

S
N° d'ordre:

gen 200 00 751
0376
1996
200

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES DE LILLE

Thèse présentée pour obtenir le grade
de Docteur d'Université
en Sciences de la Vie et de la Santé



**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)**

Robin ROMONT

Soutenue le 30 septembre 1996 à Villeneuve d'Ascq devant la commission composée de:

Président : Pr. André Dhainaut
Rapporteurs : Pr. Michel Glémarec
Pr. Paule Vasseur
Examineurs : Dr. Claude Alzieu
Pr. Nicole Dhainaut
Dr. Alain Leprêtre

REMERCIEMENTS

REMERCIEMENTS

Je veux tout d'abord remercier Madame le Professeur N. DHAINAUT-COURTOIS de m'avoir accueilli au sein du Service d'Hydrobiologie et d'Ecotoxicologie de l'Université des Sciences et Technologies de Lille pour mon DEA, et de m'avoir permis de poursuivre le travail entrepris dans le cadre de cette thèse. J'exprime aussi toute ma gratitude aux membres du jury pour avoir accepté de juger l'ensemble du travail accompli entre 1991 et 1996.

Parce que ce document est aussi l'aboutissement de la mise en commun des compétences et connaissances de nombreuses personnes, je souhaite remercier:

Monsieur M. MARIETTE, chef du Service Aménagement et Environnement du Port Autonome de Dunkerque, pour les nombreux documents fournis et l'intérêt constant qu'il a porté à cette étude,

Madame F. BONET, qui m'a initié à la micro-informatique, et Monsieur G. MONTAGNE pour son concours à la conception et à la réalisation de divers dispositifs nécessaires au bon déroulement de cette étude,

Messieurs J.-M. DEWARUMEZ et D. DAVOULT, de la Station Marine de Wimereux, pour leur aide dans la détermination de certains spécimens,

Monsieur D. CHESSEL, de l'Université de Lyon I, pour ses conseils en matière de statistique multivariée et pour le temps consacré à la démonstration du logiciel ADE-4,

Monsieur P. THOMAS, du Service Eaux et Environnement de l'Institut Pasteur de Lille, ainsi que Bagdad et Lucie, du Laboratoire de Chimie Marine de l'Université des Sciences et Technologies de Lille, pour leur aide et les précisions fournies lors de la réalisation des dosages,

Monsieur G. TERRASSE pour son chaleureux accueil lors de notre séjour au Touquet-Paris-Plage,

Monsieur BAZIN, du Service Maritime des ports de Boulogne-sur-Mer et Calais (SMBC), l'IFREMER (Boulogne-sur-Mer), la Chambre de Commerce et d'Industrie de Boulogne-sur-Mer et Montreuil-sur-Mer, les mairies d'Étaples et du Touquet-Paris-Plage, les bureaux du SMBC (Étaples) et du port de Gravelines et Monsieur H. BRABANT de l'Espace Naturel Régional (Wimereux) pour la documentation mise à disposition,

Les équipages de la vedette hydrographique FREGATE du Service des Dragages du Port Autonome de Dunkerque et du N/O SEPIA II pour leur concours lors des prélèvements portuaires.

Je tiens aussi bien sûr à exprimer ma reconnaissance à F. GRUMIAUX, S. DEMUYNCK, C. PRUVOT, F. SEPTIER, W. GLORIE, L. AREHMOUCH et N. MASSE pour leur efficace et amical soutien, ainsi qu'à l'ensemble des étudiants stagiaires avec lesquels j'ai été amené à travailler.

Enfin, je remercie le Port Autonome de Dunkerque et le programme État-région Nord/Pas-de-Calais DYSCOP (DYnamique des Systèmes CÔtiers du Pas-de-Calais) de l'appui matériel et financier consenti pour ce travail.

Pour le soutien, dans tous les sens du terme, fourni et la patience dont elle a fait preuve, je tiens, en signe de ma reconnaissance, à dédier cette thèse à ma mère.

SOMMAIRE

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION	1
I.1 Spécificités de la zone littorale	1
I.2 Modalités du contrôle et de la protection du milieu marin littoral	2
I.3 Comportement et devenir des polluants en mer	4
I.3.1 Accumulation des métaux dans les sédiments	4
I.3.2 Carbone, azote et phosphore en milieu marin	10
I.3.3 Impact des métaux sur les organismes benthiques marins et estuariens	13
I.3.4 Impact des pollutions sur les peuplements benthiques	18
I.4 Apports de contaminants sur le littoral Nord/Pas-de-Calais	21
II. MATERIELS ET METHODES	27
II.1 Description des sites étudiés	27
II.1.1 Estuaire de l'Aa	27
II.1.2 Estuaire de la Canche	27
II.1.3 Zone portuaire ouest de Dunkerque	29
II.1.4 Zone portuaire de Boulogne-sur-Mer	31
II.1.5 Principaux rejets et sources de pollution	31
II.2 Campagnes de prélèvements	33
II.2.1 Echantillonnage des estrans estuariens	33
II.2.2 Echantillonnage des zones subtidales portuaires	36
II.2.3 Préparation et conservation des sédiments	36
II.2.4 Préparation et conservation de la macrofaune	36
II.3 Analyses physiques et chimiques des sédiments	38
II.3.1 Analyse granulométrique	38
II.3.2 Dosage des métaux lourds	38
II.3.2.1 Minéralisation et dosage de l'aluminium, du cadmium, du chrome, du cuivre, du fer, du manganèse, du nickel, du plomb et du zinc	38
II.3.2.2 Minéralisation et dosage du mercure	40
II.3.2.3 Minéralisation et dosage de l'arsenic	40

II.3.2.4 Minéralisation et dosage de l'étain	41
II.3.3 Dosage de l'azote Kjeldahl, du phosphore et du carbone organique	41
II.3.3.1 Minéralisation et dosage de l'azote Kjeldahl	41
II.3.3.2 Extraction et dosage du phosphore	42
II.3.3.3 Minéralisation et dosage du carbone organique	42
II.4 Description des communautés benthiques	43
II.4.1 Diversité faunistique et descripteurs quantitatifs	43
II.4.2 Détermination de la biomasse de la faune estuarienne	44
II.5 Analyse des données	44
II.5.1 Analyses multivariées	44
II.5.1.1 Analyse en Composantes Principales	44
II.5.1.2 Analyse Factorielle Discriminante	45
II.5.1.3 Analyse Factorielle des Correspondances simples	45
II.5.2 Comparaison des teneurs métalliques moyennes: test de Student	45
III. RESULTATS	46
III.1 Zones portuaires	46
III.1.1 Dunkerque ouest	46
III.1.1.1 Granulométrie des sédiments	46
III.1.1.2 Paramètres chimiques des sédiments	51
III.1.1.3 Macrozoobenthos	53
III.1.2 Boulogne-sur-Mer	63
III.1.2.1 Granulométrie des sédiments	63
III.1.2.2 Paramètres chimiques des sédiments	63
III.1.2.3 Macrozoobenthos	67
III.2 Estuaires	78
III.2.1 Granulométrie des sédiments	78
III.2.2 Paramètres chimiques des sédiments	83
III.2.2.1 Aa	83
III.2.2.2 Canche	86
III.2.2.3 Comparaison des sites estuariens	86

III.2.3 Macrozoobenthos	90
III.3 Comparaison des sédiments des zones portuaires et estuariennes ...	96
III.3.1 Valeurs moyennes	96
III.3.1.1 Fraction sédimentaire <2mm	96
III.3.1.2 Fraction sédimentaire <63 μ m	104
III.3.1.3 Différences entre fractions <2mm et <63 μ m	104
III.3.2 Valeurs médianes	104
III.3.3 Valeurs normalisées	109
III.3.3.1 Par l'aluminium	109
III.3.3.2 Par le carbone organique	109
III.3.4 Valeurs de référence	113
IV. DISCUSSION GENERALE	123
V. CONCLUSION	129
BIBLIOGRAPHIE	132
LISTES	
Liste des abréviations	152
Liste des tableaux	154
Liste des figures	157
Liste des annexes	160
ANNEXES	
PUBLICATIONS, RAPPORTS, COMMUNICATIONS	
RESUME - ABSTRACT	

INTRODUCTION

INTRODUCTION

I.1 SPÉCIFICITÉS DE LA ZONE LITTORALE

La frange côtière rassemble près de 50% de la population mondiale (Lacaze, 1993). Les effets néfastes que cette concentration génère entraînent des conséquences non négligeables sur la qualité du milieu marin. D'autant qu'à la pollution urbaine s'ajoutent les flux issus des activités industrielles et commerciales qui y sont implantées, auxquels se conjugent les pressions immobilière et touristique.

Les risques de pollution chronique ou accidentelle résultent du déversement des effluents domestiques (eaux vannes) et industriels, avec ou sans épuration préalable, directement en mer ou par l'intermédiaire des cours d'eau. Le transport, maritime ou routier, de produits sensibles (comme les produits pétroliers) accroît encore ces risques. Le danger d'une dégradation de cet écosystème très productif prend plus d'ampleur encore quand on sait que 80 à 90% des captures de la pêche (Leveau *et al.*, 1988; Lacaze, 1993) et 80% de la biomasse (animale et végétale) sont concentrées dans cette zone qui représente environ 1,5% de la surface des océans (Alzieu, 1988). En plus des rejets côtiers proprement dits, les effluents et matériaux des bassins-versants drainés par fleuves et rivières se déversent en mer au niveau des estuaires. Les apports terrigènes de nutriments (engrais azotés et phosphatés) et de pesticides résultant du lessivage des terres agricoles, et les effluents urbains et industriels du continent s'additionnent donc aux sources potentielles de pollution localisées sur ou à proximité immédiate des côtes.

Longtemps considéré comme un milieu capable de diluer et d'assimiler les rejets qu'il recevait, l'océan est, depuis quelques décennies seulement, l'objet d'études portant sur l'impact des apports anthropiques sur la vie marine. Au vu des résultats obtenus dans les zones où l'influence humaine est considérable, force est de constater que ce postulat généralement admis a souvent été battu en brèche.

Face à ce constat, des tentatives visant à déterminer la capacité d'assimilation du milieu, ou plus justement sa capacité d'accommodation (CA) (Martin, 1988), ont été entreprises. Mais évaluer la quantité d'un composé ou d'un ensemble de composés n'induisant pas d'effets biologiques inacceptables reste difficile, et le seuil tolérable de dégradation demeure une notion relevant autant de critères socio-économiques et politiques que scientifiques. C'est pourquoi l'appréciation de cette capacité d'accommodation est encore aujourd'hui un concept théorique rarement appliqué, d'autant que la connaissance actuelle des cycles biogéochimiques des polluants en milieu marin est bien souvent partielle.

La diversité des milieux côtiers (estrans, baies, zones portuaires, falaises, côtes rocheuses, mangroves,...) (Leveau *et al.*, 1988), et la longue liste des substances susceptibles de venir contaminer la mer font que l'appréciation de l'état des sites récepteurs est toujours un cas particulier.

Courtot estimait, en 1988, qu'une priorité devait être donnée à la connaissance de l'état du milieu marin, particulièrement dans les zones les plus sensibles que sont la frange littorale et les estuaires.

I.2 MODALITÉS DU CONTROLE ET DE LA PROTECTION DU MILIEU MARIN LITTORAL

Dès 1972, une convention évaluant les problèmes relatifs aux immersions de déchets et autres matières dans les océans et mers du monde a été signée à Londres. Cependant, devant la difficulté de l'analyse des effets des apports polluants à une telle échelle, en mettant en jeu les acteurs les plus divers, il est apparu très tôt nécessaire d'envisager la création de groupes de travail se limitant à des zones géographiques restreintes.

En ce qui concerne les côtes européennes, si l'on excepte la façade méditerranéenne (Convention de Barcelone, 1975) et la Mer Baltique (Convention d'Helsinki, 1974), deux conventions internationales régissent les apports anthropiques dans l'Atlantique du Nord Est (depuis les Açores), en Manche, Mer d'Irlande et Mer du Nord (Alzieu, 1988; Tromp et Wieriks, 1994). Créée en 1972, la Commission d'Oslo (OSCOM) est chargée de réglementer les immersions, alors que la Commission de Paris (PARCOM, 1974) prend en charge les apports telluriques parvenant au milieu marin dans cette région. La complémentarité de ces missions a conduit à la fusion de ces deux commissions lors de la convention signée à Paris en 1992, donnant naissance à une nouvelle entité, l'OSPAR (commissions d'Oslo et de Paris), chargée de la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du Nord Est (Tromp et Wieriks, 1994).

Plus récemment, les pays riverains de la Mer du Nord ont organisé des conférences (Brême, 1984; Londres, 1987; La Haye, 1990; Copenhague, 1995) pour établir les lignes directrices d'une réglementation destinée à protéger cet écosystème vital (Tromp et Wieriks, 1994). Un groupe de travail, la North Sea Task Force (NSTF), a été mis en place dès 1987 pour harmoniser la recherche scientifique des signataires et le contrôle des phénomènes régissant les conditions environnementales en Mer du Nord, en collaboration avec l'ICES (International Council for the Exploration of the Sea).

Collins (1994) a évalué que 80% de la pollution marine résultait de structures basées à terre. Le travail de synthèse mené par les diverses commissions a permis d'identifier les sources majeures de pollution et d'apprécier leur conséquence en mer. Si l'on excepte les rejets locaux bien identifiés et souvent soumis à un suivi régulier de la part d'organismes nationaux, locaux ou du producteur lui-même, l'autre vecteur important de flux de matière à la mer est, outre les apports fluviaux, les matériaux particuliers exportés depuis des installations localisées sur la côte. L'immersion des déblais de dragage non pollués n'a, en général, qu'un impact physique sur l'habitat marin. Il n'en est pas de même des sédiments pollués, susceptibles de nuire à la vie marine, aux diverses activités maritimes, et éventuellement à la santé humaine. D'après Van der Burgt (1994), un dixième des déblais dragués dans le monde poserait problème à cause d'une contamination. Ce matériel, extrait essentiellement des bassins portuaires ou de chenaux navigables, de nature variable, est en général un mélange de sables et de vases, comportant parfois des graviers ou des blocs. Il est souvent chargé en matière organique et/ou en contaminants issus d'activités agricoles, urbaines ou industrielles. Le problème majeur de ces "réservoirs" de substances potentiellement toxiques repose en partie sur les risques de contamination de zones "propres" liés à la dispersion des sédiments lors de leur immersion. A cela s'ajoutent des effets sur les organismes et les communautés animales et végétales ou la qualité des eaux de baignade.

La nature des produits pouvant nuire à l'équilibre et à la pérennité des composantes du milieu marin est variée. En établir un inventaire exhaustif relèverait de la gageure. Aussi est-il d'usage de dresser une liste (provisoire, donc évolutive et révisable) de substances prioritaires nécessitant un suivi ou dont la réduction est souhaitable, eu égard à leur toxicité avérée ou probable, leur persistance, leur bioaccumulation, et les quantités présentes dans le milieu (Manfredi, 1988). 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 dont les rejets doivent être éliminés ou réduits (J.O. des Communautés Européennes du 14 Juillet 1982). Elle regroupe 118 substances organiques et 11 métaux et dérivés. L'USEPA (United States Environment Protection Agency) a également édité une liste en 1979, considérant comme prioritaires 114 substances organiques, 13 métaux et 2 métalloïdes.

Le contrôle d'un nombre aussi important de paramètres dans le cadre d'un suivi régulier apparaît peu réaliste que ce soit du point de vue financier ou méthodologique. C'est pourquoi, dans la pratique, l'évaluation des teneurs en polluants du milieu est généralement réduite à quelques paramètres, variables en fonction du compartiment de l'écosystème analysé. En France, le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO), créé en 1973 par le Ministère de l'Environnement et coordonné par l'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER), assure la synthèse des analyses d'échantillons d'eau, de sédiment et de matière vivante prélevés plusieurs fois par an sur une série de sites depuis Dunkerque jusqu'en Méditerranée (Claisse *et al.*, 1992). Les paramètres physico-chimiques contrôlés sont en général réduits à la température, la salinité, les sels nutritifs azotés, les phosphates, la chlorophylle, les phéopigments, l'oxygène dissous et les silicates dans l'eau, les métaux lourds (cadmium (Cd), cuivre (Cu), mercure (Hg), plomb (Pb), zinc (Zn)), les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des composés organochlorés dans des organismes bioaccumulateurs (principalement moule et/ou huître) et les fractions sédimentaires fine (<63 μ m) et totale. La granulométrie, le carbone organique, la perte au feu et la teneur en aluminium (Al) sont en plus déterminés pour les sédiments.

A l'échelle européenne, les lignes directrices de la Commission d'Oslo sur la gestion des matériaux de dragages prévoit l'analyse d'un nombre d'échantillons proportionnel au volume annuel des déblais (Tab. 1), avec un ajustement possible de ce nombre en fonction des caractéristiques d'échange de la zone considérée (ouverte, semi-fermée, fermée).

Volume dragué (m ³)	Nombre d'échantillons
≤ 25 000	3
25 000 - 100 000	4 - 6
100 000 - 500 000	7 - 15
500 000 - 2 000 000	16 - 30
> 2 000 000	10 de plus par million de m ³ supplémentaire

Tab. 1: Stratégie d'échantillonnage de la Commission d'Oslo pour le contrôle de la qualité des déblais de dragage (OSPAR, 1993).

Ces lignes directrices préconisent que soient déterminées les propriétés physiques (granulométrie, pourcentage de matières sèches, densité/gravité spécifique, matière organique (carbone organique total)) et chimiques (Cd, chrome (Cr), Cu, Hg, nickel (Ni), Pb, Zn, sur la fraction sédimentaire <2mm) des matériaux dragués. A ces paramètres de base peuvent s'ajouter les PCB et HAP, l'arsenic (As), des composés organostanniques, des pesticides organochlorés et d'autres composés dont les sources potentielles ou des apports historiques ont été localement identifiés. Enfin, des renseignements supplémentaires sont susceptibles d'apporter un complément d'information sur les déblais dragués (potentiel rédox, demande en oxygène, azote total, phosphore total, Al, fer (Fe), lithium (Li), manganèse (Mn), scandium (Sc),...) (OSPAR, 1993).

I.3 COMPORTEMENT ET DEVENIR DES POLLUANTS EN MER

Devant la diversité des contaminants organiques ou inorganiques parvenant au milieu marin et susceptibles de s'y disperser ou de s'y accumuler, seuls des éléments et/ou composés métalliques, des sels nutritifs et le carbone organique seront évoqués. Leur comportement et leurs conséquences sur les diverses composantes de l'écosystème marin seront analysés, de manière non exhaustive, à la lueur de données bibliographiques.

Les métaux arrivant au milieu marin, essentiellement sous forme dissoute ou particulaire, sont véhiculés dans tous les compartiments de l'écosphère, selon un cycle biogéochimique plus ou moins complexe (Fig. 1). Dans l'atmosphère, l'eau (de surface et interstitielle) et au niveau des matières en suspension, ces métaux sont, sauf en cas de pollution exceptionnelle, à l'état de traces. De plus, les teneurs métalliques dans ces compartiments peuvent varier considérablement sur une courte période de temps en un point donné, à cause de la grande mobilité des masses d'air ou d'eau.

Par contre, ces métaux ont tendance à s'accumuler au niveau des matrices sédimentaire ou biologique (Luoma et Bryan, 1981; Boutier et Alzieu, 1991; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1991; Septier *et al.*, 1991; Bryan et Langston, 1992; Lacaze, 1993; Amiard-Triquet, 1994; Bello *et al.*, 1994; Coetzee *et al.*, 1995). Les teneurs métalliques sédimentaires ou de certains tissus animaux peuvent ainsi dépasser les concentrations dans la colonne d'eau de plusieurs ordres de grandeur (Förstner et Wittmann, 1981; Moore et Ramamoorthy, 1984; Bryan et Langston, 1992). Ces deux compartiments ont en outre la capacité d'intégrer les variations temporelles sur des périodes allant de quelques mois à plusieurs décennies et sont, pour ces raisons et pour la plus grande facilité à y quantifier les éléments recherchés, souvent pris en compte dans les programmes de surveillance de la qualité du milieu (Claisse *et al.*, 1992; Joanny *et al.*, 1993).

I.3.1 Accumulation des métaux dans les sédiments

Le dosage des métaux dans les sédiments permet d'obtenir une information valable sur les apports anthropiques ou naturels (Förstner et Wittmann, 1981; Cundy et Croudace, 1995), surtout dans les zones à faible hydrodynamisme où les perturbations entraînant une remise en suspension des particules sont rares et/ou modérées (Leveau *et al.*, 1988).

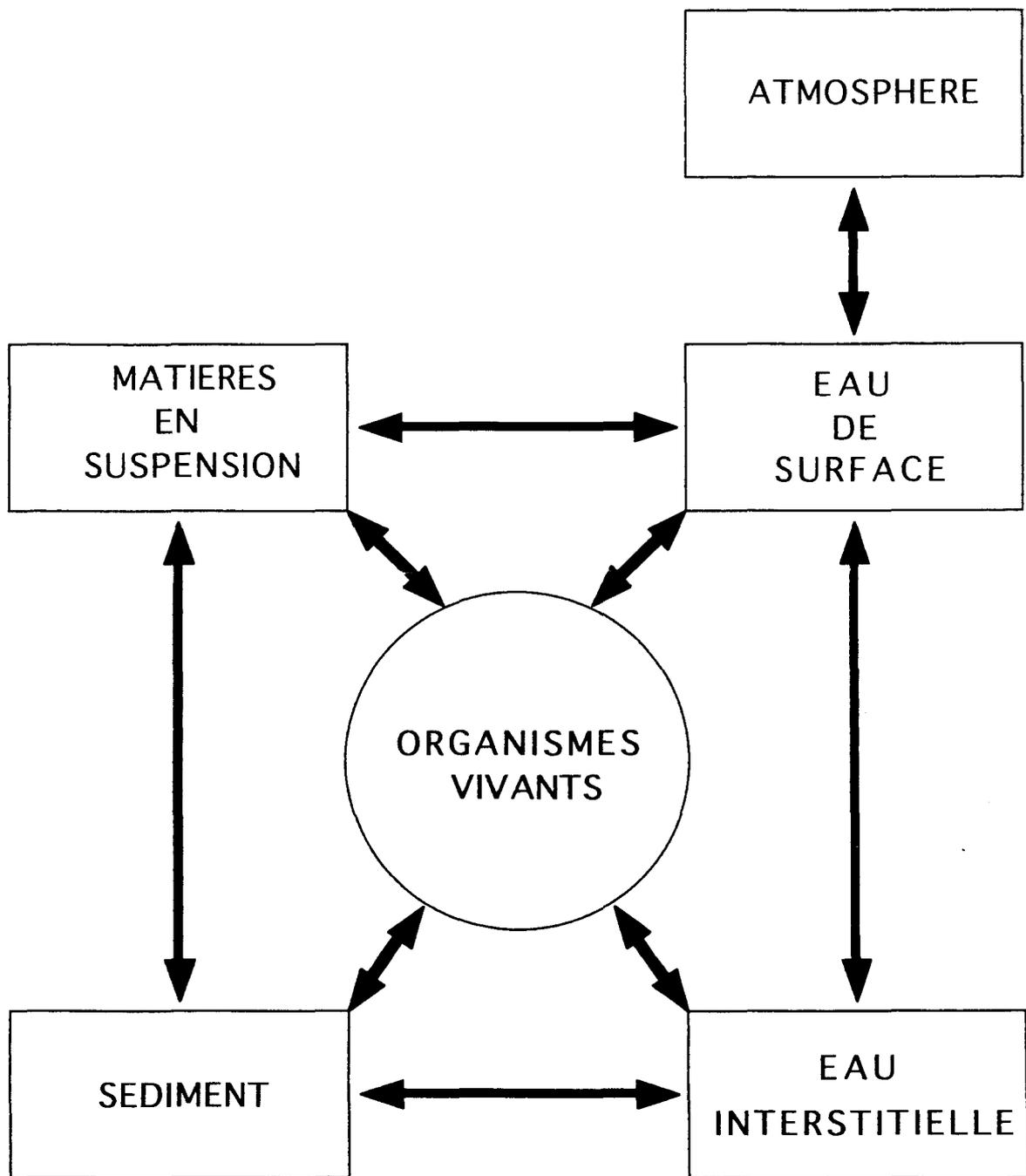


Fig. 1: Représentation schématique des réservoirs de métaux et de leurs interactions dans les écosystèmes aquatiques.

De nombreux cas d'enrichissement en métaux attribuable à l'activité humaine ont été décelés dans les sédiments littoraux de diverses parties du monde, dans des zones estuariennes comme les embouchures des rivières Weser en Allemagne (Calmano *et al.*, 1982), Gironde (Boutier *et al.*, 1989) et Aa en France (Septier *et al.*, 1991), Acheloos en Grèce (Dassenakis *et al.*, 1995), Brisbane en Australie (Mackay et Hodgkinson, 1995) ou Odiel en Espagne (Bello *et al.*, 1994); les estuaires situés le long des côtes de l'Essex (Fletcher *et al.*, 1994) ou près de Southampton au sud de l'Angleterre (Croudace et Cundy, 1995); des lagons de Guadeloupe (Bernard, 1995); les baies d'Euboikos en Grèce (Voutsinou-Taliadouri et Varnavas, 1993), de Puck en Pologne (Szefer *et al.*, 1995) ou d'Osaka au Japon (Tokunaga *et al.*, 1995); les ports de Boulogne-sur-Mer en France (Septier *et al.*, 1991) ou de Manukau en Nouvelle-Zélande (Williamson *et al.*, 1994); le golfe du Maine aux Etats-Unis (Larsen et Gaudette, 1995); les côtes espagnoles de Galice (Carral *et al.*, 1995) ou du sud-ouest de l'Australie (Birch et Davey, 1995). Ces exemples illustrent bien la relation existant entre la proximité d'activités humaines et les zones de forte sédimentation ou à long temps de résidence des masses d'eau, qui favorise l'émission et le dépôt des composés métalliques et accroît les problèmes de pollution (Daskalakis et O'Connor, 1995).

Il reste pourtant souvent difficile d'identifier la ou les sources de métaux. Ceux-ci peuvent arriver à l'océan par l'intermédiaire des cours d'eau, de retombées atmosphériques naturelles (comme les volcans) ou industrielles, de l'activité hydrothermale ou d'apports non telluriques (peintures anti-salissures marines, opérations portuaires de chargement/déchargement, pollutions accidentelles liées au transport maritime....) (Bertrand, 1988; Shannon, 1995).

En Europe comme aux Etats-Unis, les teneurs en Hg et Cd relevées dans les sédiments côtiers démontrent que ces deux métaux sont ceux pour lesquels l'influence anthropique est la plus marquée (Daskalakis et O'Connor, 1995). Les apports, principalement fluviaux, liés aux activités humaines affectent également de façon notable les cycles biogéochimiques et l'accumulation d'As, Cr, Pb, Zn, et dans une moindre mesure, ceux de Cu, Ni ou de l'étain (Sn) (Tab. 2). Ce constat doit néanmoins être nuancé, à cause des incertitudes inhérentes aux approximations dans l'estimation des flux ou de particularités locales.

Pour l'aluminium, le fer ou le manganèse, les données sont plus rares. La difficulté dans l'estimation de flux pour ces métaux est liée au fait que ces éléments entrent dans la composition de structures cristallines lithogéniques ou forment des composés communs dans la plupart des sédiments.

La diagenèse sédimentaire, c'est-à-dire les changements chimiques et physiques se déroulant dans les sédiments, conditionne en partie les phénomènes de fixation, d'adsorption et d'immobilisation ou, à l'inverse, de libération, de désorption et de dispersion des contaminants métalliques (Williamson *et al.*, 1995). Förstner et Kersten (1988) ont établi une synthèse relative aux mécanismes et aux substrats à l'origine de l'enrichissement en métaux des systèmes aquatiques (Tab. 3).

	Apports à la mer (t/an)	Principales sources identifiées	Stockage dans les sédiments
Al			élément constitutif des silicates d'alumine (argiles)
As	apports atmosphériques: 12 000-26 000 apports fluviatiles dissous: 63 000 apports fluviatiles particulières: 179 000 source naturelle: 7 000-17 000	combustion du charbon, sous-produit de la métallurgie du Cu, Zn, Pb, Au et Co, pesticides, verrerie, exploitation de phosphogypses, volcanisme	adsorbé sur les sédiments fins, les oxyhydroxydes de Fe et Mn ou sous forme de sulfures
Cd	apports atmosphériques: 3 000-5 000 apports fluviatiles dissous: 400-7 000 apports fluviatiles particulières: 14 000	sous-produit d'extraction du Zn et du Pb, fabrication d'accumulateurs, unités de traitement de surface des métaux, pigments de peinture, stabilisants de matières plastiques, engrais phosphatés, phosphogypses	associé aux carbonates, oxydes de Fe et Mn, à la matière organique et aux argiles associé aux sulfures en milieu anoxique sous forme dissoute à partir d'une salinité de 18 g.l ⁻¹
Cr	apports atmosphériques: 50 000 apports fluviatiles (majoritairement particulières): 1 500 000-2 000 000 source naturelle: 54 000	fabrication d'aciers spéciaux (inox), d'éléments réfractaires, traitement de surface, tannage, pigments, combustion d'hydrocarbures fossiles	associé aux silicates, carbonates et oxydes réductibles de Fe et Mn Cr (III) s'adsorbe facilement sur le matériel particulaire
Cu	apports anthropiques particulières: 18 000-38 000 apports atmosphériques: 15 000-25 000	fabrication de conducteurs électriques, de tuyaux, industrie automobile, production de métaux non ferreux	associé aux carbonates, oxydes de Fe et Mn et à la matière organique
Fe		industrie des métaux ferreux	sous forme d'oxydes, d'hydroxyde, de carbonate ou de sulfures
Hg	apports fluviatiles dissous: 30-160 apports fluviatiles particulières: 36 000-108 000 flux atmosphérique positif ou négatif selon les conditions du milieu	électrolyse de chlorures alcalins (chlore, soude), batteries et accumulateurs, combustion du charbon, du bois et des ordures ménagères, industrie métallurgique, pigments et fongicides	associé préférentiellement au carbone organique sous forme minérale et méthylée en milieu oxiq sous forme de polysulfures en milieu anoxique
Mn		industrie métallurgique, alliages spéciaux	sous forme d'oxydes, d'hydroxyde ou de carbonate
Ni	apports atmosphériques: 22 000 apports fluviatiles: 1 300 000	fabrication d'alliages, traitement de surface, chimie	associé aux oxydes de Fe et Mn, carbonates, sulfures et à la matière organique
Pb	source naturelle: <23 000 apports atmosphériques anthropiques: 90 000-300 000 apports fluviatiles: 300 000-900 000	additifs antidétonants de l'essence, accumulateurs, alliages, produits semi-finis (tuyaux, plombs de chasse,...)	forte affinité pour les oxydes réductibles de Fe et Mn associé à la matière organique forme des sulfures et polysulfures en milieu anoxique
Sn	apports atmosphériques: 356 apports fluviatiles (majoritairement particulières): 36 000	peintures anti-salissures marines (composés organo-stanniques), étamage des métaux, combustion des hydrocarbures fossiles et des déchets, alliages de soudure, produits phytosanitaires	adsorption sur les vases du tributylétain (TBT)
Zn	source naturelle: 43 500 000 apports anthropiques: 314 000 000	galvanisation, préparation d'alliages, laiton, vulcanisation du caoutchouc, piles électriques, bâtiment	associé au silicates, oxydes de Fe et Mn, carbonates et à la matière organique

Tab. 2: Apports, sources et formes de stockage dans les sédiments des métaux et métalloïdes en milieu marin (d'après Förstner et Wittmann, 1981; Moore et Ramamoorthy, 1984; Alzieu, 1989; Cossa et Lassus, 1989; Cossa *et al.*, 1990b, 1993; Boutier et Alzieu, 1991; Michel, 1993; OSPAR, 1993; Track et Verloo, 1995).

	Débris rocheux, déchets solides, débris organiques	Hydroxydes, carbonates et sulfures métalliques	Substances organiques réactives	Oxydes hydreaux de fer et de manganèse	Carbonate de calcium
Dépôt inerte	+++			+	+
Précipitation		+++		++	++
Adsorption	+	+	+	+	+
Co-précipitation		++		+++	+
Couche de surface ("coating")			+++	+++	+
Floculation			+	++	

Tab. 3: Mécanismes et substrats de l'enrichissement en métaux des systèmes aquatiques (d'après Förstner et Kersten, 1988).

L'importance relative des différents processus de fixation des métaux au niveau des sédiments dépend de la nature du support (granulométrie, constituants) et du métal lui-même, ou plus exactement de ses formes chimiques (Tab. 2 et 3).

La richesse en particules fines, ou lutites (silts $<63\mu\text{m}$ et argiles $<2\mu\text{m}$), augmentant pour un même volume la surface de contact, et donc de fixation possible, est un facteur important d'enrichissement en la plupart des métaux ou d'autres contaminants (Contu *et al.*, 1983; Kerdijk, 1989; Lacaze, 1993; Milliman, 1994; Dassenakis *et al.*, 1995). Les vases ($>75\%$ de lutites; Larssonneur, 1977) sont donc généralement considérées comme des réservoirs potentiels de substances toxiques, organiques comme inorganiques (Williamson *et al.*, 1994; Petersen *et al.*, 1995). A l'inverse, la proportion de particules sableuses ($2\text{mm}<\varnothing<63\mu\text{m}$) inertes constitue un facteur de dilution des contaminants.

Les paramètres régissant le comportement et le devenir des métaux dans les sédiments, entre phase particulaire et eau interstitielle ou colonne d'eau, ou au sein même de chacun de ces compartiments, sont nombreux.

Les principaux, ou les plus étudiés, sont de nature physique ou chimique, comme le pH, la température, le potentiel d'oxydo-réduction, la salinité, les forces ioniques ou la présence d'agents réducteurs ou chélateurs. La mobilité et la spéciation des métaux, et par conséquent leur disponibilité et leur toxicité potentielle, dépendent donc de la conjugaison de ces divers processus, simultanés ou successifs (Förstner et Wittmann, 1981; Moore et Ramamoorthy, 1984; Bourg, 1988; Förstner et Kersten, 1988; Lacaze, 1993; Amiard-Triquet, 1994; Coetzee *et al.*, 1995; Fernando, 1995; Tack et Verloo, 1995).

Boutier et Alzieu (1991) ou Martin (1994) ont distingué des éléments se comportant comme des nutriments (As, Cd, Cu, Ni, Zn) influencés principalement par des processus organiques, alors que d'autres (Al, Fe, Mn, Pb) sont contrôlés géochimiquement de façon prépondérante par des processus inorganiques.

De nombreux éléments métalliques, ou certains de leurs composés, présentent une forte affinité pour des substrats tels que les oxydes réductibles de fer et de manganèse. Les formes amorphes du fer, les oxydes et hydroxydes de Fe et Mn (MnO_2 , FeO_2 , MnOOH , FeOOH en milieu oxygène;

Mn₃O₄, Fe₃O₄ en milieu suboxique) peuvent fixer par adsorption des métaux tels que Cd, Cu, Ni, Pb, Zn (Stone *et al.*, 1994; Dassenakis *et al.*, 1995; Williamson *et al.*, 1995). Alliés aux aluminosilicates (argiles), les oxydes de Fe et Mn de la couche oxique des sédiments sont d'efficaces substrats de fixation des métaux traces dissous dans la colonne d'eau ou l'eau interstitielle (Boutier et Alzieu, 1991; Gobeil, 1994). Guary (1994) a également décrit des liaisons entre ces composés et l'arsenic et le plomb. Ces liaisons sont réversibles. Förstner et Salomons (1988) ont ainsi montré que le cadmium pouvait être remobilisé de façon importante dans l'eau de mer, avec un taux de désorption de 49% (contre seulement 0,1% pour Pb, 2,2% pour Zn et 2% pour Cu). Ce constat confirme que Cd, par rapport aux Cu, Pb et Zn, est très mobile dans les échanges sédiment-eau, même si Cu et Pb peuvent aussi être remobilisés par diffusion, dans certaines conditions, depuis les particules sédimentées (Hunt et Smith, 1983).

En milieu anoxique, dans des horizons pauvres en sulfures, ces métaux tendent à l'inverse à se désorber, car Fe et Mn y sont plutôt sous forme ionique (Mn²⁺, Fe²⁺) ou de carbonates (MnCO₃, FeCO₃). Néanmoins, certains éléments, comme le chrome (Cr^{III}), ont plutôt tendance à s'adsorber ou à précipiter en milieu anoxique. Dans les horizons anoxiques riches en sulfures, les métaux peuvent être adsorbés sur des sulfures (FeS) ou des pyrites (FeS₂) de fer ou précipiter sous forme de sulfures métalliques (Kersten *et al.*, 1988; Kerdijk, 1989; Cossa et Gobeil, 1994; Stone *et al.*, 1994), alors que le flux de mercure du sédiment vers la colonne d'eau serait augmenté par la formation de complexes de polysulfures de mercure (Cossa *et al.*, 1990b). Le plomb peut aussi être mobilisé dans des sédiments fortement réduits en surface par contact avec l'eau, alors qu'il précipite avec des oxydes de Fe et Mn dans la couche sédimentaire sous-jacente partiellement réduite (Cundy et Croudace, 1995). Les métaux peuvent aussi s'adsorber sur le matériel organique (abiotique ou biogène) en suspension ou sédimenté (biofilms bactériens, plancton,...) ou se complexer avec des substances organiques dissoutes dans la colonne d'eau ou l'eau interstitielle (Förstner et Kersten, 1988; Nelson *et al.*, 1995b).

Ainsi, l'immobilisation permanente des métaux traces dans les sédiments apparaît peu importante, même quand la profondeur s'accroît (Williamson *et al.*, 1995). Les processus biogéochimiques les transforment simplement en formes moins réactives, qui peuvent être modifiées lorsque des sédiments anoxiques deviennent oxiques (Kersten et Förstner, 1986), par exemple à la faveur d'une remise en suspension ou sous l'effet de la bioturbation. Il ne semble pas exister non plus d'immobilisation majeure due à l'incorporation des métaux traces dans la phase résiduelle (matériel cristallin lithogénique) des sédiments de surface (Williamson *et al.*, 1995).

La richesse en matière organique des sédiments est également un facteur important d'accumulation des métaux, mais aussi de xénobiotiques organiques tels que les polychlorobiphényles, les insecticides organochlorés (Dichloro-diphényl-trichloréthane (DDT), Lindane, Dieldrine, Heptachlore, Aldrine,...), ou les HAP (Boutier et Alzieu, 1991).

A l'opposé, la minéralisation de la matière organique dans la couche oxique des sédiments, lors d'une diagenèse précoce, peut entraîner la libération dans la phase aqueuse de nombreux métaux (tels que Cu, Cd, Zn ou Ni) liés à la matière organique elle-même ou adsorbés sur les matières en suspension qui se déposent (Petersen *et al.*, 1995).

La détermination de la nature et de la quantité de matière organique des sédiments marins ou estuariens peut donc constituer un élément indicateur de leur capacité à fixer, ou au contraire à libérer, les métaux traces ou leurs composés.

I.3.2 Carbone, azote et phosphore en milieu marin

Les apports en nutriments tels que le carbone, l'azote, le phosphore et les autres constituants de la matière organique sont liés à des processus naturels de dégradation d'organismes vivants ou de composés biogéniques. Ils sont aussi très largement renforcés par les pratiques agricoles ou les rejets urbains ou industriels (eaux vannes). Ces eaux vannes contiennent des composés organiques rapidement biodégradables (alcools, acides gras volatils, monosaccharides, acides aminés), à biodégradation lente (substances chimiques hydrolysables, solubles ou en suspension) et inertes ou non biodégradables (métabolites finaux) (Wanner, 1994).

Devant la diversité des composants de la matière organique, labiles ou réfractaires (Fabiano *et al.*, 1995), le contenu organique des sédiments est souvent exprimé en terme de matière organique combustible (perte au feu), de carbone organique ou d'azote organique (Milliman, 1994). Cependant, la mesure de l'azote organique peut ne traduire qu'imparfaitement la teneur en azote des sédiments, puisqu'elle néglige par exemple les formes ammoniacales de cet élément (Milliman, 1994). Aussi peut-on lui préférer, dans certains cas, l'estimation de la quantité d'azote total selon la méthode de Kjeldahl (NTK) qui prend en considération l'azote organique (acides aminés, protéines, composés azotés hétérocycliques) et ammoniacal (Wanner, 1994). Fabiano *et al.* (1995) concluent, quant à eux, que la mesure de la perte au feu conduit à une surestimation du contenu organique des sédiments, et n'est pour cette raison que de faible valeur pour les benthologues étudiant la relation entre la disponibilité de nourriture et la structure des communautés ou le métabolisme des organismes. Ces quelques remarques permettent d'appréhender la difficulté liée à l'analyse de la matière organique. C'est pourquoi nombre d'études, en fonction de leurs objectifs, s'intéressent à quelques formes chimiques ou certaines familles de composés faisant partie de cette entité complexe.

La charge organique d'un sédiment résulte des phénomènes de sédimentation de matériaux et de composés en transit dans la colonne d'eau (débris planctoniques, pelotes fécales,...) ou produits au sein même du sédiment à partir de substances dérivées d'animaux ou de végétaux (Hedges et Keil, 1995; Sloth *et al.*, 1995). La matière organique charriée par les cours d'eau est principalement issue des sols, sous forme détritique ou de composés humiques solubles et peut s'accumuler en zone côtière.

Les apports azotés aux cultures sont déversés dans les rivières, sous forme dissoute ou particulaire, par lessivage ou érosion, alors que les dépôts atmosphériques semblent représenter une part mineure des flux d'azote au milieu marin. Le phosphore est par contre fortement lié aux particules du sol et est donc transporté essentiellement sous forme particulaire (Beusen *et al.*, 1995). Conley *et al.* (1995) ont ainsi estimé que près des deux tiers du phosphore organique étaient associés aux particules en suspension dans l'eau, le reste étant lié aux oxydes de fer (la part résiduelle détritique étant très faible) et d'aluminium (Gerritse *et al.*, 1995).

Un recyclage accéléré du carbone (par rapport au reste de l'océan), dont le flux particulaire mondial généré par les rivières a été estimé entre 350 et 400 millions de tonnes par an (Cauwet et Saliot, 1994), allié aux apports significatifs de nutriments azotés et phosphatés, confère à la frange littorale une forte productivité. Ce carbone particulaire se dépose en effet dans les deltas des estuaires microtidaux ou est transporté le long des côtes par les courants de marée en régime macrotidal (Cauwet et Saliot, 1994). Outre les apports fluviaux, une des sources principales en carbone organique est la production primaire qui transforme par photosynthèse le dioxyde de carbone (CO₂) en polymères organiques dans la couche euphotique de la colonne d'eau (Cauwet et Saliot, 1994)

Azote et phosphore, ou plus couramment certains de leurs composés comme les nitrates ou les phosphates, sont souvent cités comme cause principale de dystrophies des écosystèmes dulçaquicoles ou marins (eg Lacaze, 1993). S'ils n'ont pas de toxicité propre avérée (Boutier et Alzieu, 1991), des quantités excessives de ces éléments peuvent provoquer des "blooms" phytoplanctoniques, généralement printaniers (Lacaze, 1993; Conley et Johnstone, 1995; Jensen *et al.*, 1995; Valeur *et al.*, 1995), ou de sévères anoxies du milieu, néfastes à la faune benthique et pélagique (Maurice, 1994; Valeur *et al.*, 1995).

Comme pour les métaux, la surface disponible à l'adsorption, et pour cette raison la proportion de particules fines dans le sédiment, est un critère important de concentration des constituants de la matière organique (Moussa *et al.*, 1994; Hedges et Keil, 1995).

Ainsi, le taux de minéralisation de la matière organique dépend du type de sédiment, mais aussi de la température, de la nature et de la quantité de matière organique apportée (Conley et Johnstone, 1995). Les échanges de nutriments entre colonne d'eau et sédiments varient donc en fonction des saisons et des sites (Fuller *et al.*, 1995; Watson et Frickers, 1995). Hedges et Keil (1995) ont estimé que la presque totalité (99,5%) de la matière organique dissoute ou particulaire d'origine fluviale serait minéralisée en milieu marin, dans la colonne d'eau et les sédiments superficiels. La faible part (environ 0,5% du flux) de matière organique non minéralisée et préservée dans les sédiments marins serait adsorbée à la surface des minéraux, ne devenant biodégradable qu'en conditions oxygènes ou suboxygènes. Des processus d'oxydation, dans lesquels est impliqué l'oxygène dissous dans l'eau sus-jacente ou interstitielle, ont lieu dans le premier centimètre (couche oxygène) du sédiment (Brandes et Devol, 1995; Sloth *et al.*, 1995) mais aussi dans la "crème de vase" de certains estuaires (Maurice, 1994). Cette épaisseur, qui correspond à la profondeur de pénétration de l'oxygène, s'accroît lorsque les sédiments sont soumis à un mélange provoqué par des forces hydrodynamiques suffisantes ou par la bioturbation assurée par l'endofaune (Barbanti *et al.*, 1995; Buscail *et al.*, 1995). A l'interface sédiment-eau, la matière organique sédimentée est exposée à des phénomènes de dégradation chimique et biologique lors d'une diagenèse précoce (nitrification/dénitrification bactérienne, assimilation par le benthos...). Lorsque la charge organique est modérée et la quantité d'oxygène suffisante, la nitrification de l'azote se fait de façon prépondérante: des nitrates sont alors relargués dans la colonne d'eau (Sloth *et al.*, 1995), en corrélation avec la consommation de l'oxygène. A l'inverse, dans un sédiment stratifié riche en matière organique, la nitrification est moindre et la dénitrification tend à s'installer. Les couches sédimentaires sous-jacentes s'enrichissent ainsi en azote ammoniacal (NH₄⁺). Cette dénitrification en anaérobiose a été confirmée par ailleurs par Maurice

(1994) ou Conley et Johnstone (1995), conduisant à une ammonification de l'azote ou à la production de N_2 .

Pelegri et Blackburn (1995) ont de plus démontré qu'en fonction des organismes générant la bioturbation, la dénitrification concernait de façon dominante les nitrates de la colonne d'eau (bioturbation par le polychète *Nereis (Hediste) diversicolor*) ou ceux formés dans le sédiment (bioturbation modérée par les mollusques *Mya arenaria* ou *Cerastoderma sp.*). De la même manière, la colonisation des sédiments par le benthos influe sur le sens et l'intensité des flux de phosphore entre sédiments et colonne d'eau. Asmus *et al.* (1995) ont ainsi évalué que, selon les conditions de marée, les moules recouvrant le substrat pouvaient alternativement agir comme une source (essentiellement sous forme inorganique dissoute) de phosphore vers la colonne d'eau ou favoriser le flux de phosphore organique vers les sédiments sous-jacents. DeMaster *et al.* (1994) ont également constaté que le flux de carbone inorganique dissous vers la colonne d'eau augmente avec la densité de macrofaune mais qu'à l'inverse le taux de déposition du carbone organique est corrélé positivement avec l'abondance des benthontes.

Dans les sédiments suboxiques ou anoxiques, d'autres oxydants (nitrates, sulfates, oxydes de Fe ou Mn), continuent l'oxydation de la matière organique. En cas d'apports importants de matière organique, associés à un fort taux de sédimentation, phénomène courant dans les zones côtières (Cauwet et Saliot, 1994; Sloth *et al.*, 1995), les oxydants sont rapidement consommés, et l'excès de matière organique, non oxydée, tend à s'accumuler dans les sédiments. Jensen *et al.* (1995) ont en particulier constaté une rétention de près d'un tiers du flux de phosphore dans les sédiments marins côtiers, gouvernée principalement par une adsorption sur des hydroxydes ou des oxyhydroxydes de fer (Barbanti *et al.*, 1995). Cette rétention, qui peut parfois atteindre plusieurs années, est réversible puisque le phosphore peut se désorber lorsque le fer précipite sous forme de sulfures dans les couches anoxiques du sédiment (Jensen *et al.*, 1995; Watson et Frickers, 1995). De même, Roden *et al.* (1995) ont démontré que le carbone organique particulaire pouvait être minéralisé par respiration aérobie, mais aussi par réduction par les sulfates ou les oxydes de Fe et Mn ou par des processus de méthanogenèse.

Les teneurs en métaux et nutriments dans les sédiments superficiels ne sont donc pas le simple reflet des niveaux de contaminants dans les apports, mais résultent plutôt d'un compromis cinétique entre le taux de sédimentation, les réactions diagénétiques et le taux de mélange biogénique assuré par les benthontes (Cossa et Lassus, 1989). Au regard de la diversité des sources de nutriments et de la variabilité des phénomènes de dégradation et de remobilisation des composants de la matière organique, sous l'effet de processus physiques, chimiques et biologiques, la méconnaissance des quantités de nutriments séquestrés dans les sédiments, souvent provisoirement, est encore grande (Cauwet et Saliot, 1994).

Les formes chimiques associées aux divers processus impliqués dans les cycles biogéochimiques de ces éléments conditionnent leur rémanence et leur disponibilité vis-à-vis des organismes benthiques ou pélagiques et, par conséquent, leur bioaccumulation et leur toxicité potentielle.

I.3.3 Impact des métaux sur les organismes benthiques marins et estuariens

Les organismes épi- ou endo-benthiques sont en contact direct avec les sédiments et, comme l'ensemble de la faune aquatique, avec le compartiment aqueux. Annélides, mollusques, crustacés et échinodermes constituent l'essentiel des peuplements benthiques marins et estuariens. Ils sont donc exposés, comme les autres composantes de l'écosystème, aux effets des micropolluants associés au matériel particulaire ou dissous et sont susceptibles de les accumuler.

Les métaux, dont certains sont essentiels à la vie (Cr, Cu, Fe, Mn, vanadium (V), Zn) alors que d'autres n'ont pas d'utilité reconnue (Cd, Pb, Hg) (*eg* Förstner et Wittmann, 1981; Moore et Ramamoorthy, 1984; Fernando, 1995; Shannon, 1995) peuvent pénétrer dans les organismes par deux voies principales:

- au travers des épithéliums, téguments et membranes cellulaires, pour les espèces métalliques dissoutes dans l'eau,
- par voie orale lors de l'ingestion de nourriture contaminée ou de particules sédimentaires auxquelles les métaux sont liés.

L'importance relative de ces deux voies de pénétration reste cependant difficile à évaluer et varie en fonction des organismes concernés et des paramètres du milieu. Facteurs abiotiques et biotiques, résumés par Bouquegneau et Verthe (1980), conditionnent donc la biodisponibilité et l'accumulation dans les organismes des micropolluants métalliques.

Le mode de nutrition des animaux peut accroître le flux polluant entrant dans l'organisme. A ce titre, on peut s'attendre à ce que les niveaux métalliques des sédimentivores traduisent plus fidèlement la qualité des sédiments que ceux trouvés chez les organismes filtreurs (Bryan et Hummerstone, 1978; Bryan *et al.*, 1985; Carral *et al.*, 1995). Les suspensivores sont en plus soumis aux apports liés aux particules en suspension ingérées ou entrant en contact avec les organes respiratoires (Absil *et al.*, 1994).

La charge métallique des organismes marins reflète dans bien des cas, sans que cette règle soit absolue, le niveau de contamination du milieu (*eg* Luoma et Bryan, 1982; Popham et D'Auria, 1982; Bryan *et al.*, 1983; Amiard-Triquet, 1989). En effet, la teneur corporelle en métaux-traces d'un organisme résulte d'une balance entre les processus d'absorption et d'excrétion (Soto *et al.*, 1995). Des revues rassemblent des exemples illustrant les capacités de bioaccumulation des benthontes et la toxicité de différents métaux, évaluées expérimentalement ou déterminées par l'analyse d'échantillons issus du milieu naturel (*eg* Noël-Lambot, 1980; Förstner et Wittmann, 1981; Moore et Ramamoorthy, 1984; Alzieu, 1989; Cossa et Lassus, 1989; Cossa *et al.*, 1990a, 1990b, 1993; Reish *et al.*, 1990, 1993, 1994, 1995; Septier *et al.*, 1991; Michel, 1993; Fuller *et al.*, 1995; Pinochet *et al.*, 1995).

Les sites de fixation des métaux dans les organismes sont variables et souvent en relation avec la nature du métal, le mode d'exposition et les voies de pénétration (Bryan et Hummerstone, 1978; Bouquegneau et Verthe, 1980; Gibbs *et al.*, 1983; Mason *et al.*, 1984; Pirie *et al.*, 1984; Jeantet *et al.*, 1985; Lobel, 1987; Roldan et Shivers, 1987; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1988, 1991; Martoja *et al.*, 1988; Nott et Langston, 1989; Delmas, 1990; Truchet *et al.*, 1990; Septier *et al.*, 1991; Pulsford *et al.*, 1992; Bryan *et al.*, 1993a; Nott *et al.*, 1993; Andersen et Depledge, 1994; Monniot *et al.*, 1994; Baden *et al.*, 1995; Canli et Furness, 1995; Duquesne et Coll, 1995; Warnau *et al.*, 1995b).

Le cadmium apparaît comme l'un des éléments métalliques les plus mobiles entre les compartiments eau et sédiment. De nombreuses études ont démontré que son accumulation et sa toxicité sont conditionnées par sa spéciation dans l'eau. Les facteurs de concentration (FC, rapport entre la charge métallique dans un organisme et la teneur du milieu (sédiment ou eau)) évalués peuvent atteindre 10^5 (organisme/eau) (Cossa et Lassus, 1989). Des FC équivalents sont rapportés pour Zn ou Ag (argent) chez le bivalve *Potamocorbula amurensis* (Brown et Luoma, 1995), Sn chez le gastéropode *Nucella lapillus* (Bryan *et al.*, 1987), et sont moindres (10^4) pour le tributylétain (TBT) chez la moule *Mytilus edulis* (Guolan et Yong, 1995).

Les formes du cadmium chélatées à des ligands organiques sont, dans la majorité des cas, moins toxiques et plus difficilement accumulées par les invertébrés marins (McLeese et Ray, 1984, 1986). Nugegoda et Rainbow (1988) ont établi le même constat pour Zn chez la crevette *Palaemon elegans*.

Au contraire, la formation de composés organométalliques en condition oxydante (Hg, As, Sn, Pb) peut avoir lieu dans les sédiments ou en phase aqueuse (Stone *et al.*, 1994). Dans ce cas, Hamasaki *et al.* (1995) ont montré qu'une méthylation accroît la toxicité de Sn et Hg, mais diminue celle de As pour la plupart des êtres vivants. La toxicité plus importante de certains composés organométalliques (comme le tributylétain ou le plomb tétra-éthyle), par rapport au seul métal qu'ils contiennent, résulte en fait d'une augmentation de leur liposolubilité qui facilite leur transfert dans les organismes et les cellules (Donard, 1987; Alzieu, 1989; Cossa *et al.*, 1993). La bioaccumulation peut, elle aussi, être favorisée. De tels exemples sont rapportés pour des composés organomercuriels (Cossa *et al.*, 1990b), avec des FC compris entre 10^4 et 10^6 . A l'inverse, As est en général faiblement bioaccumulé, car ce métal peut être éliminé de manière importante par les organismes (Michel, 1993). Gibbs *et al.* (1983) signalent pourtant la capacité de l'annélide *Tharyx marioni* à accumuler de grandes quantités d'arsenic. Chiffolleau (1994) constate cette élimination pour Cr chez les invertébrés et les poissons.

Certains métaux, en général des éléments essentiels, peuvent même être régulés (Amiard *et al.*, 1987; Amiard-Triquet, 1989): Cu chez les crustacés (Amiard-Triquet, 1989); Zn chez l'annélide *Nereis diversicolor* (Bryan et Hummerstone, 1973; Septier, 1992), le bivalve *Mytilus edulis* (Lobel, 1987) ou la crevette *Palaemon elegans* (Nugegoda et Rainbow, 1988; Rainbow, 1995).

Le pH ou l'oxygène dissous modifient la spéciation des métaux dans l'eau, et jouent ainsi un rôle non négligeable dans la biodisponibilité des micropolluants.

Selon Boutier *et al.* (1989), la salinité, en perturbant les équilibres osmotiques, peut avoir une influence sur l'absorption ionique des lamellibranches. Des corrélations négatives sont ainsi souvent observées entre salinité et charge métallique des bivalves, mais aussi des annélides (Bryan et Hummerstone, 1971; Septier, 1992; Bjerregaard et Depledge, 1994; Guérin et Stickle, 1995; Pinochet *et al.*, 1995; Rainbow, 1995; Riedel *et al.*, 1995).

Les interactions métalliques, synergiques ou antagonistes, modifient également l'accumulation des espèces chimiques (Bryan et Hummerstone, 1973; Popham et D'Auria, 1982; Bryan *et al.*, 1983; McLeese et Ray, 1984; Harland *et al.*, 1990; Septier, 1992). L'antagonisme le plus souvent décrit

concerne les ions Cd^{2+} et Zn^{2+} . Une compétition entre ces deux éléments minore l'absorption du cadmium lorsque le zinc est présent en quantité suffisante.

La température, et par conséquent les saisons sous les latitudes où l'amplitude thermique annuelle est importante, provoque des variations conséquentes dans les charges métalliques des benthontes (Popham et D'Auria, 1982; Watkins et Simkiss, 1988; Septier *et al.*, 1991; Soto *et al.*, 1995; Schuhmacher *et al.*, 1995; Warnau *et al.*, 1995b). Selon les auteurs, les animaux et les métaux considérés, les teneurs corporelles les plus importantes sont trouvées en hiver (Haynes *et al.*, 1995a, 1995b; Soto *et al.*, 1995) ou au contraire en été (Devescovi et Lucu, 1995; Riedel *et al.*, 1995; Swaileh et Adelung, 1995). Ces variations importantes peuvent être liées à un état physiologique particulier (maturation des gonades, augmentation du contenu lipidique des tissus) provoquant une prise de poids, ou à un métabolisme plus actif, généralement, en été.

Enfin, pour des conditions de vie ou d'intoxication expérimentale similaires, les capacités d'accumulation diffèrent selon les espèces (Amiard *et al.*, 1980; Martoja *et al.*, 1984; Amiard *et al.*, 1987; Amiard-Triquet, 1989; Harland *et al.*, 1990; Bjerregaard et Depledge, 1994; Ahsanullah et Ying, 1995; Gibbs et Miskiewicz, 1995; Nelson *et al.*, 1995a; Riedel *et al.*, 1995), voire les individus d'une même population (Lobel, 1987; Nugegoda et Rainbow, 1988). La taille, le sexe, l'âge des individus influencent donc de façon non négligeable la charge métallique des annélides (Bryan et Hummerstone, 1971; Ray *et al.*, 1980; Septier *et al.*, 1991; Septier, 1992; Ahn *et al.*, 1995), des bivalves (McLeese et Ray, 1984), des crustacés (Andersen et Depledge, 1994) ou des échinodermes (Warnau *et al.*, 1995a). Chez les annélides, les vers les plus jeunes sont les plus riches en métaux. Septier (1992), en comparant des résultats expérimentaux et des teneurs mesurées chez des animaux récoltés sur le terrain, considère que les jeunes individus, au métabolisme plus actif, accumulent plus vite et de façon accrue les micropolluants.

Cependant, la dose globale d'un polluant a une signification écologique limitée. Le fait que des métaux soient accumulés dans les organismes n'implique pas forcément d'effets toxiques majeurs. D'autant que l'exposition chronique de certaines populations a développé chez ses membres des mécanismes d'inactivation des métaux potentiellement toxiques (Amiard-Triquet, 1994), voire même la sélection de génotypes adaptés aux polluants présents dans le milieu, chez les annélides comme chez les mollusques (Bryan et Hummerstone, 1971; 1973; Hoare *et al.*, 1995a, 1995b).

Les principaux sites de bioaccumulation des métaux et métalloïdes chez les animaux sont les lysosomes, les vacuoles digestives et les sphérocristaux intracellulaires. Ces organites qui piègent les micropolluants contribuent à leur inactivation, et dans certains cas à leur élimination, et constituent donc des moyens naturels de détoxification (Martoja et Martoja, 1984; Dennai *et al.*, 1986; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1991).

Les métallothionéines et autres métalloprotéines dont la synthèse est induite par la présence, notamment des métaux, jouent le même rôle de défense et peuvent être utilisées comme un moyen d'évaluation du niveau de contamination par les métaux traces. De nombreux animaux sont capables de synthétiser ces métalloprotéines (*eg* Noël-Lambot, 1980; Cosson, 1987). Chez les organismes marins, cette capacité a été mise en évidence pour certains taxons: annélides (Rice et Chien, 1979,

Eriksen *et al.*, 1988, 1989, 1990; Demuynck *et al.*, 1991, 1993; Dhainaut-Courtois *et al.*, 1991; Mason et Jenkins, 1991; Demuynck, 1992; Nejmeddine, 1992; Demuynck et Dhainaut-Courtois, 1994), mollusques (Andersen *et al.*, 1989; Pavicic *et al.*, 1989; Roesijadi *et al.*, 1989; Roesijadi et Klerks, 1989; Depledge et Rainbow, 1990; Bebianno et Langston, 1992; Duquesne et Coll, 1995) ou poissons (Pentreath, 1975; Delval, 1984; Duquesne, 1992; Grumiaux, 1996).

Les effets qu'entraînent l'accumulation ou l'action toxique des métaux apparaissent eux aussi très divers, et sont influencés encore une fois par de nombreux paramètres. La toxicité des métaux dépend, en premier lieu, de la nature et de la quantité du toxique, mais aussi de la salinité, de la température, et de l'état de développement des organismes exposés (Leveau *et al.*, 1988). Les tests de toxicité réalisés pour évaluer le danger potentiel représenté par les xénobiotiques sont soit liés à une exposition aiguë (à des doses souvent supérieures à celles répertoriées dans le milieu naturel), soit réalisés avec des doses moindres mais pendant des temps d'exposition supérieurs. Parce que les résultats des contaminations chroniques sont plus facilement applicables aux conditions pouvant survenir dans la nature, nous évoquerons ici certains des effets sublétaux rapportés pour quelques espèces marines.

La majorité des critères retenus dans ce type de tests chroniques pour évaluer les effets des toxiques, ou les conséquences constatées *in situ*, concernent la croissance, la reproduction, le comportement des organismes et des modifications histologiques, biochimiques ou physiologiques (eg Amiard-Triquet, 1989).

Dans les années 1960, l'usage de tributylétain (TBT) comme biocide dans les peintures anti-salissures navales ont eu des effets néfastes sur les populations de mollusques. Chez le néogastéropode *Nucella lapillus*, ce produit induit le développement, partiel ou complet, d'organes mâles chez des individus femelles. Cette masculinisation, très importante pour des faibles concentrations de TBT (1-4 ng Sn/l) (Gibbs *et al.*, 1987; Bailey et Davies, 1989), empêche l'émission des gamètes de la femelle, provoquant une stérilisation des individus. Ce phénomène serait responsable de la disparition de l'espèce dans de nombreux sites en Europe (Bryan *et al.*, 1986, 1993a; Gibbs, 1993). Cette stérilisation survient pour des doses similaires chez les jeunes individus de *N. lapillus*, mais requière des concentrations et des temps d'exposition supérieurs chez les adultes (Bryan *et al.*, 1987; Gibbs *et al.*, 1987). Des exemples analogues ont été décrits pour les mollusques *Nassarius reticulatus* (Bryan *et al.*, 1993b), *Thais clavigera* et *Thais bronni* (Horiguchi *et al.*, 1994), ou *Littorina littorea* (Bauer *et al.*, 1995). Plus récemment, Ruiz *et al.* (1995) ont constaté que le TBT réduit le taux de croissance des larves véligères du bivalve *Scrobicularia plana*, ce qui pourrait expliquer, au moins partiellement, le déclin des populations du coquillage dans les estuaires européens de l'Atlantique Nord.

Cu apparaît comme un inhibiteur de croissance, que ce soit pour la coquille des moules (*M. edulis*) (Manley *et al.*, 1984), ou chez la crevette *Penaeus merguensis* (Ahsanullah et Ying, 1995), comme Cd pour les formes juvéniles du crabe *Callinectes sapidus* (Guérin et Stickle, 1995) ou divers métaux pour le crabe *Portunus pelagicus* (Mortimer et Miller, 1994). Ces derniers ont par ailleurs établi que les mues larvaires de *P. pelagicus* sont inhibées, ou en tout cas retardées, par Cu, Ni, Cr.

De nombreux métaux altèrent la respiration des espèces aquatiques: Cr et Pb chez des crabes (Chaisemartin et Chaisemartin, 1976). Cu chez les mollusques *M. edulis* (Manley, 1983) ou l'huître *Crassostrea gigas* (Chen, 1994). Hg et Pb diminuent les échanges d'eau entre les crustacés *Carcinus maenas* et *Crangon crangon* et le milieu (Rasmussen *et al.*, 1995). Dans ces exemples, il reste cependant difficile de dire si la réduction des échanges entre organismes et eau ambiante est une conséquence physiologique de la toxicité des métaux ou si elle résulte d'une adaptation volontaire des animaux pour freiner l'entrée des polluants. Manley (1983) passe ainsi en revue les cas de fermeture des valves des mollusques lors d'exposition à Cu. De plus, ce métal provoque des réactions d'évitement et altère la vitesse d'enfouissement chez le bivalve *Macomona liliana* (Roper et Hickey, 1994).

En fonction des voies de pénétration et des sites de stockage, les effets histologiques des métaux dans les organes sont variés. Des ulcères tégumentaires et des lésions des organes internes ont été observés chez des poissons récoltés sur des sites réputés contaminés (Smigielski, 1978; Martoja *et al.*, 1984). Des nécroses du système digestif du bivalve *Macoma carlottensis* ont été attribuées par Bright et Ellis (1989) au cuivre. Les métaux entraînent aussi des modifications pouvant altérer la structure et le fonctionnement des cellules: augmentation de la taille des lysosomes digestifs chez *Mytilus galloprovincialis* (Etxeberria *et al.*, 1994), lésions des mitochondries hépatiques de *M. edulis* par le TBT (Guolan et Yong, 1995) et nécrose des mitochondries des entérocytes de *Nereis diversicolor* par des composés chromiques (Dhainaut-Courtois *et al.*, 1988), ou altération par Cu de l'ultrastructure des cellules de l'épithélium branchial du crabe *Carcinus maenas* (Lawson *et al.*, 1995).

Des cas de bioamplification, c'est-à-dire d'accroissement des teneurs en micropolluants le long de chaînes alimentaires, ont été rapportés pour le mercure (sous forme méthylée) (Amiard-Triquet, 1989; Cossa *et al.*, 1990b, Amiard-Triquet *et al.*, 1993; Mason *et al.*, 1995). La bioamplification en milieu marin n'est par contre pas décrite pour les autres métaux (Cd, Cu, Pb) (*eg* Amiard *et al.*, 1980). La détoxification, ou la diminution de la disponibilité des métaux, produite chez des organismes qui sont par la suite consommés par les prédateurs atténue les risques de bioaccumulation dans les niveaux trophiques supérieurs. Nott et Nicolaidou (1990) ont ainsi montré que les métaux séquestrés dans des granules riches en phosphates chez la proie pouvaient transiter dans le système digestif du prédateur sans induire chez lui d'effets ni de bioaccumulation. Dans l'état actuel des données écotoxicologiques disponibles sur Pb, les risques encourus par les benthontes semblent faibles.

L'application directe au milieu naturel des résultats écotoxicologiques obtenus en laboratoire peut être contestée, à cause de conditions expérimentales ne traduisant pas la complexité de l'écosystème et des doses d'exposition souvent supérieures à celles décrites dans les études de terrain. L'alternative d'études réalisées en micro- ou méso-cosmes apparaît donc préférable, car plus réaliste vis-à-vis des processus régissant les transferts de polluants, même si elle implique, pour des raisons pratiques et économiques, une réduction de l'écosystème naturel. Il reste cependant incontestable que les métaux introduits artificiellement et de façon accrue par les activités humaines

entraînent des effets néfastes, même s'ils sont sublétaux, chez les organismes qui y sont exposés. Au regard de leur faculté à être bioaccumulés et de leur toxicité, Hg et Cd, ainsi que leurs composés, ont été classés par la directive 76/464/CEE du 4 mai 1976 (J.O. des Communautés Européennes) dans la liste des substances pour lesquelles les apports au milieu marin doivent être éliminés (liste 1). Les rejets en As, Cu, Cr, Ni, Pb, Sn, Zn et phosphore, et leurs composés (liste 2), doivent être, pour leur part, au moins réduits. L'USEPA considère également As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn comme faisant partie de la liste des polluants prioritaires dans l'environnement. Les relations établies entre les polluants et leur effets ou leur accumulation dans des organismes sentinelles sont à la base de nombreux programmes de surveillance de la qualité du milieu marin ou estuarien (eg Claisse *et al.*, 1992; ; Depledge *et al.*, 1995; Lange et Lambert, 1995)

I.3.4 Impact des pollutions sur les peuplements benthiques

Si les cas de bioaccumulation, les effets histo-pathologiques et les conséquences physiologiques liés à une exposition d'organismes à des métaux sont abondamment décrits, les modifications des communautés benthiques résultant uniquement d'une contamination métallique sont rares. En effet, cette contamination du milieu comprend généralement plusieurs micropolluants souvent associés à une modification de la nature du substrat (envasement) et/ou d'autres paramètres physico-chimiques (température, pH...). Néanmoins, Ahn *et al.* (1995) attribuent à une contamination majeure en Cu, Pb et Cd l'altération, voire l'extinction, des communautés benthiques intertidales des sédiments vaseux situés autour de l'émissaire du complexe industriel de Panweol (Corée).

L'influence des sédiments sur la composition des peuplements benthiques est à l'inverse bien connue. Les caractéristiques granulométriques du substrat conditionnent la nature et la structure des communautés animales aussi bien en Méditerranée (Guille et Ponge, 1975; Bourcier *et al.*, 1993) qu'en Manche Orientale (Cabioch et Glaçon, 1975, 1977; Sanvicente-Anorve, 1995) ou en Mer du Nord (Souplet *et al.*, 1980; Davoult *et al.*, 1988; Prygiel *et al.*, 1988; Basford *et al.*, 1989; Dewarumez *et al.*, 1992; Heip et Craeymeersch, 1995). Une modification physique du substrat conduit donc à une perturbation des communautés y résidant. A ce titre, un envasement entraîne une diminution de la richesse spécifique (nombre d'espèces) en milieu marin (Salen-Picard, 1983; Dewarumez *et al.*, 1991) comme dans les estuaires (Romont et Dhainaut-Courtois, 1994b) en favorisant les animaux dépositores au détriment des suspensivores (Bamber, 1984; Eleftheriou et Basford, 1989; Heck *et al.*, 1995).

La disponibilité de substances nutritives est un des autres paramètres fondamentaux régissant l'installation et la pérennité des benthontes. Un déficit sévère en matière organique gêne le développement de la faune, comme l'ont noté Richardson *et al.* (1995) dans les grands fonds autour de Puerto Rico. A l'opposé, un enrichissement excessif en matière organique, dont la dégradation diminue l'oxygénation du milieu, peut conduire à une défaunation totale ou à une profonde altération des peuplements (Pearson et Rosenberg, 1978). Ce constat a été fait par Bellan (1967) ou Simboura *et al.* (1995) le long d'un gradient généré par un émissaire d'eaux usées. Caractérisé en général par une zone azoïque au plus près de la source, les peuplements présentent une diversité croissante, et à

l'inverse des densités décroissantes, lorsqu'on s'éloigne de la source. La disparition de nombreuses espèces sensibles à l'augmentation de la teneur en matière organique permet la dominance d'une ou plusieurs espèces, en particulier des annélides polychètes généralement de petite taille (Warwick, 1986). Les exemples d'une prolifération de ces organismes opportunistes, souvent cosmopolites, sont nombreux. A ce titre, Glémarec et Hily (1981), Bellan (1984, 1985), Bellan et Bourcier (1990) ou Lechapt *et al.* (1993) citent les annélides *Cirratulus cirratus*, *Cirriformia (Audouinia) tentaculata*, *Scolelepis fuliginosa* ou *Nereis caudata*. A ceux-ci s'ajoutent des polychètes capitellidés, comme *Capitella capitata* en zone marine subtidale (Bellan, 1967; Reish, 1973; Glémarec et Hily, 1981; Hily, 1983; Bellan et Bourcier, 1990; Sarda *et al.*, 1994; Warwick *et al.*, 1994; Zmarzly *et al.*, 1994; Simboura *et al.*, 1995; Kingston *et al.*, 1995) ou *Heteromastus filiformis* depuis la zone subtidale jusqu'aux sédiments sablo-vaseux des estrans (Reise, 1978; Austen *et al.*, 1991; Ahn *et al.*, 1995; Sarda *et al.*, 1995) qui peuvent atteindre des densités de plusieurs milliers d'individus par m². Bien que longtemps considérée comme l'indicateur valable d'un enrichissement organique, eu égard à ses qualités d'espèce pionnière (Grassle et Grassle, 1974; Diaz-Castaneda *et al.*, 1990), *C. capitata* peut également tirer bénéfice de perturbations physiques du milieu (Bourcier *et al.*, 1993; Wilson et Jeffrey, 1994) ou d'une contamination par des hydrocarbures (Grassle et Grassle, 1974; Olsgard et Gray, 1995). Cependant, des exemples d'espèces opportunistes se rencontrent également dans d'autres embranchements. Dauvin *et al.* (1993) rapportent ainsi que le mollusque bivalve *Abra alba*, décrite par Glémarec et Hily (1981) comme tolérant vis-à-vis de la teneur organique des sédiments, peut voir croître sa densité et sa dominance lors d'un enrichissement organique du milieu mais que la dynamique de ses populations subit l'influence des effets climatiques et reste très sensible aux anoxies estivales.

La prolifération d'organismes opportunistes profitant de la raréfaction ou de la disparition d'espèces sensibles a aussi été rapportée lors de marées noires accidentelles (*eg* Cabioch *et al.*, 1980; Kingston *et al.*, 1995). Même après que les flux d'hydrocarbures aient cessé, la composition faunistique, la richesse spécifique et la densité des peuplements apparaissent modifiées de façon durable. Nagelkerken et Debrot (1995) ont par exemple constaté cet impact sur les communautés de mollusques des côtes rocheuses des Caraïbes. D'autre part, les forages pétroliers réalisés au niveau des plates-formes de la Mer du Nord provoquent une contamination par des hydrocarbures et des substances utilisées pour l'exploitation (barite et impuretés métalliques associées). Olsgard et Gray (1995) ont noté une diminution de la diversité des benthontes vivant dans les sédiments pollués sur un rayon de plusieurs kilomètres autour des puits.

Les perturbations mécaniques du sédiment influencent également la nature et la structure des communautés benthiques (Bonsdorff *et al.*, 1995). Les vagues (Dugan *et al.*, 1995), le vent (Turner *et al.*, 1995), les courants (Dyer *et al.*, 1984; Dewarumez *et al.*, 1993; Heip et Craeymeersch, 1995) ou des activités humaines comme les dragages (Kenny et Rees, 1994; Beukema, 1995) ou la construction d'un barrage (Gillet, 1993) provoquent des modifications durables ou transitoires dans l'assemblage et la dynamique des populations de benthontes.

D'autres paramètres physico-chimiques du milieu conditionnent la distribution des organismes benthiques. Les plus couramment cités sont la latitude (Dyer *et al.*, 1984; Heip et Craeymeersch, 1995), la profondeur (Basford *et al.*, 1989; Bourcier *et al.*, 1993; Heip et Craeymeersch, 1995), la température et l'amplitude thermique annuelle (Dyer *et al.*, 1984; Heip et Craeymeersch, 1995), la disponibilité de nourriture (matière organique, plancton et proies potentielles) (Green, 1968; Grassle et Grassle, 1974; Collignon, 1991) et les conditions d'oxygénation (Wilson et Jeffrey, 1994).

Heck *et al.* (1995) ont par ailleurs démontré que l'existence d'une couverture algale au niveau des substrats meubles peut accroître la richesse spécifique animale, en favorisant en particulier les crustacés épibenthiques. Cette influence a été également rapportée par Reise (1978) pour les densités du mollusque gastéropode *Hydrobia ulvae*.

Au niveau des estuaires (Green, 1968) ou des fjords du nord de l'Europe (Kristensen, 1988), la salinité, alliée à la nature du substrat, joue de plus un rôle primordial dans la répartition des espèces. Si l'annélide polychète *Nereis (Hediste) diversicolor* connaît une large répartition géographique (*eg* Kristensen, 1988; Gillet, 1993), les organismes euryhalins, à forte capacité osmorégulatrice, sont peu nombreux. C'est pourquoi on note une diminution de la richesse spécifique dans les zones médianes des estuaires (Wilson et Jeffrey, 1994), où des variations importantes de salinité consécutives à l'alternance de salures/dessalures surviennent lors des cycles de marée semi-diurnes ou de fortes pluies (Soemodinoto *et al.*, 1995). A l'opposé, dans les zones intertidales sableuses (embouchure et plage) où l'influence marine devient prépondérante, la diversité animale augmente (Dugan *et al.*, 1995).

Enfin, à ces caractéristiques abiotiques s'ajoutent la compétition intra- et inter-spécifique (Reise, 1978; Levin, 1982; Kristensen, 1988) et les relations de prédation, de parasitisme ou de commensalisme (Grassle et Grassle, 1974; Reise, 1977, 1978; Holme, 1984; Collignon, 1991; Bonsdorff *et al.*, 1995).

La raréfaction, voire la disparition, des espèces sensibles aux modifications environnementales permet l'installation et la prolifération d'organismes opportunistes, tolérants vis-à-vis des nouveaux paramètres du milieu. Il est donc concevable de voir enregistrées dans les populations et les communautés benthiques des fluctuations résultant des effets climatiques, anthropiques et biotiques (Glémarec, 1993), même s'il demeure souvent difficile d'en déterminer une cause monofactorielle. Une détection de la stabilité, ou *a contrario* de l'instabilité de la communauté, implique de plus que les changements constatés dans l'assemblage et les proportions relatives des espèces puissent être comparés à la variabilité spatiale et temporelle des populations sous des effets naturels. Turner *et al.* (1995) concluent ainsi qu'une communauté animale ne peut être considérée comme stable que si les abondances (ou les densités) absolues de chaque espèce varient peu dans le temps. Malgré de nombreux exemples de monotonisation des peuplements à la suite de pollutions (Lacaze, 1993), Ray (1988) remet pour sa part en cause le fait largement admis qu'un écosystème stable est toujours corrélé à une forte biodiversité.

