995 ; Tack et Verloo, 1995).

## II-2-2- Dosage

Les dosages de l'aluminium (Al), du cadmium (Cd), du chrome (Cr), du cuivre (Cu), du fer (Fe), du manganèse (Mn), du nickel (Ni), du plomb (Pb) et du zinc (Zn) ont été effectués par nos soins au laboratoire de Chimie Marine (Dir. Prof. Wartel) de l'U.S.T.L. sur une **torche à plasma d'Argon 3510 ICP spectrometer ARL** (émission atomique) - VARIAN Liberty série II. Le dosage du mercure (Hg) a été réalisé par le département Eaux et Environnement (Dir. M. Delattre) de l'Institut Pasteur de Lille (IPL) ainsi que les dosages de phosphore total (P) et d'azote Kjeldahl (NTK), de carbone organique total (COT) de certains échantillons. Toutes les teneurs présentées dans le chapitre « résultats » correspondent aux valeurs moyennes calculées sur trois mesures (déviations standard relative <5%).

### Limites de détection :

Métal	Longueurs d'ondes en nm	limite de détection en µg/l
Al	394,401	0,700
Cd	228,802	0,200
Cr	267,716	0,930
Cu	324,754	0,134
Fe	259,940	0,113
Mn	257,610	0,015
Ni	231,604	0,280
Pb	220,353	0,630
Zn	213,856	0,049

**Tab. 40 :** Limites de détection des métaux lourds (en µg/l) sur torche à plasma d'Argon 3510 ICP spectrometer ARL (émission atomique) - VARIAN Liberty série II.

## II-3- Dosage de l'azote total (NTK), du phosphore total (P) et du carbone organique total (COT)

Le département Eaux et Environnement de l'Institut Pasteur de Lille (IPL) a réalisé les dosages de phosphore total (P), d'azote Kjeldahl (NTK) et de carbone organique total (COT) de certains échantillons des campagnes des zones de vidage Ouest mais ces trois paramètres ont été dosés par nos soins sur les échantillons de la zone de référence, des zones de vidage Milieu et Est et du Port Est de Dunkerque.

### II-3-1 Minéralisation et dosage de l'azote total Kjeldahl (NTK)

Le NTK sera rapporté à la combinaison azote ammoniacal composé de l'azote organique sous forme  $N^{3-}$ . L'azote sous cette forme est converti en sels d'ammonium par l'action de l'acide sulfurique et de l'eau oxygénée. La digestion de l'échantillon a été effectuée grâce au minéralisateur DIGESDAHL (HACH<sup>TM</sup>). L'ammoniac est ensuite analysé par la méthode de Nessler modifiée (Hach, 1989) et dosé par l'intermédiaire du spectrophotomètre DR/2000 (HACH<sup>TM</sup>). Après conversion, la valeur lue sur celui-ci (exprimée en mg de NTK par litre), est transformée en mg de NTK par kg de sédiment sec.

Ce protocole est décrit dans le **tableau 41 (Annexes 2)**.

### II-3-2 Minéralisation et dosage du Phosphore (P)

Pour évaluer la quantité de phosphore inorganique (ortho et polyphosphate), l'échantillon est mis en solution et additionné au réactif phosphor 4 (HACH<sup>TM</sup>) composé de molybdate de sodium (complexation des ions phosphates) et d'acide ascorbique (réduction du complexe précipité) pour former un composé bleu (Hach, 1989). L'intensité de la coloration bleue est proportionnelle à la concentration de phosphate présent dans l'échantillon et peut donc être

mesurée grâce au spectrophotomètre. La valeur lue sur celui-ci, exprimée en ppm de phosphore, est ensuite convertie en mg de P par kg de sédiment sec. Le protocole d'extraction et de dosage du P est présenté ci-après dans le **tableau 42 (Annexes 2)**.

### II-3-3 Minéralisation et dosage du Carbone Organique Total (COT)

A l'inverse des nutriments minéraux tels que l'azote, le phosphore ou le potassium, intégrés à la structure du sédiment, la matière organique en est un composant différencié (non constitutif).

Au contact du dichromate de potassium, le carbone organique est oxydé en gaz carbonique, ce qui produit une réduction :  $\text{Cr}^{6+} \longrightarrow \text{Cr}^{3+}$ . Un changement de couleur de l'orangé au vert s'observe alors. L'intensité de la coloration verte est proportionnelle à la concentration en  $\text{Cr}^{3+}$  présent (mesuré grâce au spectrophotomètre) et peut être rapportée à la teneur en COT dans l'échantillon. La valeur lue est alors exprimée en % de COT (g de carbone pour 100g de sédiment sec). Le protocole de minéralisation et de dosage du carbone organique total est présenté dans le **tableau 43 (Annexes 2)**.

### II-4- Minéralisation et dosage du mercure (Hg)

L'IPL ayant réalisé ces dosages ne nous a fourni qu'un mode opératoire sommaire : le dosage du mercure est réalisé par vapeur froide en absorption atomique après digestion par un mélange  $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{HNO}_3$  (1/1) et de  $\text{KMnO}_4$  dont l'excès est réduit par une solution de chlorhydrate d'hydroxylamine.

## III- Etude de la macrofaune benthique récoltée (épi- et endobenthontes)

### III-1- Tri et identification

Les trois échantillons collectés à chaque point de prélèvement, sommairement triés sur le navire, subissent un nouveau tri au laboratoire : sous eau courante et sur un tamis de 1 mm, on récupère toute la faune dont la taille est supérieure ou égale à 1 mm, le macro-benthos (Pérès, 1978 ; Collignon, 1991). Les animaux sont ensuite triés, identifiés et conservés dans des piluliers contenant du formol salé à 8 % portant les références du lieu de prélèvement.

### III-2- Méthodes de calcul et analyses bionomiques

Notre travail, restreint à la macrofaune benthique, n'est pas une étude biocénotique proprement dite, du fait même de cette restriction puisqu'elle néglige la micro- et méiofaune. Mais, bien que non exhaustif, il contribue cependant à l'élaboration de cartographies des biocénoses des zones perturbées par les immersions portuaires et apporte une image locale et instantanée des communautés faunistiques identifiées.

#### III-2-1- Description des peuplements et diversité faunistique

Notre étude faunistique s'articule en trois grandes parties :

- Une **analyse cénotique**, permettant de définir des affinités entre plusieurs relevés et de caractériser des groupes de stations affines. Elle repose sur la notion de **présence - absence** et s'exprime sous la forme d'un **dendrogramme** des relations d'affinités entre les stations.
- Une **analyse spécifique**, permettant de définir des affinités entre les espèces selon leurs exigences écologiques. Cette analyse sépare les espèces en plusieurs noyaux d'affinités qui laissent supposer les mêmes exigences écologiques et qui ont valeur de tests envers l'homogénéité des unités de peuplement définies. Elle se compose d'une première étape de classification biocénotique basée sur les paramètres de **constance**, **fréquence**, **fidélité** et **indice biologique** et d'une étape d'analyse interspécifique utilisant les **traitements statistiques multivariés**.
- Une **description des unités de peuplement**, effectuant la synthèse des analyses précédentes.

Pour ce faire, des descripteurs de diversité et d'abondance ont été calculés sur chacun des sites échantillonnés.

□ Abondance ( $A_g$ ):

Chaque échantillon est caractérisé en terme d'abondance (= effectif) qui est égal au nombre d'individus récoltés de chaque espèce.

□ Densité ( $d_g$ ):

C'est l'abondance de l'espèce rapportée à l'unité de surface. La surface de prélèvement pour chaque échantillon étant de 1/10 m<sup>2</sup>, il a donc suffit de multiplier par 10 l'abondance.

Pour chacune des stations, on obtient la densité moyenne en divisant la densité par le nombre de prélèvements.

□ Dominance :

La dominance d'une espèce est le nombre d'individus de cette espèce rapporté au nombre d'individus de toutes les espèces contenues dans le même prélèvement (GUILLE, 1971). Elle sera calculée par espèce et par taxon. Cette valeur de dominance correspond à l'expression de la proportion relative des diverses espèces dans le prélèvement. Elle est exprimée en pourcentage.

□ Dominance moyenne :

La dominance moyenne d'une espèce dans un peuplement est la moyenne des dominances obtenues par cette espèce dans tous les prélèvements effectués dans ce peuplement (GUILLE, 1971).

□ Constance (= fréquence):

La constance (Dajoz, 1971 ; Guille, 1971), ou occurrence spécifique (Reys et Salvat, 1971), d'une espèce dans un peuplement traduit le rapport du nombre de prélèvements où l'espèce a été trouvée sur le nombre total de prélèvements effectués dans ce peuplement, soit donc la fréquence relative. La constance s'exprime en pourcentage.

En fonction de la valeur de la constance obtenue pour chaque espèce, celle-ci peut être classée dans l'une des 4 catégories suivantes :

$C \geq 50 \%$	: espèce constante
$25 \% \leq C < 50 \%$	: espèce commune
$12,5 \% \leq C < 25\%$	: espèce peu commune
$C < 12,5 \%$	: espèce rare

□ Fidélité (Prenant, 1927 ; Cabioch, 1961):

C'est un indice de fréquence comme la constance, aussi appelé Présence (Glémarec, 1964). Il est défini comme le rapport de la fréquence de l'espèce a dans le peuplement en question sur la somme des fréquences de cette espèce dans chaque peuplement de la zone étudiée. La fidélité s'exprime en pourcentage.

En fonction de la valeur de la fidélité obtenue pour chaque espèce, celle-ci peut être classée dans l'une des 6 catégories suivantes:

$F \geq 90 \%$	: espèce exclusive
$67 \% \leq F < 90 \%$	: espèce élective
$50 \% \leq F < 67\%$	: espèce préférante
$34 \% \leq F < 50 \%$	: espèce accessoire
$10 \% \leq F < 34 \%$	: espèce occasionnelle
$F < 10\%$	: espèce accidentelle

### III-2-2- Descripteurs qualitatifs

La mesure de la diversité permet aux écologues d'apprécier la qualité biologique d'un milieu. Cette biodiversité tend à diminuer en cas de pollutions, d'aménagements ou de perturbations (Legendre et Legendre, 1984 ; Frontier et Pichot-Viale, 1991). Elle peut être exprimée par divers **descripteurs synthétiques** comme le nombre d'espèces, ou *richesse spécifique* (S), de la collection : le plus intuitif et usité des descripteurs mais aussi le moins fiable (Frontier in Sanvincente-Anorve, 1995). Outre cette valeur, des indices numériques plus fiables (puisqu'ils sont moins sujets aux aléas de l'échantillonnage) peuvent être calculés :

□ Indice de Shannon-Weaver (1948).

Cet indice est l'un des plus utilisés. Il tient compte de l'abondance de chaque espèce et de l'abondance totale.

Un **faible indice** traduit un écosystème immature, perturbé ou soumis à des conditions climatiques et/ou physicochimiques défavorables. Il est alors caractérisé par un petit nombre d'espèces et un grand nombre d'individus (situation écologique défavorable). Une **forte valeur** correspond à un peuplement à nombreuses espèces et petit nombre d'individus (situation écologique favorable, stable). Les valeurs rencontrées sont généralement comprises entre 0,5 et 4,5. Cet indice s'applique également à des valeurs de biomasse, de production (Daget, 1976), à des classes d'âge ou de taille, des familles, des genres..., à toute entité dénombrable jouant un rôle différent dans l'écosystème et susceptible d'apporter de nouvelles informations quant à la répartition des individus entre les diverses niches écologiques. Les **espèces rares** contribuent relativement peu à la valeur de cet indice, contrairement à la richesse spécifique, ce qui facilite la comparaison d'échantillons dont les listes d'espèces présentent de grandes disparités apparentes. Ces espèces rares sont cependant responsables d'un important bruit de fond sur  $H'$  (Frontier, 1983). De fait, il est souvent conseillé de ne pas accorder de signification statistique aux variations de moins de 0,5 unité de diversité.

□ Indice de régularité [R] ou d'équitabilité [E] (Pielou, 1975 ; Legendre et Legendre, 1984).

Aussi appelé *Evenness* par les anglo-saxons, cet indice tient compte d'une diversité maximale théorique ( $H'_{\max} = \log_2 S$ , avec S = nombre d'espèces) et relativise l'indice  $H'$  cité plus haut et fluctue entre 0 et 1. Il est faible lorsque une ou plusieurs espèces prédominent, ce qui traduit éventuellement une perturbation ou une activité biologique intense, alliée à une compétition interspécifique réduite (Legendre et Legendre, 1984). Il tend vers 1 en cas d'équidominance de toutes les espèces.

□ Indice biologique de Sanders (1960) :

Il établit un classement des espèces au sein des prélèvements du peuplement afin d'apprécier leur importance numérique relative. Les espèces récoltées par échantillon sont classées par ordre de **dominance décroissante** et affectées d'un nombre de points allant de 10 à 1, relatifs à leur rang. La **somme des points** obtenus par chaque espèce définit leur **indice biologique**. Chaque espèce est ensuite classée par ordre décroissant de cet indice au sein du peuplement. Les **10 premières** espèces de ce classement sont qualifiées de **préférantes**. Toutes les suivantes, possédant un indice biologique non nul, sont considérées comme **accompagnatrices**. Les espèces n'ayant pas d'indice biologique ( $I = 0$ ) sont qualifiées d'**accessoires**.

□ Indices biotiques :

Pour rendre compte des perturbations et des stress qui bouleversent la composition des communautés benthiques, de nombreux auteurs se sont penchés sur la mise au point d'indices biotiques en milieu marin (eg Reish, 1959 ; Bellan, 1967 ; Leppakoski, 1975 ; Pearson et Rosenberg, 1978 ; Glémarec et Hily, 1981 ; Hily, 1984).

Trois modèles ont ainsi été proposés :

⊗ le **modèle SAB** (Pearson et Rosenberg), qui utilise l'évolution comparée de trois indicateurs synthétiques, l'abondance (A), la biomasse (B) et la richesse spécifique (S), le long d'un gradient décroissant de pollution (**tab. 45** et **fig. 26-a**). Ce modèle définit 5 états de dégradation :

- ☞ le stade de pollution maximale, totalement azoïque, à la source de pollution ;
- ☞ le pic des espèces opportunistes, peu nombreuses (S faible) mais très abondantes (A et B élevées) ;
- ☞ le point écotonal, zone de transition où les 3 indicateurs (A, S, B) chutent ;
- ☞ la zone de transition où S et A atteignent des valeurs asymptotiques et B un second maximum ;
- ☞ l'état normal, non perturbé.

⊗ le **modèle des indices biotiques** (Hily, Glémarec et coll. ) qui, couplé au précédent modèle, est basé sur la distribution coïncidente d'espèces possédant les mêmes caractéristiques d'abondance le long d'un gradient d'enrichissement organique. Ces regroupements d'espèces constituent alors des indicateurs biologiques de la qualité du milieu (**tab. 44**). Proposé par Hily pour les vasières subtidales de Bretagne (1984) et validé par Glémarec et coll. (1997, 1998), ce modèle définit 7 niveaux de dégradation (indices biotiques, IBq) croissants, en fonction de la distribution des groupes écologiques et de leur importance relative (cf. **fig. 27**) :

- ☞ **IBq 0** - peuplement normal, non perturbé, où prédominent les espèces sensibles du groupe I ;
- ☞ **IBq 1** - état d'appauvrissement quantitatif du peuplement normal, avec une décroissance des paramètres A, B et S. Cette étape correspond au premier écotone (**Ecotone 1**) ;
- ☞ **IBq 2** - état de déséquilibre. Les 3 paramètres (S, A, B) augmentent au-delà de l'état normal, le groupe I est réduit, le groupe des tolérantes prolifère (GIII) et le groupe des opportunistes apparaît (GIV) ;
- ☞ **IBq 3** - second état écotonal (**Ecotone 2**), où les 3 indicateurs (A, S, B) présentent des valeurs très faibles dues à une compétition entre GIII et GIV, à moins que quelques espèces indifférentes tirent profit de cette compétition pour se développer de façon anarchique (ex : *Nephtys hombergii*) ;
- ☞ **IBq 4** - **premier état pollué**. Les opportunistes de 2<sup>ème</sup> ordre (GIV) prédominent la distribution faunistique dont les espèces sensibles ont quasiment disparu ;
- ☞ **IBq 5** - étape écotonale de pollution (**Ecotone 3**) peut exister lors de compétitions entre les deux groupes d'opportunistes (GIV et GV). Elle peut alors être marquée par le développement massif d'une seule espèce du groupe II (ex : *Nephtys hombergii*) ;
- ☞ **IBq 6** - **état de pollution grave**, caractérisé par l'explosion de quelques rares opportunistes de 1<sup>er</sup> ordre (GV) en des abondances exceptionnelles (10 000 à 100 000 ind/m<sup>2</sup>) ;
- ☞ **IBq 7** - stade de pollution et de dégradation maximale, totalement **azoïque**.

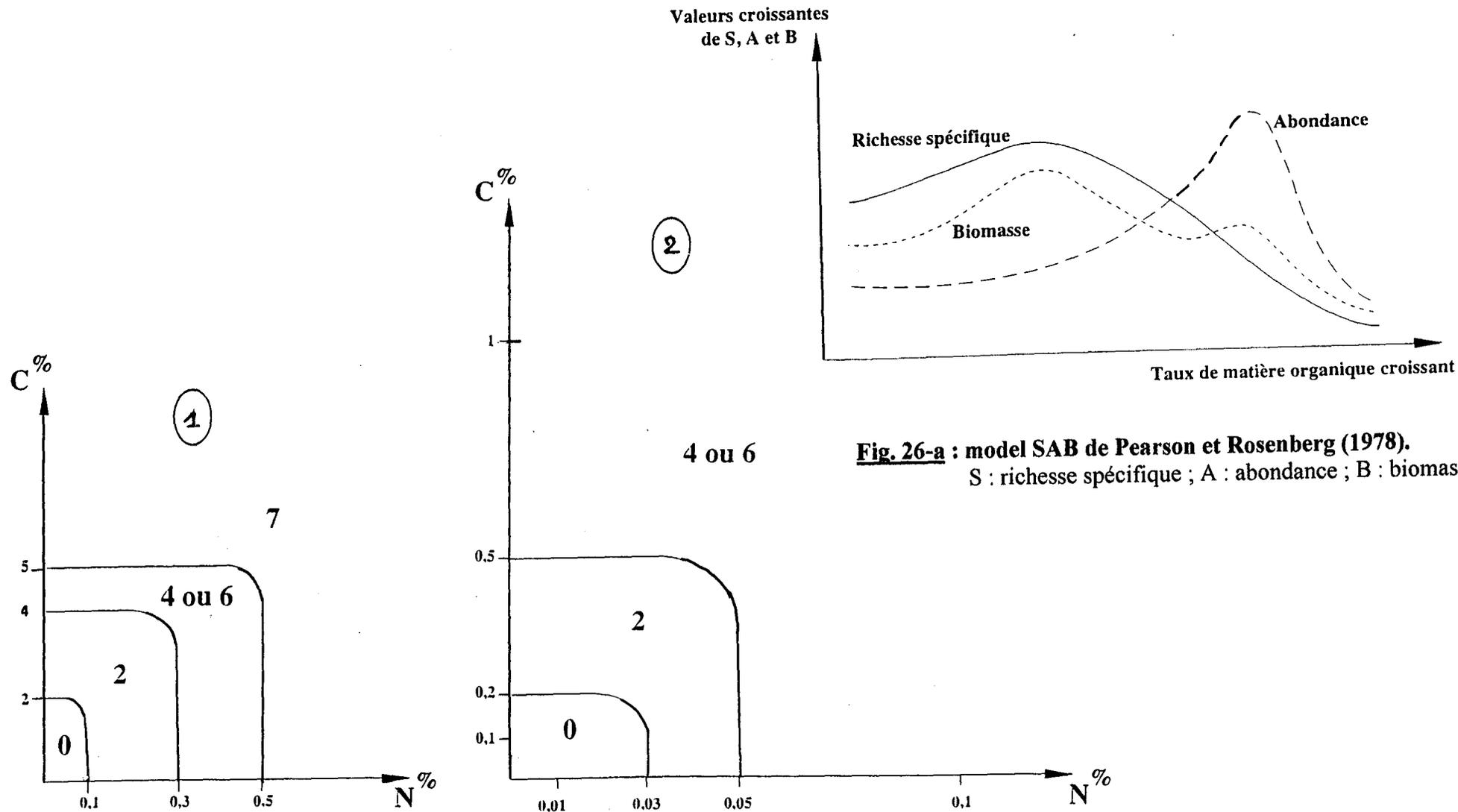
C'est à l'aide de ces deux indices, généralement utilisés dans des zones confinées et hypertrophiées, que nous avons traité nos données faunistiques afin de dresser l'état de santé des peuplements rencontrés tant au niveau des ports que sur les zones ouvertes que sont les sites d'immersion.

Groupes écologiques	Type d'espèces	Caractéristiques	Milieu
<b>GI</b>	⇒ suspensivores ⇒ carnivores sélectifs ⇒ dépositivores ⇒ tubicoles	espèces sensibles à l'enrichissement organique	majoritairement dans les peuplements sains, normaux
<b>GII</b>	⇒ nécrophages ⇒ carnivores	espèces indifférentes à l'enrichissement organique	dans tous les milieux, en faible quantité ou en abondance dans les zones écotonales
<b>GIII</b>	⇒ dépositivores de surface	espèces tolérantes à l'excès de matière organique	dans tous les milieux, en faible quantité mais très abondantes dans les zones enrichies en matière organique
<b>GIV</b>	⇒ dépositivores de surface ou de sub-surface	espèces opportunistes (2 <sup>ème</sup> ordre) à l'enrichissement organique, espèces à cycle de vie court (< 1an)	prolifèrent en milieux réduits
<b>GV</b>	dépositivores de surface ou de sub-surface ( <i>Capitella</i> sp., ...)	espèces opportunistes (1 <sup>er</sup> ordre) à l'enrichissement organique	prolifèrent à la surface des sédiments réduits

**Tab. 44 : Descriptifs et caractéristiques des groupes écologiques (d'après Glémarec et Hily, 1981)**

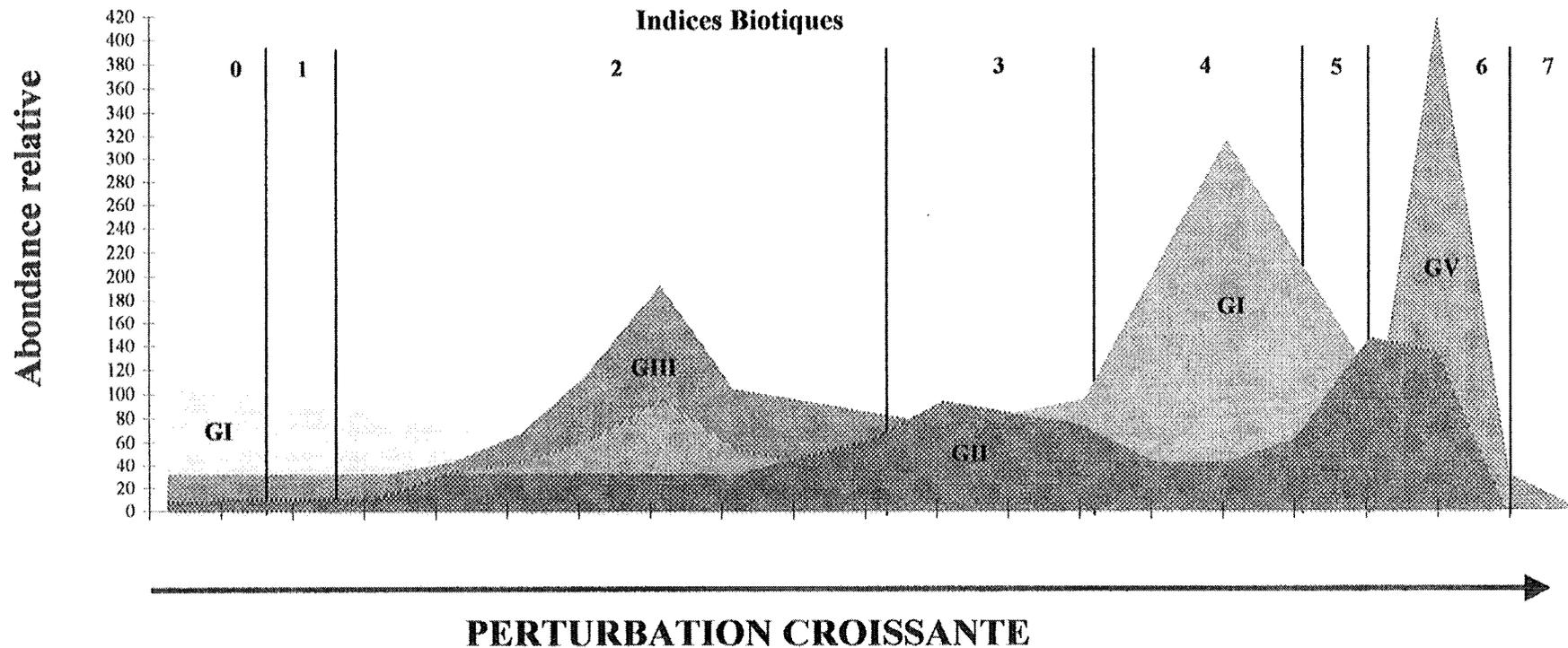
Modèles	Echelle de dégradation						
	peuplement normal	zone de Transition		Ecotone	Pic des opportunistes		zone très polluée
Modèle SAB de Pearson et Rosenberg							
Modèle de Bellan et coll.	normal	subnormale			pollution modérée	pollution	pollution maximale
		T3	D		T2	P	T1 PM
Indices biotiques de Glémarec et coll.	0	1	2	3	4	5	6
							7
Modèle oxygène/Carbone de Gray (1992)	25-40% O <sub>2</sub> C normal	10-25% O <sub>2</sub> C × 2			5-10% O <sub>2</sub> C × 4		H <sub>2</sub> S + 5% O <sub>2</sub> C × 6
Modèle COT de Glémarec (1998)	1% COT	4 - 2% COT			> 4% COT		> 5% COT

**Tab. 45 : Correspondances des différentes échelles de dégradation des peuplements de vasières subtidales (d'après Glémarec, 1998).**



**Fig. 26-a : model SAB de Pearson et Rosenberg (1978).**  
 S : richesse spécifique ; A : abondance ; B : biomasse.

**Fig. 26-b : schéma synthétique illustrant l'état de santé (IB de 0 à 7) du peuplement et les relations entre les pourcentages d'azote et de carbone organiques dans les vasières subtidales (1) et sur les plages du littoral nord breton (2) (in Glémarec, 1998).**



GI : espèces sensibles

GII : espèces indifférentes

GIII : espèces tolérantes

GIV : espèces opportunistes de 2ème ordre

GV : espèces opportunistes de 1er ordre

**Fig. 27 : Modèle des indices biotiques (d'après Glémarec et Hily, 1981)**

⊗ le **modèle carbone/Azote** (eg. Majeed, 1987, in Glémarec, 1998 ; Hily *et al.*, 1986). Considérant les paramètres synthétiques de carbone organique total (COT) et Azote total (N), comme de bons indicateurs de la biodisponibilité en O<sub>2</sub> dissous (facteur écologique limitant pour les benthos) à l'interface eau - sédiment, ce modèle couple les indices biotiques à la relation CO/N. Il définit ainsi, dans les zones de sable fin intertidal de Bretagne, des valeurs seuils en CO (0,2%) et en N (0,03%) au-delà desquels les peuplements sont déséquilibrés. Ces seuils varient en fonction de la nature sédimentaire et de la bonne corrélation entre les nutriments (COT, N) et les particules fines (**Fig. 26-b**). Nous tenterons donc d'établir sur les sites portuaires et sur les zones de vidage le niveau de ces seuils.

#### **IV- Analyse statistique des données**

L'importance des matrices de données concernant la qualité sédimentaire et la structure des communautés benthiques a rendu indispensable à notre étude l'utilisation d'analyses statistiques multivariées afin d'apprécier au mieux la structure spatiale et temporelle des zones d'études. L'ensemble de ces données a été traité avec les logiciels STAT-ITCF et ADE-4 (Thioulouse *et al.*, 1995).

##### **IV-1- Test de comparaison (test de Student)**

Afin de comparer les teneurs métalliques moyennes et les paramètres physico-chimiques des échantillons, à partir des moyennes arithmétiques calculées, il a été pratiqué un test de Student (test t) unilatéral appliqué à deux échantillons indépendants (Dodge, 1993) pour chaque couple de sites et pour chaque paramètre mesuré.

##### **IV-2- Analyses multivariées**

###### ⊗ **Méthode des dendrogrammes**

###### ⊗ **Similitude:**

La notion de similitude nous a permis de déterminer des groupes de stations ayant des compositions faunistiques semblables ou des caractéristiques physico-chimiques similaires. La délimitation de ces ensembles d'affinités se fait à l'aide d'un **indice de similitude**, en comparant deux à deux les stations. Ces coefficients de similarité sont utilisés pour mesurer l'association entre "objets" (ici entre stations). De nombreux indices de similitude ont été décrits dans la littérature (coefficient de corrélation de point, coefficient de Jaccard, coefficient de Bravais-Pearson, coefficient de Czekanowski, indice d'Ochiai, ...) (Legendre et Legendre, 1984). Tous reposent avant tout sur le choix d'une métrique (distance) adaptée au type de données concernées.

Ces données peuvent être ou bien quantitatives (paramètres physico-chimiques) ou bien qualitatives (matrices Présence - Absence). Dans le cas de données binaires de type Présence - Absence, il convient d'être prudent lors des analyses spécifiques, car la double absence d'une espèce dans deux stations ne fournit une indication ni très utilisable, ni comparable à la double présence (Legendre et Legendre, 1979) et en tenir compte pourrait entraîner le rapprochement abusif de certaines stations. C'est pourquoi la plupart des indices de similitude existants sont basés uniquement sur la Présence - Absence et ne considèrent pas la double absence comme une information; ils sont donc à ce titre qualifiés **d'indices qualitatifs**. Dans le cas présent, la similitude a été calculée à l'aide du logiciel STAT-ITCF à partir des métriques du **Khi2** ( $\chi^2$ ) pour les données faunistiques et **euclidiennes** pour les données sédimentaires.

###### ⊗ **Dendrogramme:**

Les matrices carrées des indices de similitude sont exploitées statistiquement de différentes manières. La méthode des dendrogrammes est la plus fréquemment utilisée car elle permet de visualiser nettement les associations faunistiques ou sédimentaires grâce à une classification automatique, aussi appelée analyse typologique (Chandon et Pinson, 1981) ou taxonomie numérique (Benzecri *et al.*, 1984). Pour traiter nos données faunistiques et

sédimentaires, nous avons effectué une classification ascendante hiérarchique afin d'édifier un système hiérarchisé de classes de plus en plus complexes (et par conséquent, de moins en moins homogènes). Ici, nos données ont été agrégées selon la moyenne de leurs distances pondérées. Le dendrogramme consiste en une représentation à deux dimensions de la matrice (niveau de similitude hiérarchisé et observations non hiérarchisées). Le niveau de similitude entre les données est obtenu par l'application de l'algorithme :

$$d_{h,ij} = \alpha d_{hi} + \alpha d_{hj} - \beta d_{ij}$$

Avec  $(2\alpha + \beta) = 1$

C'est la valeur de  $\beta$  qui donne l'allure générale du dendrogramme. Quand  $\beta$  tend vers -1, les valeurs sont exagérément groupées.

#### ⊗ Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'analyse multidimensionnelle permet, par des méthodes d'ordination en espace réduit, d'établir une projection bidimensionnelle d'un diagramme de dispersion comportant autant d'axes qu'il y a de descripteurs (Legendre et Legendre, 1984). Elle permet de ce fait de dégager les grandes tendances de la variabilité des échantillons en fonction des descripteurs retenus dans le cadre de l'étude. Les axes du plan de projection sont choisis en fonction du pourcentage d'inertie qu'ils représentent vis-à-vis du nuage de points multidimensionnel. L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode essentiellement **descriptive** dont l'objectif est de présenter, sous forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données (Philippeau, 1992). Par l'intermédiaire de l'ACP, l'étude exploratoire de ce tableau doit permettre d'établir le degré de ressemblance des lignes (observations) et l'existence de liaisons entre les variables (colonnes) (Escofier et Pagès, 1990 ; Olivier, 1995). Ici, les observations sont caractérisées par les stations de prélèvement et les variables par les **paramètres quantitatifs** mesurés (teneurs en métaux lourds, paramètres sédimentaires, ...).

#### ⊗ Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)

La méthode utilisée pour le traitement statistique des données des tableaux de contingence stations / espèces est le plus souvent l'analyse factorielle simple des correspondances (AFC). Cette technique permet de réduire la dimension des données des tableaux de contingence, en conservant le maximum d'information (Benzecri, 1962 ; Legendre et Legendre, 1984 ; Escofier et Pagès, 1990 ; Dervin, 1992 ; Olivier *et al.*, 1995). L'analyse factorielle peut ainsi relier la typologie des lignes et celle des colonnes (Dervin, 1992). La méthode s'applique à des tableaux de contingence (ou croisés) à deux variables **qualitatives** sur une population de  $n$  individus. La ressemblance entre les lignes et les colonnes s'exprime par la distance du Khi2 ( $\chi^2$ ) qui est calculée sur des fréquences relatives (données divisées par leur effectif dans les lignes ou les colonnes). L'ensemble des points-lignes et des points-colonnes se révèle comme un nuage de points qui est la représentation graphique de dispersion de deux axes factoriels principaux. L'AFC permettra donc d'analyser la distribution géographique des espèces dans les zones étudiées et les assemblages d'espèces au niveau des stations, en fonction des abondances spécifiques de la faune benthique.

**TROISIÈME PARTIE :**  
**RESULTATS**

## Remarques

### A) Campagnes de prélèvement

Certaines de nos campagnes de prélèvement ont été réalisées de façon quasi concomitante avec des travaux d'entretien portuaire afin de mieux appréhender les perturbations inhérentes à ceux-ci sur les écosystèmes benthiques.

Les dates de ces travaux et le délai de temps les séparant de nos campagnes ont donc été signalés dans nos résultats à chaque fois qu'il a été possible de le faire.

### B) Granulométrie

L'étude des sept fractions granulométriques séparées par tamisage a permis d'établir la typologie des sédiments superficiels et de dégager 5 grands groupes de stations caractérisant :

- les zones de sables graveleux (fraction > 2 mm),
- les zones de sables grossiers (fraction de 1 à 2 mm),
- les zones de sables fins à moyens (fraction de 250 µm à 1 mm),
- les zones de sablons (fraction de 63 à 250 µm),
- les zones de sédiments vaseux (fraction < 63 µm).

Ces regroupements sont en accord avec les travaux de **Bellair et Pomerol (1977)**, **Vaslet et al (1978)** et **Larsonneur et al (1982)**. Nous avons donc conservé la terminologie adoptée par ces auteurs pour définir nos zones. En plus de ces classes bien définies, nous avons utilisé deux autres groupes caractérisés par une distribution plurimodale : les sables hétérogènes et les sédiments hétérogènes envasés couramment rencontrés sur le Littoral Nord/Pas-de-Calais (par exemple Dewarumez et al., 1991). Il faut néanmoins signaler, que ces classifications sédimentaires nous amènent à inclure les *sables dunaires* (compris entre 200-400 µm) au sein de la catégorie des *sables fins à moyens*. Or, les caractéristiques faunistiques de ces 2 types de sables diffèrent fortement. Il convient donc de tenir compte de ces observations dans l'interprétation des résultats. Signalons également que l'analyse des données granulométriques a été réalisée, d'une part, sur les données brutes, et d'autre part, par classification ascendante hiérarchique fondée sur la distance euclidienne agrégée selon la moyenne des distances pondérées.

### C) Dosages chimiques

Les dosages en métaux lourds, pratiqués en torche à plasma, sur tous les échantillons sont exprimés en ppm, soit donc en **mg de métal par kg de sédiment sec**. Les valeurs négatives indiquent que les teneurs mesurées sont inférieures au seuil de détection de l'appareil et par conséquent non significatives. Les longueurs d'ondes de lecture et les seuils limites de détection pour les différents métaux sont précisées ci-après (**tab. 42**) :

Métal	Longueurs d'ondes (en nm)	Limite de détection (en µg/l)
Al	394,401	0,7
Cd	228,802	0,2
Cr	267,716	0,93
Cu	324,754	0,134
Fe	259,94	0,113
Mn	257,61	0,015
Ni	231,604	0,28
Pb	220,353	0,63
Zn	213,856	0,049

**Tab. 46 : Limites de détection des métaux lourds (en µg/l) sur torche à plasma d'Argon - 3510 ICP spectrometer ARL (émission atomique) - VARIAN Liberty série II.**

Les teneurs en carbone organique total (COT) sont quant à elles exprimées en pourcentage de poids de sédiment sec.

## Critiques des méthodes de dosage

- Estimation de la perte au feu

Le protocole de minéralisation nécessite le passage des échantillons, d'abord en étuve puis dans un four à moufle à 450° C pendant plusieurs heures. Nous avons donc estimé la perte au feu suite à ces traitements sur une dizaine d'échantillons. Les valeurs ainsi obtenues correspondaient en moyenne à une perte de poids de 1,2% de la masse initiale, que nous avons choisi de négliger en ce qui concerne l'évaluation des teneurs en polluants (établis en mg par kg de poids sec).

- Estimation de l'erreur standard due à l'appareil de mesure

Afin d'estimer, non pas la précision de la torche à plasma (définie par le fabricant), mais la variation au cours du temps du calibrage de l'appareil, nous avons régulièrement répété durant le dosage des échantillons, la mesure d'échantillons standards. Le pourcentage de variation de ces mesures dépendait de la concentration initiale de ces standards (d'autant plus important que la concentration était élevée) mais en tous les cas, n'excédait jamais 2%. Nos mesures sont donc estimées avec une précision relative de plus ou moins 2 %.

- Estimation de l'erreur standard due à la minéralisation

De la même façon, nous avons tenté d'estimer l'erreur inhérente aux manipulations humaines durant le protocole de minéralisation. Pour cela, la plupart des échantillons ont été minéralisés en réplicats (au moins trois). Il est ainsi apparu de faibles pourcentages de variation sur ces réplicats ( $\pm 5\%$ ). C'est pourquoi, les valeurs présentées dans nos matrices de données et utilisées ultérieurement dans les traitements statistiques correspondent aux moyennes de ces réplicats.

- Estimation de l'erreur standard due à la comparaison des valeurs obtenues après lyophilisation avec des valeurs obtenues après passage au four

Dans l'analyse des résultats, nous faisons régulièrement référence aux teneurs obtenues dans les vases portuaires de Dunkerque par Romont (1996). Or, ces valeurs ont été obtenues après séchage à l'étuve et lyophilisation des sédiments avant leur minéralisation, sans passage préalable au four à moufle, contrairement à notre travail. Afin de valider ces comparaisons, certains de nos échantillons ont subi, corrélativement, ces deux types de traitement. Un test de Student a ainsi montré que les valeurs moyennes obtenues dans les deux méthodes ne présentent pas de différences significatives au seuil  $\alpha = 0,01$  (ddl = 18 ;  $|T_c| < 2,88$ ).

La prise en compte de l'ensemble de ces différents pourcentages de variation nous amène à constater que nos mesures chimiques sont à considérer avec une précision globale de  $\pm 10\%$ . Nous pouvions, dès lors, ou bien exprimer ces valeurs sous forme d'intervalle, ou bien négliger ces variations. C'est cette seconde solution qui a eu notre préférence étant donné la faible amplitude de cette erreur standard. Nous avons cependant rappelé ce fait dans nos discussions ultérieures.

## D) Analyses faunistiques

On ne peut aborder la notion de communauté sans faire appel à celles de **diversité spécifique** et de **niche écologique**. La première a souvent été controversée (Frontier *in* Sanvincente-Anorve, 1995, par exemple) du fait que cet estimateur donne une image ponctuelle de la diversité d'une collection (ou échantillon), toujours **biaisée par défaut**, en regard de la diversité spécifique réelle de la communauté. Les niches écologiques, bien que considérées comme des gradients écologiques utiles (théorie des continuum de Curtis), n'apportent, quant à elles, aucune **délimitation spatiale**. La confrontation de ces deux notions ambiguës rend ardue la délimitation d'un **peuplement** : celle-ci est souvent suivie d'une discussion sur ses frontières

imprécises, comme le reflet de passages progressifs le long de gradients écologiques (Gentil, 1976).

« *La communauté animale est une conception utile, empirique et statistique, facilitant la description de la vie animale dans les divers habitats mais n'est pas une réalité dynamique correspondant à un super organisme* » a écrit Bodenheimer (1955).

C'est en gardant en mémoire ces différentes remarques qu'ont été envisagées la description et la caractérisation des unités de peuplement de nos études, tant du point de vue qualitatif que quantitatif. Pour cela, les organismes recueillis lors de nos campagnes de prélèvement ont été déterminés jusqu'à l'espèce, aussi souvent que possible. De plus, un comptage par espèce et par échantillon a été effectué. Les espèces d'**hydrozoaires** et de **bryozoaires** comme *Abietinaria abietina*, *Conopeum reticulum*, *Electra pilosa*, *Flustra foliacea*, *Hydrallmania falcata*, *Nemertesia antennia*, *Obelia geniculata* et *Sertularia cupressina*, récoltées sur les débris coquilliers ou les cailloux, n'ont pas été comptabilisées mais évaluées par des cotes d'abondance (◆◆◆: abondance forte, ◆◆: abondance moyenne, ◆: abondance faible) à simple titre indicatif et n'ont en règle générale pas été prises en compte dans les traitements statistiques.

Ceux-ci ont été effectués sur les matrices d'abondance totale des espèces dont l'occurrence était supérieure ou égale à 3, sauf circonstances exceptionnelles :

- certaines espèces dont la présence nous semblait importante d'un point de vue écologique (malgré leur faible occurrence), comme les espèces tolérantes ou opportunistes (ex : *Capitella capitata*, *Abra alba*,...), ont ainsi été prise en compte dans nos analyses ;
- au contraire, les espèces à forte occurrence mais dont l'échantillonnage nous semblait sujet à caution (les crustacés cirripèdes encroûtants comme *Balanus crenatus* par exemple), n'ont pas été considérées ;
- enfin, lorsque la richesse spécifique devenait trop faible après réduction aux espèces les plus occurrentes, des espèces moins représentées ont néanmoins été prises en compte. C'est pourquoi, certaines espèces considérées comme rares du point de vue de leur constance (<12,5%) ont parfois été retenue dans nos analyses.

## **E) Présentation des résultats**

La présentation des résultats des campagnes de prélèvement suit une logique spatiale plus que chronologique. En effet, nous avons choisi de présenter d'abord les résultats obtenus sur le port Est de Dunkerque, dont sont issues une partie des boues immergées, que nous comparerons en discussion avec ceux du port Ouest (Romont, 1996). Ensuite sont présentés les résultats de notre zone de référence, des vidages Ouest, récepteurs entre autres des boues du port Ouest, et enfin des vidages Milieu et Est qui reçoivent les déblais de dragage du port Est.

Comme nous l'avons déjà signalé, notre travail se propose d'étudier un exemple de l'utilisation de la faune comme indicateur des qualités physico-chimiques des sédiments par l'usage conjoint de traitement statistiques multivariées (AFC, ACP,...) et des indices biotiques (GLEMAREC & HILY, 1981), et tente d'établir des corrélations entre les qualités sédimentaires et l'état des peuplements benthiques installés. Pour ce faire, nos résultats ont d'abord été étudiés d'un point de vue granulométrique puis chimique, pour établir les caractéristiques du biotope, avant de procéder à l'analyse des communautés faunistiques implantées.

Chapitre 1 :  
Avant-Port et bassins du port Est de Dunkerque.

L'objectif initial de notre travail était de contribuer à l'évaluation de l'impact des immersions de boues portuaires sur les zones de vidage. Les différentes campagnes relatives à ces travaux sont présentées ci-après dans les chapitres 2 à 4. Une opportunité nous a néanmoins été donnée en 1996, par le Port Autonome de Dunkerque, d'établir un diagnostic sanitaire du port Est, dont est issue une partie des déblais de dragage ; ceux-ci étant régulièrement immergés sur les zones de vidage Est et Milieu. Afin de compléter les connaissances antérieurement acquises par notre laboratoire sur les zones portuaires (Romont *et al.*, 1992 ; Romont *et al.*, 1993 ; Pruvot, 1993 ; Canis *et al.*, 1994 ; Crinquette *et al.*, 1994 ; Crons *et al.*, 1994a ; Crons *et al.*, 1994b ; Pinte *et al.*, 1994 ; Romont & Dhainaut-Courtois, 1994 ; Garçon *et al.*, 1995 ; Pruvot & Dhainaut-Courtois, 1995 ; Romont *et al.*, 1995 ; Dhainaut & Romont, 1996 ; Romont, 1996 ; Pruvot & Dhainaut-Courtois, 1997) et d'établir des comparaisons entre les résultats des zones de vidage et les boues immergées, une campagne de prélèvement a eu lieu en novembre 1996. Les résultats de ces travaux sont présentés ci-après et seront discutés ultérieurement dans la dernière partie de ce manuscrit.

## I. Analyses granulométriques

Le port Est de Dunkerque se divise géographiquement en 2 grandes parties : un Avant-Port, de petite superficie, et des bassins et des darses en communication avec l'Avant-Port par une série d'écluses. Après analyse des résultats et traitements statistiques préalables, nous avons choisi de traiter séparément ces 2 parties étant donné leur nature très différente tant faunistique que sédimentaire. Le **tableau 47** présente les données granulométriques générales de ces deux zones (**annexes A**).

### I-1- Avant-Port Est (APE)

#### ➤ Données brutes

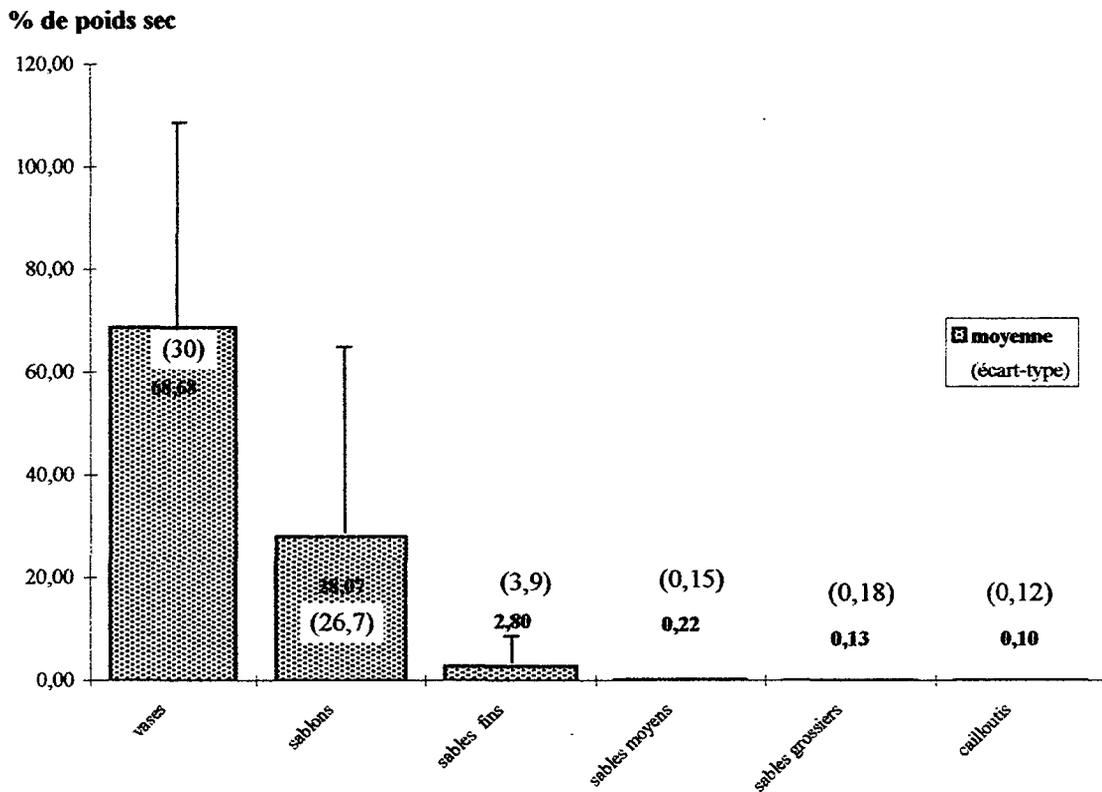
Les sédiments de l'Avant-Port sont assez homogènes dans l'ensemble et sont essentiellement définis par des vases. La distribution des différentes classes granulométriques est unimodale (**fig. 28**) avec un mode situé dans les vases (68,7%  $\pm$  30 du poids sec total de l'échantillon). Les sables représentent 28,07% ( $\pm$  26,75) du poids sec total de l'échantillon et les fractions plus sableuses sont de l'ordre de 3,25% ( $\pm$  3,9). On peut néanmoins dégager trois ensembles sédimentaires distincts :

- ▶ une zone *sablo-vaseuse* caractérisée par des sables ( $\approx 74 \pm 5\%$  de poids sec), légèrement envasés (pélites  $\approx 16 \pm 1\%$  de poids sec), pratiquement exempte de fraction sableuse (**fig. 29-a**). Restreinte à 2 stations (P1, P2), cette zone se situe juste à l'extérieur de l'APE ;
- ▶ une zone *vaso-sableuse* caractérisée par des sédiments à plus de 70% de pélites ( $\approx 71 \pm 27\%$  de poids sec), exempte de fraction sableuse (**fig. 29-b**). Cette zone limitée à 2 stations (P3, P4), marque une transition entre les stations de l'extérieur et celles de l'arrière de l'APE ;
- ▶ une zone *vaseuse* caractérisée par des vases à plus de 80% de pélites ( $\approx 85 \pm 6\%$  de poids sec), exempte de fraction sableuse (**fig. 29-c**). Majoritaire, cette zone rassemble toutes les stations de l'arrière de l'APE (P5 à P10).

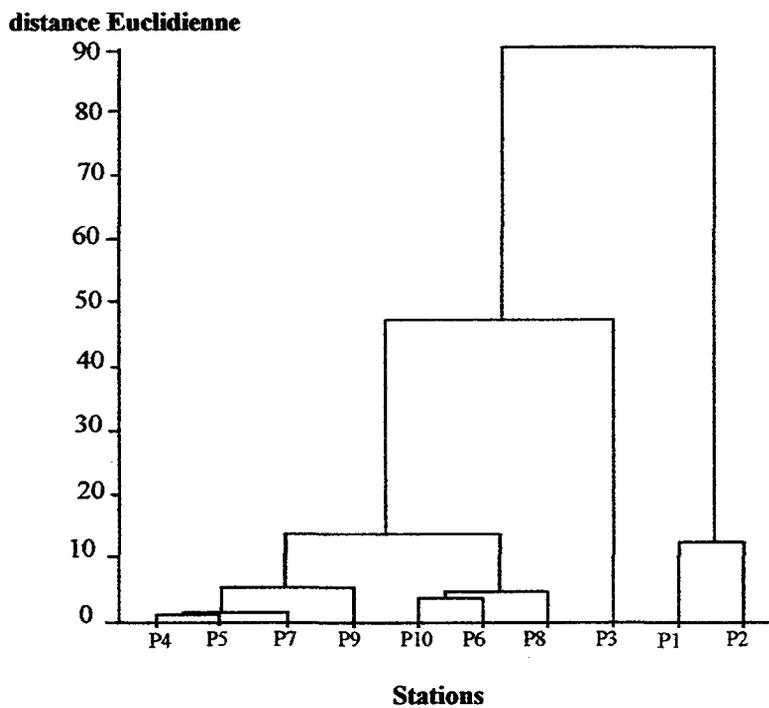
#### ➤ Dendrogramme

Une classification ascendante hiérarchique effectuée à partir des données granulométriques a permis de confirmer les regroupements réalisés à partir des données brutes sur les stations de l'Avant-Port (**Fig. 30**) :

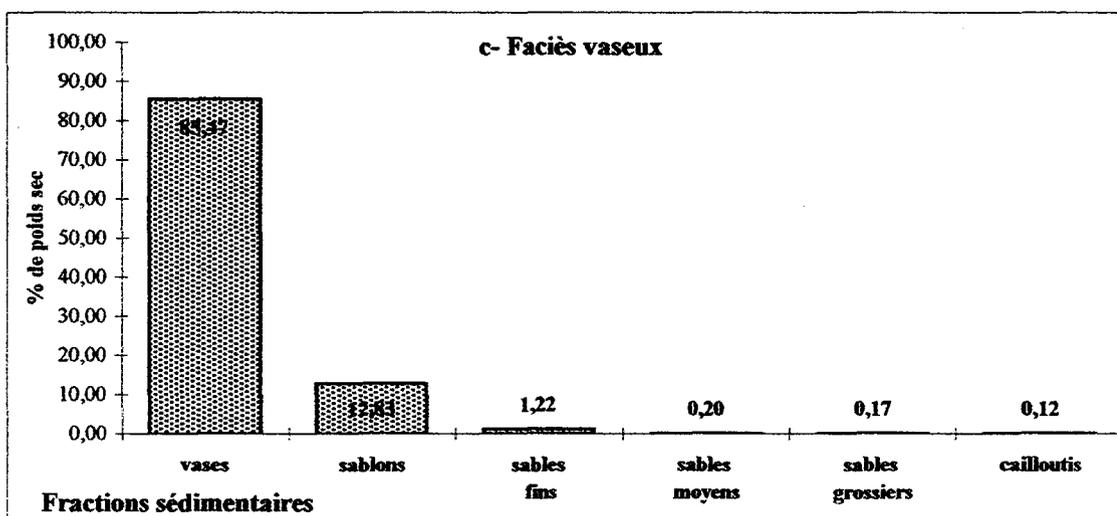
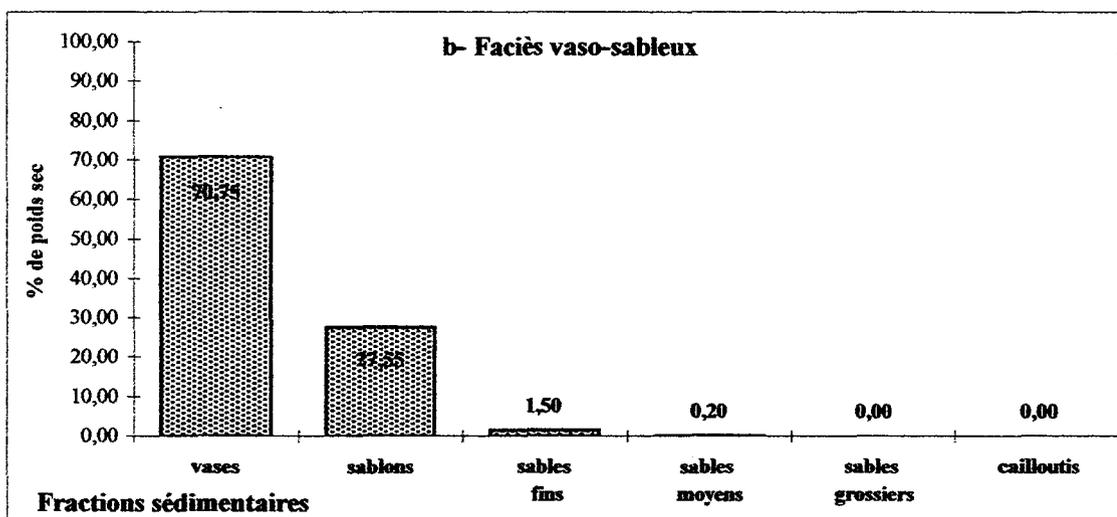
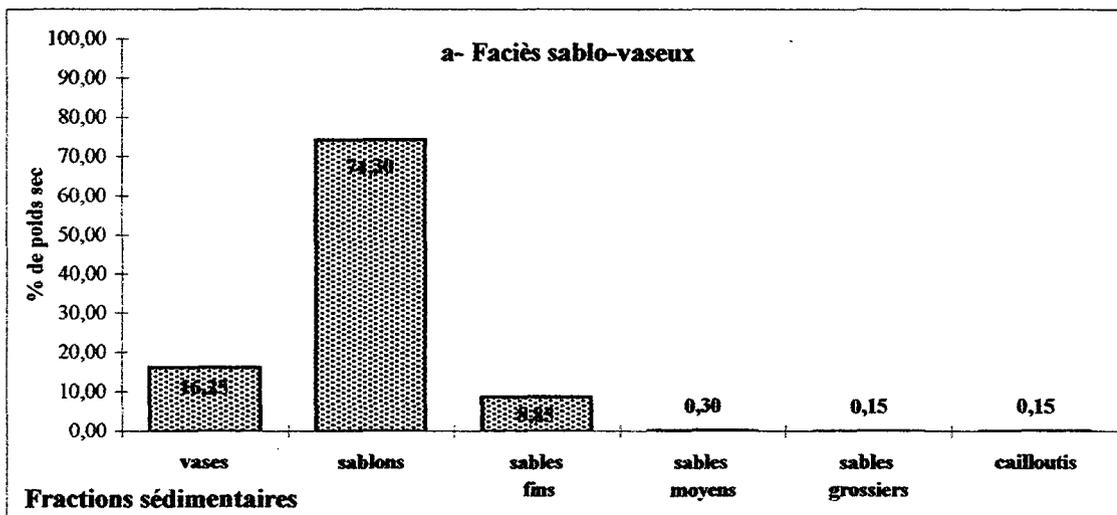
- ▶ un premier groupe réunissant les stations les moins vaseuses (P1, P2) comportant entre 15 et 20 % de pélites,
- ▶ un second rassemblant les stations les plus vaseuses (P4 à P10) comportant de 80 à 93% de pélites,



**Fractions sédimentaires**  
**Fig. 28 : Distribution des différentes classes granulométriques des sédiments de l'Avant-Port Est de Dunkerque.**



**Fig. 30: Classification ascendante hiérarchique effectuée à partir des données granulométriques de l'Avant-Port Est de Dunkerque.**



**Fig. 29 : Histogrammes moyens de distribution des classes granulométriques dans les principales structures sédimentaires de l'Avant-Port Est de Dunkerque.**

- ▶ et un troisième, constitué d'une station unique (P3), possédant des caractéristiques intermédiaires (entre 50 et 75 % de pélites).

## I-2- Les darses et bassins du port Est

### ➤ Données brutes

Les sédiments de l'intérieur du port sont essentiellement définis par des vases et sablons, mais apparaissent moins vaseux que ceux de l'Avant-Port (cf. **Tab. 47**) (**annexes A**). La distribution des différentes classes granulométriques est unimodale (**fig. 31**) avec un mode situé dans les vases ( $41,53 \pm 22,64\%$  du poids sec total de l'échantillon). Les sablons représentent  $38,17\%$  ( $\pm 16,73\%$ ) du poids sec total de l'échantillon, les sables fins,  $15,05\%$  ( $\pm 12,12$ ) et les fractions plus grossières sont de l'ordre de  $1,23\%$  ( $\pm 1,32\%$ ). On peut néanmoins dégager trois ensembles sédimentaires distincts :

- ▶ une zone *sablo-vaseuse* caractérisée par des sablons ( $\approx 46 \pm 17\%$  de poids sec), légèrement envasés (pélites  $\approx 15 \pm 5\%$  de poids sec) avec une distribution bimodale [mode secondaire dans les cailloutis -  $\approx 9 \pm 14\%$  de poids sec] (**fig. 32-a**). Cette zone se situe sur 6 stations avoisinant souvent des écluses ;
- ▶ une zone *vaso-sableuse*, majoritaire, caractérisée par des sédiments à plus de 40% de pélites ( $\approx 48 \pm 16\%$  de poids sec) et 37% de sablons ( $37 \pm 16\%$  de poids sec), avec très peu de fraction sableuse (**fig. 32-b**), définissant l'ensemble des darses et bassins ;
- ▶ une zone *vaseuse* caractérisée par des pélites à plus de 76% ( $\approx 77 \pm 0,4\%$  de poids sec), exempte de fraction sableuse (**fig. 32-c**). Restreinte à 2 stations (B11, B20), cette zone se situe aux abords d'un terminal céréalier et des quais à pondéreux.

### ➤ Dendrogramme

Un dendrogramme a également été pratiqué sur les données granulométriques des darses et bassins et a permis de scinder les zones portuaires en 2 grands ensembles (**Fig. 33**) :

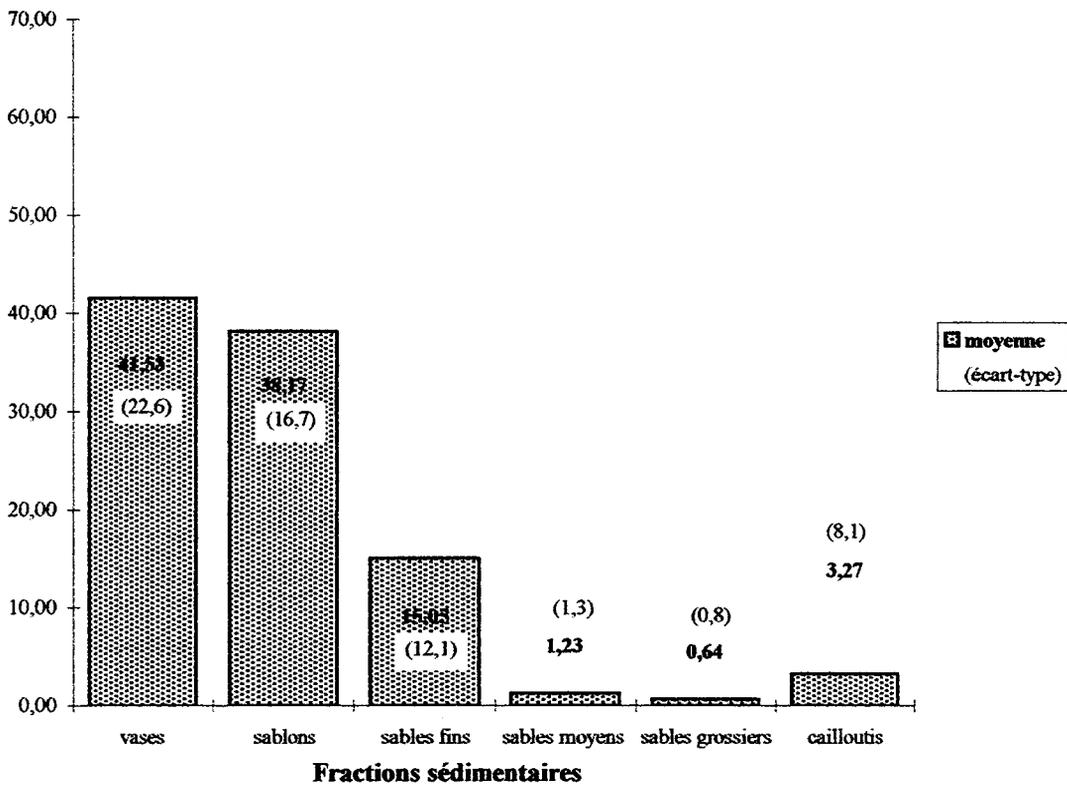
- ▶ un premier groupe est constitué des stations les plus vaseuses de l'intérieur du port (pélites  $>40\%$ ). Il se divise en 4 sous-unités selon un gradient décroissant des teneurs en vases. D'abord les stations très vaseuses (B11, B20, B21, B10), puis les stations *vaso-sableuses* à plus de 50% de pélites (B9, B14, B12, B5) et les stations (B7, B19) entre 40 et 50% de pélites. La station B6 (55% de vase) se rattache plus tardivement du fait de sa proportion importante en sable fin (34%) par rapport aux autres stations du groupe.
- ▶ le second groupe réunit les stations les moins vaseuses ( $<40\%$ ) en les hiérarchisant selon un gradient croissant de leurs teneurs en fractions sableuses. Ainsi, les stations (B8, B17), de sables hétérogènes envasés, se rassemblent, puis les stations (B2, B15, B13, B16) de sablons ( $>51\%$ ) et enfin les stations (B1, B18, B3), les plus sableuses. La station B4, se rattache plus tardivement par ses caractéristiques, d'une part plus vaseuses ( $>20\%$ ), et d'autre part par son pourcentage de cailloutis élevés ( $\approx 37\%$ ).

La **figure 34** illustre la répartition des sédiments dans le Port Est de Dunkerque.

## I-3- Conclusion

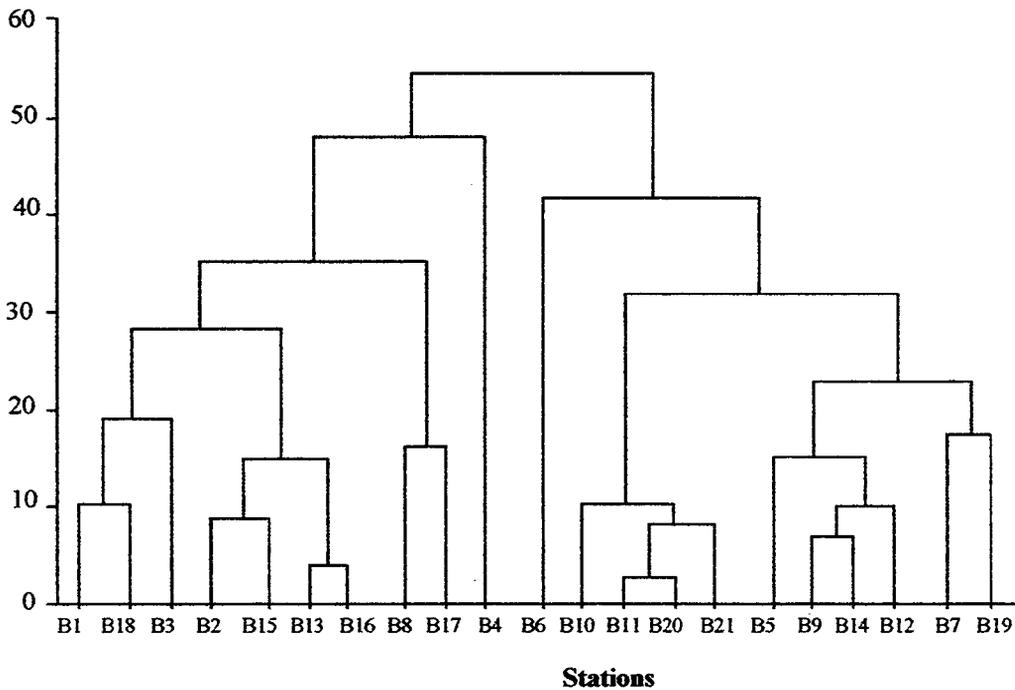
Les sédiments du port Est de Dunkerque sont globalement très envasés et définis par des fractions granulométriques fines (sablons, vases), avec en moyenne plus de 50% de pélites (**fig. 35**). Leur cartographie sédimentaire (**fig. 34**) ne laisse apparaître que 3 faciès distincts : des *vases sableuses* sur la plus grande surface avec ponctuellement quelques stations de *sablons envasés*, et des *vases* à plus de 75% de pélites principalement localisées sur l'Avant-Port Est.

% de poids sec

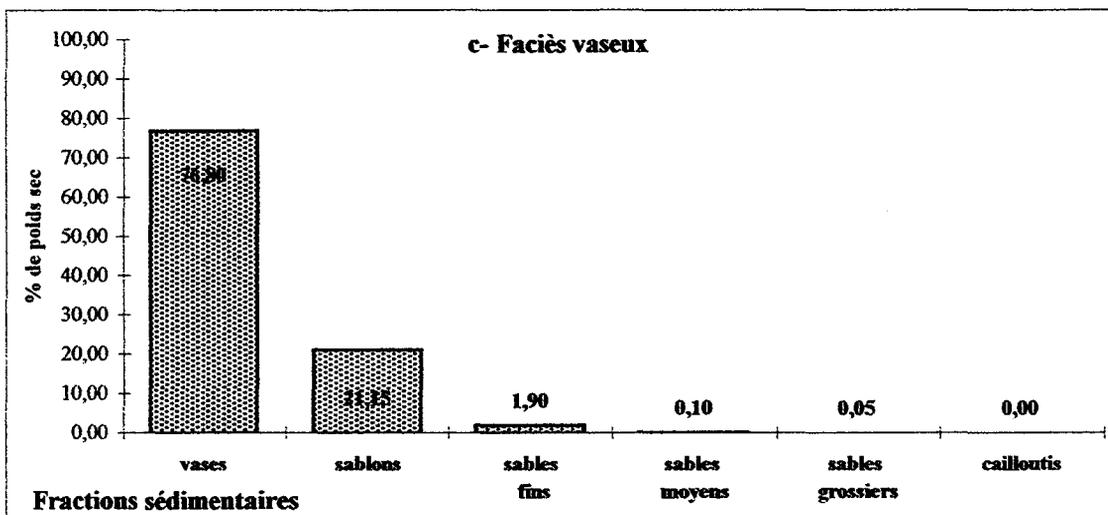
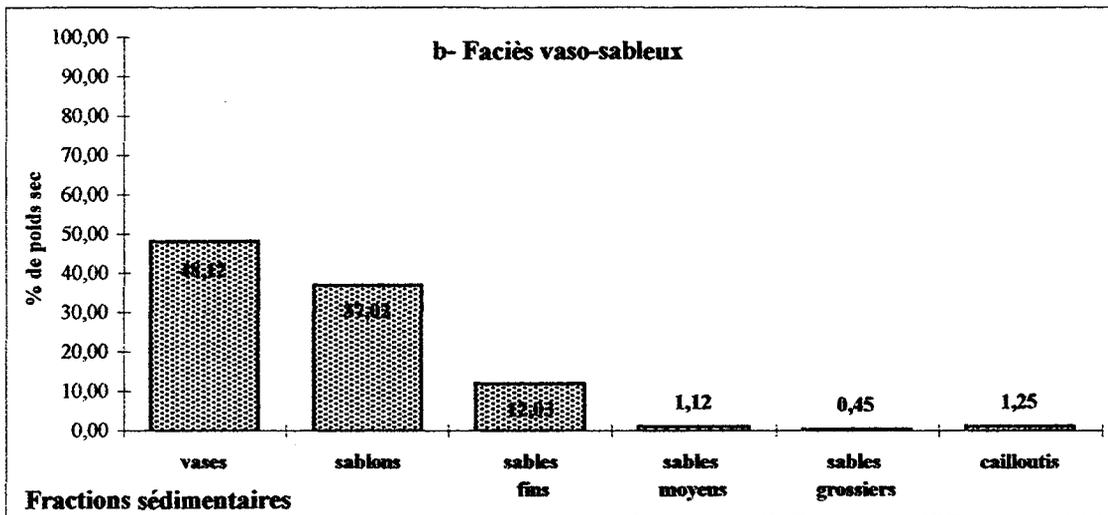
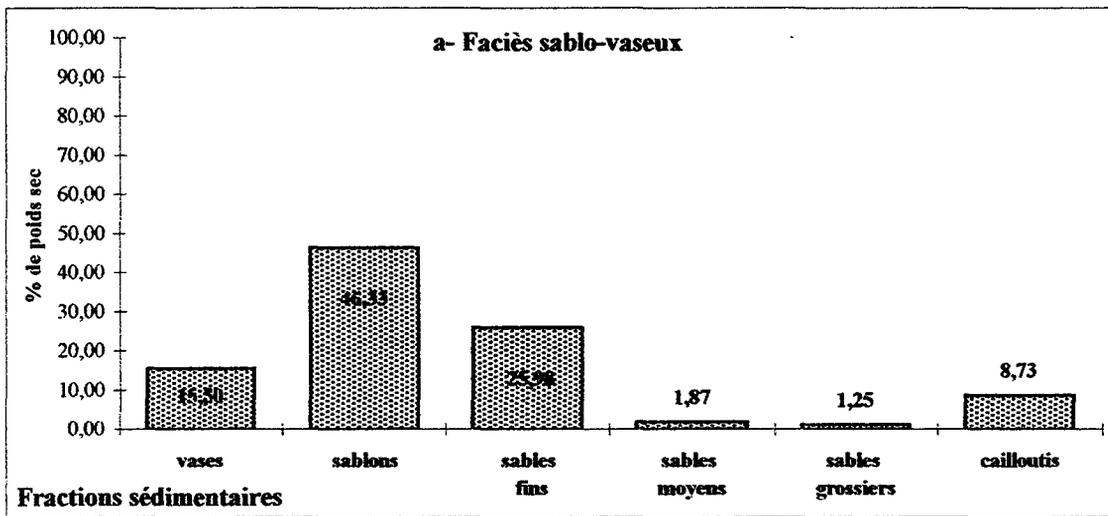


**Fig. 31 :** Distribution des différentes classes granulométriques des sédiments des darses et bassins du Port Est de Dunkerque.

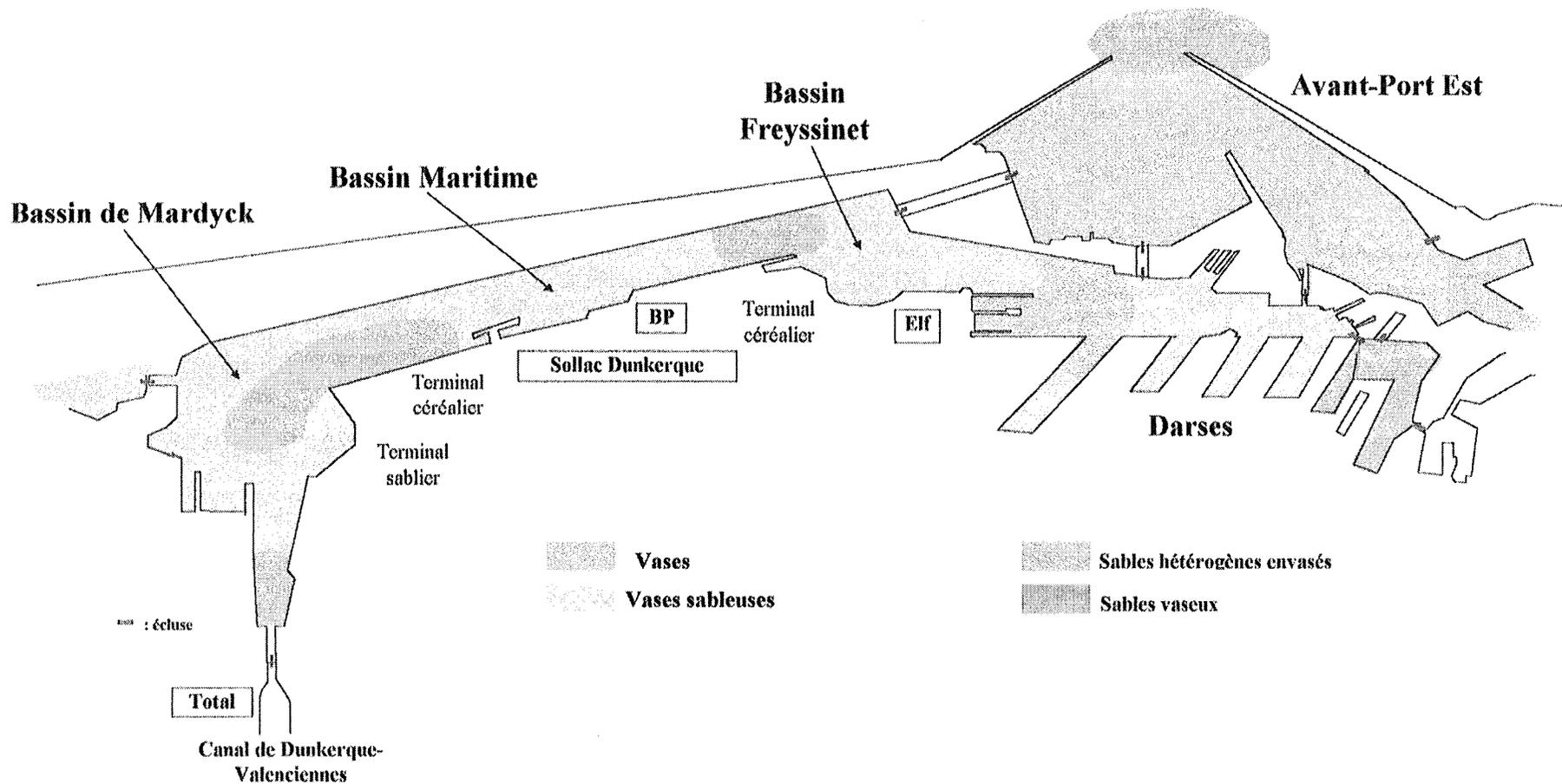
distance Euclidienne



**Fig. 33 :** Classification ascendante hiérarchique effectuée à partir des données granulométriques des darses et bassins du Port Est de Dunkerque.

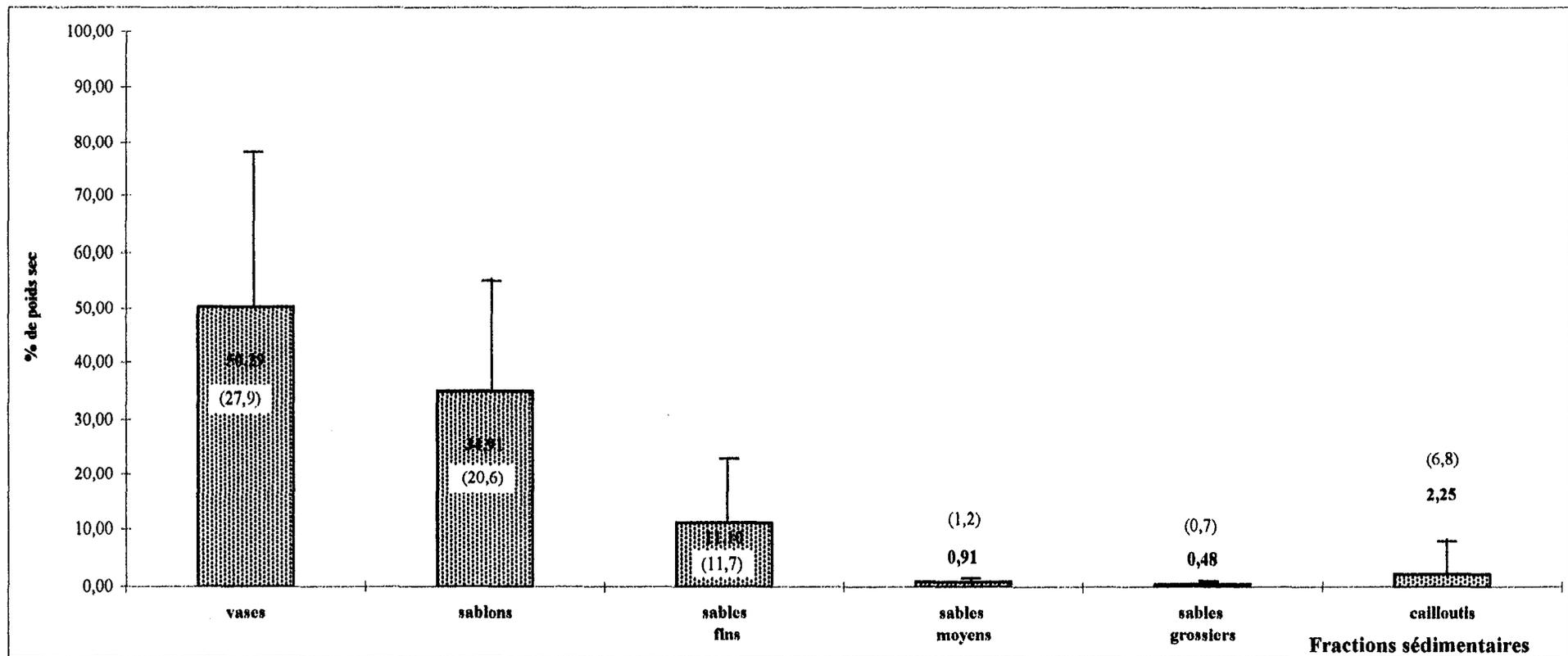


**Fig. 32 :** Histogrammes moyens de distribution des classes granulométriques dans les principales structures sédimentaires des darses et bassins du Port Est de Dunkerque.



**Fig. 34 : Répartition des sédiments dans le port Est de Dunkerque**





**Fig. 35 : Distribution des fractions sédimentaires du port est de Dunkerque (APE et bassins).**  
 [ moyenne + (écart-type) ]

L'étude des dendrogrammes confirme d'ailleurs ce classement en ségrégeant l'ensemble des stations selon un gradient décroissant de leur teneur en vase, dont se démarquent uniquement les stations de granulométrie plus sableuse. L'ACP réalisée par ailleurs sur l'ensemble des stations portuaires, confirme également ce double gradient (**Fig. 36**). Ainsi, les stations de l'arrière de l'APE et celles des darses présentent des caractéristiques sédimentaires proches (très envasées). Les 2 stations de l'extérieur sont quant à elles assez similaires des stations sablo-vaseuses de l'intérieur du port et la station P3, intermédiaire, possède des caractéristiques granulométriques voisines des stations vaso-sableuses intra-portuaires. On constate, de plus, que la présence des émissaires urbains et des écluses (maritimes ou fluviales) au niveau des bassins semble favoriser des apports particuliers plus grossiers. Les turbulences que ces infrastructures génèrent paraissent aussi engendrer des zones de calme hydrologique favorisant la sédimentation de ces particules aux abords des quais. A ces premiers éléments s'ajoutent également les retombées de sables issus du terminal sablier (B2, B19). L'ensemble de ces éléments contribue au maintien de zone sablo-vaseuse ou hétérogène envasée dans des zones pourtant très confinées.

## **II. Paramètres chimiques**

### **II-1- Analyse des données brutes**

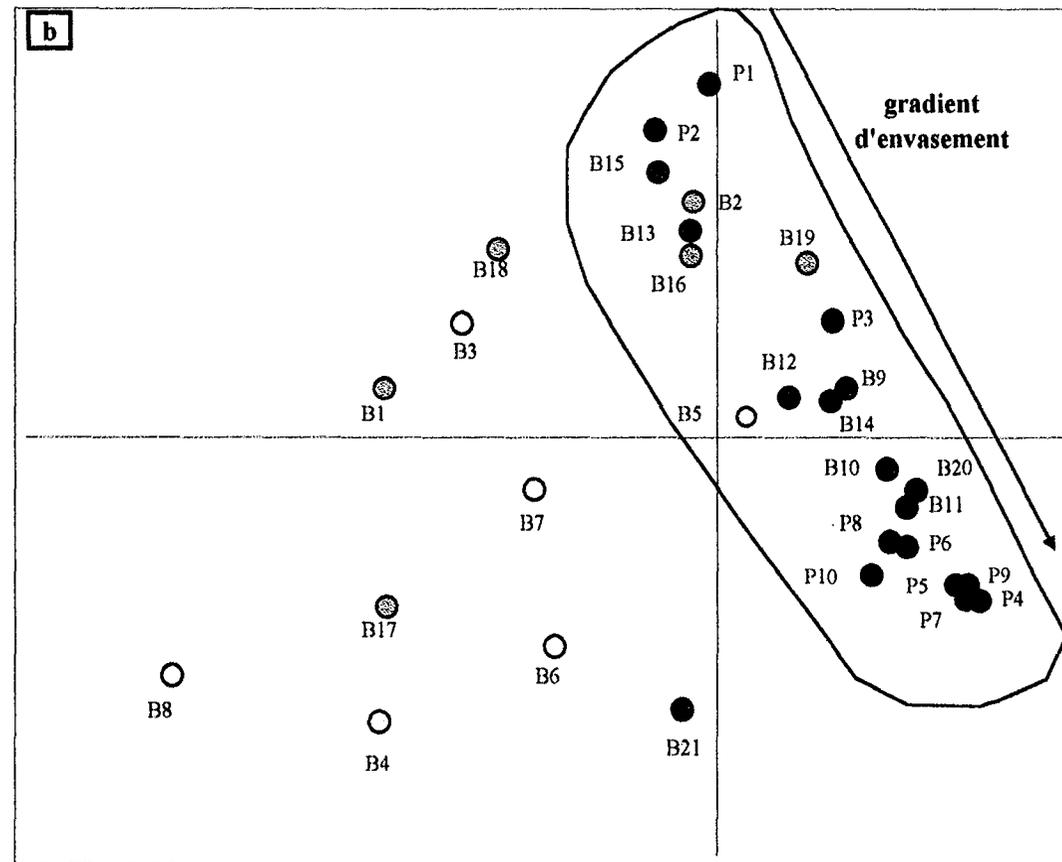
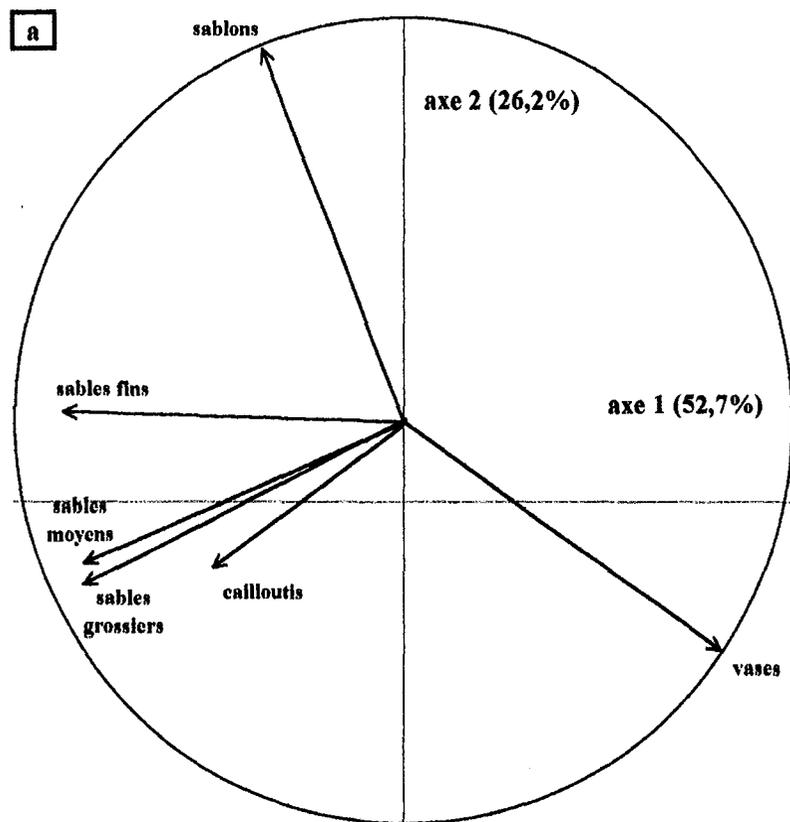
Le **tableau 48** présente les données chimiques brutes de l'APE et des darses et bassins du Port Est (**Annexes A**). Ces analyses montrent tout d'abord des teneurs métalliques globalement élevées (très souvent supérieures au niveau 1 de GEODE, parfois au niveau 2) en presque tous les éléments à l'exception de Ni et Cr. Sur l'ensemble du port Est, on constate ainsi une contamination importante en Fe, Mn, COT et NTK. Si on compare les concentrations de l'Avant-Port (APE) à celles des darses et des bassins du Port Est, on constate que les valeurs sont beaucoup plus élevées dans les zones de fort confinement que dans les zones ouvertes, pour la majorité des éléments. Les teneurs médianes sont ainsi, en moyenne, **9 fois plus élevées** dans les bassins que dans l'APE, notamment pour le plomb (**Pb**, 78 fois plus élevée) et le cadmium (**Cd**, 34 fois plus élevée). Le cuivre (**Cu**), l'étain (**Sn**) et le zinc (**Zn**) y sont aussi très présents (4 à 5 fois plus). Les teneurs en manganèse (**Mn**), arsenic (**As**), le fer (**Fe**) et mercure (**Hg**) y sont également plus importantes (de l'ordre de 2 fois plus).

L'Avant-Port Est présente quant à lui des teneurs importantes en nutriments : phosphore total (**P**), azote total (**NTK**) et carbone organique (**COT**) (en moyenne 2 fois supérieures aux bassins). Le nickel (**Ni**) y est aussi assez abondant.

Certains paramètres particuliers comme les hydrocarbures (HPA, indice CH<sub>2</sub>), les PCB, le cyanure, le fluor, et des composés organiques (phénols, dérivés organiques fluorés, pyrène, pérylène) ont été mesurés sur quelques stations des bassins à titre indicatif. Les teneurs ainsi obtenues sont relativement importantes si l'on se réfère aux valeurs guides GEODE, notamment en ce qui concerne les hydrocarbures et les PCB (niveau 2) et les dérivés fluorés (niveau 1). Les stations **B11** (embouchure de darse) et **B7** (quai pétrolier de BP et ELF) montrent même des valeurs assez alarmantes en ces différents éléments. Les stations **B4** (appontement céréalier) et **B12** (darse) présentent quant à elles, des teneurs en phénols et fluor importantes.

On remarque donc que certaines stations se démarquent du fait de leurs particularités propres :

- le station B8, du Bassin Maritime - très pauvre en COT, ZN, fluor, hydrocarbures aromatiques (HAP) et PCB en comparaison de la station B7 voisine;
- la station B18 du Bassin de Mardyck - pauvre en COT, NTK, P, Cr et Fe ;
- la station B5 du Bassin Maritime - très riche en COT, P, Cr et Fe ;
- la station B9 du Bassin Maritime, proche de l'écluse portuaire - riche en Arsenic (As) ;
- la station B20 des darses - très riche en COT, Al et Ni ;
- la station B14 des darses - très riche en Cu.



a : I/II cercle des corrélations

b : plan de projection

- Avant-Port Est
- Darses
- Bassin maritime
- ⊗ Bassin de Mardyck

**Fig. 36 :** ACP réalisée sur l'ensemble des stations des darses, bassins et Avant-Port du port Est de Dunkerque à partir des paramètres granulométriques mesurés.

## II-2- Analyses statistiques

### ➤ Analyse des corrélations

La matrice des corrélations totales (Tab. 49) nous permet de constater que les éléments, tant métalliques qu'organiques, sont dans l'ensemble fortement liés entre eux. Les valeurs figurées en grisé sont significatives au seuil 1% (Tab. 50). Parmi ces valeurs significatives, certaines corrélations sont négatives, attestant d'un antagonisme entre les éléments comme par exemple le phosphore (P) avec le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le cuivre (Cu) ou encore les vases (fines) avec l'étain (Sn) et le cadmium. En revanche d'autres couples sont fortement corrélés positivement, comme le chrome (Cr) avec la plupart des éléments, et plus particulièrement avec le nickel (Ni) [ $r = 0,891$  -  $r^2 = 0,794$ ].

Quelques corrélations sont néanmoins très proches de zéro ou peu significatives, comme par exemple le manganèse (Mn) avec beaucoup d'éléments, et notamment le couple Mn/Zn ; signe que ces éléments ne sont pour ainsi dire pas reliés les uns aux autres.

Notons aussi la bonne corrélation des nutriments (NTK, P et COT) et des pérites entre eux et avec l'ensemble des paramètres métalliques.

Al	1,000																		
Cd	0,092	1,000																	
Cr	0,662	-0,069	1,000																
Cu		0,257	0,558	1,000															
Fe			-0,019	0,860	0,431	1,000													
Mn	0,269	0,779	0,062	0,237	0,038	1,000													
Ni	0,799	0,030	0,891	0,622	0,817	0,174	1,000												
Pb	0,224	0,771	0,136	0,594	0,058	0,747	0,246	1,000											
Zn	-0,144		0,034	0,234	0,045	0,000	-0,051	0,342	1,000										
COT	0,740	-0,167	0,855		0,654	-0,082	0,861	0,029	0,016	1,000									
NTK		-0,251	0,654	0,375	0,171	-0,088	0,679	-0,046	-0,009	0,815	1,000								
P	0,333	-0,498	0,294	-0,352	0,177	-0,291	0,273	-0,593	-0,291			1,000							
fines	0,649	-0,015	0,564	0,134	0,430	-0,244	0,668	-0,294	-0,230	0,805	0,773	0,723	1,000						
Hg	0,401	-0,116		0,267	0,368	-0,085		-0,083	-0,032	0,588	0,446	0,346	0,410	1,000					
As		0,017	0,576	0,476	0,637	0,073	0,628	0,143	-0,065		0,152	-0,029	0,339	0,251	1,000				
Sn	-0,246		0,038	0,157	0,023	0,402	-0,145	0,443	0,606	-0,160	-0,046	-0,409		-0,137	-0,042	1,000			
	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	COT	NTK	P	fines	Hg	As	Sn			

Tab. 49 : Matrice des corrélations totales des éléments métalliques et sédimentaires.

	P=0,001		P=0,01		P=0,02		P=0,05		P=0,1
-------------------------------------------------------------------------------------	---------	-------------------------------------------------------------------------------------	--------	-------------------------------------------------------------------------------------	--------	--------------------------------------------------------------------------------------	--------	---------------------------------------------------------------------------------------	-------

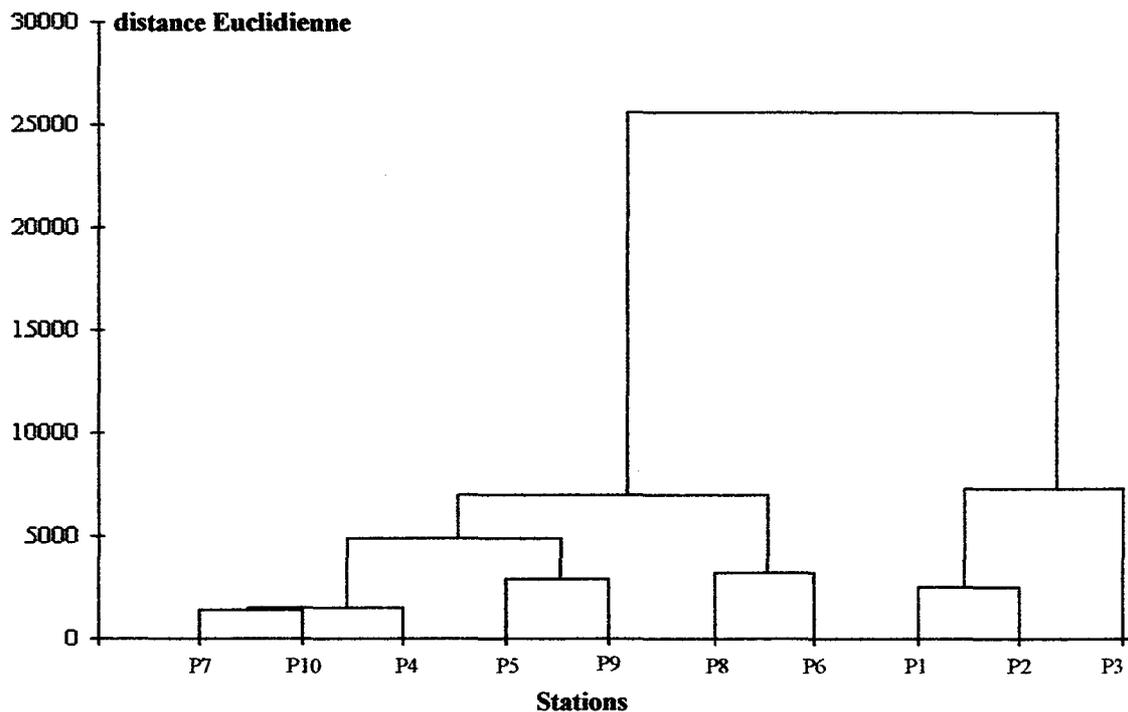
Nombre de couples d'observations (n)	v = n-2	Seuil de significativité (p%)				
		10	5	2	1	0,1
31	29	0,3009	0,3550	0,4158	0,4556	0,5334

Tab. 50 : Distribution du coefficient de corrélation (r) pour n=31 : risque de rejet de l'hypothèse de non corrélation des deux variables ( $\rho_{xy} = 0$ ).

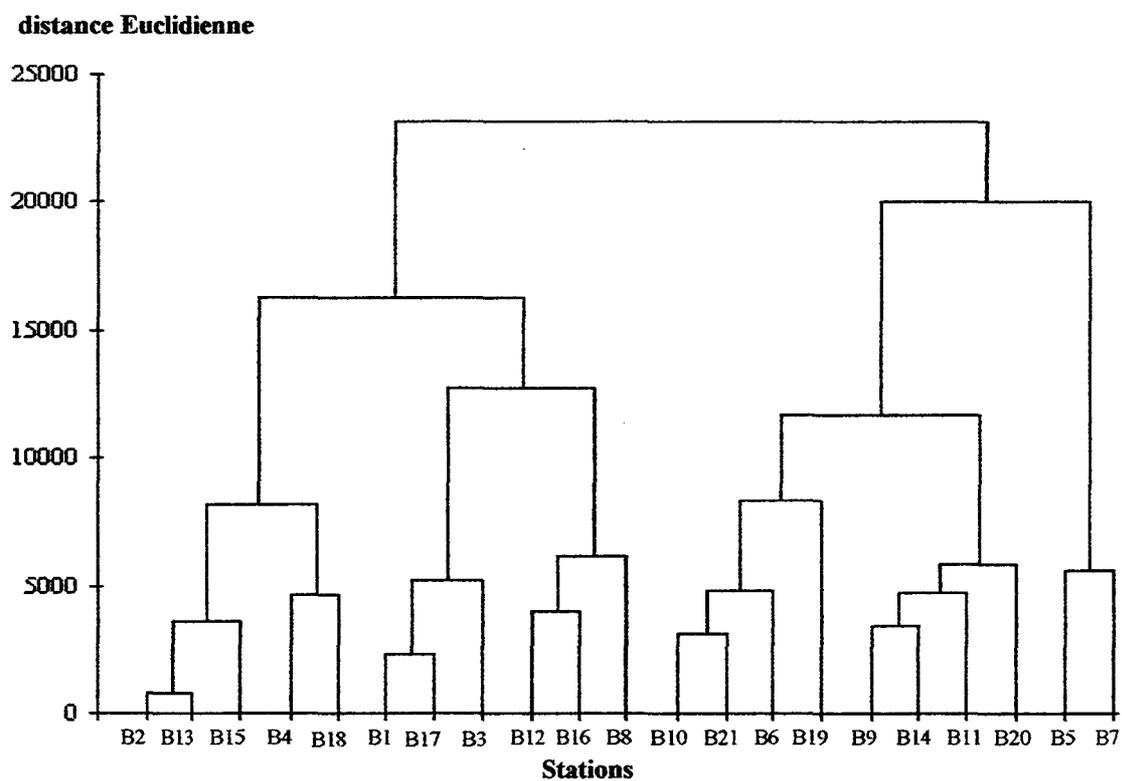
### ➤ Dendrogrammes

La figure 37 représente les dendrogrammes réalisés sur les données chimiques de l'APE (a) et des bassins (b). On constate ainsi que les stations de l'APE se scindent en deux groupes principaux :

- ▶ un premier réunissant les stations P1, P2 et P3 de l'entrée de l'APE, caractérisées par des teneurs plus faibles que les autres stations ;



**Fig. 37-a: Classification ascendante hiérarchique effectuée à partir des données chimiques de l'Avant-Port Est de Dunkerque.**



**Fig. 37-b : Classification ascendante hiérarchique effectuée à partir des données chimiques des darses et bassins du Port Est de Dunkerque.**

- ▶ un second groupe très différent du premier, réunissant les stations de l'arrière de l'APE beaucoup plus contaminées. Ce groupe peut être sous-divisé en 3 unités selon un gradient croissant de contamination,
  - ⇒ (P5, P9), caractérisée par les plus fortes teneurs notamment en Al, Cr, Fe, Mn, As ;
  - ⇒ (P7, P10, P4), présentant des teneurs intermédiaires ;
  - ⇒ (P8, P6) avec des teneurs légèrement inférieures aux 2 autres groupes.

Les stations des **darses et bassins** obéissent elles aussi au même « modèle » puisqu'elles se scindent pareillement en 2 grands groupes.

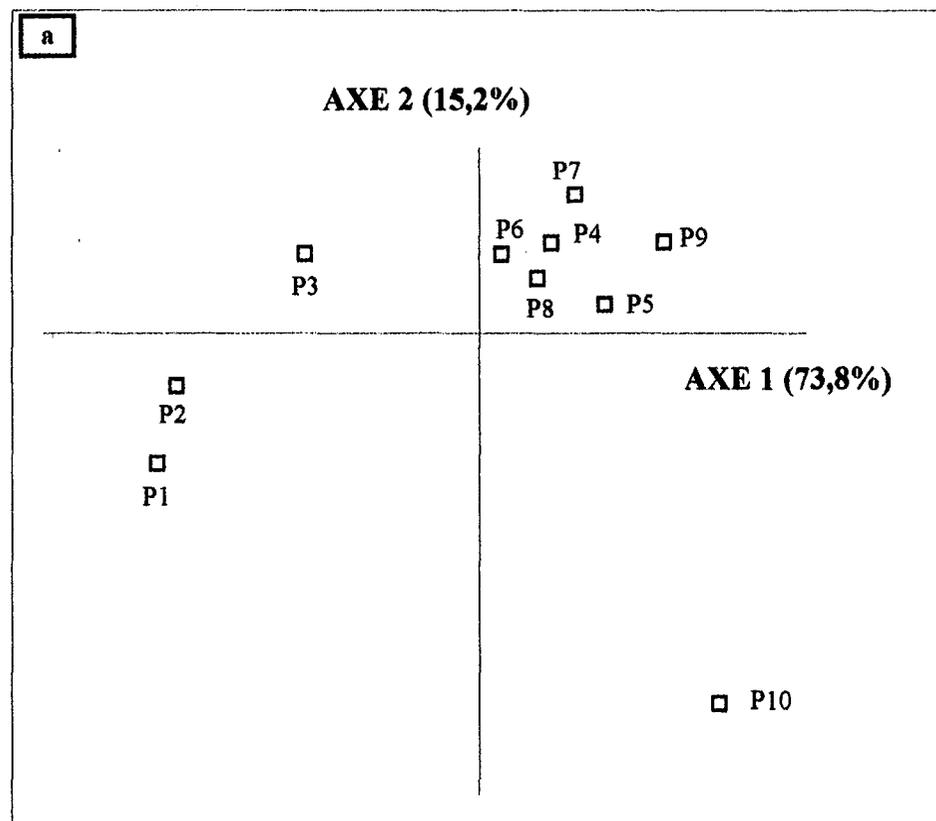
- ▶ Le premier réunit 11 stations caractérisées par des teneurs plus faibles que les autres stations. Il est formé de 2 unités :
  - ⇒ (B2, B13, B15, B4, B18), les stations les moins contaminées (inférieures à la médiane GEODE),
  - ⇒ (B12, B16, B8, B1, B17, B3), légèrement plus contaminées (de l'ordre de la médiane GEODE),
- ▶ Le second groupe rassemble les stations les plus contaminées. Ce groupe peut être sous-divisé en 3 unités selon un gradient croissant de contamination,
  - ⇒ (B10, B21, B6, B19), stations légèrement contaminées (niveau 1 GEODE),
  - ⇒ (B9, B14, B11, B20), les stations les plus contaminées globalement (niveau 2 GEODE) et plus particulièrement en As, Cu, NTK, Al et COT,
  - ⇒ (B5, B7), les stations globalement fortement contaminées (niveau 2 GEODE) et plus particulièrement en Cr, Fe et P.

#### ➤ Analyses en Composantes Principales

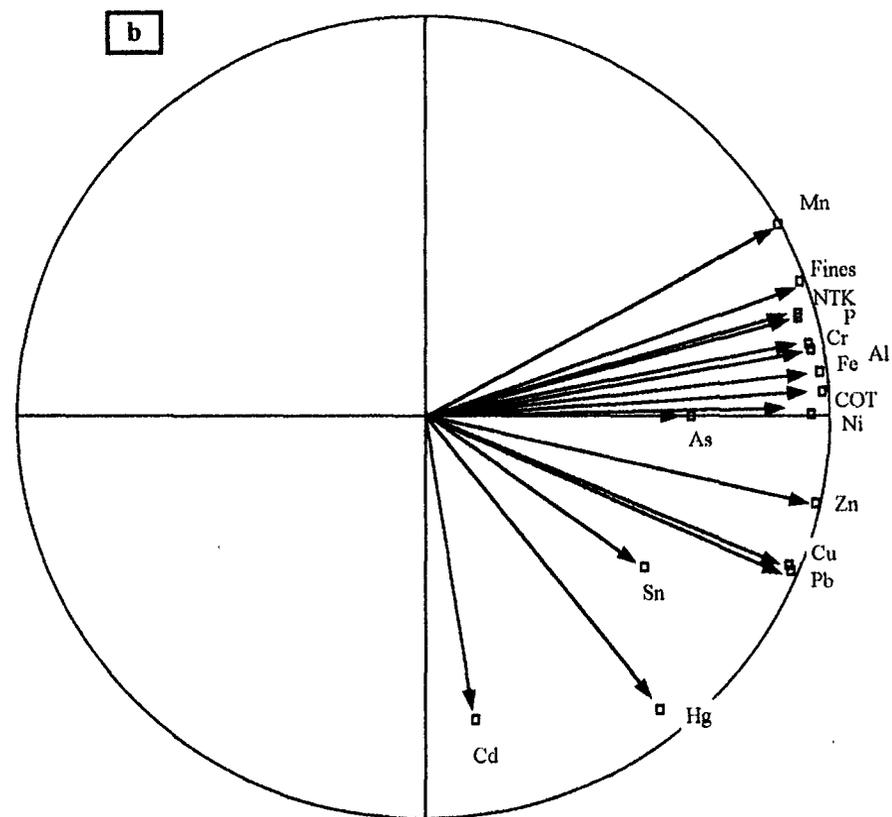
Une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée sur les stations de l'Avant-Port, puis sur les stations des bassins et des darses, à partir des paramètres physico-chimiques mesurés. Les paramètres (PCB, HPA, fluor, organochlorés, pesticides, ...) qui n'ont été dosés que ponctuellement (sur certaines stations des bassins) pour des raisons financières, ont été placés en variables supplémentaires à titre indicatif.

L'ACP réalisée sur les données de l'Avant-Port (Fig. 38) permet de dégager une très forte corrélation des paramètres entre eux. L'axe I représente ainsi la majorité de l'inertie du système (73,8%). L'axe II (15,2%) représente quant à lui essentiellement les variables les moins bien corrélées (Cd, Hg). Comme pour le dendrogramme, l'axe I met en évidence, sur le plan I/II, l'opposition entre les stations d'extérieur (P1, P2, P3), les moins polluées, et les stations plus intérieures à l'Avant-Port le long d'un gradient de concentration croissant. La station P10 à l'arrière de l'APE s'isole fortement parmi les stations les plus contaminées du fait de ces très fortes teneurs en presque tous les éléments et principalement en Cd, Cu, Pb, Ni, Zn.

Dans l'ensemble, les teneurs mesurées au niveau des **bassins** et des **darses** sont beaucoup plus élevées que celles de l'Avant-Port. Les corrélations qui se dégagent de l'ACP (Fig. 39) sont plus faibles. L'axe I représente 45,5% de l'inertie totale du système, l'axe II, 17,3% et l'axe III, 11,6%. L'axe I caractérise essentiellement le nickel (Ni), le carbone organique total (COT), le chrome (Cr), la vase (Fines), le mercure (Hg), le fer (Fe), l'aluminium (Al), le cuivre (Cu) et l'azote total (NTK). L'axe II est essentiellement caractérisé par le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le manganèse (Mn) et le zinc (Zn). L'étain (Sn) s'isole sur l'axe III. Toutes les variables supplémentaires sont mal représentées quel que soit l'axe, de même que le phosphore total (P), l'arsenic (As), Zn et Sn. Le plan de projection I-II montre que l'axe I met en évidence l'opposition entre le secteur Ouest du port (Bassin de Mardyck, Bassin Maritime), moins pollué, et le secteur Est (les darses) plus fortement pollué (notamment B20, B21, B11). Les stations B5 puis B7 du bassin maritime s'associent à ce groupe de stations très polluées du fait de leurs teneurs plus élevées. L'axe II permet de dégager des stations particulièrement polluées en Cd, Mn et Pb : les stations B4 (près des quais céréaliers) et B15 (au fond des darses). L'axe III isole

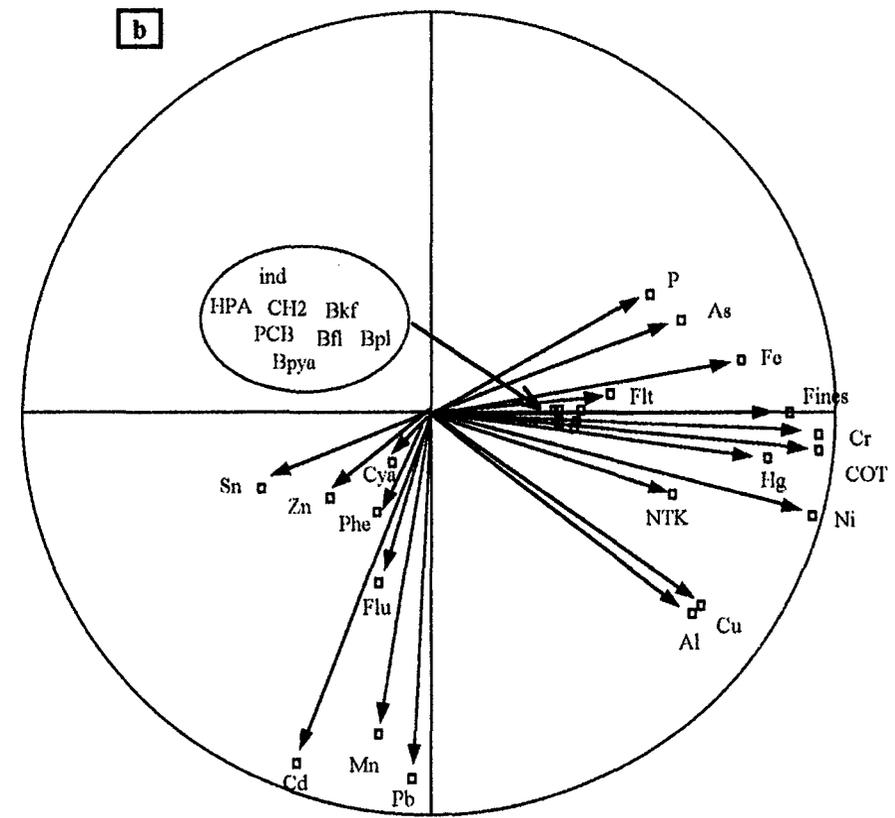
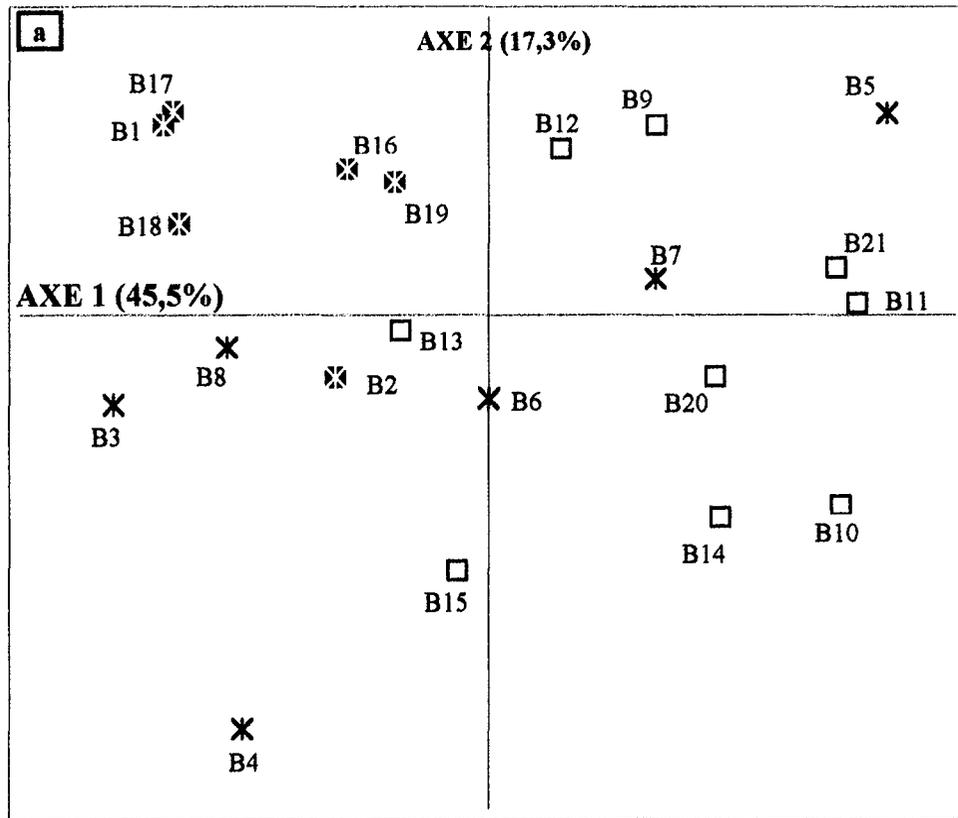


a : plan de projection I/II



b : cercle des corrélations

**Fig. 38:** Analyse en Composantes Principales (ACP) réalisée sur les stations de l'Avant-port Est de Dunkerque à partir des paramètres physico-chimiques mesurés.



\* Bassin maritime      □ Darses      □\* Bassin de Mardyck

a : plan de projection I/II

b : cercle des corrélations

**Fig. 39** : ACP réalisée sur les stations des darses et bassins du port Est de Dunkerque à partir des paramètres physico-chimiques mesurés.

la station B3 du fait de ces fortes teneurs en Zn et Sn. La **figure 40** récapitule ces informations et illustre la répartition de la contamination métallique et organique dans le Port Est de Dunkerque.

### II-3- Conclusion

Les sédiments du port Est de Dunkerque sont globalement très pollués par les métaux lourds (niveau 1-2 GEODE), la matière organique (COT > 3,3% du poids sec), l'azote (NTK >2400 mg/kg de poids sec) et le phosphore (250 mg/kg de poids sec). Les teneurs en **Pb**, **Zn** et **Cd** y sont particulièrement élevées. Cependant cette contamination chimique des sédiments n'est pas homogène sur l'ensemble du Port Est. En effet, les bassins et les darses sont globalement plus contaminés que l'Avant-Port, comme l'illustrent les histogrammes de la **figure 41**. Certains éléments se démarquent d'ailleurs très fortement attestant d'une contamination particulière : le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le zinc (Zn) et l'étain (Sn) dans les bassins portuaires, et le phosphore (P) dans l'Avant-Port Est. Une ACP globale des données physico-chimiques réunissant les stations de l'APE, des darses et bassins (**fig. 42**) atteste de la grande différence des sédiments des deux zones en les scindant distinctement en plusieurs ensembles, selon un double gradient :

- un gradient granulométrique décroissant qui sépare les zones plus vaseuses (APE) des zones *vaso-sableuses* à *sablo-vaseuses*,
- un gradient de contamination croissant qui isole les stations globalement moins polluées (extérieur de l'APE et bassin de Mardyck) des zones les plus polluées (bassin maritime et darses).

Il semble important de noter également sur cette ACP le fait que le gradient chimique s'échelonne le long de l'axe I et prime donc sur le gradient granulométrique dans la ségrégation des différentes stations. La cartographie de la répartition des contaminations (cf. **fig. 40**) confirme bien ces différents regroupements. On observe ainsi que la pollution générale croît de l'entrée de l'APE jusqu'aux bassins. Les zones ouvertes (APE) ou en rapport avec des écluses et exutoires (bassin de Mardyck, bassin Freyssinet) sont moins polluées que les zones les plus confinées (bassin Maritime et darses). Ceci explique certainement le gradient décroissant de pollution le long du bassin Maritime jusqu'au bassin de Mardyck. La répartition différentielle des éléments métalliques dans le Port Est, outre le confinement, est vraisemblablement inhérente aux activités industrielles limitrophes des quais (apportements céréaliers, sidérurgie, ...) et à leurs exutoires.

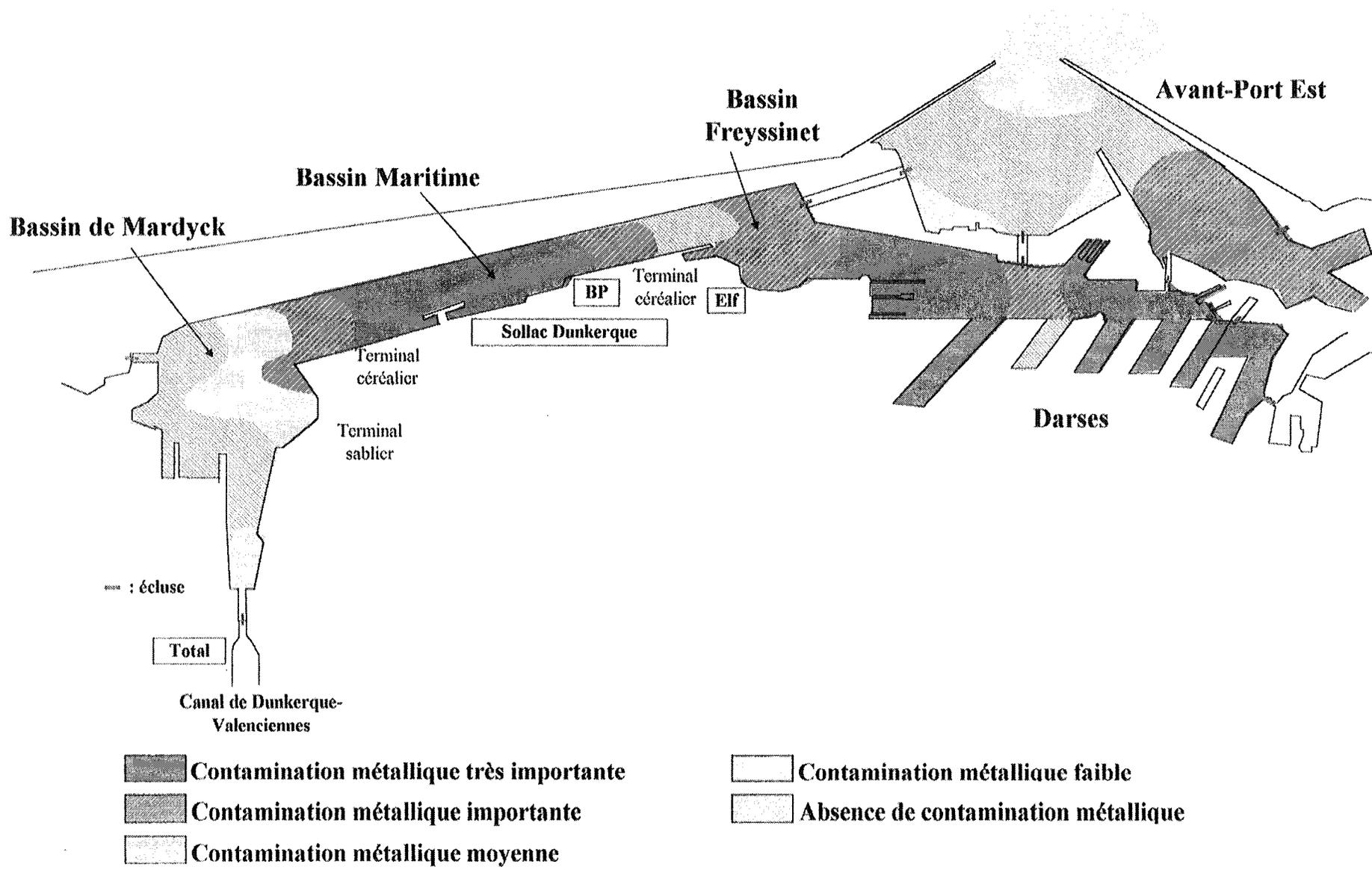
### III. Macrozoobenthos

En fonction de la répartition des espèces et de la qualité du sédiment, l'échantillonnage a permis de subdiviser le port Est de Dunkerque en deux secteurs distincts : les darses et les bassins d'une part, caractérisés par une grande diversité spécifique (58 espèces) et des faciès sablo-vaseux, et l'Avant-Port Est d'autre part, moins riches (34 espèces) et plus vaseux. Ces deux zones ont donc fait l'objet d'analyses séparées.

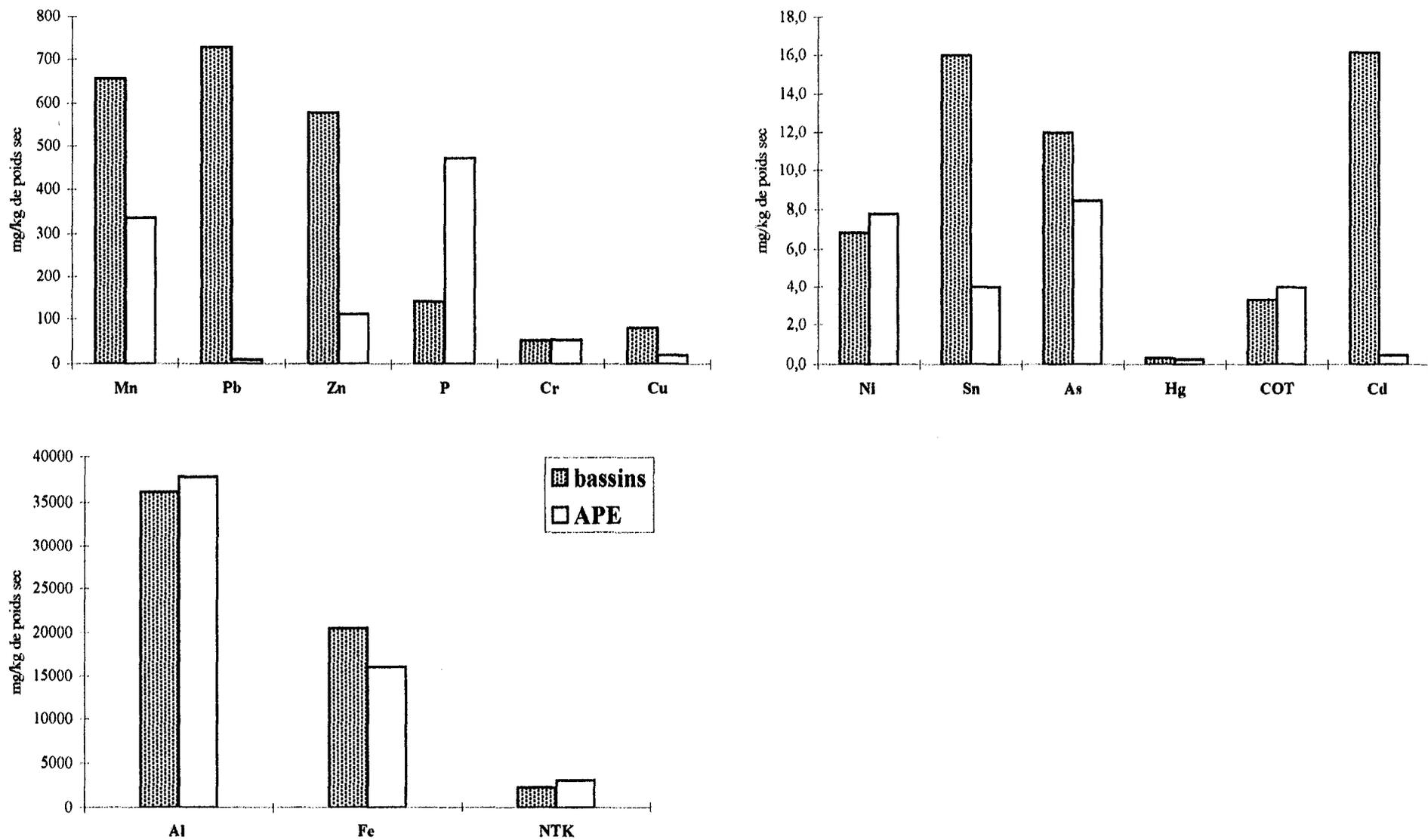
#### III-1- Diversité et abondance de la faune du port Est

##### • L'Avant-Port Est

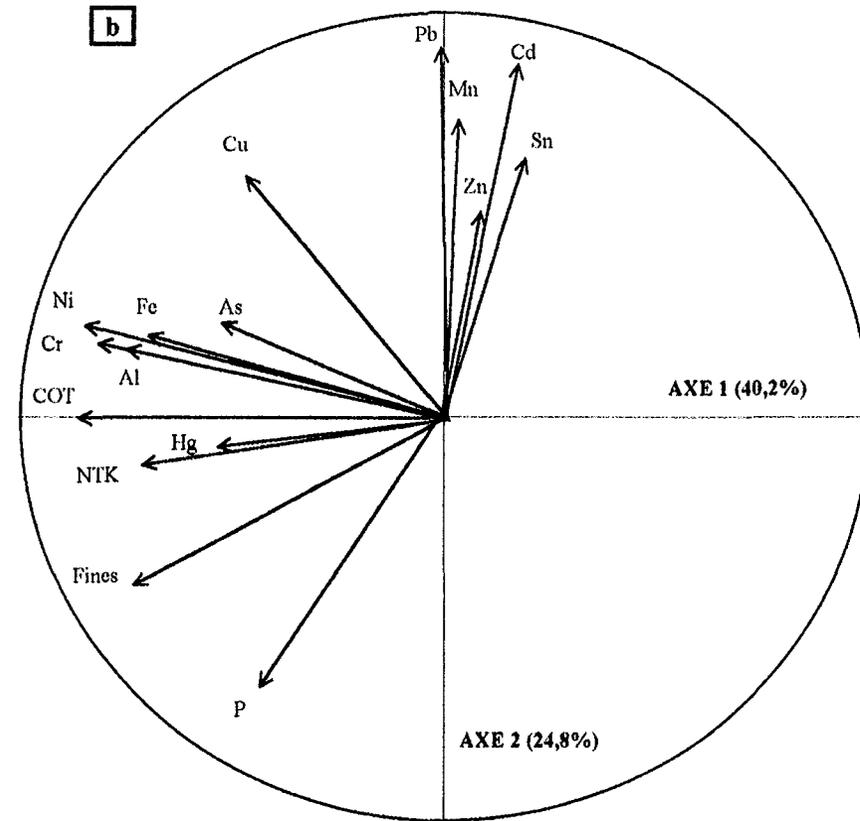
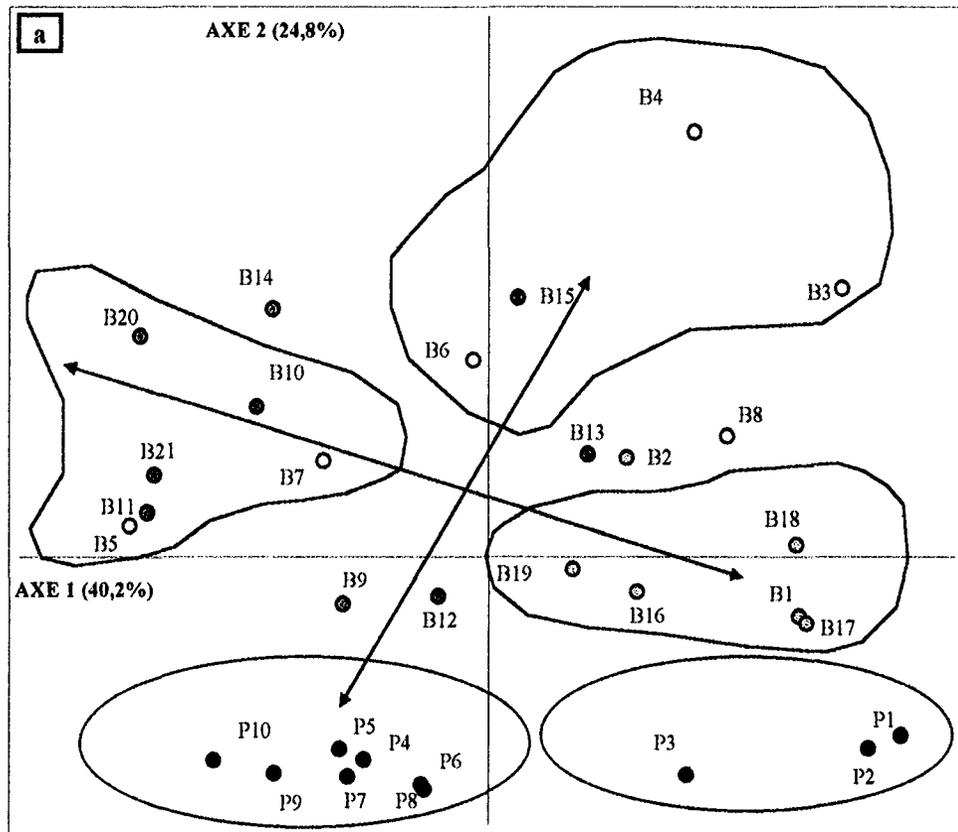
L'abondance totale du macrobenthos de substrat meuble de l'Avant-Port Est de Dunkerque est de 276 individus avec une densité moyenne par station faible estimée à 276 individus/m<sup>2</sup> ( $\pm 368$ ) pour un total de 34 espèces. Les zones les plus riches tant en espèces qu'en abondance sont situées à l'extérieur de l'Avant-Port (station P2) ou au niveau de l'écluse Watier (station P8). La zone Ouest de l'Avant-Port est la plus pauvre en terme d'abondance (stations P4 et P6). Les stations intermédiaires s'échelonnent de l'entrée vers les bassins, avec des abondances variables (de 4 à 50 individus) (**Fig. 43**). Les principaux groupes taxonomiques



**Fig. 40: Répartition de la contamination métallique et organique des sédiments du port Est de Dunkerque**



**Fig. 41 : Histogrammes des concentrations médianes en métaux lourds et nutriments de l'Avant-Port et des Bassins et darses du Port est de Dunkerque.**



a : plan de projection I/II

- Avant-Port Est
- Darses
- Bassin maritime
- ⊗ Bassin de Mardyck

b : cercle des corrélations

**Fig. 42 : ACP réalisée sur l'ensemble des stations des darses, bassins et Avant-Port du port Est de Dunkerque à partir des paramètres physico-chimiques mesurés.**

représentés sont les hydrozoaires (57%) trouvés fixés sur les débris coquilliers et les cailloutis, puis les mollusques (37%). A la lecture des indices de diversité (indice de Shannon-Weaver ( $H'$ ) et d'équitabilité ( $R$ )), on constate que les stations de l'Avant-Port sont très peu diversifiées avec  $H'$  de l'ordre de 0,8 (et compris entre 0 et 2,43) à l'exception des stations P1, P9 et P10 ( $H' \approx 2,4$ ). L'équitabilité est presque toujours inférieure à 0,5 (de l'ordre de 0,25 et comprise entre 0 et 0,58), excepté sur les stations P4 à P6 où elle est nulle (car une seule espèce y a été dénombrée) (**Tab. 51 et 52-a**) (**Annexes A**).