I.4 APPORTS DE CONTAMINANTS SUR LE LITTORAL NORD/PAS-DE-CALAIS

La mer est une des richesses économiques de la région Nord/Pas-de-Calais. La concentration des eaux côtières en sels nutritifs explique qu'au terme des chaînes alimentaires s'y développe une production biologique importante, exploitée par l'homme. La présence de frayères, de zones de nourrissage de poissons, de sites d'intérêt conchylicole, justifie la nécessité de sauvegarder la qualité de la frange côtière régionale. Le littoral Nord/Pas-de-Calais accueille trois grands secteurs d'activité dont la cohabitation pose naturellement des problèmes: industries et activités portuaires, pêche côtière et mytiliculture, tourisme.

En Flandre maritime (façade nord), le conglomérat industrialo-portuaire de Calais-Dunkerque regroupe sur une partie importante de la zone bordière des industries (chimie, textiles, papeterie, ... à Calais; sidérurgie, métallurgie, raffinage de pétrole, cimenterie, ... à Dunkerque) et un secteur agro-alimentaire lié aux activités maritimes. De façon similaire, Boulogne-sur-Mer (façade ouest) associe industrie sidérurgique et traitement des produits de la pêche (Barbier *et al.*, 1986). Outre ces sources potentielles de polluants, des cours d'eau sont susceptibles de véhiculer jusqu'à la mer des matières solides ou dissoutes drainées sur l'ensemble de leur bassin versant. Du nord au sud, on recense cinq fleuves côtiers: l'Aa situé entre Dunkerque et Calais, la Slack et le Wimereux entre le cap Gris-Nez et Boulogne-sur-Mer, la Canche et l'Authie au sud de Boulogne-sur-Mer. De plus, des canaux se jettent dans les zones portuaires de Dunkerque (port est) et Calais, et la rivière Liane dans le port de Boulogne-sur-Mer. Bien que très variable, la nature des substances rejetées est en rapport avec leur origine. Les égouts urbains, certaines industries agro-alimentaires et les abattoirs génèrent des effluents riches en bactéries, matières organiques et nutriments (azote, phosphore). Les rejets industriels sont par contre susceptibles de contenir des contaminants chimiques souvent associés à des matières particulaires. Les écoulements naturels comprennent, pour leur part, des contaminants organiques, chimiques et bactériens. Cette diversité résulte de la multiplicité des émissaires se déversant le long des cours d'eau.

Chaussepied *et al.* ont dressé en 1989 un inventaire régional des apports à la mer. Ces auteurs ont estimé les flux particuliers et dissous déversés annuellement au niveau du rivage marin, directement et *via* les ports, ou de façon plus diffuse, par l'intermédiaire de retombées atmosphériques. Le tableau 4 rassemble l'essentiel de ces résultats, avec de notables approximations puisque le calcul de ces flux repose sur un nombre limité de données et néglige les variations liées au débit des cours d'eau. Les flux majeurs de matière organique sont générés par les exutoires issus de stations d'épuration urbaines ou d'installations industrielles et débouchant directement dans les ports de Dunkerque est et de Calais ou dans les canaux qui s'y jettent. Les autres apports importants transitent par les estuaires des cours d'eau, l'Aa et la Canche charriant des quantités similaires de matière organique pour des débits pourtant inégaux (respectivement 5,6 et 13,3 m³/s (Barbier *et al.*, 1986)). Pour ces deux rivières, les flux annuels d'azote minéral dissous sont aussi comparables et dominant largement les apports estimés pour les autres sites. Les apports en phosphore les plus importants sont pour leur part essentiellement concentrés sur la façade nord de la région. Calais apparaît comme le principal point de passage des flux de ce nutriment dont les eaux du canal d'Asfeld sont particulièrement chargées.

	Cd			Cu			Pb			Zn			MO	N	P	MES		
	en	d	atm	en	d	atm	en	d	atm	en	d	atm				en	d	atm
Dunkerque Est	50*	370	170	2,7*	11	2	1,3*	43	1,1	36*	90	4,9	9200*	700*	150*	3100*	530000	29400
Dunkerque Ouest	-	740		-	14		-	55		-	109		-	-	-	-	-	
Centrale Nucléaire de Gravelines	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2200	-	-
Aa	50	-	-	0,4	-	-	0,7	-	-	2,4	-	-	3800	2600	128	6900	-	-
Tioxide	20	-	-	0,7	-	-	0,7	-	-	22	-	-	550	-	-	1600	-	15000
Calais	80*	170	110	1,7*	3	0,8	1,4*	15	1,4	148*	77	6,9	10300*	1400*	450*	5300*	133000	
Slack	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	730	300	16	530	-	18200
Wimereux	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	500	100	7	130	-	
Boulogne-sur-Mer	140*	190	60	1,1*	5	2	3,6	13	1,7	20*	31	6,4	2000*	600*	25*	3900*	256000	
Canche	110	-	60	6	-	2	2,8	-	1,4	8	-	5,5	3700	2300	76	23000	-	-
Authie	170	-		3,4	-		1,8	-		5	-		2700	1500	26	16500	-	-

en: écoulements naturels; *: rejets débouchant dans les ports; d: apports par les dragages; atm: apports atmosphériques; MO: matière organique; N: azote minéral dissous; P: phosphore minéral dissous; MES: matières en suspension.

Tab. 4: Apports chimiques, organiques, nutritifs et particuliers au milieu marin le long des côtes du Nord/Pas-de-Calais (d'après Chaussepied *et al.*, 1989). Toutes les données sont exprimées en tonnes/an, sauf Cd en kg/an.

Les quantités de matières en suspension véhiculées par les écoulements naturels sont très importantes au niveau des estuaires de la façade ouest (Canche, Authie), mais restent modestes au regard des tonnages de déblais de dragage extraits chaque année des ports régionaux. A ce titre, le complexe portuaire dunkerquois apparaît comme la source majeure du matériel particulaire, puisque les déblais qui en sont exportés représentent près de 80% du total régional, dont 51% pour le seul port ouest de Dunkerque (Fig. 2). Bien que peu contaminés, comparativement aux autres ports régionaux, par les micropolluants métalliques (Barbier *et al.*, 1986), les sédiments dragués à Dunkerque ouest constituent le vecteur du flux de cadmium particulaire le plus important le long du littoral Nord/Pas-de-Calais (environ 50% du total régional), simplement à cause de la quantité de matériel immergé annuellement (en moyenne 1 233 000 t/an de produit sec entre 1983 et 1993 (données du Service des Dragages du Port Autonome de Dunkerque). Les déblais de dragage dunkerquois représentent en outre de 60% (Hg) à 78% (Pb) des apports à la mer d'éléments métalliques liés à l'entretien des installations portuaires.

Aux cours d'eau et ports régionaux s'ajoutent entre Dunkerque et Calais deux rejets en mer importants issus de la centrale nucléaire de Gravelines et de l'usine Tioxide, sources d'apports non négligeables en matières en suspension et, pour Tioxide (produisant du dioxyde de titane), de matière organique et de métaux comme le zinc.

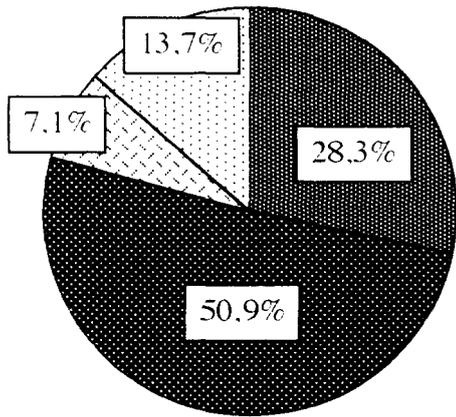
Plus difficiles à évaluer, les flux atmosphériques ne doivent pas être ignorés. La pollution atmosphérique régionale paraît avoir trois sources essentielles:

- les installations de combustion industrielles et individuelles de fuels et charbons générant des émissions gazeuses riches en oxydes de carbone, anhydride sulfureux, hydrocarbures et cendres;
- des procédés industriels produisant des poussières et gaz divers;
- le transport routier dégageant de l'oxyde de carbone, des hydrocarbures mais aussi des produits contenant du plomb.

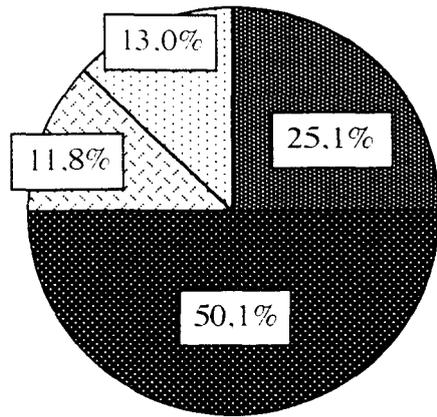
Bien que diffus, ces apports sont loin d'être négligeables, en particulier pour le cadmium émis par les industries dunkerquoises et calaisiennes, sans oublier Fe, Pb ou Zn, ou le manganèse (et les métaux associés que sont Pb, Cd, Hg ou Zn) sortant des hauts-fourneaux boulonnais de la Société de Ferro-manganèse de Paris-Outreau (SFPO) (Flament, 1985; Chaussepied *et al.*, 1989).

Toutes sources confondues, les apports de métaux au milieu marin régional atteignent de 308 à 732 t/an de zinc, 126 à 330 de plomb, 33 à 80 de cuivre, 1,5 à 2,4 de cadmium et 0,4 à 0,63 de mercure (Delabre, 1985; Chaussepied *et al.*, 1989). Quelle que soit l'origine des micropolluants (rejets directs en mer, retombées atmosphériques, dragages, ...), les sédiments superficiels littoraux semblent présenter des variations liées à la nature de leurs contaminants principaux, auxquelles s'ajoutent, selon les auteurs, des différences dans l'appréciation des polluants majeurs (Tab. 5).

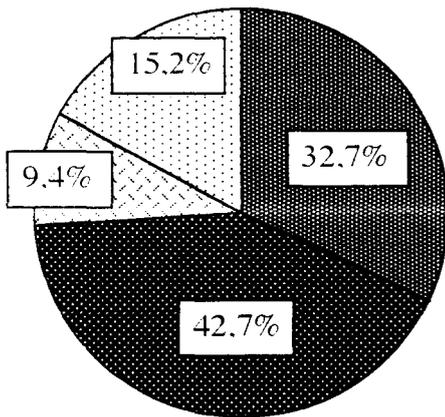
Les différences constatées entre ces études successives, commencées en 1980 (campagnes Hydrobios I, II et III; *eg* L'hopitault et Delattre, 1983; L'hopitault *et al.*, 1985) et dont les résultats ont été synthétisés en 1986 (Barbier *et al.*), peuvent résulter autant de la variabilité spatiale et/ou temporelle que des éléments déterminés, de la méthodologie employée (fraction sédimentaire étudiée, méthodes analytiques de minéralisation et de dosage, ...) ou des références prises en considération.



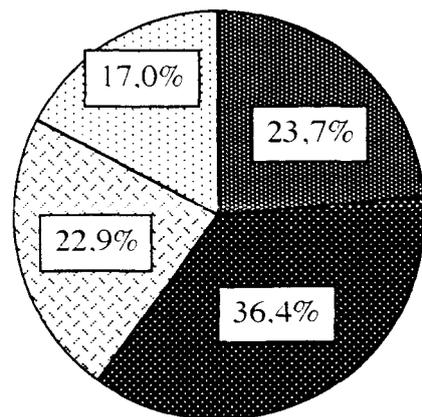
Matières Sèches



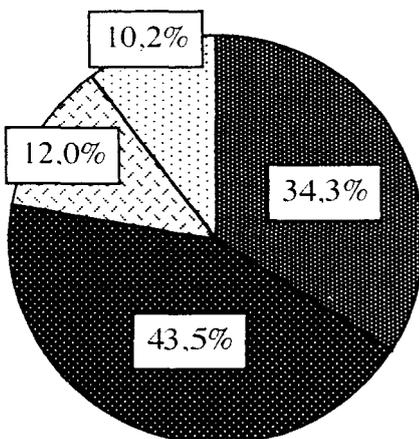
Cadmium



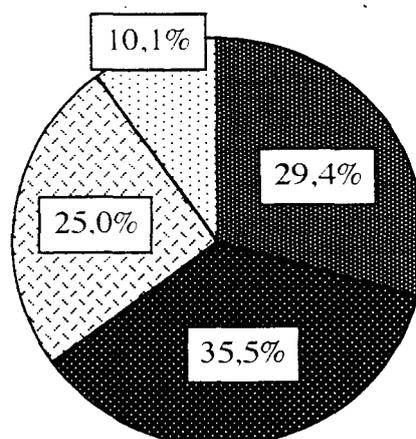
Cuivre



Mercure



Plomb



Zinc

- APE (DUNKERQUE EST)
- APO (DUNKERQUE OUEST)
- ▨ CALAIS
- ▨ BOULOGNE/MER

Fig. 2: Part des grands ports du Nord/Pas-de-Calais dans les apports au milieu marin consécutifs à l'immersion des déblais de dragage (d'après les données de Chaussepied *et al.*, 1989).

Avec les réserves que ce constat implique, il apparaît néanmoins que la contamination métallique des sédiments côtiers du Nord/Pas-de-Calais peut être localement importante, et qu'elle concerne principalement Cd, Hg, Ni, Pb, Zn. En règle générale, ces contaminations concernent plusieurs éléments, et les grands ports régionaux concentrent les teneurs jugées élevées. Pourtant, des teneurs importantes sont également repérées au large, sur ou à proximité des sites d'immersion des déblais de dragages portuaires. Ces résultats confirment l'impact des rejets de matériaux issus des ports (L'hopitault, 1983; Chaussepied *et al.*, 1989) sur la qualité du milieu littoral, malgré la dispersion, sans doute non négligeable, des déblais lors de leur immersion.

Références	L'hopitault et Delattre, 1983	Barbier <i>et al.</i> , 1986	Chaussepied <i>et al.</i> , 1989	GEODE, 1992, 1995
Dunkerque Est	P: Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Co, Fe, Mn L: Zn, Co, Pb, Cd, Cr	P: Fe, Mn L: Pb, Zn, Cr, Ni	Zn, Fe	Hg, Pb, Zn, Ni
Dunkerque Ouest	P: Cr, Fe L: Zn	L: Zn	NS	Zn
Aa	E: Fe, Ni, Cd, Pb, Cr L: Cd, Co, Cr	E: Fe L: Pb	NS	-
Calais	P: Zn, Ni, Cr, Ti, Hg L: Cd, Pb, Cu, Cr	P: Hg, Fe L: Pb	Zn	Hg, Zn
Boulogne/Mer	P: Pb, Ni, Mn, Cr, Co, Cd L: Cu, Hg, Ni, Mn, Zn, Pb, Co, Cr	P: Hg, Cd, Fe, Mn L: Pb, Cr, Ni	Pb, Mn	Cd, Hg, Zn
Canche	E: Cr L: Cd		NS	-
Authie	E: Cd L: Ti, Cd, Cu		NS	-

E: estuaire, L: large; P: enceinte portuaire; NS: pas de contaminant majeur ni de teneur élevée; -: aucune donnée.

Tab. 5: Listes des principaux contaminants des sédiments superficiels du littoral Nord/Pas-de-Calais.

Depuis près de deux siècles, les flux de produits chimiques exogènes vers le milieu marin ne cessent d'augmenter, au moins par leur diversité sinon par leur quantité. Le sédiment, agissant comme un réservoir de contaminants, tant minéraux qu'organiques, en particulier au niveau de ses fractions les plus fines. Il s'avère donc être un indicateur de l'état de contamination d'un site géographique, avec un effet intégrateur dans le temps, et une variabilité spatiale et temporelle moindre que celle constatée dans les masses d'eau.

La présence, et surtout la disponibilité des composés issus des cycles biogéochimiques de ces polluants, entraînent des répercussions sur la physiologie des organismes qui y sont exposés et influencent, pour certains d'entre eux, la structure des communautés inféodées aux sédiments. Les zones à faible hydrodynamisme sont, pour ces raisons, concernées en premier lieu par les problèmes de pollution. Estuaires et enceintes portuaires, qui allient une forte décantation des matières en suspension dans la colonne d'eau et l'arrivée ou le transit d'apports terrigènes agricoles, urbains ou industriels, constituent donc des sites d'accumulation potentielle privilégiés. Les problèmes qui en découlent sont ainsi liés aux opérations de dragage portuaire et de rejet en mer des déblais qui en sont extraits. Ils résultent aussi de l'impact que peut avoir une contamination sur la structure et le fonctionnement des systèmes estuariens qui favorisent la productivité animale et végétale, constituent des sites de nourrissage pour les poissons juvéniles ou l'avifaune, et génèrent des apports de nutriments vers le large.

L'appréciation de la qualité de ces systèmes particuliers requière la mise en œuvre de techniques diverses, tant chimiques que biologiques. Elle soulève aussi des interrogations quant aux méthodes analytiques des échantillons et à l'exploitation et l'interprétation des données qui en découlent.

Bien souvent, la contamination du milieu et les effets de cette contamination sont confondus et regroupés sous le terme générique de pollution. Le GESAMP (Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) distingue pour sa part la contamination, c'est-à-dire l'existence de teneurs de produits chimiques élevées par rapport à un niveau de référence (bruit de fond ou teneur "naturelle") et ses effets sur le *biota*, dénommée pollution (Olsgard et Gray, 1995).

Le travail entrepris dans le cadre de cette thèse tente d'examiner d'abord la contamination des sédiments superficiels de certains sites littoraux du Nord/Pas-de-Calais, puis d'en apprécier les effets, dans la mesure du possible, sur les communautés macrozoobenthiques qui les caractérisent. Il comporte pour cela une analyse statistique de données physico-chimiques mesurées sur les fractions sédimentaires <2mm (selon les recommandations des Conventions d'Oslo et de Paris; OSPAR, 1993) et fine (<63 μ m) et la description des peuplements animaux associés. La comparaison des stations sur chaque site est réalisée pour mettre en évidence l'existence de secteurs pouvant poser problème. Les résultats obtenus pour chaque zone sont également comparés et confrontés à des valeurs de références régionales, nationales et internationales, avec ou sans normalisation.

**MATERIELS
&
METHODES**

MATÉRIELS ET MÉTHODES

II.1 DESCRIPTION DES SITES ÉTUDIÉS

Choisis pour leur particularité, quatre sites régionaux ont été prospectés au cours de cette étude: le port ouest de Dunkerque et l'estuaire de l'Aa, localisés sur le littoral de la Mer du Nord, et le port de Boulogne-sur-Mer et l'estuaire de la Canche, débouchant sur la façade de la Manche (Fig. 3).

II.1.1 Estuaire de l'Aa

Drainant le bassin versant de la Flandre Maritime d'une superficie de 392 km², l'Aa débouche après 80 km dans la Mer du Nord au niveau de Gravelines. Avec un débit annuel moyen de 5,6 m³/s, l'Aa se classe en deuxième position après la Canche (13,3 m³/s) (données 1979-1984, *in* Barbier *et al.*, 1986). Largement modifié par des aménagements dès le 17^{ème} siècle pour des raisons stratégiques, l'estuaire de l'Aa est actuellement réduit à un chenal artificiel de plus de 4 km de long (Fig. 4). L'ouverture de l'écluse isolant le port de Gravelines du chenal provoque un effet de chasse facilitant l'autocurage de la partie rectiligne de l'estuaire. Cependant, une partie des sédiments charriés par les eaux se dépose le long des berges bétonnées, engraisant un estran plus ou moins vaseux (slikke) d'une trentaine de mètres de large sur chacune des rives. L'endiguement et l'urbanisation (communes de Petit- et Grand-Fort-Philippe) ont fait disparaître complètement les prés salés (schorre) typiques des estuaires picards.

II.1.2 Estuaire de la Canche

Drainant un bassin versant de 894 km², la Canche se jette en Manche orientale au nord de la plaine maritime picarde, entre les stations balnéaires du Touquet-Paris-Plage au sud et Sainte-Cécile au nord. A l'inverse du chenal de l'Aa, l'estuaire de la Canche présente une morphologie en entonnoir d'orientation générale sud-est/nord-ouest modelée par les courants de marée, la houle et le vent. Comme dans la plupart des estuaires picards, le sable sédimente au sud, provoquant l'avancée d'un poulier (Banc du Pilori), alors qu'au nord le littoral est érodé, formant un musoir arrondi (Musoir de Lornel) (Fig. 5). Afin de réguler la divagation du chenal subsistant à marée basse et de minimiser l'érosion côtière, des épis et des digues ont été édifiés depuis Étaples jusqu'à l'embouchure entre 1838 et aujourd'hui. Les travaux les plus importants ont concerné deux digues submersibles: l'une au sud, construite de 1863 à 1870, sur 3150 m, l'autre au nord, érigée entre 1882 et 1901, sur plus de 4100 m (renseignements fournis par les mairies d'Étaples et du Touquet et le bureau d'Étaples du Service Maritime des ports de Boulogne-sur-Mer et Calais). Ces aménagements ont eu pour conséquence de favoriser l'autocurage dans le chenal au détriment des zones situées de part et d'autre des digues (Despeyroux, 1989). La slikke localisée au-dessus de la digue nord (rive droite) et la vasière se trouvant au niveau du cercle nautique du Touquet (rive gauche) sont ainsi devenues les zones privilégiées de décantation. Les modifications de l'hydrodynamisme engendrées ont aussi provoqué un exhaussement des fonds de la zone centrale de la Baie de Canche dû à des dépôts sédimentaires bloqués lors des courants de flot au niveau de l'extrémité des digues. Au-delà des vasières (environ 200 ha) (Desaunay, 1973) et jusqu'au cordon dunaire s'étendent les prés salés

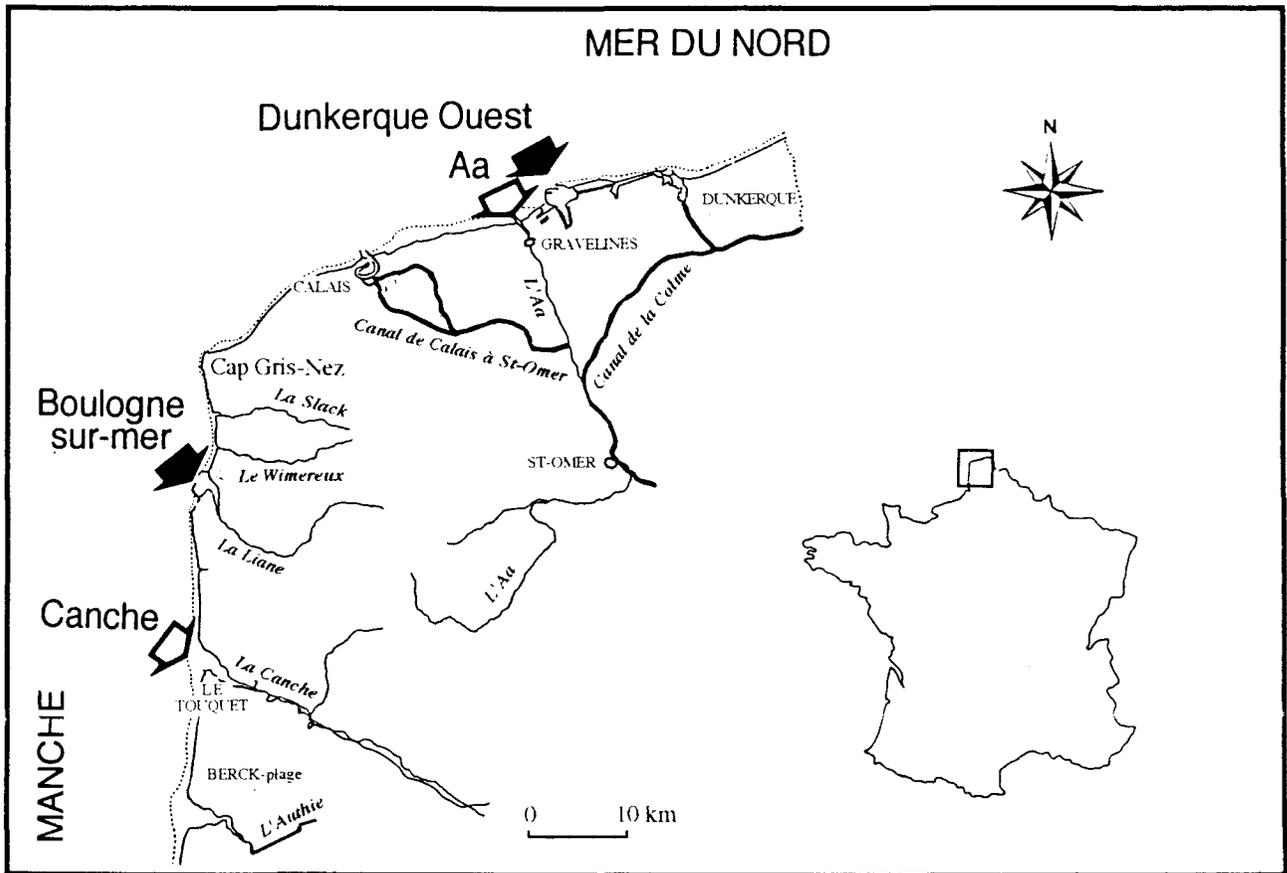


Fig. 3: Localisation des zones estuariennes et portuaires étudiées.

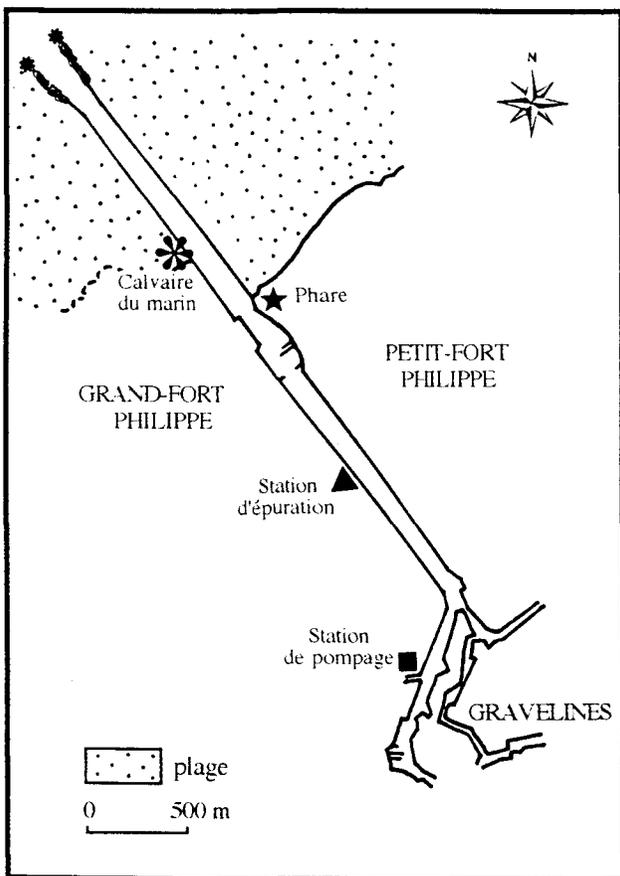


Fig. 4: Estuaire de l'Aa.

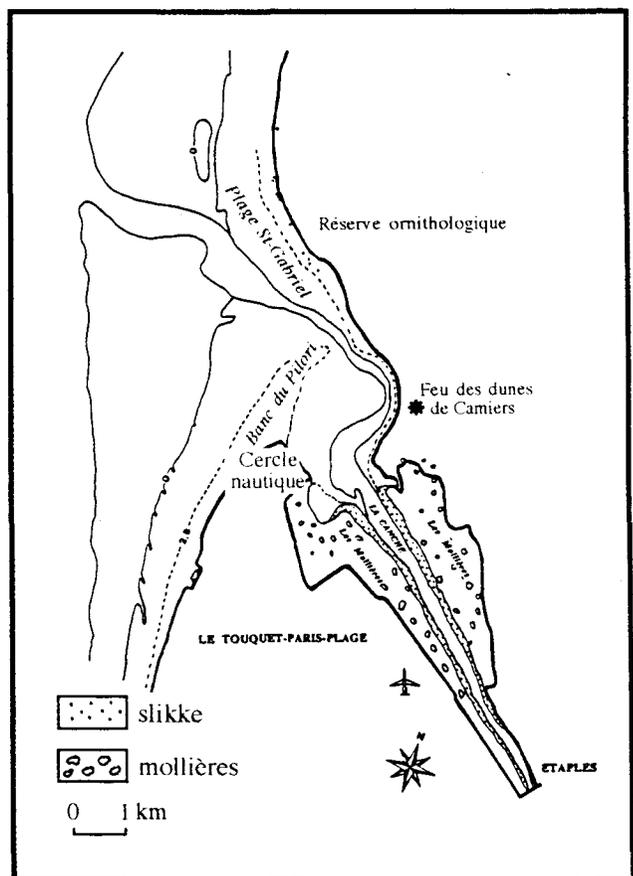


Fig. 5: Estuaire de la Canche.

(mollières) à forte productivité primaire (23,6 t/ha/an) sur une superficie de 180 ha (Duval, 1973) drainés par des marigots communicant avec le chenal.

II.1.3 Zone portuaire ouest de Dunkerque

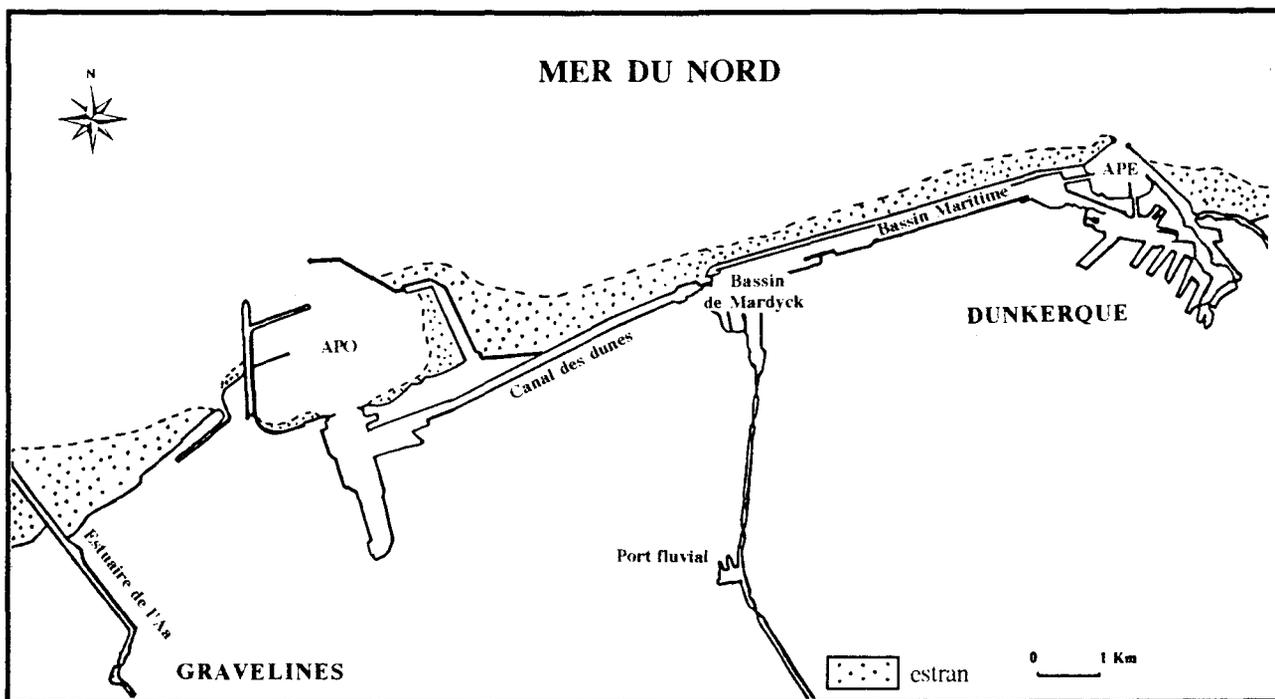
Implanté sur la côte du département du Nord entre Gravelines et la frontière belge, le complexe industrialo-portuaire de Dunkerque s'étend sur une douzaine de kilomètres (Fig. 6). L'avant-port Est (APE), le plus ancien, permet, par l'intermédiaire d'écluses, l'accès aux nombreuses darses, au bassin maritime et au bassin de Mardyck. Construit à partir de 1973, l'avant-port Ouest (APO), d'une superficie d'environ 560 ha, se prolonge au sud par le bassin de l'Atlantique, et rejoint, *via* la darse de la Manche, le canal des Dunes (dont le creusement a débuté en 1983) débouchant dans le bassin de Mardyck. Ces avant-ports, classés comme zones à échange avec la mer (Chaussepied *et al.*, 1989), sont donc les voies de transit vers les bassins et darses du domaine portuaire dunkerquois et pour l'APO, un site d'accueil et de déchargement des pétroliers de 20,5 m de tirant d'eau et de 360 m de long au niveau de l'apponement des Flandres (APF). Afin de faciliter la navigation de ces navires de fort tonnage (jusqu'à 260 000 t), un cercle d'évitage a été creusé et est régulièrement entretenu par des dragages (Fig. 7). Les navires minéraliers (18 m de tirant d'eau), porte-conteneurs et transmanche accostent pour leur part au niveau des différents quais du bassin de l'Atlantique et de la darse de la Manche dans lesquels se déversent la majeure partie des émissaires industriels du port ouest.

La centrale nucléaire de Gravelines, située entre le chenal de l'Aa et la jetée des Huttes pompe l'eau de son circuit de refroidissement (240 m³/s) à l'intérieur de l'APO par une prise d'eau localisée entre l'estran ouest et l'apponement pétrolier des Flandres. Une très faible part (3%) des effluents échauffés de la centrale ($\Delta T=10^{\circ}\text{C}$ à la sortie), d'un débit équivalent, peut, en courant de flot, pénétrer dans l'APO (Le Fèvre-Lehoerff *et al.*, 1993).

Les importations transitant par Dunkerque sont largement supérieures aux exportations (respectivement, 28 000 000 t et 9 000 000 t, en 1994) et font de celui-ci le premier port minéralier français et le troisième port national par son trafic. Majoritairement représentée par des matières premières (minerais, pétrole brut et charbon), une partie des importations est transformée sur place et réexportée sous forme de produits finis ou semi-finis (Tab. 6).

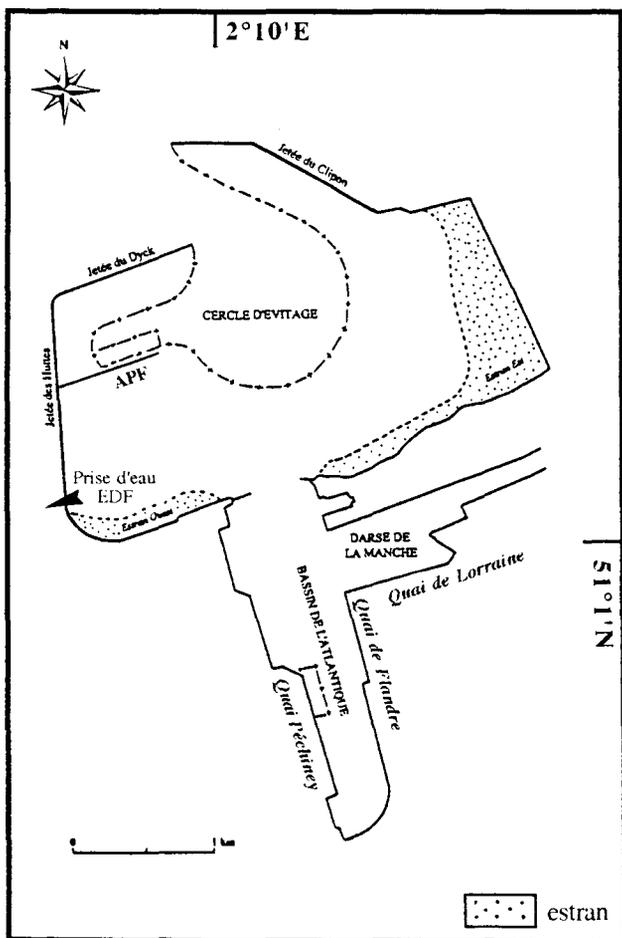
Importations		Exportations	
Minerais et concentrés	10 913 000	Produits métallurgiques	1 719 000
Produits pétroliers	7 872 000	Produits pétroliers	1 550 000
Combustibles minéraux solides	4 639 000	Céréales	1 153 000
Produits chimiques	725 000	Produits chimiques	585 000
Produits métallurgiques	562 000	Combustibles minéraux solides	140 000
Autres marchandises	3 374 000	Autres marchandises	3 936 000

Tab 6: Principaux échanges de marchandises (en tonnes) à Dunkerque (Port Autonome de Dunkerque, 1994).



APE: avant-port est; APO: avant-port ouest

Fig. 6: Domaine portuaire entre Dunkerque et Gravelines.



APF: apportement pétrolier des Flandres

Fig. 7: Port ouest de Dunkerque.

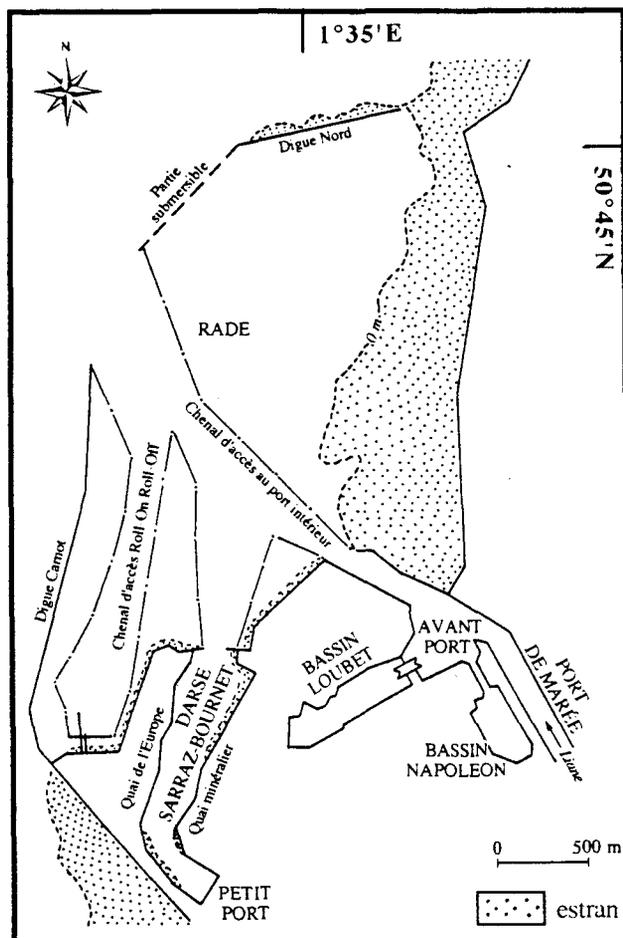


Fig. 8: Port de Boulogne-sur-Mer.

Pour sa part, le port ouest a traité, en 1994, 42% du trafic dunkerquois, soit 5 500 000 t de pétrole brut; 3 700 000 t de vrac solides (minerais, charbon, bauxite, alumine); 5 600 000 t résultant du trafic transmanche et 891 000 t pour les autres marchandises.

II.1.4 Zone portuaire de Boulogne-sur-Mer

Le port de Boulogne-sur-Mer, établi à l'embouchure de la rivière Liane (débit annuel moyen de 3,5 m³/s) représente une ouverture dans les falaises de la façade Manche du département du Pas-de-Calais. D'une surface totale d'environ 460 ha, la zone portuaire s'étend du nord au sud sur 4,3 km, incluant dans la rade une plage de 2,3 km (Fig. 8). Il est délimité à l'ouest par la digue Carnot et au nord par une digue prolongée par une partie submersible (caissons). Au sud du port se dessinent la darse Sarraz-Bournet et le petit port, et à l'est l'avant-port par l'intermédiaire duquel on accède aux bassins Loubet et Napoléon et au port de marée.

Situé à la charnière des zones de pêche du nord de l'Europe et des grands marchés de consommation du sud (France, Espagne, Italie), Boulogne-sur-Mer, premier port de pêche français, est l'un des premiers centres européens de transformation et de distribution des produits de la mer. La zone agro-alimentaire de Capécure, employant 7000 personnes sur 40 ha, traite de 280 000 à 300 000 t de matière première chaque année (soit un quart de l'approvisionnement national), dont 70 000 à 80 000 t de captures locales. Les autres échanges de marchandises ont représenté près de 2 500 000 t en 1993 (import: 1 154 102 t; export: 1 300 812 t) (Tab. 7).

Importations		Exportations	
Minerais	527 000	Clinker *	284 000
Pâte à papier	311 000	Farine et denrées alimentaires	567 000
Coke	152 000	Ferro-manganèse et autres métaux	263 000
		Ciments	55 000
		Minerais	61 000
		Poisson	68 800

*: Produit de la cuisson des constituants du ciment.

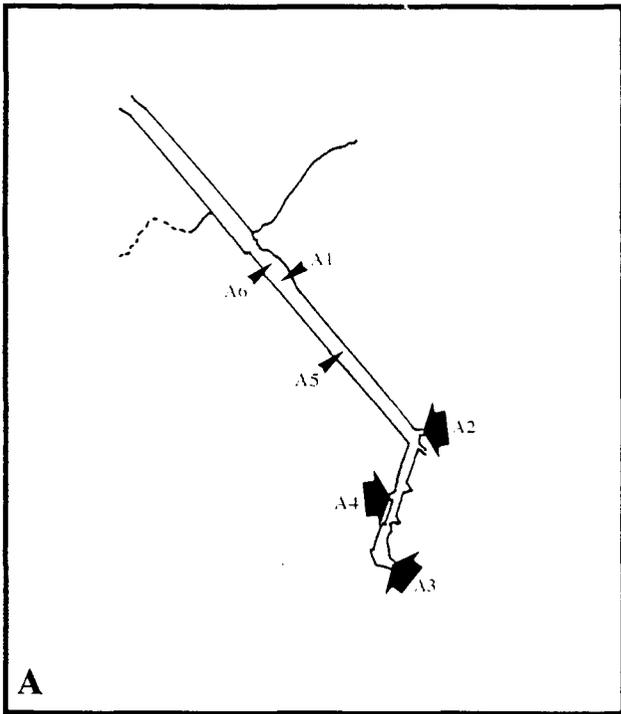
Tab 7: Principaux échanges de marchandises (en tonnes) à Boulogne-sur-Mer (données 1993 in Boulogne Informations, 1994).

II.1.5 Principaux rejets et sources de pollution

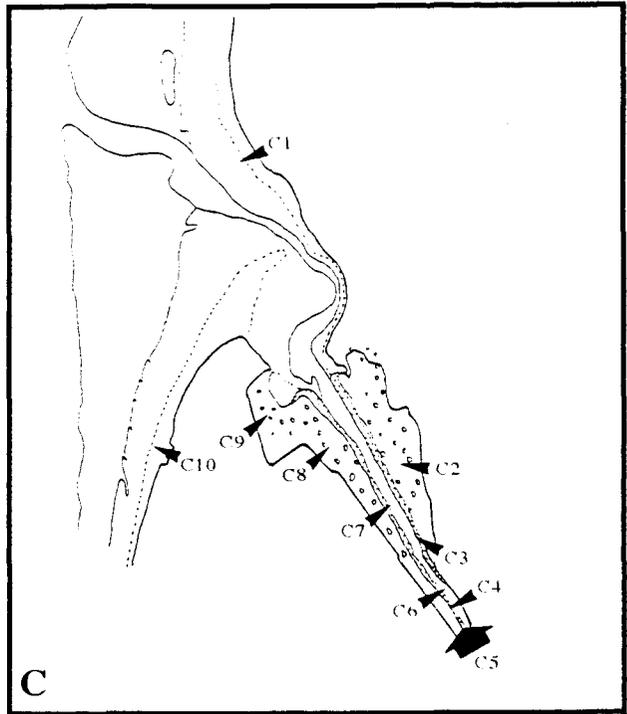
La figure 9 résume la position et la nature des principaux rejets dans les quatre zones étudiées à partir de la synthèse élaborée par Chaussepied *et al.* (1989).

Les principaux rejets directs identifiés au niveau des estuaires sont pour l'essentiel à dominante bactérienne et organique, puisqu'issus d'égouts urbains ou de stations d'épuration. Les cours d'eau drainent de plus des bassins versants dans lesquels sont installées des industries diverses générant des effluents chimiques et/ou à dominante bactérienne. Ainsi, l'Aa traverse la région audomaroise où sont implantées des industries papetières, la verrerie-cristallerie d'Arques et des conserveries. La Canche longe pour sa part deux sucreries, une papeterie et un établissement de traitement de surface.

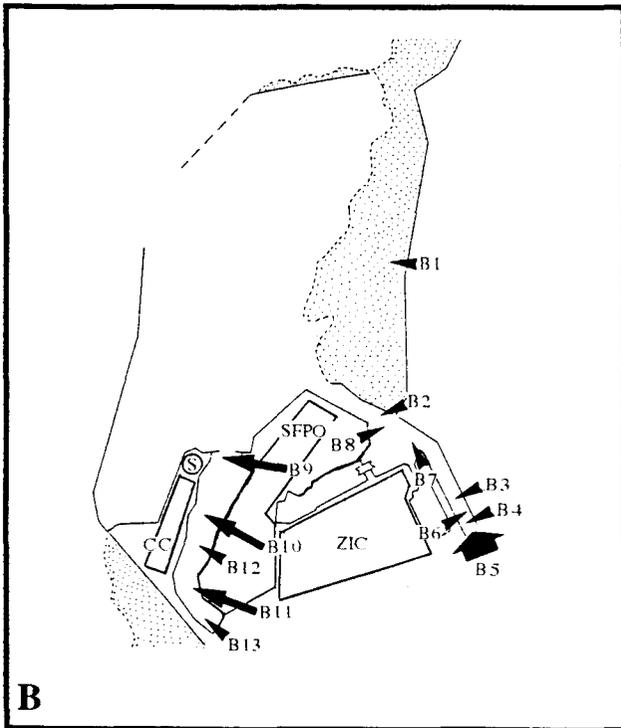
La situation est radicalement différente au niveau des ports puisque s'y concentrent des industries liées aux facilités d'importation de matières premières et d'exportation des produits qui y



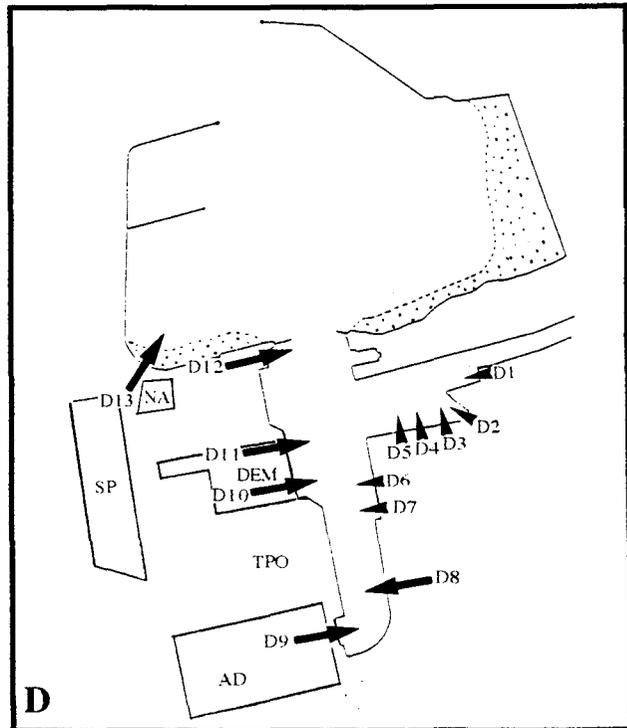
A1: égout base de voile; A2: watergang Schelfvliet; A3: rivière Aa; A4: rivière d'Oye; A5: épuration de Grand-Fort-Philippe; A6: égout urbain



C1: ruisseau du Beau Rocher; C2: épuration d'Étaples; C3-C4: égouts urbains; C5: rivière Canche; C6-C9: égouts urbains; C10: rejet piscine Aqualud



S: silo à clinker; CC: clinkers et ciments; SFPO: société de ferro-manganèse Paris-Outreau; ZIC: zone industrielle de Capécure; B1-B4: égouts urbains; B5: rivière Liane; B6: égout quai Chanzy; B7: égout Capitainerie; B8: égout écluse Loubet; B9-B11: rejets SFPO; B12: égout de la coopérative des traitements des produits de la pêche; B13: égout urbain



AD: Aluminium Dunkerque; DEM: Dunkerque électro-métallurgie; NA: Nacanco; SP: stocks pétroliers; TPO: terminal à pondéreux ouest; D1-D7: eaux sanitaires et pluviales; D8: rejet Cyanamid Agri-Production; D9: rejet Aluminium Dunkerque; D10-D11: rejets DEM; D12: rejet Nacanco; D13: eaux pluviales des stocks pétroliers

◄: rejet à dominante bactérienne; ←: rejet à dominante chimique; ◄: écoulement naturel

Fig. 9: Localisation des principaux rejets et des implantations industrielles dans les zones étudiées. A: estuaire de l'Aa; B: port de Boulogne-sur-Mer; C: estuaire de la Canche (d'après Chaussepied *et al.*, 1989); D: port ouest de Dunkerque (d'après Royez, 1993).

sont fabriqués. Boulogne-sur-Mer illustre parfaitement cette situation: l'aciérie SFPO élabore des alliages de ferro-manganèse à partir du minerai importé; les produits de la pêche sont transformés par les entreprises de la zone agro-alimentaire de Capécure. Aux effluents de ces industries, rejetés directement dans l'enceinte portuaire, avec ou sans épuration préalable, s'ajoutent des égouts urbains et les apports de la Liane le long de laquelle, aux abords de l'agglomération boulonnaise, sont concentrées deux cimenteries, une laiterie, des faïenceries et deux usines métallurgiques.

Situé à l'écart de localités importantes, le port ouest de Dunkerque ne reçoit que quelques rejets à dominante bactérienne s'écoulant dans la darse de la Manche ou au niveau du bassin de l'Atlantique. Ce bassin concentre en outre les émissaires des usines métallurgiques Aluminium Dunkerque (Péchiney électro-métallurgie), Nacanco S.A. (fabrication de boîtes métalliques), DEM (Dunkerque Electro-Métallurgie), d'une usine de produits phytosanitaires (Cyanamid) et d'une entreprise agro-alimentaire élaborant du sucre de synthèse (Euro-Aspartame) (Pinte *et al.*, 1994). Le seul émissaire débouchant dans l'avant-port provient des stockages pétroliers BP et TOTAL.

II.2 CAMPAGNES DE PRÉLÈVEMENTS

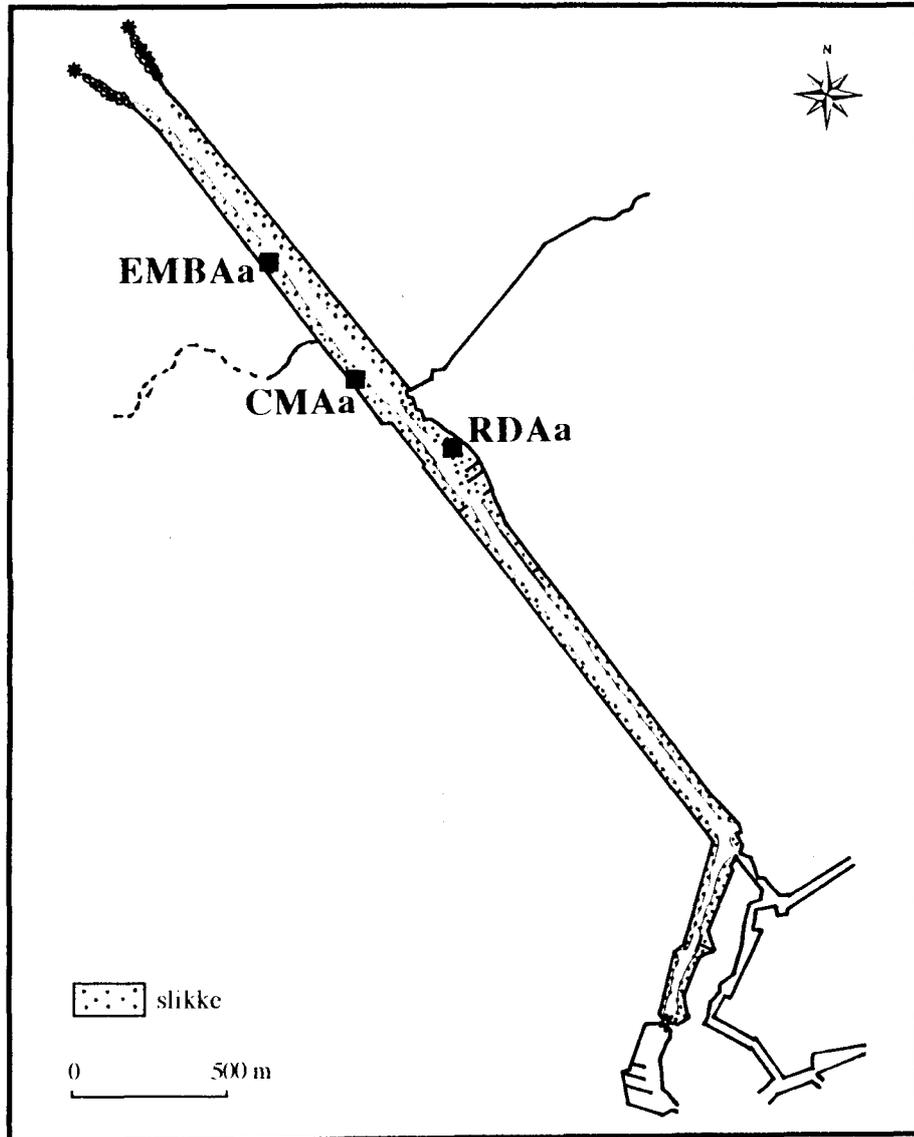
II.2.1 Echantillonnage des estrans estuariens

L'échantillonnage des sédiments et de la faune des estuaires a été réalisé à marée basse sur l'estran, au niveau de la slikke. Dans chacun des estuaires, trois sites ont été prospectés en avril 1993 entre le milieu de l'estuaire et son embouchure (Fig. 10 et 11). Sur chaque site ont été prélevés, sur une profondeur de 30 cm, 9 échantillons de sédiments répartis aux sommets d'un triangle équilatéral de 20 m de côté posé sur l'estran puis subdivisé en 3 triangles de 3 m de côté (Fig. 12). A cause de difficultés d'accessibilité, les triangles de 3 m de côté ont dû être dégroupés et alignés le long de la berge au niveau de la rive droite de l'Aa. La faune a été recueillie dans des quadrats de 0,25 m² puis triée. Les quadrats, dont le nombre varie suivant les sites, ont été disposés régulièrement selon des radiales perpendiculaires et des niveaux parallèles à la berge (Fig 13). En fonction des dimensions de l'estran, l'aire de répartition des quadrats diffère. Les principaux paramètres d'échantillonnage sont regroupés dans le tableau 8.

site	Estuaire de l'Aa			Estuaire de la Canche		
	EMBAa	CMAa	RDAa	CNCa	RDCa	PSGCa
date	09/04/93	08/04/93	27/04/93	13/04/93	14/04/93	15/04/93
Ns	9	9	9	9	9	9
Réf. séd.	A1-A9	A10-A18	A19-A27	C1-C9	C10-C18	C19-C27
Nq	12	12	10	12	12	15
Se	960	960	375	1 200	1 200	60 000
L	60	40	75	60	60	200
l	16	24	5	20	20	300
Nr	4	3	5	4	4	5
Nn	3	4	2	3	3	3

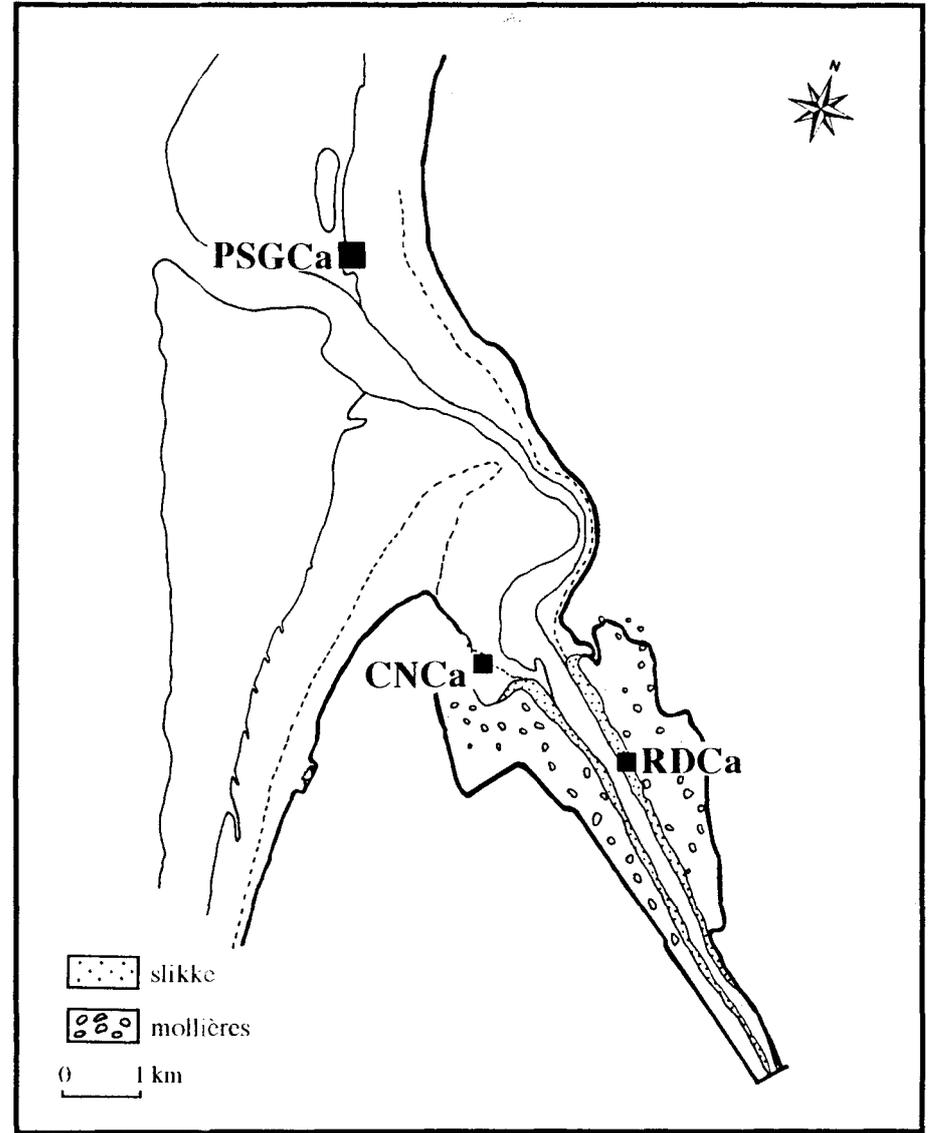
EMBAa: embouchure de l'Aa; CMAa: Calvaire du marin (Aa); RDAa: rive droite de l'Aa; CNCa: cercle nautique du Touquet; RDCa: rive droite de la Canche; PSGCa: plage St-Gabriel; Ns: nombre d'échantillons de sédiment; Réf. séd.: référence des échantillons de sédiment; Nq: nombre de quadrats; Se: aire d'échantillonnage (en m²); L: longueur de l'aire d'échantillonnage (parallèle à la berge) (en m); l: largeur de l'aire d'échantillonnage (perpendiculaire à la berge) (en m); Nr: nombre de radiales; Nn: nombre de niveaux.

Tab. 8: Paramètres d'échantillonnage des estrans estuariens.



CMAa: calvaire du marin; EMBAa: embouchure de l'Aa; RDAa: rive droite

Fig. 10: Sites d'échantillonnage dans l'estuaire de l'Aa.



CNCa: cercle nautique du Touquet; PSGCa: plage S^L-Gabriel; RDCa: rive droite

Fig. 11: Sites d'échantillonnage dans l'estuaire de la Canche.

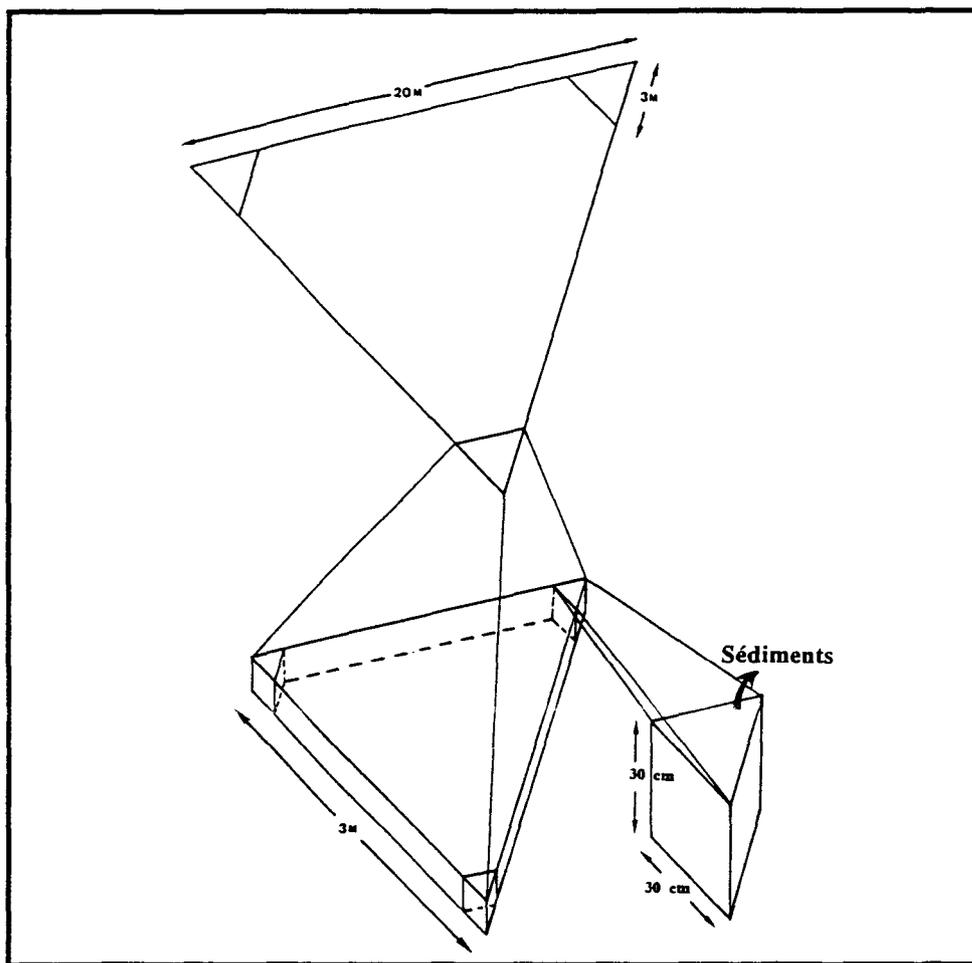


Fig. 12: Dispositif d'échantillonnage des sédiments sur les estrans estuariens.

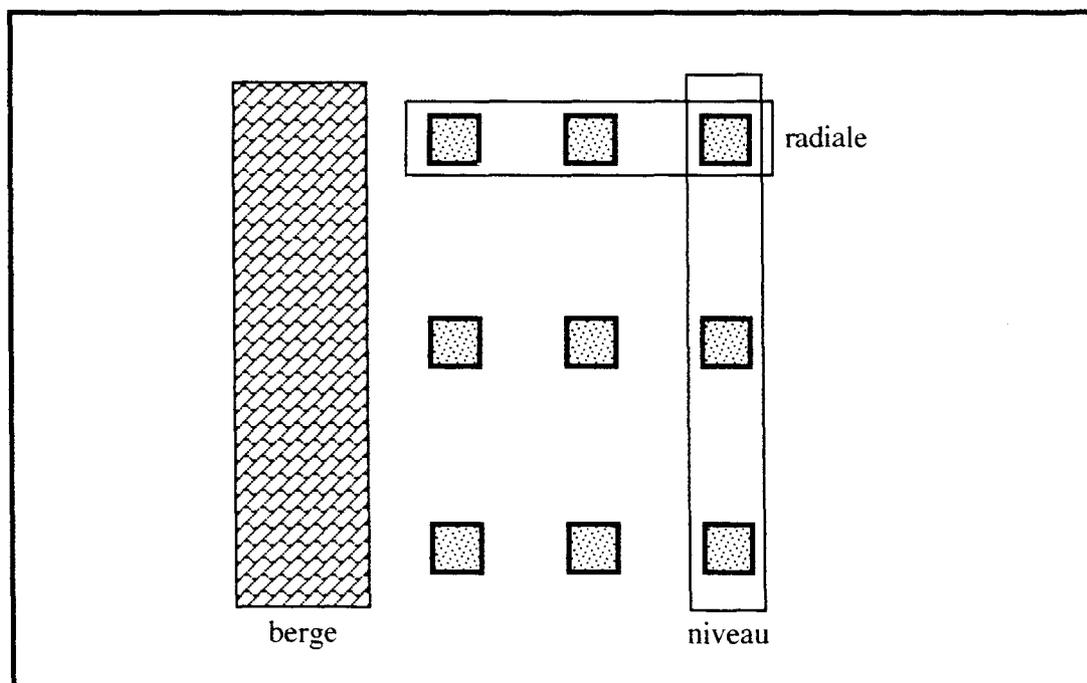


Fig. 13: Disposition des quadrats selon radiales et niveaux.

II.2.2 Echantillonnage des zones subtidales portuaires

L'échantillonnage du benthos et des sédiments subtidaux des ports de Dunkerque ouest et de Boulogne-sur-Mer a nécessité la mise en œuvre de moyens nautiques équipés d'un treuil capable d'immerger une benne de type Van Veen. Cette benne prélève le sédiment sur une surface de 0,1 m² et sur une profondeur variant en fonction de la compacité du sédiment.

Une première campagne de prélèvements, effectuée les 23 et 24 novembre 1992, a été consacrée à la récolte d'échantillons de sédiments et de benthos au niveau de 38 stations déterminées après superposition d'un maillage hexagonal et du plan du port ouest de Dunkerque, réparties depuis l'entrée de l'APO jusqu'à l'extrémité du bassin de l'Atlantique (Fig. 14A). La dimension initiale des mailles a été réduite au tiers pour affiner l'échantillonnage dans le bassin de l'Atlantique (stations 28 à 38) et dans le cercle d'évitage au niveau duquel le Service de Dragages du PAD nous a signalé un envasement important (stations 5, 10, 12 et 16). Une autre campagne de prélèvements, pour laquelle un nouveau plan d'échantillonnage concentré autour du cercle d'évitage de l'APO a été établi, a permis de compléter l'étude de la faune benthique dunkerquoise au printemps 1994 (Fig. 14B). A la même époque, sédiments et benthos ont été échantillonnés dans la zone portuaire de Boulogne-sur-Mer (Fig. 15). Le tableau 9 rassemble les paramètres d'échantillonnage des zones portuaires.

	Port ouest de Dunkerque	Avant-port ouest de Dunkerque	Port de Boulogne-sur-Mer
date	23-24/11/92	13-14/04 et 23/06/94	08/04/94
moyens nautiques	FRÉGATE (PAD)	FRÉGATE (PAD)	N/O SEPIA II
nombre de stations	38	20	28
Ns	1	1	1
Nf	3	5	3

Ns: nombre de coups de benne pour le sédiment; Nf: nombre de coups de benne pour le benthos.

Tab. 9: Paramètres d'échantillonnage des zones subtidales portuaires

II.2.3 Préparation et conservation des sédiments

Chaque échantillon de sédiment recueilli sur les estrans estuariens ou dans les zones subtidales portuaires a été homogénéisé, ensaché puis congelé à -18°C dès le retour au laboratoire, jusqu'aux analyses ultérieures. Les 54 échantillons estuariens, les 38 échantillons prélevés à Dunkerque en 1992 et les 28 échantillons boulonnais ont subi une analyse granulométrique et diverses analyses chimiques. Seule une analyse granulométrique a été réalisée sur les 20 échantillons dunkerquois récoltés en 1994.

II.2.4 Préparation et conservation de la macrofaune

Les benthotes estuariens ont été formolés (formol salé à 8%) dès leur extraction du sédiment. Chacun des échantillons portuaires a été passé sous courant d'eau de mer sur des tamis de 5mm puis de 1mm. Les refus de tamis ont eux aussi été formolés.

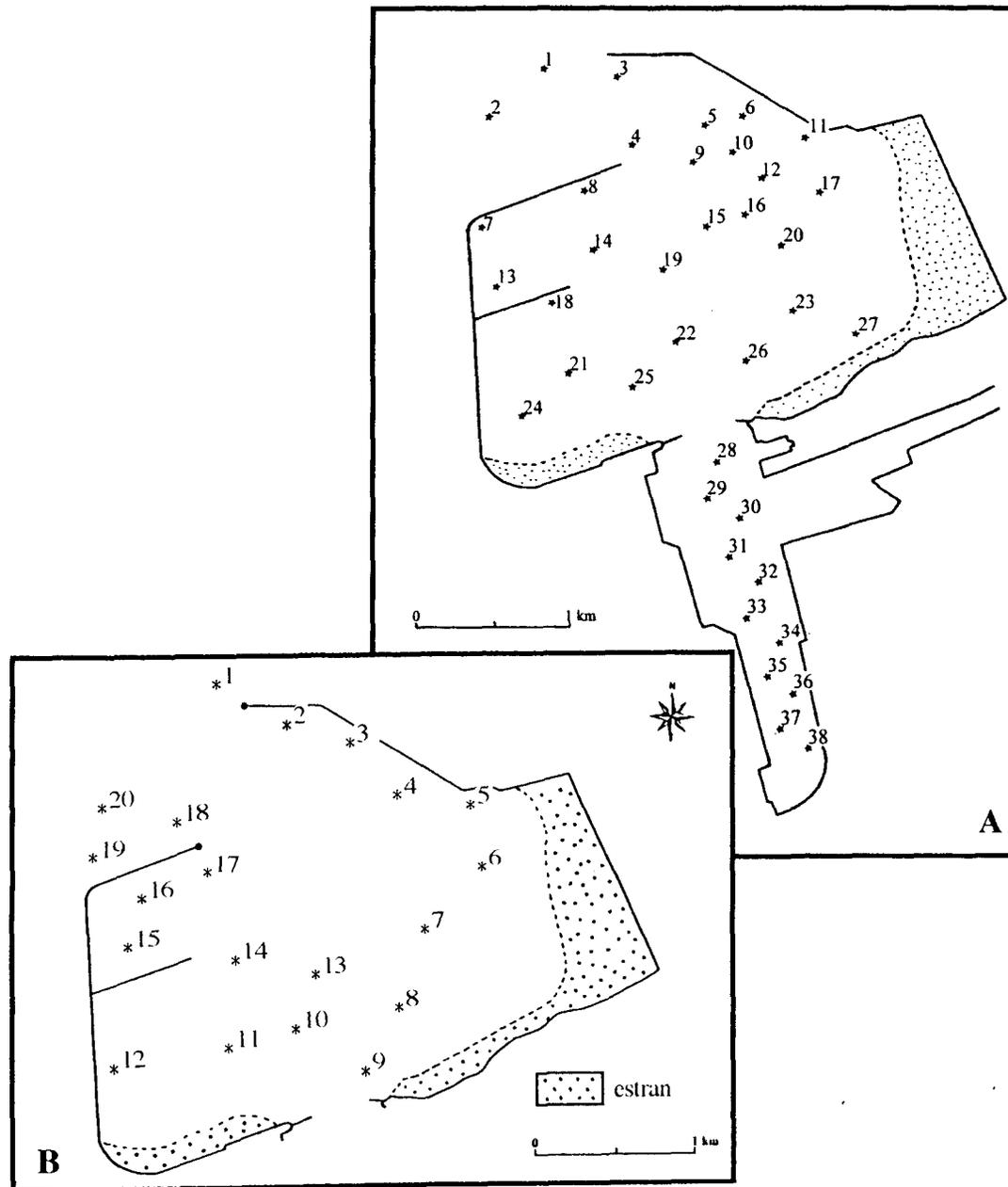


Fig. 14: Stations de prélèvements dans le port ouest de Dunkerque (A: 1992; B: 1994).

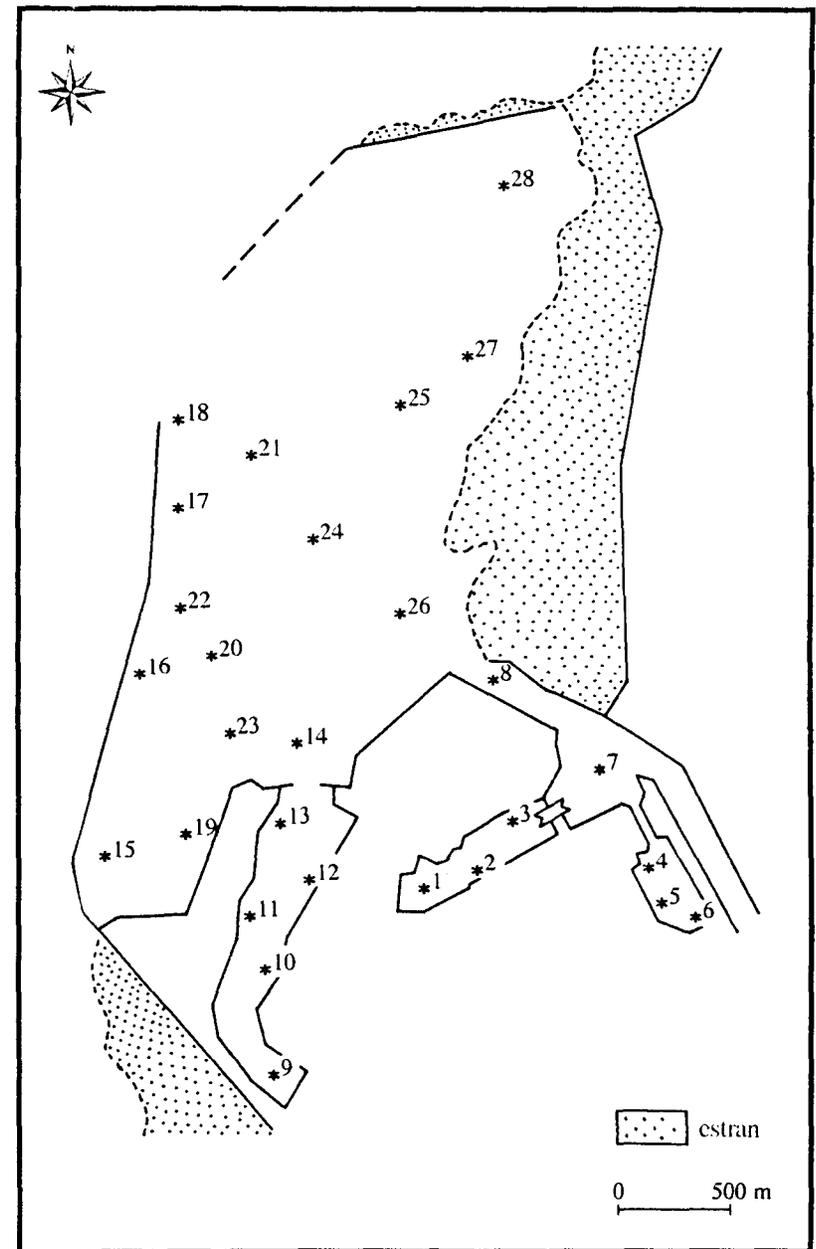


Fig. 15: Stations de prélèvements dans le port de Boulogne-sur-Mer.

Un nouveau tri sous eau courante a été effectué au laboratoire sur tamis de 1mm. Les représentants de la macrofaune benthique, animaux dont la taille est supérieure ou égale à 1mm (Pérès, 1978; Collignon, 1991), ont ainsi été récupérés.

II.3 ANALYSES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DES SÉDIMENTS

Le tableau 10 regroupe la liste des paramètres analysés sur deux fractions sédimentaires des échantillons récoltés sur chacune des zones étudiées. Les caractéristiques granulométriques des échantillons ont aussi été déterminées.

II.3.1 Analyse granulométrique

Les échantillons de sédiments ont été séchés à 100°C pendant 72 h. 50 g (échantillons vaseux), 100 g (échantillons sableux) ou 500 g (échantillons contenant graviers et galets) ont été pesés puis remis en suspension dans l'eau courante grâce à un mélangeur rotatif pendant au moins 12 h. Un tamisage par voie humide sur une série de 6 tamis de vide de maille décroissant (2 mm, 1 mm, 500 μm , 250 μm , 100 μm , 63 μm) a permis de séparer sept fractions granulométriques. Le refus de chaque tamis a ensuite été séché à 60°C et pesé. Le poids de la fraction <63 μm a été déduit par différence entre la somme des poids des refus de tamis et le poids initial du sédiment introduit avant la remise en suspension. Les résultats sont exprimés en pourcentage de poids sec de l'échantillon.

II.3.2 Dosage des métaux lourds

Des dosages ont été réalisés sur deux fractions sédimentaires séparées par tamisage à sec des échantillons après lyophilisation puis séchage à 60°C pendant 48 h minimum..

La fraction comprenant des particules de diamètre inférieur à 2 mm correspond à un sédiment débarrassé des graviers et de gros débris coquilliers (rudites); elle est donc constituée d'arénites et de lutites dont les proportions relatives varient en fonction de la nature du sédiment (Bellair et Pomerol, 1977) (annexe 1A).