#### ◦ Les Darses et Bassins

Au niveau des Darses et Bassins, l'abondance faunistique totale est de 4973 individus avec une densité moyenne par station estimée à 2368 individus/m<sup>2</sup> ( $\pm 3348$ ), pour un total de 59 espèces. La partie Est de cette zone (près des darses) est de façon majoritaire plus riche que le reste du port. On observe en effet un gradient, de l'est vers l'ouest, le long duquel tant la diversité que l'abondance des stations décroissent corrélativement à l'augmentation du confinement. On peut cependant noter que les stations les plus riches sont situées soit au niveau d'apports d'eau douce dans des zones de confinement (stations B15, B1), soit près des quais céréaliers (B4). Le Bassin de Mardyck, fortement confiné, est le plus pauvre en terme d'abondance (stations B2, B19 et B16), de même que la station B12, située face à l'écluse Watier. Les stations intermédiaires s'échelonnent le long du Bassin maritime et des Darses, avec des abondances variables (de 58 à 265 individus) (**Fig. 43**).

Les principaux groupes taxonomiques représentés sont essentiellement les annélides (76,6%), les mollusques (16,3%) puis les cnidaires (3,2%). Par rapport aux valeurs trouvées sur l'Avant-Port, les indices de diversité ( $H'$ ) sont ici plus élevés et de l'ordre de 1,6 (de 0 à 3,01). On observe ainsi que les stations B5 à B8 (le long du Bassin Maritime), B12 et B20 (au niveau du Bassin Fressiney), sont les plus diversifiées ( $H' \approx 2,8$ ) au contraire des stations B2, B4, B10, B16 et B19 ( $H' \approx 0,6$ ). Les indices d'équitabilité sont là encore de l'ordre de 0,24 (sauf sur la station B2 où  $R=0$ ) et toujours inférieurs à 0,5 (de 0 à 0,44) (**Tab. 51 et 52-b**) (**Annexes A**).

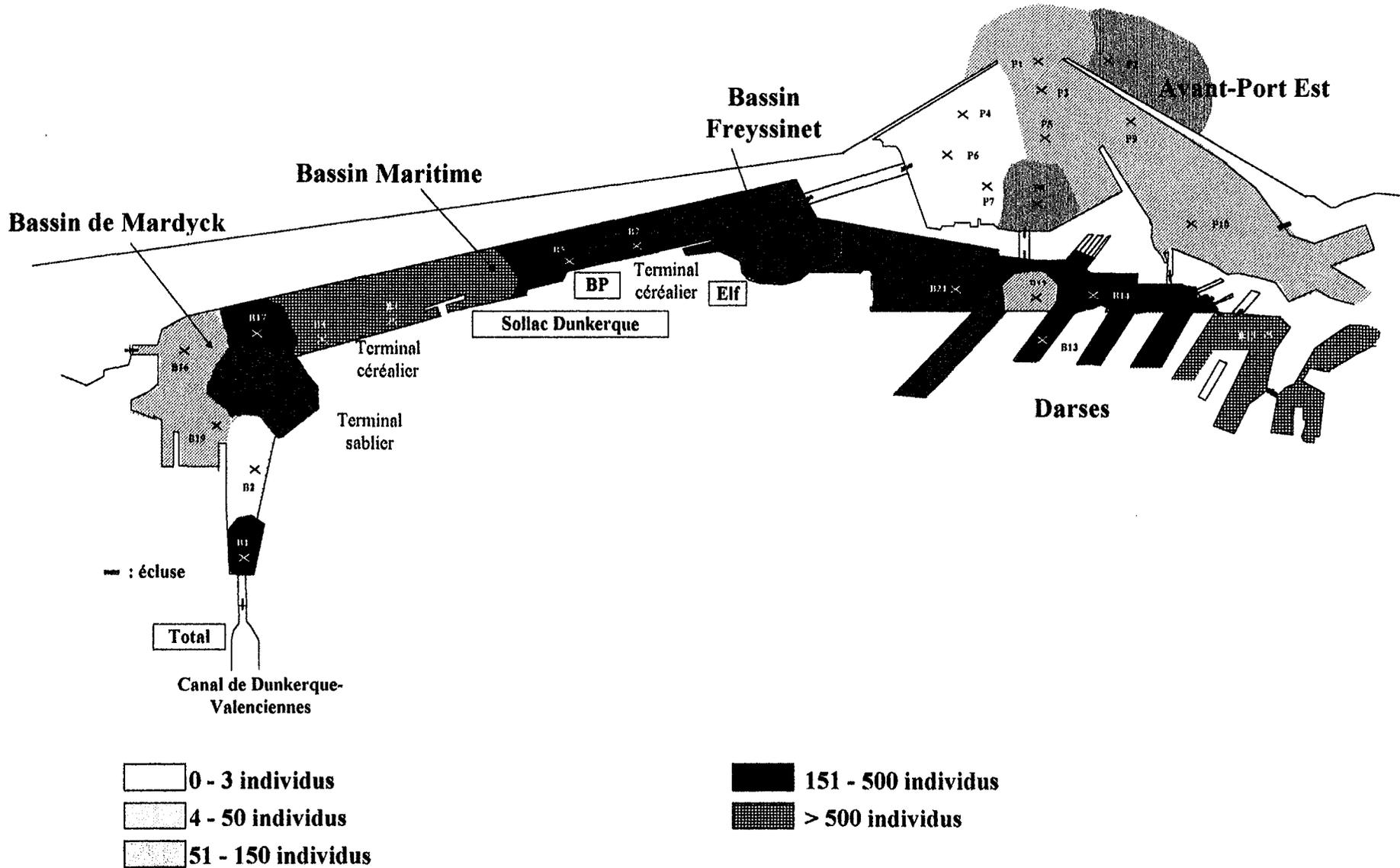
### III-2- Identification des peuplements

Afin de regrouper les espèces ou les stations en ensembles homogènes sur le plan faunistiques, plusieurs analyses factorielles des correspondances (AFC) sont effectuées sur les matrices d'abondance totale de l'Avant-Port, d'une part, et des Bassins et darses réunis, d'autre part.

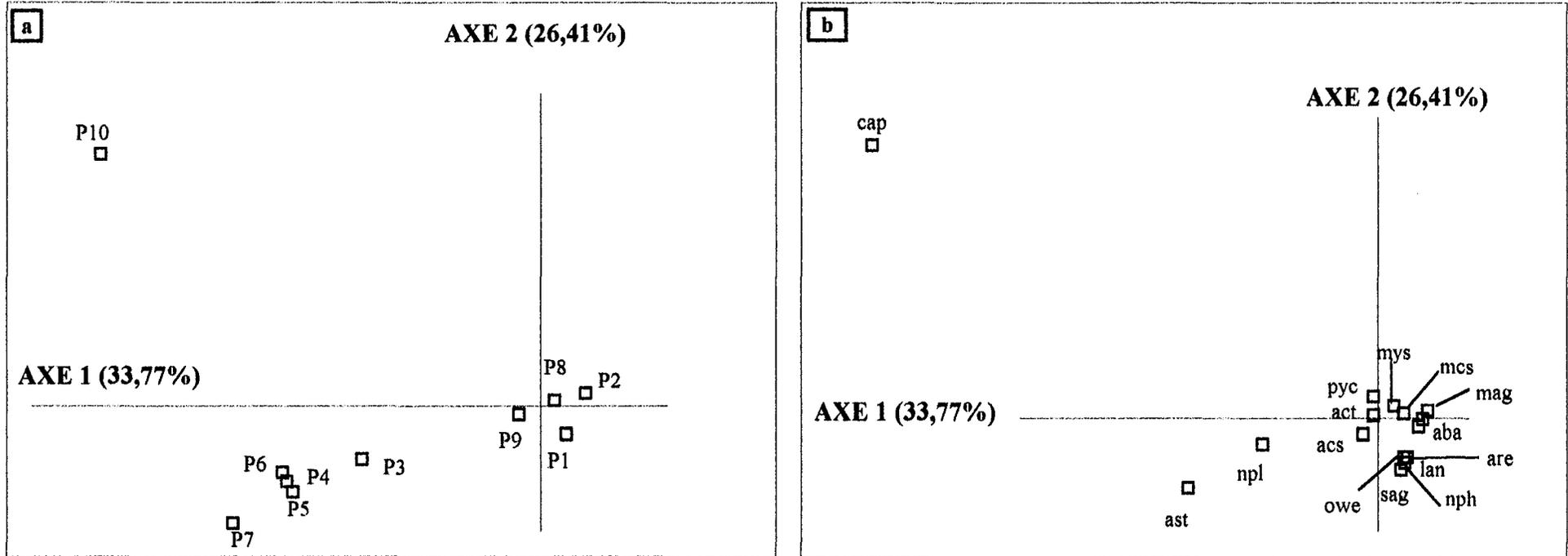
#### ◦ L'Avant-Port

Seules 10 espèces ont une occurrence  $>3$  sur l'ensemble des stations de l'Avant-Port, dont 3 seulement sont quantifiables (*Nephtys longosetosa*, *Mactra solida*, *Sagartia* sp.), les autres étant des organismes coloniaux (hydrozoaires, bryozoaires). Ce nombre d'espèces (à occurrence  $>3$ ) étant très faible, toutes les espèces dénombrables ont donc été conservées pour la réalisation des analyses multivariées. Les hydrozoaires et bryozoaires, comptabilisés par cote d'abondance, ont donc été introduits aux traitements statistiques, mais en terme de présence/absence (0/1). Le plan I/II de l'AFC réalisée sur les données d'abondance totale de l'Avant-Port (**Fig. 44** permet d'isoler 3 groupes de stations :

⇒ un groupe central qui réunit les stations les plus abondantes et les plus diversifiées (**P1, P2, P8, P9**) essentiellement représentées par des hydrozoaires en faible abondance (*Kirchenpaueria pinnata*, *Nemertesia antennia*, *Abietinaria abietina*, *Dynamena pumila*, *Sertularia cupressina*, *Hydrallmania falcata*, *Obelia geniculata*) et des *Mactra solida* plus abondantes. Ce cortège se caractérise par la présence de *Mactra solida*, *Nephtys hombergii*, *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis*, *Owenia fusiformis*, *Lanice conchilega*, *Arenicola marina*, *Abra alba*, *Sagartia* sp., *Actinia* sp., *Actinothoe* sp., *Pycnogonum littorale*, *Asterias rubens*, *Carcinus maenas*, *Mysis flexuosa*, *Cirratulus fusiformis*, *Glycera convoluta*, cortège communément rencontré au niveau



**Fig. 43: Répartition de l'abondance totale du macrobenthos des substrats meubles du port Est de Dunkerque**



a : projection des stations

b : projection des espèces

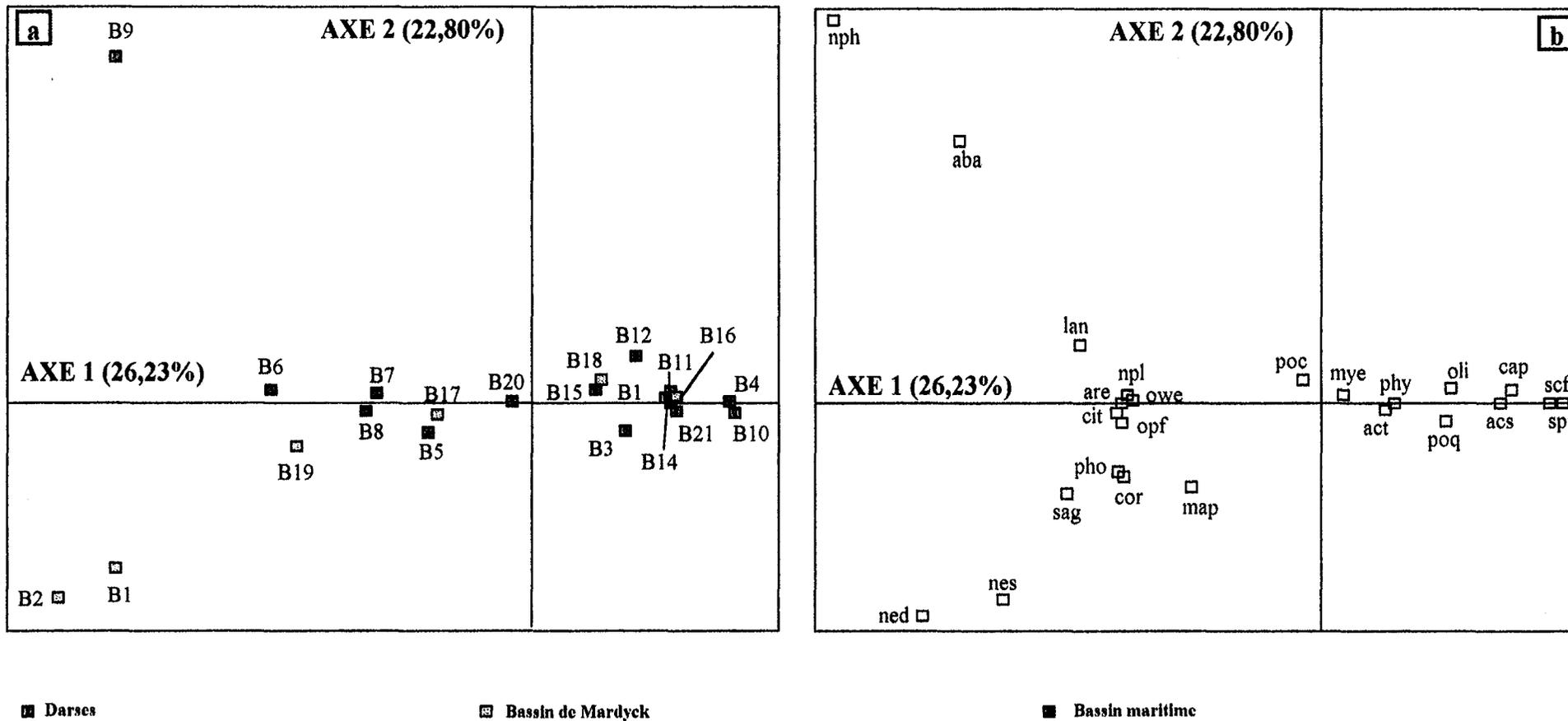
**Fig. 44** : Plan I/II de l'analyse factorielle des correspondances (AFC) réalisée sur les abondances faunistiques totales de l'avant-port Est.

- ⇒ des sables grossiers plus ou moins envasés. Ces stations sont localisées ou bien à l'entrée de l'Avant-Port (P1, P2) ou au niveau d'une écluse (P8).
- ⇒ un second groupe, constitué des stations **P3 à P7** s'isole sur l'axe I (ou sur l'axe IV pour P7) et se caractérise par la présence, presque exclusivement, d'hydrozoaires en quantité abondante (*Sertularia cupressina*, *Kirchenpaueria pinnata*, *Abietinaria abietina*, *Hydrallmania falcata*, *Nemertesia antennia*, *Sertularella polyzonias*, *Dynamena pumila*, *Obelia geniculata*), de bryozoaires (*Conopeum reticulum*, *Electra pilosa*), et de quelques individus de *Nephtys longosetosa* et *Asterias rubens*. Cette unité faunistique possède de très faibles diversités et abondances et correspond à un cortège de type sables grossiers ou cailloutis envasés. Ces stations sont situées dans la zone ouest et arrière de l'Avant-Port.
- ⇒ la station **P10**, qui s'isole sur l'axe II, est très pauvre en terme d'effectif et se caractérise essentiellement par des hydrozoaires en faible quantité (*Abietinaria abietina*, *Kirchenpaueria pinnata*, *Sertularia cupressina*), et de rares individus de *Maetra solida*, *Nephtys longosetosa*, *Nereis succinea* et *Capitella capitata*, cortège de sables envasés. Cette station située dans une zone de confinement (arrière de bassin) est également soumise, de façon occasionnelle, à des apports d'eau douce par le biais d'une écluse.

#### ◦ Les bassins

Vingt espèces ont une occurrence >3 sur l'ensemble des stations de l'intérieur du port, dont seulement 2 sont non quantifiables (hydrozoaires, bryozoaires). Mais, là encore, toutes les espèces dénombrables ont été conservées dans les analyses multivariées. Le plan I/II de l'AFC réalisée sur les abondances faunistiques totales des darses et bassins (Fig. 45) montre ainsi l'existence de plusieurs groupes de stations :

- ⇒ Un noyau homogène de 11 stations représente le groupe principal (**B3, B4, B10 à B16, B18 et B21**) caractérisé par une diversité et une abondance importante. On y rencontre *Capitella capitata*, *Polydora ciliata* et des oligochètes associés à *Scolelepis ciliata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Polydora quadrilobata*, *Corbula gibba*, *Nereis succinea*, *Keferstenia perarmata*, *Ophiodromus flexuosus*, *Phyllodoce maculata*, *Cirratulus filiformis*, *Owenia fusiformis*, *Spiophanes bombyx*, *Hydrobia ulvae*, *Portunus arenatus*, *Actinothoe* sp., *Actinia* sp., *Sagartia* sp., *Ciona intestinalis*, *Obelia geniculata*, *Conopeum reticulum*. Les stations B4 (près des appontements céréaliers) et B10 (en fond de darse) se démarquent légèrement au sein de ce groupe de par leur très forte dominance en *Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa* et *Polydora quadrilobata*, B10 étant de surcroît très peu diversifiée (4 espèces dénombrées). La station B3 (située près de B4) diffère légèrement par sa forte abondance en *Polydora quadrilobata*, *Polydora ciliata* et *Corbula gibba*. Les stations B14 et B15, situées au niveau des darses, s'individualisent également par leur grande richesse en oligochètes et en *Polydora ciliata*.
- ⇒ Un deuxième grand groupe, constitué de 7 stations (**B5 à B8, B17, B19, B20**), s'isole sur le plan I/II de l'AFC. Il est essentiellement caractérisé par *Nereis succinea* (9 ind.), *Ophiodromus flexuosus*, *Capitella capitata*, *Cirriformia tentaculata*, *Lanice conchilega*, *Polydora ciliata*, *Abra alba*, *Corbula gibba*, *Sagartia* sp., *Obelia geniculata*, *Eulalia viridis*, *Magalia perarmata*, *Nephtys hombergii*, *Nephtys longosetosa*, *Nereis diversicolor*, *Nerine cirratulus*, *Phyllodoce maculata*, *Arenicola marina*, *Cirratulus filiformis*, *Pectinaria koreni*, *Polydora quadrilobata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Cerastoderma (Cardium) edule*, *Ensis ensis*, *Lutraria lutraria*, *Mytilus edulis*, *Pholas dactylus*, *Crepidula fornicata*, *Actinothoe* sp., *Leucothoe* sp., *Abietinaria abietina*, *Nemertesia ramosa*, oligochètes. Les stations B5, B17 et B19 se démarquent légèrement par leur forte abondance en *Corbula gibba*, surtout B17. Les stations B8 et B20 sont principalement représentées par *Nephtys hombergii* et *Polydora ciliata* et peu de *Capitella capitata*. Quant à B7, *Ophiodromus flexuosus*, *Lanice conchilega*,



a : projection des stations

b : projection des espèces

**Fig. 45** : Plan I/II de l'AFC réalisée sur les abondances faunistiques totales des darses et bassins du port Est de Dunkerque.

- ⇒ *Polydora ciliata*, *Cirriiformia tentaculata* et *Nereis succinea* y sont particulièrement abondantes.
- ⇒ Les stations **B1** et **B2**, situées en arrière du Bassin de Mardyck, s'isolent sur l'axe I par leur abondance en *Nereis succinea* (69 à 100%). B1 est également caractérisée par *Sagartia* sp., *Corbula gibba*, *Nereis diversicolor*, *Nereis zonata*, *Ophiodromus flexuosa*, *Polydora quadrilobata*, *Spio filicornis*, *Cephalothrix rufifrons*, *Lineus* sp., *Pholas candida* et *Obelia geniculata*. On constate ici la présence d'espèces vasicoles supportant les variations de salinité (*Nereis diversicolor*), généralement abondante en estuaire. Elles sont ici caractéristiques des apports d'eau douce important au niveau de la station B1, proche de l'écluse du canal de Dunkerque-Valenciennes. De plus, on remarquera également la présence abondante du petit mollusque bivalve *Corbula gibba*, jusque là très peu décrit dans les ports du littoral du Nord/Pas-de-Calais.
- ⇒ La station **B9**, proche de l'écluse portuaire Charles De Gaulle, est essentiellement caractérisée par *Nephtys hombergii* et *Abra alba* en grande abondance, associées à *Polydora ciliata*, *Pectinaria koreni*, *Nereis succinea*, *Cirriiformia tentaculata*, *Lanice conchilega* et *Nassarius reticulatus*, cortège des sables fins envasés.

La figure 46 illustre la répartition de ces peuplements dans le Port Est de Dunkerque.

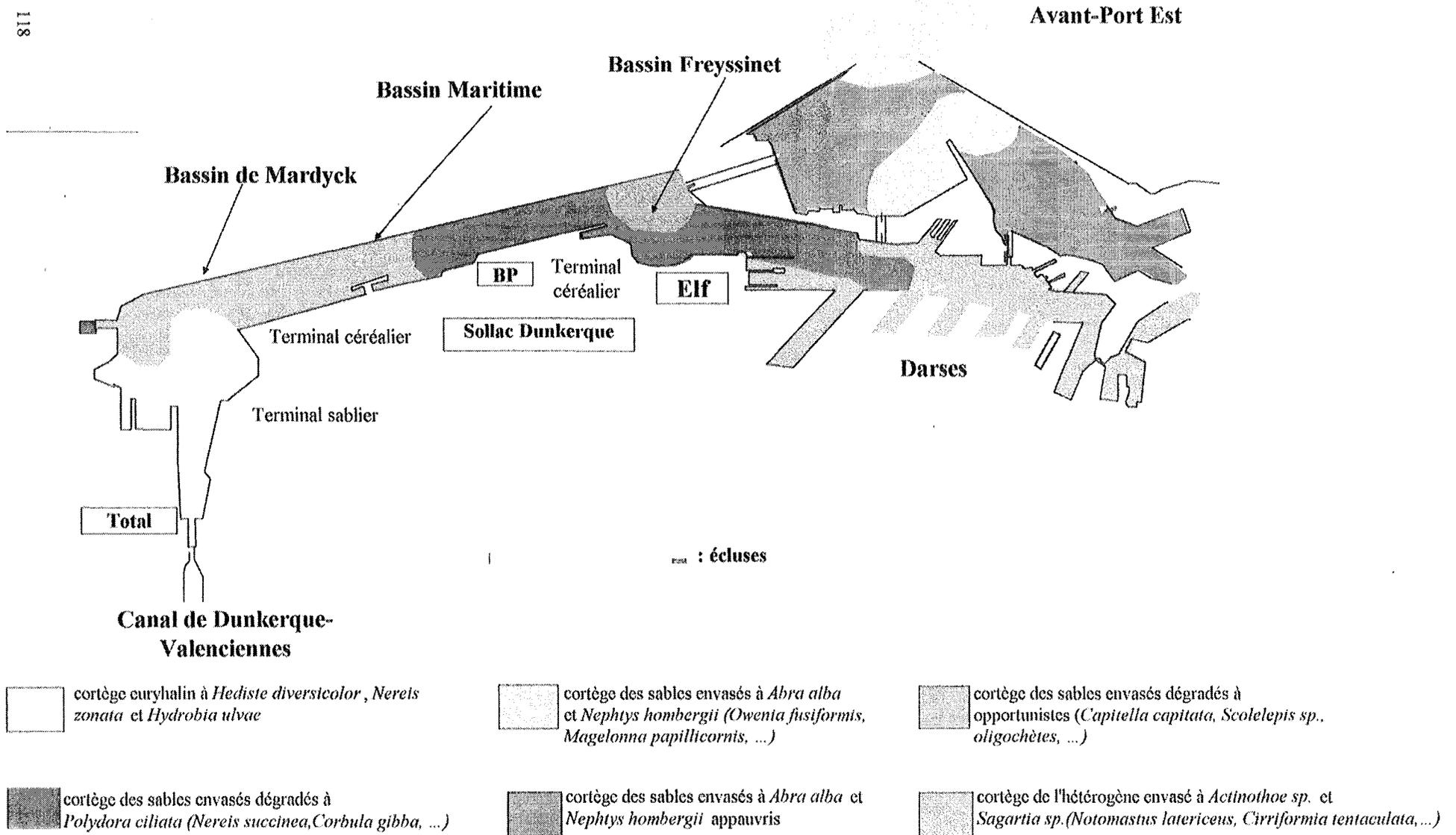
### III-3- Indices biotiques (IBQ)

A partir des abondances relatives de chaque groupe écologique et des principaux paramètres biologiques (abondance, richesse spécifique), il nous a été possible de calculer un indice biotique pour chaque station du port Est. Le schéma de dégradation des structures benthiques (fig. 47) et la carte des indices biotiques (fig. 48) récapitulent les principales informations ainsi obtenues. On voit ainsi, que l'APE présente une gradation allant des zones internes (appauvrie) ou des zones arrières (un peu plus confinées) de l'Avant-Port (IBq 1) jusqu'aux zones extérieures pour ainsi dire saines (IBq 0) (**P1**, **P2**). Quant aux darses et bassins Est, fortement confinés, ils montrent un état de dégradation généralisé et important (IBq 4 à 6), à l'exception du Bassin de Mardyck (**B1**, **B2**, **B17**, **B19**) et des stations **B6** et **B9** (IBq 2 à 3) où débouchent des écluses. Les niveaux de contamination métallique et organique de certaines stations ainsi que les corrélations importantes entre certains paramètres biologiques et physico-chimiques nous permettent ainsi de conclure à une bonne corrélation entre la qualité des sédiments portuaires et l'état des peuplements installés, dont les indices biotiques sont le reflet.

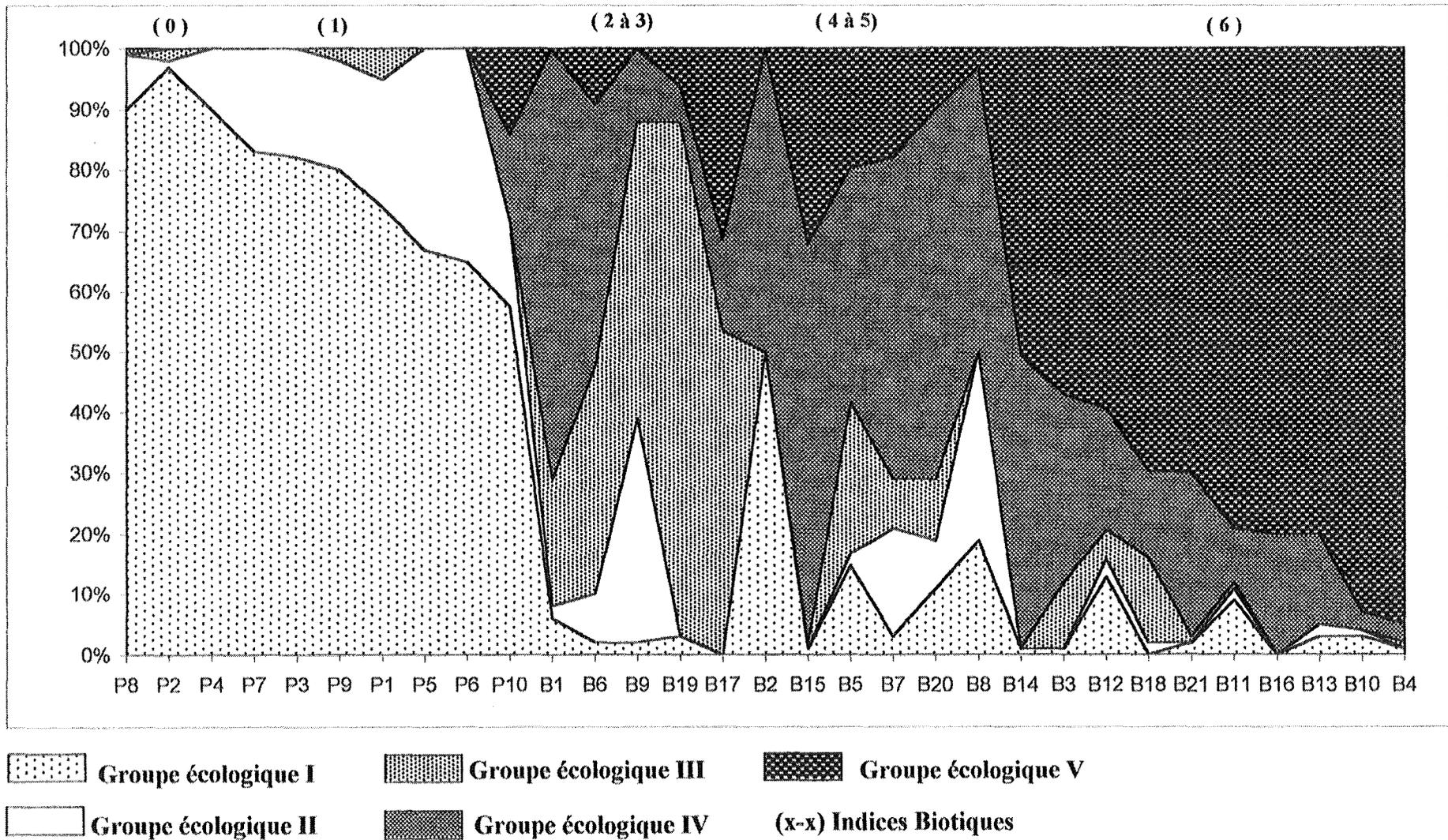
### III-4- Conclusion

Le port Est de Dunkerque se caractérise donc par une richesse spécifique totale importante (70 espèces) pour un assez grand nombre d'individus récoltés (5249 ind. au total). Les densités sont globalement élevées (1690±2920 ind/m<sup>2</sup> en moyenne) et même si l'indice de diversité général est assez faible ( $H' \approx 1,34$ ), il est en accord avec les valeurs habituellement rencontrées dans les vasières (grande abondance et faible diversité). Les cortèges spécifiques trouvés correspondent à des peuplements de sables envasés qui s'expriment différemment (en terme de rapport quantitatifs plus que qualitatifs) en fonction de la composition physico-chimique des sédiments. Mais une analyse plus fine permet de constater un déséquilibre faunistique entre l'Avant-Port Est et les bassins portuaires. En effet, bien que plus confinées, les zones intra-portuaires (bassins, darses) sont spécifiquement plus riches que l'Avant-Port Est.

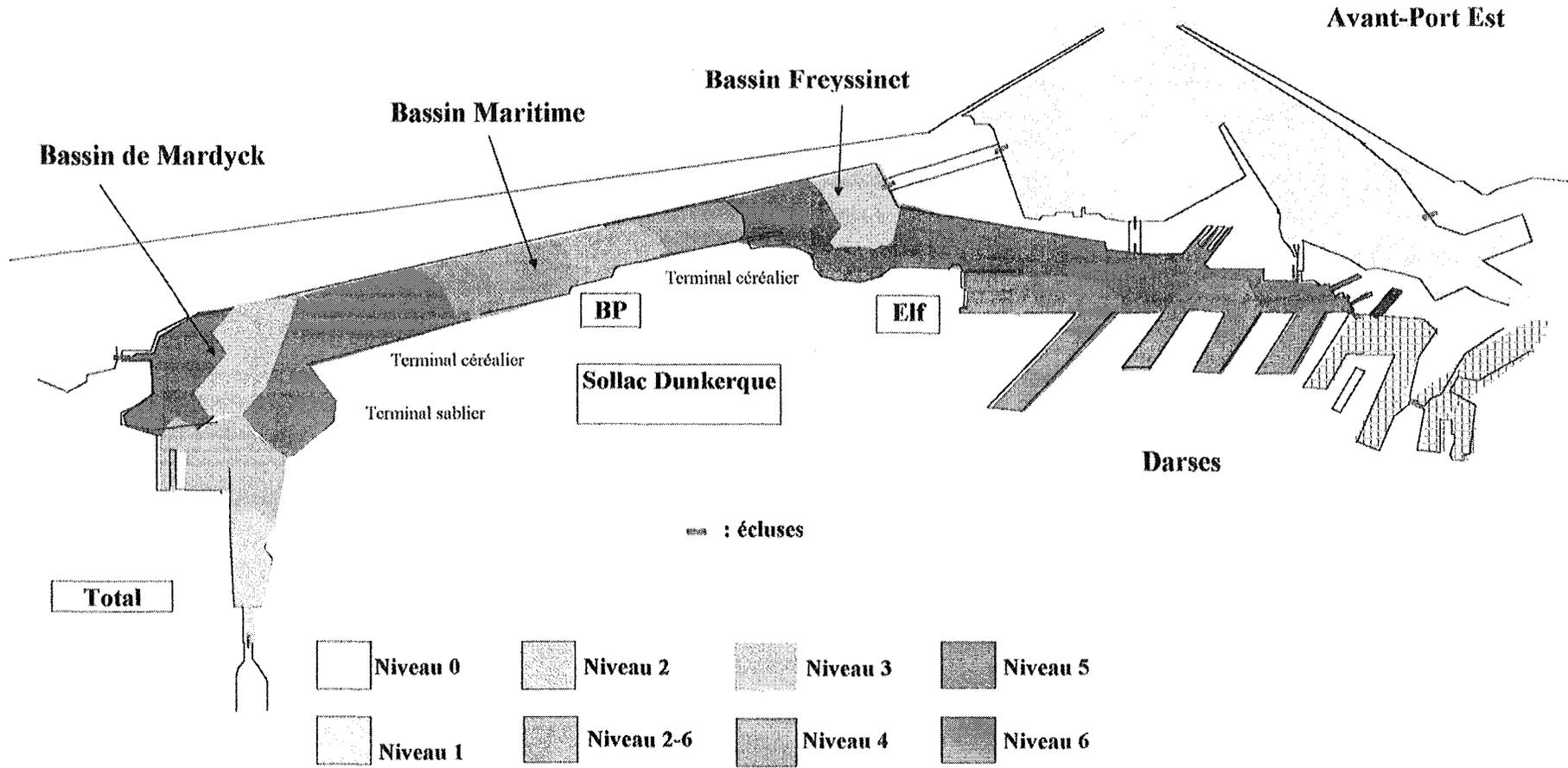
Les avant-ports constituent en effet une zone de transition avec le large. Leurs caractéristiques sédimentaires plus envasées, modérément contaminées par les métaux lourds, plus fortement par les nutriments, limitent considérablement le développement du peuplement côtier à *Abra alba*, qui ne s'exprime plus ici que sous une forme très appauvrie. On le retrouve cependant dès la sortie des jetées. Ainsi, les stations de l'Avant-Port Est et les stations subissant des dragages plus fréquents (zones d'évitage, le long des quais, ...) présentent des teneurs en vases plus importantes. Ces différences expliquent vraisemblablement les valeurs plus faibles de diversité et d'abondance trouvées dans l'APE (près de 10 fois inférieures). En effet, dans l'enceinte des Avant-Ports, les apports hydrosédimentaires, les courants, le trafic maritime et les



**Fig. 46 : Cartographie de la répartition des peuplements benthiques dans le port de Dunkerque.**



**Fig. 47 : Modèle de dégradation des structures benthiques du port Est de Dunkerque**



**Fig. 48:** Répartition des espèces benthiques du port est de Dunkerque en fonction des niveaux de contamination définis par Glémarec et Hily (1981).

travaux d'aménagements portuaires ont pour conséquence directe la disparition de la plupart des espèces côtières, à l'exception de l'annélide polychète *Nephtys longosetosa* et du mollusque bivalve *Mactra solida* (en très faible abondance). Les espèces endobenthiques trouvées, en très faible quantité, sont exclusivement représentées par quelques annélides (10 espèces avec une nette dominance des *Nephtys longosetosa*) et mollusques (4 espèces avec une nette dominance des *Mactra solida*). On observe, associée à ces espèces, la prolifération d'une épifaune sessile très riche principalement constituée d'organismes encroûtants (hydrozoaires) qui colonise le moindre substrat solide du site (cailloux, graviers, débris coquilliers...). Ce cortège, caractérisé par des espèces sensibles (épifaune) et indifférentes, définit un peuplement plutôt caractéristique de l'hétérogène envasé (plus ou moins appauvri) à l'intérieur de l'APE, et des sables envasés à *Nephtys hombergii* à l'extérieur.

La faible ouverture de l'APE sur l'extérieur et sa petite superficie contribue à accentuer le confinement des darses et bassins du port Est, qui ne communiquent avec lui que par 2 écluses. Moins soumis à l'hydrodynamisme marin et aux échanges de masse d'eau, la zone intra-portuaire constitue un écosystème très différent de celui de l'Avant-Port ou du large. Ainsi, les stations des darses et bassins du port Est, de nature sablo-vaseuse à vaso-sableuse, présentent une faune variée, abondante et très différente de celle recensée sur l'APE et dans l'ensemble peu caractéristique des sables envasés (habituellement associés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii*). Seule la station B9, en relation avec l'APE par une écluse, possède un cortège faunistique proche de ce type de peuplement. Les stations purement portuaires (bassins et des darses du port Est) s'individualisent donc par leurs communautés presque exclusivement caractérisées par des annélides polychètes opportunistes. Principalement caractérisés par des *Capitella capitata*, *Polydora ciliata*, *P. quadrilobata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Ophiodromus flexuosus*, ces cortèges faunistiques définissent des sables envasés à néréidés (*Nereis succinea*, *N. zonata*).

De plus, les apports d'eau douce (par les exutoires et les écluses fluviales) créent des zones saumâtres où se développent des espèces euryhalines comme les néréidés (*Nereis (Hediste) diversicolor*, *N. succinea*, *N. zonata*) et les mollusques *Hydrobia ulvae* que l'on rencontre généralement en estuaire, ainsi que de nombreux oligochètes. Le petit mollusque *Corbula gibba* abonde également le long du bassin Maritime et dans le bassin de Mardyck (surtout en B17).

On voit aussi, sur les zones bordant les quais céréaliers (B3, B4), de nombreux petits capitellidés abondants, sans doute du fait des apports organiques liés aux activités cérésières.

Le long des bassins et des darses, on observe un gradient décroissant d'abondance et de diversité du bassin Maritime vers le bassin de Mardyck (exception faite de B1, très influencée par le canal de Valenciennes-Dunkerque), ainsi que du fond des darses (B15) vers le bassin Freyssinet (B9). Les différentes espèces se répartissent le long de ce gradient en fonction de leur exigence écologique. La nature granulométrique du substrat ne contribue que très peu dans cette répartition : des facteurs extrinsèques tels que la salinité, le confinement et la pollution créent de fortes pressions de milieu qui semblent expliquer les évolutions des peuplements (plus quantitatives que qualitatives). Avec leurs peuplements très dégradés où dominent alternativement les opportunistes de 1<sup>er</sup> et 2<sup>ème</sup> ordre, les zones intra-portuaires sont globalement définies par des indices biotiques 4, attestant de la pollution du site.

#### **IV. Discussion partielle**

Cette étude, réalisée en novembre 1996, sur le Port Est de Dunkerque nous a permis d'approfondir l'état des connaissances sur le complexe portuaire de Dunkerque, dont la partie Ouest avait précédemment fait l'objet d'études au sein de notre laboratoire (eg Romont, 1996). Nous avons ainsi pu dresser les caractéristiques générales des sédiments et des peuplements benthiques de cette zone.

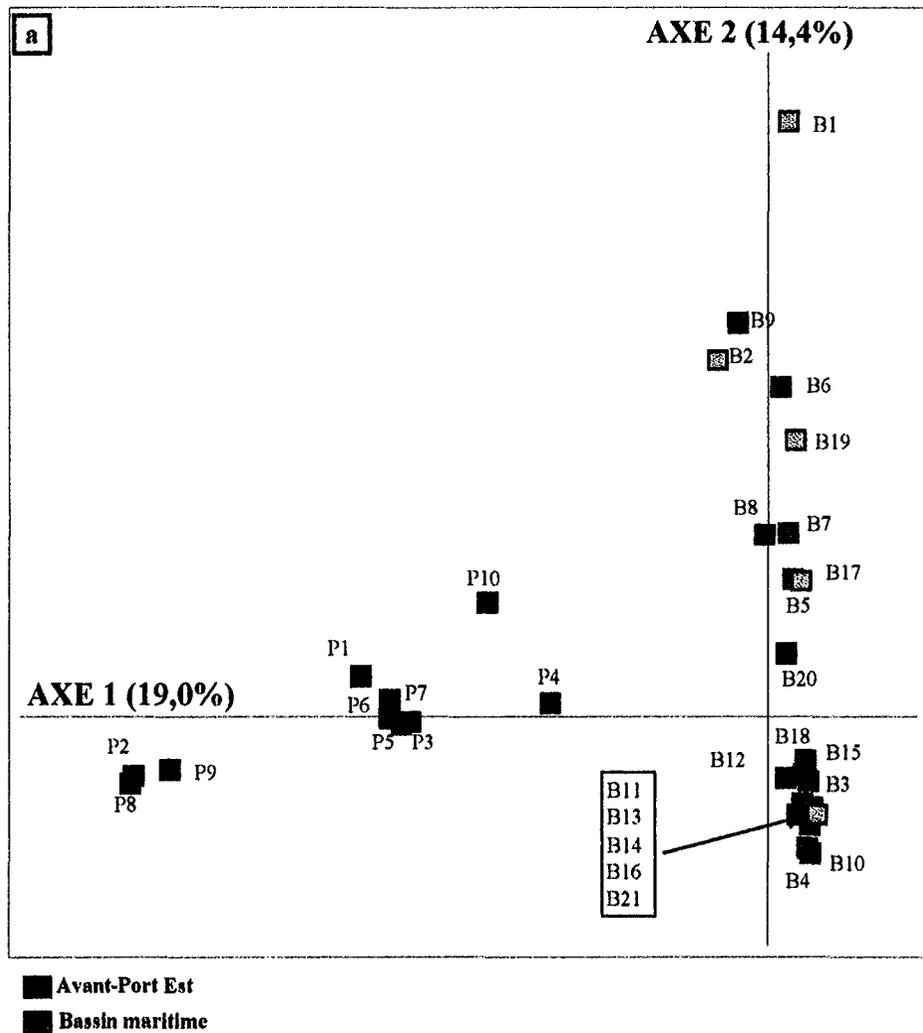
En premier lieu, il nous apparaît impossible de considérer le port de Dunkerque comme un ensemble homogène tant les caractéristiques granulométriques, chimiques et faunistiques diffèrent entre ses Avant-ports et ses bassins, comme en atteste d'ailleurs le double gradient de polluants, superposé au gradient granulométrique, qui marque une contamination différentielle entre l'Avant-Port Est (APE) (teneurs élevées en Al, Fe, Cr, Ni, As, Hg, nutriments) et les darses

et bassins (Cd, Pb, Mn, Zn, Sn, Cu) du port Est de Dunkerque. Cette répartition des éléments métalliques dans le port de Dunkerque, outre le confinement, est vraisemblablement inhérente aux activités industrielles limitrophes des quais (appontements céréaliers, sidérurgies, raffineries...) et à leurs exutoires. On peut ainsi résumer les principales caractéristiques de cette infrastructure :

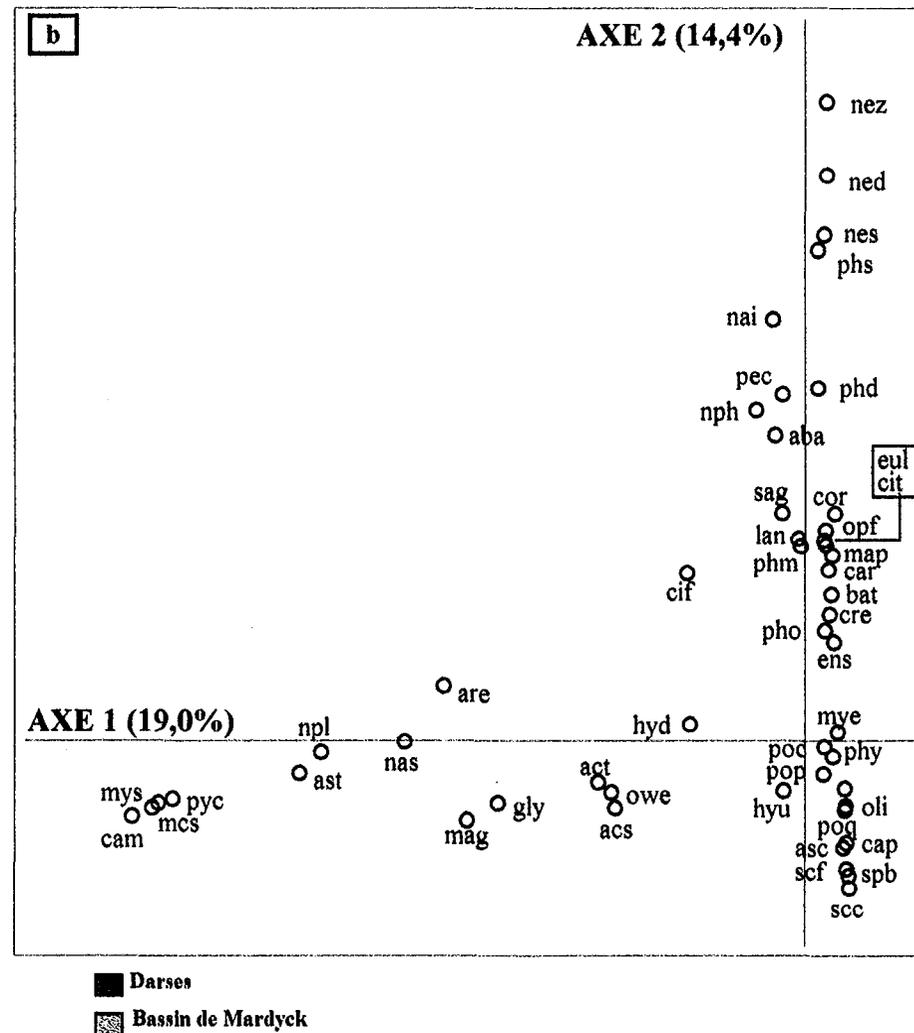
Les sédiments du port Est sont globalement très envasés, puisque constitués à plus de 50% de pélites, et ne possèdent que très peu de fractions sableuses (*cf.* Fig. 35). Les travaux d'entretien tels que les dragages contribuent fortement à cet envasement. En effet, éliminées massivement à chaque campagne de dragage, les particules grossières (sables, cailloutis, ...) laissent peu à peu place à un substrat de substitution, essentiellement composé de particules en suspension d'origine marine. Prises au piège dans l'enceinte portuaire, ces particules, le plus souvent fines, sédimentent au gré des courants. Les cercles d'évitage et les bassins en eaux profondes, dragués plus souvent pour le bon déroulement des activités du port, sont par voie de conséquence généralement plus envasés. Très hétérogène, le port peut-être scindé en deux parties distinctes : un Avant-Port très vaseux et des bassins sablo-vaseux à vaso-sableux. L'ACP réalisée sur les données granulométriques de l'ensemble des stations portuaires (*cf.* Fig. 36 et 42) laisse cependant apparaître un gradient croissant d'envasement à mesure que l'on pénètre dans le port. L'extérieur (P1, P2), modérément envasé (15%), succède très rapidement à une zone fortement vaseuse (85%) (P7, P9). Au sein des zones intra-portuaires, ce gradient s'amenuise. Des stations plus sableuses ou plus hétérogènes se démarquent (B1, B8, B4, B15). Les exutoires urbains et les écluses présents au niveau des bassins semblent créer des turbulences et des zones de calme hydrologique favorisant la sédimentation des particules plus grossières qu'ils charrient, notamment aux abords des quais. Les terminaux sabliers et les quais à pondéreux ajoutent également leurs retombées de particules diverses aux sédiments portuaires (ex : B2, B18). L'ensemble de ces apports contribue ainsi au maintien de zones sablo-vaseuses ou hétérogènes envasées dans des endroits pourtant très confinés et régulièrement dragués.

D'un point de vue chimique, les sédiments du port Est de Dunkerque sont globalement très pollués par les métaux lourds (niveau 1-2 GEODE), la matière organique (COT > 3,3% du poids sec), l'azote (NTK >2400 mg/kg de poids sec) et le phosphore (250 mg/kg de poids sec). Les teneurs en **Pb**, **Zn** et **Cd** y sont particulièrement élevées et inhérentes aux activités industrielles limitrophes des quais (appontements céréaliers, sidérurgie, ...) et à leurs exutoires. Mais, là encore, la répartition des différents contaminants n'est pas homogène puisque l'intérieur du port Est est globalement jusqu'à 10 fois plus pollué que l'APE. La contamination des sédiments portuaires croît le long d'un gradient allant de l'entrée de l'APE jusqu'aux bassins. Cependant, les teneurs en plomb, zinc, étain et cadmium extrêmement élevées sur certaines stations des bassins, notamment B4, ne sont pas uniquement dues aux industries locales. En effet, une péniche de minerais a sombré avec sa cargaison, il y a de cela plusieurs années, dans le bassin maritime (PAD, communication personnelle). En dépit de la bonne corrélation pélites/métaux habituellement reconnue, les zones les plus contaminées du port Est de Dunkerque ne sont pas nécessairement les plus vaseuses. La proximité directe des émissaires polluants le long des bassins explique probablement ce fait. Les zones ouvertes (APE) ou en rapport avec des écluses et exutoires peu pollués (bassin de Mardyck, bassin Freyssinet) sont moins contaminées que les zones les plus confinées (bassin Maritime et darses), justifiant ainsi la décroissance du gradient de pollution le long du bassin Maritime jusqu'au bassin de Mardyck.

Dans l'ensemble, le port Est présente une biodiversité assez pauvre avec une tendance très nette à la dominance d'espèces opportunistes : la diversité spécifique est toujours inférieure à 3 avec des indices d'équitabilité inférieurs à 0,5 (sauf en P1 et P7). Les stations des darses et bassins sont nettement plus riches que celles de l'Avant-Port, notamment les stations B5 à B8 (les plus riches). Seules les stations situées à l'entrée de l'APE (P1 et P2) se démarquent par une richesse spécifique plus importante. Il est, de fait, possible d'identifier plusieurs cortèges qui diffèrent beaucoup entre l'intérieur du port, plus confiné (bassins, darses) et l'Avant-Port, soumis davantage aux phénomènes hydrodynamiques (houle, courant, ...), comme en atteste l'AFC réalisée sur l'ensemble des données faunistiques portuaires (Fig. 49). Les stations situées à



a : projection des stations



b : projection des espèces

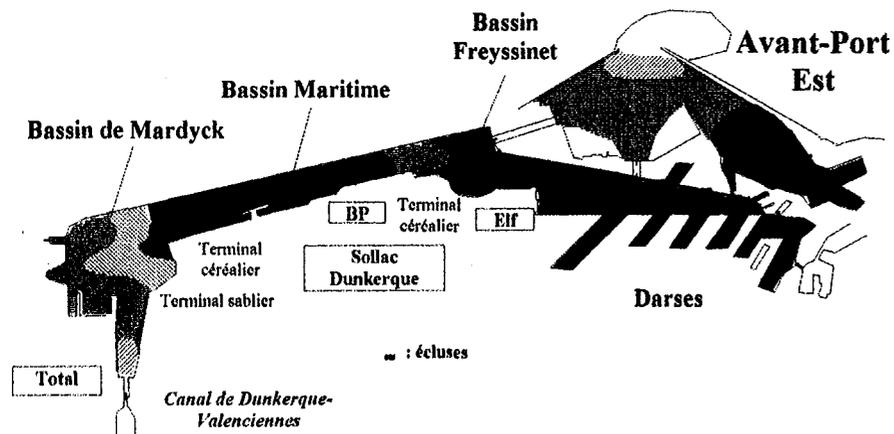
**Fig. 49** : Plan I/II de l'AFC réalisée sur les abondances faunistiques totales de l'APE, des darses et bassins du port Est de Dunkerque.

l'embouchure de l'Avant-Port (P1, P2) se démarquent par leur faune plus sablicole, très proche du peuplement côtier à *Abra alba*. Les stations P8 et P9, à l'arrière de l'Avant-Port, sont assez proches des stations d'embouchure d'un point de vue faunistique. Dans l'enceinte de l'Avant-Port, les apports hydrosédimentaires, les courants, le trafic maritime et les travaux d'aménagements portuaires ont pour conséquence directe la disparition de la plupart des espèces côtières, à l'exception de *Nephtys longosetosa*, et la prolifération des organismes coloniaux encroûtants. La typologie sédimentaire et les travaux d'entretien expliquent certainement les différences biosédimentaires du port Est. L'APE, de petite superficie, subit un envasement très important nécessitant des travaux de dragage réguliers afin d'en maintenir le tirant-d'eau constant. La conséquence directe de ces travaux est le maintien de sédiments très vaseux sur ce site, au niveau duquel subsiste un faible pourcentage de cailloutis. Les dragages très fréquents ont abouti à une défaunation quasi-totale au niveau benthique. Ne se maintiennent sur le site que les espèces encroûtantes (bryozoaires, hydrozoaires), souvent considérées comme des espèces pionnières, et qui prolifèrent au niveau des quelques cailloux restants. Seules une espèce de mollusque (*Macra solida*) et une espèce d'annélide (*Nephtys longosetosa*) résistent aux dragages et se maintiennent, mais en faible abondance.

Au niveau des bassins et des darses, la biodiversité est plus importante et quelques espèces d'annélides polychètes opportunistes prédominent : *Capitella capitata*, *Polydora ciliata*, *P. quadrilobata*, *Scolelepis sp.*, ... Les importants teneurs en nutriments, principalement les enrichissements en matière organique liés, entre autre, aux activités céréalières du port, justifient vraisemblablement la présence de ces espèces (notamment à proximité des terminaux céréaliers (B3, B4) et des exutoires urbains), comme différents auteurs l'ont déjà établis dans d'autres ports (eg GLEMAREC *et al.*, 1980; GLEMAREC & HILY, 1981, 1997 ; BELLAN & BOURCIER, 1990). Mais on y trouve également des *Nereis succinea*, *Corbula gibba*, *Abra alba* et *Obelia geniculata*.

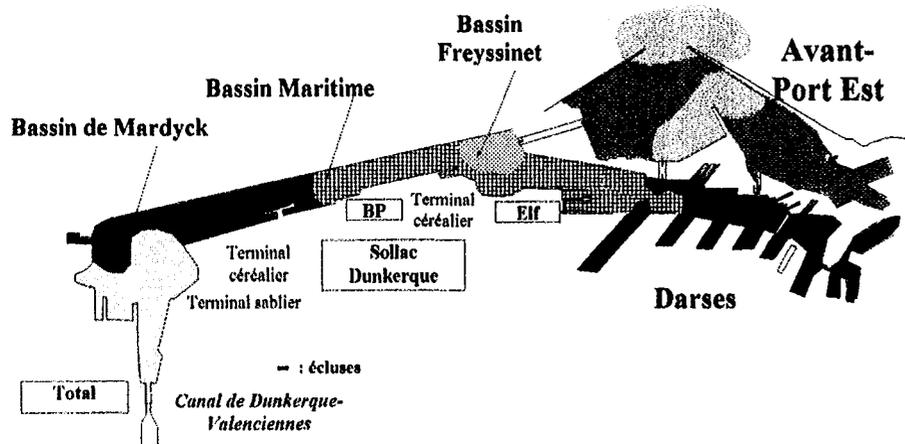
La communauté des sables envasés à *Nephtys hombergii* et *Abra alba*, très répandue sur la côte et encore identifiable dans l'Avant-Port Est, a totalement déserté l'intérieur du port (sauf à proximité des écluses le reliant à l'APE au bassin Freyssinet). S'y substitue une succession de cortèges faunistiques perturbées, de l'est vers l'ouest, dont l'abondance et la richesse spécifique s'échelonnent le long d'un gradient décroissant de contamination, de confinement et de salinité qui prévaut ici sur les facteurs d'envasement dans la structuration des communautés portuaires. Les apports d'eau douce et d'eau usée dans les bassins (par les exutoires et les écluses fluviales) créent, outre des modifications sédimentaires, des zones fortement saumâtres où se développent des espèces euryhalines comme des annélides polychètes néréidés (*Nereis (Hediste) diversicolor*, *N. succinea*, *N. zonata*) et des mollusques (*Hydrobia ulvae*) que l'on rencontre communément en estuaire, ainsi que de nombreux oligochètes. Des nombreux travaux en zone estuarienne méditerranéenne ou en Bretagne (BELLAN et STORA, 1976 ; HILY, 1983, 1984 ; STORA et ARNOUX, 1983 ; HILY *et al.*, 1986 ; BELLAN et BOURCIER, 1990) ont déjà montré la grande influence de ces intrusions d'eau douce sur la structure des peuplements benthiques, et corroborent nos observations.

Le facteur d'envasement, souvent décrit comme un des principaux éléments pouvant modifier la structure des communautés et provoquer la diminution de la richesse spécifique, ne semble pas être dans le port Est la cause majeure de ségrégation. Un gradient chimique, associé à un gradient de confinement et de salinité, prime sur ce gradient granulométrique. Fortement dégradé, l'écosystème du port de Dunkerque est ainsi caractérisé par un indice biotique global de 4 (avec des indices biotiques échelonnés de 1 à 7) (cf. Fig. 47). Les espèces les plus sensibles ont ainsi totalement déserté les zones intérieures du port. Seules y persistent des espèces indifférentes (peu abondantes), des espèces tolérantes et des espèces opportunistes (prolifériques) (cf. Fig. 48). La figure 50 récapitule ses informations. La carte des indices biotiques y est cependant simplifiée pour faciliter la lecture de l'illustration.



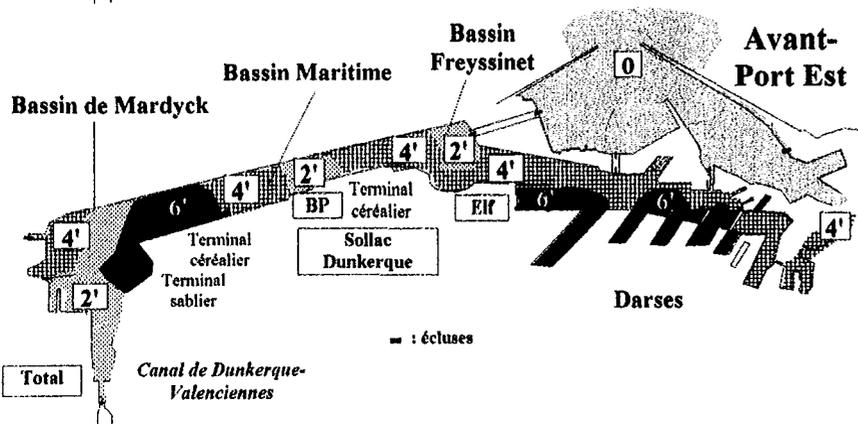
- Absence de contamination métallique
- Contamination métallique faible
- Contamination métallique moyenne
- Contamination métallique importante
- Contamination métallique très importante

**Fig. 50-a :** Cartographie des contaminations métalliques et organiques mesurées dans le port de Dunkerque (selon les valeurs GEODE).



- cortège des sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii* (*Owenia fusiformis*, *Magelonna papillicornis*, ...)
- cortège des sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii* appauvris
- cortège de l'hétérogène envasé à *Actinothoe sp.* et *Sagartia sp.* (*Notomastus latericeus*, *Cirriformia tentaculata*, ...)
- cortège euryhalin à *Hediste diversicolor*, *Nereis zonata* et *Hydrobia ulvae*
- cortège des sables envasés dégradés à *Polydora ciliata* (*Nereis succinea*, *Corbula gibba*, ...)
- cortège des sables envasés dégradés à opportunistes (*Capitella capitata*, *Scolecopsis sp.*, *oligochètes*, ...)

**Fig. 50-b :** Cartographie de la répartition des peuplements benthiques dans le port de Dunkerque.



- Niveau 0 à 1
- Niveau 4 à 5
- Niveau 2 à 3
- Niveau 6 à 7

**Fig. 50-c :** Cartographie des indices biotiques pour le port de Dunkerque, calculés à partir des principaux paramètres biologiques (abondance, richesse spécifique, groupe écologique).



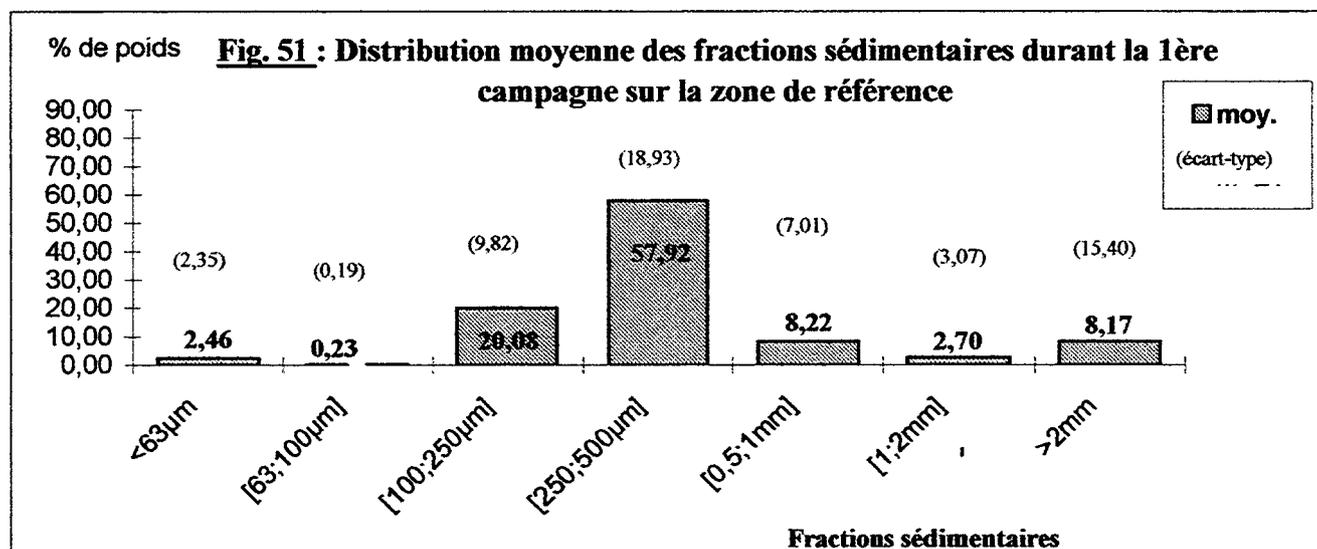
Chapitre 2 :  
La zone de référence.

## I - Analyses granulométriques

Les résultats présentés ci-après correspondent aux travaux réalisés lors de la première campagne sur la zone de référence, du 9 au 10 octobre 1995 (**campagne ZRF1**). Une analyse des données de la seconde campagne (**campagne ZRF2**), qui s'est déroulée du 6 au 7 avril 1996, complète ces premières informations.

### I-1 - Analyse des données brutes

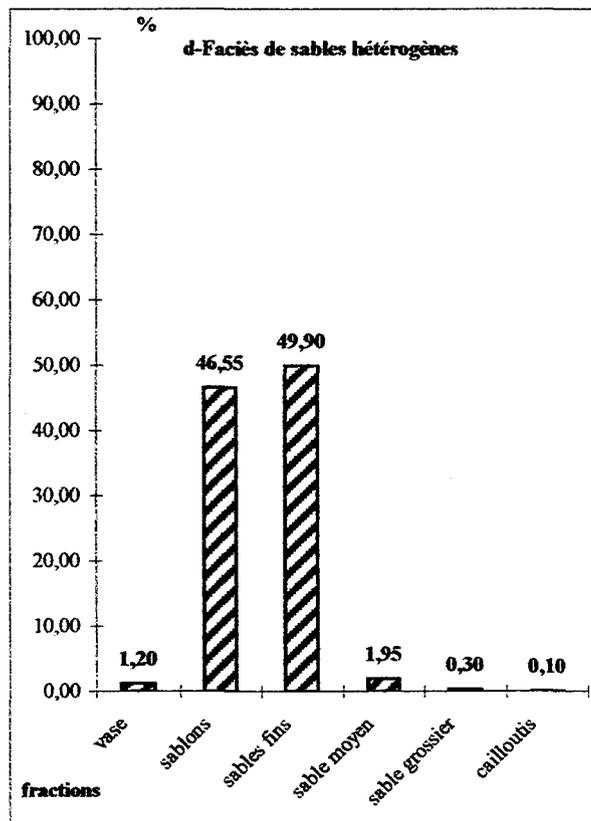
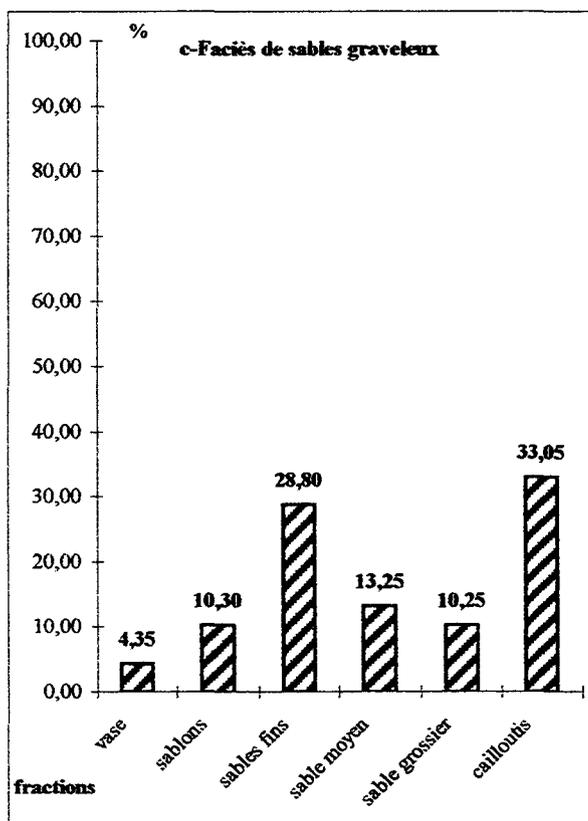
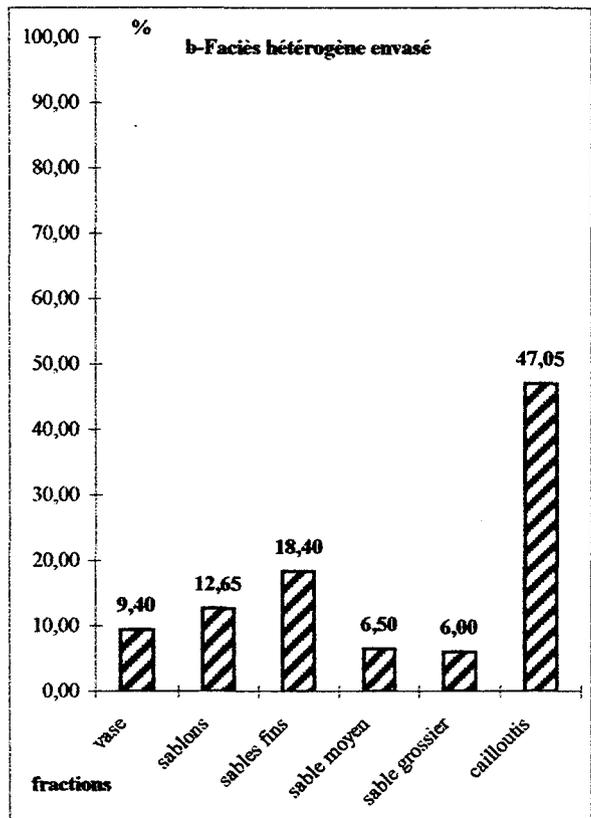
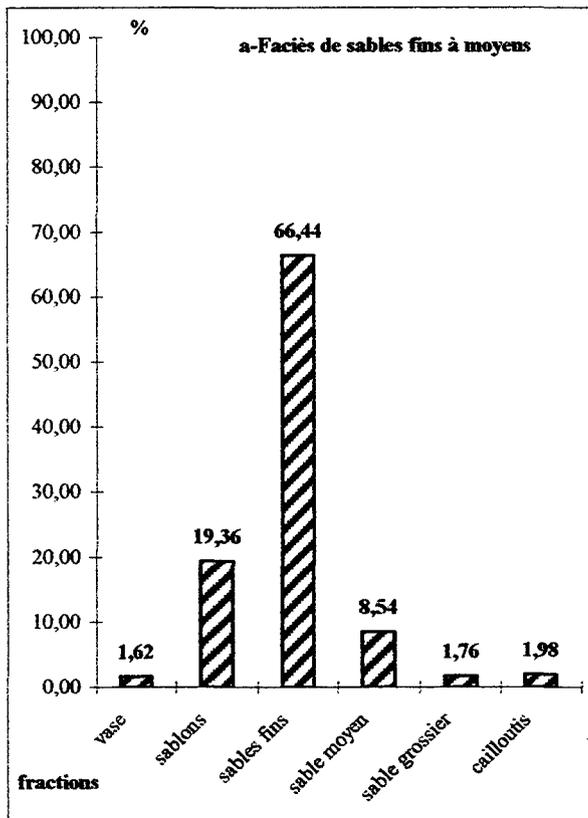
La zone de référence a été choisie en fonction de données bibliographiques, afin d'avoir un exemple précis des faciès granulométriques caractéristiques de la région étudiée, à notre échelle d'observation et en dehors des zones d'influence des rejets de dragage.



Les différentes classes granulométriques des sédiments trouvés sur cette zone sont présentées dans le **tableau 53 (Annexes B)**. A hauteur de cette zone de référence, les échantillons sédimentaires sont majoritairement sableux ( $58 \pm 19\%$  en moyenne), comme le montre l'histogramme de la distribution moyenne des fractions sédimentaires (**Fig. 52**). L'analyse de ces données montre également une assez grande **homogénéité sédimentaire** de la zone d'étude. De plus, les teneurs en pélites y sont très faibles ( $2,5\%$  en moyenne) et seule une station excède les  $5\%$  (**R9**). On constate néanmoins l'existence de **4 zones** distinctes d'un point de vue sédimentaire et sur lesquelles nous allons nous attarder maintenant :

► une zone de *sables fins à moyens*, sur la majorité des stations (9/12 stations), caractérisée par avec un grain médian moyen de l'ordre de  $342 \mu\text{m}$  (typique des sables dunaires :  $200-400 \mu\text{m}$ ). Ces stations sont soit **très bien classées** (R1, R2, R3, R4, R5, R6, R7) soit **bien classées** (R8, R11). On voit ainsi que l'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces 9 stations (**fig. 52 - a**) est unimodal. Les sables fins et les sablons y représentent les fractions majoritaires. Le taux de pélites est en moyenne très faible et n'excède jamais les  $2,3\%$ . Ces deux classes granulométriques réunies donnent entre  $67$  et  $98\%$  ( $86\%$  en moyenne) du poids total et varient en proportions suivant les stations, en particulier du fait des variations de l'abondance relative des sables moyens à grossiers et des sablons :

⇒ les stations les plus sableuses (**R1, R2, R3, R4, R5, R6**) possèdent des teneurs moyennes, respectivement en sables fins et en sablons, de  $73\%$  et de  $19,4\%$  (sables fins :  $71$  à  $77\%$  et sablons :  $15$  à  $27\%$ ) et de fractions supérieures à  $500\mu\text{m}$  de  $6\%$  en moyenne (de  $0,7$  à  $13,25\%$ ). Elles sont situées près d'un banc de sable (*Dyck Occidental*) et présentent les caractéristiques typiques des sables fins,



**Fig 52 : Histogrammes moyens de distribution des classes granulométriques dans les principales structures sédimentaires de la zone de référence (ZRF1).**

- ⇒ les stations possédant une proportion importante de sables moyens à grossiers (**R7, R8, R11**) montrent des teneurs en sables fins de l'ordre de 54% (de 48 à 60%) ; de sablons d'environ 19% (de 13 à 26%) et de fractions supérieures à 500µm de 25% en moyenne (de 14 à 39%). La station **R5** présente des valeurs de transition entre les sables fins et les sables moyens à grossiers. Ces stations sont davantage caractéristiques des sables dunaires.
- ▶ une zone de *sables hétérogènes envasées* localisée sur la station **R9**, qui possède un grain médian de l'ordre de 1400 µm (typique des sables grossiers :1-2mm). Elle est **faiblement classée** et se situe très près du chenal d'accès de l'Avant-Port Ouest. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de cette station (**fig. 52 - b**) est ici bimodal. La fraction majoritaire de cette distribution correspond aux sables graveleux. On note aussi que les teneurs en pélites sont de l'ordre de 10% et que toutes les autres fractions sédimentaires sont dans l'ensemble assez bien représentées.
  - ▶ une zone de *sables graveleux*, caractéristique de la station **R10**, dont le grain médian est de l'ordre de 720 µm (typique des sables moyens :0,5-1mm) et qui est **faiblement classée**. Elle se situe près du chenal d'accès de l'Avant-Port Ouest. L'histogramme moyen des distributions sédimentaires (**fig. 52 - c**) est bimodal. Globalement, les teneurs en graviers et cailloutis y sont les plus élevées, associés aux sables moyens et grossiers et aux sables fins. Les taux de sablons et de pélites y sont faibles. Les caractéristiques de cette station sont donc en fait assez proches de celles de la station R9, au pourcentage de pélites près.
  - ▶ une zone de *sables hétérogènes* représentant la station **R12**, avec un grain médian typique des sables fins. Elle est **bien classée**. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de cette station (**fig. 52 - d**) ne permet pas réellement de dégager une classe modale puisque deux classes présentent des teneurs assez proches : les sablons (46,5% du poids total) et les sables fins (49,9%). Les autres fractions sédimentaires sont presque inexistantes et se situent entre 0,1 et 2%.

La **tableau 54** rappelle de façon synthétique ces différents résultats.

Faciès	Stations concernées	Grain médian moyen (Q2 en µm)	Classement du sédiment	Type de distribution	Fractions modales (en gras) et caractéristiques des sédiments
Sables fins à moyens	de R1 à R8 et R11 (n=9)	342 µm	TBC à BC	unimodale	<b>SF</b> (66%±10%) ; <b>Sb</b> = 19 ± 4,8% ; <b>SM-SG</b> = 10,3% ; <b>C</b> = 2% ; <b>V</b> = 1,6 ± 0,4%
Hétérogènes envasés	R9	1400 µm	FC	bimodale	<b>C</b> (47%) ; <b>SF</b> = 18,4% ; <b>Sb</b> = 12,7% ; <b>V</b> = 9,4% ; <b>SM-SG</b> = 12,5% ;
Sables graveleux	R10	720 µm	FC	bimodale	<b>C</b> (33%) ; <b>SF</b> = 29% ; <b>SM-SG</b> = 24% ; <b>Sb</b> = 10,3% ; <b>V</b> = 4,4%
Sables hétérogènes	R12	260 µm	BC	unimodale	<b>SF</b> (49,9%) ; <b>Sb</b> = 46,5% ; <b>SM-SG</b> = 2,25% ; <b>V</b> = 1,2% ; <b>C</b> = 0,1%

TBC : très bien classé ; BC : bien classé ; FC : faiblement classé ; SF : sables fins (250-500µm) ;  
Sb : sablons (63-250µm) ;  
V : pélites (<63µm) ; SM-SG : sables moyens à grossiers (500µm à 2 mm) ; C : cailloutis (> 2mm)

**Tab. 54 : Récapitulatif des données sédimentaires brutes pour chaque faciès de la zone de référence.**

## I-2- Dendrogramme

Le dendrogramme réalisé sur ces données (fig. 53) a montré l'existence :

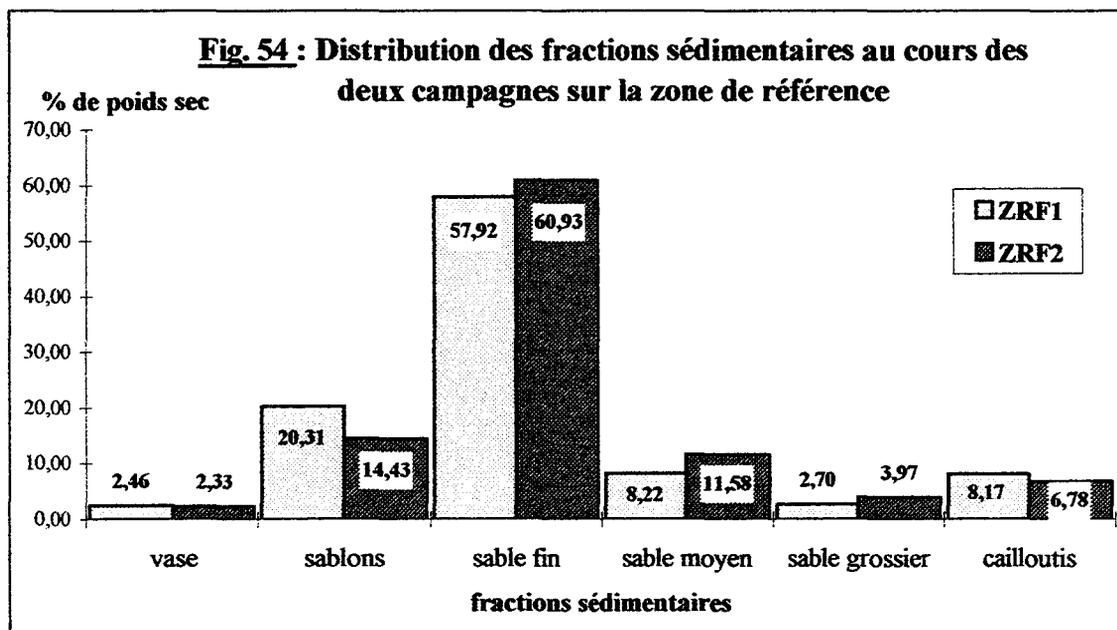
- ▶ d'un groupe principal regroupant les faciès sableux et constitué de 3 sous-unités :
  - ⇒ A1, formée des stations R1, R2 et R3, principalement de sables fins et de sablons ;
  - ⇒ A2, formée des stations R4, R5 et R6, de sables fins et sables moyens ;
  - ⇒ A3, constituée des stations R11, R7 et R8 de sables moyens, qui se rattache un peu plus tardivement aux deux sous-unités ;
- ▶ à ce grand groupe vient se rattacher ensuite la station R12 caractérisée par un faciès de sables hétérogènes (sables fins et sablons en proportions équivalentes).
- ▶ puis un deuxième groupe se dégage du dendrogramme, isolant ainsi deux stations (R9, R10), caractérisées par un faciès plus grossier légèrement envasé.

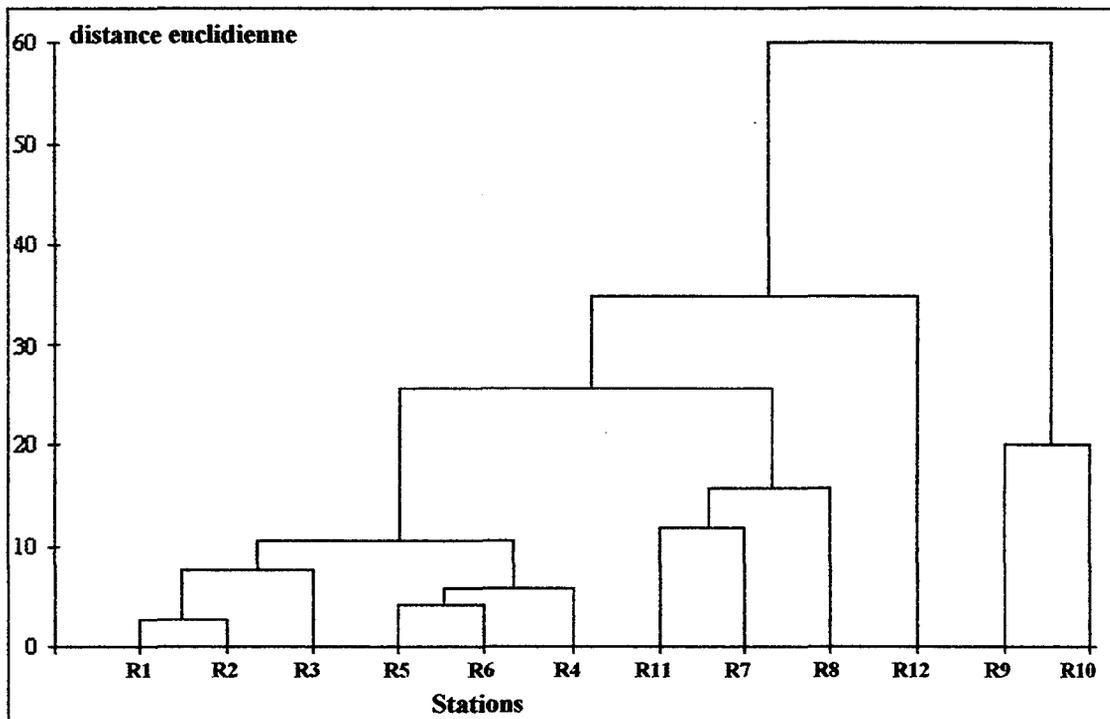
Sur cette zone relativement homogène et très caractéristique des lithofaciès régionaux, le dendrogramme ne dégage donc qu'un seul groupe sédimentaire majoritaire de **sable fins à moyens propres**, auquel viennent se greffer des stations de **sables hétérogènes** essentiellement perturbées par l'hydrodynamisme du chenal d'accès de l'Avant-Port Ouest. Ces résultats corroborent donc ceux qui s'étaient dégagés de l'analyse des données brutes, à savoir :

- ▶ d'une part, la grande **homogénéité** de cette zone d'étude ;
- ▶ d'autre part, la nature sédimentaire de la zone, essentiellement de sables fins à moyens, en accord avec les données bibliographiques des faciès du détroit du Pas-de-Calais (Prygiel *et al.*, 1988 ; Sanvicente-Anorve *et al.*, 1996) et très peu envasée ;
- ▶ 3 stations se démarquent de ce groupe du fait de leurs caractéristiques sédimentaires plus hétérogènes : la station R12 (sables hétérogènes) et les stations R9 et R10 (sables graveleux plus ou moins envasés), somme toute assez semblables.

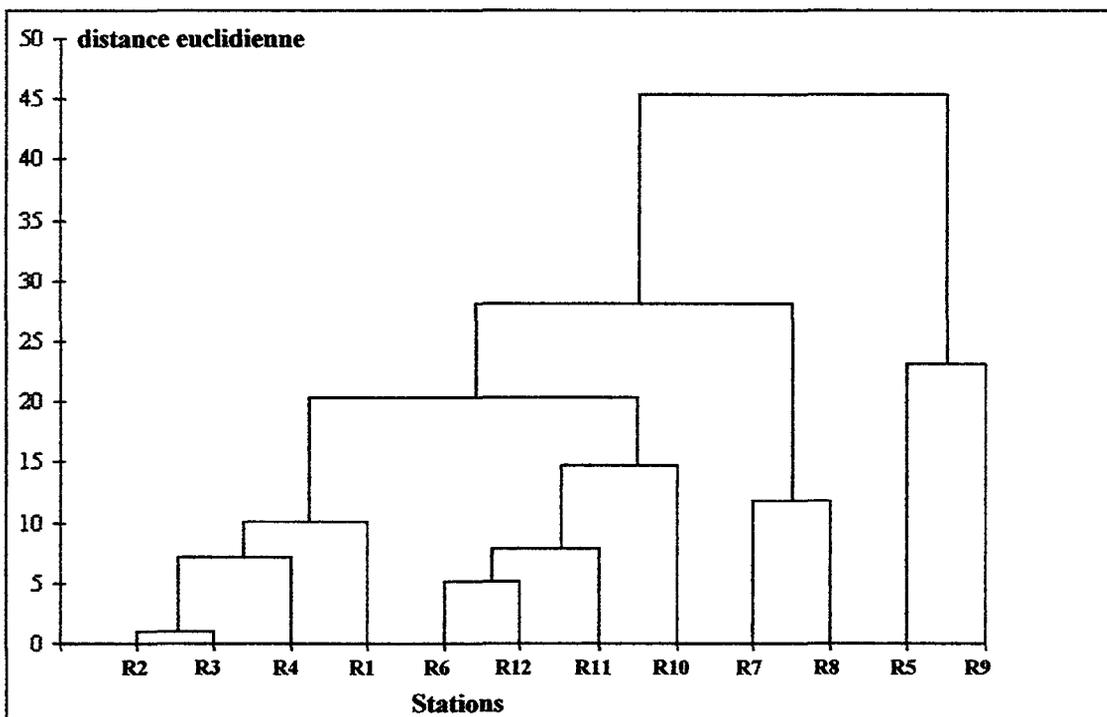
## I-3- Apports de la seconde campagne

La seconde campagne (ZRF2) confirme les premiers résultats granulométriques, sans laisser apparaître de différences statistiques notables quant aux proportions des différentes classes sédimentaires, comme le montre la figure 54, si ce n'est au niveau des sablons (plus importants lors de ZRF1).

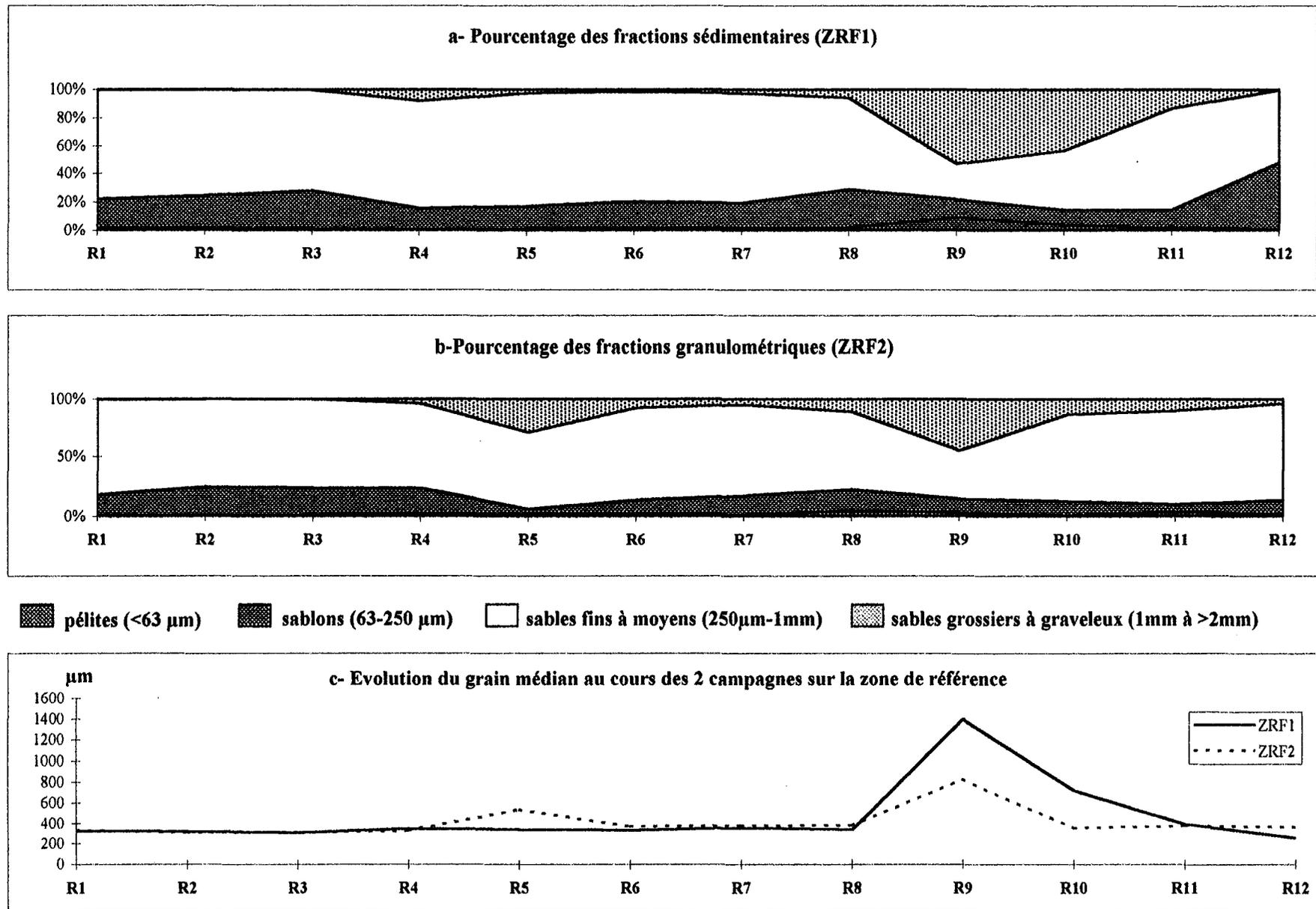




**Fig. 53 :** Dendrogramme réalisé à partir des données granulométriques de la première campagne sur la zone de référence (ZRF1).



**Fig. 56 :** Dendrogramme réalisé à partir des données granulométriques de la seconde campagne sur la zone de référence (ZRF2).



**Fig. 55 : Evolution des paramètres granulométriques au cours des deux campagnes sur la zone de référence**

Comme lors de la campagne précédente, les faciès sédimentaires sont majoritairement définis par des sables fins à moyens propres (61% en moyenne), et attestent à nouveau de la grande **homogénéité** de la zone. Les teneurs en vases y sont très faibles (2,3% en moyenne), à l'exception d'une station qui excède légèrement les 5 % de vase (**R8**, station sablo-vaseuse), et seules les stations **R5** et **R9** se démarquent, comme précédemment, par leurs caractéristiques de sable graveleux (24%). La **figure 55** représente l'évolution des différents pourcentages granulométriques au cours de ces deux campagnes. Le dendrogramme réalisé sur ces données (**fig. 56**) rassemble donc, comme précédemment, la majorité des stations selon un gradient décroissant de leur teneur en sables fins (R2, R3, R4, R1 / R12, R6, R11, R10 / R7, R8) et démarque les stations **R5** et **R9** du fait de leurs caractéristiques plus grossières. Un examen détaillé des fractions sédimentaires rassemblées en trois classes (Fines, Sables fins à moyens, Sables grossiers) laisse apparaître une grande **homogénéité** statistique des échantillons, (au seuil 5%,  $Khi^2=[19,68]$  ; au seuil 1%,  $Khi^2=[24,72]$  avec  $ddl=11$ ). Ainsi, seules 2 stations sont statistiquement différentes d'un point de vue granulométrique, sur l'ensemble des 12 stations de la zone de référence : les stations **R9** et **R10**, caractérisées par un pourcentage de sable graveleux supérieur à 40%, de faibles teneurs en sables fins et un pourcentage de fraction fine de l'ordre de 5%. Dans une moindre mesure, la station **R5** se démarque également statistiquement.

#### I-4- Conclusion

Les sédiments de la zone de référence sont homogènes, très caractéristiques des faciès granulométriques décrits dans la région (Prygiel *et al.*, 1988 ; Sanvicente-Anorve *et al.*, 1996), et relativement stables dans le temps. Leur cartographie (**fig. 57**) ne laisse apparaître que 2 faciès distincts : des **sables fins à moyens propres**, de type dunaires, sur la plus grande surface et, ponctuellement, quelques stations de **sables plus grossiers** (sables grossiers à graveleux), parfois légèrement envasées (de 5 à 9 % maximum), et essentiellement perturbées par l'hydrodynamisme du chenal d'accès de l'Avant-Port Ouest. Ces sédiments sont pour l'ensemble bien ou très bien classés à l'exception des stations graveleuses (faiblement classées). L'étude des dendrogrammes confirme ce classement en ségrégeant l'ensemble des stations selon un gradient décroissant de leur pourcentage de sables fins, dont se démarquent uniquement les stations de granulométrie grossière (**R9** et **R5**). L'envasement, presque négligeable de cette zone (<2%), n'est pas un facteur ségrégeant de l'analyse. Ainsi, exceptés les effets de l'hydrodynamisme du chenal d'accès de l'Avant-Port Ouest, qui borde l'extrémité sud de ce site, aucune perturbation n'est observable au niveau de la structure sédimentaire de cette zone, qui est hors influence des immersions portuaires et qui à juste titre nous sert donc de référence.

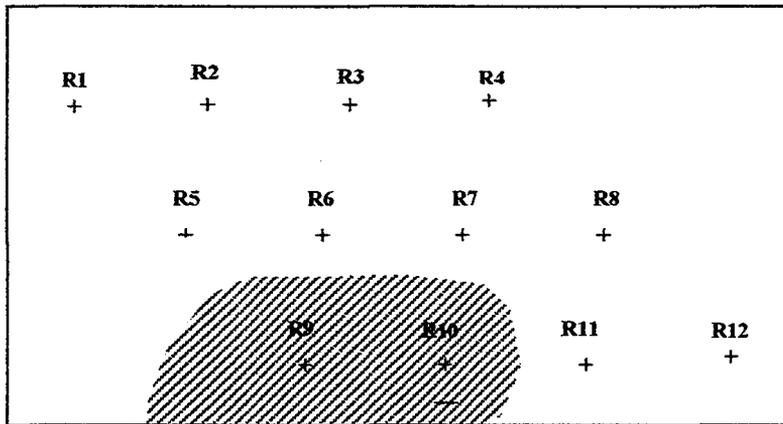
## II- Résultats des dosages en métaux lourds et en azote, phosphore et carbone organique (NTK, P, COT) réalisés sur la fraction sédimentaire <2mm.

### II-1 Analyse des données brutes

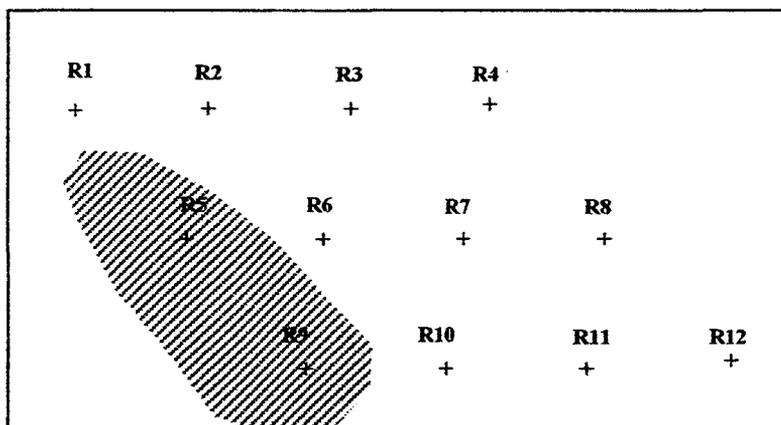
#### II-1-1- Teneurs en métaux lourds

Les résultats des dosages de métaux lourds en torche à plasma sur les échantillons de la première campagne sont présentés dans le **tableau 55 (Annexes B)**. L'analyse des valeurs mesurées laisse apparaître plusieurs points importants :

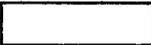
- ▶ toutes les teneurs en Ni et Cd sont inférieures au seuil de détection de l'appareil de mesure dont le seuil de sensibilité pour ces métaux est de l'ordre de **0,05 ppm**. Les teneurs mesurées sur la zone de référence, en ces deux éléments sont donc <0,05 mg par kg de sédiment sec.
- ▶ Les teneurs médianes et moyennes de tous les métaux sont relativement faibles comme le montrent la **figure 58**, et très proches des teneurs naturelles mesurées dans les sédiments (*cf. Tab. 9*).
- ▶ Elles sont toutes de beaucoup inférieures à la fois aux teneurs mesurées dans les vases portuaires d'origine (*cf. tab. 14 et 15*) et aux valeurs de bruit de fond géologique servant de référence au groupe GEODE (*cf. tab. 22*).



**Zone de référence (ZRF1)**

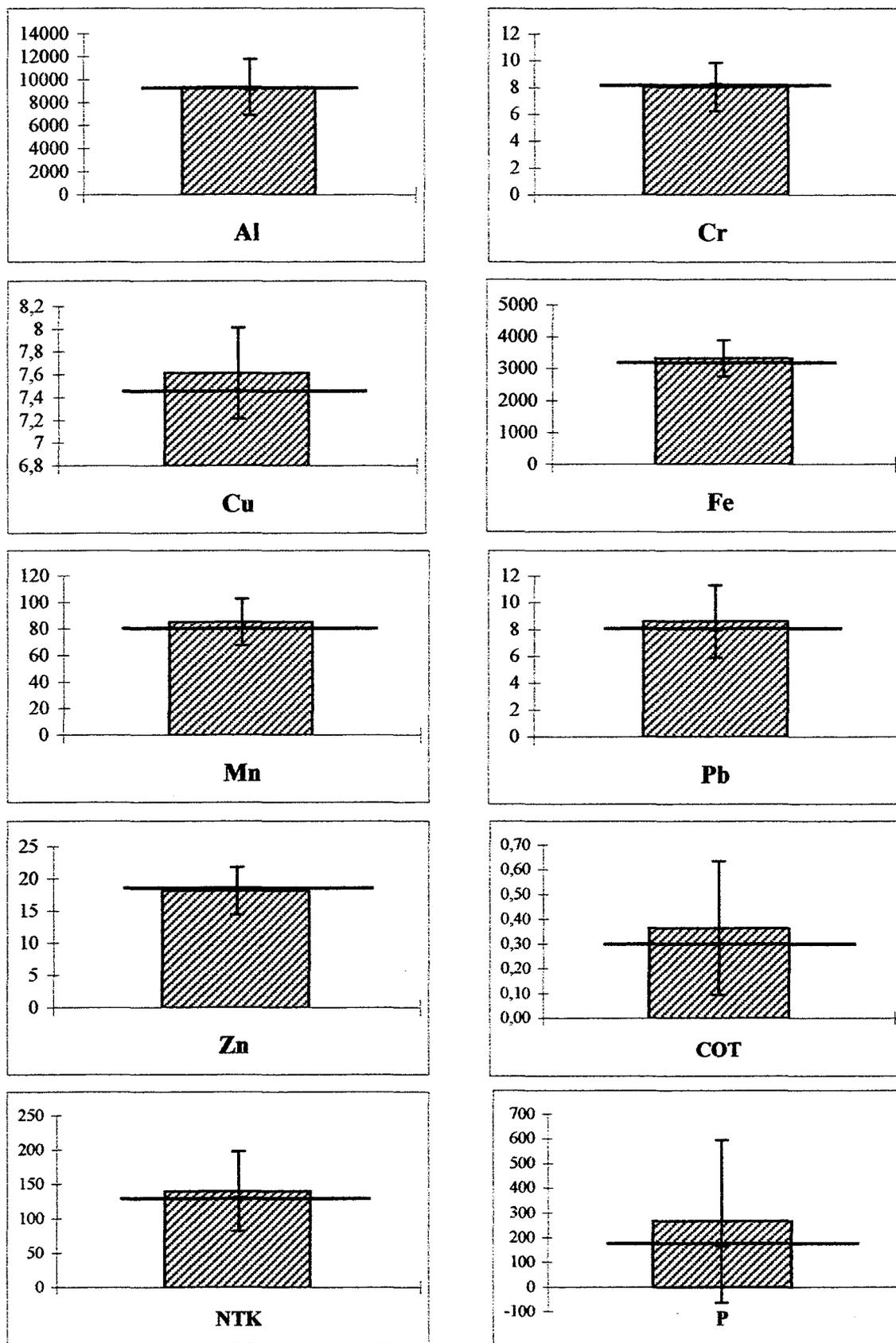


**Zone de référence (ZRF2)**

 Sables fins à moyens (de type dunaire)

 Fraction grossière dominante (>1 mm) [Sables grossiers à graveleux]

**Fig. 57 :** Cartographie des regroupements sédimentaires de la zone de référence issus des dendrogrammes



 Teneur moyenne   
  Ecart-type   
  Teneur médiane

**fig. 58** : Teneurs moyennes (pondérées par l'Ecart-type (S)) et médianes des métaux et nutriments mesurées sur la zone de référence, exprimées en mg par kg de sédiment sec.

Comme l'illustrent les histogrammes de la **figure 59**, les teneurs métalliques mesurées sur l'ensemble des stations présentent peu de variations entre elles (faibles écarts-types ; valeurs médianes et moyennes presque identiques).

### II-1-2- Teneurs en Azote (NTK), Phosphore (P) et Carbone organique total (COT)

Comme pour les métaux, les teneurs en nutriments (NTK, P, COT) sont extrêmement faibles et très inférieures aux teneurs mesurées dans les vases portuaires d'origine. Le **tableau 55 (Annexes B)** et la **figure 59** illustrent ces données. Les teneurs les plus élevées en ces trois éléments ont été mesurées sur les stations R8, R9, R10 et R11 (de l'ordre de 0,4% de poids sec) pour le COT, R8 et R9 (de l'ordre de 200mg/kg) pour NTK et R8, R9, R11 et R12 (de l'ordre de 230mg/kg) pour P. Les valeurs les plus faibles en P et NTK ont été recensées, respectivement, sur les stations R5 (80 mg/kg) et R3, R4 (150 mg/kg) et celles en COT sur les stations R3 et R12 (0,2% de poids sec).

## II-2- Analyses statistiques

### II-2-1- Analyse des corrélations

L'analyse de la matrice des corrélations totales (**Fig. 60**) nous permet les constatations suivantes : seules les corrélations figurées en gras (ou en blanc) dans la matrice sont significatives au seuil 1% (**tab. 56**). On constate donc ici que très peu d'éléments sont liés les uns aux autres, comme l'aluminium avec Mn, NTK et COT (négativement corrélés), ou NTK avec COT et P (positivement corrélés). En effet, la plupart des éléments métalliques sont très faiblement corrélés entre eux, contrairement à ce qui avait été remarqué dans le port Est de Dunkerque. Ainsi, beaucoup de corrélations sont très proches de zéro, comme par exemple Al/Fe, Pb/Cu, COT/Zn, Cr/COT. La corrélation maximale entre nos variables chimiques s'observe pour le couple NTK/P ( $r=0,747$  -  $r^2 = 0,558$ ), les nutriments étant les seuls éléments apparemment bien corrélés.

<b>Al</b>	1.000									
<b>Cr</b>	0.458	1.000								
<b>Cu</b>	0.118	0.159	1.000							
<b>Fe</b>	-0.088	0.212	0.323	1.000						
<b>Mn</b>	<b>-0.708</b>	-0.313	0.240	0.266	1.000					
<b>Pb</b>	0.183	<b>-0.555</b>	-0.036	-0.428	-0.435	1.000				
<b>Zn</b>	0.245	0.411	0.231	0.134	-0.136	-0.136	1.000			
<b>COT</b>	<b>-0.535</b>	-0.005	0.204	0.243	0.384	-0.273	0.039	1.000		
<b>NTK</b>	<b>-0.554</b>	-0.063	-0.060	0.355	<b>0.565</b>	-0.494	-0.101	<b>0.737</b>	1.000	
<b>P</b>	-0.221	-0.068	-0.204	0.045	0.308	-0.231	-0.224	0.429	<b>0.747</b>	1.000
	<b>Al</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Mn</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>COT</b>	<b>NTK</b>	<b>P</b>

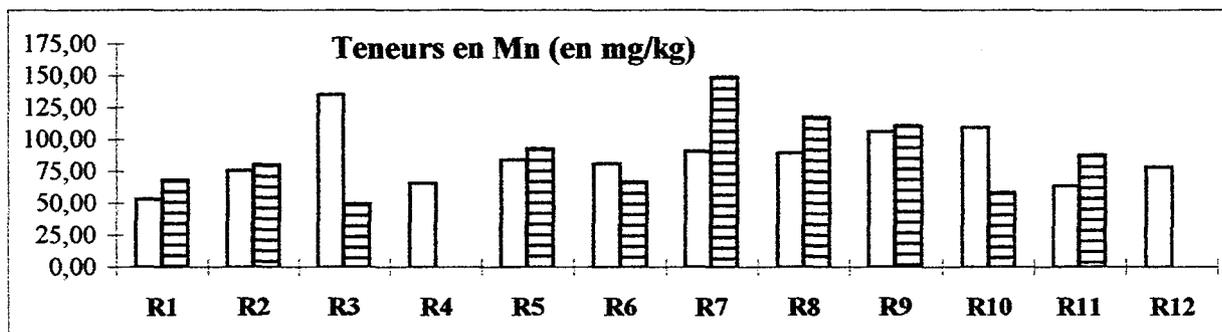
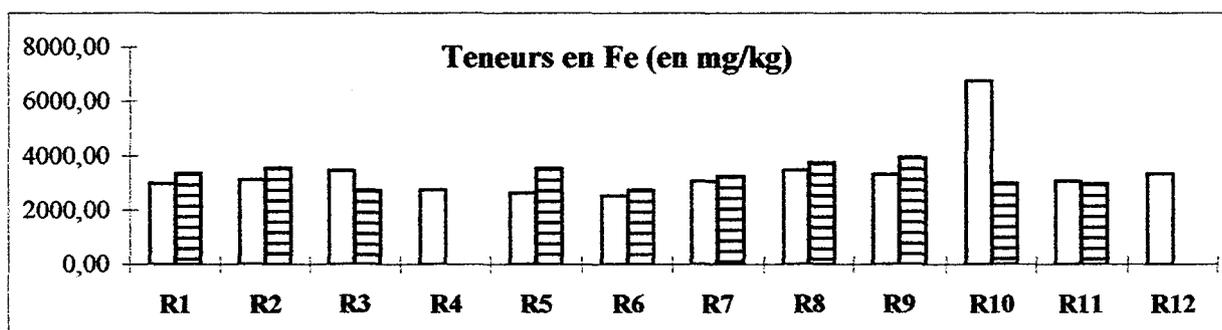
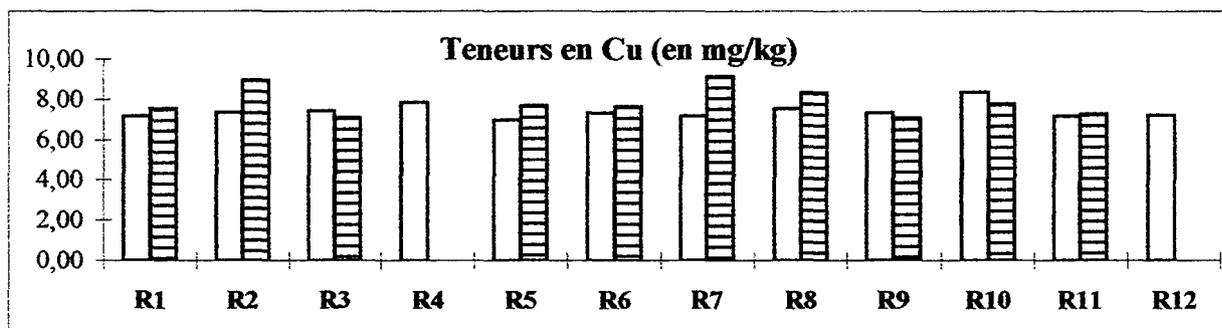
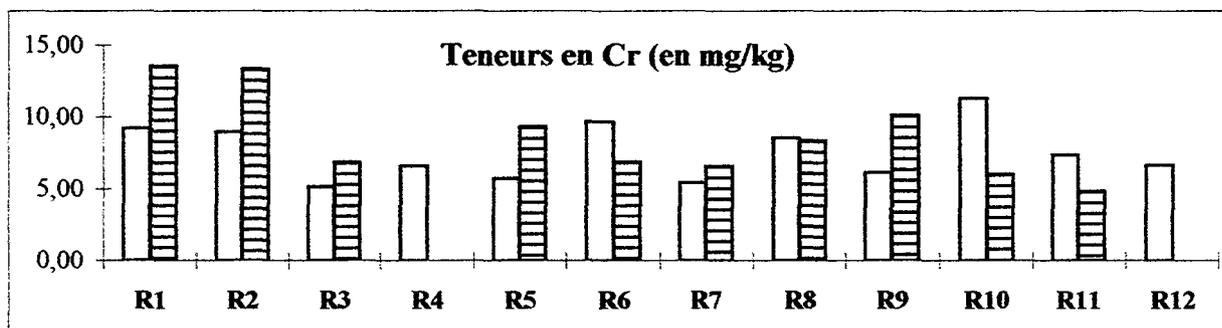
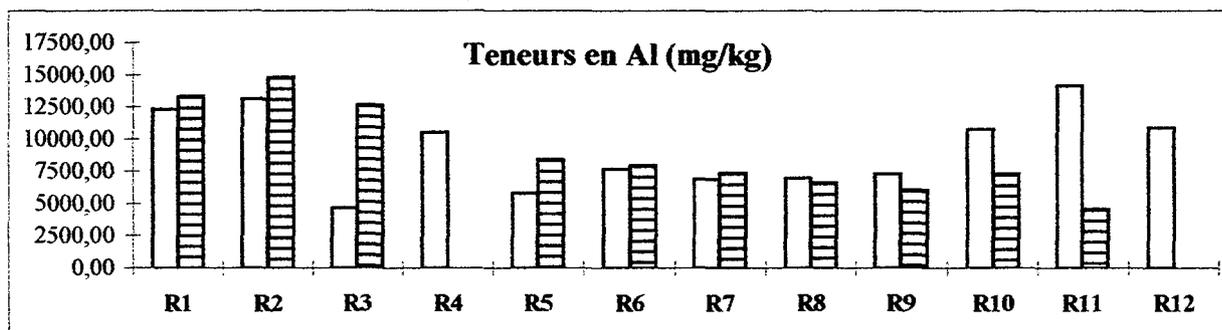
**Fig. 60 : Matrice des corrélations totales des éléments métalliques et sédimentaires.**


 P=0,001    P=0,01    P=0,02    P=0,05    P=0,1

Nombre de couples d'observations (n)	v = n-2	Seuil de significativité (p%)				
		10	5	2	1	0,1
12	10	0,4973	0,5760	0,6581	0,7079	0,7950

**Tab. 56 : Distribution du coefficient de corrélation (r) pour n=12 : risque de rejet de l'hypothèse de non corrélation des deux variables ( $\rho_{xy} = 0$ ).**

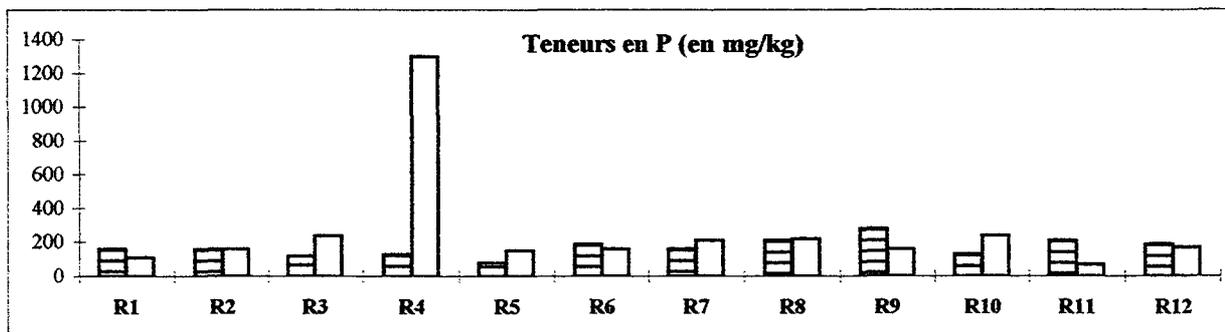
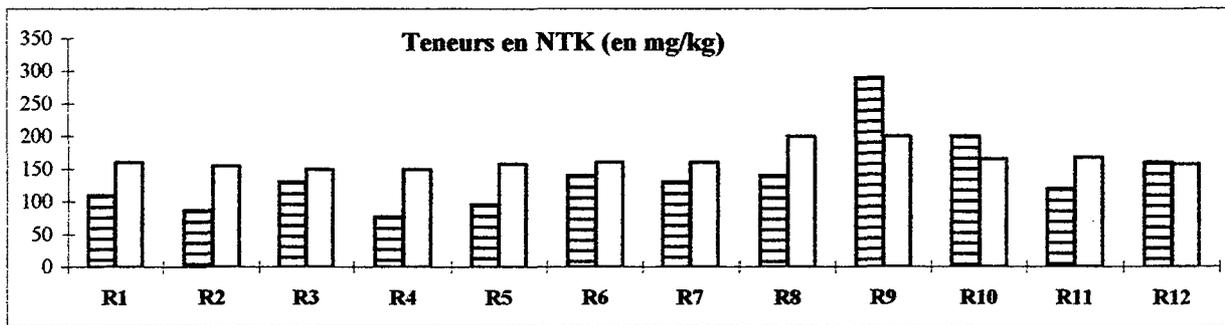
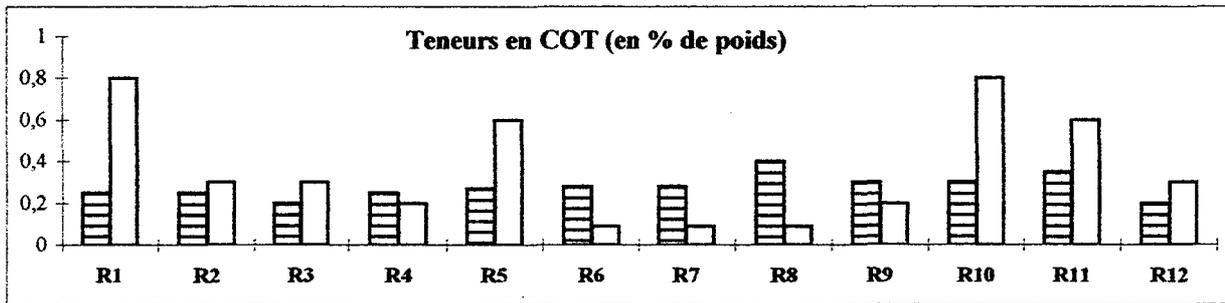
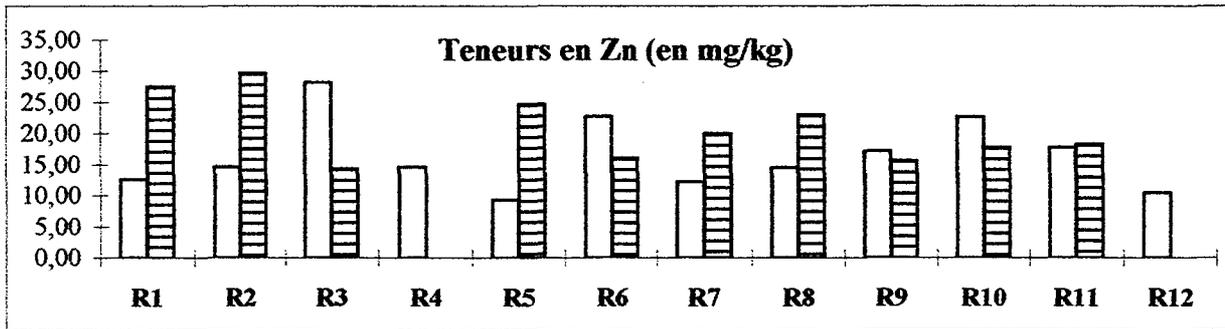
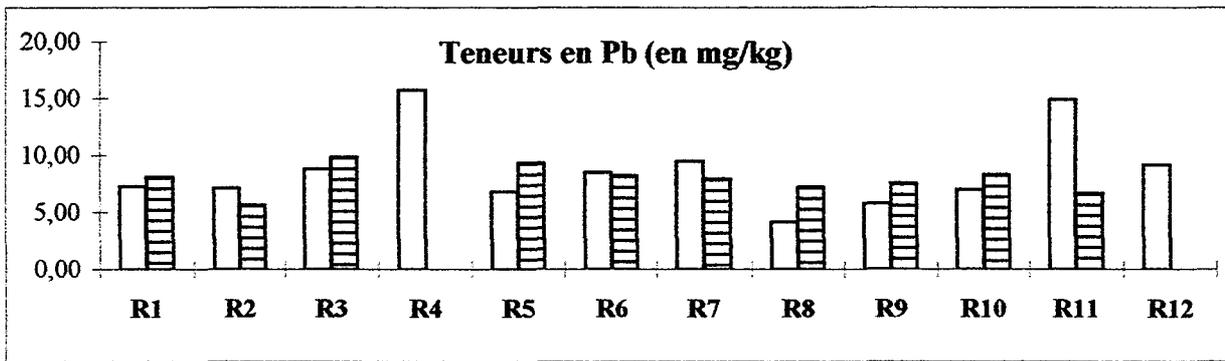
Certains auteurs (eg Kerdijk, 1989 ; Robbe, 1989 ; Boutier et Alzieu, 1991 ; Loring, 1991 ; OSPAR, 1993, 1995) normalisent leurs matrices de données à partir de plusieurs paramètres chimiques ou granulométriques afin d'atténuer les variations des teneurs métalliques



**Fig. 59-a : Histogrammes des teneurs métalliques mesurées sur la zone de référence.**

□ 1ère campagne

▨ 2ème campagne



**Fig. 59-b : Histogrammes des teneurs métalliques mesurées sur la zone de référence.**

□ 1ère campagne

▨ 2ème campagne

inhérentes aux caractéristiques géochimiques ou cristallines des particules sédimentaires. En effet, certains éléments comme l'aluminium ou le carbone organique peuvent servir de traceurs chimiques du matériel particulaire : Al pour les silicates (principal constituant des argiles) et COT pour la charge organique. Comme le présentent les régressions calculées sur certains paramètres chimiques (fig. 61), dans notre étude, l'aluminium est assez faiblement corrélé et de façon négative, avec le % de fractions fines ( $r = -0,508$  ;  $r^2=0,258$  ; valeur  $<$  au seuil 10% (0,497)), de même que le COT ( $r=-0,535$  ;  $r^2 = 0,286$ ), ce qui somme toute est assez normal puisque les teneurs mesurées sur cette zone étaient très faibles.

Etant donné ces résultats, une normalisation à partir de l'aluminium ou du COT nous est apparue impossible, et de toute façon peu utile au vu des faibles teneurs en vases ou en COT mesurées sur cette zone.

### II-2-2- Dendrogramme des éléments chimiques

Une classification ascendante hiérarchique (à partir des distances euclidiennes) a été réalisée sur les données chimiques. Le dendrogramme obtenu (fig. 62) est en accord avec ce que nous avons observé sur les données brutes : la zone de référence présentant de faibles teneurs en métaux et en nutriments, montre une grande homogénéité. On constate néanmoins une ségrégation des stations selon un gradient croissant de contamination qui les divise en deux groupes faiblement différenciés.

- ▶ Le premier groupe rassemble les stations très légèrement contaminées **R4, R12, R1, R2, R11**. La station **R10** un peu plus concentrée, se rattache plus tardivement à cet ensemble de stations ;
- ▶ Le second groupe réunit les stations pour ainsi exemptes de contamination (**R3, R5, R8, R9, R7 et R6**).

La cartographie des regroupements chimiques issus de ce dendrogramme (fig. 63) illustre bien la grande homogénéité de cette zone et son caractère de non contamination. Etant donné ces premiers résultats, il ne nous est pas paru utile de poursuivre plus avant les analyses statistiques. En effet, les faibles différences observées entre les variables (écarts-types réduits) d'une part, et la contamination réduite de la zone, d'autre part, n'auraient permis de dégager que des observations artefactuelles.

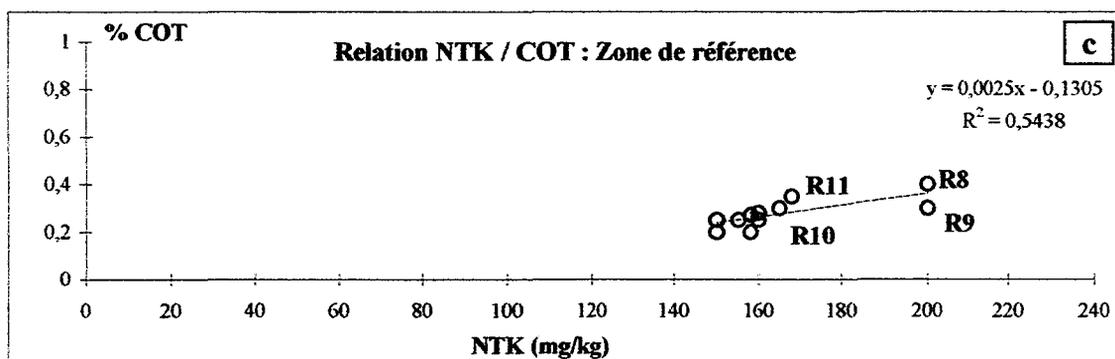
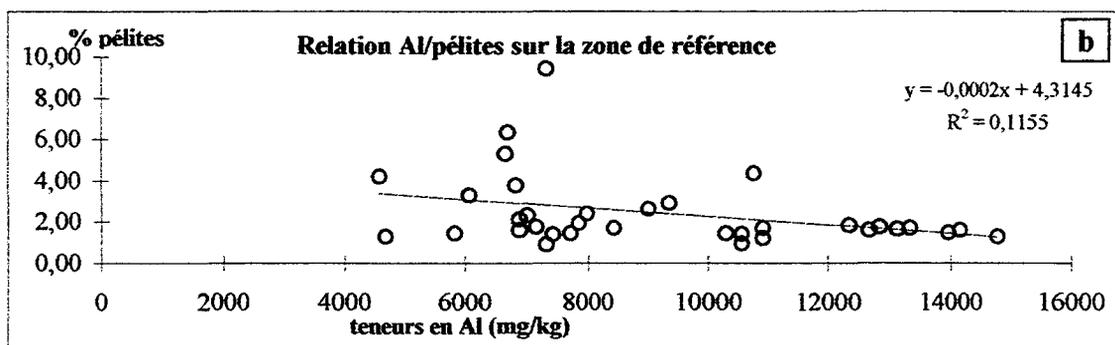
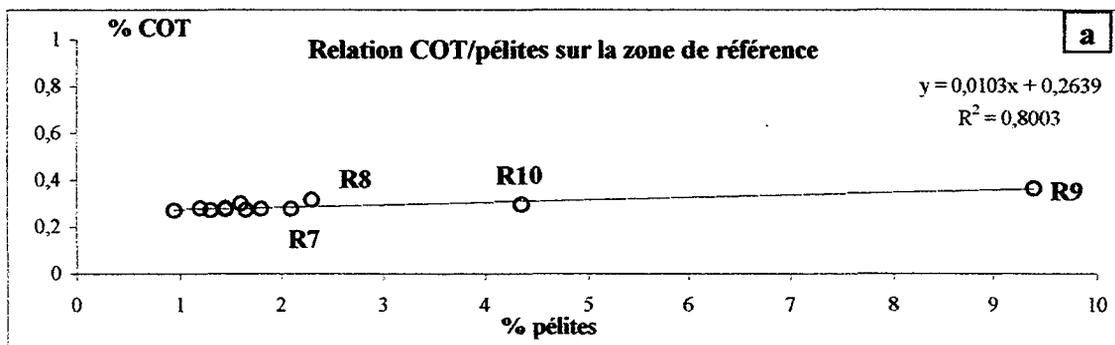
### II-3- Apports de la seconde campagne

La seconde campagne montre des résultats sensiblement similaires à ceux de la première campagne, même si légèrement les concentrations métalliques se sont avérées plus faibles à l'exception des valeurs de Zn et de Cr, légèrement plus élevées.

Les teneurs en nutriments restent elles aussi très stables puisqu'on retrouve à nouveau des valeurs faibles de l'ordre de 0,2% pour le COT, 150 mg/kg pour l'azote et 180 mg/kg pour le phosphore. Cette seconde campagne nous apprend donc que non seulement très homogène, la zone de référence est également assez stable dans le temps.

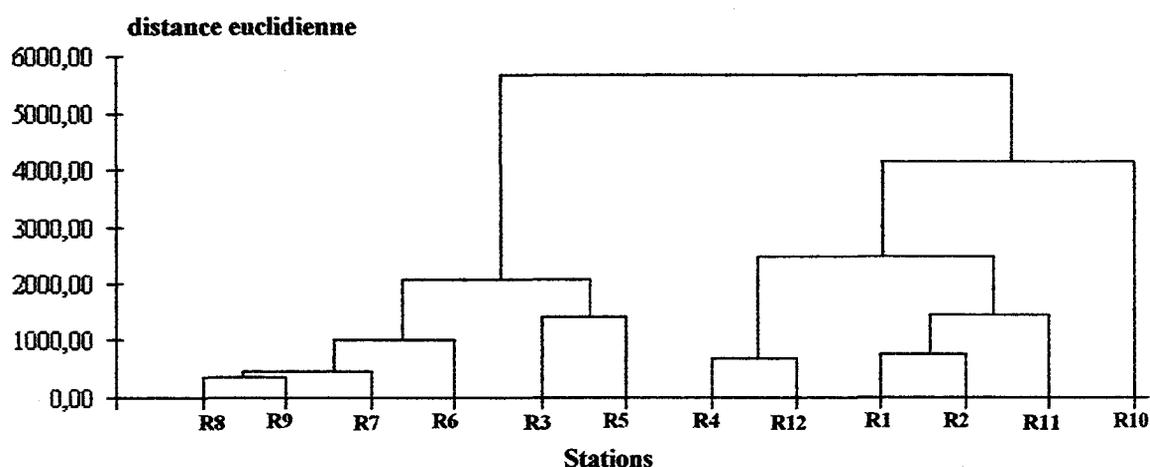
### II-4- Conclusion

D'une manière générale, les sédiments de la zone de référence apparaissent non contaminés par les métaux lourds et les nutriments. Les teneurs médianes mesurées sur cette zone sont toujours très inférieures aux valeurs des médianes portuaires prises en référence par GEODE, voire même inférieures au bruit de fond naturel (BDF). On peut cependant remarquer que les teneurs globales en Mn, en Fe et en Al, tout en restant en-deça des seuils de pollution, sont relativement élevées. La figure 63 représente la répartition des principaux niveaux de contamination sur la zone de référence, en fonction des critères définis par GEODE. On voit sur cette carte que la zone d'étude est totalement exempte de contamination métallique au regard des concentrations trouvées dans les ports français. Cette cartographie est tout à fait superposable à celle déjà obtenue de la structure sédimentaire (cf. Fig. 57) : aucune influence des immersions portuaires n'est observable au niveau de la composition chimique des sédiments de cette zone.

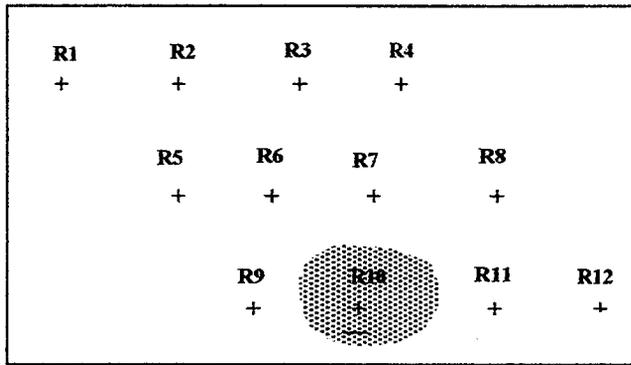


**Fig. 61 :** Corrélations entre les paramètres sédimentaires et organiques de la zone de référence :

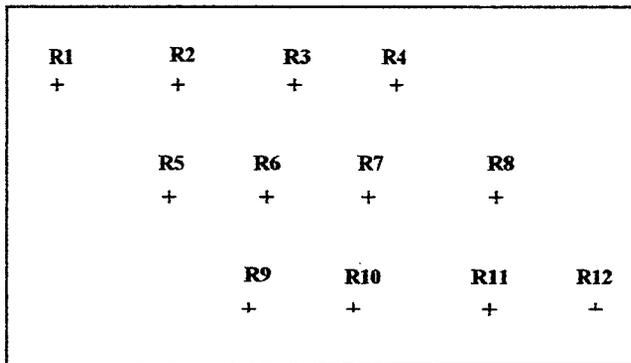
- a : teneurs en pélites et % de Carbone (COT)
- b : teneurs en Al et en pélites
- c : COT et Azote (NTK)



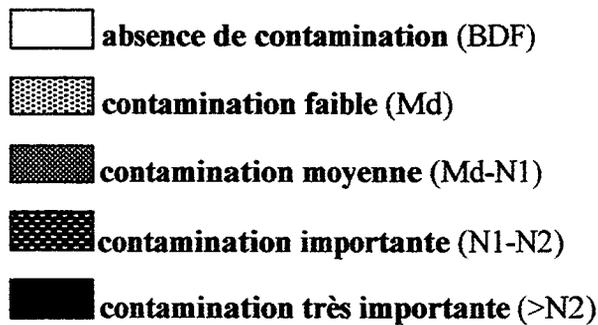
**Fig. 62 :** Dendrogramme réalisé à partir des données chimiques de la première campagne sur la zone de référence (ZRF1).



**Zone de référence (ZRF1)**



**Zone de référence (ZRF2)**



La gamme de contamination est établie à partir des critères GEODE : BDF (bruit de fond) ; Md (médiane portuaire) ; N1 (niveau 1) ; N2 (niveau 2).

**Fig. 63 : Cartographie des regroupements chimiques de la zone de référence, issus du dendrogramme**

A l'exception de quelques stations qui présentent des concentrations légèrement plus importantes, la zone de référence n'est pas atteinte par les immersions de boues contaminées.

En revanche, l'hydrodynamisme du chenal d'accès de l'Avant-Port Ouest, qui longe l'extrémité sud de ce site, semble générer des remobilisations sédimentaires qui favorisent un léger envasement (de l'ordre de 4%) des stations qui le bordent (R8, R9 et R10). La corrélation habituelle pérites/polluants explique alors que les teneurs en contaminants aient été trouvées légèrement supérieures sur ces stations.

### **III - Analyses faunistiques**

#### **III-1- Analyses cénotiques : Dendrogramme**

##### **III-1-1- Présence / absence**

Sur les 12 stations de la zone de référence, 315 individus ont été récoltés, lors de la première campagne, et ont permis de recenser un total de 33 espèces réparties en 9 groupes zoologiques (Tab. 57) (Annexes B). Les annélides polychètes et les crustacés représentent les groupes zoologiques les mieux représentés avec respectivement, 10 et 13 espèces différentes. Les 10 autres espèces sont réparties de façons diverses entre les cnidaires, les mollusques, les bryozoaires et les németes. La densité moyenne par station, toutes espèces confondues, est très faible (environ 263 individus par m<sup>2</sup>), ce qui est somme toute assez caractéristique des communautés des sables dunaires (grande diversité et faible abondance). La figure 64 illustre sous forme de cartographie la richesse faunistique et la densité des stations échantillonnées.