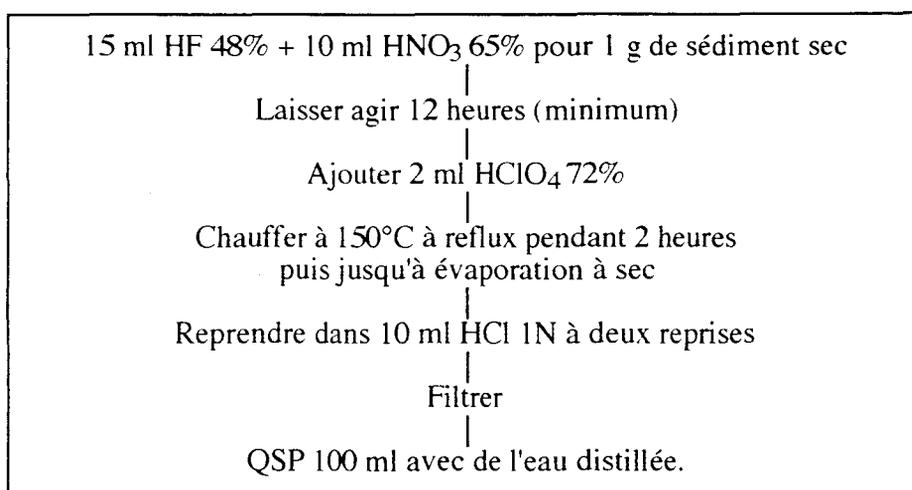
La fraction comprenant des particules de diamètre inférieur à 63 μm est uniquement constituée de lutites dont la capacité à adsorber les polluants organiques ou minéraux est bien connue. Elle permet en outre de pouvoir comparer les teneurs en micropolluants de sédiments très différents du point de vue granulométrique.

II.3.2.1 Minéralisation et dosage de l'aluminium, du cadmium, du chrome, du cuivre, du fer, du manganèse, du nickel, du plomb et du zinc

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 réalisée dans des béchers en PTFE (PolyTétraFluoroEthylène) selon un protocole décrit par Charlou (1977) (Tab. 11). 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.

SEDIMENTS LITTORAUX							
GRANULOMETRIE							
SEDIMENTS "TOTAUX" (<2mm)				FRACTION FINE (<63 μ m)			
ESTUAIRES		PORTS		ESTUAIRES		PORTS	
AA	CANCHE	BOULOGNE SUR-MER	DUNKERQUE OUEST	AA	CANCHE	BOULOGNE SUR-MER	DUNKERQUE OUEST
Al	Al	Al	Al	Al	Al	Al	Al
Cd	Cd	Cd	As	Cd	Cd	Cd	Cd
Cr	Cr	Cr	Cd	Cr	Cr	Cr	Cr
Cu	Cu	Cu	Cr	Cu	Cu	Cu	Cu
Fe	Fe	Fe	Cu	Fe	Fe	Fe	Fe
Mn	Mn	Hg	Fe	Mn	Mn	Mn	Mn
Ni	Ni	Mn	Hg	Ni	Ni	Ni	Ni
Pb	Pb	Ni	Mn	Pb	Pb	Pb	Pb
Zn	Zn	Pb	Ni	Zn	Zn	Zn	Zn
NTK	NTK	Zn	Pb				
P	P	NTK	Sn				
COT	COT	P	Zn				
		COT	NTK				
			P				
			COT				

Tab. 10: Paramètres mesurés dans les sédiments littoraux des sites estuariens et portuaires du Nord/Pas-de-Calais.



Tab. 11: Protocole de minéralisation des sédiments.

Ce type de minéralisation permet la solubilisation des métaux totaux de l'échantillon, y compris leur fraction résiduelle silicatée, que l'acide nitrique soit associé ou non au mélange HF/HClO₄ (Tessier *et al.*, 1979; Kitano *et al.*, 1980; Presley *et al.*, 1980; Salomons et Förstner, 1980; Bello *et al.*, 1994; Suriya et Branica, 1994; Coetzee *et al.*, 1995; Tack et Verloo, 1995).

Selon la nature et la quantité de l'élément recherché, les dosages, effectués dans le Laboratoire de Chimie Marine de l'USTL, ont nécessité l'utilisation de 3 appareils de mesure:

- Un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme de type 2380 Perkin Elmer. Le gaz utilisé est un mélange air-acétylène;
- Une torche à plasma d'Argon 3510 ICP Spectrometer ARL;
- Un spectromètre d'absorption atomique VARIAN SpectrAA-300 Zeeman associé à un VARIAN Zeeman Graphite Tube Atomizer.

Neuf métaux (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) ont été dosés systématiquement sur les deux fractions sédimentaires <2mm et <63µm. Pour des raisons de coût, les paramètres décrits ci-dessous ont, pour leur part, été dosés uniquement sur la fraction sédimentaire <2mm. Le mercure (Hg) a été analysé sur les stations portuaires. L'arsenic (As) et l'étain (Sn), suite à une demande spécifique du PAD, ont été recherchés dans les sédiments du port ouest de Dunkerque. Les dosages de mercure, arsenic et étain ont été réalisés par le Service Eaux et Environnement de l'Institut Pasteur de Lille (IPL). Les teneurs métalliques présentées dans le chapitre "Résultats" sont les valeurs moyennes calculées sur trois mesures (déviations standard relative <5%).

II.3.2.2 Minéralisation et dosage du mercure

IPL: le mercure a été dosé par vapeur froide en absorption atomique après digestion par un mélange H₂SO₄/HNO₃ (1/1) et de KMnO₄ dont l'excès est réduit par une solution de chlorhydrate d'hydroxylamine.

II.3.2.3 Minéralisation et dosage de l'arsenic

IPL: l'arsenic a été déterminé par génération d'hydrure en absorption atomique après minéralisation partielle au nitrate d'ammonium en milieu chlorhydrique.

II.3.2.4 Minéralisation et dosage de l'étain

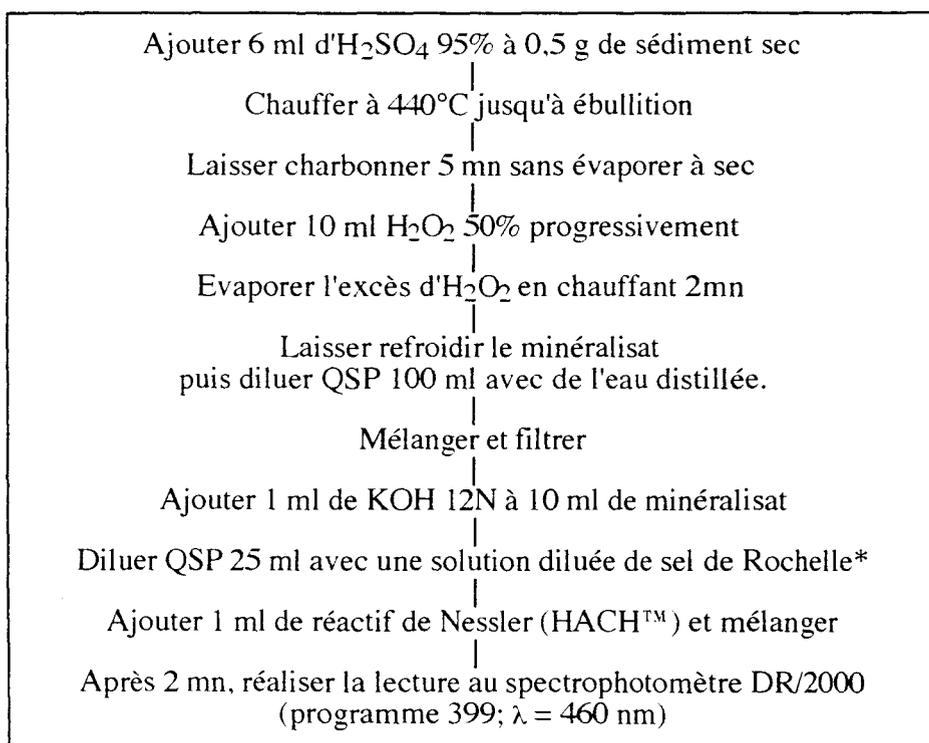
IPL: l'étain a été dosé par génération d'hydrure en absorption atomique après attaque totale du sédiment.

II.3.3 Dosage de l'azote Kjeldahl, du phosphore et du carbone organique

Le Service Eaux et Environnement de l'Institut Pasteur de Lille a également réalisé les analyses d'azote total Kjeldahl (NTK), de phosphore (P) total, principaux éléments nutritifs, et de carbone organique total (COT) sur les échantillons dunkerquois récoltés en 1992. Ces trois paramètres ont, par contre, été dosés pour les échantillons du port de Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche par le Service d'Hydrobiologie et d'Écotoxicologie (SHE) de l'Université de Lille I (USTL). Les méthodes de dosage du SHE et de l'IPL n'étant pas identiques, une comparaison préalable, réalisée sur des échantillons dunkerquois, a permis d'établir que les résultats obtenus par les deux sources n'étaient pas significativement différents. Les méthodes de minéralisation et de dosage employées par le SHE sont décrites ci-dessous. Une description sommaire des protocoles de l'IPL est, à titre indicatif, également reprise (Thomas, communication personnelle).

II.3.3.1 Minéralisation et dosage de l'azote Kjeldahl

SHE: l'azote total Kjeldahl se rapporte à la combinaison azote ammoniacal-composés de l'azote organique sous forme N^{3-} . L'azote sous cette forme est converti en sels d'ammonium par l'action d'acide sulfurique et de l'eau oxygénée. La digestion de l'échantillon a été effectuée grâce au minéralisateur Digesdahl (HACH™). L'ammoniac est ensuite analysé par la méthode de Nessler modifiée (HACH, 1989) et dosé par l'intermédiaire du spectrophotomètre DR/2000 (HACH™) (Tab. 12).



*: 40 ml de sel de Rochelle PVA (HACH™) QSP 1 l avec de l'eau distillée.

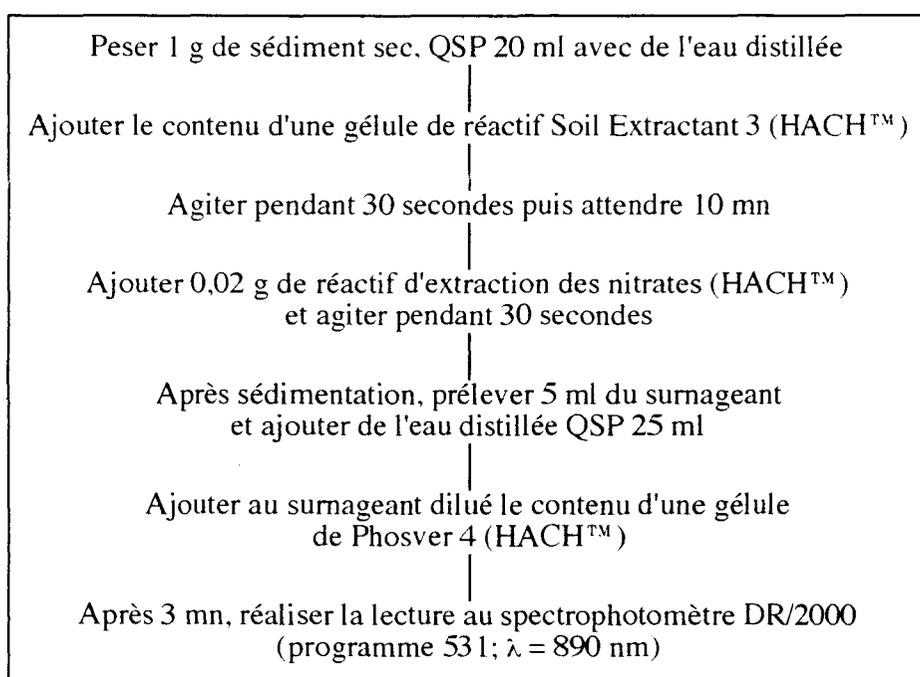
Tab. 12: Protocole de minéralisation et de dosage de l'azote total Kjeldahl dans les sédiments (d'après HACH, 1989).

La valeur lue, exprimée en mg de NTK par litre, est multipliée par 15 pour convertir la teneur en mg de NTK par kg de sédiment sec.

IPL: détermination en colorimétrie après digestion de l'échantillon.

II.3.3.2 Extraction et dosage du phosphore

SHE: Pour évaluer la quantité de phosphore inorganique (ortho- et polyphosphates) et organique, l'échantillon est mis en solution et additionné au réactif Phosver 4 (HACH™) composé de molybdate de sodium (complexation des ions phosphates) et d'acide ascorbique (réduction du complexe précité) 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 DR/2000 (HACH™) (Tab. 13).



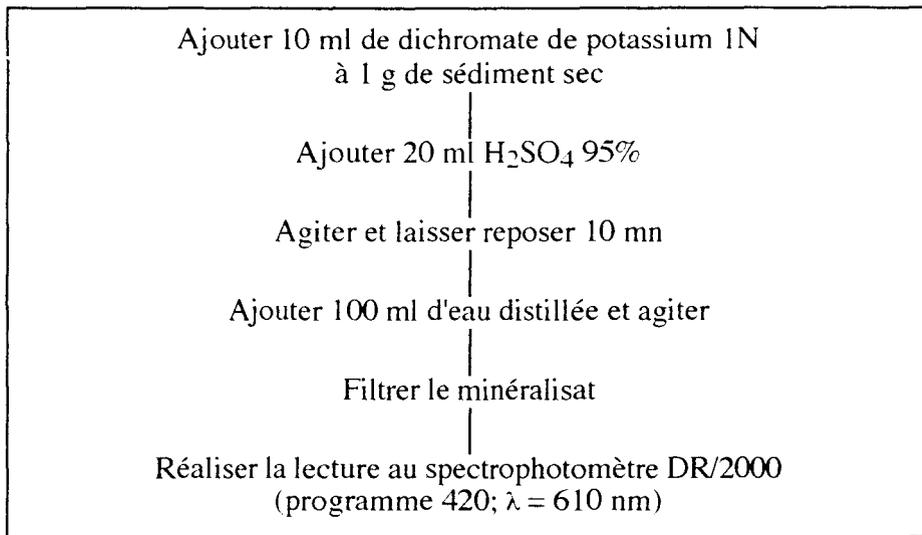
Tab. 13: Protocole d'extraction et de dosage du phosphore dans les sédiments (d'après HACH, 1989).

La valeur lue, exprimée en ppm de phosphore, est multipliée par 12,5 pour convertir la teneur en mg de P par kg de sédiment sec.

IPL: analyse en spectrométrie de plasma d'Argon après digestion totale du sédiment.

II.3.3.3 Minéralisation et dosage du carbone organique

SHE: Au contact de dichromate de potassium, le carbone organique est oxydé en gaz carbonique, ce qui produit la réduction du chrome hexavalent Cr^{6+} en chrome trivalent Cr^{3+} et un changement de couleur de l'orange au vert. L'intensité de la coloration verte est proportionnelle à la concentration en Cr^{3+} présent, mesurée grâce au spectrophotomètre DR/2000 (HACH™), et peut être rapportée à la teneur en Carbone organique dans l'échantillon (HACH, 1989) (Tab. 14).



Tab. 14: Protocole de minéralisation et de dosage du carbone organique dans les sédiments (d'après HACH, 1989).

La valeur lue est exprimée en % de COT (g de Carbone pour 100 g de sédiment sec).

IPL: détermination par la méthode de Anne (attaque sulfochromique) (AFNOR, 1985).

II.4 DESCRIPTION DES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES

II.4.1 Diversité faunistique et descripteurs quantitatifs

La description et la caractérisation des unités de peuplement ont été envisagées du point de vue qualitatif et quantitatif. Des descripteurs de diversité et d'abondance par station (ports) ou par sites (estuaires) ont été calculés.

Les individus des échantillons collectés ont été déterminés, aussi précisément que possible, et dénombrés. Seules les espèces coloniales n'ont pas été dénombrées mais une cote d'abondance leur a été attribuée.

L'abondance spécifique moyenne \bar{A} dans chaque station (site) pour l'espèce "a" a été calculée selon Guille (1971) et Reys et Salvat (1971): $\bar{A}_a = \sum A_a / N$, avec N le nombre de répliquats par station (site) et A_a l'abondance de l'espèce "a" dans un prélèvement de la station considérée.

La dominance spécifique moyenne \bar{D} (ou abondance relative moyenne) a été calculée selon la formule suivante: $\bar{D}_a = \sum (A_a / I) / N$, avec I l'effectif total dans un prélèvement de la station considérée. La dominance moyenne des taxons a aussi été calculée pour chacune des stations portuaires.

La constance C (Guille, 1971) ou occurrence spécifique (Reys et Salvat, 1971) traduit la fréquence relative (en %) à laquelle une espèce a été rencontrée lors de l'échantillonnage du site: $C = N_a / N_t$, avec N_a le nombre de prélèvements contenant l'espèce "a" et N_t le nombre total de prélèvements. Ce descripteur permet de classer les espèces comme constantes ($C \geq 50\%$), communes ($25\% \leq C < 50\%$), peu communes ($12,5\% \leq C < 25\%$) ou rares ($C < 12,5\%$).

La mesure de la diversité peut permettre d'apprécier la qualité biologique d'un milieu, la biodiversité tendant à diminuer en cas d'instabilité (aménagement, pollution,...) (Legendre et

Legendre, 1984a; Frontier et Pichod-Viale, 1991). Une régularité faible peut pour sa part être indicatrice de perturbation et traduire une activité biologique intense alliée à une compétition interspécifique réduite (Legendre et Legendre, 1984a). Outre la richesse spécifique S (nombre d'espèces) des stations, les indices de diversité H' décrit par Shannon et Weaver (1964) et d défini par Margalef (1968, 1974) ont été calculés:

$H' = -\sum P_a \cdot \log_2 P_a$, avec P_a le rapport du nombre d'individus de l'espèce "a" sur le nombre total d'individus "n" de la station;

$d = (S-1) / \ln (n)$.

L'équitabilité (E) ou régularité (R) (Pielou, 1975; Legendre et Legendre, 1984a) a également été estimée: $E = H' / \log_2 (S)$

II.4.2 Détermination de la biomasse de la faune estuarienne

Après identification et comptage, les animaux ont été essayés et le poids frais formolé (PFF) a été déterminé avec une précision de 0,1 mg. Les mollusques bivalves ont été extraits de leur coquille avant pesée. Les animaux ont ensuite été séchés à l'étuve à 80°C jusqu'à poids constant et le poids sec (PS) a été évalué. Les PFF ou PS obtenus pour chaque espèce ont été sommés et rapportés à une unité de surface de 1 m² sur chacun des 6 sites estuariens pour y estimer la biomasse animale totale.

II.5 ANALYSE DES DONNÉES

Face à des matrices de données importantes concernant la qualité des sédiments et la structure des communautés benthiques, il est apparu indispensable de recourir aux analyses multivariées pour apprécier la structure spatiale des zones étudiées et les rapports entre les différents paramètres.

La qualité globale de chacune des zones a également été comparée (comparaison de valeurs moyennes et test t) et confrontée à des valeurs de référence (valeurs moyennes ou médianes). L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec les logiciels STAT-ITCF et ADE-4 (Thioulouse *et al.*, 1995).

II.5.1 Analyses multivariées

Afin de dégager les grandes tendances de la variabilité de l'échantillon selon les descripteurs retenus dans le cadre de l'étude, 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, 1984b). Les axes du plan de projection sont choisis en fonction du pourcentage d'inertie qu'ils représentent après extraction des vecteurs propres ou facteurs de la matrice d'association des descripteurs.

II.5.1.1 Analyse en Composantes Principales

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode essentiellement descriptive dont l'objectif est de présenter, sous une forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données (Philippeau, 1992). L'étude exploratoire de ce tableau par l'intermédiaire de l'ACP doit permettre d'établir le degré de ressemblance des lignes et l'existence de liaisons entre les variables (Escofier et Pagès, 1990; Olivier, 1995). Les matrices de données traitées dans cette étude

sont constituées, en lignes, par les stations de prélèvement au niveau desquelles ont été mesurées des variables quantitatives (paramètres sédimentaires ou abondances spécifiques relatives/absolues ou la présence/absence des espèces) reportées en colonnes. Les ACP sur les paramètres sédimentaires ont été effectuées à partir d'une matrice de corrélations des données normées.

II.5.1.2 Analyse Factorielle Discriminante

L'analyse discriminante est basée sur la recherche des combinaisons des descripteurs (variables quantitatives) maximisant la différence entre groupes (préalablement connus) tout en minimisant la variabilité à l'intérieur de chaque groupe (Legendre et Legendre, 1984b). Elle permet en outre de vérifier le classement des observations dans les groupes définis (Tomassone, 1988)

Afin de parfaire l'interprétation des premiers résultats issus des ACP réalisées sur les données sédimentaires normées, des analyses factorielles discriminantes (AFD) distinguant, d'une part, les 6 sites estuariens, et d'autre part, les bassins, darse et rade du port de Boulogne-sur-Mer, ont été effectuées. Le port ouest de Dunkerque, principalement constitué d'une zone ouverte (APO) et d'un bassin y débouchant (bassin de l'Atlantique), ne comporte pas, à priori, de parties géographiquement ou sédimentologiquement isolées. C'est pourquoi les données le concernant n'ont pas été soumises à l'AFD.

II.5.1.3 Analyse Factorielle des Correspondances simples

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a pour but de décrire, sous forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de contingence contenant des données provenant de mesures réalisées sur deux ensembles de caractères (Legendre et Legendre, 1984b; Escofier et Pagès, 1990; Dervin, 1992; Olivier *et al.*, 1995). Les mesures de ressemblance entre lignes ou entre colonnes sont basées sur la distance du Khi-2 calculée sur des fréquences relatives (données divisées par leur effectif dans les lignes ou colonnes).

Dans cette étude, l'AFC permettra d'analyser la distribution géographique des espèces dans la zone étudiée et les assemblages d'espèces au niveau des stations ou des groupes de stations, en fonction des abondances spécifiques ou de la présence/absence des benthontes. Les lignes et colonnes composées uniquement de 0 ont été éliminées avant analyse sur STAT-ITCF ou ADE-4.

II.5.2 Comparaison des teneurs métalliques moyennes: test de Student

Les moyennes arithmétiques calculées sur une même fraction sédimentaire (<2mm ou <63 μ m) ont été comparées par le test de Student (ou test t) unilatéral appliqué à deux échantillons indépendants (Dodge, 1993) pour chaque couple de sites et pour chaque paramètre mesuré. Au sein de chacune des zones étudiées, les moyennes arithmétiques entre les deux fractions sédimentaires ont également été confrontées.

RESULTATS

RÉSULTATS

L'importance relative des sept fractions granulométriques séparées par tamisage de chaque échantillon de sédiments a permis d'établir, selon Larssonneur (1977, annexe 1B), la nature des lithofaciès rencontrés.

Les stations de chacune des zones sont comparées à la faveur des paramètres chimiques évalués sur les fractions sédimentaires $<2\text{mm}$ et $<63\mu\text{m}$. L'examen simultané des résultats obtenus sur ces deux fractions peut faire apparaître des différences dans les teneurs liées à la structure granulométrique des sédiments. Les teneurs inférieures aux seuils analytiques de détection ont été considérées comme égales à ces seuils pour l'ensemble des calculs statistiques.

De plus, les teneurs mesurées sur la fraction $<2\text{mm}$ ont été normalisées. Cette normalisation permet d'atténuer les variations des teneurs en métaux qui pourraient être dues, même en l'absence de source anthropique, aux caractéristiques géochimiques ou à l'origine des particules sédimentaires. Les paramètres normalisateurs, texturels ou chimiques, sont nombreux (eg Kerdiijk, 1989; Robbe, 1989; Boutier et Alzieu, 1991; Loring, 1991; OSPAR, 1993). Parmi ceux-ci ont été retenus l'aluminium, traceur chimique des silicates (minéraux argileux $<2\mu\text{m}$) et le carbone organique reflétant la charge en matière organique du matériel particulaire. Une vérification préalable a été faite pour confirmer que ces paramètres étaient bien corrélés positivement avec le pourcentage de vase des 120 échantillons analysés (Fig. 16) ($r_{\text{Al-Fines}} = 0,757$; $r_{\text{COT-Fines}} = 0,667$; corrélation significative à $P < 0,001$).

Les valeurs moyennes ou médianes de chaque zone sont ensuite comparées, puis confrontées à des valeurs de référence rapportées par divers auteurs.

Les résultats concernant la structure des peuplements benthiques sont utilisés pour ségréger les stations ou groupes de stations des zones portuaires ou estuariennes et sont examinés en fonction des données sédimentaires. Pour l'ensemble des analyses multivariées, les espèces ou groupes d'espèces ont été codés (Tab. 15). Parce qu'il était parfois difficile de discerner les anémones des genres *Actinothoë* et *Sagartia* une fois formolées, ces deux cnidaires anthozoaires ont été regroupés et leurs effectifs cumulés. Seules les espèces dénombrables et non coloniales sont utilisées pour constituer les matrices d'abondances spécifiques.

III.1 ZONES PORTUAIRES

III.1.1 Dunkerque ouest

III.1.1.1 Granulométrie des sédiments

Les pourcentages des différentes fractions granulométriques sont rassemblés dans les annexes 2 (campagne de 1992) et 3 (campagne de 1994) et illustrés par la figure 17. Les stations échantillonnées dans le port ouest de Dunkerque sont majoritairement vaseuses (% de lutites >75): 22 stations sur 38 en 1992, 13 sur 20 en 1994. Si l'on y ajoute les stations vaso-sableuses ($25 < \% \text{ de lutites} < 75$), les vases et vases sableuses représentent plus de 85% des échantillons (33 sur 38) analysés en 1992,

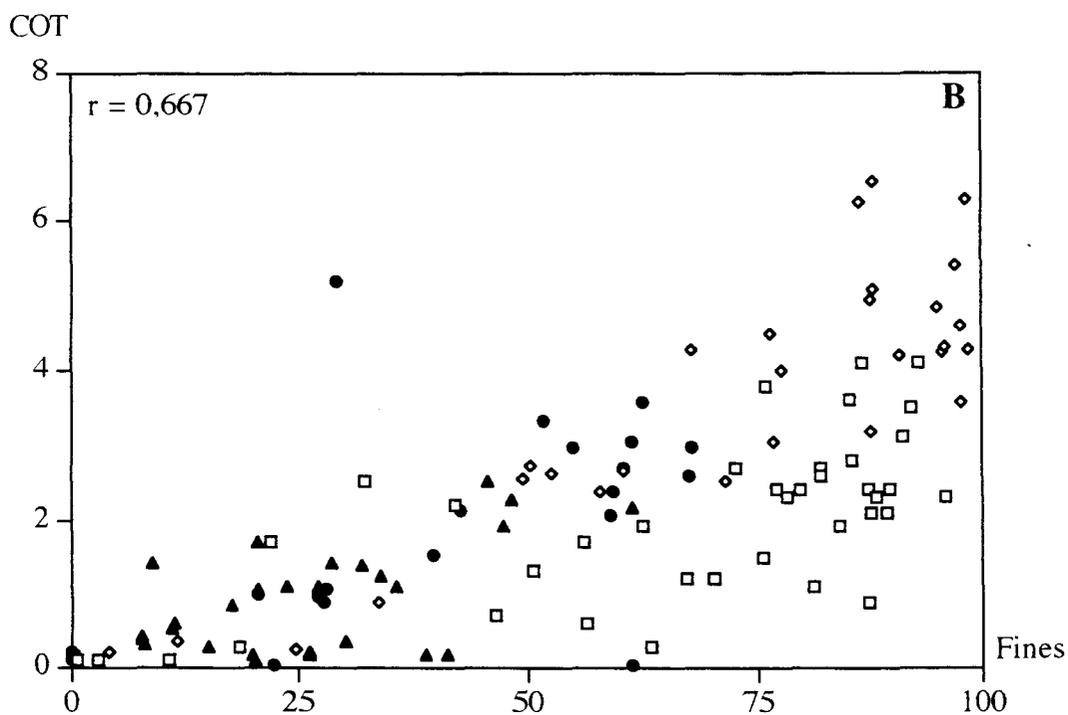
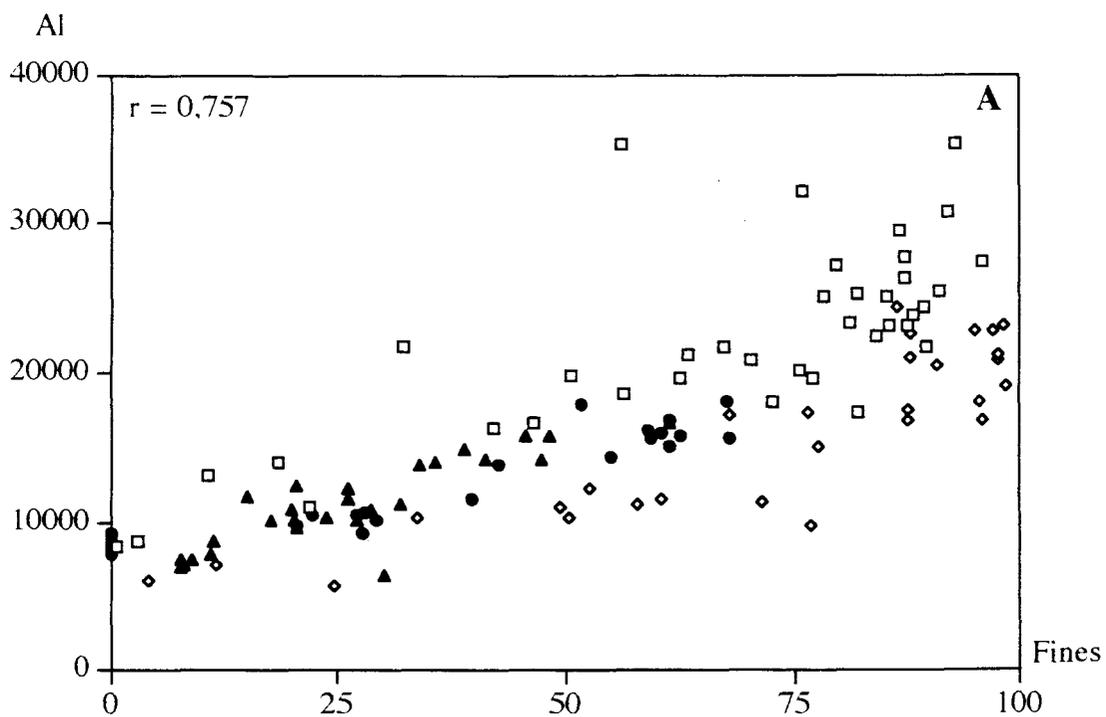


Fig. 16: Corrélation entre les paramètres normalisateurs (AI (en mg/kg PS) et COT (en % PS)) et le pourcentage de fraction fine (Fines <math><63\mu\text{m}</math>) des sédiments littoraux du Nord/Pas-de-Calais (nombre de stations: 120).

Code	Espèce	Code	Espèce
Aab	<i>Abietinaria abietina</i>	Mom	<i>Modiolus modiolus</i>
Aba	<i>Abra alba</i>	Myb	<i>Mysella bidentata</i>
Acc	<i>Actinia equina</i>	Mye	<i>Mytilus edulis</i>
Acs	<i>Actinothoë sp. + Sagartia sp.</i>	Mys	<i>Mysis sp.</i>
Alg	<i>Alcyonidium gelatinosum</i>	Naa	<i>Natica alderi</i>
Amg	<i>Anphitrite gracilis</i>	Nai	<i>Nassarius incrassatus</i>
Aml	<i>Ammodytes lanceolatus</i>	Nan	<i>Nemertesia antennina</i>
Arc	<i>Archidoris sp.</i>	Nar	<i>Nassarius reticulatus</i>
Arm	<i>Arenicola marina</i>	Nci	<i>Nephtys cirrosa</i>
Asr	<i>Asterias rubens</i>	Nea	<i>Neptunea antiqua</i>
Bac	<i>Balanus crenatus</i>	Nec	<i>Nephtys caeca</i>
Bas	<i>Bathyporeia sp.</i>	Ned	<i>Nereis diversicolor</i>
Cac	<i>Capitella capitata</i>	Neh	<i>Nephtys hombergii</i>
Cag	<i>Cardium glaucum</i>	Nel	<i>Nereis longissima</i>
Cam	<i>Carcinus maenas</i>	Ner	<i>Nerine cirratulus</i>
Cap	Capitellidae	Nol	<i>Notomastus latericeus</i>
Cas	<i>Callianassa subterranea</i>	Nyg	<i>Nymphon gracile</i>
Cee	<i>Cerastoderma edule</i>	Obg	<i>Obelia geniculata</i>
Cel	<i>Cerianthus lloydii</i>	Opa	<i>Ophiura acertosa</i>
Cer	<i>Cephalotrix rufifrons</i>	Opf	<i>Ophiotrix fragilis</i>
Cho	<i>Chlamys opercularis</i>	Opt	<i>Ophiura texturata</i>
Cic	<i>Cirratulus cirratus</i>	Owf	<i>Owenia fusiformis</i>
Cit	<i>Cirrifornia tentaculata</i>	Paj	<i>Paludestrina jenkinsi</i>
Cor	<i>Conopeum reticulatum</i>	Pek	<i>Pectinaria koreni</i>
Cov	<i>Corophium volutator</i>	Phd	<i>Pholas dactylus</i>
Crc	<i>Crangon crangon</i>	Phm	<i>Phyllodoce maculata</i>
Crf	<i>Crepidula fornicata</i>	Phs	<i>Phyllodoce sp.</i>
Dis	<i>Diastylis sp.</i>	Pll	<i>Platyonichus latipes</i>
Ecc	<i>Echinocardium cordatum</i>	Poh	<i>Portunus holsatus</i>
Elp	<i>Electra pilosa</i>	Pop	<i>Portunus pusillus</i>
Ena	<i>Ensis arcuatus</i>	Pos	<i>Portunus sp.</i>
Etp	<i>Eteone picta</i>	Pre	<i>Prosorhochmus claparedi</i>
Eup	<i>Eurydice pulchra</i>	Pyl	<i>Pycnogonum littorale</i>
Flf	<i>Flustra foliacea</i>	Sap	<i>Sabella pavonina</i>
Gic	<i>Gibbula cineraria</i>	Sca	<i>Scoloplos armiger</i>
Giu	<i>Gibbula umbilicalis</i>	Sec	<i>Scala commutata</i>
Glc	<i>Glycera convoluta</i>	Sci	<i>Scolelepis ciliata</i>
Gls	<i>Glycera sp.</i>	Scp	<i>Scrobicularia plana</i>
Gos	<i>Gobius sp.</i>	Scs	<i>Scalibregma sp.</i>
Haa	<i>Haustorius arenarius</i>	Sct	<i>Scala turtonae</i>
Har	<i>Harmothoë reticulata</i>	Sec	<i>Sertularia cupressina</i>
Hyf	<i>Hydrallmania falcata</i>	Sep	<i>Sertularella polyzonias</i>
Hyu	<i>Hydrobia ulvae</i>	Sim	<i>Sigalion mathildae</i>
Lac	<i>Lanice conchilega</i>	Stb	<i>Sthenelais boa</i>
Lib	<i>Lineus bilineatus</i>	Stm	<i>Stenothoë monoculoïdes</i>
Lil	<i>Littorina littorea</i>	Tef	<i>Tellina fabula</i>
Lis	<i>Littorina saxatilis</i>	Ter	<i>Terebellidae</i>
Mab	<i>Macoma balthica</i>	Urs	<i>Urothoë sp.</i>
Map	<i>Magelona papillicornis</i>	Vep	<i>Venerupis pullastra</i>
Mas	<i>Mactra solida</i>	Via	<i>Vibilia armata</i>
Mja	<i>Micrura aurantiaca</i>		

Tab. 15: Codes des espèces benthiques.

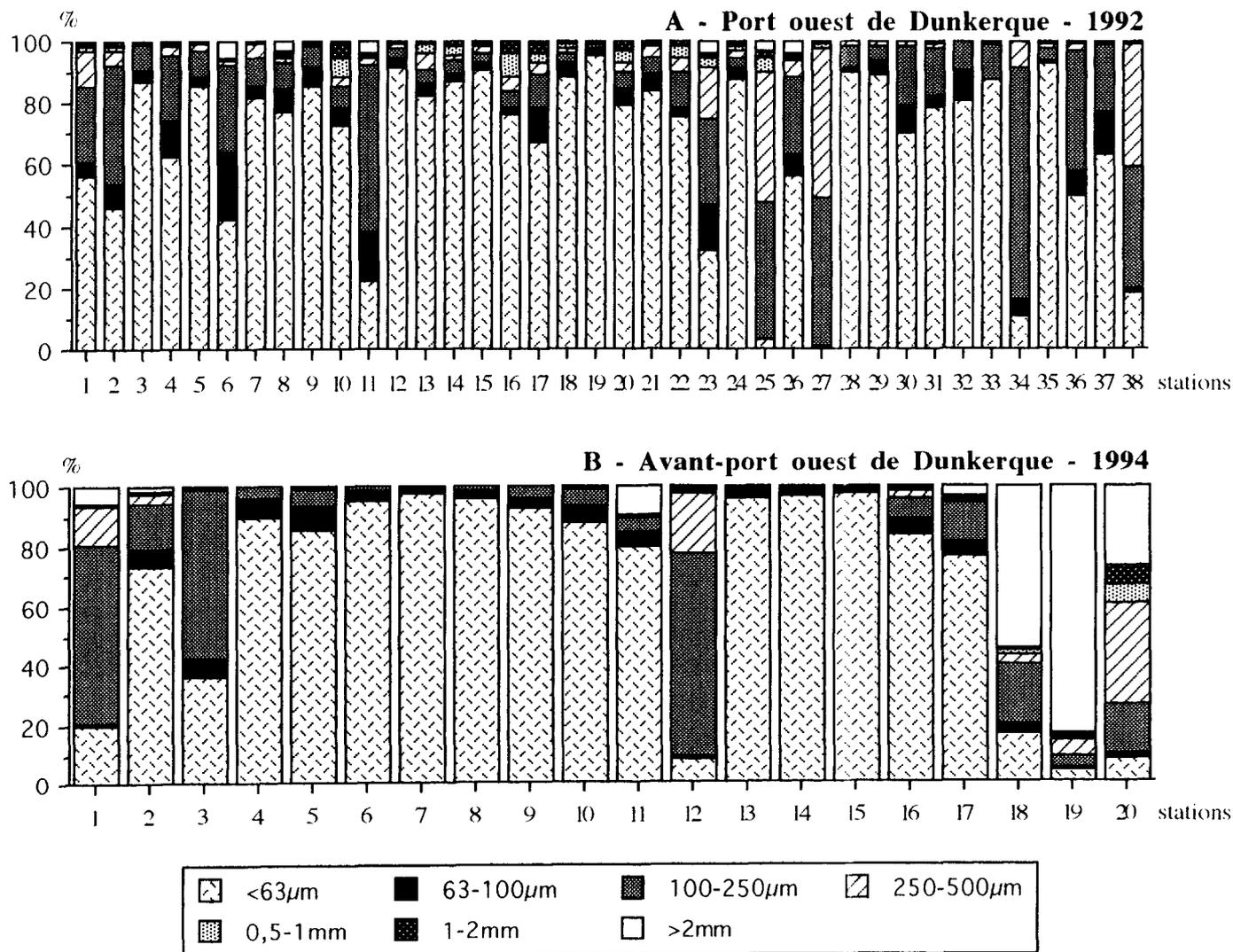


Fig. 17: Pourcentage des fractions granulométriques dans les échantillons de sédiments prélevés dans le port ouest de Dunkerque (A: 1992; B: 1994).

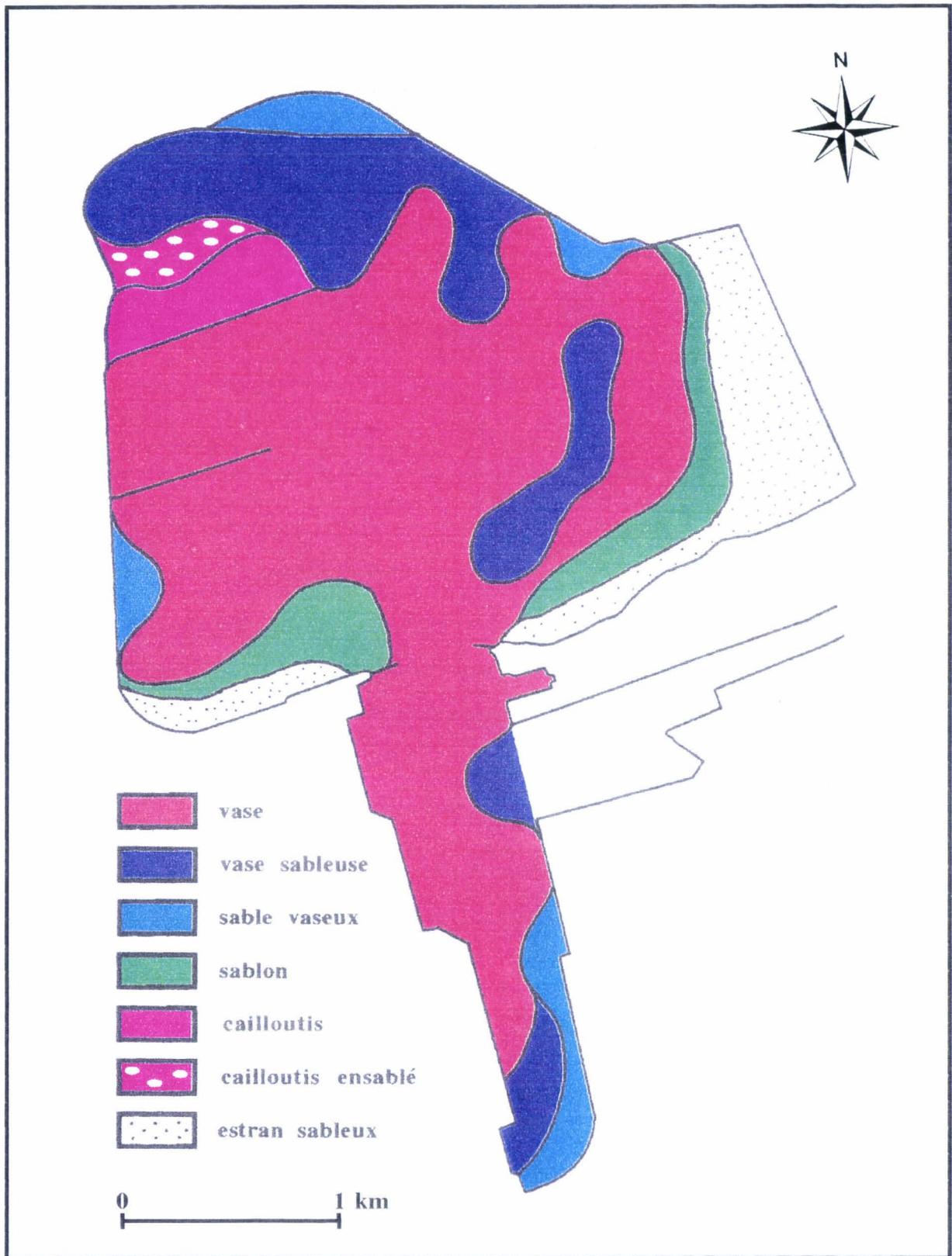


Fig. 18: Faciès sédimentaires subtidaux du port ouest de Dunkerque.

75% en 1994. Ces sédiments fins caractérisent le chenal d'entrée, l'avant-port et le bassin de l'Atlantique (Fig. 18). Les vases sableuses sont cantonnées au chenal et le long de la jetée du Clipon au nord, au talus bordant le cercle d'évitage au sud-est, à l'entrée de la darse de la Manche et à la partie sud du bassin de l'Atlantique. Les sables vaseux ($5 < \% \text{ de lutites} < 25$) sont localisés entre la prise d'eau EDF et l'apponement pétrolier des Flandres à l'ouest, au nord de la jetée du Clipon et forment l'estran situé au sud-est du bassin de l'Atlantique. On note aussi la présence de ce sable vaseux au nord-est du port, le long de la jetée du Clipon. Les sablons marquent la zone de transition entre les vases portuaires et les estrans sableux situés au sud-ouest et au sud-est de l'avant-port. Les cailloutis qui caractérisent les stations 18, 19 et 20 (campagne de 1994), au nord de la jetée du Dyck, sont consécutifs à un empierrement artificiel réalisé par le Port Autonome de Dunkerque (Steen, communication personnelle). L'ensablement partiel des galets (plus de 50% du poids de l'échantillon constitué par les fractions 100-500 μm) noté à la station 20 résulte sans doute de sa proximité avec le chenal d'entrée du port, lui-même vaso-sableux.

III.1.1.2 Paramètres chimiques des sédiments

Quinze paramètres chimiques ont été dosés sur la fraction sédimentaire $< 2\text{mm}$ au niveau des 38 stations échantillonnées en 1992. Les teneurs en métaux, NTK, P, COT sont rassemblées dans l'annexe 4 et y sont associées au pourcentage de fines. Seuls neuf métaux ont été analysés dans la fraction fine des sédiments dunkerquois (annexe 5), à l'exception de ceux de la station 27 dont la quantité de fines récoltée était insuffisante. Les résultats compilés dans chacune de ces matrices ont été soumis à une analyse en composantes principales (ACP) après que les données aient été normées, c'est-à-dire centrées et réduites. Le plan de projection déterminé par les axes I et II de l'ACP des données de la fraction $< 2\text{mm}$, associées à la teneur en fines des sédiments, représente plus de 75% de l'inertie totale du nuage de points (Fig. 19A). La matrice des corrélations totales entre les seize paramètres du tableau de contingence ainsi constitué est reproduite dans l'annexe 6A. Le cercle de corrélation (Fig. 19A) démontre que 13 des 16 paramètres sont positivement corrélés et déterminent l'axe I de l'ACP. Hg et Zn sont très bien corrélés ($P < 0,001$) mais se détachent du gradient principal associé à l'axe I. Cd n'est lui corrélé à aucun autre paramètre contrôlé. Sur le plan de projection des stations, plusieurs groupes peuvent être discernés. La plupart des stations du bassin de l'Atlantique sont regroupées. Seule la station 35 (quai Péchiney) s'individualise de ce groupe à cause de teneurs fortes en Al et Fe. A l'opposé, les stations 34 et 38 de l'estran sablo-vaseux situé au sud-est de ce bassin se rapprochent des stations sablonneuses (25, 27) et sablo-vaseuse (11) de l'avant-port. Deux des stations du cercle d'évitage (12, 15) sont enfin associées et sont séparées des autres stations de l'avant-port par des teneurs particulièrement élevées en Zn et, dans une moindre mesure, en Hg.

Le cercle des corrélations de l'ACP (Fig. 19B) des teneurs métalliques mesurées sur la fraction sédimentaire $< 63\mu\text{m}$ traduit une dispersion des paramètres, même si six des neuf métaux dosés, positivement corrélés ($P < 0,001$, annexe 6B) déterminent l'axe I du plan de projection. L'axe II repose sur une opposition significative ($P < 0,05$) de Cu et Cd, ce dernier étant en outre corrélé à Zn. Sur le plan de projection des stations (inertie sur les axes I et II $> 62\%$), trois ensembles se détachent d'un noyau central regroupant 30 des 37 échantillons analysés. Le premier associe les stations 11 et 25 qui sont une fois encore, en l'absence de la station 27, opposées au gradient de teneurs déterminé

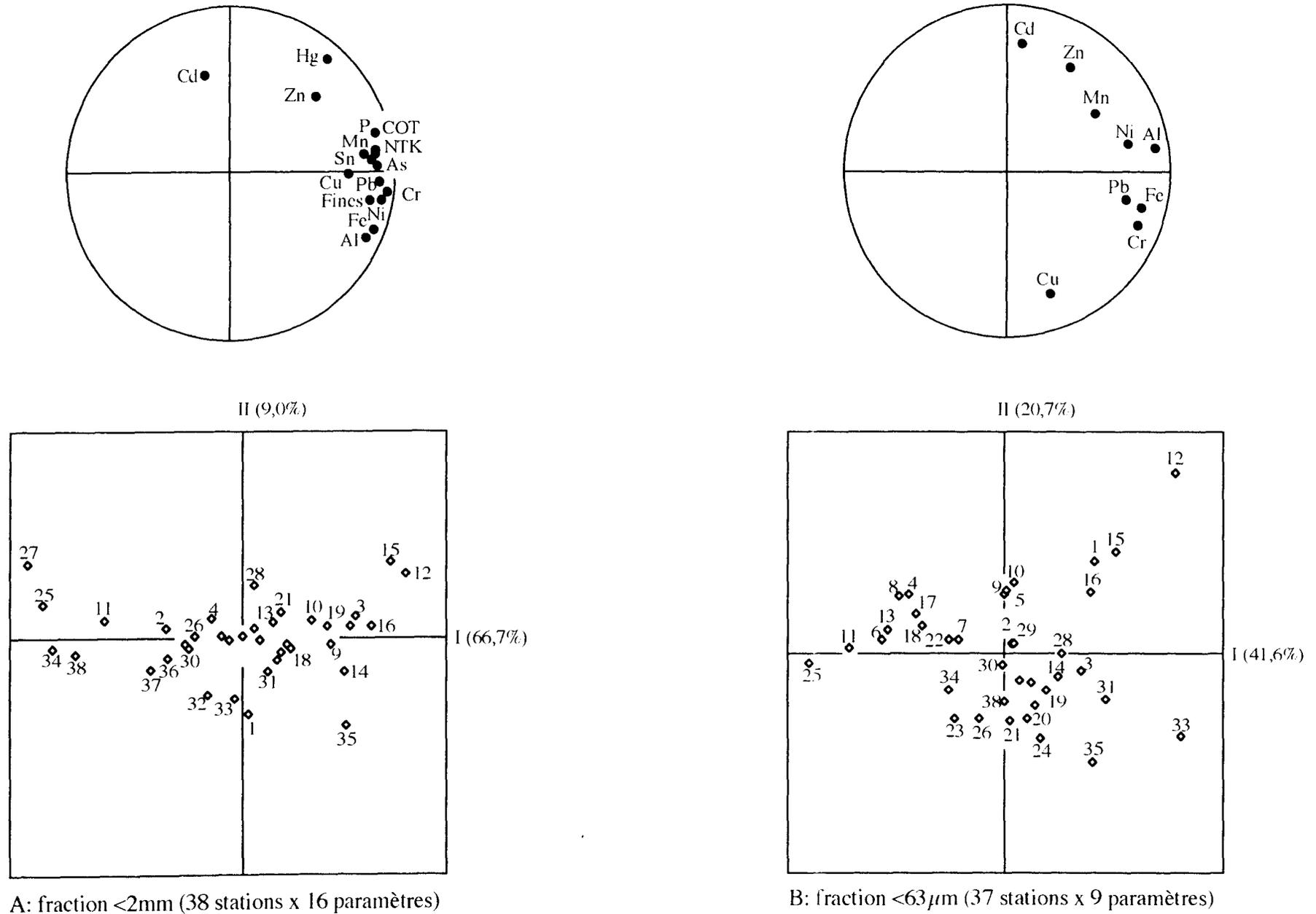


Fig. 19: ACP normée des paramètres sédimentaires du port ouest de Dunkerque.

par l'axe I. Le deuxième rassemble les stations 12 et 15 auxquelles s'ajoutent la station 1 pour des teneurs importantes en Zn, et la station 16 à cause d'une teneur élevée en Mn. Enfin, la station 33 se singularise par les teneurs en Al et Fe les plus élevées parmi celles déterminées sur cette fraction sédimentaire.

Si l'on excepte Cd, les faibles teneurs caractérisant les stations sablonneuses de bas de plage (st. 25 et 27) dans l'avant-port s'opposent à un enrichissement des vases portuaires pour la plupart des paramètres contrôlés. Ce constat est confirmé par les ACP normées réalisées sur les données de la fraction <2mm normalisées par Al ou COT (Fig. 20). La normalisation par Al (Fig. 20A) fait apparaître de plus une relative homogénéité de la plupart des sédiments prélevés dans le bassin de l'Atlantique (st. 30 à 38), en opposition au gradient principal (axe I) regroupant 12 des 14 paramètres. L'axe II est déterminé principalement par une corrélation positive entre Cd/Al (auquel se superpose le groupe des stations 25 et 27) et Hg/Al (Fig. 20A et annexe 7A). Les stations 10, 13 et 15 forment un groupe lié aux valeurs fortes du gradient matérialisé par l'axe I. L'ACP des données normalisées par COT (Fig. 20B) met en exergue une très forte ressemblance de 30 des 38 stations dunkerquoises ($COT \geq 1,20\%$). Seules quelques stations se détachent de ce noyau le long de l'axe I (inertie >80%) déterminé par une corrélation positive de la majorité des paramètres (annexe 7B). Les stations 25 et 27, pauvres en COT (<0,10%), sont attirées par Cd/COT. Certaines stations du bassin de l'Atlantique (33, 34, 37, 38), caractérisées elles aussi par des valeurs faibles en COT ($\leq 0,90\%$), tout comme les stations 2 ($COT=0,70\%$) ou 26 ($COT=0,60\%$), se répartissent entre le noyau principal de stations et l'extrémité du gradient de teneurs.

III.1.1.3 Macrozoobenthos

La campagne menée en 1992 afin d'échantillonner les sédiments superficiels du port ouest de Dunkerque comportait des prélèvements de macrozoobenthos. Sur les 38 stations prospectées (Fig. 14A), seules 8 (st. 2, 6, 8, 11, 25, 26, 27, 36) abritaient des benthos (Romont *et al.*, 1993). Comme l'avait déjà noté Müller (1983), les peuplements benthiques sont apparus très pauvres, sinon inexistant, dans les parties navigables de l'avant-port, particulièrement dans le cercle d'évitage soumis à de fréquents dragages. Cette campagne a par contre démontré que l'essentiel du benthos de la zone subtidale était cantonnée au niveau du talus entourant le cercle d'évitage, au bas des estrans est et ouest et jusqu'à l'entrée du bassin de l'Atlantique. Si l'on excepte l'unique station 36 présentant une faible abondance (27 individus) pour 10 espèces identifiées, le bassin de l'Atlantique, défini par Chaussepied *et al.* (1989) comme une zone aux échanges modérés avec le milieu marin littoral, apparaît peu propice à l'installation et à la pérennité du benthos.

Au vu de ces premiers résultats, une seconde campagne a été effectuée en 1994. Vingt stations réparties à l'entrée de l'avant-port et autour du cercle d'évitage ont été échantillonnées (Fig. 14B). Sur les cent échantillons prélevés, 64 espèces couvrant 8 embranchements ont été identifiées et leur constance a été calculée (Tab. 16). Avec 21 espèces, les annélides polychètes constituent le taxon le mieux représenté, suivi des mollusques (8 espèces de bivalves et 8 espèces de gastéropodes) et 9 espèces de crustacés. Les 6 taxons restant regroupent les 15 autres espèces. Seules les espèces *Abra alba* (mollusque bivalve) et *Nephtys hombergii* (annélide polychète) sont constantes (constances respectives de 90 et 58%). 4 espèces (ou groupe d'espèces) sont communes, 8 peu communes et la

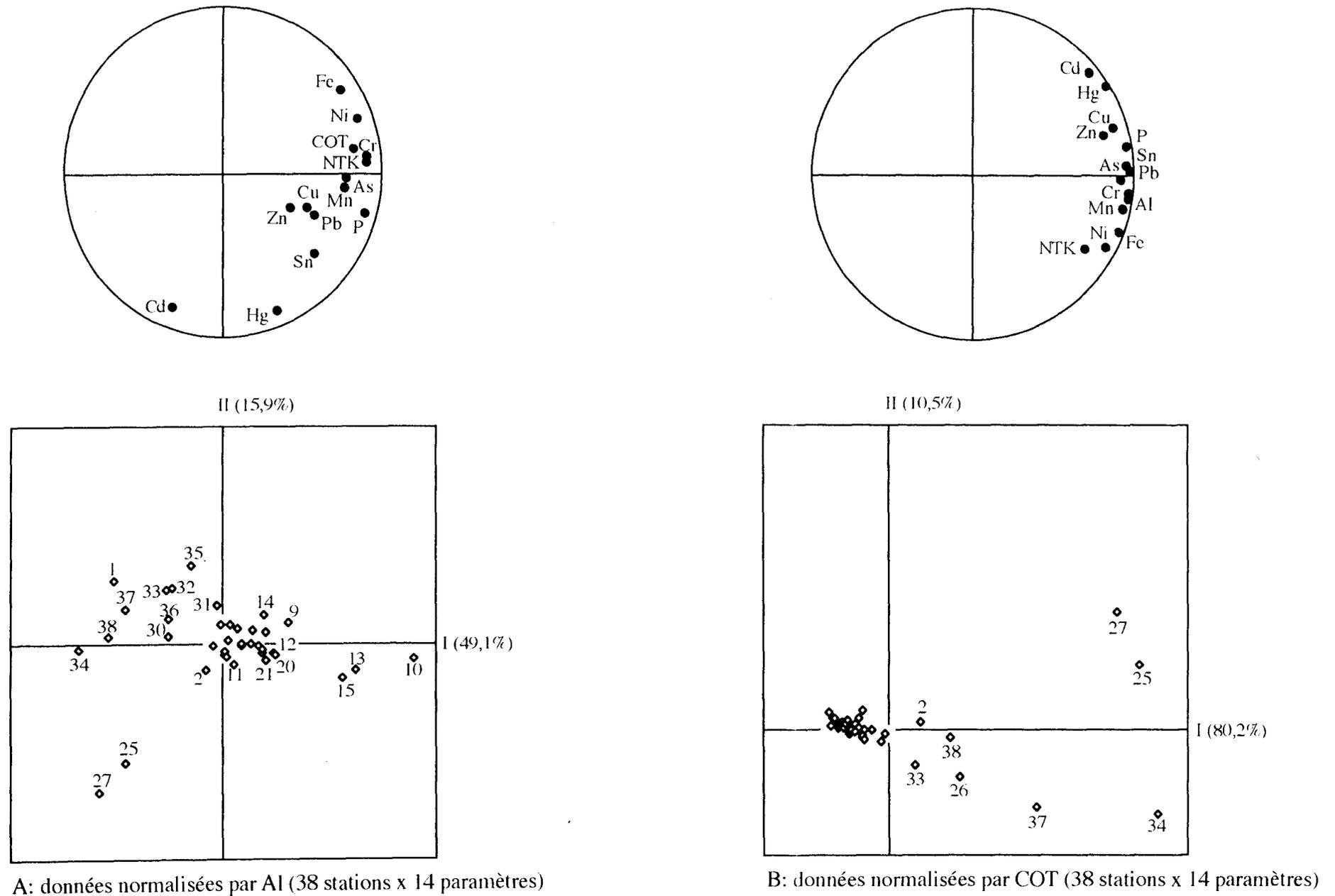


Fig. 20: ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction <2mm) du port ouest de Dunkerque normalisés par Al et COT.

Phylum	Espèce	Constance %	
Cnidaires hydrozoaires	<i>Abietinaria abietina</i>	8	
	<i>Hydrallmania falcata</i>	17	
	<i>Obelia geniculata</i>	8	
	<i>Sertularia cupressina</i>	15	
Cnidaires anthozoaires	<i>Actinothoë sp. + Sagartia sp.</i>	44	
	<i>Cerianthus lloydii</i>	8	
Némertes	<i>Lineus bilineatus</i>	6	
Annélides polychètes	<i>Arenicola marina</i>	2	
	<i>Capitella capitata</i>	19	
	<i>Cirriformia (Audouinia) tentaculata</i>	8	
	<i>Eteone picta</i>	8	
	<i>Glycera sp.</i>	8	
	<i>Harmothoë reticulata</i>	9	
	<i>Lanice conchilega</i>	22	
	<i>Nephtys cirrosa</i>	29	
	<i>Nephtys hombergii</i>	58	
	<i>Nereis (Hediste) diversicolor</i>	3	
	<i>Nereis longissima</i>	25	
	<i>Notomastus latericeus</i>	13	
	<i>Owenia fusiformis</i>	3	
	<i>Pectinaria koreni</i>	8	
	<i>Phyllodoce maculata</i>	12	
	<i>Phyllodoce sp.</i>	8	
	<i>Sabella pavonina</i>	4	
	<i>Scalibregma sp.</i>	6	
	<i>Scoloplos armiger</i>	3	
	<i>Siheneleis boa</i>	21	
	<i>Terebellidae</i>	1	
Bryozoaires	<i>Alcyonidium gelatinosum</i>	1	
	<i>Conopeum reticulum</i>	17	
	<i>Electra pilosa</i>	2	
Mollusques bivalves	<i>Abra alba</i>	90	
	<i>Chlamys opercularis</i>	1	
	<i>Ensis arcuatus</i>	1	
	<i>Macoma balthica</i>	2	
	<i>Mactra solida</i>	1	
	<i>Mytilus edulis</i>	1	
	<i>Pholas dactylus</i>	1	
	<i>Venerupis pullastra</i>	10	
Mollusques gastéropodes	<i>Archidoris sp.</i>	3	
	<i>Crepidula fornicata</i>	7	
	<i>Gibbula cineraria</i>	1	
	<i>Hydrobia ulvae</i>	1	
	<i>Nassarius incrassatus</i>	12	
	<i>Nassarius reticulatus</i>	32	
	<i>Scala commutata</i>	1	
	<i>Scala turtonae</i>	1	
	Crustacés décapodes	<i>Callinassa subterranea</i>	1
		<i>Carcinus maenas</i>	3
<i>Portunus holsatus</i>		5	
<i>Portunus pusillus</i>		2	
<i>Portunus sp.</i>		3	
Crustacés cirripèdes	<i>Balanus crenatus</i>	16	
Crustacés amphipodes	<i>Diastylis sp.</i>	2	
	<i>Mysis sp.</i>	1	
	<i>Stenothoë monoculoïdes</i>	4	
Arachnides	<i>Nymphon gracile</i>	2	
	<i>Pycnogonum littorale</i>	1	
Echinodermes astéridés	<i>Asterias rubens</i>	3	
Echinodermes ophiuridés	<i>Ophiothrix fragilis</i>	4	
	<i>Ophiura texturata</i>	10	
Echinodermes échinidés	<i>Echinocardium cordatum</i>	7	
Poissons	<i>Gobius sp.</i>	1	

Tab. 16: Liste et constance des 64 espèces recueillies sur l'ensemble des 20 stations échantillonnées dans l'avant-port ouest de Dunkerque (campagne de 1994).

majorité des espèces (49 sur 64) sont rares (constance < 12.5%). Les 4 stations situées hors de l'enceinte portuaire, avec 33 à 24 espèces, ont la faune la plus diversifiée et des densités importantes (de 2650 à 8448 individus (ind.) pour une surface de 1m²) (Tab. 17). A l'opposé, 14 des 16 stations situées dans l'avant-port ont une richesse spécifique moindre (moins de 16 espèces). Ainsi, les stations 11 et 12, aux 26 et 20 espèces respectives, se distinguent des stations 2 à 10 et 13 à 17. La faune des stations 7, 8, 9 et 15 est particulièrement pauvre qualitativement et quantitativement ($S \leq 5$; 68 ind./m² au maximum). Les indices de diversité calculés varient de 0,16 à 3,70 (H') et de 0,60 à 4,37 (d). Si l'on excepte les stations 11 et 12 localisées au sud de l'appontement pétrolier des Flandres (APF), les indices de Margalef les plus élevés sont ceux des stations extérieures au port (st. 1, 18, 19, 20; $3,06 \leq d \leq 4,13$). La station 19, avec ses 33 espèces pour 3606 ind./m², présente en outre l'indice de Shannon-Wiener le plus important (H'=3,70) et un indice d'équitabilité élevé (E=0,73). A l'inverse, la station 4, dont la faune est peu diversifiée (H'=0,16; d=0,61; E=0,06), abrite un grand nombre d'individus (7110/m²). Une ACP rassemblant les densités, la richesse spécifique, les indices de diversité H' et d, d'équitabilité et le pourcentage de fines des 20 stations de l'avant-port a été réalisée (Fig. 21). A l'exception de l'indice de Pielou (E), le cercle des corrélations (Fig. 21A) met en évidence l'opposition significative (Tab. 18) de la richesse en vase des sédiments et des densités et diversités faunistiques. Les stations extérieures au port (1, 18, 19, 20) et celles situées au sud de l'APF (st. 11 et 12) sont séparées d'un groupe principal comptant 13 des 20 stations (Fig. 21B). La station 4 s'en écarte également à cause d'indices de diversité et d'équitabilité très faibles.

Les espèces ou taxons ne sont pas uniformément répartis sur chacune des stations. Les mollusques dominent largement dans 15 des 16 stations de la zone intra-portuaire et à la station 18 (Fig. 22), avec des dominances moyennes comprises entre 57,8 (st. 5) et 98,2% (st. 4). Parmi ces mollusques, le bivalve *Abra alba* constitue la majorité de l'effectif. La dominance moyenne des annélides polychètes est importante à la station 12 (63,3%, pour seulement 25,5% de mollusques) et aux stations 1 (70,7%) et 19 (84,3%). La station 20 révèle un équilibre entre bivalves et polychètes (respectivement 50,3 et 48,7%). Sont aussi remarquables les dominances de l'oursin *Echinocardium cordatum* à la station 3 (27,1%; 54 ind.) et de l'ophiuride *Ophiothrix fragilis* à la station 15 (28,6%; 8 ind.). Les autres taxons (cnidaires, arthropodes, némerthes, bryozoaires et poissons) sont minoritaires dans les communautés benthiques en place.

L'analyse factorielle des correspondances simples (AFC) réalisée sur la matrice des abondances spécifiques (20 stations x 55 espèces ou groupes d'espèces; annexe 8) permet de mettre en évidence les associations faunistiques en relation avec les stations échantillonnées. Le plan de projection défini par les axes I et II représente 56,3% de l'inertie totale du nuage de points (Fig. 23). Quinze des vingt stations sont groupées (Fig. 23A). Elles correspondent à la majorité des stations intraportuaires, mais sont associées à la station 18 située à l'entrée du port, au-delà de la jetée du Dyck. Les abondances du mollusque bivalve *Abra alba* (Aba) et de l'annélide polychète *Nephtys hombergii* (Neh) caractérisent cet ensemble de stations, en association avec 8 autres espèces qui ne sont pas présentes de façon systématique dans ces 15 stations (Fig. 23B). A ce groupe principal de stations s'opposent, le long de l'axe I, les stations 1 et 19 au niveau desquelles dominent l'annélide tubicole *Lanice conchilega*

Station	effectif total	densité/m ²	S	H'	d	E
1	1704	3408	28 (25)	1,70	3,63	0,35
2	428	856	15 (11)	1,05	2,30	0,29
3	198	396	7 (6)	1,46	1,13	0,52
4	3555	7110	6 (3)	0,16	0,61	0,06
5	80	160	11 (9)	2,28	2,26	0,66
6	295	590	7 (7)	0,73	1,05	0,28
7	34	68	5 (4)	1,12	1,13	0,48
8	10	20	4 (3)	1,27	1,25	0,63
9	30	60	4 (3)	1,25	1,87	0,63
10	111	222	13 (11)	2,03	2,52	0,55
11	306	612	26 (25)	2,84	4,37	0,60
12	294	588	20 (20)	3,00	3,34	0,69
13	539	1078	7 (4)	0,60	0,94	0,21
14	210	420	7 (3)	0,84	1,10	0,30
15	28	56	3 (3)	1,19	0,60	0,75
16	171	342	11 (10)	1,70	1,94	0,49
17	601	1202	12 (12)	0,86	1,72	0,24
18	4224	8448	29 (25)	0,90	3,12	0,18
19	1803	3606	33 (26)	3,70	4,13	0,73
20	1325	2650	24 (20)	1,42	3,06	0,31

S: richesse spécifique (entre parenthèses: nombre d'espèces dont les individus ont été dénombrés); H': indice de Shannon-Wiener; d: indice de Margalef; E: indice d'équitabilité de Pielou.

Tab. 17: Abondance, densité, richesse spécifique et indices de diversité et d'équitabilité du macrozoobenthos des stations de l'avant-port ouest de Dunkerque.

	Fines	Densité	S	H'	d	E
Fines	1					
Densité	-0,463 ^c	1				
S	-0,806 ^a	0,493 ^c	1			
H'	-0,490 ^c	-0,182	0,598 ^b	1		
d	-0,685 ^a	0,227	0,925 ^a	0,767 ^a	1	
E	-0,050	-0,549 ^c	0,013	0,733 ^a	0,263	1

Corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05.

Tab. 18: Coefficients de corrélation des variables biologiques et du pourcentage de fraction fine des stations de l'avant-port ouest de Dunkerque.

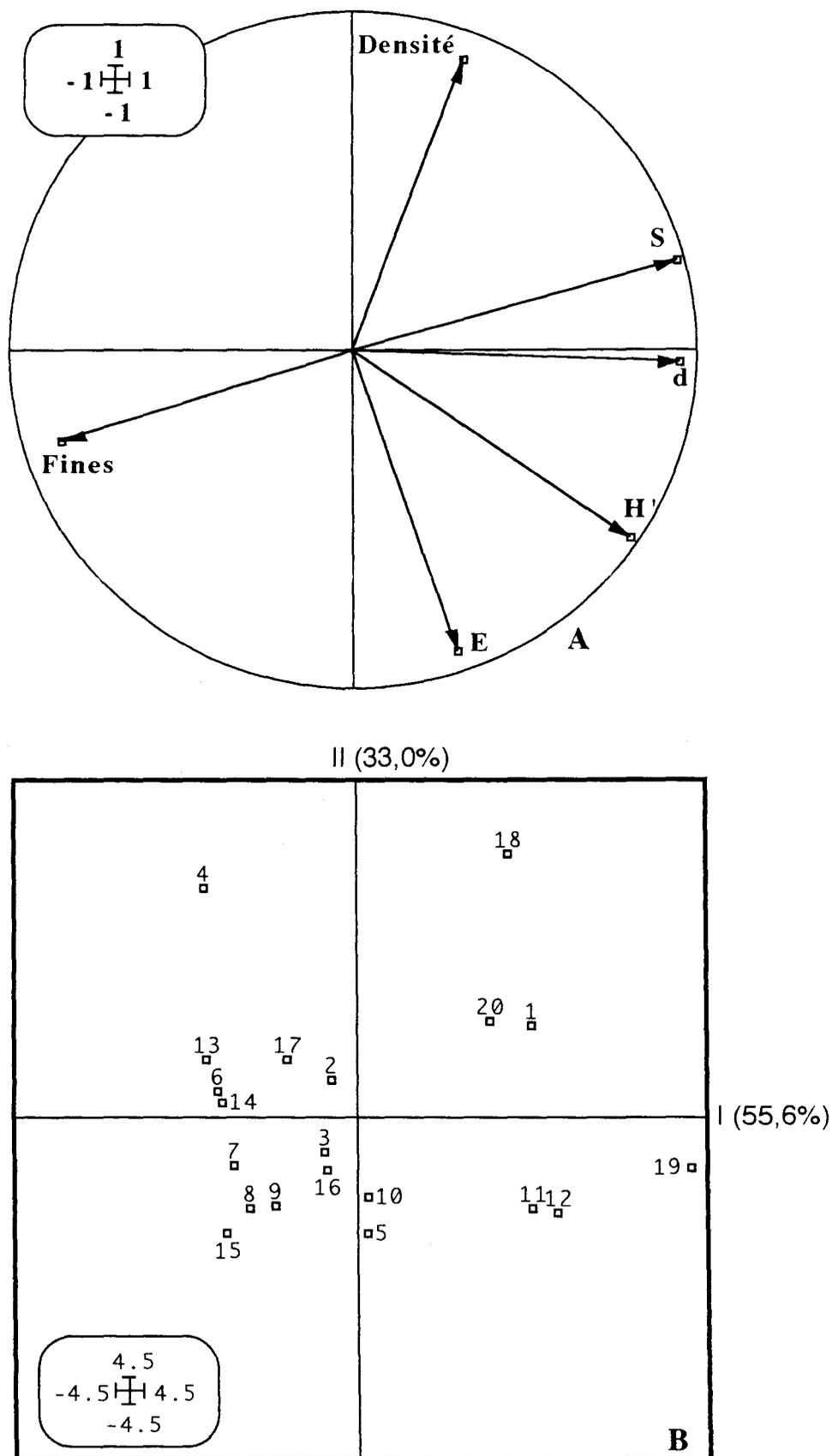


Fig. 21: ACP normée des variables biologiques et du pourcentage de fraction fine des stations de l'avant-port ouest de Dunkerque. A: cercle des corrélations; B: plan de projection des stations selon les axes I et II.

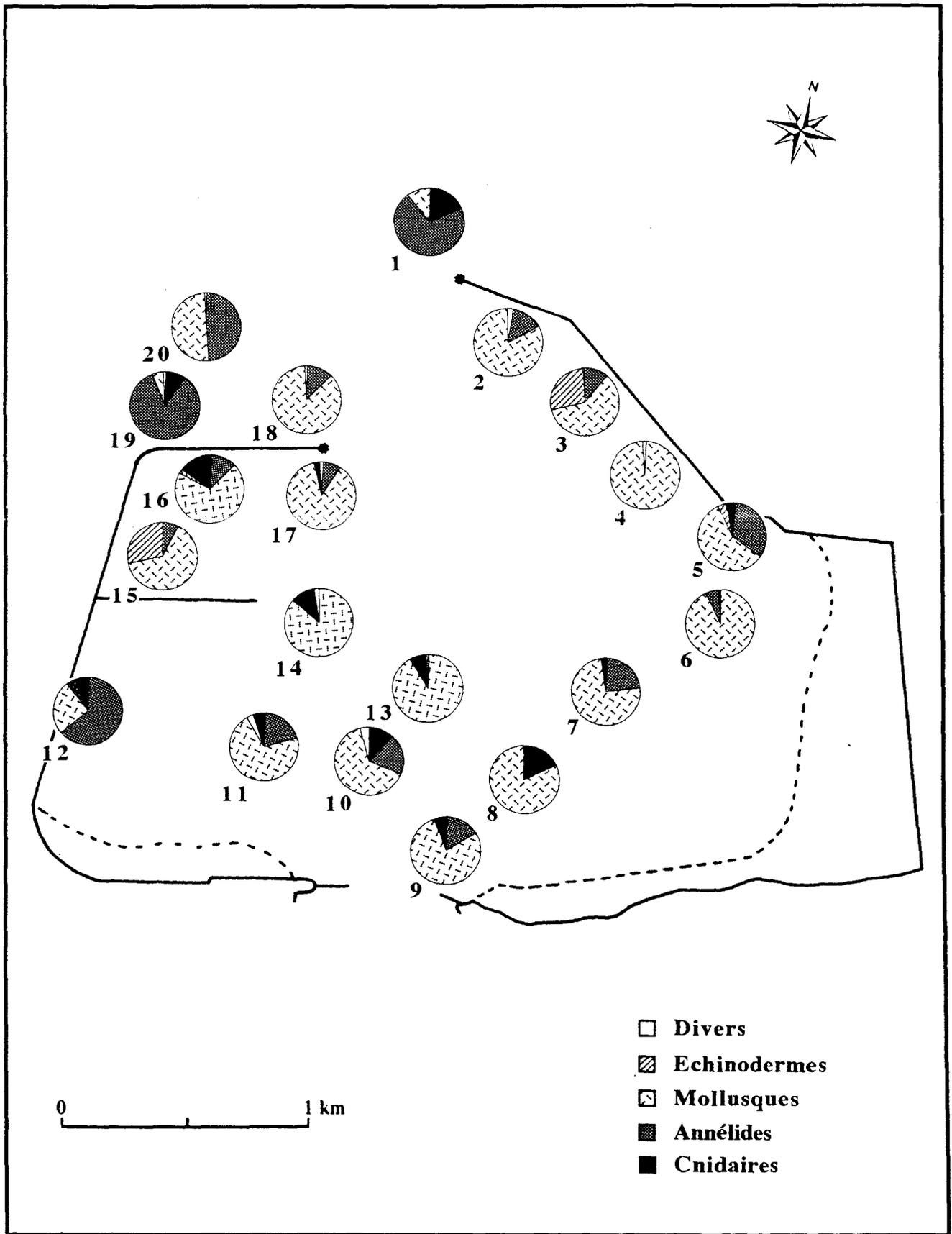


Fig. 22: Dominances taxonomiques de la macrofaune benthique de l'avant-port ouest de Dunkerque.

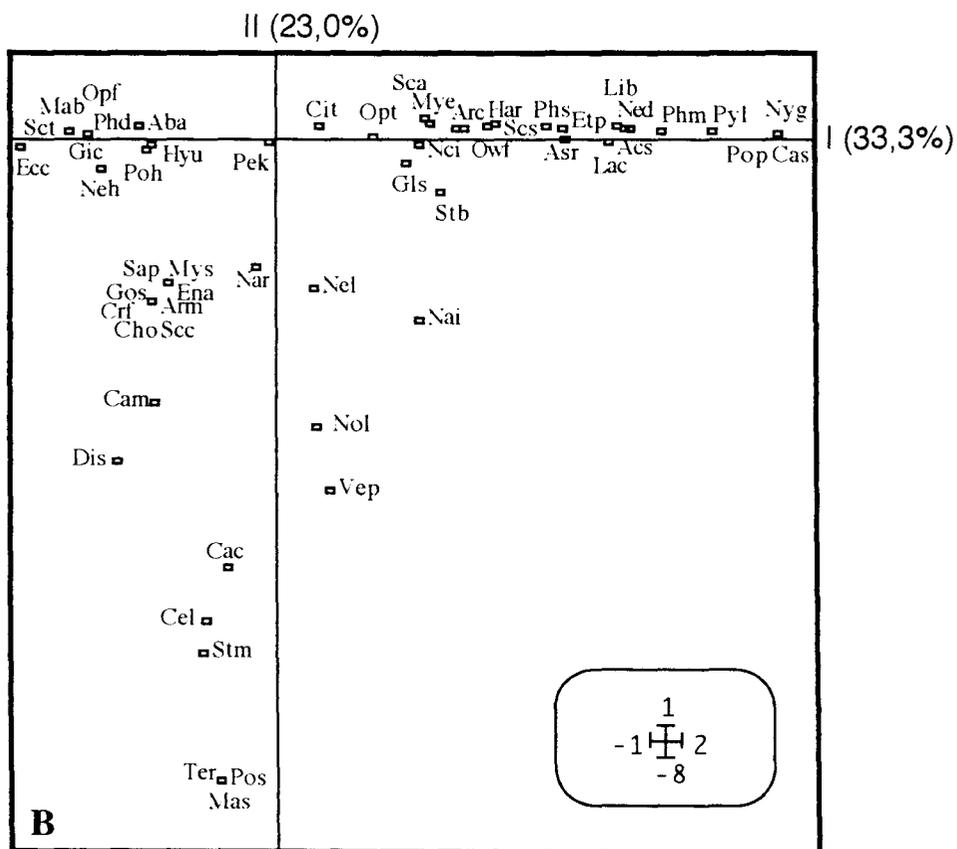
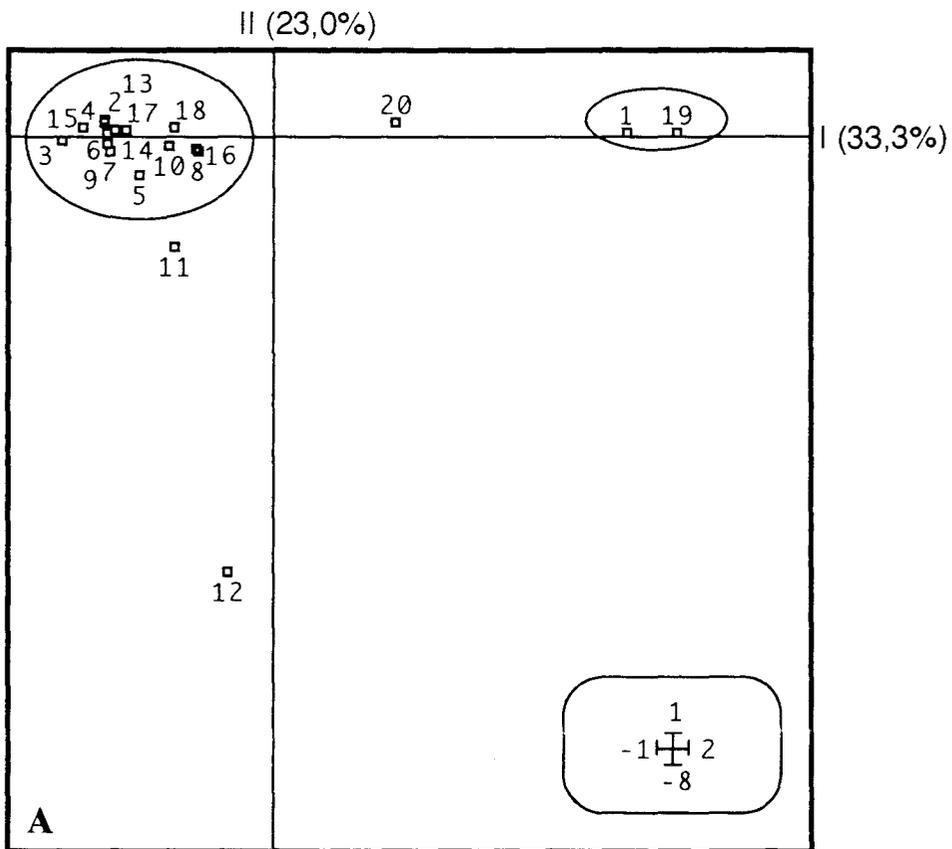


Fig. 23: Plans de projection des stations (A) et des espèces (B) de l'avant-port ouest de Dunkerque selon les axes I et II de l'AFC de la matrice des abondances.

(Lac) et les anémones des genres *Actinothoë* et *Sagartia* (Acs) (dominances respectives de 65,4 à 70,7 et de 17,6 à 8,3%), accompagnées de plus d'une vingtaine d'espèces en moindre abondance. La station 20 abrite en proportions à peu près équivalentes *L. conchilega* (595 ind., dominance=44,8%) et *A. alba* (667 ind., dominance=50,2%), ce qui explique sa position intermédiaire le long de l'axe I entre les deux groupes de stations précédemment décrits. La station 12 se distingue de toutes les autres sur l'axe II par ses annélides sédentaires *Capitella capitata* (Cac) (117 ind.; dominance=39,8%), *Notomastus latericeus* (Nol) (37 ind.; dominance=12,6%), l'anémone *Cerianthus lloydii* (Cel) (11 ind.; dominance=3,7%), le crustacé *Stenothoë monoculoïdes* (Stm) (11 ind.; dominance=3,7%) et le bivalve *Venerupis pullastra* (Vep) (10 ind.; dominance=3,4%). La station 11 est proche du groupe principal de 15 stations, sans y être intégrée. Elle présente une proportion non négligeable d'*A. alba* (153 ind.; dominance=49,8%) cohabitant avec un assemblage d'espèces originales pour l'avant-port, dont l'annélide tubicole *Sabella pavonina* (Sap), des arénicoles (*A. marina*; Arm), des crépidules (*Crepidula fornicata*; Crf), et plusieurs autres n'ayant qu'un représentant unique. Les gastéropodes du genre *Nassarius* (*N. incrassatus* (Nai) et *N. reticulatus* (Nar)) et l'annélide polychète *Nereis longissima* (Nel) apparaissent plus ubiquistes et sont pour cette raison situés approximativement au centre d'un triangle dont les sommets seraient trois des groupes de stations identifiés (stations 1 et 19; 12; 2 à 10 + 13 à 18).

Le même type d'AFC a été réalisé après codage binaire de la présence/absence des espèces (annexe 9), en négligeant la pondération qu'implique l'utilisation d'un descripteur d'abondance. Le plan de projection défini par les axes I et II ne représente que 30,6% de l'inertie totale (Fig. 24). Trois groupes de stations sont à nouveau discriminés. La station 18 est, qualitativement, associée aux trois autres stations (1, 19, 20) extérieures au port (Fig. 24A). Elles sont caractérisées par plus d'une vingtaine d'espèces (Fig. 24B). La présence des annélides *Phyllodoceidae* (Phm + Phs), *Harmothoë reticulata* (Har), *Cirriformia tentaculata* (Cit), *Scalibregma sp.* (Scs), *Glycera sp.* (Gls), *Eteone picta* (Etp), *Scoloplos armiger* (Sca) et du némerte *Lineus bilineatus* (Lib) traduit la différence des communautés benthiques entre zone externe et zone intra-portuaire. On notera aussi l'association de *Capitella capitata* et de *Lanice conchilega* au niveau de ces stations. Par ailleurs, les stations 18 et 19 abritent le gastéropode *Archidoris sp.* (Arc), le bryozoaire *Conopeum reticulum* (Cor) et le crustacé *Balanus crenatus* (Bac) (ces deux dernières espèces étant également présentes à la station 20).

La station 11 apparaît isolée des autres avec un ensemble d'espèces particulières comprenant l'annélide tubicole *Sabella pavonina*, *Arenicola marina*, les mollusques *Chlamys opercularis* (Cho), *Ensis arcuatus* (Ena) et *Scala commutata* (Scc) et les crustacés *Mysis sp.* (Mys) (trouvées uniquement au niveau de cette station) ou *Stenothoë monoculoïdes* (Stm). Les 15 autres stations forment un ensemble très étalé où il est difficile de distinguer des regroupements particuliers.

En plus des assemblages faunistiques mis en évidence par les AFC, nous avons pu constater au sein d'une même famille (*Nephtydidae*) une différence de répartition des deux espèces recensées. Si *Nephtys hombergii* est très largement prépondérante à l'intérieur du port (de 100% à 71,4%), *Nephtys cirrosa* représente de 100% (stations 1 et 18) à 77,8% (station 20) des *Nephtydidae* à l'extérieur (la station 19, avec 1 représentant de chacune des espèces, étant particulièrement pauvre en *Nephtydidae*).

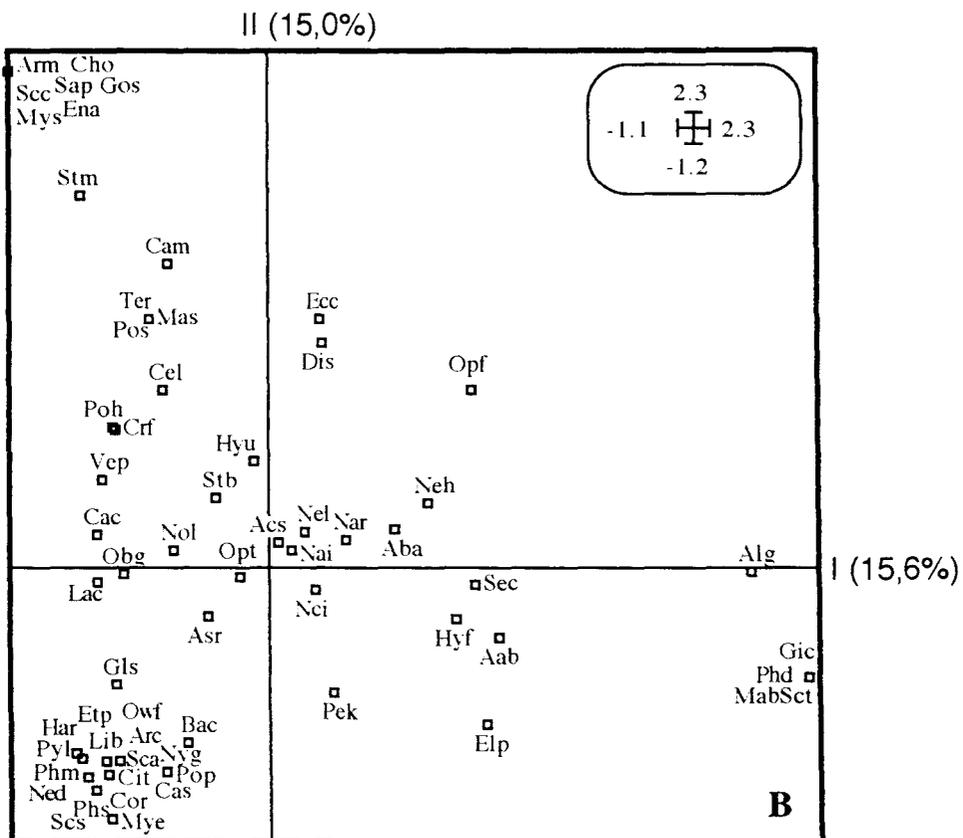
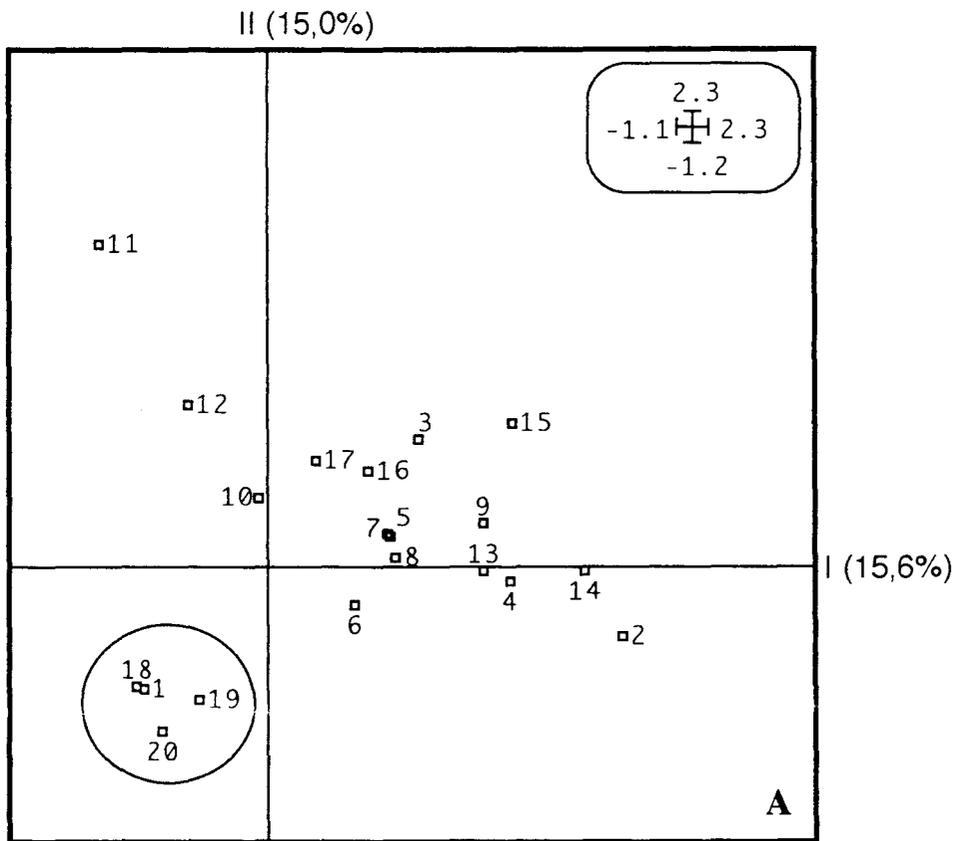


Fig. 24: Plans de projection des stations (A) et des espèces (B) de l'avant-port ouest de Dunkerque selon les axes I et II de l'AFC de la matrice de présence/absence.

Comparée aux 98 espèces recensées dans le port ouest de Dunkerque par Müller en 1983, la diversité animale de la zone semble avoir diminuée d'un tiers. Il demeure cependant difficile de conclure à une diminution réelle du nombre d'espèces vivant dans l'avant-port qui serait liée à une modification importante de la qualité du milieu. Une similitude apparaît dans la constance des principales espèces des vases portuaires entre 1983 et 1994. La seule différence majeure les concernant repose sur le remplacement de *Nephtys cirrosa* par *N. hombergii* comme espèce constante associée à *A. alba*.

III.1.2 Boulogne-sur-Mer

III.1.2.1 Granulométrie des sédiments

L'annexe 10 présente les pourcentages respectifs des sept fractions sédimentaires déterminées pour les échantillons boulonnais. La plupart des stations (17 sur 28) sont vaseuses. Cumulées aux vases sableuses, elles représentent près de 90% des stations prospectées (25 sur 28). La fraction 100-250 μ m est par contre largement dominante (>60% du poids sec de l'échantillon) au niveau des stations situées au nord de la rade (25, 27 et 28). Cette fraction est encore dominante (53,4%) à la station 8 (chenal d'accès à l'avant-port) mais est associée à 33,4% de vase (Fig. 25). Les vases portuaires sédimentent dans les bassins Loubet et Napoléon et dans l'avant-port à l'est, dans la darse Sarraz-Bournet au sud et dans les chenaux situés au sud de l'entrée de la rade (Fig. 26). Les vases sableuses caractérisent les talus entourant ces chenaux, par exemple le long de la digue Carnot, une partie importante de la rade, mais aussi le petit port. Seule la partie nord-est de la rade se singularise du reste du port par ses sédiments sablo-vaseux à sablonneux qui marquent la transition entre le substrat envasé et l'estran sableux situé à l'est, dans l'enceinte portuaire.

III.1.2.2 Paramètres chimiques des sédiments

L'annexe 11 rassemble les teneurs de la fraction sédimentaire <2mm et le pourcentage de fines des 28 stations échantillonnées dans le port de Boulogne-sur-Mer. Le cercle des corrélations du plan I-II (inertie >80%) de l'ACP normée de ce tableau de contingence (Fig. 27A) démontre l'existence de deux gradients. Le premier est lié à Al, Cr, Cu, Fe, Ni, P, COT et fines. 27 des 28 stations boulonnaises se répartissent selon ce gradient. Les stations sablo-vaseuses et sablonneuses du nord de la rade (25, 27, 28) sont associées à la station 8 (chenal d'accès à l'avant-port) et présentent les sédiments les moins contaminés. A l'opposé, les sédiments vaseux des bassins Loubet (st. 1 à 3) et Napoléon (st. 4 à 6) sont chargés en Cu, COT mais aussi en Cd et Zn. Le second gradient comprend Cd, Hg, Mn, Pb et Zn qui sont fortement corrélés ($P < 0,001$, annexe 12A). Les sédiments de la station 9 (petit port) sont particulièrement pollués par ces métaux. Ceux des stations de la darse Sarraz-Bournet situées à proximité du petit port (st. 10, 11, 12) présentent également des teneurs métalliques élevées. L'ACP des teneurs métalliques de la fraction fine (annexe 13) des sédiments boulonnais confirme ces résultats. Parmi les neuf métaux pris en compte, on note à nouveau l'existence de deux gradients (Fig. 27B). La station 9 est caractérisée par des teneurs concomitantes élevées en Cd, Mn, Pb, Zn. Les autres stations se répartissent selon un gradient d'Al, Cr, Cu et Fe. Les groupes décrits pour l'ACP de la fraction <2mm sont à nouveau mis en évidence. La station 8 n'est cependant plus associée aux trois stations du nord de la rade. L'analyse factorielle discriminante

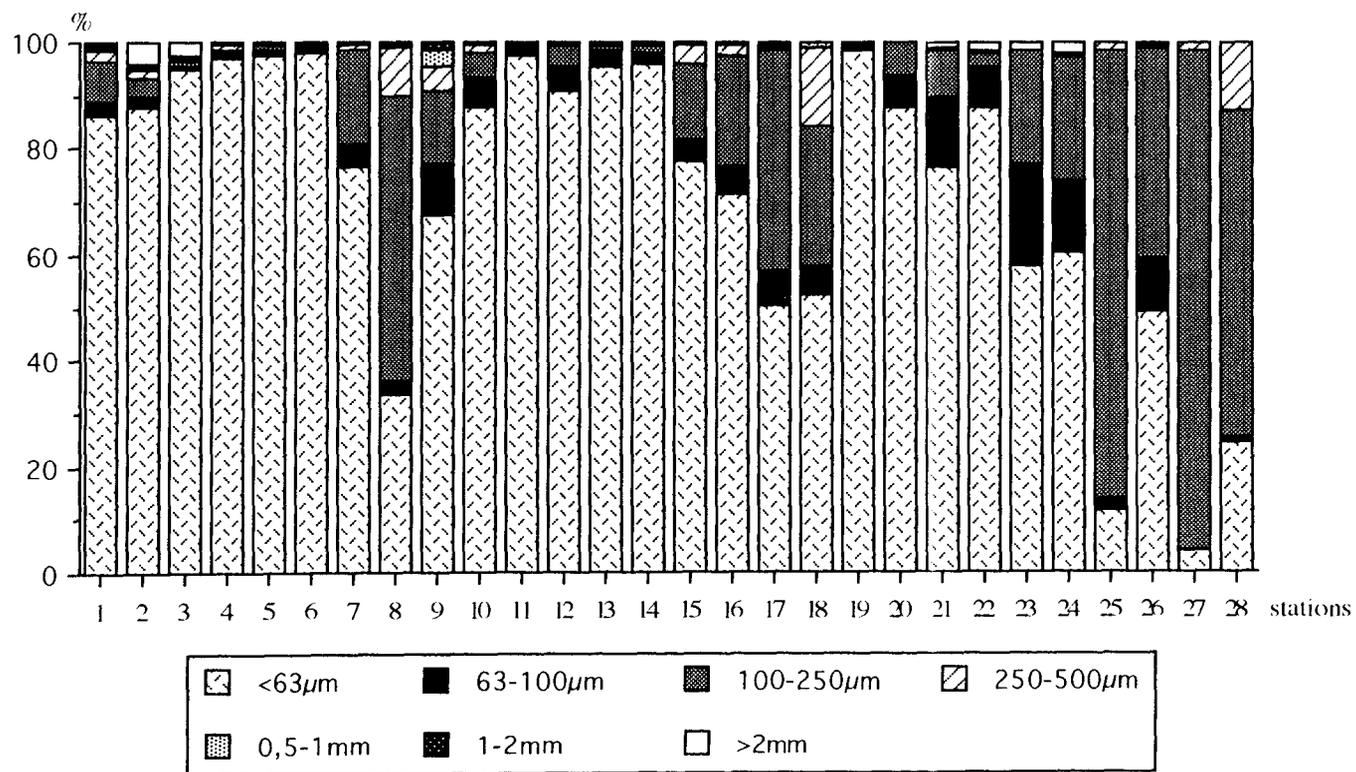


Fig. 25: Pourcentage des fractions granulométriques dans les échantillons de sédiments prélevés dans le port de Boulogne-sur-Mer en 1994.

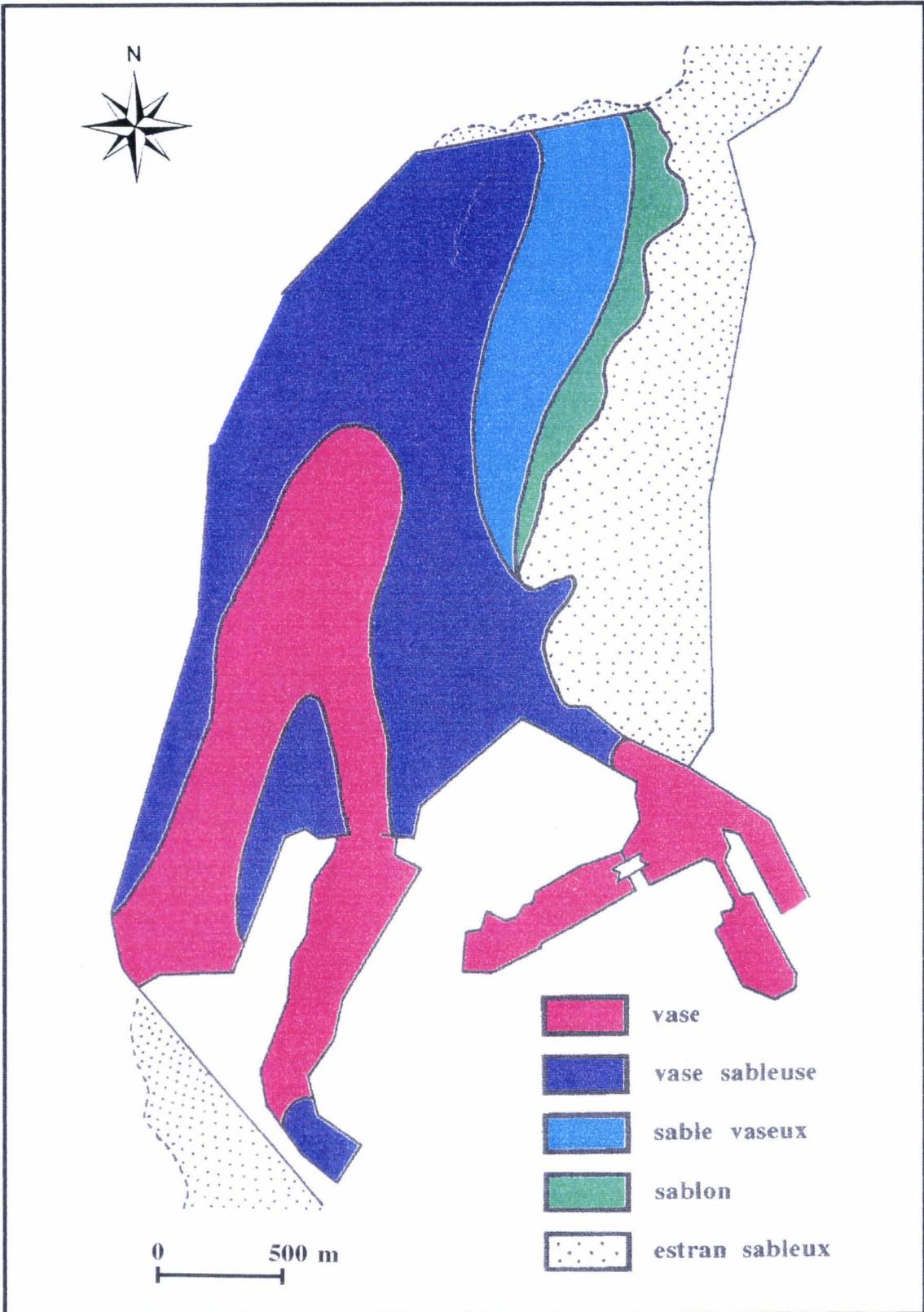
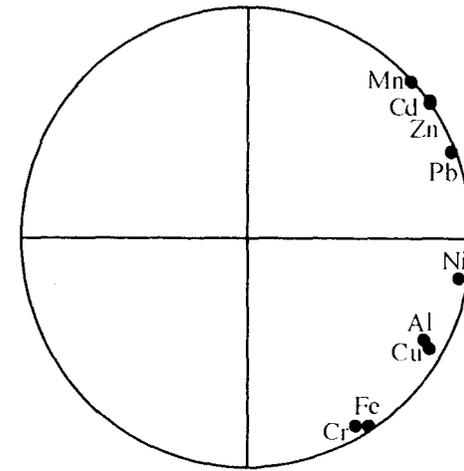
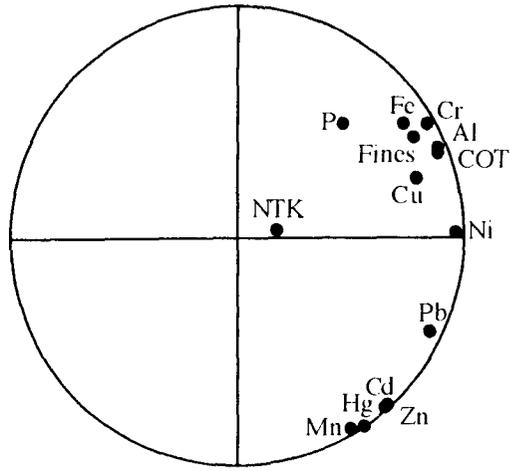
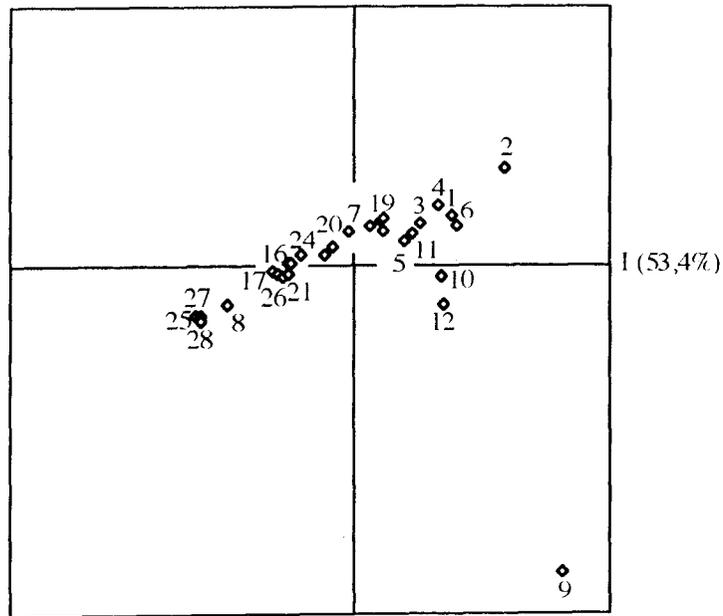


Fig. 26: Faciès sédimentaires subtidaux du port de Boulogne-sur-Mer.

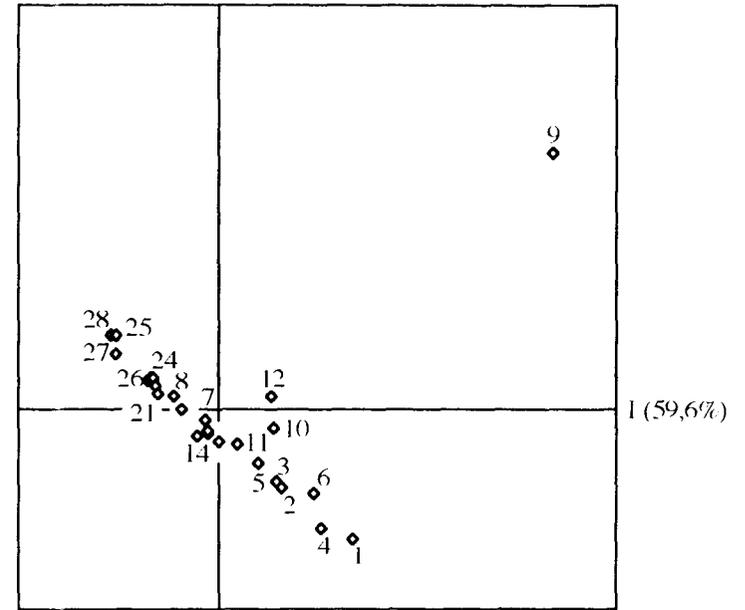


II (27,9%)



A: fraction <2mm (28 stations x 14 paramètres)

II (34,7%)



B: fraction <63µm (28 stations x 9 paramètres)

Fig. 27: ACP normée des paramètres sédimentaires du port de Boulogne-sur-Mer.

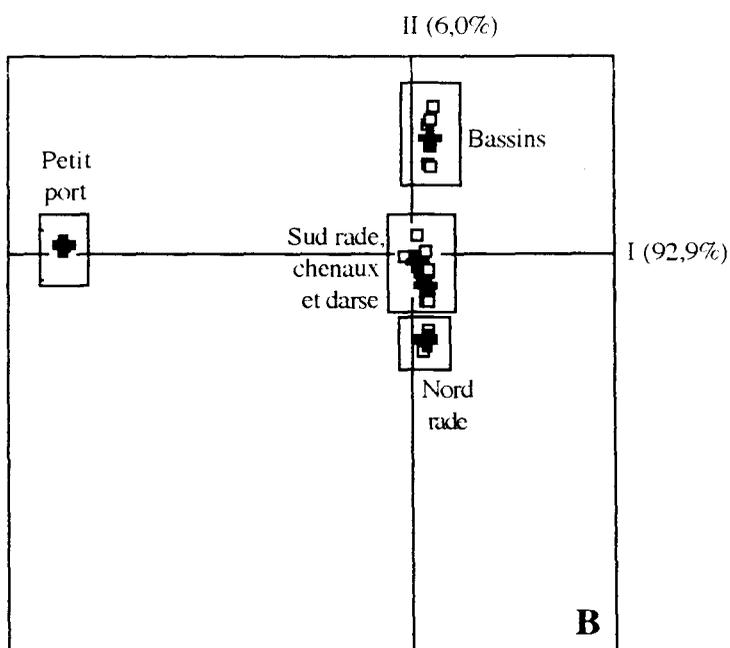
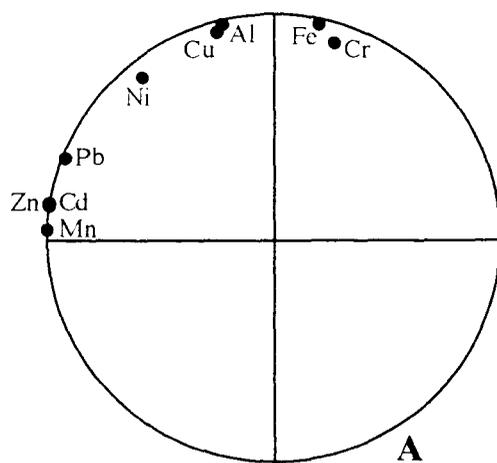
(AFD) de ces données illustre plus clairement encore l'importance de ces deux gradients (Fig.28A) dans la caractérisation des différents groupes de stations (Fig. 28B). Le nickel, bien que corrélé avec la plupart des autres paramètres (annexes 12A et 12B) dans l'ACP des données de la fraction <2mm (Fig. 27A) et dans celle des données de la fraction <63 μ m (Fig. 27B), n'apparaît pas comme un paramètre permettant de discriminer les stations du port de Boulogne-sur-Mer. L'ACP des données de la fraction <2mm normalisées par Al (Fig. 29A) reproduit partiellement le schéma de répartition des stations selon les deux principaux gradients identifiés par l'ACP des données brutes (Fig. 27A). On remarque toutefois que les stations des bassins Loubet et Napoléon, à l'exception de la station 2, sont confondues avec les stations vaseuses et vaso-sableuses des chenaux et du sud de la rade. La normalisation de ces teneurs par COT (Fig. 29B) n'apporte pas d'information supplémentaire. Avec des teneurs en COT faibles (<0,35%), les stations du nord de la rade sont tirées vers le pôle positif du gradient principal associé à l'axe I de l'ACP. Les matrices de corrélation des données normalisées sont reproduites dans l'annexe 14.

Mise en évidence quel que soit le traitement statistique des données, la contamination majeure en Cd, Mn, Hg et Zn des sédiments du petit port (st. 9) et de ceux situés le long du quai minéralier attenant à la SFPO (st. 10 et 12) apparaît liée aux rejets industriels issus de cette entreprise fabriquant des alliages de ferro-manganèse (Fig. 9B) ou aux minerais qui sont déchargés à cet endroit. La pollution métallique très élevée du petit port pourrait néanmoins résulter également des épaves de navires qui y séjournent provisoirement (observation personnelle).

III.1.2.3 Macrozoobenthos

Sur les 84 prélèvements de benthos réalisés au niveau des 28 stations prospectées en 1994 dans le port de Boulogne-sur-Mer, 63 espèces couvrant 7 embranchements ont été identifiées. Seule *Abra alba* est constante (constance=54,7%). Sept espèces sont communes, 9 peu communes et 46 sont rares (Tab. 19). L'importance relative des différents embranchements est comparable à celle constatée dans l'avant-port ouest de Dunkerque, puisque les annélides (21 espèces) constituent de nouveau le taxon le mieux représenté. Les mollusques se classent en deuxième position (10 espèces de bivalves et 9 de gastéropodes), suivis par les crustacés (8 espèces). Les 15 autres espèces se répartissent parmi les cnidaires (8 espèces), les németes et les bryozoaires (3 espèces chacun) et les échinodermes (une seule espèce).

Les sédiments des 6 stations (st. 1 à 6) situées dans les bassins Loubet et Napoléon sont complètement azoïques. Ces stations ont donc été écartées de l'ensemble des analyses des résultats faunistiques. Parmi les 22 stations restantes, les stations 17 et 18, se trouvant à proximité de l'entrée de la rade, présentent des richesses spécifiques élevées (respectivement 25 et 27 espèces), et pour la station 17, une densité non négligeable (13440 ind./m²) (Tab. 20). Seuls les sédiments sablo-vaseux de la station 25, au nord de la rade, abritent un nombre supérieur d'espèces (28). Le petit port (st. 9) héberge à l'inverse une faune benthique peu dense (53 ind./m²) et peu diversifiée (S=3). Dans les sédiments vaseux de la darse Sarraz-Bournet prolifère l'annélide *Capitella capitata*, dont les densités très importantes (plusieurs dizaines de milliers d'individus par m²) réduisent l'indice d'équitabilité de Pielou ($E \leq 0,04$) et les indices de diversité ($H' < 0,15$; $d < 1,4$), bien que 14 espèces puissent cohabiter (st. 12). Ces variables biologiques, collectées au niveau des mêmes stations que les échantillons



Carrés: stations; croix noires: centres de gravité des groupes. Pourcentage de bien classés: 96,4%.

Fig. 28: AFD des données de la fraction sédimentaire $<63\mu\text{m}$ du port de Boulogne-sur-Mer. A: cercle des corrélations; B: plan de projection des stations selon les axes I et II.

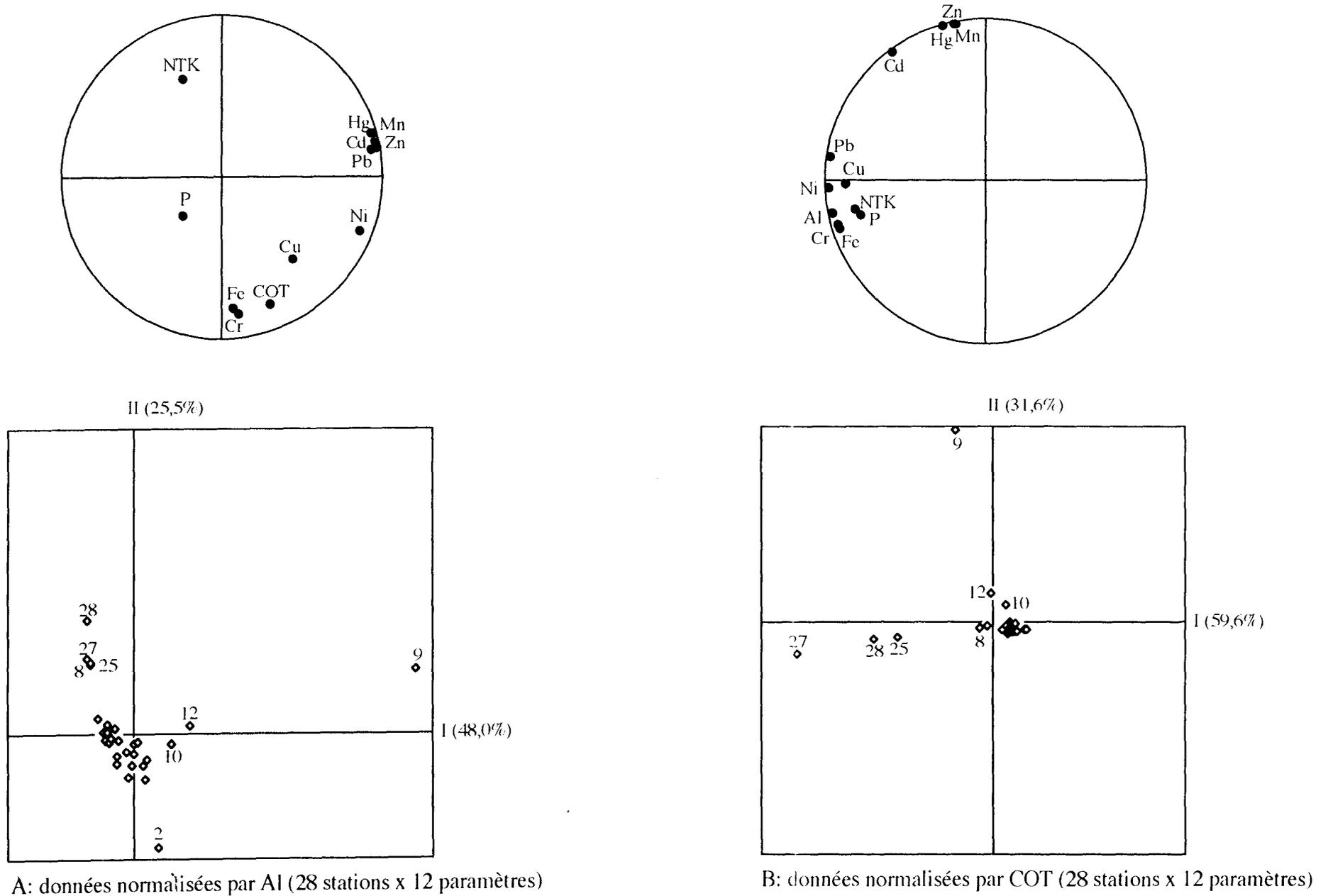


Fig. 29: ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction <2mm) du port de Boulogne-sur-Mer normalisés par Al et COT.

Phylum	Espèce	Constance %	
Cnidaires hydrozoaires	<i>Abietinaria abietina</i>	16,7	
	<i>Hydrallmania falcata</i>	17,9	
	<i>Nemertesia antennina</i>	15,5	
	<i>Sertularella polyzonias</i>	2,4	
	<i>Sertularia cupressina</i>	27,4	
Cnidaires anthozoaires	<i>Actinia equina</i>	1,2	
	<i>Actinothoë sp. + Sagartia sp.</i>	13,1	
Némertes	<i>Cephalotrix rufifrons</i>	1,2	
	<i>Micrura aurantiaca</i>	1,2	
Annélides polychètes	<i>Prosorhochmus claparedi</i>	1,2	
	<i>Amphitrite gracilis</i>	1,2	
	<i>Arenicola marina</i>	12,0	
	<i>Capitella capitata</i>	38,1	
	<i>Cirratulus cirratus</i>	1,2	
	<i>Cirriformia (Audouinia) tentaculata</i>	15,5	
	<i>Eteone picta</i>	4,8	
	<i>Lanice conchilega</i>	7,1	
	<i>Magelona papillicornis</i>	4,8	
	<i>Nephtys cirrosa</i>	9,5	
	<i>Nephtys hombergii</i>	35,7	
	<i>Nereis (Hediste) diversicolor</i>	1,2	
	<i>Nereis longissima</i>	15,5	
	<i>Notomastus latericeus</i>	12,0	
	<i>Owenia fusiformis</i>	3,6	
	<i>Pectinaria koreni</i>	27,4	
	<i>Phyllodoce maculata</i>	30,9	
	<i>Phyllodoce sp.</i>	10,7	
	<i>Scolecopsis ciliata</i>	19,0	
	<i>Scoloplos armiger</i>	2,4	
<i>Sigalion mathildae</i>	3,6		
<i>Shenelais boa</i>	2,4		
Bryozoaires	<i>Conopeum reticulum</i>	3,6	
	<i>Electra pilosa</i>	1,2	
	<i>Flustra foliacea</i>	14,3	
Mollusques bivalves	<i>Abra alba</i>	54,7	
	<i>Cardium (Cerastoderma) edule</i>	4,8	
	<i>Cardium glaucum</i>	29,8	
	<i>Ensis arcuatus</i>	7,1	
	<i>Macoma balthica</i>	12,0	
	<i>Modiolus modiolus</i>	1,2	
	<i>Mysella bidentata</i>	3,6	
	<i>Pholas dactylus</i>	1,2	
	<i>Scala turtonae</i>	1,2	
	<i>Tellina fabula</i>	6,0	
	Mollusques gastéropodes	<i>Gibbula umbilicalis</i>	1,2
		<i>Hydrobia ulvae</i>	45,2
<i>Littorina littorea</i>		1,2	
<i>Littorina saxatilis</i>		2,4	
<i>Nassarius incrassatus</i>		4,8	
<i>Nassarius reticulatus</i>		13,1	
<i>Natica alderi</i>		1,2	
<i>Neptunea antiqua</i>		1,2	
<i>Paludestrina jenkinsi</i>		10,7	
Crustacés décapodes		<i>Carcinus maenas</i>	10,7
	<i>Crangon crangon</i>	3,6	
Crustacés cirripèdes	<i>Balanus crenatus</i>	1,2	
Crustacés amphipodes	<i>Bathyporeia sp.</i>	2,4	
	<i>Diastylis sp.</i>	2,4	
	<i>Stenothoë monoculoïdes</i>	3,6	
	<i>Vibilia armata</i>	1,2	
Crustacés isopodes	<i>Eurydice pulchra</i>	2,4	
Echinodermes astéridés	<i>Asterias rubens</i>	1,2	

Tab. 19: Liste et constance des 63 espèces recueillies sur l'ensemble des 28 stations échantillonnées dans le port de Boulogne-sur-Mer.

Station	effectif total	densité/m ²	S	H'	d	E
1	0	0	0	-	-	-
2	0	0	0	-	-	-
3	0	0	0	-	-	-
4	0	0	0	-	-	-
5	0	0	0	-	-	-
6	0	0	0	-	-	-
7	99	330	10 (5)	1,21	0,87	0,52
8	51	170	16 (12)	2,44	2,80	0,68
9	16	53	3 (3)	1,19	0,72	0,75
10	≈ 45000	≈ 150000	10 (9)	0,02	0,65	0,01
11	≈ 33000	≈ 110000	7 (7)	0,02	0,58	0,01
12	≈ 11100	≈ 37000	14 (14)	0,14	1,39	0,04
13	≈ 24000	≈ 80000	9 (7)	0,01	0,59	0
14	≈ 10000	≈ 33330	14 (9)	0,11	0,87	0,03
15	55	183	11 (11)	1,64	2,49	0,47
16	1196	3987	12 (10)	0,50	1,27	0,15
17	4036	13440	25 (21)	0,74	2,41	0,17
18	259	862	27 (23)	2,84	3,96	0,63
19	47	157	5 (5)	1,10	1,04	0,47
20	220	733	10 (9)	1,44	1,48	0,45
21	474	1580	15 (10)	0,62	1,46	0,19
22	2355	7850	15 (12)	0,44	1,42	0,12
23	296	986	17 (17)	2,43	2,81	0,59
24	947	3157	16 (12)	0,66	1,60	0,18
25	632	2107	28 (24)	2,11	3,57	0,46
26	84	280	19 (12)	2,21	2,48	0,62
27	72	240	7 (7)	1,69	1,40	0,60
28	275	917	14 (14)	1,47	2,31	0,39

S: richesse spécifique (entre parenthèses: nombre d'espèces dont les individus ont été dénombrés); H': indice de Shannon-Wiener; d: indice de Margalef; E: indice d'équitabilité de Pielou.

Tab. 20: Abondance, densité, richesse spécifique et indices de diversité et d'équitabilité du macrozoobenthos des stations du port de Boulogne-sur-mer.

	Fines	Densité	S	H'	d	E
Fines	1					
Densité	0,448 ^c	1				
S	-0,453 ^c	-0,266	1			
H'	-0,661 ^a	-0,610 ^b	0,432 ^c	1		
d	-0,640 ^b	-0,494 ^c	0,822 ^a	0,816 ^a	1	
E	-0,559 ^b	-0,646 ^b	0,068	0,889 ^a	0,511 ^c	1

Corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05.

Tab. 21: Coefficients de corrélation des variables biologiques et du pourcentage de fraction fine des stations du port de Boulogne-sur-Mer.

destinés à l'analyse granulométrique et chimique des sédiments, ont pu être confrontées aux paramètres sédimentaires. Elles ont été traitées successivement par ACP avec le pourcentage de fines, les teneurs métalliques et les teneurs en COT et nutriments des sédiments. Le cercle des corrélations (Fig. 30A) oppose, de façon significative (Tab. 21), la richesse en vase des sédiments et les indices de diversité (H', d), l'indice d'équitabilité (E) et la richesse spécifique (S) le long de l'axe I de l'ACP. Ce constat rejoint celui établi pour les données de l'avant-port ouest de Dunkerque (Fig. 21). Mais la densité est ici corrélée ($P < 0,05$) au pourcentage de fines, à cause de l'abondance élevée des benthonites au niveau des stations vaseuses de la darse (st. 10 à 14) (Fig. 30B). Cette densité n'apparaît pas affectée de façon importante par les teneurs en Al, Cr, Cu, Fe et Ni des sédiments (Fig. 31A) et est même corrélée de façon significative avec ces paramètres ($P < 0,01$; Tab. 22). A ce gradient métallique s'opposent par contre les indices de diversité et la richesse spécifique. La station 9 (petit port) est encore une fois bien séparée des autres stations (Fig. 31B) par ses hautes teneurs en Cd, Hg, Mn et Zn. La densité, et par conséquent la prolifération de *Capitella capitata*, est corrélée positivement ($P < 0,05$; Tab. 23) à la charge organique du substrat ($COT \geq 4,0\%$). Les teneurs en COT et P sont par contre opposées aux indices de diversité H' et d, et la teneur en COT inversement corrélée à S et E ($P < 0,05$) (Fig. 32A). Les teneurs en NTK ne sont, elles, corrélées à aucun autre des 7 paramètres de l'ACP.

Au niveau des stations vaseuses de la darse Sarraz-Bournet (st. 10 à 14), l'annélide polychète *C. capitata* domine largement (dominance comprise entre 98,5 et 99,9%) (Fig. 33). Les stations vaseuses et vaseuses situées à l'ouest du port, à l'abri de la digue Carnot (st. 16 à 18 et 21 à 24), sont par contre essentiellement peuplées de mollusques, parmi lesquels le bivalve *Abra alba* représente de 56,1 à 94,0% des effectifs. A l'entrée de la rade (st. 18), *A. alba* (dominance=60,2%) est associé aux annélides *Phyllodoce maculata* et *Nephtys hombergii* (respectivement 16,2 et 6,2% des effectifs). Ces trois espèces cohabitent encore dans les vases sableuses de la station 26, mais la dominance de *P. maculata* y atteint 28,6% pour 48,8% d'*A. alba* et 6,0% de *N. hombergii*. Les stations 15, 19 et 20 stations, présentant le même type de dominances taxonomiques que les stations 16 à 18 et 21 à 24, en diffèrent pourtant de façon notable. Le mollusque dominant n'y est plus le bivalve *A. alba*, mais le petit gastéropode *Hydrobia ulvae* (dominance comprise entre 69,5 et 78,7%), commun sur les vasières estuariennes. Au nord de la rade, ce gastéropode est associé aux annélides *Nephtys cirrosa* (22,2%) et *Cirriformia tentaculata* (8,3%) à la station 27 (pour 59,7% d'*H. ulvae*), ou *Scolecipis ciliata* (9,1% pour 76,4% d'*H. ulvae*) à la station 28. Les sédiments sablo-vaseux de la station 25 se distinguent par la dominance de l'annélide tubicole *Lanice conchilega* (54,1%) et la présence d'*A. alba* (27,1%). Dans l'avant-port (st. 7), *A. alba* domine encore les vases portuaires (dominance=54,5%), mais *C. capitata* représente 42,4% des effectifs. Ce *capitellidae* devient même dominant (52,9%) à la station 8. *A. alba* n'y représente plus que 13,7% des effectifs et 9,3% de l'abondance totale est due à des *phyllodocidae*. (*P. maculata* et *P. sp.*).

Les abondances des benthonites boulonnais (53 espèces dont les individus ont été dénombrés) sont rassemblées dans l'annexe 15. Le déséquilibre engendré par les effectifs importants de *C. capitata* par rapport à ceux des autres espèces a nécessité une transformation $\text{Log}(\text{abondance}+1)$ (Chessel, communication personnelle) avant le traitement statistique des données.

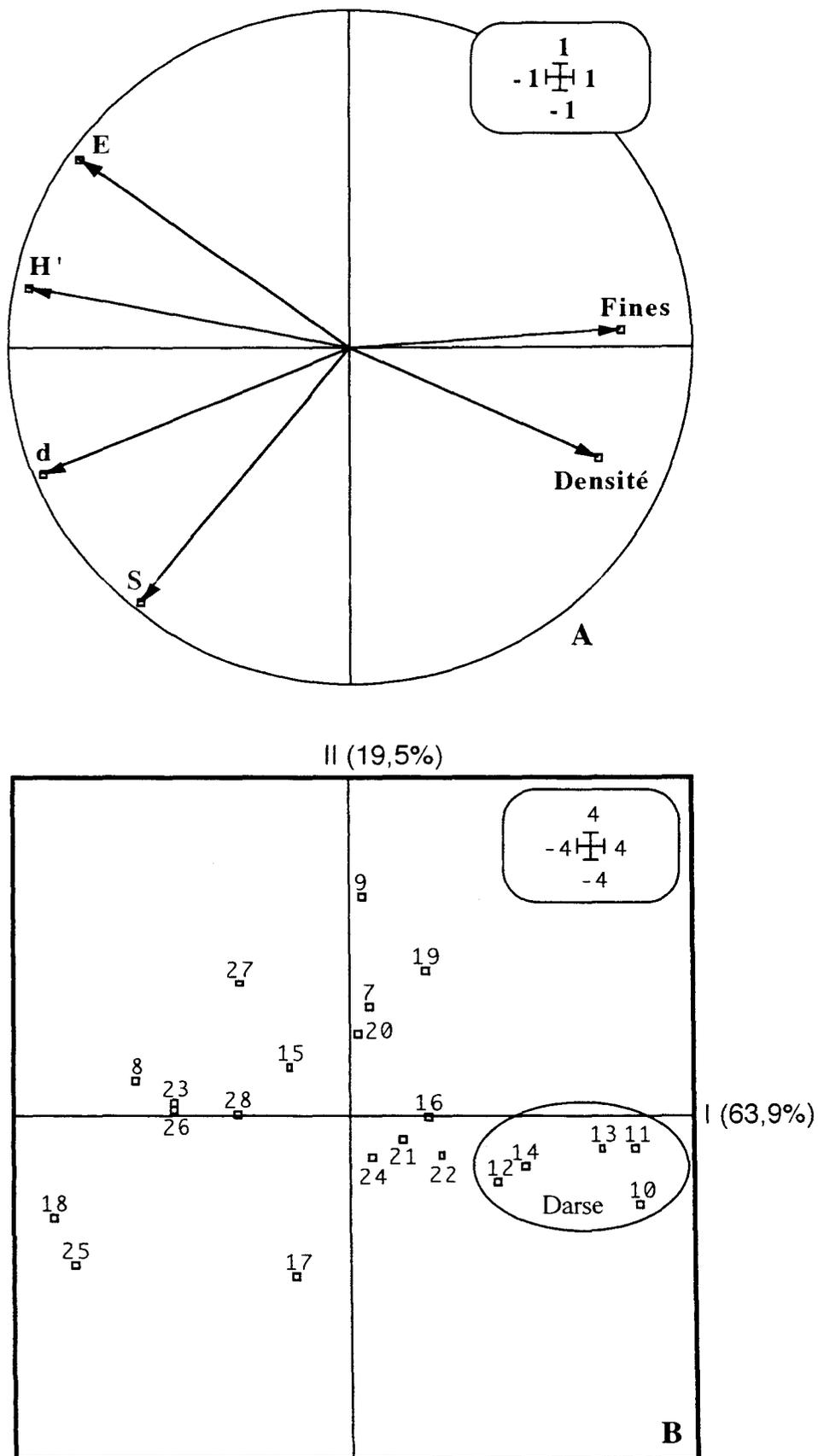


Fig. 30: ACP normée des variables biologiques et du pourcentage de fraction fine des stations du port de Boulogne-sur-Mer. A: cercle des corrélations; B: plan de projection des stations selon les axes I et II.

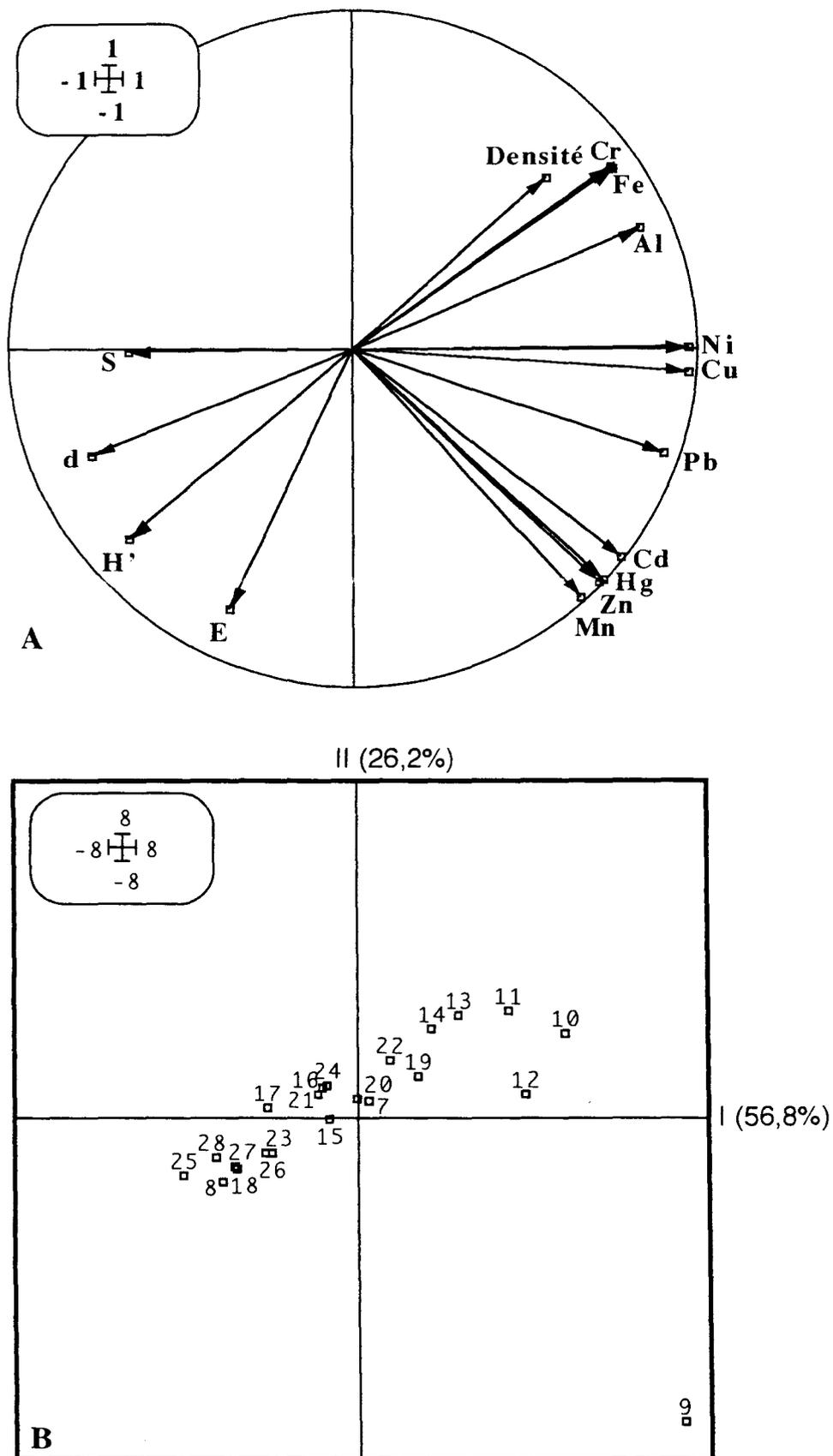


Fig. 31: ACP normée des variables biologiques et des teneurs métalliques (fraction sédimentaire <2mm) des stations du port de Boulogne-sur-Mer. A: cercle des corrélations; B: plan de projection des stations selon les axes I et II.

	Dens	S	H'	d	E	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Dens	1														
S	-0,266 ·	1													
H'	-0,610 ^b	0,432 ^c	1												
d	-0,494 ^c	0,822 ^a	0,816 ^a	1											
E	-0,646 ^b	0,068 ·	0,889 ^a	0,511 ^c	1										
Al	0,592 ^b	-0,512 ^c	-0,583 ^b	-0,639 ^b	-0,429 ·	1									
Cd	0,130 ·	-0,447 ^c	-0,196 ·	-0,385 ·	0,143 ·	0,416 ·	1								
Cr	0,575 ^b	-0,442 ^c	-0,660 ^a	-0,649 ^b	-0,571 ^b	0,933 ^a	0,240 ·	1							
Cu	0,578 ^b	-0,546 ^b	-0,552 ^b	-0,651 ^b	-0,291 ·	0,827 ^a	0,800 ^a	0,709 ^a	1						
Fe	0,589 ^b	-0,449 ^c	-0,651 ^b	-0,641 ^b	-0,562 ^b	0,954 ^a	0,253 ·	0,996 ^a	0,727 ^a	1					
Hg	0,100 ·	-0,415 ·	-0,136 ·	-0,332 ·	0,199 ·	0,326 ·	0,993 ^a	0,138 ·	0,750 ^a	0,152 ·	1				
Mn	0,010 ·	-0,395 ·	-0,073 ·	-0,293 ·	0,270 ·	0,249 ·	0,978 ^a	0,073 ·	0,685 ^a	0,081 ·	0,990 ^a	1			
Ni	0,560 ^b	-0,585 ^b	-0,585 ^b	-0,670 ^a	-0,337 ·	0,848 ^a	0,761 ^a	0,778 ^a	0,957 ^a	0,786 ^a	0,697 ^a	0,629 ^b	1		
Pb	0,355 ·	-0,461 ^c	-0,414 ·	-0,502 ^c	-0,136 ·	0,668 ^a	0,908 ^a	0,513 ^c	0,918 ^a	0,536 ^c	0,869 ^a	0,804 ^a	0,906 ^a	1	
Zn	0,071 ·	-0,420 ·	-0,121 ·	-0,332 ·	0,222 ·	0,310 ·	0,989 ^a	0,132 ·	0,735 ^a	0,142 ·	0,996 ^a	0,997 ^a	0,679 ^a	0,840 ^a	1

corrélacion significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05

75

Tab. 22: Coefficients de corrélation des variables biologiques et des teneurs métalliques à Boulogne-sur-Mer.

	Dens	S	H'	d	E	NTK	P	COT
Dens	1							
S	-0,266 ·	1						
H'	-0,610 ^b	0,432 ^c	1					
d	-0,494 ^c	0,822 ^a	0,816 ^a	1				
E	-0,646 ^b	0,068 ·	0,889 ^a	0,511 ^c	1			
NTK	0,243 ·	-0,115 ·	-0,369 ·	-0,233 ·	-0,391 ·	1		
P	0,198 ·	-0,205 ·	-0,435 ^c	-0,472 ^c	-0,337 ·	0,122 ·	1	
COT	0,489 ^c	-0,432 ^c	-0,626 ^b	-0,633 ^b	-0,469 ^c	0,296 ·	0,658 ^a	1

corrélacion significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05

Tab. 23: Coefficients de corrélation entre variables biologiques, NTK, P et COT à Boulogne-sur-Mer

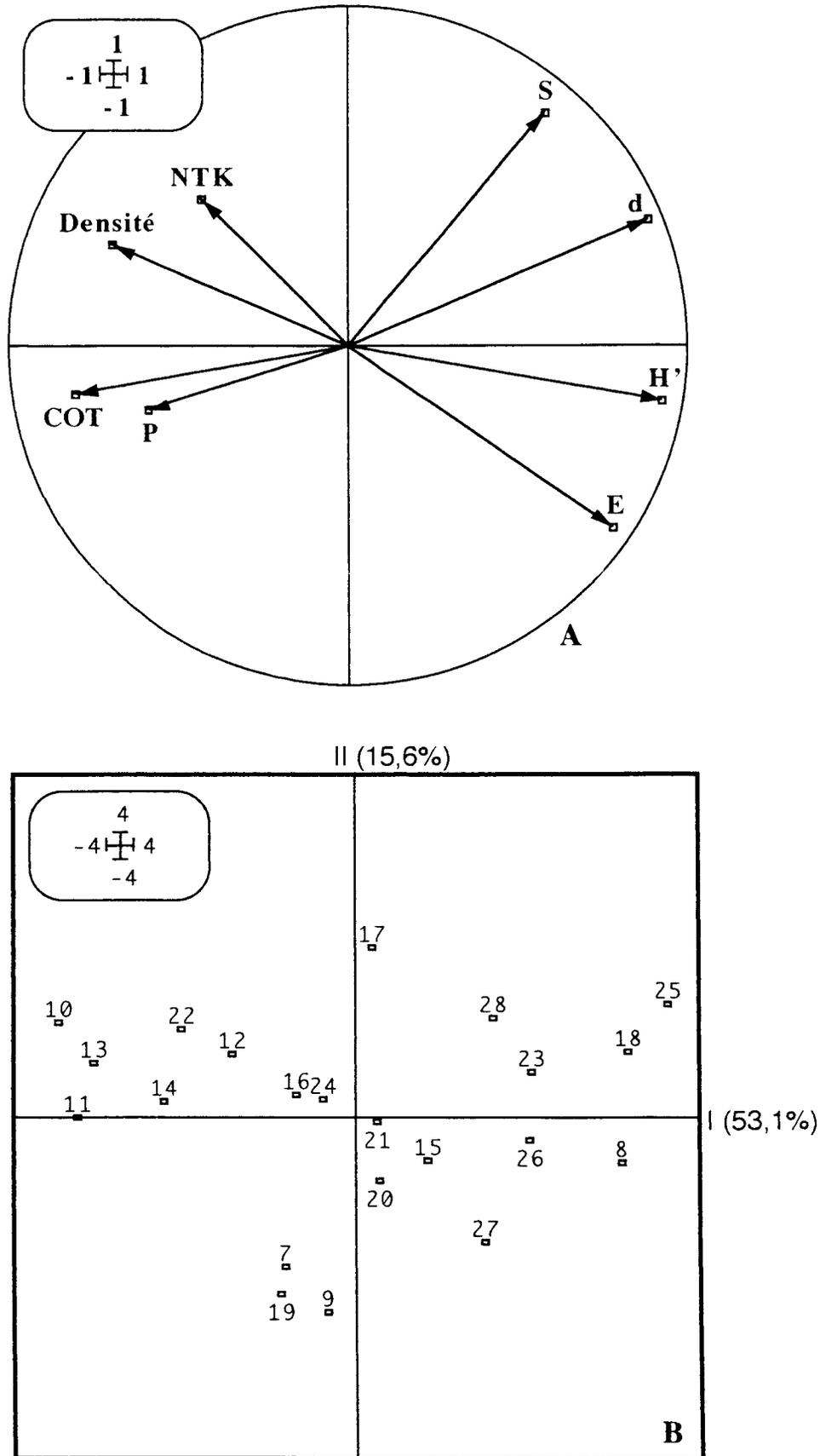


Fig. 32: ACP normée des variables biologiques et des teneurs en COT, NTK et P (fraction sédimentaire <2mm) des stations du port de Boulogne-sur-Mer. A: cercle des corrélations; B: plan de projection des stations selon les axes I et II.

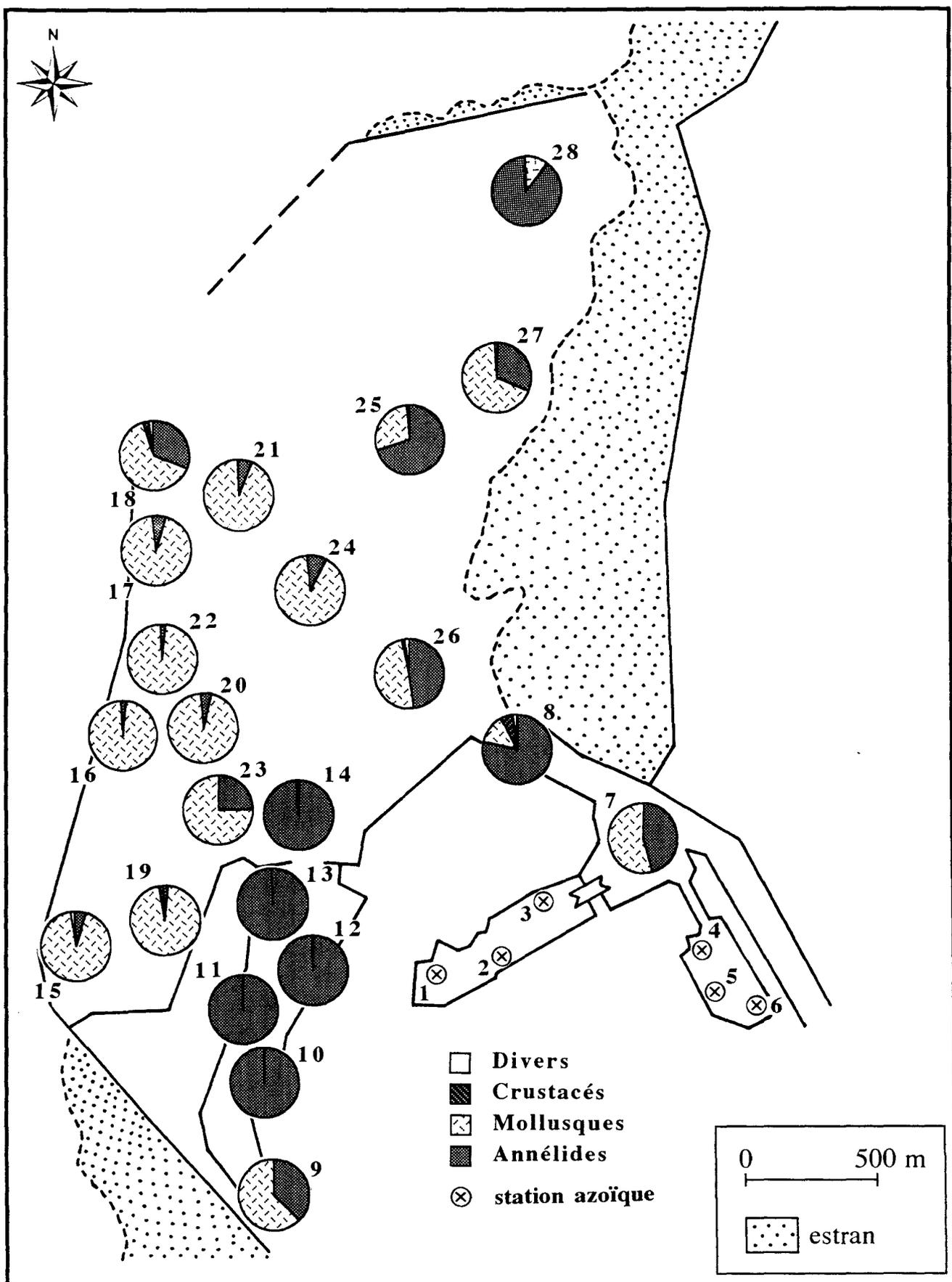


Fig. 33: Dominances taxonomiques de la macrofaune benthique du port de Boulogne-sur-Mer.

Le plan I-II de l'AFC réalisée sur cette matrice de données, après élimination des stations azoïques (1 à 6), ne représentent que 30,5% de l'inertie totale du nuage de points. (Fig. 34). Autour d'un groupe central comportant 12 des 22 stations, on remarque que les 5 stations de la darse (st. 10 à 14) sont rassemblées (Fig. 34A) et sont caractérisées par leur abondance en *C. capitata* (Cac) (Fig. 34B). A cet ensemble est opposée, le long de l'axe I, la station 18 qui abrite plusieurs espèces à très faible effectif (<10 ind./m²). Les stations du nord de la rade (25, 27, 28) et la station 8 se distinguent du groupe central le long de l'axe II. Elles sont séparées des autres à cause de quelques individus appartenant à des espèces absentes de la majorité des vases et vases sableuses du reste du port. Ces mêmes données ont été traitées par ACP. Le plan I-II (Fig. 35) de cette ACP (inertie=33,9%) illustre de nouveau la particularité de la station 25 avec son abondance en *Janice conchilega* (Lac) qu'accompagnent quelques espèces qui, mis à part le crustacé *Bathyporeia sp.*, sont également présentes sur les autres stations du nord de la rade. Le long de l'axe I s'écartent les stations 17 et 18, situées à l'entrée de la rade, que caractérisent les abondances en *Nephtys hombergii* (Neh) et *Phyllodoce maculata* (Phm), et pour la station 17, une forte abondance en *A. alba* (>12000 ind./m²), en *Cirriiformia tentaculata* (Cit; 360 ind./m²) et en pectinaires (*Pectinaria koreni*; >180 ind./m²). Le tableau de contingence constitué par le codage binaire de la présence/absence des espèces (annexe 16) a été soumis à une AFC. Le plan I-II ne représente que 22,2% de l'inertie totale (Fig. 36). Il n'apporte donc que peu d'informations supplémentaires par rapport aux analyses précédentes. Il confirme néanmoins le particularisme du benthos des stations sablo-vaseuses (25 et 28) et sablonneuse (27) du nord de la rade, de la station 18 située à l'entrée du port, et de quelques stations se distinguant par la présence d'une ou quelques espèces telles que, par exemple, l'annélide *Cirratulus cirratus* (Cic) dans le petit port.

Les résultats faunistiques obtenus dans les deux ports prospectés mettent en évidence une constante de peuplement dans les sédiments envasés. En l'absence de pollution minérale ou organique importante, les vases et vases sableuses portuaires de la région Nord/Pas-de-Calais sont caractérisées par une dominance du bivalve *Abra alba*, souvent associé, en moindre abondance, à l'annélide *Nephtys hombergii*. Ce constat rejoint ceux de Hitier et Pierru (1993) dans le port de Calais ou Dauvin *et al.* (1993) le long du littoral régional, à proximité de Gravelines. La présence du petit gastéropode *Hydrobia ulvae*, commun à Boulogne-sur-Mer peut, quant à elle, être indicatrice d'un apport d'eau douce, sans doute principalement lié à l'écoulement de la Liane. Enfin, la prolifération de l'annélide *Capitella capitata* est le révélateur d'une dystrophie liée à un enrichissement organique certes modéré mais qui est conjugué avec la pollution des sédiments par plusieurs éléments métalliques parmi les plus toxiques.

III.2 ESTUAIRES

III.2.1 Granulométrie des sédiments

Les pourcentages de chacune des fractions granulométriques sont rassemblés dans les annexes 17 (Aa) et 18 (Canche). La figure 37 illustre ces résultats pour les six sites estuariens comportant chacun 9 stations. Dans l'Aa, les sédiments des sites localisés près du calvaire du marin (CMAa) et sur la rive droite (RDAa) ne sont pas significativement différents. Avec des teneurs

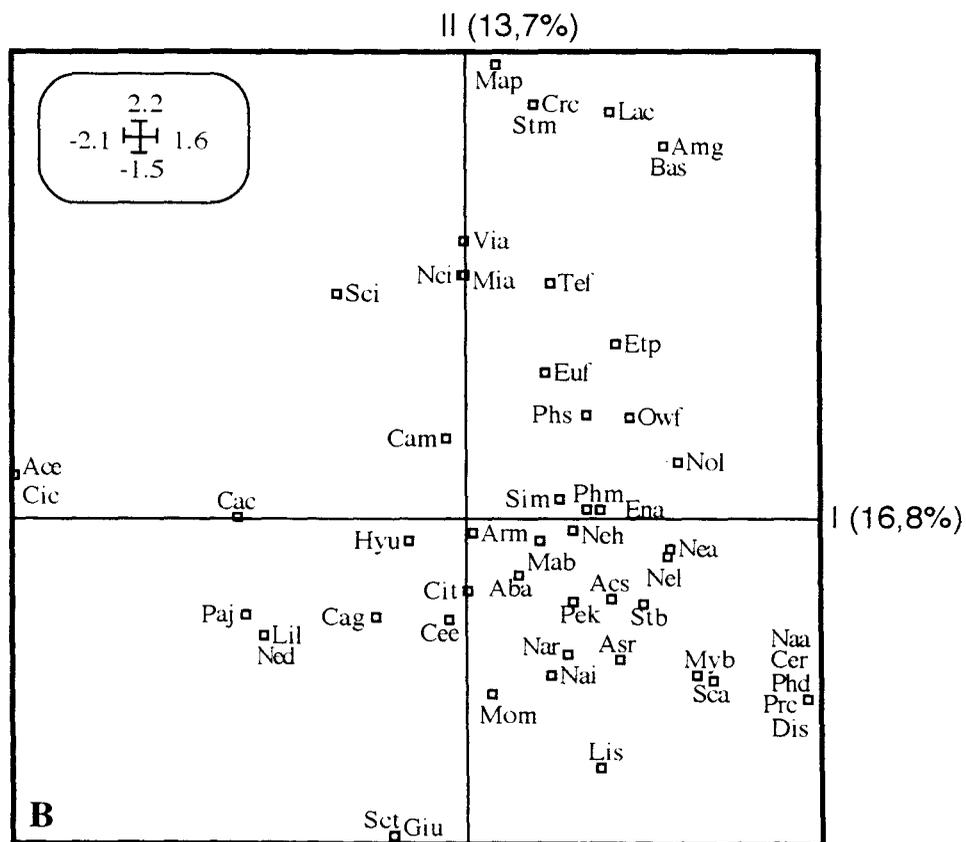
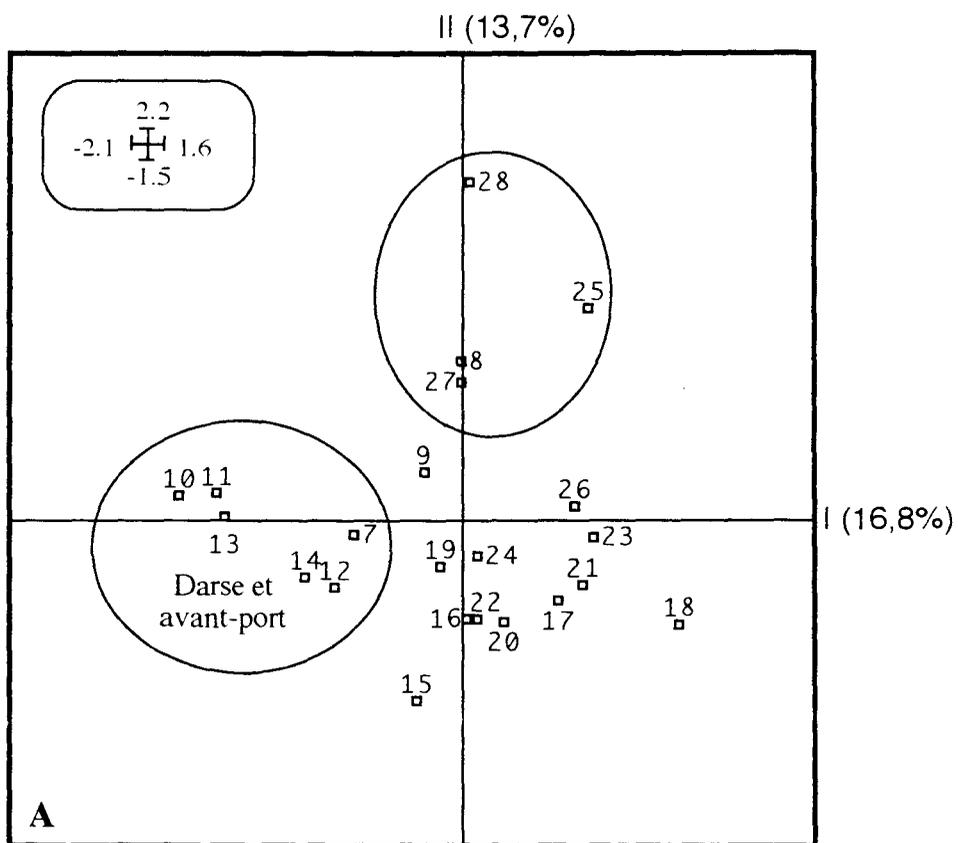
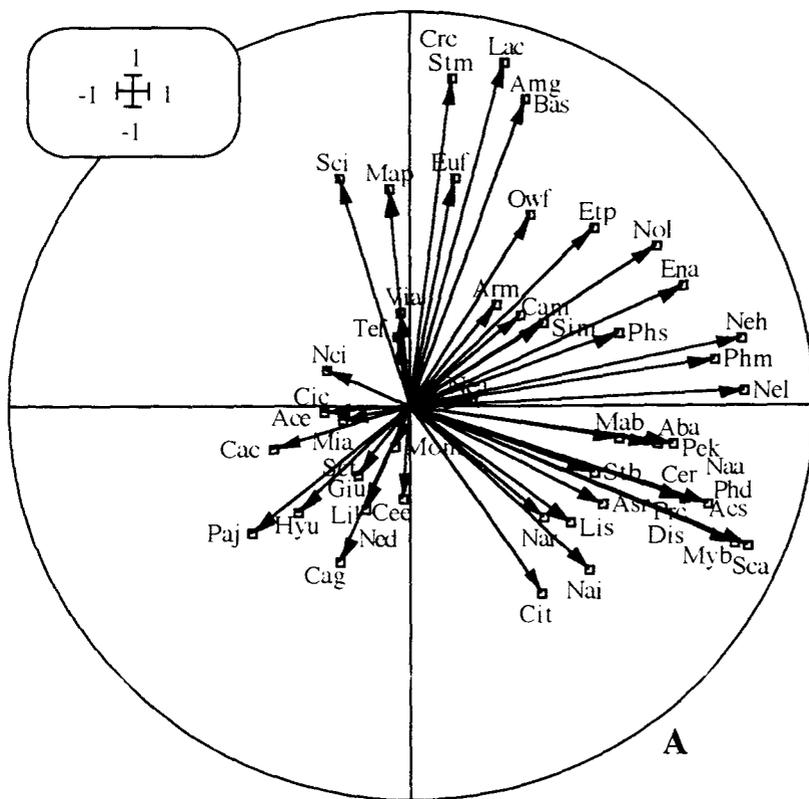


Fig. 34: Plans de projection des stations (A) et des espèces (B) du port de Boulogne-sur-Mer selon les axes I et II de l'ACF de la matrice des Log(abondance+1) après élimination des stations azoïques (st. 1 à 6).