##### **III-1-2 Dendrogramme**

Un dendrogramme (Fig. 65, p 151) a été réalisé sur ces données en fonction de la distance du  $K_{hi}^2$ . Il nous a ainsi été possible de dégager des affinités entre les différentes stations en fonction des espèces qui les composent, et de caractériser des groupes de stations affines :

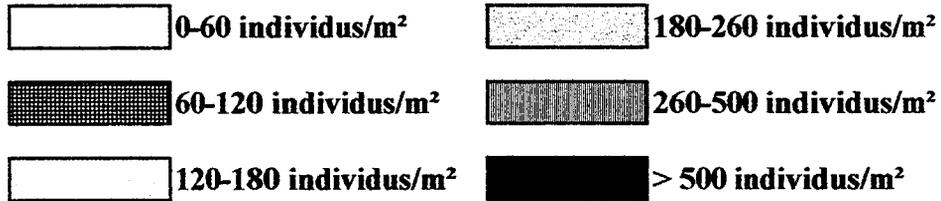
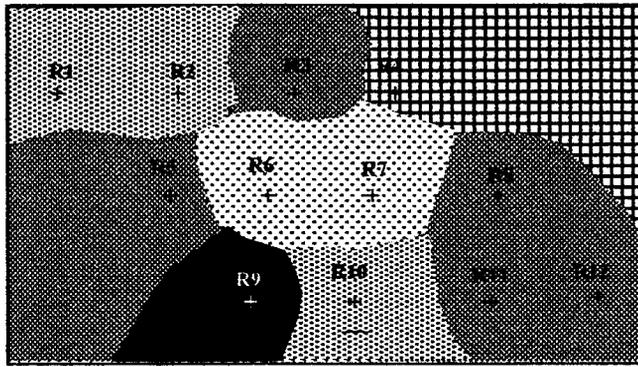
- ▶ un groupe très homogène se dégage, composé des stations R3, R4, R1, R8, R7 et R2, caractérisées par des diversités et des abondances plutôt faibles (7 espèces pour 25 individus en moyenne)
- ▶ sur lequel vient se greffer un autre groupe très similaire composé des stations R11 et R6 (5 espèces pour 14 individus en moyenne).
- ▶ 4 stations s'isolent des autres et se rattachent plus tardivement aux groupes existants : les stations R10, R9, R5 et R12 (10 espèces pour 34 individus en moyenne).

On peut donc conclure, de l'étude de ce dendrogramme, que notre zone d'étude se découpe en trois grands groupes de stations affines d'un point de vue faunistique :

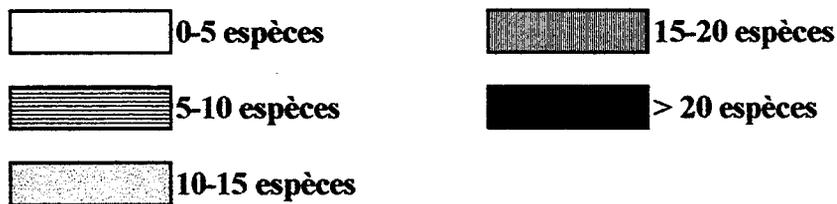
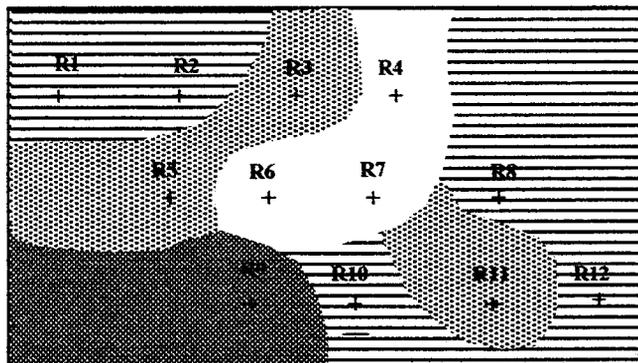
- ⊗ un groupe caractérisé par des espèces associées aux stations de sables fins et propres de type dunaire (R1, R2, R3, R4, R6, R7, R8 et R11) ;
- ⊗ un groupe agrégeant des stations un peu moins similaires et caractérisées par des espèces de sables hétérogènes envasés (R9, R10);
- ⊗ et un groupe caractérisé par une succession d'espèces matérialisant une transition entre les deux groupes précédents (R5, R12), mais pouvant aisément être rapproché du premier groupe.

Les indices de diversité de Shannon-Weaver ( $H'$ ) et de régularité (R), présentés dans le tableau 58 (Annexes B), confirment ces premières constatations.

- ▶ Les stations sableuses du regroupement précédent possèdent une valeur de  $H'$  d'environ 1,91 (entre 1,320 et 2,640) et de R de 0,73 (entre 0,51 et 0,83), ce qui caractérise un milieu où les espèces, assez nombreuses, sont pratiquement en équidominance ;
- ▶ les stations définies comme hétérogènes envasées possèdent une valeur de  $H'$  d'environ 2,82 (entre 2,55 et 3,10) et de R de 0,80 (entre 0,79 et 0,80), définissant un milieu où les espèces, plus nombreuses que dans le premier cas, sont également équidominantes



a) Densité des stations de la zone de référence (en individus/m<sup>2</sup>).



b) Richesse spécifique des stations de la zone de référence.

**Fig. 64** : Représentation de la richesse spécifique et de la densité sur les stations de la zone de référence

les stations d'interface possèdent une valeur de  $H'$  d'environ **1,96** (entre 1,33 et 2,59) et de  $R$  de **0,64** (entre 0,57 et 0,72), caractérisant une communauté à diversité assez élevée possédant des caractéristiques presque identiques à celles des stations sableuses.

Les valeurs de diversité bien qu'un peu faibles dans l'ensemble (à l'exception des stations R9, R3, R5, R10) sont très caractéristiques de celles rencontrées dans les peuplements des sables dunaires (généralement  $< 2,5$ ). Elles semblent être le signe d'un écosystème mûre relativement stable.

### III-2- Analyses spécifiques

Les analyses spécifiques nous permettent de séparer les espèces en groupes d'affinités qui définissent des unités biologiques stables et homogènes possédant les mêmes exigences écologiques : les peuplements (ou faciès).

#### III-2-1- Classification biocénotique des espèces

Les classifications biocénotiques sont basées sur l'étude des paramètres de **dominance**, de **constance**, de **fidélité** et des **indices biologiques**, calculés sur les prélèvements et présentés dans le **tableau 59 (Annexes B)**.

La classification établie par le dendrogramme précédent laisse supposer que la zone de référence est essentiellement constituée d'un peuplement majoritaire de type sableux dont se démarquent 2 stations plus hétérogènes (R9, R10). Ces regroupements ont servi de point de départ aux analyses bionomiques et ont été considérés, *a priori*, comme le reflet des unités faunistiques majeures de la zone de référence, jusqu'à révision éventuelle en fonction des résultats des analyses interspécifiques.

➤ **9 groupes zoologiques** sont représentés de façon très variables sur la zone de référence :

▶ Dans les zones de sables propres, **8 groupes** sont présents (bryozoaires, cnidaires, annélides, mollusques bivalves, crustacés (3 ordres) et némerter) pour **25 espèces**, avec une dominance moyenne assez forte des annélides (72,74% pour 9 espèces) et des crustacés (24,47% pour 9 espèces). Les némerter, les mollusques, les bryozoaires et les cnidaires ont des dominances moyennes très faibles et ne représentent au total que 7 espèces.

▶ Sur les 2 stations de sables hétérogènes envasés, **8 groupes** ont été identifiés (cnidaires, annélides, mollusques, crustacés (3 ordres), bryozoaires et némerter) pour **16 espèces**. Aucun de ces groupes ne présente de fortes dominances. Les annélides prédominent légèrement (40% pour 4 espèces), puis viennent les mollusques (24% pour 2 espèces), les crustacés (20% pour 6 espèces) et les némerter (16% - 2 espèces). Les cnidaires et les bryozoaires sont assez mal représentés dans cette distribution.

Le **tableau 60** résume ces informations.

<b>Faciès</b>	<b>Diversité (H', R)</b>	<b>Nombre de groupes zoologiques</b>	<b>Nombre d'espèces</b>	<b>Groupes dominants</b>
<b>Sables propres</b>	H' = 1,91 R = 0,73	8	25	annélides polychètes (9 espèces ; 72,7% des individus) crustacés (9 espèces ; 24,5% des individus)
<b>Sables hétérogènes envasés</b>	H' = 2,82 R = 0,80	8	16	annélides polychètes (4 espèces ; 40% des individus) mollusques (2 espèces ; 24% des individus)

**Tab. 60 : Résumé des analyses spécifiques sur chaque faciès de la zone de référence.**

➤ Parmi toutes ces espèces :

- ▶ 4 sont constantes, les annélides polychètes *Nephtys cirrosa* (100%), *Nephtys longosetosa* (100%), *Glycera convoluta* (66,7%) et *Ophelia borealis* (58,3%) ;
- ▶ 3 espèces sont communes *Nerine cirratulus* (50%), *Gastrosaccus spinifer* (25%) et *Conopeum reticulum* ;
- ▶ 5 sont peu communes (essentiellement des crustacés) ;
- ▶ et 22 sont rares.

Les espèces constantes et communes répertoriées appartiennent toutes à un cortège de type sableux.

➤ Les paramètres de **fidélité** nous permettent de mettre en évidence des cortèges d'espèces en association constante.

▶ Les annélides polychètes *Magelona papillicornis*, *Ophelia borealis*, *Phyllodoce maculata*, *Nereis longissima*, *Scoloplos armiger*, *Nerine cirratulus*, *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, et les crustacés *Gastrosaccus spinifer*, *Urothoe grimaldii*, *Bathyporeia elegans* définissent un premier cortège d'espèces affines, de type sableux.

▶ Les mollusques *Macra solida*, *Arca lactea*, les annélides polychètes *Notomastus latericeus*, *Glycera convoluta*, ainsi que les crustacés *Portunus holsatus*, *Thia polita*, *Eupagurus bernhardus* et les némerthes *Lineus bilineatus*, *Cephalothrix rufifrons*, paraissent quant à eux définir un second groupe homogène d'espèces vaso-tolérantes.

➤ La mise en rapport de ces deux indices nous permet de dresser une **classification bionomique** des espèces, qu'il est possible de corréliser avec les regroupements issus du dendrogramme précédent. Cette classification est présentée ci-après, dans le **tableau 61 (a, b)**.

▶ Les faciès de *sables fins à moyens propres* de type dunaires (regroupant la majorité des stations (10)) (**Tab. 61-a**) présentent des caractéristiques faunistiques assez similaires des peuplements généralement décrits sur ce type de substrat (*cf. tab. 33*). L'espèce caractéristique de ce type de peuplement est l'annélide polychète *Ophelia borealis* (constante exclusive), associée ici à *Nerine cirratulus*. Son cortège associatif est constitué des annélides *Nephtys cirrosa* et *Nephtys longosetosa*, (préférantes), des crustacés *Gastrosaccus spinifer* (commun), *Bathyporeia elegans*, *Crangon vulgaris* (peu communs) et du némerthe *Cerebratulus sp.* (peu commun).

▶ Les faciès *hétérogènes envasés*, limités à deux stations (R10, R9), sont caractérisés par un nombre restreint d'espèces constantes, exclusives ou électives (**Tab. 61-b**), dont les principaux représentants sont les annélides *Notomastus latericeus*, *Glycera convoluta*, les crustacés *Portunus holsatus*, *Eupagurus bernhardus*, *Callianassa subterranea*, *Balanus crenatus*, *Stenorhynchus phalangium*, *Thia polita*, les mollusques *Macra solida*, *Arca lactea* et les némerthes *Lineus bilineatus*, *Cephalothrix rufifrons*. La composition faunistique de ce peuplement est hétérogène puisqu'on y rencontre à la fois des organismes vasicoles, ou tolérants à l'envasement, et des organismes encroûtants (hydrozoaires, bryozoaires). Elle diffère cependant un peu de celle habituellement décrite dans ce type de milieu (*cf. tab. 33*) en terme de richesse et de composition spécifique puisque les espèces habituellement caractéristiques (*Actinothoe sp.*, *Sagartia sp.*, *Sthenelais boa*, *Nephtys hombergii*, *Abra alba*, *Owenia fusiformis*, ...) en sont absentes.

➤ L'emploi de l'**indice biologique de Sanders** (1960), établi d'après une cote de dominance décroissante, permet, d'une part, d'apprécier l'importance **numérique** relative des espèces qui composent un groupe faunistique (en effectuant un classement des espèces les plus fréquemment abondantes), et d'autre part, de confirmer le classement obtenu à partir des indices précédents.

constance\ fidélité	Exclusives	Electives	Préférantes	Accessoires	Occasionnelles	Accidentelles
<b>constantes</b>	<i>Nerine cirratulus</i> <i>Ophelia borealis</i>		<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i>	<i>Glycera convoluta</i>		
<b>communes</b>	<i>Gastrosaccus spinifer</i>			<i>Cephalothrix rufifrons</i>	<i>Conopeum reticulum</i>	
<b>peu communes</b>	<i>Cerebratulus sp.</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Crangon vulgaris</i>					
<b>rares</b>	<i>Magelona papillicornis</i> <i>Phyllodoce maculata</i> <i>Nereis longissima</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Urothoe grimaldii</i> <i>Processa parva</i> <i>Palaemon serratus</i> <i>Ensis directus</i> <i>Eupagurus prideauxi</i> <i>Hydractinia echinata</i> <i>Abietinaria abietina</i>				<i>Mactra solida</i> <i>Thia polita</i> <i>Eupagurus bernhardus</i>	

a) Faciès de sables fins à moyens propres (stations R1, R2, R3, R4, R5, R6, R7, R8, R11, R12)

constance\ fidélité	Exclusives	Electives	Préférantes	Accessoires	Occasionnelles	Accidentelles
<b>constantes</b>	<i>Lineus sp.</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Callianassa subterranea</i> <i>Balanus crenatus</i> <i>Stenorhynchus phalangium</i> <i>Arca lactea</i> <i>Obelia geniculata</i> <i>Notomastus latericeus</i>	<i>Conopeum reticulum</i> <i>Mactra solida</i> <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Thia polita</i>	<i>Glycera convoluta</i> <i>Cephalothrix rufifrons</i>		<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i>	
<b>communes</b>						
<b>peu communes</b>						
<b>rares</b>						

b) Faciès hétérogène envasé ou graveleux (stations R10, R9)

**Tab. 61** : Classification bionomique des espèces de la zone de référence ( ZRF1) en fonction de leur constance et de leur fidélité.

Les espèces sont alors sous-divisées en trois catégories : préférantes, accompagnatrices ou accessoires en fonction du faciès (**tab. 62 ; Annexes B**). On constate ainsi :

- ▶ sur les zones de sables propres, une forte dominance des espèces préférantes *Gastrosaccus spinifer* et *Urothoe grimaldii* (IB≈70-90), puis *Ophelia borealis*, *Callianassa subterranea* et *Scoloplos armiger* en abondance relativement importante (IB≈40-60) associées à une dizaine d'espèces accompagnatrices très peu abondantes et aucune espèce accessoire ;
- ▶ sur les zones de sables hétérogènes envasés, la présence légèrement majoritaire des espèces préférantes *Glycera convoluta* (IB≈20), puis de *Nephtys cirrosa* et *Nephtys longosetosa* (IB≈15) auxquelles s'associent très peu d'espèces accompagnatrices (6) et aucune espèce accessoire, le tout en abondances extrêmement réduites comparées au peuplement précédent.

### III-2-2- Analyses interspécifiques

#### ➤ Matrice des similitudes

Le **tableau 63** présente la matrice des similitudes entre les espèces de la zone de référence (campagne ZRF1). Celle-ci vient compléter les méthodes précédentes de classification bionomique. Elle atteste une grande homogénéité de la zone d'étude en dépit des 2 unités faunistiques majeures, précédemment dégagées. En effet, il n'apparaît pas de distinction statistique forte au niveau de la matrice de corrélation, dont seules quelques espèces se dégagent. Mais pour rendre compte des relations et corrélations complexes existant entre toutes ces espèces, les analyses multivariées offrent de meilleurs résultats et permettent une analyse plus synthétique des associations faunistiques en relation avec les stations échantillonnées.

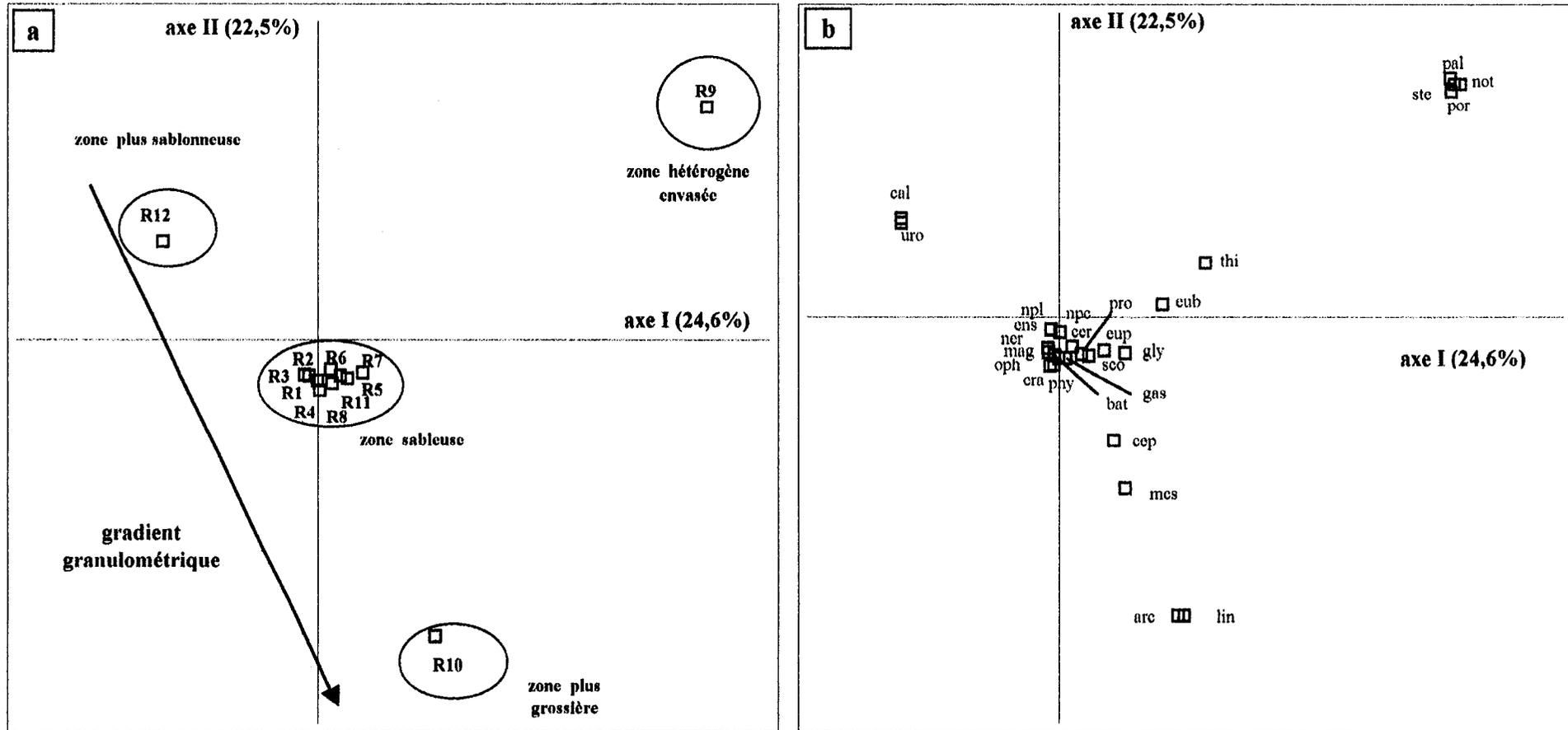
#### ➤ Analyse factorielle des correspondances (AFC) :

Une exploitation statistique a donc été entreprise sous la forme d'une Analyse Factorielle des Correspondances simples (AFC) portant sur l'abondance totale des **28 espèces** dénombrables récoltées sur les **12 stations** échantillonnées. Etant donné le faible nombre d'espèces récoltées et leurs abondances restreintes, toutes les espèces ont ici été prises en considération (quelle que soit leur occurrence), à l'exception des espèces de l'épifaune sessile (tous les cnidaires et bryozoaires) qui ont été exclues de ces traitements. Les contributions relatives à l'inertie des 4 premiers axes sont de 80% dont **47,1%** sur les 2 premiers axes (24,6% sur axe I, 22,5% sur axe II, 17,1% sur axe III et 15,8% sur axe IV). La **figure 66** offre une représentation graphique du plan de projection défini par les axes I et II de cette AFC.

- ▶ Le plan de projection des stations montre :
  - ⇒ d'une part un **groupe central** très homogène, composé des stations R1, R2, R3, R4, R5, R6, R7, R8 et R11, assez mal représentées par ces deux axes ;
  - ⇒ les stations **R9** et **R12** qui s'opposent sur l'axe I ;
  - ⇒ la station **R10** qui se dégage sur l'axe II.
- ▶ Le plan de projection des espèces (**Fig. 63-b**) met en évidence plusieurs unités faunistiques :
  - ⇒ la première définit une unité très homogène composée des espèces typiquement sablicoles.
  - ⇒ Sur l'axe I, les espèces vasicoles *Notomastus latericeus*, *Portunus holsatus*, *Stenorhynchus phalangium* et *Palaemon serratus* forment un premier groupe qui s'isole de *Thia polita* et s'oppose à un second groupe formé par *Urothoe grimaldii* et *Callianassa subterranea*, sablovasicoles ;
  - ⇒ un second groupe se dégage, le long de l'axe II, composé des espèces *Lineus bilineatus*, *Arca lactea* puis *Macra solida* et *Cephalothrix rufifrons*.

	Cep	Cer	Lin	Npc	Npl	Ner	Nph	Oph	Mag	Gly	Uro	Gas	Bat	Eon	Glp	Eub	Nca	Mes	Odo	Cap	Sco	Not	Cir	Por	Cal	Lan	Owe	Ens	Pom	Chl	Bag	Gib	Ech		
<i>Cephalothrix rufifrons</i>	■																																		
<i>Cerebratulus sp.</i>	■																																		
<i>Lineus sp.</i>	■	■																																	
<i>Nephtys cirrosa</i>	■																																		
<i>Nephtys longosetosa</i>	■																																		
<i>Nerine cirratulus</i>	■	■	■																																
<i>Nephtys hombergii</i>	■	■	■			■																													
<i>Ophelia borealis</i>	■	■	■																																
<i>Magelona papillicornis</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Glycera convoluta</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Urothoe grimaldii</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Bathyporeia elegans</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Fone nordmani</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Glycera lapidum</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Eupagurus bernhardus</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Nephtys caeca</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Mactra solida</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Odontosyllis fulgurans</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Capitella capitata</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Scoloplos armiger</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Notomastus latericeus</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Cirriformia tentaculata</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Portunus holsatus</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Callinassa subterranea</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Lanice conchilega</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Owenia fusiformis</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Ensis directus</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Pomatoceros triqueter</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Chloramintidé indéterminé</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Bathyporeia guillamsomiana</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Gibbula cineraria</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Echinocardium cordatum</i>	■	■	■			■	■																												
<i>Actinothoe sp.</i>	■	■	■			■	■																												

**Tab. 63 : Matrice des distances Euclidiennes réalisée sur les espèces de la zone de référence .** ■ distance ≤ 10    □ distance ≤ 50    □ distance > 50



**Fig. 66** : Plan I/II de l'ACF effectuée sur l'abondance totale des 28 espèces récoltées sur les 12 stations de la zone de référence (campagne ZRF1).

-a : plan de projection des stations.    -b : plan de projection des espèces.

La zone de référence laisse donc apparaître une zone dominante caractérisée par un peuplement de sables fins à moyens propres à *Ophelia borealis*. Le long de l'axe II, un gradient sédimentaire ségrège de ce groupe principal des stations à granulométrie plus fine (R12) ou plus grossière (R10). La station R9 se dégage du groupe principal par ses caractéristiques hétérogènes envasées, cependant elle est, pour l'essentiel, composée d'espèces présentes en exemplaire unique (occurrence=1, n=1), ce qui explique cette distinction. La **figure 67** illustre sous la forme d'une cartographie la distribution de ces unités faunistiques.

➤ Classification écologique des espèces :

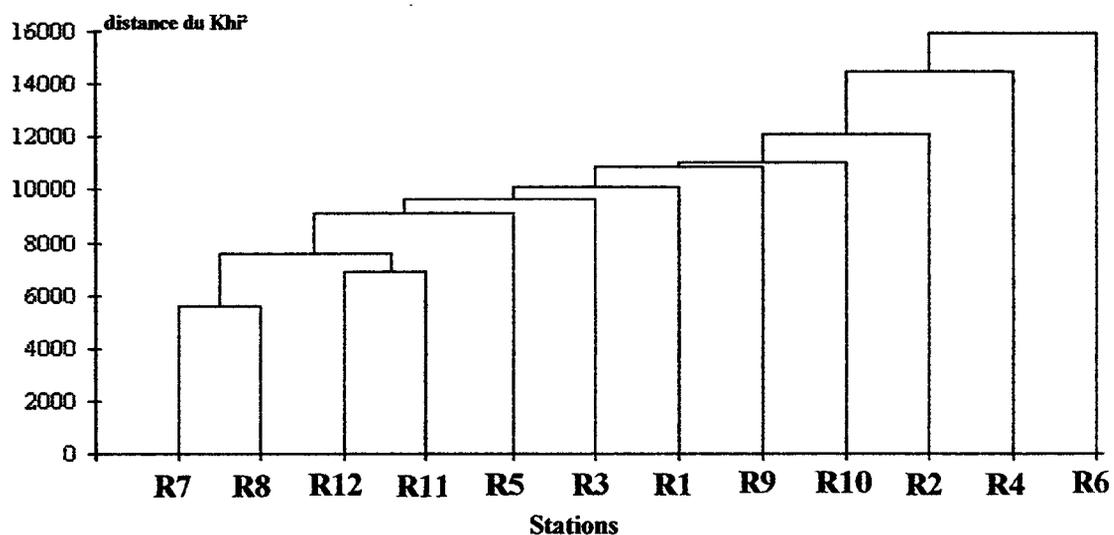
Le **tableau 64** présente la classification des espèces en groupes écologiques selon leur faciès, en fonction d'un facteur de perturbation (la matière organique), tels que définis par Glémarec et Hily (1981). Les valeurs synthétiques de richesse spécifique (S) et d'abondance (A, exprimée ici en individus/m<sup>2</sup>), ainsi que l'indice biotique (Ibq) de chaque faciès délimité par les analyses précédentes. Cette classification montre une majorité d'espèces sensibles ou indifférentes aux perturbations dans les unités faunistiques définies, avec :

- ▶ sur la zone de sables propres, des espèces majoritairement **sensibles**. Recouvrant presque toute la surface d'étude, cette zone peut être affectée d'un indice biotique **0-1**, avec des abondance et richesse spécifique moyennes ;
- ▶ des espèces majoritairement **indifférentes** et **sensibles**, associées à des espèces **tolérantes**, et quelques espèces **opportunistes** (de 1<sup>er</sup> et 2<sup>nd</sup> ordre) mais en très faible abondance. Ce type d'association se rencontre exclusivement sur les stations bordant le chenal d'accès à l'Avant-Port (R9, R5, R10) qui présentent des faciès granulométriques hétérogènes envasés. Un indice biotique **0-2** peut être attribué à ces stations qui possèdent des abondance et richesse spécifique plus élevées. Cette zone ne montre pas réellement de signes de dégradation mais plutôt une transition entre le peuplement de sables propres et celui des sables hétérogènes envasés, côtier.

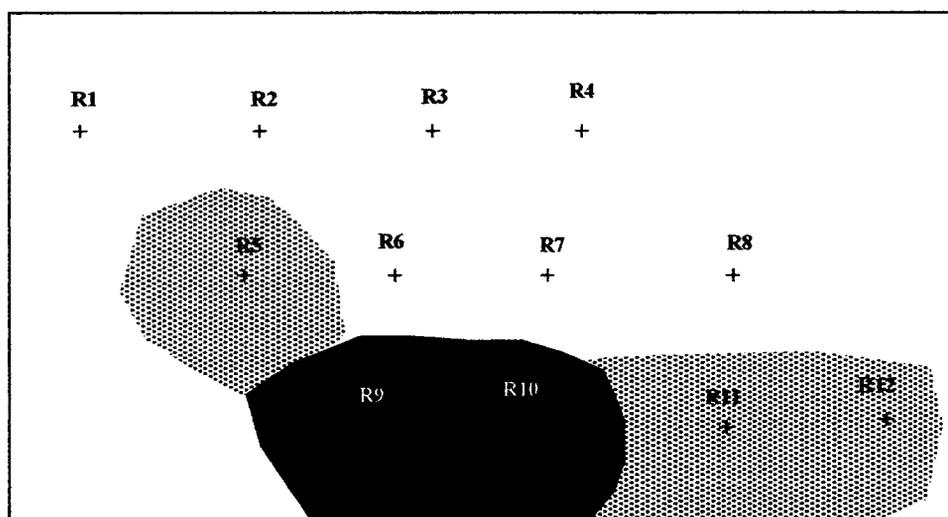
La **figure 68** récapitule ce modèle de dégradation des structures benthiques, en présentant pour chaque station le % respectif des 5 groupes écologiques. Les stations sont ici rassemblées en fonction, d'une part, des regroupements précédemment effectués, et, d'autre part, en fonction de l'évolution du groupe I. Chaque groupe de stations a été affecté d'un indice biotique en fonction de ces % et des indices d'abondance et de richesse spécifique. La cartographie des structures benthiques (**fig. 69**) est issue de ces regroupements. La domination des espèces sensibles et indifférentes, et le faible nombre d'espèces tolérantes ou opportunistes récoltées sur l'ensemble des échantillons, laisse supposer que la zone de référence ne présente pas de signes de dégradations majeures dans ses structures benthiques. Cependant, la faible diversité (33 espèces) et abondance (N=315) paraissent être symptomatiques d'un appauvrissement du peuplement (Ibq=0-1), vraisemblablement imputable aux conditions climatiques (tempêtes, climatologie), aux facteurs saisonniers (automnaux) lors de récolte des échantillons et au caractère dunaire des sédiments, naturellement pauvres.

### III-3- Apports de la seconde campagne

Lors de la seconde campagne réalisée en avril 1996, un total de **384** individus a été récolté, répartis en **11** groupes zoologiques et **53** espèces avec une densité moyenne de **320 individus /m<sup>2</sup>**. On constate ici un nombre d'espèces supérieur à la première campagne, sans doute lié au facteur saisonnier, mais qui ne se reflète pas au niveau de l'abondance totale : beaucoup de ces nouvelles espèces ne sont en fait présentes qu'en très faible abondance ou indénombrables (cnidaires et bryozoaires encroûtants). Le groupe zoologique des **annélides polychètes** est le mieux représenté avec 25 espèces différentes. Viennent ensuite les **crustacés** (9 espèces) et les **bryozoaires** (7 espèces). Les 12 autres espèces se répartissent entre les némerthes, les mollusques, les cnidaires, les échinodermes et les procordés.

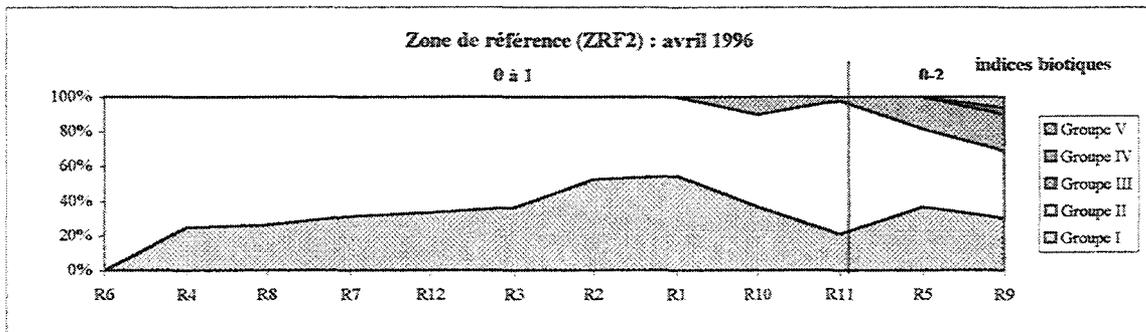
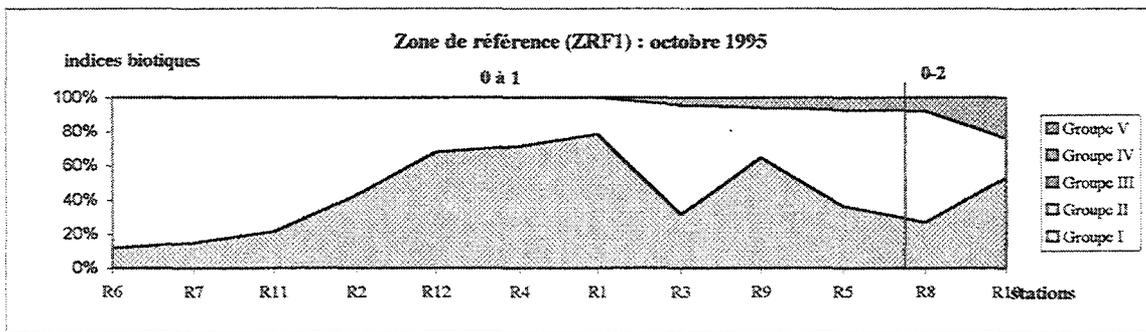


**Fig. 65 :** Dendrogramme réalisé à partir des abondances totales des stations de la zone de référence.



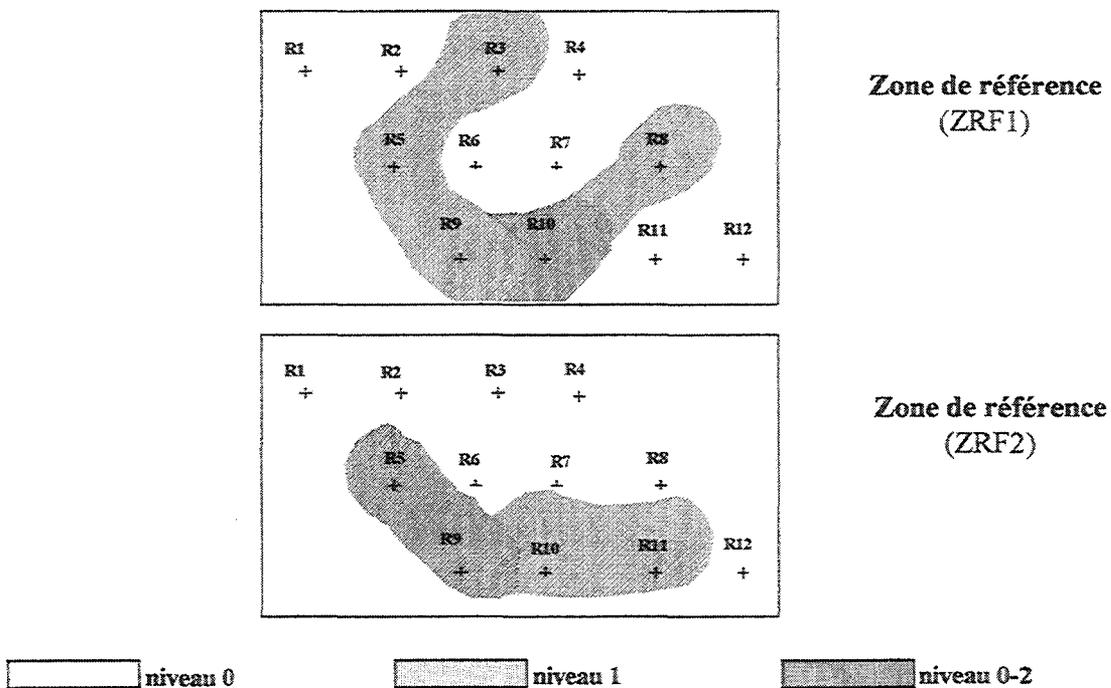
- : peuplements de l'hétérogène envasés à *Actinothoe sp.* et annélides polychètes vasicoles (*Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis*, ...)
- : peuplements de sables moyens à grossiers propres de type dunaire à *Ophelia borealis* et *Nephtys longosetosa*
- : faciès sableux d'interface à *Glycera sp.*

**Fig. 67 :** Répartition des peuplements benthiques sur la zone de référence



GI : espèces sensibles      GII : espèces indifférentes      GV : espèces opportunistes de premier ordre  
 GIII : espèces tolérantes      GIV : espèces opportunistes de second ordre

**Fig. 68 :** Modèle de dégradation des structures benthiques de la zone de référence en fonction des indices biotiques définis par Hily et coll.



**Fig. 69 :** Cartographie de la répartition des structures benthiques en fonction des niveaux de contamination définis par Glémarec et Hily (1981).

Les analyses statistiques pratiquées sur ces données plus nombreuses nous permettent de confirmer les résultats déjà obtenus, à savoir : une assez grande homogénéité faunistique caractérisée par un peuplement majoritaire, représenté par les annélides polychètes *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa* et *Ophelia borealis*, de type sableux (sable dunaire propre), dont se démarque la station R2 du fait de la présence légèrement plus abondante de *Magelona papillicornis*. Cette seconde campagne nous permet également de confirmer la présence d'une association faunistique de type hétérogène envasé, localisée sur les stations R9 et R10, caractérisée par des encroûtants (bryozoaires, anthozoaires) et d'espèces plus vasicoles telles que *Notomastus latericeus*, *Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis*, *Eupagurus bernhardus*, *Glycera lapidum*, *Glycera convoluta*, *Capitella capitata*, *Cirriformia tentaculata* et des némerthes. Les stations R5 et R11, géographiquement moyennes des stations R9 et R10, montrent des caractéristiques faunistiques intermédiaires (présence de *Glycera lapidum*, *Glycera convoluta* et de némerthes ainsi que d'*Ophelia borealis*) suggérant une zone de transition.

Faciès	Espèces (répertoriées par Glémarec et Hily)				
	sensibles (G-I)	indifférentes (G-II)	tolérantes (G-III)	opportunistes de 1 <sup>er</sup> ordre (G-IV)	opportunistes de 2 <sup>nd</sup> ordre (G-V)
<p><b>Sables propres</b></p> <p>A = 227 ± 165</p> <p>S = 5 ± 2</p> <p>IBq = 0-1</p>	<p><i>Bathyporeia elegans</i>  <i>Conopeum reticulum</i>  <i>Crangon vulgaris</i>  <i>Echinocardium cordatum</i>  <i>Ensis directus</i>  <i>Eurydice pulchra</i>  <i>Gastrosaccus spinifer</i>  <i>Mactra solida</i>  <i>Magelona papillicornis</i>  <i>Nerine cirratulus</i>  <i>Ophelia borealis</i>  <i>Palaemon serratus</i>  <i>Portunus holsatus</i>  <i>Praegeria renata</i>  <i>Processa parva</i>  <i>Scoloplos armiger</i>  <i>Urothoe grimaldii</i></p>	<p><i>Glycera convoluta</i>  <i>Glycera lapidum</i>  <i>Nephtys cirrosa</i>  <i>Nephtys longosetosa</i></p>			
<p><b>sables hétérogènes envasés</b></p> <p>A = 377 ± 308</p> <p>S = 14 ± 6</p> <p>IBq = 0 - 4</p>	<p><i>Abietinaria abietina</i>  <i>Actinothoe sp.</i>  <i>Amphitrite sp.</i>  <i>Arca lactea</i>  <i>Balanus crenatus</i>  <i>Bathyporeia elegans</i>  <i>Boellariella ciliata</i>  <i>Callianassa subterranea</i>  <i>Callianassa subterranea</i>  <i>Cellopora ramulosa</i>  <i>Conopeum reticulum</i>  <i>Crangon vulgaris</i>  <i>Cryptosula pollosiona</i>  <i>Ensis directus</i>  <i>Eone nordmani</i>  <i>Eupagurus bernhardus</i>  <i>Eupagurus prideauxi</i>  <i>Gastrosaccus spinifer</i>  <i>Hydractinia echinata</i>  <i>Mactra solida</i>  <i>Nerine cirratulus</i>  <i>Obelia geniculata</i>  <i>Ophelia borealis</i>  <i>Pomatoceros triqueter</i>  <i>Portunus holsatus</i>  <i>Sertularia cupressina</i>  <i>Stenorhynchus phalangium</i>  <i>Thia polita</i></p>	<p><i>Cephalothrix rufifrons</i>  <i>Cerebratulus sp.</i>  <i>Glycera convoluta</i>  <i>Glycera lapidum</i>  <i>Lanice conchilega</i>  <i>Lineus bilineatus</i>  <i>némerte indéterminé</i>  <i>Nephtys caeca</i>  <i>Nephtys cirrosa</i>  <i>Nephtys hombergii</i>  <i>Nephtys longosetosa</i>  <i>Odontosyllis fulgurans</i>  <i>Owenia fusiformis</i>  <i>Phyllodoce maculata</i></p>	<p><i>Aonides sp.</i>  <i>Nereis longissima</i>  <i>Notomastus latericeus</i></p>	<p><i>Cirriformia tentaculata</i></p>	<p><i>Capitella capitata</i></p>

**Tab. 64 : Classification écologique des espèces rencontrées sur la zone de référence selon les critères définis par Glémarec et Hily (1981).**

### III-4- Conclusion

La zone de référence montre donc une richesse spécifique relativement importante (52 espèces recensées) avec des densités moyennes ( $320 \pm 264$  individus par  $m^2$ ) et un indice de diversité général assez élevé ( $H' \approx 2,2$ ), très caractéristique des zones sableuses. Majoritairement peuplé d'annélides polychètes (25 espèces) et de crustacés (13 espèces), ce site possède les caractéristiques générales des faciès régionaux de sables fins à moyens propres :

- ☞ les stations les plus sableuses sont peu diversifiées (21 espèces ;  $H' \approx 1,84$  ;  $S=5 \pm 2$ ) et ont une densité moyenne ( $227 \pm 165$ ) ;
- ☞ elles définissent un cortège à *Ophelia borealis* associée à *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Glycera convoluta* et à une vingtaine d'autres espèces accompagnatrices, généralement peu communes ou rares, (ex : *Nerine cirratulus*, *Bathyporeia elegans*, *Scoloplos armiger*, *Glycera lapidum*, *Magelona papillicornis*, *Mactra solida*, *Gastrosaccus spinifer*, *Urothoe grimaldii*, ... ) ;
- ☞ majoritairement composé d'espèces sensibles aux perturbations, elles sont caractéristiques d'un peuplement sain (indice biotique (IBq)=0-1).

Cet écosystème fragile intègre très rapidement même la moindre des modifications du biotope. C'est pourquoi les variations climatiques et les tempêtes (nombreuses et violentes durant l'automne 1995) sont de nature à perturber le recrutement larvaire automnal de certaines espèces (par ex. : *Lanice conchilega*, *Magelona papillicornis*, *Pectinaria koreni* et beaucoup de mollusques bivalves et de crustacés) et peuvent expliquer le facteur saisonnier observable entre nos deux campagnes. De même, l'hydrodynamisme du chenal d'accès à l'Avant-Port Ouest de Dunkerque génère des perturbations hydrosédimentaires perceptibles au niveau des stations qui bordent la partie Ouest de la zone de référence. Elles se traduisent par un apport très faible de pélites (de l'ordre de 5%) et de sable graveleux (environ 20%) qui favorise l'installation d'un peuplement hétérogène envasé. Très diversifié (47 espèces ;  $H' \approx 3,25$  ;  $S=14 \pm 6$ ), avec des densités élevées ( $A=377 \pm 308$ ), on y rencontre des bryozoaires, des cnidaires et des annélides polychètes vasicoles. Cet ensemble faunistique définit un cortège d'espèces sensibles (nombreuses), indifférentes, tolérantes ou opportunistes, et peut être affecté d'un indice biotique 0-1, symptomatique d'un état de transition ou de déséquilibre, plus que de dégradation.

### IV- Discussion partielle :

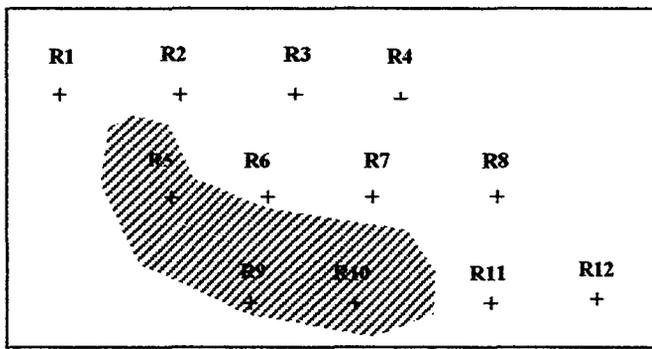
Cette étude, réalisée d'octobre 1995 à avril 1996 au large du port de Dunkerque, avait pour but de dresser les caractéristiques générales des sédiments et des peuplements benthiques situés aux abords des zones de vidage du port de Dunkerque. Cette zone de référence nous a permis de constater plusieurs faits importants :

- ⊙ tout d'abord, une grande homogénéité des faciès granulométriques, caractérisés par du **sable fin à moyen** de type dunaire. Ces faciès présentent une part de pélites très modeste ( $\approx 2\%$  en moyenne) et une petite part de cailloutis (de l'ordre de 8%). Ces données nous permettent de confirmer que notre zone de référence, déterminée bibliographiquement, n'est effectivement pas perturbée, d'un point de vue granulométrique, par les immersions de boues portuaires. En revanche, le chenal intermédiaire d'accès à l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, qui borde l'extrémité sud-ouest de la zone de référence, crée une zone restreinte de perturbation. Associé à l'hydrodynamisme naturel de la zone et aux variations climatiques brutales (tempêtes), il génère des remobilisations sédimentaires principalement caractérisées par une augmentation de la partie pélitique ( $\approx 5\%$ ) et caillouteuse ( $\approx 24\%$ ) de ces quelques stations. Ainsi, des conditions hydrologiques (courant de marée, houle,...) et climatiques (tempêtes, ...) très violentes peuvent induire une variabilité temporelle, naturelle et géographiquement limitée au niveau d'une structure granulométrique globalement stable.

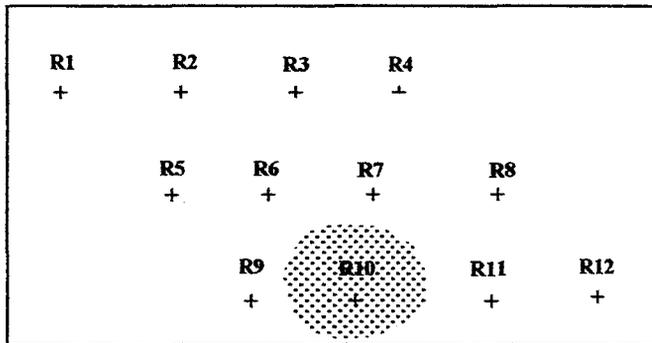
● Ensuite, une **absence totale de contamination chimique** au niveau des sédiments de la zone de référence. Les teneurs mesurées sont toujours inférieures aux médianes GEODE, pour les métaux lourds, et très faibles pour les nutriments (COT $\approx$ 0,36% ; NTK $\approx$ 140 mg/kg et P $\approx$ 170 mg/kg). Seules les stations légèrement envasées montrent des concentrations supérieures aux autres stations du fait de l'affinité des polluants pour les particules fines (notamment : de bonnes corrélations pélites/COT, COT/NTK, et pélites/Mn) sans pour autant que l'on puisse parler ici de contamination. On notera néanmoins que les concentrations en Mn, Fe et Al, bien qu'en-deça des seuils de pollutions, sont relativement élevées, signe d'un enrichissement lié aux activités industrielles régionales.

● Enfin, d'un point de vue faunistique, la prédominance d'un peuplement, diversifié ( $\approx$ 50 espèces), faiblement représenté ( $\approx$ 350 individus), où les annélides polychètes (25 espèces et  $\approx$ 85% des individus) et les crustacés (13 espèces) sont majoritaires. Les groupes trophiques dominants y sont les dépositivores de surface et sub-surface (41%), les carnivores (36%) et enfin les suspensivores (23%). Le cortège d'espèces caractéristiques est de type sableux à *Ophelia borealis*, *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Glycera convoluta*, composé majoritairement d'espèces sensibles avec des densités (230 individus/m<sup>2</sup>) et des richesses spécifiques (S=5 $\pm$ 2) moyennes. Les perturbations sédimentaires liées au Chenal intermédiaire favorisent l'apport de cailloutis et de débris coquilliers ainsi que l'augmentation des fractions granulométriques les plus fines, sur les stations avoisinantes. La communauté des sables propres laisse alors la place à un peuplement hétérogène envasé caractérisé par *Actinothoe sp.*, *Glycera lapidum*, *Glycera convoluta* et *Notomastus latericeus*. Plus diversifié (S=14 $\pm$ 6), avec des densités plus élevées (400 individus/m<sup>2</sup>), on y rencontre des bryozoaires et des cnidaires qui se fixent sur les cailloux et graviers. Des annélides polychètes plus ou moins vasicoles profitent également de ces apports en débris coquilliers (ex : *Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis*) pour s'implanter. Cet ensemble faunistique définit un cortège d'espèces sensibles ou indifférentes, dans lequel on voit poindre quelques rares espèces tolérantes ou opportunistes. Il en découle un indice biotique de type écotonal (IBq $\approx$ 0-2), faisant état d'un déséquilibre, vraisemblablement transitoire, plus que d'une situation de dégradation proprement dite.

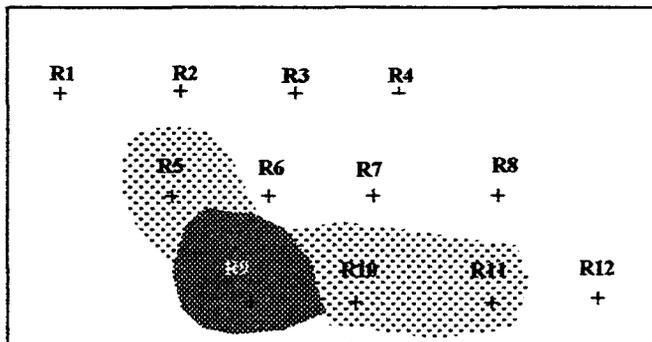
La biocénose benthique des sables propres est fragile, du fait principalement de sa composition faunistique (espèces sensibles aux perturbations). Elle intègre très rapidement les moindres modifications du biotope, qu'elles soient naturelles (hydrodynamisme, variations climatiques, tempêtes violentes, ...) ou anthropiques (pollutions). Ainsi, comme nous l'avons constaté, des perturbations presque imperceptibles d'un point de vue sédimentaire peuvent se ressentir au niveau de la structure faunistique. En effet, les espèces qui la composent possèdent pour la plupart une période de recrutement larvaire printanière (avril-juin) et/ou automnal (septembre-novembre). La colonisation des substrats par les juvéniles est étroitement liée aux caractéristiques biologiques propres à chaque espèce (mode de reproduction, mobilité,...) et aux facteurs du milieu (température, hydrodynamisme, granulométrie, composition chimique des sédiments, ...). Ainsi, les fortes tempêtes de l'automne 1995, ou le printemps précoce de 1996, sont autant de facteurs naturels pouvant expliquer les variations saisonnières observées sur la composition faunistique de la zone de référence, tout comme les perturbations hydrosédimentaires liées au chenal d'accès à l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, qui borde cette zone, ou encore l'influence plus lointaine de l'embouchure de l'Aa. Quelle que soit la nature des perturbations, un fait demeure : dès que survient un bouleversement dans la structure sédimentaire, et à plus forte raison s'il s'agit d'un envasement, il se produit des modifications au niveau de la structure du peuplement benthique. Les cartes de la **figure 70** illustrent de façon synthétique les caractéristiques physico-chimiques et l'état de dégradation des peuplements de cette zone d'étude.



-  **zone envasée**
-  **zone grossière**  
(plus ou moins envasée)
-  **zone sablonneuse**
-  **zone sableuse**



-  **zone de contamination modérée**  
(de l'ordre du Niveau 1)
-  **zone faiblement contaminée**  
(de l'ordre de la Md)
-  **zone non contaminée**  
( $<Md$ )



-  **indice biotique 0-2**
-  **indice biotique 1**
-  **indice biotique 0**

**Fig. 70 : Synthèse des caractéristiques granulométriques, chimiques et faunistiques de la zone de référence**



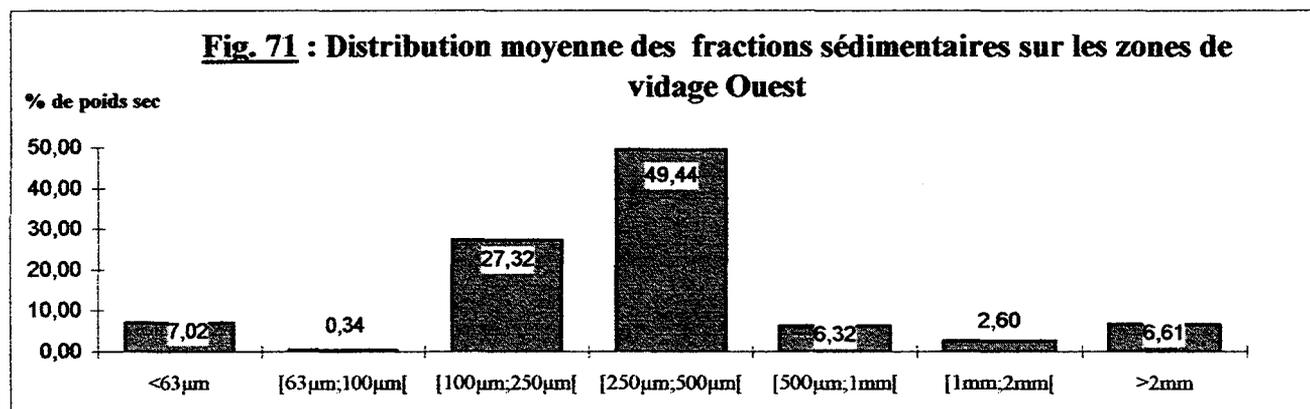
**Chapitre 3:**  
**Les zones de vidage « Ouest Nord » et « Ouest Sud »  
du port autonome de Dunkerque.**

## I - Analyses granulométriques

Les résultats présentés ci-après correspondent aux travaux réalisés lors de la première campagne sur les zones de vidage Ouest du port de Dunkerque, du 13 au 15 décembre 1994 et du 11 au 12 avril 1995 (**campagne ZDV1**). Il nous semble nécessaire de signaler, pour éclairer les données suivantes, que ces dates de prélèvements ont été choisies, dans la mesure des conditions de marée et d'intempéries, pour coïncider avec des travaux d'immersions de déblais de dragage (7-16 décembre 1994 et 21-23 mars 1995) et permettre d'établir un « état des lieux » post-immersion directe.

### I-1- Analyse des données brutes

A la hauteur des zones de rejets, les échantillons remontés renferment assez peu de pélites ( $7,02 \pm 7,72\%$  en moyenne et jamais plus de 41,3%) au regard des sédiments portuaires correspondant aux boues immergées ( $67,74\%$  en moyenne ( $\pm 27,22\%$ ), d'après Romont, 1996), comme le montre l'histogramme de la distribution moyenne des fractions sédimentaires (**fig. 71**). Ce premier constat suggère donc un recyclage important des matériaux fins rejetés au large. D'un point de vue général, les sédiments de ces zones sont principalement définis par des sables fins à moyens propres et présentent une distribution moyenne unimodale dont le mode se situe dans les sables fins ( $49,4 \pm 19,5\%$ ). Le pourcentage de vase, en moyenne  $>5\%$ , définit cependant un caractère potentiellement sablo-vaseux à ces sédiments.



La mobilité plus faible des vases compactes se caractérise par la présence de pouppées de vase ou de galets mous sur la quasi totalité des stations des zones de vidage et des alentours proches. Quant aux sables graveleux trouvés sur la zone d'étude, ils sont apparentés aux matériaux de construction de l'Avant-Port Ouest (APO) (dont 30 millions de m<sup>3</sup> ont été déversés lors des travaux) et n'ont en fait rien à voir avec les matériaux actuellement dragués dans le cadre des travaux d'entretien des fonds du port (vases marines). Ils sont pour la plupart vieux de près de 10 ans. En effet, très peu de matériaux solides sont immergés sur les zones de vidage lors des travaux d'entretien actuels (communication personnelle du Service des Dragages du PAD).

L'analyse des pourcentages des différentes fractions granulométriques (**Tab. 65**) (**Annexes C**) montre une très grande **hétérogénéité sédimentaire** de la zone d'étude sous la forme d'une mosaïque de faciès (« patchiness ») très caractéristique des zones perturbées. On constate ainsi l'existence de **7 zones** qui s'individualisent d'un point de vue sédimentaire et sur lesquelles nous allons nous attarder maintenant :

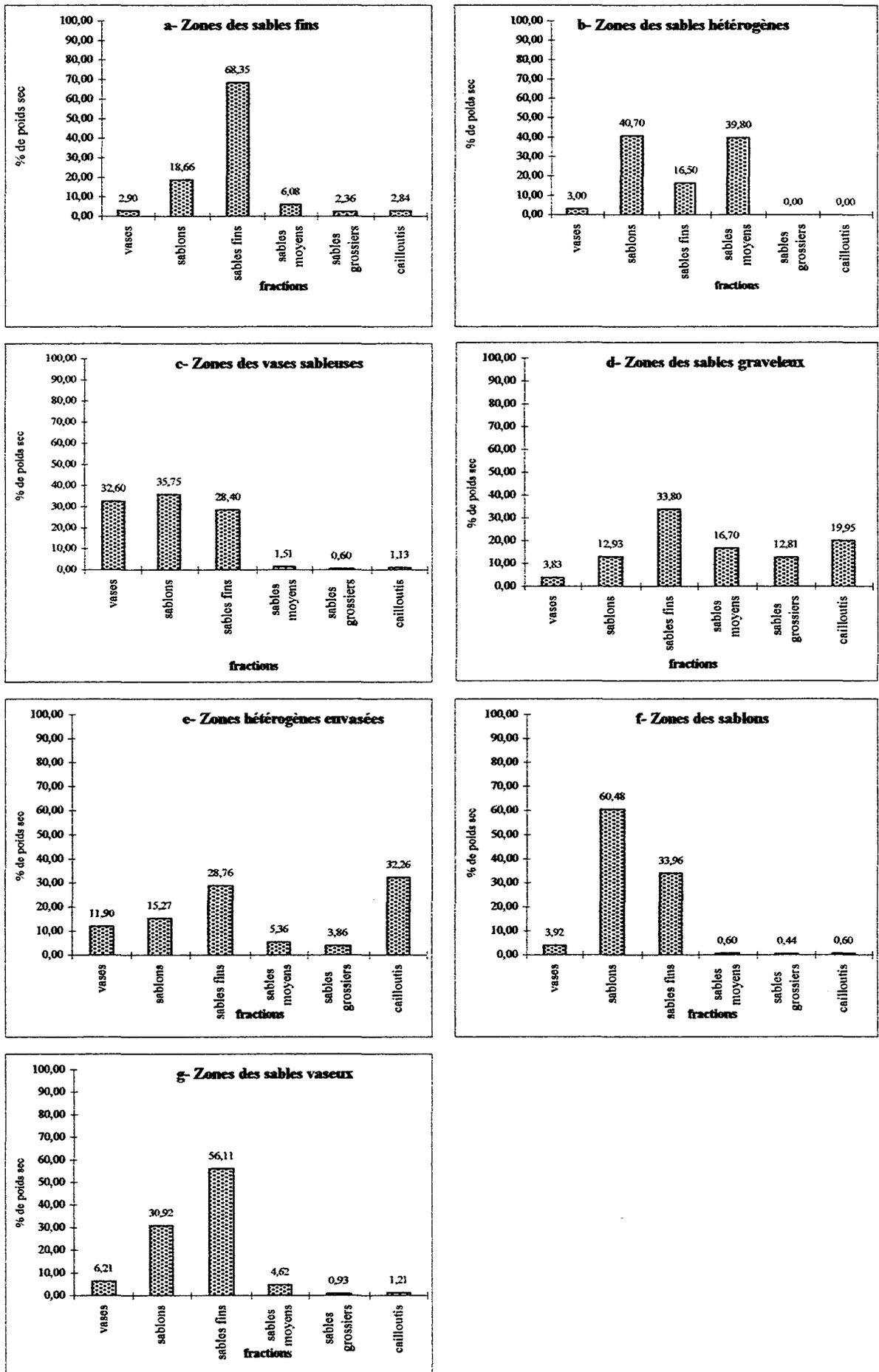
- une zone de *sables fins à moyens*, sur 14 stations (2, 5, 6, 7, 12, 15, 17,18, 21, 26, 33, 37, 39, 43), caractérisées par un grain médian typique des sables dunaires. Ces stations sont soit **très bien classées** (2, 6, 7, 12, 17,18, 21, 26, 33, 37, 39, 43) soit **bien classées** (5, 15) et se situent pour la plupart au niveau des bancs de sable. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires (**fig. 72 - a**) est unimodal. Les sables fins y représentent la fraction majoritaire. La seconde fraction en terme d'importance pondérale

relative correspond ensuite aux sablons. Ces deux classes granulométriques réunies donnent entre 74 et 98% du poids total et varient en proportion suivant les endroits : les stations situées sur les crêtes de banc présentent des teneurs plus fortes en sable (70 à 85%) et moyennes en sablon (4 à 25%), caractéristique des sables dunaires, au contraire des stations qui en sont les plus éloignées (sable : 50 à 57% et sablon : 11 à 40%). Les autres fractions sédimentaires se situent entre 0 et 7% et sont pour ainsi dire négligeables au regard des deux précédentes.

► une zone de *sablons*, localisée sur 5 stations (3, 30, 32, 34, 46) avec un grain médian moyen de l'ordre de 204  $\mu\text{m}$  (typique des sablons). Ces stations sont soit **très bien classées** (3, 30, 46) soit **bien classées** (32, 34) et se situent elles aussi au niveau des bancs de sable. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires (**fig. 72 - f**) est unimodal. Les sablons représentent la fraction majoritaire de cette distribution et les pourcentages de la classe granulométrique voisine, les sables fins, sont proches de 34% en moyenne. Ces deux classes granulométriques prédominantes représentent entre 89 et 97% du poids total (95% en moyenne) et varient peu en proportion. Les stations situées sur les flancs des bancs présentent des teneurs plus fortes en sablons (66 à 70%) et moyennes en sables fins (26 à 30%) au contraire des stations interbancs (sablons : 50 à 62% et sables fins : 33 à 41%), comme pour la zone de sables fins, mais ces différences restent minimales. Les autres fractions sédimentaires, quasiment négligeables, représentent entre 0 et 4% du poids total.

► une zone de *sables graveleux*, caractéristique de 4 stations (13, 16, 23, 24) et un grain médian moyen de l'ordre de 545  $\mu\text{m}$  (caractéristique des sables moyens). Ces stations sont **bien classées** et se situent dans leur ensemble au niveau de la zone de vidage **Ouest sud**. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces 4 stations (**fig. 72 - d**) est bimodal avec un premier mode dans les sables fins dont les teneurs sont de l'ordre de 34 % (de 32 à 35%), et un second dans les fractions supérieures à 2 mm qui représentent environ 20 % (de 15 à 25%) du poids total. Les sables moyens et grossiers avoisinent les 29,5% (de 13 à 47%). Ces différentes stations montrent cependant des variations du poids relatif de chaque classe granulométrique, notamment des sablons (stations 16 et 23) et des sables moyens (stations 13 et 24). Le taux de pélites y est en moyenne de 3,83% et n'excède jamais les 4,3%.

► une zone de *sables vaseux*, sur 14 stations (1, 8, 14, 27, 28, 31, 35, 36, 38, 40, 41, 42, 44, 45) possédant un grain médian moyen de l'ordre de 287  $\mu\text{m}$  (sables fins). Ces stations sont soit **très bien classées** (1, 14, 27, 35, 36, 38, 41, 42, 44) soit **bien classées** (8, 28, 31, 40, 45). Leur localisation géographique ne semble pas obéir à une logique précise puisqu'on y retrouve aussi bien des stations de crête de banc que des stations profondes. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces stations (**fig. 72 - g**) est unimodal. Le sable fin représente la fraction majoritaire de cette distribution qui est, aux valeurs de pélites près, assez semblable à celle de la zone de sables fins. La seconde fraction en terme d'importance pondérale relative correspond aux sablons. Ces deux classes granulométriques réunies donnent entre 63 et 95% du poids total (87% en moyenne) mais varient fortement en proportion suivant les stations : les stations interbancs proches des zones de vidage présentent ou bien les taux les plus élevés en sables fins (35, 36) ou bien les plus élevés en sablons (1, 28, 40). Il semblerait donc que cette zone de sables envasés marque une transition entre les zones de sablons et les zones de sables fins à moyens, au regard de ces deux fractions granulométriques, notamment entre les bancs de sables. Les autres fractions sédimentaires se situent entre 0 et 7%. Le taux de pélites est en moyenne de 6,2 % mais fluctue entre 5 et 8%, soit donc, nettement supérieur à celui observé sur les zones de sables fins ou de sablons. De même, les taux de sables moyens et



**Fig. 72 :** Histogrammes moyens de distribution des classes granulométriques dans les principales structures sédimentaires de la première campagne des zones de vidage Ouest (ZDV1).

grossiers sont de l'ordre de 5,55% mais fluctuent de 0 à 29% (station 14). Quant au taux de cailloutis, il est faible (1,21% en moyenne) et n'excède jamais 3,2%.

► une zone de *vases sableuses*, caractérisant 3 stations (19, 20, 22) dont le grain médian moyen est de l'ordre de 280  $\mu\text{m}$  (sables fins). Ces stations sont soit **faiblement classées** (20, 22) soit **très mal classées** (19) et se situent au niveau de la zone de vidage **Ouest Nord** (19, 20) et aux abords de la zone de vidage **Ouest Sud** (22). L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces 3 stations (**fig. 72 - c**) est unimodal. Les sables représentent la fraction majoritaire de cette distribution (teneurs moyennes : 35,8%). Les teneurs en pélites et en sables fins en sont cependant très proches avec, respectivement, des valeurs moyennes de 32,6 % et 28,4 %. Ces trois classes réunies donnent entre 95 et 99% du poids total (96,8% en moyenne), ce qui rend très négligeables les teneurs des autres fractions granulométriques. Cependant, au sein de ces trois stations, on constate de fortes variations de proportion entre les 3 classes prédominantes : la station 19 de la zone de vidage Ouest Nord possède le taux de pélites le plus élevé ; la station 20 de la zone de vidage Ouest Nord est la plus fortement sablonneuse des trois, alors que la station 22, proche de la zone de vidage Ouest Sud, présente les teneurs les plus faibles des trois stations, en ces deux paramètres.

► une zone de sables *hétérogènes envasées* localisée sur 5 stations (4, 9, 10, 11, 25), qui possèdent un grain médian de l'ordre de 592  $\mu\text{m}$  (typique des sables moyens : 0,5–1mm). Ces stations sont soit **faiblement classées** (9, 10, 11, 25) soit **très mal classées** (4). Elles se situent essentiellement au niveau de la zone de vidage **Ouest Sud**. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces 5 stations (**fig. 72 - e**) est ici bimodal. La fraction majoritaire correspond aux cailloutis dont les valeurs fluctuent de 25,4% à 39,4%, soit des teneurs nettement supérieures à celles observées dans la zone proprement dite de sables graveleux (20%). Les teneurs en pélites y oscillent de 7 à 20,2%, soit des valeurs nettement supérieures à celles observées dans la zone de sables vaseux, et intermédiaires de celles des zones de vases sableuses. Toutes les autres fractions sédimentaires sont dans l'ensemble assez bien représentées : les sables ont des teneurs moyennes de 15,3 % (de 11 à 19%) ; les sables fins de 28,8 % (de 23 à 36%) et les sables moyens et grossiers de 11,8 % (de 3 à 19%). Ces particularités rendent ce type de distribution difficile à classer puisqu'elle possède à la fois les caractéristiques des zones de sables vaseux (teneurs en vase >5%) et celles des zones de sables graveleux (plus de 15% de fraction >2mm). C'est pourquoi il semble logique de rassembler ces stations dans un groupe particulier, communément dénommé faciès hétérogène envasé.

► une zone de *sables hétérogènes* représentant la station 29, localisée au niveau de la zone de vidage **Ouest Nord**, dont le grain médian est de l'ordre de 327  $\mu\text{m}$  (typique des sables dunaires) et qui est **bien classé**. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de cette station (**fig. 72 - b**) est bimodal. Il est ici assez difficile d'en dégager une fraction majoritaire puisque les deux classes modales présentent des teneurs très similaires : les sables représentent 40,7% du poids total alors que les sables moyens en représentent 39,8%. Les autres fractions sédimentaires se situent entre 0 et 17%. Le taux de pélites est de 3%, le taux de sables fins est de 16,5%, alors que les fractions de cailloutis et de sables grossiers sont inexistantes. Cette station isolée semble donc représenter une transition entre des faciès de sables fins et des faciès de sables grossiers. Une telle distribution sédimentaire est cependant peu habituelle et pourrait être la conséquence directe d'une perturbation sédimentaire.

Le **tableau 66** récapitule l'ensemble de ces différents résultats et la **figure 73** les illustre sous la forme d'une cartographie qui met en évidence la disposition géographique de cette zonation sédimentaire.

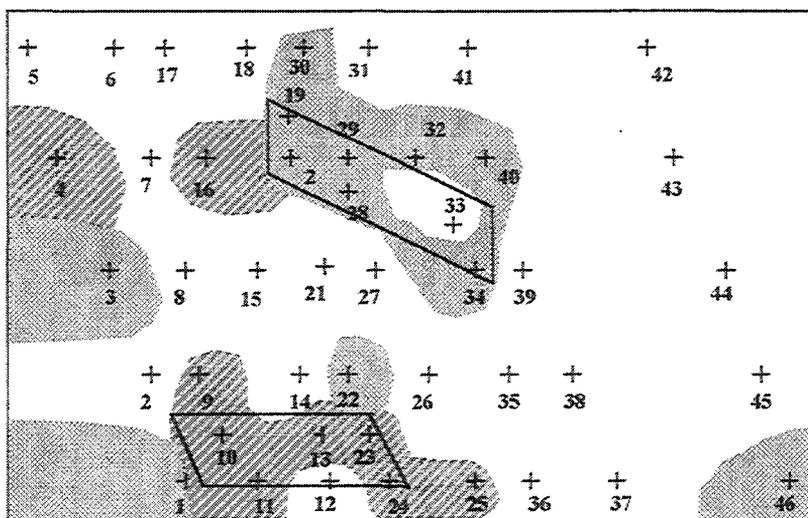
Faciès	nombre de stations concernées	Grain médian moyen (Q2 en $\mu\text{m}$ )	Classement du sédiment	Type de distribution	Fractions modales (en gras) et caractéristiques des sédiments
Sables fins à moyens	n=14	337 $\mu\text{m}$	TBC à BC	unimodale	<b>SF</b> (67 $\pm$ 11,3 %) <b>Sb</b> = 19 $\pm$ 11,4% <b>SM-SG</b> = 8,5% <b>C</b> = 2,9 $\pm$ 4 % <b>V</b> = 2,8 $\pm$ 0,9%
Sablons	n=5	204 $\mu\text{m}$	TBC à BC	unimodale	<b>Sb</b> (61 $\pm$ 8,1%) <b>SF</b> = 34 $\pm$ 6,2% <b>V</b> = 3,9 $\pm$ 0,4% <b>SM-SG</b> = 1% <b>C</b> = 0,6%
Sables vaseux	n=14	287 $\mu\text{m}$	TBC à BC	unimodale	<b>SF</b> (56 $\pm$ 14,5%) <b>Sb</b> = 31 $\pm$ 19 % <b>V</b> = 6,2 $\pm$ 0,9 % <b>SM-SG</b> = 5,6% <b>C</b> = 1,2 $\pm$ 1,2%
Vases sableuses	n=3 (stations 19, 20, 22)	280 $\mu\text{m}$	FC à TMC	unimodale	<b>Sb</b> (36 $\pm$ 8,5%) <b>V</b> = 32,6 $\pm$ 7,6% <b>SF</b> = 28 $\pm$ 12,3 % <b>SM-SG</b> = 2,1% <b>C</b> = 1,1%
Hétérogènes envasés	n=5	592 $\mu\text{m}$	FC-TMC	bimodale	<b>C</b> (32,3 $\pm$ 5 %) <b>SF</b> = 28,8 $\pm$ 5 % <b>Sb</b> = 15,3 $\pm$ 3,3 % <b>SM-SG</b> = 12 $\pm$ 6,4% <b>V</b> = 12 $\pm$ 5,2 %
Sables graveleux	n=4	545 $\mu\text{m}$	BC	bimodale	<b>SF</b> (34 $\pm$ 1%) <b>C</b> = 20 $\pm$ 4,1% <b>SM-SG</b> = 29,5 $\pm$ 14,4 % <b>Sb</b> = 13% <b>V</b> = 4 $\pm$ 0,3%
Sables hétérogènes	n=1 (station 29)	327 $\mu\text{m}$	BC	bimodale	<b>Sb</b> (40,7%) <b>SM</b> = 39,8% <b>SF</b> = 16,5% <b>V</b> = 3%

TBC : très bien classé ; BC : bien classé ; FC : faiblement classé ; TMC : très mal classé

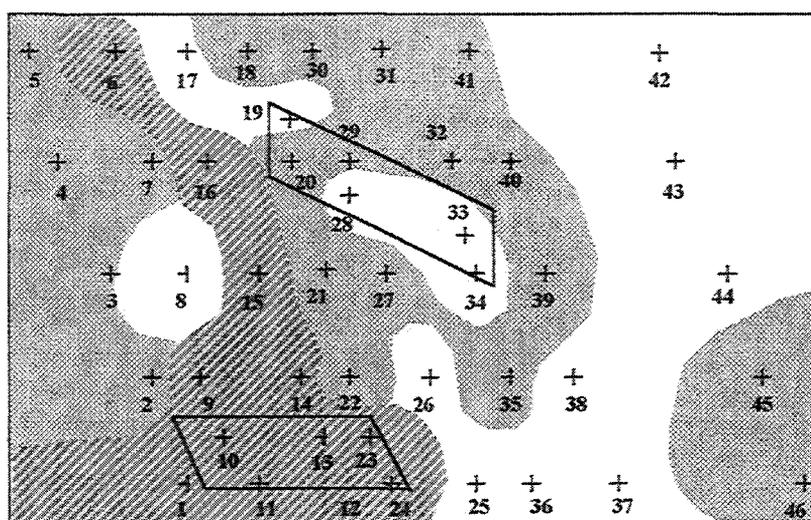
SF : sables fins (250-500 $\mu\text{m}$ ) ; Sb : sablons (63-250 $\mu\text{m}$ ) ; V : pélites (<63 $\mu\text{m}$ ) ;

SM-SG : sables moyens à grossiers (500 $\mu\text{m}$  à 2 mm) ; C : cailloutis (> 2mm)

**Tab. 66 : Récapitulatif des données sédimentaires brutes pour chaque faciès des zones de vidage Ouest.**



## Zones de vidage Ouest (ZDV1)



## Zones de vidage Ouest (ZDV2)

- Fraction fine dominante (<250µm) [Sablons aux Vases]
- Sables fins à moyens
- Fraction grossière dominante (>1 mm) [Sables grossiers à graveleux]

**Fig. 73 :** Cartographie des regroupements sédimentaires des zones de vidage Ouest, issus des dendrogrammes

## I-2- Dendrogramme

Le dendrogramme, présenté ci-après (fig. 74) et réalisé sur les données granulométriques précédentes, permet de rassembler ces stations en trois grands groupes :

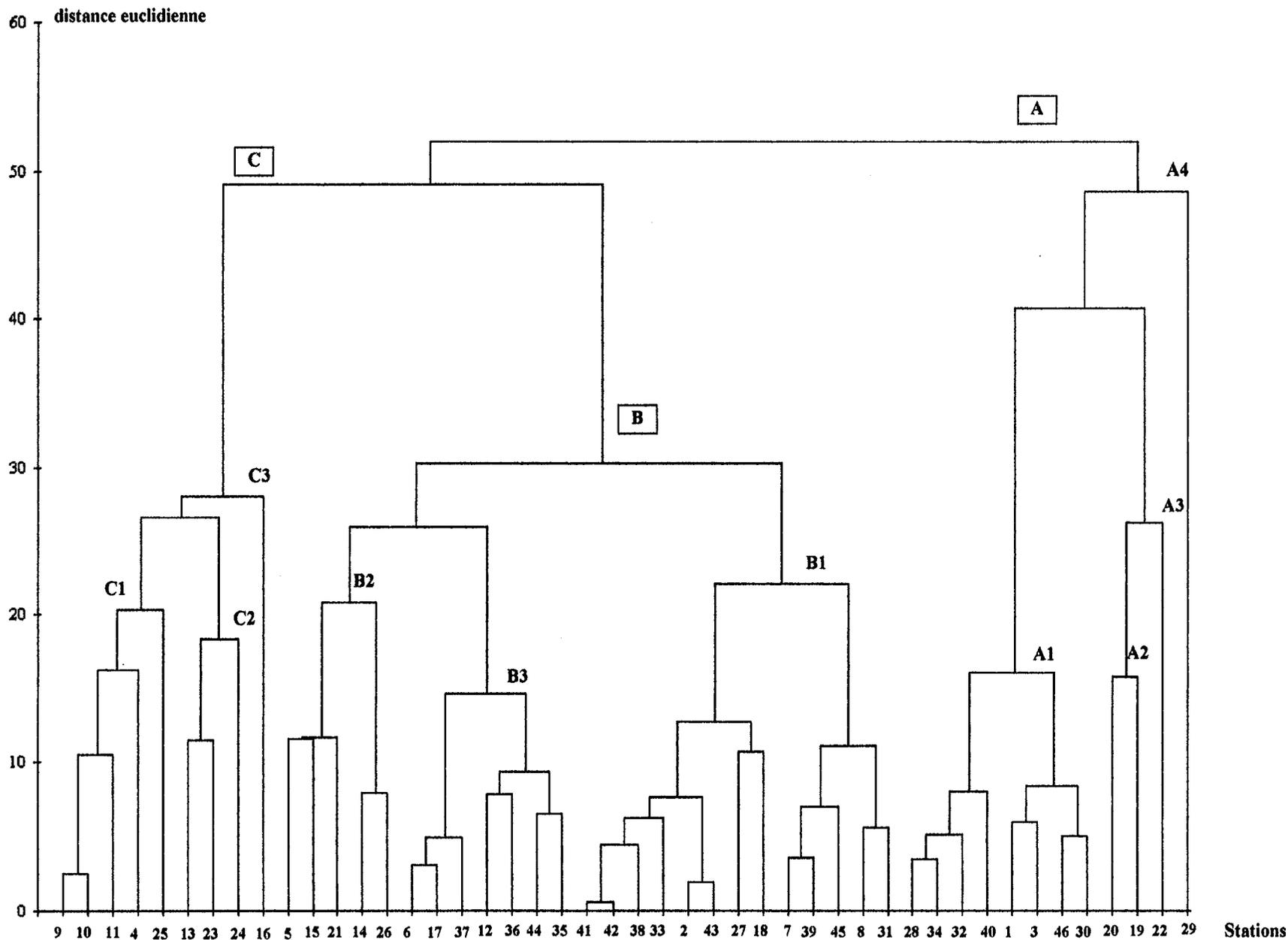
- ▶ le groupe A formé de 4 sous-unités :
  - ⇒ **A1** : réunissant les stations de faciès **sablonneux** (3, 30, 32, 34, 46) ainsi que des stations définies comme sablo-vaseuses selon les critères de Larssonneur mais dont le % dominant est de nature sablonneux (1, 28, 40).
  - ⇒ **A2** et **A3** : réunissant les stations 19, 20, 22 représentant les faciès de **vases sableuses**. La station 22 (A3) se rattachant plus tardivement au groupe A2 du fait de son caractère plus sableux que sablonneux par rapport aux stations précédentes.
  - ⇒ **A4** : étant constituée de la station 29 et représentée par un faciès de **sables hétérogènes** composé, comme nous l'avons vu précédemment, d'un fort % de sables fins et de sables moyens et qui constitue une charnière entre ces deux types de faciès.
- ▶ le groupe B formé de trois sous-unités :
  - ⇒ **B1** : composée des stations 2, 7, 8, 18, 27, 31, 33, 38, 39, 41, 42, 43, 45, de **sables fins et sablons** (respectivement 61% et 31% en moyenne),
  - ⇒ **B2** : composée des stations 5, 14, 15, 21, 26, de **sables fins et sables moyens à grossiers** de type dunaire (respectivement 57% et 29% en moyenne),
  - ⇒ **B3** : composée des stations 6, 12, 17, 35, 36, 37, 44, essentiellement de **sables fins** (73% en moyenne).

Ces trois sous-unités réunissent donc des stations dont le % dominant est de **sables fins**. Ici encore, on trouve associées des stations définies comme sablo-vaseuses par les critères de classification sédimentaires mais dont le % dominant est le sable fin (8, 14, 27, 31, 35, 36, 38, 41, 42, 44, 45).
- ▶ le groupe C formé de trois sous-unités :
  - ⇒ **C1** : caractérisée par des stations de faciès **hétérogène envasé** (4, 9, 10, 11, 25) dont le % de cailloutis et de sables moyens à grossiers est assez élevé (41,5%).
  - ⇒ **C2** : caractérisée par des stations de faciès de **sables graveleux** (13, 23, 24), (% de cailloutis et sables moyens à grossiers de 56 %).
  - ⇒ **C3** : définie par la station 16, caractérisée elle aussi par un fort % de **cailloutis** (fraction >2mm) mais, à la différence des 3 stations précédentes, possédant également un % élevé de **sablons** et très peu de sables moyens à grossiers (% de cailloutis et sables grossiers de 31 % contre 32% de sablons).

Le dendrogramme établit donc une classification des stations en fonction des % dominants des fractions sédimentaires. Ainsi :

- le **groupe A** est constitué des stations de faible granulométrie (fraction dominante entre 63µm et 250 µm),
- le **groupe B** est formé des stations de sables fins à moyens,
- et le **groupe C**, des stations à forte granulométrie (fraction dominante ≥ 1mm).

On aboutit donc à une hiérarchisation des stations selon un **gradient de taille croissante des grains** des fractions sédimentaires dominantes.



**Fig. 74 : Dendrogramme réalisé à partir des données granulométriques de la première campagne sur les zones de vidage Ouest (ZDV).**

On peut donc conclure de ces analyses que :

- d'une part, le % de vases des stations sablo-vaseuses étant assez faible, les traitements statistiques les regroupent sans distinction avec les stations de sables fins ou de sablons. Seules les stations très envasées se dégagent sur le graphe,
- d'autre part, si 6 grands groupes sédimentaires s'isolent à l'analyse des données brutes (les stations de sables graveleux, les stations de sables fins à moyens non envasés, les stations de sablons ou de sables fins envasés, les stations de vases sableuses et un groupe de stations d'hétérogènes envasées), le dendrogramme ne les scinde qu'en 3 groupes : les stations de granulométrie fine (vases et sablons), les stations de sables (fins à moyens) et les stations de granulométrie grossière (sables grossiers à graveleux),
- 2 stations se démarquent de ces groupes du fait de leurs caractéristiques sédimentaires très hétérogènes : la station 29 (sablons hétérogènes) et la station 16 (sables grossiers hétérogènes).

Un examen détaillé des fractions sédimentaires rassemblées en trois classes (Fines, Sables fins à moyens, Sables grossiers), laisse apparaître une grande hétérogénéité des échantillons. On peut donc définir des % limites au-delà desquels les variations deviennent significatives et permettent d'établir des sous-unités très homogènes (au seuil 5%,  $\text{Khi}^2=[55,76 ; 67,50]$  ; au seuil 1%,  $\text{Khi}^2=[63,69 ; 76,15]$  avec  $\text{ddl}=45$ ). Ainsi :

⇒ Seules 7 stations, divisées en 2 groupes, sont statistiquement différentes de l'ensemble des 45 stations, d'un point de vue % de fines : les stations 4 - 19 - 20 - 22, caractérisées par un % de vase >20%, et les stations 9 - 10 - 11 intermédiaires avec un % de vase >8%.

⇒ En ce qui concerne le % de sables grossiers, seules 7 stations caractérisées par un pourcentage supérieur à 40% se démarquent nettement des autres stations, soit donc les stations 9 - 10 - 11 - 13 - 23 - 24 - 25.

Ces deux facteurs ségrégeants se superposent d'ailleurs au niveau des stations caractérisées comme **hétérogènes envasées** (4 - 9 - 10 - 11 - 25) comme le montre très bien le dendrogramme.

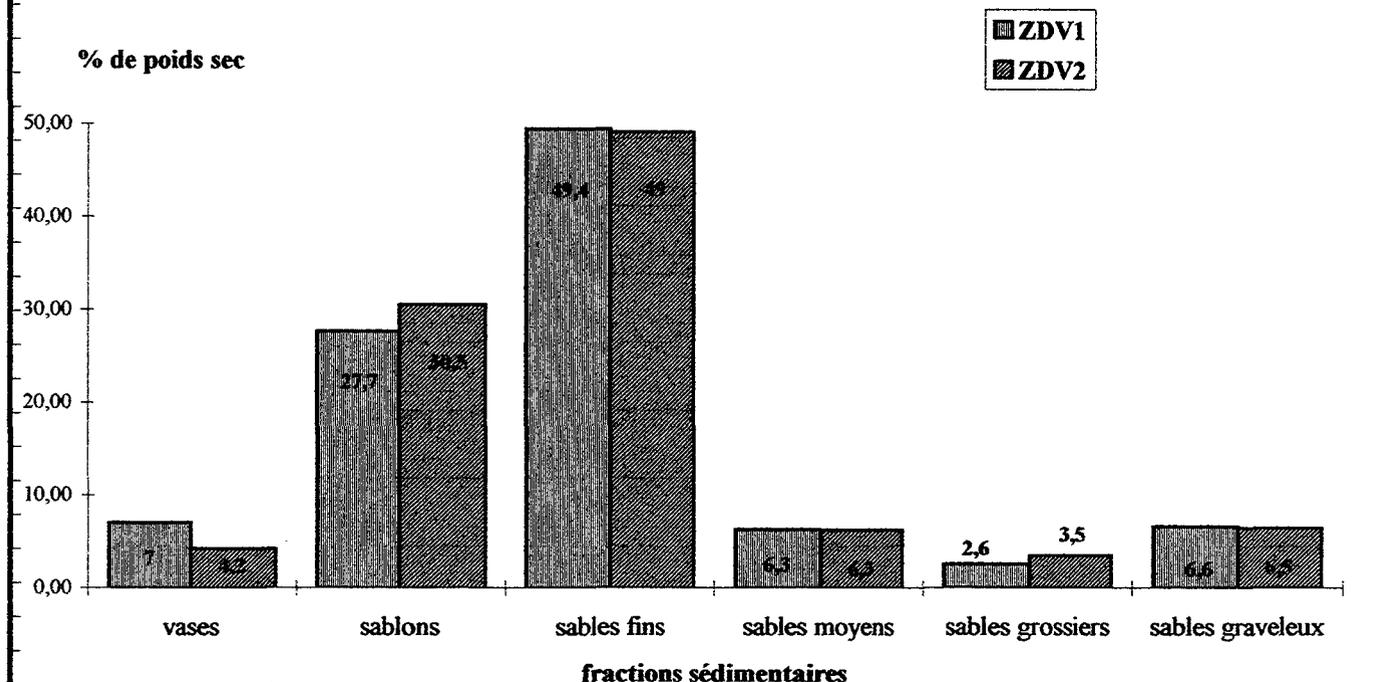
### I-3- Apports de la seconde campagne

Une seconde campagne réalisée du 17 au 19 octobre 1995 (ZDV2), quatre mois après les dernières immersions de boues portuaires (14-16 juin 1995), confirme les premiers résultats mais laisse apparaître quelques différences, **au niveau des teneurs en vases**, consécutives au lessivage des sédiments superficiels par les courants et à la remobilisation du matériel sédimentaire. La **figure 75** illustre les différences observées dans la distribution moyenne des fractions sédimentaires au cours de ces deux campagnes.

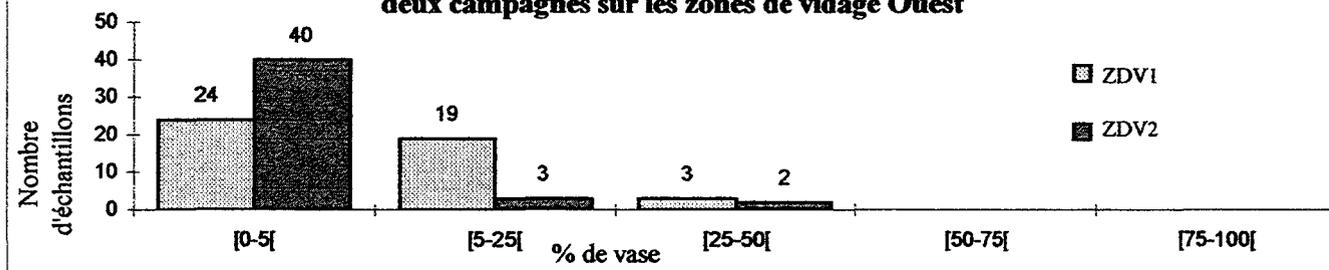
La distribution générale des fractions sédimentaires lors de cette deuxième campagne est très similaire à celle observée lors de la première campagne. Les faciès sédimentaires demeurent très hétérogènes dans leur succession et essentiellement définis par des sables fins à moyens propres de type dunaire. La légère diminution des teneurs en vases (4,25 % et jamais plus de 31,7%) atteste de l'érosion des crêtes de bancs et des fonds par les courants au cours des 4 mois suivant l'immersion des boues de dragage.

Si la distribution sédimentaire globale demeure à peu près stable, la répartition des sédiments au cours des deux campagnes de prélèvement subit, en revanche, des **modifications importantes**, comme le montre la **figure 76**, notamment en ce qui concerne les particules les plus fines. En effet, on constate que le nombre d'échantillons présentant un taux de vase très faible (compris entre 0-5 %) est nettement supérieur lors de la deuxième campagne. Ainsi, durant la première campagne près de 50% des échantillons étaient considérés comme envasés ( $n=22/46$ ), contre 5 à la seconde campagne.

**Fig. 75 : Distribution des fractions sédimentaires au cours des deux campagnes sur les zones de vidage Ouest**

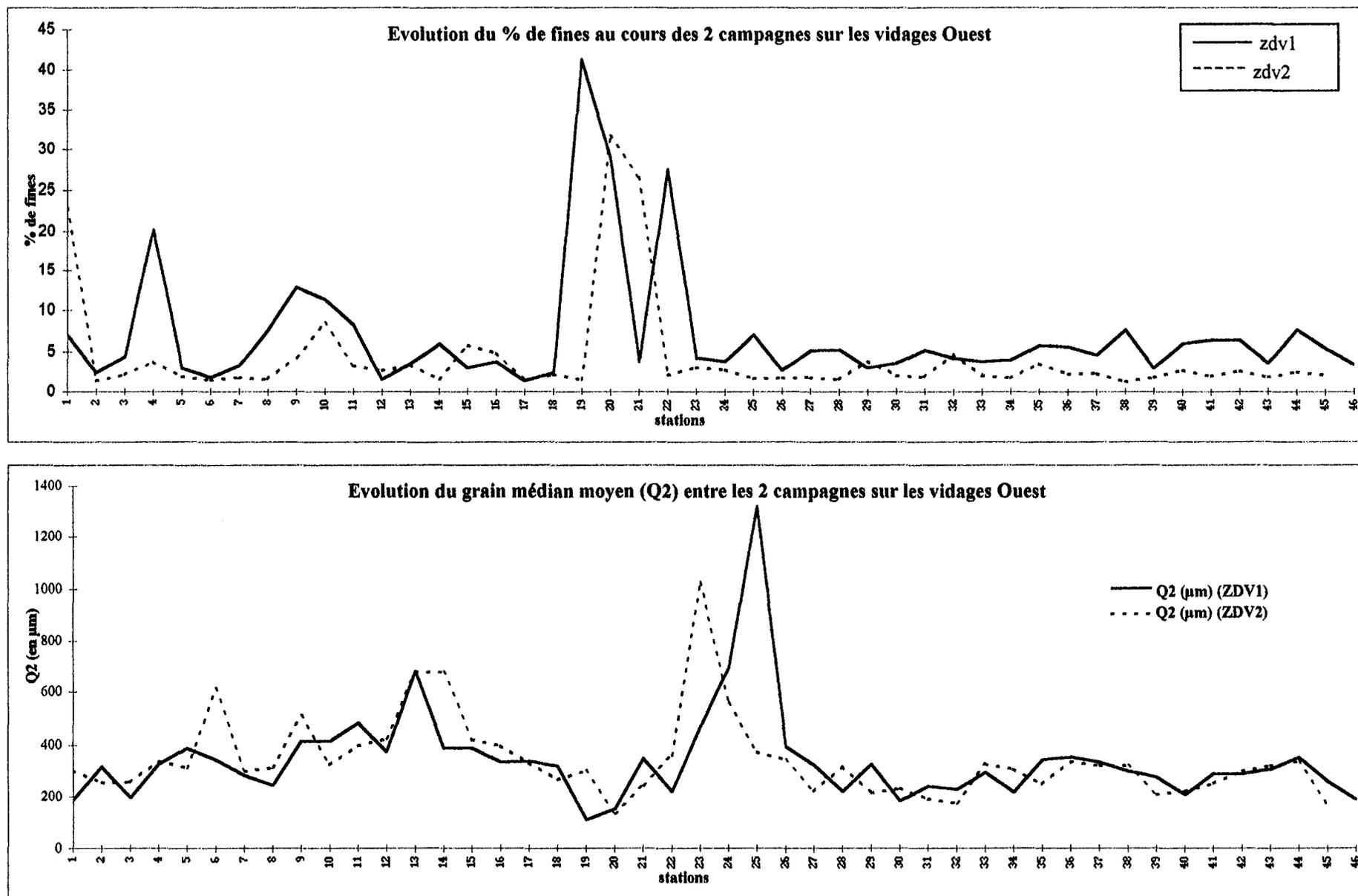


**Fig 76 : Distribution des échantillons en fonction de leur % de fraction fine lors des deux campagnes sur les zones de vidage Ouest**

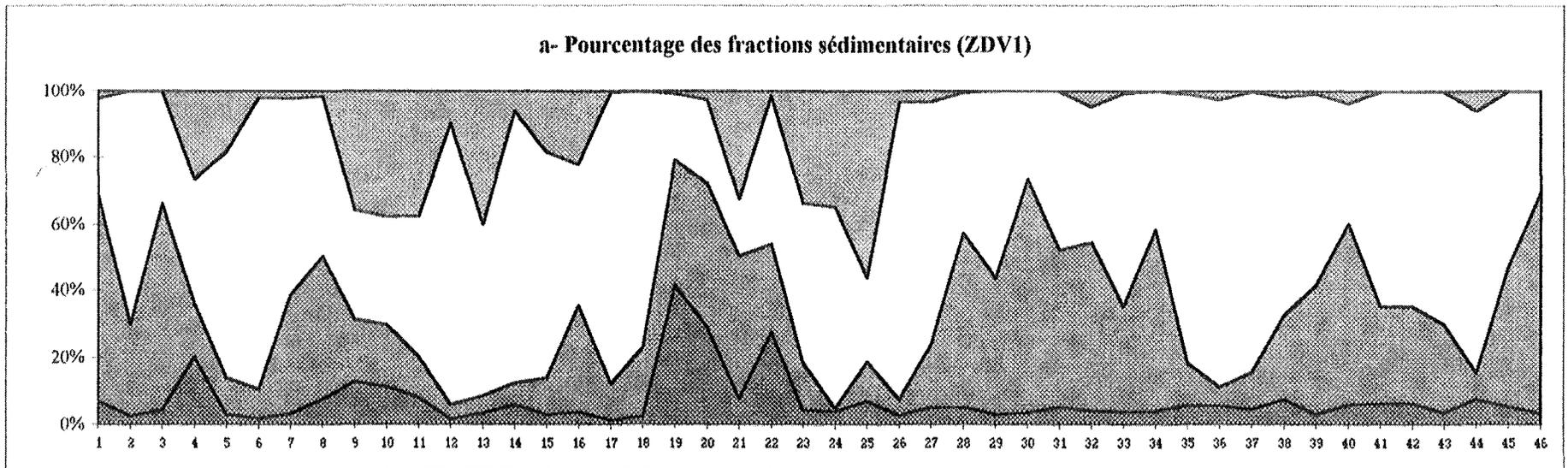


Ces modifications ne changent néanmoins que peu de choses à l'analyse générale qui reste similaire à celle obtenue lors de la première campagne, aux teneurs en vases près. Seules quelques stations subissent de fortes modifications sédimentaires par rapport à leurs premières caractéristiques. Les figures 77 et 78 illustrent l'évolution des principaux paramètres granulométriques au cours de ces 2 campagnes et la figure 79, leur répartition sur la zone d'étude. Ainsi, il se dégage toujours 6 grands groupes sédimentaires de l'analyse des données brutes, formant une mosaïque de faciès : les stations de **sables graveleux**, les stations de **sables grossiers**, les stations de **sables fins à moyens non envasés**, les stations de **sablons**, les stations de **vases sableuses** et un groupe de stations d'**hétérogènes envasées**. Comme pour la première campagne, le dendrogramme isole les stations possédant un % de vases élevé (les stations 1-20-21 [ $>20\%$ ]) et rassemble les stations en trois groupes en fonction de leur caractéristique granulométrique dominante (fraction fine, sableuse ou grossière). 5 stations se démarquent néanmoins de ces groupes du fait de leurs caractéristiques sédimentaires très hétérogènes :

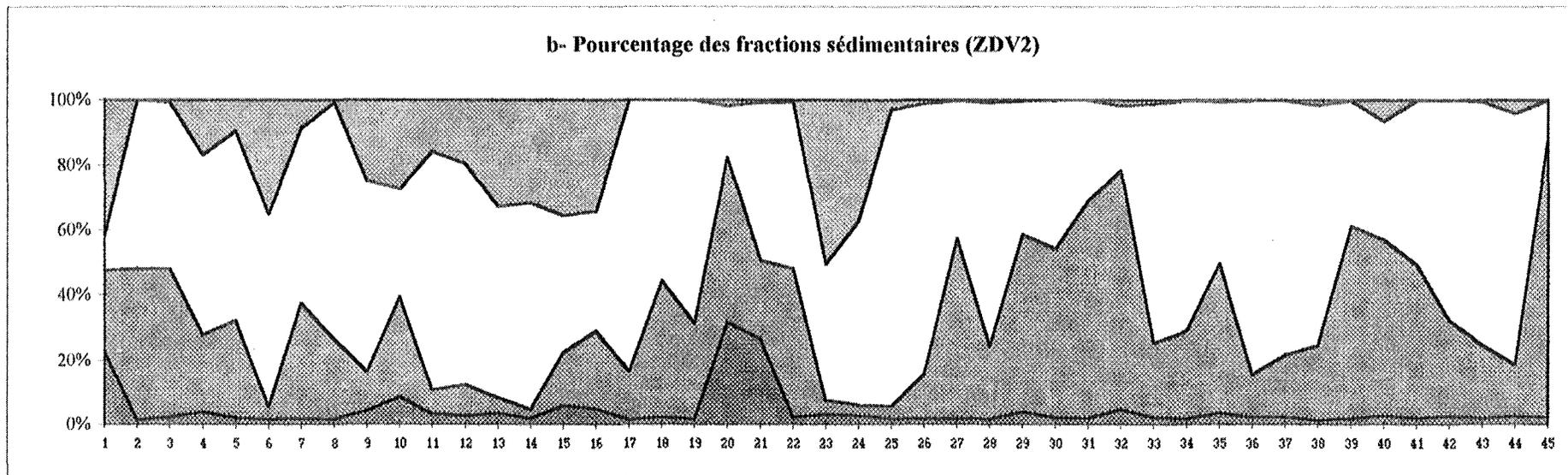
- la station 1 (graviers hétérogènes envasés),
- la station 16 (sables graveleux hétérogènes),
- la station 20 (sablons envasés),
- la station 21 (sables fins très envasés),



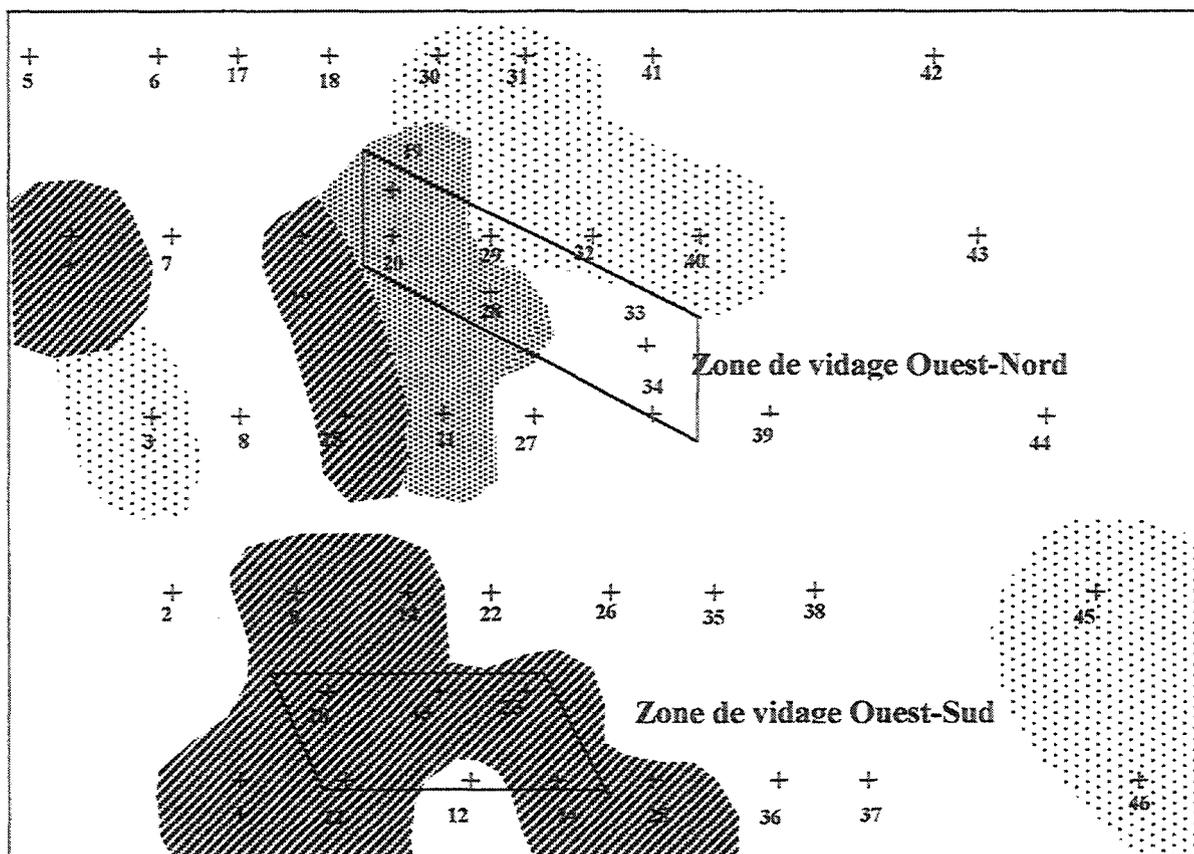
**Fig. 77 :** Evolution du % de fines et du grain médian au cours des 2 campagnes sur les zones de vidage Ouest.



**pélites (<63 µm)**
 **sables (63-250 µm)**
 **sables fins à moyens (250µm-1mm)**
 **sables grossiers à graveleux (1mm à >2mm)**



**Fig. 78 : Evolution des paramètres granulométriques au cours des 2 campagnes sur les zones de vidage Ouest.**



## Zones de vidage Ouest



**Fig. 79 :** Répartition des principaux groupes sédimentaires des zones de vidage Ouest.

- la station 23 (sables graveleux et sables grossiers)
- et la station 25 (sables fins hétérogènes).

#### I-4- Conclusion

Les sédiments des zones de vidage Ouest et leur proche périphérie sont assez **hétérogènes** dans l'ensemble, et plutôt **instables dans le temps**, signe d'une perturbation sédimentaire importante. Leur cartographie (cf. **Fig. 73**) laisse apparaître une succession de faciès, sous forme de **mosaïque**, sans cause naturelle apparente (profondeur, courantologie, ...). Ils sont globalement définis par des **sables fins à moyens propres** de type dunaire, cependant, les **vases** représentent une part modeste mais non négligeable de la distribution sédimentaire. Ces sédiments sont bien ou très bien classés, au niveau des stations de sables fins, et deviennent très mal classés au niveau des stations de vases sableuses ou de sables hétérogènes envasés. Les fractions très grossières ne représentent que peu du poids sec total des échantillons. D'après l'étude des dendrogrammes, on constate que l'ensemble des stations est statistiquement ségrégué en un gradient allant des sablons aux sables graveleux dont se démarquent uniquement quelques stations particulières, soit par leur fort envasement (sur l'extrémité ouest de la zone de vidage Ouest-Nord), soit par leur nature mixte de graviers et cailloutis envasés (sur la zone de vidage Ouest Sud). Le faible pourcentage d'envasement des stations sablo-vaseuses ne permet donc pas vraiment leur démarcation vis-à-vis des autres stations. La **figure 79** résume la répartition de ces principaux paramètres sédimentaires sur les zones de vidage Ouest. Les boues portuaires immergées, constituées de plus de 70% de pélites, paraissent donc se disperser rapidement dans la colonne d'eau superficielle, à l'exception des vases les plus compactes qui se déposent sur les fonds sous la forme de galets mous aux niveaux des zones de vidage. Peu de temps après les immersions (quelques mois), les teneurs en vase sur toute la zone étudiée sont encore, en moyenne, supérieures à 7%, mais diminuent graduellement, notamment au niveau des crêtes de banc, du fait de l'érosion hydrodynamique (par les courants, la houle et les tempêtes, très violentes entre 1994 et 1995). On constate cependant que l'influence des immersions perdure au niveau de la structure sédimentaire de toute la zone d'étude, puisqu'on observe un pourcentage rémanent de vase de l'ordre de 5 % et une grande hétérogénéité des faciès granulométriques qui présentent de surcroît une forte instabilité temporelle, ce qui n'apparaissait pas sur la zone de références.

## II- Résultats des dosages en métaux lourds et en azote, phosphore et carbone organique (NTK, P, COT) réalisés sur la fraction sédimentaire < 2 mm.

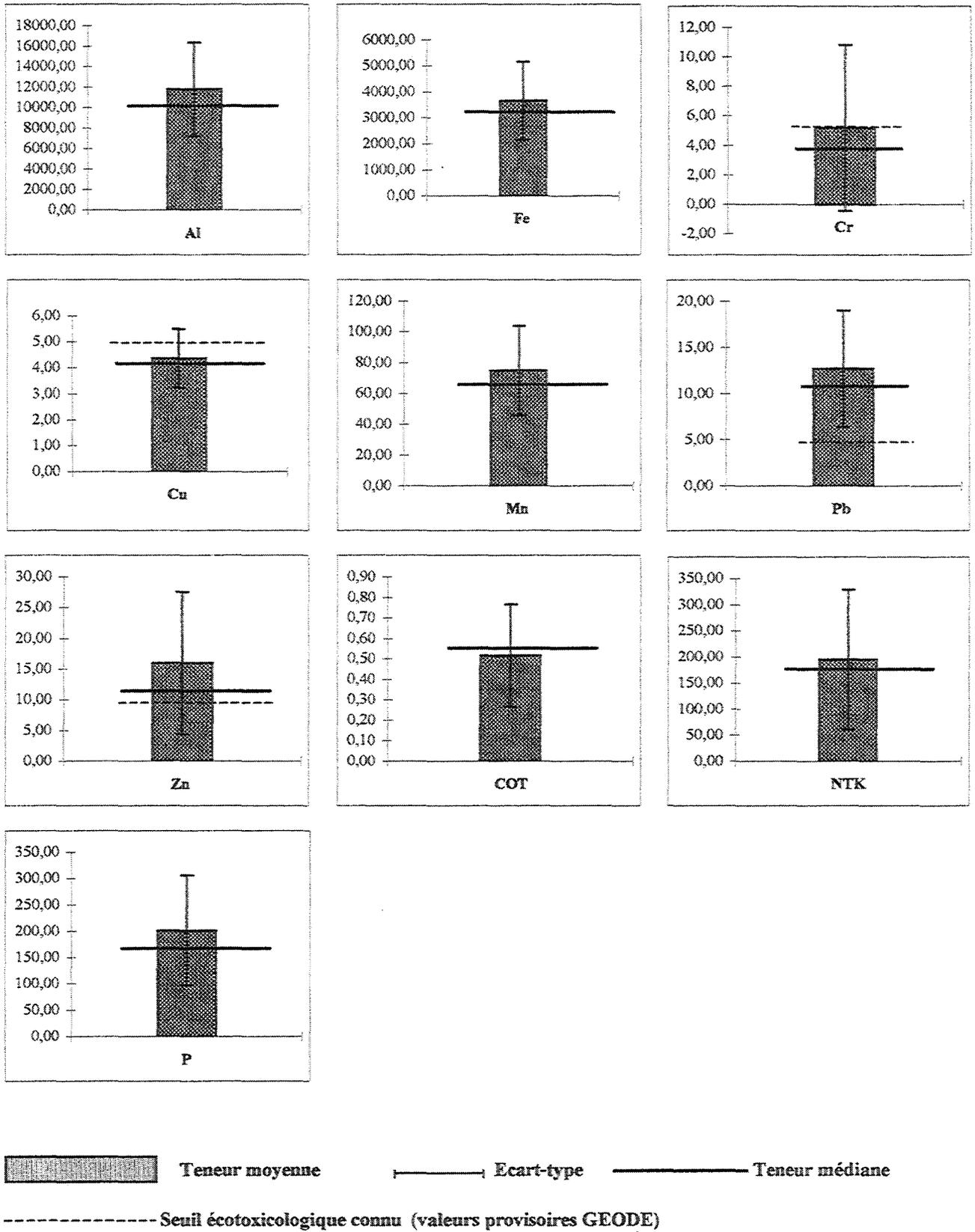
### II-1 Analyse des données brutes

#### II-1-1- Teneurs en métaux lourds

Les résultats des dosages de métaux lourds en torche à plasma sur les échantillons de la première campagne sont présentés dans le **tableau 67 (Annexes C)** et la **figure 80**. L'observation des valeurs mesurées laisse apparaître plusieurs choses :

#### ⊗ D'un point de vue général,

- ⇒ comme sur la zone de référence, toutes les teneurs en **Hg, Ni et Cd** sont trop faibles pour être détectables par l'appareil de mesure. Les teneurs au large, sur les zones de vidage Ouest, en ces trois éléments sont donc <0,05 mg par kg de sédiment sec.
- ⇒ Les teneurs médianes et moyennes de tous les métaux sont relativement faibles comme le montrent le **tableau 67 (Annexes C)** et la **figure 82**, et très proches des teneurs naturelles mesurées dans les sédiments (cf. **Tab. 9**).
- ⇒ Elles sont toutes inférieures à la fois aux teneurs mesurées dans les vases portuaires d'origine (cf. **tab. 14 et 15**) et aux valeurs de bruit de fond géologique servant de référence au groupe GEODE (cf. **tab. 22**).



**fig. 80** : Teneurs moyennes (pondérées par l'Ecart-type (S)) et médianes des métaux et nutriments mesurées sur les zones de vidage Ouest (ZDV1), exprimées en mg par kg de sédiment sec.

⇒ En tous les cas, les valeurs médianes (et moyennes) mesurées n'excèdent jamais les valeurs des médianes portuaires prises en référence par GEODE.

⊗ Dans le détail, on constate,

⇒ bien que très négligeables au regard des teneurs dosées dans le port de Dunkerque, les concentrations métalliques de certaines stations apparaissent supérieures aux seuils écotoxicologiques habituellement admis, même si beaucoup de ces valeurs ne sont encore qu'indicatives et en attente de confirmation (cf. **tab. 23**).

⇒ Certaines stations présentent globalement des teneurs ou bien plus élevées que l'ensemble des autres stations (stations **4, 9, 19**) ou bien très en deçà (stations **25, 26, 35**).

⇒ D'autres points s'isolent également, du fait de leur teneurs remarquables en quelques éléments :

→ comme entre autres, les stations **13, 14, 15** et **24** (Mn), **10** (Fe), **9** (Al, Fe, Mn) et **19** (Fe, Mn) pour les teneurs les plus élevées (niveau 1 - 2 GEODE) ;

→ et les stations **13** (Al, Cr, Cu), **6** (Cr, Fe, Mn) et **29** (Cu, Pb) pour les teneurs les plus faibles.

## II-1-2- Teneurs en Azote (NTK), Phosphore (P) et Carbone organique total (COT)

Comme pour les métaux, les teneurs en nutriments (NTK, P, COT) sont relativement faibles et très inférieures aux teneurs mesurées dans les vases portuaires d'origine. Le **tableau 67 (Annexes C)** et la **figure 80** illustrent ces données. Les teneurs les plus élevées en ces trois éléments ont ainsi été mesurées sur les stations **20** (NTK, COT), **19** (COT) et **6, 7, 12, 13, 14, 22** et **24** (P). Alors que, les valeurs les plus faibles en P et NTK ont été recensées, respectivement, sur les stations **4, 18** et **42** et **36, 42**, et celles en COT sur les stations **1, 24 à 26, 29, 35, 38** et **42** à **44**.

## II-2- Analyses statistiques

### II-2-1- Analyse des corrélations

La matrice des corrélations totales (**Fig. 81**) amène les remarque suivantes :

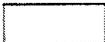
- certaines corrélations sont négatives, attestant d'un certain antagonisme entre les éléments comme par exemple Al/P ou Cr/P.
  - Seules les corrélations figurées en gras dans la matrice sont significatives au seuil 10% (**tab. 68**) et toutes les corrélations supérieures au seuil 5% sont figurées en grisé.
- On constate ainsi que certains éléments sont fortement liés les uns aux autres, comme le fer fortement lié au Cu, Cr, Mn, Al, ou encore l'aluminium au Cu, Zn, Pb et Cr.
- La corrélation la plus importante entre nos variables chimiques correspond au couple Cu/Fe ( $r=0,807$  -  $r^2=0,651$ ).
  - Beaucoup de corrélations sont très proches de zéro comme par exemple Al/Mn, Al/NTK, P/Zn, P/COT, signe que ces éléments ne sont que peu reliés les uns aux autres. Ainsi NTK et P ne semblent liés de façon significative à aucun des paramètres mesurés (sauf avec le COT).

Comme le présentent les régressions calculées sur certains paramètres chimiques (**fig. 79**), dans notre étude, l'aluminium n'est que faiblement corrélé avec le % de fractions fines ( $r=0,188$  -  $r^2=0,035$  ; valeur  $<$  au seuil 10% (0,245)) et ne peut donc ici servir d'élément normalisateur, au contraire du carbone organique qui lui est fortement corrélé, au risque de 0,1% ( $r=0,648$  -  $r^2=0,420$ ). Cependant, étant donné la nature sédimentaire faiblement vaseuse des

zones de vidage Ouest et les faibles teneurs mesurées en contaminants, une normalisation à partir du COT ne nous est pas apparue nécessaire.

Al	1.000									
Cr	0.563	1.000								
Cu	0.606	0.648	1.000							
Fe	0.501	0.679	0.806	1.000						
Mn	-0.030	0.259	0.425	0.661	1.000					
Pb	0.423	0.133	0.286	0.239	0.200	1.000				
Zn	0.502	0.354	0.460	0.378	0.198	0.458	1.000			
NTK	-0.011	0.141	0.033	0.116	-0.006	-0.092	0.050	1.000		
P	-0.355	-0.157	-0.095	0.031	0.173	0.206	-0.091	0.133	1.000	
COT	0.318	0.427	0.437	0.402	0.269	0.107	0.357	0.428	-0.058	1.000
	Al	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	NTK	P	COT

Figure 81 : Matrice des corrélations totales des éléments métalliques et nutritifs.

	P=0,001		P=0,01		P=0,02		P=0,05		P=0,1
-----------------------------------------------------------------------------------	---------	-----------------------------------------------------------------------------------	--------	-----------------------------------------------------------------------------------	--------	------------------------------------------------------------------------------------	--------	-------------------------------------------------------------------------------------	-------

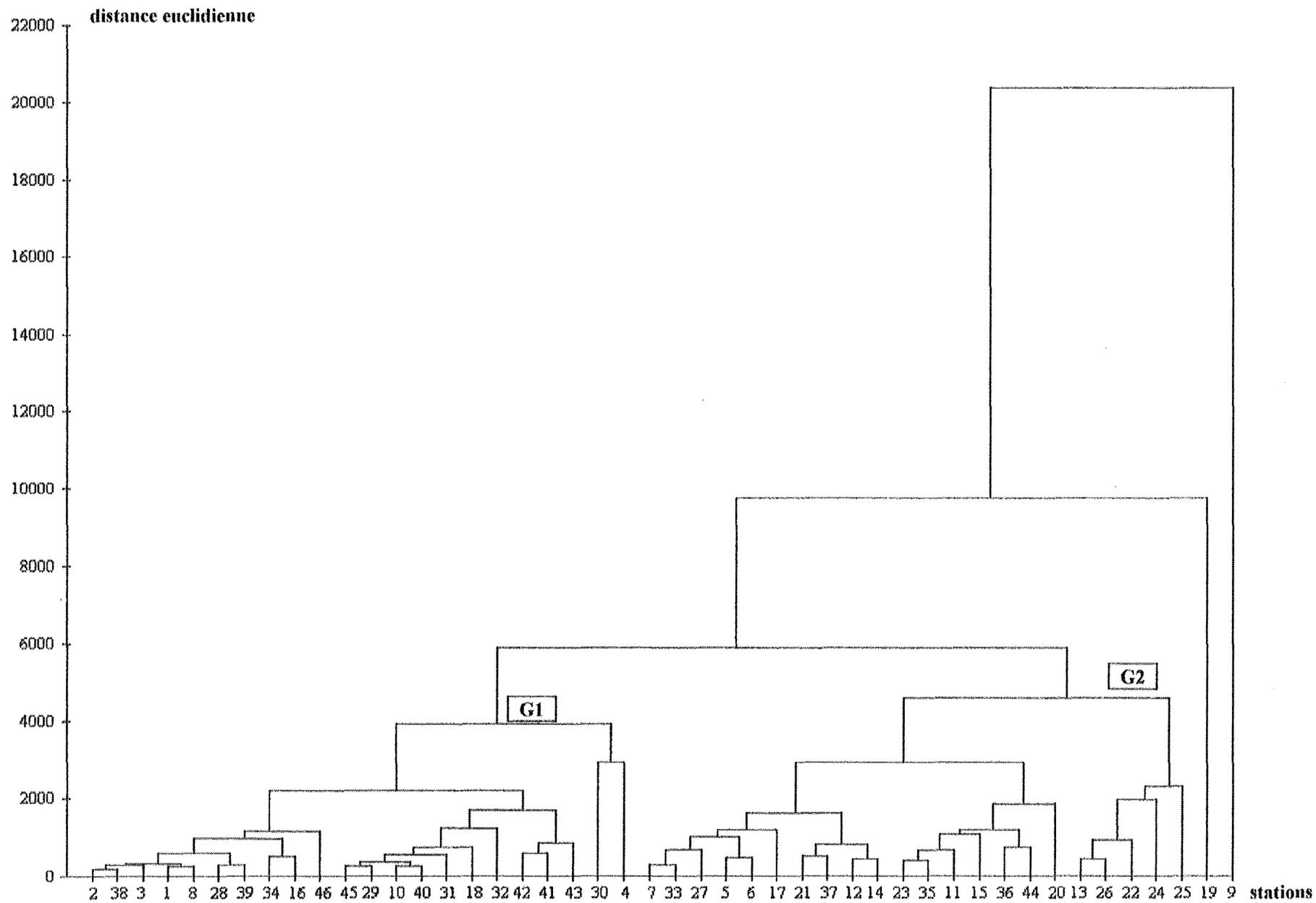
Nombre de couples d'observations (n)	v = n-2	Seuil de significativité (p%)				
		10	5	2	1	0,1
46	44	0,2455	0,2907	0,3420	0,3761	0,4439

Tab. 68 : Distribution du coefficient de corrélation (r) pour n=46 : risque de rejet de l'hypothèse de non corrélation des deux variables ( $\rho_{xy} = 0$ ).

### II-2-2- Dendrogramme des éléments chimiques

Une classification ascendante hiérarchique (à partir des distances euclidiennes) a été pratiquée sur les données chimiques. Le dendrogramme obtenu (fig. 82) divise les stations des zones de vidage en deux grands groupes distincts.

- ▶ Le premier rassemble les stations globalement les plus contaminées et est composé de trois sous-parties :
  - ⇒ les stations 1, 2, 3, 8, 16, 28, 34, 38, 39 et 46, caractérisées par des teneurs plus élevées en Cr et Pb ;
  - ⇒ les stations 10, 18, 29, 31, 32, 40, 41, 42 et 43, présentant les plus fortes teneurs en Zn et Al, et les plus faibles en P ;
  - ⇒ et les stations 4 et 30, caractérisées par des teneurs plus importantes en Al, Cu, Fe et COT.
- ▶ Le second réunit les stations les moins contaminées et se scinde également en trois blocs :
  - ⇒ les stations 5, 6, 7, 12, 14, 17, 21, 27, 33 et 37, caractérisées par de faibles teneurs en Fe, Cr, Mn, COT ;
  - ⇒ les stations 11, 15, 20, 23, 35, 36 et 44, caractérisées par de faibles teneurs en Al, Cr, COT ;
  - ⇒ et les stations 13, 22, 24, 25 et 26, caractérisées par les plus faibles teneurs en Al, Cr, Pb, Zn et COT.
- ▶ A ces deux groupes se rattachent tardivement la station 19 tout d'abord, puis la station 9, présentant toutes deux les teneurs les plus élevées mesurées sur ces zones.



**Fig. 82** : Dendrogramme réalisé à partir des données chimiques de la première campagne sur les zones de vidage Ouest.

On peut donc diviser la zone d'étude en 3 parties selon un axe sud-est /nord-ouest (fig. 83) :

- ⇒ au niveau de la zone de vidage Ouest Nord principalement et sa périphérie proche, une zone plus contaminée recouvrant 16 stations, et s'étendant vers l'est ;
- ⇒ une zone intermédiaire moins touchée, localisée sur la partie la plus à l'Est de la zone de vidage Ouest Sud et sur les crêtes de bancs ;
- ⇒ et à nouveau une zone plus contaminée, située sur l'extrémité la plus à l'Ouest de la zone de vidage Ouest Sud et sa périphérie ouest.

Au vu de la contamination sédimentaire, il semblerait que les panaches de vases immergées se répartissent de façon différente sur chaque zone de vidage : selon la dérive générale des courants (NE) sur la zone Ouest-Sud et, à l'opposé, selon une orientation SO sur la zone Ouest-Nord. Ces éléments corroborent les informations fournies par le service des dragages du PAD, à savoir que les vidages sur la zone Ouest-Sud sont essentiellement pratiqués au jusant (afin d'éviter les retours de vases vers le port) et indifféremment à l'étable ou en flot, sur la zone Ouest-Nord.

### II-2-3- Analyses en Composantes Principales (ACP)

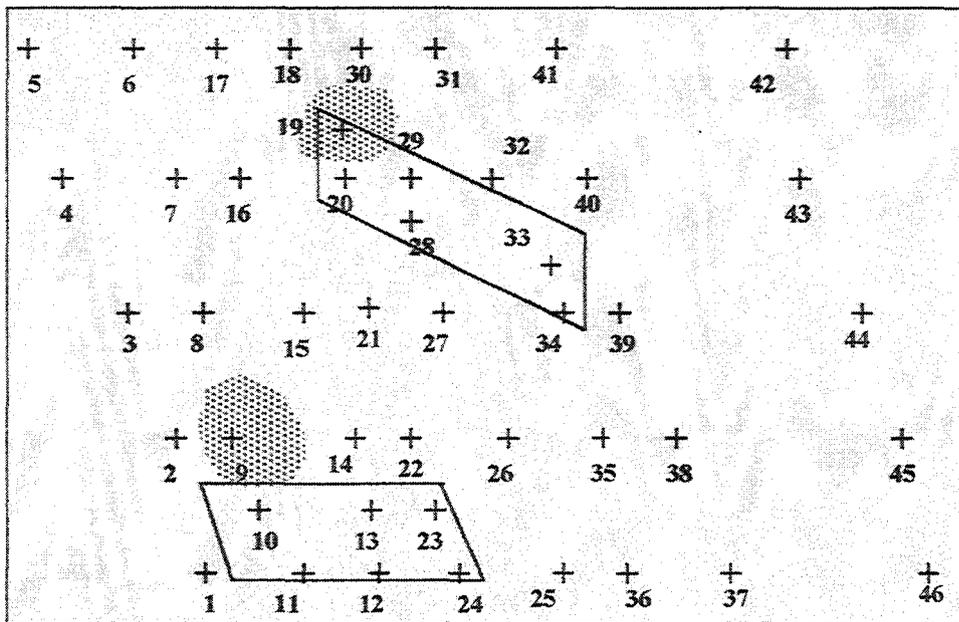
Une analyse en composantes principales complète et éclaire le dendrogramme précédent. Les données chimiques de la fraction < 2 mm, associées à leur teneur en fraction fine et à leur profondeur de prélèvement, ont été centrées et réduites puis soumises à l'ACP (46 stations ; 12 variables). Ce premier travail a confirmé ce que l'étude des corrélations avait déjà révélé, à savoir que certains paramètres étaient très peu corrélés aux variables métalliques, ce qui tendait à fortement diminuer le pourcentage d'inertie sur les premiers axes principaux. C'est pourquoi, dans un second temps, les variables non métalliques (NTK, P, COT, profondeur et fines) ont été traitées comme variables supplémentaires.

Le plan de projection déterminé par les axes I et II de cette ACP (fig. 84-b) représente 69,6% de l'inertie totale du nuage de points. Le cercle de corrélation des variables (fig. 84-a) traduit une dispersion des paramètres, même si 5 des 7 métaux dosés (Al, Zn, Cr, Cu, Fe), positivement corrélés ( $p < 0,001$ ), déterminent l'axe I du plan de projection. Zn et Al très bien corrélés ( $p < 0,001$ ) entre eux, auquel s'associe Pb (respectivement  $p < 0,001$  et  $p < 0,01$ ), se détachent cependant du gradient principal associé à l'axe I. L'axe II est essentiellement représenté par Mn, qui n'est corrélé qu'à Fe ( $p < 0,001$ ) et à Cu ( $p < 0,01$ ). Les autres paramètres (NTK, P, COT, Fines et profondeur) sont mal représentés par ce plan de projection et dans l'ensemble assez peu corrélés aux autres paramètres, mis à part les Fines ( $p < 0,001$  avec Cr, Cu, Fe et COT), la profondeur (prf) ( $p < 0,001$  avec NTK) et le COT ( $p < 0,01$  avec Cr, Cu, Fe et NTK).

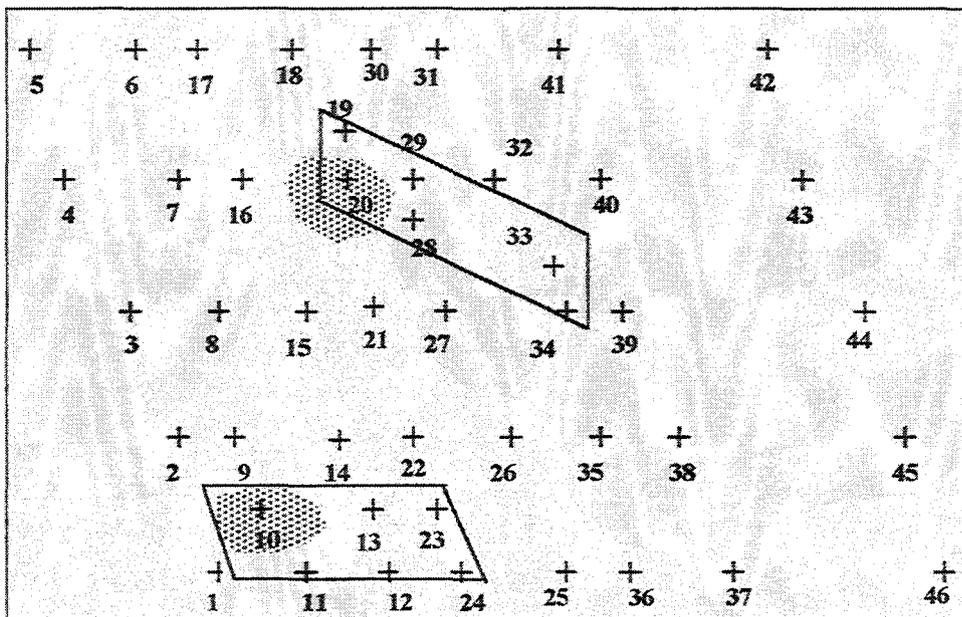
Sur le plan de projection des stations, plusieurs groupes peuvent être discernés. Les stations 9 et 19 s'isolent fortement sur l'axe I : elles présentent en effet les teneurs les plus élevées dans la plupart des paramètres. Les stations 4, 46, 32 et 28 se démarquent également du groupe principal par des teneurs plus élevées. Les stations 15 et 24 d'abord, puis 20, 22, 23 et 26 se distinguent sur l'axe II par des teneurs plus élevées en Mn ; elles sont aussi riches en Fe, Pb, P, NTK et COT (20). A ce groupe de stations s'oppose, sur l'axe II, la station 41, pauvre en Mn mais riche en Zn, Pb et Al. Finalement, un amas de stations, central, constitue le groupe principal. Il est formé pour l'essentiel de 33 stations pas ou très modérément contaminées.