II (13,7%)

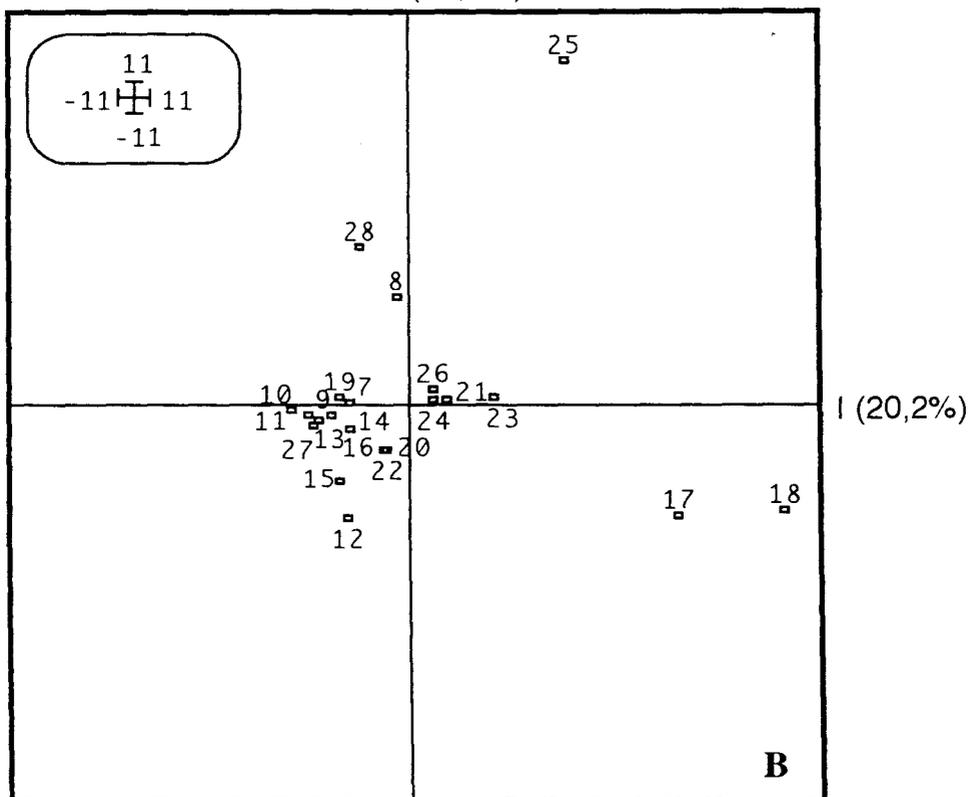


Fig. 35: ACP de la matrice des $\text{Log}(\text{abondance}+1)$ des espèces du port de Boulogne-sur-Mer après centrage des données et élimination des stations azoïques (st. 1 à 6). A: cercle des corrélations; B: plan de projection des stations selon les axes I et II.

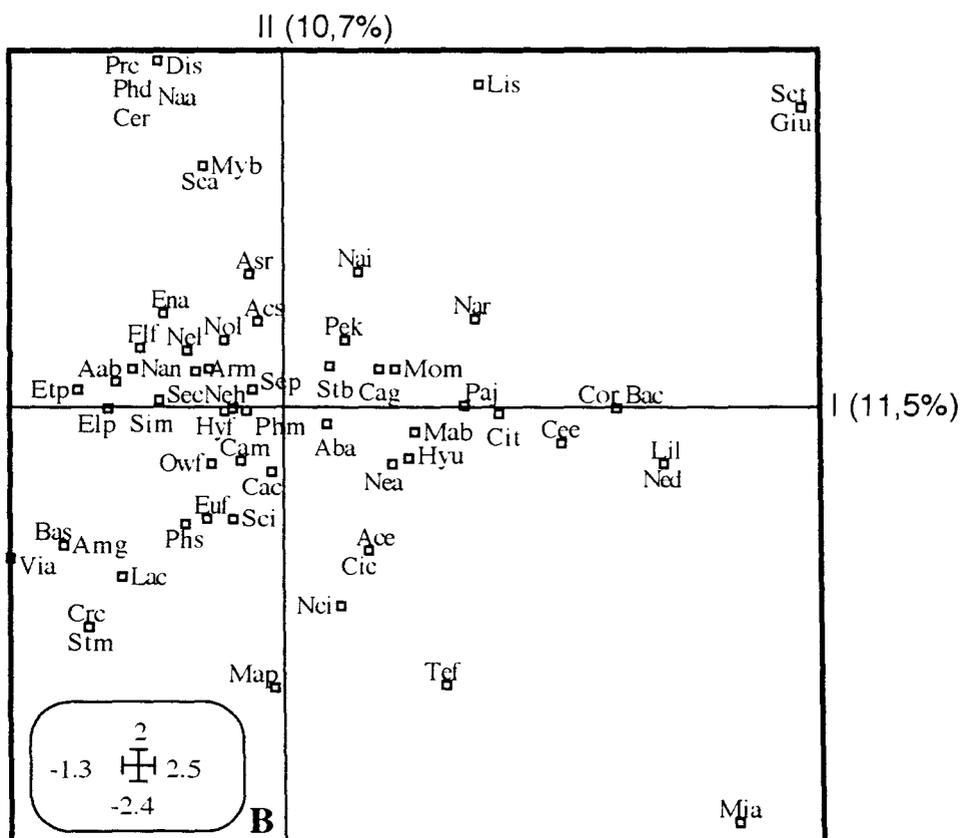
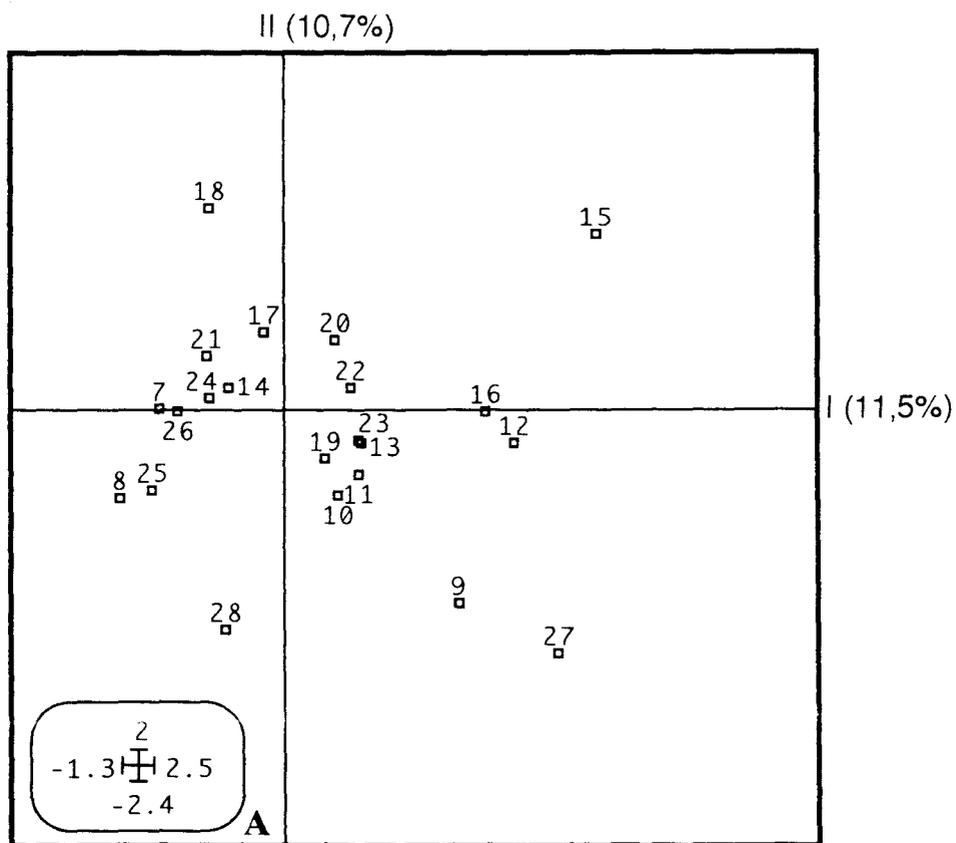


Fig. 36: Plans de projection des stations (A) et des espèces (B) du port de Boulogne-sur-Mer selon les axes I et II de l'AFC de la matrice de présence/absence après élimination des stations azoïques (st. 1 à 6).

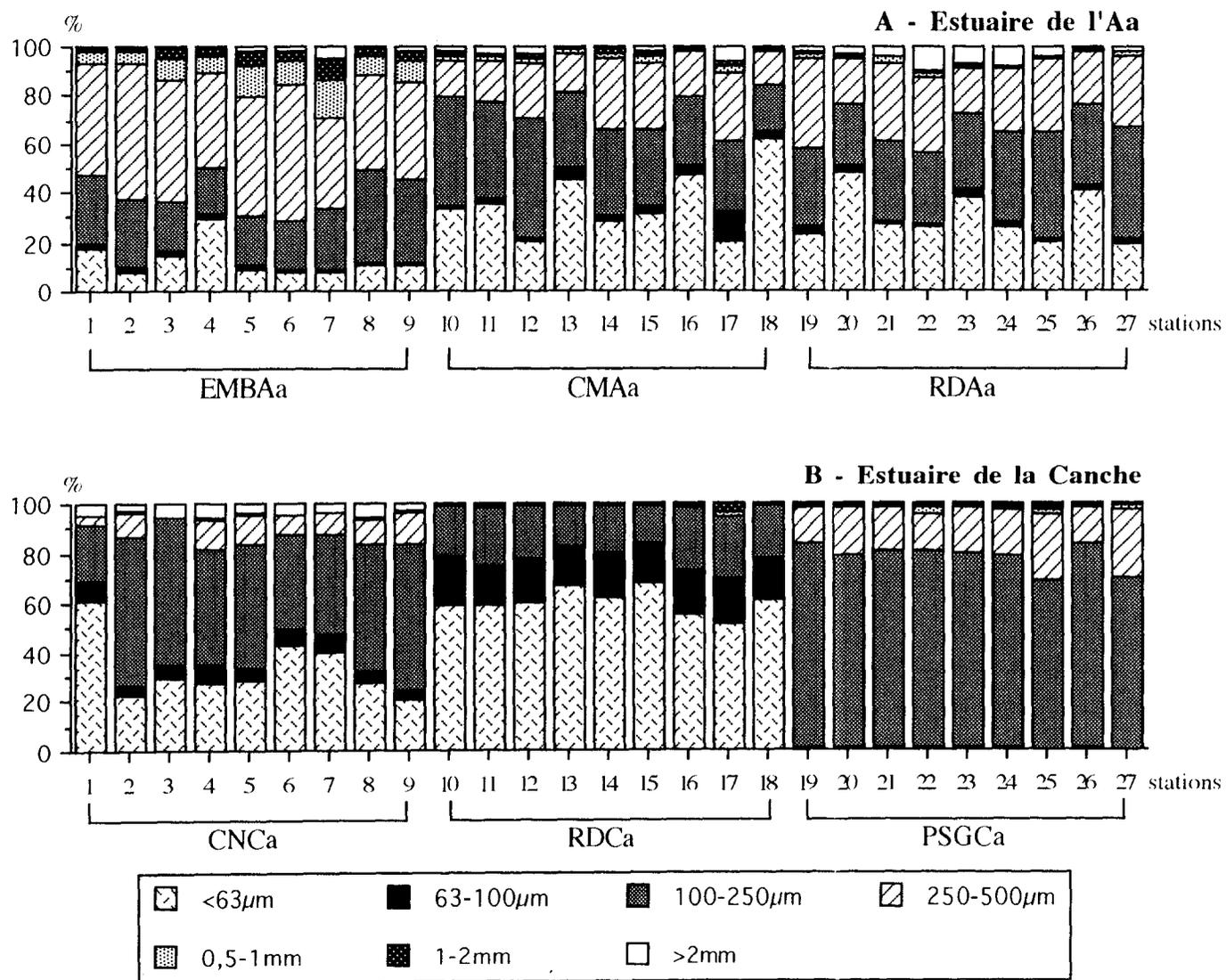


Fig. 37: Pourcentage des fractions granulométriques dans les échantillons de sédiments prélevés dans les estuaires de l'Aa et de la Canche en 1993.

moyennes en fraction fine comparables (Tab. 24), les sédiments de ces deux sites sont vaso-sableux mais comportent de 33 à 75% de particules dont la taille est comprise entre 100 et 500 μ m. Ces fractions sont par contre dominantes dans tous les échantillons prélevés à proximité de l'embouchure de l'Aa (EMBAa) mais leur teneur non négligeable en vase (en moyenne 12,9%) les classent dans la catégorie des sables vaseux.

	EMBAa		CMAa		RDAa		PSGCa		CNCa		RDCa	
	moy.	EC	moy.	EC	moy.	EC	moy.	EC	moy.	EC	moy.	EC
Fines	12,9	6,8	36,1	12,6	30,1	9,4	0,05	0,02	33,1	12,1	60,5	4,9
Faciès*	sable vaseux		vase sableuse		vase sableuse		sablon		vase sableuse		vase sableuse	

Moy.: moyenne, EC: écart-type; *: d'après Larssonneur, 1977.

Tab. 24: Pourcentage de fraction fine et faciès sédimentaires des sites estuariens.

Des différences beaucoup plus marquées apparaissent dans l'estuaire de la Canche. Les fractions granulométriques <250 μ m dominent très largement (entre 69,1 et 83,9% du poids sec de l'échantillon) dans les sédiments récoltés sur la plage Saint-Gabriel (PSGCa, stations 19 à 27), par ailleurs très pauvres en vase (moins de 1%) (Fig. 37B). La rive droite de la Canche (RDCa) subit à l'inverse un envasement important (teneur moyenne en fines >60%), la presque totalité des particules ayant une taille <250 μ m. Avec en moyenne 33,1% de fines, les sédiments prélevés au niveau du cercle nautique du Touquet (CNCa) peuvent être rapprochés des vases sableuses trouvées dans les sites les plus internes de l'estuaire de l'Aa. Ce dernier site constitue donc une zone de transition entre les sédiments sablonneux d'origine marine de l'embouchure et les sédiments fins, sans doute principalement telluriques et véhiculés par le cours d'eau, qui se déposent sur les rives de l'estuaire de la Canche.

III.2.2 Paramètres chimiques des sédiments

III.2.2.1 Aa

L'annexe 19 présente les résultats analytiques de la fraction sédimentaire <2mm, associés au pourcentage de fines, des 27 stations échantillonnées dans l'estuaire de l'Aa. Toutes les teneurs métalliques et le pourcentage de fines des sédiments sont positivement corrélés ($P < 0,001$, annexe 20A) et forment un gradient selon l'axe I (inertie=67,7%) de l'ACP normée des données de ce tableau de contingence (Fig. 38A). La teneur en COT est elle aussi corrélée ($P < 0,01$ ou 0,05) à la plupart des métaux du gradient. Seules les teneurs en nutriments (NTK, P) s'en écartent. Les stations sablo-vaseuses situées à l'embouchure de l'estuaire (site EMBAa, st. 1 à 9) s'opposent au gradient principal. Les 18 autres stations se répartissent le long de l'axe I, provoquant un recouvrement partiel des sites vaso-sableux CMAa et RDAa. Cette distribution des stations est confirmée par l'ACP des teneurs métalliques de la fraction fine (annexe 21). L'axe I (inertie=84,6%) rassemble les neuf métaux dosés (Fig. 38B), tous positivement corrélés ($P < 0,001$, annexe 20B). De nouveau, les stations des trois sites estuariens se répartissent le long de l'axe I, les sites CMAa et RDAa étant encore partiellement fusionnés. L'ACP des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par Al (Fig. 39A) ne fait qu'accentuer le recouvrement de ces deux sites. Les paramètres sont par contre plus dispersés sur le cercle des corrélations. Certains d'entre eux sont mal représentés

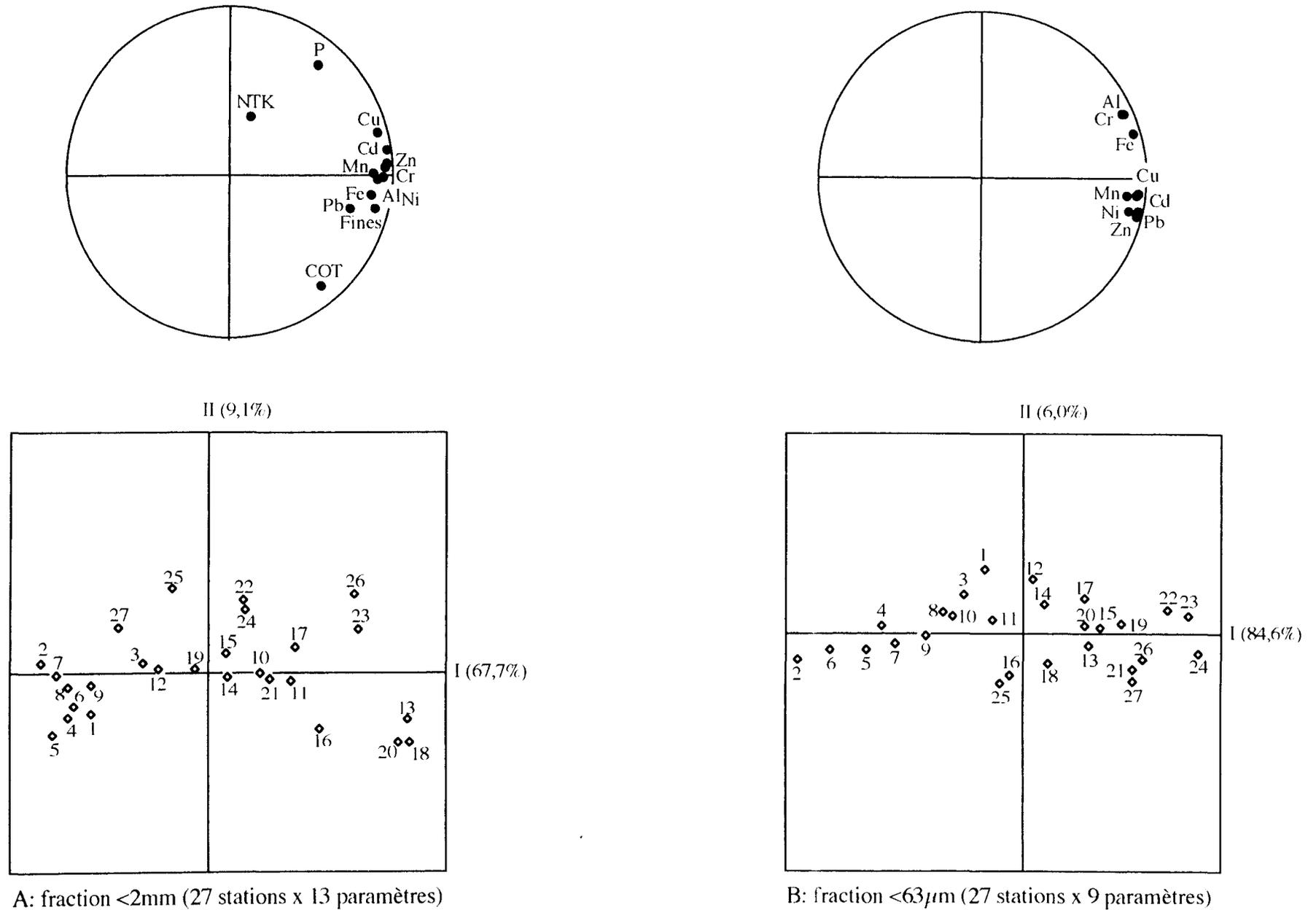


Fig. 38: ACP normée des paramètres sédimentaires de l'estuaire de l'Aa.

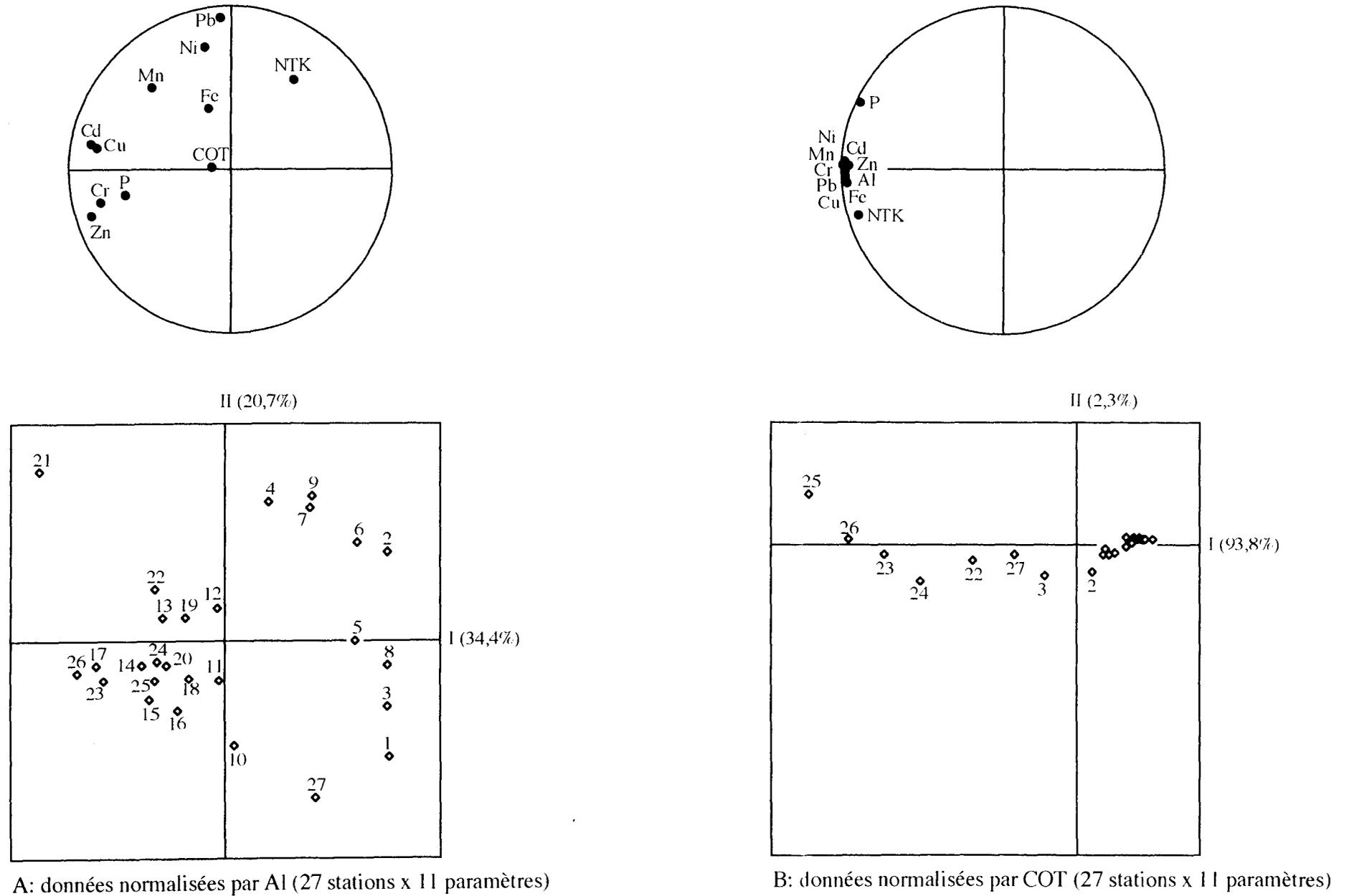


Fig. 39: ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction <2mm) de l'estuaire de l'Aa normalisés par Al et COT.

(Fe, NTK, COT) et les coefficients de corrélation γ sont moindres (annexe 22A). L'axe I de l'ACP des données normalisées par COT représente près de 94% de l'inertie totale du nuage de points (Fig. 39B). Il définit un gradient de teneurs toutes corrélées positivement ($P < 0,001$, annexe 22B). Près des deux tiers des stations sont regroupées. Six des neuf stations (22 à 27) du site localisé le plus en aval dans l'estuaire (RDAa) ont des teneurs en COT très faibles ($< 0,25\%$) et sont donc tirées vers le pôle positif du gradient de teneurs.

III.2.2.2 Canche

Les paramètres chimiques des fractions sédimentaires $< 2\text{mm}$ et $< 63\mu\text{m}$ des stations de la Canche sont répertoriés dans les annexes 23 et 24. Le plan de projection selon les axes I et II de l'ACP des teneurs en métaux, nutriments, COT de la fraction $< 2\text{mm}$, associées au pourcentage de fines des sédiments, représente près de 90% de l'inertie totale du nuage de points. La distribution des stations respectives des trois sites (PSGCa, st. 19 à 27; CNCa, st. 1 à 9; RDCa, st. 10 à 18) reproduit leur localisation géographique depuis l'embouchure jusqu'à la partie centrale de l'estuaire (Fig. 40A), selon un gradient déterminé par l'axe I de l'ACP. Ce gradient associe l'ensemble des paramètres mesurés, presque tous corrélés positivement (annexe 25A). Le cercle des corrélations de l'ACP normée des données de la fraction sédimentaire $< 63\mu\text{m}$ (Fig. 40B) illustre l'association de six des neuf métaux dosés. Mn s'oppose de façon significative à ce gradient (annexe 25B) et, avec Pb et Cr, détermine l'axe II de l'ACP. Les 18 stations des sites vaso-sableux (CNCA et RDCa) sont regroupées et forment un ensemble distinct de celui des stations de la plage St-Gabriel., plus riches en Mn mais bien moins chargées en Al ou Zn. L'ACP des données de la fraction $< 2\text{mm}$ normalisées par Al confirme la ségrégation des trois sites estuariens (Fig. 41A). Les paramètres sont cependant moins bien représentés (Pb/Al, NTK/Al, COT/Al) sur le plan I-II de l'ACP (cercle des corrélations) et plus dispersés. On note néanmoins selon l'axe I un gradient regroupant Fe/Al, Mn/Al, Zn/Al, P/Al et Cr/Al, bien corrélés (annexe 26A), qui sépare les stations sablonneuses (PSGCa) des stations vaso-sableuses (CNCa et RDCa). Selon l'axe II, un gradient comprenant Cd/Al, Cu/Al et Ni/Al permet de discriminer les deux sites envasés: les stations de la rive droite sont en effet plus riches en Cd, Cu et Ni. L'ACP des données normalisées par COT (Fig. 41B) montre que les 27 stations de la Canche sont difficilement discernables et que les paramètres normalisés sont tous positivement corrélés (annexe 26B). Seule la station 1, et dans une moindre mesure la station 2, sortent du groupe. Leur particularisme semble néanmoins résulter plus d'une très faible charge en COT (0,06%) que d'une réelle originalité dans leurs teneurs en métaux et nutriments.

III.2.2.3 Comparaison des sites estuariens

Afin de comparer les six sites estuariens prospectés sur l'Aa et la Canche, les données des 54 stations ont été cumulées. Pour chacune des fractions sédimentaires analysées, une analyse factorielle discriminante a été réalisée. Le cercle des corrélations de l'AFD des données de la fraction $< 2\text{mm}$ montre l'existence d'un gradient regroupant 12 des 13 paramètres (Fig. 42A). Seul NTK se sépare de ce gradient, bien qu'il soit positivement corrélé à 11 des paramètres le constituant (annexe 27A), et détermine l'axe II de l'AFD. La distribution des sites reproduit les résultats des ACP effectuées sur chaque estuaire (Fig. 38A et 40A). Le plan de projection des stations de l'AFD (Fig. 42B) met cependant en évidence une séparation nette des deux estuaires. Les sédiments des trois sites de l'Aa

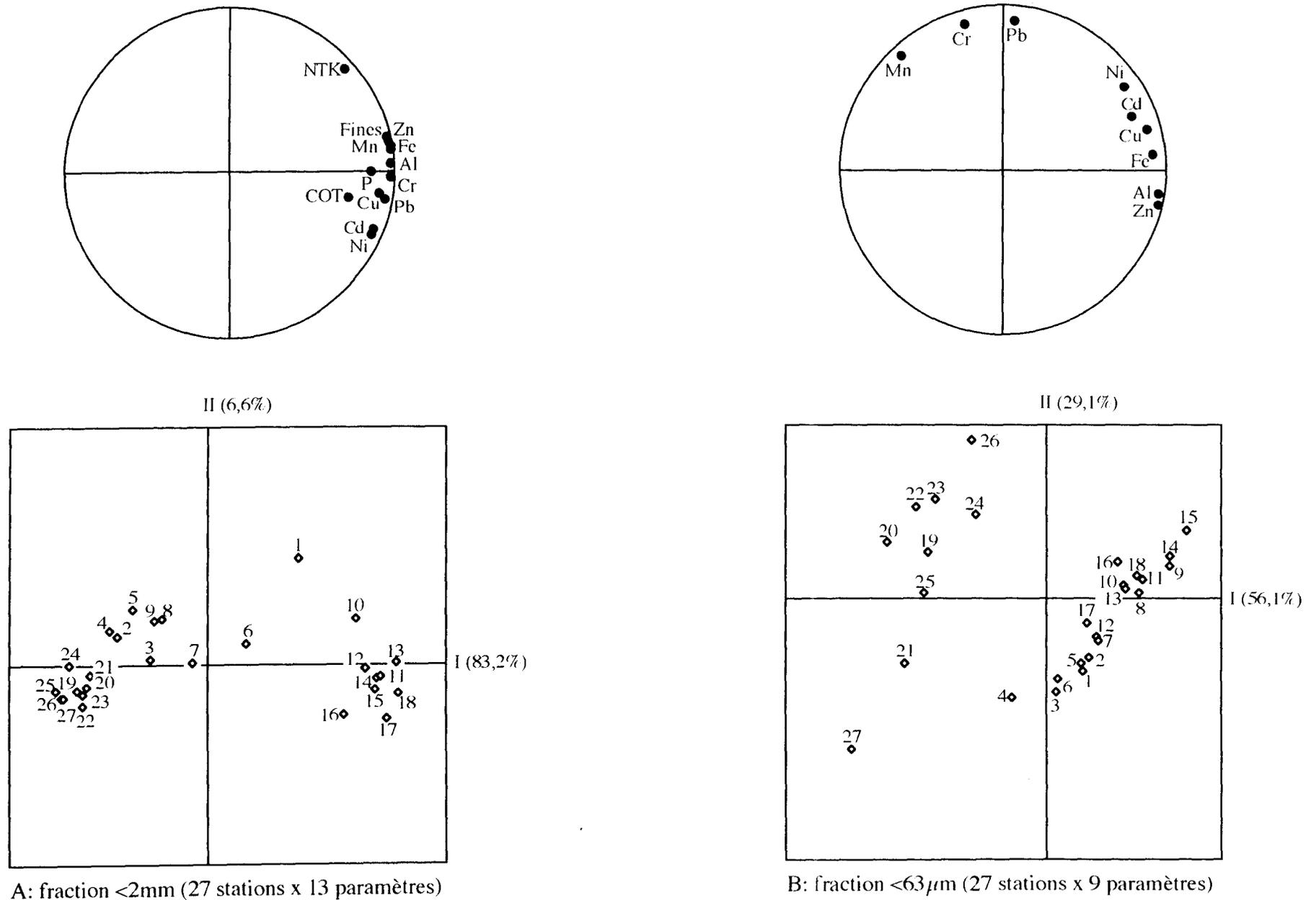


Fig. 40: ACP normée des paramètres sédimentaires de l'estuaire de la Canche.

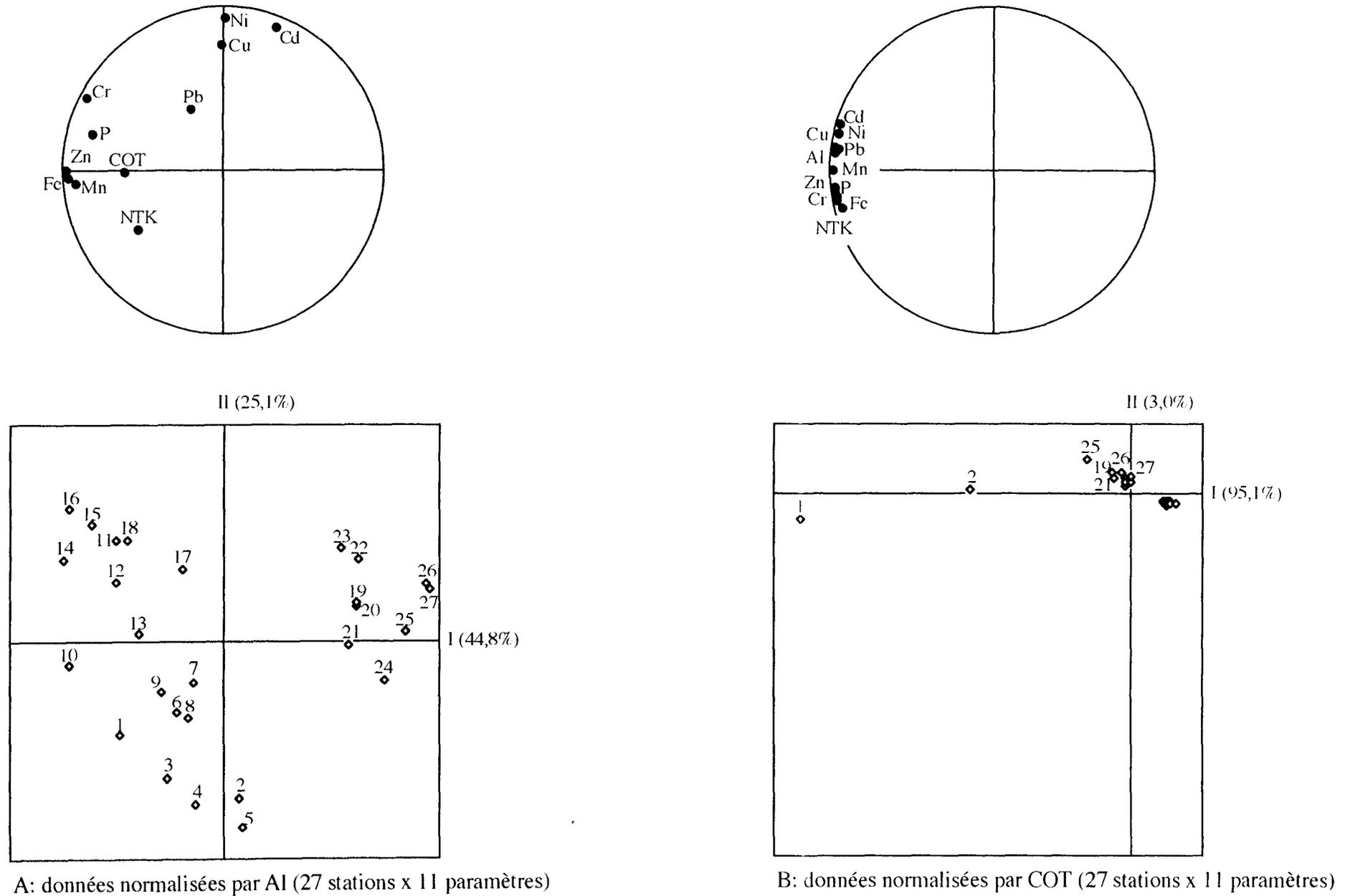
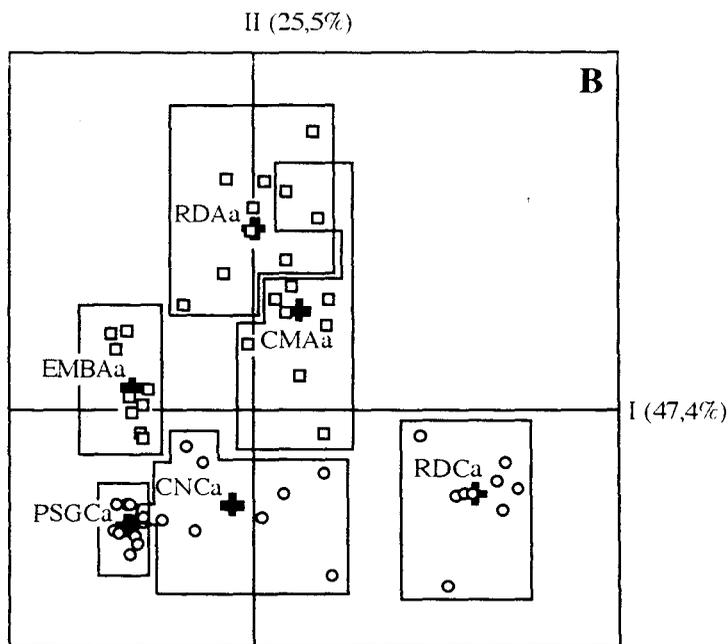
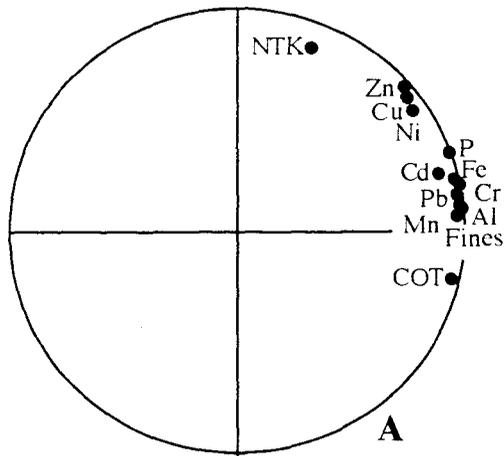


Fig. 41: ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction <2mm) de l'estuaire de la Canche normalisés par Al et COT.



Carrés: stations de l'Aa; cercles: stations de la Canche;
 croix noires: centres de gravité des groupes.
 Pourcentage de bien classés: 96,3%.

Fig. 42: AFD des données de la fraction sédimentaire <2mm des estuaires de l'Aa et de la Canche. A: cercle des corrélations; B: plan de projection des stations selon les axes I et II.

sont en effet plus chargés en NTK. L'AFD des teneurs de la fraction fine des sédiments estuariens (Fig. 43) montre qu'à l'exception de la plage St-Gabriel, les sites de l'Aa et de la Canche se répartissent le long d'un gradient composé de huit des neuf métaux dosés, tous significativement corrélés (annexe 27B). Sur le cercle des corrélations (Fig. 43A), seul Mn est séparé du gradient principal. C'est ce métal qui différencie les sédiments des stations de la plage St-Gabriel de ceux des autres sites. La fraction fine des vases sableuses de la Canche (sites CNCa et RDCa) apparaît moins chargée en métaux que celle des sables vaseux et vases sableuses des sites de l'Aa. Dans cet estuaire, on note en outre que les trois sites s'arrangent selon un gradient qui reproduit leur distribution géographique. Les sédiments de l'embouchure (EMBAa) recourent ceux récoltés à proximité du calvaire du marin (CMAa) mais sont bien séparés des sédiments vaso-sableux de la partie centrale de l'Aa (RDAa).

Ce constat est confirmé par la comparaison des valeurs moyennes calculées sur chacun des sites par le test de Student. Les moyennes du pourcentage de fraction fine (Tab. 25) ne sont pas significativement différentes pour les sites CMAa et RDAa mais aussi CNCa (annexe 29). Pour la fraction <2mm, si l'on excepte leur teneur en COT, les sédiments des deux sites vaso-sableux de l'Aa sont tout à fait similaires (annexe 28). Pour certains paramètres (Al, Cr, Cu, Mn, Pb), les sites proches de l'embouchure des deux estuaires (PSGCa et EMBAa) ne sont pas non plus significativement différents (annexe 28). Les similitudes notées entre les sites CMAa et RDAa sont beaucoup moins nombreuses si les moyennes comparées sont calculées sur la fraction <63 μ m des sédiments (Tab. 26 et annexe 29). On peut remarquer également que la teneur moyenne en Mn de la fraction <2mm du site PSGCa, la plus basse de celles de la Canche, est par contre la plus élevée sur l'ensemble des sites estuariens si l'on considère la fraction <63 μ m, ce qui traduit un enrichissement particulier en Mn des particules les plus fines de la plage St-Gabriel.

III.2.3 Macrozoobenthos

Sur les estrans des estuaires de l'Aa et de la Canche, les espèces récoltées à marée basse sont beaucoup moins nombreuses que celles collectées en zone subtidale portuaire. La richesse spécifique maximale constatée ne dépasse pas 12 espèces dans l'embouchure de l'Aa (EMBAa) et est réduite à 3 dans la partie centrale de l'estuaire de la Canche (RDCa) (Tab. 27). Les embranchements représentés varient de 4 (PSGCa) à 2 (RDCa). La figure 44 illustre l'évolution de la diversité depuis la partie centrale des estuaires jusqu'à leur embouchure. La richesse spécifique, les indices de diversité H' (d n'est pas représenté mais varie de la même façon que H'), et l'équitabilité augmentent depuis les sites vaso-sableux prospectés en amont jusqu'à l'embouchure sablo-vaseuse (EMBAa) ou sablonneuse (PSGCa). Les densités, et corrélativement les biomasses, fraîches ou sèches, suivent une évolution inverse dans l'estuaire de l'Aa. Dans la Canche, la situation est moins tranchée. Le site CNCa, échantillonné à proximité du cercle nautique du Touquet, connaît la densité la plus importante des six sites estuariens étudiés (plus de 1000 ind./m²) mais présente une variabilité extrêmement élevée selon les quadrats (écart-type=711) (Fig. 45). Cette variabilité est liée essentiellement à l'abondance, dans certains prélèvements, de deux mollusques bivalves, la coque (*Cardium edule*) et *Macoma balthica*, qui augmentent considérablement la densité, et plus encore la biomasse, du benthos. Ils constituent en effet sur ce site plus de 55% de la biomasse sèche totale et 40% de l'abondance (Tab. 28).

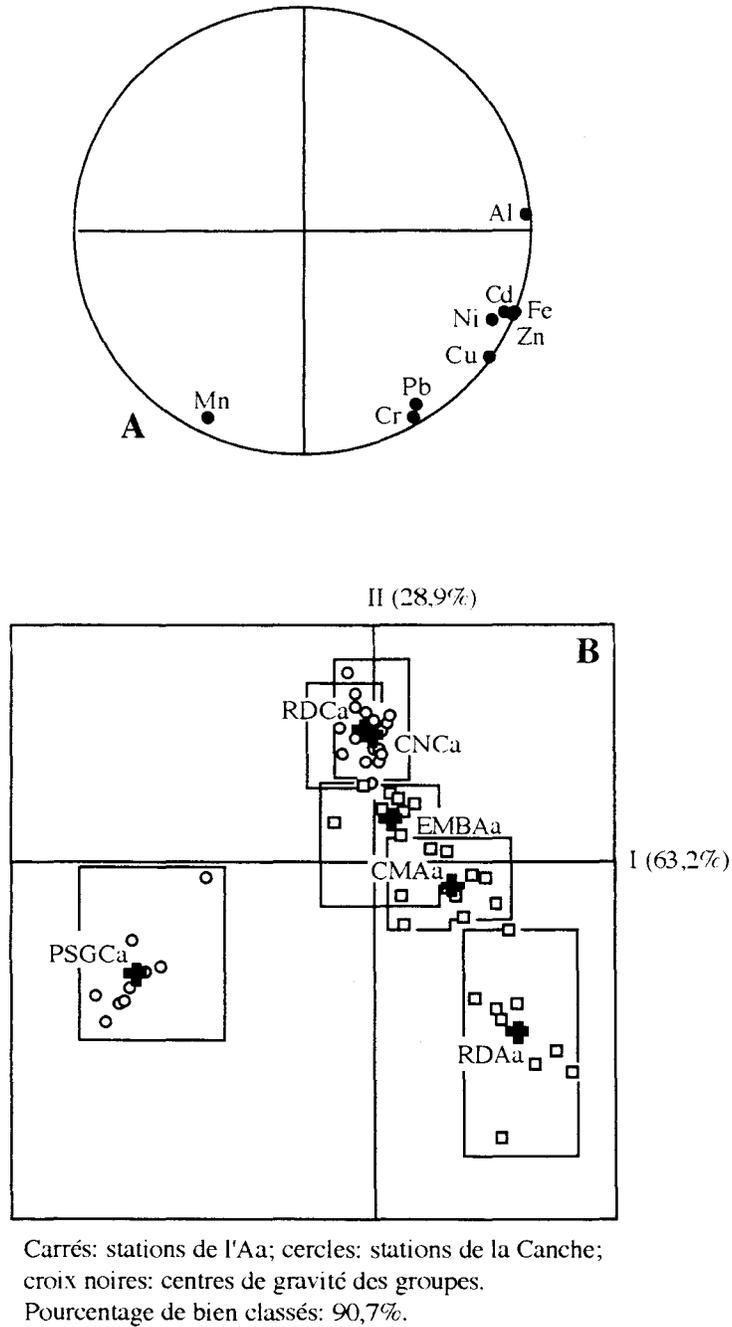


Fig. 43: AFD des données de la fraction sédimentaire <63µm des estuaires de l'Aa et de la Canche. A: cercle des corrélations; B: plan de projection des stations selon les axes I et II.

	EMBAa		CMAa		RDAa		PSGCa		CNCa		RDCa	
	moyenne	écart-type										
Al	8177	1605	13154	2191	12191	2100	8473	431	11202	1842	16232	1121
Cd	1,07	0,13	2,34	0,39	2,26	0,46	1,56	0,17	1,36	0,36	2,80	0,27
Cr	11,02	4,03	26,96	4,39	23,14	7,02	8,87	1,65	15,92	6,66	36,72	1,60
Cu	6,71	0,75	13,66	2,55	15,70	3,93	7,21	0,90	7,99	1,59	14,31	1,12
Fe	4595	1705	7314	1227	6808	1716	2716	132	5857	1390	9585	335
Mn	71,5	16,8	135,6	24,9	128,1	28,4	72,1	7,4	119,7	22,1	176,9	4,7
Ni	5,81	1,03	8,92	1,89	8,14	1,86	4,49	0,55	4,11	1,32	9,29	1,35
Pb	39,57	6,71	50,77	13,48	55,01	17,09	34,57	11,80	44,61	6,73	71,17	4,77
Zn	17,20	6,14	57,28	18,32	56,23	17,05	8,63	0,29	29,06	6,88	49,12	2,85
NTK	1692	573	1850	337	1898	434	477	173	1222	628	1427	359
P	73,1	24,4	255,9	74,1	298,8	115,0	46,5	15,8	136,0	49,8	386,3	120,2
COT	0,58	0,34	1,62	0,47	0,62	0,70	0,18	0,04	1,43	1,46	2,85	0,44

Les teneurs en métaux, NTK et P sont exprimées en mg/kg de sédiment sec, les teneurs en COT en % de sédiment sec.

Tab. 25: Teneurs en métaux, azote total Kjeldahl (NTK), phosphore total (P) et carbone organique total (COT) dans la fraction sédimentaire <2mm des estuaires de l'Aa et de la Canche.

92

	EMBAa		CMAa		RDAa		PSGCa		CNCa		RDCa	
	moyenne	écart-type										
Al	17905	2447	22143	1674	22057	2431	9091	873	16507	1364	19331	959
Cd	3,70	0,48	4,84	0,48	5,58	0,31	2,04	0,57	2,53	0,63	3,74	0,62
Cr	50,67	8,71	62,57	8,82	70,66	5,67	53,40	9,40	41,04	3,06	48,79	3,54
Cu	17,98	2,58	24,94	2,63	33,98	5,50	12,72	1,60	15,34	1,46	16,57	1,30
Fe	11882	1831	13858	914	15662	1645	9454	1114	11412	868	11770	512
Mn	212,1	14,9	262,6	20,4	275,6	23,6	322,0	44,5	199,9	14,0	228,4	9,2
Ni	12,22	1,55	16,32	2,27	19,74	1,96	11,12	2,49	13,13	1,85	14,78	2,14
Pb	75,48	7,69	100,62	9,14	117,77	8,28	87,60	23,84	75,03	9,99	84,62	5,39
Zn	68,86	12,39	107,89	17,02	141,38	15,82	28,44	3,45	66,86	5,92	65,78	2,84

Tab. 26: Teneurs métalliques (en mg/kg de sédiment sec) dans la fraction sédimentaire <63µm des estuaires de l'Aa et de la Canche.

site	N.E	N.T	S	H'	d	E	densité (ind.m ⁻²)		poids frais formolé		poids sec	
							moy.	EC	moy.	EC	moy.	EC
EMBAa	12	3	12	2,73	2,76	0,76	54	51	17,2	11,3	3,8	3,1
CMAa	12	3	7	1,30	1,44	0,46	64	57	10,8	10,9	2,0	1,9
RDAa	10	3	7	0,40	0,93	0,14	656	318	169,7	60,6	24,8	9,4
PSGCa	15	4	10	2,55	1,85	0,77	130	142	13,1	17,2	4,4	8,3
CNCa	12	3	9	2,00	1,16	0,63	1001	711	184,2	179,4	35,0	33,8
RDCa	12	2	3	0,03	0,33	0,02	425	155	119,0	63,7	18,1	10,0

N.E: nombre d'échantillons; N.T: nombre de taxons; S: richesse spécifique; H': indice de Shannon-Wiener; d: indice de Margalef; E: indice d'équitabilité de Pielou; moy.: moyenne; EC: écart-type. Les biomasses sont exprimées en g/m².

Tab. 27: Diversité, densité et biomasse du macrozoobenthos des estrans des estuaires de l'Aa et de la Canche.

Taxon	Espèce	EMBAa		CMAa		RDAa		PSGCa		CNCa		RDCa	
		a.r	b.r										
Annélides polychètes	<i>Arenicola marina</i>	7,63	33,98	0,65	5,76	0	0	4,00	17,94	0,42	3,59	0	0
	<i>Glycera convoluta</i>	1,63	0,44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Lanice conchilega</i>	28,50	20,60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nephtys caeca</i>	14,80	2,39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Nephtys cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	44,51	28,03	0	0	0	0
	<i>Nereis diversicolor</i>	5,93	2,80	54,20	52,26	95,08	83,68	0	0	43,83	38,24	99,72	99,57
	<i>Nerine cirratulus</i>	16,48	10,45	0,64	0,04	0	0	12,65	14,14	0	0	0	0
	<i>Capitellidae</i>	11,16	6,49	40,49	33,67	1,45	0,10	0	0	2,55	0,76	0,15	0,02
Mollusques	<i>Cardium edule</i>	3,90	12,03	0	0	1,50	6,39	0	0	12,02	25,20	0	0
	<i>Macoma balthica</i>	5,25	3,90	0,16	0,08	0,61	1,46	0	0	28,14	30,43	0	0
	<i>Scrobicularia plana</i>	1,38	5,79	0,96	5,53	0,81	6,74	0	0	6,86	1,75	0,13	0,41
	<i>Hydrobia ulvae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6,12	*	0	0
Crustacés	<i>Carcinus maenas</i>	1,65	0,50	0	0	0,32	1,62	0	0	0	0	0	0
	<i>Corophium volutator</i>	0	0	2,90	2,66	0,23	0,01	0	0	0	0	0	0
	<i>Crangon vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	3,32	8,48	0,05	0,01	0	0
	<i>Haustorius arenarius</i>	1,69	0,63	0	0	0	0	22,15	8,19	0	0	0	0
	<i>Mysis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	2,68	1,09	0	0	0	0
	<i>Platyonichus latipes</i>	0	0	0	0	0	0	1,69	12,59	0	0	0	0
	<i>Portunus pusillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,02	0	0
	<i>Urothoë sp.</i>	0	0	0	0	0	0	3,22	0,72	0	0	0	0
	<i>Euridyce pulchra</i>	0	0	0	0	0	0	3,37	2,19	0	0	0	0
Poissons	<i>Ammodytes lanceolatus</i>	0	0	0	0	0	0	2,41	6,63	0	0	0	0

a.r: abondance relative (%); b.r: biomasse sèche relative (%); *: biomasse non déterminée.

Tab. 28: Abondance et biomasse relatives du macrozoobenthos des estuaires de l'Aa et de la Canche.

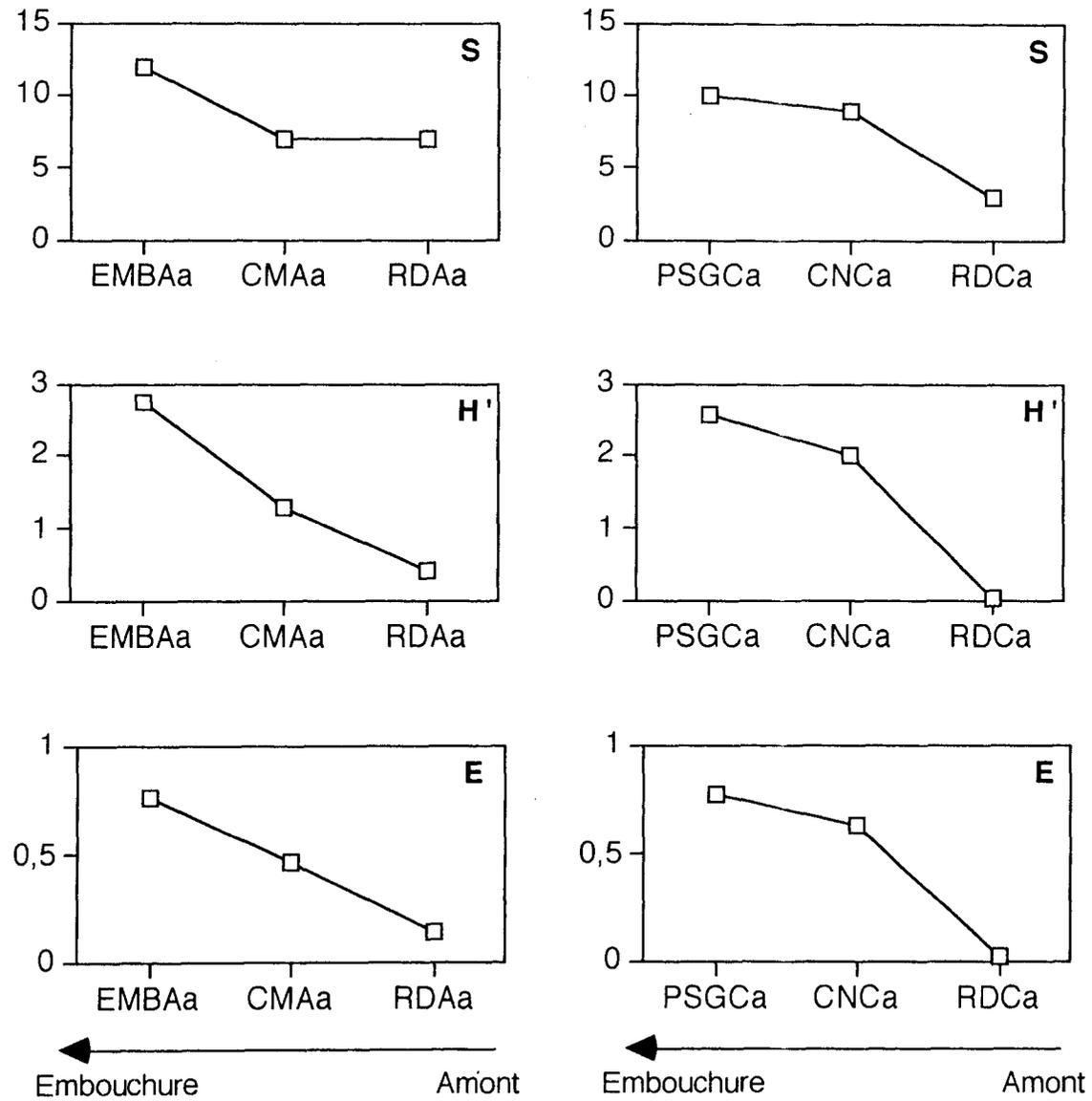


Fig. 44: Variation de la diversité du macrozoobenthos le long des estuaires de l'Aa et de la Canche (S: richesse spécifique; H': indice de diversité de Shannon-Wiener, E: indice d'équitabilité de Pielou).

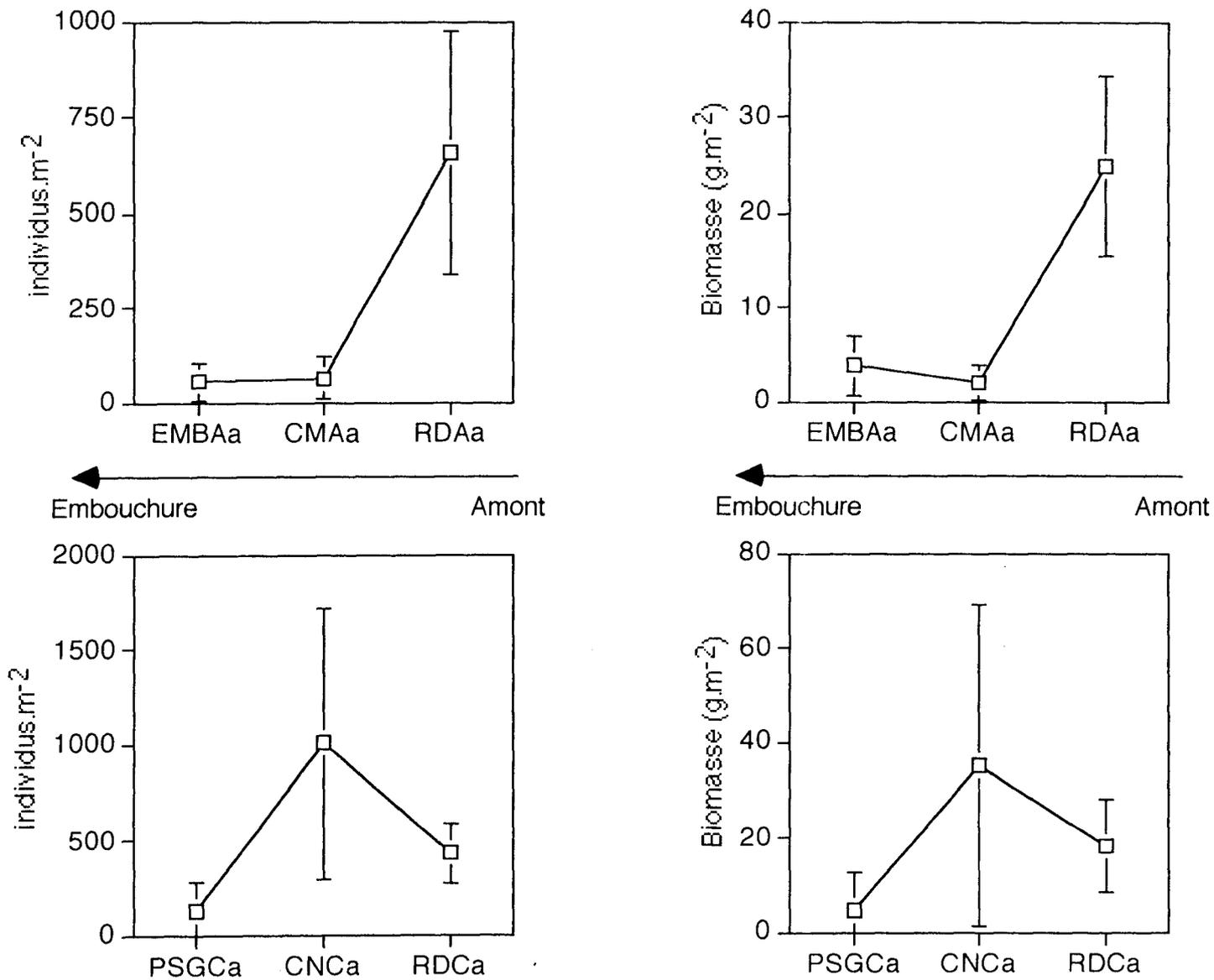


Fig. 45: Variation de la densité et de la biomasse (valeurs moyennes pondérées par leur écart-type) du macrozoobenthos le long des estuaires de l'Aa et de la Canche.

L'annélide euryhaline *Nereis diversicolor* représente la moitié de l'abondance et de la biomasse totales sur les sites vaso-sableux estuariens CMAa et CNCa et leur presque totalité dans les parties centrales de l'Aa et de la Canche (Fig. 46). Des différences notables sont relevées dans les assemblages faunistiques des sites EMBAa et PSGCa. Les sables vaseux de l'embouchure de l'Aa abritent 28,5% de *L. conchilega*, 16,5 % de *Nerine cirratulus* et près de 15% de *Nephtys caeca*. Ces trois annélides représentent donc approximativement 60% des individus et plus de 80% si on leur ajoute les autres polychètes du site. Dans les sablons de la plage St-Gabriel, l'espèce dominante est un autre *Nephtydidae*, *N. cirrosa*. *Nerine cirratulus* se retrouve en proportion comparable à celle de l'Aa (12,7%). La différence principale réside dans l'importance prise par le petit crustacé *Haustorius arenarius* (22,2%). Les annélides représentent donc moins de 65% des individus sur le site PSGCa. A l'exception de la rive droite de la partie centrale de l'Aa (RDAa), les densités et biomasses sont moindres dans cet estuaire que dans la Canche (Tab. 27). La biomasse est particulièrement faible sur le site CMAa (2 g sec/m²), malgré une densité de 64 ind./m², essentiellement parce que plus de 40% des individus sont des *capitellidae* de faible poids. A l'inverse, la biomasse du benthos vivant à proximité du cercle nautique du Touquet apparaît élevée (35 g sec/m²). Sur les six sites échantillonnés, l'augmentation significative de la biomasse animale estuarienne repose sur la présence des bivalves *Cardium edule*, *Macoma balthica* ou *Scrobicularia plana*, et dans les sites envasés éloignés de l'embouchure, sur l'abondance de l'annélide *N. diversicolor*. A ce constat s'ajoute l'apport non négligeable de grosses annélides, comme *Arenicola marina*, à la biomasse des zones situées près de l'embouchure des estuaires (Tab. 27).

III.3 COMPARAISON DES SEDIMENTS DES ZONES PORTUAIRES ET ESTUARIENNES

Les quatre sites échantillonnés dans le cadre de cette étude ont été comparés en fonction des paramètres mesurés (valeurs brutes ou normalisées), des fractions sédimentaires analysées et des descripteurs statistiques considérés. Les principales données utilisées dans ces comparaisons sont regroupées dans les tableaux 29 (Dunkerque ouest), 30 (Boulogne-sur-Mer), 31 (Aa) et 32 (Canche). Les différences entre les valeurs moyennes, pondérées par leur écart-type, ont été soumises au test de Student.

III.3.1 Valeurs moyennes

III.3.1.1 Fraction sédimentaire <2mm

Les teneurs moyennes calculées à partir des données brutes recueillies sur la fraction <2mm des 120 échantillons sédimentaires sont illustrées dans les figures 47 (métaux) et 48. Les sédiments des estuaires de l'Aa et de la Canche n'apparaissent pas significativement différents pour 10 paramètres sur 13. Les teneurs moyennes en Ni, Zn (P<0,05) et surtout NTK (P<0,001) sont supérieures au niveau de l'Aa (annexe 30). Les différences sont par contre beaucoup plus nettes entre zones portuaires et estuariennes, les valeurs des ports étant dans la plupart des cas supérieures à celles des estrans de l'Aa ou de la Canche. La seule exception relevée concerne le cadmium dont la teneur la plus faible est observée à Dunkerque ouest. Boulogne-sur-Mer renferme les sédiments les plus contaminés en Cd, Cu, NTK, COT (P<0,05). Dunkerque ouest se distingue par les valeurs les plus

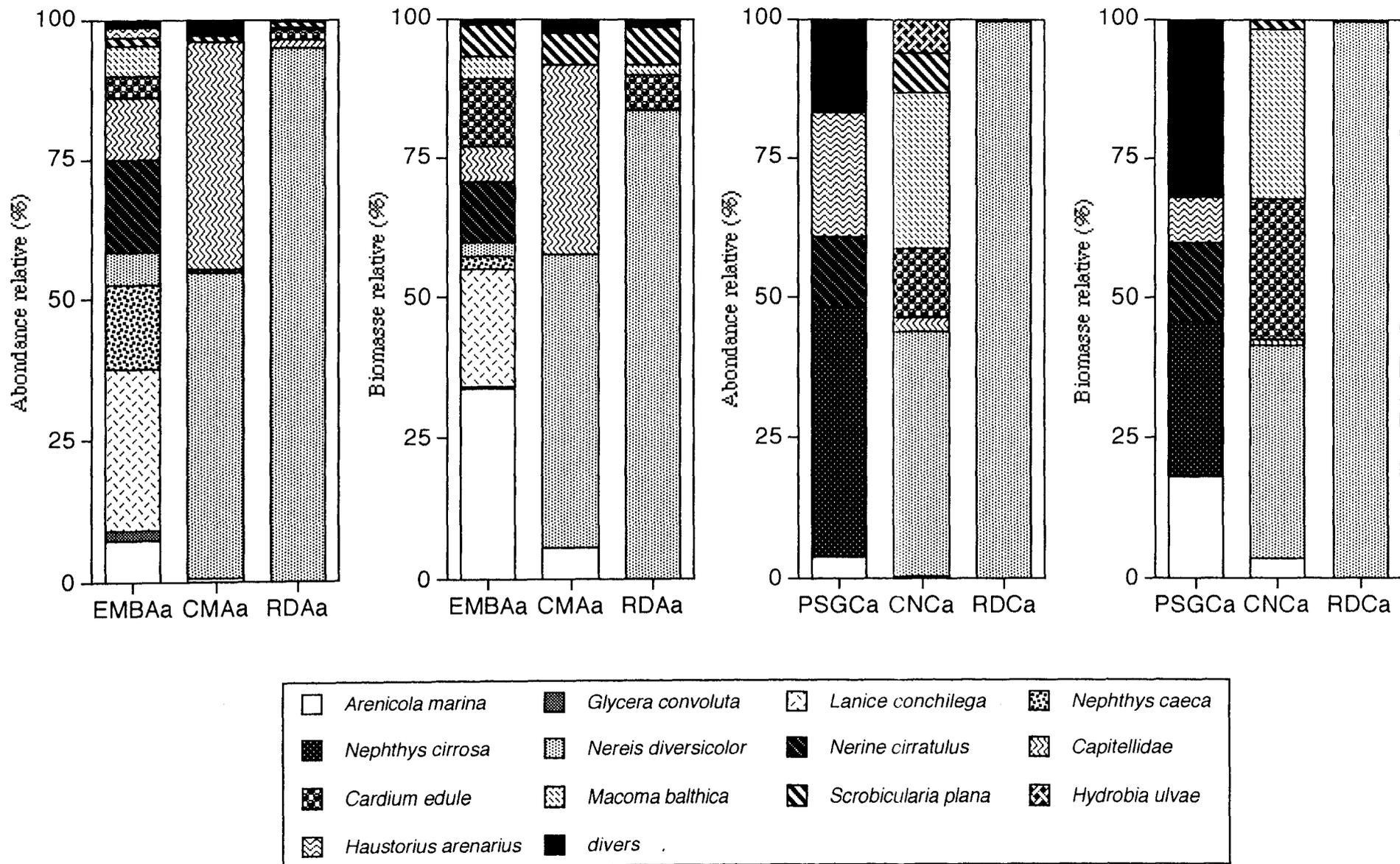


Fig. 46: Abondance et biomasse sèche relatives du macrozoobenthos des estrans des estuaires de l'Aa et de la Canche.

	Moyenne \bar{X}	Ecart-type $S(\bar{X})$	Coefficient de variation $100 \cdot S(\bar{X})/\bar{X}$	Médiane	Minimum	Maximum
Al	22091	6298	28,51	21805	8258	35345
As	13,09	4,46	34,08	13,90	2,9	21,0
Cd	0,62	0,15	24,05	0,63	<0,50	1,30
Cr	71,60	23,41	32,70	76,25	18,0	102,2
Cu	19,43	6,89	35,45	19,34	4,2	32,8
Fe	17465	6041	34,59	18368	3243	32947
Hg	0,155	0,080	52,49	0,15	<0,050	0,350
Mn	246,65	106,72	43,27	220,87	59,1	477,8
Ni	16,49	6,83	41,40	18,12	<2,0	29,6
Pb	70,46	22,44	31,85	70,80	14,2	107,9
Sn	3,59	1,11	30,91	3,60	1,4	6,2
Zn	128,25	185,93	144,98	77,90	35,4	940,0
NTK	1739	903	51,93	1920	86	3750
P	688,15	289,66	42,09	700	170	1270
% 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

A: Fraction <2mm (effectif statistique: N=38)

	Moyenne \bar{X}	Ecart-type $S(\bar{X})$	Coefficient de variation $100 \cdot S(\bar{X})/\bar{X}$	Médiane	Minimum	Maximum
Al	24883	4247	17,07	24260	15722	34994
Cd	1,24	0,79	63,81	1,08	<0,50	4,20
Cr	94,03	15,24	16,21	95,40	46,2	120,4
Cu	15,17	3,03	20	14,80	10,1	21,4
Fe	20497	4040	19,71	19629	11449	32250
Mn	272,51	83,12	30,50	243,84	158,7	491,2
Ni	16,37	5,16	31,52	15,52	8,7	27,3
Pb	76,04	12,53	16,47	77,69	35,1	100,3
Zn	178,81	188,71	105,54	103,91	70,0	1034,8

B: Fraction <63 μ m (effectif statistique: N=37)

Tab. 29: Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments du port ouest de Dunkerque. \bar{X} , $S(\bar{X})$, médiane, minimum et maximum sont exprimés en mg/kg de sédiment sec (sauf pour COT et fines en % de poids sec).

	Moyenne \bar{X}	Ecart-type $S(\bar{X})$	Coefficient de variation $100 \cdot S(\bar{X})/\bar{X}$	Médiane	Minimum	Maximum
Al	15837	5671	35,81	17012	5640	24309
Cd	4,09	5,60	136,92	2,80	0,6	30,6
Cr	35,20	15,95	45,31	36,10	5,8	55,9
Cu	35,06	29,85	85,14	24,40	6,7	114,7
Fe	11024	6627	60,11	10465	2409	37484
Hg	0,58	1,44	248,28	0,18	< 0,050	7,600
Mn	1546,59	5200,82	336,28	292,40	62,4	27687,5
Ni	15,80	7,97	50,44	13,25	4,1	31,3
Pb	85,85	54,72	63,74	74,55	23,8	265,9
Zn	274,44	548,14	199,73	98,00	12,6	2927,9
NTK	3303	1105	33,45	3015	1620	5820
P	436,00	212,30	48,69	403,15	37,5	837,5
% COT	3,60	1,76	48,89	4,11	0,21	6,54
% Fines	72,02	27,42	38,07	82,00	3,90	98,50

A: Fraction <2mm (effectif statistique: N=28)

	Moyenne \bar{X}	Ecart-type $S(\bar{X})$	Coefficient de variation $100 \cdot S(\bar{X})/\bar{X}$	Médiane	Minimum	Maximum
Al	14996	3317	22,12	14560	7279	21626
Cd	3,59	6,54	182,17	1,90	1,0	36,1
Cr	34,88	6,95	19,93	34,15	23,6	48,8
Cu	29,42	26,99	91,74	15,40	8,4	115,1
Fe	10358	2419	23,35	10055	6482	15512
Mn	1715,84	6218,53	362,42	335,70	175,4	33232,6
Ni	15,01	5,07	33,78	14,20	7,6	28,5
Pb	73,78	56,47	76,54	53,85	37,8	324,8
Zn	265,66	651,10	245,09	77,65	30,6	3524,4

B: Fraction <63µm (effectif statistique: N=28)

Tab. 30: Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer. \bar{X} , $S(\bar{X})$, médiane, minimum et maximum sont exprimés en mg/kg de sédiment sec (sauf pour COT et fines en % de poids sec).

	Moyenne \bar{X}	Ecart-type $S(\bar{X})$	Coefficient de variation $100.S(\bar{X})/\bar{X}$	Médiane	Minimum	Maximum
Al	11174	2984	26,70	10896	6353	16561
Cd	1,89	0,69	36,51	2,00	1,0	3,1
Cr	20,37	8,79	43,15	21,30	7,4	35,1
Cu	12,02	4,81	40,02	12,40	5,7	23,0
Fe	6239	1998	32,02	6526	3339	9690
Mn	111,72	37,96	33,98	110,70	26,6	170,7
Ni	7,63	2,14	28,05	7,50	4,4	12,3
Pb	48,45	14,95	30,86	45,80	25,8	85,8
Zn	43,57	24,31	55,80	42,70	11,9	82,3
NTK	1813	476	26,25	1770	870	2535
P	209,24	128,97	61,64	216,30	31,3	512,5
% COT	0,94	0,72	76,60	0,85	0,10	2,51
% Fines	26,37	14,19	53,81	26,00	7,60	61,40

A: Fraction <2mm (effectif statistique: N=27)

	Moyenne \bar{X}	Ecart-type $S(\bar{X})$	Coefficient de variation $100.S(\bar{X})/\bar{X}$	Médiane	Minimum	Maximum
Al	20702	3025	14,61	21553	13951	25222
Cd	4,71	0,90	19,11	5,00	2,6	6,0
Cr	61,30	11,59	18,91	64,10	38,1	78,1
Cu	25,63	7,73	30,16	25,10	14,7	44,7
Fe	13801	2205	15,98	13993	9318	17405
Mn	250,07	34,53	13,81	247,80	195,6	310,5
Ni	16,10	3,71	23,04	16,40	9,7	24,6
Pb	97,96	19,65	20,06	100,60	59,8	128,9
Zn	106,04	33,94	32,01	103,70	50,0	163,8

B: Fraction <63µm (effectif statistique: N=27)

Tab. 31: Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments de l'estuaire de l'Aa. \bar{X} , $S(\bar{X})$, médiane, minimum et maximum sont exprimés en mg/kg de sédiment sec (sauf pour COT et fines en % de poids sec).

	Moyenne \bar{X}	Ecart-type $S(\bar{X})$	Coefficient de variation $100.S(\bar{X})/\bar{X}$	Médiane	Minimum	Maximum
Al	11969	3522	29,43	10428	7791	18057
Cd	1,90	0,71	37,37	1,60	1,0	3,3
Cr	20,50	12,74	62,15	12,50	6,3	39,4
Cu	9,84	3,48	35,37	8,30	5,7	15,5
Fe	6053	2984	49,30	5376	2534	10125
Mn	122,90	45,86	37,31	109,50	59,0	186,4
Ni	5,96	2,66	44,63	4,70	2,1	11,0
Pb	50,11	17,87	35,66	44,60	15,7	79,7
Zn	28,94	17,41	60,16	26,70	8,2	52,6
NTK	1042	604	57,97	810	255	2685
P	189,60	165,57	87,32	155,00	25,0	541,3
% COT	1,49	1,43	95,97	0,98	0,06	5,19
% Fines	31,23	26,35	84,37	27,90	0,04	67,80

A: Fraction <2mm (effectif statistique: N=27)

	Moyenne \bar{X}	Ecart-type $S(\bar{X})$	Coefficient de variation $100.S(\bar{X})/\bar{X}$	Médiane	Minimum	Maximum
Al	14976	4538	30,30	17070	7391	20636
Cd	2,77	0,95	34,30	2,80	1,1	4,4
Cr	47,74	8,07	16,90	45,60	35,6	64,5
Cu	14,88	2,21	14,85	15,20	9,3	18,9
Fe	10879	1363	12,53	11425	7490	12994
Mn	250,08	60,07	24,02	231,20	174,6	394,5
Ni	13,01	2,69	20,68	12,80	6,8	17,9
Pb	82,42	16,47	19,98	83,90	44,6	133,6
Zn	53,69	18,71	34,85	63,40	23,7	77,0

B: Fraction <63µm (effectif statistique: N=27)

Tab. 32: Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments de l'estuaire de la Canche. \bar{X} , $S(\bar{X})$, médiane, minimum et maximum sont exprimés en mg/kg de sédiment sec (sauf pour COT et fines en % de poids sec).