### II-3- Apports de la seconde campagne

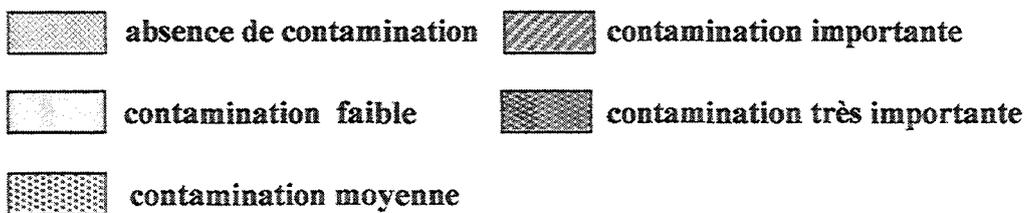
La seconde campagne montre des résultats beaucoup plus faibles en ce qui concerne toutes les teneurs métalliques médianes et moyennes à l'exception des valeurs de plomb (Pb), de fer (Fe) et de chrome (Cr), plus élevées.



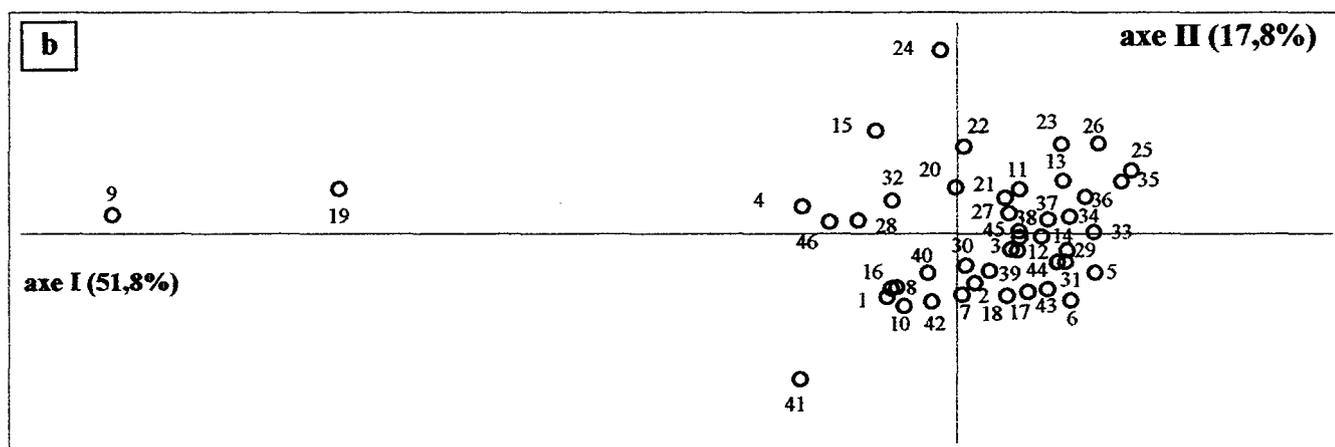
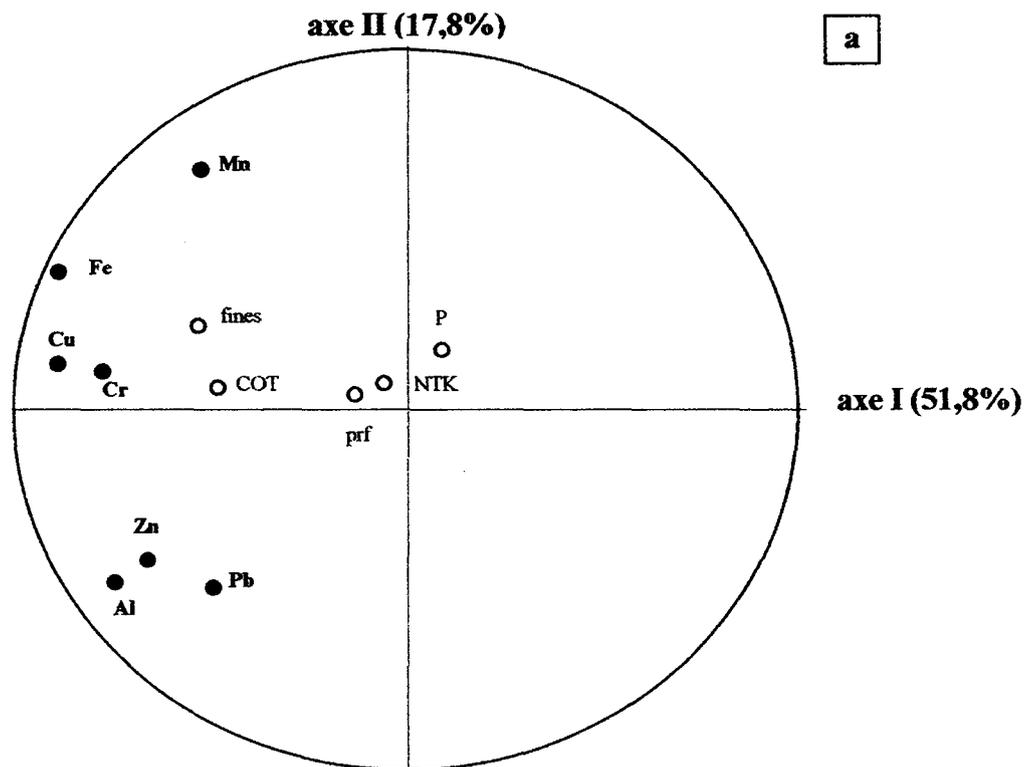
**Zones de vidage Ouest (ZDV1)**



**Zones de vidage Ouest (ZDV2)**



**Fig. 83 :** Cartographie des regroupements chimiques des zones de vidage Ouest, issus des dendrogrammes



**Fig. 84 : ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction <2mm) des zones de vidage Ouest (46 stations ; 12 paramètres) (ZDV1).**

Les 5 variables en figurés non gras ont été traitées comme variables supplémentaires

Bien que ces différences ne soient pas fortement significatives si on s'intéresse aux valeurs médianes ou moyennes, on peut observer de fortes variations au niveau des **valeurs maximales et minimales** :

- lors de la première campagne, les maxima sont en moyenne **1,6 fois** plus importants [et jusqu'à 2,32 fois supérieurs pour le zinc (Zn)] à ceux de la seconde campagne, à l'exception du Pb et du Fe plus riches lors de la seconde campagne (respectivement 1,8 et 1,3 fois supérieurs).
- De même, on peut remarquer que les minima en Cr sont jusqu'à 10 fois plus importantes lors de la seconde campagne, même ses maxima y sont plus faibles.

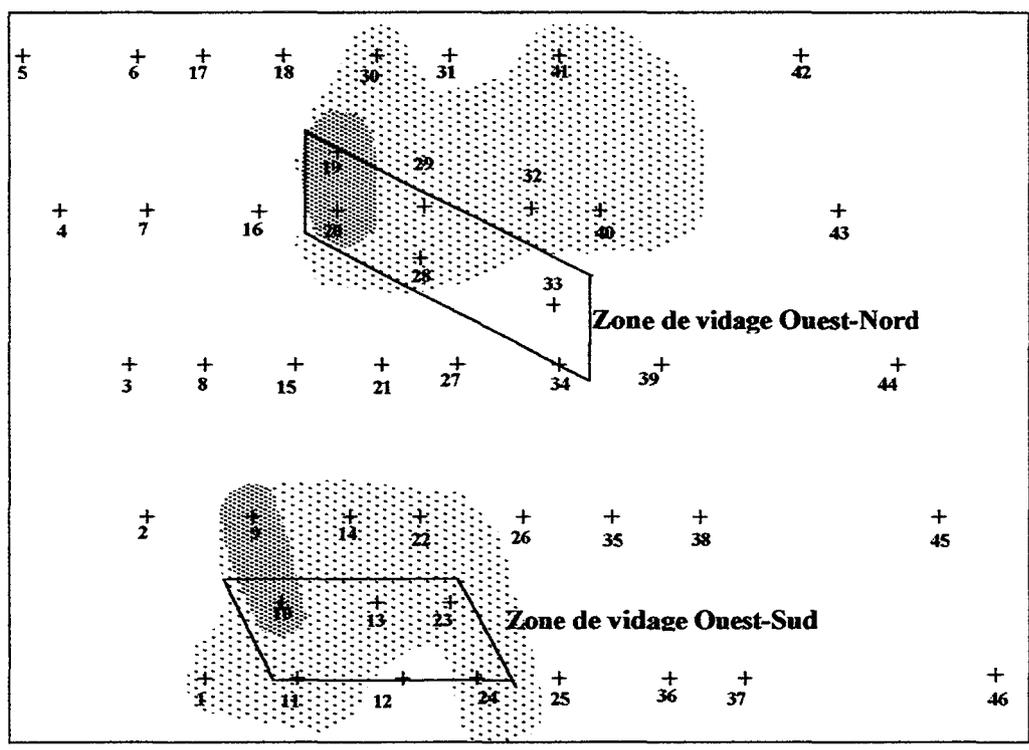
Ceci étant, les analyses préalables portant sur la première campagne restent vraies, à savoir que les stations les plus contaminées se situent sur ou aux abords directs des zones de vidage : les stations **10, 11, 12, 13 et 14** sur la zone de vidage Ouest Sud, les stations **19, 20, 28, 30, 31, 32, 40 et 41** sur la zone de vidage Ouest Nord et les stations **6 et 7**, intermédiaires.

## II-4- Conclusion

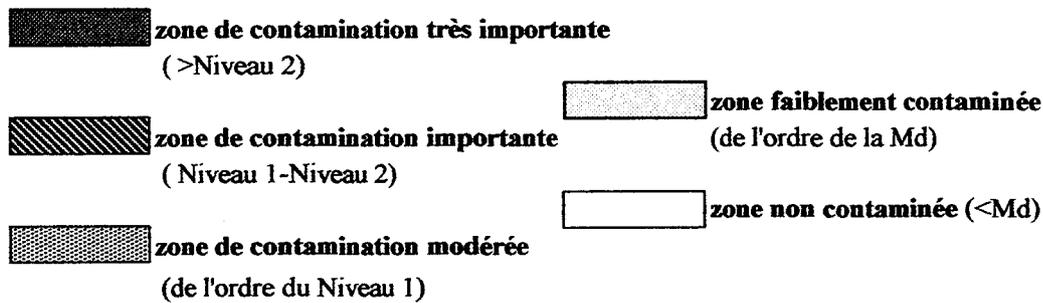
D'une manière générale, les sédiments des zones de vidage Ouest sont peu contaminés par les métaux lourds et les matières organiques. Les teneurs médianes mesurées sur ces zones sont toujours inférieures aux valeurs des médianes portuaires prises en référence par GEODE, voire même inférieures au bruit de fond naturel (BDF). Ces premières constatations confirment ce que nous avons déjà observé pour les facteurs granulométriques : une très forte dispersion lors des immersions des particules portuaires contaminées, consécutive aux brassages hydrodynamiques très importants dans ces zones. On peut cependant remarquer que les teneurs globales en **Mn, Al et Fe** sont relativement élevées au large, signe d'un enrichissement régional en ces trois éléments, vraisemblablement corrélable aux industries locales (Aluminium Dunkerque, Pechiney, industrie de ferromanganèse). Il en va de même pour le phosphore (**P**) dont les teneurs sont globalement élevées. Les traitements statistiques mettent d'ailleurs en évidence cet enrichissement en Mn, notamment au niveau de la zone Ouest-Sud, comme le montre l'ACP (**fig. 84**).

Quelques stations présentent, néanmoins, des teneurs plus importantes en certains polluants que les autres (de l'ordre du niveau 1 GEODE, voire du niveau 2). Elles se situent toutes sur, ou aux abords des zones de vidage. La **figure 85** représente la cartographie générale de ce « panache » de contamination. On voit donc sur cette carte que la zone d'étude peut être scindée en 3 parties selon un axe SE/NO passant à l'Est de la zone de vidage Ouest-Sud, et que le panache de contamination se comporte différemment sur chaque zone de vidage : selon la dérive générale des courants (NE) sur la zone Ouest-Sud, et à l'opposé, selon une orientation SO sur la zone Ouest-Nord, en fonction du mode d'immersion des boues portuaires sur chaque zone (vidages au jusant sur la zone Ouest-Sud, et à l'étable ou en flot sur la zone Ouest-Nord). Cette cartographie est tout à fait superposable à celle déjà obtenue pour la structure sédimentaire (**Fig. 79**).

Les immersions de boues portuaires fortement contaminées provoquent donc une contamination métallique, très modérée, et essentiellement détectable sur les zones de vidage proprement dites. Cette contamination semble provenir de la couche superficielle des sédiments et tend à s'amenuiser légèrement dans les mois qui suivent les immersions du fait de l'érosion hydrodynamique. Elle perdure néanmoins à des niveaux de l'ordre des médianes portuaires ou du niveau 1 GEODE sur les zones les plus impactées.



## Zones de vidage Ouest



**Fig. 85 :** Répartition des principaux niveaux de contamination des zones de vidage Ouest en fonction des valeurs de référence GEODE

### III - Analyses faunistiques

#### III-1- Analyses cénotiques : Dendrogramme

##### III-1-1- Présence / absence

Les 46 stations échantillonnées lors de la première campagne (ZDV1) ont permis de récolter un total de 3861 individus répartis en 13 groupes zoologiques et 58 espèces. En dépit de l'intervalle de temps séparant le début et la fin des prélèvements aucune différence, tant en abondance qu'en richesse spécifique, n'a été observée sur les échantillons (pas d'effet saisonnier dû au printemps, notamment). Les **annélides polychètes** représentent le groupe zoologique le mieux représenté avec 19 espèces différentes. Viennent ensuite les **crustacés** (11 espèces) et les **mollusques** (7 espèces). Les 20 autres espèces sont réparties de façons diverses entre les cnidaires, les bryozoaires, les némertes, les échinodermes et les cordés. Quelles que soient les espèces, la densité moyenne par station, toutes espèces confondues est là encore **très faible** (environ 240 individus par m<sup>2</sup>), et en adéquation avec la nature des communautés faunistiques concernées de type sableuse (grande diversité et faible abondance). Les stations 1, 10, 19, 20, 21, 29 et 46 présentent ainsi la plus grande richesse spécifique (de 9 à 15 espèces) et les stations 4, 12, 27, 37 et 39, la plus faible (1 à 2 espèces) (**tab. 69**) (**Annexes C**).

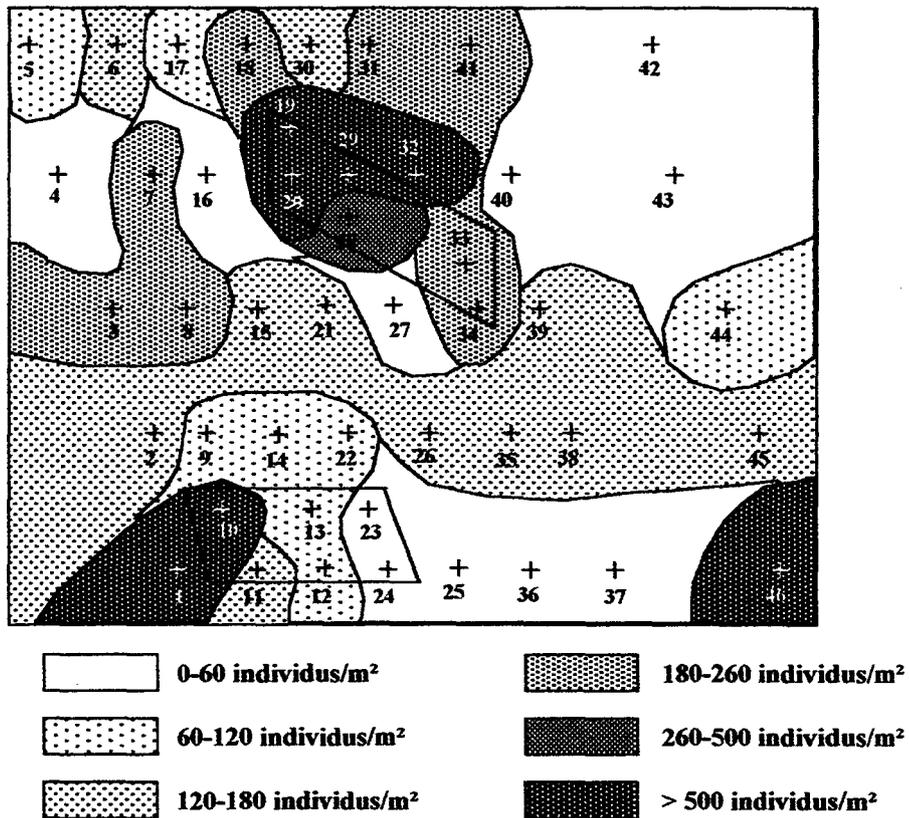
Il est à noter que les stations de cailloutis sont susceptibles d'avoir subi un biais d'échantillonnage minimisant leur diversité, puisqu'aucun engin de prélèvement depuis la surface n'est réellement efficace sur ce type de substrat, en particulier les bennes à mâchoires.

La **figure 86** illustre sous forme de cartographie la richesse faunistique et la densité des stations échantillonnées.

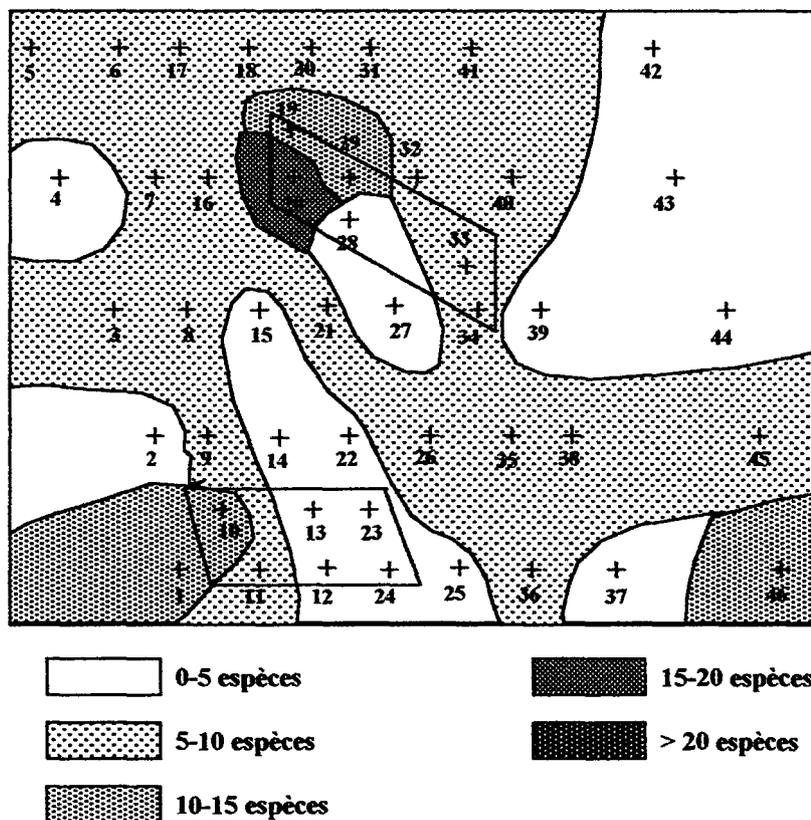
##### III-1-2- Dendrogramme

La classification des espèces en fonction de la distance du Khi<sup>2</sup> nous a permis d'établir un dendrogramme (**Fig. 87**) des affinités entre les différentes stations en fonction des espèces qui les composent, et de caractériser des groupes de stations affines. Ainsi, cinq groupes de stations s'isolent, avec entre elles un indice de similitude relativement élevé.

- ▶ Le premier groupe (**G1**) est constitué de 2 sous-unités :
  - ⇒ **G1a**- une sous-unité peu différenciée constituée de 9 stations caractérisées par des **diversités faibles** (mollusques (*Abra alba*) et cnidaires) avec des **abondances faibles** (4 espèces pour 17 individus en moyenne) (4, 39, 27, 44, 14, 2, 29, 30, 37),
  - ⇒ **G1b**- une sous-unité constituée de 6 stations caractérisées par des **abondances moyennes** (7 espèces pour 65 individus en moyenne) (28, 32, 40, 41, 46, 38) ;
  - ⇒ **G1c**- une sous-unité constituée de 3 stations (19, 20, 10) caractérisées par des **diversités plus élevées** (des annélides, essentiellement de sables propres) et des **abondances fortes** (13 espèces pour 969 individus en moyenne) ;
- ▶ le second groupe (**G2**) se compose d'un cortège de 13 stations en chaînage, qui se rattachent au premier groupe avec une plus ou moins grande similitude (45, 31, 9, 18, 43, 7, 34, 8, 35, 1, 3, 17, 33), caractérisées par une **diversité moyenne** (très hétérogène) et une **abondance faible** (8 espèces pour 26 individus en moyenne) ;
- ▶ le troisième groupe (**G3**) est constitué de 2 sous-unités :
  - ⇒ **G3a**- une sous-unité peu différenciée constituée de 6 stations (12, 15, 6, 11, 13, 21) caractérisée par des **diversités faibles** (des annélides, essentiellement *Ophelia borealis*) et des **abondances moyennes** (5 espèces pour 13 individus en moyenne) ;
  - ⇒ **G3b**- une sous-unité constituée de 2 stations (22, 26) caractérisées par des **diversités** et des **abondances faibles** (des annélides, principalement *Ophelia borealis*) (4 espèces pour 13 individus en moyenne) ;
- ▶ et le quatrième groupe (**G4**) est constitué de 7 stations très peu similaires entre elles (16, 5, 23, 25, 42, 36, 24) caractérisées par des **diversités** (très hétérogènes) et des **abondances**

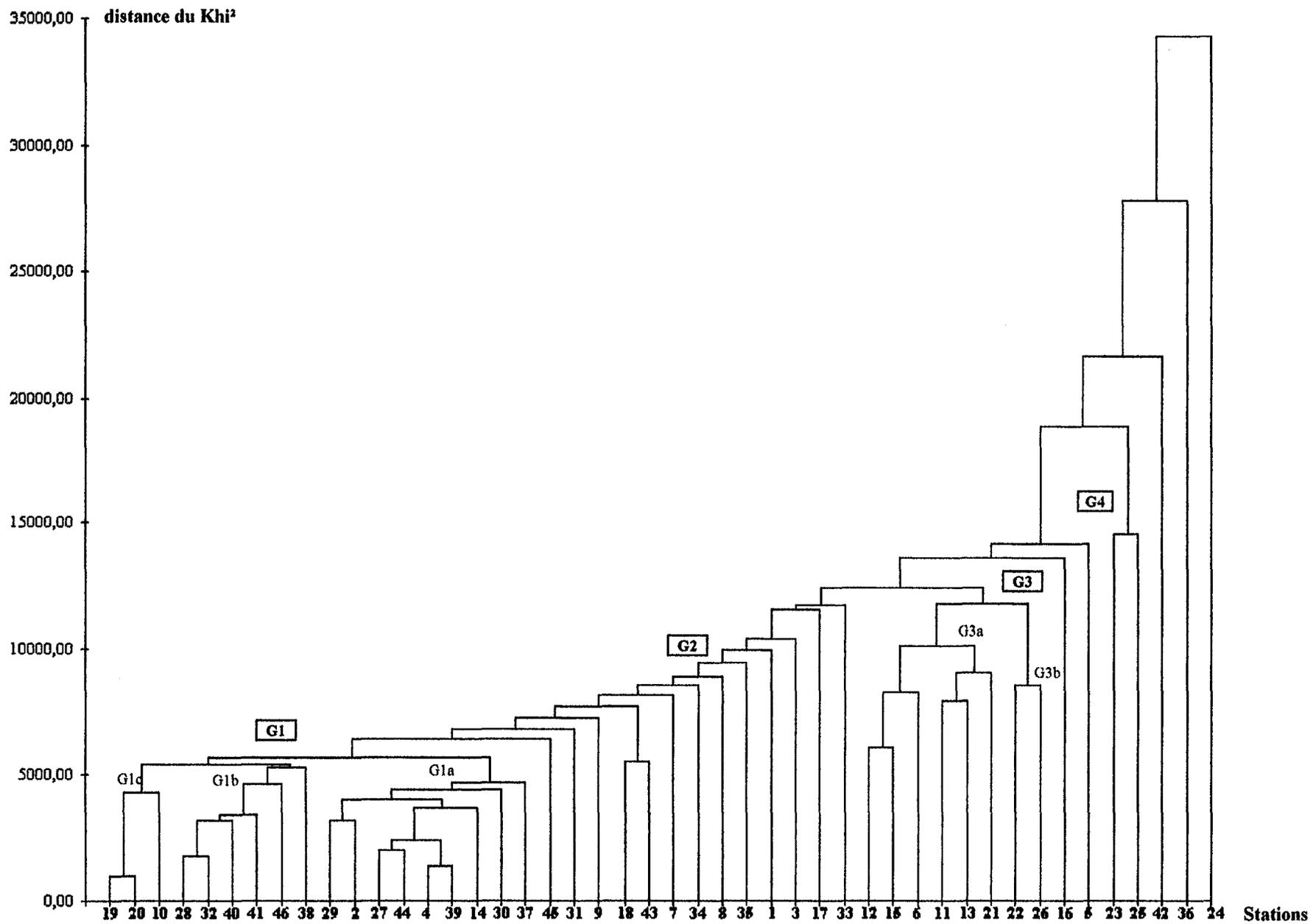


a) Densité des stations des zones de vidage Ouest (en individus/m<sup>2</sup>).



b) Richesse spécifique des stations des zones de vidage Ouest.

**Fig. 86:** Représentation de la richesse spécifique et de la densité sur les stations des zones de vidage Ouest.



**Fig. 87 :** Dendrogramme réalisé à partir des abondances faunistiques totales des 56 espèces récoltées sur les vidages Ouest (ZDV1)

- **faibles** (5 espèces pour 7 individus en moyenne), et qui se rattachent très tardivement au reste de l'arborisation.

On peut donc conclure, de l'étude de ce dendrogramme, que notre zone d'étude se découpe en trois grands groupes de stations affines d'un point de vue faunistique :

- ⊗ un groupe caractérisé par des espèces associées aux stations de **sables propres** (23 stations : 4, 39, 27, 44, 14, 29, 2, 30, 37, 28, 32, 40, 41, 46, 38, 12, 15, 6, 11, 13, 21, 22, 26), (**G1a, G1b, G3a, G3b**, ) ;
- ⊗ un groupe de stations caractérisées par des espèces de **sables hétérogènes envasés** (3 stations : 19, 20, 10), (**G1c**) ;
- ⊗ et une **succession hétérogène** d'espèces matérialisant une transition entre les différents faciès précédents (20 stations : 16, 5, 42, 23, 25, 36, 24, 45, 31, 9, 18, 43, 7, 34, 8, 35, 1, 3, 17, 33), (**G4, G2**).

Ces premières constatations trouvent confirmation à la lecture des indices de diversité de **Shannon-Weaver** ( $H'$ ) et de **régularité** ( $R$ ) présentés dans le **tableau 70** (**Annexes C**).

- Les stations définies comme sableuses par les regroupements précédents possèdent une valeur de  $H'$  d'environ **1,75** (entre 0,811 et 2,781) et de  $R$  de **0,80** (entre 0,46 et 1), caractérisant un milieu où les espèces, bien que peu nombreuses, sont quasi équidominantes ;
- les stations définies comme hétérogènes envasées possèdent une valeur de  $H'$  d'environ **1,02** (entre 0,26 et 1,80) et de  $R$  de **0,29** (entre 0,06 et 0,52), définissant une communauté à très faible diversité où une ou plusieurs espèces prédominent ;
- les stations d'interface possèdent une valeur de  $H'$  d'environ **2,00** (entre 0 et 2,98) et de  $R$  de **0,82** (entre 0,57 et 1), caractérisant un milieu où les espèces, un peu plus nombreuses que dans le premier cas, sont pour ainsi dire équidominantes.

Les valeurs de diversité restent cependant assez faibles dans l'ensemble, même pour des peuplements de sables (généralement  $<2,5$ ), à l'exception de quelques stations (1, 17, 21, 33, 35, 38), signe d'un écosystème relativement instable ou perturbé sur la plus grande partie de la zone d'étude.

### III-2- Analyses spécifiques

#### III-2-1- Classification biocénotique des espèces

Les paramètres de dominance, de constance, de fidélité et des indices biologiques, calculés sur les prélèvements sont présentés en annexe (**Tab. 71 et 72, Annexes C**).

La classification établie par le dendrogramme précédent a servi de point de départ aux analyses bionomiques : les trois groupes de stations individualisés (faciès sableux propres, faciès hétérogènes envasés, interface) ont été considérés, *a priori*, comme le reflet des unités faunistiques majeures des zones de vidage. Cette division pourra être revue en fonction des résultats des analyses interspécifiques.

- Sur les zones de vidage Ouest, **13 groupes zoologiques** sont ainsi représentés de façon très variables :
  - Au niveau des faciès de sables propres, **11 groupes** sont présents (bryozoaires, cnidaires, annélides, mollusques, crustacés (4 ordres), échinodermes, cordés et poissons) pour **38 espèces**, avec une **dominance moyenne** très forte des **annélides** (88,57% pour 13 espèces), puis des mollusques (4,26% pour 7 espèces) et des crustacés (2,54% pour 8 espèces). Les cnidaires, les échinodermes, les ascidies et les poissons sont présents mais avec de faibles dominances.

- Au niveau des faciès de sables hétérogènes envasés, seuls **7 groupes** ont été identifiés (cnidaires, annélides, mollusques, crustacés (1 ordre), échinodermes, cordés et némerthes) pour **24 espèces**, avec une dominance moyenne très forte des **mollusques** (83,02% pour 3 espèces), puis des cnidaires (11,41% pour 8 espèces) et des annélides (3,94% pour 8 espèces). Les crustacés, les échinodermes, les némerthes et les ascidies possèdent des dominances très faibles.
- Au niveau des faciès de transition, **11 groupes** sont également représentés (bryozoaires, cnidaires, annélides, mollusques, crustacés (4 ordres), échinodermes, némerthes et poissons) pour **34 espèces**, avec une dominance moyenne importante des **annélides** (59,87% pour 15 espèces), puis des crustacés (11,25% pour 8 espèces) et des échinodermes (10,28% pour 2 espèces). Les cnidaires, les mollusques, les poissons et les némerthes y sont faiblement représentés (de 1 à 4%).

Le tableau 73 récapitule ces paramètres :

Faciès	Diversité (H', R)	Nombre de groupes zoologiques	Nombre d'espèces	Groupes dominants
Sables propres	H' = 1,75 R = 0,80	11	38	annélides polychètes (13 espèces ; 88,6% ind.) mollusques (7 espèces ; 4,3% ind.) crustacés (8 espèces ; 2,5% ind.)
Sables hétérogènes envasés	H' = 1,02 R = 0,29	7	24	mollusques (3 espèces ; 83% ind.) cnidaires (8 espèces ; 11,4% ind.) annélides polychètes (8 espèces ; 4% ind.)
Sables hétérogènes envasés	H' = 2,00 R = 0,82	11	34	annélides polychètes (15 espèces ; 59,9% ind.) crustacés (8 espèces ; 11,25% ind.) échinodermes (2 espèces ; 10,4% ind.)

**Tab. 73 : Résumé des analyses spécifiques sur chaque faciès de la zone de référence.**

➤ Les paramètres de **constance** nous apprennent que :

- 2 espèces sont constantes sur la zone d'étude, les annélides polychètes *Nephtys cirrosa* (84,8%) et *Nephtys longosetosa* (82,6%) ;
- 3 sont communes (*Nephtys hombergii* (41,3%), *Magelona papillicornis* (32,6%), *Ophelia borealis* (28,3%)) ;
- 4 sont peu communes (*Echinocardium cordatum* (23,9%), *Glycera lapidum* (19,6%), *Scoloplos armiger* (17,4%) et *Haustorius arenarius* (15,2%)) ;
- et les 43 autres espèces sont rares (de 10,9% à 2,2%).

➤ Les paramètres de **fidélité** nous permettent de définir des cortèges d'espèces en association constante, caractéristiques d'un type de biotope, ou en relation avec des exigences écologiques particulières.

- Sur la zone d'étude, les annélides polychètes *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis* et *Ophelia borealis*, le mollusque *Macra solida*, ainsi que les crustacés *Gastrosaccus spinifer*, *Urothoe grimaldii*, *Bathyporeia elegans* et *Haustorius arenarius* définissent un premier cortège de type sableux.
- Les anémones *Sagartia sp.* et *Actinothoe sp.*, trouvées fixées sur les cailloux et débris coquilliers, les mollusques *Abra alba* et *Nassarius reticulatus*, les annélides polychètes *Pectinaria Koreni*, *Nephtys hombergii*, *Sthenelais boa*, *Notomastus latericeus*, *Lanice conchilega*, *Glycera lapidum*, *Scoloplos armiger*, *Nereis longissima*, les échinodermes *Echinocardium cordatum*, ainsi que les crustacés

*Eupagurus bernhardus* et *Portunus holsatus* paraissent quant à eux définir un second groupe assez homogène, de type hétérogène envasé.

- ▶ A l'interface de ces deux groupes apparaît un noyau d'espèces préférantes ou accessoires, appartenant à l'un ou l'autre des deux cortèges précédents, et qui ne semblent pas nécessairement bien adaptées à ces conditions particulières du milieu.
- La **classification bionomique** des espèces, obtenue par la mise en rapport de ces deux indices, est présentée ci-après dans le **tableau 74 (a, b, c)**. Il est possible de la corrélérer avec les trois unités décrites par le dendrogramme précédent. Dans deux des trois faciès décrits, on notera l'absence d'espèces **constantes exclusives**, habituellement utilisées pour définir les unités de peuplement. On remarquera de plus, que :
- ▶ Les **faciès de sables fins à moyens propres** (regroupant la majorité des stations (29)) (**Tab. 74-a**) présentent des caractéristiques faunistiques assez similaires des peuplements généralement décrits sur ce type de substrat (*cf. tab. 33*, Glaçon, 1977 ; Dewarumez, 1979 ; Souplet *et al.*, 1980 ; Prygiel *et al.*, 1988 ; Diaz-Castadena, 1989 ; Sanvicente-Anorve, 1995) même si l'espèce caractéristique de ce type de peuplement, *Ophelia borealis*, n'est ici que commune préférante. Les seules espèces constantes sont en fait les annélides *Nephtys cirrosa* et *Nephtys longosetosa*, relativement tolérantes à l'envasement, et qu'on rencontre aussi bien dans les milieux sableux propres que dans les milieux sablo-vaseux (faciès à *Nephtys hombergii*). La présence de *Nephtys hombergii* (commune) et de *Scoloplos armiger* (peu commune), espèces généralement vasicoles, semble attester d'un envasement modéré mais durable sur plusieurs stations. Ces caractéristiques illustrent vraisemblablement les signes d'une perturbation liée aux immersions sur l'ensemble de la zone d'étude. Modérée, celle-ci ne perturbe que très peu la composition faunistique du peuplement, mais pourrait tendre à le faire évoluer vers des communautés plus vasicoles caractérisées par un faciès à *Nephtys hombergii*, si la tendance générale à l'envasement devait perdurer.
  - ▶ Les **faciès hétérogènes envasés**, limités à trois stations (1, 10, 19), sont caractérisés par un nombre important d'espèces, exclusives constantes ou communes (**Tab. 74-b**). Les espèces constantes exclusives, qui caractérisent cette unité faunistique, sont le mollusque *Abra alba*, l'anémone *Actinothoe sp.* et les annélides *Pectinaria koreni*, *Sthenelais boa* et *Notomastus latericeus*. *Nephtys hombergii*, *Glycera lapidum* et *Portunus holsatus* sont également présentes (constantes). On retrouve, à nouveau, les annélides *Nephtys cirrosa* et *Nephtys longosetosa* (constantes accessoires) associées à *Scoloplos armiger* (commune accessoire). La composition faunistique de ce peuplement s'éloigne peu de celle habituellement décrite dans ce type de milieu (*cf. tab. 33*, Cabioch, 1968 ; Cabioch et Gentil, 1975 ; Cabioch et Glaçon, 1975 ; Glaçon, 1977 ; Dewarumez, 1979 ; ; Diaz-Castadena, 1989 ; Sanvicente-Anorve, 1995). Cette unité bionomique habituellement stable dans sa composition diffère cependant fortement en terme de richesse spécifique au cours du temps et n'est ici réduite qu'à sa plus simple expression (ses espèces caractéristiques) sur un nombre très réduit de stations.
  - ▶ A l'interface de ces deux peuplements (sur 14 stations), existe une association faunistique, composée essentiellement d'espèces occasionnelles ou accidentelles, dont les seules espèces caractéristiques (constantes ou communes) définissent habituellement des faciès de sables fins dunaires (*Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis*, *Haustorius arenarius*) ou des faciès envasés (*Nephtys hombergii*, *Macoma balthica*). Le cortège d'espèces occasionnelles est lui-même constitué d'un mélange d'espèces tantôt sablicoles (*Ophelia borealis*, *Glycera convoluta*, *Portunus holsatus*, *Echinocardium cordatum*,...) tantôt vasicoles (*Scoloplos armiger*, *Eupagurus bernhardus*, *Glycera lapidum*, ...). Ces caractéristiques

constance\ fidélité	Exclusives	Electives	Préférantes	Accessoires	Occasionnelles	Accidentelles
constantes				<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i>		
communes	<i>Macra solida</i>		<i>Magelona papillicornis</i> <i>Ophelia borealis</i>			<i>Nephtys hombergii</i>
peu communes					<i>Scoloplos armiger</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Echinocardium cordatum</i>	
rares	<i>Sigalion mathildae</i> <i>Hydrallmania falcata</i> <i>Tellina fabula</i> <i>Nassarius incrassatus</i> <i>Trachinus vipera</i>		<i>Eteone longa</i>	<i>Glycera convoluta</i> <i>Thia polita</i>	<i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Urothoe grimaldii</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Nerine cirratulus</i> <i>Diastyllis bradyi</i> <i>Anmodytes lanceolatus</i> <i>Ensis directus</i> <i>Eteone picta</i> <i>Sertularia cupressina</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Haustorius arenarius</i> <i>Asterias rubens</i>	<i>Abra alba</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Nemertea antennia</i> <i>Cerebratulus sp.</i> <i>Ablettaria ablettina</i> <i>Capitella capitata</i> <i>Ophiura texturata</i>

a) Faciès de sables fins à moyens propres (stations 2, 4, 6, 11, 12, 13, 14, 15, 18, 21, 22, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 32, 33, 35, 37, 38, 39, 40, 41, 43, 44, 45, 46)

constance\ fidélité	Exclusives	Electives	Préférantes	Accessoires	Occasionnelles	Accidentelles
constantes	<i>Abra alba</i> <i>Actinothoe sp.</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Sihenelais boa</i> <i>Notomastus latericeus</i>	<i>Nemertea antennia</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Portunus holsatus</i>	<i>Nephtys hombergii</i>	<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i>		
communes	<i>Nereis longissima</i> <i>Lanice conchilega</i> <i>Cerebratulus sp.</i>	<i>Hydrallmania falcata</i> <i>Ophiura texturata</i> <i>Sagartia sp.</i> <i>Ablettaria ablettina</i> <i>Leptosynata inhaerens</i>	<i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Sertularia cupressina</i> <i>Asterias rubens</i>	<i>Scoloplos armiger</i> <i>Echinocardium cordatum</i>		
peu communes						
rares						

b) Faciès hétérogène envasé (stations 1, 10, 19)

constance\ fidélité	Exclusives	Electives	Préférantes	Accessoires	Occasionnelles	Accidentelles
constantes			<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i>			
communes	<i>Magelona papillicornis</i> <i>Macoma balthica</i>		<i>Haustorius arenarius</i>		<i>Nephtys hombergii</i>	
peu communes			<i>Urothoe grimaldii</i>		<i>Scoloplos armiger</i> <i>Ophella borealis</i> <i>Sertularia cupressina</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Echnocardium cordatum</i> <i>Eteone picta</i> <i>Glycera convoluta</i>	
rares	<i>Lineus bilineatus</i> <i>Harmothoe spintfer</i> <i>Mysis flexuosa</i> <i>Nika edulis</i>				<i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Capitella capitata</i> <i>Eteone longa</i> <i>Nerine cirratulus</i> <i>Ensis directus</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Diastylis bradyi</i> <i>Ammodytes lanceolatus</i> <i>Thia polita</i>	<i>Abletinaria abietina</i> <i>Abra alba</i> <i>Nemertesia antennia</i> <i>Sagartia sp.</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Sthenelais boa</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Leptosynata inhaerens</i> <i>Ophiura texturata</i>

c) Faciès d'interface (stations 3, 5, 7, 8, 9, 16, 17, 20, 23, 24, 31, 34, 36, 42)

**Tab. 74 :** Classification bionomique des espèces des zones de vidage Ouest (ZDV1) en fonction de leur constance et de leur fidélité

- ▶ d'hétérogénéité, définissant un faciès à la fois sableux et légèrement envasé, permettent le maintien de beaucoup d'espèces (mais en faible abondance), tolérantes ou opportunistes, et augmentent considérablement la richesse faunistique de ces stations. Cette association caractérise donc une zone de transition, ou écotone. En revanche, cette hétérogénéité induit une grande instabilité dans le temps, puisqu'elle est directement corrélée aux remobilisations sédimentaires, ce qui fragilise cette « unité faunistique ».
- Le classement des espèces par l'**indice biologique de Sanders** nous a permis d'établir les regroupements suivants (**tab. 72, Annexes C**) :
  - ▶ sur les zones de sables propres, une forte dominance de *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Ophelia borealis*, *Magelona papillicornis*, *Nephtys hombergii*, *Echinocardium cordatum*, *Mactra solida*, *Glycera convoluta* et *Scoloplos armiger* en abondance relativement importante et l'absence d'espèces accessoires. Cette communauté est principalement caractérisée par un cortège d'espèces préférantes fortement majoritaires (notamment les 6 premières) associées à une trentaine d'espèces accompagnatrices faiblement abondantes;
  - ▶ sur les zones de sables hétérogènes envasés, la présence majoritaire de *Abra alba*, *Actinothoe sp.*, *Nephtys hombergii*, *Sthenelais boa*, *Notomastus latericeus*, *Nephtys cirrosa*, *Sagartia sp.*, *Nassarius reticulatus* et *Scoloplos armiger* mais en dominance faible comparée au peuplement précédent. Les espèces préférantes associées aux 19 espèces accompagnatrices sont ici peu abondantes. Même si certaines de ces espèces peuvent atteindre des abondances élevées sur quelques stations (*Abra alba*), leur indice biologique est en général le plus faible comparé aux deux autres unités faunistiques trouvées sur cette zone ;
  - ▶ sur les zones de transition, une abondance moyenne d'espèces préférantes, *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis*, *Glycera lapidum*, *Abra alba*, *Nephtys hombergii*, *Ophelia borealis*, *Haustorius arenarius* et *Ammodytes lanceolatus* associées à un cortège de 34 espèces accompagnatrices. Seules les espèces de sable présentent ici un indice biologique relativement élevé (bien que moindre comparé au premier faciès) ; celui des espèces vasicoles est comparable aux valeurs calculées sur le faciès hétérogène envasé (donc plutôt faible). Il semblerait donc que, sur cette zone de transition, l'unité de peuplement corresponde à un faciès de sables fins à moyens dont auraient disparues les espèces les plus sensibles à l'envasement au profit des espèces plus tolérantes, ou opportunistes. Il s'agirait donc d'une zone de perturbation présentant des faciès d'appauvrissement.

### III-2-2- Analyses interspécifiques

#### ⊗ Matrice des similitudes :

La matrice des similitudes entre les espèces des zones de vidage Ouest (campagne ZDV1) (**tab. 75**) vient compléter les méthodes précédentes de classification bionomique et confirmer les séparations des unités majeures de peuplement déjà observées.

#### ⊗ Analyse factorielle des correspondances :

Pour rendre compte des relations et corrélations complexes existant entre toutes ces espèces, et permettre une analyse plus synthétique des associations faunistiques en relation avec les stations échantillonnées, une Analyse Factorielle des Correspondances simples (AFC) portant sur l'abondance totale des **36 espèces** (possédant une occurrence supérieure ou égale à 3) récoltées sur les **46 stations** échantillonnées a été pratiquée.

	Act.	Sag.	Lan.	Mag.	Not.	Oph.	Pec.	Sco.	Glp	Npc	Nph	Npl	Nel	Sth	Aba	Mcs	Nas.	Hau.	Eub	Por.	Lep.	Ech.	Opt	Cer.	Mac.
<i>Actinothoe sp.</i>																									
<i>Sagartia sp.</i>	■																								
<i>Lanice conchilega</i>	■	■																							
<i>Magelona papillicornis</i>																									
<i>Notomastus latericeus</i>	■	■	■																						
<i>Ophelia borealis</i>	■	■	■		■																				
<i>Pectinaria koreni</i>	■	■	■		■	■																			
<i>Scoloplos armiger</i>	■	■	■		■	■	■																		
<i>Glycera lapidum</i>	■	■	■		■	■	■	■																	
<i>Nephtys cirrosa</i>	■	■	■		■	■	■	■	■																
<i>Nephtys hombergii</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■															
<i>Nephtys longosetosa</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■														
<i>Nereis longissima</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■													
<i>Sthenelais boa</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■												
<i>Abra alba</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■											
<i>Mactra solida</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■										
<i>Nassarius reticulatus</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■									
<i>Haustorius arenarius</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■								
<i>Eupagurus bernhardus</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■							
<i>Portunus holsatus</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■						
<i>Leptosynata inhaerens</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■					
<i>Echinocardium cordatum</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■				
<i>Ophiura texturata</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
<i>Cerebratulus sp.</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Macoma balthica</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Asterias rubens</i>	■	■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

**Tab. 75 : Matrice des distances Euclidiennes réalisée sur les espèces des zones de vidage Ouest (ZDV1)**

distance  $\leq 10$ 
 distance  $\leq 50$ 
 distance  $> 50$

Les espèces de l'épifaune sessile (les cnidaires et les bryozoaires) ont été exclues de ces traitements, à l'exception des anémones (*Sagartia sp.* et *Actinothoe sp.*), définies comme caractéristiques du peuplement des sables hétérogènes envasés (cf. **Tab. 33**), et qui ont été introduites dans nos traitements comme « individus supplémentaires ».

La **figure 88** offre une représentation graphique du plan de projection défini par les axes I et II de cette AFC. Les annotations et les « patatoïdes » figurant sur cette illustration n'ont pour vocation que de faciliter la lisibilité et l'interprétation de la figure.

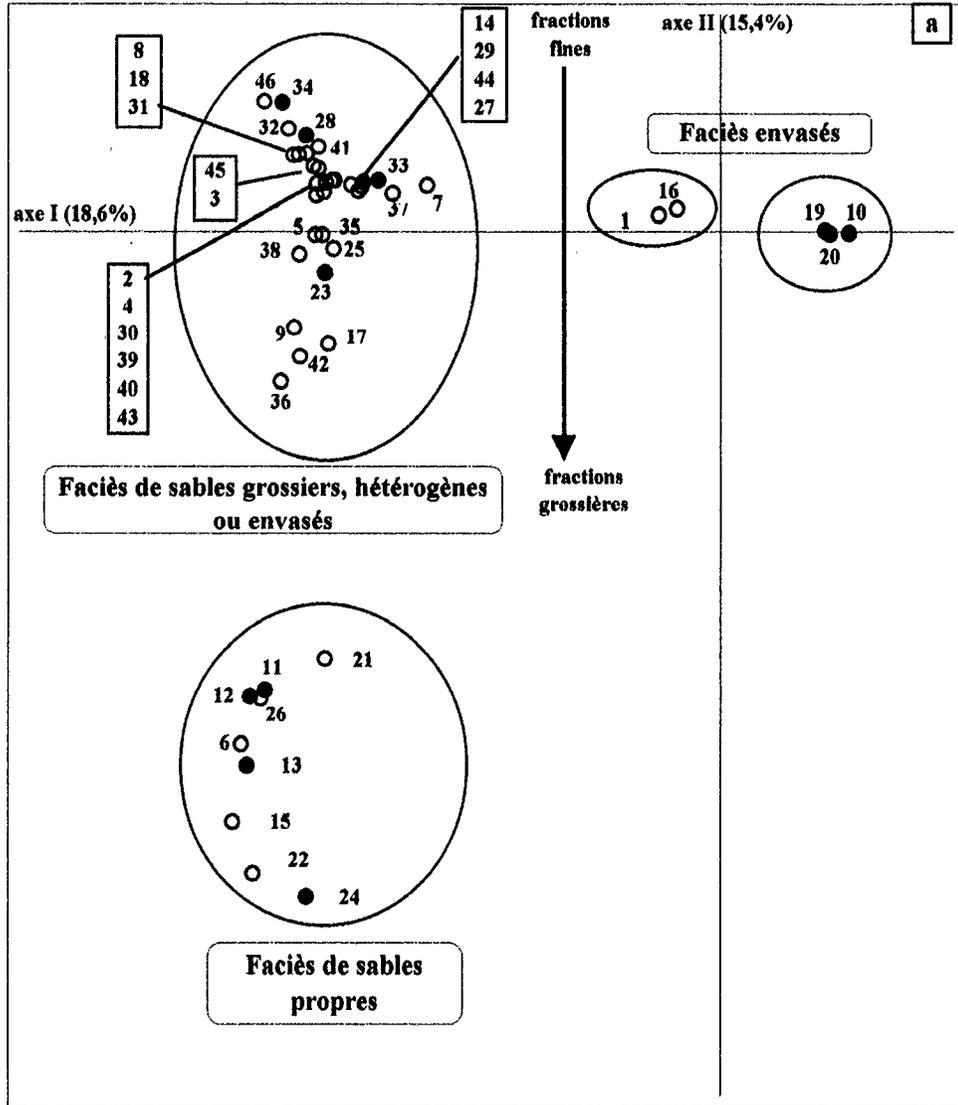
Ce premier plan de projection représente **34%** de l'inertie totale du nuage de points (18,6% pour l'axe I et 15,4% pour l'axe II).

► Le plan de projection des stations (**Fig. 88-a**) met en évidence plusieurs ensembles distincts :

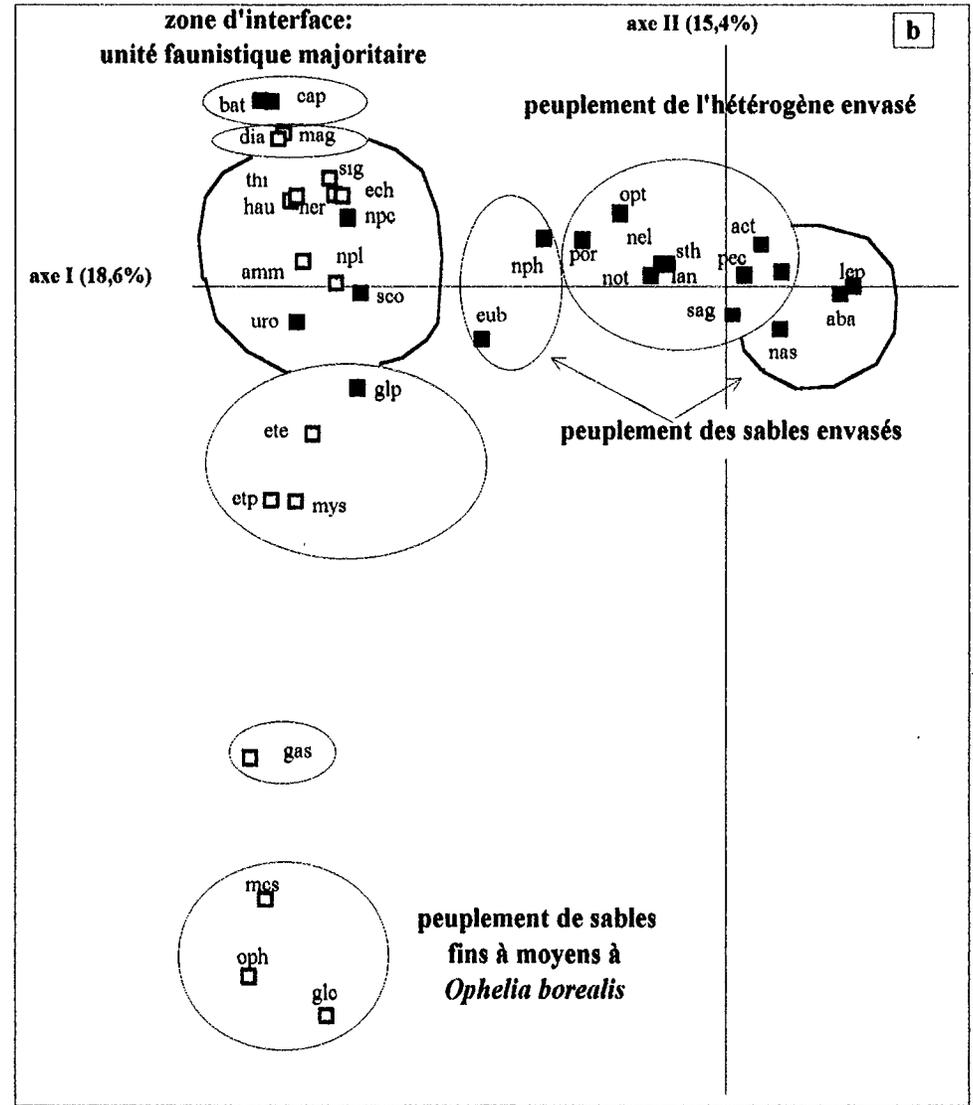
- ☞ le premier regroupe **32 stations**, correspondant à la majorité des points de prélèvements situés à l'Est ou au Nord-Ouest des zones de vidage (au niveau des bancs et des interbancs). Ces stations s'échelonnent le long de l'axe I suivant un gradient granulométrique allant des fractions les plus grossières aux plus fines.
- ☞ Au sein de ce groupe en apparence homogène, certains ensembles de stations se démarquent légèrement comme (9, 17, 42) et (46, 34, 32, 28, 18, 31, 41) qui s'isolent sur l'axe I, et (36, 23, 25) qui s'isolent sur l'axe V.
- ☞ A ce groupe principal de stations s'opposent, le long de l'axe I, les stations **10, 19 et 20**, ainsi que les stations **1 et 16** (qui s'isolent sur l'axe III), localisées sur les zones de vidage Ouest Nord et Ouest Sud,
- ☞ Un troisième groupe, représenté par les stations **6, 11, 12, 13, 15, 21 22, 24 et 26**, s'isole le long de l'axe II.

► Le plan de projection des espèces (**Fig. 88-b**) met en évidence plusieurs unités faunistiques :

- ☞ la première est essentiellement définie par des espèces de **sables propres** caractéristiques du peuplement à *Ophelia borealis*, principalement composé des mollusques *Maetra solida* (mcs), des annélides polychètes *Glycera convoluta* (glc) et *Ophelia borealis* (oph) et s'isole sur l'axe II. On trouve associés à ces espèces, en abondance modérée, les annélides polychètes *Nephtys longosetosa* (npl), *Nephtys cirrosa* (npc), *Glycera lapidum* (glp), *Scoloplos armiger* (sco), *Eteone longa* (ete), *Eteone picta* (etp), les crustacés *Gastrosaccus spinifer* (gas), *Urothoe grimaldii* (uro) et les mollusques *Nassarius reticulatus* (nas). Ce groupe faunistique est principalement localisé sur les crêtes de banc et sur la partie Est de la zone de vidage Ouest Sud.
- ☞ La seconde est composée d'un cortège d'une vingtaine d'**espèces vasicoles** caractérisées par la dominance notamment des mollusques *Abra alba* (aba), *Nassarius reticulatus* (nas), des cnidaires *Actinia sp.* (act), *Sagartia sp.* (sag), des annélides polychètes *Lanice conchilega* (lan), *Sthenelais boa* (sth), *Pectinaria koreni* (pec), *Notomastus latericeus* (not), *Nephtys hombergii* (nph), *Nereis longissima* (nel), *Leptosynata inhaerens* (lep) et *Scoloplos armiger* (sco), associées aux annélides *Glycera lapidum* (glp), *Glycera convoluta* (glc), *Nephtys cirrosa* (npc), *Nephtys longosetosa* (npl), aux crustacés *Eupagurus bernhardus* (eub), *Portunus holsatus* (por) et aux échinodermes *Ophiura texturata* (opt) et *Echinocardium cordatum* (ech).
- ☞ La dernière unité faunistique est assez **hétérogène**. Elle est composée à la fois d'espèces vasicoles ou de sables propres. La caractéristique principale de cette



● zone de vidage Ouest Sud    ● zone de vidage Ouest Nord



□ espèces sabicoles    ■ espèces vasicoles ou tolérantes à l'envasement

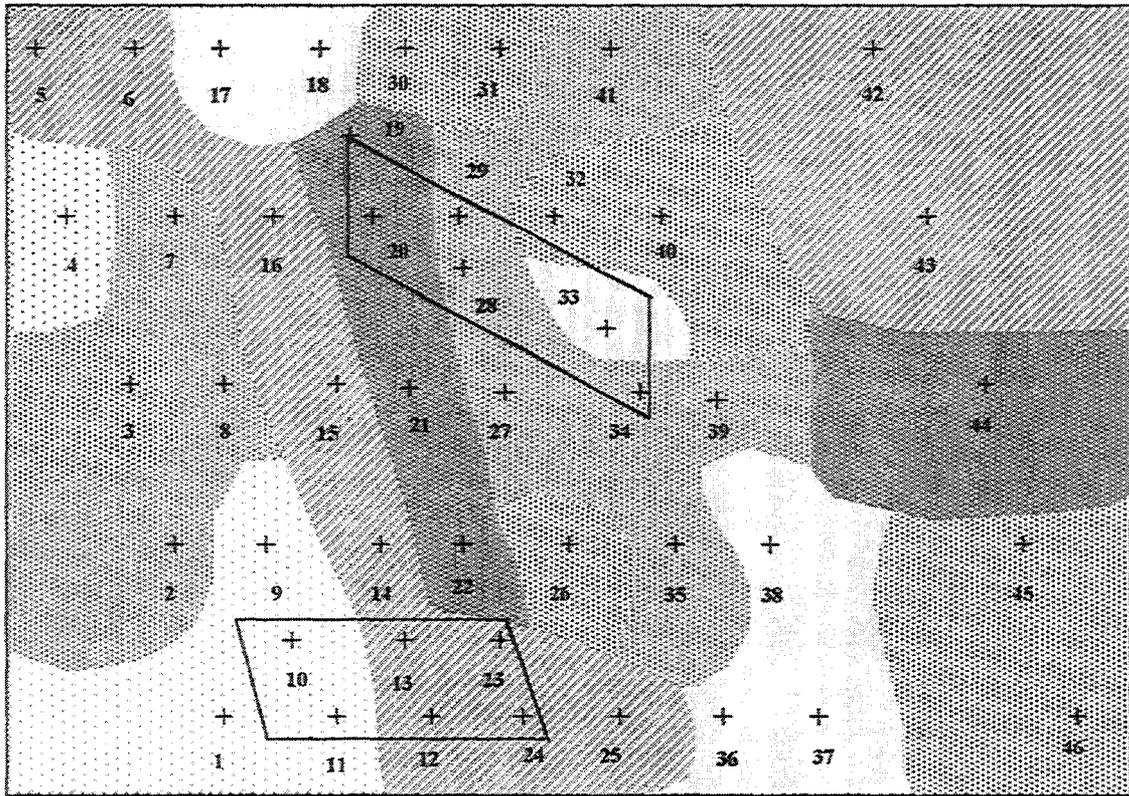
**Fig. 88:** Plan I/II de l'AFC effectuée sur l'abondance totale des 36 espèces récoltées sur les 46 stations des zones de vidage Ouest (campagne ZDV1). (act et sag : individus supplémentaires) -a : plan de projection des stations. -b : plan de projection des espèces.

☞ unité est l'abondance des annélides polychètes *Nephtys longosetosa* (npl) et *Nephtys cirrosa* (npc). A celles-ci s'ajoute en association un cortège d'espèces ubiquistes ou plus ou moins tolérantes à l'envasement dont l'abondance varie beaucoup d'une station à l'autre. On y rencontre ainsi, les annélides polychètes *Magelona papillicornis* (mag), *Nephtys hombergii* (nph), *Capitella capitata* (cap), *Eteone longa* (ete), *Eteone picta* (etp), *Glycera lapidum* (glp), *Ophelia borealis* (oph), *Scoloplos armiger* (sco), *Nerine cirratulus* (ner), *Sigalion mathildae* (sig), *Notomastus latericeus* (not), les mollusques *Abra alba* (aba), *Nassarius reticulatus* (nas), *Maetra solida* (mcs), les crustacés *Gastrosaccus spinifer* (gas), *Mysis flexuosa* (mys), *Urothoe grimaldii* (uro), *Haustorius arenarius* (hau), *Eupagurus bernhardus* (eub), *Portunus holsatus* (por), *Bathyporeia grimaldii* (bat), *Thia polita* (thi), *Diastylis bradyi* (dia), les échinodermes *Echinocardium cordatum* (ech), *Ophiura texturata* (opt) et les poissons téléostéens *Ammodytes lanceolatus* (amm).

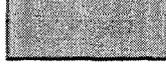
Il semblerait donc que notre zone d'étude présente 4 unités faunistiques distinctes :

- ⊙ un peuplement des sables fins à moyens propres de type dunaire à *Ophelia borealis*, restreint et localisé sur les crêtes des bancs de sable principalement (les stations 6, 11, 12, 13, 15, 21, 22, 24 et 26) ;
- ⊙ un peuplement de l'hétérogène envasé, exclusivement représenté par les stations 1 et 16, aux abords des zones de vidage, auquel se rattachent les stations 10, 19 et 20, localisées sur les zones de vidage, présentant une association faunistique qui se rapproche du peuplement des sables fins envasés à *Nephtys hombergii* ;
- ⊙ une unité faunistique majeure, hétérogène, à l'interface des deux unités précédentes, principalement caractérisée par les annélides polychètes *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa*, matérialisant un écotone à l'intérieur duquel s'exprime des faciès différents, fonction de la dominance de certaines espèces. On trouve ainsi,
  - ⇒ tantôt un faciès à *Magelona papillicornis* au niveau des stations les plus sablonneuses et légèrement envasées (8, 18, 28, 31, 32, 34, 41, 46),
  - ⇒ tantôt un faciès à crustacés (*Gastrosaccus spinifer*, *Mysis flexuosa*, *Urothoe grimaldii*) sur la station 36 (sable moyen légèrement envasé).
  - ⇒ Les stations 34 et 46 se démarquent légèrement de ce groupe, de façon artefactuelle, du fait de la présence, exclusivement en ces points, de l'annélide *Capitella capitata* et du crustacé *Bathyporeia elegans*.
  - ⇒ Les stations 9, 17, 42 marquent une transition entre le peuplement à *Ophelia borealis* et le faciès à *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa*.
  - ⇒ Les stations 5, 23, 25, 35, 38 marquent également une transition entre le faciès à *Magelona papillicornis* et celui à *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa*. La présence presque exclusivement en ces stations des annélides *Eteone longa*, *Eteone picta* et *Glycera lapidum* contribue à démarquer ce groupe dont les caractéristiques granulométriques sont assez hétérogènes (sables moyens à grossiers plus ou moins envasés).

La figure 89 illustre sous la forme d'une cartographie la distribution de ces différentes unités faunistiques et le tableau 76 en résume les principales caractéristiques.



## Zones de vidage Ouest

-  : peuplements de l'hétérogène envasés à *Actinothoe sp.* et *Sagartia sp.*
-  : peuplements de sables moyens à grossiers propres à *Ophelia borealis*
-  : faciès sableux d'interface à *Nephtys longosetosa*, *N. cirrosa* et *Magelona papillicornis*
-  : faciès sablonneux d'interface à *Nephtys longosetosa*, *N. cirrosa* et crustacés (*Urothoe grimaldii*, *gastrosaccus spinifer*, ...)
-  : peuplements de sables à *Magelona papillicornis* et *Echinocardium cordatum*
-  : peuplements de sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii*

**Fig. 89** : Distribution des peuplements sur les zones de vidage Ouest.

	Unité des sables propres	Unité des sables envasés (± hétérogènes)	Interface sablonneux	Interface de sables grossiers
principales stations représentatives	6, 11, 12, 13, 15, 21, 22, 24, 26	1, 16, 10, 19, 20	8, 18, 28, 31, 32, 34, 41, 46 9, 17, 42	36 5, 23, 25 35, 38
espèces caractéristiques	<i>Ophelia borealis</i> <i>Mactra solida</i>	<i>Abra alba</i> <i>Actinothoe sp.</i>	<i>Nephtys longosetosa</i> <i>Nephtys cirrosa</i>	<i>Nephtys longosetosa</i> <i>Nephtys cirrosa</i>
principales espèces accompagnatrices	<i>Glycera convoluta</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i>	<i>Sthenelais boa</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Sagartia sp.</i> <i>Lanice conchilega</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Nereis longissima</i> <i>Nephtys hombergii</i>	<i>Magelona papillicornis</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Abra alba</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Ophelia borealis</i> <i>Eteone picta</i> <i>Capitella capitata</i>	<i>Haustorius arenarius</i> <i>Urothoe grimaldii</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Mysis flexuosa</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Nassarius reticulatus</i>

**Tab. 76 : Descriptif des principales unités faunistiques identifiées sur les zones de vidage Ouest.**

⊗ Classification écologique des espèces :

Les **tableaux 77-a et 77-b** présentent la classification écologique des espèces des zones de vidage, les valeurs synthétiques de richesse spécifique (S) et d'abondance (A, exprimée ici en individus/m<sup>2</sup>), ainsi que l'indice biotique (IBq) de chaque faciès délimités par les analyses précédentes.

Cette classification montre une majorité d'espèces sensibles ou indifférentes aux perturbations dans les quatre unités faunistiques définies, avec :

- ⇒ des espèces majoritairement **sensibles**, sur les zones de sables propres, à laquelle on peut affecter un indice biotique **0**, avec des abondance et richesse spécifique moyenne ;
- ⇒ des espèces majoritairement **indifférentes** et **tolérantes**, sur les zones de sables hétérogènes envasés ou de sables fins envasés, auxquelles on peut affecter un indice biotique **2**, avec des abondance et richesse spécifique très élevées ;
- ⇒ des espèces **sensibles**, **indifférentes** et **tolérantes** sur la zone de transition 1, caractérisant un faciès d'appauvrissement du peuplement de sable propre avec des abondance et richesse spécifique plus faibles. On peut affecter un indice biotique **1** à cette zone ;
- ⇒ des espèces **sensibles**, **indifférentes** et **tolérantes**, sur la zone de transition 2, avec des abondance et richesse spécifique plus élevées que sur les sables fins. On peut affecter un indice biotique **0-2** à cette zone marquant une situation de déséquilibre ;
- ⇒ des espèces **indifférentes** et **sensibles** majoritaires sur la zone de transition 3, caractérisée par l'apparition d'espèces **opportunistes** (de 1<sup>er</sup> et 2<sup>nd</sup> ordre) avec des abondance et richesse spécifique élevées. On peut affecter un indice biotique **0-2** à cette zone, dégradée, marquant une transition entre les sables envasés et les sables hétérogènes envasés .

La **figure 90** récapitule ce modèle de dégradation des structures benthiques, en présentant pour chaque station le % respectif des 5 groupes écologiques. Les stations sont ici rassemblées en fonction, d'une part des regroupements précédemment effectués, et d'autre part en fonction de l'évolution du groupe I. Chaque groupe de stations a été affecté d'un indice biotique en fonction de ces % et des indices d'abondance et de richesse spécifique.

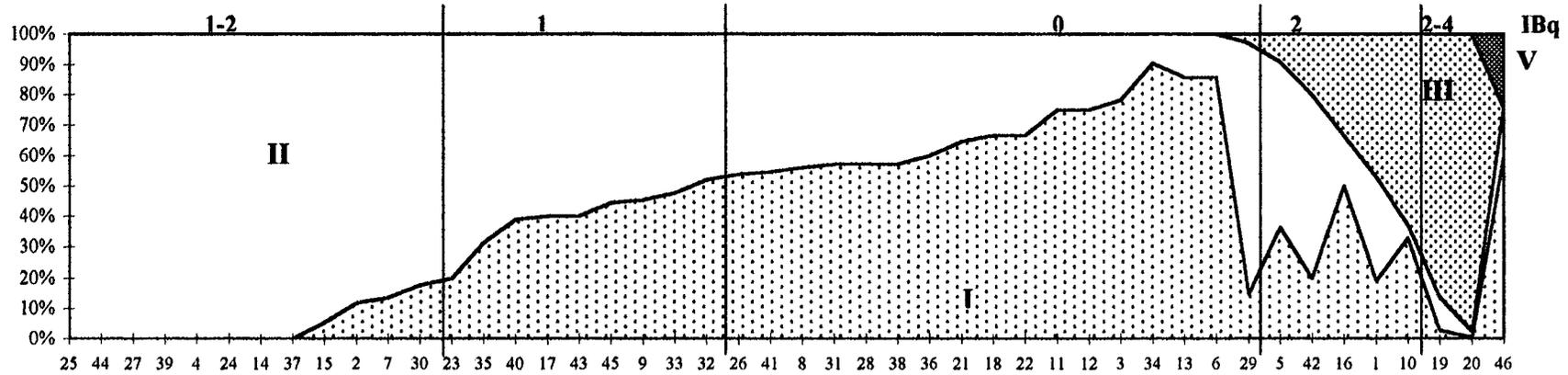
Faciès	Espèces (répertoriées par Glémarec et Hily)				
	sensibles (G-I)	indifférentes (G-II)	tolérantes (G-III)	opportunistes de 1 <sup>er</sup> ordre (G-IV)	opportunistes de 2 <sup>em</sup> ordre (G-V)
<b>Sables propres</b>  A = 177 ± 235  S = 5 ± 2  IBq = 0	<i>Abietinaria abietina</i> <i>Ammodytes lanceolatus</i> <i>Ampelisca brevicornis</i> <i>Ampelisca sp.</i> <i>Ascidie indéterminée</i> <i>Balanus crenatus</i> <i>Callianassa subterranea</i> <i>Conopeum reticulum</i> <i>Diastylis bradyi</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Ensis directus</i> <i>Eupogurus bernhardus</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Haustorius arenarius</i> <i>Macoma balthica</i> <i>Mactra solida</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Mysis flexuosa</i> <i>Nerine cirratulus</i> <i>Ophelia borealis</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Sertularia cupressina</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Tellina fabula</i> <i>Thia polita</i> <i>Urothoe grimaldii</i>	<i>Eteone longa</i> <i>Eteone picta</i> <i>Glycera convoluta</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Nassarius incrassatus</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Sigallion mathildae</i> <i>Sthenelais boa</i>	<i>Abra alba</i> <i>Scrobicularia plana</i>		
<b>sables hétérogènes envasés</b>  A = 370 ± 438  S = 10 ± 6  IBq = 1 - 2	<i>Actinothoe sp.</i> <i>Ampelisca brevicornis</i> <i>Ampelisca sp.</i> <i>Balanus crenatus</i> <i>Callianassa subterranea</i> <i>Conopeum reticulum</i> <i>Eupogurus bernhardus</i> <i>Lanice conchilega</i> <i>Mactra corallina</i> <i>Nemertesia antennina</i> <i>Obelia geniculata</i> <i>Owenia fusiformis</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Sogartia sp.</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Venerupis pullastra</i>	<i>Glycera convoluta</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Ophiura lacertosa</i> <i>Ophiura texturata</i> <i>Sthenelais boa</i>	<i>Abra alba</i> <i>Nereis longissima</i>		<i>Capitella capitata</i>
<b>Sables fins envasés</b>  A = 7 300 ± 11 000  S = 11 ± 6  IBq = 2	<i>Abietinaria abietina</i> <i>Actinothoe sp.</i> <i>Ascidie indéterminée</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Eupogurus bernhardus</i> <i>Hydrallmania falcata</i> <i>Leptosynata inhaerens</i> <i>Macoma balthica</i> <i>Nemertesia antennina</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Sogartia sp.</i> <i>Sertularia cupressina</i>	<i>Asterias rubens</i> <i>Cerebratulus sp.</i> <i>Glycera convoluta</i> <i>Harmothoe spinifera</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Ophiura texturata</i> <i>Sthenelais boa</i>	<i>Abra alba</i>		

**Tab. 77-a : Classification écologique des espèces rencontrées sur les zones de vidage Ouest selon les critères définis par Glémarec et Hily (1981). (synthèse)**

Faciès	Espèces (répertoriées par Glémarec et Hily)				
	sensibles (G-I)	indifférentes (G-II)	tolérantes (G-III)	opportunistes de 1 <sup>er</sup> ordre (G-IV)	opportunistes de 2 <sup>nd</sup> ordre (G-V)
<b>zones d'interface :</b>  <b>Ecotone 1</b> A = 156 ± 74  S = 5 ± 2  <b>IBq = 1</b>	<i>Abietinaria abietina</i> <i>Ammodytes lanceolatus</i> <i>Balanus crenatus</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Crangon crangon</i> <i>Diastylis bradyi</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Ensis directus</i> <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Eupagurus prideauxi</i> <i>Eurydice pulchra</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Haustorius arenarius</i> <i>Hydrallmania falcata</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Mysis flexuosa</i> <i>Nemertesia antennina</i> <i>Nerine cirratulus</i> <i>Ophelia borealis</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Processa parva</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Sertularia cupressina</i> <i>Thia polita</i> <i>Urothoe grimaldii</i>	<i>Cephalothrix rufifrons</i> <i>Cerebratulus sp.</i> <i>Eteone longa</i> <i>Eteone picta</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Lineus bilineatus</i> <i>Nephtys caeca</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Ophiura lacertosa</i> <i>Ophiura texturata</i>	<i>Amphiporus lactifloreus</i>		
<b>Ecotone 2</b> A = 225 ± 231  S = 7 ± 3  <b>IBq = 1 - 2</b>	<i>Bathyporeia elegans</i> <i>Conopeum reticulum</i> <i>Dentalium entalis</i> <i>Eupagurus prideauxi</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Mactra solida</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Nika edulis</i> <i>Ophelia borealis</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Trachinus vipera</i> <i>Urothoe grimaldii</i>	<i>Glycera convoluta</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i>	<i>Abra alba</i> <i>Scrobicularia plana</i>		
<b>Ecotone 3</b> A = 603 ± 969  S = 8 ± 5  <b>IBq = 0 - 4</b>	<i>Bathyporeia elegans</i> <i>Conopeum reticulum</i> <i>Diastylis bradyi</i> <i>Ensis directus</i> <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Eupagurus prideauxi</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Haustorius arenarius</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Nemertesia antennina</i> <i>Nerine cirratulus</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Portunus holsatus</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Sertularia cupressina</i> <i>Tellina fabula</i> <i>Thia polita</i> <i>Urothoe grimaldii</i>	<i>Eteone picta</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Nassarius incrassatus</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Nephtys caeca</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Ophiura texturata</i> <i>Sigallion mathildae</i> <i>Sthenelais boa</i>	<i>Abra alba</i> <i>Nereis longissima</i>	<i>Staurocephalus rudolphii</i>	<i>Capitella capitata</i>

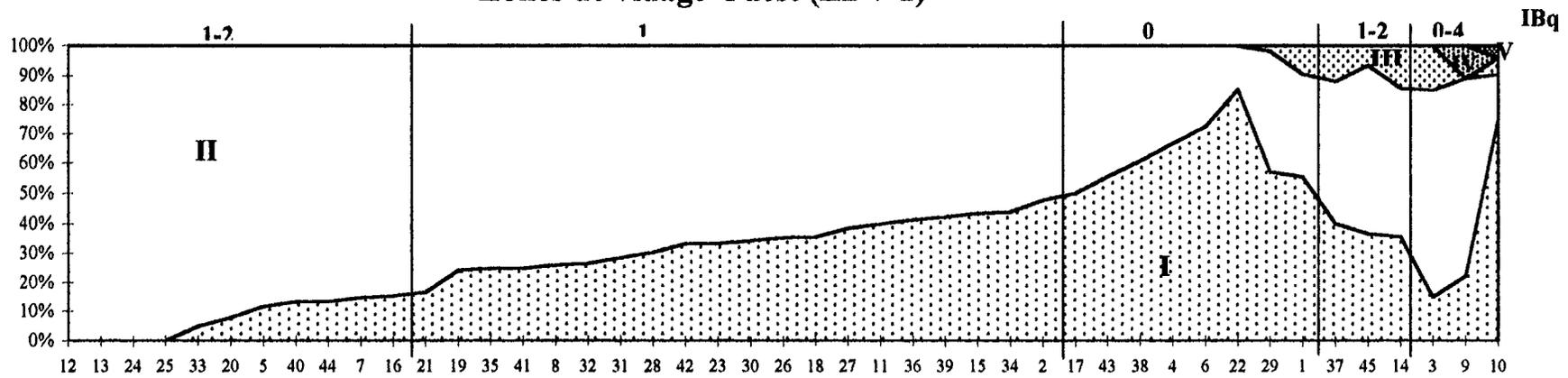
**Tab. 77-b : Classification écologique des espèces rencontrées sur les zones de vidage Ouest selon les critères définis par Glémarec et Hily (1981). (synthèse)**





Zones de vidage Ouest (ZDV 1)

Stations



Zones de vidage Ouest (ZDV 2)

Stations

groupe I
  groupe II
  groupe III
  groupe IV
  groupe V
 : groupes écologiques

**Fig. 90** : Modèle général de dégradation des structures benthiques des zones de vidage Ouest en fonction des indices biotiques définis par Hily et coll. au cours des 2 campagnes.

Le faible nombre d'espèces tolérantes ou opportunistes, ainsi que le grand nombre d'espèces sensibles, récoltées sur l'ensemble des échantillons, laisse supposer que les perturbations engendrées par les immersions sur les zones de vidage ne sont, d'une part, pas de nature organique, et d'autre part, infimes ou trop localisées pour induire des dégradations majeures dans les structures benthiques. Cependant, de larges zones de déséquilibre faunistique s'observent aux abords des zones d'immersion allant de l'appauvrissement du faciès d'origine (IBq = 1) à des stades de déséquilibre (IBq = 0-2) sur les zones de vidage [Stations 18, 19, 20, 29 et 1, 10, 14, 23] voire de dégradation (IBq = 2) [stations 34, 9, 25 et 46].

### III-3- Apports de la seconde campagne

Lors de la seconde campagne (ZDV2), en octobre 1995 (4 mois après les dernières immersions de boues de dragage), les prélèvements ont permis de récolter **57 espèces**, soit autant que durant la première campagne, pour un total de **1127 individus dénombrables** (à l'exclusion des hydrozoaires et des bryozoaires), avec une densité moyenne par station, toutes espèces confondues, à peu près identique à la première campagne (environ 250 individus par m<sup>2</sup>). Même si au prime abord la différence d'**abondance totale** entre la première et la seconde campagne semble considérable (près de quatre fois inférieur), celle-ci n'est due en fait qu'à un artefact : les effectifs de la première campagne étaient artificiellement importants sur 2 stations (**19 et 20**) du fait de l'abondance exceptionnelle du mollusque bivalve *Abra alba*, celui-ci ayant pour ainsi dire disparu de la seconde campagne. Ces organismes macrozoobenthiques, de taille moyenne, abondent dans les bassins portuaires du port Ouest de Dunkerque (**Romont, 1996**) et semblent être directement apportés sur les zones de vidage par les dragages portuaires (**Garçon et al., 1995**). Ils sédimentent avec les particules vaseuses lors des immersions mais ne peuvent se maintenir dans ces milieux majoritairement sableux que très difficilement du fait de leurs exigences écologiques (vasicoles). C'est pourquoi, 4 mois après les dernières immersions, seuls quelques rares spécimens vivants sont encore dénombrables sur les zones de vidage, associés à de très nombreux cadavres et débris (comme nous avons pu le constater lors du tri).

Une démarche d'analyse similaire a été pratiquée sur les données faunistiques de cette seconde campagne. L'état de dégradation des peuplements lors de cette campagne est représenté par la **figure 90**.

De l'ensemble des résultats nous pouvons conclure :

- ⊗ qu'il existe peu de différence dans la composition faunistique proprement dite, entre les deux campagnes, seule la proportion des différentes espèces varie : les annélides polychètes *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa* sont à nouveau constantes, 4 espèces sont communes (*Gastrosaccus spinifer*, *Urothoe grimaldii*, *Magelona papillicornis*, *Scoloplos armiger*), et 43 sont rares.
- ⊗ Comme précédemment, les indices de Sanders, de constance et de fidélité, distinguent 3 groupes faunistiques (un groupe de sable propre, un groupe de sables hétérogènes envasés et un groupe à l'interface de ces 2 ensembles bien délimités), cependant, contrairement à la première campagne, l'unité faunistique des sables fins apparaît plus diversifiée (46 espèces) que celle de cette zone hétérogène d'interface (16 espèces).
- ⊗ L'AFC pratiquée sur ces données confirme les unités faunistiques précédemment décrites, à savoir : un peuplement de **sables moyens propres à *Ophelia borealis***, restreint à 12 stations essentiellement localisées au niveau des crêtes des bancs sur la partie ouest de la zone d'étude (les stations **4, 6, 11, 12, 13, 14, 15, 17, 22, 24, 25 et 26**), et principalement caractérisé par des espèces de sables propres comme les annélides polychètes *Glycera convoluta* et *Ophelia borealis* (qui s'isolent sur l'axe III) et les mollusques *Scrobicularia plana* (scr) (isolés sur l'axe IV). On trouve associés à ces espèces, en abondance modérée,

- les annélides polychètes *Nephtys longosetosa*, *Nephtys cirrosa*, *Scoloplos armiger* (sco), *Magelona papillicornis*, les crustacés *Gastrosaccus spinifer*, *Mysis flexuosa* (mys), *Thia polita* (thi) et les poissons téléostéens *Ammodytes lanceolatus*;
- un peuplement de **l'hétérogène envasé**, exclusivement représenté par les stations 1 et 10 (vases/sables graveleux), aux abords des zones de vidage, caractérisé par les anémones *Actinia sp.*, *Sagartia sp.*, et les annélides polychètes *Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis* (owe), *Pectinaria koreni*, *Notomastus latericeus*, *Sthenelais boa*, *Nereis longissima*, *Scoloplos armiger*, *Capitella capitata*, associées en moindre importance aux annélides *Nephtys hombergii*, *Glycera convoluta*, *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, aux mollusques *Nassarius reticulatus*, *Abra alba*, *Mactra coralina*, *Venerupis pullastra*, aux crustacés *Eupagurus bernhardus*, *Ampelisca brevicornis*, *Ampelisca sp.* et aux échinodermes *Ophiura texturata* et *Ophiura lacertosa* ;
- un peuplement de **sables fins envasés** représenté par la station 20 (vases/sablons), localisée sur les zones de vidage, présentant une association faunistique proche du peuplement à *Nephtys hombergii* exclusivement représenté par les annélides polychètes *Nephtys hombergii*, *Pectinaria koreni*, *Nereis longissima* et les mollusques *Macoma balthica* et *Nassarius reticulatus* ;
- une unité faunistique dominante sur la zone, hétérogène, et principalement caractérisée par la dominance des annélides polychètes *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa*, et que l'on peut scinder en plusieurs faciès en fonction de la dominance de certaines espèces : on trouve ainsi, tantôt un faciès à *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa*, sur une vingtaine de stations (2, 3, 5, 7, 8, 18, 21, 27, 28, 30, 31, 34, 35, 36, 38, 40, 41, 42, 43, 45), de **granulométrie fine** (sablons/sables fins), sur lesquelles on rencontre également les annélides polychètes *Nerine cirratulus*, *Nephtys caeca*, *Scoloplos armiger*, *Magelona papillicornis*, *Eteone picta*, *Ophelia borealis*, les crustacés *Gastrosaccus spinifer*, *Mysis flexuosa*, *Urothoe grimaldii*, *Bathyporeia elegans*, *Eurydice pulchra*, *Diastylis bradyi*, *Crangon crangon*, *Eupagurus prideauxi*, *Eupagurus bernhardus*, *Portunus holsatus*, *Processa parva*, *Thia polita*, le mollusque *Ensis directus*, et les échinodermes *Echinocardium cordatum*, *Ophiura texturata*, *Ophiura lacertosa* ; tantôt un faciès à *Magelona papillicornis*, au niveau des stations les plus **sablonneuses plus ou moins envasées** (19, 29, 32, 33), accompagnées de *Sigallion mathildae*, *Eupagurus bernhardus*, *Portunus holsatus*, *Nephtys longosetosa*, *Nephtys cirrosa*, *Nephtys hombergii*, *Bathyporeia elegans*, et dans une moindre proportion, *Pectinaria koreni*, *Scoloplos armiger*, *Nereis longissima*, *Nerine cirratulus*, *Sacculina carcini*, *Urothoe grimaldii*, *Eupagurus prideauxi* et *Echinocardium cordatum*.

Quelques stations se démarquent de ces deux sous-unités : les stations 9, 39 et 44 de **granulométrie fine** (sablons/sables fins), essentiellement définies par des espèces de sables propres comme *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis*, *Nephtys caeca*, *Nerine cirratulus*, *Diastylis bradyi* et *Gastrosaccus spinifer*, et quelques espèces vasicoles comme *Nephtys cirrosa*, *Scoloplos armiger*, *Sthenelais boa* semblant ainsi définir une transition entre le faciès à *Magelona papillicornis* et celui à *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa* ; et les stations 16, 23, 37 de **granulométrie plus grossière** (sables grossiers/sables graveleux), caractérisées par un mélange d'espèces vasicoles comme *Nephtys cirrosa*, *Urothoe grimaldii*, *Abra alba*, *Nephtys hombergii*,

*Bathyporeia elegans*, *Scoloplos armiger*, *Nassarius reticulatus*, *Eupagurus prideauxi*, et d'espèces de sables propres comme *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis*, *Glycera convoluta*, *Dentalium entalis* et *Gastrosaccus spinifer*, ce qui semble définir un faciès à crustacés marquant une transition entre le peuplement à *Ophelia borealis* et le faciès à *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa*.

### III-4- Conclusion

Les zones de vidage Ouest présentent dans leur ensemble une richesse faunistique importante puisque près de 60 espèces différentes y ont été récoltées, réparties dans les 14 principaux groupes zoologiques (bryozoaires, hydrozoaires (2 ordres), annélides polychètes, mollusques (2 ordres), crustacés (4 ordres), németes, échinodermes (2 ordres), poisson téléostéen) mais avec une densité moyenne relativement faible d'environ 250 individus/m<sup>2</sup> et un indice de diversité général (H') plutôt bas, même pour une zone sableuse. Les annélides polychètes, les crustacés et les mollusques dominent très largement cette distribution. Le schéma de dégradation général établi à partir des indices biotiques (fig. 91) illustre l'état de santé général des zones de vidage Ouest. Pour simplifier ce schéma, seules les stations les plus caractéristiques ont été conservées ; les moins abondantes ont ainsi été supprimées.

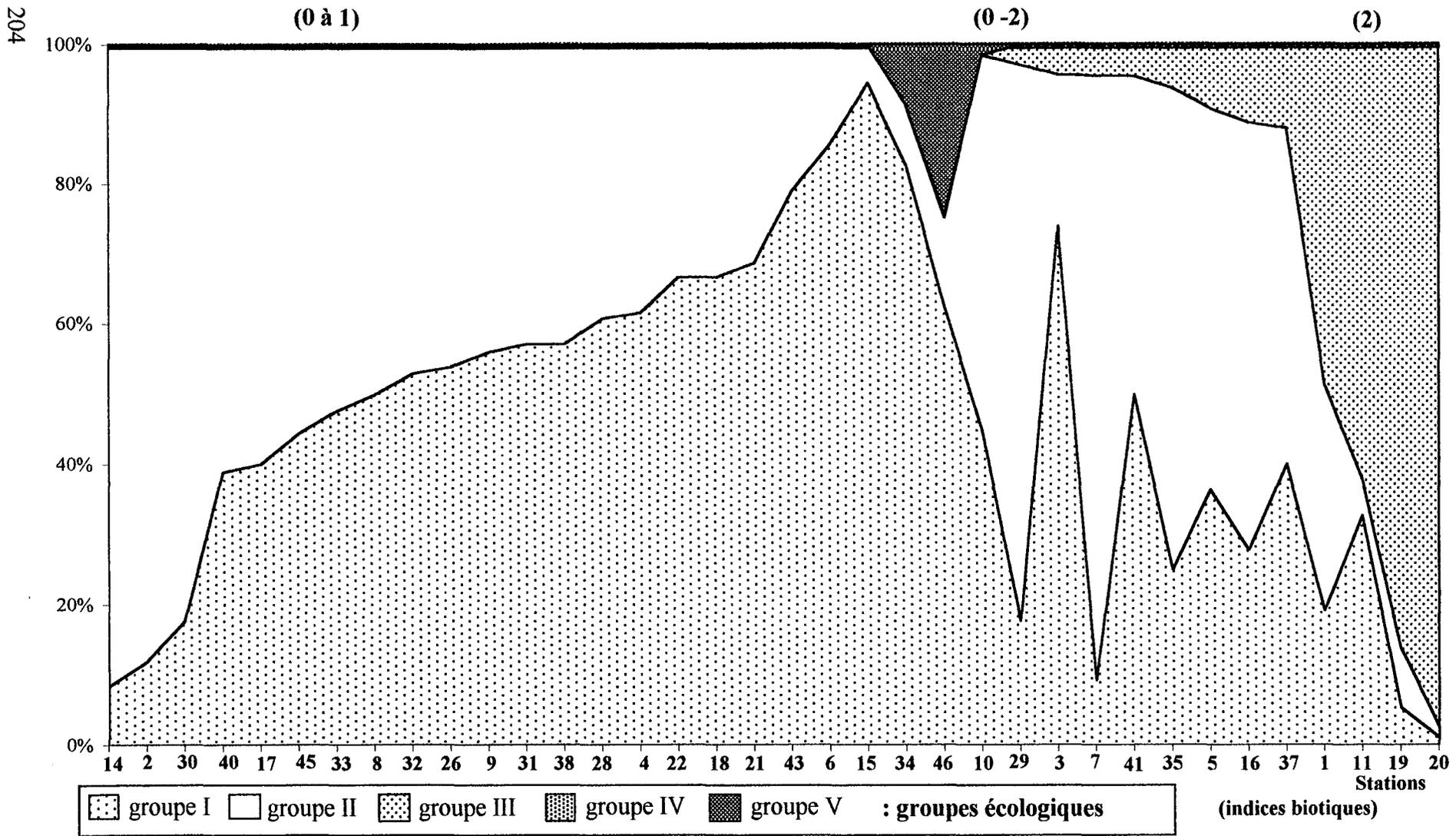
Les caractéristiques générales de cette zone d'étude définissent globalement un ensemble faunistique de **type sableux** (sables dunaires fins à moyens propres) :

- peu diversifié (38 espèces avec H'=1,75), avec une richesse spécifique (S=6±2) et une densité (A=230±210 individus/m<sup>2</sup>) moyennes ;
- recouvrant 11 groupes zoologiques, et dominé par les annélides polychètes (13 espèces recensées) ;
- défini par un peuplement à *Ophelia borealis* associée à *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis*, *Nephtys hombergii*, *Echinocardium cordatum* et à une trentaine d'autres espèces accompagnatrices, généralement peu communes ou rares, (ex : *Maetra solida*, *Glycera convoluta*, *Glycera lapidum*, *Scoloplos armiger*, *Eteone longa*, *Eteone picta*, *Gastrosaccus spinifer*, *Urothoe grimaldii*, ... ) ;
- majoritairement composé d'espèces sensibles aux perturbations, caractéristiques d'un peuplement d'origine sain (indice biotique (IB)=0).

Ce peuplement est principalement localisé au niveau des crêtes des bancs de sable, dans la partie Est et Nord-Ouest de la zone d'étude, comme l'illustre la carte des peuplements (cf. fig. 89). Cependant, les analyses spécifiques et interspécifiques montrent clairement que cet ensemble n'est pas uniformément homogène et que plusieurs sous-ensembles distincts s'en dégagent :

⊙ Tout d'abord, les zones de **sables fins les plus envasés**, essentiellement localisées sur la zone d'immersion Ouest-Nord, et limitées à 6 stations :

- globalement peu diversifiées (25 espèces avec H'=1,62), avec une richesse spécifique moyenne (S=9±4) et une densité élevée (A=4 000±8 000 individus/m<sup>2</sup>), dominées par quelques espèces fortement majoritaires (*Abra alba*, *Nephtys hombergii*) ;
- représentant 7 groupes zoologiques, et dominées par les mollusques et quelques espèces d'annélides polychètes ;
- définies par un peuplement à *Abra alba* et *Nephtys hombergii*, associées à *Owenia fusiformis*, *Pectinaria koreni*, *Nereis longissima*, *Leptosynata inhaerens*, *Sthenelais boa*, *Nassarius reticulatus*, *Scrobicularia plana*, *Macoma balthica* (en abondance faible) et à une vingtaine d'espèces accompagnatrices, généralement rares,



**Fig. 91 : Modèle général de dégradation des structures benthiques des zones de vidage Ouest en fonction des indices biotiques définis par Hily et coll.**

- majoritairement composées d'espèces indifférentes ou tolérantes aux perturbations (indice biotique (IB)=2), caractéristiques d'un peuplement des vases qui serait réduit à sa plus simple expression, uniquement ses espèces caractéristiques en faible abondance, à l'exception de son principal représentant (*Abra alba*) qui explose sur certaines stations.

⊙ Ensuite, les zones de **sables hétérogènes (sables grossiers à graveleux) envasés**, essentiellement localisées sur la zone d'immersion Ouest-Sud (stations 1 et 10) :

- dans l'ensemble très diversifiées (29 espèces,  $H' = 2,92$ ), avec une richesse spécifique importante ( $S = 17 \pm 5$ ) et une densité assez élevée ( $A = 950 \pm 430$  individus/m<sup>2</sup>) ;
- représentant 9 groupes zoologiques, et dominées par les encroûtants (hydrozoaires, bryozoaires) et quelques espèces d'annélides polychètes et de mollusques ;
- définies par un peuplement à *Actinothoe sp.* et *Sagartia sp.*, associées à de nombreux bryozoaires et *Abra alba*, *Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis*, *Pectinaria koreni*, *Notomastus latericeus*, *Sthenelais boa*, *Scoloplos armiger*, *Capitella capitata*, *Nereis longissima*, *Nephtys hombergii*, *Nassarius reticulatus*, *Scrobicularia plana* (en faible abondance) et à une dizaine d'espèces accompagnatrices rares,
- majoritairement composées d'espèces tolérantes aux perturbations, mais également d'espèces sensibles, cet ensemble faunistique possède les caractéristiques d'un peuplement des vases auquel s'ajoutent les espèces encroûtantes qui colonisent les nombreux cailloux et graviers présents sur la zone (indice biotique (IB)=0-2).

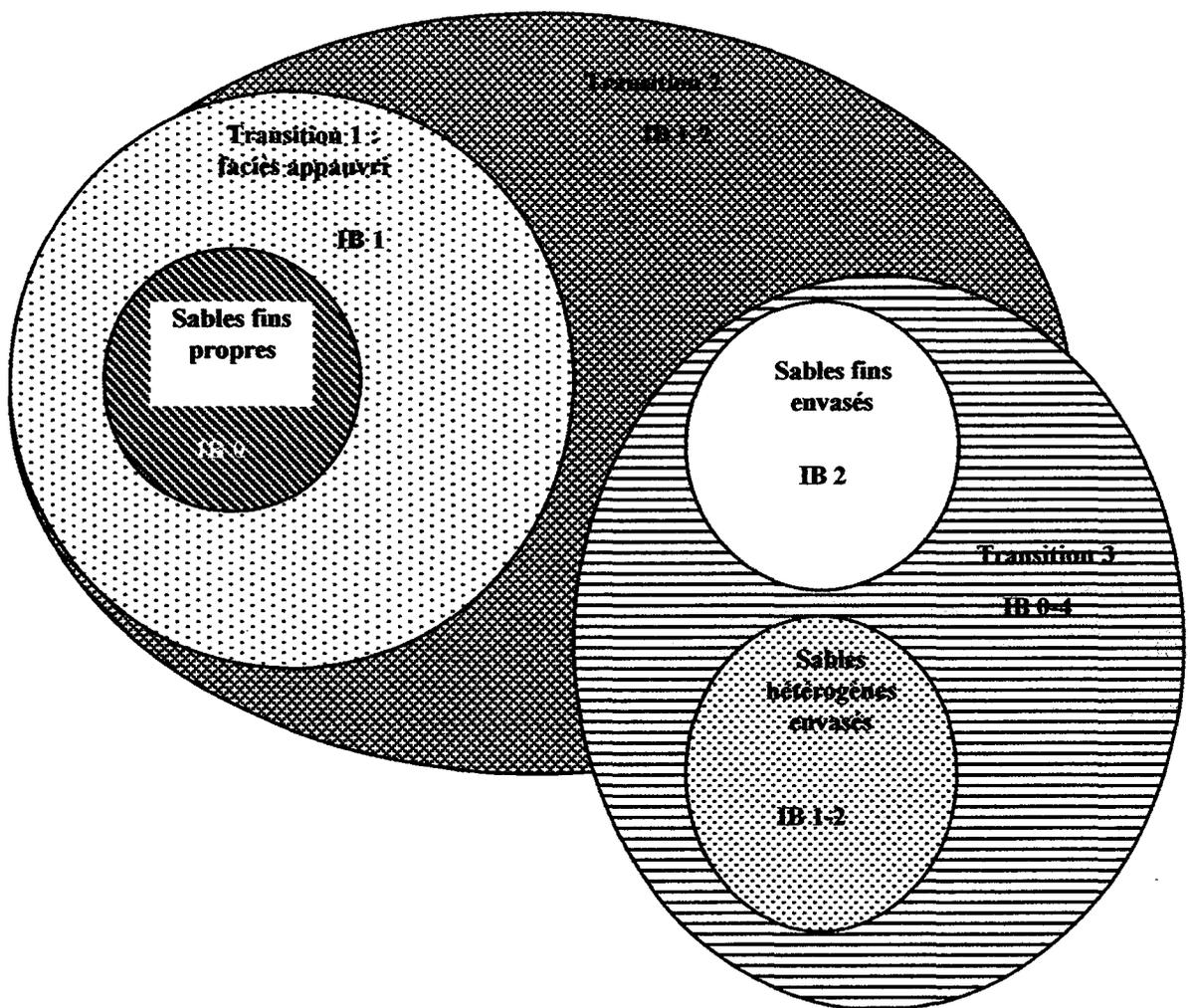
⊙ Et enfin, une large **zone hétérogène**, caractérisée par des espèces occasionnelles ou accidentelles, formant des cortèges de transition entre les précédents ensembles faunistiques. Ne pouvant être considéré comme des peuplements proprement dits, ces cortèges constituent plutôt un mélange des trois ensembles faunistiques mitoyens (vasicoles + sablicoles) et forment une succession de faciès faunistiques à richesse spécifique importante, mais en faible abondance (cf. schéma ci-après (fig. 92)) :

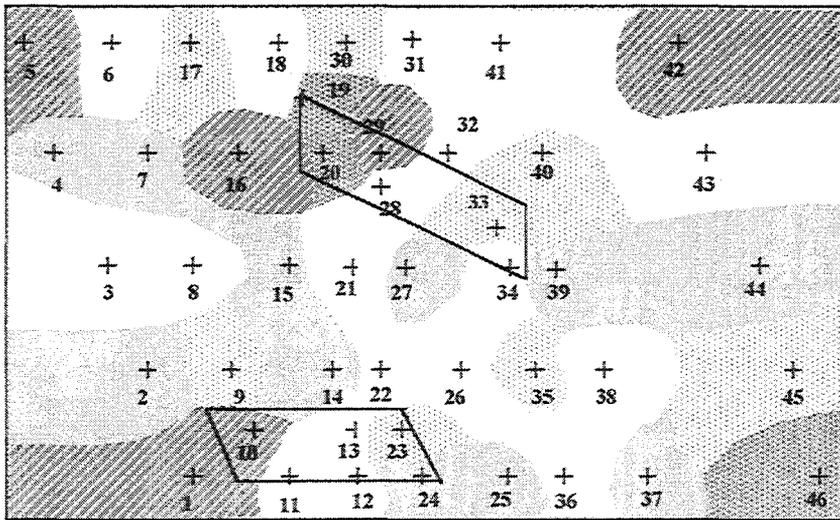
- ⇒ un premier cortège, étendu, très similaire au peuplement des sables propres, marque une première transition. Essentiellement situé sur les flancs des bancs de sable ou dans les zones d'interbanc, il constitue, en fait, un **faciès d'appauvrissement** de ce peuplement d'origine. La richesse spécifique et la densité y sont plus faibles ( $S = 5 \pm 2$  ;  $A = 156 \pm 74$ ), visiblement perturbées par l'enrichissement en pélites de la zone. Ce cortège est principalement représenté par *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Echinocardium cordatum* et une dizaine d'espèces accompagnatrices, généralement peu communes ou rares, (ex : *Glycera lapidum*, *Ophelia borealis*, *Magelona papillicornis*, *Gastrosaccus spinifer*, *Urothoe grimaldii*, ...), et est affecté d'un indice biotique égal à 1 (IB 1) ;
- ⇒ un second cortège, restreint à quelques stations localisées sur les zones d'immersion Ouest-Nord et Ouest-Sud, marque une **situation de déséquilibre** du peuplement des sables fins. Elle est caractérisée par la disparition des espèces sensibles de ce peuplement au profit presque exclusif des espèces indifférentes. La richesse spécifique et la densité y sont très faibles ( $S = 4 \pm 2$  ;  $A = 80 \pm 85$ ). Ce cortège est représenté par *Nephtys longosetosa*, *Glycera convoluta* et quelques espèces accompagnatrices (ex : *Nephtys cirrosa*, *Nephtys hombergii*, *Scrobicularia plana*, *Ophelia borealis*). Il définit un indice biotique 0-2 ;
- ⇒ enfin, un troisième cortège, caractérisé par *Magelona papillicornis* et *Capitella capitata*, associées à de nombreuses espèces accompagnatrices (ex : *Nephtys cirrosa*, *Nephtys hombergii*, *Nephtys longosetosa*, *Leptosynata inhaerens*, *Eupagurus bernhardus*, *Ophiura texturata*, *Eteone picta*, *Nassarius reticulatus*), définit une **zone de perturbation** où apparaissent les premières espèces opportunistes et où explosent

les espèces indifférentes. La richesse spécifique et la densité y sont élevées ( $S=10\pm 4$  ;  $A=770\pm 890$ ). Cette zone de perturbation, affectée d'indice biotique 2, est essentiellement localisée sur la zone d'immersion Ouest-Nord.

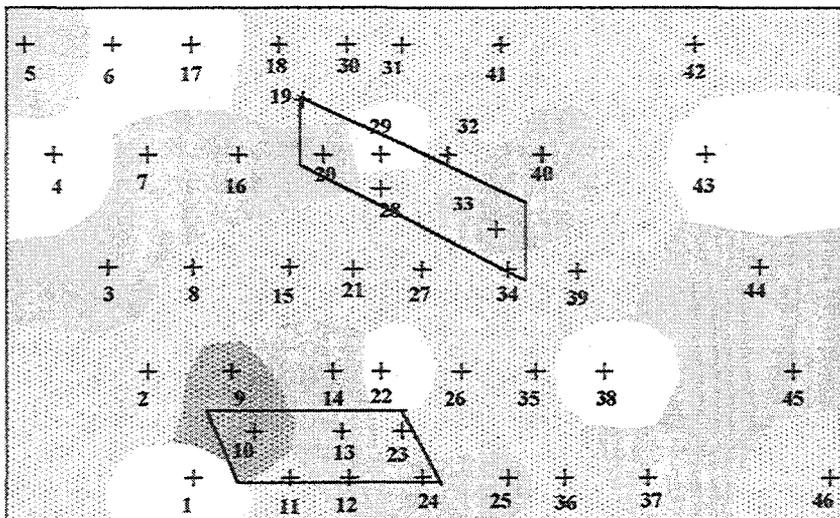
Ainsi, bien que modérés, l'envasement et les perturbations physiques liées aux immersions perturbent beaucoup le peuplement des sables fins à moyens propres établi sur les zones de vidage Ouest. Dans un premier temps, directement sur les zones d'immersion, puis sur l'ensemble des stations alentours du fait des remobilisations sédimentaires. Bien que le taux de pélites décroisse entre les deux campagnes et que l'on puisse noter une nette diminution de la part des espèces tolérantes et opportunistes (principalement due à la disparition des *Abra alba*), on ne constate pas de restauration du peuplement d'origine au cours du temps. Au contraire, le déséquilibre semble s'accroître puisque la proportion des espèces sensibles continue à diminuer au profit des espèces indifférentes (*Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa* et *Magelona papillicornis*). Le faciès d'appauvrissement (IB 1) s'étend encore plus largement et les zones de déséquilibre localisées sur les zones d'immersion Ouest-Nord et Ouest-Sud persistent de façon durable. La **figure 93** illustre la répartition des structures benthiques en fonction des niveaux de contamination définis par Glémarec et Hily (1981) et résume les principales caractéristiques faunistiques de la zone d'étude.

**Fig. 92 : Schéma des assemblages faunistiques et des zones de transition**

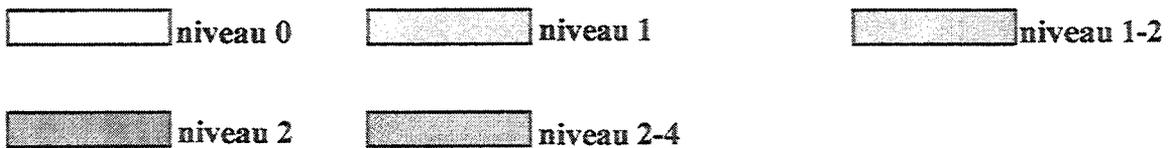




**Zones de vidage Ouest (ZDV1)**



**Zones de vidage Ouest (ZDV 2)**



**Fig. 93** : Cartographie de la répartition des structures benthiques en fonction des niveaux de contamination définis par Glémarec et Hily (1981; 1998).

#### IV- Discussion partielle :

Cette étude réalisée de décembre 1994 à novembre 1995, en Mer du Nord, sur les zones de vidage Ouest du Port Autonome de Dunkerque, nous a permis d'appréhender l'impact physique, chimique et faunistique de l'immersion de boues portuaires polluées, sur une zone régulièrement soumise aux perturbations depuis plus de 20 ans.

Il ressort de cette étude, qu'en dépit des quantités énormes de boues régulièrement immergées, l'impact sédimentaire demeure modeste :

- d'un point de vue granulométrique, seules l'hétérogénéité de la zone d'étude, au niveau des zones d'immersion, et son instabilité dans le temps, attestent de la perturbation. De nature **sableuse** (sables fins à moyens de type dunaire) d'un point de vue général, cette zone ne comporte qu'une part modeste de pélites (environ 4,5 %) et de fractions

grossières (cailloutis, graviers : 6,5%). Les boues immergées (représentant plus de 70% de pélites) se dispersent donc dans la colonne d'eau superficielle du fait de l'hydrodynamisme intense du Déroit, à l'exception des fractions les plus grossières et des boues compactes qui se déposent sur les zones d'immersion sous forme de galets mous. L'érosion par les courants, permet le retour rapide (quelques mois) à un faciès de type sableux au niveau des crêtes des bancs des sables. En revanche, les flancs de ceux-ci, notamment leur face sud (à pente plus douce), et les zones d'interbanc continuent à présenter un pourcentage de pélites rémanent de l'ordre de 5 %, supérieur à celui observé sur les zones de sables propres (environ 2 %). Sur les zones d'immersion proprement dites, situées entre des bancs de sables, les teneurs en vase et en cailloutis atteignent des pourcentages beaucoup plus importants, puisque directement impactées. De plus, on constate, que la sédimentation des particules immergées est directement corrélée aux conditions hydrologiques et climatiques qui régissent le milieu sédimentaire. Ainsi les courants de marée, la houle et les tempêtes (très violentes au cours de ces 2 années), expliquent la répartition étendue de ces sédiments sur les zones de vidage, de même que le mode opératoire lors des immersions : la position de la drague au début de l'immersion (généralement sur le bords des zones afin de repartir rapidement chercher un nouveau chargement), les conditions météorologiques (vents et pluies violents) et les conditions de marée (vive eau / morte eau ; flot, étale ou jusant) conditionnent l'étendue future de la zone d'impact. Les différences sédimentaires entre les deux zones de vidage tiennent, quant à elles, à la nature des boues qu'ils réceptionnent. En effet, la zone de vidage Ouest-Sud, plus hétérogène (du sable graveleux aux cailloutis plus ou moins envasés), reçoit en plus des boues portuaires, les déblais de dragage du chenal intermédiaire qui borde la zone côtière de cailloutis envasés (cf. carte sédimentaire du déroit Nord/Pas-de-Calais, fig. 6), contrairement à la zone de vidage Ouest-Nord.

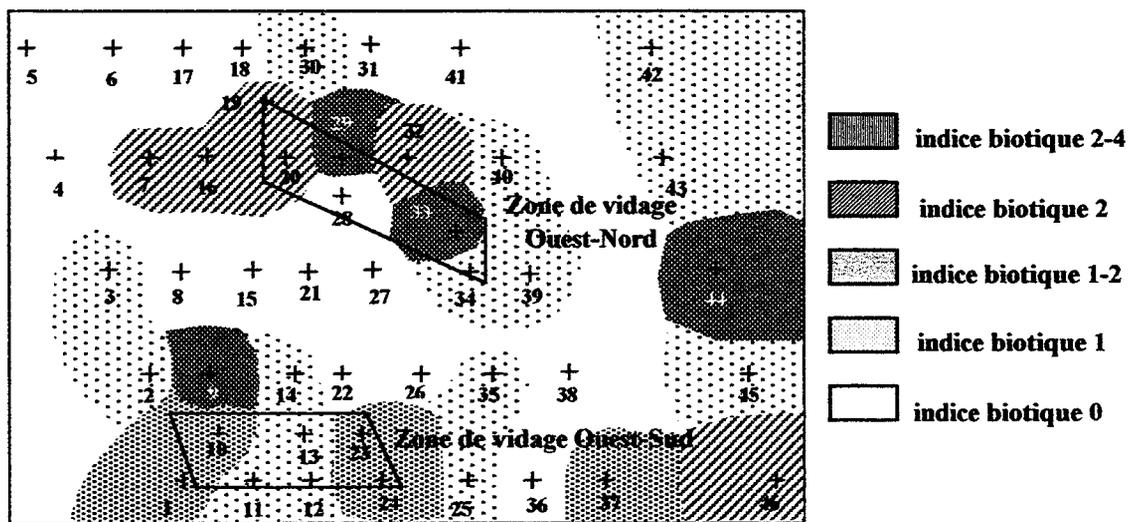
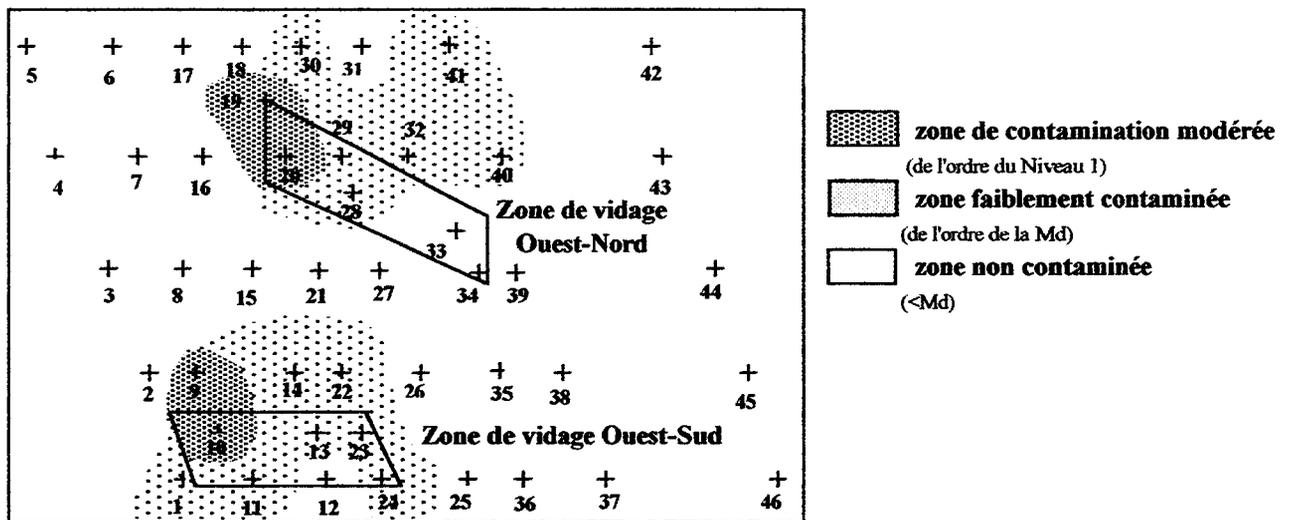
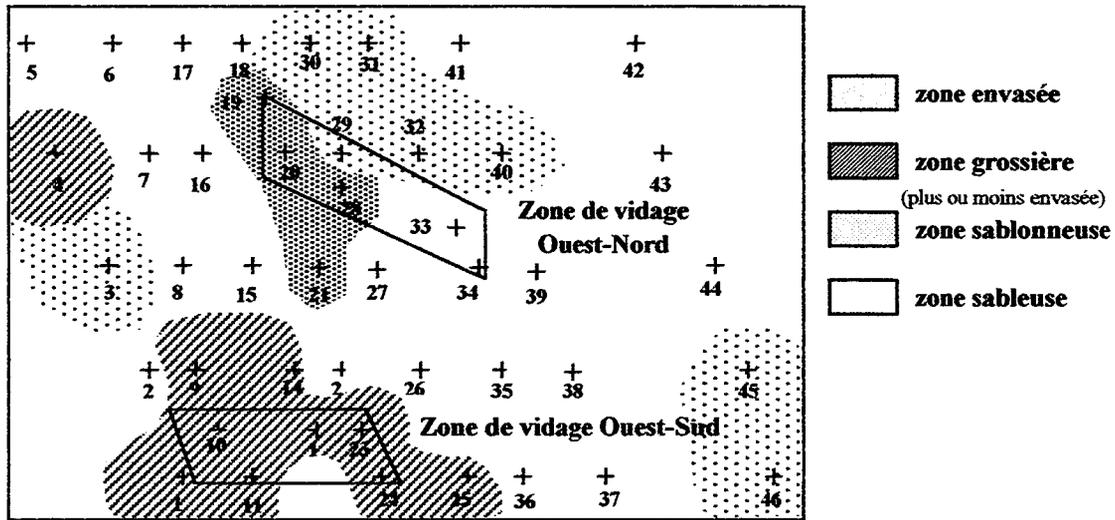
- D'un point de vue chimique, l'ensemble de la zone d'étude apparaît **peu ou non contaminée** par les métaux lourds (inférieurs aux médianes portuaires), la matière organique (COT  $\approx$  0,5%) et l'azote (NTK  $\approx$  180 mg/kg) avec en général des valeurs de l'ordre du bruit de fond naturel. Comme pour les particules sédimentaires, le fort brassage hydrodynamique provoque une dispersion des contaminants dans la colonne d'eau lors des immersions. L'impact chimique des vidages se détecte néanmoins par la présence sur la zone d'étude, au niveau de la couche superficielle des sédiments, d'une contamination métallique modérée (de l'ordre des médianes portuaires), principalement sur les zones d'immersion, qui s'amenuise globalement au cours du temps, à l'exception des stations les plus impactées qui présentent des teneurs rémanentes en polluants de l'ordre du niveau 1 GEODE (voire même du niveau 2). Ces stations montrent également des teneurs en COT plus importantes ( $\approx$  1%). La forte affinité des

polluants pour les particules fines fait que ce panache de contamination se superpose à celui de l'impact sédimentaire, cependant les analyses statistiques ont montré que dans tous les cas, le premier axe des ACP correspondait à un gradient granulométrique puis sur le second axe on trouvait un gradient global de contamination. Le facteur granulométrique est donc ici prédominant dans l'analyse sédimentaire. Il est à noter de plus que, comme sur la zone de référence, des teneurs métalliques importantes en Mn, Al et Fe, ainsi qu'en phosphore (P), ont été mesurées sur la zone d'étude. Ceci confirme les signes d'un enrichissement régional lié aux industries locales (Aluminium Dunkerque, Péchiney, Sollac, ...).

- D'un point de vue faunistique, cette étude nous a permis de récolter en moyenne 2500 individus répartis en 75 espèces et 14 groupes zoologiques, dont les annélides polychètes (23 espèces), les crustacés (20 espèces) et les mollusques (12 espèces). Le groupe des polychètes domine la distribution avec plus de 80 % des individus, les familles les mieux représentées étant les néphtyidae, néréidae, magelonidae et ophelidae. Les groupes trophiques dominants sont les carnivores (47%), les déposivores de surface et sub-surface (40%) puis les suspensivores (14%). Le peuplement caractéristique de la zone d'étude est de type sableux à *Ophelia borealis*, composé majoritairement d'espèces sensibles avec des densités plutôt faibles (250 individus/m<sup>2</sup>) et des richesses spécifiques faibles ( $S=6\pm 2$ ). Mais, sur les zones d'immersion, l'envasement, même modéré, et l'augmentation des fractions sédimentaires les plus fines (sablons, pélites), perturbent beaucoup la communauté des sables propres et permettent l'épanouissement d'espèces plus tolérantes ou indifférentes au détriment des espèces les plus sensibles. Plus que le remplacement des espèces d'origine par de nouvelles espèces, il s'agit d'une évolution des rapports quantitatifs des espèces entre elles. Les facteurs du milieu (saison, température, hydrodynamisme), la granulométrie, la composition chimique des sédiments, le mode de reproduction et la mobilité des espèces conditionnent la colonisation des substrats et donc la richesse spécifique et l'abondance des peuplements. Les perturbations, tant physiques que chimiques, liées aux immersions induisent donc d'abord un **faciès d'appauvrissement** du peuplement d'origine, caractérisé par la diminution de la part des espèces sensibles (cortège à *Nephtys cirrosa* et *N. longosetosa*) sur les zones les moins envasées. Puis, sur les zones de vidage Ouest-Nord et Ouest-Sud, apparaissent des **faciès de déséquilibre** (cortège à *Nephtys longosetosa* et *Glycera convoluta*), où les espèces sensibles ont disparu au profit des espèces indifférentes, et des **faciès de dégradation** (cortège à *Magelona papillicornis* et *Capitella capitata*), caractérisés par la présence d'espèces opportunistes. Dès que cet enrichissement en particules fines augmente, la communauté côtière des **sables envasés** à *Abra alba* et *Nephtys hombergii* s'installe. Elle est dominée par les mollusques et les polychètes. Diversifié ( $S=9\pm 4$ ), avec des densités élevées (plusieurs milliers d'individus/m<sup>2</sup>), cet ensemble faunistique, majoritairement composé d'espèces indifférentes et tolérantes, est localisé sur la zone d'immersion Ouest-Nord, sur les stations les plus envasées (ex : stations 19, 20). De même, sur la zone d'immersion Ouest-Sud, un peuplement typique de **l'hétérogène envasé** s'installe du fait de la nature plus graveleuse et de l'envasement du site. Cette communauté est caractérisée par *Actinothoe sp.* et *Sagartia sp.*, des espèces encroûtantes (hydrozoaires, bryozoaires, ...), ainsi que des polychètes et des mollusques. Très diversifié ( $S=17\pm 5$ ), avec des densités élevées (1000 individus/m<sup>2</sup>), ce peuplement est composé à la fois d'espèces tolérantes et sensibles, caractéristique de son hétérogénéité.

Comme l'illustrent les cartes de la **figure 94**, les caractéristiques faunistiques de la zone d'étude sont le reflet exact des conditions de perturbation. Bien qu'un facteur global d'enrichissement chimique ait été observé sur les zones de vidage, ainsi que quelques teneurs

importantes, l'impact chimique des immersions ne nous apparaît pas comme l'élément de perturbation majeur, tout au moins à court terme, des communautés installées. En revanche, l'apport de particules fines modifie fortement la structure des peuplements benthiques. Si l'on n'y prend garde, à plus long terme, les immersions pourraient contribuer à l'appauvrissement de la diversité spécifique et favoriser l'homogénéisation des structures faunistiques de la zone d'étude : soit directement, en dénaturant la structure sédimentaire du milieu (ce qui aboutirait à la disparition des espèces sensibles), soit en perturbant le recrutement larvaire, notamment des espèces à phase de développement pélagique, du fait de l'accroissement de la turbidité lors des campagnes d'immersion printanières, qui coïncident souvent avec la plupart des périodes de recrutement (avril-juin).



**Fig. 94 : Synthèse des caractéristiques granulométriques, chimiques et faunistiques des zones de vidage Ouest**



Chapitre 4 :  
Zones de vidage « Est » et « Milieu »  
du port autonome de Dunkerque.

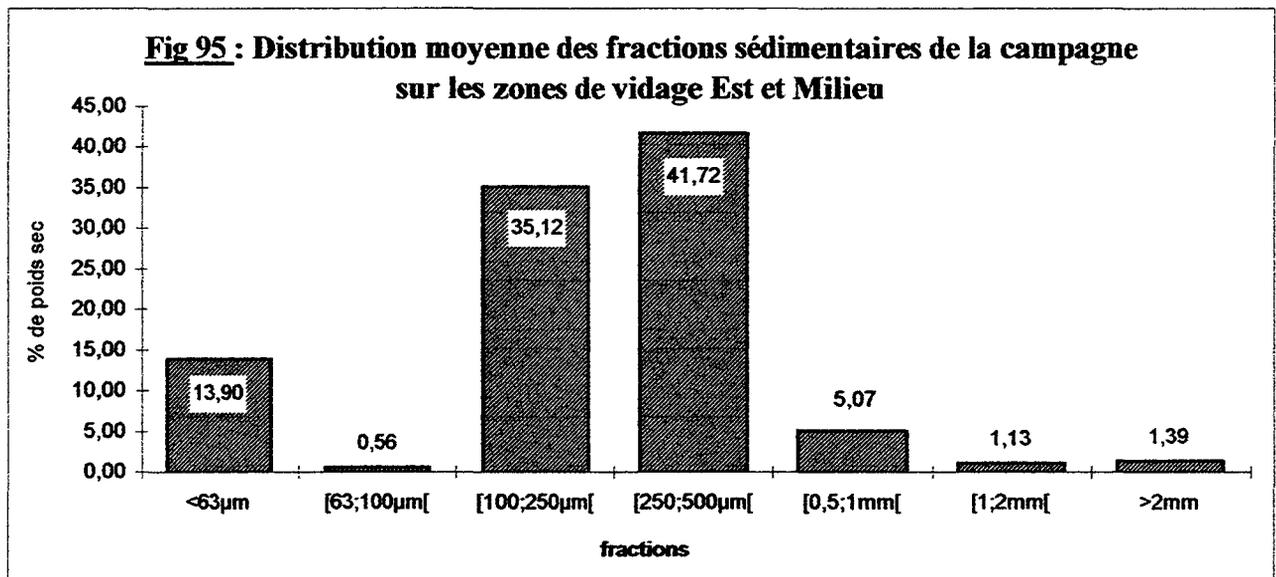
## I - Analyses granulométriques (Campagne de novembre 1996)

Les résultats présentés ci-après correspondent aux travaux réalisés lors d'une campagne sur les zones de vidage Est et Milieu du port de Dunkerque, du 13 au 29 novembre 1996.

### I-1- Analyse des données brutes

Sur les zones de rejets Milieu et Est, les échantillons remontés renferment une quantité de pélites non négligeable (13,9% en moyenne et jusqu'à 75,4%), comme le montre l'histogramme de la distribution moyenne des fractions sédimentaire (fig. 95). Certaines stations (17 au total) présentent même une granulométrie très semblable aux sédiments portuaires (67,74±27,22% de pélites en moyenne, d'après Romont, 1996). Les échantillons sédimentaires sont néanmoins globalement sableux (41,72% en moyenne) même si la fraction de sables y est importante (35,12% en moyenne).

Bien qu'hétérogène, la distribution sédimentaire tend donc vers une homogénéisation granulométrique, caractérisée par un envasement persistant sur cette zone. En effet, 18 stations sur les 24 échantillonnées excèdent 5 % de vase (de 5 à 75,4%). Les différentes classes granulométriques des sédiments, trouvées lors de cette campagne, sont ainsi présentées dans le tableau 78 (Annexes D).



L'analyse de ces données nous révèle l'existence de 5 zones distinctes d'un point de vue sédimentaire :

► une zone de *sables fins à moyens*, sur 4 stations (1, 4, 5, 9), caractérisées par un grain médian moyen typique des sables dunaires. Ces stations sont **très bien classées** et se situent pour la plupart au niveau des bancs de sable. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces 4 stations (fig. 96 - a) est unimodal. Les sables fins en représentent la fraction modale, suivie par les sables. Ces deux classes granulométriques réunies donnent entre 79 et 94% du poids total et varient assez peu en proportion. Les teneurs en sables moyens à grossiers sur ces zones sont en moyenne de 11% (de 3,7 à 14,4%). Le taux de pélites est faible (environ de 2,6%) et n'excède jamais 4%, de même que celui de cailloutis qui n'excède jamais 5%.

► une zone de *sablons*, caractéristique des stations 18 et 24, possédant un grain médian moyen de l'ordre de 197 µm (sablons : [100 –250 µm]). Ces stations sont soit **très bien classées** (24) soit **bien classées** (18) et se situent elles aussi au niveau des bancs de sable. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces 2 stations (fig. 96 - b) est unimodal.

Les sablons représentent la fraction majoritaire de cette distribution et les pourcentages de la classe granulométrique voisine, les sables fins, sont proches de 29% en moyenne. Ces deux classes granulométriques prédominent avec 95 à 97% du poids total (96% en moyenne) et varient en proportion selon la position géographique des stations : la station 24 située sur une crête de banc présente des teneurs plus fortes en sablons (83% avec seulement 12 % de sables fins), au contraire de la station 18 située plus en aval d'un banc (sablons : 50,1% et sables fins : 46,5%). Les autres fractions sédimentaires se situent entre 0 et 4% et sont pour ainsi dire négligeables : le taux de pélites est en moyenne de 3,75% et n'excède jamais les 4,1% alors que les autres fractions évoluent entre 0 et 0,4% en moyenne.

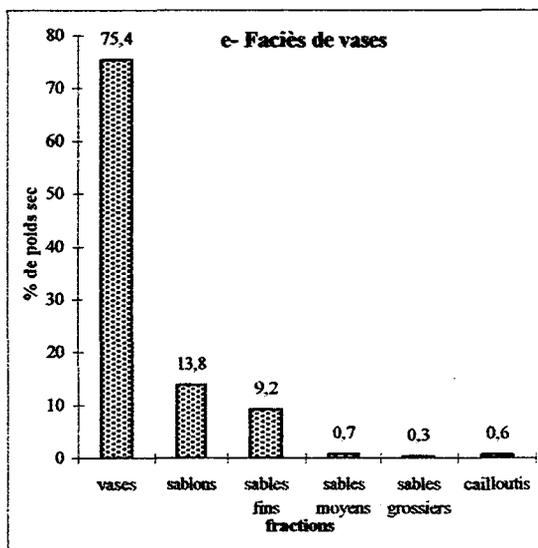
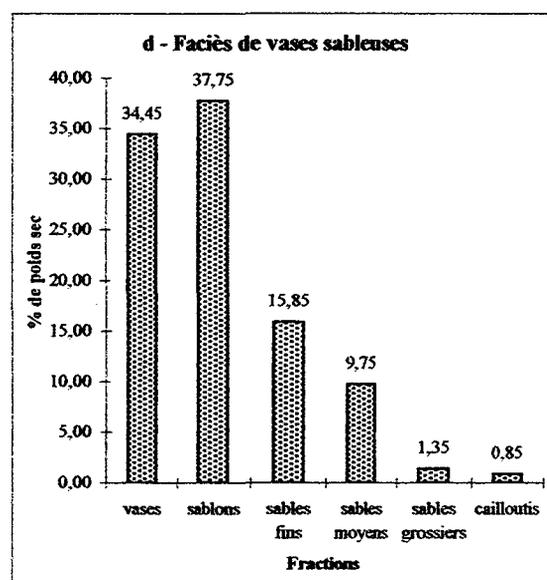
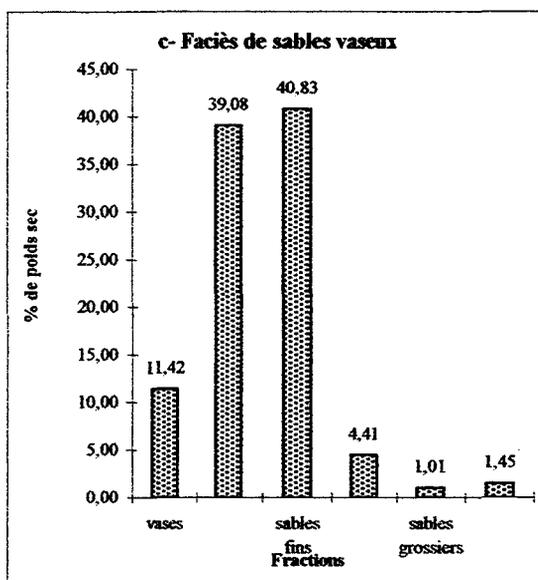
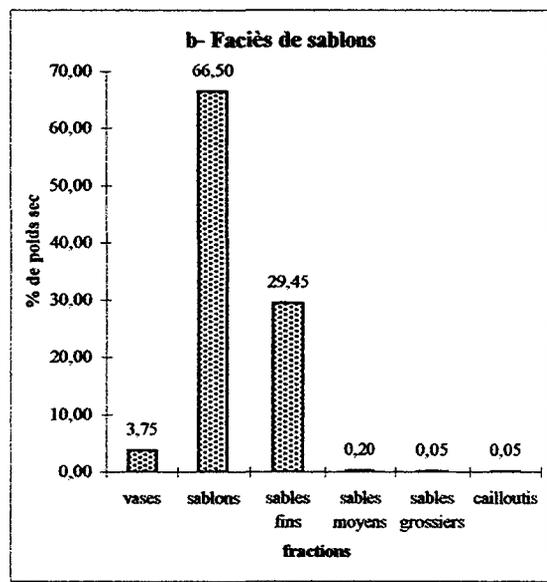
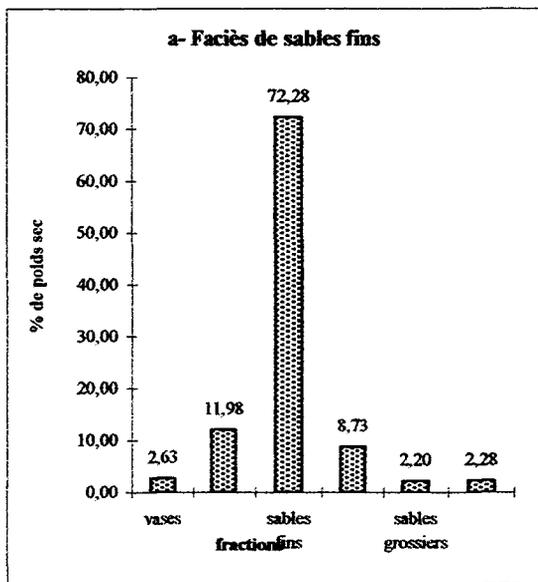
► une zone de *sables vaseux* qui définit l'essentiel des échantillons récoltés. En effet, 15 stations possèdent ce type de faciès avec un grain médian moyen de l'ordre de 252  $\mu\text{m}$  (sables fins). Ces stations sont soit **très bien classées** (7, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 20) soit **bien classées** (3, 6, 8, 10, 19, 22, 23). Elles sont en général situées au niveau des interbancs. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces 15 stations (fig. 96 - c) est unimodal. Il montre cependant que deux fractions présentent des pourcentages très proches et majoritaires sur l'ensemble des autres fractions : les sables fins, avec des teneurs moyennes de l'ordre de 41% (de 3,2 à 69,3%) et les sablons, dont les teneurs moyennes avoisinent 39% (de 0,9 à 75,4%). Ces deux classes granulométriques réunies donnent entre 51 et 93% du poids total (80% en moyenne) mais varient fortement en proportion suivant les stations. Celles-ci sont pour la plupart situées dans un goulot d'étranglement formé par trois bancs de sable (*le Breedt*, au nord, *le Break*, au sud, et *le Smal*, à l'est). Notre radiale se situe le long de cet étranglement dans lequel se trouvent également les deux zones de vidage (Est et Milieu). On constate ainsi que :

- les stations situées sur la radiale, entre les 2 zones de vidage (7, 10, 11, 12, 13), montrent des taux plus élevés en sables fins (62% en moyenne),
- les stations les plus proches des zones de vidage, à leur périphérie directe (6, 15, 16, 19, 20), présentent des taux plus élevés en sablons (60% en moyenne),
- les stations les plus au centre des zones de vidage (3, 8, 14, 22, 23) montrent des teneurs modérées en sablons et sables fins, respectivement 42% et 43%.