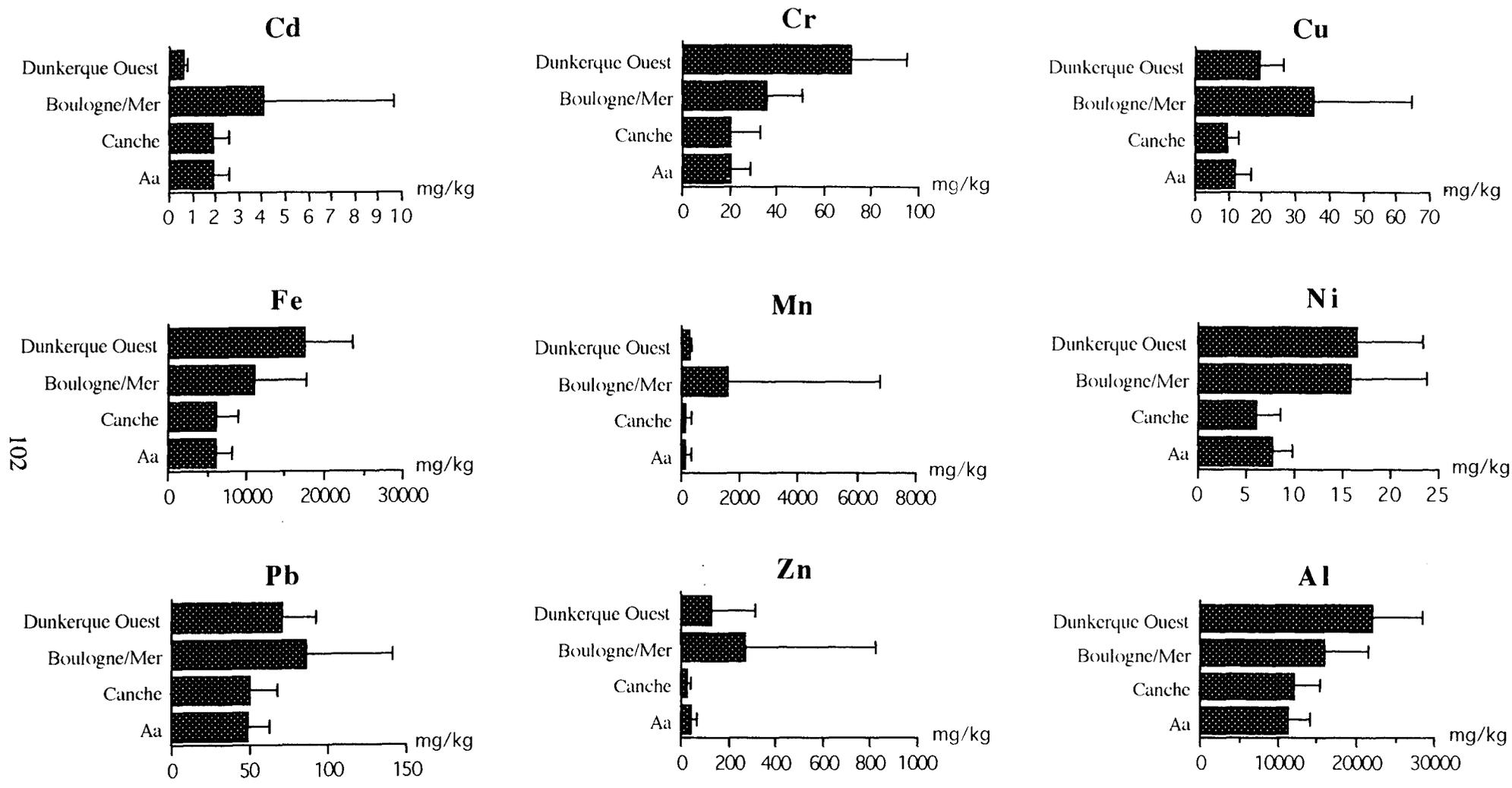


Fig. 47: Teneurs moyennes, pondérées par leur écart-type, en métaux dans la fraction sédimentaire <2mm des ports de Dunkerque ouest et Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche.

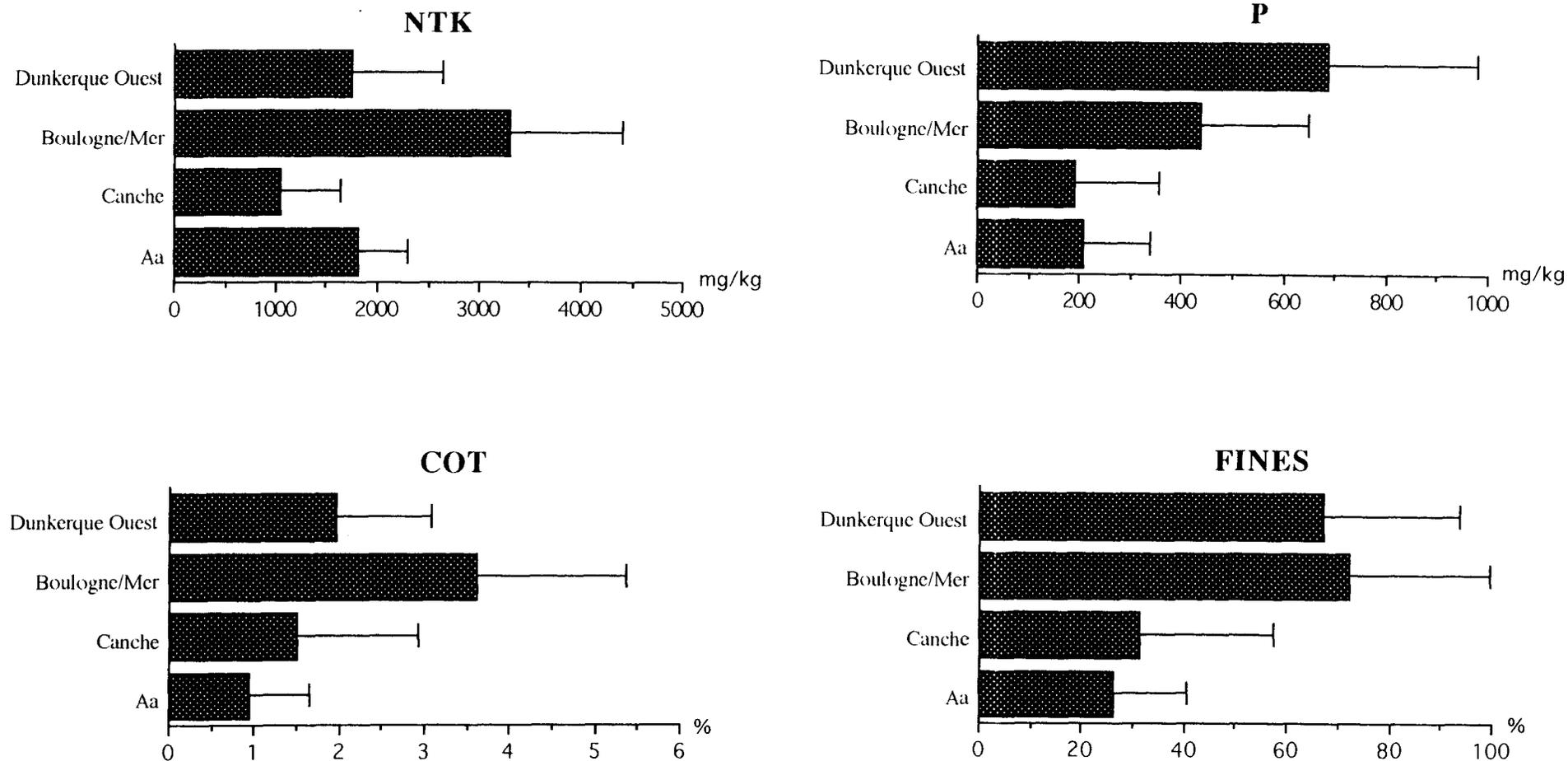


Fig. 48: Teneurs moyennes, pondérées par leur écart-type, en azote total Kjeldahl (NTK), phosphore total (P), carbone organique total (COT) (fraction <2mm) et fraction fine (FINES) des sédiments des ports de Dunkerque ouest et Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche.

importantes en Al, Cr, Fe et P. Les différences entre les deux ports ne sont pas significatives pour Ni, Pb, Zn, Fines. La teneur moyenne en Mn à Boulogne-sur-Mer, bien que très supérieure à celle des autres zones, n'est cependant pas significativement plus élevée à cause d'un écart-type très important lié à la forte teneur des sédiments du petit port, comme ceux calculés pour Cd ou Zn. Pour la même raison, la différence entre les moyennes en Hg entre Boulogne-sur-Mer et Dunkerque (non représentée), respectivement 0,580 et 0,155 mg/kg, n'est pas non plus statistiquement significative.

III.3.1.2 Fraction sédimentaire <63 μ m

L'analyse des sédiments fins corrobore en partie le constat précédent. Les teneurs moyennes en Al, Cr et Fe à Dunkerque sont encore les plus importantes (Fig. 49) et celle en Cd la plus faible. La prise en compte des teneurs métalliques des vases accroît cependant les différences entre l'Aa et la Canche. Si l'on excepte Mn, les teneurs moyennes des 8 autres métaux sont significativement plus élevées dans l'Aa ($P < 0,01$; annexe 31) et les teneurs en Cd et Pb apparaissent même les plus importantes ($P < 0,05$) des quatre zones. Les teneurs moyennes à Boulogne-sur-Mer sont encore supérieures pour Cu, Mn et Zn, mais les écart-types, et par conséquent les coefficients de variation (respectivement >90, 360 et 245%), toujours très importants font que les différences sont souvent non significatives (annexe 31).

Les teneurs en Al et Fe dans la fraction fine à Dunkerque et dans l'Aa semblent traduire une richesse (naturelle ?) ou un enrichissement (artificiel ?) des sédiments fins le long du littoral de la Mer du Nord. Cette similitude pourrait aussi refléter le fait qu'une partie des vases dunkerquoises puissent être issues des particules charriées par l'Aa et véhiculées par les masses d'eau dérivant du sud-ouest vers le nord-est en courant de flot.

III.3.1.3 Différences entre fractions <2mm et <63 μ m

La différence est très marquée entre les teneurs mesurées sur les deux fractions sédimentaires dans les estuaires (Fig. 50 et annexe 32). Elle repose sur la proportion non négligeable de particules >63 μ m dans les sédiments estuariens; avec un effet de "dilution" des métaux. Dans les sédiments portuaires majoritairement vaseux, les différences constatées entre les deux fractions étudiées sont moindres. On note toutefois un enrichissement des sédiments fins en Cd, Cr, Cu ($P < 0,001$) ou Al et Fe ($P < 0,05$) à Dunkerque.

III.3.2 Valeurs médianes

Des écart-types importants constatés pour certains paramètres, particulièrement à Boulogne-sur-Mer, reflètent une dissymétrie dans la distribution des résultats. Il est donc apparu nécessaire de compléter la comparaison des zones prospectées en prenant en compte, non la teneur moyenne, mais la teneur médiane, paramètre central de la population statistique de part et d'autre de laquelle se répartissent 50% des échantillons.

Le classement des zones en fonction des teneurs médianes des paramètres de la fraction sédimentaire <2mm (Fig. 51 et 52) confirme que les sédiments dunkerquois sont particulièrement riches en Al, Cr, Fe et P. et que Boulogne-sur-Mer se distingue nettement des autres zones pour Cd, Mn, NTK, COT, ce qui traduit un enrichissement général des sédiments boulonnais. On note aussi un regroupement des sédiments de l'Aa et de Dunkerque pour Zn qui se séparent des sédiments de la

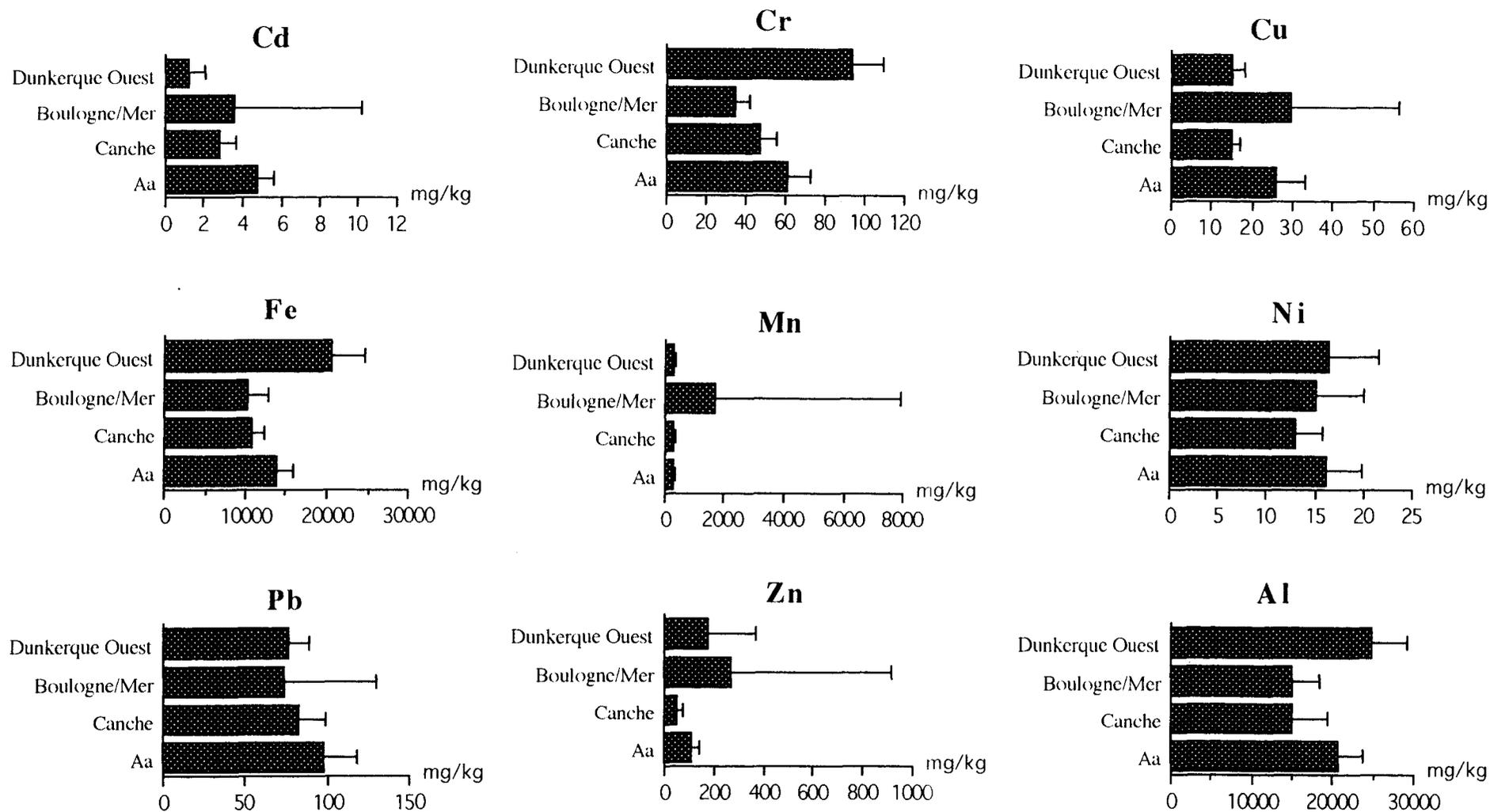


Fig. 49: Teneurs moyennes, pondérées par leur écart-type, en métaux dans la fraction sédimentaire <63µm des ports de Dunkerque ouest et Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche.

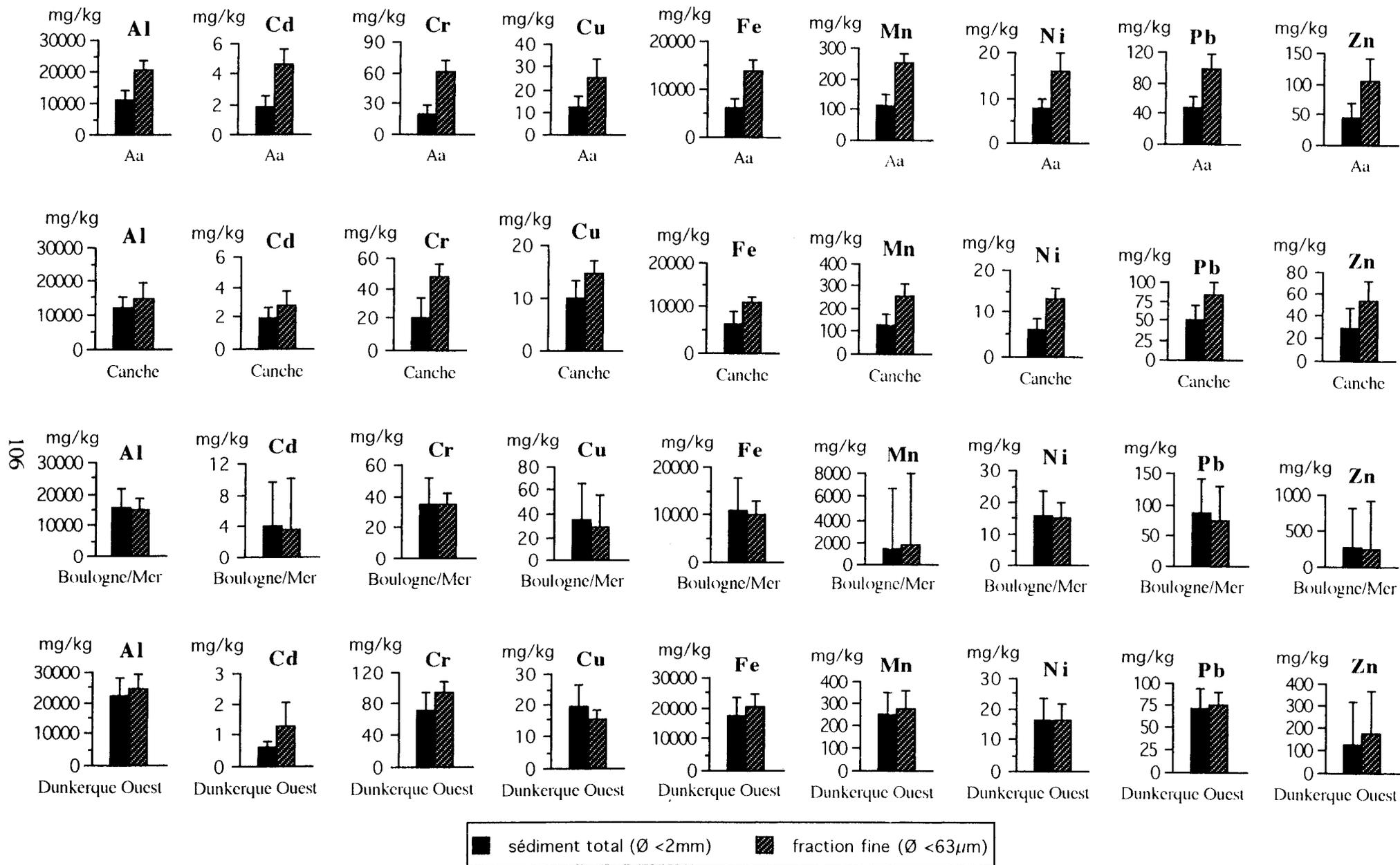


Fig. 50: Teneurs moyennes, pondérées par leur écart-type, des paramètres chimiques de la fraction totale (<2mm) et de la fraction fine (<63µm) des sédiments des estuaires de l'Aa et de la Canche et des ports de Boulogne-sur-Mer et Dunkerque ouest.

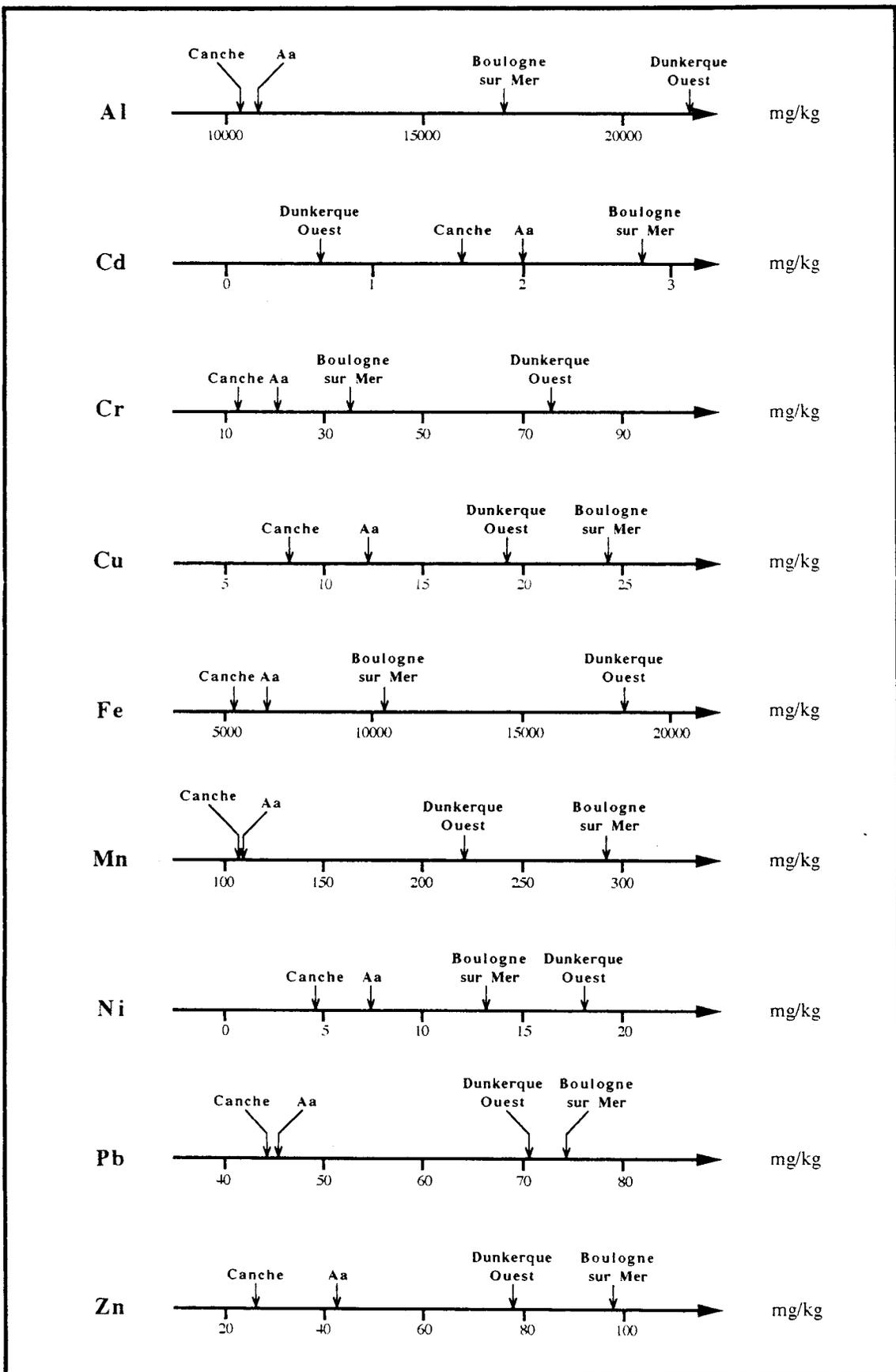


Fig. 51: Comparaison des zones portuaires et estuariennes du littoral Nord/Pas-de-Calais en fonction des valeurs médianes en métaux de la fraction sédimentaire <2mm.

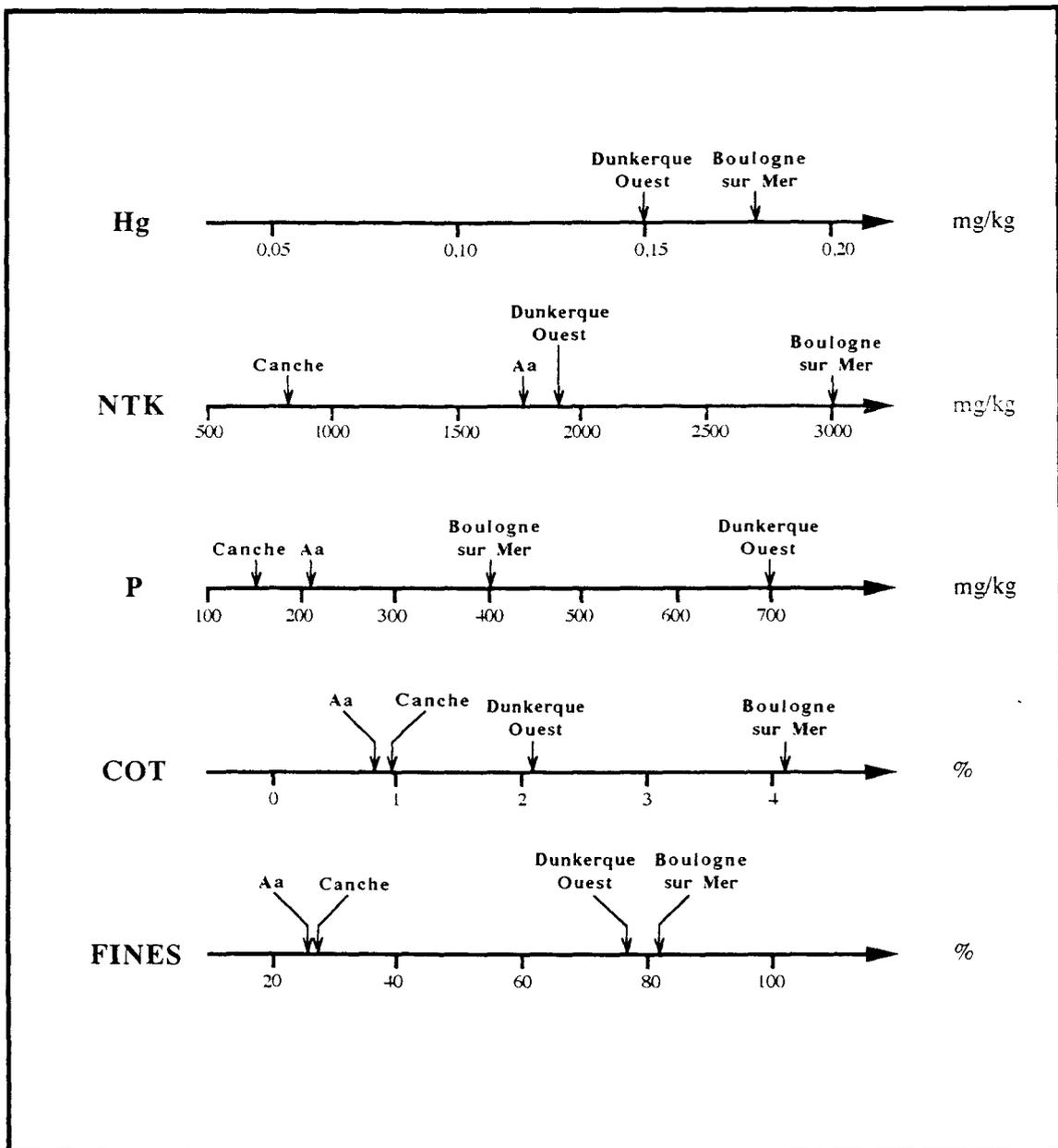


Fig. 52: Comparaison des zones portuaires et estuariennes du littoral Nord/Pas-de-Calais en fonction des valeurs médianes en Hg, NTK, P COT de la fraction sédimentaire <2mm et du pourcentage de fraction fine.

Canche et de Boulogne-sur-Mer, confirmé par les teneurs médianes en Zn mesurées sur la fraction sédimentaire $<63\mu\text{m}$ (Fig. 53). Il semble donc que des effets de façade maritime, pour Al et Zn au moins, se superposent à des différences qui sont incontestablement (Mn à Boulogne-sur-Mer) ou probablement (Cr, Fe à Dunkerque ouest) liées à des apports d'origine anthropique. Comme pour les valeurs moyennes, les vases de l'Aa présentent une teneur médiane en Cd bien supérieure (5 mg/kg) à celle des autres zones.

III.3.3 Valeurs normalisées

La nature et la granulométrie des sédiments peut influencer de manière importante leur capacité à fixer les micropolluants. Les données sédimentaires recueillies pour la fraction $<2\text{mm}$ sur les quatre zones étudiées ont donc été normalisées par les teneurs en aluminium afin de minorer ces effets éventuels. De la même façon, l'enrichissement organique (teneur en COT) du substrat peut favoriser la complexation des métaux, ou au contraire leur relargage (*cf* introduction). Les données rapportées à 1% de COT sont donc également comparées. Les descripteurs statistiques calculés après normalisation des teneurs sont regroupés dans l'annexe 33.

III.3.3.1 Par l'aluminium

La normalisation par Al modifie peu les conclusions apportées par l'examen des données brutes de la fraction $<2\text{mm}$. Dunkerque ouest est toujours caractérisé par une teneur moyenne en Cd, et maintenant en Pb, significativement inférieure ($P<0,001$; annexe 34) à celle des trois autres zones (Fig. 54). Les moyennes en Cr et Fe y sont par contre encore les plus élevées. L'enrichissement en Cu, Mn, Zn, NTK, COT et Hg des sédiments boulonnais est de nouveau mise en évidence. La teneur en Ni y est également supérieure ($P<0,001$) à celle calculée pour les autres zones. On note aussi une distinction dans les teneurs en P entre zones portuaires et estuariennes. Pour nombre de paramètres (6 sur 11), l'Aa et la Canche sont encore comparables. Les sédiments de l'estran de l'estuaire de l'Aa apparaissent cependant plus riches en Cu, Fe, Ni, Zn et NTK.

III.3.3.2 Par le carbone organique

La normalisation des données par COT change considérablement les résultats d'une comparaison basée sur la confrontation des teneurs moyennes des quatre zones. Les différences significatives (sauf entre les estuaires) entre les teneurs moyennes en COT dans l'Aa (0,94%), la Canche (1,49%), Dunkerque ouest (1,97%) et Boulogne-sur-Mer (3,60%) se répercutent sur les teneurs moyennes des données normalisées par ce paramètre. L'augmentation des écart-types provoque une diminution du nombre de différences significatives (annexe 34), particulièrement pour Mn et Zn (Fig. 55). A cause d'un enrichissement général en COT, les moyennes obtenues pour les sédiments boulonnais apparaissent généralement inférieures à celles des autres zones (significativement par rapport aux estuaires pour 6 paramètres sur 11). Entre l'Aa et la Canche, aucune différence n'est significative.

Il apparaît donc discutable, eu égard aux écarts constatés pour les teneurs moyennes calculées sur les données brutes de la fraction $<2\text{mm}$, de comparer des zones aussi différentes que les estuaires et les ports après normalisation par COT.

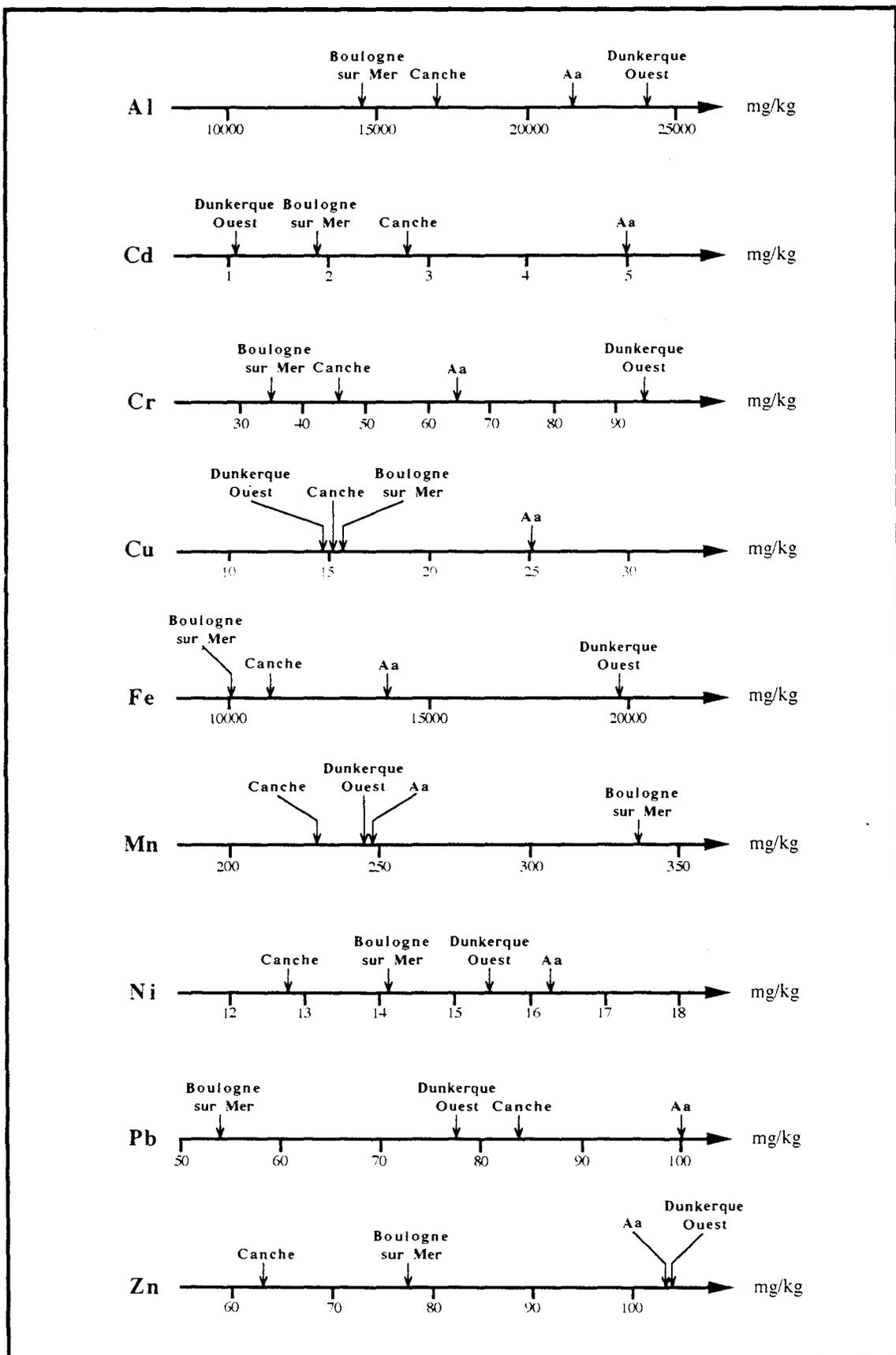


Fig. 53: Comparaison des zones portuaires et estuariennes du littoral Nord/Pas-de-Calais en fonction des valeurs médianes en métaux de la fraction sédimentaire $<63\mu\text{m}</math>.$

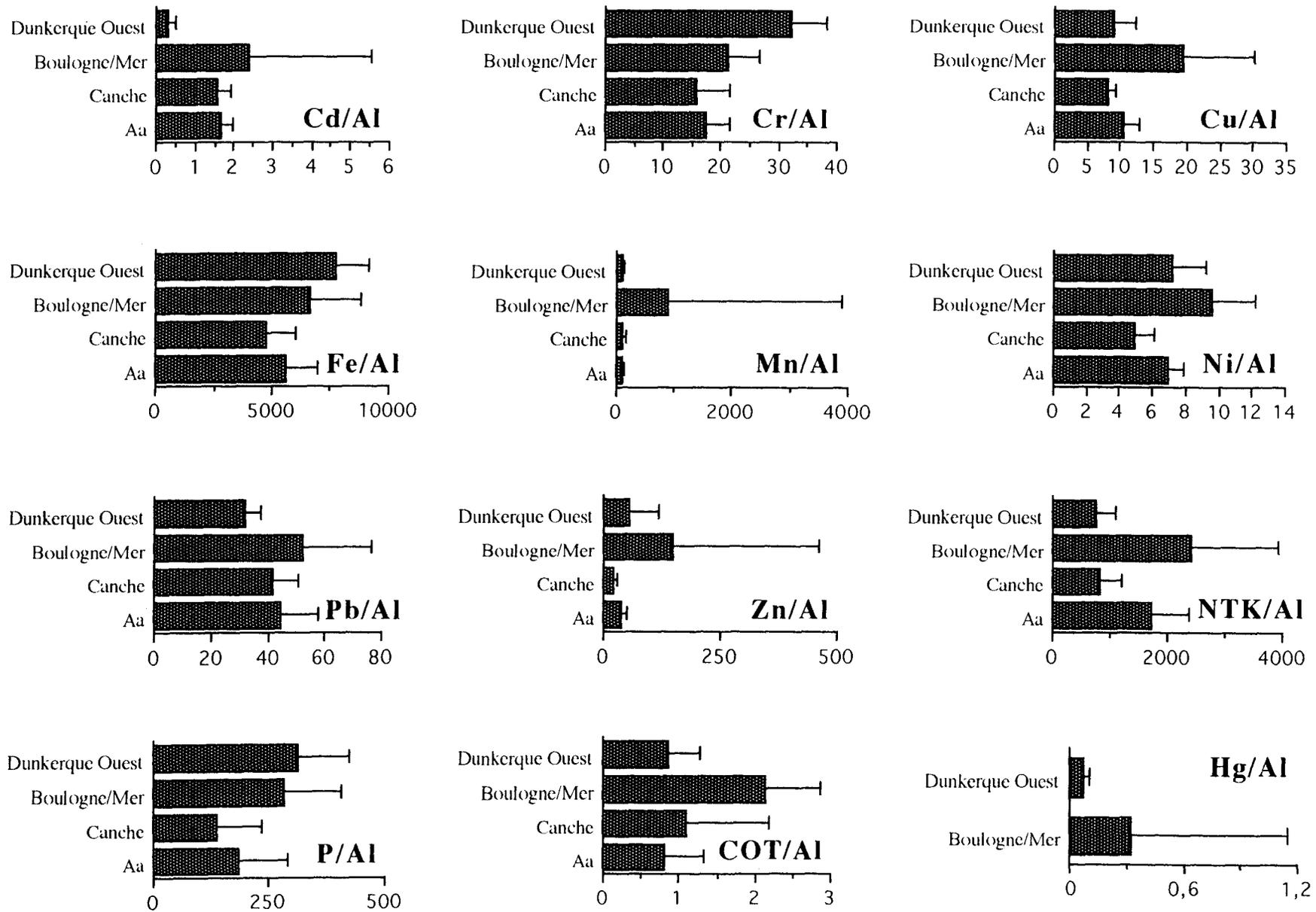


Fig. 54: Teneurs moyennes de la fraction sédimentaire <2mm, pondérées par leur écart-type, normalisées par l'aluminium ($\times 10^4$).

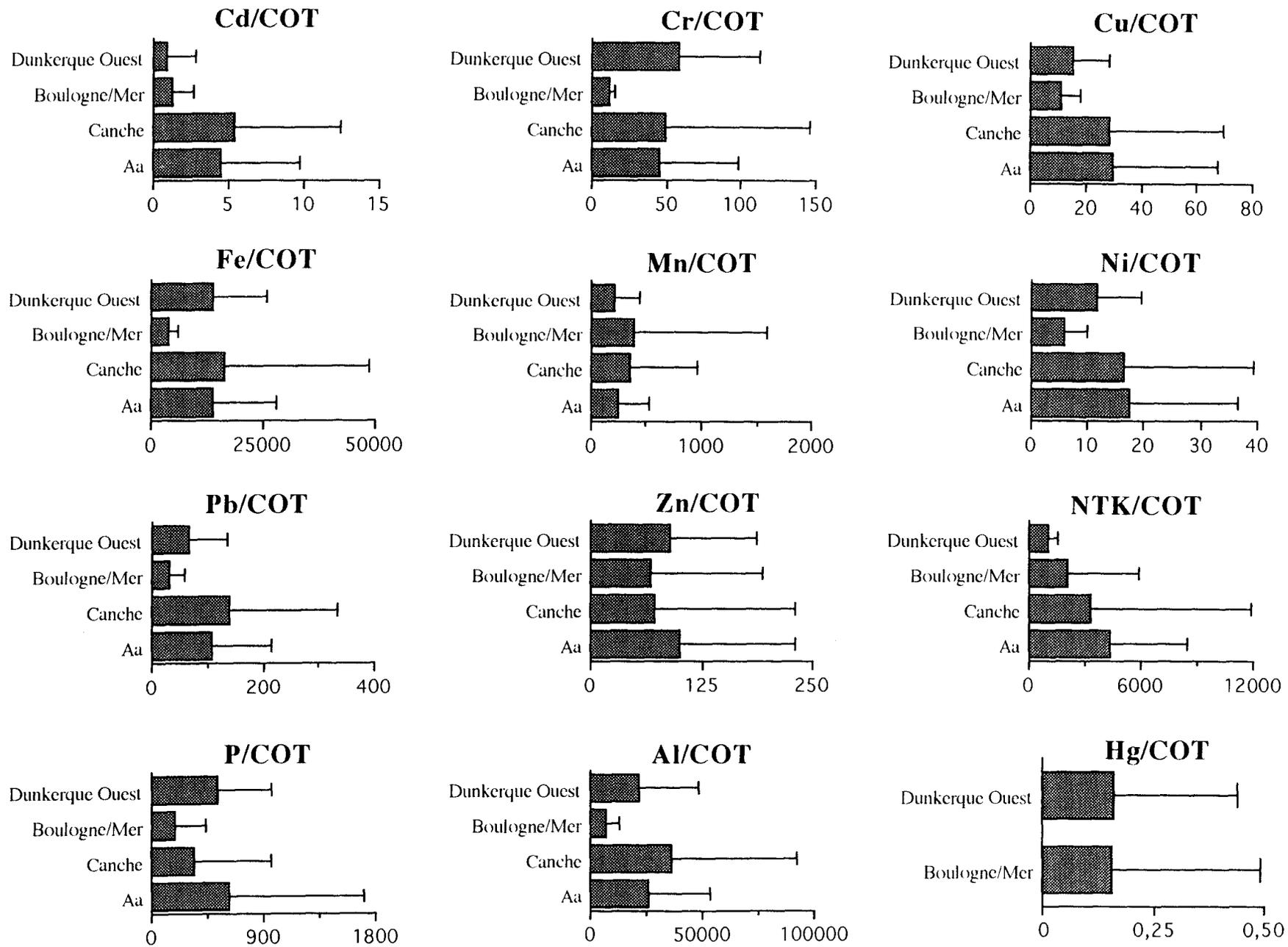


Fig. 55: Teneurs moyennes de la fraction sédimentaire <2mm, pondérées par leur écart-type, normalisées par le carbone organique total.

L'ensemble de ces résultats révèle l'importance et l'influence du type de données prises en compte lors de comparaisons inter-sites. Le tableau 33 résume les différences significatives, entre les quatre zones étudiées, relevées en fonction de la nature des données utilisées. La normalisation par Al, et plus encore par COT, minimise le nombre de paramètres pour lesquels les teneurs moyennes sont significativement différentes. Le tableau 34 met en exergue les zones portuaires et estuariennes pour lesquelles les teneurs moyennes, en comparaison de celles des autres zones, peuvent être révélatrices d'un enrichissement naturel, ou plus probablement d'origine anthropique.

	fraction <2mm	fraction <63µm	normalisation par Al	normalisation par COT
Al	Dunkerque ouest	Dunkerque ouest, Aa	*	-
Cd	Boulogne-sur-Mer	Boulogne-sur-Mer, Aa	Boulogne-sur-Mer	estuaires
Cr	Dunkerque ouest	Dunkerque ouest	Dunkerque ouest	-
Cu	Boulogne-sur-Mer	Boulogne-sur-Mer, Aa	Boulogne-sur-Mer	-
Fe	Dunkerque ouest	Dunkerque ouest	Dunkerque ouest	-
Mn	Boulogne-sur-Mer	Boulogne-sur-Mer	Boulogne-sur-Mer	-
Ni	ports	-	Boulogne-sur-Mer	-
Pb	Boulogne-sur-Mer	-	-	-
Zn	Boulogne-sur-Mer	Boulogne-sur-Mer	Boulogne-sur-Mer	-
NTK	Boulogne-sur-Mer	*	Boulogne-sur-Mer	-
P	Dunkerque ouest	*	ports	-
COT	Boulogne-sur-Mer	*	Boulogne-sur-Mer	*
Fines	ports	*	*	*

*: dosage ou calcul non réalisé; -: pas de zone remarquable.

Tab. 34: Zones remarquables par leurs teneurs moyennes élevées, en fonction du type de données utilisées.

Les sédiments de la zone portuaire de Boulogne-sur-Mer apparaissent donc comme les plus chargés en certains métaux (Cd, Cu, Mn, Zn), et de façon concomitante en matière organique (COT) et nutriments azotés (NTK). Ce constat semble établir l'influence marquée de la coexistence d'une industrie métallurgique (SFPO) et d'activités agro-alimentaires (zone de Capécure).

Dunkerque ouest se distingue par des teneurs importantes en Al, Cr, Fe et P. Il est cependant plus difficile d'y circonscrire les sources potentielles de ces éléments, même si les apports que peut générer l'usine Aluminium Dunkerque sont à considérer.

Les sédiments estuariens sont pour leur part bien moins contaminés que les vases portuaires. On notera cependant l'enrichissement particulier de la fraction sédimentaire <63µm en Cd dans l'Aa, et en Mn sur la plage St-Gabriel (site PSGCa), qu'aucune source locale ne semble pouvoir expliquer.

III.3.4 Valeurs de référence

Les tableaux 35 et 36 rassemblent des données régionales, respectivement pour les sédiments "totaux" et la fraction fine, collectées entre 1977 et 1993. On note des disparités importantes selon les campagnes.

A Calais, des teneurs moyennes (Martin, 1977) ou maximales (Chaussepied *et al.*, 1989) en Cd, Pb ou Zn élevées traduisent une contamination métallique majeure des sédiments, au moins dans certaines parties du port. Des données plus récentes (Hitier et Pierru, 1993) nuancent pourtant ce constat, même si elles confirment une charge anormale en Zn (jusqu'à 650 mg/kg PS) des sédiments de l'arrière-port.

	Aa	Canche	Boulogne sur Mer
Canche	Ni ^c ; Zn ^c ; NTK ^a		
Boulogne sur Mer	Al ^a ; Cd ^c ; Cr ^d ; Cu ^a ; Fe ^d ; Ni ^a ; Pb ^a ; Zn ^c ; NTK ^a ; pa; COT ^a ; Fines ^a	Al ^b ; Cd ^c ; Cr ^d ; Cu ^a ; Fe ^d ; Ni ^a ; Pb ^b ; Zn ^c ; NTK ^a ; pa; COT ^a ; Fines ^a	
Dunkerque Ouest	Al ^a ; Cd ^c ; Cr ^d ; Cu ^a ; Fe ^d ; Mn ^a ; Ni ^a ; Pb ^a ; Zn ^b ; pa; COT ^a ; Fines ^a	Al ^a ; Cd ^d ; Cr ^d ; Cu ^a ; Fe ^d ; Mn ^a ; Ni ^a ; Pb ^a ; Zn ^b ; NTK ^a ; pa; Fines ^a	Al ^a ; Cd ^b ; Cr ^d ; Cu ^b ; Fe ^d ; NTK ^a ; pa; COT ^a

A: Fraction sédimentaire <2mm (13 paramètres)

	Aa	Canche	Boulogne sur Mer
Canche	Al ^a ; Cd ^d ; Cr ^d ; Cu ^a ; Fe ^d ; Ni ^a ; Pb ^b ; Zn ^a		
Boulogne sur Mer	Al ^a ; Cr ^d ; Fe ^d ; Pb ^c	Cr ^d ; Cu ^b	
Dunkerque Ouest	Al ^a ; Cd ^d ; Cr ^d ; Cu ^a ; Fe ^d ; Pb ^d ; Zn ^c	Al ^a ; Cd ^d ; Cr ^d ; Fe ^d ; Ni ^a ; Zn ^a	Al ^a ; Cr ^d ; Cu ^b ; Fe ^d

B: Fraction sédimentaire <63µm (9 paramètres)

114

	Aa	Canche	Boulogne sur Mer
Canche	Cu ^a ; Fe ^c ; Ni ^d ; Zn ^a ; NTK ^a		
Boulogne sur Mer	Cr ^b ; Cu ^a ; Fe ^c ; Ni ^a ; NTK ^c ; pb; COT ^a	Cr ^a ; Cu ^a ; Fe ^d ; Ni ^a ; Pb ^c ; Zn ^c ; NTK ^a ; pa; COT ^a	
Dunkerque Ouest	Cd ^d ; Cr ^d ; Cu ^c ; Fe ^a ; Pb ^a ; NTK ^a ; pa	Cd ^d ; Cr ^d ; Fe ^a ; Ni ^a ; Pb ^a ; Zn ^b ; pa	Cd ^d ; Cr ^d ; Cu ^a ; Fe ^c ; Ni ^a ; Pb ^a ; NTK ^a ; COT ^a

C: Données de la fraction <2mm normalisées par Al (11 paramètres)

	Aa	Canche	Boulogne sur Mer
Canche	NS		
Boulogne sur Mer	Al ^b ; Cd ^b ; Cr ^b ; Cu ^c ; Fe ^a ; Ni ^b ; Pb ^a ; NTK ^c	Al ^b ; Cd ^b ; Cu ^c ; Fe ^c ; Ni ^c ; Pb ^b	
Dunkerque Ouest	Cd ^b ; NTK ^a	Cd ^b	Al ^b ; Cr ^d ; Fe ^a ; Ni ^a ; Pb ^c ; pa

D: Données de la fraction <2mm normalisées par COT (11 paramètres)

Tab. 33: Liste des paramètres sédimentaires pour lesquels les teneurs moyennes sont significativement différentes (test de Student - a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05) (NS: aucune différence significative).

	Calais			Boulogne-sur-Mer			Estuaire de l'Aa (5)	Dunkerque ouest (2)	Boulogne sur-Mer	Dunkerque ouest	Estuaire de l'Aa	Estuaire de la Canche
	(1)	(2)	(3)	(4)	(2)	Petit port (5)						
Al	-	-	19500	-	-	4000-15000	1750-6200	-	17000	21800	10900	10400
As	-	-	10,4	-	-	-	-	-	-	13,9	-	-
Cd	12,7	0,43 - 11,8	0,60	0,15 - 1,67	0,57 - 1,70	0,70 - 25	0,2 - 0,8	0,78	2,8	0,63	2,0	1,6
Cr	61,8	-	39,4	4,3 - 48	-	3,3 - 26	3 - 33	-	36,1	76,3	21,3	12,5
Cu	54	9 - 167	19	0,48 - 143	6 - 215	15 - 95	12 - 17	15	24,4	19,3	12,4	8,3
Fe	-	-	-	1675-13600	-	5800-14000	3900-14400	-	10500	18400	6500	5400
Hg	0,99	0,15 - 1,87	0,27	0,08 - 1,24	0,06-1,24	0,37 - 2,20	0,12 - 0,27	0,15	0,18	0,15	-	-
Mn	297	-	-	62 - 1950	-	175 - 4200	220 - 425	-	292	221	111	110
Ni	-	-	7,1	0,27 - 17,6	-	11 - 75	0,1 - 16	-	13,3	18,1	7,5	4,7
Pb	510	23 - 1867	36,8	7,5 - 354	23 - 1000	34 - 310	42 - 55	58	75	71	46	45
Zn	790	90 - 5975	176	12 - 745	26 - 1433	115 - 2280	95 - 200	115	98	78	43	27

Les teneurs sont exprimées en mg/kg de sédiment sec; (1): Martin, 1977; (2): sédiments totaux (Chaussepied *et al.*, 1989); (3): fraction <2mm (Hitier et Pierru, 1993); (4): Proix, 1989; (5): fraction <1mm (Septier *et al.*, 1991).

Tab. 35: Comparaison entre les teneurs métalliques médianes de la fraction <2mm des quatre zones étudiées et les résultats antérieurs observés depuis 1977.

115

	Sédiments marins du littoral Nord/Pas-de-Calais				Teneurs naturelles (2)	Cette étude			
	moyenne (1)	médiane (1)	Min. (1)	Max. (1)		Boulogne-sur-Mer	Dunkerque ouest	Estuaire de l'Aa	Estuaire de la Canche
Al	-	-	-	-	-	15000 (14600)	24900 (24300)	20700 (21500)	15000 (17000)
As	-	-	-	-	0,005 - 0,02	-	-	-	-
Cd	0,9	0,5	0,05	12,1	0,02	3,6 (1,9)	1,2 (1,1)	4,7 (5,0)	2,8 (2,8)
Cr	31,9	18,5	3,9	373	80	35 (34)	94,0 (95,4)	61,3 (64,1)	47,7 (45,6)
Cu	8,9	5,0	0,7	66	20	29,4 (15,4)	15,2 (14,8)	25,6 (25,1)	14,9 (15,2)
Fe	-	-	-	-	-	10400 (10100)	20500 (19600)	13800 (14000)	11000 (11400)
Hg	0,33	0,21	0,04	4,20	0,01	-	-	-	-
Mn	186	155	40	1150	-	1716 (336)	273 (244)	250 (248)	250 (231)
Ni	18,1	9,0	0,5	228	-	15,0 (14,2)	16,4 (15,5)	16,1 (16,4)	13,0 (12,8)
Pb	102	20	1,5	5000	25	74 (54)	76 (78)	98 (101)	82 (84)
Zn	114	58	2,1	4547	100	266 (78)	179 (104)	106 (104)	54 (63)

Les teneurs sont exprimées en mg/kg de sédiment sec; (1): Barbier *et al.*, 1986; (2): Boutier et Alzieu, 1991.

Tab. 36: Comparaisons des teneurs métalliques des quatre zones étudiées (moyenne (médiane)), des résultats régionaux antérieurs et des teneurs naturelles dans la fraction sédimentaire fine (<63µm).

A Boulogne-sur-Mer, les fortes teneurs métalliques (Cd, Cu, Mn, Pb, Zn) sont essentiellement localisées au niveau de la darse Sarraz-Boumet (Chaussepied *et al.*, 1989; Proix, 1989) et, à certaines périodes, dans le petit port (Septier *et al.*, 1991). Entre 1989 et 1994, les valeurs maximales relevées semblent même augmenter. La teneur maximale en Mn passe ainsi de 1950 mg/kg PS en 1989 à 4200 en 1991 pour atteindre plus de 27000 en 1994; celle en Zn de 1433 à 2280 puis 2930; celle en Cd de 1,7 à 25 puis 30,6; celle en Hg de 1,24 à 2,20 puis 7,6). Cette évolution semblerait donc traduire une augmentation concomitante des teneurs de ces quatre métaux dans la zone où se déversent les effluents industriels de la SFPO. L'examen des médianes boulonnaises ne révèlent pas cette particularité.

Dunkerque ouest connaît pour sa part une relative stabilité des teneurs métalliques entre 1989 et 1992. Cr y présente une teneur médiane presque deux fois plus élevée que dans les autres ports régionaux.

Les sédiments estuariens de l'Aa échantillonnés en 1993 ont des teneurs médianes cohérentes avec les données rapportées par Septier *et al.* (1991). On note toutefois une teneur médiane en Cd bien supérieure, et à l'inverse plus faible pour Mn ou Zn, qu'en 1991.

L'analyse des données disponibles pour la fraction fine des sédiments (Tab. 36) met en évidence des teneurs moyennes et médianes en Cd dans les quatre zones bien supérieures à celles calculées par Barbier *et al.* en 1986 sur l'ensemble du littoral régional. A l'exception de Dunkerque ouest, les sédiments du Nord/Pas-de-Calais semblent peu chargés en Cr si l'on se réfère aux teneurs naturelles citées par Boutier et Alzieu (1991), ce qui met à nouveau en lumière le particularisme des sédiments dunkerquois. Au contraire, si les teneurs moyennes en Pb obtenues dans le cadre de cette étude sont en général plus faibles que celles mesurées en 1986, les médianes sont supérieures aux teneurs naturelles, ce qui indique un enrichissement général des sédiments en ce métal, sans doute à cause des sources diffuses dont il est issu.

Les disparités observées semblent confirmer les importantes fluctuations pouvant se produire entre deux campagnes, comme ont pu l'établir Septier *et al.* (1991) pour le petit port de Boulogne-sur-Mer ou pour l'estuaire de l'Aa. Elles reflètent également la variabilité existant dans la nature et la fraction du sédiment pris en compte et dans les méthodes analytiques employées. Il convient donc d'être prudent dans les conclusions, forcément relatives, qui en découlent. Si des maxima élevés par rapport au reste de la zone étudiée mettent en exergue l'existence de stations particulièrement contaminées, la comparaison de résultats obtenus dans des conditions opératoires différentes reste aléatoire. Pour Al et Fe, le manque de données antérieures ne permet pas de comparaison, et empêche de plus d'en normaliser les données.

Les sources concernant le bruit de fond (BDF) des sédiments marins sont multiples (Tab. 37). Certaines valeurs sont cohérentes (As, Cd, Ni), d'autres connaissent des écarts parfois importants (Pb, Zn) liés à des différences géographiques ou au jeu de données utilisé pour leur calcul.

De la même façon, les teneurs en COT publiées sont très variables (Tab. 38), en fonction de la nature des sédiments. On remarque néanmoins que les valeurs maximales à Boulogne-sur-Mer, et plus encore à Calais, sont élevées par rapport aux références bibliographiques.

	Sédiments des fonds géologiques	Bruit de fond				Shale standard	Sédiments de sub-surface (7)			Niveau naturel dans les sédiments	Niveau habituel dans les sédiments marins	Sédiments marins	Sédiments marins non pollués	Réf. Pays-Bas	Réf. USA
		(1)	(2)	(3)	(4)		(5)	(6)	médiane						
Al	-	39400	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
As	25	5,52	8-10 (4,4*)	-	-	-	19	1,4	46	13	5-20	-	-	29	13
Cd	1	0,45	0,25-0,5 (0,5*)	-	0,25	0,3	0,036	0,01	1,25	-	-	-	0,01 (b)	0,8	0,54
Cr	84	68,6	45-70 (45*)	58	72	90	20	1	214	-	-	60-100 (d)	-	100	125
Cu	35	35	15-35 (35*)	19	13	45	3,8	0,3	368	-	-	-	≤ 20 (a)	36	42
Hg	0,40	0,28	0,2	0,04	-	-	0,023	0,0025	14	-	-	-	0,02-0,06 (c)	0,3	0,22
Fe	-	-	-	-	-	46700	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mn	-	-	-	-	-	850	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni	37	25,5	20	34	29	68	19	1,5	110	-	-	-	-	35	42
Pb	96	80	47	24	21	20	13	1,7	820	-	-	-	2-50 (a)	85	45
Sn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5-70 (e)	-	-	4
Zn	275	228	115	90	68	95	21	0,6	4240	-	-	-	-	140	135

Les teneurs sont exprimées en mg/kg de sédiment sec;

- (1) : niveaux de référence des fonds géologiques dans les zones ouvertes (Robbe, 1989);
 (2) : valeurs basées sur les résultats analytiques des matériaux dragués dans les ports français (fraction <2mm) entre 1986 et 1988 (Lapaquellerie et Maillet, 1991);
 (3) : valeurs basées sur les résultats analytiques des matériaux dragués dans les ports français (fraction <2mm) entre 1986 et 1990 (GEODE, 1992); *: nouvelles valeurs adoptées (Latouche, 1994; GEODE, 1995).
 (4) : valeur médiane des teneurs pouvant être trouvées dans l'environnement en l'absence de toute activité humaine dans l'Atlantique du Nord-Est (Alzieu, 1994);
 (5) : bruit de fond naturel (Kerdijk, 1989);
 (6) : sédiments argileux non pollués (Turekian et Wedepohl, 1961);
 (7) : valeurs médianes, minimales et maximales des teneurs métalliques dans les sédiments totaux de sub-surface échantillonnés dans le cadre de l'étude des lignes de base européennes (European Baseline Study 1990-1991) in OSPAR, 1994a;
 (8) : Michel, 1993;
 (a) : Moore et Ramamoorthy, 1984; (b): Cossa et Lassus, 1989; (c) Cossa *et al.*, 1990b; (d): Chiffolleau, 1994; (e): Alzieu, 1989;
 (9) : valeurs de référence néerlandaises basées sur les concentrations mesurées dans les sols et sédiments sans influence anthropogène importante (Kerdijk, 1989);
 (10) : niveau haut (moyenne géométrique+1 SD) des sédiments côtiers des USA (COSED: Coastal Sediment Database) in Daskalakis et O'Connor, 1995.

Tab. 37: Niveaux de référence et bruit de fond des teneurs métalliques des sédiments marins.

teneur en %	type de sédiment	référence
3,33	fraction <2mm - sédiments dragués dans les ports français entre 1986 et 1988	Lapaquellerie et Maillat, 1991
2,51	fraction <2mm - port de Calais	Hitier et Pierru, 1993
0,1 - 8,4		
0,92	fraction <63 μ m des sédiments de la baie d'Euboeos (Grèce)	Voutsinou-Taliadouri et Varnavas, 1993
1 - 5	sédiments côtiers	Cauwet et Saliot, 1994
5,5	sédiments du delta du Nil	Moussa <i>et al.</i> , 1994
0,20 - 1,35	sédiments de la baie de Kyeonggi (Corée)	Ahn <i>et al.</i> , 1995
1 - 1,2	vases du golfe de Papouasie, Mer de Corail	Alongi, 1995
1 - 3	fraction <61 μ m - sédiments de l'estuaire de la rivière Acheloos (Grèce)	Dassenakis <i>et al.</i> , 1995
0,20 - 0,29	sables du golfe de Marconi, Mer Ligurienne	Fabiano <i>et al.</i> , 1995
1,24 - 2,68	sédiments d'une marina de la baie de Chesapeake	McGee <i>et al.</i> , 1995
1,97 (2,10) <0,10-4,10	fraction <2mm - port ouest de Dunkerque	cette étude
3,60 (4,11) 0,21-6,54	fraction <2mm - port de Boulogne-sur-Mer	cette étude
0,94 (0,85) 0,10-2,51	fraction <2mm - estuaire de l'Aa	cette étude
1,49 (0,98) 0,06-5,19	fraction <2mm - estuaire de la Canche	cette étude

Tab. 38: Comparaison des teneurs en COT (moyenne, (médiane), minimum-maximum) des sédiments des ports de Dunkerque ouest et de Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de Canche avec quelques données bibliographiques.

	Moyenne (1)	Médiane (1)	Boulogne-sur Mer (2)	Dunkerque ouest (2)	Estuaire de l'Aa (2)	Estuaire de la Canche (2)	Calais (3)
NTK	2481	2390	3303 (3015)	1739 (1920)	1813 (1770)	1042 (810)	2030
P	703	493	436 (403)	688 (700)	209 (216)	190 (155)	1669

Tab. 39: Comparaison des teneurs en nutriments de la fraction sédimentaire <2mm des quatre zones étudiées (2) (moyenne (médiane)) ou du port de Calais (3) (Hitier et Pierru, 1993) et des valeurs moyennes et médianes (en mg/kg PS) des résultats collectés entre 1986 et 1993 pour les sédiments dragués dans les ports français (1) (GEODE, 1995)

Les sédiments calaisiens apparaissent également très chargés en phosphore, autant au niveau régional qu'au niveau national (Tab. 39). La médiane dunkerquoise est elle aussi élevée par rapport à celle calculée à partir des données collectées dans le cadre de la surveillance de la qualité des sédiments dragués dans les ports français (Groupe d'Etude et d'Observation des Dragages et de l'Environnement, 1995).

Les teneurs fortes relevées dans les enceintes portuaires de Boulogne-sur-Mer et Dunkerque ouest peuvent engendrer des difficultés vis-à-vis des autorisations d'immersion des déblais de dragage. En France, le groupe GEODE a proposé l'adoption de limites déterminées à partir des valeurs médianes calculées sur des données nationales (Tab. 40). Les sédiments dont les teneurs métalliques sont inférieures au niveau 1 (2 x médiane) peuvent être dragués puis rejetés en mer sans étude complémentaire. Au-delà du niveau 2 (4 x médiane), l'immersion de ces déblais est interdite. Entre ces deux niveaux, des études visant à évaluer la toxicité des sédiments peuvent être nécessaires (Latouche, 1994). On remarquera que les limites imposées par les autorités néerlandaises pour ce type d'opérations sont plus permissives pour les métaux très toxiques (Cd, Hg). Pour les quatre zones étudiées, les médianes sont toujours, à l'exception notable du Cd à Boulogne-sur-Mer, sous le niveau 2 du GEODE (Fig. 56).

Mise à part la contamination générale des sédiments boulonnais par Cd, les deux ports connaissent des problèmes localisés au niveau des certaines stations. Les teneurs élevées en Zn notées au niveau du cercle d'évitage du port ouest de Dunkerque, sont révélatrices d'une pollution (en référence au CNEXO, 1981). Elles apparaissent néanmoins transitoires, puisqu'elles sont rapportées en 1990 (530 mg/kg PS sur un échantillon) (GEODE, 1995) et en 1992 (Romont *et al.*, 1993) mais ne sont pas confirmées par une étude plus récente (Romont et Dhainaut-Courtois, 1994c). Cette pollution paraît donc moins problématique vis-à-vis de la réglementation régissant les autorisations d'immersion des produits de dragage que celle, chronique, liée aux Cd, Hg, Mn et Zn, identifiée au niveau de la darse Sarraz-Bournet et plus encore du petit port de Boulogne-sur-Mer.

Malgré la difficulté à établir des valeurs de référence pour les charges métalliques des sédiments reflétant le risque potentiel encouru par les organismes, des teneurs indicatives, provisoires, ont été proposées par les Commissions d'Oslo et de Paris (OSPAR, 1994b) (Tab. 41). Les médianes calculées dans le cadre de cette thèse se révèlent, à l'exception du Cd dans l'Aa, toujours inférieures à la borne supérieure de la gamme de teneurs. Il en va tout autrement des maxima normalisés par le COT dans chaque zone. Les seules valeurs mesurées *in situ* qui sont supérieures aux références au delà desquelles des effets biologiques sont probables concernent Cd, Hg, Zn à Boulogne-sur-Mer et Zn à Dunkerque ouest (Tab. 42).

Les moyennes ou médianes calculées à partir des données collectées entre 1992 et 1994 sur les quatre zones étudiées dans le cadre de cette thèse sont donc, pour la majorité des paramètres pris en compte, peu différentes des valeurs de référence. L'analyse plus détaillée des données démontre néanmoins que des problèmes locaux, souvent liés à un ou plusieurs élément(s), existent.

	Médiane (1)	Niveau 1 (1)	Niveau 2 (1)	Niveaux naturels habituels (2)	Niveaux moyens (2)	Sédiments pollués (2)	Valeurs de référence néerlandaises (3)
As	12,5	25	50	-	-	-	23
Cd	0,6	1,2	2,4	0,1 - 2	2 - 10	> 10	6
Cr	45	90	180	-	-	-	190
Cu	22,5	45	90	5 - 30	30 - 300	> 300	60
Hg	0,2	0,4	0,8	0,02 - 0,35	0,35 - 2,50	> 2,5	1,5
Ni	18,5	37	74	-	-	-	35
Pb	50	100	200	10 - 70	70 - 500	> 500	110
Zn	138	276	552	20 - 150	150 - 600	> 600	370

Les teneurs sont exprimées en mg/kg de sédiment sec; (1): Propositions françaises pour l'adoption de critères de qualité des déblais de dragage (fraction sédimentaire <2mm), à partir des résultats des teneurs mesurées dans sédiments dragués dans les ports français entre 1986 et 1990 (GEODE, 1992, 1995); (2): Valeurs tirées du réseau de surveillance du RNO (CNEXO, 1981); (3): valeurs maximales dans les sédiments pour l'obtention d'une autorisation d'immersion aux Pays-Bas (Robbe, 1989).

Tab. 40: Valeurs de référence françaises et néerlandaises pour l'immersion des déblais de dragage portuaires et la qualité des sédiments littoraux.

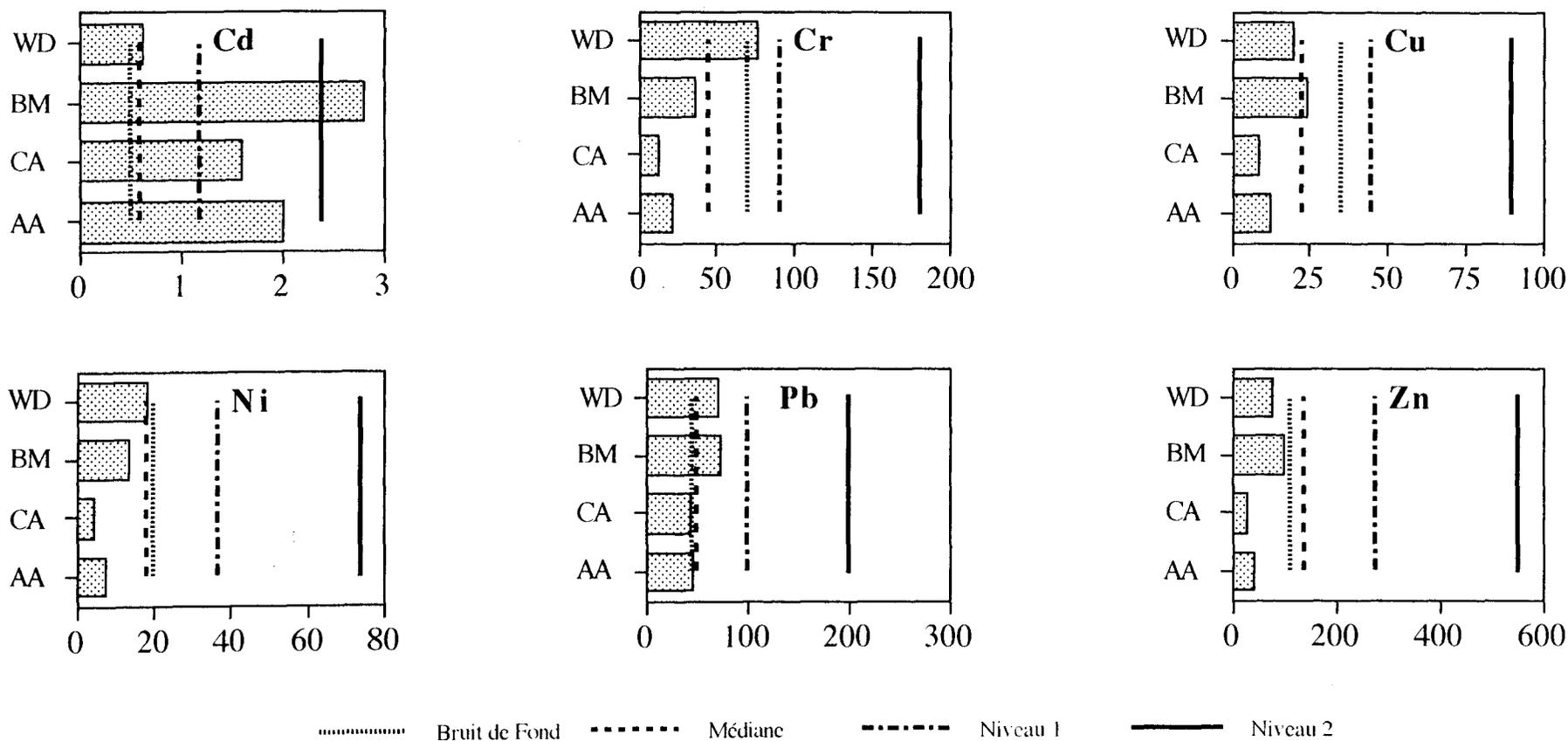


Fig. 56: Comparaison entre les teneurs médianes (en mg/kg PS) en cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb et zinc des 4 zones étudiées (WD: Dunkerque ouest; BM: Boulogne-sur-Mer; CA: Canche; AA: Aa) de la fraction sédimentaire <2mm et les valeurs de référence définies par le GEODE (1992; 1995).

	Teneurs indicatives	Boulogne-sur-Mer	Dunkerque ouest	estuaire de l'Aa	estuaire de la Canche
As	1 - 10 ***	-	7,2 (43,0)	-	-
Cd	0,5 - 5 *	0,79 (7,2)	0,30 (10,5)	1,87 (18,0)	1,35 (31,7)
Cr	5 - 50 ***	10,3 (27,6)	37,6 (270,1)	19,5 (180,0)	14,3 (493,3)
Cu	5 - 50 **	7,1 (33,8)	10,3 (59,9)	11,3 (121,1)	7,0 (190,0)
Hg	0,05 - 0,5 **	0,105 (1,78)	0,080 (1,35)	-	-
Pb	5 - 50 **	20,4 (123,3)	38,6 (325,2)	58,4 (401,0)	42,9 (850,0)
Zn	10 - 100 ***	33,3 (685,7)	46,3 (375,0)	37,8 (472,9)	25,0 (758,3)

*: provisoire; **: provisoire, avec limite inférieure, inférieure à la teneur ambiante naturelle; ***: provisoire, avec limites inférieure et supérieure, inférieures à la teneur ambiante naturelle. Les teneurs sont exprimées en mg/kg de poids sec pour 1% de COT.

Tab. 41: Comparaison des teneurs médianes (et maximales) normalisées par COT calculées pour les quatre zones étudiées et des critères d'évaluation écotoxicologiques des métaux traces dans les sédiments de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR, 1994b).

	NOEL (1)	ER-L (2)	ER-M (2)
As	8	8,2	70
Cd	1	1,2	9,6
Cr	33	81	370
Cu	28	34	270
Pb	21	46,7	218
Hg	0,1	0,15	0,71
Ni	-	20,9	51,6
Zn	68	150	410

NOEL: No Observed Effect Level (niveau sans effets observés); ER-L: Effects Range-Low (niveau en deça duquel les effets biologiques sont faibles ou nuls); ER-M: Effects Range-Median (niveau au delà duquel des effets biologiques sont probables); (1): données du BEDS (Biological Effect Database for Sediments), *in* OSPAR, 1994b; (2): données du BEDS, *in* Long *et al.*, 1995.

Tab. 42: Niveaux de référence basés sur la toxicité ou les effets des métaux contenus dans les sédiments (en mg/kg de poids sec) vis-à-vis des organismes ou des communautés.

**DISCUSSION
GENERALE**

DISCUSSION GÉNÉRALE

Les sédiments superficiels des enceintes portuaires de Dunkerque ouest et Boulogne-sur-Mer sont majoritairement constitués de vase ou de vase sableuse (valeurs médianes en fraction fine comprises entre 77 et 82%), ce qui rejoint les résultats antérieurs rapportés par Lorin et Migniot (1984) à Dunkerque et par Delabre (1985) ou Barbier *et al.* (1986) pour les grands ports du Nord/Pas-de-Calais (entre 70 et 80% de fraction $<63\mu\text{m}$). L'origine des particules en suspension sédimentant dans ces zones est essentiellement marine à Dunkerque ouest et en partie terrigène, *via* la Liane, à Boulogne-sur-Mer.

Identifiés comme source principale de contamination du littoral Nord/Pas-de-Calais (*eg* Delabre, 1985; Chaussepied *et al.*, 1989), les sédiments dragués dans ces ports génèrent en particulier des flux métalliques considérables, soit par les quantités draguées (comme à Dunkerque ouest), soit à cause d'une charge en polluants importante des vases qui en sont extraites (comme à Calais ou Boulogne-sur-Mer). La dominance des particules fines, connues pour leur capacité à accumuler les micropolluants, accroît le risque de contamination des zones attenantes aux sites de vidage, à cause d'une dérive pouvant atteindre plusieurs kilomètres sous l'effet des courants en Manche et Mer du Nord. Le rejet en mer des sédiments portuaires, souvent réduits et anoxiques, en milieu oxydant ne semble pas favoriser un relargage important à court terme des métaux ($<1\%$ du métal total pour Cu, Pb, Zn). On note cependant la facilité de désorption du Cd dans ces conditions (jusqu'à 8% du métal total) (Delabre, 1985). La toxicité des métaux stockés dans les vases portuaires peut donc augmenter après leur relargage et leur transformation en espèces chimiques solubles et/ou organiques (Calmano *et al.*, 1982).

La sédimentation des particules en suspension dans l'eau est particulièrement favorisée par le confinement de certaines zones littorales. Dans les enceintes portuaires et les estuaires, les sédiments qui se déposent sont les vecteurs de polluants qu'ils transportent et peuvent fixer, en outre, les éléments et substances qui sont déversés ou qui transitent dans ces zones. Bien que la qualité des sédiments rejetés en mer soit contrôlée, le nombre d'échantillons analysés annuellement reste faible. De plus, ces sédiments sont généralement prélevés au moment du dragage. La connaissance de la qualité des substrats meubles sur l'ensemble du domaine portuaire est donc souvent incomplète et, à cause des coûts financiers, rarement mise à jour. Plus rares encore sont les études associant l'analyse de la qualité des sédiments et la structure des peuplements animaux en contact avec, ou vivant dans, les sédiments.

Le travail entrepris de la cadre de cette thèse a donc été pour partie d'établir une cartographie de certains paramètres physiques et chimiques des sédiments dans les rades, avant-ports, darses et bassins à Dunkerque ouest et Boulogne-sur-Mer. Le choix de la fraction granulométrique sur laquelle sont dosés les paramètres chimiques est primordial dans la détermination et l'interprétation des teneurs mesurées. Les comparaisons intersites réalisées à partir des données collectées sur les sédiments totaux (en réalité la fraction $<2\text{mm}$) ou la fraction fine mettent en évidence le particularisme des contaminations au niveau de certaines stations portuaires. Pour les sédiments portuaires,

majoritairement vaseux, les différences dans les teneurs moyennes calculées sur les deux fractions sédimentaires sont rarement significatives, sauf à Dunkerque pour Al, Cd, Cr, Cu, Fe. Ce constat semble donc établir qu'une prise en compte de l'une ou l'autre des fractions puisse être suffisante pour dresser un bilan de l'état de contamination de ce type de sites. Au contraire, les sédiments estuariens contiennent une proportion de fractions $>63\mu\text{m}$ non négligeable. Il en résulte des différences considérables, toutes significatives, entre les deux fractions analysées. La granulométrie y revêt donc une influence majeure, ce qui met en exergue l'importance d'une stratégie d'échantillonnage représentative de l'ensemble de la zone étudiée.

A cause de très fortes teneurs restreintes à quelques stations dans chacun des ports, le test de Student ne parvient pas à différencier de façon significative les moyennes pour plusieurs paramètres. C'est pourquoi une comparaison des sites en fonction des teneurs médianes se révèle un complément utile pour leur classement.

Si la source d'enrichissement en Cd, Hg, Mn, Zn, NTK et COT est facilement identifiable à Boulogne-sur-Mer (coexistence d'industries métallurgiques et agro-alimentaires), l'origine des charges en Al, Cr, Fe, P, et ponctuellement Zn à Dunkerque ouest, est plus difficile à mettre en évidence. On peut néanmoins émettre l'hypothèse d'une influence d'Aluminium Dunkerque (groupe Péchiney) au moins pour Al et Fe, les teneurs en ces deux métaux étant assez élevées dans les sédiments prélevés au niveau du quai de débarquement des minerais importés (station 35).

La normalisation des données de la fraction $<2\text{mm}$ peut aussi influencer de façon notable le résultat des comparaisons intersites. Si l'utilisation de l'aluminium comme élément normalisateur confirme l'essentiel des conclusions tirées de l'examen des données brutes de la fraction $<2\text{mm}$, le rapport des teneurs brutes sur le pourcentage de COT modifie presque complètement ces résultats. Les fortes teneurs en COT mesurées dans les ports entraînent même des aberrations dans les conclusions concernant la qualité globale des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer, et des ports en général par rapport aux estuaires. Ce paramètre normalisateur paraît donc peu efficace, voire même dangereux, dans la comparaison des teneurs métalliques de sites aussi différents. L'usage de la normalisation par Al peut par contre se révéler parfois utile dans la comparaison par ACP de la qualité des sédiments des différentes stations appartenant à une zone géographique donnée. Il permet en effet une meilleure ségrégation des stations particulières (comme à Boulogne-sur-Mer) mais provoque parfois une plus grande dispersion des paramètres sur le cercle des corrélations (comme dans les estuaires).

L'analyse statistique des paramètres sédimentaires mesurés sur la fraction $<2\text{mm}$ démontre que, sur presque tous les sites prospectés, la proportion de vase, la plupart des teneurs métalliques et les teneurs en NTK, P, COT sont en général positivement corrélés. Il est donc difficile de les dissocier pour en tirer un facteur, ou un ensemble de facteurs, déterminant dans la structure des peuplements animaux.

L'envasement des sédiments de l'avant-port ouest de Dunkerque (APO) et de la rade de Boulogne-sur-Mer, sans être corrélé à une contamination métallique majeure, se répercute sur la structure des communautés macrofaunistiques essentiellement constituées d'invertébrés endobenthiques. Cet envasement entraîne une diminution de la richesse spécifique (Salen-Picard,

1983; Dewarumez *et al.*, 1991) et favorise le recrutement et la survie d'espèces dépositives ou limivores au détriment des suspensivores (Bamber, 1984; Eleftheriou et Basford, 1989).

Les communautés benthiques de l'APO et de la rade boulonnaise diffèrent ainsi de façon notable des peuplements décrits dans la partie sud de la Mer du Nord. Souplet *et al.* (1980) ont définis dans cette région plusieurs peuplements directement liés au faciès sédimentaire. *Abra alba*, *Lanice conchilega*, *Nephtys hombergii*, *Tellina fabula*, *Phyllodoce mucosa* et *Spiophanes bombyx* sont les espèces dominantes dans les sables fins plus ou moins envasés, alors que l'hétérogène envasé à graviers, cailloutis et sable plus ou moins vaseux, est caractérisé par les annélides polychètes *L. conchilega* et *N. hombergii* qu'accompagnent *Sagartia sp.*, *Cerianthus lloydii*, *Owenia fusiformis*, *Sthenelais bou*, *Sabella pavonina* et *Ophiura albida*. Confirmée plus au large par Prygiel *et al.* (1988), la structure de ces peuplements apparaît remarquablement stable. En Mer du Nord, la communauté à *Abra alba* des sables fins (70-90%) légèrement envasés (1-12% de vase) s'étend tout le long de la côte depuis le cap Blanc-Nez jusqu'à l'estuaire de l'Escaut et même au-delà (Dewarumez *et al.*, 1992). Ce mollusque, inféodé aux fonds peu importants (5-20 m), est également caractéristique des sédiments fins sablo-vaseux tout le long de l'Atlantique Nord-Est depuis les côtes norvégiennes jusqu'à celles du Sénégal (Dauvin *et al.*, 1993). Les espèces identifiées dans l'APO ou la rade de Boulogne-sur-Mer permettent d'établir que la principale communauté à l'intérieur des enceintes portuaires dérive du peuplement à *A. alba* existant le long des côtes du Nord/Pas-de-Calais. Cependant, les annélides polychètes *Spiophanes bombyx* et *Anaitides mucosa* et les bivalves *Tellina fabula* et *Mysella bidentata* rencontrés par Dewarumez *et al.* (1992) dans la communauté à *A. alba* sont rares, sinon absentes. Le peuplement des vases portuaires est dominé par *A. alba* et *N. hombergii*, connues pour être des espèces à large potentialité écologique, tolérantes ou indifférentes à la teneur organique du sédiment (Glémarec et Hily, 1981; Dauvin *et al.*, 1993), qu'accompagnent un nombre très variable d'espèces. La dominance de quelques espèces traduit bien le caractère instable et perturbé des zones portuaires, dû tant aux activités s'y déroulant qu'à la richesse permanente en fraction fine de leurs sédiments (Salen-Picard, 1983; Bellan, 1985; Austen *et al.*, 1991; Dewarumez *et al.*, 1991; Zmarzly *et al.*, 1994).

Dans l'APO, les stations 11 et 12, situées à proximité de la prise d'eau EDF, semblent influencées par le pompage des 240 m³.s⁻¹ d'eau de mer destinés au refroidissement des réacteurs de la centrale nucléaire de Gravelines. Bien que fortement envasée, la station 11 abrite des suspensivores pratiquement absents au niveau des autres stations dans l'avant-port (*S. pavonina*, et les anémones *Actinothoë sp.* et *Sagartia sp.* qui se fixent sur les cailloutis et débris coquilliers), associés aux dépositives de surface tels qu'*A. alba*. Sablonneux, les sédiments de la station 12 sont caractérisés par une dominance des annélides polychètes (63,3%) parmi lesquelles *Capitella capitata* représente environ 40% de l'abondance totale de la station. Pourtant, à proximité de la prise d'eau EDF, les teneurs en COT n'excèdent jamais 2,3%, ce qui traduit qu'aucun enrichissement organique important n'est décelable dans cette zone. La présence de *C. capitata* au niveau de la station 12, avec un effectif restreint (117 ind./0,5 m²), résulterait donc plutôt d'une instabilité du milieu, en phase permanente de recolonisation. Diaz-Castaneda *et al.* (1990) ont d'ailleurs décrit les capacités pionnières de cette annélide et d'autres organismes dans l'APO. L'hypothèse de la perturbation hydrodynamique liée au

courant créé par la prise d'eau EDF est à rapprocher des modifications du substrat et du peuplement benthique constatées au niveau de la sortie du rejet de la centrale (Dufau, 1994). A Boulogne-sur-Mer, les fortes densités du *capitellidae* constatées dans la darse Sarraz-Bournet sont par contre bien corrélées à une charge organique supérieure à celle de la rade (COT $\geq 4\%$).

La quasi absence de faune au niveau du bassin de l'Atlantique ne semble pas imputable à une forte pollution organique ou minérale, mais pourrait être liée au confinement de la partie arrière du port ouest de Dunkerque, dont l'influence a été établie par Guélorget et Perthuisot (1984) dans les étangs microtidaux méditerranéens. Ce confinement, conjugué aux fortes teneurs en COT (entre 3,6 et 6,5%) et Cu (>56 mg/kg PS) des sédiments (fraction <2 mm) dans les bassins Loubet et Napoléon à Boulogne-sur-Mer, conduit à la défaunation des vases les caractérisant. Le seul effet majeur de très fortes teneurs en Cd, Hg, Mn, Pb et Zn des vases sableuses du petit port est une réduction importante de la richesse spécifique (S=3) et de la densité totale (53 ind./m²), où seuls survivent le gastéropode *Hydrobia ulvae* et les annélides *Cirratulus cirratus* et *Mugelona papillicornis*.

Les corrélations ainsi établies entre les variables physiques et/ou chimiques des sédiments et les conséquences sur la structure des communautés ne démontrent pas forcément une relation de cause à effet. Il n'est ainsi pas exclu qu'une variable - ou un ensemble de variables - apparemment explicative puisse masquer un paramètre réellement causal qui n'aurait pas été mesuré (oxygène, pH, salinité, autres micropolluants,...).

Les stations situées à l'extérieur du port ouest de Dunkerque diffèrent des stations intra-portuaires. Au niveau des stations 1 et 19, la dominance de l'annélide tubicole *L. conchilega* et la présence des anémones *Sagartia sp.* et *Actinothoë sp.* et de *Sthenelais boa* traduisent une appartenance au peuplement de l'hétérogène envasé décrit par Souplet *et al.* (1980). Bien que granulométriquement très différentes (94,2% de fractions <2 mm à la station 1 pour seulement 16,8% à la station 19) et situées à des profondeurs variables (22 et 11,5 m), ces stations ont des effectifs comparables (environ 3600 ind./m²) et des cortèges faunistiques presque identiques. Cette similitude reste difficilement explicable et semble aller à l'encontre du déterminisme granulométrique de la structure du peuplement généralement admis. Peut-être peut-on y voir une influence hydrodynamique particulière qui serait prédominante par rapport à la nature du substrat: ces deux stations sont en effet localisées près des digues protégeant l'entrée de l'avant-port. Au niveau des stations 18 et 20, situées à proximité du chenal d'entrée de l'APO, la communauté benthique présente un aspect particulier. La station 18, au faciès sédimentaire très différent de celui des stations de l'APO (45,9% de fractions <2 mm, dont seulement 16,5% de vase, et 54,1% de fraction >2 mm) comporte un assemblage faunistique de transition entre l'hétérogène envasé des stations 1 et 19 et la communauté à *A. alba* modifiée par l'envasement. On y trouve en effet une très large dominance du mollusque (86,1%) mais y sont encore rencontrés *L. conchilega*, *Sthenelais boa* et des *Phyllodoceidae*. La station 20, plus riche en fractions <2 mm (73,6%), appartient aussi à cette zone de transition mais le cortège accompagnant *A. alba* (dominance=50,2%) et *L. conchilega* (dominance=44,8%) présente des espèces à très faibles effectifs où les *Nephtydidae* sont majoritaires.

L'utilisation d'indices globaux de la structure des communautés benthiques (indices de diversité ou d'équitabilité et richesse spécifique) peut altérer l'appréciation de la qualité du milieu. Olsgard et

Gray (1995) concluent de la même façon que l'utilisation de ces descripteurs n'est pas appropriée pour juger des conséquences de la pollution sur l'assemblage des benthontes. Ces indices traduisent en effet au moins autant les caractéristiques granulométriques du substrat que sa contamination par les métaux. Il est donc nécessaire d'établir la composition faunistique du peuplement au niveau taxonomique, et bien souvent spécifique, afin d'en observer une modification. Il semble alors envisageable de pouvoir distinguer:

- des perturbations physiques et/ou liées à un enrichissement organique, ce qui réduit considérablement la diversité spécifique et provoque la prolifération (et donc la dominance) d'une ou quelques espèces opportunistes (comme au niveau de la prise d'eau EDF à Dunkerque ou dans la darse Sarraz-Bournet à Boulogne-sur-Mer);

- des effets toxiques, qui entraînent une diminution concomitante de la richesse spécifique et de l'abondance (ou densité) des organismes (petit port de Boulogne-sur-Mer).

Les espèces caractéristiques des vases portuaires du Nord/Pas-de-Calais, et particulièrement le mollusque bivalve *Abra alba*, pourrait en outre servir de traceur biologique des déblais de dragage, à condition que le substrat des zones de vidage soit granulométriquement différent des sédiments dragués dans les ports.

Sa qualité de bioaccumulateur de micropolluants devrait également être précisée. Par sa représentativité et son abondance, l'utilisation de ce dépositif de surface dans le cadre d'un réseau de surveillance de la qualité du milieu serait un apport supplémentaire intéressant au suivi prenant principalement en compte des organismes filtreurs de substrat dur comme les moules ou les huîtres.

La faune et les sédiments des estrans estuariens apparaissent radicalement différents de ceux des zones subtidales portuaires. La variation des paramètres sédimentaires entre le milieu d'un estuaire et son embouchure met en exergue l'importance de l'échantillonnage dans l'appréciation de la qualité du substrat abritant une faune peu diversifiée mais parfois abondante. Les vases sableuses caractérisant la slikke qui borde les chenaux estuariens résultent de la sédimentation de particules d'origine marine (sable) et fluviatiles (limon). L'ensablement augmente à mesure que l'on se rapproche de la mer. Il entraîne une augmentation de la diversité animale mais au contraire une diminution des densités et, corrélativement, de la biomasse totale. On mesure alors les effets qu'auraient des aménagements favorisant un ensablement de cette slikke sur l'abondance des espèces inféodées aux vases sableuses et, par conséquent sur la faune piscicole et aviaire qui s'en nourrissent.

On note que la qualité des sédiments estimée à partir des paramètres mesurés (granulométrie, métaux, nutriments, charge organique) n'est pas toujours suffisante pour expliquer des écarts importants dans la structure, la densité et la biomasse des communautés benthiques. C'est particulièrement évident si l'on se réfère aux sites CMAa et RDAa de l'estuaire de l'Aa qui, bien que présentant des substrats tout à fait comparables au vu des données collectées sur la fraction <2mm, abritent des peuplements différents. Cette similitude de substrat doit être nuancée si la fraction fine est prise en compte. La vase des sédiments de la rive droite de l'Aa (RDAa) est plus chargée en Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn. La très faible biomasse (2 g sec/m²) est pourtant mesurée à proximité du calvaire du marin (CMAa) où les *capitellidae* représentent 40% de l'abondance, corrélativement à un enrichissement modéré mais significatif des sédiments (fraction <2mm) en COT (1,62%) comparé à

la teneur moyenne (0,95%) sur l'ensemble de l'estuaire. S'ils sont abondants, ces *capitellidae* ont une biomasse faible. L'espèce *Nereis diversicolor* est de plus représentée sur ce site par des individus de petite taille, ce qui provoque la diminution de la biomasse globale. A l'inverse, dans la Canche, le site CNCa, avec sa biomasse moyenne de 35 g sec/m² liée à la présence des bivalves *Cardium edule* et *Macoma balthica* (plus de 55% de la biomasse totale pour 40% de l'abondance) devrait être préservé pour son intérêt écologique.

Dans l'état actuel des données concernant la faune benthique, nous ne pouvons présager de l'évolution des peuplements. Mais les variations dans l'abondance des benthontes peuvent être considérables dans le temps, sous l'effet des conditions naturelles et plus encore de perturbations d'origine anthropique (eg, Buchanan *et al.*, 1986; Buchanan et Moore, 1986; Dewarumez *et al.*, 1991; Dauvin *et al.*, 1993; Glémarec, 1993; Sarda *et al.*, 1995). Cette remarque est aussi applicable aux teneurs métalliques des sédiments dans le temps (Romont et Dhainaut-Courtois, 1994c; Birch et Davey, 1995; GEODE, 1995; Haynes *et al.*, 1995b), et aux corrélations intermétaux dans l'espace (Lapaquellerie et Maillet, 1991; Haynes *et al.*, 1995b).

CONCLUSION

CONCLUSION

CONCLUSION

Les données acquises sur la qualité des sédiments sur les zones prises en compte dans le cadre de cette étude s'ajoutent aux mesures effectuées depuis 1980 dans le cadre des campagnes Hydrobios I, II et III. On peut cependant regretter que les méthodologies analytiques différentes puissent gêner d'éventuelles comparaisons. Les buts respectifs étaient néanmoins divergeants. Les campagnes antérieures visaient à apprécier la qualité globale des sédiments littoraux, ce qui impliquait un échantillonnage à grande échelle.

Nous avons décidé, pour notre part, de nous attacher à déterminer à une échelle moindre, les paramètres sédimentaires de zones plus ou moins confinées, d'où sont extraits des déblais rejetés ensuite en mer (ports), ou soumises à des aménagements anciens (estuaire de l'Aa) ou encore en cours (estuaire de la Canche). C'est pourquoi les paramètres physiques et chimiques de la fraction sédimentaire <2mm ont été déterminés selon les recommandations de l'annexe technique n°2 des lignes directrices de la Commission d'Oslo sur la gestion des activités de dragage (OSPAR, 1993). Le protocole implique au moins une digestion totale de l'échantillon avant le dosage des métaux et son analyse granulométrique. On peut cependant regretter que Fe et Mn, dont les oxydes et hydroxydes constituent un substrat important d'accumulation d'autres métaux, ne soient pas systématiquement pris en compte dans les programmes de surveillance de la qualité des sédiments (eg RNO, OSPAR).

La mise en évidence d'une contamination cantonnée au niveau de certaines stations, ou généralisée à l'ensemble d'un site, permet de circonscrire les zones à problèmes. Elle suppose qu'un effort soit fait pour identifier la ou les sources émettrices du (des) contaminant(s) et, autant que faire se peut, d'essayer d'en réduire, ou mieux d'en éliminer les apports. Déterminer la qualité des sédiments en place favorise également la prise en compte des déblais de dragage dont l'immersion, en référence aux valeurs-guides en vigueur ou en projet, pourrait être compromise. Le choix de la fraction sédimentaire analysée, des méthodes de minéralisation et de dosage, et de la nature des données (brutes ou normalisées) est également primordial et illustre la nécessaire harmonisation des protocoles techniques des règlements et des programmes de surveillance prenant en considération la qualité physique et chimique des sédiments marins.

L'analyse des résultats granulométriques met en évidence l'envasement majeur des sédiments portuaires, et à un degré moindre, de la slikke caractéristique des parties centrales des estuaires. Elle permet aussi de dresser la carte des lithofaciès en place. Cette cartographie peut expliquer, au moins en partie, les fortes teneurs en micropolluants souvent associés aux particules fines des sédiments. Elle est également nécessaire pour interpréter les données faunistiques collectées.

L'analyse des résultats faunistiques, qualitatifs et quantitatifs, obtenus, établit l'influence des aménagements portuaires sur la structure spatiale et la composition des peuplements benthiques des côtes du Nord/Pas-de-Calais. Si le déterminisme des perturbations des communautés benthiques apparaît multifactoriel, en l'absence de pollution organique ou minérale chronique importante, il semble bien que la nature du substrat agisse, dans l'APO et la rade de Boulogne-sur-Mer, de façon prédominante sur la structure du peuplement. L'envasement de la zone intra-portuaire a modifié la communauté à *Abra alba* typique de la frange littorale, favorisant la dominance du mollusque, en

association avec l'annélide polychète *Nephtys hombergii*. Soumises à un confinement plus important, les vases du bassin de l'Atlantique (Dunkerque) et des bassins Loubet et Napoléon (Boulogne-sur-Mer) empêchent l'installation et la pérennité d'espèces benthiques.

A l'opposé, la communauté qui caractérise l'entrée du port ouest de Dunkerque peut être rapprochée du peuplement de l'hétérogène envasé décrit dans le sud de la Mer du Nord, même si les stations les plus proches du chenal d'accès à l'APO présentent un caractère transitoire entre ce faciès et la communauté des vases portuaires.

Dans les estuaires, les vases sableuses des estrans abritent une faune peu diversifiée mais abondante, et par conséquent une biomasse animale non négligeable pour nourrir poissons et oiseaux. Il apparaît donc primordial que les aménagements rendus nécessaires par les activités humaines puissent prendre en compte ce fait, et que la modification de la nature du substrat soit aussi minime que possible. La qualité des estrans dans l'Aa et la Canche sont en de nombreux points comparables. Les espèces vivant au niveau de la slikke sont donc communes dans les deux zones. Les différences constatées dans les biomasses et dans les peuplements reposent sur la présence de mollusques bivalves.

Décrire les biocénoses est un préalable indispensable pour mettre en évidence l'effet de pollutions ou d'aménagements. Malheureusement, cette prise de conscience intervient souvent avec retard, dans des zones déjà largement anthropisées. Il convient alors, lorsque cela est possible, d'effectuer des comparaisons inter-sites afin d'essayer de dégager, à la faveur de différences notables entre les sites choisis, des effets attribuables à des conditions particulières. L'élimination d'espèces sensibles, la présence et l'abondance d'organismes tolérants ou opportunistes vis-à-vis du taux de matière organique, renseigne sur l'existence d'un enrichissement du milieu, mais requière une détermination des individus souvent au niveau spécifique. Une modification du peuplement sous l'effet majeur de micropolluants métalliques ne semble par contre se manifester qu'en présence de teneurs très importantes de métaux réputés toxiques (petit port de Boulogne-sur-Mer).

Le diagnostic de la qualité du milieu ainsi réalisé par l'examen de données abiotiques (physico-chimie des sédiments) et biotiques (structure des peuplements benthiques) doit néanmoins être relativisé quand on considère que des modifications liées à des facteurs naturels (climat, érosion, apports sédimentaires, compétition trophique, ...) peuvent s'ajouter aux facteurs anthropiques (aménagements, dragages, pollution,...). Cette remarque met en exergue que la description de l'état d'un site ne peut être jugée représentative que sur le long terme. Le travail réalisé devrait donc servir de base à un suivi nécessitant des campagnes qui, pour des raisons financières, pourraient être répétées tous les 5 ans. En cas d'aménagement important, cette périodicité devrait être raccourcie. Il serait, de plus, intéressant d'évaluer la variabilité à court terme (par exemple trimestriellement) de la structure des peuplements benthiques et de la qualité des sédiments, et ce sur plusieurs années consécutives au niveau de quelques stations représentatives du site, afin de pouvoir mesurer la part respective des facteurs naturels et anthropiques sur les variations constatées.

La détermination des teneurs en métal total dans les sédiments ne reflète pas la biodisponibilité des micropolluants. Il conviendrait donc d'étudier la relation pouvant exister entre la structure des

peuplements benthiques et les différentes phases de métaux liées au sédiment par des extractions séquentielles (eg Dassenakis *et al.*, 1995; Suriya et Branica, 1995). La discrimination des espèces métalliques peut en outre apporter des renseignements sur leur origine. De hauts niveaux dans les fractions échangeables ou facilement réductibles des métaux indiquent en effet une origine principalement anthropique (Tack et Verloo, 1995). Cette recherche pourrait, elle aussi, être restreinte à quelques stations par site.

Enfin, il apparaît également nécessaire de préciser les facteurs physico-chimiques néfastes au peuplement des bassins fermés que l'on trouve dans les zones portuaires.

La description est un préalable indispensable pour circonscrire les zones littorales où se posent, ou risquent de se poser à terme, des problèmes de contamination. Les effets induits sont, en cas de forte pollution, décelables au niveau des organismes, des populations, mais aussi des peuplements avec les conséquences écologiques que peut entraîner un déséquilibre ou une modification profonde de l'écosystème. Adjoindre à l'évaluation des caractéristiques physico-chimiques du milieu une appréciation biologique peut en préciser, en confirmer, ou en modérer les conclusions. L'utilisation de marqueurs biochimiques d'exposition, dans la mesure où ils sont spécifiques d'un ou de quelques micropolluant(s), est actuellement en cours de validation chez des espèces représentatives des zones à surveiller (eg Dhainaut-Courtois *et al.*, 1991; Dhainaut-Courtois et Romont, sous presse). Elle pourrait permettre de renforcer la précision dans la mesure de l'impact des pollutions sur le compartiment biotique et constituer un critère supplémentaire dans l'établissement d'un diagnostic de la qualité du milieu.

Les perspectives actuelles sont d'étendre ce type d'étude à d'autres zones portuaires (port est de Dunkerque) et des zones ouvertes soumises à des perturbations directement liées aux activités portuaires. Une étude est d'ailleurs en cours depuis 1994 afin d'évaluer l'impact des rejets de vases portuaires issues de l'avant-port ouest de Dunkerque sur le biotope et les peuplements benthiques et d'estimer le devenir des polluants associés à ces déblais sur et à proximité des zones de vidage.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- Absil M.C.P., Kroon J.J. & Wolterbeek H.T.** (1994). Availability of copper from phytoplankton and water for the bivalve *Macoma balthica*. II. Uptake and elimination from ⁶⁴Cu-labelled diatoms and water, *Mar. Biol.*, **118**, 129-135.
- AFNOR** (Association Française de NORMALISATION) (1985). Méthode Anne, oxydation sulfochromique NF X31-109.
- Ahn I.-Y., Kang Y.-C. & 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.
- Ahsanullah M. & Ying W.** (1995). Toxic effects of dissolved copper on *Penaeus merguensis* and *Penaeus monodon*, *Bull. envir. Contam. Toxicol.*, **55**, 81-88.
- Alongi D.M.** (1995). Decomposition and recycling of organic matter in muds of the gulf of Papua, northern Coral Sea, *Continental Shelf Research*, **15** (11/12), 1319-1337.
- Alzieu C.** (1988). Les polluants chimiques prioritaires et le milieu marin, *Océanis*, **14** (6), 763-764.
- Alzieu C.** (1989). L'étain et les organoétains en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, *Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER*, **17**, 93 p.
- Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Berthet B. & Métayer C.** (1987). Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd, Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms, *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **106**, 73-89.
- Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Métayer C. & Marchand J.** (1980). Etude du transfert de Cd, Pb, Cu et Zn dans les chaînes trophiques néritiques et estuariennes. I. Etat dans l'estuaire interne de la Loire (France) au cours de l'été 1978, *Wat. Res.*, **14**, 665-673.
- Amiard-Triquet C.** (1989). Bioaccumulation et nocivité relatives 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. & Berthet B.** (1993). Metal transfer in marine food chains: bioaccumulation and toxicity, *Acta Biologica Hungarica*, **44** (4), 387-409.
- Andersen J.L. & Depledge M.H.** (1994). Arsenic accumulation in the shore crab *Carcinus maenas*: the influence of nutritional state, sex and exposure concentration, *Mar. Biol.*, **118**, 285-292.
- Andersen R.A., Eriksen K.D.H. & 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.*, **94B** (2), 285-291.
- Asmus H., Asmus R.M. & Zubillaga G.F.** (1995). Do mussel beds intensify the phosphorus exchange between sediment and tidal waters ?, *Ophelia*, **41**, 37-55.
- Austen M.C., Buchanan J.B., Hunt H.G., Josefson A.B. & Kendall M.A.** (1991). Comparison of long-term trends in benthic and pelagic communities of the North Sea, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **71**, 179-190.

- Baden S.P., Eriksson S.P. & Weeks J.M.** (1995). Uptake, accumulation and regulation of manganese during experimental hypoxia and normoxia by the decapod *Nephrops norvegicus* (L.), *Mar. Pollut. Bull.*, **31** (1-3), 93-102.
- Bailey S.K. & 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.
- Bamber R.N.** (1984). The benthos of a marine fly-ash dumping ground, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **64**, 211-226.
- Barbanti A., Bergamini M.C., Frascari F., Misericocchi S., Ratta M. & Rosso G.** (1995). Diagenetic processes and nutrient fluxes at the sediment-water interface, Northern Adriatic Sea, Italy, *Mar. Freshwater Res.*, **46**, 55-67.
- Barbier G., Arnal O., Delattre J.-M., Grosseil H. & 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. & 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. & Watermann B.** (1995). TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: a possible indicator of tributyltin pollution. *Hydrobiologia*, **309**, 15-27.
- Bebiano M.J. & Langston W.J.** (1992). Metallothionein induction in *Littorina littorea* (mollusca: prosobranchia) on exposure to cadmium, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **72**, 329-342.
- Bellair P. & Pomerol R.** (1977). *Eléments de géologie*, Armand Colin, Paris, 528 p.
- Bellan G.** (1967). Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille: première partie - le secteur de Cortiou, *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, **6-7**, 53-87.
- 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. & 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.
- Bello M.A., Callejon M., Jimenez J.C., Pablos F. & 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.
- Bernard D.** (1995). Metals in sediments from two lagoons off Guadeloupe, West Indies, *Mar. Pollut. Bull.*, **30** (9), 619-621.
- Bertrand C.** (1988). Les apports polluants non telluriques, *Océanis*, **14** (6), 767-768.
- Beukema 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.
- Beusen A.H.W., Klepper O. & Meinardi C.R.** (1995). Modelling the flow of nitrogen and phosphorus in Europe: from loads to coastal seas, *Wat. Sci. Tech.*, **31** (8), 141-145.

- Birch G.F. & Davey S.** (1995). Accumulation of metallic contaminants in surficial sediments on a high energy continental shelf (Sydney, Australia), *Sci. Total Environ.*, **170**, 81-93.
- Bjerregaard P. & Depledge M.H.** (1994). Cadmium accumulation in *Littorina littorea*, *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas*: the influence of salinity and calcium ion concentrations, *Mar. Biol.*, **119**, 385-395.
- Bonsdorff E., Norkko A. & Sandberg E.** (1995). Structuring zoobenthos: the importance of predation, siphon cropping and physical disturbance, *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **192**, 125-144.
- Boulogne Informations** (1994). Flash portuaire, **95**, 64-.
- Bouqueneau M. & Verthe C.** (1980). Mechanisms of storage and role of the food chain in the contamination of marine ecosystems by heavy metals. In *Actes du "Seminari internazionali sull'inquinamento marino"*, 16 mai-27 juin, Genova, 105-112.
- Bourcier M., Stora G. & 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 Salomons W. & Förstner U. (Eds), *Chemistry and biology of solid waste. Dredged material and mine tailings*, Springer-Verlag, Berlin, 3-32.
- Boutier B. & Alzieu C.** (1991). Les contaminants des sédiments littoraux: les niveaux et leur signification. In *C.R. Congrès "l'écotoxicologie des sédiments"*, 5-7 juin, La Rochelle, 14 p + figures.
- Boutier B., Chiffolleau J.-F., Jouanneau J.-M., Latouche C. & Philipps I.** (1989). La contamination de la Gironde par le cadmium: origine, extension, importance, *Rapports scientifiques et techniques de L'IFREMER*, **14**, 108 p.
- Brandes J.A. & Devol A.H.** (1995). Simultaneous nitrate and oxygen respiration in coastal sediments: evidence for discrete diagenesis, *J. mar. Res.*, **53**, 771-797.
- Bright D.A. & Ellis D.V.** (1989). Aspects of histology in *Macoma carlottensis* (bivalvia: tellinidae) and in situ histopathology related to mine-tailings discharge, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **69**, 447-464.
- Brown C.L. & Luoma S.N.** (1995). Use of the euryhaline bivalve *Potamocorbula amurensis* as a biosentinel species to assess trace metal contamination in San Francisco Bay, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **124**, 129-142.
- Bryan G.W., Bright D.A., Hummerstone L.G. & Burt G.R.** (1993a). Uptake, tissue distribution and metabolism of ¹⁴C-labelled tributyltin (TBT) in the dog-whelk, *Nucella lapillus*, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **73**, 889-912.
- Bryan G.W., Burt G.R., Gibbs P.E. & Pascoe P.L.** (1993b). *Nassarius reticulatus* (nassariidae: gastropoda) as an indicator of tributyltin pollution before and after TBT restrictions, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **73**, 913-929.
- Bryan G.W., Gibbs P.E., Burt G.R. & Hummerstone L.G.** (1987). The effects 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. & Burt G.R.** (1986). The decline of the gastropod *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. & 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. & 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. & Hummerstone L.G.** (1978). Heavy metals in the burrowing bivalve *Scrobicularia plana* from contaminated and uncontaminated estuaries, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **58**, 401-419.
- Bryan G.W. & Langston 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., Langston W.J., Hummerstone L.G. & Burt G.R.** (1985). A guide to the assessment of heavy metal contamination in the estuaries using biological indicators, *Mar. Biol. Assoc. UK Occas. Publ.*, **4**, 92 p.
- Bryan G.W., Langston W.J., Hummerstone L.G., Burt G.R. & Ho Y.B.** (1983). An assessment of the gastropod, *Littorina littorea*, as an indicator of heavy-metal contamination in United Kingdom estuaries, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **63**, 327-345.
- Buscail R., Pocklington R. & Germain C.** (1995). Seasonal variability of the organic matter in a sedimentary coastal environment: sources, degradation and accumulation (continental shelf of the gulf of Lions - northwestern Mediterranean Sea), *Continental Shelf Research*, **15** (7), 843-869.
- Cabioch L., Dauvin J.-C., Bermudez J. & Rodriguez-Babio C.** (1980). Effets de la marée noire de l'Amoco Cadiz sur le benthos sublittoral du nord de la Bretagne, *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, **33**, 192-208.
- Cabioch L. & Glaçon R.** (1975). Distribution des peuplements benthiques en Manche-orientale, de la Baie de Somme au Pas-de-Calais, *C.R. Acad. Sci. Paris, série D*, **280**, 491-494.
- Cabioch L. & Glaçon R.** (1977). Distribution des peuplements benthiques en Manche orientale, du Cap d'Antifer à la Baie de Somme, *C.R. Acad. Sci. Paris, série D*, **285**, 209-212.
- Calmano W., Wellerhaus S. & Förstner U.** (1982). Dredging of contaminated sediments in the Weser estuary: chemical forms of some heavy metals, *Environ. Technol. Letts*, **3**, 199-208.
- Canli M. & Furness R.W.** (1995). Mercury and cadmium uptake from seawater and from food by the Norway lobster *Nephrops norvegicus*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **14** (5), 819-828.
- Carral E., Villares R., Puente X. & Carballeira A.** (1995). Influence of watershed lithology on heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (north-west Spain), *Mar. Pollut. Bull.*, **30** (9), 604-608.
- Cauwet G. & Saliot A.** (1994). Biogeochemistry of organic matter in coastal ocean waters. In Bidoglio G. & Stumm W. (Eds), *Chemistry of aquatic systems: local and global perspectives*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 97-120.
- Chaisemartin R.A. & Chaisemartin C.** (1976). Effets comparés des ions métalliques lourds (Cr^{+IV} et Pb^{2+}) sur l'intensité respiratoire de deux crustacés décapodes brachyours: *Macropodia rostrate* et *Pachygrapsus marmoratus*, *C.R. Soc. Biol.*, **170** (4), 886-891.

- 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/CNEXO, **2**, 85-97.
- Chaussepied M., Arnal O., Grossel H., Delattre J.-M. & 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.
- Chen I.-M.** (1994). The effects of copper on the respiration of oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg), *Fisheries Science*, **60** (6), 683-686.
- Chessel D. & Mercier P.** (1993). Couplage de triplets statistiques et liaisons espèces-environnement. *In*: Lebreton J.D. & Asselain B. (Eds), *Biométrie et environnement*, Masson, Paris, 15-44.
- Chiffolleau J.F.** (1994). Le chrome en milieu marin, *Repères Océan - IFREMER*, **8**, 43 p.
- Claisse D., Joanny M. & Quintin J.Y.** (1992). Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO), *Analisis magazine*, **20** (6), 19-22.
- CNEXO (Centre National pour l'Exploitation des Océans)** (1981). Synthèse des travaux de surveillance (1975-1979) du Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin, *CNEXO-Centre Océanologique de Bretagne*, 358 p.
- Coetzee P.P., Gouws K., Plüddemann S., Yacoby M., Howell S. & Den Drijver L.** (1995). Evaluation of sequential extraction procedures for metal speciation in model sediments, *Water S.A.*, **21** (1), 51-60.
- Collignon J.** (1991). *Ecologie et biologie marines, introduction à l'halieutique*, Masson, Paris, 298 p.
- Collins K.** (1994). Towards a cleaner marine environment. European Community priorities for protection, *Mar. Pollut. Bull.*, **29** (6-12), 641-643.
- Conley D.J. & Johnstone R.W.** (1995). Biogeochemistry of N, P and Si in Baltic Sea sediments: response to a simulated deposition of a spring diatom bloom, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **122**, 265-276.
- Conley D.J., Smith W.M., Cornwell J.C. & Fisher T.R.** (1995). Transformation of particle-bound phosphorus at the land-sea interface, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **40**, 161-176.
- Contu A., Mulas P., Sarritzu G. & Schintu M.** (1983). Heavy metals in the superficial sediments of a contaminated estuary, *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, **70-71**, 79-86.
- Cossa D., Auger D., Averty B., Luçon M., Masselin P., Noël J. & Sanjuan J.** (1990a). Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française, *IFREMER*, 60 p.
- Cossa D., Elbaz-Poulichet F., Gnassia-Barelli M. & Roméo M.** (1993). Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, *Repères Océan - IFREMER*, **3**, 76 p.
- Cossa D. & Lassus P.** (1989). Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, *Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER*, **16**, 111 p.
- Cossa D. & Gobeil C.** (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., Thibaud Y., Roméo M. & Gnassia-Barelli M.** (1990b). 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 3^{ème} cycle, Paris-Sud*, 275 p.
- Courtot J.** (1988). Le devenir des polluants, *Océanis*, **14** (6), 769-771.
- Croudace I.W. & 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. & 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.
- Daskalakis K.D. & O'Connor T.P.** (1995). Distribution of chemical concentrations in US coastal and estuarine sediment, *Marine Environmental Research*, **40** (4), 381-398.
- Dassenakis M., Degaita A. & Scoullos M.** (1995). Trace metals in sediments of a Mediterranean estuary affected by human activities (Acheloos river estuary, Greece), *Sci. Total Envir.*, **168**, 19-31.
- Dauvin J.-C., Dewarumez J.-M., Elkaim B., Bernardo D., Fromentin J.-M. & Ibanez F.** (1993). Cinétique de *Abra alba* (mollusque bivalve) de 1977 à 1991 en Manche-Mer du Nord, relation avec les facteurs climatiques, *Oceanologica Acta*, **16** (4), 413-422.
- Davoult D., Dewarumez J.-M., Prygiel J. & Richard A.** (1988). Carte des peuplements benthiques de la partie française de la Mer du Nord, *IFREMER/région Nord/Pas-de-Calais*, 1-30 + carte.
- Delabre D.** (1985). Les métaux lourds dans les sédiments du littoral Nord de la France et leur disponibilité lors des rejets de dragages, *Thèse de 3^{ème} cycle, Lille*, 151 p.
- 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 3^{ème} cycle, Lille*, 172 p.
- DeMaster D.J., Pope R.H., Levin L.A. & Blair N.E.** (1994). Biological mixing intensity and rates of organic carbon accumulation in North Carolina slope sediments, *Deep Sea Res. II*, **41** (4-6), 735-753.
- Demuyneck 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 l'université de Lille I*, 51 p.
- Demuyneck S. & 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.
- Demuyneck S., Li K.W., Van der Schors R. & 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.

- Demuynek S., Sautière P., Van Beeumen J. & Dhainaut-Courtois N.** (1991). Homologies entre les hémérythrine des Sipunculiens et une métalloprotéine complexant le cadmium (M^{PII}) d'une annélide polychète, *Nereis diversicolor*, *C.R. Acad. Sci. Paris, série III*, **312**, 317-322.
- Dennaï N., Dhainaut-Courtois N., Bouquegneau J.-M. & Nejmeddine A.** (1986). Effets du cadmium et du mercure sur un ver marin (*Nereis diversicolor* O.F. Müller). Mécanismes de détoxification, *C.R. Acad. Sci. Paris, série III*, **302**, 489-494.
- Depledge M.H., Aagaard A. & Györkös P.** (1995). Assessment of trace metal toxicity using molecular, physiological and behavioural biomarkers, *Mar. Pollut. Bull.*, **31** (1-3), 19-27.
- Depledge M.H. & Rainbow P.S.** (1990). Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates, *Comp. Biochem. Physiol.*, **97C** (1), 1-7.
- Dervin C.** (1992). Comment interpréter les résultats d'une analyse factorielle des correspondances ?, Collection STAT-ITCF, 72 p.
- Desaunay Y.** (1973). Rapport sur l'aménagement de la Baie de Canche, sur l'écologie et la productivité de l'estuaire. *Rapport ISTPM*, 65 p.
- Despeyroux Y.** (1989). Hydrodynamique sédimentaire de la Baie de la Canche, *Thèse de 3ème cycle*, Lille, 93 p.
- Devescovi M. & Lucu C.** (1995). Seasonal changes of the copper level in shore crabs *Carcinus mediterraneus*, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **120**, 169-174.
- Dewarumez J.-M., Belgrano A., Craeymeersch J.A., Duquesne S., Heip C., Hilde D. & Vincx M.** (1993). Influence de la circulation des masses d'eau 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. & Frontier S.** (1991). Examples of responses of benthic communities to environmental stress (Dover Strait, France), *Oceanologica Acta*, **sp 11**, 191-196.
- Dewarumez J.-M., Davoult D., Sanvicente-Anorve L.E. & Frontier S.** (1992). Is the "muddy heterogeneous sediment assemblage" an ecotone between the pebbles community and the *Abra alba* community in the Southern Bight of the North Sea ? *Neth. J. Sea Res.*, **30**, 229-238.
- Dhainaut-Courtois N., Arrouijal F.-Z. & Demuynek S.** (1988). Effets biologiques de trois métaux lourds (chrome, nickel et plomb) sur *Nereis diversicolor* (annélide polychète), *Océanis*, **14**, 423-433.
- Dhainaut-Courtois N., Demuynek S. & Salzet-Raveillon B.** (1991). Mécanismes de détoxification chez les poissons et invertébrés marins, *Océanis*, **17** (4), 403-419.
- Dhainaut-Courtois N. & Romont R.** Biomarqueurs d'exposition aux métaux lourds. Invertébrés benthiques de zones d'estuaires et portuaires, *Chapitre à paraître dans l'ouvrage intitulé "Utilisation de Biomarqueurs en Ecotoxicologie" édité par l'INRA* (sous presse).
- Diaz-Castaneda V., Davoult D. & 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.
- Dodge Y.** (1993). Statistique: dictionnaire encyclopédique, Dunod, Paris, 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.
- Dufau M.** (1994). Synthèse des études hydrobiologiques menées sur le site de la centrale de Gravelines de 1974 à 1993, *Note d'étude EDF-Direction de l'équipement n°94.10620*, 43 p.

- Dugan J.E., Hubbard D.M. & 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.
- Duquesne S.** (1992). Bioaccumulation métallique et métallothionéines chez trois espèces de poissons du littoral Nord/Pas-de-Calais, *Thèse de 3^{ème} cycle*, Lille, 264 p.
- Duquesne S.J. & Coll J.C.** (1995). Metal accumulation in the clam *Tridacna crocea* under natural and experimental conditions, *Aquatic Toxicology*, **32**, 239-253.
- Duval J.** (1973). La productivité primaire en Baie de Canche, *Thèse de 3^{ème} cycle*, Lille, 91 p.
- Dyer M.F., Cranmer G.J., Fry P.D. & 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.
- Eleftheriou A. & Basford D.J.** (1989). The macrobenthic infauna of the offshore northern North Sea, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **69**, 123-143.
- Eriksen K.D.H., Andersen T. & 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. & 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. & Andersen R.A.** (1988). Evidence of presence of heavy metal-binding proteins in polychaeta species, *Comp. Biochem. Physiol.*, **95C** (2), 377-384.
- Escofier B. & Pagès J.** (1990). Analyses factorielles simples et multiples: objectifs, méthodes et interprétation, Dunod, Paris, 274 p.
- Etxeberria M., Sastre I., Cajaraville M.P. & Marigomez I.** (1994). Digestive lysosome enlargement induced by experimental exposure to metals (Cu, Cd and Zn) in mussels collected from a zinc-polluted site, *Arch. envir. Contam. Toxicol.*, **27**, 338-345.
- Fabiano M., Danovaro R. & Frascchetti 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.
- Fernando Q.** (1995). Metal speciation in environmental and biological systems, *Environ. Health Perspect.*, **103** (1), 13-16.
- Flament P.** (1985). Les métaux traces associés aux aérosols atmosphériques: apports au milieu marin du littoral Nord/Pas-de-Calais, *Thèse de 3^{ème} cycle*, Lille, 187 p.
- Fletcher C.A., Bubb J.M. & 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.
- Förstner U. & Kersten M.** (1988). Assessment of metal mobility in dredged material and mine waste by pore water chemistry and solid speciation. In Salomons W. & Förstner U. (Eds), Chemistry and biology of solid waste. Dredged material and mine tailings, Springer-Verlag, Berlin, 214-237.
- Förstner U. & Salomons W.** (1988). Dredged materials. In Salomons W., Bayne B.L., Duursma E.K. & Förstner U. (Eds), Pollution of the North Sea, an assessment, Springer-Verlag, Berlin, 225-245.
- Förstner U. & Wittmann G.T.W.** (1981). Metal pollution in the aquatic environment, Springer-Verlag, Berlin, 486 p.

- Frontier S. & Pichod-Viale D.** (1991). Ecosystèmes: Structure, fonctionnement et évolution, Masson, Paris, 392 p.
- Fuller C.B., Quinney M.J., Malupillai N., Sundaresan A., Swaroop S. & Ernest A.N.** (1995). Aquatic sediments, *Water Environment Research*, **67** (4), 614-629.
- GEODE (Groupe d'Etudes et d'Observations sur les dragages et l'Environnement)** (1992). Métaux dans les sédiments dragués dans les ports français (1986-1990), *Rapport préliminaire*, 9 p.
- GEODE (Groupe d'Etudes et d'Observations sur les dragages et l'Environnement)** (1995). Métaux et polychlorobiphényles (PCB) dans les sédiments dragués dans les ports français. Données 1991, 1992, 1993. Evolution 1986-1993. *Document provisoire*, 72 p.
- Gerritse R., Hernandez F., Murray A.S., Wallbrink P.J. & Brunskill G.** (1995). Distribution of organochlorines, polycyclic aromatic hydrocarbons, phosphorus and ¹³⁷Cs in sediment profiles from Ellen Brook in western Australia, *Mar. Freshwater Res.*, **46**, 843-851.
- Gibbs P.E.** (1993). A male genital defect in the dog-whelk, *Nucella lapillus* (Neogastropoda), favouring survival in a TBT-polluted area, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **73**, 667-678.
- Gibbs P.E., Langston W.J., Burt G.R. & Pascoe P.L.** (1983). *Tharyx marioni* (polychaeta): a remarkable accumulator of arsenic, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **63**, 313-325.
- Gibbs P.E., Bryan G.W., Pascoe P.L. & 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.J. & 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. Océanogr.*, **18** (1-2), 15-18.
- Glémarec M. & Hily C.** (1981). Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires, *Acta Oecol., Oecol. applic.*, **2** (2), 139-150.
- Glémarec M.** (1993). Variabilité temporelle des systèmes littoraux, *J. Rech. Océanogr.*, **18** (1-2), 19-23.
- Gobeil C.** (1994). Dynamics of trace metals in coastal marine sediments: examples from the Laurentian Trough. 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.
- Grassle J.F. & Grassle J.P.** (1974). Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes, *J. mar. Res.*, **32** (2), 253-284.
- Green J.** (1968). The biology of estuarine animals, Sidgwick & Jackson (Eds), London, 401 p.
- 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'exposition, *Thèse de l'Université de Lille I*, 309 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.

- Guélorget O. & Perthuisot J.P.** (1984). Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paralytique, *Bull. Ecol.*, **15** (1), 67-76.
- Guérin J.L. & 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.
- Guille A.** (1971). Bionomie benthique de la côte catalane française: VI - Données autoécologiques (Macrofaune), *Vie et Milieu*, **22** (3B), 469-528.
- Guille A. & Ponge J.-F.** (1975). Application de l'analyse des correspondances à l'étude des peuplements benthiques de la côte catalane française, *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, **51** (2), 223-235.
- Guolan H. & Yong W.** (1995). Effects of tributyltin chloride on marine bivalve mussels, *Wat. Res.*, **29** (8), 1877-1884.
- HACH** (1989). Méthodes d'analyse au spectrophotomètre DR/2000, mode d'emploi.
- Hamasaki T., Nagase H., Yoshioka Y. & 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. & 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.
- Haynes D., Leeder J. & Rayment P.** (1995a). Temporal and spatial variation in heavy metal concentrations in the bivalve *Donax deltoides* from the Ninety Mile beach, Victoria, Australia, *Mar. Pollut. Bull.*, **30** (6), 419-424.
- Haynes D., Toohey D., Clarke D. & Marney D.** (1995b). Temporal and spatial variation in concentrations of trace metals in coastal sediments from the Ninety Mile beach, Victoria, Australia, *Mar. Pollut. Bull.*, **30** (6), 414-418.
- Heck K.L. Jr, Able K.W., Roman C.T. & Fahay M.P.** (1995). Composition, abundance, biomass and production of macrofauna in a New England estuary: comparisons among eelgrass meadows and other nursery habitats, *Estuaries*, **18** (2), 379-389.
- Hedges J.I. & Keil R.G.** (1995). Sedimentary organic matter preservation: an assessment and speculative synthesis, *Marine Chemistry*, **49**, 81-115.
- Heip C. & Craeymeersch J.A.** (1995). Benthic community structures in the North Sea, *Helgoländer Meeresunters.*, **49**, 313-328.
- Hily C.** (1983). Modifications 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.
- Hitier B. & Pierru S.** (1993). Métaux lourds et communautés animales benthiques dans le port de Calais, *Mémoire de stage du DESS Gestion des ressources naturelles renouvelables et Amélioration de la qualité de la vie - option Génie de l'Environnement*, 103 p.
- Hoare K., Beaumont A.R. & 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. & Beaumont A.R.** (1995b). Effects of exposure and previous exposure to copper on growth of veliger larvae and survivorship of *Mytilus edulis* juveniles, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **120**, 163-168.

- Holme N.A.** (1984). Fluctuations of *Ophiothrix fragilis* in the western English Channel, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **64**, 351-378.
- Horiguchi T., Shiraishi H., Shimizu M. & Morita M.** (1994). Imposex and organotin compounds in *Thais clavigera* and *T. bronni* in Japan, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **74**, 651-669.
- Hunt C.D. & Smith D.L.** (1983). Remobilization of metals from polluted marine sediments, *Can. J. of Fish. Aquat. Sci.*, **40** (suppl. 2), 132-142.
- Jeantet A.-Y., Ballan-Dufrançais C. & Martin J.-L.** (1985). Recherche des mécanismes de détoxification du cadmium par l'huître *Crassostrea gigas* (mollusque, bivalve). II. Sites intracellulaires d'accumulation du métal dans les organes absorbants et excréteurs, *C.R. Acad. Sci. Paris, série III*, **301** (5), 177-182.
- Jensen H.S., Mortensen P.B., Andersen F.O., Rasmussen E. & Jensen A.** (1995). Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark, *Limnol. Oceanogr.*, **40** (5), 908-917.
- Joanny M., Belin C., Claisse D., Miossec L., Berthome J.-P., Grouhel A. & Raffin B.** (1993). Qualité du milieu marin littoral, *IFREMER/Direction Environnement et Aménagement Littoral*, 241 p.
- Kenny A. & Rees H.L.** (1994). The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: early post-dredging recolonisation, *Mar. Pollut. Bull.*, **28**, 442-.
- Kerdijk H.N.** (1989). Chemical characterisation of dredged material. In *Proceedings of the international seminar on the environmental aspects of dredging activities*, 27 nov.- 1 déc., Nantes, 101-114.
- Kersten M., Dicke M., Kriews M., Naumann K., Schmidt D., Schulz M., Schwikowski M. & Steiger M.** (1988). Distribution and fate of heavy metals in the North Sea. In Salomons W., Bayne B.L., Duursma E.K. & Förstner U. (Eds), *Pollution of the North Sea, an assessment*, Springer-Verlag, Berlin, 300-347.
- Kersten M. & Förstner U.** (1986). Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments, *Water Science and Technology*, **18**, 121-130.
- Kingston P.F., Dixon I.M.T., Hamilton S. & 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.
- Kitano Y., Sakata M. & Matsumoto E.** (1980). Partitioning of heavy metals into mineral and organic fractions in a sediment core from Tokyo Bay. *Geochimica et Cosmochimica*, **44**, 1279-1285.
- Kristensen E.** (1988). Factors influencing the distribution of nereid polychaetes in Danish coastal waters, *Ophelia*, **29** (2), 127-140.
- Lacaze J.-C.** (1993). La dégradation de l'environnement côtier. Conséquences écologiques, Masson, Paris, 149 p.
- Lange C.R. & Lambert K.E.** (1995). Biomonitoring, *Water Environment Research*, **67** (4), 738-749.
- Lapaquellerie Y. & 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.
- Larsen P.F. & Gaudette H.E.** (1995). Spatial and temporal aspects of sedimentary trace metal concentrations in Mid-Coast Maine, *Mar. Pollut. Bull.*, **30** (7), 437-444.

- 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.** (1994). Quality criteria for dredged sediments: the french strategy. 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, 184-188.
- Lawson S.L., Jones M.B. & 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.
- Lechapt J.-P., Bellan G. & Retière 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.
- Le Fèvre-Lehoerff G., Grosse H., Woerhling D., Dewarumez J.-M. & Delesmont R.** (1993). La centrale nucléaire littorale de Gravelines: écologie, environnement et impact, *J. Rech. Océanogr.*, **18** (1 et 2), 33-38.
- Legendre L. & Legendre P.** (1984a). Écologie numérique: le traitement multiple des données écologiques, Masson, Paris et Presses de l'Université du Québec, **1**, 260 p.
- Legendre L. & Legendre P.** (1984b). Écologie numérique: la structure des données écologiques, Masson, Paris et Presses de l'Université du Québec, **2**, 335 p.
- Leveau M., Maestrini S.-Y., Marchand M. & Martin J.-L.** (1988). Le milieu marin côtier: milieu spécifique, récepteur d'apports polluants multiples, *Océanis*, **14** (6), 639-650.
- Levin L.A.** (1982). Interference interactions among tube-dwelling polychaetes in a dense infaunal assemblage, *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **65**, 107-119.
- L'hopitault J.C.** (1983). Influence du dragage des ports sur la pollution marine dans la région Nord/Pas-de-Calais, *Service des Eaux, Institut Pasteur de Lille*, 61 p + annexes.
- L'hopitault J.C. & 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*, 15 p + annexes.
- L'hopitault J.C., Philippo A., Thomas P., Oudart E. & Delattre J.M.** (1985). Hydrobios III: pollution chimique des sédiments du littoral Nord/Pas-de-Calais. Etude spécifique de secteurs contaminés: Calais-Dunkerque et Boulogne, cartes et commentaires, *contrat 83/3047/B, Service des Eaux, Institut Pasteur de Lille*, 86 p.
- Lobel P.B.** (1987). Short-term and long-term uptake of zinc by the mussel, *Mytilus edulis*: a study in individual variability, *Arch. envir. Contam. Toxicol.*, **16**, 723-732.
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L. & Calder F.D.** (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, *Environ. Management*, **19**, 81-97.
- Lorin J. & 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*, 32 p.
- Loring D.H.** (1991). Normalisation of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments, *ICES J. Mar. Sci.*, **48**, 101-115.
- Luoma S.N. & 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. & 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.
- Mackey A.P. & Hodgkinson M.C.** (1995). Concentrations and spatial distribution of trace metals in mangrove sediments from the Brisbane river, Australia, *Envir. Pollut.*, **90** (2), 181-186.
- Manfredi D.** (1988). Les polluants chimiques prioritaires, *Océanis*, **14** (6), 629-638.
- 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. & Almada-Villela P.C.** (1984). The effect of copper and zinc on the shell growth of *Mytilus edulis* measured by a laser diffraction technique, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **64**, 417-427.
- Margalef R.** (1968). Perspectives in ecological theory, University of Chicago Press, 111 p.
- Margalef R.** (1974). Ecologia, Omega, Barcelone, 951 p.
- Martin J.L.M.** (1977). Analyse et synthèse des travaux concernant la pollution marine effectués dans la région Artois-Picardie, *CNEXO-Centre Océanologique de Bretagne*, 57 p.
- Martin J.-M.** (1988). Recherche scientifique et gestion de l'environnement marin. Critique de la notion de capacité d'assimilation, *Océanis*, **14** (6), 751-762.
- Martin J.-M.** (1994). Origin and fate of trace elements in major world estuaries and adjacent coastal seas. 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, 11-13.
- Martoja M., Ballan-Dufrançais C., Jeantet A.Y., Truchet M. & Coulon J.** (1988). Influence de la composition chimique de l'environnement sur le bivalve *Abra alba*. Etude comparative d'animaux récoltés dans des milieux naturels et d'animaux contaminés expérimentalement par un effluent industriel, *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, **64** (1), 1-24.
- Martoja M. & Martoja R.** (1984). La bioaccumulation de métaux, processus physiologique normal et conséquence de la pollution, *Le Courrier du CNRS*, **54**, 32-37.
- Martoja R., Orcel L. & Truchet M.** (1984). Accumulation de métaux et de métalloïdes dans différents viscères de poissons (foie, rate, rein), *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, **60** (2), 115-127.
- Mason A.Z. & Jenkins K.D.** (1991). Effects of cadmium bioavailability on the cytoplasmic distribution of cadmium in *Neanthes arenaceodentata*, *Bulletin of Marine Science*, **48** (2), 524-529.
- Mason A.Z., Simkiss K. & Ryan K.P.** (1984). The ultrastructural localization of metals in specimens of *Littorina littorea* collected from clean and polluted sites, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **64**, 699-720.
- Mason R.P., Reinfelder J.R. & Morel F.M.M.** (1995). Bioaccumulation of mercury and methylmercury, *Wat. Air Soil Pollut.*, **80**, 915-921.
- 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.
- McLeese D.W. & Ray S.** (1984). Uptake and excretion of cadmium, CdEDTA, and zinc by *Macoma balthica*, *Bull. envir. Contam. Toxicol.*, **32**, 85-92.

- McLeese D.W. & Ray S.** (1986). Toxicity of CdCl₂, CdEDTA, CuCl₂ and CuEDTA to marine invertebrates, *Bull. envir. Contam. Toxicol.*, **36**, 749-755.
- Michel P.** (1993). L'arsenic en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, *Repères Océan - IFREMER*, **4**, 62 p.
- 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.
- Monniot F., Martoja R. & 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. & Ramamoorthy S.** (1984). Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment, Springer-Verlag, New York, 268 p.
- Mortimer M.R. & 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.
- Moussa A.A., El-Sabrouti M.A., El-Rayis O.A. & Khalil M. Kh.** (1994). Phosphorus in sediments of lake Edku, Egypt. The influence of chemical and grain size parameters, *Chemistry and Ecology*, **9**, 31-40.
- Müller Y.** (1983). Etude des peuplements benthiques de l'avant-port ouest de Dunkerque, *mémoire de DEA, Université des Sciences et Techniques de Lille - Flandres-Artois, Station Marine de Wimereux*, 81 p.
- Nagelkerken I.A. & 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, Faculté des Sciences de Marrakech*, 106 p.
- Nelson W.G., Bergen B.J. & Cobb D.J.** (1995a). 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.
- Nelson Y.M., Waihung Lo; Lion L.W., Shuler M.L. & Ghiorse W.C.** (1995b). Lead distribution in a simulated aquatic environment: effects of bacterial biofilms and iron oxide, *Wat. Res.*, **29** (8), 1934-1944.
- Noël-Lambot F.** (1980). la bioaccumulation du cadmium en milieu marin, *Thèse de doctorat, Université de Liège*, 273 p.
- Nott J.A., Bebianno M.J., Langston W.J. & Ryan K.P.** (1993). Cadmium in the gastropod *Littorina littorea*, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **73**, 655-665.
- Nott J.A. & Langston W.J.** (1989). Cadmium and the phosphate granules in *Littorina littorea*, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **69**, 219-227.
- Nott J.A. & Nicolaidou A.** (1990). Transfer of metal detoxification along marine food chains, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **70**, 905-912.
- Nugegoda D. & Rainbow P.S.** (1988). Effect of a chelating agent (EDTA) on zinc uptake and regulation by *Palaemon elegans* (crustacea: decapoda), *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **68**, 25-40.
- Olivier J.M.** (1995). Principal components analysis, *ADE-4 Program Library*, **2**, 36 p.

- Olivier J.M., Dolédec S. & Chessel D.** (1995). Correspondance analysis, *ADE-4 Program Library*, **2**, 18 p.
- Olsgard F. & 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.
- OSPAR (Commissions d'Oslo et de Paris)** (1993). Lignes directrices de la commission d'Oslo sur la gestion des activités de dragage. Annexe 1 des conventions d'Oslo et de Paris pour la prévention de la pollution marine, quinzième réunion des commissions d'Oslo et de Paris, Berlin, 14-19 juin 1993, 29 p + annexes techniques.
- OSPAR (Commissions d'Oslo et de Paris)** (1994a). Etude des lignes de base des contaminants dans les sédiments superficiels de la zone maritime des conventions d'Oslo et de Paris, 1990-1991, 78 p.
- OSPAR (Commissions d'Oslo et de Paris)** (1994b). Critères d'évaluation écotoxicologiques des métaux traces et des microcontaminants organiques dans l'Atlantique du Nord-Est, 47 p.
- Pavicic J., Skreblin M., Kregar I., Tusek-Znidaric M. & 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. & Rosenberg R.** (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment, *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**, 229-311.
- Pelegri S.P. & Blackburn T.H.** (1995). Effect of bioturbation by *Nereis sp.*, *Mya arenaria* and *Cerastoderma sp.* on nitrification and denitrification in estuarine sediments, *Ophelia*, **42**, 289-299.
- Pentreath R.J.** (1975). Radiobiological studies with marine fish. In Design of radiotracer experiments in marine biological systems, *IAEA Tech. Rep. Ser.*, **167**, 137-170.
- Pérès J.-M.** (1978). Vie benthique. *Encyclopaedia Universalis* (13^{ème} édition, France), **3**, 161-165.
- Petersen W., Wallmann K., Pinglin Li, Schroeder F. & 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 STATITCF, 63 p.
- Pielou E.C.** (1975). Ecological diversity, John Wiley & Sons, New York, 165 p.
- Pinochet H., De Gregori I., Delgado D., Gras N., Muñoz L., Bruhn C. & Navarrete G.** (1995). Cadmium and copper in bivalves mussels and associated bottom sediments and waters from Corral Bay - Chile, *Environmental Technology*, **16**, 539-548.
- Pinte S., Canis I., Chapman A., Romont R. & Dhainaut-Courtois N.** (1994). Evaluation de l'écotoxicité des sédiments et des eaux du port ouest de Dunkerque par le test Microtox, rapport de la convention Université des Sciences et Technologies de Lille/Port Autonome de Dunkerque n°944012, 29 p.
- Pirie B.J.S., George S.G., Lytton D.G. & 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.

- Popham J.D. & 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.
- Port Autonome de Dunkerque** (1994). Port Autonome de Dunkerque, 39 p.
- Presley B.J., Tefry J.M. & Shokes R.F.** (1980). Heavy metal inputs to Mississippi delta sediments, a historical view. *Wat. Air Soil Pollut.*, **13**, 481-494.
- Proix N.** (1989). Les métaux lourds dans le site portuaire de Boulogne-sur-Mer, *Thèse de 3^{ème} cycle*, Lille, 214 p.
- Prygiel J., Davoult D., Dewarumez J.-M., Glaçon R. & 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.
- Pulsford A.L., Ryan K.P. & Nott J.A.** (1992). Metals and melanomacrophages in flounder, *Platichthys flesus*, spleen and kidney, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **72**, 483-498.
- Rainbow P.S.** (1995). Physiology, physicochemistry and metal uptake - A crustacean perspective, *Mar. Pollut. Bull.*, **31** (1-3), 55-59.
- Rasmussen A.D., Krag A., Bjerregaard P., Weeks J.M. & 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.
- Ray G.** (1988). Ecological diversity in coastal zones and oceans. In Wilson E.O. & Peter M.P. (Eds), *Biodiversity*, National Academic Press Publish.
- Ray S., McLeese D. & Pezzack D.** (1980). Accumulation of cadmium by *Nereis virens*, *Arch. envir. Contam. Toxicol.*, **9**, 1-8.
- Reise K.** (1977). Predator exclusion experiments in an intertidal mud flat, *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, **30**, 263-271.
- Reise K.** (1978). Experiments on epibenthic predation in the Wadden Sea, *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, **31**, 55-101.
- 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., Oshida P.S., Mearns A.J. & Ginn T.C.** (1990). Effects on saltwater organisms, *Research Journal WPCF*, **62** (4), 577-593.
- Reish D.J., Oshida P.S., Mearns A.J. & Ginn T.C.** (1993). Effects of pollution on saltwater organisms, *Water Environment Research*, **65** (4), 573-585.
- Reish D.J., Oshida P.S., Mearns A.J. & Ginn T.C.** (1994). Effects of pollution on saltwater organisms, *Water Environment Research*, **66** (4), 623-635.
- Reish D.J., Oshida P.S., Mearns A.J. & Ginn T.C.** (1995). Effects of pollution on saltwater organisms, *Water Environment Research*, **67** (4), 718-731.
- Reys J.P. & 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^{ie}, Paris, 185-242.
- Rice M.A. & Chien P.K.** (1979). Uptake, binding and clearance of divalent cadmium in *Glycera dibranchiata* (annelida: polychaeta), *Mar. Biol.*, **53**, 33-39.

- Richardson M.D., Briggs K.B., Bowles F.A. & 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. & 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.
- Robbe D.** (1989). Stratégies d'évaluation - échelle spatio-temporelle. Relation entre les sites d'immersion et les zones de sédimentation. In *Proceedings of the international seminar on the environmental aspects of dredging activities*, 27 nov.- 1 déc., Nantes, 335-346.
- Roden E.E., Tuttle J.H., Boynton W.R. & Kemp W.M.** (1995). Carbon cycling in mesohaline Chesapeake Bay sediments 1: POC deposition rates and mineralization pathways, *J. mar. Res.*, **53**, 799-819.
- Roesijadi G., Kielland S. & Klerks P.L.** (1989). Purification and properties of Novel molluscan metallothioneins, *Archives of Biochemistry and Biophysics*, **273** (2), 403-413.
- Roesijadi G. & Klerks P.L.** (1989). Kinetic analysis of cadmium binding to metallothionein and other intracellular ligands in oyster gills, *J. exp. Zool.*, **251**, 1-12.
- Roldan B.M. & Shivers R.R.** (1987). The uptake and storage of iron and lead in cells of the crayfish (*Orconectes propinquus*) hepatopancreas and antennal gland, *Comp. Biochem. Physiol.*, **86C** (1), 201-214.
- Romont R., Arehmouch L., Pruvot C. & Dhainaut-Courtois N.** (1993). Etude 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°924033*, 152 p.
- Romont R. & Dhainaut-Courtois N.** (1994a). Cartographie des paramètres physico-chimiques des sédiments meubles de l'avant port-ouest de Dunkerque, *rapport de la convention Université des Sciences et Technologies de Lille/Port Autonome de Dunkerque n°944012*, 39 p.
- Romont R. & Dhainaut-Courtois N.** (1994b). 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-sur-Mer et Dunkerque Ouest, *rapport des contrats Etat-région Nord/Pas-de-Calais (programme DYSCOP, 1992-1994) et Université des Sciences et Technologies de Lille/Port Autonome de Dunkerque*, 23 p.
- Romont R. & Dhainaut-Courtois N.** (1994c). Qualité des sédiments du cercle d'évitage de l'avant port-ouest de Dunkerque, *rapport de la convention Université des Sciences et Technologies de Lille/Port Autonome de Dunkerque n°944012*, 17 p.
- Roper D.S. & Hickey C.W.** (1994). Behavioural responses of the marine bivalve *Macomona liliana* exposed to copper- and chlordane-dosed sediments, *Mar. Biol.*, **118**, 673-680.
- Royer M.** (1993). Etude de l'influence des rejets industriels dans l'avant-port ouest de Dunkerque sur la qualité de l'eau, les sédiments et le milieu vivant, *rapport de stage DEUST de technicien de la mer*, 114 p.
- Ruiz J.M., Bryan G.W. & 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.
- Salen-Picard C.** (1983). Schémas d'évolution d'une biocénose macrobenthique de substrat meuble, *C.R. Acad. Sci. Paris, série III*, **296**, 587-590.

- Salomons W. & Förstner U.** (1980). Trace metal analysis on polluted sediments. Part II: evaluation of environmental impact. *Environ. Technol. Lett.*, **1**, 506-517.
- Sanvicente-Anorve L.E.** (1995). Détermination des structures benthiques spatiales en Manche orientale au moyen de méthodes d'analyse multivariable et de techniques d'interpolation (exemple de gestion et de traitement d'une base de données en écologie marine). *Thèse de l'université de Paris VI*, 169 p.
- Sarda R., Cartes J.E. & Company 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. & Valiela I.** (1995). Macroinfauna of a southern New England salt marsh: seasonal dynamics and production, *Mar. Biol.*, **121**, 431-445.
- Schuhmacher M., Domingo J.L., Llobet J.M. & Corbella J.** (1995). Variations of heavy metals in water, sediments, and biota from the delta of Ebro river, Spain, *J. Environ. Sci. Health*, **A30** (6), 1361-1372.
- 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 de l'université de Lille I*, 144 p.
- Septier F., Demuynck S., Thomas P. & Dhainaut-Courtois N.** (1991). Bioconcentration de métaux lourds chez une annélide polychète estuarienne: *Nereis diversicolor*, *Oceanologica Acta*, **sp 11**, 263-274.
- Shannon G.** (1995). Heavy metals in our oceans and environmental guidelines, *Search*, **26** (3), 83-85.
- Shannon C.E. & Weaver W.** (1964). The mathematical theory of communication, University of Illinois Press, Urbana, 117 p.
- Simboura N., Zenetos A., Panayotidis P. & Makra A.** (1995). Changes in benthic community structure along an environmental pollution gradient, *Mar. Pollut. Bull.*, **30** (7), 470-474.
- Sloth N.P., Blackburn H., Hansen L.S., Risgaard-Petersen N. & Lomstein B.A.** (1995). Nitrogen cycling in sediments with different organic loading, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **116**, 163-170.
- Smigielsky F.** (1978). Etude cytologique et ultrastructurale des nécroses et nodules de poissons en relation avec leurs éteneurs en éléments métalliques (littoral Mer du Nord), *Thèse de 3^{ème} cycle, Lille*, 55 p.
- Soemodinoto A., Oey B.L. & Ibkar-Kramadibrata H.** (1995). Effect of salinity decline on macrozoobenthos community of Cibeureum river estuary, Java, Indonesia, *Indian Journal of Marine Sciences*, **24**, 62-67.
- Soto M., Kortabitarte M. & 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., Glaçon R., Dewarumez J.-M. & Smigielski F.** (1980). Distribution des peuplements benthiques littoraux en Mer du Nord du cap Blanc-Nez à la frontière de Belgique, *C.R. Acad. Sci. Paris, série D*, **290**, 627-630.

- Stone A.T., Godtfredsen K.L. & 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.
- Suriya B. & Branica M.** (1995). Distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in carbonate sediments from the Krka river estuary obtained by sequential extraction, *Sci. Total Environ.*, **170**, 101-118.
- Swailah K.M. & Adelung D.** (1995). Effect of body size and season on the concentrations of Cu, Cd, Pb and Zn in *Diastylis rathkei* (Kröyer) (crustacea: cumacea) from Kiel bay, western Baltic, *Mar. Pollut. Bull.*, **31** (1-3), 103-107.
- Szefer P., Kusak A., Szefer K., Jankowska H., Wolowicz M. & Ali A.A.** (1995). Distribution of selected metals in sediment cores of Puck Bay, Baltic Sea, *Mar. Pollut. Bull.*, **30** (9), 615-618.
- Tack F.M.G. & Verloo M.G.** (1995). Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review, *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, **59**, 225-238.
- Tessier A., Campbell P.G.C. & Bisson M.** (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, **51** (7), 844-850.
- Thioulouse J., Dolédec S., Chessel D. & Olivier J.M.** (1995). ADE software: multivariate analysis and graphical display of environmental data, *Software Per l'Ambiente*, 57-62.
- Tokunaga S., Hoshika A. & Tatsumoto H.** (1995). Characterization of bottom sediments from Osaka Bay, Japan, *Environmental Geology*, **25**, 263-269.
- Tomassone R.** (1988). Comment interpréter les résultats d'une analyse factorielle discriminante ? Collection STAT-ITCF, 56 p.
- Tromp D. & Wieriks K.** (1994). The OSPAR convention: 25 years of North Sea protection, *Mar. Pollut. Bull.*, **29** (6-12), 622-626.
- Truchet M., Martoja R. & 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.
- Turekian K.K. & 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. & Maskery M.** (1995). Are soft-sediment communities stable ? An example from a windy harbour, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **120**, 219-230.
- Valeur J.R., Jensen A. & Pejrup M.** (1995). Turbidity, particle fluxes and mineralization of carbon and nitrogen in a shallow coastal area, *Mar. Freshwater Res.*, **46**, 409-418.
- 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.
- Voutsinou-Taliadouri F. & Varnavas S.P.** (1993). Geochemical study of sediments from northern Euboikos Bay, Greece, with regard to the presence of submarine mineral deposits, *Marine Geology*, **110**, 93-114.
- Wanner J.** (1994). Activated sludge population dynamics, *Wat. Sci. Tech.*, **30** (11), 159-169.
- Warnau M., Ledent G., Temara A., Alva V., Jangoux M. & Dubois P.** (1995a). Allometry of heavy metal bioconcentration in the echinoid *Paracentrotus lividus*, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **29**, 393-399.

- Warnau M., Teyssié J.-L. & Fowler S.W.** (1995b). Effect of feeding on cadmium bioaccumulation in the echinoid *Paracentrotus lividus* (echinodermata), *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **126**, 305-309.
- Warwick R.M.** (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities, *Mar. Biol.*, **92**, 557-562.
- Warwick R.M. & Clarke K.R.** (1994). Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities, *Mar. Biol.*, **118**, 739-744.
- Watkins B. & Simkiss K.** (1988). The effect of oscillating temperatures on the metal ion metabolism of *Mytilus edulis*, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **68**, 93-100.
- Watson P.G. & Frickers T.** (1995). Sediment-water exchange of nutrients in the S. North Sea adjacent to the Humber estuary, *Ophelia*, **41**, 361-384.
- Williamson R.B., Hume T.M. & Mol-Krijnen J.** (1994). A comparison of the early diagenetic environment in intertidal sands and muds of the Manukau Harbour, New Zealand, *Environmental Geology*, **24**, 254-266.
- Williamson R.B., Mol-Krijnen J. & 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. & 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.
- Zmarzly D.L., Stebbins T.D., Pasko D., Duggan R.M. & Barwick K.L.** (1994). Spatial patterns and temporal succession in soft-bottom macroinvertebrate assemblages surrounding an ocean outfall on the Southern San Diego Shelf: relation to anthropogenic and natural events, *Mar. Biol.*, **118**, 293-307.

**LISTES
DES ABREVIATIONS
DES TABLEAUX
DES FIGURES
DES ANNEXES**

LISTE DES ABREVIATIONS

Al	:	aluminium
APO	:	Avant-Port Ouest
APE	:	Avant-Port Est
As	:	arsenic
CA	:	Capacité d'Accommodation
Cd	:	cadmium
CEE	:	Communauté Economique Européenne
<i>cf.</i>	:	<i>confer</i> = se référer à, comparer à
Co	:	cobalt
COT	:	Carbone Organique Total
Cr	:	chrome
Cu	:	cuivre
DYSCOP	:	DYnamique des Systèmes CÔtiers du Pas-de-Calais
<i>eg.</i>	:	<i>exempli gratia</i> = par exemple
<i>et al.</i>	:	<i>et alias</i> = et les autres
FC	:	Facteur de Concentration
Fe	:	fer
Fig.	:	Figure
HAP	:	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCl	:	acide chlorhydrique
HClO ₄	:	acide perchlorique
HF	:	acide fluorhydrique
Hg	:	mercure
HNO ₃	:	acide nitrique
H ₂ O ₂	:	eau oxygénée
H ₂ SO ₄	:	acide sulfurique
ICES	:	International Council for the Exploration of the Sea
IFREMER	:	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER
ind.	:	individus
J.O	:	Journal Officiel
km	:	kilomètres
km ²	:	kilomètre carré
KMnO ₄	:	permanganate de potassium
KOH	:	hydroxyde de potassium
Li	:	lithium
m ²	:	mètre carré
m ³	:	mètre cube
MES	:	Matières En Suspension
Mn	:	manganèse
Ni	:	nickel
N/O	:	Navire Océanographique
NSTF	:	North Sea Task Force
NTK	:	azote Total Kjeldahl
OSCOM	:	Commission d'Oslo
OSPAR	:	Commissions d'Oslo et de Paris
P	:	phosphore
p.	:	page
PAD	:	Port Autonome de Dunkerque
PARCOM	:	Commission de Paris
Pb	:	plomb
PCB	:	PolyChloroBiphényles
PFF	:	Poids Frais Formolé
Pl.	:	Planche
PS	:	Poids Sec
PTFE	:	PolyTétraFluoroÉthylène
QSP	:	Quantité Suffisante Pour
RNO	:	Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin

s	:	seconde
Sc	:	scandium
SHE	:	Service d'Hydrobiologie et d'Ecotoxicologie
SFPO	:	Société de Ferro-manganèse Paris-Outreau
SMBC	:	Service Maritime de Boulogne-sur-Mer et Calais
Sn	:	étain
t	:	tonnes
Tab.	:	Tableau
Ti	:	titane
TM	:	TradeMark
USEPA	:	United States Environment Protection Agency
USTL	:	Université des Sciences et Technologies de Lille
V	:	vanadium

LISTE DES TABLEAUX

Tab. 1 (p. 3) : Stratégie d'échantillonnage de la Commission d'Oslo pour le contrôle de la qualité des déblais de dragage (OSPAR, 1993).

Tab. 2 (p. 7) : Apports, sources et formes de stockage dans les sédiments des métaux et métalloïdes en milieu marin (d'après Förstner et Wittmann, 1981; Moore et Ramamoorthy, 1984; Alzieu, 1989; Cossa *et al.*, 1989, 1990b, 1993; Boutier et Alzieu, 1991; Michel, 1993; OSPAR, 1993; Track et Verloo, 1995).

Tab. 3 (p. 8) : Mécanismes et substrats de l'enrichissement en métaux des systèmes aquatiques (d'après Förstner et Kersten, 1988).

Tab. 4 (p. 22) : Apports chimiques, organiques, nutritifs et particuliers au milieu marin le long des côtes du Nord/Pas-de-Calais (d'après Chaussepied *et al.*, 1989). Toutes les données sont exprimées en tonnes/an, sauf Cd en kg/an.

Tab. 5 (p. 25) : Listes des principaux contaminants des sédiments superficiels du littoral Nord/Pas-de-Calais.

Tab. 6 (p. 29) : Principaux échanges de marchandises (en tonnes) à Dunkerque (Port Autonome de Dunkerque, 1994).

Tab. 7 (p. 31) : Principaux échanges de marchandises (en tonnes) à Boulogne-sur-Mer (données 1993 *in* Boulogne Informations, 1994).

Tab. 8 (p. 33) : Paramètres d'échantillonnage des estrans estuariens.

Tab. 9 (p. 36) : Paramètres d'échantillonnage des zones subtidales portuaires.

Tab. 10 (p. 39) : Paramètres mesurés dans les sédiments littoraux des sites estuariens et portuaires du Nord/Pas-de-Calais.

Tab. 11 (p. 40) : Protocole de minéralisation des sédiments.