Les autres fractions sédimentaires se situent entre 0 et 7%. Le taux de pélites est en moyenne de 11,42% mais fluctue entre 5 et 23,2% (stations 8 et 19), soit donc, nettement supérieur à celui observé sur les zones de sables fins ou de sablons. De même, les taux de sables moyens et grossiers sont de l'ordre de 5,42% mais fluctuent de 0,2 à 27,6% (stations 7 et 10). Quant au taux de cailloutis, il est faible (1,45% en moyenne) et n'excède jamais 8,4% (station 10). Il semblerait donc que cette zone de sables envasés marque une transition entre les zones de sablons et les zones de sables fins à moyens, en présentant des teneurs quasi équivalentes en ces deux fractions granulométriques, et qu'elles soient essentiellement localisées au niveau des zones de vidage, entre les bancs de sable.

► une zone de *vases sableuses*, sur 2 stations (2, 21), définies par un grain médian moyen de l'ordre de 141  $\mu\text{m}$  (sablons). Ces stations sont soit **bien classées** (21) soit **faiblement classées** (2) et se situent au niveau de la zone de vidage Milieu. L'histogramme moyen des distributions des fractions sédimentaires de ces 2 stations (fig. 96 - d) est unimodal. Cependant les 2 classes sédimentaires majoritaires sont très proches : les pélites et les sablons, avec des teneurs moyennes respectivement, de 35% (de 25,5 à 43,4%) et 38% (de 25,9 à 49,6%). Quant aux teneurs en sables fins, elles sont de l'ordre de 16% (de 7,4 à 24,3%). La station 21 se définit essentiellement avec ces trois fractions et possède des teneurs négligeables pour les autres fractions granulométriques (de 0,2 à 0,4%). Alors que la station 2 se différencie de la station précédente par ses teneurs plus élevées en pélites (43,4%) et en fractions grossières (23,1%).

► une zone de *vases*, sur 1 seule station (17) dont le grain médian est de l'ordre de 57  $\mu\text{m}$  (pélites). Cette station **très bien classée** se situe à une profondeur moyenne (16,5 m), aux abords de la zone de vidage Est, entourée par trois bancs de sable. L'histogramme moyen de la



**Fig. 96 : Histogrammes moyens de distribution des classes granulométriques dans les principales structures sédimentaires des zones de vidage Est et Milieu .**

► distribution des fractions sédimentaires de cette station (fig. 96 - e) est unimodale, avec la fraction pélitique majoritaire (environ 75,4%), soit des teneurs assez similaires de celles observées dans les sédiments portuaires. Les teneurs en sablons mesurées sont de 13,8% soit des valeurs à peu près identiques à celles observées dans la zone de sables fins. Toutes les autres fractions sédimentaires sont dans l'ensemble assez mal représentées : les sables fins avec 9% et les sables moyens à grossiers, de 0,3 à 0,7%.

Le **tableau 79** récapitule ces premiers résultats.

<b>Faciès</b>	<b>Stations concernées</b>	<b>Grain médian moyen (Q2 en <math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Classement du sédiment</b>	<b>Type de distribution</b>	<b>Fractions modales (en gras) et caractéristiques des sédiments</b>
<b>Sables fins à moyens</b>	1, 4, 5 et 9 (n=4)	346 $\mu\text{m}$	TBC	unimodale	<b>SF (72,3%)</b> Sb = 12% SM-SG = 10,9% V = 2,6% C = 2,3%
<b>Vases sableuses</b>	2 et 21 (n=2)	141 $\mu\text{m}$	BC-FC	unimodale	<b>Sb (37,8%)</b> V = 34,5% SF = 15,9% SM-SG = 11,1% C = 0,9%
<b>Sables vaseux</b>	3, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 22, 23 (n=15)	252 $\mu\text{m}$	TBC-BC	unimodale	<b>SF (40,8%)</b> Sb = 39,1% V = 11,4% SM-SG = 5,4% C = 1,5%
<b>Vases</b>	17 (n=1)	57 $\mu\text{m}$	BC	unimodale	<b>V (75,4%)</b> Sb = 13,8% SF = 9,2% SM-SG = 1% C = 0,6%
<b>Sablons</b>	18 et 24	197 $\mu\text{m}$	TBC-BC	unimodale	<b>Sb (66,5%)</b> SF = 29,5% V = 3,8% SM-SG = 0,25% C = 0,05%

TBC : très bien classé ; BC : bien classé ; FC : faiblement classé  
 SF : sables fins (250-500 $\mu\text{m}$ ) ; Sb : sablons (63-250 $\mu\text{m}$ ) ; V : pélites (<63 $\mu\text{m}$ ) ;  
 SM-SG : sables moyens à grossiers (500 $\mu\text{m}$  à 2 mm) ; C : cailloutis (> 2mm)

**Tab. 79 : Récapitulatif des données sédimentaires brutes pour chaque faciès des zones de vidage Milieu et Est.**

## I-2- Dendrogramme

Le dendrogramme réalisé à partir des données granulométriques (fig. 97) montre deux groupes principaux :

- ⇒ le **groupe A**, constitué de stations sableuses, propres (stations V4, V13, V9, V1, V5) ou très légèrement envasées (5 à 10%) [stations V11, V12, V7, V10] ;
- ⇒ le **groupe B**, réunissant les stations de fractions granulométriques fines dominantes (sablons, pélites), composé de 2 sous-unités :
  - **B1** : stations V23, V14, V18, V22, V3, V6, V8 (30-50% sable fin/sablons) ;
  - **B2** : stations V19, V21, V20, V24, V16, V15 (0-30% sable fin/sablons) ;

De ces groupes se détachent 2 stations particulières :

- ⇒ station **V2**, sable fin très envasé (43% pélites), qui se raccroche au groupe B ;
- ⇒ station **V17**, vaseuse (>75% pélites), qui se rattache très tardivement aux autres stations.

Le dendrogramme montre donc une hiérarchisation des stations des zone de vidage Est et Milieu selon un gradient décroissant de leur pourcentage de sables fins [250-500 $\mu$ m], allant des stations de sables propres (>65% de sable fin) (**A**) aux stations de sablons (**B**). Seules 2 stations très envasées ressortent de ce granuloclassement, la station V2 (vasosableuse) et V17 (vaseuse).

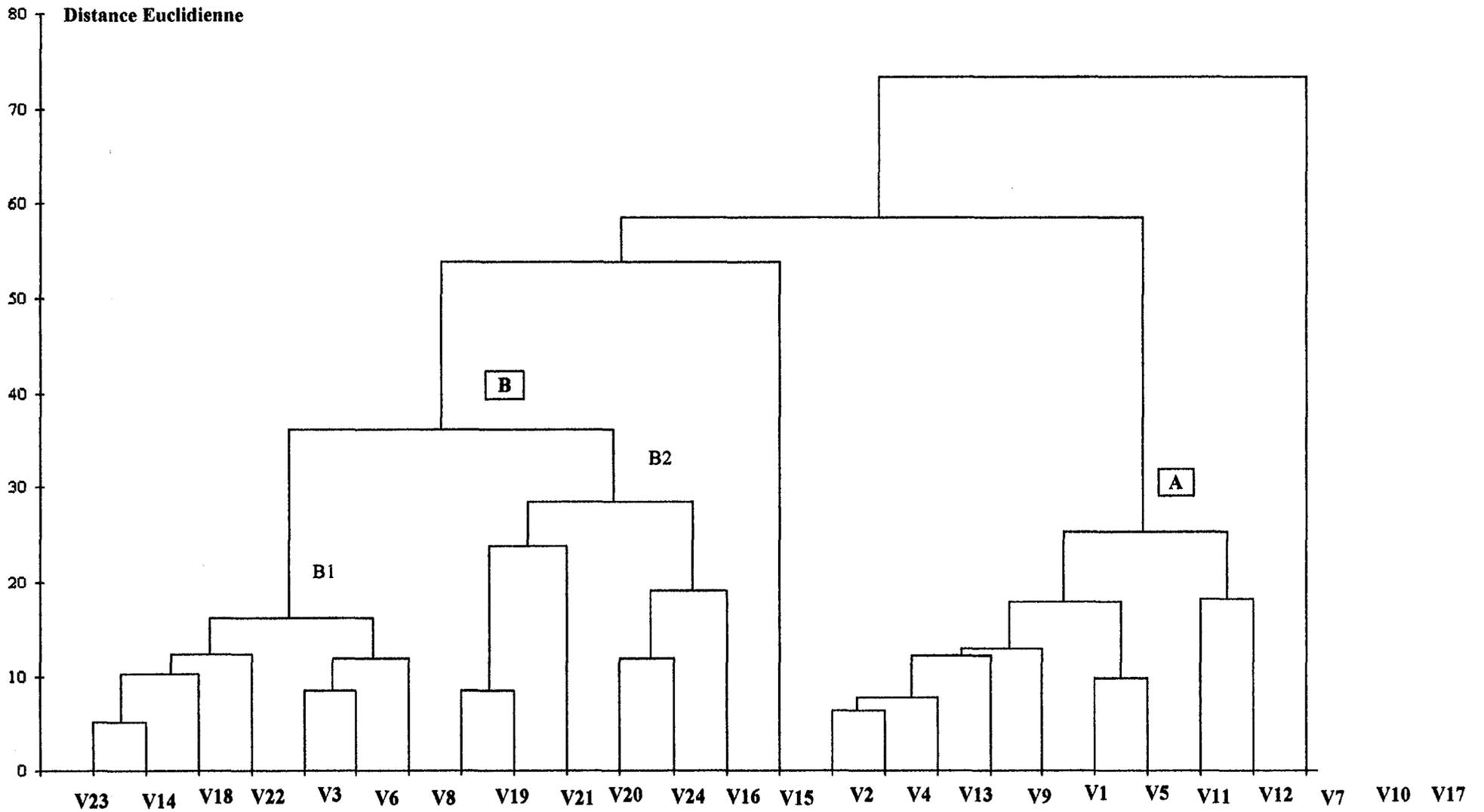
On dégage donc de ces analyses 5 grands groupes sédimentaires :

- les sables fins et propres, situés sur la partie Nord de la zone d'étude, aux abords des grands bancs (*Le Breedt*) et à la périphérie du vidage Milieu ;
- les sablons, sur le vidage Est au niveau du flanc Nord du *Break*, qui se rattachent statistiquement au groupe B ;
- les sables et sablons envasés, dans les zones centrales d'interbanc ;
- les vases sableuses, sur le vidage Est, sur les flancs du *Breedt* ou du *Break* ;
- les vases, situées à l'est, dans le goulot d'étranglement formé par *Le Breedt*, *Le Break* et *Le Smal*.

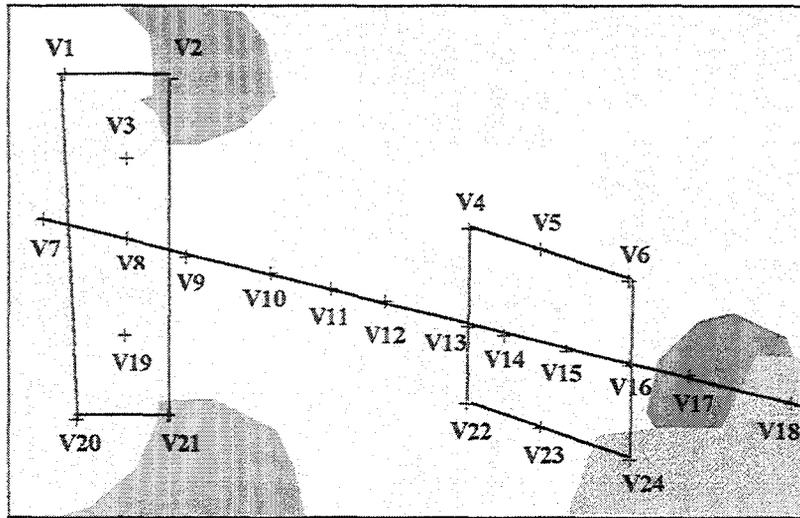
## I-3- Conclusion

Les sédiments des zones de vidage Est et Milieu sont assez **homogènes** dans l'ensemble. Leur cartographie (Fig. 98) laisse apparaître une succession de quelques faciès, allant des sables fins aux vases. Ils sont globalement définis par des **sables fins légèrement envasés** (sables : 42% - pélites : 14%) ; cependant, les vases peuvent atteindre des proportions importantes de la distribution sédimentaire (plus de 75%). Ces sédiments sont bien ou très bien classés, sur l'ensemble des stations, à l'exception de la station V2, faiblement classée, signe d'une éventuelle perturbation sédimentaire. Les fractions très grossières ne représentent que très peu du poids sec total des échantillons et sont pour ainsi dire négligeables.

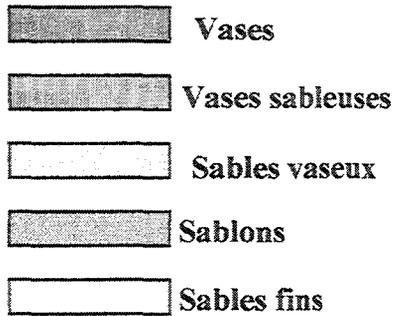
L'étude du dendrogramme, nous apprend que l'ensemble des stations est statistiquement ségrégé en fonction de leur pourcentage de sable fin en un gradient allant des sablons aux sables, dont se démarquent uniquement quelques stations particularisées par leur fort envasement. On constate de plus que le pourcentage d'envasement général favorise l'homogénéisation sédimentaire de la zone d'étude. Ainsi, contrairement à la situation observée sur les vidages Ouest, les boues portuaires immergées (> de 70% de vase), ne semblent pas se disperser dans la colonne d'eau superficielle, mais au contraire se déposent sur les fonds, et provoquent un envasement rémanent sur presque toute la zone d'étude ( $\approx$ 15%). Les stations du vidage Est, bien que de profondeurs identiques, sont plus envasées que celles du vidage Milieu. Seules les stations situées au Nord ou entre ces deux zones de vidage en paraissent protégées.



**Fig. 97 : Dendrogramme réalisé à partir des données granulométriques des zones de vidage Milieu et Est**



## Zones de vidage Est et Milieu



**Fig. 96 :** Cartographie des regroupements sédimentaires des zones de vidage Milieu et Est, issu du dendrogramme

## **II- Résultats des dosages en métaux lourds et en azote, phosphore et carbone organique (NTK, P, COT) réalisés sur la fraction sédimentaire < 2 mm.**

### **II-1 Analyse des données brutes**

#### **II-1-1- Teneurs en métaux lourds**

Le **tableau 80 (Annexes D)** présente les résultats des dosages en métaux lourds des échantillons des vidages Est et Milieu. Il s'en dégage plusieurs points :

- ⊗ D'un point de vue général,
  - ⇒ les teneurs en Ni sont inférieures au seuil de détection de l'appareil de mesure et sont donc là encore <0,05 mg par kg de sédiment sec.
  - ⇒ Les teneurs médianes et/ou moyennes de beaucoup de métaux sont relativement faibles comme le montrent le **tableau 80 (Annexes D)** et la **figure 99**, et très proches des valeurs médianes portuaires ou du bruit de fond géologique GEODE, et bien inférieures aux teneurs mesurées dans les vases portuaires d'origine.
  - ⇒ Les teneurs médianes (et moyennes) en Cd, Mn, Al et Fe mesurées sont sur l'ensemble de la zone assez élevées. Elles excèdent souvent de beaucoup les valeurs des médianes portuaires, voire le niveau 1 GEODE.
- ⊗ Dans le détail, on constate :
  - ⇒ bien que très inférieures au regard des teneurs dosées dans le port de Dunkerque, les concentrations métalliques de certaines stations apparaissent globalement supérieures à celles des autres stations (stations **V18, V20, V22, V16**).
  - ⇒ Certaines stations présentent également des teneurs globalement en deçà de l'ensemble des autres stations (stations **V1, V4, V7, V9, V10, V11**).
  - ⇒ D'autres points s'isolent également, du fait de leur teneurs remarquables en quelques éléments :
    - comme entre autres, les stations **V22 (Mn, Pb), V16 (Cd, Fe), V18 (Al, Cd, Mn, Pb), V1 (Cd) et V20 (Fe, Zn)** pour les teneurs les plus élevées (niveau 1 - 2 GEODE) ;
    - et les stations **V1 (Al, Cu, Fe), V7 (Cr, Fe, Al, Zn) et V11 (Cu, Al, Cr)** pour les teneurs les plus faibles.

#### **II-1-2- Teneurs en Azote (NTK), Phosphore (P) et Carbone organique total (COT)**

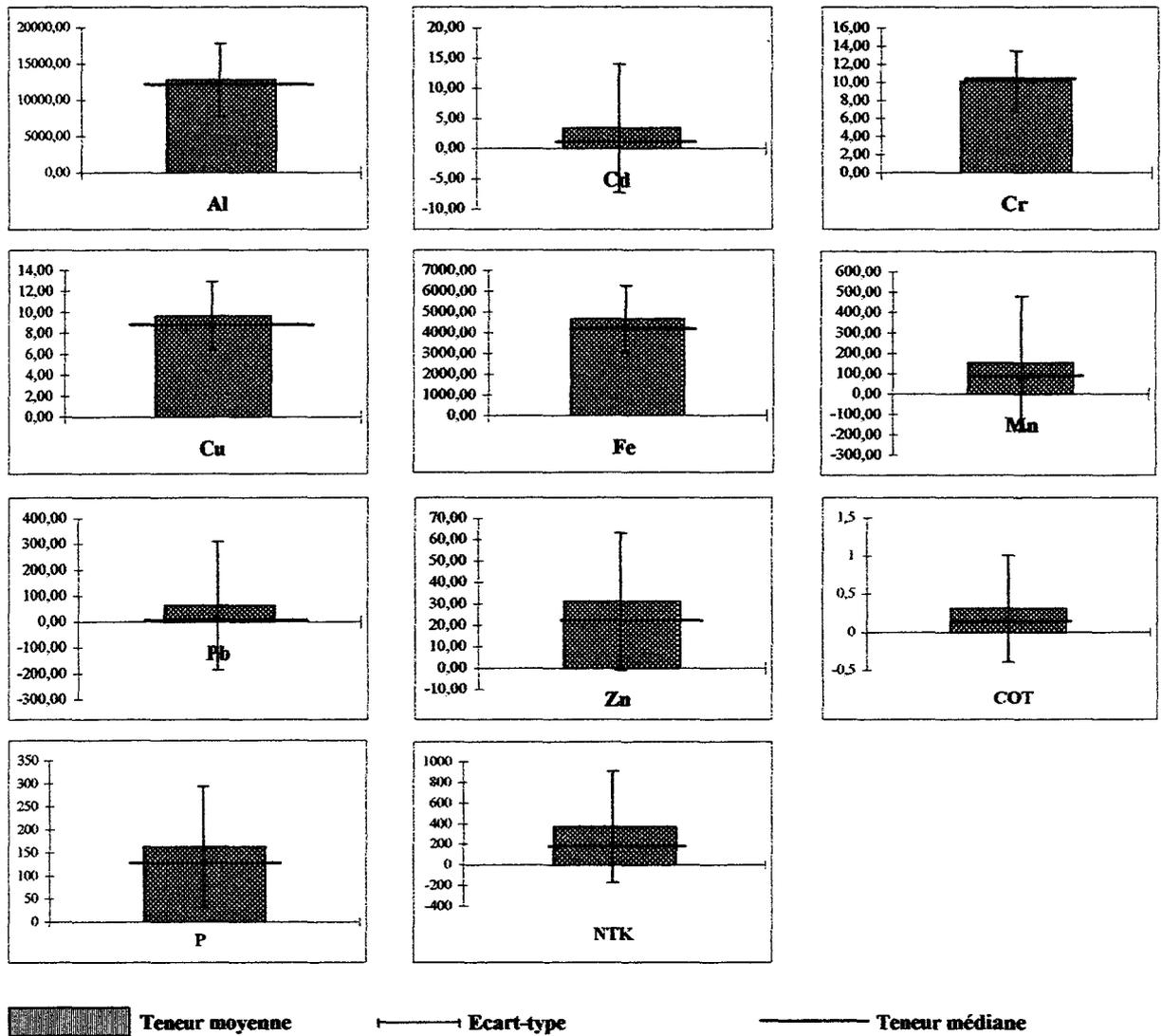
Comme pour les métaux, les teneurs en nutriments (NTK, P, COT) sont relativement faibles au regard des teneurs mesurées dans les vases portuaires d'origine. Le **tableau 80 (Annexes D)** et la **figure 99** illustrent ces données. Les teneurs les plus élevées en ces trois éléments ont été mesurées sur les stations **V18, V12, V19 (NTK, P, COT), V23 (COT) et V22 (NTK) V16 (P, NTK)**. Les valeurs les plus faibles en P ont été recensées sur les stations **V2, V7 et V14**, celles en NTK, sur les stations **V1, V7 et V14** et celles en COT sur les stations **V2, V7 et V11**.

### **II-2- Analyses statistiques**

#### **II-2-1- Analyse des corrélations**

L'étude de la matrice des corrélations totales (**Fig. 100**) nous permet de constater plusieurs points :

- très peu de corrélations sont négatives, et non significatives lorsqu'elles le sont (Fe avec Cd et Mn par exemple). Il ne semble donc pas exister d'antagonisme marqué entre les éléments chimiques.



**Fig. 99** : Teneurs moyennes (pondérées par l'Ecart-type (S)) et médianes des métaux mesurées sur les zones de vidage Est et Milieu, exprimées en mg par kg de sédiment sec.

- Quelques corrélations sont très proches de zéro comme par exemple Zn avec Cd et Pb, ou Mn/Fe, signe que ces éléments ne sont que très peu reliés les uns aux autres. Ainsi Fe ne semble lié de façon significative à aucun des paramètres.
- Toutes les corrélations figurées en gras ou en blanc dans la matrice sont significatives au seuil 10% (**tab. 81**). Elles sont figurées en grisé dès qu'elles sont supérieures au seuil 5%. On voit ainsi que presque tous les éléments sont très fortement corrélés entre eux, comme par exemple, l'aluminium (Al) à presque tous les autres éléments (sauf Fe, Ni, Zn).
- La corrélation la plus importante entre nos variables chimiques correspond aux couples Pb/Cd ( $r = 0,999$  -  $r^2 = 0,998$ ), également très lié au manganèse (Mn/Pb :  $r = 0,997$  - Mn/Cd :  $r = 0,995$ ).

Al	1,000													
Cd	0,764	1,000												
Cr	0,787	0,504	1,000											
Cu	0,518	0,537	0,474	1,000										
Fe	0,078	-0,101	0,266	0,496	1,000									
Mn	0,781	0,995	0,561	0,511	-0,043	1,000								
Ni	0,246	0,592	0,224	0,351	-0,166	0,572	1,000							
Pb	0,768	0,999	0,522	0,539	-0,089	0,997	0,534	1,000						
Zn	0,159	0,073	0,226	0,808	0,777	0,112	-0,001	0,084	1,000					
COT	0,803	0,984	0,571	0,531	-0,061	0,984	0,534	0,985	0,101	1,000				
NTK	0,813	0,919	0,675	0,539	0,084	0,942	0,468	0,926	0,166	0,951	1,000			
P	0,689	0,539	0,647	0,281	0,051	0,282	0,539	0,021	0,622	0,737	1,000			
fines	0,737	0,817	0,443	0,439	-0,086	0,813	0,392	0,811	0,055	0,810	0,765	0,468	1,000	
	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	COT	NTK	P	fines	

**Fig. 100** : Matrice des corrélations totales des éléments métalliques et nutritifs.

P=0,001   
 P=0,01   
 P=0,02   
 P=0,05   
 P=0,1

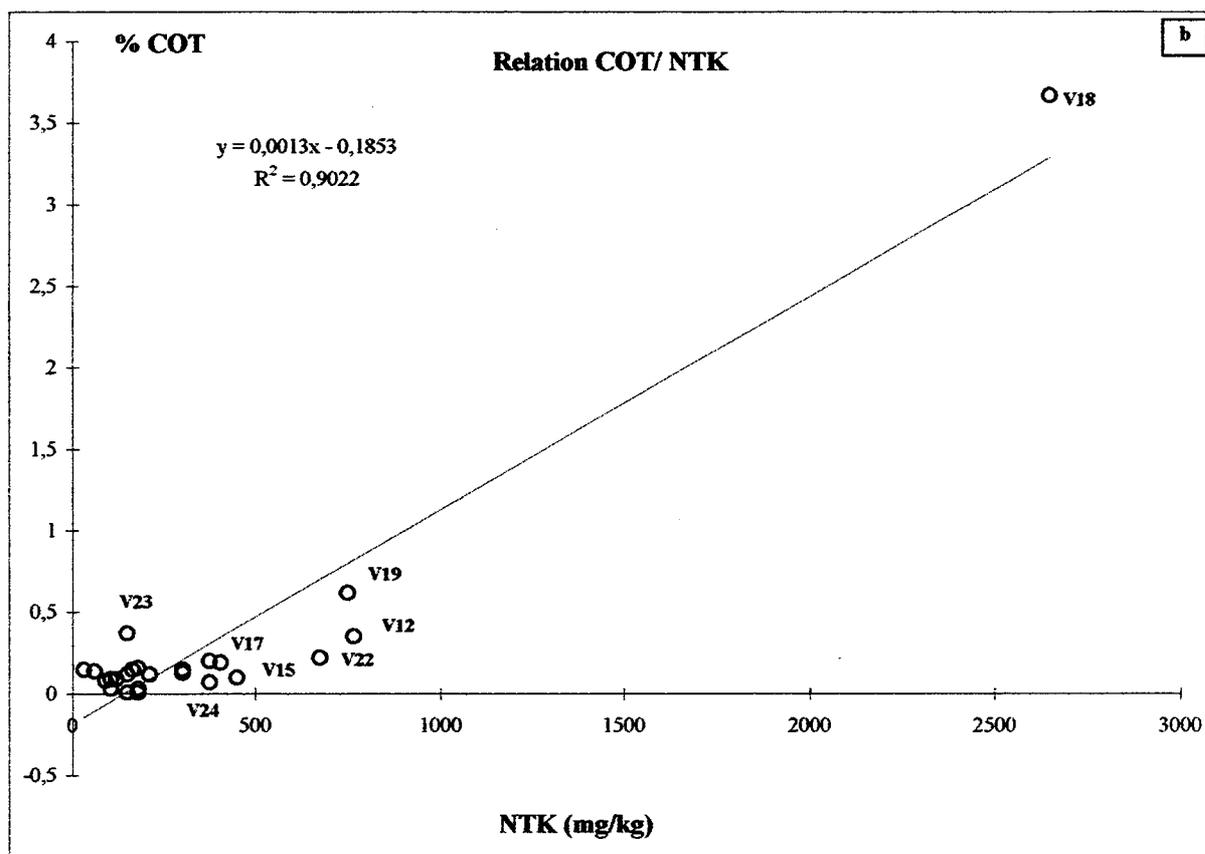
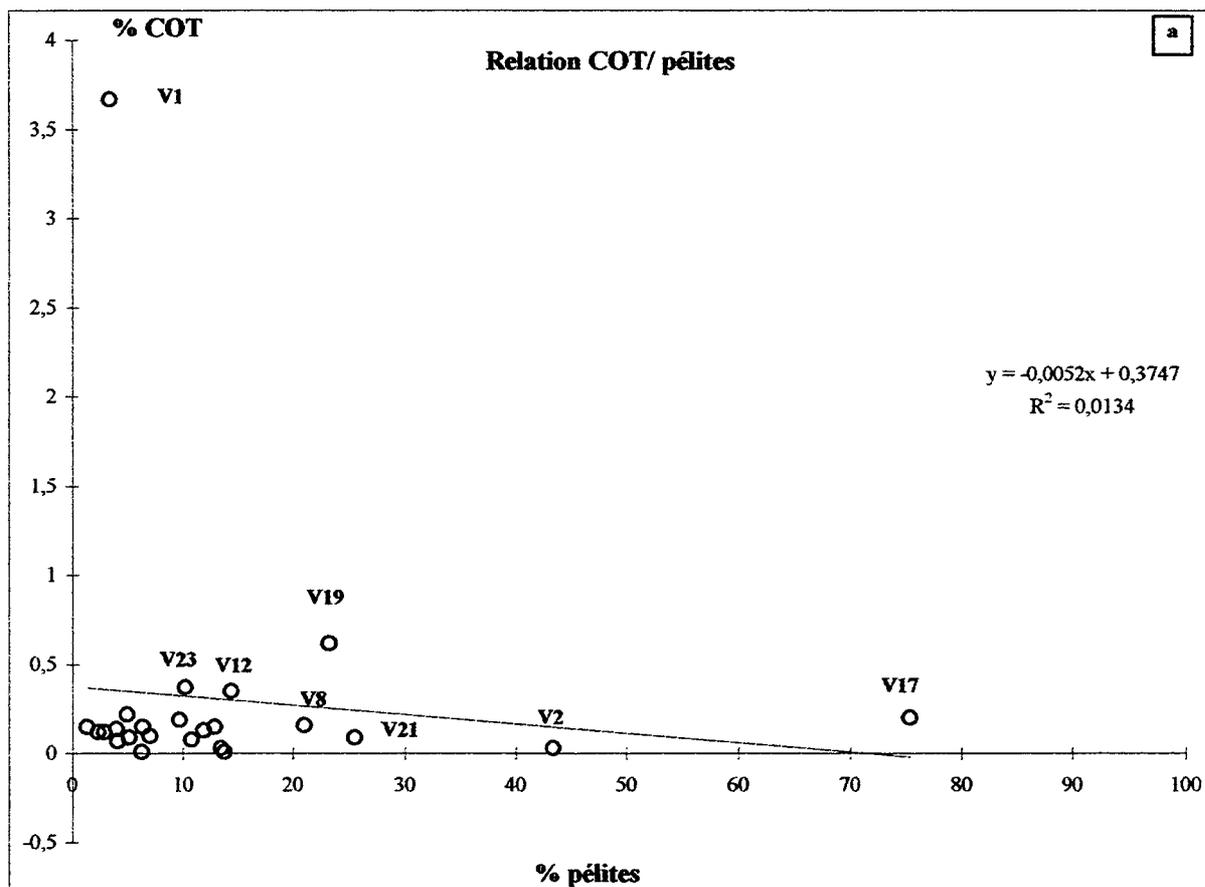
Nombre de couples d'observations (n)	v = n-2	Seuil de significativité (p%)				
		10	5	2	1	0,1
24	22	0,3598	0,4227	0,4921	0,5368	0,6219

**Tab. 81** : Distribution du coefficient de corrélation (r) pour n=46 : risque de rejet de l'hypothèse de non corrélation des deux variables ( $\rho_{xy} = 0$ ).

Comme le présentent les régressions calculées sur certains paramètres chimiques (**fig. 101**), dans notre étude, le pourcentage de fractions fines est fortement corrélés avec l'aluminium ( $r = 0,737$  -  $r^2 = 0,543$  ; valeur > au seuil 0,1% (**0,622**)), de même que le COT ( $r = 0,810$  -  $r^2 = 0,656$  ; valeur > au seuil 0,1%). Une normalisation des données chimiques à partir de ces 2 paramètres est donc tout à fait possible, mais ne nous est pas apparue nécessaire, au vu des résultats statistiques présentés ci-après.

## II-2-2- Dendrogramme des éléments chimiques

La classification ascendante hiérarchique réalisée à partir des données chimiques (distances euclidiennes) nous a permis d'établir un dendrogramme (**fig. 102**) qui scinde les zones de vidage Est et Milieu en deux grands groupes distincts de stations :



**Fig. 99** : Corrélations entre les paramètres sédimentaires et organiques des zones de vidage : - a : teneurs en pélites et % de carbone (COT)  
- b : pélites et Al



**Fig. 102 : Dendrogramme réalisé à partir des données chimiques des zones de vidage Milieu et Est**

- Le premier rassemble les stations les plus contaminées et est composé de trois sous-parties :
  - ⇒ les stations V3, V12, V14, V15, V19, V21, V23 et V24, caractérisées par des fortes teneurs en Al, Cd et Mn ;
  - ⇒ les stations V2, V5, V6, V8, V13 et V22, présentant de fortes teneurs en Mn et Cd ;
  - ⇒ et les stations V16 et V20, caractérisées par de fortes teneurs en Fe, Cd, et Zn.
- Le second réunit les stations les moins contaminées V1, V4, V7, V9, V10 et V11.
- A ces deux groupes se rattache tardivement la station V18 présentant les teneurs les plus élevées mesurées sur ces zones, notamment en Cd, Mn, Pb et Al.

On peut donc diviser la zone d'étude en 3 parties selon un axe Nord/Sud :

- ⇒ au niveau de la zone de vidage Est et sa périphérie proche, une zone plus contaminée recouvrant 8 stations, et s'étendant vers l'ouest ;
- ⇒ une zone non perturbée localisée sur la partie la plus à Nord de la zone d'étude et dans la zone centrale d'interbanc ;
- ⇒ et à nouveau une zone contaminée, située sur l'extrémité la plus au sud de la zone de vidage Milieu.

Les zones de vidage proprement dites sont donc plus contaminées que les stations qui les entourent. De même, au sein des zones de vidage, le vidage Est montre lui-même un panache de contamination plus étendu que le vidage Milieu. Ainsi, les zones les plus touchées par la pollution métallique et organique se situent au Sud des zones d'étude, tant sur le vidage Est que sur le vidage Milieu, au niveau des flancs du *Break*.

Au vu de la contamination sédimentaire, il semblerait donc que les panaches de vases immergées se répartissent selon une orientation générale SO, à l'opposé de la dérive résiduelle des courants (NE), surtout sur le vidage Est. Le fait que les immersions sur ces zones soient essentiellement pratiquées au jusant (afin d'éviter les retours de vases vers le port), explique vraisemblablement l'orientation du panache de contamination.

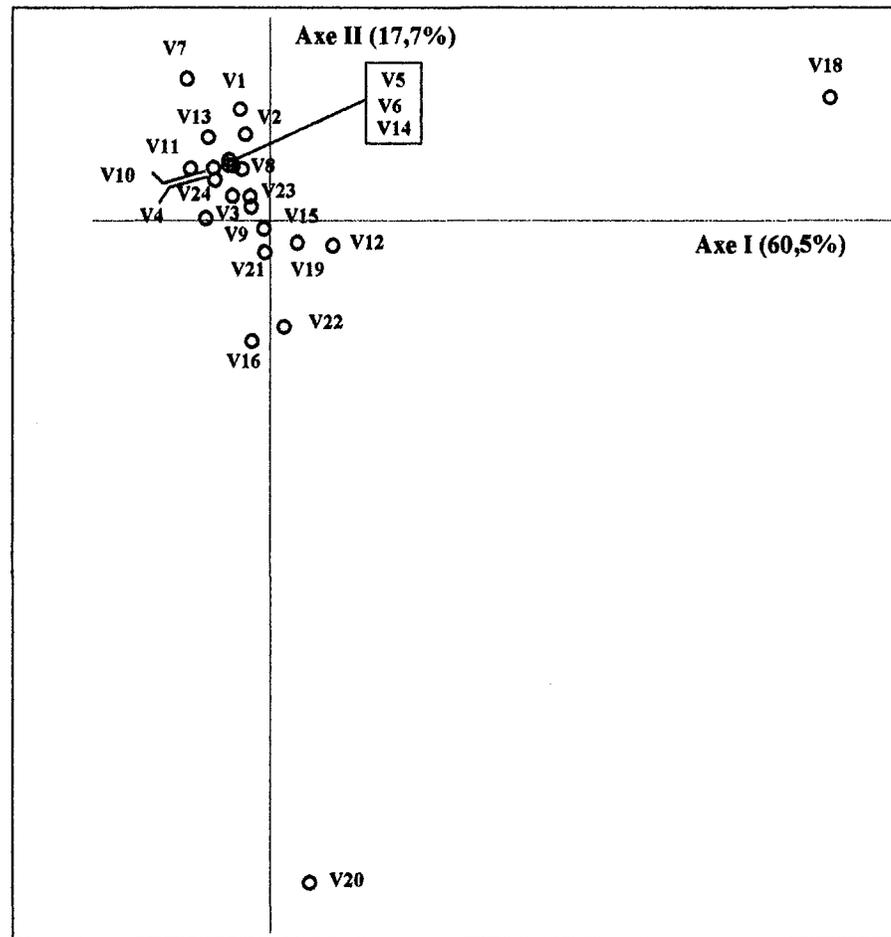
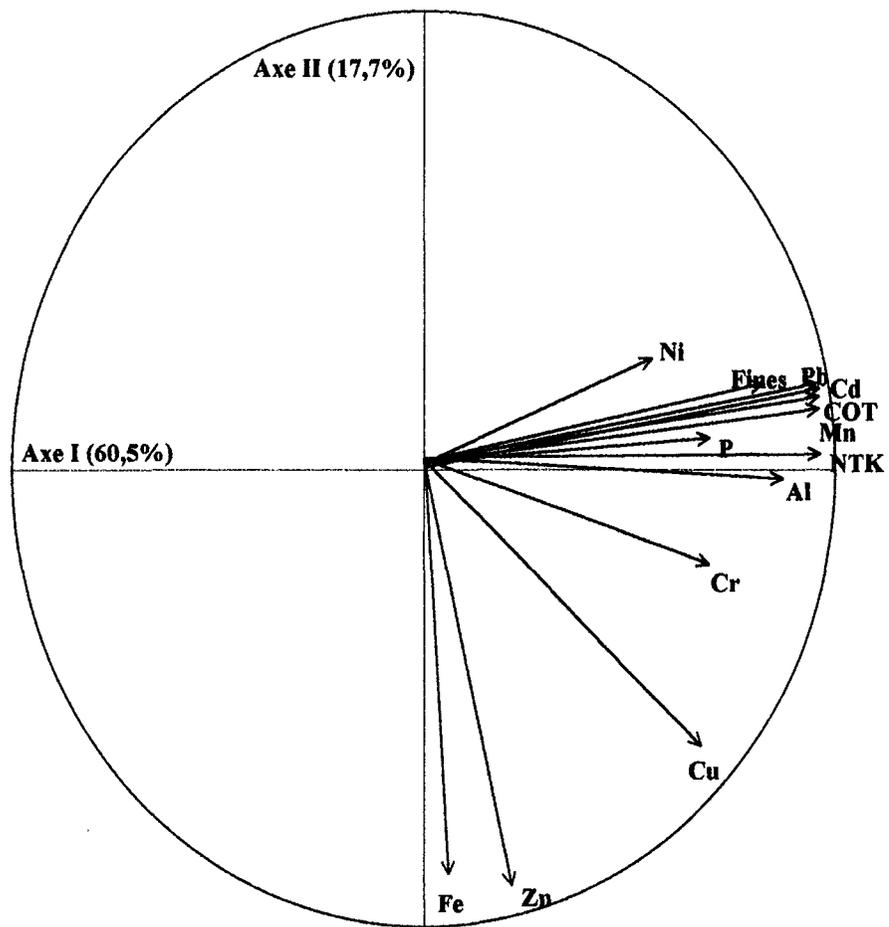
### II-2-3- Analyses en Composantes Principales (ACP)

Une analyse en composantes principales complète ce dendrogramme. Les données chimiques de la fraction < 2 mm, associées à leur teneur en fraction fine, ont ainsi été centrées et réduites, puis soumises à l'ACP (24 stations ; 13 variables). Le plan de projection déterminé par les axes I et II de cette ACP (fig. 103-b) représente 78,2% de l'inertie totale du nuage de points.

Le cercle des corrélations des variables (fig. 103-a) montre ainsi que les métaux sont fortement corrélés entre eux et que 10 des 13 éléments dosés (Al, Cd, Cr, Cu, Mn, Zn, NTK, P, COT, Fines), positivement corrélés ( $p < 0,001$ ) déterminent l'axe I du plan de projection ; alors que l'axe II est essentiellement représenté par Zn, Fe ( $p < 0,001$ ) et Cu ( $p < 0,01$ ). On voit, de plus, que Ni est relativement mal représenté par ce plan de projection et dans l'ensemble assez peu corrélé aux autres paramètres ( $p < 0,01$ ). Le fait que les teneurs mesurées en cet élément soient faibles explique sans doute cette mauvaise corrélation avec les autres éléments.

Sur le plan de projection I/II, on voit ainsi que certaines stations se démarquent :

- Les stations V4, V5, V6, V7, V8, V9, V10, V11, V13 et V24 définissent un groupe principal sur l'axe I, caractérisé par des concentrations faibles à modérées en presque tous les paramètres.
- Les stations V12, V15, V19 et V22 se démarquent légèrement de ce groupe principal par des teneurs plus élevées en Mn et nutriments (surtout en NTK).



**Fig. 103 :** Plan I/II de l'ACP des paramètres physicochimiques des zones de vidages Milieu et Est

- La station **V18** (sur l'axe I), qui présente les teneurs les plus élevées dans la plupart des paramètres, s'isole fortement de ces deux groupes ;
- Et enfin, les stations **V20** et **V16**, sur l'axe II, qui se démarquent du fait de leurs fortes concentrations en Fe et Zn.

### II-3- Conclusion

D'une manière générale, les sédiments des zones de vidage Est et Milieu sont relativement contaminés par les métaux lourds et les nutriments au regard des teneurs portuaires. Les teneurs médianes mesurées sur ces zones sont de l'ordre des médianes portuaires prises en référence par GEODE et supérieures au bruit de fond naturel. Comme nous l'avons déjà constaté pour les particules sédimentaires, une partie des contaminants immergés ne se dispersent pas dans la colonne d'eau lors des immersions. En dépit des brassages hydrodynamiques, les polluants demeurent visiblement fixés aux particules et sédimentent avec elles (*cf.* affinité particules fines/contaminants,  $p < 0,001$  pour 6 des principaux paramètres).

On peut remarquer également que les teneurs globales en **Mn**, **Cd**, **Fe** et **Al** sont relativement élevées sur ces zones, signe d'un enrichissement local en ces éléments. Il en va de même pour le phosphore (**P**) et l'azote (**NTK**). De plus, quelques stations, situées pour la plupart sur la zone de vidage Est, se démarquent sur cette zone d'étude par des teneurs plus importantes en certains polluants (de l'ordre du niveau 1 GEODE, voire du niveau 2). Ainsi, la station V18 montre des différences énormes en ce qui concerne ses teneurs, notamment en **Pb** (146 fois supérieurs aux autres stations), en **Cd** (47 fois supérieurs), **COT** (37 fois supérieurs) et **Mn** (21 fois supérieurs). On peut néanmoins émettre l'hypothèse que ces valeurs, presque aberrantes, soient dues à la mise en solution de petites pépites de métal lors des minéralisations. Pour vérification de cette hypothèse, ou à défaut pour confirmation de nos valeurs, le service Environnement du PAD a procédé, sur nos conseils, à de nouveaux prélèvements en ce point. Les analyses ont alors montré que, bien que plus élevées que sur les autres stations, les nouvelles teneurs se situent dans une fourchette entre le niveau 1 et le niveau 2 de GEODE. Ces nouvelles données ne remettent cependant pas en cause nos interprétations puisque cette station demeure globalement beaucoup plus contaminée que les autres (mais dans des proportions moins artéfactuelles).

La cartographie générale de ce « panache » de polluants (**fig. 104**) montre ainsi 2 zones de contamination très localisées, une sur chaque site de vidage : les stations périphériques, ou plus au nord, ne sont, en effet, pas contaminées. Ces « taches de pollution » se répartissent selon une orientation générale SO, à l'opposé de la dérive résiduelle des courants (NE), surtout sur le vidage Est, en rapport avec le mode d'immersion sur ces zones (vidages essentiellement pratiqués au jusant). On voit aussi que le vidage Est est davantage affecté par la contamination que le vidage Milieu (concentration supérieure et zone impactée plus étendue). Les zones les plus touchées par la pollution métallique et organique se situent donc au Sud des zones d'étude, tant sur le vidage Est que sur le vidage Milieu, au niveau des flancs du *Break*.

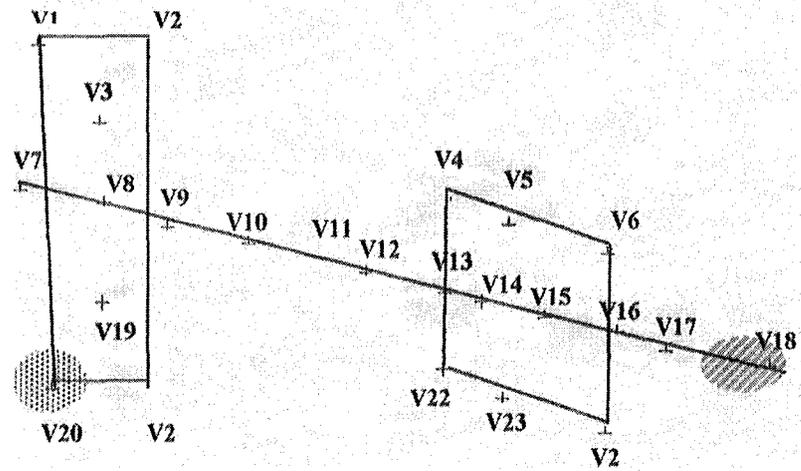
Les immersions de boues portuaires fortement contaminées provoquent donc une contamination métallique avérée, localisée sur les zones de vidage proprement dites, à des concentrations de l'ordre du niveau 1-2 GEODE sur les zones les plus directement concernées par les immersions.

## III - Analyses faunistiques

### III-1- Analyses cénotiques - Dendrogramme

#### III-1-1- Présence / absence

Les 24 stations échantillonnées ont permis de récolter un total de 1531 individus répartis en 13 groupes zoologiques et 45 espèces (**tab. 82**) (**Annexes D**). Les **annélides polychètes** correspondent au groupe zoologique le mieux représenté avec 21 espèces différentes. Viennent



**Fig. 104 :** Cartographie des regroupements chimiques des zones de vidage Milieu et Est, issus du dendrogramme

ensuite les **crustacés** (12 espèces). Les 12 autres espèces se répartissent entre les cnidaires, les némerthes, les échinodermes, les mollusques et les vertébrés. La densité moyenne est assez élevée, de l'ordre de 650 individus par m<sup>2</sup>, ce qui est assez caractéristique des communautés des sables envasés. La **figure 105** illustre sous forme de cartographie la richesse faunistique et la densité des stations échantillonnées.

### III-1-2- Dendrogramme

La classification hiérarchique des espèces en fonction de la distance du  $Khi^2$  nous a permis d'établir un dendrogramme (**Fig. 106**). On constate ainsi sur celui-ci, que deux groupes de stations s'isolent :

- le premier groupe (**G1**) est constitué de 7 stations (**V3, V6, V12, V15, V16, V23 et V24**) à forte abondance ( $A \approx 1450 \pm 500$  individus/m<sup>2</sup>) et assez diversifiées ( $S \approx 11 \pm 4$ ), principalement caractérisées par des annélides polychètes tolérantes à l'envasement (*Magelona papillicornis*, *Nephtys hombergii*, *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, ...);
- le second groupe (**G2**) est constitué de 6 stations (**V1, V8, V9, V11 et V22** auxquelles s'ajoute la station **V7**), relativement abondantes ( $A \approx 352 \pm 450$  individus/m<sup>2</sup>) et moins diversifiées ( $S \approx 8 \pm 5$ ), principalement caractérisées par des espèces sablicoles.

Sur ces deux groupes se rattachent un cortège de 11 stations en chaînage, avec une plus ou moins grande similitude :

- **V4, V10, V5, V19, V2, V20**, avec des caractéristiques spécifiques proches du groupe G1, mais en plus faible abondance ( $A \approx 387 \pm 134$  individus/m<sup>2</sup> -  $S \approx 11 \pm 4$ );
- **V18, V13, V14, V17, V21**, très différentes de l'ensemble des autres stations par leur pauvreté ( $A \approx 148 \pm 114$  -  $S \approx 7 \pm 4$ ).

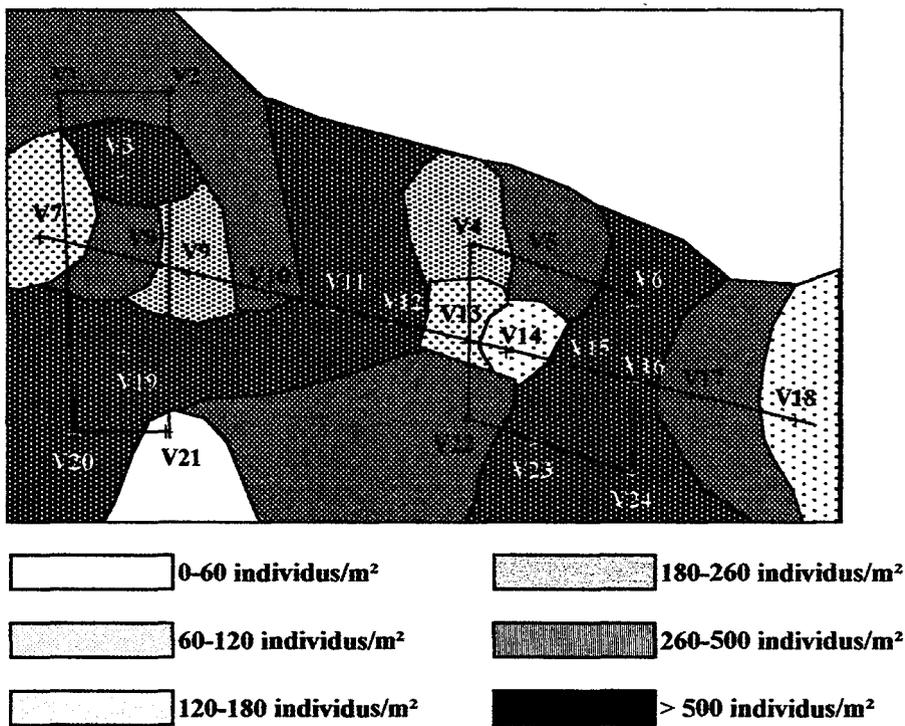
On peut conclure de l'étude de ce dendrogramme que notre zone d'étude se découpe en trois grands groupes de stations affines d'un point de vue faunistique :

- ⊗ un groupe caractérisé par des espèces de **sables propres** (G2);
- ⊗ un groupe caractérisés par des espèces de **sables envasés** (G1);
- ⊗ et une **succession hétérogène** d'espèces matérialisant une transition entre les faciès précédents.

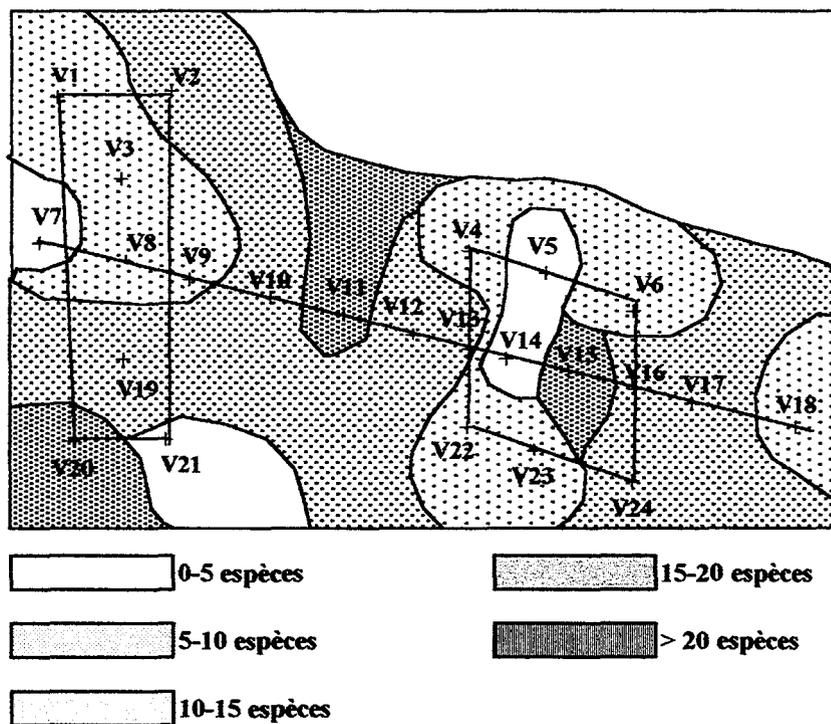
➤ Les indices de diversité de **Shannon-Weaver** ( $H'$ ) et de **régularité** (R), présentés dans le **tableau 83 (Annexes D)** confirment ces premières observations.

- Les stations définies comme sableuses par les regroupements précédents possèdent une valeur de  $H'$  d'environ **1,17** (entre 0,33 et 1,86) et de R de **0,43**;
- les stations définies comme des sables envasés possèdent une valeur de  $H'$  d'environ **1,56** (entre 0,06 et 3,67) et de R de **0,46**;
- les stations d'interface possèdent une valeur de  $H'$  d'environ **1,09** (entre 0,42 et 3,12) et de R de **0,33**

Les valeurs de diversité sont sur les trois faciès plutôt faibles, et caractérisent des peuplements peu diversifiés où une ou plusieurs espèces prédominent avec de fortes abondances, typiques des zones envasées et des écosystèmes perturbés.

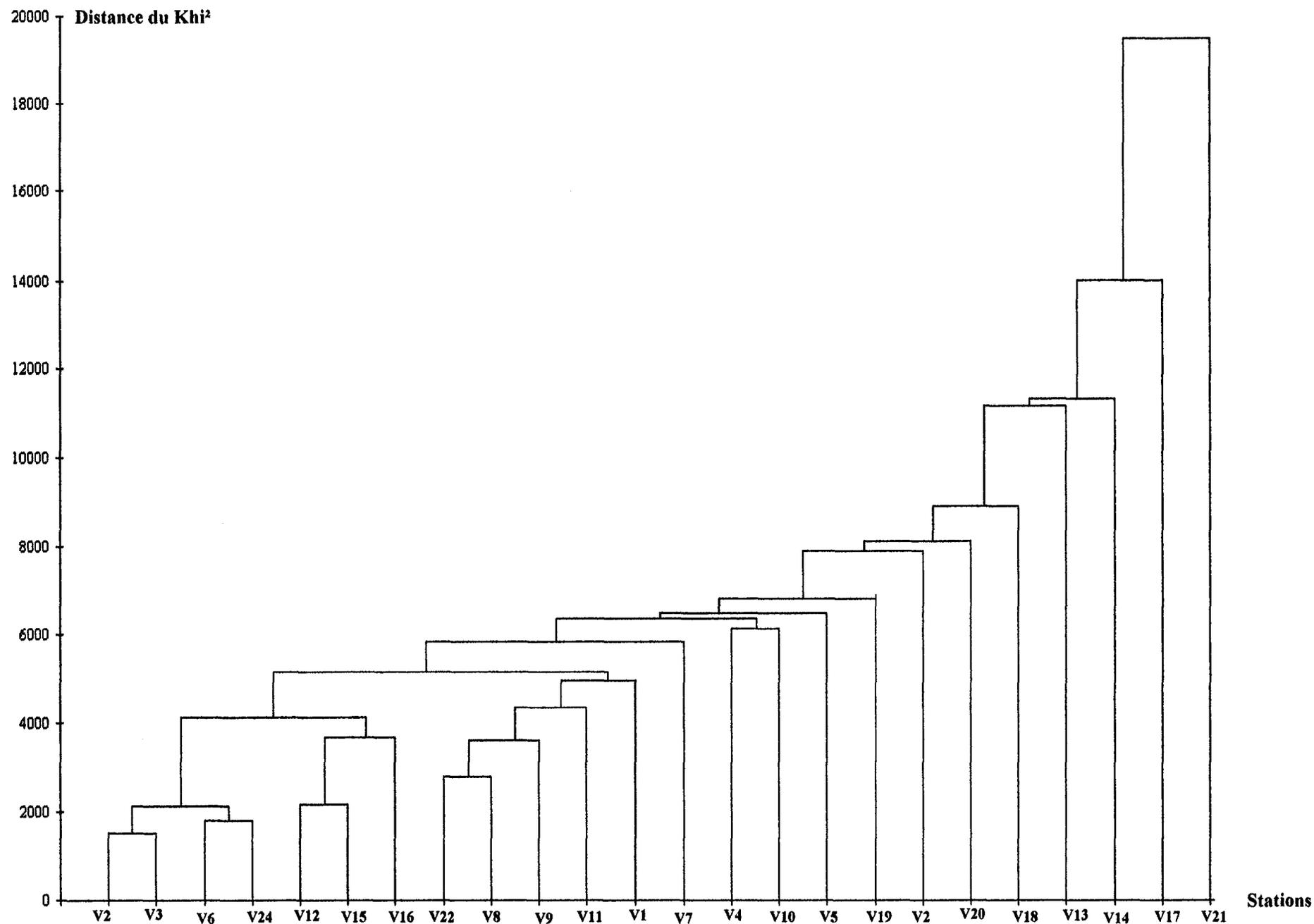


a) Densité des stations des zones de vidage Est (en individus/m<sup>2</sup>).



b) Richesse spécifique des stations des zones de vidage Est.

**Fig. 105 :** Représentation de la richesse spécifique et de la densité sur les stations des zones de vidage Est.



**Fig. 106 :** Dendrogramme réalisé à partir des abondances faunistiques totales des 45 espèces des zones de vidage Est et Milieu.

## III-2- Analyses spécifiques

### III-2-1- Classification biocénétique des espèces

Les paramètres de dominance, de constance, de fidélité et des indices biologiques, calculés sur les prélèvements sont présentés ci-après (Tab. 84 et 85) (Annexes D). Les regroupements établis par le dendrogramme nous ont permis de définir les unités faunistiques majeures des zones de vidage.

- Sur les zones de vidage Est et Milieu, **13 groupes zoologiques** sont représentés de façon différente :
- au niveau des faciès de sables propres, **7 groupes** sont présents (annélides, mollusques bivalves, mollusques gastéropodes, crustacés (3 ordres) et échinodermes) pour **22 espèces**, avec une dominance moyenne très forte des annélides (80,55% pour 10 espèces, majoritairement errantes), puis des crustacés (11,83% pour 8 espèces) et des mollusques (6,16% pour 3 espèces).
  - Au niveau des faciès de sables envasés, **9 groupes** ont été identifiés (annélides, mollusques bivalves, mollusques gastéropodes, crustacés (4 ordres), échinodermes [echinidés et ophiuridés]) pour **27 espèces**, avec une dominance moyenne très forte des annélides (70,31% pour 14 espèces, majoritairement tubicoles), puis des mollusques (25,45% pour 3 espèces) et des crustacés (3,95% pour 8 espèces).
  - A l'interface de ces deux faciès, sur la zone de transition, **11 groupes** sont représentés (annélides, mollusques bivalves, mollusques gastéropodes, crustacés (3 ordres), échinodermes [echinidés et ophiuridés], cnidaires (anthozoaires), németes et poissons) pour **39 espèces**, avec une dominance moyenne importante des annélides (65,7% pour 18 espèces), des crustacés (15,37% pour 10 espèces) puis des mollusques (11,44% pour 4 espèces) et des échinodermes (10,28% pour 2 espèces).
- Les paramètres de **constance** nous apprennent que sur l'ensemble de la zone d'étude,
- six espèces sont constantes : les annélides polychètes *Nephtys cirrosa* (100%), *Nephtys longosetosa* (87,5%), *Magelona papillicornis* (66,67%), *Nephtys hombergii* (54,17%), le bivalve *Abra alba* (54,17%) et le crustacé amphipode *Urothoe grimaldii* (70,83%);
  - six sont communes, dont une majorité de mollusques;
  - douze sont peu communes et les 21 autres espèces sont rares (de 8,33% à 4,17%).
- Les paramètres de **fidélité** nous permettent de définir des cortèges d'espèces en association constante :
- sur la zone sableuse, un cortège restreint de 4 espèces caractéristiques (exclusives et préférantes), surtout des crustacés, associées à une dizaine d'espèces accessoires, des annélides polychètes pour l'essentiel ;
  - sur les zones sablo-vaseuses, 13 espèces (exclusives à préférantes) définissent un cortège principalement constitué d'annélides polychètes vasicoles et de crustacés, associées à 10 espèces accessoires (annélides et mollusques) ;
  - à l'interface de ces deux groupes apparaît un noyau d'espèces exclusives et préférantes (18), généralement rares, associées à quelques espèces accessoires (7) et beaucoup d'espèces occasionnelles (14) appartenant à l'un ou l'autre des deux précédents cortèges.
- La mise en rapport de ces deux indices aboutit à une **classification bionomique** des espèces, présentée ci-après dans le **tableau 86 (a, b, c)**. Les espèces constantes exclusives définissent

habituellement les espèces caractéristiques d'un peuplement. Les espèces électives et préférantes en définissent les autres composantes, en fonction de leur représentativité en terme de constance. On notera ici, l'absence d'espèces constantes exclusives ou électives dans chacun des trois faciès décrits. La plupart des espèces récoltées sur les trois zones sont accessoires ou occasionnelles, attestant de leur caractère ubiquiste. En revanche, aucune espèce rare n'a été recensée sur les zones de sables propres ou de sables envasés : ces deux faciès sont donc majoritairement peuplés d'espèces abondantes à occurrence élevée, comme nous l'avions déjà remarqué précédemment. La zone d'interface se démarque de ces deux zones par l'abondance d'espèces rares, exclusives (8 espèces) quand elles lui sont spécifiques, accessoires (5) ou occasionnelles (5) quant elles sont « empruntées » aux deux autres peuplements.

- **Les faciès de sables propres** (restreints à 6 stations) (Tab. 86-a) présentent des caractéristiques faunistiques assez similaires des peuplements de sables trouvés sur les vidages Ouest. *Bathyporeia pelagica* (constante préférante), *Capitella capitata* (peu commune exclusive), *Urothoe brevicornis* et *Mysis flexuosa* (peu communes préférantes) en sont caractéristiques. Les annélides polychètes comme *Nephtys hombergii*, *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis*, relativement ubiquistes et tolérantes à l'envasement, ainsi que le crustacé amphipode *Urothoe grimaldii* accompagnent ce cortège (constantes accessoires). La présence d'espèces tolérantes à l'envasement sur les zones de sables propres atteste d'une accumulation modérée mais durable de pélites sur ce site, signe d'une perturbation liée aux immersions sur l'ensemble de la zone d'étude. Modéré, cet envasement perturbe néanmoins suffisamment la composition spécifique du peuplement pour que les espèces typiquement sablicoles en soient absentes (*Ophelia borealis*) ou très peu représentées (*Nephtys cirrosa*).
- **Les faciès de sables envasés**, limités à sept stations (Tab. 86-b), sont essentiellement caractérisés par des crustacés dont *Bathyporeia elegans* (constante préférante), *Diastylis bradyi*, *Stenothoe monoculoïdes* et *Eupagurus bernhardus* (communes exclusives ou électives) et des annélides polychètes vasicoles comme *Sigalion mathildae*, *Scolecopsis ciliata*, *Spiophanes bombyx*, *Pectinaria koreni* (communes) et *Phyllodoce maculata*, *Ph. mucosa* et *Arenicola marina* (peu communes). Le mollusque *Abra alba* et l'annélide polychète *Nephtys hombergii*, généralement caractéristiques de ce type de peuplement, accompagnent ces espèces mais en sont peu représentatives (constantes accessoires).
- **A l'interface de ces deux peuplements** (sur 11 stations), existe une association faunistique, composée essentiellement d'annélides polychètes plus ou moins tolérantes à l'envasement comme *Glycera convoluta*, *Cirriiformia tentaculata*, *Scoloplos armiger* (communes), d'anthozoaires peu communs (*Actinia equina*, *Sagartia sp.*, *Actinothoe sp.*) trouvés fixés sur les débris coquilliers, et d'un cortège d'espèces vasicoles rares exclusives. Ces caractéristiques définissent des faciès à dominante vaseuse proche du peuplement des sables envasés décrit plus haut, mais également des faciès sableux, plus grossiers, plus ou moins envasés. Ces caractéristiques d'hétérogénéité expliquent le maintien de beaucoup d'espèces ubiquistes (mais en faible abondance) et augmentent considérablement la richesse faunistique de ces stations. Cette association caractérise une zone de transition ou écotonale.

➤ Le classement des espèces par l'**indice biologique de Sanders** (Tab. 85, Annexes D), nous a permis d'établir sur chaque zone des regroupements d'espèces dominantes en terme d'abondance :

constance\ fidélité	Exclusives	Electives	Préférantes	Accessoires	Occasionnelles	Accidentelles
constantes			<i>Bathyporeia pelagica</i>	<i>Urothoe grimaldii</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i>	<i>Nephtys cirrosa</i>	
communes				<i>Maetra solida</i> <i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Nassarius reticulatus</i> <i>Abra alba</i>	
peu communes	<i>Capitella capitata</i>		<i>Urothoe brevicornis</i> <i>Mysis flexuosa</i>	<i>Nephtys caeca</i> <i>Ophiura texturata</i> <i>Cirriiformia tentaculata</i> <i>Urothoe elegans</i>	<i>Stenothoe monoculoides</i> <i>Diastylis bradyi</i> <i>Scolecopsis ciliata</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Bathyporeia elegans</i>	
rare						

a) Faciès de sables fins (stations V1, V7, V8, V9, V11, V22)

**Tab. 86** : Classification bionomique des espèces des zones de vidage Milieu et Est en fonction de leur constance et de leur fidélité.

constance\ fidélité	Exclusives	Electives	Préférantes	Accessoires	Occasionnelles	Accidentelles
constantes			<i>Bathyporeia elegans</i>	<i>Magelona papillicornis</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Abra alba</i> <i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Nephtys cirrosa</i>	
communes	<i>Diastylis bradyi</i> <i>Sigalion mathildae</i>	<i>Stenothoe monoculoides</i> <i>Eupagurus bernhardus</i>	<i>Scolelepis ciliata</i> <i>Spiophanes bombyx</i> <i>Pectinaria koreni</i>	<i>Mactra solida</i>	<i>Urothoe grimaldii</i>	
peu communes	<i>Arenicola marina</i> <i>Idothea linearis</i>		<i>Phyllodoce maculata</i> <i>Phyllodoce mucosa</i> <i>Crangon crangon</i>	<i>Eteone picta</i> <i>Nephtys caeca</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Ophiura texturata</i>	<i>Scoloplos armiger</i> <i>Bathyporeia pelagica</i>	
rars						

**b) Faciès sables envasés (stations V3, V6, V12, V15, V16, V23, V24)**

**Tab. 86 : Classification bionomique des espèces des zones de vidage Milieu et Est en fonction de leur constance et de leur fidélité.**

constance\ fidélité	Exclusives	Electives	Préférantes	Accessoires	Occasionnelles	Accidentelles
constantes				<i>Abra alba</i>	<i>Nephtys longosetosa</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Urothoe grimaldii</i>	
communes	<i>Glycera convoluta</i>		<i>Cirriiformia tentaculata</i> <i>Urothoe elegans</i> <i>Scoloplos armiger</i>		<i>Nassarius reticulatus</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Bathyporeia elegans</i>	
peu communes	<i>Actinia equina</i> <i>Sagartia sp.</i> <i>Cephalothrix rufifrons</i> <i>Thia polita</i>		<i>Echinocardium cordatum</i> <i>Eteone picta</i>	<i>Pectinaria koreni</i>	<i>Mactra solida</i> <i>Bathyporeia pelagica</i>	
rares	<i>Maldanidae sp.</i> <i>Nereis longissima</i> <i>Crepidula fornicata</i> <i>Actinothoe sp.</i> <i>Cirratulus cirratus</i> <i>Eulalia viridis</i> <i>Eupagurus prideauxii</i> <i>Ammodytes lanceolatus</i>			<i>Phyllodoce maculata</i> <i>Phyllodoce mucosa</i> <i>Urothoe brevicornis</i> <i>Crangon crangon</i> <i>Mysis flexuosa</i>	<i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Scolelepis ciliata</i> <i>Spiophanes bombyx</i> <i>Nephtys caeca</i> <i>Ophiura texturata</i>	

**c) Interface (stations V2, V4, V5, V10, V13, V14, V17, V18, V19, V20, V21)**

**Tab. 86 : Classification bionomique des espèces des zones de vidage Milieu et Est en fonction de leur constance et de leur fidélité.**

- sur les zones de sables propres, une forte dominance des *Nephtys cirrosa*, *Nephtys longosetosa*, *Magelona papillicornis* et *Urothoe grimaldii* en abondance relativement importante. A ces espèces préférantes majoritaires (notamment les 4 premières) s'associent une dizaine d'espèces accompagnatrices très faiblement abondantes ;
- sur les zones de sables envasés, les annélides *Magelona papillicornis*, *Nephtys longosetosa* et *Nephtys cirrosa*, dominent la distribution mais plus fortement que sur le peuplement précédent ;
- sur les zones de transition, on constate une dominance très forte des espèces ubiquistes, *Nephtys cirrosa* et *Nephtys longosetosa*, ainsi qu'une représentation importante du crustacé *Urothoe grimaldii* et du mollusque *Abra alba* attestant encore du caractère hétérogène de cette zone.

Le tableau 87 récapitule l'essentiel de ces paramètres.

Faciès	Diversité (H', R)	Nombre de groupes zoologiques	Nombre d'espèces	Groupes dominants
Sables propres	H' = 1,17 R = 0,43	7	22	annélides polychètes (10 espèces ; 80,6% ind.) crustacés (8 espèces ; 11,8% ind.) mollusques (3 espèces ; 6,2% ind.)
Interface	H' = 1,09 R = 0,33	11	39	annélides polychètes (18 espèces ; 65,7% ind.) crustacés (10 espèces ; 15,4% ind.) mollusques (4 espèces ; 11,4% ind.) échinodermes (2 espèces ; 10,3% ind.)
Sables envasés	H' = 1,56 R = 0,46	9	27	annélides polychètes (14 espèces ; 70,3% ind.) mollusques (3 espèces ; 25,5% ind.) crustacés (8 espèces ; 4% ind.)

**Tab. 87 :** Résumé des analyses spécifiques sur chaque faciès des zones de vidage Milieu et Est.

### III-2-2- Analyses interspécifiques

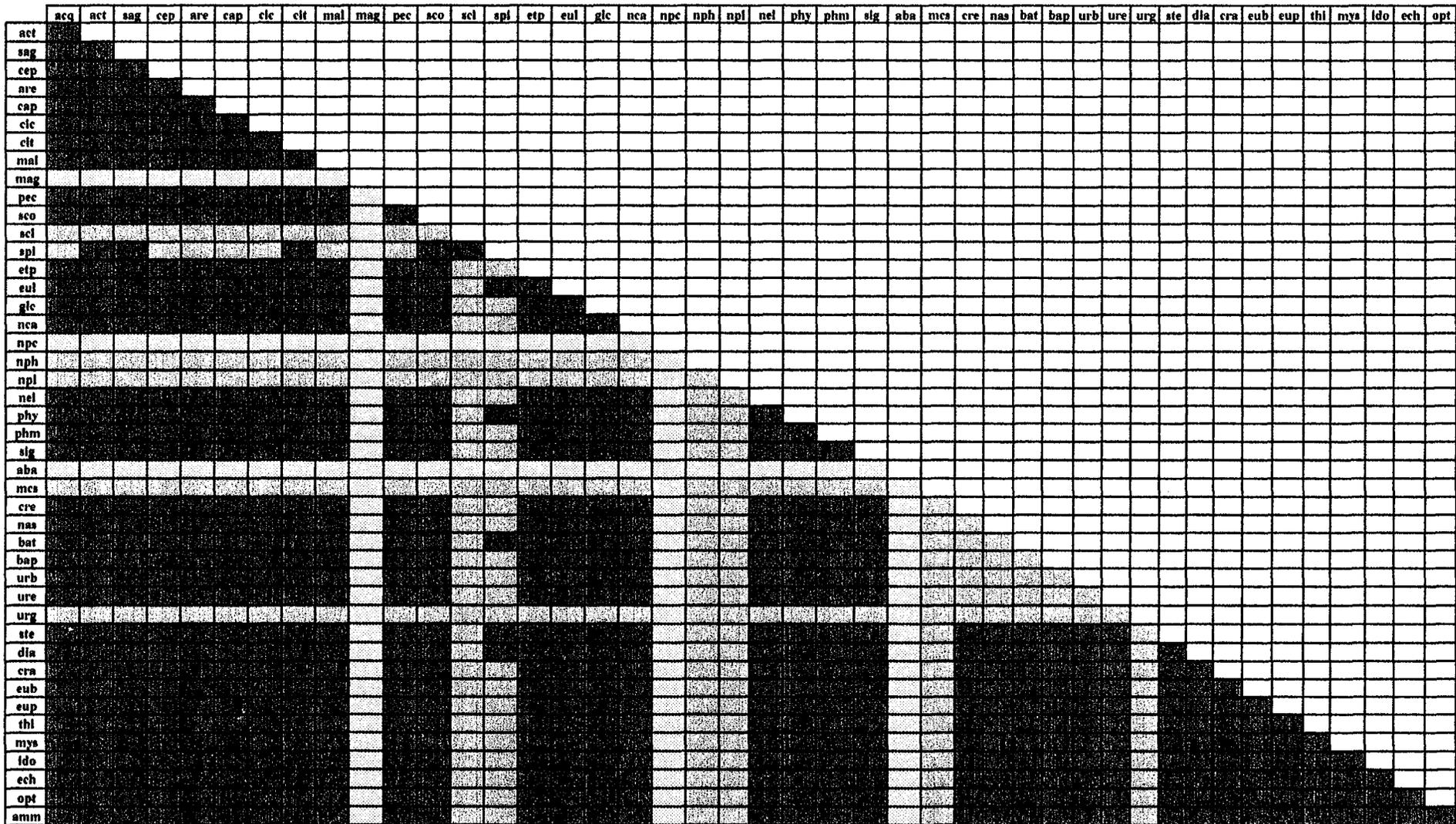
#### ⊗ matrice des similitudes

La matrice des similitudes réalisée sur les espèces des zones de vidage Est et Milieu (tab. 88) vient compléter les méthodes qualitatives de classification bionomique et confirmer les séparations des unités majeures de peuplement déjà observées. Ainsi, plusieurs blocs d'espèces se dégagent statistiquement, principalement autour de 3 espèces : *Magelona papillicornis*, *Nephtys cirrosa* et *Abra alba*.

#### ⊗ matrice des similitudes

L'Analyse Factorielle des Correspondances simples (AFC) portant sur l'abondance totale des 39 espèces (possédant une occurrence  $\geq 2$ ) récoltées sur les 24 stations échantillonnées a été pratiquée. Les 4 premiers axes de cette AFC réunissent 60,5% de l'inertie totale du nuage de points. Le premier plan de projection, défini par les axes I et II de cette AFC, représente 37,7% de cette inertie (21,1% pour l'axe I et 16,6% pour l'axe II). La figure 107 offre une représentation graphique de ce plan de projection.

- Tout d'abord, sur le plan de projection des stations (Fig. 107-a), on s'aperçoit que la station V17 s'isole fortement sur l'axe I, et a tendance à « écraser » toutes les autres



**Tab. 88** Matrice des distances Euclidiennes réalisée sur les espèces des zones de vidage Est et Milieu

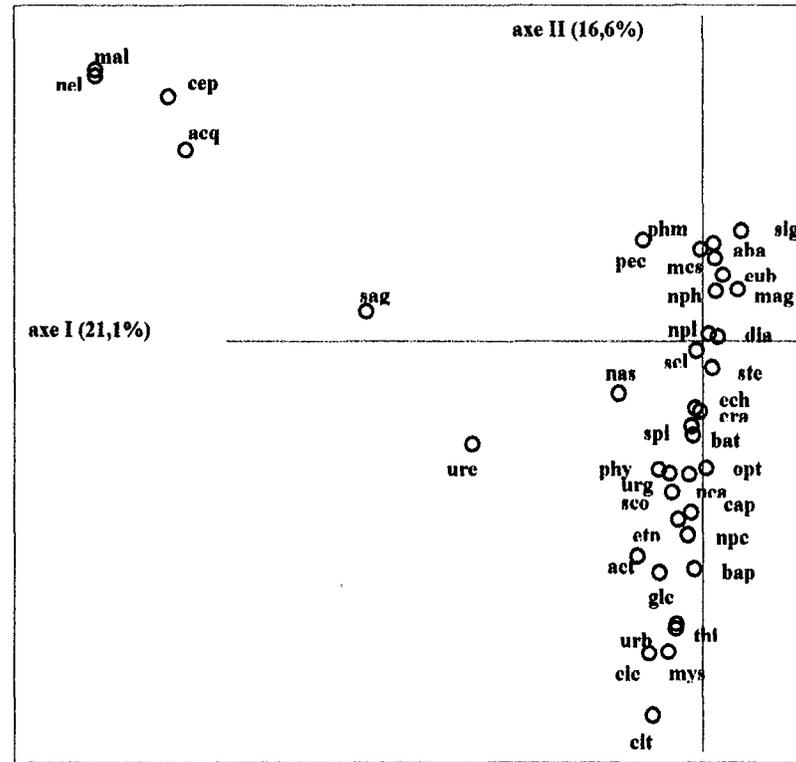
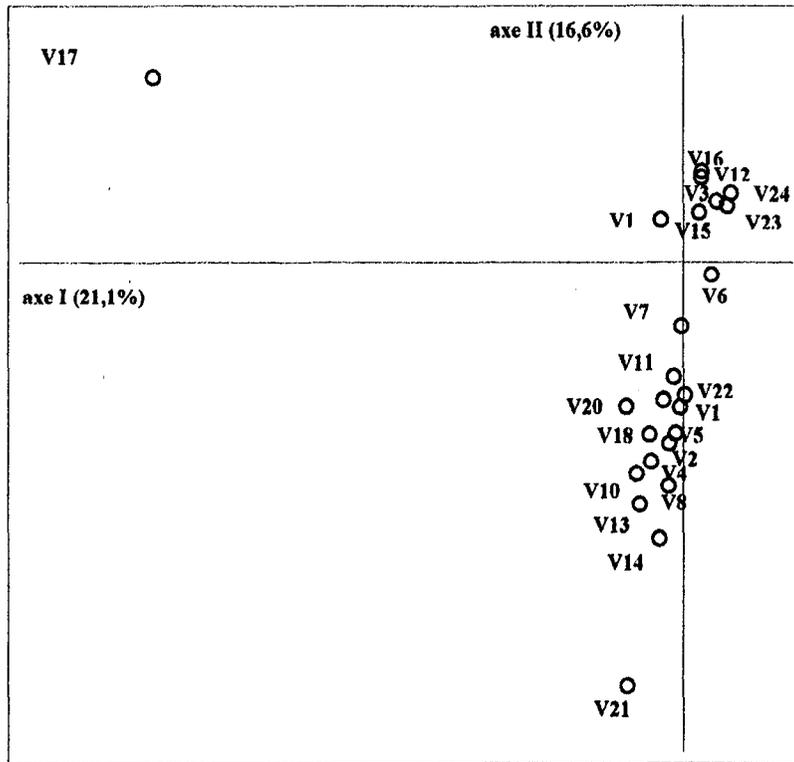
distance <= 10
  distance <= 50
  distance > 50

- variables sur l'axe II. Ainsi, le long de ce deuxième axe, on distingue plusieurs ensembles distincts dont 2 groupes principaux :
  - ☞ le premier regroupe **7 stations**, rassemblées au centre du plan (mieux définies par l'axe III) et principalement localisées sur le vidage Est (V3, V6, V12, V15, V16, V23 et V24).
  - ☞ A ce groupe s'oppose un ensemble de **16 stations** s'échelonnant le long de l'axe II, et localisées sur le vidage Milieu et la périphérie. On constate, au sein de ce groupe en apparence homogène, que certaines stations se démarquent légèrement comme **V7 et V19** (définies par l'axe V), ou encore **V20 et V21** (définies par l'axe IV).
- Le plan de projection des espèces (**Fig. 107-b**) met en évidence plusieurs unités faunistiques :
  - ☞ la première est essentiellement définie par des espèces **sablicoles tolérantes à l'envasement**, notamment les annélides polychètes *Nephtys cirrosa* (npc), *Eteone picta* (etp), *Nephtys caeca* (nca), *Cirratulus cirratus* (cic) et les crustacés *Urothoe grimaldii* (uro), *Bathyporeia pelagica*, (bap). Ce groupe faunistique est principalement localisé entre les 2 zones de vidage, sur la partie nord du vidage Milieu et sur la partie est du vidage Est.
  - ☞ La seconde est composée d'un cortège d'**espèces vasicoles** caractérisées par la dominance notamment des mollusques *Abra alba* (aba), *Nassarius reticulatus* (nas), *Maetra solida* (mcs), et des annélides polychètes *Nephtys hombergii* (nph), *Nephtys longosetosa* (npl), typiques des sables envasés. On distinguera cependant de cette unité, un sous-ensemble (bien individualisé lorsque l'on place V17 en variable supplémentaire) qui caractérise une unité faunistique où *Magelona papillicornis* (mag) domine fortement.
  - ☞ La dernière unité faunistique est assez caractéristique des **sables hétérogènes envasés**. Elle est composée d'espèces encroûtantes comme les cnidaires *Actinia equina*. (acq), *Sagartia sp.* (sag) et *Actinothoe sp.* (act), d'annélides polychètes vasicoles comme *Cirriiformia tentaculata*, *Spiophanes bombyx*, *Phyllodoce maculata*, *Ph. mucosa*, *Nereis longissima* (nel), et du némerte *Cephalothrix rufifrons*. Elle est localisée sur les deux zones de vidage.

A ces trois unités bien définies s'ajoute un cortège d'espèces ubiquistes ou plus ou moins tolérantes à l'envasement dont l'abondance varie beaucoup d'une station à l'autre. On y rencontre ainsi les annélides polychètes *Glycera convoluta* (glc), *Sigalion mathildae* (sig), *Pectinaria koreni* (pec), *Scoloplos armiger* (sco), et les crustacés *Mysis flexuosa* (mys), *Urothoe brevicornis* (urb), *Bathyporeia grimaldii* (bat), *Diastylis bradyi* (dia), et les échinodermes *Echinocardium cordatum* (ech), *Ophiura texturata* (opt).

Il apparaît donc que notre zone d'étude présente 3 unités faunistiques bien différenciées :

- ⇒ un peuplement **des sables fins à *Nephtys cirrosa***, localisées sur les stations à dominante sableuse pouvant présenter un envasement faible (< 5% sur les faciès de sable propre) à modéré (≈20% sur des stations de sablon à sables plus grossiers) (V1, V2, V4, V5, V7, V8, V9, V10, V11, V13, V14 et V22). Cette unité faunistique se rapproche néanmoins davantage du peuplement des sables envasés (faciès à *N. cirrosa*) décrit en Mer du Nord que du peuplement des sables propres à *Ophelia borealis* (Cf. **Tab. 33**).
- Un peuplement **de l'hétérogène envasé**, peu représentatif et exclusivement localisé sur les stations **V17, V19, V20, et V21** des zones de vidage.



**Fig. 105 : Plan I/II de l'AFC effectuée sur l'abondance totale des 39 espèces (occurrence>2) récoltées sur les 24 stations des zones de vidage Est et Milieu .**

**-a : plan de projection des stations. -b : plan de projection des espèces.**

- ⇒ Un peuplement des **vases sableuses**, localisé sur les stations **V3, V6, V12, V15, V16, V23 et V24**, et caractérisé par les mollusques *Abra alba* et les annélides polychètes *Nephtys hombergii* et *Nephtys longosetosa* à l'intérieur duquel s'expriment des faciès différents, fonction de la dominance de certaines espèces : on trouve ainsi, tantôt un faciès à *Magelona papillicornis* au niveau des stations envasées les plus sablonneuses (**V6, V12, V15**), tantôt un faciès typique des sable fins envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii* (**V3, V16, V23, V24**).
- ⇒ Notons aussi que les stations **V18, V21 et V7** sont très pauvres spécifiquement, ce qui explique leur isolement sur le plan de projection de l'AFC. De même, **V17** se détache également des autres stations du fait de la présence nombreuse d'espèces qui lui sont spécifiques, sans pour autant être représentatives. D'ailleurs, Placée en variable supplémentaire, cette station se rattache alors aux stations **V19, V20, et V21**, caractéristiques des peuplements hétérogènes envasés.

La **figure 108** illustre la distribution de ces différentes unités faunistiques.

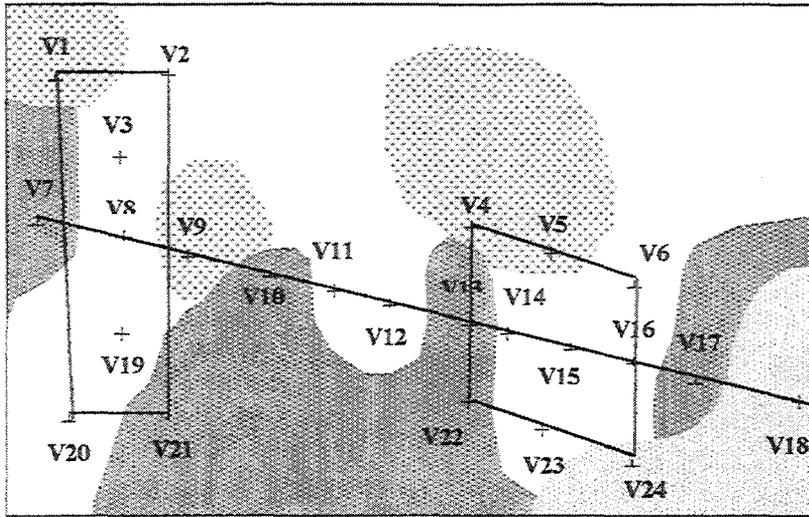
#### ⊗ Classification écologique des espèces :

Le **tableau 89** présentent la classification des espèces en fonction des groupes écologiques définis par **Glémarec et Hily (1981)**, les valeurs synthétiques de richesse spécifique (S) et d'abondance (A, exprimée ici en individus/m<sup>2</sup>), ainsi que l'indice biotique (IBq) de chaque faciès délimité par les analyses précédentes. Cette classification montre une majorité d'espèces sensibles ou indifférentes aux perturbations dans les quatre unités faunistiques définies, ainsi que la présence, sur tous les faciès, d'espèces tolérantes ou opportunistes, contrairement à la définition habituelle des peuplements sains. Ceci atteste donc de l'état dégradé des zones de vidage Milieu et Est. Nous pouvons cependant nuancer ce fait de deux manières :

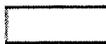
- d'une part les faciès utilisés comme référence dans ce tableau sont le résultat des regroupements de l'AFC principalement. Or, celle-ci ne distinguait pas les stations de sables ou sablons propres de celles légèrement envasées. La classification ainsi établie recoupait donc plusieurs unités faunistiques (de sables propres et de sables envasés), expliquant la présence d'espèces opportunistes dans toutes les communautés ainsi délimitées. Si l'on prend en compte ce critère, on constate effectivement l'existence de sables non perturbés (IBq = 0-1) sur la majorité des stations de sables propres (8 stations sur les 12 concernées).
- D'autre part, à l'exception des stations **V20 et V21** (IBq = 4), la part des espèces opportunistes est toujours inférieure à celle des espèces sensibles. L'ensemble de la zone n'est donc pas perturbée à proprement parler mais plutôt fortement déséquilibrée (IBq général 2-3), surtout sur les zones où l'envasement est le plus marqué (sables hétérogènes envasés et faciès vaso-sableux à dominante sablonneuse).

La **figure 109** récapitule ce modèle de dégradation des structures benthiques, en présentant pour chaque station le % respectif des 5 groupes écologiques.

Le faible nombre d'espèces sensibles, ainsi que la part majoritaire des espèces indifférentes ou tolérantes, dans la distribution des espèces récoltées sur l'ensemble des échantillons, confirment que les perturbations engendrées par les immersions sur les zones de vidage Est et Milieu induisent des dégradations majeures dans les structures benthiques sur la plus grande partie du site étudié. Cependant, des zones de peuplements sains s'observent dès que l'on s'éloigne des zones d'immersion, ce qui laisse espérer que ces dégradations sont circonscrites aux zones directement concernées par les immersions et n'affectent pas les peuplements sableux des bancs alentour.



## Zones de vidage Est et Milieu

 : peuplements de sables moyens à grossiers propres à *Ophelia borealis* et *Glycera sp.*

 : faciès sablonneux d'interface à *Magelona papillicornis* et crustacés  
(*Urothoe grimaldii*, *Gastrosaccus spinifer*, ...)

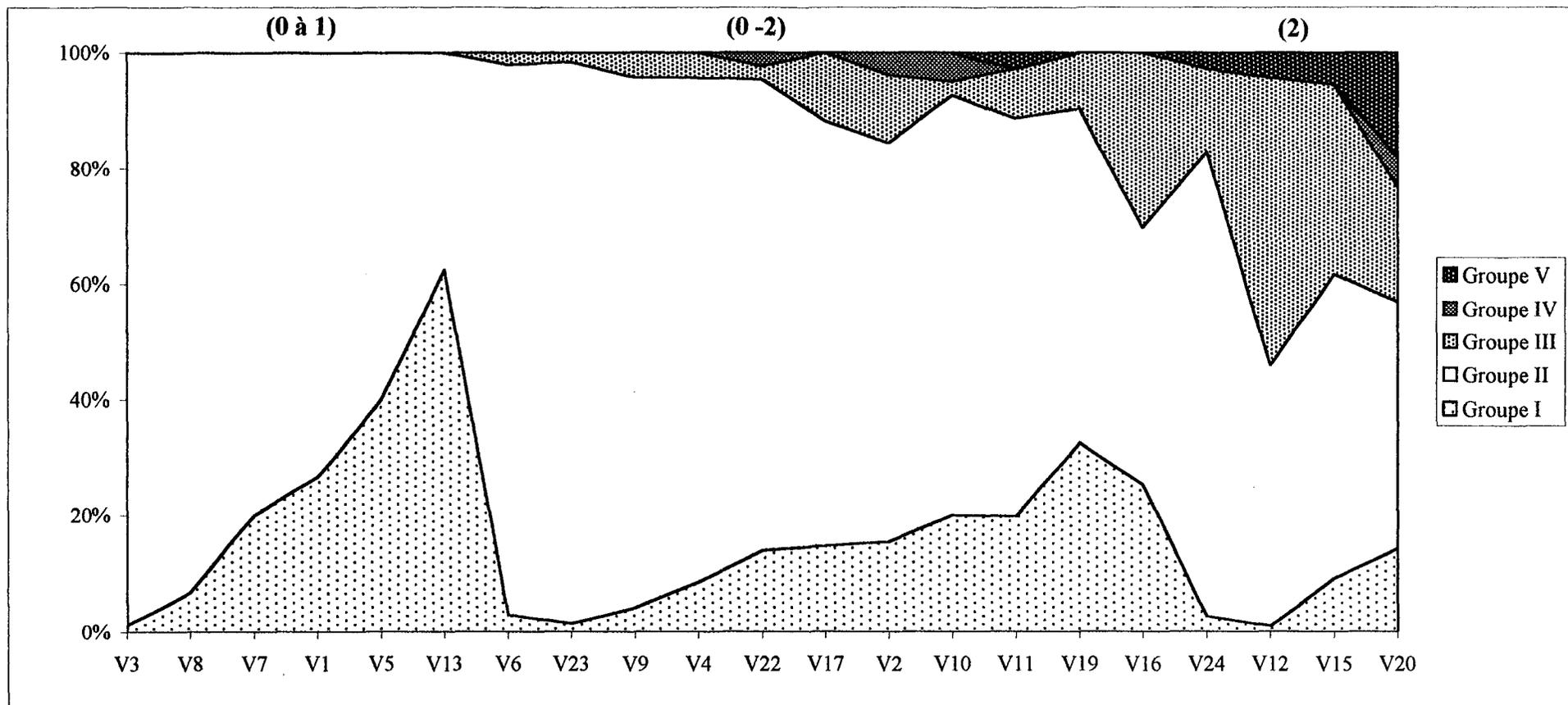
 : peuplements de sablons à *Magelona papillicornis* et *Echinocardium cordatum*

 : peuplements de sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii*

**Fig. 108** : Cartographie des peuplements benthiques des zones de vidage Milieu et Est.

Faciès	Espèces (répertoriées par Glémarec et Hily en Manche)				
	sensibles (G-I)	indifférentes (G-II)	tolérantes (G-III)	opportunistes de 1 <sup>er</sup> ordre (G-IV)	opportunistes de 2 <sup>nd</sup> ordre (G-V)
<b>Sables fins</b> A = 316 ± 162 S = 9 ± 4 IB = 0 - 2	<i>Ammodytes lanceolatus</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Bathyporeia pelagica</i> <i>Diastylis brazyi</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Mactra solida</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Mysis flexuosa</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Stenothoe monoculoides</i> <i>Thia polita</i> <i>Urothoe brevicornis</i> <i>Urothoe elegans</i> <i>Urothoe grimaldii</i>	<i>Eteone picta</i> <i>Glycera convoluta</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Nephtys caeca</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Ophiura texturata</i>	<i>Abra alba</i> <i>Crepidula fornicata</i> <i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Cirratulus cirratus</i> <i>Cirriformia tentaculata</i>	<i>Capitella capitata</i> <i>Scolecopsis ciliata</i>
<b>sables hétérogènes envasés</b> A = 310 ± 239 S = 10 ± 6 IB = 2 - 4	<i>Actinia equina</i> <i>Actinothoe sp.</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Crangon crangon</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Eupagurus prideauxi</i> <i>Mactra solida</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Sagartia sp.</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Urothoe elegans</i> <i>Urothoe grimaldii</i>	<i>Cephalothrix rufifrons</i> <i>Eulalia viridis</i> <i>Glycera convoluta</i> <i>Maldanidae sp</i> <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Phyllodoce maculata</i> <i>Phyllodoce mucosa</i>	<i>Abra alba</i> <i>Nereis longissima</i> <i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Cirriformia tentaculata</i>	<i>Scolecopsis ciliata</i>
<b>Faciès Vasosableux :</b> fraction sableuse dominante A = 1383 ± 560 S = 10 ± 3 IB = 0 - 2	<i>Arenicola marina</i> <i>Bathyporeia elegans</i> <i>Crangon crangon</i> <i>Diastylis brazyi</i> <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Idothea linearis</i> <i>Mactra solida</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Stenothoe monoculoides</i> <i>Urothoe grimaldii</i>	<i>Nassarius reticulatus</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Phyllodoce maculata</i> <i>Sigalion mathildae</i>	<i>Abra alba</i> <i>Spiophanes bombyx</i>		<i>Scolecopsis ciliata</i>
<b>Faciès Vasosableux</b> fraction sablonneuse dominante A = 1537 ± 508 S = 12 ± 4 IB = 2 - 4	<i>Bathyporeia elegans</i> <i>Diastylis brazyi</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Bathyporeia pelagica</i> <i>Stenothoe monoculoides</i>	<i>Eteone picta</i> <i>Nephtys caeca</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Nephtys longosetosa</i> <i>Ophiura texturata</i> <i>Sigalion mathildae</i> <i>Phyllodoce mucosa</i> <i>Nassarius reticulatus</i>	<i>Abra alba</i> <i>Spiophanes bombyx</i>		<i>Scolecopsis ciliata</i>

**Tab. 89 :** Classification écologique des espèces rencontrées sur les zones de vidage Milieu et Est selon les critères définis par Glémarec et Hily (1981).



**Fig. 109 : Modèle de dégradation des structures benthiques des zones de vidage Milieu et Est .**  
 [les stations dont les abondances étaient trop faibles n'ont pas été prises en compte (V14, V18, V21)]

### III-3- Conclusion

Les zones de vidage Milieu et Est présentent dans leur ensemble une richesse faunistique assez importante puisque 45 espèces différentes y ont été récoltées, réparties dans les principaux groupes zoologiques (cnidaires, annélides polychètes, mollusques, crustacés (5 ordres), némerter, échinoderme, poisson téléostéen) avec une densité moyenne relativement élevée d'environ 650 individus/m<sup>2</sup> et un indice de diversité général (H') plutôt bas. Majoritairement peuplé d'annélides polychètes (21 espèces) et de crustacés (12 espèces), ce site possède les caractéristiques générales des **sables envasés** :

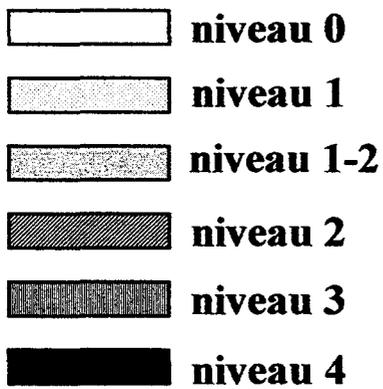
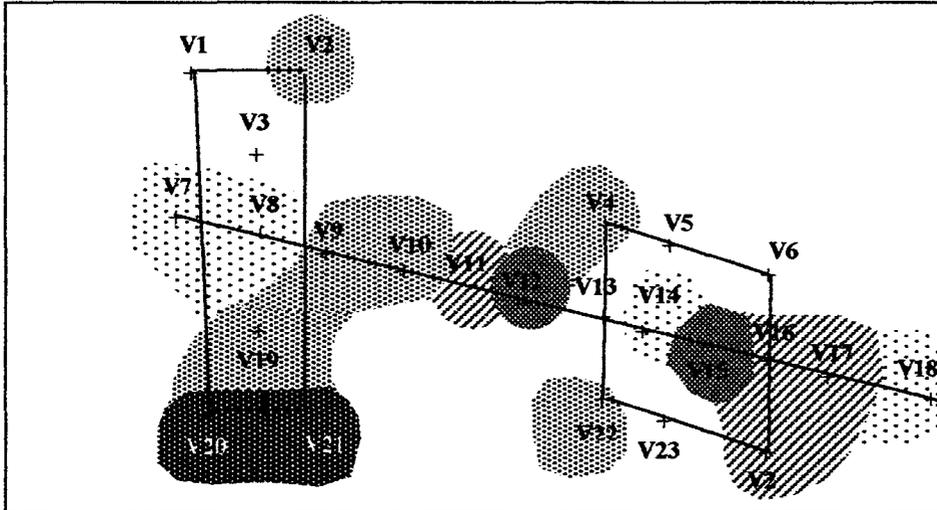
- ☞ les stations les plus sableuses sont peu diversifiées (22 espèces ;  $H' \approx 1,17$  ;  $S=9 \pm 4$ ) et ont une densité modérée (316±162 individus/m<sup>2</sup>). Elles définissent un cortège d'espèces ubiquistes à *Nephtys cirrosa* plus proche dans sa composition du faciès sableux du peuplement à *Abra alba* et *Nephtys hombergii* (faciès à *N. cirrosa*) décrit dans la région (Cf. Tab. 33) que du peuplement des sables propres à *Ophelia borealis*. Majoritairement composées d'espèces sensibles aux perturbations, elles sont caractéristiques d'un peuplement globalement sain (IBq = 0-1).
- ☞ Les stations plus envasées sont un peu plus diversifiées (27 espèces ;  $H' \approx 1,56$  ;  $S=10 \pm 3$ ) et ont une densité plus élevée (1383±560 individus/m<sup>2</sup>). Elles définissent un cortège typiquement vasicole, caractéristique du peuplement des sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii*, mais où ces deux espèces sont relativement mal représentées. Essentiellement caractérisées par des espèces sensibles et indifférentes, ces stations comportent une part non négligeable d'espèces tolérantes et sont caractéristiques d'une zone de léger déséquilibre (IBq = 1-2).

Certaines stations se démarquent de cet ensemble par des caractéristiques plus hétérogènes :

- ☞ les stations vaso-sableuses à granulométrie plus fine (sablon envasés) : très peu diversifiées (19 espèces ;  $S=12 \pm 4$ ) mais avec une densité élevée (1537±508 individus/m<sup>2</sup>). Elles définissent un cortège vasicole très appauvri, principalement caractérisé par des annélides polychètes (*Magelona papillicornis*, *Spiophanes bombyx*, *Scolelepis ciliata*, *Sigalion mathildae*, ...) indifférentes, tolérantes ou opportunistes. Ces stations sont caractéristiques d'une zone de fort déséquilibre (IBq = 2).
- ☞ Les stations hétérogènes envasées : assez diversifiées (39 espèces ;  $H' \approx 1,09$  ;  $S=10 \pm 6$ ) avec une densité modérée (310±239 individus/m<sup>2</sup>). Elles définissent un cortège très hétérogène composé de cnidaires, d'annélides et de mollusques. Majoritairement constituées d'espèces indifférentes et tolérantes aux perturbations, la part des opportunistes y est néanmoins importante. Ces stations très localisées (vidage Milieu et Est) sont caractéristiques d'un peuplement globalement perturbé (IBq = 3-4).

La figure 110 représente la répartition de ces structures benthiques sur la zone d'étude.

On remarquera donc que l'envasement très marqué des zones de vidage Est et Milieu aboutit à la substitution du peuplement des sables propres à *Ophelia borealis* par un peuplement de sable envasé à *Nephtys cirrosa* ou à *Nephtys hombergii* (selon les teneurs en pélites du substrat). Celui-ci diffère néanmoins des peuplements côtiers décrits dans la littérature. On constate ainsi une influence directe des immersions sur les structures benthiques, dans un premier temps, directement sur les zones de vidage (très perturbées), puis sur les stations alentour du fait des remobilisations sédimentaires. La partie la plus au Nord des vidages paraît cependant moins affectée, ce qui laisse supposer que ces perturbations faunistiques sont circonscrites aux zones directement concernées par les immersions et n'atteignent pas les bancs de sable riverains (le Smal et le Breedt).



**Fig. 110 :** Cartographie de la répartition des espèces benthiques sur les zones de vidage Milieu et Est en fonction des niveaux de contamination

## IV - Discussion partielle

Cette étude réalisée en novembre 1996, en Mer du Nord, sur les zones de vidage Est et Milieu du Port Autonome de Dunkerque, contribue à l'évaluation de l'impact physique, chimique et faunistique de l'immersion de boues portuaires polluées, sur une zone soumise aux perturbations depuis plus longtemps que les vidages Ouest. Il en ressort que les énormes quantités de boues régulièrement immergées, provoquent :

- d'une part, un envasement général de la zone. Les sédiments y sont globalement définis par des **sables fins légèrement envasés** (sables : 42% - pélites : 14%). Cependant, les pélites peuvent y atteindre des proportions très importantes (plus de 75%), sur certaines stations.
- D'autre part, les boues portuaires fortement contaminées provoquent lors de leur immersion une contamination métallique avérée, localisée sur les zones de vidage proprement dites (particulièrement sur leur partie sud), à des concentrations de l'ordre du niveau 1-2 GEODE sur les zones les plus touchées.

Ainsi, contrairement à la situation observée sur les vidages Ouest, les boues portuaires immergées (> de 70% de pélites) ne se dispersent que très peu dans la colonne d'eau superficielle, et tendent à sédimenter sur les fonds, en provoquant un envasement rémanent sur presque toute la zone d'étude (≈15%). Les stations du vidage Est, bien que de profondeurs identiques, sont plus envasées que celles du vidage Milieu. Seules les stations situées au Nord ou entre ces deux zones de vidage en paraissent protégées. La forte affinité des contaminants pour les particules fines explique les niveaux de contamination détectés sur ces zones et leur localisation géographique. Comme nous avons pu le constater sur la zone de référence, le compartiment faunistique intègre les moindres variations du biotope. Ainsi, plus les espèces qui le composent sont spécifiques et plus elles sont sensibles aux perturbations, notamment sédimentaires. C'est pourquoi on constate sur les zones de vidage Est et Milieu une diminution importante de la diversité faunistique. Les espèces sensibles de ces zones disparaissent au profit d'espèces plus ubiquistes (indifférentes à opportunistes), adaptées aux conditions d'envasement du milieu. On peut alors s'interroger sur les causes de cet envasement important, dont découlent toutes les perturbations, eu égard à l'intensité de l'hydrodynamisme local.

Plusieurs hypothèses peuvent ainsi être émises pour expliquer ce fort envasement :

- les vidages Milieu et Est sont les plus anciens. Ils réceptionnent des boues depuis plusieurs dizaines d'années. L'envasement rémanent est peut-être le reflet de l'accumulation des vases plus compactes qui auraient sédimenter sur les fonds au cours de toutes ces années. Cette hypothèse ferait des immersions la cause directe des perturbations sédimentaires observées. Elle préfigurerait alors la perspective d'évolution des vidages Ouest, quant à l'aggravation de leur envasement.
- A cette hypothèse d'antériorité, s'ajoute également les caractéristiques topologiques des vidages Milieu et Est. Situées dans une cuvette formée par les trois plus gros bancs de sable du Déroit du Nord/Pas-de-Calais, ces zones ne forment pas un milieu dispersif proprement dit, notamment sur le vidage Est. L'hydrodynamisme (houle, courants, ...) est en effet fortement influencé par la topologie du site. Tout comme le vent dans une vallée de montagne, les courants de fond se heurtent aux flancs des bancs de sable et « rebondissent » sur ces obstacles. Les courants giratoires résultants favorisent la non dispersion des particules remises en suspension lors des immersions, et créent des zones « d'accalmies » courantologiques, propices à la décantation. Il en résulte que le vidage Milieu, dans une zone plus ouverte, est moins envasé que le vidage Est.
- On peut néanmoins nuancer ces deux hypothèses par la localisation géographique, plus côtière, des vidages Milieu et Est. En effet, la cartographie des sédiments

superficiels du Déroit du Pas-de-Calais (cf. Fig. 7) montre l'existence d'une bande côtière étroite de vase sableuse s'étendant du Cap Blanc-Nez à la frontière belge. Bien que plus au large par rapport aux limites de ce cordon vaseux, une influence de ces zones n'est pas à exclure sur notre site d'étude. Elle n'est cependant pas suffisante pour expliquer la nature sédimentaire des zones de vidage, du fait notamment de la barrière naturelle formée par le banc *Break*, séparant la bande côtière et le chenal intermédiaire de notre site d'étude (cf. Fig. 6).

Notons enfin que l'hydrodynamisme régional est tel qu'il parvient à faire se déplacer les grands bancs de sable régionaux d'environ 1 mètre par an. L'évolution de ceux-ci est imprévisible et gêne fortement la navigation côtière (communication personnelle du capitaine de la Mouette) : elle nécessite en effet des vérifications régulières des routes de navigation en fonction des conditions de marée et des tirants d'eau des navires. Ces grands bancs forment ainsi des hauts fonds presque affleurants (-0,35 m) autour de la zone de vidage Est. On peut donc supposer qu'ils conditionnent fortement la position de la drague au moment des immersions sur ce site, notamment par gros temps, en limitant son accessibilité, et par la même, en focalisant les immersions sur les points plus facilement accessibles.

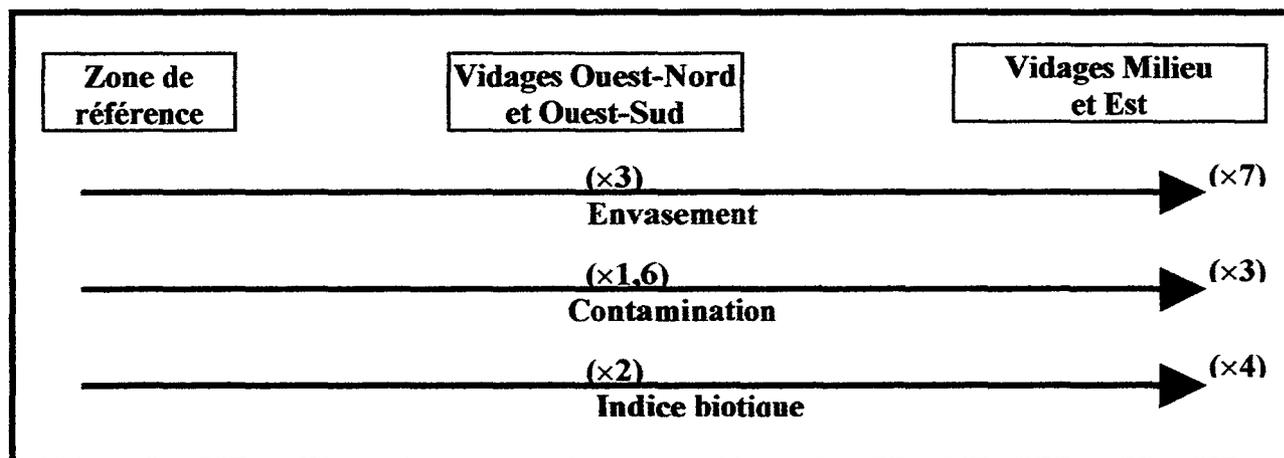


Chapitre 5 :  
Etudes comparatives des différentes zones

## I- Zone de référence / Zones de vidage

Si l'on compare la zone de référence aux zones de vidage, il apparaît des différences indiscutables tant d'un point de vue chimique et sédimentaire que d'un point de vue faunistique. On constate ainsi plusieurs facteurs d'enrichissement (**Fig. 111**):

- ▶ l'envasement moyen passe de 2 à 15% entre la zone de référence et les zones de vidage,
- ▶ les teneurs métalliques évoluent de concentrations faibles à des concentrations modérées,
- ▶ le facteur de dégradation faunistique, matérialisé par l'indice biotique, passe de 0 à 4 entre ces trois zones.

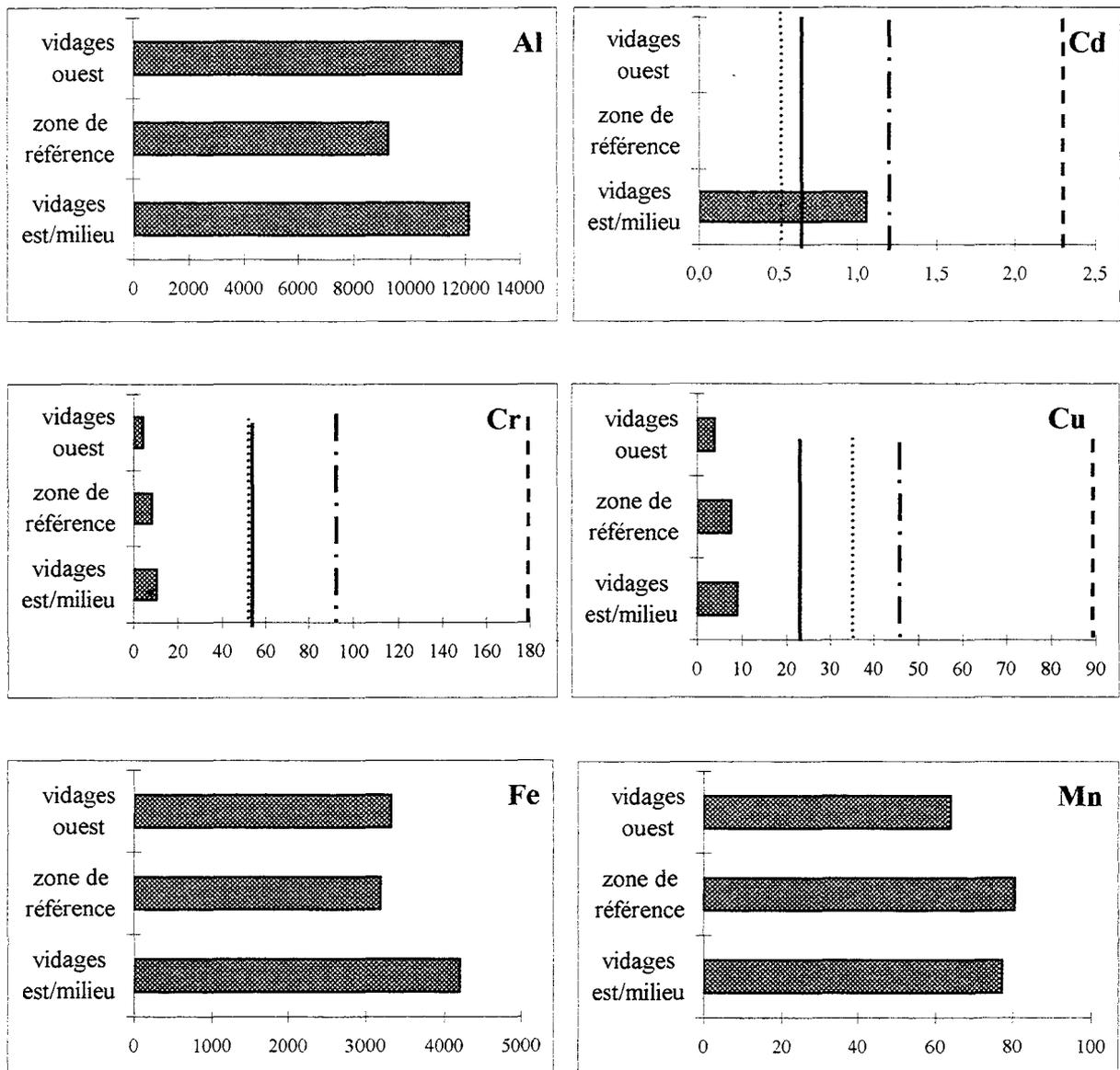


**Fig. 111** : Schéma des facteurs d'enrichissement entre la zone de référence et les zones de vidage.

Ainsi la zone de référence s'individualise nettement des zones d'immersion (**fig. 112**).

Au niveau de ces deux zones, une gradation s'observe également: les vidages Est/Milieu étant globalement plus perturbés que les vidages Ouest. Des traitements statistiques pratiqués sur l'ensemble de ces données attestent de ces différences. L'ACP réalisée sur les paramètres physico-chimiques (**Fig. 113**) confirme l'existence d'un double gradient. Le premier (le long de l'axe I) ségrège les stations en fonction de leur granulométrie (envasement) d'une part et de leur contamination en nutriments (NTK, P, COT) et en Al, Mn, Cd, Pb et Ni d'autre part. Le second échelonne la majorité des stations en fonction d'un gradient métallique : Fe, Zn, Cr et Cu. Il ressort de cette analyse que les stations de la zone de référence et des vidages sont globalement assez similaires d'un point de vue physico-chimique, à l'exception des stations 9, 10, 19 et 20 des vidages Ouest et V3, V16, V22, V19 et V12 des vidages Est et Milieu, et s'échelonnent le long d'un gradient de faible amplitude. En revanche, deux stations des vidages Milieu/Est s'individualisent fortement: V18 (sur l'axe I) et V20 (sur l'axe II) du fait de leur contamination marquée.

D'un point de vue faunistique, l'AFC (**Fig. 114**) montre, au contraire, des différences importantes entre les stations des vidages et celles de la zone de référence. Ainsi, les stations de la zone de référence s'individualisent nettement, en un nuage de points plus éparées, avec un peuplement de sables propres typique (à l'exception de R9 et R10). Quelques stations sableuses des vidages Ouest se rattachent à ce peuplement. Un second groupe réunit la majorité des stations des vidages Ouest et quelques stations à dominante sableuse des vidages Est, caractérisant un peuplement d'espèces sablocoles tolérantes à l'envasement. Opposé à ces regroupements, un peuplement des sables envasés s'isole, rassemblant la plupart des stations des vidages Est ainsi que les stations 20 et 29 des vidages Ouest. Les stations R4, R10 de la zone de référence, et 24 des vidages Ouest, s'individualisent légèrement du fait de leurs caractéristiques sédimentaires plus grossières (sables grossiers à graveleux) qui nuisent à l'épanouissement des

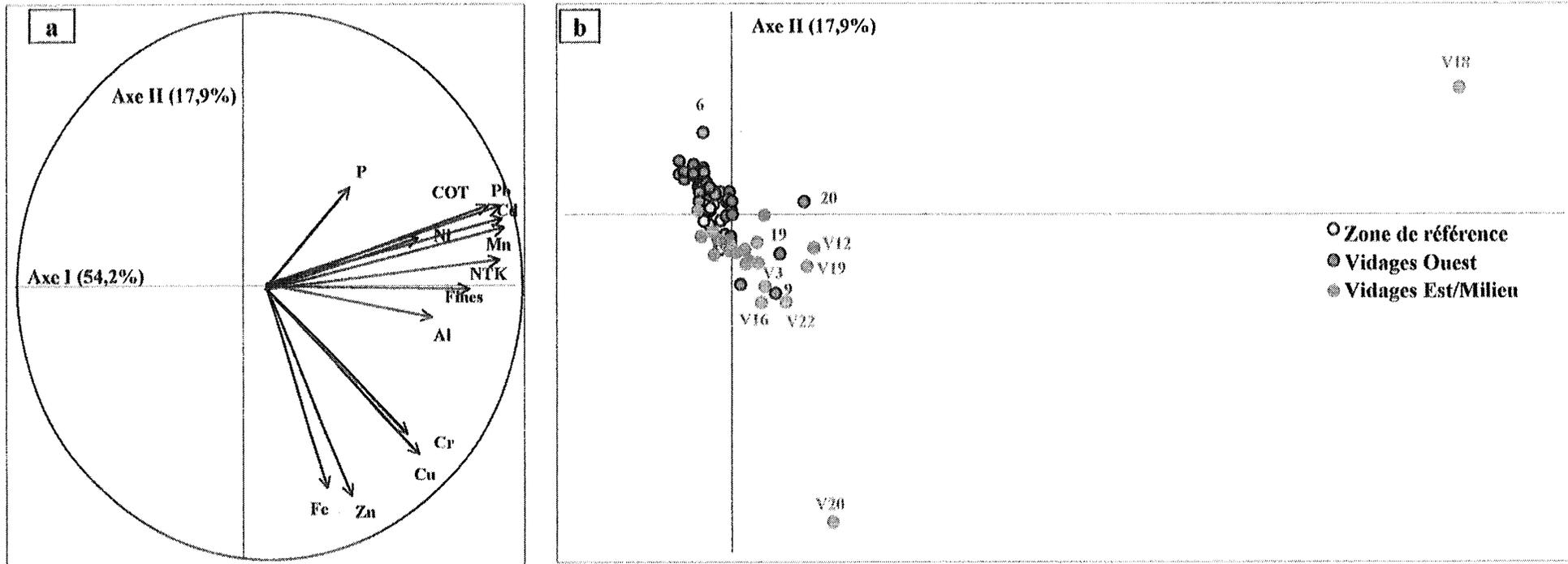


Les teneurs en COT et Fines sont exprimées en pourcentage de poids sec de sédiment, les autres teneurs en mg par kg de sédiment sec.

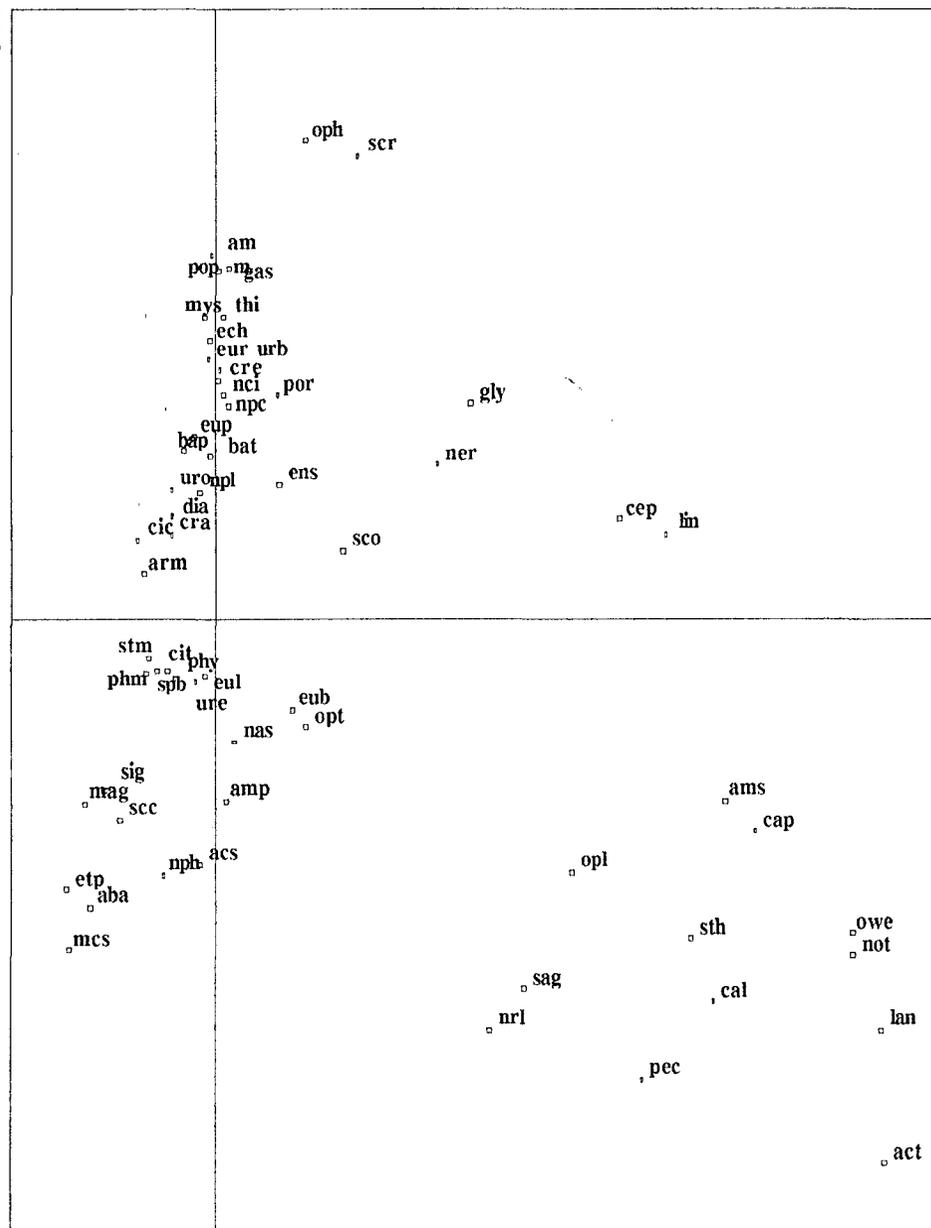
..... **Bruit de fond (BDF)**                      - . - . - **Limite 1**  
 ————— **Médiane**                                      - - - - - **Limite 2**

**Fig. 112 -a :** Comparaison entre les valeurs physico-chimiques médianes des zones de vidages Ouest, Est et Milieu du port de Dunkerque, de la zone de référence et des niveaux normalisés de GEODE.

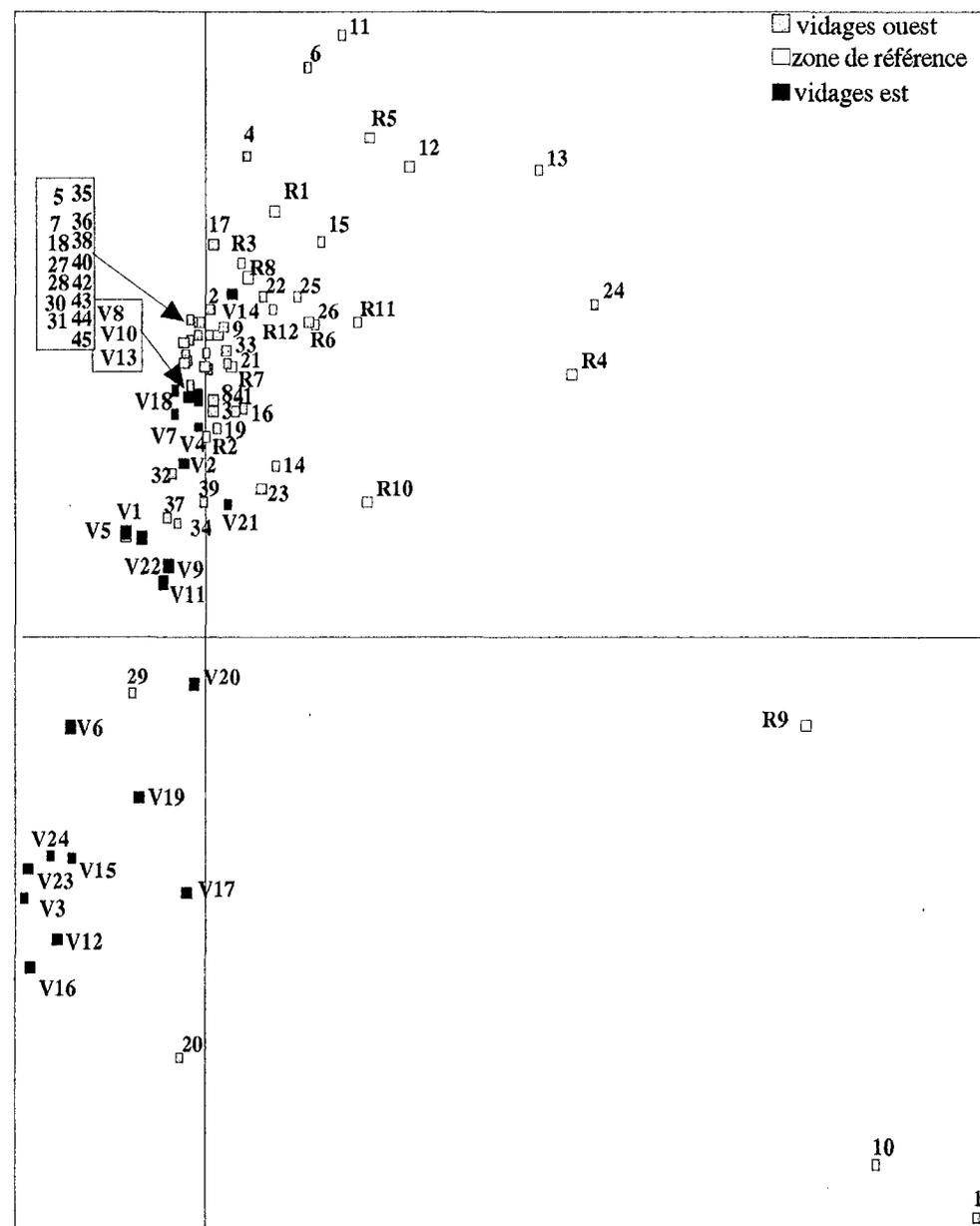




**Fig. 113 :** Analyse en composantes principales réalisée sur les données physico-chimiques des zones de vidage et de la zone de référence .



PLAN DE PROJECTION DES ESPECES



PLAN DE PROJECTION DES STATIONS

**Fig. 114 :** Analyse Factorielle des Correspondances pratiquée sur les abondances totales des espèces des zones de vidage Est et Ouest et de la zone de référence

espèces de sables fins. Les stations 1 et 10 des vidages Ouest, ainsi que la station R9 dans une moindre mesure, s'isolent particulièrement du fait de leurs caractéristiques hétérogènes envasées favorisant le développement des cnidaires et des annélides polychètes de sables grossiers vaso-tolérantes (ex: *Pectinaria koreni*, *Owenia fusiformis*, *Lanice conchilega*, ...).

Ces comparaisons nous permettent d'attester l'impact des immersions portuaires sur les zones de vidage proprement dites et plus largement sur les zones riveraines, tant d'un point de vue sédimentaire qu'au niveau des peuplements benthiques. Bien qu'une grande partie des particules immergées soit entraînée par les courants dans la colonne d'eau superficielle, il résulte des immersions un envasement modéré à important, principalement localisé au niveau des zones directement concernées par les vidages, mais pouvant s'étendre plus largement en fonction des conditions climatiques et hydrodynamiques durant les clapages. Ces immersions génèrent de plus un flux de contaminants vers les fonds. Les zones de vidage présentent ainsi des enrichissements métalliques et organiques, directement corrélables aux apports pélitiques. Bien que moindre au regard des teneurs mesurées dans les vases portuaires, certains métaux (Mn, Al, Fe, Cd, Pb) atteignent néanmoins des concentrations considérables (de l'ordre du niveau 1 GEODE).

Ces modifications physico-chimiques des substrats engendrent des perturbations au niveau des peuplements benthiques :

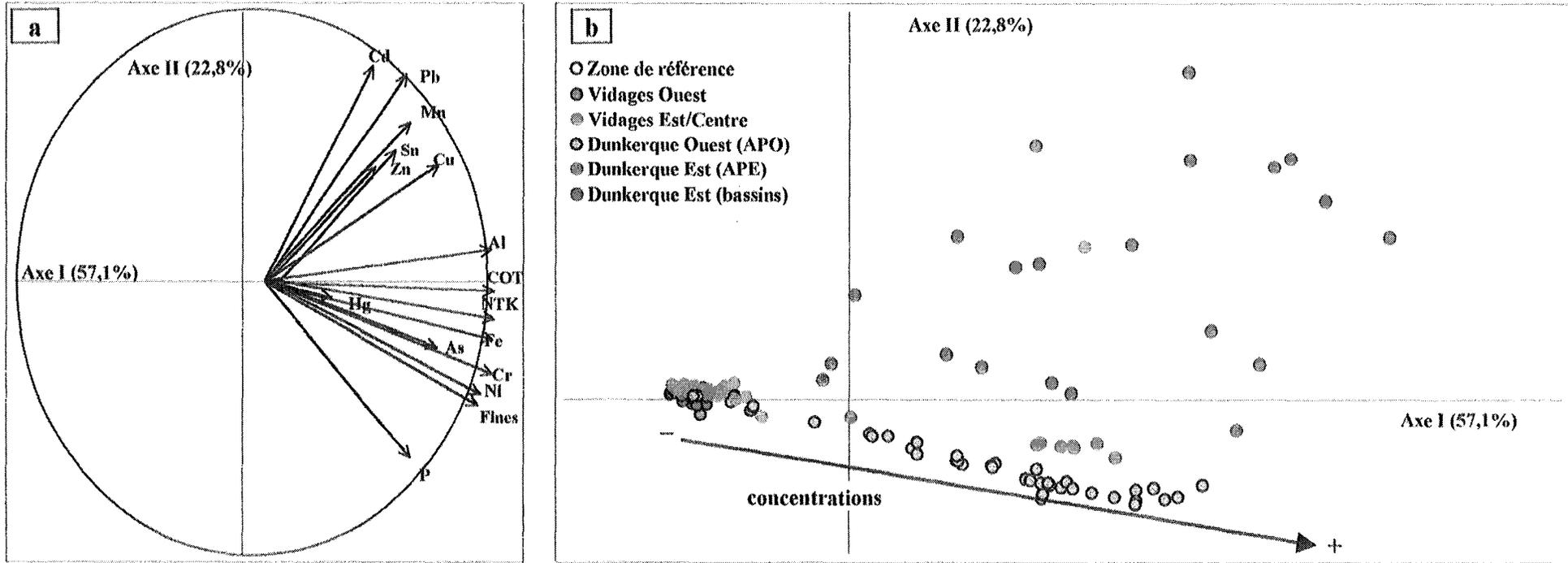
- ▶ tout d'abord en modifiant les caractéristiques sédimentaires des sables au niveau des crêtes et des flancs des bancs de sables, ayant pour conséquence une modification quantitative, voire un appauvrissement spécifique, du peuplement des sables propres d'origine ;
- ▶ puis la disparition des espèces sensibles de ce peuplement au profit des espèces indifférentes ou tolérantes à l'envasement, au niveau des zones d'interbanc ;
- ▶ et enfin l'installation de peuplements des sables envasés ou hétérogènes envasés sur les zones directement touchées par les immersions.

On assiste ainsi à la substitution d'un peuplement de sables propres, sain (IBq 0-1), par des communautés appauvries ou déséquilibrées, sur les zones de vidage Ouest (moins affectées par les immersions), ou encore par des communautés perturbées et dégradées, sur les zones de vidage Est.

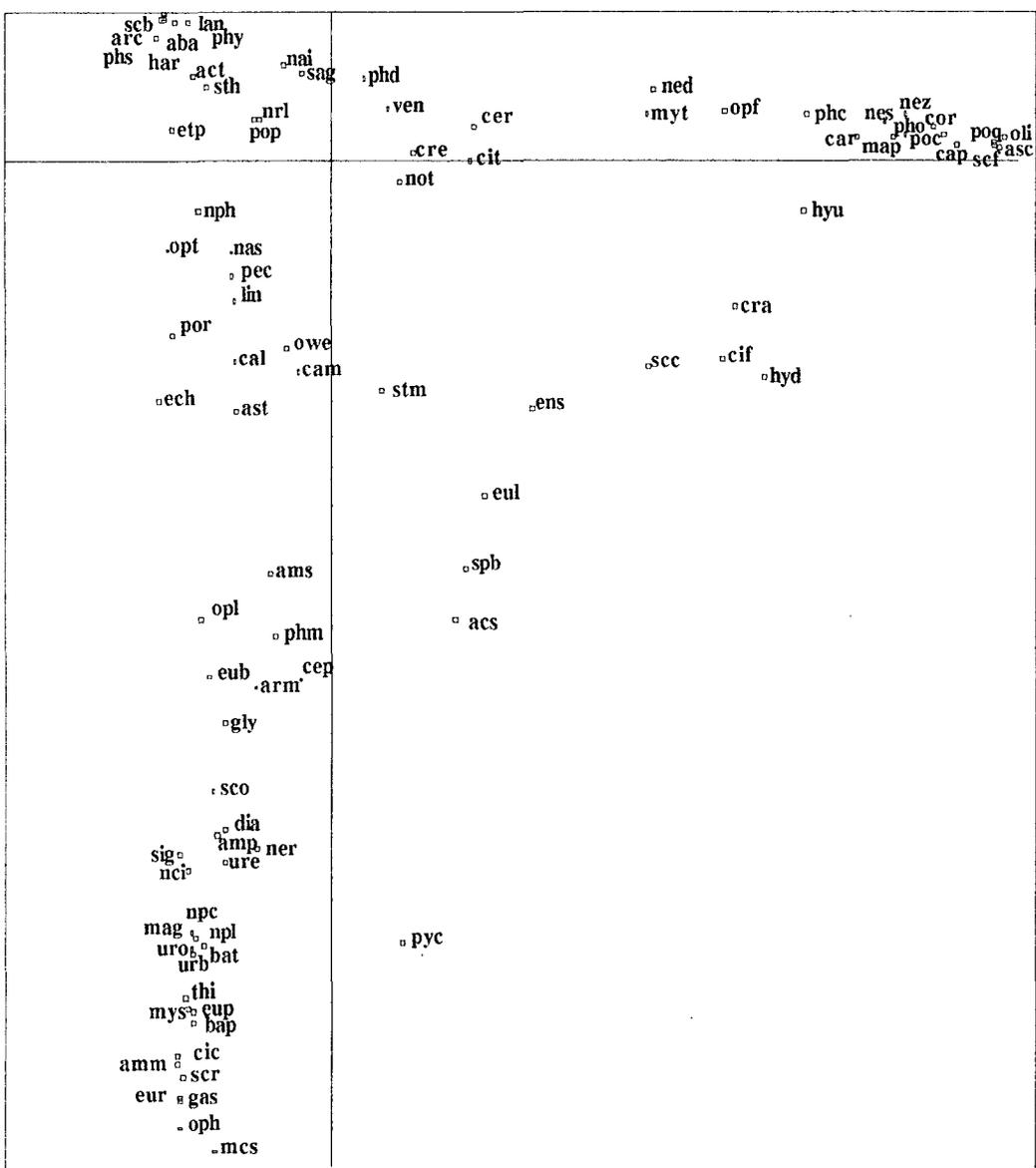
## **II- Port Est / Port Ouest de Dunkerque**

Les résultats obtenus sur le port Est de Dunkerque nous ont permis de compléter les connaissances déjà acquises par notre laboratoire sur les zones portuaires (Romont *et al.*, 1992 ; Romont *et al.*, 1993 ; Pruvot, 1993 ; Canis *et al.*, 1994 ; Crinquette *et al.*, 1994 ; Crons *et al.*, 1994a ; Crons *et al.*, 1994b ; Pinte *et al.*, 1994 ; Romont & Dhainaut-Courtois, 1994 ; Garçon *et al.*, 1995 ; Pruvot & Dhainaut-Courtois, 1995 ; Romont *et al.*, 1995 ; Dhainaut & Romont, 1996 ; Romont, 1996 ; Pruvot & Dhainaut-Courtois, 1997) et d'établir des comparaisons entre les caractéristiques du port Est et celles du port Ouest de Dunkerque, et de les comparer à celles des vidages.

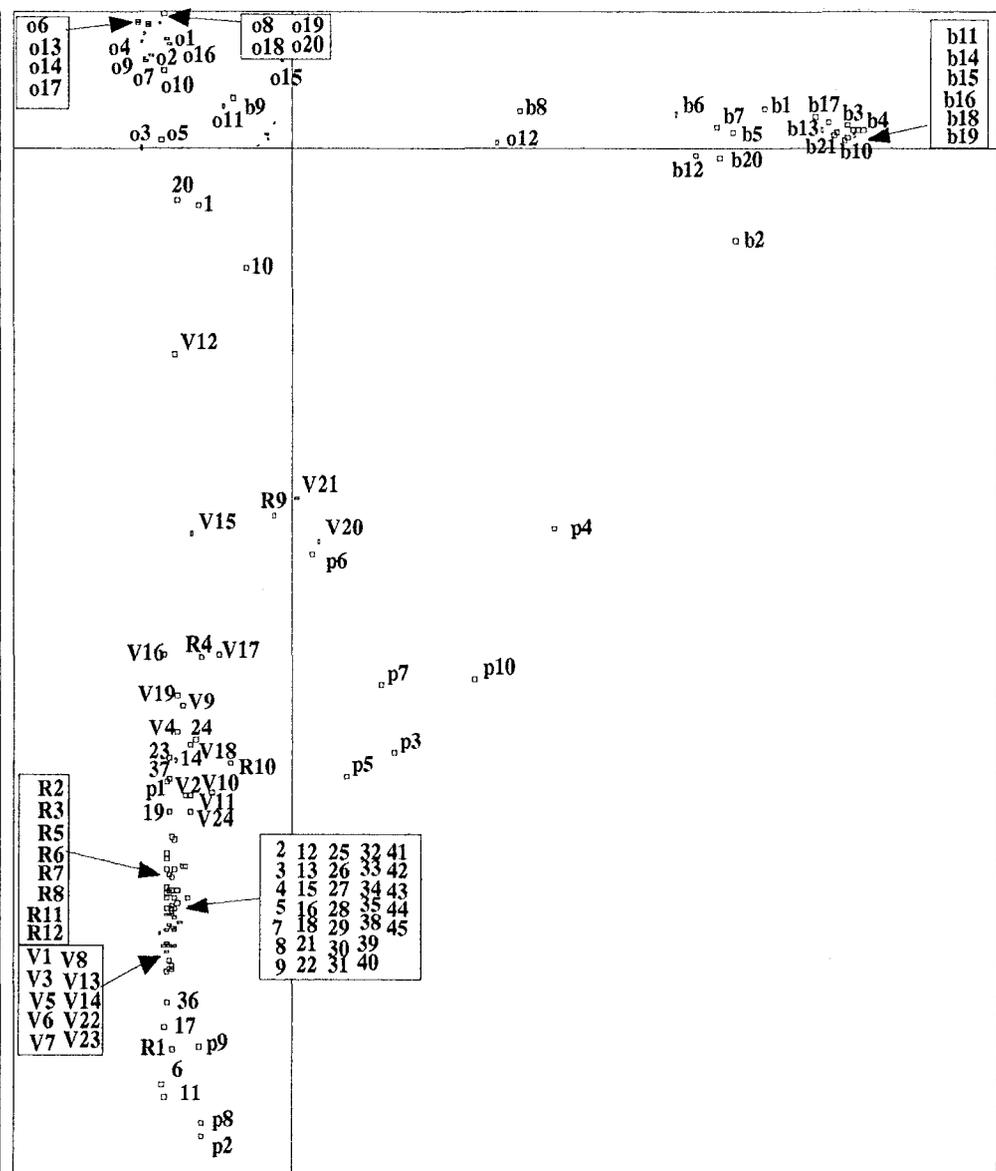
Les analyses statistiques rassemblant ces données (fig. 115 et 116) ont, tout d'abord, confirmé la faible contamination chimique et pélitique tant de la zone de référence que des zones de vidage au regard des sédiments portuaires. Ensuite, comme en atteste le double gradient de polluants, il existe une contamination différentielle entre les Avant-Ports Ouest et Est de Dunkerque (teneurs élevées en Al, Fe, Cr, Ni, As, Hg, nutriments) et les darses et bassins du port Est (Cd, Pb, Mn, Zn, Sn, Cu). Les Avant-Ports sont de surcroît plus envasés (faciès vases sableuses à vases) que les bassins et les darses (sables vaseux à vases sableuses). Notons aussi que la station V18 des vidages Est, déjà fortement démarquée dans les analyses précédentes, s'isole à nouveau des autres stations du large en affichant des caractéristiques proches des stations des bassins portuaires. *A contrario*, les stations qui bordent l'extérieur des Avant-Ports



**Fig. 115 :** Analyse en composantes principales réalisée sur les données physico-chimiques des zones de vidage, de la zone de référence et du port de Dunkerque (Est et Ouest).



PLAN DE PROJECTION DES ESPECES



PLAN DE PROJECTION DES STATIONS

**Fig. 116 :** Analyse Factorielle des Correspondances pratiquée sur les abondances totales des espèces de la zone de référence, des vidages et du port de Dunkerque (Est et Ouest)

(APO et APE) possèdent des caractéristiques physico-chimiques similaires à celles des vidages et de la zone de référence.

L'AFC quant à elle échelonne, le long de l'axe II, les stations de la zone de référence et des vidages en un gradient allant des espèces sablocoles strictes vers des espèces vaso-tolérantes en trois faciès de type sableux à sablo-vaseux :

- ▶ sables fins à moyens propres à *Ophelia borealis*,
- ▶ sables fins légèrement envasés à *Nephtys cirrosa*, *Sigallion mathildae* et *Scoloplos armiger*,
- ▶ sables fins à sablons à *Glycera convoluta*.

Puis l'axe II ségrège les espèces vasicoles en un faciès sablo-vaseux à *Nephtys hombergii*, réunissant des stations des vidages Est et Ouest, des stations de l'APE et les stations R4 et R10 de la zone de référence. Quelques stations des vidages Est, de l'APE et R9 de la zone de référence constituent un faciès hétérogène envasé. Et enfin, un faciès purement vasicole, proche du peuplement à *Abra alba*, caractérise la quasi-totalité des stations de l'APO ainsi que la station B9 du Port Est (en communication avec l'APE par une écluse).

A l'opposé de ce gradient, s'individualisent les stations purement portuaires (des bassins et des darses du port Est et O12 de l'APO) presque exclusivement caractérisées par des annélides polychètes opportunistes (*Capitella capitata*, *Scolecopsis fuliginosa*, *Nereis zonata*, *Nereis succinea*, *Polydora ciliata*, *Polydora quadrilobata*).

A partir de ces données, il nous a été possible d'établir la carte des dégradations des peuplements benthiques du port de Dunkerque à l'aide des indices biotiques (cf. Fig. 120). Celle-ci nous présente un état très dégradé de ce port avec des indices biotiques échelonnés de 2 à 7.

L'APO est particulièrement affecté :

- ▶ au niveau du cercle d'évitage, du bassin de l'Atlantique et du Canal des Dunes, totalement azoïques, caractérisés par un indice biotique 7,
- ▶ puis à la périphérie du cercle d'évitage se trouvent des zones de déséquilibre (IBq 2),
- ▶ les stations extérieures à l'APO présentent quant à elles un état très dégradé (IBq 5-6).

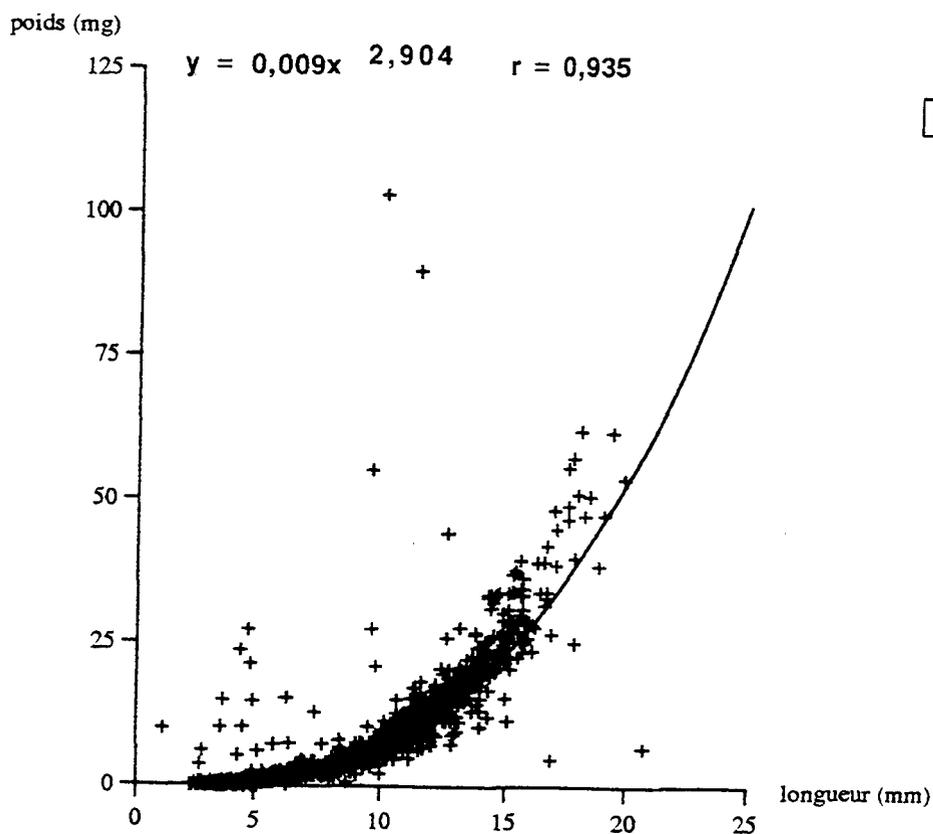
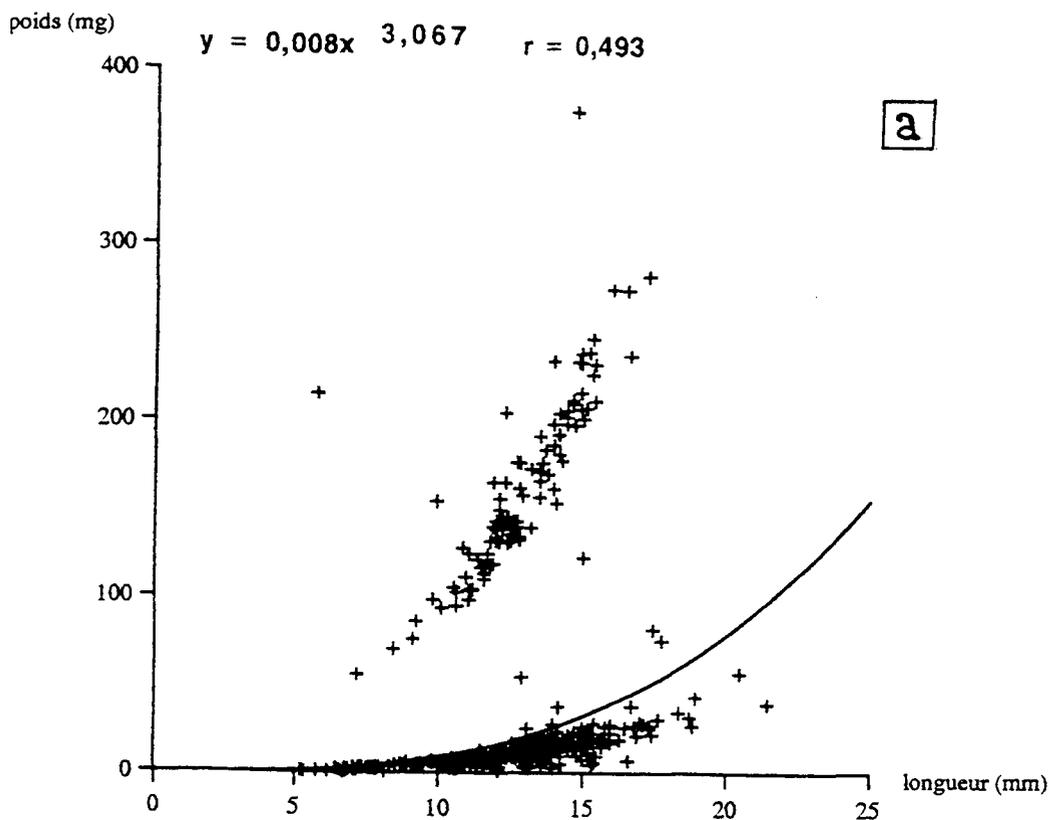
L'APE présente une gradation allant des zones confinées, dégradées, à l'arrière de l'Avant-Port (IBq 5), en passant par des zones internes perturbées (IBq 3), jusqu'aux zones extérieures légèrement déséquilibrées (IBq 0-2). Quant aux darses et bassins, fortement confinés, ils montrent un état de dégradation généralisé et important (IBq 6), à l'exception du bassin de Mardyck et de la station B9 (IBq2) où débouchent des écluses.

On conclura donc de ces analyses que les sédiments portuaires diffèrent fortement des sédiments des zones de vidage, et plus encore de la zone de référence, tant chimiquement que faunistiquement à l'exception de la station V18. Seul l'APE se démarque des stations portuaires d'un point de vue faunistique. Très peu abondantes, ces stations n'apparaissent bien souvent peuplées que de bryozoaires et de cnidaires non pris en compte dans les traitements statistiques, ce qui explique leur rapprochement artificiel des faciès sablo-vaseux. En ce qui concerne les zones intra-portuaires, on observe une individualisation des stations de l'Avant-Port Ouest par rapport à celles du port Est, non seulement d'un point de vue chimique mais également faunistique. Ainsi, les darses et bassins portuaires possèdent des caractéristiques qui leurs sont propres. Ces différences tiennent, semble-t-il, davantage des conditions hydrodynamiques que des caractéristiques sédimentaires : en effet, les Avant-Ports, plus ouverts aux circulations de masse d'eau présentent dans l'ensemble les caractéristiques faunistiques des zones côtières de sables envasés, à la richesse et diversité près, alors que les stations confinées des darses et des bassins sont peuplées d'espèces qui leurs sont propres et que l'on pourrait qualifier de cortèges spécifiquement portuaires ou du moins de zones anthropisées. Au sein de ces stations, on constate également l'émergence de plusieurs faciès faunistiques, que ni la typologie sédimentaire ni le confinement (similaires), ne peuvent expliquer. Ces différenciations pourraient alors être

préférentiellement imputables à la composition chimique du sédiment, à son niveau d'anoxie et aux éventuelles variations de salinité liées aux apports d'eau douce. Ces communautés typiquement portuaires ne se retrouvent pas au large et ne sont pas exportées lors des dragages, au contraire des communautés des Avant-Ports que l'on retrouve sur certaines stations envasées des vidages comme en attestent nos résultats et les travaux de Garçon *et al.* (1996), pour la communauté à *Abra alba* (cf. fig. 117).

Ce premier constat effectué, il nous semble important d'aller plus avant et d'émettre quelques hypothèses afin de tenter d'expliquer ces principales différences.

Outre la typologie sédimentaire et les travaux d'entretien, les différences biosédimentaires du port de Dunkerque tiennent, semble-t-il, davantage à des facteurs extrinsèques aux sédiments tels que les conditions hydrodynamiques, la salinité, le confinement et la pollution. Ces facteurs créent de fortes pressions de milieu pouvant justifier l'évolution (ici plus quantitative que qualitative), voire la dégradation, des peuplements. En effet, s'il est indéniable que les dragages très fréquents ont abouti à une défaunation quasi-totale au niveau benthique de certaines zones (cercles d'évitage, quais de déchargement, bassins en eau profonde), n'autorisant souvent que le maintien des espèces pionnières (bryozoaires, hydrozoaires) comme en attestent les travaux de DIAZ-CASTADENA (1987, 1989) ou ceux de WARWICK et CLARKE (1991, 1994), le confinement de certaines darses et bassins est, quant à lui, principalement responsable de l'épanouissement d'une communauté que l'on pourrait qualifier de spécifiquement portuaire (ou du moins de zones anthropisées). Ainsi, les Avant-Ports, plus ouverts aux circulations de masse d'eau présentent dans l'ensemble des caractéristiques faunistiques proches de celles des zones côtières de sables envasés (à la richesse et diversité près) au contraire des stations confinées des darses et des bassins, peuplées d'espèces qui leurs sont propres. Au sein de ces stations, on constate également l'émergence de plusieurs faciès faunistiques, que ni la typologie sédimentaire ni le confinement (similaires), ne peuvent expliquer. Ces différenciations pourraient alors être préférentiellement imputables à la composition chimique du sédiment, à son niveau d'anoxie (hypothèses nécessitant encore des tests écotoxicologiques) et aux éventuelles variations de salinité liées aux apports d'eau douce. Ces communautés typiquement portuaires ne se retrouvent pas au large et ne sont pas exportées lors des dragages, au contraire des communautés des avant-ports que l'on retrouve parfois sur certaines stations envasées des zones de vidages.



**Fig. 117 :** Modélisation par régression puissance des relations d'allométrie poids-longueur du mollusque bivalve *Abra alba* :

- a : de l'ensemble des individus récoltés sur les zones de vidage Ouest.
- b : de l'ensemble des individus récoltés dans l'Avant-Port Ouest de Dunkerque.

Ces relations démontrent l'existence d'une population d'*Abra alba*, composée d'organismes globalement de petite taille (10-15 mm) et de faible poids (30-50 mg), dans l'Avant-Port Ouest, que l'on semble retrouver sur les zones de vidage, apportée par les dragages et associée à une seconde population dont les individus (sans doute moins stressés) apparaissent plus épanouis (10-15 mm en moyenne pour des poids de 115-180 mg en moyenne).

**QUATRIEME PARTIE :  
DISCUSSION - CONCLUSION**

## I- Récapitulations : principales observations et interprétations.

Les campagnes de prélèvement réalisées en Mer du Nord de décembre 1994 à novembre 1996, nous ont permis de prospecter 4 zones distinctes : un site portuaire (le port Est de Dunkerque), une zone de référence et deux sites perturbés par les immersions de déblais de dragage du port de Dunkerque. Les **tableaux 90-a** et **90-b** et les **figures 118 à 119** offrent un récapitulatif des caractéristiques générales de chacune de ces zones.

### I-1- Zones portuaires de Dunkerque Est

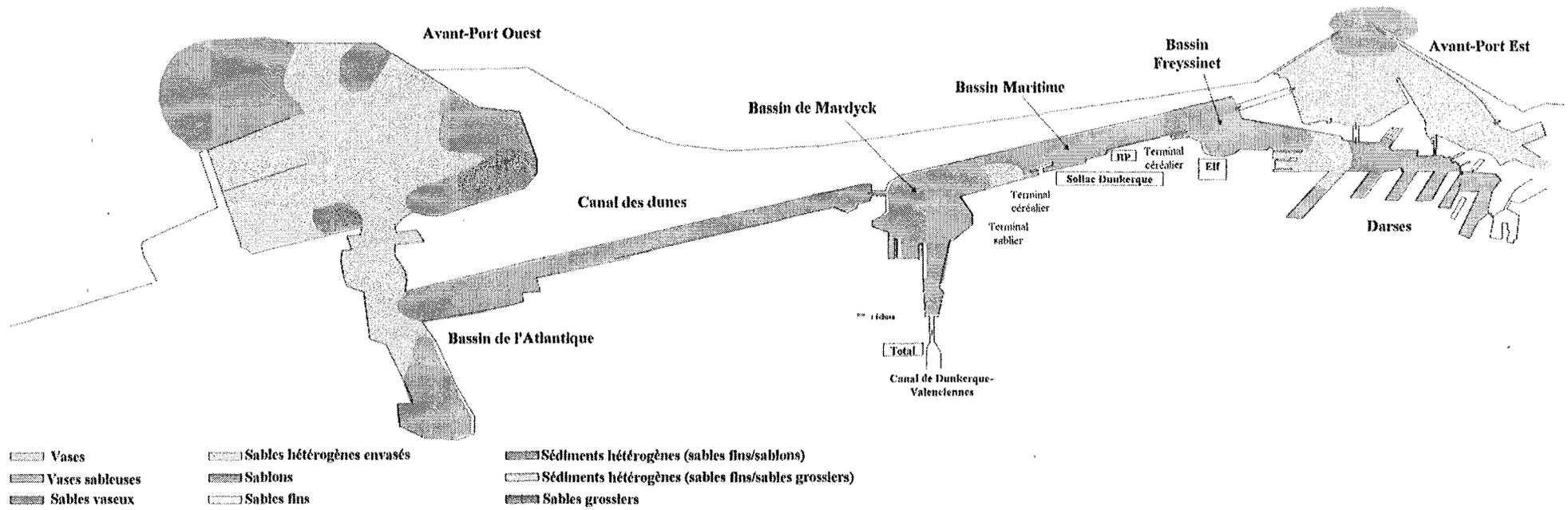
Les sédiments des zones portuaires de Dunkerque Est possèdent des caractéristiques globalement vaso-sableuses (>50% pélites) et sont fortement contaminés par les métaux lourds (teneurs entre le niveau 1-2 GEODE) et les nutriments (COT>3,3% du poids sec ; NTK > 2400 mg/kg de poids sec ; P  $\approx$  250 mg/kg de poids sec). Les principales communautés recensées dans cette zone portuaire se rapprochent des peuplements décrits dans les vasières côtières plus ou moins hétérogènes (Glémarec, 1964 ; Bellan, 1967 ; Cabioch, 1968 ; Glémarec, 1973 ; Cabioch et Gentil, 1975 ; Cabioch et Glaçon, 1975 ; Glaçon, 1977 ; Dewarumez, 1979 ; Glémarec et Hily, 1981 ; Dauvin, 1984 ; Hily, 1984 ; Glémarec *et al.*, 1986 ; Hily *et al.*, 1986 ; Romont, 1996). Il semble cependant impossible de considérer le port Est comme un ensemble homogène tant les caractéristiques physico-chimiques et faunistiques diffèrent entre son Avant-Port et ses bassins, qui forment 2 ensembles distincts.

L'**Avant-Port** crée une zone de transition avec le large. Ses caractéristiques sédimentaires vaseuses (pélites > 70%), modérément contaminées par les métaux lourds (de l'ordre du niveau 1 ou inférieur), plus fortement par les nutriments (COT > 4%, NTK > 3000 mg/kg ; P > 470 mg/kg), limitent considérablement le développement du peuplement côtier à *Abra alba* que l'on retrouve dès la sortie des jetées. Seuls demeurent l'annélide polychète *Nephtys longosetosa*, le mollusque bivalve *Macra solida*, en faible abondance, et de nombreux organismes encroûtants (bryozoaires, hydrozoaires).

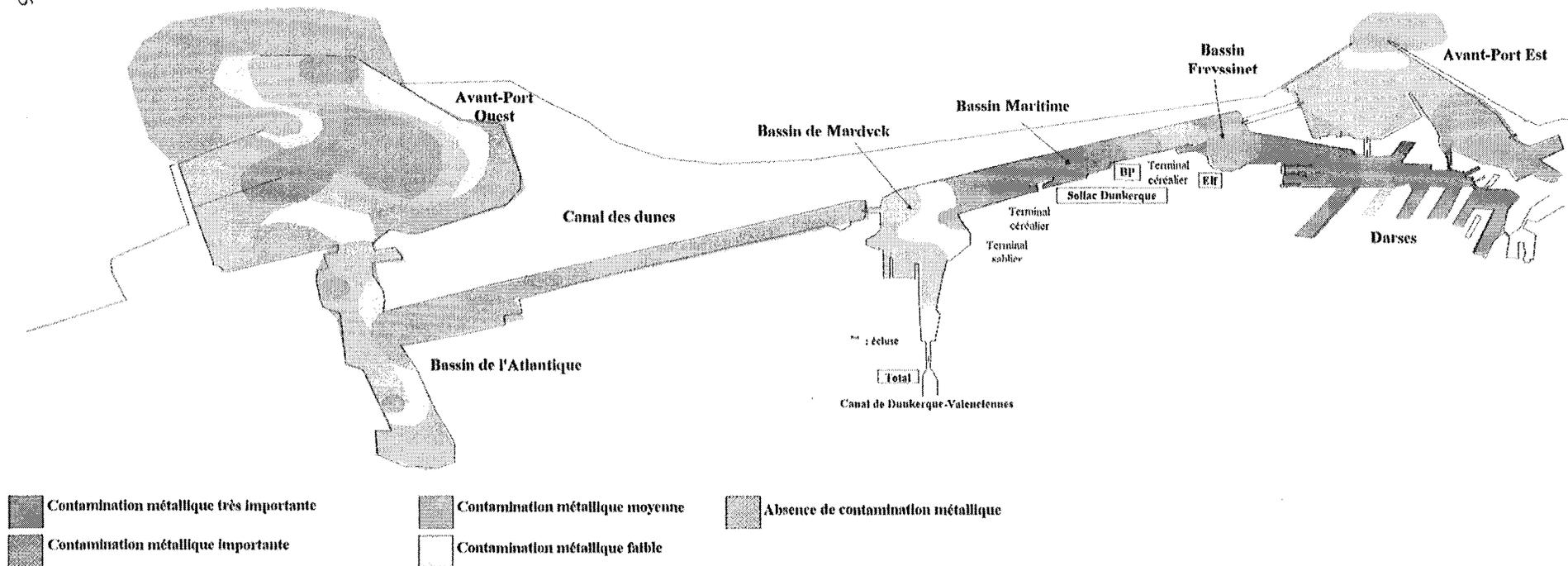
La faible ouverture de l'Avant-Port sur l'extérieur et sa petite superficie contribue à accentuer le confinement des darses et bassins qui ne communiquent avec lui que par 2 écluses. Moins soumis à l'hydrodynamisme marin et aux échanges de masse d'eau, la zone intra-portuaire constitue un écosystème individualisé de l'Avant-Port et du large. Sablo-vaseux ( $\approx$  41% pélites) et fortement contaminés (jusqu'à 10 fois plus que l'Avant-Port), les **darses et bassins** sont plus diversifiés et principalement dominés par des annélides polychètes opportunistes abondantes (*Capitella capitata*, *Polydora ciliata*, *P. quadrilobata*, *Scolecopsis fuliginosa*, *Nereis succinea*) et des mollusques bivalves, notamment *Corbula gibba* qui n'avait pas encore été trouvé dans les ports de la région et qui semble se substituer, dans les bassins du Port Est, au mollusque bivalve *Abra alba* auquel il est habituellement associé.

La communauté des sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii*, encore identifiable dans l'Avant-Port, a totalement déserté l'intérieur du port (sauf à proximité des écluses le reliant à l'APE). S'y substitue un peuplement perturbé dont l'abondance et la richesse spécifique s'échelonnent le long d'un gradient décroissant de contamination, de confinement et de salinité qui prévaut sur les facteurs d'envasement dans la structuration des communautés portuaires. Fortement dégradé, l'écosystème portuaire est caractérisé par un indice biotique global compris entre 3 et 6 où seules persistent les espèces indifférentes (peu abondantes), les espèces tolérantes et les espèces opportunistes (prolifiques).

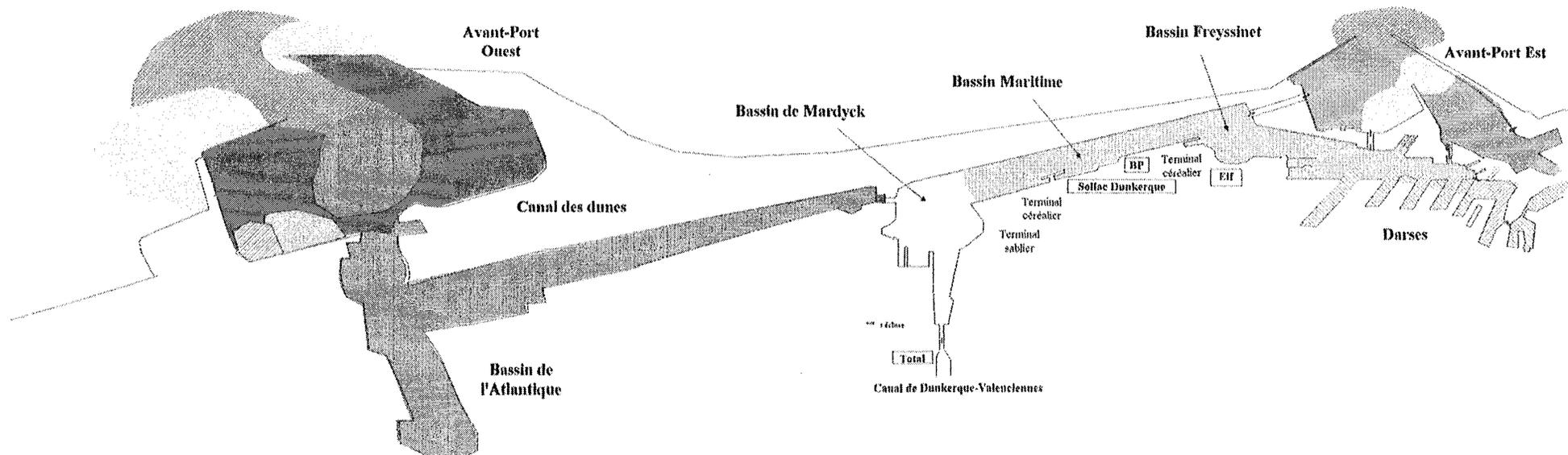
Les **figures 118 à 121** illustrent la répartition des sédiments, de la contamination métallique et organique, des peuplements et des indices biotiques dans le Port de Dunkerque.



**Fig. 118. : Cartographie de la répartition des sédiments dans le port de Dunkerque**



**Fig. 119. : Cartographie des contaminations métalliques et organiques mesurées dans le port de Dunkerque (selon les valeurs GEODE).**



 : peuplements de l'hétérogène envasé réduit aux bryozoaires et hydrozoaires

 : peuplements de l'hétérogène envasé à *Actinothoe sp.* et *Sagartia sp.*

 : peuplements de sables envasés à *Nereis succinea* et *Capitella capitata*

 : peuplements des sables envasés à *Polydora ciliata*, *Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa* et *Ophiodromus flexuosus*

 : peuplements de sables envasés à *Polydora ciliata*, *Capitella capitata* et *Nereis succinea*

 : zones azoïques

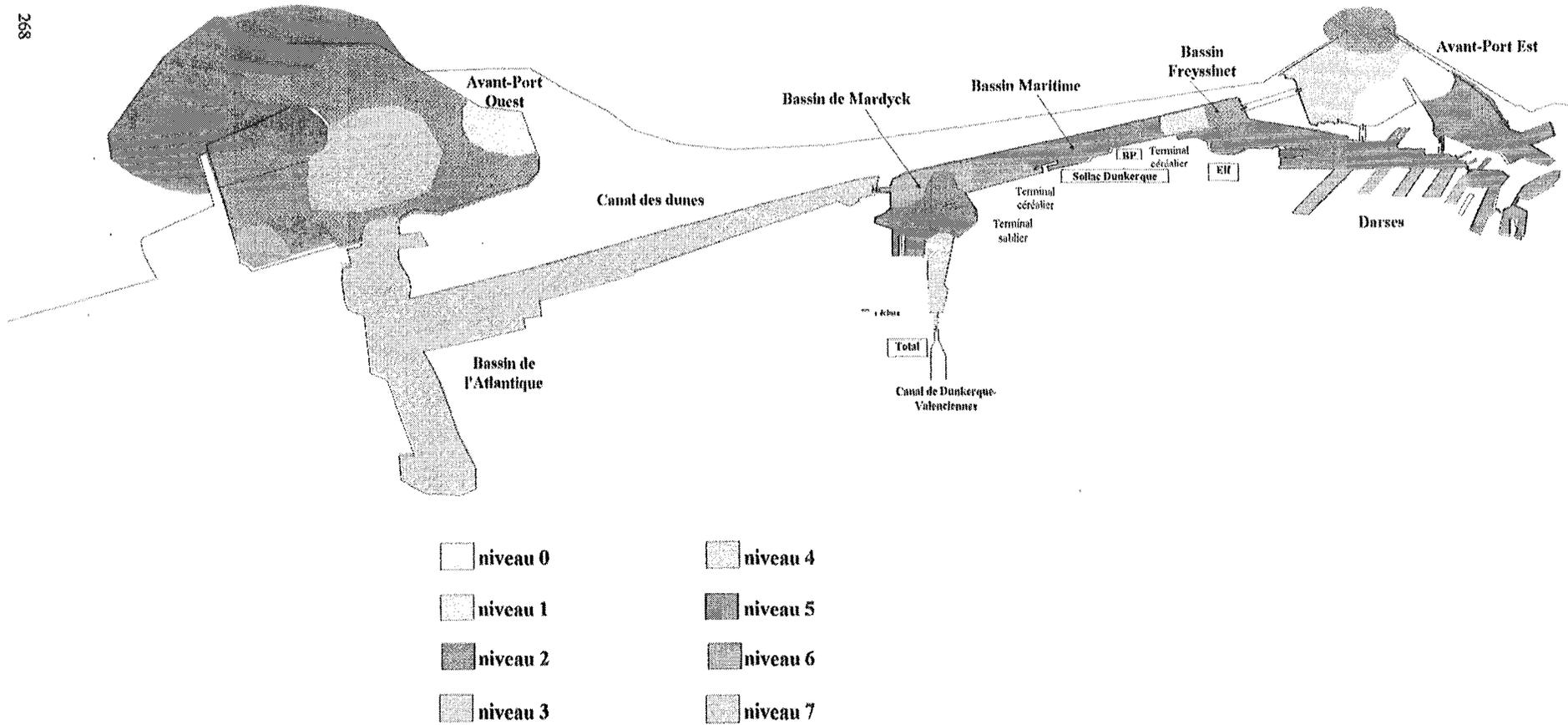
 : peuplements des sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii*

 : peuplements de sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii* appauvri

 : peuplements des sables envasés à *Capitella capitata*, *Notomastus latericeus* et *Venerupis pullastra*

 : peuplements des sables envasés à *Abra alba*, *Nereis longosetosa* et *Nassarius reticulatus*

**Fig. 120. : Cartographie de la répartition des peuplements benthiques dans le port de Dunkerque.**



**Fig. 121** : Cartographie de la répartition des espèces benthiques du port de Dunkerque, en fonction des niveaux de contamination définis par Glémarec et Hily (1981)

	<b>Avant-Port Est</b>	<b>Darses et Bassin</b>	<b>Port Est (total)</b>
<b>Campagnes :</b>	17-19 novembre 1996	17-19 novembre 1996	17-19 novembre 1996
<b>Nombre de stations :</b>	10	21	31
<b>Climatologie :</b>	tempêtes violentes (octobre 1996) et accalmie en novembre 1996	tempêtes violentes (octobre 1996) et accalmie en novembre 1996	accalmie en novembre qui succède aux tempêtes automnales (octobre)
<b>Sédimentologie :</b>	<b>vases sableuses aux vases zone homogène</b>	<b>vases sableuses aux sables vaseux zone globalement homogène</b>	<b>vases sableuses zone hétérogène</b>
- sables fins :	≈ 2,8%	≈ 15,5%	≈ 11,1%
- pélites :	≈ 68,7%	≈ 41,5%	≈ 50,3%
- cailloutis :	≈ 0,1%	≈ 3,3%	≈ 2,25%
<b>Contaminations :</b>	<b>Modérée</b>	<b>Très importante</b>	<b>Importante</b>
- métaux lourds :	≤ niveau 1 GEODE	≈ niveau 2 GEODE	≈ niveau 1 - 2 GEODE
- COT :	≈ 4%	≈ 3,32%	≈ 3,24%
- NTK :	≈ 3081 mg/kg	≈ 2280 mg/kg	≈ 2225 mg/kg
- P :	≈ 472 mg/kg	≈ 141 mg/kg	≈ 250 mg/kg
<b>Faune :</b>			
-nombre d'espèces	34 espèces	59 espèces	72 espèces
-nombre d'individus	275 individus	4 975 individus	5 250 individus
<b>groupe dominant</b>	Mollusques bivalves (4 espèces ; 75,7 % ind.) et cnidaires (14 espèces)	Annélides polychètes (28 espèces ; 85,7 % ind.)	Annélides polychètes (28 espèces ; 82,2 % ind.)
<b>groupe trophique dominant</b>	Carnivores	Dépositores de surface et sub-surface	Dépositores de surface et sub-surface
- dépositores :	38,2%	42,4%	40,7%
- suspensivores :	11,8%	28,8%	24%
- carnivores :	50%	28,8%	35,3%
<b>espèces dominantes</b>	<i>Abietinaria abietina</i> , <i>Sertularia cupressina</i> , <i>Macra solida</i> , <i>Nephtys longosetosa</i>	<i>Capitella capitata</i> , <i>Polydora ciliata</i> , <i>Nereis succinea</i> , <i>Corbula gibba</i> , <i>Cirratulus cirratus</i> , <i>Obelia geniculata</i> , <i>Scolelepis ciliata</i>	<i>Nephtys longosetosa</i> , <i>Macra solida</i> , <i>Capitella capitata</i> , <i>Abietinaria abietina</i> , <i>Polydora ciliata</i> , <i>Nereis succinea</i> ,
<b>familles dominantes</b>	Bryozoaires, Hydrozoaires, Nephtyidae, Mollusques bivalves	Oligochètes, Capitellidae, Nephtyidae, Nereidae, Mollusques bivalves	Cnidaires, Oligochètes, Capitellidae, Nephtyidae, Nereidae, Mollusques bivalves
<b>peuplement de rattachement</b>	sables hétérogènes envasés	sables envasés perturbés	sables envasés
<b>Diversité :</b>	S= 9 ± 3 ; H'=0,8	S= 10 ± 5 ; H'=1,6	S= 9 ± 4 ; H'=1,3
<b>Densité :</b>	280 individus/m <sup>2</sup>	2 400 individus/m <sup>2</sup>	1 700 individus/m <sup>2</sup>
<b>Indice biotique :</b>	0-1	4	4

**Tab. 90-a : Principales caractéristiques physico-chimiques et faunistiques des zones portuaires de Dunkerque (Port Est).**

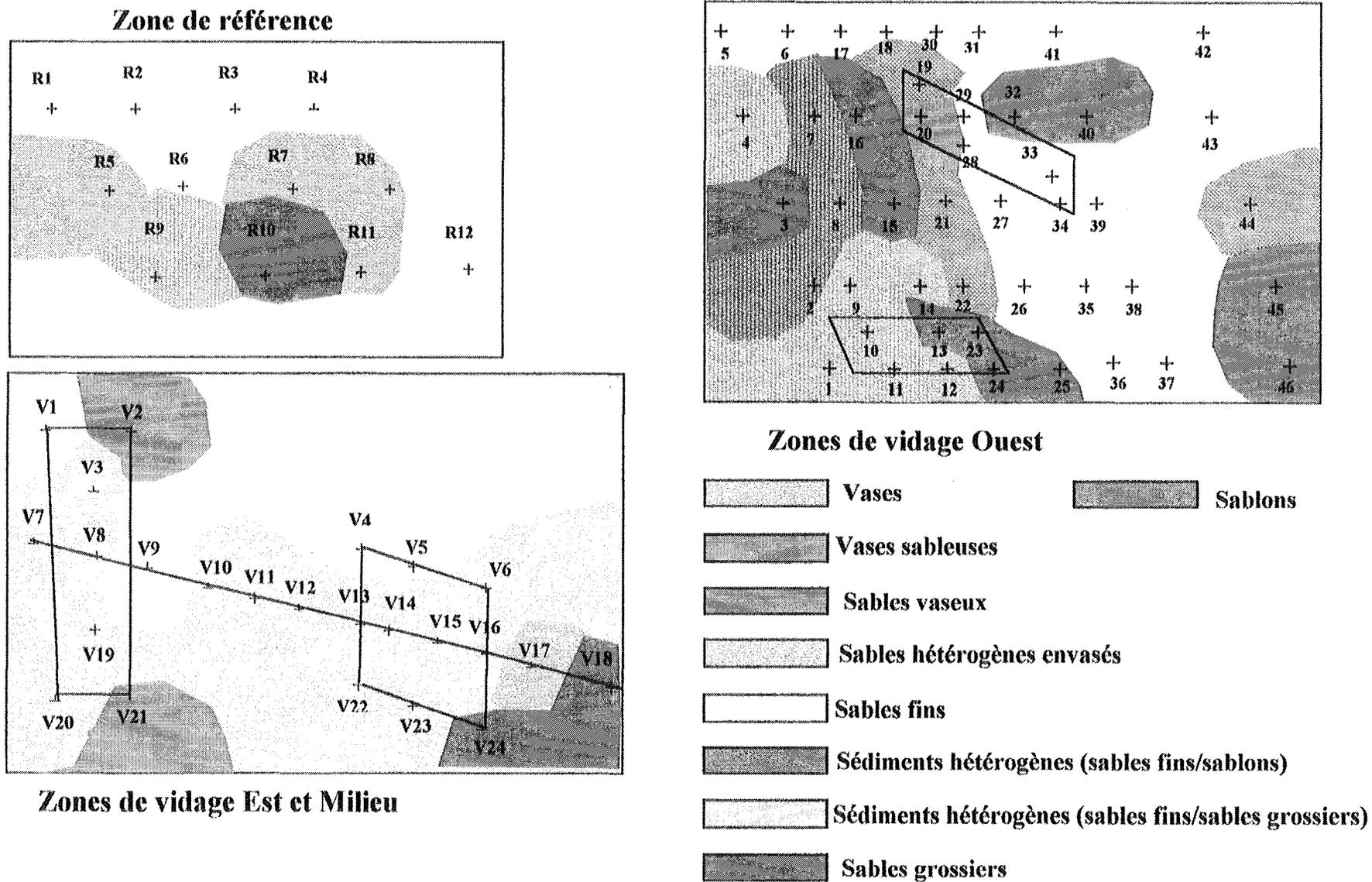
## I-2- Zone de référence et zones de vidage :

La **zone de référence**, de nature sableuse non envasée et exempte de contamination, est pour l'essentiel peuplée d'une communauté de sables propres à *Ophelia borealis* et *Nephtys cirrosa*, typique de celle décrite dans le détroit du Pas-de-Calais au niveau des grands bancs de sable (Glaçon, 1977; Dewarumez, 1979; Souplet *et al.*, 1980; Prygiel *et al.*, 1988).

L'hydrodynamisme plus intense du Chenal intermédiaire qui borde l'extrémité sud-ouest du site de référence crée une zone de turbulence qui génère à la fois un envasement modéré ( $\approx 5\%$  pélites) et un apport de particules grossières ( $\approx 24\%$  cailloutis). Ces perturbations sédimentaires, bien que très modérées, engendrent des modifications dans la composition faunistique du peuplement et permettent le développement d'une communauté de type hétérogène envasé (Cabioch, 1968 ; Cabioch et Gentil, 1975 ; Cabioch et Glaçon, 1975 ; Glaçon, 1977 ; Dewarumez, 1979), principalement représentée par des cnidaires et des annélides polychètes vasicoles. Circonscrites à quelques stations, ces modifications mineures n'altèrent pas la qualité globale de la zone, affectée d'un indice biotique compris entre 0 et 1.

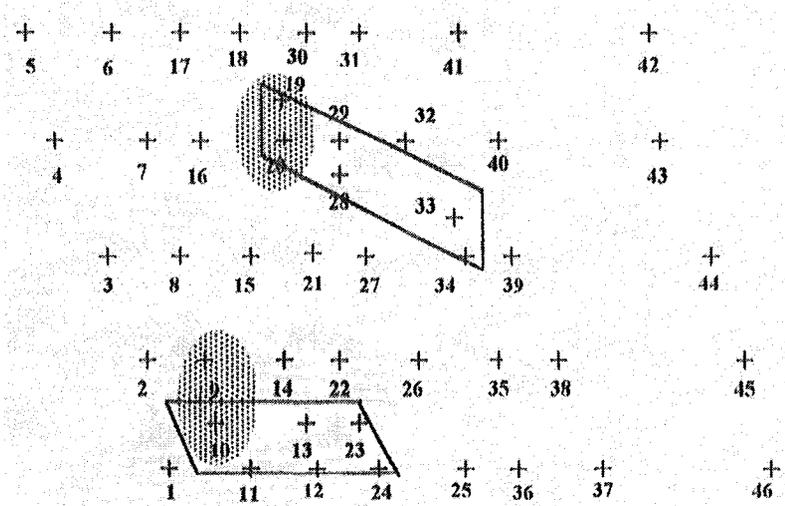
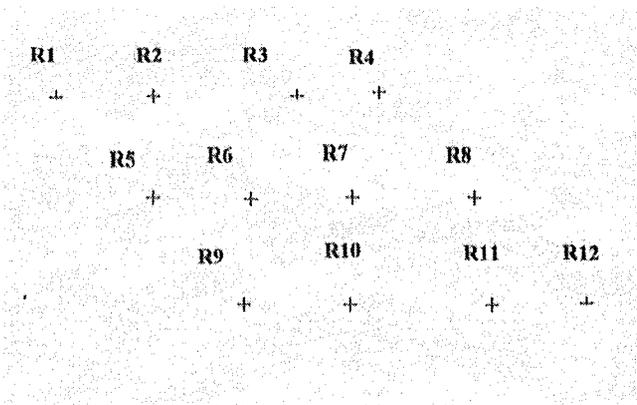
Les **zones de vidage Ouest**, globalement sableuses, présentent un léger envasement ( $\approx 5\%$ ) imputable aux immersions, et des teneurs en contaminants faibles, bien que supérieures à celles de la zone de référence. Ces caractéristiques physico-chimiques induisent des modifications dans la composition du peuplement dominant : soit d'un point de vue quantitatif (évolution des dominances spécifiques) soit d'un point de vue qualitatif (développement de nouvelles communautés). Ainsi, le peuplement de sables propres à *Ophelia borealis* et *Nephtys cirrosa*, habituellement rencontré sur les bancs de sable, évolue en fonction des teneurs en fractions fines (sablon, pélites) des stations. D'abord appauvrie, cette communauté présente des faciès de déséquilibre où dominent les espèces indifférentes ou tolérantes aux perturbations (*Nephtys longosetosa*, *N. cirrosa*, *Glycera convoluta*, *Magelona papillicornis*) au détriment des espèces sensibles. Elle laisse ensuite place à une communauté proche du peuplement des sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii* (Petersen, 1918; Glaçon, 1977; Dewarumez, 1979; Souplet *et al.*, 1980; Prygiel *et al.*, 1988), là où l'envasement est important, ou encore un peuplement de type hétérogène envasé quand il s'y adjoint des fractions grossières (sables graveleux à cailloutis). Globalement perturbées, les zones de vidage Ouest sont caractérisées par un indice biotique compris entre 1 et 2 symptomatique de leur déséquilibre.

Les **vidages Est et Milieu** possèdent des caractéristiques générales de sables envasés ( $\approx 15\%$  pélites) avec des teneurs en contaminants modérées à importantes. Globalement caractérisés par un peuplement de type sables envasés à *Abra alba* et *Nephtys hombergii*, communément répandu dans la bande côtière du littoral du Pas-de-Calais (Glaçon, 1977; Dewarumez, 1979; Souplet *et al.*, 1980; Prygiel *et al.*, 1988), ces sites sont fortement perturbés par les immersions. La communauté des sables propres a déserté les zones sableuses, seules demeurent sur quelques stations un faciès à *Nephtys cirrosa* similaire à celui rencontré sur les zones de déséquilibre des vidages Ouest. Partout ailleurs, la communauté tend vers des faciès de sables envasés ou hétérogène envasé, à faibles diversités spécifiques et abondances, contraires aux caractéristiques habituelles de ce type de peuplement. A ces modifications quantitatives s'associent également des évolutions dans la composition spécifique du peuplement où non seulement les espèces sensibles ont disparu mais où s'épanouissent de nombreuses espèces opportunistes, caractéristiques des zones portuaires (*Capitella capitata*, *Spiophanes bombyx*, *Cirratulus cirratus*, *Cirriiformia tentaculata*). Plus que déséquilibrées, les zones de vidage Est et Milieu présentent un indice biotique compris entre 2 et 4, caractéristique de leur état de perturbation et de dégradation avéré. Les **figures 122 à 125** illustrent la répartition des sédiments, de la contamination métallique et organique, des peuplements et des indices biotiques sur la zone de référence et les zones de vidage.

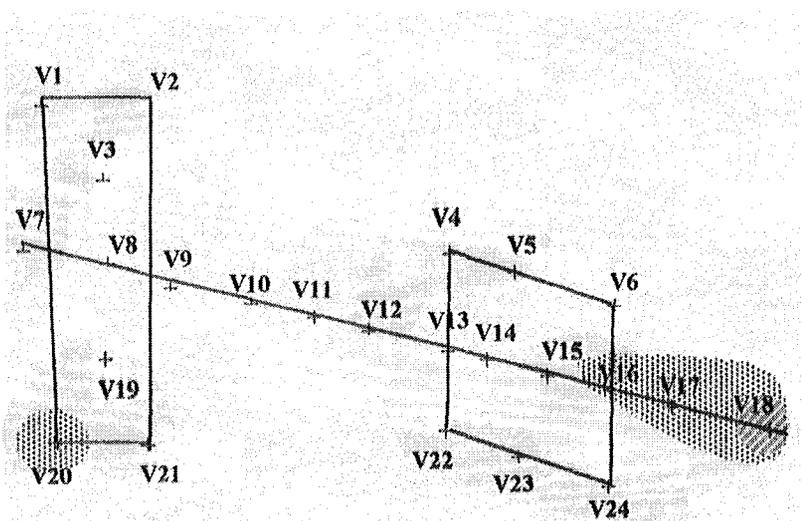


**Fig. 122. : Cartographie de la répartition des sédiments sur les zones de vidages Est et Ouest et la zone de référence (selon les valeurs GEODE)**

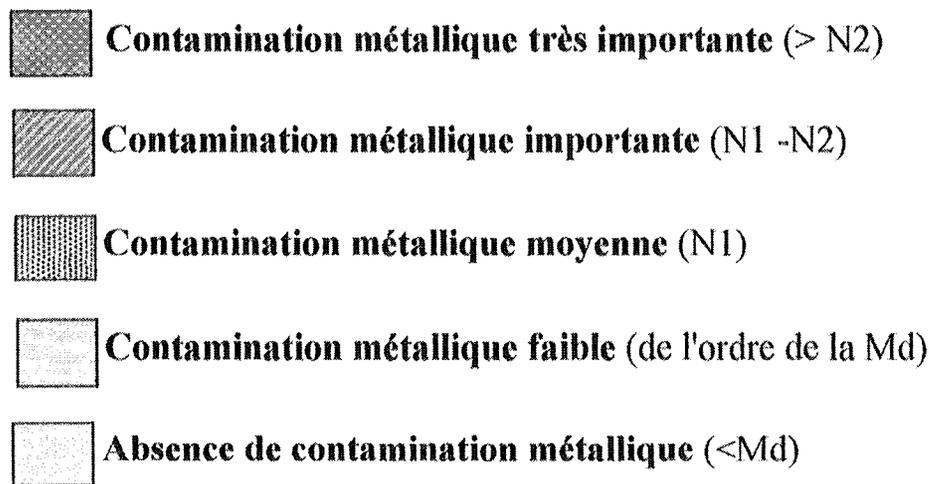
**Zone de référence**



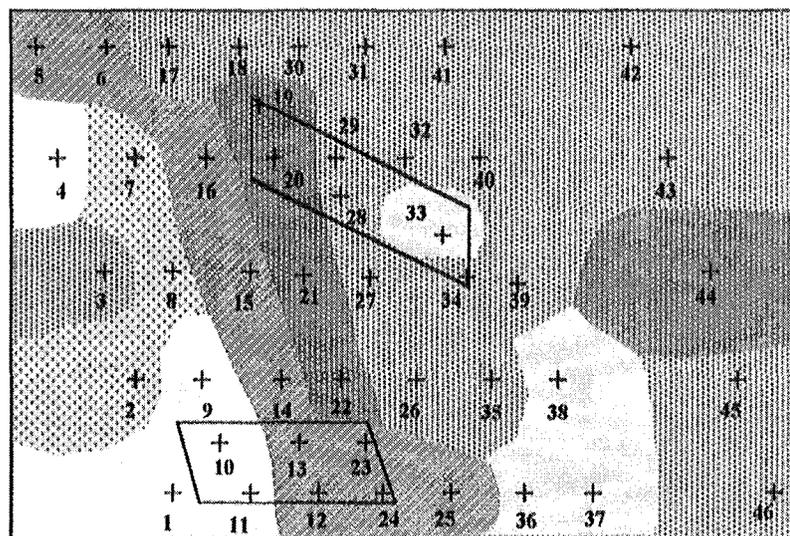
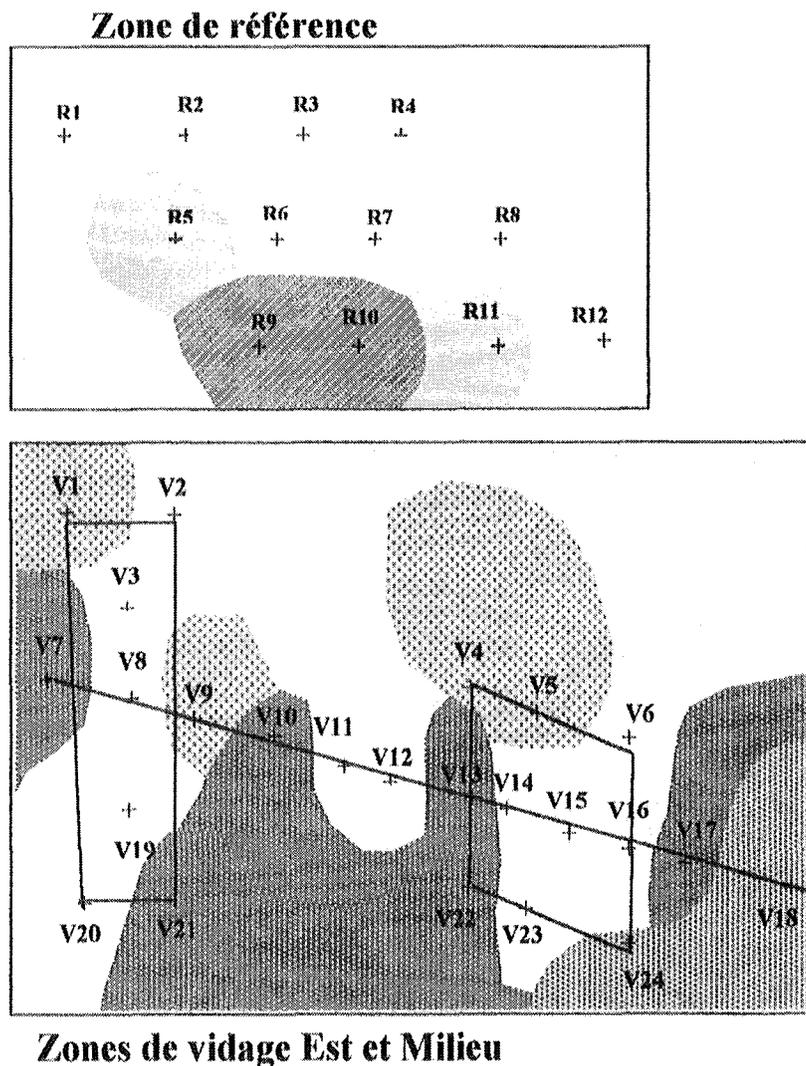
**Zones de vidage Est et Milieu**



**Zones de vidage Ouest**



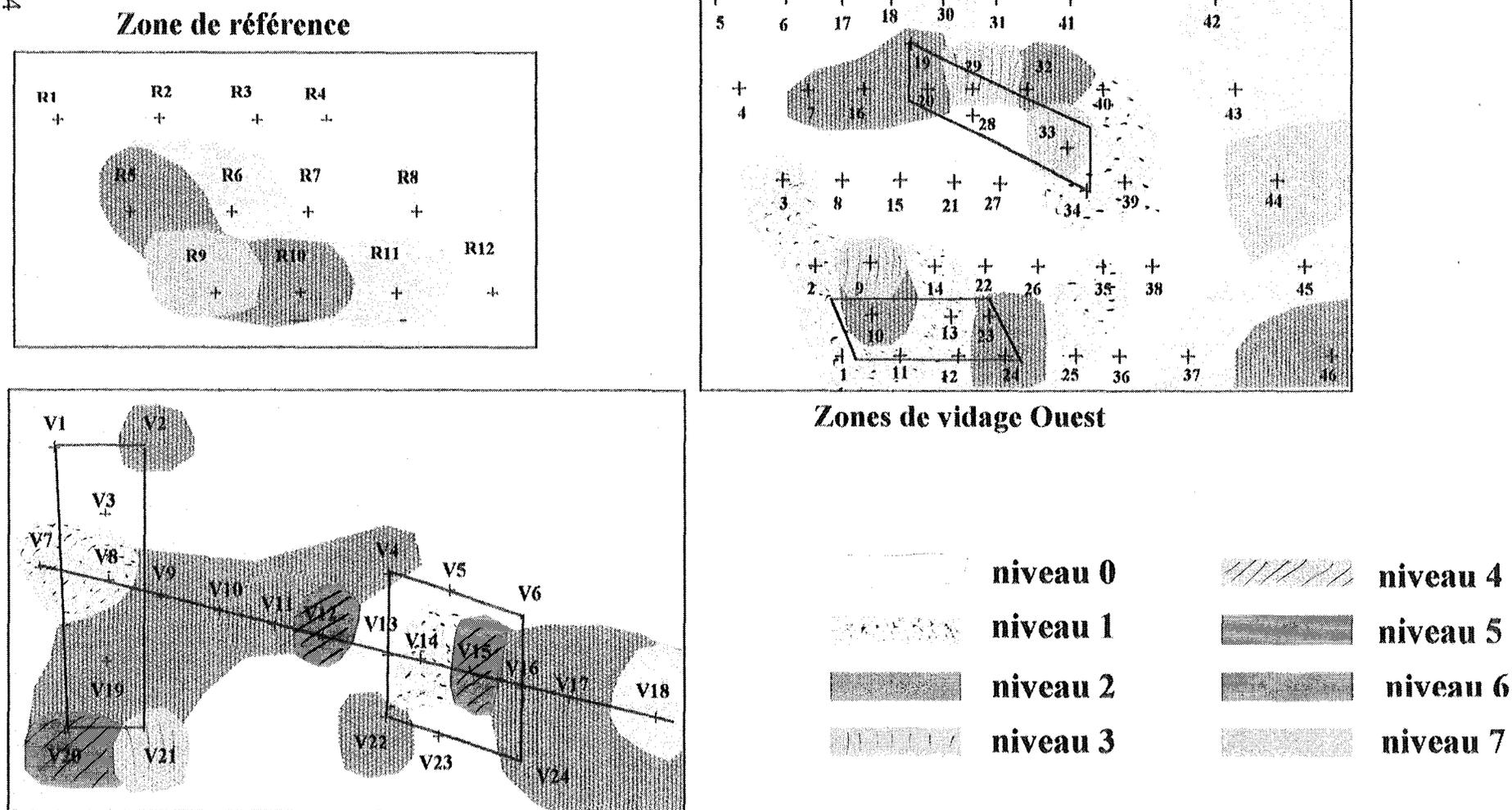
**Fig. 123. : Cartographie des contaminations métalliques et organiques mesurées sur les zones de vidages Est et Ouest et la zone de référence (selon les valeurs GEODE)**



**Zones de vidage Ouest**

- : peuplements des sables moyens à grossiers propres à *Ophelia borealis* et *Nephtys longosetosa* ou *Glycera sp.*
- : peuplements de l'hétérogène envasé à *Actinothoe sp.* et *Sagartia sp.* associés à des annélides polychètes vasicoles (*Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis*, ...)
- : faciès sableux d'interface dérivant du peuplement à *Ophelia borealis* caractérisé par *Glycera sp.*, *Nephtys longosetosa*, *N. cirrosa* et *Magelona papillicornis*
- : faciès sablonneux d'interface à *Nephtys sp.*, *Magelona papillicornis* et crustacés (*Urothoe grimaldii*, *gastrosaccus spinifer*, ...)
- : peuplements de sables à *Magelona papillicornis* et *Echinocardium cordatum*
- : peuplements de sables envasés à *Ahra alba* et *Nephtys hombergii*

**Fig. 124. : Cartographie de la répartition des peuplements sur les zones de vidages Est et Ouest et la zone de référence**



**Fig. 125 :** Cartographie de la répartition des espèces benthiques en fonction des niveaux de contamination définis par Glémarec et Hily (1981; 1998)

	<b>Zone de référence</b>	<b>Vidages Ouest</b>	<b>Vidages Est et Milieu</b>
<b>Campagnes :</b>	9-10 octobre 1995 6-7 avril 1996	13-15 décembre 1994 11-12 avril 1995 17-19 novembre 1996	17-19 novembre 1996
<b>Nombre de stations :</b>	12	46	24
<b>Climatologie :</b>	tempêtes violentes (octobre) printemps précoce	tempêtes violentes (automne 1994 et octobre 1996) et accalmie en novembre 1996	accalmie en novembre qui succède aux tempêtes automnales (octobre)
<b>Sédimentologie :</b>	<b>sables fins à moyens</b> zone homogène	<b>sables fins à moyens</b> zone hétérogène	<b>sables envasés</b> zone globalement homogène
- sables fins :	≈ 60%	≈ 49%	≈ 42%
- pélites :	≈ 2%	≈ 5,6%	≈ 14%
- cailloutis :	≈ 8%	≈ 6,5%	≈ 1,5%
<b>Contaminations :</b>	<b>Absente</b>	<b>Faible</b>	<b>Modérée</b>
- métaux lourds :	< médiane GEODE	≈ médiane GEODE	≈ niveau 1 GEODE
- COT :	≈ 0,36%	≈ 0,56%	≈ 0,35%
- NTK :	≈ 140 mg/kg	≈ 195 mg/kg	≈ 370 mg/kg
- P :	≈ 170 mg/kg	≈ 200 mg/kg	≈ 165 mg/kg
<b>Faune :</b>			
- nombre d'espèces	50 espèces	75 espèces	45 espèces
- nombre d'individus	350 individus	2 500 individus	1 500 individus
<b>groupe dominant</b>	Annélides polychètes (25 espèces ; 85 % ind.)	Annélides polychètes (23 espèces ; 80 ind.)	Annélides polychètes (21 espèces ; 71% ind.)
<b>groupe trophique dominant</b>	Dépositivores de surface et sub-surface	Carnivores	Dépositivores de surface et sub-surface
- dépositivores :	40,5%	39,7%	46,7%
- suspensivores :	23,5%	13,7%	11,1%
- carnivores :	36%	46,6%	42,2%
<b>espèces dominantes</b>	<i>Nephtys cirrosa</i> , <i>Nephtys longosetosa</i> , <i>Glycera convoluta</i> , <i>Ophelia borealis</i> , <i>Nerine cirratulus</i> , <i>Urothoe grimaldii</i>	<i>Nephtys cirrosa</i> , <i>Abra alba</i> , <i>Magelona papillicornis</i> , <i>Nephtys hombergii</i> , <i>Nephtys longosetosa</i> , <i>Glycera convoluta</i> , <i>Ophelia borealis</i>	<i>Abra alba</i> , <i>Magelona papillicornis</i> , <i>Nephtys cirrosa</i> , <i>Nephtys hombergii</i> , <i>Nephtys longosetosa</i> , <i>Urothoe grimaldii</i>
<b>familles dominantes</b>	Nephtyidae, Ophelidae, amphipodes	Nephtyidae, Nereidae, Magelonidae, mollusques bivalves, amphipodes	Magelonidae, Nephtyidae, mollusques bivalves, amphipodes
<b>peuplement de rattachement</b>	<b>sables propres à <i>Ophelia borealis</i> et <i>Nephtys cirrosa</i></b>	<b>sables plus ou moins envasés à <i>Nephtys cirrosa</i></b>	<b>sables envasés à <i>Abra alba</i> et <i>Nephtys hombergii</i></b>
<b>Diversité :</b>	S=7±3; H'=2,2	S=7±4; H'=1,9	S=9±5; H'=1,5
<b>Densité :</b>	290 individus/m <sup>2</sup>	540 individus/m <sup>2</sup>	640 individus/m <sup>2</sup>
<b>Indice biotique :</b>	0-2	0-2	0-4
<b>Evolution temporelle :</b>	globalement stable dans le temps à l'exclusion de la variabilité spécifique saisonnière	grandes variations sédimentaires en fonction des immersions, mais stabilité des peuplements en place	

**Tab. 90-b :** Principales caractéristiques physico-chimiques et faunistiques des zones de vidage (Ouest, Milieu et Est) et de la zone de référence.

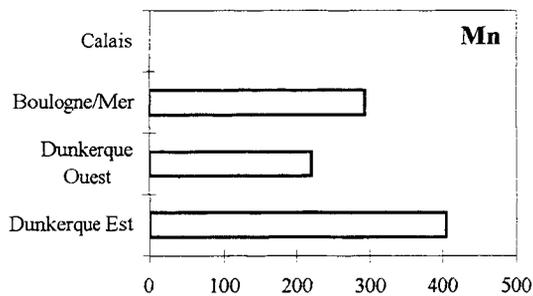
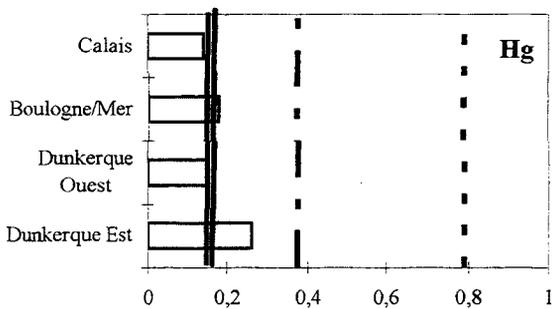
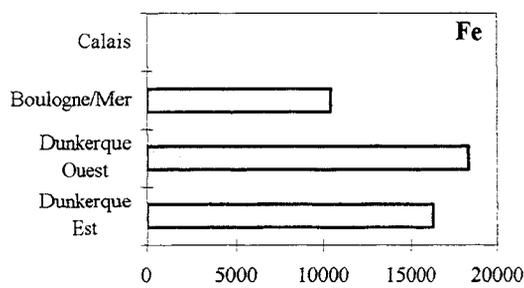
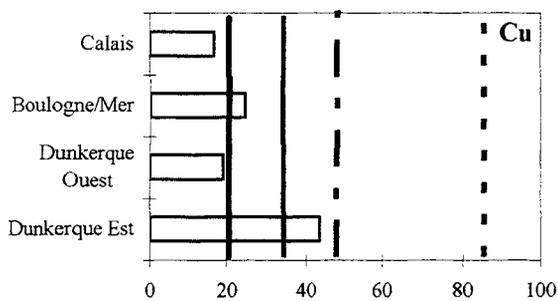
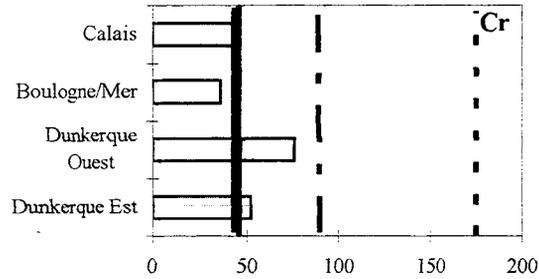
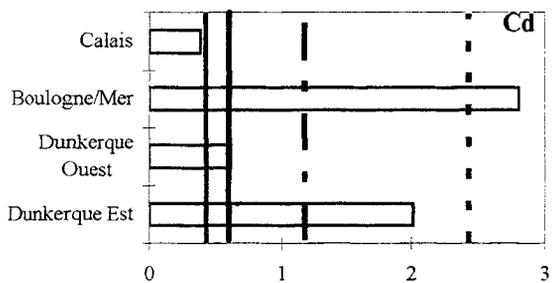
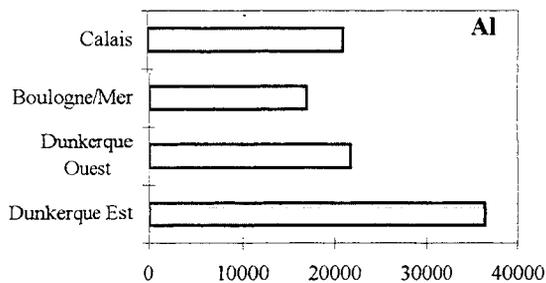
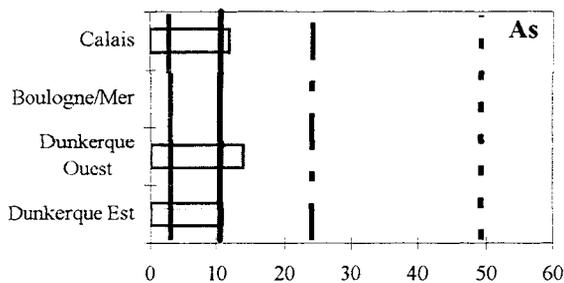
## II- Situation de Dunkerque par rapport aux autres ports régionaux

La situation du port de Dunkerque, tant au niveau faunistique que sédimentaire, est à rapprocher de celle des autres ports régionaux (Boulogne/Mer ou Calais) (Romont *et al.*, 1992 ; Romont *et al.*, 1993 ; Pruvot, 1993 ; Canis *et al.*, 1994 ; Crinquette *et al.*, 1994 ; Crons *et al.*, 1994a ; Crons *et al.*, 1994b ; Pinte *et al.*, 1994 ; Romont & Dhainaut-Courtois, 1994 ; Garçon *et al.*, 1995 ; Pruvot & Dhainaut-Courtois, 1995 ; Romont *et al.*, 1995 ; Dhainaut & Romont, 1996 ; Romont, 1996 ; Pruvot & Dhainaut-Courtois, 1997 ; PRUVOT *et al.*, sous presse ; Dhainaut-Courtois *et al.*, sous presse). En effet, le fort envasement ou les importantes teneurs en métaux lourds et nutriments constatés à Dunkerque se retrouvent tout autant à Boulogne-sur-Mer (plus spécifiquement pollué en Cd et nutriments) et Calais (caractérisé par un grand enrichissement en P). Là encore, on observe une plus forte contamination (métallique et enrichissements en matière organique et hydrocarbures) au niveau des bassins abritant des complexes industriels polluants ainsi qu'au niveau des zones les plus confinées (darses, arrière-port). Les histogrammes comparatifs des données physico-chimiques du milieu (fig. 126) montrent cependant quelques contaminations chimiques propres à chaque port, dont certaines particulièrement élevées (en gras) :

- ▶ **Calais** : phosphore (**P**)
- ▶ **Boulogne-sur-Mer** : carbone organique (**COT**), cadmium (**Cd**), azote (**NTK**) et pélites (fines)
- ▶ **Dunkerque Ouest** : pélites (fines), chrome (**Cr**), fer (**Fe**), nickel (**Ni**)
- ▶ **Dunkerque Est** : aluminium (**Al**), carbone organique (**COT**), cadmium (**Cd**), cuivre (**Cu**), plomb (**Pb**), manganèse (**Mn**), mercure (**Hg**), zinc (**Zn**), étain (**Sn**), azote (**NTK**).

On retrouve de façon rémanente ces mêmes contaminants au large, dans les sédiments des zones de vidage et de la zone de référence.

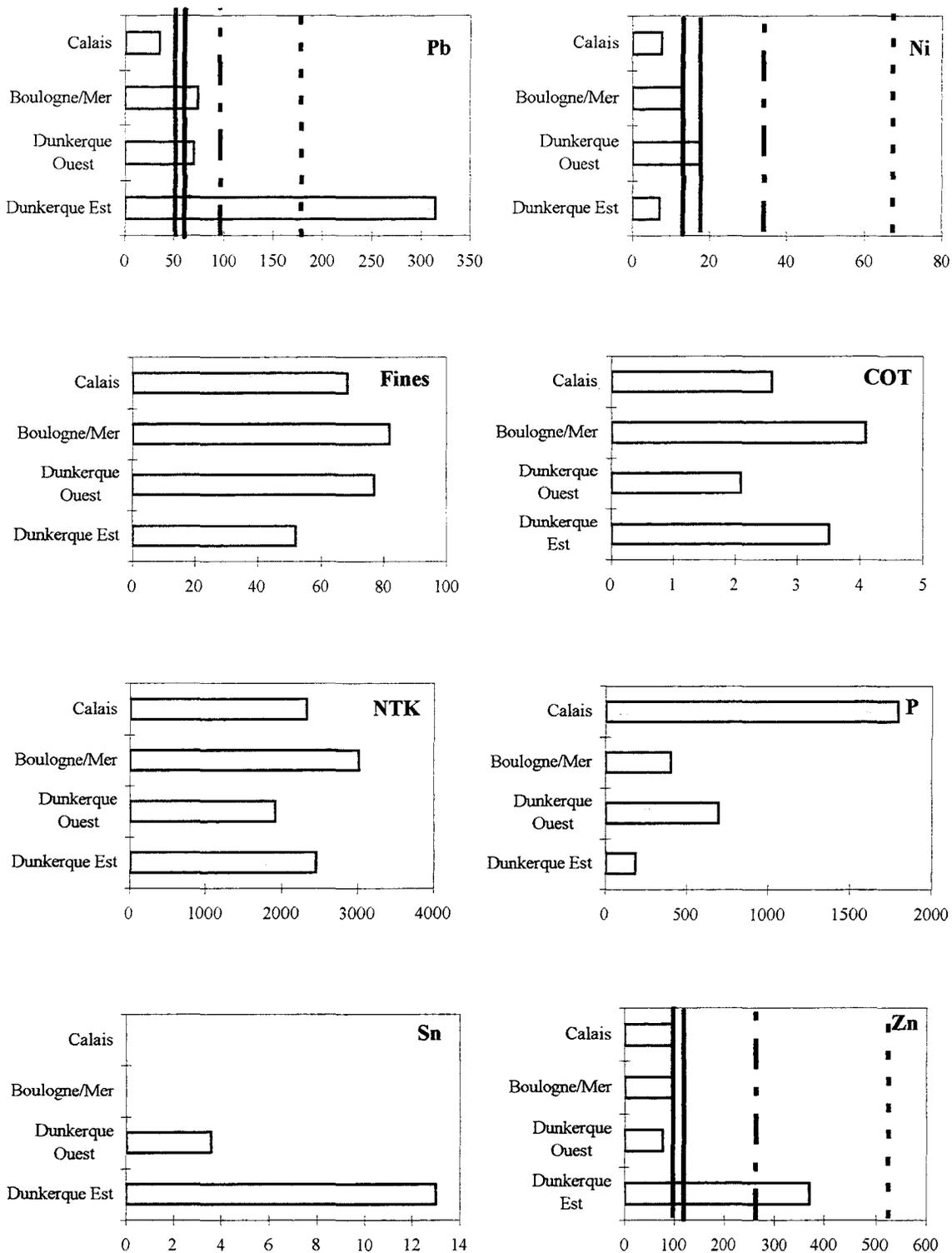
Il incombe aux travaux d'aménagement des ports, une grande responsabilité dans l'état des écosystèmes portuaires régionaux comme cela a pu être constaté par d'autres auteurs (BONSDORFF, 1983 ; BONSDORFF *et al.*, 1984, 1995 ; LORIN et MIGNIOT, 1984, 1986 ; GILLET, 1993 ; CONLEY et JOHNSTONE, 1995 ; TURNER *et al.*, 1995). En effet, l'impact physique des dragages se reflète sur la nature sédimentaire, en accentuant le déficit de particules grossières et en favorisant la sédimentation de particules de plus en plus fines. Ce phénomène contribue, d'une part, à précipiter la fréquences des dragages, et d'autre part, à augmenter les concentrations métalliques dans les sédiments portuaires (CALMANO *et al.* 1982 ; FÖRSTNER et KERSTEN, 1988 ; FÖRSTNER et SALOMON, 1988 ; VAN DER BURGT, 1994 ; PINTO *et al.*, 1995 ; WILLIAMSON *et al.*, 1995). Ces perturbations physiques se répercutent également sur le compartiment faunistique en entraînant des appauvrissements benthiques pouvant aller jusqu'à la défaunation totale, au niveau des zones les plus fréquemment draguées (cercles d'évitage, quai en eau profonde, ...) (BONSDORFF, 1983 ; BONSDORFF *et al.* 1984, 1995 ; DIAZ-CASTADENA, 1987, 1989 ; DIAZ-CASTADENA *et al.*, 1990 ; LE BRIS et GLEMAREC, 1996). Les communautés macrozoobenthiques intègrent tous les facteurs du milieu, c'est pourquoi on constate en premier lieu, des différences notables dans leur composition spécifique par rapport à celles répertoriées sur les côtes du Nord / Pas-de-Calais, avec notamment, la grande abondance des annélides polychètes opportunistes (capitellidés, ...), surtout à Boulogne-sur-Mer (ROMONT & DHAINAUT-COURTOIS, 1994 ; PRUVOT & DHAINAUT-COURTOIS, 1995 ; ROMONT, 1996 ; PRUVOT & DHAINAUT-COURTOIS, 1997 ; DHAINAUT-COURTOIS *et al.*, sous presse), phénomène déjà observé en cas de pollution organique dans des zones fortement anthropisées (BELLAN *et al.*, 1978, 1980 ; HILY, 1983 ; LECHAPT *et al.*, 1993 ; GRALL et GLEMAREC, 1997 ; MENDEZ *et al.*, 1997). Les niveaux de dégradations des peuplements, caractérisés par des indices biotiques allant de 2 (avant-ports et zones ouvertes) à 7 (zone de fort confinement et cercle d'évitage), atteste la



Les teneurs en COT et Fines sont exprimées en pourcentage de poids sec de sédiment, les autres teneurs en mg par kg de sédiment sec.



**g. 126-a** : Comparaison entre les valeurs physico-chimiques médianes du port Ouest de Dunkerque, des autres ports régionaux (d'après Romont, 1996) et des niveaux de référence GEODE.



Les teneurs en COT et Fines sont exprimées en pourcentage de poids sec de sédiment, les autres teneurs en mg par kg de sédiment sec.

———— Bruit de fond (BDF)      - - - - - Limite 1  
 ———— Médiane                      - - - - - Limite 2

**Fig. 126-b** : Comparaison entre les valeurs physico-chimiques médianes du port Ouest de Dunkerque, des autres ports régionaux (d'après Romont, 1996) et des niveaux de référence GEODE.

perturbation significative des écosystèmes portuaires (comme l'illustre la **figure 127**) où les effluents domestiques et industriels s'ajoutent aux apports fluviaux.

### **III- Aspects méthodologiques : Indices biotiques et niveaux de référence GEODE**

Dans cette étude, nous avons employé deux outils, encore peu usités, afin d'aboutir à un diagnostic rapide de la qualité sédimentaire et faunistique du port de Dunkerque :

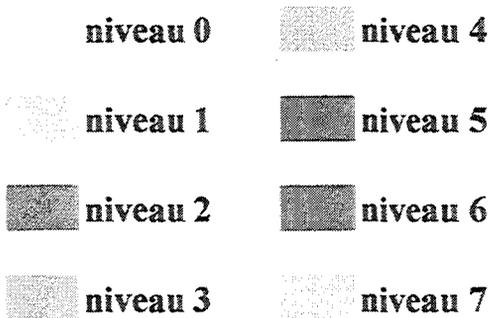
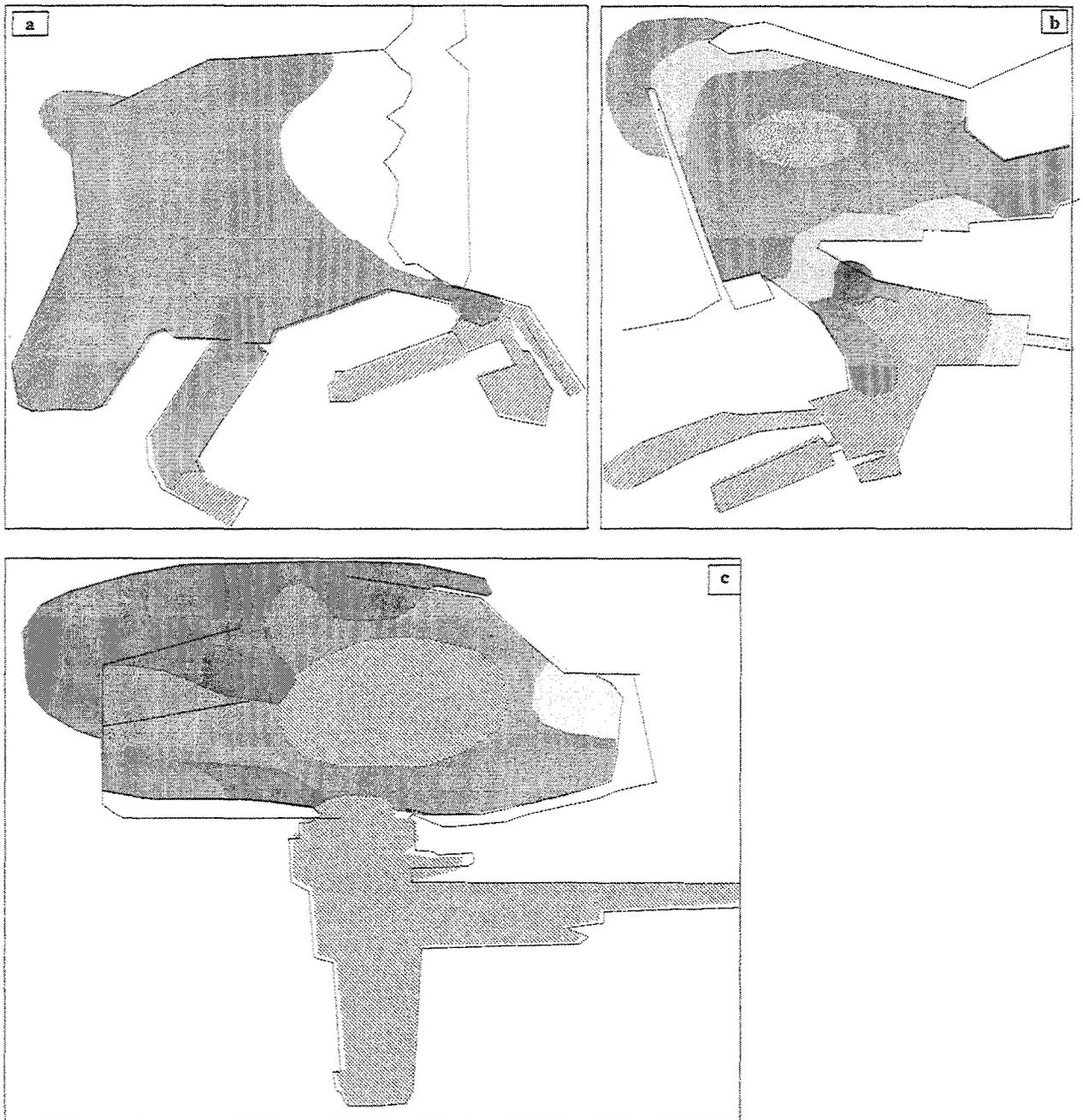
- ▶ les niveaux de référence GEODE (encore provisoires) (GEODE, 1992, 1995, 1997),
- ▶ et les indices biotiques (GLEMAREC et HILY, 1981).

Combinés aux analyses multivariées, ces méthodes rendent possibles, d'une part, la détection des effets précoces de l'eutrophisation portuaire, et d'autre part, là où les pollutions sont très importantes et s'accompagnent d'indices biotiques élevés (IB 4 à 6), permettent de distinguer une contamination chimique (métaux lourds, hydrocarbures, ...) d'une eutrophisation seule. Appliquées à nos zones d'études, ces techniques ont permis d'aboutir à des conclusions intéressantes :

Tout d'abord, les stades précoces de dégradation des écosystèmes ont pu être détectés grâce à l'utilisation des indices biotiques. En effet, si les niveaux de contamination (GEODE, ...) offrent un diagnostic chimique rapide et fiable, ils n'apportent néanmoins pas d'information sur la qualité réelle de l'écosystème qui ne se reflète qu'au niveau des peuplements installés. Les limites de cet outil sont comblées par l'utilisation conjointe des indices biotiques, comme le montrent nos résultats au niveau de l'avant-port Est de Dunkerque ou du bassin de Mardyck. Ces zones, les moins contaminées au niveau portuaire, laissent en effet apparaître au niveau de leurs peuplements constitutifs, des déséquilibres mis en évidence par les indices synthétiques d'abondance et de richesse spécifique et la dominance des espèces tolérantes et indifférentes au détriment des espèces sensibles. Les indices biotiques calculés sur ces zones (IBq 2 à 4) signalent parfaitement les premiers déséquilibres de zones pourtant faiblement contaminées.

Notons ensuite la confirmation de l'altération des structures faunistiques des zones les plus polluées (niveau 2, GEODE et autres). En effet, les zones les plus confinées du port, fortement polluées, comme les darses et certains bassins (bassin maritime, ...), ou encore les zones les plus fréquemment draguées (cercle d'évitage), attestent par leur composition faunistique (dominance des espèces opportunistes) la mauvaise qualité physico-chimique de leurs sédiments (IBq 4 à 7) et établissent de façon indiscutable la grande qualité des indices biotiques comme indicateurs de dégradation des peuplements benthiques vis-à-vis des perturbations anthropiques multifactorielles (apports d'eau douce, confinement, travaux de dragage, pollutions métalliques, eutrophisation). Ceci, allant bien au-delà de la détection des effets de l'eutrophisation pour laquelle ces outils avaient été préalablement testés (GLEMAREC *et al.*, 1980 ; GLEMAREC & HILY, 1981, 1997 ; HILY, 1983, 1984 ; HILY *et al.*, 1986 ; GRALL & GLEMAREC, 1997).

L'utilisation des traitements statistiques permet enfin d'affiner les conclusions obtenues par les indices biotiques sur les zones les plus dégradées (IBq 5 à 6). En effet, cet indice global de dégradation peut être éclairé par les analyses statistiques multifactorielles, comme le montre l'AFC: les zones les plus dégradées des bassins Est et des darses (IBq 5-6, niveau 2, GEODE et autres) se séparent, en effet, le long des axes de projection en plusieurs sous-groupes dont les cortèges faunistiques sont le plus souvent caractéristiques de la nature particulière du stress auquel ils sont soumis. On voit ainsi s'isoler des cortèges typiquement euryhalins reliés aux intrusions d'eau douce massives dues aux écluses fluviales et aux émissaires urbains. De même, plusieurs cortèges d'annélides opportunistes se démarquent en fonction des espèces dominantes et de la nature des polluants : des cortèges à capitellidés sur les zones fortement eutrophisées, ou encore à *Polydora*, en présence de métaux lourds et d'hydrocarbures.



**Fig. 127 : Cartographie de la répartition des espèces benthiques dans les ports de boulogne/Mer (a), Calais (b) et Dunkerque Ouest (c) , en fonction des niveaux de perturbation définis par Glémarec et Hily (1981; 1998)**

Cette complémentarité méthodologique permet donc d'aboutir à un diagnostic précis et fiable de la qualité physico-chimique et chimique des sédiments portuaires à partir de l'analyse des peuplements benthiques. Ces méthodes appliquées dans le port de Dunkerque, confirment la dégradation significative des complexes portuaires, tout comme les études réalisées sur les ports régionaux de Boulogne/Mer et Calais Mer (ROMONT & DHAINAUT-COURTOIS, 1994 ; ROMONT, 1996 ; PRUVOT & DHAINAUT-COURTOIS, 1997 ; DHAINAUT-COURTOIS & PRUVOT, sous presse ; PRUVOT & DHAINAUT-COURTOIS, sous presse), ou encore sur le port de Concarneau (GLEMAREC & HILY, 1981, 1997) et la Baie de Brest (GRALL & GLEMAREC, 1997), de même que l'impact important des travaux d'aménagement portuaire sur les communautés benthiques comme d'autres auteurs ont déjà pu le constater (eg BONSDORFF, 1983 ; BONSDORFF *et al.*, 1984, 1995 ; DIAZ-CASTADENA, 1987, 1989 ; DIAZ-CASTADENA *et al.*, 1990, GILLET, 1993 ; LE BRIS & GLEMAREC, 1996). Ces milieux totalement artificiels, soumis aux fortes influences anthropiques (effluents domestiques, industriels, eutrophisation générale), présentent dans l'ensemble des écosystèmes dégradés (IBq 4) où ont totalement disparu les espèces sensibles. Seules demeurent (i) les espèces indifférentes et tolérantes aux perturbations sur les zones les plus « saines », (ii) uniquement les espèces opportunistes sur les sites les plus dégradés, (iii) ou encore aucune espèce là où les stress environnementaux rendent les conditions de milieux impropres au bon épanouissement de l'endofaune macrobenthique (état azoïque).

Pour terminer, nous soulignerons que, dans cette étude, nous avons pu employer conjointement deux outils, encore relativement peu usités, afin d'aboutir à un diagnostic rapide de la qualité sédimentaire et faunistique du port de Dunkerque : les niveaux de référence GEODE (encore provisoires, ou à défaut, ceux estimés par nos soins) (GEODE, 1992, 1995, 1997) et les indices biotiques (GLEMAREC & HILY, 1981). Chacun d'eux apportent individuellement des informations précises et synthétiques. Leur complémentarité remédie aisément à leurs limites respectives. Le diagnostic environnemental rapide, dont ils permettent respectivement l'établissement, revêt la précision du critère d'analyse choisi (chimique ou faunistique). Il apparaît cependant que l'utilisation des indices biotiques apporte, à elle seule, suffisamment d'informations pour permettre la détection des signes précurseurs de déséquilibres environnementaux, et permet, à moindre coût, un premier diagnostic de l'état sanitaire des systèmes benthiques, pouvant servir de point de départ à des recherches plus pointues sur l'identification et la quantification des sources de perturbations des écosystèmes.

Enfin, nous reviendrons sur la très bonne corrélation constatée entre les états de dégradation de la qualité des sédiments et les variations des indices biotiques calculés à partir de l'observation du macrobenthos. Au vu des résultats obtenus dans différentes zones anthropisées, le port de Concarneau (GLEMAREC & HILY, 1981, 1997), la Baie de Brest (GRALL *et al.*, 1997), les ports de Boulogne/Mer, Calais et Dunkerque (ROMONT & DHAINAUT-COURTOIS, 1994 ; ROMONT, 1996 ; PRUVOT & DHAINAUT-COURTOIS, 1997 ; DHAINAUT-COURTOIS *et al.*, sous presse), cet outil semble apporter un diagnostic rapide et fiable de la qualité du milieu.

#### **IV- Conclusion**

L'hydrodynamisme intense du détroit du Pas-de-Calais provoque un envasement inéluctable des ports régionaux (LORIN & MIGNIOT, 1984, 1986). Or, une grande partie des substances polluantes s'accumulent dans les sédiments fins qui seront dragués puis relâchés en mer (eg CALMANO *et al.* 1982 ; FÖRSTNER & KERSTEN, 1988 ; FÖRSTNER & SALOMON, 1988 ; VAN DER BURGT, 1994 ; PINTO *et al.*, 1995 ; WILLIAMSON *et al.*, 1995), générant ainsi un flux de polluants important vers le large, notamment au niveau des zones de vidage. Les démarches analytiques classiques pour établir un diagnostic environnemental sont lourdes et coûteuses (analyses physico-chimiques, chimiques, écotoxicologiques). Le benthos intègre les effets de ces pollutions (eg REISH, 1959 ; BELLAN, 1967 ; BELLAN ET STORA, 1976 ; BELLAN *et al.*, 1978, 1980 ; PEARSON &

ROSENBERG, 1978 ; HILY, 1983 ; STORA & ARNOUX, 1983 ; LECHAPT *et al.*, 1993 ; CONLEY & JOHNSTONE, 1995 ; DHAINAUT-COURTOIS & ROMONT, 1997 ; DHAINAUT-COURTOIS *et al.*, 1997 ; GRALL & GLEMAREC, 1997 ; MENDEZ *et al.*, 1997 ; ROMONT & DHAINAUT-COURTOIS, 1998), c'est pourquoi notre travail se proposait d'utiliser ce dernier comme indicateur des qualités physico-chimiques des sédiments par l'usage conjoint de traitements statistiques multivariés (AFC, ACP,...) et des indices biotiques (GLEMAREC & HILY, 1981). Pour conforter ce diagnostic, les traitements physico-chimiques et chimiques classiques ont été réalisés et ont contribué à établir une première cartographie de la qualité sédimentaire en fonction des niveaux de contamination (GEODE, ...). Les études réalisées dans ce mémoire, tant sur les zones de vidage que sur les sites portuaires, avaient ainsi pour but de contribuer à l'évaluation de l'impact de l'immersion des boues contaminées issues des dragages sur les sédiments et la macrofaune benthique des sites récepteurs.

Situées en Mer du Nord, entre 2 et 3 milles au large, ces zones sont par leur origine qualifiées de sableuses, puisqu'elles s'insèrent au niveau des grands bancs de sables régionaux (le *Dyck*, le *Break*, le *Smal* et le *Breedi*), et de dispersives eu égard à l'hydrodynamisme intense du détroit. Définies à l'origine par une biocénose de sables propres, bien identifiée dans la région (*eg* Dewarumez, 1979), composée d'espèces sensibles aux perturbations, ces communautés fragiles intègrent les modifications sédimentaires du biotope, même les plus infimes (*cf.* Zone de référence / Chenal intermédiaire) et leurs modifications constituent d'excellents indicateurs de bio-perturbation.

De nombreuses études ont déjà été menées sur la capacité de recolonisation de sites perturbés, après que la source des perturbations ait cessé (*eg.* Diaz-Castadena, 1989). Ces travaux ont montré la réversibilité des impacts et la grande capacité de restauration, même après défaunation complète des biotopes et des biocénoses, après une période de latence variant en fonction des caractéristiques du milieu (MES, productivité, diversité, saisonnalité, température, hydrodynamisme) et des perturbations anthropiques (pollution). Le tout dépendant semble-t-il du développement d'un film bactériotonal sur les sédiments qui prépare le substrat à l'arrivée des premiers organismes colonisateurs. Cette période de latence varie en Mer du Nord de 2 à 5 semaines selon la saison. Il faut ensuite un délai de 2 à 3 mois pour que les organismes pionniers laissent place à une communauté stable et mûre, avec des diversités proches du milieu naturel d'origine (Diaz-Castadena, 1989). Les fréquences des immersions (tous les 4 à 5 mois) sur les zones de vidage ne semblent donc pas empêcher la recolonisation des sites mais nuisent vraisemblablement à l'épanouissement des communautés nouvellement installées, qui sont ainsi perpétuellement stressées.

Les immersions induisent ainsi, d'abord une forte turbidité au niveau de la masse d'eau. Les particules immergées sont pour la plupart dispersées dans la colonne d'eau du fait de l'hydrodynamisme (courants de 1 à 3 m/s alors que la vitesse de sédimentation est de l'ordre de 0,6-0,7 m/s). Elles peuvent ainsi parcourir jusqu'à 5 km/jours depuis leur point d'immersion. Les vases les plus compactes sédimentent plus rapidement sous forme de galets mous de vase et se déposent sur les fonds. Les courants de profondeur, très puissants dans les zones d'interbancs, érodent progressivement la couche superficielle de ces vases consolidées. Ainsi, les perturbations physiques et chimiques enregistrées sur les zones de vidage sont moindres au regard des millions de mètres cubes de boues immergées. Un envasement modéré persiste néanmoins sur les zones d'immersion (de 5 à 15% de pélites), principalement en fonction de la topologie des sites et de la capacité dispersive du milieu. Ainsi les bancs encerclant le vidage Est créent un obstacle physique naturel favorisant la décantation des particules fines et leur accumulation sur ce site contrairement aux vidages Ouest plus dispersifs.

Le flux de polluants, important, que génère l'exportation vers le large des boues portuaires contaminées (plusieurs tonnes de métaux par an) (Delabre, 1985) n'est que peu perceptible au niveau des sédiments des zones d'immersion. Fortement corrélés au matériel particulaire en suspension, les contaminants se dispersent pour majorité dans la colonne d'eau ou sont relargués dans les eaux interstitielles puis dans l'eau de mer par les brassages hydrodynamiques, l'érosion

et les remaniements sédimentaires. Seules quelques stations précisément localisées sur les sites d'immersion montrent une contamination notable (niveau 1-2 GEODE). C'est pourquoi, plutôt que le terme de contaminations ou de pollutions (de toute façon peu probantes sur les zones de vidage), nous avons plus volontiers utilisé le terme générique de perturbations pour décrire l'impact physico-chimique des immersions. Si celles-ci sont modérées, il n'en va pas de même des biocénoses. Les boues déversées qui sédimentent sur les fonds créent une diminution des niches écologiques disponibles pour les espèces et engendrent une homogénéisation des structures benthiques à plus ou moins long terme. D'autres auteurs (eg. Bellan, 1976 ; Glémarec, 1986) avaient déjà constaté ce fait lors de contaminations importantes (par les hydrocarbures, la matière organique ou l'envasement). On constate ainsi tout d'abord, une forte diminution de la diversité et de l'abondance spécifique sur les peuplements sains (faciès d'appauvrissement), puis la disparition des espèces sensibles au profit des espèces indifférentes (stade de déséquilibre) et enfin le développement des espèces opportunistes et tolérantes (stade de dégradation). Ces différentes étapes de dégradation de la biocénose sont caractéristiques des zones fortement perturbées ou contaminées comme l'avaient déjà décrit Glémarec et Hily (1981). Elles mènent ainsi à la disparition du peuplement des sables propres à *Ophelia borealis* au profit d'un peuplement de sables envasés dégradé (peu diversifié et peu abondant) sur une zone très étendue autour des sites d'immersion. Cependant, aucune zone azoïque n'est à déplorer sur ces sites, contrairement aux zones portuaires (Avant-Port Ouest, bassins). Les immersions n'induisent donc pas de défaunation totale, même sur les sites directement impactés, contrairement aux processus de dragage. Bien que vraisemblablement plurifactoriel, l'impact faunistique consécutif aux immersions apparaît plus directement imputable aux remobilisations sédimentaires qu'aux contaminations métalliques et organiques, tout au moins à court terme. Excepté sur les zones portuaires (bassins et darses Est), il semble difficile de dissocier l'influence des éléments chimiques par rapport à une source multiple de perturbations.

Les périodes d'immersion et de dragage semblent également poser problème au niveau des peuplements : La richesse spécifique et l'abondance des communautés dépendent de la colonisation des substrats, elle-même tributaire des caractéristiques granulométriques et chimiques des sédiments, des facteurs du milieu (température, saison, hydrodynamisme, ...) et des particularités biologiques propres à chaque espèce (mode de reproduction, mobilité des espèces, ...). De la colonisation du substrat dépendra également l'évolution des rapports quantitatifs et qualitatifs des espèces entre elles ; celle-ci s'effectuant toujours à partir du stock d'espèces présentes dans le milieu. Les larves méroplanctoniques à dispersion active (migrations horizontales et verticales) telles que les annélides polychètes de la famille des nephtyidés (11 à 42 jours dans la colonne d'eau à partir de mai ; Mathivat *et al.*, 1991), peuvent partiellement choisir leur substrat au contraire des larves holobenthiques comme *Scoloplos armiger* (recrutement en mai/juin ; Gibbs, 1968). De plus, les recrutements printaniers paraissent fondamentaux pour la reconstitution et le renouvellement des communautés, notamment celle des sables envasés à *Abra alba* (Diaz-Castadena, 1989). Or, les périodes d'immersion coïncident avec les recrutements larvaires de la plupart des espèces répertoriées sur les sites d'étude (avril/juin et septembre/novembre). Associés aux fortes tempêtes des trois dernières années et aux paramètres climatiques (températures hivernales et printanières relativement basses, faible ensoleillement), la turbidité « artificielle » puis l'envasement pourraient être à l'origine d'une grande dispersion des larves dans le milieu (surtout des larves méroplanctoniques) ou d'une forte mortalité larvaire (notamment des espèces holobenthiques), ce qui expliquerait en partie les faibles abondances recensées sur les sites perturbés comme Le Bris et Glémarec (1996) l'ont d'ailleurs constaté en Rade de Brest.

Même s'il apparaît modéré, l'impact des immersions des boues de dragage tend donc à bouleverser profondément la structure des communautés macrozoobenthiques des zones moyennes des sites de vidage. Cet impact est d'autant plus perceptible sur les zones d'immersion plus anciennes (vidages Est et Centre). Si l'on n'y prend garde, les zones de

vidages Ouest ne pourront qu'évoluer vers une situation analogue à celles de ces zones plus anciennes, et à moyen ou long terme les immersions répétées pourraient être à l'origine de la disparition du peuplement des sables propres, jadis caractéristique de la zone des grands bancs de sable au large de Dunkerque.

## **V - Perspectives**

Le travail qui vous a été présenté s'inscrivait dans le cadre du programme Etat/région DYSCOP et faisait suite, dans une part plus modeste, aux travaux entrepris par le groupe GEODE, en étroite collaboration avec le Port Autonome de Dunkerque. Il se proposait de contribuer à l'évaluation de l'impact des dragages et des immersions des boues portuaires, en analysant la chimie et la granulométrie des sédiments du Port Est de Dunkerque et de ses zones de vidage, ainsi que les cortèges faunistiques qui leurs sont associés. Il faisait suite, de plus, aux nombreuses études déjà menées par le Service d'Hydrobiologie et d'Ecotoxicologie (SHE) dans la région et se proposait de montrer la forte corrélation entre l'état de dégradation des sédiments (pollution métallique, enrichissement en nutriments, perturbations granulométriques, ...) et la structure des peuplements macrozoobenthiques, au moyen de deux outils encore peu usités : les Indices Biotiques (IB) (Glémarec et Hily, 1981) et les valeurs de référence du groupe GEODE (GEODE, 1995, 1997). Ce travail encore pionnier s'inscrit dans les préoccupations directes du programme PNETOX (programme National d'Ecotoxicologie sur l'évaluation des risques de rejet en mer de boues de dragage, cf. Annexes E) qui vient de voir le jour, et qui met la faune au premier rang décisionnel pour élaborer un diagnostic rapide et fiable de la qualité des sédiments et la meilleure appréciation possible des risques liés aux immersions de boues de dragage.

Dans ce nouveau programme, la mesure de certains indicateurs complémentaires tels que des mesures chimiques dans l'eau interstitielle et dans les tissus de certains organismes ainsi que des tests écotoxicologiques devraient permettre de confirmer nos premières hypothèses. D'autres analyses pourraient aussi être suggérées comme des mesures de turbidité durant les immersions, ou encore des mesures de courantologie à l'interface eau / sédiment. En ce qui concerne la récolte des échantillons, le programme PNETOX préconise 6 coups de benne faunistiques. La variabilité aléatoire durant les prélèvements devrait donc être mieux prise en compte. Cependant, les premiers résultats obtenus dans le port Est de Dunkerque (à paraître) ne laissent apparaître que très peu de différences par rapport à nos propres résultats. Les limites de notre échantillonnage initial, imposées par les contraintes logistiques et financières, ne semblent donc pas être à l'origine des faibles effectifs et richesses faunistiques rencontrés sur certains de nos sites d'étude, comme l'avions supposé au départ. En revanche, nous pourrions suggérer pour de prochains travaux, d'ajuster la périodicité des prélèvements, d'une part avec les immersions afin de suivre de plus près l'évolution des structures benthiques en fonction des mécanismes de recolonisation, et d'autre part, aux variations saisonnières naturelles. La taille des mailles de tamis pourrait également être ramenée de 1 mm à 500  $\mu\text{m}$ , afin de récolter davantage de spécimens juvéniles (post-larvaires) qui pourraient alors apporter des informations précieuses sur le recrutement des espèces (colonisation, fixation des larves, ...) en fonction des immersions.

Ainsi, adopter un maillage plus fin (500  $\mu\text{m}$ ) et mieux circonscrire les communautés faunistiques à étudier devrait permettre, à l'avenir, de mieux appréhender l'impact des immersions sur la structure des peuplements benthiques des zones de vidage. Associées aux mesures écotoxicologiques du programme PNETOX, ces futurs travaux devraient permettre d'élaborer un diagnostic rapide et fiable de la qualité des sédiments et de mieux apprécier les risques liés à l'immersion des boues de dragage des ports maritime.

## **BIBLIOGRAPHIE**

## BIBLIOGRAPHIE

(546 références)

- ABSIL M.C.P., KROON J.J. et WOLTERBEEK**, 1994. Availability of copper from phytoplankton and water for the bivalve *Macoma balthica*. II. Uptake and elimination from <sup>64</sup>Cu-labelled diatoms and water. *Mar. Biol.*, 118, 129-135.
- AFNOR (Association Française de NORMALISATION)**, 1985. Méthode Anne, oxydation sulfonique NF X31-109.
- AHN I.Y., KANG Y.C. et CHOI J.W.**, 1995. The influence of industrial effluents on intertidal benthic communities in Panweol, Kyeonggi Bay (Yellow Sea) on the west coast of Korea. *Mar. Pollut. Bull.*, 30 (3), 200-206.
- ALZIEU C.**, 1989. L'étain et les organo-étains en milieu marin: biogéochimie et écotoxicologie, *Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER*, 17., 93 p.
- AMIARD J.-C.**, 1978. Aspects sanitaires et écologiques des pollutions radioactives dues aux installations nucléaires littorales. *Océanis*, vol. 4 (3), 196-212.
- AMIARD J.-C., AMIARD-TRIQUET C., METAYER C. et MARCHAND J.**, 1980. Etude du transfert de Cd, Pb, Cu et Zn dans les chaînes trophiques néritiques et estuariennes, I; état dans l'estuaire interne de la Loire (France) au cours de l'été 1978, *Water Research*, 14, 665-673.
- AMIARD-TRIQUET C.**, 1989. Bioaccumulation et nocivité relative de quelques polluants métalliques à l'égard des espèces marines. *Bull. Ecol.*, 20 (2), 129-151.
- AMIARD-TRIQUET C.**, 1994. La spéciation des métaux dans les compartiments du milieu marin : eau, sédiments, organismes. *Océanis*, 20 (3), 7-21.
- AMIARD-TRIQUET C., JEANTET A.Y. et BERTHET B.**, 1993. Metal transfert in marine food chains : bioaccumulation and toxicity. *Acta Biologica Hungarica*, 44 (4), 387-409.
- ANDERSEN R.A., ERIKSEN K.D.H. et BAKKE T.**, 1989. Evidence of presence of a low molecular weight, non-metallothionein-like metal-binding protein in the marine gastropod *Nassarius reticulatus* L., *Comp. Biochem. Physiol.*, 94 B, (2), 285-291.
- ANDRAL B.**, 1994. Ecotoxicité du Nickel pour les organismes marins. *Rapport IFREMER/DEL*, 17p.
- ANGER**, 1975. On the influence of sewage pollution on inshore benthic communities in the south of Kiel Bay. Part 2. Quantitative studies on community structure. *Helgol. Wiss. Meeresunters.*, vol. 27, 408-438.
- ANONYME**, 1989. La vie secrète de la nature en France, Atlas, Ed., 1, 18-20.
- ATKINS M.S. et JONES M.A.**, 1990. Studies on natural and anthropogenic influences on macrofauna of sandy shores at four sites in Orkney over a 15-year period. In *Estuaries and Coasts : spatial and temporal comparisons* (ELLIOT M. et DUCROTOY J.P., eds) ECSA Symposium, Olsen et Olsen, Fredensborg, pp 139-143.
- BAILEY S.K., et DAVIES I.M.**, 1989. The effects of tributyltin on dogwhelks (*Nucella lapillus*) from scottish coastal waters. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 69, 335-354.
- BARATTE B.**, 1990 - Caractérisation chez une Annélide Polychète (*Nereis diversicolor* O.F. Müller) de peptides apparentés au FMRF-amide. Localisation immunocytochimique. Purification. Structure. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle USTL (Dir. N. Dhainaut-Courtois).
- BARBIER G., ARNAL O., DELATTRE J.-M., GROSSEL H. et MOREL M.**, 1986 Le littoral de la région Nord/Pas-de-Calais : Qualité du milieu marin, *Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER*, 3., 152 p.
- BASFORD D.J., ELEFThERIOU A. et RAFFAELLI D.** 1989. The epifauna of the northern North Sea (56°-61°N). *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 69, 387-407.
- BAUER B., FIORONI P., IDE I., LIEBE S., OEHLMANN J., STROBEN E. et WATERMANN B.**, 1995. TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea* : a possible indicator of tributyltin pollution. *Hydrobiologia*, 309, 15-27.

- BEIRAS R. et HIS E.**, 1994. Effects of dissolved mercury on embryogenesis, survival growth and metamorphosis of *Crassostrea gigas* oyster larvae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 113, 95-103.
- BELLAIR P. et POMEROL R.**, 1977. *Eléments de géologie*. Armand Colin, Ed., Paris, 528 p.
- BELLAN G.**, 1967. Pollution et peuplements benthiques des substrats meubles de la région de Marseille. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, 6-7, 53-87.
- BELLAN G.**, 1972. Effects of an artificial stream on marine communities. *Mar. Poll. Bull.*, 3(5), 74-77.
- BELLAN G.**, 1976. Action des facteurs de pollution sur les communautés benthiques. In « La pollution des eaux marines », PERES J.M. ed., Gauthier-Villars, 141-146.
- BELLAN G.**, 1984. Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 13-20
- BELLAN G.**, 1985. De la connaissance fondamentale des milieux naturels marins (principalement benthiques) à leur sauvegarde. *Téthys*, 11 (3-4), 342-349.
- BELLAN G. et BOURCIER M.**, 1990. Les enseignements d'une étude sur dix ans (1976-1986) des peuplements de substrats meubles au large d'un émissaire d'eaux usées : Marseille-Cortiou, *Cah. Biol. Mar.*, 31, 225-249.
- BELLAN G. et PERES J.M.**, 1974. *La pollution des mers*. Collection Que sais-je ?, Presse Universitaire de France, 127p.
- BELLAN G. et STORA G.**, 1976. Effets et conséquences d'un apport artificiel d'eaux douces sur les peuplements benthiques d'un étang marin. III<sup>ème</sup> Journées Etud. Pollutions, Split, CIESM, 147.
- BELLAN G., BELLAN-SANTINI D et PICARD J.**, 1978. Les modalités de répartition en méditerranée nord-occidentale des peuplements benthiques soumis à la pollution par les matières organiques dominantes. IV<sup>ème</sup> Journées Etudes pollution, Antalya, CIESM, 351-358.
- BELLAN G., BELLAN-SANTINI D. et PICARD J.**, 1980. Mise en évidence de modèles écobiologiques dans des zones soumises à perturbations par matières organiques. *Oceanol. Acta*, 3 (3), 383-390.
- BELLO M.A., CALLEJON M., JIMENEZ J.C., PABLOS F. et TERNERO M.**, 1994. Determination of heavy metals in estuarine sediments by acid digestion and atomic absorption spectrometry. *Toxicol. Environ. Chem.*, 44 (3-4), 203-210.
- BENNOUNA TAOUFIQ**, 1990 - Bioaccumulation des métaux lourds chez les invertébrés dulçaquicoles et effets histopathologiques et moyens de défense développés par un poisson d'eau douce : le gardon *Rutilus rutilus* L.). DEA USTL.
- BENOUARETH DJAMEL-EDDINE**, 1990 - Le génome spécifiant une métalloprotéine (MPII) chez une annélide polychète (*Nereis diversicolor*): traduction des ARNm, clonage et expression de la protéine de fusion. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle USTL(Dir. J.-J. Curgy).
- BENTLEY D.**, 1983. Contribution à l'étude hydrobiologique du détroit du Pas-de-Calais. Paramètres physicochimiques, *thèse de troisième cycle, Station Marine de Wimereux - Université des Sciences et Technologies de Lille*, 141 p.
- BENTLEY D.**, 1985. Caractéristiques physicochimiques des eaux du Déroit du Pas-de-Calais. *J. rech. Oceanogr.*, 10, 69-71.
- BENTLEY D., LAFITE R., MOLEY N.H. , JAMES R., STATHAM P.J. et GUATY J.C.**, 1992. Flux de nutriments entre la Manche et la Mer du Nord. In Hydrodynamics and biogeochemical fluxes in the Eastern Chanel : fluxes into the North Sea . Second Annual progress report. June 1991-September 1992. Flux Manche, MAST 0053, C (EB).
- BENZECRI J.P. et coll.**, 1980. *Pratique de l'Analyse des données : I. Analyse des correspondances*. Exposé élémentaire. Bordas, Paris, 424p.
- BENZECRI J.P. et coll.**, 1982. *L'analyse des données : 2. Analyse des correspondances*. Bordas, Paris, 632p.
- BENZECRI J.P. et coll.**, 1984. *L'analyse des données : I. La taxonomie*. Bordas, Paris, 635p.
- BEUKENA J.J.**, 1995. Long-term effects of mechanical harvesting of lugworms *Arenicola marina* on the zoobenthic community of a tidal flat in the Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.*, 33 (2), 219-227.

- BINET D.**, 1989. Changements à long-terme des écosystèmes : le besoin d'un suivi biologique du milieu littoral. *J. Rech. Oceanogr.*, 14, 10-12.
- BISHOP P.L.**, 1983. *Marine pollution and its control*. Mc Graw Hill series, 357p.
- BJERREGAARD et DEPLEDGE**, 1994. Cadmium accumulation in *Littorina littorea*, *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas* : the influence of salinity and calcium ion concentrations. *Mar. Biol.*, 119, 385-395.
- BLANC F., CHARDY P., LAUREAC A. et REYS J.P.**, 1976. Choix des métriques qualitatives en analyse d'inertie. Implication en écologie marine benthique, *Mar. Biol.*, 35, 49-57.
- BLANDIN P.**, 1986. Indicateurs biologiques et bioévaluations des écosystèmes. *Bull. Ecol.*, 17, 267-272.
- BLANDIN P.**, 1988. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*. 17, 257-272.
- BOESCH D.F.**, 1973. Classification and communities structure of macrobenthos in the Hampton Roads area, Virginia, *Mar. Biol.*, vol. 21, 226-244.
- BONSDORFF E.**, 1983. Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow brackish waters. *Oceanol. Acta*, n° SP, 27-32.
- BONSDORFF E., KARLSSON O. et LEPPAKOSKI E.**, 1984. Ecological changes in the brackish water environment of the Finnish west coast caused by engineering works. *Ophelia*, suppl. 3, 33-44.
- BONSDORFF E., NORKKO A. et SANDBERG E.**, 1995. Structuring zoobenthos : the importance of predation, siphon cropping and physical disturbance. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, 192, 125-144.
- BOUGIS P.**, 1959. Poissons marins, in *Atlas des poissons*, 1, 201 p.
- BOUGIS P.**, 1959. Poissons marins, in *Atlas des poissons*, 2, 234 p.
- BOUQUEGNEAU M. et VERTHE C.**, 1980. Mechanisms of storage and role of the food chain in the contamination of marine ecosystems by heavy metals, *Seminari internazionali sull'inquinamento marino*, Genova, 16 mai-27 juin, 105-112.
- BOURCIER M., STORA G. et GERINO M.**, 1993. Réponse du macrobenthos d'un canyon sous-marin méditerranéen à des apports particuliers telluriques et anthropiques. *C.R. Acad. Sci. Paris, série III*, 316, 191-196.
- BOURG A.C.M.**, 1988. Metals in aquatic and terrestrial systems : sorption, speciation and mobilisation. In Salomon W. et Förstner U. (eds), *Chemistry and biology of solid waste. Dredged material and mine tailings*, Springer-Verlag, Berlin, 3-32.
- BOURGAIN J.-L.**, 1985. Effet des rejets de vases portuaires sur les peuplements benthiques au large de Boulogne-sur-Mer, rapport de DEA, USTL / SMW, 59 p.
- BOURGAIN J.L.**, 1985a. Étude de la dispersion des rejets des matériaux de dragages du port de Boulogne-sur-Mer sur le littoral du Pas-de-Calais, *rapport du contrat U.S.T.L. 1614, Station Marine de Wimereux - Université des Sciences et Technologies de Lille*, 40 p.
- BOUTIER B. et ALZIEU C.**, 1991. Les contaminants des sédiments littoraux: les niveaux et leur signification, in *C. R. Congrès "L'écotoxicologie des sédiments"*, La Rochelle, 5-7 juin.
- BOUTIER B., CHIFFOLEAU J.-F., JOUANNEAU J.-M., LATOUCHE C. et PHILLIPS I.**, 1989. La contamination de la Gironde par le cadmium: origine, extension, importance, *Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER*, 14., 108 p.
- BOWEN H.J.M.**, 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press, 333p.
- BOYSEN-JENSEN P.**, 1919. Valuation of Limfjord. I. Studies on the fish food in the Limfjord 1909-1917, its quantity, variation and animal production. *Rep. Danish. Biol. Stat.*, 26, 1-44.
- BRIGHT D.A. et ELLIS D.V.**, 1989. Aspects of histologie in *Macoma carlottensis* (bivalvia : tellinidae) and *in situ* histopathology related to mine-tailings discharge, *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 69, 447-464.
- BRUNET C.**, 1994. Analyse des pigments photosynthétiques par HPLC, communautés phytoplanctoniques et productivité primaire en Manche Orientale. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris VI.
- BRUNET C., BRYLINSKI J.M. et FRONTIER S.**, 1992. Productivity, photosynthetic pigments and hydrologie in the coastal front of the eastern English Channel. *J. Plankton Res.*, 14 (11), 1541-1552.

- BRYAN G.W. et HUMMERSTONE L.G.**, 1971. Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of heavy metals. I : general observations and adaptation to copper. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 51, 845-863.
- BRYAN G.W. et HUMMERSTONE L.G.**, 1973. Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of zinc and cadmium. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 53, 839-857.
- BRYAN G.W. et LANGSTONE W.J.**, 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries : a review. *Envir. Pollut.*, 76, 89-131.
- BRYAN G.W., LANGSTONE W.J., HUMMERSTONE L.G. et BURT G.R.**, 1985. A guide to the assessment of heavy metal contamination in the estuaries using biological indicators, *Mar. Biol. Assoc. U.K. Occas. Publ.*, 4, 92p.
- BRYAN G.W., GIBBS P.E., BURT G.R. et HUMMERSTONE L.G.**, 1987. The effect of tributyltin (TBT) accumulation on adult dog-whelks, *Nucella lapillus* : long-term field and laboratory experiments. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 67, 525-544.
- BRYAN G.W., GIBBS P.E., HUMMERSTONE L.G. et BURT G.R.**, 1986. The decline of the gasteropod *Nucella lapillus* around south-west England : evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 66, 611-640.
- BRYAN G.W., BRIGHT D.A., HUMMERSTONE L.G. et BURT G.R.**, 1993a. Uptake, tissue distribution and metabolism of <sup>14</sup>C-labelled tributyltin (TBT) in the dog-whelks, *Nucella lapillus*. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 73, 889-912.
- BRYAN G.W., BURT G.R., GIBBS P.E. et PASCOE P.L.**, 1993b. *Nassarius reticulatus* (nassariidae : gasteropoda) as an indicator of tributyltin pollution before and after TBT restrictions. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 73, 913-929.
- BRYLINSKI J.M., DUPONT J. et BENTLEY D.**, 1984. Conditions hydrobiologiques au large du Cap Gris-Nez (France) : premiers résultats. *Oceanologica Acta*, 7, (3), 315-322.
- BRYLINSKI J.M., LAGAUDEUC Y., GENTILHOMME V., DUPONT J. LAFITE R., DUPEUPLE P.A., HUAULT M.F., AUGER Y., PUSKARIC E., WARTEL M. et CABIOCH L.**, 1991. Le fleuve côtier : un phénomène hydrobiologique important en Manche Orientale. Exemple du Pas-de-Calais. *Oceanologica Acta*, vol. SP, n°11, 197-204.
- BURGEOT T., GALGANI F., BUDZINSKI H., LEMANACH K. et GARRIGUES P.**, 1997. Suivi de la zone de dépôt de l'estuaire de la Loire - Année 1995 - Mesure d'un biomarqueur d'exposition : l'Éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD) - Analyse des composés aromatiques dans les échantillons de GEODE. IFREMER, DEL/97-06/Brest, 8p. annexes.
- BURN D.M. et coll.**, 1981. La grande encyclopédie du monde animal, Gründ, Ed., 400 p.
- BURTON G.A.**, 1992. Sediment Toxicity Assessment. Lewis Publisher. Boca Raton - USA, 457 p.
- CABIOCH L. et GENTIL F.**, 1975. Distribution des peuplements benthiques dans la partie orientale de la Baie de Seine, *C.R. Acad. Sc. Paris, série D*, 280, 571-574
- CABIOCH L. et GLAÇON R.**, 1975. Distribution des peuplements benthiques en Manche Orientale de la Baie de Seine au Pas-de-Calais, *C.R. Acad. Sc. Paris, série D*, 280, 491-494
- CABIOCH L. et GLAÇON R.**, 1977. Distribution des peuplements benthiques en Manche Orientale du cap d'Antifer à la Baie de Somme, *C.R. Acad. Sc. Paris, série D*, 285, 209-211
- CABIOCH L.**, 1968. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche Occidentale, *Cah. Biol. Mar.*, 9, 493-720
- CABIOCH L.**, 1984. Groupe de recherches coordonnées « Manche » (Greco 19). Rapport d'activité N°3, 188p.
- CABIOCH L., GENTIL F., GLAÇON R. et RETIERE C.**, 1977. Le macrobenthos des fonds meubles de la Manche : distribution générale et écologie. In B.F. Keegan, P.O. Ceidigh et P.J. Caston (eds) *Biologie of benthic organisms*. Pergamon Press, Oxford, 115-128.
- CALMANO W., AHLF W. et BENING J.C.**, 1992. Chemical mobility and bioavailability of sediment-bound heavy metals influenced by salinity. *Hydrobiologia*, 235/236, 605-610.

- CALMANO W., WELLERHAUS S. et FÖRSTNER U., 1982. Dredging of contaminated sediments in the Weser estuary : chemical forms of some heavy metals. Environ. Technol. Letts, 3, 199-208.
- CAMPBELL P.G.C., LEWIS A.G., CHAPMAN P.M., CROWDER A.A, FLETCHER W.K., IMBER B., LUOMA S.N., STOKES P.M. et WINFREY M., 1988. Biologically available metals in sediments. National Research Council Canada n°27694, 298p.
- CAMPBELL A.C. et LORING D.H., 1980. Baseline levels of heavy metals in the waters and sediments of Baffin Bay. Mar. Poll. Bull., 11, 257-261.
- CAMPBELL A.C. et NICHOLLS J., 1986. Guide de la Faune et de la Flore littorales des mers d'Europe, Delachaux et Niestlé, Ed., 322 p.
- CARRAL E., VILLARES R., PUENTE X. et CARBALLERIA A., 1995. Influence of watershed lithology on heavy metal level in estuarine sediments and organisms in Galicia (North-West Spain). Mar. Pollut. Bull., 30 (9), 604-608.
- CHAISEMARTIN R. A. et CHAISEMARTIN C., 1976. Effets comparés des ions métalliques lourds ( $\text{Cr}^{+IV}$  et  $\text{Pb}^{2+}$ ) sur l'intensité respiratoire de deux Crustacés Décapodes Brachyours: *Macropodia rostrata* et *Pachygrapsus marmoratus*, C. R. Soc. Biol., 170, (4), 886-891.
- CHANDLER G.T., SHIPP M.R. et DONELAN T.L., 1997. Bioaccumulation, growth and larval settlement effects of sediment-associated polynuclear aromatic hydrocarbons on the estuarine polychaete, *Streblospio benedicti* (Webster). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 213, 95-110.
- CHANDON J.L. et PINSON S., 1981. Analyse typologique. Théories et applications. Masson, Paris, 254p.
- CHARLOU J. L., 1977. Analyse des traces métalliques par spectrophotométrie d'absorption atomique dans les sédiments marins. in Manuel des méthodes de prélèvements et d'analyses: micropolluants organiques et minéraux, Ministère de la qualité de la vie - Environnement / C.N.E.X.O., 2, 85-97.
- CHASSARD-BOUCHAUD C. et GALLE P., 1986. Bioaccumulation d'aluminium par les organismes marins. Mise en évidence par microscopie corpusculaire analytique, C. R. Acad. Sci. Paris, Sér. III, 302, (2), 55-61.
- CHASSARD-BOUCHAUD C. et GALLE P., 1988. Sites cellulaires de concentration du chrome chez la moule *Mytilus edulis*: Données préliminaires, C. R. Acad. Sci. Paris, Sér. III, 306, 467-473.
- CHASSE C. et GLEMAREC M., 1976. Principes généraux de la classification des fonds pour la cartographie biosédimentaire. J. Rech. Océanograph., 1, 1-18.
- CHASSE C. et GLEMAREC M., 1976. Principes généraux des cartes biosédimentaires. Journal de Recherche Océanographique, 1, N°3, 1-18.
- CHAUSSÉPIED M., ARNAL O., GROSSEL H., DELATTRE J.-M. et WARTEL M., 1989. Le littoral de la région Nord-Pas De Calais: apports à la mer, Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 15., 151 p.
- CHAUVIN P., FREGER G. et GUYADER J., 1985. Synthèse des connaissances sur les effets du dépôt de dragage d'Octeville. IFREMER, Actes de colloques n.4 1986, 465-470 p.
- CHIFFOLEAU J.F., 1994. Le chrome en milieu marin. Repères Océan. IFREMER, 8, 43p.
- CHIFFOLEAU J.F., COSSA D., AUGER D. et TRUQUET I., 1994. Trace metal distribution, partition and fluxes in the Seine estuary (France) in low discharge regime. Marine chemistry, 47, 145-158.
- CHOISY P., 1994. Les contaminants métalliques dans le détroit du Pas-de-Calais : Analyses, spéciation, flux. Thèse de doctorat de l'USTL. 150p.
- CIURLIK J.P., Étude des peuplements benthiques sur la zone ouest expérimentale d'immersion de produits de dragages, rapport de stage de 2ème année de D.E.U.S.T. « Technicien de la Mer et du Littoral » de l'U.F.R. de Calais, Port Autonome de Dunkerque - Cellule antipollution, 169 p.
- CLAISSE D., JOANNY M. et QUINTIN J.Y., 1992. Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (R.N.O.), Analysis Magazine, 20, (6), 19-22.
- CLARKE J.U., MCFARLAND V.A. et PIERCE B.D., 1989. Preliminary recommendations for a congener-specific PCB analysis in regulatory evaluation of dredge material. US Army Corps of Engineers - Miscellaneous paper, D-89-2, 32p.

- CNRC, 1977. Les effets du chrome dans l'environnement canadien. Conseil National de recherche du Canada, CNRC n°15018, 162p.
- COETZEE P.P., GOUWS K., PLÜDDEMANN S., YACOBY M., HOWELL S. et DEN DRIJVER L., 1995. Evaluation of sequential extraction procedures for metal speciation in model sediments. *Water S.A.*, 21 (1), 51-60.
- COLIN Y., 1962. Relevés faunistiques dans le port en eau profonde de Boulogne, Mémoire de D.E.S. (Sciences Naturelles), Faculté des Sciences de Lille, 74 p.
- COLINVAUX P.A. *et al.*, 1989. Les animaux du monde entier : l'écologie animale, France Loisirs, Ed., 144 p.
- COLLIGNON J., 1991. Écologie et biologie marines. Introduction à l'halieutique, Masson, Ed., 298 p.
- COLLINS M., 1989. The behaviour of cohesive and non-cohesive sediments. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages. Nantes, 27 nov.- 1<sup>er</sup> déc. 1989, 15-32.
- COLLINS K., 1994. Towards a cleaner marine environment. European Community priorities for protection, *Mar. Pollut. Bull.*, 29 (6-12), 641-643.
- CONLEY D.J. et JOHNSTONE R.W., 1995. Biochemistry of N,P and Si in Baltic Sea sediments : response to a simulated deposition of a spring diatom bloom. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 122, 265-276.
- CONNEL J.H., 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 42, 710-723.
- CONTU A., MULAS P., SARRITZU G. et SCHINTU M., 1983. Heavy metals in the superficial sediments of a contaminated estuary., *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 70-71, 79-86.
- COSSA D., 1994. Le mercure en milieu marin, le cas du littoral français dans le contexte d'une contamination planétaire. *Équinoxe*, 47-48, 48-52.
- COSSA D. et GOBEILC., 1994. Mercury speciation in a coastal sedimentary environment. In Proceedings of the Japanese-french workshop on recent progress on knowledge of the behaviour of contaminants in sediments and their toxicity to aquatic organisms, 7-11 february, Yokohama, 75-79.
- COSSA D. et LASSUS P., 1989. Le cadmium en milieu marin: biogéochimie et écotoxicologie, Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 16., 111 p.
- COSSA D., AUGER D., AVERTY B., LUCON M., MASSELIN P., NOËL J. et SANJUAN J., 1990. Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française, IFREMER, Ed., 60 p.
- COSSA D., ELBAZ-POULICHET F., GNASSIA-BARELLI M. et ROMEO M., 1993. Le plomb en milieu marin: biogéochimie et écotoxicologie, Repères Océan / IFREMER, 3, 76 p.
- COSSA D., THIBAUD Y., ROMEO M. et GNASSIA-BARELLI M., 1990. Le mercure en milieu marin: biogéochimie et écotoxicologie, Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 19, 130 p.
- COSSON R.P., 1987. Influences des pratiques agricoles sur la contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds: approche écotoxicologique, Thèse de doctorat, Université de Paris-Sud / Orsay, 275 p.
- COSSON R.P., 1992. Les méthallothionéines. *Analisis Mag.*, 20 (6), M50-M53.
- CROUDACE I.W. et CUNDY A.B., 1995. Heavy metal and hydrocarbon pollution in recent sediments from Southampton Water, southern England : a geochemical and isotopic study. *Envir. Sci. Technol.*, 29 (5), 1288-1296.
- CUNDY A.B. et CROUDACE I.W., 1995. Sedimentary and geological variations in a salt marsh/mud flat environment from the mesotidal Hamble estuary, southern England. *Marine Chemistry*, 51, 115-132.
- DAGET J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie, collection d'Écologie, Masson, 170 p.
- DAJOZ R., 1972. Précis d'écologie. Dunod ed., Paris, 434p.
- DALES R.P., 1967. Annelids, Hutchinson University Library, London, 200 p.
- DASSENAKIS M., DEGAITA A. et SCULLOS M., 1995. Trace metals in sediments of Mediterranean estuary affected by human activities (Achelous river estuary, Greece). *Sci. Total Envir.*, 168, 19-31.

- DAUVIN J.-C., 1984. Dynamique d'écosystèmes macrobenthiques des fonds sédimentaires de la baie de Morlaix et leur perturbation par les hydrocarbures de l'« Amoco-Cadiz ». Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Paris, France, 468p.
- DAUVIN J.-C., 1991. Effets à long terme (1978-1988) de la pollution de l'Amoco-Cadiz sur la production de deux peuplements subtidiaux de sédiments fins de la baie de Morlaix (Manche Occidentale). In ELLIOT M. et DUCROTOY J.P. eds, Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons, Olsen et Olsen, Fredensborg, Denmark, 349-358 p.
- DAUVIN J.-C., 1997. Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord. Synthèse, menaces et perspectives. Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, 359 p.
- DAUVIN J.-C., DEWARUMEZ J.-M., ELKAIM B., BERNADO D., FROMENTIN J.-M. et IBANEZ F., 1993. Cinétique de *Abra alba* (mollusque bivalve) de 1977 à 1991 en Manche et Mer du Nord, relation avec les facteurs climatiques. *Oceanologica acta*, 16 (4), 413-422.
- DAVOULT D., 1983. Etude du benthos intertidal entre Calais et l'Aa, Mémoire de D.E.A., U.S.T.L./S.M.W., 36p.
- DAVOULT D., 1988. Etude du peuplement des cailloutis à épibiose sessile et de la population d'*Ophiothrix fragilis* (Abildgaard) du Détroit du Pas-de-Calais (France). Thèse de Doctorat de l'USTL ; Station Marine de Wimereux, 213p.
- DAVOULT D., DEWARUMEZ J.M., PRYGIEL J. et RICHARD A., 1988. Carte des peuplements benthiques de la partie française de la Mer du Nord. IFREMER/Région Nord/Pas-de-Calais, 1 carte + 30p.
- DECHARIAUX H., 1988. Biodégradation anaérobie des xénobiotiques dans les sédiments. Thèse de doctorat de l'Université de Paris VII, 202p.
- DEHAINE C., 1992. Contamination métallique et micro-organique des poissons d'eau douce: synthèse bibliographique, mémoire de D.E.S.S., U.S.T.L. / Agence de l'eau Artois-Picardie, 52 p + annexes.
- DELABRE, 1985. Les métaux lourds dans les sédiments du littoral Nord de la France et leur disponibilité lors des rejets de dragage. Thèse de Doctorat de l'USTL, 120p.
- DELMAS P., 1990. Etude ultrastructurale de bioaccumulations de cristaux de fer dans les gonades de l'échinoïde *Paracentrotus lividus* (Lam.) soumis à des rejets de chlorure ferrique. C.R. Acad. Sci. Paris, série III, 311, 69-74.
- DELVAL C., 1984. Réactions du flet vis à vis des pollutions par les métaux (Cu, Zn, Cd et Pb) sur le littoral de la mer du Nord: détoxification, métallothionéines, Thèse de troisième cycle, U.S.T.L./S.M.W., 172 p.
- DELVAL C., DEWARUMEZ J.M. et RICHARD A., 1984. Contamination des espèces vivantes benthiques (vers-mollusques-poissons) par les polluants métalliques (Littoral Nord-Pas-de-Calais). Rapport Convention IFREMER/ Région Nord-Pas-de-Calais, contrat 516-03, USTL, 122p.
- DEMUYNCK S., 1988 - Contribution à l'étude de la pollution par les métaux lourds du littoral Nord-Pas-de-Calais. Effets biologiques du cadmium et métalloprotéines complexant le métal chez quatre espèces d'Invertébrés benthiques. DEA USTL.
- DEMUYNCK S., 1992 - Identification des métalloprotéines (myohémérythrine et hémoglobine) liant le cadmium chez l'Annélide Polychète endobenthique *Nereis diversicolor*. Distribution tissulaire et cinétique du métal en conditions expérimentales. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle USTL (Dir. N. Dhainaut-Courtois).
- DEMUYNCK S. et DHAINAUT-COURTOIS N., 1993. Identification of extracellular haemoglobin as the major high molecular weight cadmium-binding protein of the polychaete annelid *Nereis diversicolor*, *Comp. Biochem. Physiol.*, 106C, (2), 467-472.
- DEMUYNCK S. et DHAINAUT-COURTOIS N., 1994. Metal-protein binding patterns in the polychaete worm *Nereis diversicolor* during short-term acute cadmium stress. *Comp. Biochem. Physiol.*, 108C (1), 59-64.
- DEMUYNCK S., LI K.W., VAN DER SCHORS R. et DHAINAUT-COURTOIS N., 1993. Amino acid sequence of the small cadmium-binding protein (MP II) from *Nereis diversicolor* (Annelida Polychaeta). Evidence for a myohemerythrin structure. *Eur. J. Biochem.*, 217, 151-156.

- DEMUYNCK S., SAUTIERE P., VAN BEEUMEN J. et DHAINAUT-COURTOIS N., 1991.** Homologies entre les hémérythrine des Sipunculien et une métalloprotéine complexant le cadmium (MP II) d'une annélide polychète, *Nereis diversicolor*, C. R. Acad. Sci. Paris, 312, (3), 317-322.
- DEMUYNCK S., SEPTIER F., RAVEILLON S., DHAINAUT A. et DHAINAUT-COURTOIS N., 1990.** Les Invertébrés endobenthiques estuariens face aux contraintes de l'environnement. Colloque "Environnement des mers épicontinentales" (Conseil Régional Nord-Pas-de-Calais/IFREMER), Lille 20-22 mars.
- DEMUYNCK S., SEPTIER F., SALZET B. et DHAINAUT-COURTOIS N., 1991.** Impacts des métaux lourds sur la macrofaune endobenthique estuarienne. Colloque d'Ecotoxicologie des Sédiments, La Rochelle, 5-7 juin.
- DENNAÏ N., DHAINAUT-COURTOIS N., BOUQUEGNEAU J.M. et NEJMEDDINE A., 1986.** Effets du cadmium et du mercure sur un ver marin (*Nereis diversicolor* O.F. Müller). Mécanismes de détoxifications. C.R. Acad. Sci. Paris, série III, 302, 489-494.
- DEPLEDGE M.H. et RAINBOW P.S., 1990.** Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates, Comp. Biochem. Physiol., 97 C, (1), 1-7.
- DERVIN C., 1992.** Analyse des correspondances : comment interpréter les résultats ?, collection STAT-ITCF, 72p.
- DERVIN C., 1992.** Analyse des correspondances : comment interpréter les résultats. Collection STAT-ITCF, 63p.
- DESSAIN F., 1987.** Etude par analyses statistiques multivariées de l'influence de la charge métallique des sédiments sur le peuplement benthique marin. Doc. 3<sup>ème</sup> cycle, USTL, 130p.
- DEWARUMEZ J.-M., 1976.** Etude du macrobenthos subtidal de la région de Gravelines, mémoire de DEA, USTL, 164 p
- DEWARUMEZ J.M., 1979.** Étude biologique d'*Abra alba*, Wood (Mollusque lamellibranche) du littoral de la Mer du Nord, thèse de troisième cycle, Institut de biologie Marine et régionale de Wimereux - Université des Sciences et Technologies de Lille, 139 p.
- DEWARUMEZ J.-M., 1982.** Le domaine benthique. In Etude écologique du site de Gravelines E.D.F., CNEXO/St. Mar. Wimereux, rapport.
- DEWARUMEZ J.-M., 1983.** Evolution de populations de mollusques intertidaux en relation avec des modifications sédimentologiques sur le littoral de la Mer du Nord. Haliotis, 13, 3-12.
- DEWARUMEZ J.-M., BELGRANO A., CRAEYMEERSCHJ A., DUQUESNE S., HEIP C., HILDE D. et VINCX M., 1993.** Influence de la circulation des masses d'eaux dans la dynamique du peuplement à *Abra alba* de la baie sud de la Mer du Nord. J ; Rech. Océanogr., 18 (1-2), 1-4.
- DEWARUMEZ J.-M., DAVOULT D. et FRONTIER S., 1991.** Example of responses of benthic communities to environmental stress (Dover Strait, France). Oceanologica Acta, SP 11, 191-196.
- DEWARUMEZ J.-M., DAVOULT D., SANVINCENTE ANORVE L. E. et FRONTIER S., 1992.** Is the "muddy heterogenous sediment assemblage" an ecotone between the pebbles community and the *Abra alba* community in the Southern bight of the North Sea ? Netherlands Journal of Sea Research, 30, 229-238.
- DEWARUMEZ J.M., QUISTHOUDT C. et RICHARD A., 1986.** Suivi pluriannuel du peuplement à *Abra alba* dans la partie méridionale de la Mer du Nord (région de Dunkerque - France), *Hydrobiologia*, 142, 187-197.
- DEWARUMEZ J.-M., SMIGIELSKI F. et RICHARD A., 1976.** *Abra alba* (mollusque lamellibranche), sa localisation en zone littorale de la Mer du Nord. Haliotis, 7, 13-19.
- DHAINAUT-COURTOIS N., 1999.** Réponse de la biodiversité marine aux contraintes de l'environnement. performances remarquables des macroinvertébrés benthiques dans les systèmes d'évaluation des qualités physico-chimiques et chimiques, voire de la toxicité réelle, des sédiments. Bilan provisoire de 7 années de recherches de terrain et de laboratoire menées sur les estuaires de l'Aa et de la Canche, et les ports de Boulogne-sur-Mer, Calais et Dunkerque dans le cadre du programme DYSCOP et de contrat avec le Port Autonome de Dunkerque. Juin 1999.

- DHAINAUT-COURTOIS N. et ROMONT R.**, 1997. Biomarqueurs d'exposition aux métaux lourds. Invertébrés benthiques de zones d'estuaires et portuaires. In Utilisation de Biomarqueurs en Ecotoxicologie, édité par l'INRA.
- DHAINAUT-COURTOIS N., DEMUYNCK S. et SALZET-RAVEILLON B.**, 1991. Mécanismes de détoxification chez les poissons et invertébrés marins, *Océanis*, 17, (4), 403-419.
- DIAZ-CASTADENA V.**, 1984. Etude de la colonisation benthique de sédiments mis en enceintes expérimentales dans la baie du Lazaret (Toulon, France). Doct. 3<sup>ème</sup> cycle, Univ. D'Aix-Marseille II, 231p.
- DIAZ-CASTADENA V.**, 1987. Quelques données préliminaires sur la colonisation benthique de substrats meubles pollués en Mer du Nord (Port de Dunkerque). *J. Rech. Oceanogr.*, Vol. 12 (1), 21-25.
- DIAZ-CASTADENA V.**, 1989. Etude expérimentale in situ de la succession écologique lors de la recolonisation d'un sédiment défauné par pollution en Méditerranée et en Mer du Nord. Thèse de Doctorat de l'Université des Sciences et Technologies de Lille (USTL), 553p.
- DIAZ-CASTADENA V., DAVOULT D. et JANQUIN M.A.**, 1990. Evolution d'un sédiment initialement azoïque au cours d'une expérience de colonisation : teneurs en métaux, matière organique, Eh et biomasse macrobenthique. *C.R. Acad. Sci. Paris, série III*, 311, 309-314.
- DIAZ-CASTADENA V., SAFRAN P., BELLA G. et LEPRETRE A.**, 1991. Association of two complementary mathematical methods : correspondance analysis and rank-frequency diagrams in the study of the organization and structure of benthic mediterranean populations. *Cah. Biol. Mar.*, 32, 23-43.
- DODGE Y.**, 1993. Statistique - Dictionnaire encyclopédique. Dunod, Ed., 409 p.
- DONARD O.F.X.**, 1987. Spéciation des composés organométalliques : contribution aux cycles des métaux traces en milieu océanique. *Océanis*, 13 (4-5), 381-394.
- DOSSIS P. et WARREN L.J.**, 1981. Zinc and lead in background and contaminated sediments from Spencer Gulf, South Australia. *Environ. Sci. And technol.*, 15, pp. 1451.
- DOUEZ**, 1993. Contribution à l'étude de l'hydrodynamisme du littoral du Nord/Pas-de-Calais : recherche de traceurs et modélisation. Thèse de doctorat en Sciences de l'USTL, 163p.
- DRISCOLL S.B.K. et MC ELROY A.E.**, 1997. Elimination of sediment-associated benzo[a]pyrene and its metabolites by polychaete worms exposed to 3-methylcholanthrene. *Aquatic Toxicology*, 39 (1), 77-91
- DUGAN J.E., HUBBARD D.M. et PAGE H.M.**, 1995. Scaling population density to body size : tests in two soft-sediment intertidal communities. *Journal of Coastal Research*, 11 (3), 849-857.
- DUGIMONT T.**, 1989 - Isolement d'anticorps monoclonaux dirigés contre les coelomocytes de *Nereis diversicolor* (Annélide, Polychète). DEA USTL.
- DUPONT V., AUGER Y., JEANDEL C. et WARTEL M.**, 1991. Determination of vanadium in seawater by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry using chelating resin column preconcentration. *Anal. chem.*, 63, 520-522.
- DUQUESNE S.**, 1992. Bioaccumulation métallique et métallothionéines chez trois espèces du littoral Nord/Pas-de-Calais, Thèse d'université, U.S.T.L./S.M.W., 264 p.
- DUQUESNE S. et COLL J.C.**, 1995. Metal accumulation in the clam *Tridacna crocea* under natural and experimental conditions. *Aquatic Toxicology*, 32, 239-253.
- DURET A. et ANTOINE S.**, 1973. Pour une politique de lutte contre la pollution des mers, rapport du G.I.P.M., Environnement, 12, La documentation française, Ed., Paris, 271 p.
- DYER M.F., CRANMER G.J., FRY P.D. et FRY W.G.**, 1984. The distribution of benthic hydrographic indicator species in Svalbard waters, 1978-1981. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 64, 667-677.
- EAGLE R.A.**, 1973. Benthic studies in the South East of Liverpool Bay. *Est Coast. Mar. Sc.*, 1, 285-299.
- EAGLE R.A.**, 1975. Natural fluctuations in a soft-bottom benthic community. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 55, 865-878.
- EALLES N.B.**, 1952. The littoral Fauna of Great Britain, a handbook for collectors, Cambridge University Press, 305 p.

- EISMA**, 1966. The distribution of benthic marine molluscs of the main Dutch coast. *Neth. J. Sea Res.*, 3 (1), 107-163.
- ELKAIM B.**, 1981. Effets de la « marée noire » de l'Amoco-Cadiz sur le peuplement sublittoral de l'estuaire de la Penzée. In Amoco-Cadiz. Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures. CNEXO, Paris, 527-537.
- ELKAIM B et PRONIEWSKI F.**, 1979. Les peuplements benthiques subtidaux de l'estuaire de la Seine. Ville du Havre, Laboratoire Municipal, France, 104p.
- ELLIOT M. et O'REILLY M.G.**, 1991. The variability and prediction of marine community parameters. In ECSA 19<sup>ème</sup> Symposium (ELLIOT M. et DUCROTOY J.P., eds), Olsen et Olsen, Fredensborg, pp 231-238.
- ENVIRONNEMENT CANADA**, 1993. Guide pour l'évaluation des technologies de traitement des sédiments contaminés. Plan d'Action Saint-Laurent, 293p.
- ERIKSEN K.D.H., ANDERSEN T. et GRAY J.S.**, 1989. Metal-binding in Polychaetes: quantitative and qualitative studies of five species, *Marine Environmental Research*, 28, 167-171.
- ERIKSEN K.D.H., ANDERSEN T., STENERSEN J. et ANDERSEN R.A.**, 1990. Cytosolic binding of Cd, Cu, Zn and Ni in four polychaete species, *Comp. Biochem. Physiol.*, 95C, (1), 111-115.
- ERIKSEN K.D.H., DAAE H.L. et ANDERSEN R.A.**, 1988. Evidence of presence of heavy metal-binding proteins in polychaeta species, *Comp. Biochem. Physiol.*, 95C, (2), 377-384.
- ESCOFFIER B. et PAGES J.**, 1990. Analyses factorielles simples et multiples (objectifs, méthodes et interprétations). Dunod, Ed., 274 p.
- ETXEBERRIA M., SASTRE I., CAJARAVILLE M.P. et MARIGOMEZ I.**, 1994. Digestive lysosome enlargement induced by experimental exposure to metals (Cu, Cd and Zn) in mussels collected from zinc-polluted site. *Arch. Envir. Contam. Toxicol.*, 27, 338-345.
- FABIANO M., DANOVARO R. et FRASCHETTI S.**, 1995. A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 15 (11/12), 1453-1469.
- FAGUET D.**, 1982. Influence des substances humiques sur les formes dissoutes et particulières de quelques métaux (Zn, Fe, Co, Mn) dans les milieux marins et lagunaires. Thèse de doctorat Spéc. Océanologie, Univ. Perpignan, 111p.
- FAO**, 1986. Health effects of methyl mercury in the mediterranean area, 49p.
- FAUVEL P.**, 1923. Faune de France. Annélides Polychètes sédentaires, Lechevallier, 5, 488 p.
- FAUVEL P.**, 1927. Faune de France. Annélides Polychètes errantes, Lechevallier, 16, 496 p.
- FERNANDO Q.**, 1995. Metal speciation in environmental and biological systems, *Environ. Health Perspect.*, 103 (1), 13-16.
- FEWOU J.**, 1996 - Reconstitution tridimensionnelle du cerveau de *Nereis diversicolor* et démonstration immunocytochimique et expérimentale du rôle dans l'osmorégulation de cette annélide polychète d'un matériel apparenté à l'angiotensine II. Diplôme Supérieur de Recherche de USTL.
- FLAMENT P.**, 1985. Les métaux traces associés aux aérosols atmosphériques : apports au milieu marin du littoral Nord/Pas-de-Calais. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle, USTL, 187p.
- FLATRES P.**, 1980. Portait de la France moderne. Atlas et géographie du Nord et de la Picardie, Flammarion, 428 p.
- FLETCHER C.A., BUBB J.M. et LESTER J.N.**, 1994. Magnitude and distribution of anthropogenic contaminants in salt marsh sediments of the Essex coast, UK, II. Selected metals and metalloids, *Sci. Total Environ.*, 152, 47-59.
- FORD**, 1923. Animals communities of the level sea bottom in the water adjacent to plymouth. *Jour. Mar. Biol. Ass.*, 13, 164-224.
- FÖRSTNER U.**, 1977. Metal concentration in recent lacustrine sediments. *Arch. Hydrobiol.*, 80, 172-191.

- FÖRSTNER U.**, 1980. Inorganic pollutants, particularly heavy metals in estuaries. In *Chemistry and Biogeochemistry of estuaries* (Olausson E. and Cato I. ed.), John Wiley and Sons, New York, 307-349.
- FÖRSTNER U.**, 1984. Cadmium in sediments, *Experientia*, 40, 23-29.
- FÖRSTNER U. et MULLER G.**, 1973. Heavy metal accumulation in river sediments, a response to environmental pollution. In **FÖRSTNER U. et WITTMANN G.T.W.**, *Metal pollution in aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin.
- FÖRSTNER U. et KERSTEN M.**, 1988. Assessment of metal mobility in dredged material and mine waste by pore water chemistry and solid speciation. In **SALOMONS W. et FÖRSTNER U.** (eds), *Chemistry and biology of solid waste. Dredged material and mine tailings*, Springer-Verlag, Berlin, 214-237.
- FÖRSTNER U. et SALOMONS W.**, 1988. Dredged materials. In **SALOMONS W., BAYNE B.L., DUURSMA E.K. et FÖRSTNER U.** (eds), *Pollution of the North Sea, an assessment*, Springer-Verlag, Berlin, 225-245.
- FÖRSTNER U. et WITTMANN G.T.W.**, 1981. *Metal pollution in aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin, 486p.
- FOSS H.E. et FORBES V.E.**, 1997. Effects of the polycyclic aromatic hydrocarbon fluoranthene on growth rate and nucleic acid composition of *Capitella sp.* *Marine Biology*, 129 (3), 489-497.
- FRANQUET E. et CHESSEL D.**, 1994. Approches statistique des composantes spatiales et temporelles de la relation faune-milieu. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 317, 202-206.
- FRONTIER S. et PICHOD-VIALE D.**, 1993. *Structure, fonctionnement et évolution des écosystèmes*, 2<sup>ème</sup> édition, Masson, Paris, 392 p.
- FRONTIER S. et PICHOD-VIALE D.**, 1995. *Ecosystèmes : Structure, fonctionnement et évolution*, 2<sup>ème</sup> édition, réimpr., Masson, Paris, 447 p.
- FRONTIER S.**, 1981. *Méthode statistique*, Abrégés Masson, 246 p.
- FRONTIER S.**, 1983a. Choix et contraintes de l'échantillonnage écologique. In **Frontier S.** ed, *Stratégies d'échantillonnage en écologie*, Masson, Paris, 3-62.
- FRONTIER S.**, 1983b. L'échantillonnage de la diversité spécifique. In **Frontier S.** ed, *Stratégies d'échantillonnage en écologie*, Masson, Paris, 416-436.
- FRONTIER S.**, 1985. Diversity and structure in aquatic ecosystems. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 23, 253-312.
- FRONTIER S.**, 1976. Utilisation des diagrammes Rang-Fréquence dans l'analyse des écosystèmes. *J. Rech. Océanogr.*, vol. 1, 3, 35-48 p.
- GAILLARD J.-M.**, 1979. *Les mollusques marins*, Atlas, Ed., 120 p.
- GALLAGHER E.D., JUMARS P.A. et TRUEBLOOD D.**, 1983. Facilitations of soft-bottom benthic succession by tube builders. *Ecology*, vol. 64, 1200-1216.
- GENTIL**, 1976. *Distribution des peuplements benthiques en Baies de Seine*. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle. Université de Paris VI, 70p.
- GEODE (Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragage et l'Environnement)**, 1992. Métaux dans les sédiments dragués dans les ports français (1986-1990), rapport préliminaire du groupe GEODE, 9 p.
- GEODE (Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragage et l'Environnement)**, 1994. *Dragage dans les ports français. Rapport de synthèse*. Société Grenobloise d'Etudes et d'Applications Hydrauliques - SOGREAH Ingénierie, 99p + 3 annexes.
- GEODE (Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragage et l'Environnement)**, 1995. Métaux et Polychlorobiphényles (PCB) dans les sédiments dragués dans les ports français. Données de 1991, 1992, 1993. Evolution 1986-1993. Document provisoire, 72p.
- GEODE (Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragage et l'Environnement)**, 1997. *Etude de l'écotoxicité des sédiments dragués*. Document de synthèse et annexes, projet du groupe GEODE/IFREMER - Brest (rapport interne), 82p.

- GEODE (Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragage et l'Environnement) et SOGREAH, 1993.** Dragages dans les ports français : synthèse, rapport du groupe GEODE, 44 p.
- GEORGE D. et GEORGE J., 1980.** La vie marine, in Encyclopédie illustrée des Invertébrés marins, Maloire S.A., Ed., Paris, 173 p.
- GEORGE J. D. et HARTMANN-SHRÖDER G., 1985.** Polychaetes : british amphinomida, spintherida and eunicida. Synopses of the British Fauna n°32. The Linnean Society of London and the Estuarine and Brackish-water Sciences Association. BRILL E.J./Dr. BACKHUYS W.. London, Leiden, Köln and Kobenhavn, 221p.
- GEORGE S.G. et COOMBS T.L., 1977.** The effects of chelating agents on the uptake and accumulation of cadmium by *Mytilus edulis*, Mar. Biol., 39, 261-268.
- GESAMP (Group of experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution), 1991.** Anthropogenic Influences on sediment discharge to the coastal zone and environmental consequences. IMO/FAO/UNESCO-IOC/WHO/IAEA/UN/UNEP, Joint Group of experts of the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Report and Studies, n°52, 67p.
- GIBBS P.E., 1968.** Observations on the population of *Scoloplos armiger* at whitstable. J. Mar. Biol. Ass. U.K., 48, 225-254.
- GIBBS P.E., LANGSTONE W.J., BURT G.R. et PASCOE P.L., 1983.** *Tharyx mariani* (polychaeta) : a remarkable accumulator of arsenic. J. mar. Biol. Ass. U.K., 63, 313-325.
- GIBBS P.E., BRYAN G.W., PASCOE P.L. et BURT G.R., 1987.** The use of the dog-whelk *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. J. mar. Biol. Ass. U.K., 67, 507-523.
- GIBBS P.E. et MISKIEWICZ A.G., 1995.** Heavy metals in fish near a major primary treatment sewage plant outfall. Mar. Pollut. Bull., 30 (10), 667-674.
- GILLET P., 1993.** Impact de l'implantation d'un barrage sur la dynamique des populations de *Nereis diversicolor* (annélide polychète) de l'estuaire du Bou Regreg, Maroc. J. Rech. Oceanogr., 18 (1-2), 15-18.
- G.I.P.M., 1973.** Pour une politique de lutte contre la pollution des mers, rapport du G.I.P.M., La Documentation Française, Ed., Paris, 271 p.
- GIRAUD G., VINCENT F., ALZIEU C. et QUINIOU F., 1997.** Stratégie vis-à-vis des sédiments contaminés. IFREMER/Institut Supérieur de Gestion de l'Environnement - Ecole des Mines de Paris (ISIGE), Direction de L'Environnement et de l'Aménagement Littoral. Contrat GEODE/IFREMER, 124p+annexes.
- GLEMAREC M., 1964.** Bionomie benthique de la partie orientale du Golfe du Morbihan. Cahiers de Biologie marine, 5, 33-96.
- GLEMAREC M., 1969.** Les peuplements benthiques du plateau continental Nord-Gascogne. Thèse d'Etat, Faculté des Sciences Paris, 169p.
- GLEMAREC M., 1973.** The benthic community of the European North Atlantic Continental shelf. Oceanography and Marine biology, Annual review, 11, 263-289.
- GLEMAREC M., 1979.** Les fluctuations temporelles des peuplements benthiques liées aux fluctuations climatiques. Ocean. Acta, 2 (3), 365-371.
- GLEMAREC M., 1986.** Ecological impact of an oil-spill : utilisation of biological indicators. IAWPRC-NERC Conference, jully 1985. IAWPRC Journal, 18, 203-211.
- GLEMAREC M., 1998.** Perturbations anthropiques au niveau des peuplements des milieux sédimentaires. Ecotoxicologie Marine. Ed ALZIEU C., Ann. Inst. Oceanogr. Paris, sous presse.
- GLEMAREC M., LE BRIS H. et LE GUELLEC C., 1985.** Modifications des écosystèmes des vasières côtières du Sud-Bretagne. Hydrobiologia, 142, 159-170.
- GLEMAREC M. et HILY C., 1981.** Perturbations apportées à la macrofaune de la Baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. Acta Oecol., Oecol. Applic., 2 (2), 139-150 p.
- GLEMAREC M. et HILY C., 1997.** Variabilité naturelle et perturbations anthropiques des écosystèmes sédimentaires. De la tolérance à l'opportunisme. In « Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord ». Museum Nat. Hist. Nat., Paris, 273-281.

- GOBEIL C.**, 1994. Dynamics of trace metals in coastal marine sediments : example from the Laurentian Through. In Proceedings of the Japanese-French workshop on recent progress on knowledge of the behaviour of contaminants in sediments and their toxicity to aquatic organisms, 7-11 february, Yokohama, 66-74.
- GONZALES J.L.**, 1992. Comportement du mercure et du cadmium lors de la diagenèse précoce et flux à l'interface eau-sédiment en zone littorale. Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux I, n°773, 247p.
- GRALL J. et GLEMAREC M.**, 1997a. Bioévolution des structures benthiques en rade de Brest. Ann. Inst. Ocean. Paris, sous presse.
- GRALL J. et GLEMAREC M.**, 1997b. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the bay of Brest. In « 25<sup>th</sup> Annual Symposium of Estuarine and Coastal Sciences Association. Dublin, Sept. Est. Coastal and Shelf Science, 44 (supplement A), 11p.
- GRASSE P.-P.**, 1960. Traité de Zoologie, Masson et Cie, Ed., 5, 156-196.
- GRASSE P.-P.**, 1960. Traité de Zoologie, Masson et Cie, Ed., 6, 1928-2053.
- GRASSLE J.F. et GRASSLE J.P.**, 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. J. mar. Res., 32 (2), 253-284.
- GRAY J.J.**, 1992. Eutrophication in Sea. In Marine Eutrophication and Population Dynamics (COLOMBO G., FERRARI I., CECCHERELLI V. et ROSSI R., eds), 25 th EMBS, Olsen et Olsen, Fredensborg, pp 3-16.
- GRAY J.S.**, 1974. Animal-sediment relationships. Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev. H. Barnes Ed., vol. 12, 223-262.
- GRAY J.S.**, 1981. Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. Mar. Poll. Bull., 12, 173-176.
- GRAY J.S.**, 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. Netherlands Journal of Sea Research, 16, 424-443.
- GRAY J.S.**, 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. Biological Journal of Linnean Society, 37, 19-32.
- GRAY J.S., CLARKE K.R., WARWICK R.M. et HOBBS G.**, 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos : an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. Marine Ecological Progress Series, 66, 285-299.
- GRAY J.S. et PEARSON T.H.**, 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution+induced changed in benthic communities. Marine Ecology Progress Series, 9, 11-21.
- GRUMIAUX F.**, 1996 - Etude multiparamétrique de la contamination métallique et organique du Canal à Grand Gabarit du Nord de la France. Effets sur la macrofaune benthique et caractérisation chez le gardon (*Rutilus rutilus* L.) d'un biomarqueur d'expression. Thèse de doctorat de l'USTL, 309p.
- GRZIMEK B. et FONTAINE M.**, 1973. Le monde animal en 13 volumes, in Encyclopédie de la vie des bêtes, Stauffacher S.A., Ed., III, 526 p.
- GRZIMEK B.**, 1974. Le monde animal en 13 volumes, in Encyclopédie de la vie des bêtes, Stauffacher S.A., Ed., IV, 482 p.
- GRZIMEK B.**, 1974. Le monde animal en 13 volumes, in Encyclopédie de la vie des bêtes, Stauffacher S.A., Ed., V, 494 p.
- GUARY J.C.**, 1994. Processes affecting bioavailability of sediment-bound trace metals in aquatic environments. A review. In Proceedings of the Japanese-French workshop on recent progress on knowledge of the behaviour of contaminants in sediments and their toxicity to aquatic organisms, 7-11 february, Yokohama, 56-60.
- GUERIN J.L. et STICKLE W.B.**, 1995. Effects of cadmium on survival, osmoregulatory ability and bioenergetics of juvenile blue crabs *Callinectes sapidus* at different salinities. Marine Environmental Research, 40 (3), 227-246.
- GUIBE J. et HVAS H.**, Les poissons, Fernand Nathan, Ed., 111 p.
- GUILLE A. et PONGE J.F.**, 1975. Application de l'analyse des correspondances à l'étude des peuplements de la côte catalane française. Ann. Inst. Océanogr. Paris, 51 (2), 223-235.
- GUILLE A.**, 1971. Bionomie benthique de la côte Catalane française : VI- Données autoécologiques (macrofaune). Vie et Milieu, sér. B, 22 (3B), 469-528 p.

- GUILLE A.**, 1971. Bionomie benthique du plateau continental de la côte catalane française. *Vie et Milieu*, 21 (1b): 154-169.
- GUOLAN H. et YONG W.**, 1995. Effects of tributyltin chloride on marine bivalve mussels. *Wat Res.*, 29 (8), 1877-1884.
- HACH**, 1989. Méthodes d'analyses au spectrophotomètre DR/2000, mode d'emploi.
- HAMASAKI T., NAGASE H., YOSHIOKA Y. et SATO T.**, 1995. Formation, distribution and ecotoxicity of methylmetals of tin, mercury and arsenic in the environment. *Critical reviews in Envir. Sci. Technol.*, 25 (1), 45-91.
- HARLAND A.D., BRYAN G.W. et BROWN B.E.**, 1990. Zinc and cadmium absorption in the symbiotic anemone *Anemonia viridis* and the non-symbiotic anemone *Actinia equina*. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 70, 789-802.
- HAYWARD et RYLAND**, 1990. The marine fauna of the british Isles and North-West Europe. Vol.1 et 2, Oxford Science Publications, HAYWARD et RYLAND eds.
- HEDGES J.I. et KEIL R.G.**, 1995. Sedimentary organic matter preservation : an assessment and speculative synthesis. *Marine Chemistry*, 49, 81-115.
- HEDIN-BOUGARD M. et MENU D.**, 1979. Etude hydrobiologique du site de Dunkerque, 1978. Réseau National d'Observation du milieu marin (RNO) - CNEOX - IBMRW, 94 p.
- HEDIN-BOUGARD M.**, 1980. Hydrobiologie littorale : phytoplancton (Dunkerque, Mer du Nord). Thèse de 3ème cycle, IBMRW / USTL, 105 p.
- HEINRICH D. et HERGT M.**, 1993. Atlas de l'écologie. La polythèque - Encyclopédie d'aujourd'hui, Livre de Poche, 284p.
- HEIP C. et CRAEYMEERSH J.A.**, 1995. Benthic community structures in the North Sea. *Helgoländer Meeresunters.*, 49, 313-328.
- HILY C.**, 1983. Modification de la structure écologique d'un peuplement de *melinna palmata* (annélide polychète) soumis aux effluents urbains et industriels en rade de Brest. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, 59 (1), 37-56.
- HILY C.**, 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophique de la rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Bretagne Occidentale, Brest, France, 696p.
- HILY C., LE BRIS H. et GLEMAREC M.**, 1986. Impacts biologiques des émissaires urbains sur les écosystèmes benthiques. *Oceanis*, 12, 419-426.
- HIS E.**, 1991. Biologie et écotoxicologie des végétales de *Crassostrea gigas* (Thunberg) dans le bassin d'Arcachon. Thèse Univ. Bordeaux I, vol. I : 308p, vol. II (annexes) : 192p.
- HIS E. et ROBERT R.**, 1980. Action d'un sel organo-métallique l'acétate de tributyl-étain sur les œufs et les larves de *Crassostrea gigas* (Thunberg). *CIEM. C.M. 1980/F*, 27, 10p.
- HIS E. et ROBERT R.**, 1986. Utilisation des élevages larvaires de *Crassostrea gigas* en écotoxicologie marine. *Haliotis*, 15, 301-308.
- HOARE K., BEAUMONT A.R. et DAVENPORT J.**, 1995a. Variation among populations in the resistance of *Mytilus edulis* embryos to copper : adaptation to pollution ?. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 120, 155-161.
- HOARE K., DAVENPORT J. et BEAUMONT A.R.**, 1995b. Effects of exposure to copper on gross of veliger larvae and survivorship of *Mytilus edulis* juveniles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 120, 163-168.
- HORIGUCHI T., SHIRAISHI H., SHIMIZU M. et MORITA M.**, 1994. Imposéx and organotin compounds in *Thais clavigera* and *T. bronni* in Japan. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 74, 651-669.
- HORN**, 1974. The ecology of secondary succession. *Annual Riview of Ecology and Systematics*, 5, 25-37.
- HUNT C.D. et SMITH D.L.**, 1983. Remobilization of metals from polluted marine sediments, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40 (suppl. 2), 132-142.
- HUTCHINSON T.H., WILLIAMS T.D. et EALES G.J.**, 1994. Toxicity of cadmium, Hexavalent chromium and Copper to marine Fish larvae (*Cyprinodon variegatus*) and copepods (*Tisbe battagliai*). *Marine Envir. Res.*, 38, 275-290.

- IFREMER**, 1986. Le littoral de la région Nord/Pas-de-Calais. Qualité du milieu marin. *Rapports scientifiques et techniques*, 3, 152 p.
- IFREMER**, 1989. Le littoral de la région Nord/Pas-de-Calais. Apports à la mer. *rapports scientifiques et techniques*, 15, Convention de coopération région Nord/Pas-de-Calais - IFREMER, 151 p.
- JEANTET A.-Y., BALLAN-DUFRANCAIS C. et MARTIN J.-L.**, 1985. Recherche des mécanismes de détoxification du cadmium par l'huître *Crassostrea gigas* (Mollusque, Bivalve), sites intracellulaires d'accumulation du métal dans les organes absorbants et excréteurs, C. R. Acad. Sci. Paris, Sér. III, 301, (5), 177-.
- JENSEN H.S., MORTENSEN P.B., ANDERSEN F.O., RASMUSSEN E. et JENSEN A.**, 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnol. Oceanogr.*, 40 (5), 908-917.
- JOANNY M., QUINTIN J.-Y. et CLAISSE D.**, 1990. Surveillance du milieu marin; travaux du R.N.O., édition 1989-1990, Ministère de l'environnement / IFREMER, 32 p.
- JOANNY M., BERLIN C., CLAISSE D., MIOSSEC L., BERTHOME J.P., GROUHEL A. et RAFFIN A.**, 1993. Qualité du milieu marin littoral. IFREMER, Brest, 241p.
- JONES N.S.**, 1950. Marine bottom community. *Biol. Rev.*, 25 (3), 283-313.
- JONES N.S.**, 1976. British cumaceans. Arthropoda : crustacea. Synopses of the British Fauna n°7. The Linnean Society of London. Academic Press London and New-York, 64p.
- KATZ A. et KAPLAN L.R.**, 1981. Heavy metals behavior in coastal sediments of southern California : a critical review and synthesis. *Mar. Chem.*, 10, 261-299.
- KENNY A. et REES H.L.**, 1994. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos : early post-dredging recolonisation. *Mar. Pollut. Bull.*, 28, 442-448.
- KERDIJK H.N.**, 1989. Chemical characterisation of dredged material. In Proceeding of the international seminar on the environmental aspects of dredging activities, 27 nov.- 1 décem., Nantes, 101-114.
- KERSTEN M., DICKE M., KRIEWS M., NAUMANN K., SCHMIDT D., SCHULZ M., SCHWIKOWSKI M. et STEIGER M.**, 1988. Distribution and fate of heavy metals in the North Sea. In SALOMONS W., BAYNE B.L., DUURSMA E.K. et FÖRSTNER U. (eds), *Pollution of the North Sea, an assessment*, Springer-Verlag, Berlin, 300-347.
- KERSTEN M. et FORSTNER U.**, 1986. Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water Science and Technology*, 18, 121-130.
- KERSTEN M. et FORSTNER U.**, 1987. Effect of sample pretreatment on reliability of solid speciation data on heavy metals-Implications for the study of early diagenetic processes. *Marine Chemistry*, 22, 299-312.
- KHALANSKI M.**, 1988. Rejets thermiques dans le milieu côtier : Aperçu sur l'expérience acquise sur le site de Gravelines. *Oceanis*, vol. 14 (5), 579-593.
- KHANGAROT B.S., RAY P.K. et CHANDRA H.**, 1987. *Daphnia magna* as a model to assess heavy metal toxicity : comparative assessment with mouse system. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 15 (4), 427-432.
- KINGSTON P.F., DIXON I.M.T., HAMILTON S. et MOORE D.C.**, 1995. The impact of the Braer oil spill on the macrobenthic infauna of the sediments off the Shetland islands. *Mar. Pollut. Bull.*, 30 (7), 445-459.
- KNEZOVICH J.P., HARRISON F.L. et WILHELM R.G.**, 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals : a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 32, 233-245.
- LACAZE J.C.**, 1976. Expériences de pollution en écosystèmes marins contrôlés. Applications aux produits pétroliers. *Oceanis*, 2, 1-115.
- LACAZE J.C.**, 1978. Etude expérimentale de l'influence des produits pétroliers sur la production primaire de l'environnement marin. Thèse de doct. d'Etat, Paris.
- LACAZE J.C.**, 1980. La pollution pétrolière en milieu marin. Masson, Paris, 118p.
- LACAZE J.C.**, 1993. La dégradation de l'environnement côtier. Conséquences écologiques. Masson, Paris, 149p.

- LAGARDERE J.P.**, 1966. Recherches sur la biologie et l'écologie de la macrofaune des substrats meubles de la côte des Landes et de la côte basque. *Bull. Cent. Etud. Rech. Sci. Biarritz*, 6, 143-209.
- LAMOTTE M. et BOURLIERE F.**, 1971. Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux aquatiques, Masson et C<sup>ie</sup>, Ed., Paris, 294 p.
- LAPAQUELLERIE Y. et MAILLET N.**, 1991. Rapport sur l'analyse des données relatives aux matériaux dragués dans les ports français en 1986, 1987 et 1988, Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine/Université de Bordeaux I, 27 p + annexes.
- LARSONNEUR C.**, 1977. La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français : méthode mise au point et utilisée en Manche, *J. Rech. Océanogr.*, 2 (2), 33-39.
- LATOUCHE C.**, 1991. Rapport sur l'analyse des données relatives aux matériaux dragués dans les ports français en 1986, 1987 et 1988. Institut de Géologie du Bassin Aquitaine (IGBA), 27 p. + annexes.
- LAWSON S.L., JONES M.B. et MOATE R.M.**, 1995. Effect of copper on the ultrastructure of the gill epithelium of *Carcinus maenas* (decapoda : brachyura). *Mar. Pollut. Bull.*, 31 (1-3), 63-72.
- LE BRIS H. et GLEMAREC M.**, 1996. Marine and brackish ecosystems of South Brittany (Lorient and Vilaine Bays) with particular reference to the effects of the turbidity maxima. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (1988), 42, 737-753.
- LE DANOIS E.**, 1953. La vie étrange des rivages marins, Horizons de France, Ed., 191 p.
- LECHAPT J.P., BELLAN G. et RETIERE C.**, 1993. Transposition en régime mégatidal d'une méthode d'évaluation des effets de perturbations anthropiques sur des peuplements annéliens. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, 69 (2), 225-237.
- LEFRANC G.**, 1965. Résultats des dragages effectués sur les ridens et dans la rade d'Ambleuse, Mémoire de D.E.S. (Sciences Naturelles), Faculté des Sciences de Lille, 77 p.
- LEGENDRE L. et LEGENDRE P.**, 1979. *Ecologie numérique, 2 - La structure des données écologiques.* Masson, Ed., 254 p.
- LEGENDRE L. et LEGENDRE P.**, 1984. *Ecologie numérique, 1. Le traitement multiple des données écologiques.* Collection d'Ecologie 12, Masson, Ed., Paris et PUL Québec, 2<sup>ème</sup> édition, 260 p.
- LEPPAKOSKI**, 1975. Macrofauna as indicator of oceanization in the Southern Baltic. *Merentutkimuslait. Julk. Havsforskningsinst. Skr.*, 239, 280-288.
- LEVEAU M., MAESTRINI S.Y., MARCHAND M. et MARTIN J.L.**, 1988. Le milieu marin côtier : milieu spécifique, récepteur d'apports polluants multiples, *Océanis*, 14 (6), 639-650.
- L'HOPITAULT J.-C.**, 1983. Influence du dragage des ports sur la pollution marine dans la région Nord / Pas-de-Calais. Institut Pasteur de Lille, 63 p.
- L'HOPITAULT J.-C. et DELATTRE J.-M.**, 1983. *Hydrobios II : pollution chimique des sédiments du littoral nord de la France, cartes et commentaires.* Service des Eaux, Institut Pasteur de Lille, 61p+annexes.
- L'HOPITAULT J.-C., PHILIPPO A., THOMAS P., OUDART E. et DELATTRE J.-M.**, 1985. *Hydrobios III : Pollution Chimique du littoral Nord / Pas-de-Calais, étude spécifique de secteurs contaminés : Calais - Dunkerque et Boulogne-sur-Mer, Cartes et commentaires.* Institut Pasteur de Lille, contrat 83 / 3047 / B, 86p.
- L'HOPITAULT J.-C., THOMAS P. et DELATTRE J.-M.**, 1987. Etude des polluants associés aux déblais de dragage - Devenir après clapage en mer. Institut Pasteur de Lille, contrat IFREMER / EPR, 85 p.
- L'HOPITAULT J.-C., THOMAS P. et DELATTRE J.-M.**, 1987. Evolution des déblais de dragage dans l'environnement marin : étude *in vitro*. Institut Pasteur de Lille, 42 p.
- LOBEL P.B.**, 1987. Short-term and long-term uptake of zinc by mussel, *Mytilus edulis* : a study in individual variability. *Arch. Envir. Contam. toxicol.*, 16, 723-732.
- LOIZEAU V.**, 1994. Modélisation de la bioaccumulation des PCB dans un réseau trophique simple en Baie de Seine. Thèse de doctorat de l'Université d'Aix-Marseille II, 214p.
- LORIN J. et MIGNIOT C.**, 1984. Etude de l'exhaussement des fonds de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, synthèse des études réalisées et des phénomènes naturels, répartition et origine des sédiments superficiels., Laboratoire Central d'Hydraulique de France, 46 p + figures.

- LORIN J. et MIGNIOT C.**, 1986. Etude de l'exhaussement des fonds de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, propriétés physiques des vases., Laboratoire Central d'Hydraulique de France, 32 p + figures.
- LORING D. H.**, 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediment. ICES, J. Mar. Sci., 48 : 101-115 p.
- LOURENS J.M., VONCK A.P.M.A., GUCHTE C. VD, HARTNACK J. et STRONKHORST J.**, 1995. Sediment toxicity testing of lightly contaminated dredged material in The Netherlands. Journal of Aquatic Ecosystem Health. 4, 271-275.
- LUOMA S.N.**, 1982. Transport of trace elements from particulates to biota. Proceedings of a Pollutant Transfer by Particulates Workshop, Old Dominion Univ. Norfolk, Virginia. US-Dep. Of Com./NOAA/Office of Marine Pollution Assessment, 272p.
- LUOMA S.N.**, 1986. A comparison of two methods for determining copper partitioning in oxidized sediments. Marine Chemistry, 20, 45-59.
- LUOMA S.N. et BRYAN G.W.**, 1981. A statistical assessment of the form of trace metals in oxidized estuarine sediments employing chemical extractants. Sci. Total Envir., 17, 165-196.
- LUOMA S.N. et BRYAN G.W.**, 1982. A statistical study of environmental factors controlling concentrations of heavy metals in the burrowing bivalve *Scrobicularia plana* and the polychaete *Nereis diversicolor*. Estuarine Coastal and Shelf Science, 15, 95-108.
- MACKAY A.P. et HODGKINSON M.C.**, 1995. Concentration et spatial distribution of trace metals in mangrove sediments from the Brisbane river, Australia. Envir. Pollut., 90 (2), 181-186.
- MANLEY A.R.**, 1983. The effects of copper on the behaviour, respiration, filtration and ventilation activity of *Mytilus edulis*. J. mar. Biol. Ass. U.K., 63, 205-222.
- MANLEY A.R., GRUFFYDD L.D. et ALMADA-VILLELA P.C.**, 1984. The effects of copper and zinc on the shell growth of *Mytilus edulis* measured by laser diffraction technique. J. mar. Biol. Ass. U.K., 64, 417-427.
- MARCHAND M., ABARNOU A. et MARCAILLOU-LE BAUT C.**, 1990. Les PCB en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, n°18, 162p.
- MARTIN J.M. et WHITFIELD M.**, 1983. The significance of the river input of chemical element to the ocean. In « Trace metals in sea water », Wong C.S., Boyle E., Bruland K.W., Burton J.D. ed., 265-296.
- MARTOJA M. et MARTOJA R.**, 1984. La bioaccumulation de métaux, processus physiologique normal et conséquence de la pollution, Le Courrier du C.N.R.S., 54, 32-37.
- MASON R.P., REINFELDER J.R. et MOREL F.M.M.**, 1995. Bioaccumulation of mercury and methylmercury. Wat. Air Soil Pollut., 80, 915-921.
- MASSIN J.M.**, 1989. L'état de la réglementation en matière de contrôle des opérations d'immersion liées aux activités de dragages. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragage. Nantes 27 nov.- 1<sup>er</sup> déc. 1989, 347-352.
- MATIVAT, LALLIER et CAZAUX**, 1991. Recrutement benthique de l'annélide *Nephtys hombergii*. J. de Rech. Océanogr., 10, 142-145.
- MAURICE L.**, 1994. Biodégradabilité de la matière organique dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire. Oceanologica Acta, 17 (5), 501-516.
- M'BÉRI MAURICE**, 1988 - Dégranulation des cœlomocytes au cours des réactions immunitaires d'un Invertébré marin : *Nereis diversicolor*. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle USTL (Dir. A. Dhainaut).
- MEHARG A. et OSBORN D.**, 1995. Dioxins released from chemicals accidents. Nature, 375, 353-354.
- MENDEZ N., FLOS J. et ROMERO J.**, 1997. Littoral soft bottom polychaete communities in a pollution gradient of Barcelona (West Mediterranean, Spain). Est. Coast. Shelf Science, sous presse.
- MEYER W., KRETSCHMER M., HOFFMANN A. et HARISCH G.**, 1990. Biochemical and histochemical observations on effects of low-level heavy metal load (Lead, Cadmium) in different organ systems of the freshwater crayfish, *Astacus astacus* L. (Crustacea: Decapoda), Ecotoxicol. Environm. Safety, 21, 137-156.
- MICHEL P.**, 1992. Importance de la spéciation des métaux et composés organométalliques pour une bonne évaluation des risques environnementaux en milieu marin. Hydroécol. Appl., 4 (2), 43-53.

- MICHEL P.**, 1993. L'arsenic en milieu marin: biogéochimie et écotoxicologie, Repères Océan / IFREMER, 4, 62p.
- MILLIMAN J.D.**, 1994. Organic matter content in U.S. Atlantic continental slope sediments : decoupling the grain-size factor. *Deep Sea Res. II*, 41 (4-6), 797-808.
- MONBET Y.**, 1972. Etude bionomique du plateau continental au large d'Arcachon. Application de l'Analyse factorielle. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle. Univ. Aix-Marseille, 99p.
- MONNIOT F., MARTOJA R. et MONNIOT C.**, 1994. Cellular sites of iron and nickel accumulation in ascidians related to the naturally and anthropic enriched New Caledonian environment. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, 70 (2), 205-216.
- MOORE J.W. et RAMAMOORTHY S.**, 1984. Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment, Springer-Verlag, New-York, 268p.
- MORTIMER M.R. et MILLER G.J.**, 1994. Susceptibility of larval and juvenile instars of the sand crab, *Portunus pelagicus* (L.), to sea water contaminated by chromium, nickel or copper. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 45, 1107-1121.
- MULLER Y.**, 1983. Etude des peuplements benthiques de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, Mémoire de D.E.A., U.S.T.L./S.M.W., 81 p.
- NAGELKERKEN I.A. et DEBROT A.O.**, 1995. Mollusc communities of tropical rubble shores of Curaçao : long-term (7+years) impacts of oil pollution. *Mar Pollut. Bull.*, 30 (9), 592-598.
- NEJMEDDINE A.**, 1992. Etude des protéines fixant le cadmium chez deux espèces d'Annélides, *Nereis diversicolor* (Annélide Polychète), et *Allolobophora caliginosa* (Annélide Oligochète), Thèse d'état, Université Cadi Ayyad-Faculté des Sciences de Marrakech/U.S.T.L., 106 p.
- NELSON W.G., BERGEN B.J. et COBB D.J.**, 1995. Comparison of PCB and trace metal bioaccumulation in the blue mussel, *Mytilus edulis*, and the ribbed mussel, *Modiolus demissus*, in New Bedford harbor, Massachusetts. *Environmental Toxicology and chemistry*, 14 (3), 513-521.
- NOEL-LAMBOT F.**, 1980. La bioaccumulation du cadmium en milieu marin, Thèse de doctorat, Université de Liège, 273 p.
- NOTT J.A. et NICOLAIDOU A.**, 1990. Transfer of metal detoxification along marine food chains. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 70, 905-912.
- NUGEGODA D. et RAINBOW P.S.**, 1988. Effect of chelating agent (EDTA) on zinc uptake and regulation by *Palaemon elegans* (crustacea : decapoda) ; *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 68, 25-40.
- OAKLEY S.M. et coll.**, 1980. The geochemical partitioning and bioavailability of trace metals in marine sediments. Dep. Of Civil Eng., Oregon St. Univ., Corvallis, Oregon.
- OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Economique)**, 1991. Etat de l'environnement. 1-319. Suppl. : indicateurs d'environnement. Une étude pilote, 1-77.
- OLIVIER J.M.**, 1995. Principal components analysis, ADE-4 Program Library, 2, 36p.
- OLIVIER J.M., DOLEDEC S. et CHESSEL D.**, 1995. Correspondance analysis, ADE-4 Program Library, 2, 18p.
- OLSGARD F. et GRAY J.S.**, 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 122, 277-306.
- ORANGE J.**, 1983. Hydrobiologie et répartition de la faune dans l'estuaire de la Canche., Mémoire de D.E.A., U.S.T.L./S.M.W., 47 p.
- OSCOM (Oslo Commission)**, 1991. Oslo Commission Guidelines for the management of dredged material, Procedures and decisions Manual. Oslo Commission, 28 p.
- OSPAR (Commissions d'Oslo et Paris)**, 1984. Les Commissions d'Oslo et de Paris. La première décennie, 403p.
- OSPAR (Commissions d'Oslo et Paris)**, 1993. Lignes directrices de la commission d'Oslo sur la gestion des activités de dragage. Annexe 1 des conventions d'Oslo et Paris pour la prévention de la pollution marine, quinzième réunion des Commission d'Oslo et de Paris, Berlin, 14-19 juin 1993, 29p + annexes techniques.

- OSPAR (Commissions d'Oslo et Paris), 1994a.** Critères d'évaluation écotoxicologiques des métaux traces et des contaminants organiques dans l'Atlantique Nord Est. Commission d'Oslo et de Paris, 47 p.
- OSPAR (Commissions d'Oslo et Paris), 1994b.** Étude des lignes de base des contaminants dans les sédiments superficiels de la zone maritime des Conventions d'Oslo et de Paris, 1990/1991, rapport des Commission d'Oslo et de Paris DE/SDCRE/JMM.JC.N°554, Ministère de l'Environnement, Direction de l'eau, sous-direction de la coordination et de la réglementation de l'eau, 78 p.
- OSPAR (Commissions d'Oslo et Paris), 1995.** Immersions en mer en 1991 et 1992. Rapport Commissions d'Oslo et de Paris, 151p.
- LOUDART E., L'HOPITAULT J.C. et DELATTRE J.M., 1987.** Étude des polluants associés aux déblais de dragages. Devenir après clapage en mer, *contrat Établissement Public Régional du Nord/Pas-de-Calais - IFREMER, Service Eaux - Environnement - Institut Pasteur de Lille*, 90 p.
- LOUDART E., L'HOPITAULT J.-C., DELATTRE J.-M., LEMAIRE J., JANQUIN M.-A., DEGROS N. et RICHARD A., 1989.** Bioaccumulation dans la chaîne alimentaire du littoral Nord - Pas de Calais, contrat IFREMER n°87/6/421/051, I.P.L./S.M.W., 95 p.
- P.A.D., 1995.** Rapport annuel sur les immersions des déblais de dragage des ports de Gravelines et Dunkerque. 97p.
- PAGNOTTA R., GHIAUDANI G., LA NOCC T. et PANELLA S., 1990.** Control criteria and activities in dumping management in Italy. *Chemical Ecology*. 4 : 227-234.
- PAINE R.T., 1966.** Food web complexity and species diversity. *Am. Nat.*, vol. 100, 65-75.
- PARENT P., 1991.** Dictionnaire des sciences de l'environnement. Terminologies bilingues Français - Anglais, Hatier-Rageot, Paris, 748 p.
- PARSONS T. R., TAKAHASHI M. et HARGRAVE B. , 1984.** Biological Oceanographic process. 3ème édition, Pergamon Press, 329 p.
- PAVICIC J., SKREBLIN M., KREGAR L, TUSEK-ZNIDARIC M. et STEGNAR P., 1989.** Determination of Cd-binding proteins similar to metallothionein in the digestive gland of *Mytilus galloprovincialis* in relation to the preliminary treatment of the sample, *Period. Biol.*, 91, (2), 213-224.
- PEARSON T.H. et ROSENBERG R., 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology, Annual review*, 16, 229-311.
- PEARSON T.H., GRAY J.S. et JOHANNESSEN P.J., 1983.** Objective selection of species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data Analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 12, 237-255.
- PECKARSKY B.L., 1986.** Colonization of natural substrates by stream benthos. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 43 (3), 700-709.
- PELLEGRINI D., GIANI M., GABELLINI M., CICERO A.M., BARGIGIANI C. et MELLARA F., 1993.** Disposal harbour dredging materials in Italy : two cases of study. In : G. Thues - R. Vanbrant (Ed.) *CATS II Congress 1993 - Proceedings*. pp. 42-47. Royal Flemish Society of Engineers, Antwerpen.
- PELLEGRINI D., GIANI M., MELLARA F. et GABELLINI M., 1995.** Trace metals distribution in a dredged material Disposal site of the Northern Tyrrhenian Sea. In :Rapport du Comité International de la Mer Méditerranée, vol. 34 : 142. Commission Internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée, Monaco.
- PENTREATH R. J., 1975.** Radiobiological studies with marine fish, *in* Design of radiotracer experiments in marine biological systems, I.A.E.A. Tech. Rep. Ser., 167, 137-170.
- PERES J.-M., 1971.** Océanographie biologique et biologie marine. J. La vie benthique. P.U.F., Paris , 540p.
- PERES J.-M., 1978.** Vie benthique, *in* Encyclopedia Universalis, III, France (13<sup>e</sup> édition), 161-165.
- PERES J.-M., 1980.** Etude intégrée de l'impact des effluents urbains sur les écosystèmes côtiers marins. Rapport Ministère de l'Environnement, 216p.
- PERRIER R., 1964.** La faune de la France illustrée. Arachnides, crustacés, Delgrave, Paris, 2, 220 p.
- PERRIER R., 1967.** La faune de la France illustrée. Bryozoaires, brachiopodes, mollusques, protocordés, Delagrave, Paris, 9, 220 p.

- PERRIER**, 1964. La faune de France illustrée, Delgrave, Ed, 1A, 227 p.
- PETERSEN J.**, 1918. The sea bottom and its production of fish food. A survey in connection with valuation of the Danish waters from 1883 to 1917. Rep. Dan. Biol. Stn., 25, 1-82.
- PETERSEN W., WALLMANN K., PINGLIN LI, SCHROEDER F. et KNAUTH H.D.**, 1995. Exchange of trace elements at the sediment-water interface during early diagenesis processes. Mar. Freshwater Res., 46, 19-26.
- PHILIPPEAU G.**, 1992. Comment interpréter les résultats d'une Analyse en Composantes Principales?, collection STAT-ITCF, 63 p.
- PHILLIPS R.**, 1987. Coquillages et algues marines, Photo-guide d'identification, Bordas, Ed., 160 p.
- PICARD**, 1965. Recherches qualitatives sur les biocénoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. Thèse, 158p.
- PIELOU E.C.**, 1975. Ecological diversity, John Wiley & Sons, New York, 165p.
- PINTA M.**, 1980. Pectrométrie d'absorption atomique. Applications à l'analyse chimique. Tome II, 2<sup>ème</sup> édition, Masson, ORSTOM, 696p.
- PINTA M. et GHIDALIA W.**, 1978. Fixation des métaux lourds fer, zinc, cuivre, plomb par certaines protéines sériques des animaux marins. In Les journées du Comité Scientifique Paris, février 1978, Contamination des chaînes biologiques. Collection recherche Environnement, n°14, 245-251.
- PINTO B., PELLEGRINI D., GABELLINI M. et AUSILI A.**, 1995. Harbour and coastal sediment chemistry and toxicity : a preliminary assessment of dredging activities. Journal of Aquatic Ecosystem Health. 4 : 249-255.
- PIRIE B.J.S., GEORGE S.G., LYTTON D.G. et THOMSON J.D.**, 1984. Metal-containing blood cells of oysters : ultrastructure, histochemistry and X-ray microanalysis. J. mar. Biol. Ass. U.K., 64, 115-123.
- POMMEPUY M., GUILLAUD J.F., LEGUYADER F., DUPRAY E. et CORMIER M.**, 1989. Le devenir de la charge bactériologique des sédiments contaminés. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages. Nantes 27 nov.- 1<sup>er</sup> déc. 1989, 65-78.
- POPHAM J.D. et D'AURIA J.M.**, 1982. Effects of season and seawater concentrations on trace metal concentrations in organs of *Mytilus edulis*. Arch. Environm. Contam. Toxicol., 11, 273-282.
- PRESLEY B.J., TEFRY J.M. et SHOKES R.F.**, 1980. Heavy metal inputs to Mississipi delta sediments, a historical view. Wat. Air Soil Pollut., 13, 481-494.
- PRUVOT C.**, 1994. Effet des métaux lourds (cadmium et cuivre) sur le potentiel membranaire de *Phallusia mammillata*. DEA, Université Paris VI, 50p.
- PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.**, 1997. Toxicologie des sédiments marins : Contribution à l'évaluation des risques des rejets de boues de dragages portuaires pour les communautés benthiques de la Mer du Nord. Actes du colloque CIRMAT.- « Navires côtiers et océanographiques de l'Atlantique et de la Manche », Bordeaux, 9 - 10 juin, 7 p.
- PRYGIEL J., DAVOULT D., DEWARUMÉZ J.M., GLAÇON R. et RICHARD A.**, 1988. Description et richesse des peuplements benthiques de la partie française de la Mer du Nord, *C.R. Acad. Sci. Paris, Série III*, 306, 5-10.
- QUINIOU F.**, 1994. Sediment toxicity evaluation. Proceedings Japanese-French Workshop on recent Knowledge of the behaviour of contaminants in sediments and their toxicity to aquatic organisms. National Research Institute of fisheries Science, 136-141.
- QUINIOU F., BLANCHARD M., BOCQUENE G., BURGEOT T., GIBOIRE L., HIS E. et LE DU A.**, 1994. Etude de l'écotoxicologie des sédiments dragués. Document de synthèse et Annexes - Projet du groupe GEODE. IFREMER Rapport interne DEL Brest, 93-13.
- QUINIOU F. et SEGALÉN M.**, 1997. Evaluation de la toxicité des sédiments contaminés. GEODE - Année 1996 - IFREMER, DEL/97-12/ Brest., 9p. + annexes.
- QUISTHOUDT C.**, 1983. Hydrobiologie du détroit du Pas-de-Calais (Carbone - Azote - Chlorophylle). DEA USTL / SMW, 38 p.

- RAINBOW P.S.**, 1995. Physiology, physicochemistry and metal uptake - A crustacean perspective. *Mar. Pollut. Bull.*, 31 (1-3), 55-59.
- RAMADE F.**, 1991. *Éléments d'écologie : écologie appliquée*. Mc Graw Hill, 4<sup>ème</sup> édition, 582p.
- RAMADE F.**, 1992. *Précis d'écotoxicologie*. Collection d'écologie, Masson, 300p.
- RAMSTER J.W., MEDLER K.J. et JONES S.R.**, 1976. Residual drift regimes in the Southern Bight of the North Sea data. Acquisition Project of 1973. Internal Council for the exploitation of the sea. CM 1976/C5.
- RAPIN F. et FERNEX F.**, 1981. Teneurs en métaux lourds des sédiments des baies de Nice et de Villefranche-sur-Mer, S.E., France, *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, 63/64, 85-96.
- RASMUSSEN A.D., KRAG A., BJERREGAARD P., WEEKS J.M. et DEPLEDGE M.H.**, 1995. The effects of trace metals on the apparent water permeability of the shore crab *Carcinus maenas* (L.) and the brown shrimp *Crangon crangon* (L.). *Mar. Pollut. Bull.*, 31 (1-3), 60-62.
- RAVEILLON BÉATRICE**, 1989 - Caractérisation et purification d'une protéine anti-bactérienne chez l'Annélide Polychète *Nereis diversicolor*. DEA USTL.
- RAVERA O.**, 1984. Cadmium in freshwater ecosystems, *Experientia*, 40, 2-12.
- RAY S., MCLEESE D. et PEZZACK D.**, 1980. Accumulation of cadmium by *Nereis virens*. *Arch. Envir. Contam. Toxicol.*, 9, 1-18.
- REISH**, 1959. An ecological study of pollution in Los Angeles, Long Beach Harbors, California. Allan Hancock Foundation Public, Occasional Paper, 22, 117 pp.
- REISH D.J.**, 1973. The use of benthic animals in monitoring the marine environment. *J. Envir. Plann. Pollut. Contr.*, 1 (3), 32-38.
- REISH D.J. et GERLINGER T.V.**, 1997. A review of the toxicological studies with polychaetous annelids. *Bulletin of marine Science*, 60 (2), 584-607.
- RENZONI A., BACCI E. et FALCIA L.**, 1973. Mercury concentration in the water, sediments and fauna of an area of the Tyrrhenian coast. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, 31-32, 17-45.
- RETIERE C.**, 1975. Distribution des peuplements benthiques des fonds meubles du Golfe Normanno-breton. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 280, D, 697-699.
- REYS J.P.**, 1976. Les peuplements benthiques (zoobenthos) de la région de Marseille (France) : aspects méthodologiques de la délimitation des peuplements par les méthodes mathématiques. *Mar. Biol.*, 36, 123-134.
- REYS J.P. et SALVAT B.**, 1971. L'échantillonnage de la macrofaune des sédiments meubles marins. In Lamotte M. & Bourlière F. (Dir.). *Problèmes d'écologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux aquatiques*. Masson et C<sup>ie</sup>, Paris, 185-242.
- RICE C.A., YLITALO G.M. et CASILLAS E.**, 1997. Responses of a deposit-feeding polychaete worm to chemical toxicants in sediment. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 78 (4), 302.
- RICE M.A. et CHIEN P.K.**, 1979. Uptake, binding and clearance of divalent cadmium in *Glycera dibranchiata* (annelida : polychaeta). *Mar. Biol.*, 53, 33-39.
- RICHARD A., SOUPLLET A., DEWARUMÉZ J.M. et VANDORPE B.**, 1978. Le littoral de la Mer du Nord : les problèmes d'environnement liés à l'industrialisation et aux aménagements portuaires. *CNRS, Villes et Ports*, 587, 489-499.
- RICHARDSON M.D., BRIGGS K.B., BOWLES F.A. et TIETJEN J.H.**, 1995. A depauperate benthic assemblage from the nutrient-poor sediments of the Puerto Rico trench. *Deep Sea Res. I*, 42 (3), 351-364.
- RIEDEL G.F., ABBE G.R. et SANDERS J.G.**, 1995. Silver and copper accumulation in two estuarine bivalves, the eastern oyster (*Crassostrea virginica*) and the hooked mussel (*Ischadium recurvum*) in the Patuxent river estuary, Maryland. *Estuaries*, 18 (3), 445-455.
- RNO**, 1988. Surveillance du milieu marin; travaux du R.N.O., édition 1988, Secrétariat d'état auprès du Premier Ministre chargé de l'environnement / IFREMER, 33 p.

- RNO**, 1994. L'arsenic et le chrome dans les mollusques du littoral français. Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Ministère de l'Env./IFREMER, 25-30.
- ROBBE D.**, 1989. Stratégies d'évaluation - Echelle spatio-temporelle. Relation entre les sites d'immersion et les zones de sédimentation, in "Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragages", Nantes, 27 novembre-1<sup>er</sup> décembre, 335-346.
- ROBBE D., DIVET L. et MARCHANDISE P.**, 1983. Influence du tamisage sur les teneurs en éléments métalliques observées dans les sédiments. Environ. Technol. Lett., 4, 27-34.
- ROESIJADI G. et KLERKS P.**, 1989. Kinetic analysis of Cadmium binding to metallothionein and other intracellular ligands in Oyster gills, The Journal of Experimental Zoology, 251, 1-12.
- ROESIJADI G., KIELLAND S. et KLERKS P.**, 1989. Purification and properties of Novel molluscan metallothioneins, Archives of Biochemistry and Biophysics, 273, (2), 403-413.
- ROIG M.**, 1991 - Etude de la contamination par les métaux lourds de la chaîne alimentaire de l'Aa (Nord/Pas-de-Calais). Essais de production d'une métalloprotéine de gardon (*Rutilus rutilus*) par intoxication par le cadmium. DEA USTL.
- ROMONT R.**, 1991. Etudes des teneurs métalliques des sédiments et de quelques invertébrés endobenthiques de l'estuaire de l'Aa, mémoire de D.E.A., Université de Metz/Centre des Sciences de l'Environnement/U.S.T.L., 59 p.
- ROMONT R.**, 1996. Caractérisation multiparamétrique de la qualité des sédiments et description des communautés macrozoobenthiques associées des ports de Dunkerque Ouest et Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche (région Nord/Pas-de-Calais, France). Thèse de doctorat de l'USTL, 161p + annexes.
- ROMONT R. et DHAINAUT-COURTOIS N.**, 1994a. Qualité des sédiments du cercle d'évitage de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, rapport de la convention P.A.D/U.S.T.L n° 944012, 17 p.
- ROMONT R. et DHAINAUT-COURTOIS N.**, 1994b. Cartographie des paramètres physico-chimiques des sédiments meubles de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, rapport de la convention P.A.D/U.S.T.L n° 944012, 39p.
- ROMONT R. et DHAINAUT-COURTOIS N.**, 1994c. Bilan des études sur la macrofaune benthique et les sédiments des estuaires de l'Aa et de la Canche et des sites portuaires de Boulogne/Mer et Dunkerque-Ouest. Rapport Contrat Etat-Région Nord / Pas-de-Calais, Programme DYSCOP I (1992-1994) et Contrat Port Autonome de Dunkerque (1994).
- ROPER D.S. et HICKEY C.W.**, 1994. Behavioural responses of the marine bivalve *Macomona liliana* exposed to copper- and chlordane-dosed sediments. Mar. Biol., 118, 673-680.
- ROS J. et CARDELL M.J.**, 1992. Seasonal distribution of polychaetes from a heavily polluted coastal area (Barcelona, NE Spain, NW Mediterranean). In Marine Eutrophication and Population dynamics (COLOMBO G., FERRARI I., CECCHERELLI V. et ROSSI R., eds), 25 th EMBS, Olsen et Olsen, Fredensborg, pp 101-110.
- ROSENBERG R.**, 1972. Spatial dispersion of an estuarine benthic faunal community. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 15, 69-80.
- ROSENBERG R.**, 1990. Negative oxygen trends in Swedish coastal bottom waters. Marine Pollution Bulletin, 21, 335-339.
- ROUX M.**, 1987. Analyse biologique de l'eau (Etude de synthèse), Association française pour l'étude des eaux, 229 p.
- RUIZ J.M., BRYAN G.W. et GIBBS P.E.**, 1995. Effects of tributyltin (TBT) exposure on the veliger larvae development of the bivalve *Scrobicularia plana* (da Costa). Journal of experimental Marine Biology and Ecology, 186, 53-63.
- SAFRAN P.**, 1984. Contribution à la connaissance de la pêche accessoire dans la pêche artisanale de crevettes grises (*Crangon crangon* L.) en baie de Canche (Pas De Calais), mémoire de D.E.A., U.S.T.L., 155 p.
- SALEN-PICARD C.**, 1983. Schémas d'évolution d'une biocénose macrobenthique de substrat meuble. C.R. Acad. Sci. Paris, série III, 296, 587-590.

- SALIOT A.**, 1980. Natural hydrocarbons in sea water and sediments. Elsevier ed., 205p.
- SALOMON J.C. et BRETON M.**, 1991. Courants résiduels de marée dans la Manche. *Oceanologica Acta*, vol. SP, n°11, 47-53.
- SALOMON J.C. et FÖRSTNER U.**, 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. Part II : evaluation of environmental impact. *Environ. Technol. Lett.*, 1, 506-517.
- SALOMON J.C., BRETON M. et GUEGUENIAT P.**, 1992. Computed residual flows through the strait of Dover. Symposium Manche, 2-4 Septembre, Brest.
- SALZET-RAVEILLON BÉATRICE**, 1993 - Caractérisation et mode d'expression d'une protéine antibactérienne (MPII) impliquée dans la défense du milieu intérieur de l'Annélide Polychète *Nereis diversicolor*. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle USTL (Dir. A. Dhainaut).
- SANVINCENTE-ANORVE L.**, 1995. Détermination des structures benthiques spatiales en Manche Orientale au moyen de méthodes d'analyses multivariées et de techniques d'interpolations (exemple de gestion et de traitement d'une base de données en écologie marine). Thèse de doctorat de l'Université de Paris VI - Océanologie Biologique. 169p + Annexes.
- SARDA R., CARTES J.E. et COMPAGNY J.B.**, 1994. Spatio-temporal variations in megabenthos abundance in three different habitats of the Catalan deep-sea (Western Mediterranean). *Mar. Biol.*, 120 (2), 211-219.
- SARDA R., FOREMAN K. et VALIELA L.**, 1995. Macroinfauna of a southern New England salt marsh : seasonal dynamics and production. *Mar. Biol.*, 121, 431-445.
- SEPTIER F.**, 1989. Etude préliminaire des facteurs conditionnant la bioaccumulation et la toxicité de divers métaux lourds chez quelques invertébrés benthiques du littoral Nord-Pas de Calais, Mémoire de D.E.A., Université de Metz/Centre des Sciences de l'Environnement/U.S.T.L., 125 p.
- SEPTIER F.**, 1992. Etude de la bioconcentration de métaux lourds chez une Annélide Polychète estuarienne endobenthique (*Nereis diversicolor*). Utilisation des plans factoriels pour une meilleure évaluation des risques écotoxicologiques liés aux interactions métalliques, Thèse d'Université, U.S.T.L., 144 p + annexes.
- SEPTIER F., DEMUYNCK S., THOMAS P. et DHAINAUT-COURTOIS N.**, 1991. Bioconcentration de métaux lourds chez une annélide polychète estuarienne: *Nereis diversicolor*, in Actes du Colloque International sur l'environnement des mers épicontinentales, Lille, 20-22 mars 1990, *Oceanologica Acta*, vol. sp. n°11, 263-274.
- SERVICE HYDROLOGIQUE ET OcéANOGRAPHIQUE DE LA MARINE (SHOM)**, 1968. Courants de marée dans la Manche et les côtes françaises de l'Atlantique, 550, Paris, 287p.
- SHANNON C.E. et WEAVER W.**, 1963. The mathematical theory of communication. Univ. of Illinois Press, Urbana, Illinois, 117p.
- SHANNON G.**, 1995. Heavy metals in our oceans and environmental guidelines. *Search*, 26 (3), 83-85.
- SHAULE B.K. et PATTERSON C.C.**, 1981. Lead concentrations in the northeast Pacific : evidence for global anthropogenic perturbations. *Earth and Planetary Science Letters*, 54, 97-116.
- SHURE D.J. et RAGSDALE H.**, 1977. Patterns of primary succession on granite outcrop surfaces. *Ecology*, 58, 993-1006.
- SIMBOURA N., ZENETOS A., PANAYOTIDIS P. et MAKRA A.**, 1995. Changes in benthic community structure along an environmental pollution gradient. *Mar. Pollut. Bull.*, 30 (7), 470-474.
- SIMKISS K. et TAYLOR M.**, 1981. Cellular mechanism of metal ion detoxification and some new indices of pollution. *Aquatic Toxicology*, 1, 279-290.
- SIMKISS et TAYLOR**, 1995.
- SLOTH N.P., BLACKBURN H., HANSEN L.S., RISGAARD-PETERSEN N. et LOMSTEIN B.A.**, 1995. Nitrogen cycling in sediments with different organic loading. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 116, 163-170.
- SMIGIELSKI F.**, 1976. Etude des peuplements benthiques en relation avec les teneurs en métaux des sédiments au large de Calais. 95 p.
- SMIGIELSKI F.**, 1978. Etude cytologique et ultrastructurale des nécroses et nodules de poissons en relation avec leurs teneurs en éléments métalliques (littoral Mer du Nord). Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle, USTL, 55p.

- SMITH R.L., 1980. Ecology and field biology. Harper and Row Publisher, New York, 835p.
- SORENSEN E.M., 1991. Metal poisoning in fish. CRC Press Boca Raton USA, 374p.
- SOTO M., KORTABITARTE M. et MARIGOMEZ I., 1995. Bioavailable heavy metals in estuarine waters as assessed by metal/shell weight indices in sentinel mussels *Mytilus galloprovincialis*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 125, 127-136.
- SOUPLET A., 1976. Contribution à l'étude écologique d'un estran rocheux (Paluel, Seine-Maritime). Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle, université de Bretagne Occidentale.
- SOUPLET A., 1977. Le domaine benthique. In Etude écologique du site de Gravelines. 2<sup>ème</sup> cycle. Inst. Biol. Mar. Reg., Wimereux, 86p.
- SOUPLET A. et DEWARUMEZ J.M., 1980. Les peuplements benthiques du littoral de la région de Dunkerque. *Cah. Biol. Mar.*, 21, 23-39.
- SOUPLET A., GLACON R., DEWARUMEZ J.M. et SMIGIELSKI F., 1980. Distribution des peuplements benthiques littoraux en Mer du Nord du Cap Blanc-Nez à la frontière de Belgique. *C.R. hebd. Séanc. Acad. Sci. Paris*, 290, 627-630.
- SPAN D., 1984. Etude par fractionnement chimique de la distribution des métaux-traces dans les sédiments marins récents : le delta du Rhône, les golfes de Saint Raphaël et de Cannes-La-Napoule. Thèse de doctorat de 3<sup>ème</sup> cycle, Paris VI.
- STONE A.T., GODTFREDSSEN K.L. et DENG B., 1994. Sources and reactivity of reductants encountered in aquatic environments. In BIDOGLIO G. & STUMM W. (eds), Chemistry of aquatic systems : local and global perspectives, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 337-374.
- STORA G., 1976. Etude des peuplements benthiques de substrats meubles de l'étang de Berre. *Act. Ecol. Ir.*, 1, 51-67.
- STORA G., 1982. Recherches de bionomie descriptive et expérimentale (*in vivo et in vitro*) dans quelques biotopes littoraux soumis à des variations naturelles ou artificielles des conditions de milieu (étang de Berre et golfe de Fos). Thèse Doct. d'Etat-Sc., Univ. Aix-Marseille II, 217p.
- STORA G. et ARNOUX A., 1983. Effects of large freshwater diversions on benthos of a mediterranean lagoon. *Estuaries*, 6 (2), 115-125.
- STORBERG E. et HELMINEN O., 1978. Sand suction from bottom of the sea off Aland. *Husö biol., Stat. Meddn.*, 20, 55-71.
- TACK et VERLOO, 1995. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metals analysis : a review. *Intern. J. Environ. Anal.Chem.*, 59, 225-238.
- TESSIER A., CAMPBELL P.G.C. et BISSON M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51 (7), 844-850.
- TESSIER A., CARRIGAN R., DUBREUIL B. et RAPIN F., 1989. Partitioning of zinc between the water column and the oxic sediments in lakes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 53, 1511-1522.
- TESSIER A., COUILLARD Y., CAMPBELL P.G.C. et AUCLAIR J.C., 1993. Modeling Cd Partitioning in oxic lake sediment and Cd concentrations in the freshwater bivalve *Anodonta grandis*. *Limnol. Oceanogr.*, 38 (1), 1-17.
- THELIER I., 1993. Bilan bibliographique des rejets de la zone industriallo-portuaire de Dunkerque : apports des métaux lourds par les rejets de dragages, rejets industriels, *rapport de stage de Maîtrise de Biologie des Organismes et des Populations - option Écologie, Service d'Hydrobiologie et d'Écotoxicologie - Université des Sciences et Technologies de Lille*, 52 p.
- THIEFFRY N., 1992. Etude de la contamination par les métaux lourds des chaînes alimentaires de l'Aa (Aa rivière et canaux: Nord-Pas De Calais). Recherche de métalloprotéines complexant le zinc chez l'Hirudinée *Erpobdella octoculata*, mémoire de D.E.A., Université de Metz/Centre des Sciences de l'Environnement/U.S.T.L., 89 p.
- THIOULOUSE J. DOLEDEC S., CHESSEL D. et OLIVIER J.M., 1995. ADE software : multivariate analysis and graphical display of environmental data. *Software Per l' Ambiente*, 57-62.

- TOMASSONE R.**, 1992. Comment interpréter les résultats d'une régression linéaire?, collection STAT-ITCF, 55p.
- TOULEMONT A.**, 1972. Influence de la nature granulométrique des sédiments sur les structures benthiques. Baie de Douarnenez et d'Audierne (Ouest Finistère). Cah. Biol. Mar., 13 (1), 91-96.
- TROMP D. et WIERIKS K.**, 1994. The OSPAR convention : 25 years of North Sea protection. Mar. Pollut. Bull., 29 (6-12), 622-626.
- TRUCHET M., MARTOJA R. et BERTHET B.**, 1990. Conséquences histologiques de la pollution métallique d'un estuaire sur deux mollusques, *Littorina littorea* L. et *Scrobicularia plana* da Costa. C.R. Acad. Sci. Paris, série III, 311, 261-268.
- TURKIAN K.K et WEDEPOHL K.H.**, 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Bull. Geol. Soc. Am., 72, 175-192.
- TURNER S.J., THRUSH S.F., PRIDMORE R.D., HEWITT J.E., CUMMINGS V.J. et MASKERY M.**, 1995. Are soft-sediment communities stable ?An example from a windy harbour. Mar. Ecol. Prog. Ser. 120, 219-230.
- TURQUIER Y. et LOIR M.**, 1981. Connaître et reconnaître la Faune du littoral, Ouest France, Ed., 232 p.
- TURQUIER Y.**, 1989. L'organisme dans son milieu : les Fonctions de nutrition, Doin, Ed., 1, 111-123, 166-168.
- UNEP**, 1990. International conventions on the prevention of marine pollution : control strategies. London dumping convention unit. United Nation Environment Programme. Technical annexes VII to the report on the state of marine env. UNEP Regional Sea Reports and studies, n°114/2, 321-384.
- US-EPA**, 1991. Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal (« Green Book »). EPA 506/8-91/001.
- US-EPA**, 1993. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use In Fish Advisories. Volume I : Fish Sampling and analysis. EPA-823-R-93-002.
- US-EPA**, 1994. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use In Fish Advisories. Volume II : Risk assessment and Fish consumption limits. EPA-823-B-94-002.
- US-EPA**, 1995. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use In Fish Advisories. Volume IV : Risk communication. EPA-823-R-95-001, 99p.
- VALEUR J.R., JENSEN A. et PEJRUP M.**, 1995. Turbidity, particle fluxes and mineralization of carbon and nitrogen in a shallow coastal area. Mar. Freshwater Res., 46, 409-418.
- VALIELA I.**, 1984. Marine ecological processes. D.E. Reichle. Ed., Springer-Verlag, New-York, 546p.
- VAN DER BURGT C.**, 1994. Dealing with contaminated dredged materials with reference to the Oslo convention 1972 and the new Paris convention 1992. Mar. Pollut. Bull., 29 (6-12), 296-299.
- VASLET D., LARSONNEUR C. et AUFFRET J.P.**, 1978. Carte des sédiments de la Manche au 1/1 500 000. Bur. Rech. Géol. Minér., édité. Orléans, France.
- VOLLE M.**, 1985. Analyse des données. 3ème édition, Collection Economie et Statistiques Avancées, 325 p.
- WANNER J.**, 1994. Activated sludge population dynamics. Wat. Sci. Tech., 30 (11), 159-169.
- WARD T.J. et YOUNG P.C.**, 1984. Effects of metals and sediment particule size on the species composition of the epifauna of *Pinna bicolor* near a lead smelter, Spencer Gulf, South Australia. Estuar. Coast. And Shelf Science, 18, 79-95.
- WARNAU M., LEDENT G., TEMARA A., ALVA V., JANGOUX M. et DUBOIS P.**, 1995. Allometry of heavy metal bioconcentration in the echinoid *Paracentrotus lividus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 29, 393-399.
- WARREN L.J.**, 1976. A review of the genus *Capitella* (polychaeta : capitellidae). J. Zool. Lond., 180, 195-209.
- WARREN L.J.**, 1981. Contaminations of sediments by lead, zinc and cadmium : a review. Envir. Poll., séries B, 2, 401-436.
- WARWICK R.M.**, 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology, 92, 557-562.

- WARWICK R.M. et CLARKE K.R.**, 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic communities. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 71, 225-244.
- WARWICK R.M. et CLARKE K.R.**, 1994. Relearning the ABC : taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Mar. Biol.*, 118, 739-744.
- WARWICK M. et DAVIES J.R.**, 1977. The distribution of sublittoral macrofauna communities in the Bristol Channel in relation to the substrate. *Est. Coast. Mar., Sc.*, 5, 267-288.
- WATZIN M.C. et ROSCIGNO P.R.**, 1997. The effects of zinc contamination on the recruitment and early survival of benthic invertebrates in an estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 34(6), 443-455.
- WILLIAMSON R.B., MOL-KRIJNEN J. et VAN DAM L.**, 1995. Trace metal partitioning in bioturbated, contaminated, surficial sediments from Mangere Inlet, New Zealand, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 29, 117-130.
- WILSON J.G. et JEFFREY D.W.**, 1994. Benthic biological pollution indices in estuaries. In KRAMER K.J.M. (ed), *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*, CRC Press Inc., Boca Raton - USA, 311-327.
- WOODIN S.A.**, 1974. Polychaete abundance patterns in a marine soft-sediment environment : the importance of biological interactions. *Ecol. Monogr.*, 44, 171-187.
- ZAMUNDA C.D. et SUNDA W.G.**, 1982. Bioavailability of dissolved copper to the american oyster *Crassostrea virginica*. I. Importance of chemical speciation. *Mar. Biol.*, 66, 77-82.
- ZIRINO A. et YAMAMOTO S.**, 1972. A pH-dependent model for the chemical speciation of copper, zinc, cadmium and lead in seawater. *Limnol. Oceanogr.*, 15 (5), 661-671.

## COMMUNICATIONS / PUBLICATIONS / RAPPORTS

Certains des résultats utilisés dans ce mémoire ont par ailleurs fait l'objet de rapports, de communications ou de publications entre 1992 et 1998 (30 références).

### RAPPORTS :

- 1999 : **DHAINAUT-COURTOIS N.** Réponse de la biodiversité marine aux contraintes de l'environnement. performances remarquables des macroinvertébrés benthiques dans les systèmes d'évaluation des qualités physico-chimiques et chimiques, voire de la toxicité réelle, des sédiments. Bilan provisoire de 7 années de recherches de terrain et de laboratoire menées sur les estuaires de l'Aa et de la Canche, et les ports de Boulogne-sur-Mer, Calais et Dunkerque dans le cadre du programme DYSCOP et de contrat avec le Port Autonome de Dunkerque. Juin 1999.
- 1997 : **PRUVOT C. & DHAINAUT-COURTOIS N.** Évaluation de l'impact des rejets de dragage sur les zones de vidage Ouest, Est, Centre et du Port Est de Dunkerque : aspects chimiques. Convention USTL/PAD n°944012. Deuxième Phase, Décembre 1997.
- 1997 : **PRUVOT C. & DHAINAUT-COURTOIS N.** Toxicologie des sédiments marins : Contribution à l'évaluation des risques des rejets de boues de dragages portuaires pour les communautés benthiques de la Mer du Nord. CIRMAT, Comité Inter-Régional Manche-Atlantique, Rapport d'activité 1993-1996. CNRS/INSU.
- 1997 : **LEGRAS S., SWIERKOSZ A., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Evaluation de l'impact des rejets de dragages sur les zones de vidage Milieu et Est du port de Dunkerque. Analyse granulométrique et faunistique. *Rapport de Maîtrise - Service d'Hydrobiologie et d'Écotoxicologie - USTL* Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase, compte-rendu d'activités, 41 p + Annexes.
- 1997 : **EMPIS A., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Etude d'une zone de référence dans le cadre de l'évaluation de l'impact des rejets de dragage en Mer du Nord (Campagne d'avril 1996). Analyse faunistique et granulométrique. Rapport de stage USTL - Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase, compte-rendu d'activités, 50 p.
- 1997 : **DENIS D., BULTEL P., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Etude granulométrique et faunistique des sédiments du port Est de Dunkerque. *Rapport de Maîtrise - Service d'Hydrobiologie et d'Écotoxicologie - USTL* Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase, compte-rendu d'activités, 30 p + Annexes.
- 1997 : **BRIN D., LEJEUNE G., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Etude des teneurs en carbone organique, en azote et en phosphore des sédiments des zones de vidage et du port Est de Dunkerque. *Rapport de Maîtrise - Service d'Hydrobiologie et d'Écotoxicologie - USTL* Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase, compte-rendu d'activités, 28 p + Annexes.
- 1996 : **PATIGNIEZ A., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Evaluation de l'impact des rejets de dragage sur les zones de vidage Ouest-Nord et Ouest-Sud du port de Dunkerque : Analyse granulométrique et faunistique des sédiments - Campagne d'octobre 1995. *PATIGNIEZ A. - Dipl. Sup. de Rech. de l'USTL* Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase. Compte-rendu d'activités, 71p + annexes.
- 1996 : **MARTEL S., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Evaluation de l'impact des rejets de dragages sur les zones de vidages Ouest du port de Dunkerque. Analyses granulométriques et faunistiques. Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase. Compte-rendu d'activités.
- 1996 : **DERUYVER S., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Etude préliminaire de la zone de référence dans le cadre de l'évaluation de l'impact des rejets de dragage sur les zones de vidage du port de Dunkerque : Analyse faunistique et granulométrique ; campagne d'octobre 1995. *DERUYVER S., Dipl. Sup. de Rech. de l'USTL.* Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase. Compte-rendu d'activités, 59p + annexes.
- 1996 : **DERRICHE N., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Etude de l'évolution temporelle de stations des zones de vidage Ouest-Nord et Ouest-Sud du port de Dunkerque comparativement à une zone de référence. Analyse granulométrique et faunistique - Campagne de septembre et d'octobre 1995. *DERRICHE N., Dipl. Sup. de Rech. de l'USTL.* Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase. Compte-rendu d'activités, 161p + annexes.

- 1995 : **PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Evaluation de l'impact des rejets de dragage sur les zones de vidage Ouest Nord et Ouest Sud du Port de Dunkerque. Convention USTL/PAD n°944012. Deuxième Phase, 165p.
- 1995 : **GARÇON G., LEROY T., LEUPE S., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Étude de la dynamique des populations d'*Abra alba*, Wood (mollusque lamelibranche), dans l'avant-port ouest de Dunkerque et ses zones de vidage. *Rapport de Maîtrise - Service d'Hydrobiologie et d'Écotoxicologie - USTL* Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase, compte-rendu d'activités, 176 p.
- 1995 : **CANIS L., DALUIN C. et PINTE S., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Étude préliminaire de l'impact des rejets de dragage sur les zones de vidage de l'avant-port ouest de Dunkerque. Analyse faunistique et granulométrique. Traitement statistique des données *Rapport de Maîtrise - Service d'Hydrobiologie et d'Écotoxicologie - USTL* Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase, compte-rendu d'activités, 104p.
- 1995 : **BEAUGRAND G., MEYRE D., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Etude de l'impact des rejets de dragage sur les zones de vidage de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque. Analyse granulométrique et faunistique - *Rapport de stage USTL - Convention USTL / PAD n°944012 - Deuxième Phase, compte-rendu d'activités.*
- 1994 : **PRUVOT C.** Effets des métaux lourds (cadmium et Zinc) sur le de *Phallusia mammillata*. DEA, Paris VI, 50p.
- 1994 : **CRINQUETTE C., PRONIER M. TOURDOT C., VEDIEU C., ROMONT R. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Etude de la macrofaune benthique des sédiments meubles du site portuaire de Boulogne-sur-Mer . Mémoire de maîtrise, SHE / USTL, 91 p.
- 1994a : **PINTE S., CANIS L., CHAPMAN A., ROMONT R. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Évaluation de l'écotoxicité des sédiments et de la macrofaune associée dans l'avant-port ouest de Dunkerque par le test Microtox, *rapport de la convention Port Autonome de Dunkerque / Service d'Hydrobiologie et d'Écotoxicologie - Université des Sciences et Technologies de Lille n°944012*, 29 p.
- 1994b : **PINTE S., CANIS L., CHAPMAN A., ROMONT R. et DHAINAUT-COURTOIS N.** 1994b. Etude de la macrofaune des sédiments meubles de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque. Rapport de la convention USTL/PAD n°944012, 42p.
- 1994 : **CRON S., WIAUT L., CHERIGUI D., ROMONT R. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Avant-Port Ouest de Dunkerque : traitement statistique des teneurs métalliques des sédiments (campagne 1993) et analyse faunistique complémentaire du macrobenthos. Mémoire de maîtrise, SHE / USTL, 124 p.
- 1994 : **CANIS L., PINTE S., CHAPMAN A., ROMONT R., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Etude de la macrofaune des sédiments meubles de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque. Rapport de la convention USTL/PAD n°944012, 42p.
- 1993 : **ROMONT R., PRUVOT C., AREHMOUCH L et DHAINAUT-COURTOIS N.** Étude de la pollution métallique des sédiments et de la macrofaune associée dans l'avant-port ouest de Dunkerque, *rapport de la convention Port Autonome de Dunkerque / Université des Sciences et Technologies de Lille n°944033*, 152p.
- 1993 : **PRUVOT C.** Etude de la pollution métallique des sédiments et de la macrofaune associée dans l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, traitement statistique des données. Rapport de stage, convention P.A.D / U.S.T.L n°924033, 105p.
- 1992 : **ROMONT R., PRUVOT C. et AREHMOUCH L.** Etude de la pollution métallique des sédiments et de la macrofaune associée dans l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, rapport de la phase I de la convention P.A.D/U.S.T.L n° 924033, 43 p.

## **PUBLICATIONS/COMMUNICATIONS :**

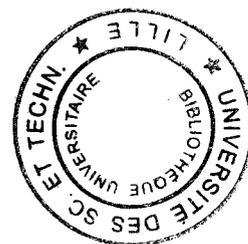
- 1999 : **PRUVOT C., EMPIS A. et DHAINAUT-COURTOIS N.** ). Présence du mollusque bivalve *Corbula gibba* (Olivi, 1792) dans les sédiments meubles du port Est de Dunkerque (Mer du Nord). Bulletin de la Société Zoologique de France (sous presse)
- 1999 : **DHAINAUT-COURTOIS N., PRUVOT C., EMPIS A. et BAUDET K.** Les peuplements macrozoobenthiques, indicateurs des qualités physico-chimiques et chimiques des sédiments portuaires - exemple du port de Boulogne-sur-Mer (manche). Bulletin de la Société Zoologique de France (sous presse)
- 1999 : **PRUVOT C., GLEMAREC M., EMPIS A. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Les peuplements macrozoobenthiques des ports Est et Ouest de Dunkerque (Mer du Nord) : indicateurs des qualités physico-chimiques et chimiques des sédiments portuaires. (soumis)
- 1998 : **PRUVOT C., EMPIS A. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Influence des travaux d'entretien portuaire (dragages, immersions de déblais) sur les communautés macrozoobenthiques du Nord/Pas-de-Calais : impact des perturbations physiques et chimiques sur la répartition des espèces dans le port de Dunkerque et sur ses zones de vidage. Actes des 101èmes journées annuelles de la société zoologique de France. « Stress et réactions de défense chez les invertébrés et vertébrés inférieurs », 29, 30 juin et 1<sup>er</sup> juillet 1998, Lille, 1p. (+ Poster).
- 1998 : **PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Répartition du mollusque bivalve *Corbula gibba* (Olivi, 1792) dans les sédiments meubles du port Est de Dunkerque (Mer du Nord). (soumis)
- 1998 : **PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Les peuplements benthiques perturbés des zones de vidages du port de Dunkerque : impact des rejets de dragage. (soumis)
- 1998 : **ROMONT R., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Multiparametric characterization of the quality bottom sediments and structure of the macrozoobenthic communities in the Port areas along the Nord/Pas-de-Calais coasts (France). (Soumis).
- 1997 : **PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Toxicologie des sédiments marins : Contribution à l'évaluation des risques des rejets de boues de dragages portuaires pour les communautés benthiques de la Mer du Nord. Actes du colloque CIRMAT.- « Navires côtiers et océanographiques de l'Atlantique et de la Manche », Bordeaux, 9 - 10 juin, 7 p.
- 1997 : **ROMONT R., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Bilan de la qualité des zones subtidales portuaires du littoral Nord/Pas-de-Calais. Colloque Lille - Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, 9 janvier. (poster)
- 1996 : **ROMONT R., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Caractérisation multiparamétrique de la qualité des sédiments superficiels des estuaires et des ports du littoral Nord/Pas-de-Calais. Colloque International SECOTOX, Metz, 25-28 Août. (poster).
- 1996 : **ROMONT R., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Macrozoobenthos des sédiments meubles des zones portuaires et estuariennes du Nord/Pas-de-Calais. Colloque International SECOTOX, Metz, 25-28 Août. (poster).
- 1996 : **ROMONT R., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Qualité du milieu littoral: vers un diagnostic écologique? Application aux zones estuariennes et portuaires du Nord/Pas-de-Calais. Réunion du GEODE, Dunkerque, 10 septembre. (c. orale).
- 1995 : **ROMONT R., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Diagnostic écologique de la qualité des milieux portuaires et estuariens du Nord/Pas-de-Calais , Actes des XXII journées nationales des Cellules Qualités des Eaux Littorales, 26-28 Septembre, Calais - Dunkerque, 5p.
- 1995 : **ROMONT R., PRUVOT C. et DHAINAUT-COURTOIS N.** Diagnostic écologique de la qualité des milieux portuaires et estuariens du Nord/Pas-de-Calais. XXII èmes Journées Nationales des Cellules Qualité des Eaux Littorales, Calais-Dunkerque, 26-28 septembre.(c. orale).
- 1995 : **GRUMIAUX F., DEMUYNCK S., ROMONT R., PRUVOT C., et DHAINAUT-COURTOIS N.** Recherches écotoxicologiques sur les systèmes aquatiques dulçaquicoles et marins de la Région Nord/Pas-de-Calais. Colloque Lille-ULB, Lille, 30 mai. (poster).
- 1995 : **DHAINAUT-COURTOIS N., DEMUYNCK S., SALZET-RAVEILLON B., ROMONT R., RUFFIN P., SCAPS P., PRUVOT C., et DHAINAUT A.** Caractérisation d'outils biologiques (espèces indicatrices,

bioindicateurs de pollutions, marqueurs biochimiques) adaptés à l'étude des effets des micropolluants dans les estuaires et les ports de la Région Nord/Pas-de-Calais. Sols contaminés. Troisième Conférence Internationale sur la Biogéochimie des Eléments Traces. Paris, 15-19 mai. (poster avec C.D.ROM).

1995 : **DHAINAUT A., DHAINAUT-COURTOIS N., DEMUYNCK S., FONTAINE F., RUFFIN P., SALZET-RAVEILLON B., & PRUVOT C.**, 1995. Mécanismes de défense chez les annélides polychètes. Colloque Lille - ULB, Lille, 30 mai.(poster).



# ANNEXES



# A N N E X E S 1

## Coordonnées des points de prélèvement :

- Tableau 34 : Coordonnées Lambert et géographiques, et profondeurs approximatives des prélèvements effectués sur les zones de vidage Ouest et alentours du PAD.
- Tab. 35 : Coordonnées géographiques et profondeurs approximatives des prélèvements effectués sur la zone de référence.
- Tab. 36 : Coordonnées Lambert et géographiques, et profondeurs approximatives des prélèvements effectués sur les zones de vidage Est et Milieu du PAD.
- Tab. 37: Coordonnées Lambert, profondeurs, hauteur d'eau et heure des prélèvements effectués sur les zones portuaires de Dunkerque Est.
- Tableau des paramètres statistiques des données physicochimiques des sédiments du port de Dunkerque (Est et Ouest) comparés aux valeurs françaises de référence pour la qualité du matériel dragué (GEODE, 1995, 1997)

Stations	coordonnées Lambert		coordonnées Géographiques		Profondeurs approximatives (Zh, en m)
	X	Y	longitude Est	latitude Nord	
1	587084.5	373666.3	2°9'11.6127	51°3'39.9793	20
2	586693.8	374586.8	2°8'51.4370	51°4'90.7369	5,5
3	586303.1	375507.3	2°8'31.2543	51°4'39.4837	12,4
4	585912.4	376427.8	2°8'11.0645	51°5'90.2294	16,2
5	585521.7	377348.3	2°7'50.8677	51°5'38.9739	7,7
6	586350.2	377700.0	2°8'33.3719	51°5'50.4229	5,6
7	586740.9	376779.5	2°8'53.5729	51°5'20.6764	20
8	587131.6	375859.0	2°9'13.7566	51°4'50.9288	12,7
9	587522.3	374938.5	2°9'33.9333	51°4'21.1801	15
10	587795.8	374294.2	2°9'48.0533	51°4'00.3570	17
11	587913.0	374018.0	2°9'54.1030	51°3'51.4303	16,4
12	588741.4	374369.6	2°10'36.5938	51°4'20.8641	14
13	588624.3	374645.9	2°10'30.5455	51°4'13.4121	17
14	588350.7	375290.1	2°10'16.4302	51°4'32.6158	13
15	587960.0	376210.6	2°9'56.2595	51°5'20.3665	10,3
16	587569.3	377131.1	2°9'36.0819	51°5'32.1160	27
17	587178.6	378051.6	2°9'15.8972	51°6'10.8645	9,2
18	588007.1	378403.3	2°9'58.4230	51°6'13.3050	8,2
19	588280.6	377759.0	2°10'12.5493	51°5'52.4815	20
20	588397.8	377482.8	2°10'18.6017	51°5'43.5547	29
21	588788.5	376562.3	2°10'38.7733	51°5'13.8032	15
22	589179.2	375641.8	2°10'58.9379	51°4'44.0506	8,8
23	589452.7	374997.5	2°11'13.0494	51°4'23.2248	15
24	589569.9	374721.3	2°11'19.0954	51°4'14.2969	11,5
25	590398.3	375072.9	2°12'1.5976	51°4'25.7223	11
26	590007.6	375993.4	2°11'41.4461	51°4'55.4779	5
27	589616.9	376913.9	2°11'21.2876	51°5'25.2324	17,1
28	589297.8	377482.8	2°11'4.8372	51°5'43.5902	25
29	589226.2	377834.4	2°11'1.1220	51°5'54.9858	27,5
30	588835.5	378754.9	2°10'40.9494	51°6'24.7381	7
31	589664.0	379106.6	2°11'23.4867	51°6'36.1702	7,5
32	590054.7	378186.1	2°11'43.6532	51°6'60.4160	22
33	590197.8	377482.8	2°11'51.0726	51°5'43.6725	26
34	590445.4	377265.6	2°12'3.8127	51°5'36.6607	23
35	590836.1	376345.1	2°12'23.9652	51°5'60.9042	5,3
36	591226.8	375424.6	2°12'44.1106	51°4'37.1467	12
37	592055.2	375776.2	2°13'26.6242	51°4'48.5636	21
38	591664.5	376696.7	2°13'6.4848	51°5'18.3231	5
39	591273.8	377617.2	2°12'46.3384	51°5'48.0815	23
40	590883.1	378537.7	2°12'26.1849	51°6'17.8387	15
41	590492.4	379458.2	2°12'6.0245	51°6'47.5948	7,1
42	592149.3	380161.6	2°13'50.3639	51°6'49.2785	7,3
43	592540.0	379241.1	2°13'51.2549	51°6'47.7012	8
44	592930.7	378320.6	2°14'11.4119	51°6'10.9168	23
45	593321.4	377400.1	2°14'31.5462	51°5'41.1546	5
46	593712.2	376479.5	2°14'32.4889	51°5'20.7384	10

**Tableau 35 : Coordonnées Lambert et géographiques, et profondeurs approximatives des prélèvements effectués sur les zones de vidage Ouest et alentours du PAD.**

Stations	coordonnées Géographiques		Profondeurs approximatives (Zh, en m)
	longitude Est	latitude Nord	
R1	2°1'310	51°4'510	12,8
R2	2°2'180	51°4'700	11,4
R3	2°2'790	51°5'890	9,5
R4	2°3'450	51°3'100	13,3
R5	2°1'670	51°4'960	28,6
R6	2°2'400	51°4'190	29
R7	2°3'100	51°4'400	29,8
R8	2°3'700	51°4'660	28,5
R9	2°2'050	51°3'500	25,9
R10	2°2'820	51°3'635	25,9
R11	2°3'520	51°3'910	26,3
R12	2°4'180	51°4'090	22,2

**Tab. 36 : Coordonnées géographiques et profondeurs approximatives des prélèvements effectués sur la zone de référence.**

Stations	coordonnées Lambert		coordonnées Géographiques		Profondeurs approximatives (Zh, en m)
	X	Y	longitude Est	latitude Nord	
V1			2°17'600	51°5'520	28
V2	597100	376900	2°18'250	51°5'500	19
V3	597200	375670	2°18'000	51°5'420	17,6
V4	597440	376800	2°20'000	51°5'100	23,5
V5			2°20'650	51°5'025	29
V6	597420	375670	2°21'200	51°4'920	16
V7	597630	376900	2°17'500	51°5'310	18
V8	597750	375610	2°18'000	51°5'240	13,5
V9	597840	376100	2°18'500	51°5'150	27
V10	598380	376060	2°18'800	51°5'120	26,6
V11	598930	375970	2°19'200	51°5'010	26
V12	599400	375850	2°19'720	51°4'990	24,1
V13	599760	376270	2°20'100	51°4'950	22,5
V14	599720	375510	2°20'450	51°4'880	14
V15	599730	375800	2°21'000	51°4'810	23,6
V16	600400	375700	2°21'450	51°4'780	20
V17	600600	376050	2°21'650	51°4'720	16,5
V18	600490	375410	2°22'180	51°4'650	10
V19	600880	375630	2°18'000	51°4'900	16
V20	601250	375810	2°17'820	51°4'800	13,8
V21	601070	375300	2°18'250	51°4'800	10
V22	601320	375610	2°20'000	51°4'730	16,6
V23	601870	375550	2°20'650	51°4'620	16,2
V24	602150	375400	2°21'200	51°4'520	16,6

**Tab. 37 : Coordonnées Lambert et géographiques, et profondeurs approximatives des prélèvements effectués sur les zones de vidage Est et Milieu du PAD.**

Station	Coordonnées Lambert		Profondeur (en m)	Hauteur d'eau (en m)	Heure de prélèvement
	Position X	Position Y			
B1	595180	370050	0,6	6	10,30
B2	595140	370520	7,7	6	11,20
B3	595335	371520	11,5	6	12,35
B4	595620	371530	11,3	6	12,50
B5	597020	372110	11,4	6	14,35
B6	597470	372260	11,7	6	14,45
B7	598180	372440	12,5	6	14,55
B8	598970	372630	15,7	6	15,05
B9	599810	372880	15	6	15,20
B10	600415	371630	7,9	6	16,05
B11	600800	372040	9,5	6	15,50
B12	601250	372030	9,6	6	16,15
B13	601430	371840	7,4	6	16,30
B14	601620	371930	6,2	6	16,35
B15	partie est	mole 1	3,5	6	16,50
B16	594750	371490	10,8	6	12,10
B17	595040	371450	11,7	6	12,15
B18	594860	371380	12,3	6	11,55
B19	594910	371140	11,3	6	11,45
B20	600800	372450	11	6	15,30
B21	600770	372110	6,45	6	15,40
P1			15	0,7	9,05
P2			10	0,81	8,55
P3			14,5	0,65	9,10
P4			14,5	0,6	9,20
P5			15	0,4	9,45
P6			15	0,5	9,25
P7			7	0,5	9,30
P8			8,8	0,4	9,50
P9			6	0,4	10,00
P10			5,5	0,4	10,10

**Tab. 38: Coordonnées Lambert, profondeurs, hauteur d'eau et heure des prélèvements effectués sur les zones portuaires de Dunkerque Est.**

		DUNKERQUE EST						DUNKERQUE OUEST		Valeurs de référence GEODE			
		Avant-Port		Bassins et darses		Total		Avant-Port (*)		(**)			
		médiane	min.-max.	médiane	min.-max.	médiane	min.-max.	médiane	min.-max.	BDF	médiane	limite 1	Limite 2
<b>Métaux lourds</b>	<b>Al</b>	377990	13426-45634	36180	15871-50992	36446	13426-50992	21805	8260-35345	-	-	-	-
	<b>As</b>	8,45	0,5-13	12	2,2-30	11	0,5-30	13,9	2,9-21	4,4	12,5	25	50
	<b>Cd</b>	0,47	0,01-0,99	16,15	0,75-57-18	2,02	0,01-57,18	0,63	0,5-1,3	0,5	0,6	1,2	2,4
	<b>Cr</b>	53,12	6,4-61,6	52,7	16,1-141,97	52,7	6,4-141,97	76,3	18-102,2	45	45	90	180
	<b>Cu</b>	19,22	6,8-43,7	80,2	21-242	43,7	6,8-242	19,3	4,2-32,8	35	22,5	45	90
	<b>Fe</b>	16077	20411-18816	20482	6508-42956	16366	6508-42956	18370	3245-32945	-	-	-	-
	<b>Hg</b>	0,26	0,07-1,9	0,32	0,01-0,8	0,26	0,01-1,9	0,15	<0,05-0,35	0,2	0,2	0,4	0,8
	<b>Mn</b>	337	78,4-425,5	655,7	172,6-3840	405,8	78,4-3840	220,9	59,1-477,8	-	-	-	-
	<b>Ni</b>	7,8	0,05-11,07	6,84	0,05-16,04	7,5	0,05-16,04	18,1	2,0-29,6	20	18,5	37	74
	<b>Pb</b>	9,3	0,5-28	728	145,6-2087	315,1	0,5-2087	70,8	14,2-107,9	47	50	100	200
	<b>Sn</b>	4	4-6	16	4-41	13	4-41	3,6	1,4-6,2	-	-	-	-
	<b>Zn</b>	111,6	30,7-184,6	578	64,7-4458,6	370,3	30,7-4458,6	77,9	35-940	115	138	276	552
<b>Contaminants Divers</b>	<b>Fines (&lt;63µm)</b>	80,7	15,5-92,6	40,4	8,6-77,1	51,9	8,6-92,6	77	0,6-95,7	-	-	-	-
	<b>COT</b>	4	0,25-5,11	3,32	0,49-5,98	3,53	0,25-5,98	2,1	<0,1-4,1	-	-	-	-
	<b>Azote (NTK)</b>	3081	315-3500	2280	300-4100	2445	300-4100	1920	86-3750	-	-	-	-
	<b>Phosphore total (P)</b>	472	150-610	141	85-425	183,75	85-610	700	170-1270	-	-	-	-
	<b>Fluor total</b>	-	-	220	150-810	220	150-810	-	-	-	-	-	-
	<b>Cyanures</b>	-	-	0,15	0,09-0,4	0,15	0,09-0,4	-	-	-	-	-	-
	<b>Phénols</b>	-	-	0,33	0,15-1,9	0,33	0,15-1,9	-	-	-	-	-	-
	<b>indice CH2</b>	-	-	534	100-2000	535	100-2000	-	-	-	-	-	-
	<b>fluoranthene</b>	-	-	0,47	0,03-3,4	0,47	0,03-3,4	-	-	-	-	-	-
	<b>b(b) fluoranthene</b>	-	-	0,27	0,03-2,2	0,27	0,03-2,2	-	-	-	-	-	-
	<b>b(k) fluoranthene</b>	-	-	0,16	0,02-0,46	0,16	0,02-0,46	-	-	-	-	-	-
	<b>b(a) pyrene</b>	-	-	0,24	0,03-1,00	0,24	0,03-1	-	-	-	-	-	-
	<b>b(ghi) perylene</b>	-	-	0,19	0,02-0,60	0,19	0,02-0,6	-	-	-	-	-	-
	<b>indeno-pyrene</b>	-	-	0,14	0,01-0,45	0,14	0,01-0,45	-	-	-	-	-	-
	<b>HPA</b>	-	-	1,6	0,15-6,70	1,6	0,15-6,7	-	-	-	-	-	-
	<b>PCB</b>	-	-	0,04	0,01-0,22	0,04	0,01-0,22	-	-	0	0,0125	0,025	0,05

HPA : Hydrocarbures polycycliques aromatiques

(\*) : d'après les données de Romont (1996)

(\*\*) : d'après les teneurs en métaux des sédiments dragués dans les ports français de 1986 à 1993 (GEODE, 1995 ; 1997)

Les teneurs en Carbone organique total (COT) et en Fines sont exprimées en % de poids sec de sédiment ; les autres polluants en mg/kg de poids sec de sédiment.

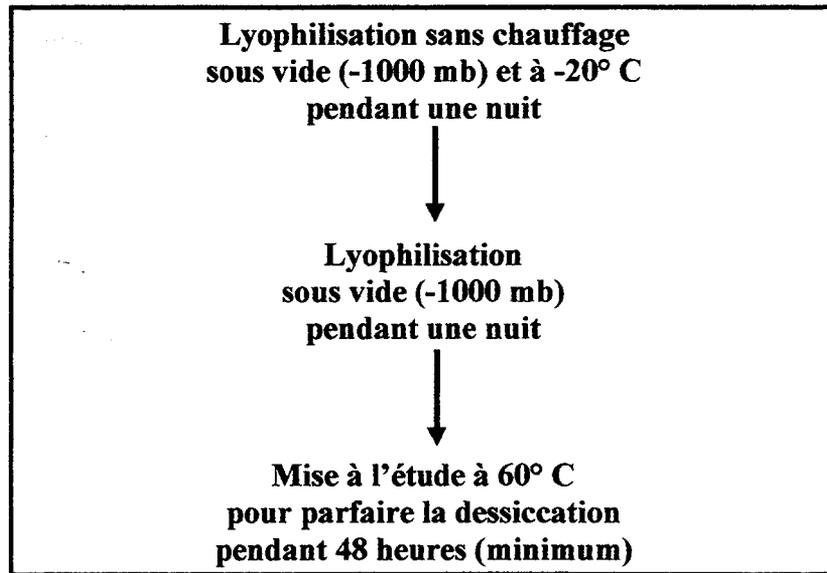
**Tableau des paramètres statistiques des données physico-chimiques des sédiments du port de Dunkerque (Est et Ouest) comparés aux valeurs françaises de référence pour la qualité du matériel dragué (GEODE, 1995, 1997).**

## **A N N E X E S 2**

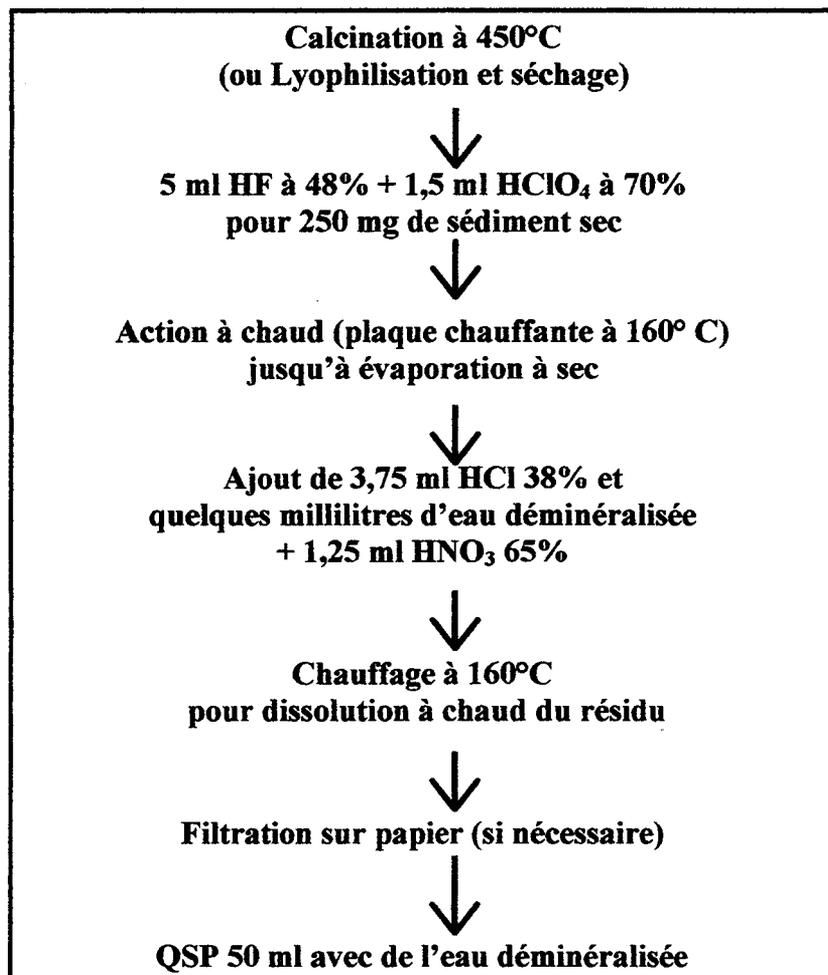
### **Protocoles chimiques :**

- 1- Protocole de lyophilisation des sédiments.
- 2- Protocole de minéralisation des sédiments pour la solubilisation des métaux.
- 3- Protocole de minéralisation et dosage du NTK (tab. 41)
- 4- Protocole de minéralisation et dosage du P (tab. 42)
- 5- Protocole de minéralisation et dosage du COT (tab. 43)
- 6- Schéma de la répartition des invertébrés benthiques en fonction de la pollution organique sur le littoral breton (d'après Glémarec et Hily, 1981)

## 1- protocole de lyophilisation des sédiments.



## 2- protocole de minéralisation des sédiments pour la solubilisation des métaux.



### 3- protocole de minéralisation et dosage du NTK

3ml H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (95%) + 0,5g de sédiment sec  
chauffer à 440°C jusqu'à ébullition  
laisser charbonner 5 mn sans évaporer à sec  
ajout progressif de 10 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (50%)  
chauffer 2 mn pour évaporer l'excès d'H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>  
laisser refroidir le minéralisat  
QSP 100 ml avec de l'eau déminéralisée  
mélanger et filtrer  
ajout de 1ml de KOH (12 N) + 10 ml de minéralisat  
QSP 25 ml avec une solution diluée de sel de Rochelle  
(4%)  
ajout de 1 ml de réactif de Nessler (HACH™) et mélanger  
après 2 mn, lire au spectrophotomètre  
(programme 399 ;  $\lambda = 460\text{nm}$ )

**Tab. 42 :** Protocole de minéralisation et de dosage de l'azote total Kjeldahl dans les sédiments (d'après Hach, 1989)

### 4- Protocole de minéralisation et de dosage du phosphore

QSP 20ml d'eau distillée pour 1g de sédiment sec  
ajout d'1 gélule de réactif Soil extractant 3 (HACH™)  
agiter pendant 30 s puis attendre 10 mn  
ajout de 0,02g de réactif d'extraction des nitrates  
(HACH™) et agiter pendant 30 s  
Après sédimentation, prélever 5 ml du surnageant et QSP  
25 ml d'eau distillée  
ajout d'1 gélule de phosver 4 (HACH™)  
après 3 mn, lire au spectrophotomètre  
(programme 531 ;  $\lambda = 890\text{nm}$ )

**Tab. 43 :** Protocole de minéralisation et de dosage du phosphore dans les sédiments (d'après Hach, 1989)

## **5- protocole de minéralisation et dosage du COT**

**10ml de dichromate de potassium (1 N) pour 1g de sédiment sec**

**ajouter 20 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (95%)**

**agiter et laisser reposer 10 mn**

**ajouter 100 ml d'eau distillée et agiter**

**Après filtration, lire au spectrophotomètre  
(programme 420 ;  $\lambda = 610\text{nm}$ )**

**Tab. 44 : Protocole de minéralisation et de dosage du carbone organique total dans les sédiments (d'après Hach, 1989)**



## **A N N E X E S 3**

### **Descripteurs de diversité et d'abondance des peuplements :**

- 1- Densité et densité moyenne.
- 2- Dominance et dominance moyenne.
- 3- Constance.
- 4- Fidélité
- 5- Diversité (Shannon-Weaver) et régularité

## 1- Densité et densité moyenne :

$$\text{Densité de a (d}_a\text{)} = A_a \times S$$

avec  $A_a$ : abondance de l'espèce a.

S : unité de surface ( $m^2$ )

$$\text{Densité moyenne de a (d}_{ma}\text{)} = \sum (A_a \times S) \div N$$

avec N: nombre de prélèvements.

## 2- Dominance et Dominance moyenne :

$$\text{Dominance de a (d}_a\text{)} = (A_a \div A) \times 100$$

avec A: nombre total d'individus

$$\text{Dominance moyenne de a (D}_{am}\text{)} = \sum d_a \div N$$

## 3- Constance :

$$\text{Constance de a (C}_a\text{)} = (N_a \div N) \times 100$$

avec  $N_a$ : nombre de prélèvements contenant l'espèce a

N: nombre total de prélèvements

## 4- Fidélité :

$$\text{Fidélité de a (F}_a\text{)} = (C_a \div \sum_i^1 C_a) \times 100$$

avec  $C_a$ : constance de l'espèce a

$\sum_i^1 C_a$ : somme des fréquences de cette espèce dans chaque peuplement

## 5- Diversité (Shannon-Weaver) et régularité

$$\text{Indice de Shannon-Weaver (H')} = - \sum p_i \times \log_2 p_i$$

avec  $p_i$ : rapport du nombre d'individus de l'espèce i sur le nombre total d'individus de la station

$$\text{Indice de régularité (R)} = (H' \div H'_{\text{max}}) = (H' \div \log_2 (S))$$

avec  $H'$  = indice de diversité

$H'_{\text{max}}$  = diversité maximale théorique

S = nombre d'espèces

# A N N E X E S A

## Résultats obtenus sur le Port Est de Dunkerque

- **Tab. 47** : Données granulométriques de l'Avant-Port, des darses et bassins du Port Est de Dunkerque.
- **Tab. 48** : Résultats des analyses chimiques réalisées sur les stations du Port Est de Dunkerque.
- **Tab. 51** : Abondance totale, richesse spécifique (S), diversité [indice de Shannon-Weaver ( $H'$ )] et équitabilité (R) des stations de l'avant-port (APE) [P1 à P10] et des darses et bassins [B1 à B21] du port Est de Dunkerque.
- **Tab. 52-a** : Matrice des espèces récoltées sur l'avant-port (APE) du Port Est de Dunkerque.
- **Tab. 52-b** : Matrice des espèces récoltées sur les darses et les bassins du Port Est de Dunkerque (PAD)

	ε.	vases	sablons	sables fins	sables moyens	sables grossiers	cailloutis	Facès
P O R T  E S T	P1	15,5	70,6	13,2	0,4	0,2	0,1	SV
	P2	17	78	4,5	0,2	0,1	0,2	SV
	P3	51,9	45,3	2,6	0,2	0	0	VS
	P4	89,6	9,8	0,4	0,2	0	0	VS
	P5	89,6	9,8	0,4	0,2	0	0	V
	P6	80,9	15,6	3	0,3	0,1	0,1	V
	P7	90,2	9,5	0,2	0,1	0	0	V
	P8	78,9	18,5	2	0,1	0,4	0,1	V
	P9	92,6	6,6	0,7	0	0	0,1	V
	P10	80,6	17	1	0,5	0,5	0,4	V
moyenne		68,68	28,07	2,80	0,22	0,13	0,10	
Ecart-type		29,98	26,75	3,91	0,15	0,18	0,12	
minimum		15,50	6,60	0,20	0,00	0,00	0,00	
maximum		92,60	78,00	13,20	0,50	0,50	0,40	
médiane		80,75	16,30	1,50	0,20	0,05	0,10	

	ε.	vases	sablons	sables fins	sables moyens	sables grossiers	cailloutis	Facès
B A S S I N S  E S T	B1	8,6	52,4	27,4	1,6	1,6	8,4	SV
	B2	26,7	63,5	8,9	0,5	0,3	0,1	VS
	B3	13,6	43,7	39,8	1,9	0,4	0,6	SV
	B4	20,9	23,2	16,2	1,4	1,5	36,8	SV
	B5	50,5	38,2	7	0,3	0,6	3,4	VS
	B6	55,1	7	33,9	3	0,5	0,5	VS
	B7	40,4	40,3	14,9	3,2	1	0,2	VS
	B8	18,8	31,9	35,1	4,2	3	5	SV
	B9	59,4	36,1	4,2	0,3	0	0	VS
	B10	71,2	24,7	3,8	0	0,1	0,3	VS
	B11	77,1	20,3	2,4	0,1	0,1	0	V
	B12	54,2	35,7	9	0,2	0,3	0,6	VS
	B13	28,5	55,4	15,4	0,3	0,2	0,2	VS
	B14	58,7	33,1	7,8	0,3	0	0	VS
	B15	20,3	68	10,5	0,7	0,3	0,2	SV
	B16	31,1	53,1	14,8	0,5	0,2	0,3	VS
	B17	32	26,8	29,5	3,8	1,2	6,7	VS
	B18	10,8	58,8	26,9	1,4	0,7	1,4	SV
	B19	43,9	52,1	3,9	0,1	0	0	VS
	B20	76,5	22	1,4	0,1	0	0	V
	B21	73,9	15,3	3,3	2	1,5	4	VS
moyenne		41,53	38,17	15,05	1,23	0,64	3,27	
Ecart-type		22,64	16,72	12,12	1,32	0,76	8,06	
minimum		8,60	7,00	1,40	0,00	0,00	0,00	
maximum		77,10	68,00	39,80	4,20	3,00	36,80	
médiane		40,40	36,10	10,50	0,50	0,30	0,30	

**Tab. 47 : Données granulométriques de l'Avant-Port, des darses et bassins du Port Est de Dunkerque.**

	ε.	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Sn	As	Hg	Fines	COT	NTK	P	Fluor total	Cyanures	Phenols	indice CH2	Fluor-anthene	B(b)Fluor-anthene	B(k)Fluor-anthene	B(a)Pyrene	B(ghi)Perylene	Indeno-pyrene	HPA	PCB
<b>B A S S I N S  E S T</b>	<b>B1</b>	16970	1	25	21	7858	257	0,1	275	138	32	6	0,0	8,6	1,09	2445	194												
	<b>B2</b>	37740	34	45	39	12150	1214	5,4	905	387	18	2	0,2	26,7	3,32	1500	133												
	<b>B3</b>	19071	57	21	55	9872	248	0,1	893	4459	41	3	0,1	13,6	1,83	1470	131	170	0,1	0,2	190	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,4	0,0
	<b>B4</b>	33508	56	34	88	7859	3840	6,2	2087	587	41	6	0,0	20,9	1,51	2280	156	810	0,1	1,4	450	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,5	0,0
	<b>B5</b>	32716	2	142	75	42956	580	14,4	146	795	28	23	0,8	50,5	5,36	2625	425												
	<b>B6</b>	33442	48	59	43	25912	1634	8,9	950	512	20	24	0,4	55,1	2,94	1440	96	240	0,1	0,3	510	0,4	0,4	0,2	0,4	0,3	0,1	1,7	0,0
	<b>B7</b>	37928	23	80	111	41058	1034	12,9	475	578	16	10	0,4	40,4	3,52	2610	256	200	0,2	0,3	560	2,2	2,2	0,5	1,0	0,4	0,3	5,2	0,0
	<b>B8</b>	25254	48	18	24	20482	1546	6,8	936	65	4	16	0,0	18,8	0,49	540	90	150	0,2	0,2	100	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
	<b>B9</b>	48388	6	59	66	22724	466	11,1	179	232	4	30	0,2	59,4	3,88	1020	296												
	<b>B10</b>	36180	5	80	177	26372	231	14,8	1753	1101	10	18	0,2	71,2	5,14	2875	134												
	<b>B11</b>	45684	2	93	198	24834	294	14,5	728	689	9	12	0,7	77,1	5,48	4100	180	500	0,2	0,5	2000	3,4	0,8	0,4	1,0	0,6	0,5	6,7	0,2
	<b>B12</b>	28858	1	53	118	16106	202	6,3	264	370	17	17	0,3	54,2	4,69	2700	208	320	0,1	1,9	1800	0,9	0,2	0,1	0,0	0,1	0,1	1,5	0,1
	<b>B13</b>	37434	22	44	89	11578	937	4,8	1114	352	13	18	0,4	28,5	1,82	1175	140	190	0,4	0,3	1100	0,6	0,4	0,2	0,4	0,3	0,2	2,0	0,1
	<b>B14</b>	46752	41	72	242	20590	1498	12,9	1232	609	13	15	0,5	58,7	4,89	2490	184												
	<b>B15</b>	40816	51	63	112	12797	1805	8,8	1632	805	13	4	0,6	20,3	3,53	1860	124												
	<b>B16</b>	25066	7	35	62	14978	232	3,9	315	777	15	8	0,3	31,1	2,19	2295	120												
	<b>B17</b>	15871	5	21	25	9563	173	0,1	270	544	21	5	0,0	32,0	1,41	1470	95												
	<b>B18</b>	31836	16	16	80	6508	663	0,2	516	212	9	12	0,1	10,8	0,49	300	85												
	<b>B19</b>	40660	2	43	34	20612	656	5,4	383	376	19	12	0,1	43,9	2,55	1020	151												
	<b>B20</b>	50992	45	90	140	25854	1578	16,0	1236	726	13	20	0,5	76,5	5,98	3720	215												
	<b>B21</b>	38408	2	86	178	27838	308	16,0	608	754	18	24	0,6	73,9	5,24	3975	141												
<b>moyenne</b>	<b>34456</b>	<b>23</b>	<b>56</b>	<b>94</b>	<b>19452</b>	<b>924</b>	<b>8,1</b>	<b>805</b>	<b>717</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>0,3</b>	<b>41,5</b>	<b>3,21</b>	<b>2091</b>	<b>169</b>	<b>323</b>	<b>0,2</b>	<b>0,6</b>	<b>839</b>	<b>1,0</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>0,4</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>2,3</b>	<b>0,1</b>	
<b>Ecart-type</b>	<b>9945</b>	<b>22</b>	<b>32</b>	<b>62</b>	<b>10199</b>	<b>872</b>	<b>5,6</b>	<b>552</b>	<b>895</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>0,2</b>	<b>22,6</b>	<b>1,76</b>	<b>1060</b>	<b>80</b>	<b>227</b>	<b>0,1</b>	<b>0,6</b>	<b>722</b>	<b>1,2</b>	<b>0,7</b>	<b>0,2</b>	<b>0,4</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>2,4</b>	<b>0,1</b>	
<b>minimum</b>	<b>15871</b>	<b>1</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>6508</b>	<b>173</b>	<b>0,1</b>	<b>146</b>	<b>65</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>0,0</b>	<b>8,6</b>	<b>0,49</b>	<b>300</b>	<b>85</b>	<b>150</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>100</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,2</b>	<b>0,0</b>	
<b>maximum</b>	<b>50992</b>	<b>57</b>	<b>142</b>	<b>242</b>	<b>42956</b>	<b>3840</b>	<b>16,0</b>	<b>2087</b>	<b>4459</b>	<b>41</b>	<b>30</b>	<b>0,8</b>	<b>77,1</b>	<b>5,98</b>	<b>4100</b>	<b>425</b>	<b>810</b>	<b>0,4</b>	<b>1,9</b>	<b>2000</b>	<b>3,4</b>	<b>2,2</b>	<b>0,5</b>	<b>1,0</b>	<b>0,6</b>	<b>0,5</b>	<b>6,7</b>	<b>0,2</b>	
<b>médiane</b>	<b>36180</b>	<b>16</b>	<b>53</b>	<b>80</b>	<b>20482</b>	<b>656</b>	<b>6,8</b>	<b>728</b>	<b>578</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>0,3</b>	<b>40,4</b>	<b>3,32</b>	<b>2280</b>	<b>141</b>	<b>220</b>	<b>0,1</b>	<b>0,3</b>	<b>535</b>	<b>0,5</b>	<b>0,3</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>1,6</b>	<b>0,0</b>	

	ε.	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Sn	As	Hg	Fines	COT	NTK	P
<b>P O R T  E S T</b>	<b>P1</b>	13426	0,8	6,4	6,8	4411	78	0,1	0,5	32	4,0	2,8	0,1	15,5	0,3	315	150
	<b>P2</b>	15488	0,4	13,1	6,9	5730	99	0,1	0,5	31	4,0	0,5	0,1	17,0	0,6	540	213
	<b>P3</b>	20718	0,0	21,2	11,5	8601	179	0,1	0,5	62	4,0	6,9	0,2	51,9	2,4	1775	320
	<b>P4</b>	39134	0,5	56,7	19,4	16366	346	9,1	8,7	111	4,0	10,0	0,3	89,6	4,1	3225	419
	<b>P5</b>	43118	0,8	61,5	20,7	17600	426	9,8	9,8	122	5,0	13,0	0,3	89,6	3,7	2925	470
	<b>P6</b>	36446	0,5	50,3	18,0	15436	328	7,5	4,4	103	4,0	2,6	0,3	80,9	3,9	3225	474
	<b>P7</b>	40528	0,3	56,1	19,0	16932	416	8,1	10,6	112	4,0	10,0	0,3	90,2	4,6	3000	524
	<b>P8</b>	33274	0,5	50,1	24,3	15788	355	7,0	11,5	131	4,0	4,2	0,2	78,9	4,1	3400	504
	<b>P9</b>	45634	0,2	61,0	22,0	18816	406	11,0	14,8	127	6,0	13,0	0,3	92,6	4,3	3500	610
	<b>P10</b>	39426	1,0	56,0	43,7	17793	286	11,1	28,0	185	6,0	11,0	1,9	80,6	5,1	3163	506
<b>moyenne</b>	<b>32719</b>	<b>0,5</b>	<b>43,2</b>	<b>19,2</b>	<b>13747</b>	<b>292</b>	<b>6,4</b>	<b>8,9</b>	<b>102</b>	<b>4,5</b>	<b>7,4</b>	<b>0,4</b>	<b>68,7</b>	<b>3,3</b>	<b>2507</b>	<b>419</b>	
<b>Ecart-type</b>	<b>11782</b>	<b>0,3</b>	<b>21,1</b>	<b>10,5</b>	<b>5363</b>	<b>129</b>	<b>4,6</b>	<b>8,4</b>	<b>48</b>	<b>0,8</b>	<b>4,6</b>	<b>0,5</b>	<b>30,0</b>	<b>1,7</b>	<b>1196</b>	<b>146</b>	
<b>minimum</b>	<b>13426</b>	<b>0,0</b>	<b>6,4</b>	<b>6,8</b>	<b>4411</b>	<b>78</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>31</b>	<b>4,0</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>15,5</b>	<b>0,3</b>	<b>315</b>	<b>150</b>	
<b>maximum</b>	<b>45634</b>	<b>1,0</b>	<b>61,5</b>	<b>43,7</b>	<b>18816</b>	<b>426</b>	<b>11,1</b>	<b>28,0</b>	<b>185</b>	<b>6,0</b>	<b>13,0</b>	<b>1,9</b>	<b>92,6</b>	<b>5,1</b>	<b>3500</b>	<b>610</b>	
<b>médiane</b>	<b>37790</b>	<b>0,5</b>	<b>53,1</b>	<b>19,2</b>	<b>16077</b>	<b>337</b>	<b>7,8</b>	<b>9,3</b>	<b>112</b>	<b>4,0</b>	<b>8,5</b>	<b>0,3</b>	<b>80,8</b>	<b>4,0</b>	<b>3081</b>	<b>472</b>	

Tab. 48 : Résultats des analyses chimiques réalisées sur les stations du Port Est de Dunkerque.

Stations	Abondance totale	Richesse spécifique (S)	Diversité (H')	Équitabilité (R)
P1	31	15	2,43	0,5
P2	82	10	0,43	0,07
P3	4	10	0,81	0,41
P4	1	6	0	0
P5	4	5	0	0
P6	3	9	0	0
P7	3	7	0,92	0,58
P8	101	12	0,85	0,13
P9	43	10	1,65	0,31
P10	4	7	1	0,5
B1	309	14	1,16	0,14
B2	2	2	0	0
B3	265	6	1,59	0,2
B4	1520	15	0,64	0,06
B5	235	16	2,99	0,38
B6	87	12	2,92	0,44
B7	200	19	3,01	0,39
B8	99	16	2,56	0,39
B9	92	8	1,82	0,28
B10	114	4	0,58	0,09
B11	148	11	1,34	0,19
B12	37	9	2,46	0,44
B13	261	13	1,05	0,13
B14	216	6	1,51	0,19
B15	750	11	1,25	0,13
B16	5	2	0,72	0,31
B17	222	7	1,72	0,22
B18	118	7	1,53	0,22
B19	31	5	0,86	0,17
B20	58	10	2,49	0,42
B21	209	10	1,43	0,18

**Tab. 51 :** Abondance totale, richesse spécifique (S), diversité [indice deShannon-Weaver (H')] et équitabilité (R) des stations de l'avant-port (APE) [P1 à P10] et des darses et bassins [B1 à B21] du port Est de Dunkerque.

Nom	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	total
<i>Actinia sp.</i>	1								1		2
<i>Actinothoe sp.</i>								2			2
<i>Sagartia sp.</i>	2							1	2		5
<i>Abietinaria abietina</i>	*	*	***	*	***	**	**	*		*	***
<i>Dynamena pumila</i>	*	*		*							*
<i>Hydrallmania falcata</i>		*	*		*	**	*	*			*
<i>Kirchenpaueria pinnata</i>	**	**	**	***	*	**	**	*	*	*	**
<i>Nemertesia antennia</i>	**		*			*	*				*
<i>Nemertesia ramosa</i>			*								*
<i>Obelia geniculata</i>						*		*			*
<i>Sertularella polyzomias</i>		*	*			*					*
<i>Sertularia cupressina</i>			***	***	***	**	***	*	*	*	***
<i>Conopeum reticulum</i>				*							*
<i>Electra pilosa</i>			*								*
<i>Arenicola marina</i>	1	1									2
<i>Capitella capitata</i>										1	1
<i>Cirratulus filiformis</i>								1			1
<i>Lanice conchilega</i>	2										2
<i>Magelona papillicornis</i>	1	2									3
<i>Owenia fusiformis</i>	2										2
<i>Glycera convoluta</i>									1		1
<i>Nephtys hombergii</i>	3										3
<i>Nephtys longosetosa</i>	3	1	3	1	4	3	2	10	7	1	35
<i>Nereis succinea</i>										1	1
<i>Abra alba</i>	1	2									3
<i>Mactra solida</i>	15	76	1					84	29	1	206
<i>Hydrobia ulvae</i>	*										*
<i>Nassarius reticulatus</i>						*					*
<i>Carcinus maenas</i>									1		1
<i>Mysis flexuosa</i>								2			2
<i>Pycnogonum littorale</i>								1	1		2
<i>Asterias rubens</i>							1		1		2
<b>Total</b>	<b>31</b>	<b>82</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>101</b>	<b>43</b>	<b>4</b>	<b>276</b>
<b>nombre d'espèces</b>	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>34</b>

**Tab. 52-a : Matrice des espèces récoltées sur l'avant-port (APE) du Port Est de Dunkerque.**

\* : présent \*\* : abondant \*\*\* : très abondant

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16	B17	B18	B19	B20	B21	total	
<i>Actinia sp.</i>													3										3
<i>Actinothoe sp.</i>								1		2		1											4
<i>Sagartia sp.</i>	14				27			20		1		1		1						2	1		67
<i>Abietinaria abietina</i>							*																*
<i>Nemertesia ramosa</i>					*																		*
<i>Obelia geniculata</i>	*	**	**	**	***	*	*	*		***	***	***	**	**	**				*	***	**		***
<i>Sertularella polyzonias</i>												*											*
<i>Begula sp.</i>					*																		*
<i>Conopeum reticulatum</i>			*											*									*
<i>Electra pilosa</i>																							*
<i>Cephalothrix rufifrons</i>	1																						1
<i>Lineus bilineatus</i>	1																						1
<i>Oligochètes</i>						2				3			62	77						6	41		191
<i>Arenicola marina</i>							1																1
<i>Capitella capitata</i>			153	1380	48	8	30	4		102	110	24	210	110	241	4	69	82	2	6	144		2727
<i>Cirriiformia tentaculata</i>					16	5	19	3	1														44
<i>Cirratulus filiformis</i>				1		3																	4
<i>Lanice conchilega</i>						2	30	1	1														34
<i>Magelona papillicornis</i>				2																			2
<i>Owenia fusiformis</i>				2																			2
<i>Pectinaria koreni</i>								1	2														3
<i>Polydora ciliata</i>			21		53	7	55	46	9	4	6	7	36	43	421	1	32	16	1	30	11		799
<i>Polydora quadrilobata</i>	2		62	45	12							1											122
<i>Scolecopsis ciliata</i>				37																			37
<i>Scolecopsis fuliginosa</i>				36			1			8	10		2									4	61
<i>Spio filicornis</i>	1																						1
<i>Spiophanes bombyx</i>				5																		2	7
<i>Eulalia viridis</i>							1																1
<i>Glycera convoluta</i>												1											1
<i>Heteronereis succinea</i>							1																1
<i>Kefersteinia cirrata</i>															2								2
<i>Magalia perarmata</i>	1				4								1										6
<i>Nephtys hombergii</i>							2	3	31											5			41
<i>Nephtys longosetosa</i>								3															3
<i>Nereis diversicolor</i>	5						1																6
<i>Nereis succinea</i>	217	2		2	12	20	17	11	1		5		3	1			2	1	1	1	1	5	301
<i>Nereis zonata</i>	5																						5
<i>Nerine cirratulus</i>					1																		1
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	3					7	27	2		3		1			1	2							46
<i>Phyllodoce maculata</i>								1					2		1								4
<i>Phyllodoce mucosa</i>								1															1

Tab. 52-b : Matrice des espèces récoltées sur les darses et les bassins du Port Est de Dunkerque (PAD)

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16	B17	B18	B19	B20	B21	total
<i>Abra alba</i>				1		12	4		45			1	1		2		8	3				77
<i>Cardium edule</i>					1		1															2
<i>Corbula gibba</i>	56		29	4	46	20	8				1	1			3		109	7	27	2	1	314
<i>Ensis ensis</i>							1															1
<i>Lutraria sp.</i>					1																	1
<i>Mytilus edulis</i>				1				1				1										3
<i>Pholas candida</i>	2							1														3
<i>Pholas dactylus</i>						1																1
<i>Pholas sp.</i>					1		1															2
<i>Clathrus clathrus</i>																	1					1
<i>Crepidula fornicata</i>					12															4		16
<i>Hydrobia ulvae</i>																		7				7
<i>Nassarius incrassatus</i>									2													2
<i>Leucothoe sp.</i>					1																	1
<i>Portunus arenatus</i>															1							1
<i>Balanus crenatus</i>	*											*										*
<i>Ascidia sp.</i>				2							7											9
<i>Ciona intestinalis</i>				2																		2
<b>Total</b>	308	2	265	1520	235	87	200	99	92	114	148	36	261	216	749	6	223	116	31	56	209	4973
<b>nombre d'espèces</b>	14	2	6	15	17	12	19	16	8	4	11	9	13	6	10	3	7	6	5	9	9	59

**Tab. 52-b : Matrice des espèces récoltées sur les darses et les bassins du Port Est de Dunkerque (PAD) [suite]**

## A N N E X E S B

### Résultats obtenus sur la zone de référence

- **Tab. 53** : Résultats granulométriques (en % de poids sec total de l'échantillon) et paramètres statistiques de la première campagne sur la zone de référence (ZRF1).
- **Tab. 55** : Résultats des analyses chimiques de la première campagne sur la zone de référence (ZRF1).
- **Tab. 57** : Matrice des abondances faunistiques totales de la première campagne sur la zone de référence (ZRF1).
- **Tab. 58** : Indice de Shannon-Weaver, de Margalef et régularité de la faune des stations de la zone de référence (ZRF1).
- **Tab. 59** : Dominance moyenne, constance et fidélité des espèces de la zone de référence (ZRF1) en fonction des peuplements.
- **Tab. 62** : Classement des espèces de la zone de référence (ZRF1) de chaque faciès par leur indice biologique (Sanders, 1960) décroissant.

stations	<63µm	[63;100µm]	[100;250µm]	[250;500µm]	[0,5;1mm]	[1;2mm]	>2mm	Faciés
R1	1,80	0,10	20,55	76,90	0,50	0,10	0,05	Sf
R2	1,65	0,10	23,00	74,15	0,75	0,25	0,10	Sf
R3	1,30	0,10	26,55	71,20	0,70	0,15	0,00	Sf
R4	0,95	0,10	14,65	71,05	5,35	3,50	4,40	Sf
R5	1,45	0,10	15,70	72,55	7,75	0,70	1,75	Sf
R6	1,45	0,25	18,85	70,50	7,60	1,00	0,35	Sf
R7	2,10	0,25	17,00	60,05	18,10	2,35	0,15	Sf
R8	2,30	0,25	26,30	48,10	17,35	3,40	2,30	Sf/SH
R9	9,40	0,70	11,95	18,40	6,50	6,00	47,05	HV
R10	4,35	0,50	9,80	28,80	13,25	10,25	33,05	Sgv
R11	1,60	0,25	12,85	53,45	18,80	4,35	8,70	Sf/Sg
R12	1,20	0,10	46,45	49,90	1,95	0,30	0,10	Sf/Sb
moyenne	2,46	0,23	20,30	57,92	8,22	2,70	8,17	
écart-type	2,35	0,19	9,85	18,93	7,01	3,07	15,40	

**Tab. 53 : Résultats granulométriques (en % de poids sec total de l'échantillon) et paramètres statistiques de la première campagne sur la zone de référence (ZRF1).**

Sf : sables fins ; Sf/SH : sables hétérogènes/sables fins ; HV : hétérogènes envasés ;  
Sgv : sables graveleux ; Sf/Sg : sables grossiers/sables fins ; Sf/Sb : sablons/sables fins

ZRF1	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	COT	NTK	P
R1	12345	<0,05	9,2	7,2	2995	53,3	<0,05	7,3	12,7	0,80	110	110
R2	13108	<0,05	9,0	7,4	3132	75,8	<0,05	7,1	14,7	0,30	87	160
R3	4677	<0,05	5,1	7,4	3457	135,3	<0,05	8,8	28,3	0,30	130	240
R4	10540	<0,05	6,6	7,9	2760	66,0	<0,05	15,8	14,7	0,20	77	1300
R5	5832	<0,05	5,7	7,0	2648	84,3	<0,05	6,8	9,4	0,60	96	150
R6	7694	<0,05	9,7	7,3	2552	81,1	<0,05	8,5	22,8	0,09	140	160
R7	6875	<0,05	5,5	7,2	3072	90,7	<0,05	9,5	12,3	0,09	130	210
R8	6995	<0,05	8,6	7,6	3484	89,6	<0,05	4,2	14,5	0,09	140	220
R9	7304	<0,05	6,1	7,3	3325	106,3	<0,05	5,8	17,2	0,20	290	160
R10	10756	<0,05	11,3	8,4	6760	109,6	<0,05	7,0	22,7	0,80	200	240
R11	14159	<0,05	7,4	7,2	3071	63,8	<0,05	14,9	17,8	0,60	120	70
R12	10901	<0,05	6,7	7,2	3342	78,5	<0,05	9,2	10,4	0,30	160	170
moyenne (M)	9266	\	7,6	7,4	3383	86,2	\	8,7	16,4	0,36	140	266
écart-type (S)	3086	\	1,9	0,4	1106	22,5	\	3,4	5,6	0,27	58	330
Erreur standard (Sm)	930	\	0,6	0,1	333	6,8	\	1,0	1,7	0,08	17	99
médiane	9117	\	7,0	7,3	3102	82,7	\	7,9	14,7	0,30	130	165
minimum	4677	\	5,1	7,0	2552	53,3	\	4,2	9,4	0,09	77	70
maximum	14159	\	11,3	8,4	6760	135,3	\	15,8	28,3	0,80	290	1300
intervalle de confiance (à 99%)	6846	\	6,0	7,1	2516	68,5	\	6,1	12,0	0,16	95	7
	11685	\	9,1	7,7	4250	103,9	\	11,4	20,9	0,57	185	524

**Tab. 55 : Résultats des analyses chimiques de la première campagne sur la zone de référence (ZRF1). [valeurs exprimées en mg/kg de sédiment sec ou en % de poids sec (COT)].**

Espèces	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	total
<i>Cephalothrix rufifrons</i>			1		1			2		2			6
<i>Cerebratulus sp.</i>			1		1								2
<i>Lineus sp.</i>										2			2
<i>Nephtys cirrosa</i>	13	10	21	1	14	9	11	13	2	1	5	19	119
<i>Nephtys longosetosa</i>	3	2	5	1	3	3	3	3	1	1	2	5	32
<i>Nerine cirratulus</i>	6	5	6	1	1							1	20
<i>Phyllodoce maculata</i>			2										2
<i>Magelona papillicornis</i>		1											1
<i>Ophelia borealis</i>	3	1	5	4			2	5			1		21
<i>Glycera convoluta</i>			2		6	3	3	1	2	2	4		23
<i>Nereis longissima</i>					1								1
<i>Scoloplos armiger</i>						1							1
<i>Notomastus latericeus</i>									1				1
<i>Urothoe grimaldii</i>												49	49
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	1	1	2										4
<i>Bathyporeia elegans</i>	1		1										2
<i>Thia polita</i>								2	1				3
<i>Processa parva</i>											1		1
<i>Portunus holsatus</i>									1				1
<i>Callinassa subterranea</i>									1				1
<i>Palaemon serratus</i>												1	1
<i>Crangon vulgaris</i>		1	1										2
<i>Balanus crenatus</i>									*	*			*
<i>Eupagurus bernhardus</i>					5				1				6
<i>Eupagurus prideauxi</i>					5								5
<i>Stenorhynchus phalangium</i>									1				1
<i>Mactra solida</i>							1			1			2
<i>Arca lactea</i>										5			5
<i>Ensis directus</i>	1												1
<i>Obelia geniculata</i>									***				*
<i>Abietinaria abietina</i>					*								*
<i>Hydractinia echinata</i>					*								*
<i>Conopeum reticulum</i>					**	*			**	**	*		**
<b>Effectif TOTAL</b>	<b>28</b>	<b>21</b>	<b>47</b>	<b>7</b>	<b>37</b>	<b>16</b>	<b>20</b>	<b>26</b>	<b>11</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>75</b>	<b>315</b>
<b>Nombre total d'espèces</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>4</b>	<b>12</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>33</b>

**Tab. 57 :** Matrice des abondances faunistiques totales de la première campagne sur la zone de référence (ZRF1).

- \* : espèces présentes
- \*\* : espèces abondantes
- \*\*\* : espèces très abondantes

Station	Effectif total	densité par m <sup>2</sup>	Nombre total d'espèces	Indice de Shannon-Weaver	Régularité	Indice de Margalef
R1	28	280	7	2,20	0,78	1,80
R2	21	210	7	2,16	0,77	1,97
R3	47	470	11	2,64	0,76	2,60
R4	7	70	4	1,66	0,83	1,54
R5	37	370	12	2,59	0,72	3,05
R6	16	160	5	1,62	0,70	1,44
R7	20	200	5	1,63	0,70	1,34
R8	26	260	6	1,32	0,51	1,53
R9	11	110	12	3,10	0,86	4,59
R10	14	140	9	2,55	0,80	3,03
R11	13	130	6	2,04	0,79	1,95
R12	75	750	5	1,33	0,57	0,93

**Légendes :**

Constance	constantes
	peu constantes
	rares
Fidélité	exclusives
	préférentes
	accessoires
	peu fidèles
	accidentelles

**Tab. 58 :** Indice de Shannon-Weaver, de Margalef et régularité de la faune des stations de la zone de référence (ZRF1).

\* : esp. présentes  
 \*\* : esp. abondantes  
 \*\*\* : esp. très abondantes

Nom	Dominance moyenne			Constance			Fidélité	
	total	HV SGv	sable fin	HV SGv	sable fin	total	HV SGv	sable fin
<i>Cephalothrix rufifrons</i>	1,90	8,00	1,38	50,00			50,00	37,5
<i>Cerebratulus sp.</i>	0,63	0,00	0,69	0,00	10,00	15,47	0,00	100
<i>Lineus sp.</i>	0,63	8,00	0,00	50,00	0,00	8,33	100,00	0
<i>Nephtys cirrosa</i>	37,78	12,00	40,00	100,00	100,00	100,00	100,00	50
<i>Nephtys longosetosa</i>	10,16	8,00	10,34	100,00	100,00	100,00	100,00	50
<i>Nerine cirratulus</i>	6,35	0,00	6,90	0,00	60,00	50,00	0,00	100
<i>Phyllodoce maculata</i>	0,63	0,00	0,69	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Magelona papillicornis</i>	0,32	0,00	0,34	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Ophelia borealis</i>	6,67	0,00	7,24	0,00	70,00	58,33	0,00	100
<i>Glycera convoluta</i>	7,30	16,00	6,55	100,00	60,00	66,67	50,00	37,5
<i>Nereis longissima</i>	0,32	0,00	0,34	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Scoloplos armiger</i>	0,32	0,00	0,34	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Notomastus latericeus</i>	0,32	4,00	0,00	50,00	0,00	8,33	100,00	0
<i>Urothoe grimaldii</i>	15,56	0,00	16,90	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	1,27	0,00	1,38	0,00			0,00	100
<i>Bathyporeia elegans</i>	0,63	0,00	0,69	0,00	20,00	15,47	0,00	100
<i>Thia polita</i>	0,95	4,00	0,69	50,00	10,00	15,47		15,47
<i>Processa parva</i>	0,32	0,00	0,34	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Portunus holsatus</i>	0,32	4,00	0,00	50,00	0,00	8,33	100,00	0
<i>Callinassa subterranea</i>	0,32	4,00	0,00	50,00	0,00	8,33	100,00	0
<i>Palaemon serratus</i>	0,32	0,00	0,34	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Crangon vulgaris</i>	0,63	0,00	0,69	0,00	10,00	15,47	0,00	100
<i>Balanus crenatus</i>	*	*	0,00	100,00	0,00	15,47	100,00	0
<i>Eupagurus bernhardus</i>	1,90	4,00	1,72	50,00	10,00	15,47		15,47
<i>Eupagurus prideauxi</i>	1,59	0,00	1,72	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Stenorhynchus phalangium</i>	0,32	4,00	0,00	50,00	0,00	8,33	100,00	0
<i>Mactra solida</i>	0,63	4,00	0,34	50,00	10,00	15,47		15,47
<i>Arca lactea</i>	1,59	20,00	0,00	50,00	0,00	8,33	100,00	0
<i>Ensis directus</i>	0,32	0,00	0,34	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Obelia geniculata</i>	*	***	0,00	50,00	0,00	8,33	100,00	0
<i>Abietinaria abietina</i>	*	0,00	*	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Hydractinia echinata</i>	*	0,00	*	0,00	10,00	8,33	0,00	100
<i>Conopeum reticulum</i>	**	**	**	100,00		41,67		15,47

**Tab. 59 :** Dominance moyenne, constance et fidélité des espèces de la zone de référence (ZRF1) en fonction des peuplements. (HV-SGv : hétérogène envasé - sables graveleux)

	Nom	indice biologique
Espèces préférantes	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	89
	<i>Urothoe grimaldii</i>	72
	<i>Ophelia borealis</i>	56
	<i>Callianassa subterranea</i>	47
	<i>Scoloplos armiger</i>	40
	<i>Palaemon serratus</i>	19
	<i>Stenorhynchus phalangium</i>	19
	<i>Arca lactea</i>	14
	<i>Eupagurus prideauxi</i>	10
	<i>Obelia geniculata</i>	9
	Espèces accompagnatrices	<i>Crangon vulgaris</i>
<i>Balanus crenatus</i>		8
<i>Cerebratulus sp.</i>		7
<i>Nephtys cirrosa</i>		7
<i>Nephtys longosetosa</i>		7
<i>Bathyporeia elegans</i>		7
<i>Mactra solida</i>		7
<i>Phyllodoce maculata</i>		6
<i>Thia polita</i>		6
<i>Eupagurus bernhardus</i>		6
<i>Notomastus latericeus</i>		4
<i>Portunus holsatus</i>		4
<i>Conopeum reticulum</i>		4
Espèces accessoires	<i>Cephalothrix rufifrons</i>	0
	<i>Lineus sp.</i>	0
	<i>Nerine cirratulus</i>	0
	<i>Magelona papillicornis</i>	0
	<i>Glycera convoluta</i>	0
	<i>Nereis longissima</i>	0
	<i>Processa parva</i>	0
	<i>Ensis directus</i>	0
	<i>Abietinaria abietina</i>	0
	<i>Hydractinia echinata</i>	0

a) Liste des espèces du faciès de sables fins à moyens, classées par indice biologique décroissant.

	Nom	indice biologique
Espèces préférantes	<i>Glycera convoluta</i>	19
	<i>Nephtys cirrosa</i>	16
	<i>Nephtys longosetosa</i>	13
	<i>Balanus crenatus</i>	13
	<i>Conopeum reticulum</i>	13
	<i>Arca lactea</i>	10
	<i>Cerebratulus sp.</i>	9
	<i>Lineus sp.</i>	9
	<i>Obelia geniculata</i>	8
	<i>Notomastus latericeus</i>	7
	Espèces accompagnatrices	<i>Thia polita</i>
<i>Portunus holsatus</i>		7
<i>Callianassa subterranea</i>		7
<i>Eupagurus bernhardus</i>		7
<i>Stenorhynchus phalangium</i>		7
<i>Mactra solida</i>		6
	<i>Cephalothrix rufifrons</i>	0
	<i>Nerine cirratulus</i>	0
	<i>Phyllodoce maculata</i>	0
	<i>Magelona papillicornis</i>	0
	<i>Ophelia borealis</i>	0
	<i>Nereis longissima</i>	0
	<i>Scoloplos armiger</i>	0
	<i>Urothoe grimaldii</i>	0
	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	0
	<i>Bathyporeia elegans</i>	0
	<i>Processa parva</i>	0
	<i>Palaemon serratus</i>	0
	<i>Crangon vulgaris</i>	0
	<i>Eupagurus prideauxi</i>	0
<i>Ensis directus</i>	0	
<i>Abietinaria abietina</i>	0	
<i>Hydractinia echinata</i>	0	

b) Liste des espèces du faciès Hétérogène envasé, classées par indice biologique décroissant.

	Nom	indice biologique
Espèces préférantes	<i>Nephtys cirrosa</i>	114
	<i>Nephtys longosetosa</i>	93
	<i>Glycera convoluta</i>	66
	<i>Ophelia borealis</i>	56
	<i>Nerine cirratulus</i>	47
	<i>Conopeum reticulum</i>	32
	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	19
	<i>Cerebratulus sp.</i>	16
	<i>Eupagurus bernhardus</i>	15
	<i>Cephalothrix rufifrons</i>	14
	Espèces accompagnatrices	<i>Thia polita</i>
<i>Balanus crenatus</i>		13
<i>Mactra solida</i>		12
<i>Urothoe grimaldii</i>		10
<i>Crangon vulgaris</i>		10
<i>Arca lactea</i>		10
<i>Lineus sp.</i>		9
<i>Bathyporeia elegans</i>		9
<i>Eupagurus prideauxi</i>		8
<i>Obelia geniculata</i>		8
<i>Magelona papillicornis</i>		7
<i>Scoloplos armiger</i>		7
<i>Notomastus latericeus</i>		7
<i>Processa parva</i>		7
<i>Portunus holsatus</i>		7
<i>Callianassa subterranea</i>		7
<i>Palaemon serratus</i>		7
<i>Stenorhynchus phalangium</i>		7
<i>Phyllodoce maculata</i>		6
<i>Ensis directus</i>	6	
<i>Nereis longissima</i>	4	
<i>Abietinaria abietina</i>	4	
<i>Hydractinia echinata</i>	4	

c) Liste des espèces totales classées par indice biologique décroissant.

**Tab. 62 : Classement des espèces de la zone de référence (ZRF1) de chaque faciès par leur indice biologique (Sanders, 1960) décroissant.**

## A N N E X E S C

### Résultats obtenus sur les zones de vidage Ouest

- **Tab. 65** : Résultats granulométriques de la 1ère campagne sur les zones de vidage Ouest (ZDV1), (en pourcentage de la masse sèche totale de l'échantillon).
- **Tab. 67** : Dosages en métaux lourds, en azote total Kjeldahl (NTK), en phosphore total (P) (en mg/kg) et en carbone organique total (COT) (en % de poids) de la première campagne sur les zones de vidage Ouest (ZDV1).
- **Tab. 69** : Matrice des espèces récoltées sur les zones de vidage Ouest (abondance totale) (ZDV1).
- **Tab. 70** : Indice de Shannon-Weaver, de Margalef et régularité de la faune des stations des zones de vidage Ouest (ZDV1).
- **Tab. 71** : Dominance moyenne, constance et fidélité des espèces des zones de vidage Ouest (ZDV1) en fonction des peuplements.
- **Tab. 72** : Classement des espèces des zones de vidage Ouest (ZDV1) de chaque faciès par leur indice biologique (Sanders, 1960) décroissant.

stations	Granulométrie : pourcentages							Faciès
	< 63µm	[ 63µm ; 100µm [	[ 100µm ; 250µm [	[ 250µm ; 500µm [	[ 500µm ; 1mm [	[ 1mm ; 2mm [	> 2mm	
1	7,00	0,70	61,00	28,60	0,30	0,20	2,2	SV
2	2,43	0,00	27,40	70,10	0,07	0,00	0	SF
3	4,40	0,00	61,60	33,40	0,40	0,20	0	SB
4	20,20	1,02	14,80	35,80	1,71	1,07	25,4	HV
5	3,00	0,00	10,90	55,80	11,80	9,30	9,2	SF
6	1,85	0,15	8,70	83,20	4,00	0,85	1,25	SF
7	3,33	0,13	35,10	56,60	2,47	0,75	1,6	SF
8	7,60	0,20	42,40	47,00	1,20	0,40	1,2	SV
9	12,80	0,80	17,80	26,20	6,60	3,60	32,2	HV
10	11,30	1,05	17,30	27,10	5,60	4,75	32,9	HV
11	8,20	1,00	11,00	31,70	10,70	6,00	31,4	HV
12	1,60	0,20	4,20	73,50	10,60	3,40	6,59	SF
13	3,50	0,20	4,80	33,50	17,90	15,40	24,7	SGv
14	6,00	0,00	6,40	57,00	24,40	4,60	1,6	SV
15	3,00	0,00	10,90	55,80	11,80	9,30	9,2	SF
16	3,75	0,00	31,60	34,20	8,20	4,75	17,5	SGv
17	1,40	0,00	10,70	84,70	2,77	0,30	0,13	SF
18	2,40	0,07	20,40	77,00	0,06	0,00	0,07	SF
19	41,30	5,21	32,50	19,60	0,59	0,20	0,6	VS
20	29,00	2,20	40,90	23,10	2,10	1,10	1,6	VS
21	3,80	0,20	20,30	51,8	8,25	5,45	10,2	SF
22	27,50	0,05	26,40	42,50	1,85	0,50	1,2	VS
23	4,27	0,20	13,90	35,00	13,00	11,70	22	SGv
24	3,80	0,00	1,00	32,50	27,70	19,40	15,6	SGv
25	7,00	0,00	11,60	23,00	2,20	16,80	39,4	HV
26	2,73	0,00	4,87	63,70	25,30	2,60	0,8	SF
27	5,13	0,13	18,50	68,30	4,53	0,74	2,67	SV
28	5,25	0,70	51,40	41,60	0,65	0,13	0,27	SV
29	3,00	0,10	40,60	16,50	39,80	0,00	0	SH
30	3,60	0,00	69,80	26,40	0,20	0,00	0	SB
31	5,20	0,00	47,00	47,80	0,00	0,00	0	SV
32	4,20	0,20	50,20	39,20	1,40	1,80	3	SB
33	3,80	0,45	30,90	61,40	2,80	0,55	0,1	SF
34	4,00	0,00	54,40	41,00	0,60	0,00	0	SB
35	5,80	0,00	12,60	70,20	10,40	0,80	0,2	SV
36	5,60	0,00	5,60	75,40	10,60	2,40	0,4	SV
37	4,60	0,00	11,00	80,80	3,40	0,20	0	SF
38	7,60	0,00	25,00	64,60	0,80	0,00	2	SV
39	3,00	0,20	38,20	56,60	1,20	0,20	0,6	SF
40	6,00	0,40	53,80	33,80	2,20	0,60	3,2	SV
41	6,40	0,20	28,60	64,20	0,40	0,20	0	SV
42	6,40	0,00	28,80	64,60	0,20	0,00	0	SV
43	3,60	0,00	26,20	69,40	0,60	0,20	0	SF
44	7,60	0,00	7,80	69,40	9,00	3,00	3,2	SV
45	5,40	0,00	41,60	53,00	0,00	0,00	0	SV
46	3,40	0,00	66,20	29,80	0,40	0,20	0	SB
moyenne	7,02	0,34	27,32	49,44	6,32	2,91	6,61	
Ecart-Type	7,72	0,84	18,85	19,48	8,63	4,73	10,86	
médiane	4,50	0,06	25,60	47,80	2,34	0,67	1,23	

**Tab. 65 : Résultats granulométriques de la 1ère campagne sur les zones de vidage Ouest (ZDV1),**

**(en pourcentage de la masse sèche totale de l'échantillon).**

(SGv : sables graveleux ; SF : sables fins ; SH : sables hétérogènes ; SB : sablons ; SV : sables vaseux ;  
SG : sables grossiers ; HV : sables hétérogènes envasés ; VS : vases sableuses)

ε	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	COT	NTK	P
1	13010,00	<0,05	4,86	4,75	3341,20	70,26	<0,05	22,30	24,39	0,2	280,00	180,00
2	12939,60	<0,05	3,86	4,20	3168,20	57,39	<0,05	14,49	14,86	0,4	150,00	190,00
3	13159,80	<0,05	4,11	4,33	3104,40	53,85	<0,05	9,84	10,34	0,4	210,00	150,00
4	16273,20	<0,05	6,45	6,14	5228,80	83,42	<0,05	10,61	14,30	0,8	210,00	95,00
5	10575,40	<0,05	0,52	3,59	2341,80	53,27	<0,05	14,56	10,55	0,6	170,00	120,00
6	10684,20	<0,05	0,73	4,02	2333,80	42,32	<0,05	20,57	7,73	0,3	170,00	610,00
7	11075,60	<0,05	6,72	3,66	2986,40	62,18	<0,05	20,95	21,68	0,4	180,00	430,00
8	13180,80	<0,05	3,45	4,70	3443,20	75,12	<0,05	19,89	27,14	0,5	120,00	140,00
9	30026,00	<0,05	26,35	9,17	11525,60	118,40	<0,05	23,84	36,36	0,7	230,00	200,00
10	14442,40	<0,05	5,19	3,80	3192,20	58,94	<0,05	10,56	37,75	0,5	300,00	110,00
11	7580,80	<0,05	4,49	3,35	3843,00	91,09	<0,05	7,52	26,84	0,5	180,00	270,00
12	8963,00	<0,05	1,13	4,43	2801,00	73,96	<0,05	14,97	20,23	0,4	140,00	320,00
13	5770,20	<0,05	0,17	2,99	3931,00	106,24	<0,05	16,93	8,55	0,4	180,00	400,00
14	9396,80	<0,05	0,22	4,76	2686,20	66,64	<0,05	11,58	13,92	0,3	200,00	320,00
15	7782,40	<0,05	0,94	4,03	4571,80	181,12	<0,05	24,80	11,68	0,4	180,00	220,00
16	12214,20	<0,05	3,28	4,15	3850,60	83,71	<0,05	28,56	17,10	0,3	170,00	310,00
17	11814,40	<0,05	2,45	3,92	2439,80	45,56	<0,05	12,56	18,96	0,6	170,00	130,00
18	13772,40	<0,05	3,55	3,65	2667,20	52,63	<0,05	17,53	9,88	0,5	150,00	80,00
19	19780,60	<0,05	20,19	8,00	7610,00	157,53	<0,05	20,68	48,41	1,4	120,00	170,00
20	8951,80	<0,05	8,50	4,37	4410,80	74,54	<0,05	7,49	15,79	1,3	970,00	310,00
21	9761,60	<0,05	5,58	4,21	3446,80	79,37	<0,05	7,25	9,37	0,5	180,00	120,00
22	4893,60	<0,05	9,62	5,23	4155,80	82,03	<0,05	6,39	11,87	0,5	160,00	320,00
23	6780,60	<0,05	4,71	3,83	3685,80	95,47	<0,05	5,55	5,45	0,5	200,00	280,00
24	4662,80	<0,05	2,04	4,77	5658,60	152,82	<0,05	5,53	8,46	<0,1	150,00	340,00
25	3659,60	<0,05	0,41	4,51	2901,00	66,72	<0,05	4,38	8,46	<0,1	130,00	180,00
26	5626,00	<0,05	4,21	3,64	3556,80	90,78	<0,05	4,70	4,88	<0,1	110,00	170,00
27	10657,20	<0,05	4,31	4,60	3544,80	65,43	<0,05	9,05	9,01	0,4	310,00	130,00
28	12455,40	<0,05	26,68	3,98	3444,80	62,23	<0,05	10,04	12,64	0,4	230,00	120,00
29	14199,20	<0,05	3,02	3,18	3103,80	55,97	<0,05	5,92	13,33	<0,1	230,00	160,00
30	18243,40	<0,05	6,05	3,92	3119,00	67,43	<0,05	12,89	6,26	0,8	170,00	100,00
31	14403,20	<0,05	1,64	4,27	2725,60	45,31	<0,05	7,34	9,78	0,1	160,00	140,00
32	15096,00	<0,05	7,21	4,97	3896,80	94,13	<0,05	8,14	14,08	0,5	310,00	160,00
33	11063,80	<0,05	3,18	3,34	3168,20	52,37	<0,05	5,98	10,26	0,5	210,00	170,00
34	11856,40	<0,05	4,88	3,12	3484,40	64,10	<0,05	6,43	8,11	0,5	99,00	210,00
35	7132,20	<0,05	1,66	3,14	3560,80	73,50	<0,05	5,75	7,28	<0,1	82,00	170,00
36	7734,20	<0,05	2,90	4,21	3027,60	66,21	<0,05	7,37	6,53	0,5	65,00	120,00
37	9848,00	<0,05	3,67	4,76	2922,80	57,42	<0,05	8,85	6,35	0,7	200,00	140,00
38	12777,40	<0,05	5,31	4,48	3125,80	56,84	<0,05	8,27	6,88	<0,1	210,00	180,00
39	12459,00	<0,05	3,58	4,08	3181,80	56,04	<0,05	12,60	26,46	0,5	120,00	160,00
40	14439,60	<0,05	4,25	4,22	3370,40	74,34	<0,05	15,31	22,38	0,6	120,00	200,00
41	15949,60	<0,05	2,89	4,34	3190,20	67,06	<0,05	21,10	61,30	0,4	220,00	150,00
42	16401,80	<0,05	7,79	5,00	2820,80	48,06	<0,05	14,86	20,76	<0,1	34,00	90,00
43	15382,60	<0,05	3,08	3,97	2740,20	52,76	<0,05	17,68	8,36	<0,1	75,00	140,00
44	8401,60	<0,05	2,28	3,48	3326,60	53,54	<0,05	19,76	7,40	<0,1	280,00	200,00
45	14024,80	<0,05	3,48	3,69	3312,00	70,08	<0,05	9,32	10,89	0,3	220,00	170,00
46	13228,40	<0,05	6,93	5,67	4258,40	91,63	<0,05	14,43	20,95	0,50	190,00	260,00
X	11794,17	\	5,18	4,36	3656,67	75,00	\	12,72	15,96	0,52	194,56	201,67
S(X)	4591,73	\	5,64	1,13	1499,24	29,08	\	6,28	11,57	0,25	133,77	104,52
Md	12035,30	\	3,77	4,20	3319,30	66,89	\	11,09	11,77	0,50	180,00	170,00
min.	3659,60	\	0,17	2,99	2333,80	42,32	\	4,38	4,88	<0,10	34,00	80,00
max.	30026,00	\	26,68	9,17	11525,60	181,12	\	28,56	61,30	1,40	970,00	610,00

**Tab. 67 : Dosages en métaux lourds, en azote total Kjeldahl (NTK), en phosphore total (P) (en mg/kg) et en carbone organique total (COT) (en % de poids) de la première campagne sur les zones de vidage Ouest (ZDV1) - X : moyenne - S(X) : écart-type - Md : médiane - min. : minimum - max. : maximum.**

Nom	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
<i>Abietinaria abietina</i>																			1	4				
<i>Actinothoe sp.</i>	10									23														
<i>Hydrallmania falcata</i>																			1					
<i>Nemertesia antemia</i>																1			3	3				
<i>Sagartia sp.</i>										24											1			
<i>Sertularia cupressina</i>									1											2				
<i>Hydrozoaire indéterminé</i>																	3				3			
<i>Ascidie indéterminée</i>						1															1			
<i>Cerebratulus sp.</i>										2														
<i>Lineus bilineatus</i>																								
<i>Capitella capitata</i>																								
<i>Lanice conchilega</i>	7																							
<i>Magelona papillicornis</i>					3			4											7					
<i>Notomastus latericeus</i>	14				1															1				
<i>Ophelia borealis</i>						10			2		9	6	4		15		1					7	8	
<i>Pectinaria koreni</i>	1									2							1			2				
<i>Scoloplos armiger</i>	1						1							1								1		
<i>Eteone longa</i>																	1	1				1		
<i>Eteone picta</i>					3												1							
<i>Glycera convoluta</i>																					1	1	4	1
<i>Glycera sp.</i>	1									1	1		1											3
<i>Harmothoe spinifer</i>																								
<i>Nephtys cirrosa</i>	5	13	2	3	2	1	8	8	4		1	1		7		1	2	5		6				1
<i>Nephtys hombergii</i>	1		2				9			1				2			1			12	10			
<i>Nephtys longosetosa</i>	1	2	1	1	1	1	2	3	2		1	1		2	1		1	2		2	1	1		
<i>Nereis longissima</i>	5																							
<i>Nerine cirratulus</i>																								
<i>Sigalion mathildae</i>																								
<i>Sthenelais boa</i>	7									4											1			
<i>Abra alba</i>	13									98						2			326	2306				
<i>Ensis directus</i>					1																	1		
<i>Macoma balthica</i>																					1			
<i>Mactra solida</i>											2		2		1							2		
<i>Tellina fabula</i>																								
<i>Nassarius incrassatus</i>											1													
<i>Nassarius reticulatus</i>																				12	19	2		
<i>Haustorius arenarius</i>			5					8	1															
<i>Bathyporeia sp.</i>																								
<i>Urothoe grimaldii</i>			2						1															
<i>Diastylis bradyi</i>								1																
<i>Eupagurus bernhardus</i>		1								2	1													
<i>Gastrosaccus spinifer</i>						1																		
<i>Mysis flexuosa</i>																								
<i>Nika edulis</i>							1																	
<i>Portunus holsatus</i>	1						1			1						1								
<i>Thia polita</i>			1																					
<i>Asterias rubens</i>										1														
<i>Leptosynata inhaerens</i>																				9	3			
<i>Echinocardium cordatum</i>		1	10					1											8	2				
<i>Ophiura texturata</i>	1																				10			
<i>Ammodytes lanceolatus</i>																		1						1
<i>Trachinus vipera</i>															1									
<b>Totaux</b>	<b>68</b>	<b>17</b>	<b>23</b>	<b>4</b>	<b>11</b>	<b>14</b>	<b>22</b>	<b>25</b>	<b>11</b>	<b>159</b>	<b>16</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>12</b>	<b>18</b>	<b>6</b>	<b>10</b>	<b>24</b>	<b>379</b>	<b>2368</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>5</b>	<b>1</b>
<b>nombre d'espèces</b>	<b>14</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>13</b>	<b>16</b>	<b>8</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>

**Tab. 69 : Matrice des espèces récoltées sur les zones de vidage Ouest (abondance totale) (ZDV1).**

Nom	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	Totaux	
<i>Abietinaria abietina</i>									4															5
<i>Actinothoe sp.</i>																								33
<i>Hydrallmania falcata</i>									3															1
<i>Nemertesia antennia</i>									1														1	7
<i>Sagartia sp.</i>																								25
<i>Sertularia cupressina</i>					1				2	1														3
hydrozoaire indéterminé										3												3	1	6
ascidie indéterminée																								2
<i>Cerebratulus sp.</i>																								2
<i>Lineus bilineatus</i>																		1						0
<i>Capitella capitata</i>										2													50	0
<i>Lanice conchilega</i>																								7
<i>Magelona papillicornis</i>				16	4	1	5	50		12	1			4		4	9				2	115	14	
<i>Notomastus latericeus</i>																								16
<i>Ophelia borealis</i>		7												1		1		1						62
<i>Pectinaria koreni</i>																								6
<i>Scoloplos armiger</i>							1				2						1						1	4
<i>Eteone longa</i>						1																		3
<i>Eteone picta</i>		2									1													4
<i>Glycera convoluta</i>		2																						7
<i>Glycera sp.</i>	1										3	1										2		7
<i>Harmoihoë spinifer</i>																								1
<i>Nephtys cirrosa</i>	1	1	3	9	39	10	7	35	7	1	4		1	2	3	8	7	2	1	5	7	17		73
<i>Nephtys hombergii</i>			1		4	1		6	2				1	1		1	1			1		3		38
<i>Nephtys longosetosa</i>		1	2	2	7	2	2	7	2	1	3	1	1	3	2	2	2	1	2	2	3	4		26
<i>Nereis longissima</i>																								5
<i>Nerine cirratulus</i>					1		1																	0
<i>Sigalion mathildae</i>				1	2			1																0
<i>Sthenelais boa</i>																								12
<i>Abra alba</i>					2																			2745
<i>Ensis directus</i>																								2
<i>Macoma balthica</i>							1																	1
<i>Mactra solida</i>														1										7
<i>Tellina fabula</i>					1			1																0
<i>Nassarius incrassatus</i>					1																			1
<i>Nassarius reticulatus</i>					3																			33
<i>Haustorium arenarium</i>										1				2			1						1	14
<i>Bathyporeia sp.</i>										2													1	0
<i>Urothoe grimaldii</i>											1	1												3
<i>Diastylis bradyi</i>																							1	1
<i>Eupagurus bernhardus</i>					3																			4
<i>Gastrosaccus spinifer</i>												1												1
<i>Mysis flexuosa</i>												1												0
<i>Nika edulis</i>																								1
<i>Portunus holsatus</i>																	1							4
<i>Thia polita</i>											1												1	1
<i>Asterias rubens</i>																								1
<i>Leptosynata inhaerens</i>																								12
<i>Echinocardium cordatum</i>						2	4	2								2			2			3		22
<i>Ophiura texturata</i>																							7	11
<i>Ammodytes lanceolatus</i>																								2
<i>Trachinus vipera</i>																								1
<b>Totaux</b>	<b>2</b>	<b>13</b>	<b>6</b>	<b>28</b>	<b>68</b>	<b>17</b>	<b>21</b>	<b>102</b>	<b>21</b>	<b>23</b>	<b>16</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>14</b>	<b>5</b>	<b>18</b>	<b>22</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>18</b>	<b>205</b>	<b>3236</b>	
<b>nombre d'espèces</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>12</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>14</b>	<b>52</b>	

**Tab. 69 : Matrice des espèces récoltées sur les zones de vidage Ouest (abondance totale) (ZDV1). [suite]**

Station	Effectif total	Nombre total d'espèces	Indice de Shannon-Weaver	Régularité	Indice de Margalef
1	68	14	3,28	0,86	3,08
2	17	4	1,14	0,57	1,06
3	23	7	2,31	0,82	1,91
4	4	2	0,81	0,81	0,72
5	11	6	2,41	0,93	2,09
6	14	5	1,43	0,62	1,52
7	22	6	1,98	0,77	1,62
8	25	6	2,21	0,85	1,55
9	11	6	2,37	0,92	2,09
10	159	11	1,80	0,52	1,97
11	16	7	2,09	0,74	2,16
12	8	3	1,06	0,67	0,96
13	7	3	1,38	0,87	1,03
14	12	4	1,61	0,81	1,21
15	18	4	0,91	0,46	1,04
16	6	5	2,25	0,97	2,23
17	10	7	2,65	0,94	2,61
18	24	6	2,20	0,85	1,57
19	379	13	1,00	0,27	2,02
20	2368	16	0,26	0,07	1,93
21	16	8	2,52	0,84	2,52
22	12	2	0,92	0,92	0,40
23	5	3	1,37	0,86	1,24
24	1	1	0,00	-	-
25	2	2	1,00	1,00	1,44
26	13	5	1,88	0,81	1,56
27	6	3	1,46	0,92	1,12
28	28	4	1,43	0,72	0,90
29	68	12	2,33	0,65	2,61
30	17	6	1,90	0,74	1,76
31	21	7	2,43	0,87	1,97
32	102	7	1,78	0,63	1,30
33	21	7	2,56	0,91	1,97
34	23	8	2,27	0,76	2,23
35	16	8	2,78	0,93	2,52
36	5	5	2,32	1,00	2,49
37	3	3	1,58	1,00	1,82
38	14	7	2,61	0,93	2,27
39	5	2	0,97	0,97	0,62
40	18	6	2,17	0,84	1,73
41	22	7	2,18	0,78	1,94
42	5	4	1,92	0,96	1,86
43	5	3	1,52	0,96	1,24
44	8	3	1,30	0,72	0,96
45	18	5	2,17	0,93	1,38
46	205	14	1,96	0,51	2,44

**Tab. 70 : Indice de Shannon-Weaver, de Margalef et régularité de la faune des stations des zones de vidage Ouest (ZDV1).**

Nom	Dominance moyenne				Constance				Fidélité		
	total	sable fin	HV	inter.	sable fin	HV	inter.	total	sable fin	HV	inter.
<i>Abietinaria abietina</i>	0,23	0,56	0,17	0,16	3,45	33,33	7,14	6,52	7,85	68,98	8,51
<i>Actinothoe sp.</i>	0,85	0,00	5,45	0,00	0,00		0,00	4,35	0,00		0,00
<i>Hydrallmania falcata</i>	0,10	0,42	0,17	0,00	3,45	33,33	0,00	4,35		78,05	0,00
<i>Nemertesia antenna</i>	0,23	0,28	0,50	0,16	6,90		7,14	10,87	8,55	80,95	7,39
<i>Sagartia sp.</i>	0,65	0,00	3,96	0,04	0,00	33,33	7,14	4,35	0,00	82,35	7,98
<i>Sertularia cupressina</i>	0,18	0,42	0,33	0,08	6,90	33,33	14,29	10,87	12,54	55,31	17,37
<i>Hydrozoaire indéterminé</i>	0,34	0,56	0,00	0,35	6,90	0,00	14,29	8,70	12,54	0,00	30,50
<i>Ascidie indéterminée</i>	0,05	0,14	0,00	0,04	3,45	0,00	7,14	4,35	12,54	0,00	17,99
<i>Cerebratulus sp.</i>	0,05	0,00	0,33	0,00	0,00	33,33	0,00	2,17	0,00		0,00
<i>Lineus bilineatus</i>	0,03	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	7,14	2,17	0,00	0,00	
<i>Capitella capitata</i>	1,35	6,95	0,00	0,08	3,45	0,00	7,14	4,35	12,54	0,00	17,99
<i>Lanice conchilega</i>	0,18	0,00	1,16	0,00	0,00	33,33	0,00	2,17	0,00		0,00
<i>Magelona papillicornis</i>	6,14	29,62	0,00	0,95	37,93	0,00	28,57	32,61	57,04	0,00	33,37
<i>Notomastus latericeus</i>	0,41	0,00	2,48	0,04	0,00		7,14	6,52	0,00		7,33
<i>Ophelia borealis</i>	1,86	9,46	0,00	0,16	34,48	0,00	21,43	28,26	61,67	0,00	25,79
<i>Pectinaria koreni</i>	0,16	0,00	0,83	0,04	0,00		7,14	8,70	0,00		7,11
<i>Scoloplos armiger</i>	0,23	0,83	0,17	0,08	17,24	33,33	14,29	17,39	26,59	44,92	16,65
<i>Eteone longa</i>	0,10	0,42	0,00	0,04	10,34	0,00	7,14	8,70	59,15	0,00	10,77
<i>Eteone picta</i>	0,18	0,42	0,00	0,16	6,90	0,00	14,29	8,70	12,54	0,00	10,50
<i>Glycera convoluta</i>	0,23	0,97	0,00	0,08	10,34	0,00	14,29	10,87	42,00	0,00	25,30
<i>Glycera sp.</i>	0,36	1,11	0,33	0,16	17,24		14,29	19,57	17,96	67,67	14,35
<i>Harmothoe spinifer</i>	0,03	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	7,14	2,17	0,00	0,00	
<i>Nephtys cirrosa</i>	6,29	26,15	1,82	1,62					36,13	35,36	54,52
<i>Nephtys hombergii</i>	1,55	3,34	2,31	0,87	41,38		28,57	41,30	24,35	65,39	14,15
<i>Nephtys longosetosa</i>	2,02	8,07	0,50	0,63					37,25	36,53	51,57
<i>Nereis longissima</i>	0,13	0,00	0,83	0,00	0,00	33,33	0,00	2,17	0,00		0,00
<i>Nerine cirratulus</i>	0,05	0,14	0,00	0,04	3,45	0,00	7,14	4,35	12,54	0,00	17,99
<i>Sigalion mathildae</i>	0,10	0,56	0,00	0,00	10,34	0,00	0,00	6,52		0,00	0,00
<i>Sihnelais boa</i>	0,31	0,00	1,82	0,04	0,00		7,14	6,52	0,00		7,33
<i>Abra alba</i>	71,15	0,28	72,11	91,01	3,45		7,14	10,87	3,12		7,08
<i>Ensis directus</i>	0,05	0,14	0,00	0,04	3,45	0,00	7,14	4,35	12,54	0,00	17,99
<i>Macoma balthica</i>	0,05	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	14,29	4,35	0,00	0,00	
<i>Mactra solida</i>	0,21	1,11	0,00	0,00	17,24	0,00	0,00	10,87		0,00	0,00
<i>Tellina fabula</i>	0,05	0,28	0,00	0,00	6,90	0,00	0,00	4,35		0,00	0,00
<i>Nassarius incrassatus</i>	0,05	0,28	0,00	0,00	6,90	0,00	0,00	4,35		0,00	0,00
<i>Nassarius reticulatus</i>	0,93	0,70	1,98	0,75	6,90	33,33	7,14	8,70	14,34	60,57	8,68
<i>Haustorius arenarius</i>	0,49	0,56	0,00	0,59	10,34	0,00	28,57	15,22	26,59	0,00	51,80
<i>Bathyporeia sp.</i>	0,08	0,14	0,00	0,08	3,45	0,00	7,14	4,35	12,54	0,00	17,99
<i>Urothoe grimaldii</i>	0,13	0,14	0,00	0,16	3,45	0,00	21,43	8,70	12,54	0,00	60,72
<i>Diastylis bradyi</i>	0,05	0,14	0,00	0,04	3,45	0,00	7,14	4,35	12,54	0,00	17,99
<i>Eupagurus bernhardus</i>	0,18	0,70	0,33	0,00	10,34	33,33	0,00	8,70	23,69	58,46	0,00
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	0,05	0,14	0,00	0,04	3,45	0,00	7,14	4,35	12,54	0,00	17,99
<i>Mysis flexuosa</i>	0,03	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	7,14	2,17	0,00	0,00	
<i>Nika edulis</i>	0,03	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	7,14	2,17	0,00	0,00	
<i>Portunus holsatus</i>	0,13	0,14	0,33	0,08	3,45		14,29	10,87	4,09	78,40	14,74
<i>Thia polita</i>	0,08	0,28	0,00	0,04	6,90	0,00	7,14	6,52	49,12	0,00	12,69
<i>Asterias rubens</i>	0,03	0,00	0,17	0,00	6,90	33,33	0,00	6,52	17,14	66,04	0,00
<i>Leptosynata inhaerens</i>	0,31	0,00	1,49	0,12	0,00	33,33	7,14	8,70	0,00	82,35	7,98
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,96	2,78	0,33	0,59	24,14	33,33	21,43	23,91	10,29	39,05	23,55
<i>Ophiura texturata</i>	0,47	0,97	0,17	0,39	3,45	33,33	7,14	6,52	7,85	68,98	8,51
<i>Ammodytes lanceolatus</i>	0,05	0,14	0,00	0,04	3,45	0,00	7,14	4,35	12,54	0,00	17,99
<i>Trachinus vipera</i>	0,03	0,14	0,00	0,00	3,45	0,00	0,00	2,17		0,00	0,00

Tab. 71 : Dominance moyenne, constance et fidélité des espèces des zones de vidage Ouest (ZDV1) en fonction des peuplements.

inter. = interface  
HV = hétérogène envasé

**Légende :**

constance	
communes	peu communes
	rares

fidélité	
électives	accessoires
préférantes	accidentelles

	Nom	indice biologique
Espèces	<i>Abra alba</i>	29
	<i>Actinothoe sp.</i>	16
	<i>Nephtys hombergii</i>	14
	<i>Sthenelais boa</i>	14
	<i>Notomastus latericeus</i>	11
	<i>Nephtys cirrosa</i>	10
	<i>Sagartia sp.</i>	9
	<i>Nassarius reticulatus</i>	9
	<i>Scoloplos armiger</i>	8
	<i>Hydrozoaire indéterminé</i>	7
Espèces accompagnatrices	<i>Lanice conchilega</i>	7
	<i>Nephtys longosetosa</i>	7
	<i>Cerebratulus sp.</i>	6
	<i>Eupagurus bernhardus</i>	6
	<i>Electra pilosa</i>	5
	<i>Flustra foliacea</i>	5
	<i>Nemertesia antennia</i>	5
	<i>Glycera lapidum</i>	5
	<i>Portunus holsatus</i>	5
	<i>Pectinaria koreni</i>	4
	<i>Nereis longissima</i>	4
	<i>Asterias rubens</i>	3
	<i>Sertularia cupressina</i>	2
	<i>Balanus crenatus</i>	2
	<i>Echinocardium cordatum</i>	2
<i>Ophiura texturata</i>	2	
<i>Conopeum reticulum</i>	2	
<i>Abietinaria abietina</i>	1	
<i>Hydrallmania falcata</i>	1	

a) Liste des espèces du faciès Hétérogène envasé, classées par indice biologique décroissant.

	Nom	indice biologique	
Espèces	<i>Nephtys cirrosa</i>	119	
	<i>Nephtys longosetosa</i>	67	
	<i>Magelona papillicornis</i>	37	
	<i>Glycera lapidum</i>	32	
	<i>Abra alba</i>	29	
	<i>Nephtys hombergii</i>	28	
	<i>Ophelia borealis</i>	26	
	<i>Hydrozoaire indéterminé</i>	24	
	<i>Haustorius arenarius</i>	23	
	<i>Ammodytes lanceolatus</i>	19	
	Espèces accompagnatrices	<i>Eteone picta</i>	18
		<i>Portunus holsatus</i>	18
		<i>Urothoe grimaldii</i>	17
		<i>Scoloplos armiger</i>	15
<i>Nemertesia antennia</i>		14	
<i>Echinocardium cordatum</i>		14	
<i>Sertularia cupressina</i>		13	
<i>Pectinaria koreni</i>		11	
<i>Conopeum reticulum</i>		11	
<i>Notomastus latericeus</i>		10	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>		10	
<i>Ophiura texturata</i>		10	
<i>Mysis flexuosa</i>		10	
<i>Lineus bilineatus</i>		9	
<i>Nassarius reticulatus</i>		9	
<i>Actinothoe sp.</i>		8	
<i>Capitella capitata</i>		8	
<i>Eteone longa</i>		8	
<i>Sthenelais boa</i>		8	
<i>Bathyporeia elegans</i>		8	
<i>Lanice conchilega</i>		7	
<i>Ensis directus</i>		7	
<i>Macoma balthica</i>		7	
<i>Nika edulis</i>		7	
<i>Abietinaria abietina</i>		6	
<i>Nerine cirratulus</i>		6	
<i>Diastylis bradyi</i>		6	
<i>Leptosynata inhaerens</i>		5	
<i>Nereis longissima</i>		4	
<i>Balanus crenatus</i>		2	
<i>Sagartia sp.</i>		1	
<i>Ascidie indéterminée</i>	1		
<i>Glycera convoluta</i>	1		
<i>Harmothoe spinifera</i>	1		

b) Liste des espèces du faciès d'interface, classées par indice biologique décroissant.

	Nom	indice biologique	
Espèces	<i>Nephtys cirrosa</i>	197	
	<i>Nephtys longosetosa</i>	193	
	<i>Ophelia borealis</i>	92	
	<i>Magelona papillicornis</i>	79	
	<i>Nephtys hombergii</i>	64	
	<i>Echinocardium cordatum</i>	61	
	<i>Mactra solida</i>	36	
	<i>Glycera convoluta</i>	32	
	<i>Scoloplos armiger</i>	23	
	<i>Conopeum reticulum</i>	23	
	Espèces accompagnatrices	<i>Glycera lapidum</i>	22
		<i>Eupagurus bernhardus</i>	22
		<i>Eteone longa</i>	19
		<i>Haustorius arenarius</i>	18
<i>Nassarius reticulatus</i>		15	
<i>Hydrozoaire indéterminé</i>		12	
<i>Sigalion mathildae</i>		11	
<i>Nassarius incrassatus</i>		10	
<i>Ascidie indéterminée</i>		9	
<i>Capitella capitata</i>		9	
<i>Eteone picta</i>		9	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>		9	
<i>Trachinus vipera</i>		9	
<i>Cellopora ramulosa</i>		7	
<i>Portunus holsatus</i>		7	
<i>Ensis directus</i>		6	
<i>Mactra corallina</i>		6	
<i>Ammodytes lanceolatus</i>		6	
<i>Abra alba</i>	4		
<i>Nemertesia antennia</i>	3		
<i>Bathyporeia elegans</i>	3		
<i>Diastylis bradyi</i>	3		
<i>Thia polita</i>	3		
<i>Sertularia cupressina</i>	2		
<i>Nerine cirratulus</i>	2		
<i>Tellina fabula</i>	2		

c) Liste des espèces du faciès de sables fins à moyens, classées par indice biologique décroissant.

Tab. 72 : Classement des espèces des zones de vidage Ouest (ZDV1) de chaque faciès par leur indice biologique (Sanders, 1960) décroissant. les espèces soulignées sont caractéristiques du peuplement (exclusives, électives ou préférantes)

## A N N E X E S D

### Résultats obtenus sur les zones de vidage Est et Milieu

- **Tab. 78 : Résultats granulométriques de la campagne sur les zones de vidage Est et Milieu.**
- **Tab. 80 : Résultats des dosages en métaux lourds de la campagne sur les zones de vidage Est et Milieu.**
- **Tab. 82 : Matrice des espèces récoltées sur les zones de vidage Est et Milieu (abondance totale).**
- **Tab. 83 : Indice de Shannon-Weaver, de Margalef et régularité de la faune des stations des zones de vidage Est et Milieu .**
- **Tab. 84 : Dominance moyenne, constance et fidélité des espèces des zones de vidage Milieu et Est en fonction des peuplements.**
- **Tab. 85 : Classement des espèces des zones de vidage Milieu et Est de chaque faciès par leur indice biologique décroissant.**

stations	<63µm	[63;100µm[	[100;250µm[	[250;500µm[	[0,5;1mm[	[1;2mm[	>2mm	Faciès
1	4	0,1	5,8	76,2	10	2,2	1,9	SF
2	43,4	0,4	25,7	7,4	19,1	2,5	1,5	VS
3	13,5	0,2	45,3	40,1	0,4	0,2	0,3	SV
4	2,3	0,1	15,8	66,6	11,8	2,6	0,8	SF
5	1,3	0,1	15,6	78	3	0,7	1,3	SF
6	13,8	0,2	50,2	33,1	0,9	0,3	1,5	SV
7	10,8	0	7,7	62,4	18,9	0,2	0	SV
8	21	0,2	39,5	35,9	1,9	0,5	1	SV
9	2,9	0,1	10,3	68,3	10,1	3,3	5,1	SF
10	12,9	0,3	0,6	50,2	20	7,6	8,4	SV
11	6,3	0,5	23,7	63,1	5	0,8	0,6	SV
12	14,4	0,8	21,2	62,5	0,1	0,1	0,9	SV
13	5,2	0,4	15,9	69,3	7,4	0,4	1,4	SV
14	6,4	0,2	42,6	49,9	0,6	0,2	0,1	SV
15	7	0,7	66,5	25,5	0,9	0	0	SV
16	11,9	1,7	73,7	10,8	0,7	0,2	1	SV
17	75,4	3,2	10,6	9,2	0,7	0,3	0,6	V
18	3,4	0	50,1	46,5	0	0	0	SB
19	23,2	1	55,3	18,9	1,1	0,4	0,1	SV
20	9,7	1,7	53,1	3,2	1,1	0,7	2,5	SV
21	25,5	0,2	49,2	24,3	0,4	0,2	0,2	VS
22	5	0,4	41,6	40,2	6,6	3,2	3,4	SV
23	10,2	0,6	40,4	47,3	0,6	0,3	0,6	SV
24	4,1	0,4	82,5	12,4	0,4	0,1	0,1	SB
<b>moyenne</b>	<b>13,90</b>	<b>0,56</b>	<b>35,12</b>	<b>41,72</b>	<b>5,07</b>	<b>1,13</b>	<b>1,39</b>	
<b>Ecart-Type</b>	<b>16,16</b>	<b>0,73</b>	<b>22,75</b>	<b>23,62</b>	<b>6,56</b>	<b>1,73</b>	<b>1,92</b>	
<b>médiane</b>	<b>9,95</b>	<b>0,35</b>	<b>39,95</b>	<b>43,35</b>	<b>1,10</b>	<b>0,35</b>	<b>0,85</b>	

**Tab. 78 : Résultats granulométriques de la campagne sur les zones de vidage Est et Milieu.**

(SGv : sables graveleux ; SF : sables fins ; SH : sables hétérogènes ; SB : sablons ; SV : sables vaseux ; SG : sables grossiers ; HV : sables hétérogènes envasés ; VS : vases sableuses)

échant.	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	COT	P	NTK
V1	6158	1,7	8,4	9,5	3548	57,9	4,3	15,2	22,6	0,14	108,8	60,0
V2	11705	1,3	7,7	8,3	3993	86,1	<0,3	9,5	17,2	0,03	78,8	180,0
V3	16422	1,0	11,1	9,0	3822	77,2	<0,3	10,8	28,1	0,03	132,5	105,0
V4	7778	1,3	7,4	9,7	4004	79,6	<0,3	7,4	20,4	0,12	171,3	210,0
V5	11127	1,0	10,4	9,1	3435	55,1	<0,3	9,6	19,4	0,15	166,3	165,0
V6	12007	1,0	8,9	7,9	3699	75,0	<0,3	6,0	26,0	0,01	142,3	180,0
V7	7654	1,2	4,5	8,1	2665	53,5	<0,3	9,3	13,0	0,08	27,5	90,0
V8	11800	1,0	10,7	8,0	4201	77,3	<0,3	5,8	19,1	0,16	126,3	180,0
V9	9154	1,1	6,5	8,9	5333	63,3	<0,3	8,2	19,3	0,12	108,8	150,0
V10	7623	1,0	6,8	8,1	3826	76,4	<0,3	6,9	32,7	0,15	97,5	300,0
V11	6372	1,1	5,4	7,2	4861	62,2	<0,3	7,1	19,3	0,01	126,3	150,0
V12	17927	1,1	14,3	9,1	4974	86,3	<0,3	12,5	30,7	0,35	593,8	765,0
V13	11477	1,3	6,7	8,7	3449	61,5	<0,3	6,6	15,8	0,09	70,0	120,0
V14	14971	1,0	10,4	9,2	3235	57,2	<0,3	8,6	22,5	0,15	88,8	30,0
V15	13502	1,1	13,3	8,3	4895	99,2	<0,3	6,7	23,3	0,10	242,5	450,0
V16	13386	1,4	10,1	8,0	7910	94,3	0,32	7,3	33,7	0,13	180,0	300,0
V18	30488	52,0	17,9	18,5	3908	1650,3	3,33	1198,7	41,9	3,67	505,6	2650,0
V19	15720	1,6	11,4	8,3	5295	112,7	<0,3	19,8	36,1	0,62	210,0	750,0
V20	13093	1,1	11,3	20,9	10031	131,2	<0,3	21,4	174,6	0,19	93,8	405,0
V21	15088	1,5	12,0	10,1	4908	88,5	<0,3	6,5	29,9	0,09	112,5	105,0
V22	12114	1,0	16,5	10,2	6087	203,9	<0,3	44,1	30,7	0,22	132,5	675,0
V23	14341	1,0	11,7	9,5	4313	77,2	<0,3	6,9	20,0	0,37	111,3	150,0
V24	13644	0,8	9,2	7,7	4802	99,1	<0,3	7,6	19,7	0,07	125,0	375,0
<b>M</b>	<b>12763</b>	<b>3,4</b>	<b>10,1</b>	<b>9,7</b>	<b>4661</b>	<b>153,3</b>	<b>2,6</b>	<b>62,7</b>	<b>31,1</b>	<b>0,3</b>	<b>163,1</b>	<b>371,5</b>
S	5044	10,6	3,4	3,3	1608	327,9	2,1	247,8	32,1	0,7	131,1	540,3
Sm	1075	2,3	0,7	0,7	343	69,9	0,4	52,8	6,8	0,2	27,9	115,2
<b>médiane</b>	<b>12114</b>	<b>1,1</b>	<b>10,4</b>	<b>8,9</b>	<b>4201</b>	<b>77,3</b>	<b>3,3</b>	<b>8,2</b>	<b>22,6</b>	<b>0,1</b>	<b>126,3</b>	<b>180,0</b>
minimum	6158	0,8	4,5	7,2	2665	53,5	0,3	5,8	13,0	0,0	27,5	30,0
maximum	30488	52,0	17,9	20,9	10031	1650,3	4,3	1198,7	174,6	3,7	593,8	2650,0
inter. de conf. (à 99%)	9967	0,0	8,3	7,8	3769	0,0	1,5	0,0	13,3	0,0	90,4	72,0
	15559	9,2	12,0	11,5	5552	335,0	3,8	200,1	48,9	0,7	235,8	671,0

**Tab. 80 : Résultats des dosages en métaux lourds de la campagne sur les zones de vidage Est et Milieu. [valeurs exprimées en mg/kg de sédiment sec ou en % de poids sec (COT)].**

Les valeurs présentées derrière un signe "<", sont inférieures au seuil de détection des appareils de mesure.

S : écart-type	M : moyenne	Sm : Erreur standard
----------------	-------------	----------------------

Nom	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21	V22	V23	V24	Tot.
<i>Actinia equina</i>																	5			1					6
<i>Actinothoe sp.</i>																				1					1
<i>Sagartia sp.</i>																	2			2					4
<i>Cephalothrix rufifrons</i>																	7		1						8
<i>Arenicola marina</i>																1									1
<i>Capitella capitata</i>										2	1														1
<i>Cirratulus cirratus</i>																									2
<i>Cirriformia tentaculata</i>		1																		3	3	1			8
<i>Maldanidae sp.</i>																	6								6
<i>Magelona papillicornis</i>	10	2	68		9	61		1	3		15	30			45	48			2	1		10	165	67	537
<i>Pectinaria koreni</i>																3	1		6					1	11
<i>Scolecopsis ciliata</i>											1	8			10					10				3	32
<i>Scoloplos armiger</i>										1	3		1	1					3	3				1	13
<i>Spiophanes bombyx</i>					2				1		5				5						8			4	25
<i>Eteone picta</i>				1						1					1										3
<i>Eulalia viridis</i>																					3				3
<i>Glycera convoluta</i>		1								2									2	1	1				7
<i>Nephtys caeca</i>										1	2	1													4
<i>Nephtys cirrosa</i>	11	11	2	13	11	18	4	22	11	18	22	8	4	9	2	3	1	3	2	11	2	21	9	1	219
<i>Nephtys hombergii</i>			2					2	3	1	2	21	1		18	9			10			2	8	2	81
<i>Nephtys longosetosa</i>	1	2	1	3		10	8	2	1	4	5	11	1		24	11	1	1	10	1		2	8	15	122
<i>Nereis longissima</i>																	1								1
<i>Phyllodoce maculata</i>																1					3				4
<i>Phyllodoce mucosa</i>												1							1						2
<i>Sigalion mathildae</i>			2									2													4
<i>Abra alba</i>		1		1						1	1	91			55	53	3		5	3		1	3	11	229
<i>Macrura solida</i>		1					2									36			8			3	1		51
<i>Crepidula fornicata</i>		2																							2
<i>Nassarius reticulatus</i>				3		1			3	2	3	1			2	4	3	1	1						24
<i>Bathyporeia elegans</i>										1	1	1	2		2	1				1			1		10
<i>Bathyporeia pelagica</i>					5	2		1			1	2										1			12
<i>Urothoe brevicornis</i>	1												1												2
<i>Urothoe elegans</i>										2	1		1				2								6
<i>Urothoe grimaldii</i>	6	2		1	9		1	1	1	4	3		1		11	2	2	1		3		1	1		50
<i>Stenothoe monoculoides</i>			1							4	1				3										9
<i>Diastylis bradyi</i>					1					1					1	1									4
<i>Crangon crangon</i>																					1			1	2
<i>Eupagurus bernhardus</i>		1	1								5				3										10
<i>Eupagurus prideauxii</i>																			1						1
<i>Thia polita</i>		1		1																					2
<i>Mysis flexuosa</i>	1											2													3
<i>Idothea linearis</i>																1									1
<i>Echinocardium cordatum</i>		1									2							1							4
<i>Ophiura texturata</i>					1											1							1		3
<i>Ammodytes lanceolatus</i>														1											1
<b>Totaux</b>	<b>30</b>	<b>26</b>	<b>77</b>	<b>23</b>	<b>35</b>	<b>95</b>	<b>15</b>	<b>29</b>	<b>23</b>	<b>40</b>	<b>71</b>	<b>183</b>	<b>16</b>	<b>11</b>	<b>183</b>	<b>174</b>	<b>34</b>	<b>7</b>	<b>52</b>	<b>56</b>	<b>6</b>	<b>43</b>	<b>196</b>	<b>106</b>	<b>1531</b>
<b>nombre espèces</b>	<b>6</b>	<b>12</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>13</b>	<b>17</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>3</b>	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>5</b>	<b>13</b>	<b>17</b>	<b>3</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>45</b>

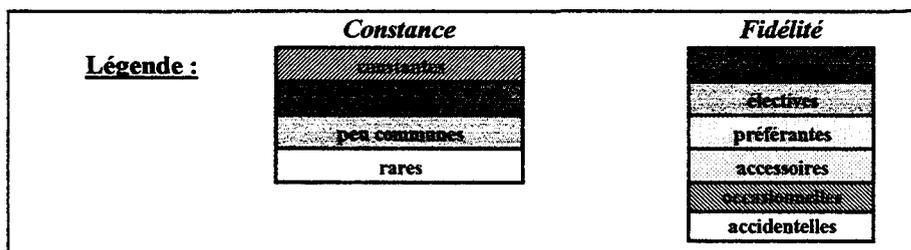
Tab. 82 : Matrice des espèces récoltées sur les zones de vidage Est et Milieu (abondance totale).

Station	Effectif total	Nombre total d'espèces	Indice de Shannon-Weaver	Régularité	Indice de Margalef
V1	30	6	1,86	0,72	1,47
V2	26	12	1,12	0,31	3,38
V3	77	7	1,27	0,45	1,38
V4	23	7	0,92	0,33	1,91
V5	35	5	0,95	0,41	1,13
V6	95	7	1,26	0,45	1,32
V7	15	4	1,57	0,79	1,11
V8	29	6	0,66	0,26	1,48
V9	23	7	0,91	0,32	1,91
V10	40	13	1,00	0,27	3,25
V11	71	17	1,67	0,41	3,75
V12	183	14	2,66	0,70	2,50
V13	16	10	2,83	0,85	3,25
V14	11	3	0,92	0,58	0,83
V15	183	15	0,45	0,11	2,69
V16	174	14	3,67	0,96	2,52
V17	34	12	3,12	0,87	3,12
V18	7	5	1,64	0,70	2,06
V19	52	13	0,42	0,11	3,04
V20	56	17	2,17	0,53	3,97
V21	6	3	2,46	1,55	1,12
V22	43	10	0,33	0,10	2,39
V23	196	8	1,52	0,51	1,33
V24	106	10	0,06	0,02	1,93

**Tab. 83 : Indice de Shannon-Weaver, de Margalef et régularité de la faune des stations des zones de vidage Est et Milieu .**

Nom	Dominance moyenne				Constance				Fidélité		
	total	sables fins	sables envasés	int.	sables fins	sables envasés	int.	total	sables fins	sables envasés	int.
<i>Actinia equina</i>	0,39	0,00	0,00	1,96	0,00	0,00	18,18	8,33	0,00	0,00	
<i>Actinothoe sp.</i>	0,07	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	9,09	4,17	0,00	0,00	
<i>Sagartia sp.</i>	0,26	0,00	0,00	1,31	0,00	0,00	18,18	8,33	0,00	0,00	
<i>Cephalothrix rufifrons</i>	0,52	0,00	0,00	2,61	0,00	0,00	18,18	8,33	0,00	0,00	
<i>Arenicola marina</i>	0,07	0,00	0,10	0,00	0,00	14,29	0,00	4,17	0,00		0,00
<i>Capitella capitata</i>	0,07	0,47	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	4,17		0,00	0,00
<i>Cirratulus cirratus</i>	0,13	0,00	0,00	0,65	0,00	0,00	9,09	4,17	0,00	0,00	
<i>Cirriformia tentaculata</i>	0,52	0,47	0,00	2,29	16,67	0,00		16,67	37,93	0,00	62,07
<i>Maldamida sp.</i>	0,39	0,00	0,00	1,96	0,00	0,00	9,09	4,17	0,00	0,00	
<i>Magelona papillicornis</i>	35,08	18,48	47,73	4,58	83,33	100,00		6,67	37,93	45,52	16,55
<i>Pectinaria koreni</i>	0,72	0,00	0,39	2,29	0,00		18,18	16,67	0,00	61,11	38,89
<i>Scolecopsis ciliata</i>	2,09	0,47	2,07	3,27	16,67		9,09	20,83	24,29	62,46	13,25
<i>Scoloplos armiger</i>	0,85	1,42	0,10	2,94	16,67	14,29			21,81	18,70	59,49
<i>Spiophanes bombyx</i>	1,63	2,84	1,08	2,61			9,09		39,09	50,25	10,66
<i>Eteone picta</i>	0,20	0,00	0,10	0,65	0,00	14,29	18,18	12,50	0,00	44,00	56,00
<i>Eulalia viridis</i>	0,20	0,00	0,00	0,98	0,00	0,00	9,09	4,17	0,00	0,00	
<i>Glycera convoluta</i>	0,46	0,00	0,00	2,29	0,00	0,00		20,83	0,00	0,00	
<i>Nephtys caeca</i>	0,26	0,95	0,10	0,33	16,67	14,29	9,09	12,50	41,62	35,68	22,70
<i>Nephtys cirrosa</i>	14,30	43,13	4,24	27,78	100,00	100,00	100,00	100,00	33,33	33,33	33,33
<i>Nephtys hombergii</i>	5,29	4,27	5,92	3,92	66,67	85,71		54,17	37,11	47,71	15,18
<i>Nephtys longosetosa</i>	7,97	9,00	7,89	7,52	100,00	100,00	72,73	87,50	36,67	36,67	26,67
<i>Nereis longissima</i>	0,07	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	9,09	4,17	0,00	0,00	
<i>Phyllodoce maculata</i>	0,26	0,00	0,10	0,98	0,00	14,29	9,09	8,33	0,00	61,11	38,89
<i>Phyllodoce mucosa</i>	0,13	0,00	0,10	0,33	0,00	14,29	9,09	8,33	0,00	61,11	38,89
<i>Sigalion mathildae</i>	0,26	0,00	0,39	0,00	0,00		0,00	8,33	0,00		0,00
<i>Abra alba</i>	14,96	0,95	21,01	4,58		71,43	54,55	54,17	20,92	44,84	34,24
<i>Maetra solida</i>	3,33	2,37	3,65	2,94			18,18		41,62	35,68	22,70
<i>Crepidula fornicata</i>	0,13	0,00	0,00	0,65	0,00	0,00	9,09	4,17	0,00	0,00	
<i>Nassarius reticulatus</i>	1,57	2,84	0,79	3,27		57,14			24,52	42,04	33,44
<i>Bathyporeia elegans</i>	0,65	0,47	0,49	1,31	16,67	57,14			16,49	56,53	26,98
<i>Bathyporeia pelagica</i>	0,78	1,42	0,20	2,29	66,67	14,29	18,18		60,63	17,32	22,05
<i>Urothoe brevicornis</i>	0,13	0,47	0,00	0,33	16,67	0,00	9,09	8,33	64,71	0,00	35,29
<i>Urothoe elegans</i>	0,39	0,47	0,00	1,63	16,67	0,00		16,67	37,93	0,00	62,07
<i>Urothoe grimaldii</i>	3,27	6,16	1,38	7,52	100,00		72,73	79,83	46,39	19,88	33,73
<i>Stenothoe monoculoides</i>	0,59	1,90	0,49	0,00	16,67		0,00	16,67	28,00	72,00	0,00
<i>Diastylis bradyi</i>	0,26	0,47	0,30	0,00	16,67		0,00	16,67	28,00	72,00	0,00
<i>Crangon crangon</i>	0,13	0,00	0,10	0,33	0,00	14,29	9,09	8,33	0,00	61,11	38,89
<i>Eupagurus bernhardus</i>	0,65	0,00	0,89	0,33	0,00		9,09	16,67	0,00	82,50	17,50
<i>Eupagurus prideauxii</i>	0,07	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	9,09	4,17	0,00	0,00	
<i>Thia polita</i>	0,13	0,00	0,00	0,65	0,00	0,00	18,18	8,33	0,00	0,00	
<i>Mysis flexuosa</i>	0,20	0,47	0,00	0,65	16,67	0,00	9,09	8,33	64,71	0,00	35,29
<i>Idothea linearis</i>	0,07	0,00	0,10	0,00	0,00	14,29	0,00	4,17	0,00		0,00
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,26	0,00	0,20	0,65	0,00	14,29	18,18	12,50	0,00	44,00	56,00
<i>Ophiura texturata</i>	0,20	0,47	0,10	0,33	16,67	14,29	9,09	12,50	41,62	35,68	22,70
<i>Ammodytes lanceolatus</i>	0,07	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	9,09	4,17	0,00	0,00	

Tab. 84 : Dominance moyenne, constance et fidélité des espèces des zones de vidage Milieu et Est en fonction des peuplements.



	Nom	Ind. biolo.
Espèces préférantes	<i>Nephtys cirrosa</i>	59
	<i>Nephtys longosetosa</i>	47
	<i>Magelona papillicornis</i>	43
	<i>Urothoe grimaldii</i>	38
	<i>Nephtys hombergii</i>	27
	<i>Mactra solida</i>	16
	<i>Spiophanes bombyx</i>	14
	<i>Nassarius reticulatus</i>	14
	<i>Bathyporeia pelagica</i>	13
	<i>Urothoe brevicornis</i>	7
Espèces accompagnatrices	<i>Mysis flexuosa</i>	7
	<i>Abra alba</i>	6
	<i>Stenothoe monoculoides</i>	6
	<i>Cirriformia tentaculata</i>	5
	<i>Scoloplos armiger</i>	5
	<i>Ophiura texturata</i>	5
	<i>Nephtys caeca</i>	2
	<i>Capitella capitata</i>	1
	<i>Scolecopsis ciliata</i>	1
	<i>Bathyporeia elegans</i>	1
	<i>Urothoe elegans</i>	1
	<i>Diastylis bradyi</i>	1

a) Liste des espèces du faciès de sables propres, classées par indice biologique décroissant.

	Nom	Ind. biolo.	
Espèces préférantes	<i>Magelona papillicornis</i>	67	
	<i>Nephtys longosetosa</i>	53	
	<i>Abra alba</i>	44	
	<i>Nephtys hombergii</i>	43	
	<i>Nephtys cirrosa</i>	42	
	<i>Spiophanes bombyx</i>	18	
	<i>Scolecopsis ciliata</i>	17	
	<i>Urothoe grimaldii</i>	13	
	<i>Eupagurus bernhardus</i>	13	
	<i>Sigalion mathildae</i>	12	
	Espèces accompagnatrices	<i>Mactra solida</i>	12
		<i>Nassarius reticulatus</i>	12
		<i>Stenothoe monoculoides</i>	10
<i>Pectinaria koreni</i>		8	
<i>Bathyporeia elegans</i>		8	
<i>Bathyporeia pelagica</i>		7	
<i>Diastylis bradyi</i>		6	
<i>Crangon crangon</i>		5	
<i>Scoloplos armiger</i>		4	
<i>Echinocardium cordatum</i>		3	
<i>Arenicola marina</i>		1	
<i>Nephtys caeca</i>		1	
<i>Phyllodoce maculata</i>		1	
<i>Phyllodoce mucosa</i>	1		
<i>Idothea linearis</i>	1		
espèces accessoires	<i>Eteone picta</i>	0	
	<i>Ophiura texturata</i>	0	

b) Liste des espèces du faciès de sables envasés, classées par indice biologique décroissant.

	Nom	Ind. biolo.	
Espèces préférantes	<i>Nephtys cirrosa</i>	94	
	<i>Urothoe grimaldii</i>	59	
	<i>Nephtys longosetosa</i>	53	
	<i>Abra alba</i>	32	
	<i>Scoloplos armiger</i>	31	
	<i>Nassarius reticulatus</i>	30	
	<i>Glycera convoluta</i>	24	
	<i>Cirriformia tentaculata</i>	22	
	<i>Magelona papillicornis</i>	22	
	<i>Nephtys hombergii</i>	20	
	Espèces accompagnatrices	<i>Urothoe elegans</i>	16
		<i>Bathyporeia pelagica</i>	14
		<i>Echinocardium cordatum</i>	14
<i>Mactra solida</i>		13	
<i>Bathyporeia elegans</i>		12	
<i>Thia polita</i>		12	
<i>Cephalothrix rufifrons</i>		11	
<i>Eteone picta</i>		10	
<i>Maldanidae sp.</i>		9	
<i>Scolecopsis ciliata</i>		9	
<i>Crepidula fornicata</i>		9	
<i>Mysis flexuosa</i>		9	
<i>Ammodytes lanceolatus</i>		9	
<i>Actinia equina</i>		8	
<i>Spiophanes bombyx</i>		8	
<i>Cirratulus cirratus</i>		7	
<i>Pectinaria koreni</i>		7	
<i>Eulalia viridis</i>		7	
<i>Phyllodoce maculata</i>		7	
<i>Urothoe brevicornis</i>		7	
<i>Eupagurus bernhardus</i>	5		
<i>Ophiura texturata</i>	5		
<i>Sagartia sp.</i>	3		
<i>Nephtys caeca</i>	3		
<i>Phyllodoce mucosa</i>	1		
<i>Eupagurus prideauxii</i>	1		
espèces accessoires	<i>Actinothoe sp.</i>	0	
	<i>Nereis longissima</i>	0	
	<i>Crangon crangon</i>	0	

c) Liste des espèces du faciès vaseux, classées par indice biologique décroissant.

	Nom	Ind. biolo.	
Espèces préférantes	<i>Nephtys cirrosa</i>	195	
	<i>Nephtys longosetosa</i>	153	
	<i>Magelona papillicornis</i>	132	
	<i>Urothoe grimaldii</i>	110	
	<i>Nephtys hombergii</i>	90	
	<i>Abra alba</i>	82	
	<i>Nassarius reticulatus</i>	56	
	<i>Mactra solida</i>	41	
	<i>Scoloplos armiger</i>	40	
	<i>Spiophanes bombyx</i>	40	
	Espèces accompagnatrices	<i>Bathyporeia pelagica</i>	34
		<i>Cirriformia tentaculata</i>	27
		<i>Scolecopsis ciliata</i>	27
<i>Glycera convoluta</i>		24	
<i>Bathyporeia elegans</i>		21	
<i>Eupagurus bernhardus</i>		18	
<i>Urothoe elegans</i>		17	
<i>Echinocardium cordatum</i>		17	
<i>Stenothoe monoculoides</i>		16	
<i>Mysis flexuosa</i>		16	
<i>Pectinaria koreni</i>		15	
<i>Urothoe brevicornis</i>		14	
<i>Sigalion mathildae</i>		12	
<i>Thia polita</i>		12	
<i>Cephalothrix rufifrons</i>		11	
<i>Eteone picta</i>		10	
<i>Ophiura texturata</i>		10	
<i>Maldanidae sp.</i>		9	
<i>Crepidula fornicata</i>		9	
<i>Ammodytes lanceolatus</i>		9	
<i>Actinia equina</i>	8		
<i>Cirratulus cirratus</i>	7		
<i>Eulalia viridis</i>	7		
<i>Diastylis bradyi</i>	7		
<i>Nephtys caeca</i>	6		
<i>Crangon crangon</i>	5		
<i>Sagartia sp.</i>	3		
<i>Phyllodoce mucosa</i>	2		
<i>Arenicola marina</i>	1		
<i>Capitella capitata</i>	1		
<i>Eupagurus prideauxii</i>	1		
<i>Idothea linearis</i>	1		
espèces accessoires	<i>Actinothoe sp.</i>	0	
	<i>Nereis longissima</i>	0	

d) Liste totale des espèces, classées par indice biologique décroissant.

Tab. 85 : Classement des espèces des zones de vidage Milieu et Est de chaque faciès par leur indice biologique décroissant.

(espèces exclusives, électives, préférantes ou accessoires)

## **A N N E X E S E**

- **1 - Programme PNETOX**
- **2 - Classement des produits de dragage – Tableau comparatif entre 6 pays signataires de la Convention d’Oslo**
- **3 – Droites de régression entre le % de pélites et le taux de matière organique sur toutes les zones d’études**
- **4 – Courbe COT/NTK mise en relation avec les indices biotiques calculés sur les zones portuaires, les zones de vidage et la zone de référence**
- **5 – Liste des espèces récoltées dans chaque peuplement**
- **6 – modèle général de dégradation des structures benthiques des zones portuaires, les zones de vidage et la zone de référence en fonction des les indices biotiques.**

# PROGRAMME DE RECHERCHES EN ECOTOXICOLOGIE

## APPEL D'OFFRES PNETOX 1998

### Titre de la proposition :

Evaluation des risques liés à l'immersion des boues de dragage des ports maritimes

- Recherche thématique (biodisponibilité) et exploitation de données sur site.

### Coordination :

Nom : ALZIEU Claude

Fonction : Directeur de Département

Adresse : IFREMER - centre de Nantes  
BP 21105  
44311 Nantes cedex

Tél. 02 40 37 41 85

Fax : 02 40 37 40 75

e-mail : calzieu@ifremer.fr

### Equipes de recherche impliquées dans le programme :

IFREMER Département "Polluants chimiques" Nantes et Brest (Cl. Alzieu)

Institut Océanographique; Laboratoire Physiologie des Etres Marins , Paris  
(Dr J. F. Pavillon)

Institut Pasteur Lille; laboratoire Littoral, Gravelines (Dr R. Delesmont)

Université de Bretagne Occidentale / Institut Universitaire Européen de la Mer, Brest  
(Fr. M. Glémarec)

Université des Sciences et Technologies de Lille 1; Service d'Hydrobiologie et  
d'Ecotoxicologie, Villeneuve d'Ascq (Pr. N. Dhainaut-Courtois)

# PROGRAMME DE RECHERCHES EN ECOTOXICOLOGIE

## APPEL D'OFFRES PNETOX 1998

### Titre de la proposition :

Evaluation des risques liés à l'immersion des boues de dragage des ports maritimes.

Thème de recherche thématique : analyse de risques, biodisponibilité.

Objectifs scientifiques du programme :

L'accès des navires aux structures portuaires est assuré par des dragages d'approfondissement et d'entretien des chenaux. Les volumes de sédiment déplacés annuellement se chiffrent en millions de tonnes : entre 10 et 15 pour les grands ports français et de l'ordre de 70 à 85 pour les principaux ports européens. Un faible pourcentage de ces boues, provenant essentiellement de bassins portuaires exposés à des rejets urbains ou industriels, mérite une attention particulière du fait de la présence de contaminants. L'évaluation prévisionnelle des impacts est alors indispensable pour juger du risque écologique que présenterait leur immersion.

Le Groupe d'Etude et d'Observation sur le Dragage et l'Environnement (GEODE), dont les Ministères de l'Environnement et de l'Equipement assurent la co-tutelle, a défini en accord avec les lignes directrices de la Convention d'Oslo (OSPAR) deux niveaux pour les teneurs en métaux (Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr) et PCB :

- Niveau 1 : concentrations en contaminant en dessous desquelles l'immersion peut être pratiquée sans études complémentaires,
- Niveau 2 : concentrations au dessus desquelles l'immersion est susceptible d'être interdite, sous réserve que cette interdiction soit la solution la moins dommageable pour l'environnement.

A partir de ces niveaux et des teneurs mesurées dans les sédiments dragués, un logiciel d'analyse de risque GEODE permet de calculer le danger potentiel du sédiment en prenant en compte selon la méthode des scores de risque :

- le danger potentiel de chaque contaminant (affinité phase dissoute, bioaccumulation, rapport au niveau 1, toxicité intrinsèque),
- la toxicité mesurée du sédiment total à partir d'un test de laboratoire sur le développement larvaire des bivalves,
- la capacité de transfert et la sensibilité écologique du site d'immersion.

Les objectifs visés par la présente proposition consistent à renforcer la démarche d'analyse de risque élaborée par GEODE en : prenant en considération d'autres contaminants (a), complétant la détermination de la toxicité du sédiment total par une sélection appropriée de tests (b). Une approche de validation de l'analyse prévisionnelle des risques sera tentée sur quelques sites d'immersion à partir du traitement d'observations faunistiques pluriannuelles existantes(c).

### a) contaminants chimiques

La détermination du score de risque sera étendu à des substances organiques toxiques présentes dans les sédiments des zones portuaires confinées. Seront particulièrement étudiés :

- le tributylétain, utilisé dans les peintures marines antisalissures et qui contamine les sédiments, soit indirectement à partir des échanges entre phases dissoutes et particulaires, soit directement à partir des déchets de la réparation navale;
- les congénères de PCB les plus toxiques,
- les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) prioritaires.

Dans un premier temps il n'est pas envisagé de procéder à des déterminations expérimentales des données manquantes (solubilité, Kd, Fc..) mais de faire une analyse bibliographique des données publiées. Le logiciel GEODE sera utilisé pour calculer les dangers potentiels (voir lettre d'accord jointe) et les résultats seront inclus dans la procédure d'analyse des risques. Dans la mesure du possible on proposera des valeurs pour les niveaux 1 et 2 définis par OSPAR. Etude réalisée par IFREMER (Cl. Alzieu et F. Quiniou) en collaboration avec GEODE.

#### b) tests de toxicité des sédiments

Depuis 1993 des tests ont été réalisés sur différents sédiments portuaires en utilisant le développement embryonnaire de l'huître (programme GEODE). Dans le cadre du projet il est envisagé de comparer la pertinence de plusieurs bio-essais sur un petit nombre de sédiments représentatifs de la diversité des contaminations (organiques et inorganiques) des ports français. Ces bio-essais concernent différents niveaux trophiques et leurs protocoles sont approuvés par différentes instances internationales :

- bactérie (Microtox solid Phase Test),
- microalgue (*Skeletonema costatum*, ISO DP 10253),
- mollusque (développement embryonnaire de *C. gigas*, Standards methods-AWWA),
- crustacé benthique (*Corophium arenarium*), crustacé pélagique (*Artemia salina*),
- poisson (*Dicentrarchus labrax*, OCDE 203),

Les bio-essais ci-dessus seront réalisés par l'Institut Pasteur Lille, Laboratoire de Gravelines (R. Delesmont).

De plus une approche de la biodisponibilité des substances neurotoxiques sera tentée à partir des effets inhibiteurs du sédiments et de différents extraits sur l'activité de l'acétylcholinestérase chez le copépode *Tigriopus brevicornis*. Etude réalisée conjointement par L'IFREMER Nantes (G. Bocquené) et L'Institut Océanographique Paris (J. F. Pavillon, J. Forget).

Des résultats récents ayant montré que certains sédiments en zone estuarienne contenaient des substances mutagènes décelables par le test d'AMES, on s'attachera à vérifier sur quelques échantillons la pertinence d'une prise en compte du caractère mutagène des sédiments dans l'évaluation des risques liés à l'immersion des boues de dragage. A cette occasion seront mis en oeuvre les test d'AMES et Mutatox (IFREMER, F. Quiniou).

Les résultats des différents tests seront comparés entre eux afin de sélectionner les plus sensibles et d'établir un protocole méthodologique spécifique aux sédiments contaminés.

#### c) sites d'immersion

Les recherches auront un double objectif, d'une part comparer et valider l'analyse prévisionnelle des risques, d'autre part définir un indice de qualité des zones d'immersion de façon à suivre leur évolution au cours du temps.

Depuis 1992 une étude approfondie des peuplements benthiques et de la contamination des sédiments de l'Avant-port Est et Ouest de Dunkerque a été entreprise par l'USTL et l'Institut Pasteur, à la demande du Port Autonome. La cartographie des peuplements a permis d'établir des corrélations avec les différents types de substrats correspondant aux faciès perturbés des zones de dépôt. Les données correspondant aux vases fines seront analysées de manière à faire ressortir d'éventuelles anomalies de distribution imputables à la contamination. Ce travail sera réalisé par l'USTL et l'Institut Pasteur en collaboration avec le Port Autonome de Dunkerque.

Les données faunistiques acquises par l'UBO et l'USTL sur un certain nombre de sites portuaires (Mer du Nord, Manche, Atlantique) seront traitées de manière à définir un indice biotique général, qui puisse être utilisé comme outil de surveillance. La méthode employée sera basée sur le principe des distributions coïncidentes d'espèces, mise au point par Hily (1984) et appliquée à l'ensemble de la rade de Brest par Grall et Glémarec (1997).

#### Valorisations attendues

- Elaboration d'une démarche d'analyse de risque des sédiments contaminés applicable aux opérations de dragage / Utilisateurs : MATE (relation OSPAR), Ministère de l'Équipement, Services des accès portuaires, services instructeurs des dossiers de demande d'immersion
- Etude comparée et sélection de bio-essais applicables à l'évaluation de la toxicité des sédiments / Utilisateur : atelier Recherche -méthodologie
- Méthodologie de surveillance faunistique à partir d'un indice biotique de type EQS / Utilisateurs / MATE, Ports Autonomes...

#### Expérience des équipes

Les équipes participantes sont spécialisées dans les études du milieu marin et regroupent des compétences en géochimie des contaminants, biologie, physiologie, toxicologie, pratique des bio-essais et étude des peuplements benthiques. Leur implication dans l'étude de l'impact des dragages est pour la majorité d'entre elles supérieure à 5 ans d'activité (voir bibliographie).

Durée du programme : Deux ans

## PUBLICATIONS RECENTES DES EQUIPES PROPOSANTES

Alzieu Cl. et Michel P., 1998 - L'étain et les organoétains en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie, Repères Océans, 104p.

Alzieu Cl. et Gallenne B., 1989 - Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux activités de dragage. Nantes 27 novembre- 1<sup>er</sup> décembre 1989, 387p.

Alzieu Cl., 1991 - Environmental problems caused by TBT in France : assessment, regulations, prospects. *Marine Environmental Research*, 32, 7-17.

Bocquené G., Bellanger C., Cadiou Y. et Galgani F., 1995 - Joint action of combinations of pollutants on the acetylcholinesterase activity on several marine species. *Ecotoxicology*, 4, 266-279.

Dhainaut-Courtois N., Romont R., Ruffin P. et Dhainaut A., 1997 - Biomarqueurs moléculaires et cellulaires chez une annélide polychète estuarienne : *Nereis diversicolor* O. F. Müller (105-123) in : Biomarqueurs en écotoxicologie - aspects fondamentaux. L. Lagadic, Th. Caquet, J. C. Amiard et F. Ramade, éditeurs. Masson, 1-419.

Delesmont R. et Delesmont E., 1997 - Application du test de développement embryonnaire de bivalves sur le site de Dunkerque. Rapport Institut Pasteur.

Forget J., Pavillon J.F. et Bocquené G., 1998 - Joint action of combinations of pollutants (pesticides and metals) on the LC50 values and on the acetylcholinesterase activity of *Tigriopus brevicornis*. *Env. Toxicol. Chem.*, sous presse.

Glémarec M. et Hily C., 1997 - Variabilité naturelle et perturbations anthropiques des écosystèmes sédimentaires. De la tolérance à l'opportunisme. In : Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du Nord. Museum Nat. Hist. Natur., 273 - 281.

Grall J. et Glémarec M., 1997 - Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbation in Bay of Brest. *Estuar. Coastal and Shelf Sci.*, 44 (supp.A), 11p.

Grumiaux F., 1996 - Etude multiparamétrique de la contamination organique et métallique du canal à grand gabarit et effet sur la macrofaune benthique. Caractérisation d'un biomarqueur d'exposition chez le gardon. Thèse de l'Université de Lille 1 (Dir. N. Dhainaut-Courtois).

His E. 1996. Embryogenesis and larval development in *Crassostrea gigas* : experimental data and field observations on the effects of tributyltin compounds . in *Organotin*, 239-258, M. Champ & P. F. Seligman eds., Chapman & Hall, ISBN 0412 58240 6.

His E., H. Budzinsky, O. Geffard & R. Beiras, 1997. Action d'un sédiment pollué par les hydrocarbures sur la métamorphose de l'huître japonaise, *Crassostrea gigas* (Thunberg). *C. R. Acad. Sci., Sciences de la vie, Life Sciences*, 320

Quiniou F. et Alzieu Cl., 1997 - L'analyse des risques appliquée aux dragages - DEL/97-13/Brest, Rapport interne GEODE, 9 p.

Quiniou F., Le Squer-Andre E. et N. Damé, 1993 - Effets de sédiments marins et de leurs extraits aqueux sur la bioluminescence d'une bactérie (Microtox) et sur le développement embryonnaire de bivalves. CM 1993/ E/25. Communication.

Quiniou F., 1994 - Sediment toxicity evaluation. Franco-japanese Workshop on Recent progress on knowledge of the behaviour of contaminants in sediments and their toxicity to aquatic organisms - Tokyo. Communication.

Quiniou. F. et Giraud G., 1995 - Bivalve embryo bioassay to assess the potential toxicity of dredged material before dumping. SETAC. Vancouver. Poster.

Quiniou F. et His E., 1995 - Assessment of potential toxicity of sediments using three bioassays. Groupe de travail du projet MAST BIOMAR. Arcachon. Communication.

Quiniou F., Alzieu Cl. et His E., 1997 - Potential toxicity assessment of contaminated muds using bivalve embryo bioassay. - ICCS- september 7-11 - Rotterdam, The Netherland. (Poster).

Romont R., 1996 - Caractérisation multiparamétrique de la qualité des sédiments et description des communautés macrozoobenthiques associées des ports de Dunkerque Ouest et Boulogne-sur-mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche (Région Nord/Pas-de Calais). Thèse de l'Université de Lille 1 (Dir. N. Dhainaut-Courtois).

Romont R. et Dhainaut-Courtois N., 1997 - Indicateurs écologiques et bioaccumulateurs en milieu marin : invertébrés benthiques des zones estuariennes et portuaires de la Région Nord/Pas-de-Calais. CD-Rom 079.PDF in Contaminated Soils. 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Paris.

## CLASSEMENT DES PRODUITS DE DRAGAGE

### WALLONIE : Arrêté du 30 novembre 1995

- Inférieur à teneur maximale admissible : réutilisation immédiate ou mise en dépôt provisoire pour réutilisation ultérieure.
- Supérieur à teneur maximale admissible : produits contaminés à déposer en décharge classe B, mais problème car ces décharges ne sont pas en place.

### PAYS BAS : Loi de 1994

- Supérieur à valeur d'alerte : mise en dépôt isolé et contrôle très strict.
- Compris entre valeur d'alerte et valeur test : mise en dépôt isolé et contrôle selon degré de contamination.
- Compris entre valeur test et objectif 2000 : dispersion dans les eaux de surface si pas d'augmentation de la pollution de l'eau.
- Inférieur ou égal à objectif 2000 : dispersion dans les eaux superficielles sans restriction

### FRANCE : Géode

- Inférieure à niveau 1 : immersion sans étude particulière
- Entre niveau 1 et 2 : immersion avec étude plus approfondie si nécessaire
- Supérieure à niveau 2 : immersion susceptible d'être interdite

### GRANDE BRETAGNE : Norme permet d'effectuer le choix du type de dépôt approprié.

### CANADA : Loi d'Avril 1992

- Etude d'incidence pour teneurs supérieures à valeurs limites.

### ESPAGNE : Recommandations pour la gestion des déblais de dragages des ports Espagnols

- Inférieur à niveau 1 : immersion sans considération autre que celles liées aux effets mécaniques.
- Entre niveau 1 et niveau 2 : contamination modérée moyennant étude particulière et programme de suivi.
- Supérieur à niveau 3 : étude de faisabilité de dépôt à terre et immersion en mer - Etude approfondie des effets et choix du moyen retenu.

## CLASSEMENT DES PRODUITS DE DRAGAGE

08/07/98

## TABLEAU COMPARATIF

PARAMETRES	WALLONIE (1)	PAYS-BAS (1)			ESPAGNE (2)		FRANCE (3)		GRANDE-BRETAGNE (1)			CANADA (1)
	Teneurs max. admissibles	Valeur d'alerte	Valeur test	Object. qual. 2000	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 1	Niveau 2	Peu contaminés	Contaminés	Très contaminés	Valeurs limites
Cadmium	5	30	7,3	0,8	1,0	5,0	1,2	2,4	1-3	4-9	10-50	1
Chrome	250	600	155	100	200	1000	90,0	180,0	100-200	201-499	500-2500	25
Cuivre	150	400	90	36	100	400	45,0	90,0	100-200	201-499	500-2500	25
Mercure	1,5	15	1,6	0,3	0,6	3,0	0,4	0,8	1-3	4-9	10-50	0,3
Nickel	75	100	45	35	100	400	37,0	74,0	20-50	51-199	200-1000	25
Plomb	250	700	160	85	120	600	100,0	200,0	200-500	501-999	1000-5000	50
Zinc	1000	2500	1000	140	500	3000	276,0	552,0	250-500	501-999	1000-5000	100
Arsenic	50	100	45	29	80,0	200,0	25,0	50,0	30-50	51-99	100-500	8
Cobalt	25											
H.C.T.		5000	3000	500								
H.A.P.		17000	4600	2300								
Organochlorés		2500	100	20								
P.C.B. (4)		400	4	20	0,03	0,1	0,5	1,0				0,05
Cyanure												0,1
Ammonium												100
Fer												10000
Azote total												2000
Phosphore total												1000
Huiles et lubrifiants												1500
C.O.D.												50000

(1) : Valeurs réglementaires

mg/kg matière sèche

(2) : Sur fraction &lt; 63 µ

(3) : Géode

(4) : Pour la France également niveaux pour les congénères :

CB 28, 52, 118, 180 : N1 : 0,025, N2 : 0,050

CB 138, 153 : N1 : 0,050, N2 : 0,100

Pour l'Espagne les niveaux correspondent à  $\Sigma$  7 PCB (CB 28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180)

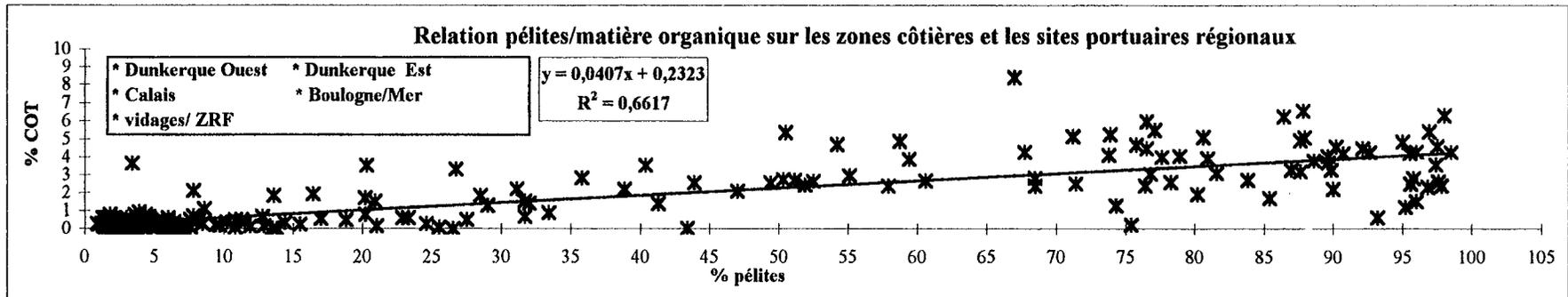
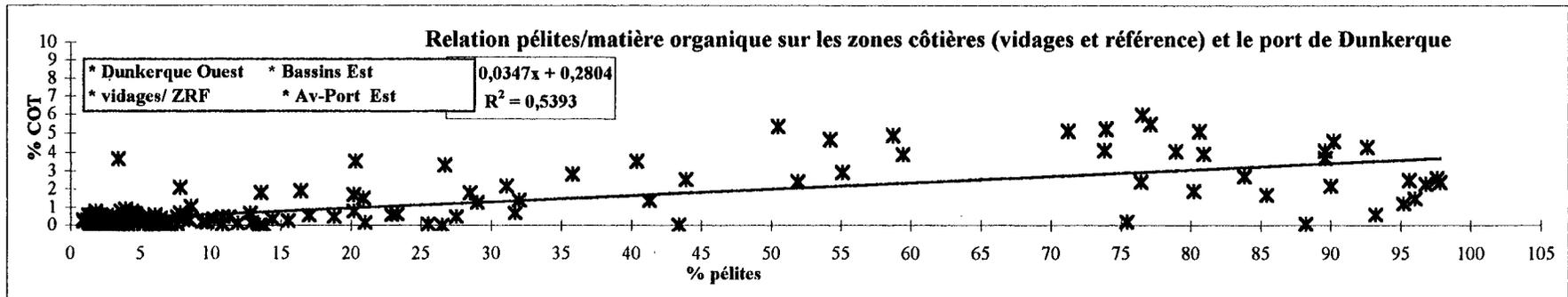
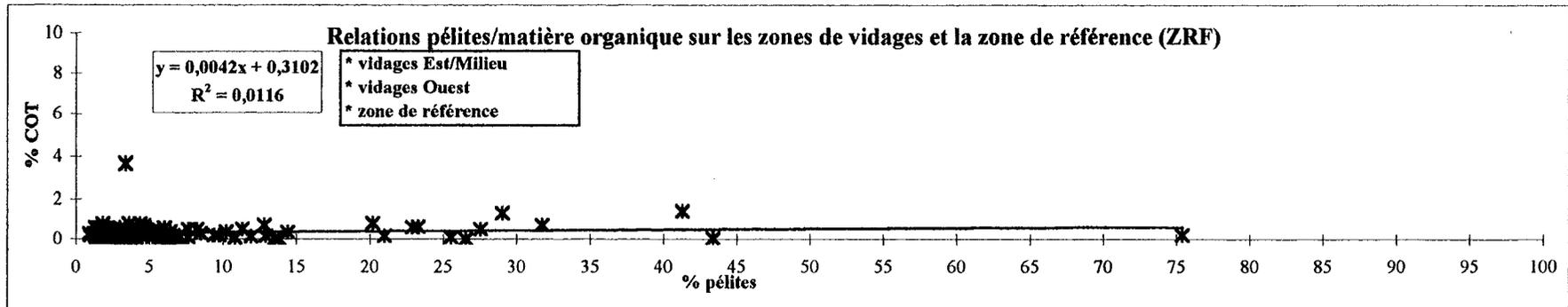
Sources : - Alteris - EGEA Environnement - OPHRYS - Rapport de phase 1 - Guide méthodologique pour le pôle de compétence " Sites et sols pollués "

- Espagne - Ministère des travaux publics, des transports et de l'environnement : Recommandations pour le dragages des ports espagnols

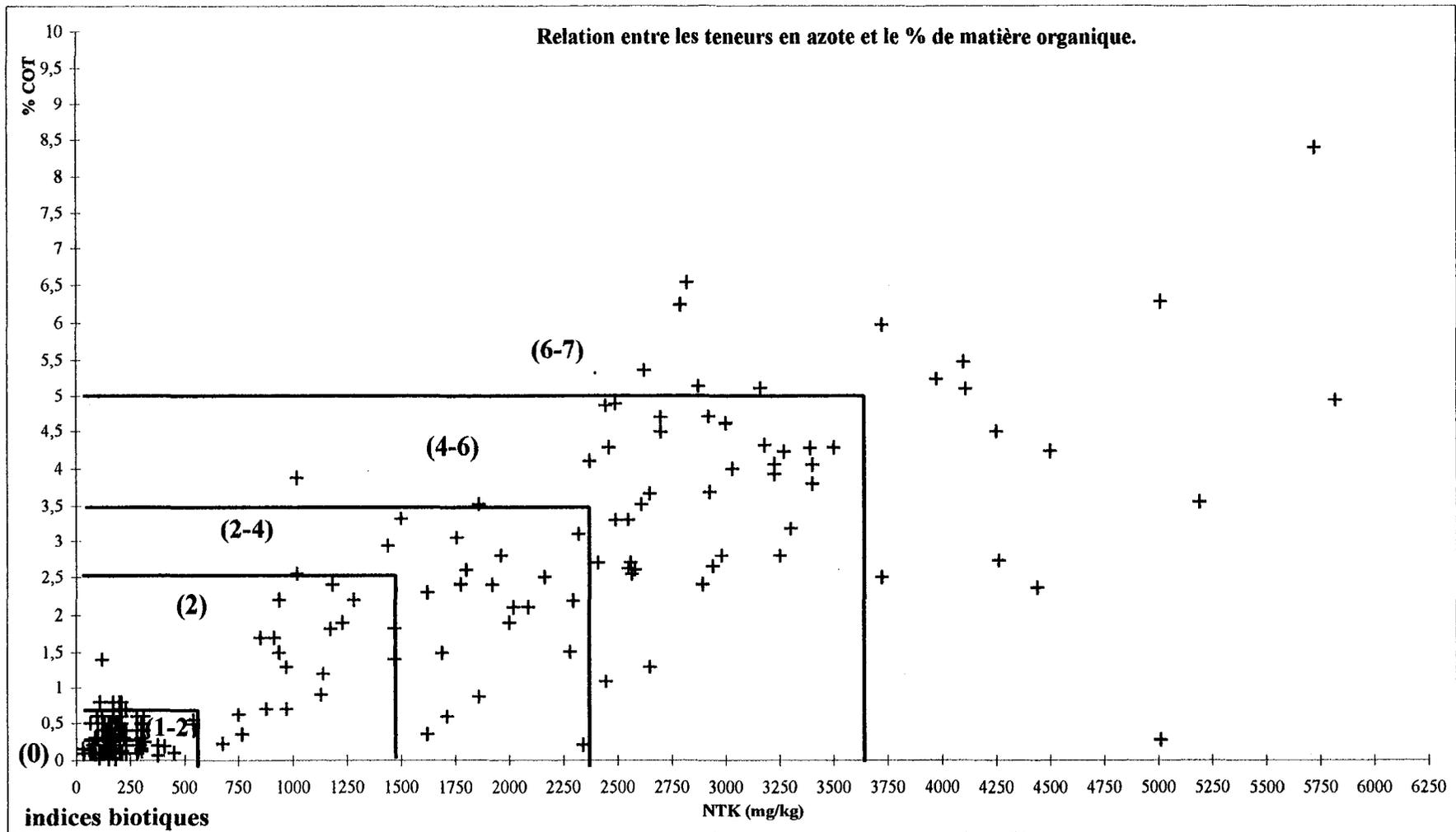
09 JUL '98 16:44 SERVICES MARITIMES

P.2/3

Annexes



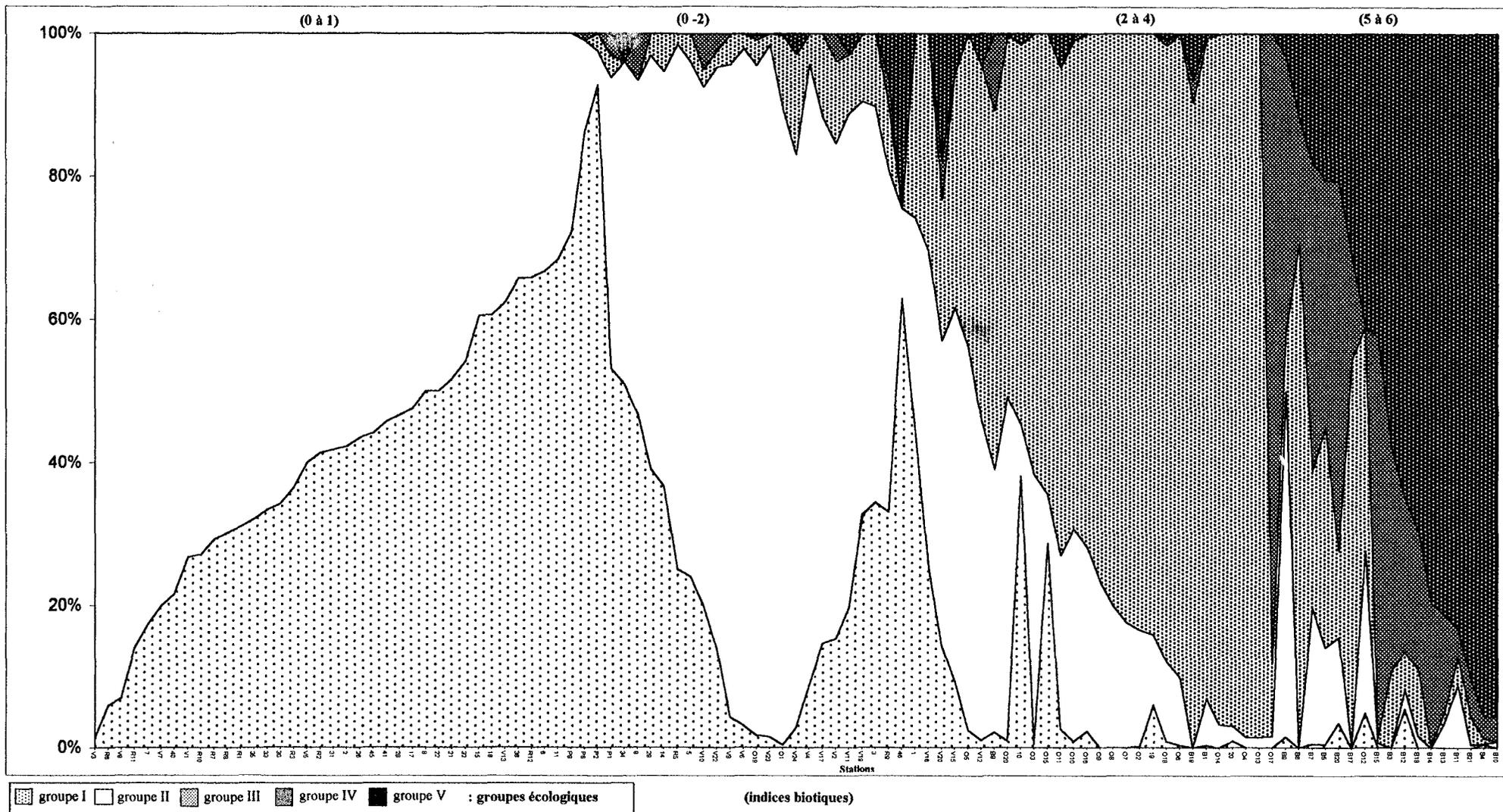
Droites de régression entre le pourcentage de particules fines et le taux de matière organique totale.



**Schéma synthétique illustrant l'état de santé (IB de 0 à 7) du peuplement et les relations entre le taux de matière organique et les teneurs en azote dans les zones portuaires régionales, les vidages et la zone de référence côtière.**







Modèle général de dégradation des structures benthiques des zones de vidage (Ouest, Est et Milieu), de la zone de référence et du port de Dunkerque (Est et Ouest) en fonction des indices biotiques définis par Hily et coll.