Tab. 12 (p. 41) : Protocole de minéralisation et de dosage de l'azote total Kjeldahl dans les sédiments (d'après HACH, 1989).

Tab. 13 (p. 42) : Protocole d'extraction et de dosage du phosphore dans les sédiments (d'après HACH, 1989).

Tab. 14 (p. 43) : Protocole de minéralisation et de dosage du carbone organique dans les sédiments (d'après HACH, 1989).

Tab. 15 (p. 48) : Codes des espèces benthiques.

Tab. 16 (p. 55) : Liste et constance des 64 espèces recueillies sur l'ensemble des 20 stations échantillonnées dans l'avant-port ouest de Dunkerque (campagne de 1994).

Tab. 17 (p. 57) : Abondance, densité, richesse spécifique et indices de diversité et d'équitabilité du macrozoobenthos des stations de l'avant-port ouest de Dunkerque.

Tab. 18 (p. 57) : Coefficients de corrélation des variables biologiques et du pourcentage de fraction fine des stations de l'avant-port ouest de Dunkerque.

Tab. 19 (p. 70) : Liste et constance des 63 espèces recueillies sur l'ensemble des 28 stations échantillonnées dans le port de Boulogne-sur-Mer.

- Tab. 20 (p. 71) : Abondance, densité, richesse spécifique et indices de diversité et d'équitabilité du macrozoobenthos des stations du port de Boulogne-sur-Mer.
- Tab. 21 (p. 71) : Coefficients de corrélation des variables biologiques et du pourcentage de fraction fine des stations du port de Boulogne-sur-Mer.
- Tab. 22 (p. 75) : Coefficients de corrélation des variables biologiques et des teneurs métalliques à Boulogne-sur-Mer.
- Tab. 23 (p. 75) : Coefficients de corrélation entre variables biologiques, NTK, P et COT à Boulogne-sur-Mer.
- Tab. 24 (p. 83) : Pourcentage de fraction fine et faciès sédimentaires des sites estuariens.
- Tab. 25 (p. 92) : Teneurs en métaux, azote total Kjeldahl (NTK), phosphore total (P) et carbone organique total (COT) dans la fraction sédimentaire <2mm des estuaires de l'Aa et de la Canche.
- Tab. 26 (p. 92) : Teneurs métalliques (en mg/kg de sédiments sec) dans la fraction sédimentaire <63 μ m des estuaires de l'Aa et de la Canche.
- Tab. 27 (p. 93) : Diversité, densité et biomasse du macrozoobenthos des estrans des estuaires de l'Aa et de la Canche.
- Tab. 28 (p. 93) : Abondance et biomasse relatives du macrozoobenthos des estuaires de l'Aa et de la Canche.
- Tab. 29 (p. 98) : Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments du port ouest de Dunkerque.
- Tab. 30 (p. 99) : Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer.
- Tab. 31 (p. 100) : Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments de l'estuaire de l'Aa.
- Tab. 32 (p. 101) : Descripteurs statistiques des paramètres physico-chimiques des sédiments de l'estuaire de la Canche.
- Tab. 33 (p. 114) : Liste des paramètres sédimentaires pour lesquels les teneurs moyennes sont significativement différentes (test de Student).
- Tab. 34 (p. 113) : Zones remarquables par leurs teneurs moyennes élevées, en fonction du type de données utilisées.
- Tab. 35 (p. 115) : Comparaison entre les teneurs métalliques médianes de la fraction <2mm des quatre zones étudiées et les résultats antérieurs observés depuis 1977.
- Tab. 36 (p. 115) : Comparaisons des teneurs métalliques des quatre zones étudiées (moyenne (médiane)), des résultats régionaux antérieurs et des teneurs naturelles dans la fraction sédimentaire fine (<63 μ m).
- Tab. 37 (p. 117) : Niveaux de référence et bruit de fond des teneurs métalliques des sédiments marins.
- Tab. 38 (p. 118) : Comparaison des teneurs en COT des sédiments des ports de Dunkerque ouest et de Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche avec quelques données bibliographiques.

Tab. 39 (p. 118) : Comparaison des teneurs en nutriments de la fraction <2mm des quatre zones étudiées ou du port de Calais (Hitier et Pierru, 1993) et des valeurs moyennes et médianes (en mg/kg PS) des résultats collectés entre 1986 et 1993 pour les sédiments dragués dans les ports français (GEODE, 1995).

Tab. 40 (p. 120) : Valeurs de référence françaises et néerlandaises pour l'immersion des déblais de dragage portuaires et la qualité des sédiments littoraux.

Tab. 41 (p. 122) : Comparaison des teneurs médianes (et maximales) normalisées par COT calculées pour les quatre zones étudiées et des critères d'évaluation écotoxicologiques des métaux traces dans les sédiments de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR, 1994b).

Tab. 42 (p. 122) : Niveaux de référence basés sur la toxicité ou les effets des métaux contenus dans les sédiments (en mg/kg de poids sec) vis-à-vis des organismes ou des communautés.

LISTE DES FIGURES

Fig. 1 (p. 5) : Représentation schématique des réservoirs de métaux et de leurs interactions dans les écosystèmes aquatiques.

Fig. 2 (p. 24) : Part des grands ports du Nord/Pas-de-Calais dans les apports au milieu marin consécutifs à l'immersion des déblais de dragage (d'après les données de Chaussepied *et al.*, 1989).

Fig. 3 (p. 28) : Localisation des zones estuariennes et portuaires étudiées.

Fig. 4 (p. 28) : Estuaire de l'Aa.

Fig. 5 (p. 28) : Estuaire de la Canche.

Fig. 6 (p. 30) : Domaine portuaire entre Dunkerque et Gravelines.

Fig. 7 (p. 30) : Port ouest de Dunkerque.

Fig. 8 (p. 30) : Port de Boulogne-sur-Mer.

Fig. 9 (p. 32) : Localisation des principaux rejets et des implantations industrielles dans les zones étudiées. A: estuaire de l'Aa; B: port de Boulogne-sur-Mer; C: estuaire de la Canche (d'après Chaussepied *et al.*, 1989); D: port ouest de Dunkerque (d'après Royez, 1993).

Fig. 10 (p. 34) : Sites d'échantillonnage dans l'estuaire de l'Aa.

Fig. 11 (p. 34) : Sites d'échantillonnage dans l'estuaire de la Canche.

Fig. 12 (p. 35) : Dispositif d'échantillonnage des sédiments sur les estrans estuariens.

Fig. 13 (p. 35) : Disposition des quadrats selon radiales et niveaux.

Fig. 14 (p. 37) : Stations de prélèvements dans le port ouest de Dunkerque (A: 1992; B: 1994).

Fig. 15 (p. 37) : Stations de prélèvements dans le port de Boulogne-sur-Mer.

Fig. 16 (p. 47) : Corrélation entre les paramètres normalisateurs (Al (en mg/kg PS) et COT (en % PS) et le pourcentage de fraction fine (Fines <63 μ m) des sédiments littoraux du Nord/Pas-de-Calais (nombre de stations: 120).

Fig. 17 (p. 49) : Pourcentage des fractions granulométriques dans les échantillons de sédiments prélevés dans le port ouest de Dunkerque (A: 1992; B: 1994).

Fig. 18 (p. 50) : Faciès sédimentaires subtidaux du port ouest de Dunkerque.

Fig. 19 (p. 52) : ACP normée des paramètres sédimentaires du port ouest de Dunkerque.

Fig. 20 (p. 54) : ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction <2mm) du port ouest de Dunkerque normalisés par Al et COT.

Fig. 21 (p. 58) : ACP normée des variables biologiques et du pourcentage de fraction fine des stations de l'avant-port ouest de Dunkerque.

Fig. 22 (p. 59) : Dominances taxonomiques de la macrofaune benthique de l'avant-port ouest de Dunkerque.

Fig. 23 (p. 60) : Plans de projection des stations (A) et des espèces (B) de l'avant-port ouest de Dunkerque selon les axes I et II de l'AFC de la matrice des abondances.

- Fig. 24 (p. 62) : Plans de projection des stations (A) et des espèces (B) de l'avant-port ouest de Dunkerque selon les axes I et II de l'AFC de la matrice de présence/absence.
- Fig. 25 (p. 64) : Pourcentage des fractions granulométriques dans les échantillons de sédiments prélevés dans le port de Boulogne-sur-Mer.
- Fig. 26 (p. 65) : Faciès sédimentaires subtidaux du port de Boulogne-sur-Mer.
- Fig. 27 (p. 66) : ACP normée des paramètres sédimentaires du port de Boulogne-sur-Mer.
- Fig. 28 (p. 68) : AFD des données de la fraction sédimentaire $<63\mu\text{m}$ du port de Boulogne-sur-Mer.
- Fig. 29 (p. 69) : ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction $<2\text{mm}$) du port de Boulogne-sur-Mer normalisées par Al et COT.
- Fig. 30 (p. 73) : ACP normée des variables biologiques et du pourcentage de fraction fine des stations du port de Boulogne-sur-Mer.
- Fig. 31 (p. 74) : ACP normée des variables biologiques et des teneurs métalliques (fraction sédimentaire $<2\text{mm}$) des stations du port de Boulogne-sur-Mer.
- Fig. 32 (p. 76) : ACP normée des variables biologiques et des teneurs en COT, NTK et P (fraction sédimentaire $<2\text{mm}$) des stations du port de Boulogne-sur-Mer.
- Fig. 33 (p. 77) : Dominances taxonomiques de la macrofaune benthique du port de Boulogne-sur-Mer.
- Fig. 34 (p. 79) : Plans de projection des stations (A) et des espèces (B) du port de Boulogne-sur-Mer selon les axes I et II de l'AFC de la matrice des $\text{Log}(\text{abondance}+1)$ après élimination des stations azoïques (st. 1 à 6).
- Fig. 35 (p. 80) : ACP de la matrice des $\text{Log}(\text{abondance}+1)$ des espèces du port de Boulogne-sur-Mer après centrage des données et élimination des stations azoïques (st. 1 à 6).
- Fig. 36 (p. 81) : Plans de projection des stations (A) et des espèces (B) du port de Boulogne-sur-Mer selon les axes I et II de l'AFC de la matrice de présence/absence après élimination des stations azoïques (st. 1 à 6).
- Fig. 37 (p. 82) : Pourcentage des fractions granulométriques dans les échantillons de sédiments prélevés dans les estuaires de l'Aa et de la Canche en 1993.
- Fig. 38 (p. 84) : ACP normée des paramètres sédimentaires de l'estuaire de l'Aa.
- Fig. 39 (p. 85) : ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction $<2\text{mm}$) de l'estuaire de l'Aa normalisées par Al et COT.
- Fig. 40 (p. 87) : ACP normée des paramètres sédimentaires de l'estuaire de la Canche.
- Fig. 41 (p. 88) : ACP normée des paramètres sédimentaires (fraction $<2\text{mm}$) de l'estuaire de la Canche normalisées par Al et COT.
- Fig. 42 (p. 89) : AFD des données de la fraction sédimentaire $<2\text{mm}$ des estuaires de l'Aa et de la Canche.
- Fig. 43 (p. 91) : AFD des données de la fraction sédimentaire $<63\mu\text{m}$ des estuaires de l'Aa et de la Canche.
- Fig. 44 (p. 94) : Variation de la diversité du macrozoobenthos le long des estuaires de l'Aa et de la Canche.

Fig. 45 (p. 95) : Variation de la densité et de la biomasse (valeurs moyennes pondérées par leur écart-type) du macrozoobenthos le long des estuaires de l'Aa et de la Canche.

Fig. 46 (p. 97) : Abondance et biomasse sèche relatives du macrozoobenthos des estrans des estuaires de l'Aa et de la Canche.

Fig. 47 (p. 102) : Teneurs moyennes, pondérées par leur écart-type, en métaux dans la fraction sédimentaire <2mm des ports de Dunkerque ouest et Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche.

Fig. 48 (p. 103) : Teneurs moyennes, pondérées par leur écart-type, en azote total Kjeldahl (NTK), phosphore total (P), carbone organique total (COT) (fraction <2mm) et fraction fine (FINES) des ports de Dunkerque ouest et Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche.

Fig. 49 (p. 105) : Teneurs moyennes, pondérées par leur écart-type, en métaux dans la fraction sédimentaire <63 μ m des ports de Dunkerque ouest et Boulogne-sur-Mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche.

Fig. 50 (p. 106) : Teneurs moyennes, pondérées par leur écart-type, des paramètres chimiques de la fraction totale (<2mm) et de la fraction fine (<63 μ m) des sédiments des estuaires de l'Aa et de la Canche et des ports de Boulogne-sur-Mer et Dunkerque ouest.

Fig. 51 (p. 107) : Comparaison des zones portuaires et estuariennes du littoral Nord/Pas-de-Calais en fonction des valeurs médianes en métaux de la fraction sédimentaire <2mm.

Fig. 52 (p. 108) : Comparaison des zones portuaires et estuariennes du littoral Nord/Pas-de-Calais en fonction des valeurs médianes en Hg, NTK, P, COT de la fraction sédimentaire <2mm et du pourcentage de fraction fine.

Fig. 53 (p. 110) : Comparaison des zones portuaires et estuariennes du littoral Nord/Pas-de-Calais en fonction des valeurs médianes en métaux de la fraction sédimentaire <63 μ m.

Fig. 54 (p. 111) : Teneurs moyennes de la fraction sédimentaire <2mm, pondérées par leur écart-type, normalisées par l'aluminium (*10⁴).

Fig. 55 (p. 112) : Teneurs moyennes de la fraction sédimentaire <2mm, pondérées par leur écart-type, normalisées par le carbone organique total.

Fig. 56 (p. 121) : Comparaison entre les teneurs médianes (en mg/kg PS) en cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb et zinc des 4 zones étudiées de la fraction sédimentaire <2mm et les valeurs de référence définies par le GEODE (1992; 1995).

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1: Classification granulométrique des sédiments. A: définitions granulométriques (d'après Bellair et Pomerol, 1977); B: caractérisation des faciès sédimentaires (d'après Larssonneur, 1977).

Annexe 2: Granulométrie des sédiments récoltés en 1992 dans le port ouest de Dunkerque.

Annexe 3: Granulométrie des sédiments récoltés en 1994 dans l'avant-port ouest de Dunkerque.

Annexe 4: Paramètres physico-chimiques de la fraction sédimentaire <2mm du port ouest de Dunkerque.

Annexe 5: Teneurs métalliques de la fraction sédimentaire <63 μ m du port ouest de Dunkerque.

Annexe 6: Matrices de corrélation des paramètres des sédiments du port ouest de Dunkerque.

Annexe 7: Matrices de corrélation des paramètres normalisés des sédiments du port ouest de Dunkerque.

Annexe 8: Abondance des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans l'avant-port ouest de Dunkerque (20 stations x 55 espèces ou groupes d'espèces).

Annexe 9: Matrice de présence (1) ou d'absence (0) des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans l'avant-port ouest de Dunkerque (20 stations x 63 espèces ou groupes d'espèces).

Annexe 10: Granulométrie des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer.

Annexe 11: Paramètres physico-chimiques de la fraction sédimentaire <2mm du port de Boulogne-sur-Mer.

Annexe 12: Matrices de corrélation des paramètres des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer.

Annexe 13: Teneurs métalliques de la fraction sédimentaire <63 μ m du port de Boulogne-sur-Mer.

Annexe 14: Matrices de corrélation des paramètres normalisés des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer.

Annexe 15: Abondance des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans le port de Boulogne-sur-Mer (28 stations x 53 espèces ou groupes d'espèces).

Annexe 16: Matrice de présence (1) ou d'absence (0) des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans le port de Boulogne-sur-Mer (28 stations x 62 espèces ou groupes d'espèces).

Annexe 17: Granulométrie des sédiments de l'estuaire de l'Aa.

Annexe 18: Granulométrie des sédiments de l'estuaire de la Canche.

Annexe 19: Paramètres physico-chimiques de la fraction sédimentaire <2mm de l'estuaire de l'Aa.

Annexe 20: Matrices de corrélation des paramètres des sédiments de l'estuaire de l'Aa.

Annexe 21: Teneurs métalliques de la fraction sédimentaire <63 μ m de l'estuaire de l'Aa.

Annexe 22: Matrices de corrélation des paramètres normalisés des sédiments de l'estuaire de l'Aa.

Annexe 23: Paramètres physico-chimiques de la fraction sédimentaire <2mm de l'estuaire de la Canche.

Annexe 24: Teneurs métalliques de la fraction sédimentaire <63 μ m de l'estuaire de la Canche.

Annexe 25: Matrices de corrélation des paramètres des sédiments de l'estuaire de la Canche.

Annexe 26: Matrices de corrélation des paramètres normalisés des sédiments de l'estuaire de la Canche.

Annexe 27: Matrices de corrélation des paramètres sédimentaires des estuaires de l'Aa et de la Canche pour les AFD.

Annexe 28: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm des sites estuariens.

Annexe 29: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <63 μ m des sites estuariens.

Annexe 29 (suite): Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <63 μ m et pour le pourcentage de fraction fine (sédiments totaux) des sites estuariens.

Annexe 30: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm.

Annexe 31: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <63 μ m.

Annexe 32: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) entre les deux fractions sédimentaires (\emptyset <2mm et \emptyset <63 μ m).

Annexe 33: Descripteurs statistiques des teneurs sédimentaires (fraction <2mm) normalisées par l'aluminium et le Carbone Organique Total.

Annexe 34: Matrices des valeurs absolues de t test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par Al ou COT.

ANNEXES

CLASSES	RUDITES	Blocs (anguleux) Galets (arrondis)	20 mm
		Graviers	
	ARÉNITES	Sables Sablons	2 mm
			0,063 ou 0,050 mm
	LUTITES (*)	Silts	0,002 mm
Argiles			

(*) Le terme « pélites », parfois utilisé au lieu de « lutites », se rapporte en fait à des silts (aleurites) consolidés.

A: Définitions granulométriques (d'après Bellair et Pomerol, 1977).

Type de dépôt	Caractérisation
CAILLOUTIS	Plus de 50 % de galets
GRAVIERS	Plus de 50 % de galets et de graviers
SABLES Sables graveleux Sables grossiers Sables fins Sablons	Plus de 50 % de fraction < 2 mm ; moins de 5 % de lutites Plus de 15 % de graviers Fraction 0,5-2 mm dominante Fraction 0,2-0,5 mm dominante Fraction 0,05-0,2 mm dominante
SÉDIMENTS VASEUX Sables vaseux Vases sableuses Vases	Plus de 5 % de lutites De 5 à 25 % de lutites De 25 à 75 % de lutites Plus de 75 % de lutites

B: Caractérisation des faciès sédimentaires (d'après Larssonneur, 1977).

Annexe 1: Classification granulométrique des sédiments.

St	Fractions granulométriques						
	<63 μ m	63-100 μ m	100-250 μ m	250-500 μ m	0,5-1mm	1-2mm	>2mm
1	56,10	4,40	25,00	11,10	1,50	0,90	1,00
2	46,30	7,70	38,20	5,10	0,80	1,80	0,10
3	86,65	3,85	8,80	0,45	0,15	0,10	0
4	62,50	11,00	21,60	3,10	1,00	0,80	0
5	85,50	2,90	8,75	1,70	0,10	0,40	0,60
6	42,10	21,80	28,40	1,60	0,40	0,50	5,20
7	81,90	3,40	9,40	4,90	0,25	0,20	0
8	77,00	7,70	8,70	1,50	0,50	1,30	3,30
9	85,10	6,50	6,60	1,30	0,35	0,10	0
10	72,50	5,60	7,10	3,10	6,60	4,20	0,90
11	22,10	16,20	54,00	2,50	0,60	1,00	3,60
12	91,90	2,50	3,30	1,40	0,90	0	0
13	82,00	4,00	4,80	5,60	2,80	0,70	0,10
14	87,10	2,30	4,60	1,50	2,90	1,60	0
15	91,00	2,40	3,10	1,80	1,30	0,40	0
16	75,90	2,80	5,20	4,50	8,10	3,50	0
17	67,20	11,10	11,20	3,90	3,10	2,80	0,70
18	88,10	4,90	3,00	1,40	1,90	0,50	0,20
19	95,65	1,70	1,85	0,80	0	0	0
20	79,50	5,10	5,10	3,50	3,60	3,00	0,20
21	84,10	4,90	5,90	3,55	0,55	0,50	0,50
22	75,60	3,10	11,50	4,40	3,60	1,60	0,20
23	32,00	14,90	27,70	17,00	2,80	1,40	4,20
24	87,50	3,70	3,50	2,20	1,80	0,90	0,40
25	3,00	0,20	44,50	42,30	5,00	2,10	2,90
26	56,40	7,00	24,80	5,40	1,20	1,40	3,80
27	0,55	0,05	48,95	47,95	1,50	0,50	0,50
28	89,65	1,65	7,35	1,15	0,20	0	0
29	89,20	4,55	5,00	0,95	0,30	0	0
30	70,05	9,10	19,40	1,25	0,15	0,05	0
31	78,20	4,05	15,45	1,20	0,10	0,15	0,85
32	81,15	9,95	8,60	0,10	0,20	0	0
33	87,35	0,60	11,30	0,25	0,20	0,30	0
34	10,50	5,30	75,40	8,60	0,10	0,10	0
35	92,70	1,10	4,25	1,20	0,35	0,40	0
36	50,35	7,20	39,70	2,00	0,25	0,20	0,30
37	63,35	13,80	22,30	0,35	0,10	0	0,10
38	18,50	1,80	39,00	39,80	0,50	0,30	0,10

Annexe 2: Granulométrie des sédiments récoltés en 1992 dans le port ouest de Dunkerque (en % du poids sec total de l'échantillon).

St	Fractions granulométriques						
	<63 μ m	63-100 μ m	100-250 μ m	250-500 μ m	0,5-1mm	1-2mm	>2mm
1	20,20	0,80	59,60	13,00	0,20	0,40	5,80
2	73,80	5,20	15,40	3,00	0,40	0,40	1,80
3	35,80	6,80	56,80	0,60	0	0	0
4	90,00	5,80	4,00	0,20	0	0	0
5	85,40	8,20	6,00	0,20	0	0,20	0
6	95,20	3,60	1,20	0	0	0	0
7	97,80	1,60	0,60	0	0	0	0
8	95,60	3,00	1,40	0	0	0	0
9	93,20	2,60	4,00	0	0,20	0	0
10	88,20	5,40	6,00	0,40	0	0	0
11	80,20	4,80	5,00	0,40	0,20	0,20	9,20
12	7,80	0,60	69,40	20,20	0,60	0,60	0,80
13	96,00	3,00	1,00	0	0	0	0
14	96,80	1,80	0,60	0,40	0,20	0,20	0
15	97,60	2,00	0,40	0	0	0	0
16	83,80	4,80	7,60	2,20	0,20	0,80	0,60
17	76,40	5,40	12,80	0,60	0,40	1,00	3,40
18	16,43	3,40	19,80	3,72	1,15	1,40	54,10
19	3,93	0,80	4,25	5,45	1,15	1,20	83,22
20	7,80	1,40	17,20	34,00	6,40	6,80	26,40

Annexe 3: Granulométrie des sédiments récoltés en 1994 dans l'avant-port ouest de Dunkerque (en % du poids sec total de l'échantillon).

St	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sn	Zn	NTK	P	COT	fines
1	35345	8,8	<0,50	82,6	21,6	22990	0,090	186,3	29,6	80,2	2,5	76,0	913	480	1,70	56,1
2	16557	9,8	0,66	51,0	32,8	10820	0,130	195,1	9,8	47,2	2,3	62,0	876	520	0,70	46,3
3	29589	16,5	0,63	88,0	28,6	21670	0,300	430,0	22,7	89,6	4,5	162,0	2370	970	4,10	86,7
4	19652	9,0	0,76	67,5	23,0	14600	0,170	245,3	13,6	66,1	2,6	68,0	1230	740	1,90	62,5
5	23189	15,0	<0,50	91,1	22,6	18610	0,190	302,8	19,7	70,8	4,1	86,0	1960	850	2,80	85,5
6	16245	11,2	<0,50	59,0	19,3	13690	0,115	162,1	10,6	51,9	3,2	70,0	1282	620	2,20	42,1
7	25359	10,5	0,55	83,4	27,9	19850	0,180	200,0	18,9	75,5	3,9	126,0	2560	770	2,70	81,9
8	19671	11,0	0,59	77,9	26,2	16920	0,190	161,3	15,2	66,1	4,1	110,0	1920	550	2,40	77,0
9	25009	16,5	<0,50	96,9	27,3	19690	0,190	354,0	22,7	70,8	3,7	132,0	3360	1000	3,60	85,1
10	18110	16,7	0,63	84,7	23,8	19390	0,170	424,0	22,7	75,5	5,3	114,0	2767	920	2,70	72,5
11	10903	5,8	0,63	35,0	18,5	8910	0,110	109,0	8,3	14,2	2,2	44,0	850	350	1,70	22,1
12	30813	19,0	0,60	96,8	22,9	23520	0,300	448,0	25,0	99,0	5,5	940,0	3750	1020	3,50	91,9
13	17362	14,0	<0,50	61,8	25,9	15270	0,180	212,5	18,2	66,1	4,2	146,0	2580	1200	2,60	82,0
14	27700	18,4	<0,50	100,5	23,8	21700	0,060	368,0	22,0	99,0	4,9	198,0	3197	1120	2,40	87,1
15	25366	21,0	0,63	99,5	24,1	23990	0,350	414,0	25,8	103,7	4,5	856,0	2110	1270	3,10	91,0
16	32123	19,0	0,65	99,2	21,7	25483	0,300	477,8	26,4	107,9	4,2	179,2	2480	850	3,80	75,9
17	21805	11,5	0,59	60,1	19,8	17266	0,200	220,9	18,7	84,1	3,3	79,2	1140	680	1,20	67,2
18	23841	18,5	0,65	92,3	23,1	18782	0,170	276,5	20,3	79,6	3,5	99,2	1620	800	2,30	88,1
19	27364	18,5	0,65	89,2	26,2	20933	0,250	402,3	18,6	88,4	3,8	114,4	2130	1030	2,30	95,7
20	27160	17,9	0,68	102,1	27,6	20604	0,220	377,9	22,5	93,3	6,2	85,1	2893	1000	2,40	79,5
21	22391	15,0	0,63	89,4	19,3	18355	0,300	234,2	18,1	79,8	3,7	83,6	2000	980	1,90	84,1
22	20244	11,9	0,58	69,7	15,1	15454	0,185	212,9	11,2	79,0	3,3	72,9	1688	650	1,50	75,6
23	21694	14,3	0,65	81,5	17,8	18368	0,150	218,3	14,2	74,5	5,2	77,0	2161	810	2,50	32,0
24	23193	12,8	0,65	76,5	16,9	17287	0,175	223,4	18,1	89,2	3,5	95,6	2086	740	2,10	87,5
25	8744	4,3	0,66	19,0	6,0	3262	0,125	59,1	<2,0	32,5	2,1	35,4	212	180	<0,10	3,0
26	18598	12,3	0,65	62,9	10,5	15147	0,120	185,3	11,4	70,2	3,9	75,4	1711	610	0,60	56,4
27	8258	2,9	1,05	18,0	5,7	3243	0,135	71,4	<2,0	23,4	1,4	35,7	86	210	<0,10	0,6
28	21757	16,5	1,30	74,2	12,9	20705	0,180	203,1	19,6	79,9	3,4	47,8	2000	650	2,40	89,7
29	24389	15,6	0,63	76,3	19,3	20692	0,105	242,4	17,3	84,6	4,6	63,8	2092	800	2,10	89,2
30	20872	10,0	0,62	49,5	19,0	15001	0,110	186,5	12,0	56,3	3,6	109,5	1270	420	1,20	70,1
31	25172	14,0	0,56	80,5	17,1	21314	0,075	231,0	18,7	65,6	4,6	93,2	2411	750	2,30	78,2
32	23297	13,9	<0,50	70,4	16,9	20651	<0,050	202,0	14,3	65,6	2,5	51,6	988	420	1,10	81,2
33	26300	15,0	<0,50	68,7	15,6	23325	<0,050	221,0	17,3	61,2	3,9	53,8	1392	520	0,90	87,4
34	13050	3,2	<0,50	27,0	4,2	6051	<0,050	119,0	3,8	28,2	2,0	35,9	252	170	<0,10	10,5
35	35258	16,3	<0,50	102,2	23,4	32947	0,050	304,9	26,5	103,5	3,6	77,9	2240	700	4,10	92,7
36	19891	11,5	0,68	57,0	16,7	15445	0,060	171,6	11,3	60,8	2,6	45,6	620	370	1,30	50,4
37	21200	8,8	0,62	51,3	6,5	14768	<0,050	226,7	12,0	61,0	2,5	35,8	554	310	0,30	63,4
38	13986	10,5	<0,50	28,2	8,8	6968	0,050	92,0	5,3	33,0	1,4	35,9	340	180	0,30	18,5

Annexe 4: Paramètres physico-chimiques de la fraction sédimentaire <2mm du port ouest de Dunkerque. Toutes les teneurs sont exprimées en mg/kg de sédiment sec, sauf COT et fines en % de poids sec.

St	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	30557	1,99	92,3	10,6	23796	209,4	26,6	90,1	496,3
2	24062	0,79	96,1	14,2	19481	303,3	16,6	80,2	299,6
3	26888	0,70	104,7	15,9	21252	461,2	16,6	95,2	121,8
4	19311	1,36	67,9	12,5	15564	263,0	10,8	75,2	355,6
5	24109	2,20	97,1	10,8	18923	363,7	14,4	85,3	93,9
6	19167	1,68	73,7	15,5	16359	211,6	11,6	55,2	99,9
7	23671	1,64	85,7	14,2	18316	185,6	17,3	70,2	115,9
8	21483	3,28	86,1	16,0	18997	186,3	13,0	35,1	101,9
9	25914	1,70	87,9	15,6	19421	385,6	13,7	65,2	395,6
10	25339	2,19	93,9	11,1	19986	359,0	18,8	75,1	99,7
11	17130	1,21	78,3	13,2	14845	158,7	9,4	55,1	97,9
12	33192	4,20	108,1	12,3	25040	419,7	25,3	90,3	641,5
13	20639	0,96	77,8	11,0	15909	219,0	11,6	60,3	81,9
14	27434	1,24	120,4	15,5	20110	298,1	18,1	80,3	88,0
15	28007	1,08	101,5	15,7	21304	357,6	26,0	75,2	1034,8
16	31856	1,40	96,2	11,9	22122	491,2	15,2	90,3	227,6
17	21924	1,68	65,9	13,3	15937	221,7	16,6	70,3	96,0
18	22068	1,65	85,1	12,8	16948	246,9	10,8	65,2	99,9
19	26502	0,99	109,8	19,1	19738	459,3	10,8	80,2	93,9
20	26643	0,85	116,7	19,0	18837	303,1	10,8	80,2	87,9
21	23496	0,73	104,1	18,6	18543	240,8	14,4	90,4	106,0
22	22586	0,60	83,2	10,1	17951	261,0	13,6	80,1	93,8
23	21954	0,55	108,4	16,8	17031	208,9	8,7	75,3	90,0
24	27920	0,82	104,9	20,6	19519	248,2	10,1	100,3	99,9
25	15722	<0,50	46,2	15,7	11449	185,4	9,1	65,2	123,9
26	23335	0,62	89,0	19,7	18614	226,5	14,4	80,2	117,8
27	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28	28787	1,30	99,7	14,3	23158	262,0	22,7	80,2	113,8
29	27437	1,16	95,4	12,3	21531	236,4	18,2	75,3	110,0
30	26736	1,52	86,1	17,7	20902	237,1	15,9	75,2	153,7
31	30816	1,56	110,5	19,8	25252	264,8	20,5	85,3	105,9
32	25985	<0,50	91,5	14,1	23318	215,1	18,9	80,3	152,0
33	34994	0,52	114,4	20,1	32250	273,3	23,5	90,4	168,0
34	19859	<0,50	92,8	14,6	22396	228,5	14,4	60,3	94,0
35	21274	<0,50	113,5	21,4	29304	232,5	27,3	80,3	88,0
36	24411	<0,50	95,4	16,2	26164	220,3	22,0	75,3	84,0
37	26103	0,60	99,9	14,7	24703	251,3	19,7	70,3	115,9
38	23343	0,56	99,2	14,9	23418	187,2	18,9	75,3	70,0

Annexe 5: Teneurs métalliques de la fraction sédimentaire <63µm du port ouest de Dunkerque (en mg/kg de sédiment sec).

	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sn	Zn	NTK	P	COT	Fines
Al	1															
As	0,702 ^a	1														
Cd	-0,244	-0,078	1													
Cr	0,849 ^a	0,876 ^a	-0,172	1												
Cu	0,525 ^a	0,570 ^a	-0,241	0,688 ^a	1											
Fe	0,929 ^a	0,808 ^a	-0,182	0,898 ^a	0,554 ^a	1										
Hg	0,274	0,505 ^b	0,194	0,494 ^b	0,472 ^b	0,283	1									
Mn	0,704 ^a	0,843 ^a	-0,117	0,825 ^a	0,607 ^a	0,725 ^a	0,614 ^a	1								
Ni	0,894 ^a	0,791 ^a	-0,159	0,910 ^a	0,653 ^a	0,910 ^a	0,456 ^b	0,793 ^a	1							
Pb	0,853 ^a	0,840 ^a	-0,071	0,900 ^a	0,535 ^a	0,873 ^a	0,520 ^a	0,804 ^a	0,868 ^a	1						
Sn	0,555 ^a	0,764 ^a	-0,128	0,776 ^a	0,543 ^a	0,657 ^a	0,468 ^b	0,729 ^a	0,671 ^a	0,716 ^a	1					
Zn	0,330 ^c	0,475 ^b	-0,067	0,395 ^c	0,271	0,344 ^c	0,571 ^a	0,540 ^a	0,429 ^b	0,442 ^b	0,424 ^b	1				
NTK	0,615 ^a	0,793 ^a	-0,131	0,839 ^a	0,641 ^a	0,695 ^a	0,514 ^a	0,776 ^a	0,751 ^a	0,741 ^a	0,875 ^a	0,468 ^b	1			
P	0,557 ^a	0,827 ^a	-0,116	0,827 ^a	0,705 ^a	0,646 ^a	0,668 ^a	0,798 ^a	0,749 ^a	0,770 ^a	0,797 ^a	0,507 ^b	0,869 ^a	1		
COT	0,681 ^a	0,737 ^a	-0,105	0,832 ^a	0,704 ^a	0,759 ^a	0,567 ^a	0,767 ^a	0,807 ^a	0,722 ^a	0,680 ^a	0,425 ^b	0,825 ^a	0,776 ^a	1	
Fines	0,757 ^a	0,819 ^a	-0,118	0,844 ^a	0,607 ^a	0,841 ^a	0,403 ^c	0,696 ^a	0,799 ^a	0,822 ^a	0,648 ^a	0,329 ^c	0,735 ^a	0,738 ^a	0,667 ^a	1

A: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <2mm.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al	1								
Cd	0,227	1							
Cr	0,661 ^a	-0,063	1						
Cu	0,126	-0,364 ^c	0,435 ^b	1					
Fe	0,685 ^a	-0,053	0,664 ^a	0,307	1				
Mn	0,528 ^a	0,238	0,392 ^c	-0,070	0,176	1			
Ni	0,586 ^a	0,146	0,415 ^c	0,014	0,799 ^a	0,113	1		
Pb	0,659 ^a	-0,177	0,541 ^a	0,196	0,423 ^b	0,463 ^b	0,356 ^c	1	
Zn	0,345 ^c	0,326 ^c	0,050	-0,170	0,131	0,339 ^c	0,446 ^b	0,152	1

B: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <63µm.

Annexe 6: Matrices de corrélation des paramètres des sédiments du port ouest de Dunkerque (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	Hg	As	Sn
Cd	1													
Cr	-0,311	1												
Cu	0,018	0,476 ^b	1											
Fe	-0,533 ^a	0,724 ^a	0,255	1										
Mn	-0,199	0,635 ^a	0,328 ^c	0,443 ^b	1									
Ni	-0,504 ^b	0,752 ^a	0,379 ^c	0,812 ^a	0,627 ^a	1								
Pb	-0,067	0,525 ^a	0,007	0,326 ^c	0,436 ^b	0,378 ^c	1							
Zn	-0,116	0,226	0,079	0,175	0,421 ^b	0,314	0,273	1						
NTK	-0,372 ^c	0,811 ^a	0,411 ^c	0,665 ^a	0,617 ^a	0,761 ^a	0,453 ^b	0,308	1					
P	-0,106	0,768 ^a	0,553 ^a	0,498 ^b	0,642 ^a	0,668 ^a	0,568 ^a	0,371 ^c	0,798 ^a	1				
COT	-0,323 ^c	0,745 ^a	0,530 ^a	0,678 ^a	0,537 ^a	0,764 ^a	0,207	0,288	0,779 ^a	0,675 ^a	1			
Hg	0,527 ^a	0,256	0,344 ^c	-0,178	0,310	0,072	0,376 ^c	0,392 ^c	0,176	0,480 ^b	0,239	1		
As	-0,191	0,686 ^a	0,328 ^c	0,577 ^a	0,581 ^a	0,568 ^a	0,530 ^a	0,297	0,627 ^a	0,668 ^a	0,499 ^b	0,196	1	
Sn	0,222	0,501 ^b	0,347 ^c	0,225	0,412 ^c	0,245	0,425 ^b	0,172	0,583 ^a	0,602 ^a	0,357 ^c	0,426 ^b	0,455 ^b	1

A: Coefficients de corrélation des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par Al.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	Hg	As	Sn
Al	1													
Cd	0,620 ^a	1												
Cr	0,991 ^a	0,617 ^a	1											
Cu	0,822 ^a	0,790 ^a	0,821 ^a	1										
Fe	0,949 ^a	0,472 ^b	0,963 ^a	0,704 ^a	1									
Mn	0,975 ^a	0,549 ^a	0,979 ^a	0,759 ^a	0,958 ^a	1								
Ni	0,870 ^a	0,378 ^c	0,891 ^a	0,616 ^a	0,966 ^a	0,897 ^a	1							
Pb	0,961 ^a	0,724 ^a	0,966 ^a	0,863 ^a	0,894 ^a	0,917 ^a	0,814 ^a	1						
Zn	0,770 ^a	0,670 ^a	0,757 ^a	0,725 ^a	0,643 ^a	0,746 ^a	0,546 ^a	0,789 ^a	1					
NTK	0,663 ^a	0,225	0,723 ^a	0,498 ^b	0,733 ^a	0,679 ^a	0,703 ^a	0,688 ^a	0,492 ^b	1				
P	0,908 ^a	0,820 ^a	0,924 ^a	0,895 ^a	0,818 ^a	0,882 ^a	0,727 ^a	0,946 ^a	0,820 ^a	0,651 ^a	1			
Hg	0,739 ^a	0,943 ^a	0,731 ^a	0,862 ^a	0,558 ^a	0,662 ^a	0,437 ^b	0,837 ^a	0,789 ^a	0,368 ^c	0,903 ^a	1		
As	0,892 ^a	0,674 ^a	0,898 ^a	0,844 ^a	0,857 ^a	0,830 ^a	0,791 ^a	0,929 ^a	0,699 ^a	0,685 ^a	0,861 ^a	0,736 ^a	1	
Sn	0,952 ^a	0,693 ^a	0,949 ^a	0,854 ^a	0,851 ^a	0,903 ^a	0,739 ^a	0,977 ^a	0,811 ^a	0,689 ^a	0,938 ^a	0,846 ^a	0,878 ^a	1

B: Coefficients de corrélation des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par COT.

Annexe 7: Matrices de corrélation des paramètres normalisés des sédiments du port ouest de Dunkerque (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Aba	166	349	120	3501	35	266	26	8	23	71	153	45	530	203	18	118	523	3640	54	667
Acs	300	1	0	0	1	0	0	1	0	9	16	5	0	0	0	24	16	48	151	8
Arc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	17	0
Arm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Cac	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	117	0	0	0	0	0	39	6	2
Cam	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Cas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11	0	0	0	2	0	1	0	0
Cho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cit	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	9	1
Crf	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dis	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecc	0	0	54	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ena	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Etp	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7	0
Gic	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gls	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	2	8
Gos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Har	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	3
Hyu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lac	1118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	332	1291	595
Lib	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	10	1
Mab	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Mys	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nai	5	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	8	0	0	0	2	1	0	7	0
Nar	10	7	1	0	13	6	0	0	2	0	26	11	0	2	0	1	2	2	8	1
Nci	41	6	0	5	1	4	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	21	1	14
Ned	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Neh	0	55	20	49	23	14	6	0	5	18	20	10	7	5	2	14	40	0	1	4

Annexe 8: Abondance des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans l'avant-port ouest de Dunkerque (20 stations x 55 espèces ou groupes d'espèces).

code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Nel	6	1	2	0	0	0	1	0	0	2	7	8	1	0	0	5	1	2	5	1
Nol	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	37	0	0	0	0	4	2	7	1
Nyg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Opf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	4	1	0	0	0
Opt	10	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	8	1	0	0
Owf	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Pek	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
Phd	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phm	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	186	2
Phs	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	6
Poh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	8	0	0
Pop	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
Pos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyl	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sap	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sca	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Sec	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scs	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	6
Sct	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stb	18	0	0	0	2	0	0	0	0	2	2	5	0	0	0	1	4	15	12	0
Stm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	11	0	0	0	0	0	0	0	0
Ter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Vep	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0	4	0

Annexe 8 (suite): Abondance des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans l'avant-port ouest de Dunkerque (20 stations x 55 espèces ou groupes d'espèces).

code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Aab	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
Aba	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Acs	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1
Alg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Arc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Arm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Bac	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Cac	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Cam	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Cas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0
Cho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cit	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Cor	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Crf	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dis	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecc	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elp	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Ena	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Etp	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Gic	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gls	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Gos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Har	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Hyf	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Hyu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lac	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Lib	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Mab	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mye	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Mys	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexe 9: Matrice de présence (1) ou d'absence (0) des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans l'avant-port ouest de Dunkerque (20 stations x 63 espèces ou groupes d'espèces).

code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Nai	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0
Nar	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1
Nci	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1
Ned	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Neh	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
Nel	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1
Nol	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1
Nyg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Obg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Opf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Opt	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Owf	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Pek	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Phd	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phm	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Phs	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Poh	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Pop	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Pos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyl	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sap	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sca	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Sec	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scs	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Set	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sec	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0
Stb	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0
Stm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Vep	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0

Annexe 9 (suite): Matrice de présence (1) ou d'absence (0) des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans l'avant-port ouest de Dunkerque (20 stations x 63 espèces ou groupes d'espèces).

St	Fractions granulométriques						
	<63 μ m	63-100 μ m	100-250 μ m	250-500 μ m	0,5-1mm	1-2mm	>2mm
1	86,40	2,40	7,60	2,20	0,40	0,60	0,40
2	87,80	2,00	3,40	1,60	0,60	0,40	4,20
3	95,00	0,60	1,00	0,60	0,20	0,20	2,40
4	96,90	1,20	0,60	1,00	0,10	0,10	0,10
5	97,40	1,20	1,00	0,20	0,10	0,10	0
6	98,00	0,80	0,40	0,20	0,20	0,40	0
7	76,50	4,00	18,20	0,60	0,10	0,40	0,20
8	33,40	2,80	53,40	9,60	0,40	0,20	0,20
9	67,70	9,40	13,60	4,60	3,20	1,40	0,10
10	87,90	5,60	4,60	1,60	0,10	0,20	0
11	97,50	1,00	0,60	0,40	0,20	0,10	0,20
12	90,70	4,80	4,00	0,20	0,10	0	0
13	95,50	3,00	1,20	0,10	0,10	0,10	0
14	95,70	2,20	1,60	0,20	0,10	0,10	0,10
15	77,60	4,00	14,40	3,60	0,20	0,10	0,10
16	71,40	5,50	20,80	1,70	0,50	0,10	0
17	50,30	6,60	41,80	0,40	0,40	0,10	0,40
18	52,50	5,20	26,60	14,80	0,80	0,10	0
19	98,50	1,00	0,40	0,10	0	0	0
20	87,60	6,40	5,80	0,10	0,10	0	0
21	76,80	13,20	8,60	0,40	0,10	0,10	0,80
22	87,60	7,60	3,00	0,10	0,10	0,20	1,40
23	57,90	19,20	21,20	0,20	0,10	0	1,40
24	60,60	13,40	23,60	0,60	0	0	1,80
25	11,50	2,00	85,00	1,40	0,10	0	0
26	49,40	10,20	39,20	0,60	0,10	0,10	0,40
27	3,90	0,40	94,40	1,10	0,10	0,10	0
28	24,60	1,00	61,60	12,60	0,20	0	0

Annexe 10: Granulométrie des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer (en % du poids sec total de l'échantillon).

St	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	fines
1	24309	4,1	50,4	114,7	15415	0,410	819,1	23,2	105,9	434,0	2790	495,0	6,24	86,4
2	22575	4,7	55,6	112,2	37484	0,270	832,2	30,0	95,1	381,4	2820	837,5	6,54	87,8
3	22835	4,1	50,1	74,6	15418	0,370	452,0	22,1	97,3	297,0	2445	427,5	4,86	95,0
4	22743	3,7	55,9	65,1	14854	0,310	347,0	22,8	108,1	373,5	2400	808,8	5,40	96,9
5	20793	3,9	51,9	56,3	14970	0,280	344,7	21,5	108,1	376,1	5190	180,0	3,56	97,4
6	23203	4,3	54,7	75,1	16478	0,470	430,5	23,2	149,2	477,3	5010	387,5	6,28	98,0
7	17335	2,8	35,8	23,8	10198	0,210	313,5	11,9	71,3	95,1	2700	761,3	4,49	76,5
8	10224	1,1	9,5	9,6	4355	0,200	126,5	6,1	34,6	27,9	1860	188,8	0,88	33,4
9	17193	30,6	29,3	55,5	8575	7,600	27687,5	31,3	265,9	2927,9	3390	345,0	4,27	67,7
10	21023	7,7	49,2	48,4	13969	1,600	3620,2	24,9	151,3	541,1	4110	372,5	5,10	87,9
11	21263	4,9	48,9	35,4	13563	0,750	961,7	22,5	103,8	255,0	3000	586,3	4,61	97,5
12	20507	10,2	45,2	37,1	13139	1,900	3638,8	25,2	211,9	517,6	3270	338,8	4,22	90,7
13	18035	3,5	45,8	27,1	12487	0,270	751,8	19,4	84,3	147,5	4500	552,5	4,23	95,5
14	16831	3,3	48,9	25,9	12903	0,190	451,0	19,1	80,0	106,0	3180	715,0	4,31	95,7
15	15096	2,4	33,0	18,8	9799	0,140	215,0	13,6	67,0	75,5	3030	277,5	4,00	77,6
16	11410	1,5	25,1	15,8	7461	0,090	157,3	9,5	51,9	47,4	3720	418,8	2,50	71,4
17	10248	1,3	18,6	12,5	5790	0,065	128,2	6,8	47,6	36,6	4260	466,3	2,73	50,3
18	12292	1,7	26,0	15,0	7502	0,075	159,3	9,5	51,9	43,0	2550	501,3	2,62	52,5
19	19135	3,3	48,0	25,0	12960	0,160	271,3	18,7	77,8	100,9	2460	685,0	4,28	98,5
20	16729	2,7	36,4	20,0	10731	0,090	242,5	12,3	71,3	62,4	3300	333,8	3,18	87,6
21	9716	1,7	26,9	15,8	7425	0,100	154,8	12,3	56,2	52,8	1755	165,0	3,05	76,8
22	17506	2,8	39,4	28,8	11365	0,170	365,5	12,9	77,8	112,5	5820	657,5	4,94	87,6
23	11181	1,9	26,6	15,4	7698	0,090	181,5	10,2	51,9	57,0	4440	220,0	2,36	57,9
24	11508	2,3	31,5	17,1	8944	0,090	224,6	11,2	54,0	54,9	2940	590,0	2,65	60,6
25	7021	1,0	7,3	7,9	3037	<0,050	79,7	4,4	28,1	16,8	1620	180,0	0,35	11,5
26	10981	1,7	24,1	15,0	7149	0,075	179,0	8,9	51,9	41,7	2565	383,8	2,54	49,4
27	6107	0,6	5,8	7,1	2584	<0,050	106,8	4,8	25,9	12,7	2340	295,0	0,21	3,9
28	5640	0,8	5,8	6,7	2409	<0,050	62,4	4,1	23,8	12,6	5010	37,5	0,27	24,6

Annexe 11: Paramètres physico-chimiques de la fraction sédimentaire <2mm du port de Boulogne-sur-Mer (les teneurs métalliques sont exprimées en mg/kg de sédiment sec, les teneurs en COT et fines en % de poids sec).

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	Fines
Al	1													
Cd	0,318	1												
Cr	0,950 ^a	0,195	1											
Cu	0,812 ^a	0,314	0,724 ^a	1										
Fe	0,769 ^a	0,138	0,793 ^a	0,811 ^a	1									
Hg	0,194	0,989 ^a	0,060	0,214	0,014	1								
Mn	0,122	0,972 ^a	-0,004	0,178	-0,021	0,990 ^a	1							
Ni	0,879 ^a	0,636 ^a	0,840 ^a	0,798 ^a	0,759 ^a	0,530 ^b	0,466 ^c	1						
Pb	0,642 ^a	0,871 ^a	0,539 ^b	0,525 ^b	0,375 ^c	0,813 ^a	0,740 ^a	0,841 ^a	1					
Zn	0,307	0,982 ^a	0,173	0,377 ^c	0,140	0,976 ^a	0,973 ^a	0,619 ^a	0,832 ^a	1				
NTK	0,163	0,071	0,199	0,059	0,078	0,048	0,036	0,116	0,187	0,080	1			
P	0,530 ^b	0,011	0,594 ^a	0,374	0,579 ^b	-0,077	-0,077	0,407 ^c	0,123	-0,014	-0,087	1		
COT	0,928 ^a	0,309	0,922 ^a	0,795 ^a	0,800 ^a	0,188	0,137	0,844 ^a	0,596 ^a	0,304	0,186	0,634 ^a	1	
Fines	0,874 ^a	0,209	0,940 ^a	0,554 ^b	0,663 ^a	0,085	0,028	0,759 ^a	0,521 ^b	0,166	0,257	0,516 ^b	0,872 ^a	1

A: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <2mm.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al	1								
Cd	0,364	1							
Cr	0,744 ^a	-0,098	1						
Cu	0,827 ^a	0,360	0,679 ^a	1					
Fe	0,859 ^a	-0,045	0,931 ^a	0,805 ^a	1				
Mn	0,265	0,990 ^a	-0,198	0,263	-0,151	1			
Ni	0,834 ^a	0,651 ^a	0,658 ^a	0,753 ^a	0,653 ^a	0,567 ^b	1		
Pb	0,545 ^b	0,951 ^a	0,133	0,532 ^b	0,178	0,905 ^a	0,791 ^a	1	
Zn	0,372	0,996 ^a	-0,088	0,382 ^c	-0,031	0,991 ^a	0,653 ^a	0,945 ^a	1

B: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <63µm.

Annexe 12: Matrices de corrélation des paramètres des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

Station	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	21065	3,9	46,9	115,1	15512	906,6	21,8	102,0	380,0
2	17997	3,5	40,2	68,2	14403	590,2	18,5	77,4	261,2
3	18241	3,3	41,6	65,8	13139	445,0	17,9	79,3	239,0
4	21626	3,5	48,8	67,0	14902	345,9	21,5	88,7	251,8
5	18005	3,1	39,4	50,9	12698	328,1	16,1	86,9	234,8
6	18470	3,8	46,3	67,8	13829	403,7	20,9	122,7	366,7
7	15803	2,5	34,7	21,7	10369	353,5	15,1	62,3	98,8
8	14074	2,5	31,6	13,2	9664	240,1	12,1	52,9	61,3
9	19009	36,1	26,6	62,5	8173	33232,6	28,5	324,8	3524,4
10	16933	5,4	39,1	37,3	11339	3114,5	20,0	100,1	421,9
11	15364	3,2	42,4	23,3	11326	825,5	18,8	73,6	217,1
12	16068	7,0	36,9	28,1	10398	2894,5	19,1	149,2	416,2
13	14056	2,3	39,4	17,6	10664	618,9	17,9	52,9	114,8
14	14783	1,2	39,4	15,2	11229	426,0	14,2	54,8	78,0
15	14336	1,0	33,6	14,8	9741	199,9	14,2	51,0	70,0
16	11961	1,1	32,2	12,0	9706	226,7	11,5	47,2	57,8
17	12703	1,0	30,0	12,4	9007	186,0	11,5	43,4	53,5
18	13316	1,0	29,1	10,8	8640	190,0	10,0	43,4	47,4
19	16295	1,8	39,1	15,6	10855	282,1	18,8	54,8	77,3
20	13044	1,0	28,3	12,4	8682	216,6	11,2	43,4	49,8
21	12411	1,1	30,2	11,2	8623	203,7	10,3	43,4	47,9
22	17051	2,0	36,6	20,0	11027	343,3	13,3	62,3	102,5
23	13596	1,7	28,0	11,6	8674	204,4	10,3	49,1	60,9
24	13800	1,6	27,5	11,2	8821	216,0	10,0	41,5	49,4
25	10291	1,2	23,6	9,2	6482	175,4	8,8	39,7	41,4
26	12484	1,8	29,7	11,6	8535	210,8	10,6	41,5	49,6
27	7279	1,3	31,9	8,8	6950	444,3	9,7	37,8	34,3
28	9840	1,5	23,6	8,4	6631	219,1	7,6	39,7	30,6

Annexe 13: Teneurs métalliques de la fraction sédimentaire <63 μ m du port de Boulogne-sur-Mer (en mg/kg de sédiment sec).

	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	Hg
Cd	1											
Cr	-0,064	1										
Cu	0,271	0,249	1									
Fe	-0,094	0,557 ^b	0,577 ^b	1								
Mn	0,996 ^a	-0,127	0,257	-0,146	1							
Ni	0,991 ^a	-0,130	0,250	-0,135	0,993 ^a	1						
Pb	0,749 ^a	0,421 ^c	0,540 ^b	0,394 ^c	0,717 ^a	0,698 ^a	1					
Zn	0,934 ^a	0,024	0,253	-0,097	0,927 ^a	0,893 ^a	0,775 ^a	1				
NTK	0,985 ^a	-0,066	0,382 ^c	-0,064	0,985 ^a	0,986 ^a	0,750 ^a	0,902 ^a	1			
P	-0,119	-0,454 ^c	-0,372	-0,318	-0,107	-0,082	-0,331	-0,122	-0,146	1		
COT	-0,194	0,136	-0,204	0,155	-0,206	-0,162	-0,210	-0,277	0,213	-0,130	1	
Hg	0,149	0,809 ^a	0,384 ^c	0,523 ^b	0,106	0,109	0,449 ^c	0,198	0,167	-0,477 ^c	0,161	1

A: Coefficients de corrélation des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par Al.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	Hg
Al	1											
Cd	0,395 ^c	1										
Cr	0,941 ^a	0,297	1									
Cu	0,823 ^a	0,450 ^c	0,784 ^a	1								
Fe	0,958 ^a	0,322	0,937 ^a	0,861 ^a	1							
Mn	-0,026	0,888 ^a	-0,131	0,111	-0,093	1						
Ni	0,963 ^a	0,531 ^b	0,928 ^a	0,865 ^a	0,940 ^a	0,141	1					
Pb	0,922 ^a	0,683 ^a	0,857 ^a	0,814 ^a	0,864 ^a	0,307	0,966 ^a	1				
Zn	-0,052	0,871 ^a	-0,138	0,164	-0,103	0,984 ^a	0,125	0,286	1			
NTK	0,837 ^a	0,353	0,799 ^a	0,691 ^a	0,800 ^a	-0,028	0,820 ^a	0,785 ^a	-0,054	1		
P	0,812 ^a	0,239	0,777 ^a	0,655 ^a	0,796 ^a	-0,032	0,820 ^a	0,744 ^a	-0,077	0,493 ^b	1	
Hg	0,049	0,920 ^a	-0,067	0,171	-0,028	0,986 ^a	0,214	0,387 ^c	0,975 ^a	0,032	-0,000	1

B: Coefficients de corrélation des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par COT.

Annexe 14: Matrices de corrélation des paramètres normalisés des sédiments du port de Boulogne-sur-Mer (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
Aba	0	0	0	0	0	0	54	7	0	0	2	8	7	53	1	1119	3671	156	5	41	436	2213	166	851	171	41	1	1	
Ace	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Acs	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	4	3	0	0	1	0	1	2	0	2	0	0	
Amg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	
Arm	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	2	1	0	0	2	1	0	0	
Asr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	
Cac	0	0	0	0	0	0	42	27	0	45000	33000	11000	24000	10000	0	12	23	0	0	0	0	0	0	0	52	9	3	0	1
Cag	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	11	3	4	53	2	25	2	1	3	8	1	14	5	7	0	0	0	0	
Cam	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	
Cee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	
Cer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cic	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cit	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	85	1	0	1	0	108	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6	0
Crc	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
Dis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ena	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	
Etp	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Euf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Giu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hyu	0	0	0	0	0	0	0	0	10	50	14	52	6	9	40	14	76	0	37	153	3	75	13	5	5	0	43	25	
Lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	342	1	0	11	
Lil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mab	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	2	8	1	0	0	0	0	2	0	3	0	1	0	
Map	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	9	
Mia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Myb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Naa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Nai	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
Nar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	17	0	0	5	0	3	22	0	0	0	0	0	
Nci	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	16	2	
Nea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	

Annexe 15: Abondance des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans le port de Boulogne-sur-Mer (28 stations x 53 espèces ou groupes d'espèces).

code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Ned	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neh	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	2	0	4	17	16	1	4	8	6	7	9	10	5	0	3
Nel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	5	0	0	4	0	4	1	2	3	0	0	0
Nol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	1	0	0	0	35	0	28	1	0	0
Owf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	2	0	0	0
Paj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	5	3	2	4	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0
Pek	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	12	55	5	0	5	4	27	18	6	13	1	0	0
Phd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phm	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0	1	0	1	14	42	0	0	14	4	0	7	10	24	0	5
Phs	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1
Prc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sci	0	0	0	0	0	0	1	2	0	10	35	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	13	0	0	210
Set	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sim	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0
Stb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Stm	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Tef	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	4	4
Via	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexe 15 (suite): Abondance des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans le port de Boulogne-sur-Mer (28 stations x 53 espèces ou groupes d'espèces).

code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
Aab	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	
Aba	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Ace	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Acs	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	
Amg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Arm	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	
Asr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Cac	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1
Cag	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	
Cam	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	
Cee	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Cer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cic	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cit	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Crc	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
Dis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Elp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Ena	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	
Etp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Euf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Flf	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	
Giu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hyf	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	
Hyu	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	
Lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	
Lil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mab	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	
Map	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
Mia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Mom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Myb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Annexe 16: Matrice de présence (1) ou d'absence (0) des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans le port de Boulogne-sur-Mer (28 stations x 62 espèces ou groupes d'espèces).

code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Naa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nai	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nan	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0
Nar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
Nei	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Nea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ned	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neh	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Nel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0
Nol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0
Owf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Paj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Pek	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Phd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phm	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0
Phs	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
Pre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sci	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1
Sct	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sec	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0
Sep	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Sim	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Stb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Stm	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Tef	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Via	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexe 16 (suite): Matrice de présence (1) ou d'absence (0) des benthontes dans les stations échantillonnées en 1994 dans le port de Boulogne-sur-Mer (28 stations x 62 espèces ou groupes d'espèces).

St	Fractions granulométriques						
	<63 μm	63-100 μm	100-250 μm	250-500 μm	0,5-1 mm	1-2 mm	>2 mm
1	17,60	1,80	27,40	46,80	4,60	1,20	0,60
2	8,00	1,40	28,00	55,40	5,00	1,80	0,40
3	15,00	1,40	19,80	49,80	9,20	3,40	1,40
4	29,80	1,80	18,80	39,00	6,20	3,00	1,40
5	8,80	1,60	19,80	49,60	12,00	6,40	1,80
6	7,60	1,00	19,80	56,40	9,20	4,40	1,60
7	7,60	1,00	25,00	37,00	15,40	9,40	4,60
8	11,20	0,40	37,00	40,00	7,40	3,20	0,80
9	10,80	1,00	33,60	40,00	9,20	3,60	1,80
10	33,60	1,00	45,00	14,40	2,40	1,80	1,80
11	35,60	1,80	39,80	16,80	1,80	1,60	2,60
12	20,60	1,00	49,20	22,20	2,20	1,60	3,20
13	45,40	4,80	30,80	16,40	1,40	0,60	0,60
14	28,40	1,80	35,80	29,20	2,20	1,20	1,40
15	31,80	2,40	31,20	27,40	3,00	2,00	2,20
16	47,40	3,40	28,80	18,00	1,60	0,60	0,20
17	20,60	12,20	27,80	28,20	3,40	2,40	5,40
18	61,40	3,20	20,20	12,80	1,00	0,60	0,80
19	23,80	2,60	31,20	37,20	2,20	0,60	2,40
20	48,00	2,80	25,60	18,40	1,60	1,00	2,60
21	27,00	1,00	32,60	33,00	2,00	0,60	3,80
22	26,00	1,20	28,80	31,00	2,40	1,00	9,60
23	38,60	2,40	31,60	18,60	1,20	1,00	6,60
24	26,20	2,00	36,40	26,20	1,00	0,80	7,40
25	20,10	1,40	43,60	29,80	0,60	0,10	4,40
26	41,20	1,60	34,00	21,20	0,80	0,40	0,80
27	20,00	1,20	45,20	30,00	1,40	0,60	1,60

Annexe 17: Granulométrie des sédiments de l'estuaire de l'Aa (en % du poids sec total de l'échantillon).

St	Fractions granulométriques						
	<63 μ m	63-100 μ m	100-250 μ m	250-500 μ m	0,5-1mm	1-2mm	>2mm
1	61,50	7,60	21,80	3,80	0,20	0,10	5,00
2	22,20	4,20	60,20	9,80	0,40	0,20	3,00
3	29,10	5,40	59,20	0,40	0,40	0,10	5,40
4	27,60	7,20	47,00	11,40	0,40	0,20	6,20
5	27,90	5,00	50,80	11,60	0,40	0,10	4,20
6	42,60	7,20	37,20	7,80	0,40	0,20	4,60
7	39,50	7,60	40,40	8,20	0,20	0,10	4,00
8	27,00	5,20	51,00	10,40	0,40	0,20	5,80
9	20,50	4,20	59,20	12,40	0,80	0,10	2,80
10	59,40	19,40	20,40	0,40	0,20	0,20	0
11	59,00	16,20	23,20	0,40	0,60	0,60	0
12	60,40	17,00	21,80	0,40	0,20	0,20	0
13	67,40	14,80	16,60	0,20	0,40	0,60	0
14	62,60	16,80	19,80	0,40	0,20	0,20	0
15	67,80	16,00	15,60	0,40	0,10	0,10	0
16	55,00	17,60	25,40	1,00	0,60	0,40	0
17	51,60	18,00	24,40	0,40	1,60	4,00	0
18	61,50	16,60	21,20	0,40	0,20	0,10	0
19	0,05	0,60	83,30	13,90	0,60	0,30	1,20
20	0,05	0,70	77,50	19,90	0,90	0,30	0,50
21	0,05	0,70	79,40	17,60	1,30	0,30	0,60
22	0,04	0,60	79,50	15,40	2,50	1,40	0,50
23	0,07	0,70	79,30	17,60	0,90	0,40	0,90
24	0,05	0,70	77,70	18,90	1,00	0,30	1,20
25	0,04	0,40	68,70	25,70	2,40	1,40	1,30
26	0,09	0,50	83,30	14,30	0,80	0,50	0,50
27	0,04	0,40	69,90	27,20	1,40	0,40	0,60

Annexe 18: Granulométrie des sédiments de l'estuaire de la Canche (en % du poids sec total de l'échantillon).

St	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	fines
1	10080	1,0	12,3	7,1	4385	81,4	5,8	30,5	21,8	870	120,0	0,85	17,6
2	7140	1,0	7,4	7,1	3342	68,0	5,0	35,6	12,3	2505	31,3	0,32	8,0
3	11659	1,3	21,3	8,5	6751	26,6	8,3	45,8	32,3	2370	92,5	0,28	15,0
4	6353	1,0	9,0	6,4	3866	80,8	5,0	45,8	12,9	1005	68,8	0,37	29,8
5	7465	1,0	8,2	5,7	3740	79,8	5,0	30,5	12,9	1125	60,0	1,41	8,8
6	7491	1,0	8,2	6,4	8512	68,1	5,0	40,7	11,9	1470	56,3	0,45	7,6
7	6881	1,0	9,0	6,4	3339	81,4	5,8	40,7	16,9	1905	86,3	0,39	7,6
8	8696	1,0	11,5	6,4	3428	74,4	5,8	35,6	17,5	1770	85,0	0,61	11,2
9	7825	1,3	12,3	6,4	3996	82,9	6,6	50,9	16,3	2205	57,5	0,55	10,8
10	13827	2,2	30,6	12,5	7081	120,9	8,0	42,7	41,9	1650	283,8	1,26	33,6
11	14003	2,2	28,5	12,5	7462	139,4	10,2	54,9	46,8	1365	312,5	1,11	35,6
12	9547	2,0	16,9	8,6	4635	88,2	7,5	42,7	28,4	2010	216,3	1,07	20,6
13	15731	2,8	31,6	17,1	8494	170,7	12,3	76,2	78,4	2400	231,3	2,51	45,4
14	10896	1,8	25,1	13,1	6696	117,3	7,9	40,1	44,8	1530	298,8	1,42	28,4
15	11139	2,2	23,6	12,4	6526	124,6	5,9	37,2	47,1	2205	301,3	1,39	31,8
16	14221	2,6	26,1	16,8	7997	152,4	7,9	51,5	69,4	1575	122,5	1,93	47,4
17	12464	2,2	30,1	13,7	7842	137,0	9,8	40,1	76,6	2175	371,3	1,72	20,6
18	16561	3,1	30,1	16,2	9091	169,3	10,8	71,5	82,1	1740	165,0	2,17	61,4
19	10296	2,0	18,6	11,8	5822	110,7	6,9	45,8	48,3	2475	143,8	1,10	23,8
20	15763	2,6	35,1	17,4	9690	148,3	10,8	77,3	82,3	1785	171,3	2,27	48,0
21	10054	2,0	21,6	15,6	7366	129,8	8,4	85,8	47,4	1470	338,8	1,11	27,0
22	11479	2,2	19,1	14,3	6419	166,8	7,4	54,4	42,7	2535	337,5	0,23	26,0
23	14943	2,8	30,6	23,0	8596	169,8	9,8	57,2	75,6	1455	276,3	0,19	38,6
24	12246	2,4	23,1	18,7	6115	107,7	7,9	51,5	52,7	2415	221,3	0,18	26,2
25	10042	1,8	17,1	11,8	4466	92,4	7,4	40,1	37,2	1380	512,5	0,10	20,1
26	14172	3,0	30,6	18,7	8304	138,4	10,3	57,2	80,4	1770	442,5	0,17	41,2
27	10720	1,5	12,5	10,0	4495	89,3	4,4	25,8	39,5	1800	245,0	0,20	20,0

Annexe 19: Paramètres physico-chimiques de la fraction sédimentaire <2mm de l'estuaire de l'Aa. Toutes les teneurs sont exprimées en mg/kg de sédiment sec, sauf COT et fines en % de poids sec.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	Fines
Al	1												
Cd	0,902 ^a	1											
Cr	0,937 ^a	0,901 ^a	1										
Cu	0,839 ^a	0,919 ^a	0,849 ^a	1									
Fe	0,820 ^a	0,781 ^a	0,836 ^a	0,760 ^a	1								
Mn	0,775 ^a	0,870 ^a	0,769 ^a	0,829 ^a	0,694 ^a	1							
Ni	0,865 ^a	0,835 ^a	0,901 ^a	0,765 ^a	0,777 ^a	0,718 ^a	1						
Pb	0,583 ^b	0,650 ^a	0,616 ^a	0,644 ^a	0,666 ^a	0,635 ^a	0,758 ^a	1					
Zn	0,916 ^a	0,957 ^a	0,917 ^a	0,905 ^a	0,819 ^a	0,832 ^a	0,855 ^a	0,626 ^a	1				
NTK	0,115	0,214	0,140	0,146	0,052	0,067	0,161	0,116	0,176	1			
P	0,453 ^c	0,578 ^b	0,560 ^b	0,579 ^b	0,359	0,509 ^b	0,467 ^c	0,219	0,531 ^b	-0,003	1		
COT	0,520 ^b	0,450 ^c	0,540 ^b	0,275	0,501 ^b	0,519 ^b	0,523 ^b	0,433 ^c	0,519 ^b	-0,007	-0,023	1	
Fines	0,866 ^a	0,874 ^a	0,821 ^a	0,777 ^a	0,741 ^a	0,817 ^a	0,749 ^a	0,668 ^a	0,843 ^a	-0,061	0,351	0,577	1

A: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <2mm.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al	1								
Cd	0,787 ^a	1							
Cr	0,811 ^a	0,817 ^a	1						
Cu	0,729 ^a	0,890 ^a	0,790 ^a	1					
Fe	0,840 ^a	0,830 ^a	0,902 ^a	0,875 ^a	1				
Mn	0,770 ^a	0,826 ^a	0,668 ^a	0,837 ^a	0,805 ^a	1			
Ni	0,675 ^a	0,908 ^a	0,766 ^a	0,876 ^a	0,767 ^a	0,732 ^a	1		
Pb	0,769 ^a	0,949 ^a	0,754 ^a	0,922 ^a	0,823 ^a	0,879 ^a	0,919 ^a	1	
Zn	0,714 ^a	0,929 ^a	0,734 ^a	0,901 ^a	0,819 ^a	0,892 ^a	0,867 ^a	0,958 ^a	1

B: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <63µm.

Annexe 20: Matrices de corrélation des paramètres des sédiments de l'estuaire de l'Aa (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

St	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	22028	4,1	67,0	21,8	14770	231,6	11,8	84,9	89,3
2	13951	2,6	38,1	14,7	9318	199,0	9,7	59,8	50,0
3	21148	4,1	56,4	21,8	14275	241,4	13,3	75,5	76,9
4	17551	3,5	48,7	17,4	11763	198,5	12,3	72,3	64,9
5	17029	3,9	44,8	15,3	9808	206,8	11,3	78,6	57,2
6	15545	3,2	39,5	14,7	10311	195,6	10,2	69,2	53,8
7	16526	3,9	52,6	18,5	10969	210,8	12,8	72,3	75,1
8	19442	3,9	58,3	18,5	12913	219,8	14,3	81,8	79,1
9	17928	4,1	50,6	19,1	12812	205,2	14,3	84,9	73,4
10	19939	4,1	58,3	19,6	12450	234,0	13,8	84,9	78,7
11	19662	4,1	64,1	23,4	13363	259,6	14,3	91,2	94,0
12	22589	4,7	71,4	25,1	15197	242,9	14,8	91,2	96,7
13	24676	5,0	58,3	26,2	13784	307,5	16,9	113,2	135,1
14	22297	5,0	70,9	24,5	13993	247,8	16,9	100,6	100,6
15	22772	5,4	71,8	25,1	15001	257,1	22,0	110,1	123,4
16	20686	4,7	46,3	23,4	12714	270,8	15,4	106,9	111,6
17	24386	5,6	69,9	28,9	14718	276,3	16,4	100,6	103,7
18	22284	5,0	52,1	28,3	13505	267,1	16,4	106,9	127,2
19	22145	5,4	72,8	31,1	16582	281,3	17,9	113,2	138,1
20	22683	5,4	71,4	27,3	14303	243,0	19,5	110,1	123,3
21	21890	6,0	68,5	32,7	14549	266,0	20,0	119,5	163,8
22	25222	5,4	76,2	37,1	17030	293,4	18,9	122,7	142,6
23	24968	6,0	78,1	38,7	17405	282,7	19,5	125,8	152,7
24	23619	5,8	75,2	44,7	16682	283,5	24,6	128,9	140,6
25	17203	5,0	58,3	25,6	11944	231,0	17,9	100,6	110,8
26	21553	5,6	68,9	34,3	16230	288,6	21,0	122,7	140,5
27	19228	5,6	66,5	34,3	16229	310,5	18,4	116,4	160,0

Annexe 21: Teneurs métalliques de la fraction sédimentaire <math><63\mu\text{m}</math> de l'estuaire de l'Aa (en mg/kg de sédiment sec).

	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT
Cd	1										
Cr	0,616 ^a	1									
Cu	0,744 ^a	0,539 ^b	1								
Fe	0,077	0,088	0,152	1							
Mn	0,514 ^b	0,112	0,466 ^c	0,118	1						
Ni	0,172	0,165	0,076	0,147	0,234	1					
Pb	0,148	-0,113	0,193	0,352	0,426 ^c	0,690 ^a	1				
Zn	0,693 ^a	0,794 ^a	0,686 ^a	0,040	0,223	-0,041	-0,197	1			
NTK	-0,087	-0,429 ^c	-0,177	-0,061	0,026	0,272	0,309	-0,427 ^c	1		
P	0,511 ^b	0,475 ^c	0,499 ^b	-0,063	0,242	0,069	-0,116	0,450 ^c	-0,268	1	
COT	0,065	0,238	-0,186	0,087	0,216	0,087	0,008	0,176	-0,220	-0,218	1

A: Coefficients de corrélation des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par Al.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P
Al	1										
Cd	0,984 ^a	1									
Cr	0,977 ^a	0,988 ^a	1								
Cu	0,976 ^a	0,990 ^a	0,983 ^a	1							
Fe	0,976 ^a	0,971 ^a	0,977 ^a	0,967 ^a	1						
Mn	0,956 ^a	0,969 ^a	0,939 ^a	0,966 ^a	0,941 ^a	1					
Ni	0,984 ^a	0,980 ^a	0,980 ^a	0,965 ^a	0,968 ^a	0,938 ^a	1				
Pb	0,973 ^a	0,972 ^a	0,962 ^a	0,963 ^a	0,967 ^a	0,950 ^a	0,987 ^a	1			
Zn	0,962 ^a	0,983 ^a	0,986 ^a	0,978 ^a	0,963 ^a	0,943 ^a	0,950 ^a	0,930 ^a	1		
NTK	0,913 ^a	0,877 ^a	0,849 ^a	0,864 ^a	0,875 ^a	0,852 ^a	0,890 ^a	0,915 ^a	0,813 ^a	1	
P	0,882 ^a	0,883 ^a	0,851 ^a	0,837 ^a	0,816 ^a	0,856 ^a	0,902 ^a	0,864 ^a	0,830 ^a	0,759 ^a	1

B: Coefficients de corrélation des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par COT.

Annexe 22: Matrices de corrélation des paramètres normalisés des sédiments de l'estuaire de l'Aa (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

St	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	fines
1	15005	1,9	29,6	11,4	9362	170,3	6,3	51,0	45,5	2685	172,5	0,06	61,5
2	10402	1,0	11,4	6,7	5150	109,5	3,1	38,2	26,0	615	117,5	0,06	22,2
3	10016	1,0	10,4	7,2	5044	101,4	3,1	35,1	25,1	630	155,0	5,19	29,1
4	9146	1,0	10,4	5,7	4579	104,5	2,1	38,2	20,9	690	156,3	0,89	27,6
5	10705	1,0	12,5	6,7	5012	101,7	3,1	41,4	25,4	1320	35,0	1,08	27,9
6	13786	1,9	25,9	9,3	6954	144,2	5,7	54,2	35,6	1320	196,3	2,14	42,6
7	11588	1,6	17,1	8,3	5780	126,2	5,2	54,2	28,3	735	192,5	1,51	39,5
8	10428	1,4	13,5	8,3	5456	110,4	4,2	44,6	26,7	1500	107,5	0,97	27,0
9	9742	1,4	12,5	8,3	5376	109,4	4,2	44,6	28,0	1500	91,3	0,98	20,5
10	15655	2,4	34,3	11,9	9527	176,2	6,8	63,7	47,4	2055	521,3	2,38	59,4
11	16064	2,8	36,3	14,5	9480	172,4	11,0	73,3	51,7	1635	322,5	2,07	59,0
12	15978	2,8	35,8	14,0	9638	170,0	8,9	66,9	48,7	1575	340,0	2,68	60,4
13	18057	2,8	36,8	15,0	10125	176,8	7,8	73,3	51,3	1545	541,3	2,57	67,4
14	15742	2,4	39,4	15,0	9470	176,9	8,9	70,1	49,3	1365	496,3	3,56	62,6
15	15522	2,8	38,9	15,0	9849	175,6	9,9	70,1	52,6	1230	261,3	2,99	67,8
16	14336	2,8	34,8	12,9	8825	175,0	8,9	66,9	42,5	705	491,3	2,97	55,0
17	17935	3,3	37,4	15,5	9786	182,8	10,4	76,5	50,4	1125	195,0	3,33	51,6
18	16801	3,1	36,8	15,0	9569	186,4	11,0	79,7	48,2	1605	307,5	3,06	61,5
19	8473	1,6	8,3	6,7	2845	79,3	4,2	47,8	8,6	375	60,0	0,16	0,05
20	8757	1,6	9,9	7,2	2786	78,5	4,7	41,4	9,1	615	55,0	0,21	0,05
21	9081	1,4	10,4	6,7	2895	80,6	5,2	44,6	9,0	810	40,0	0,17	0,05
22	8386	1,6	10,4	7,2	2789	73,8	4,7	44,6	8,8	255	78,8	0,23	0,04
23	7791	1,4	10,9	7,2	2664	70,3	4,7	44,6	8,6	495	25,0	0,19	0,07
24	9181	1,3	9,6	9,6	2815	76,0	3,1	15,7	8,5	660	53,8	0,18	0,05
25	8231	1,5	6,8	6,8	2574	70,5	4,6	18,9	8,7	300	37,5	0,10	0,04
26	8264	1,7	7,2	7,2	2534	59,0	4,6	28,3	8,2	375	36,3	0,17	0,09
27	8089	1,9	6,3	6,3	2539	60,6	4,6	25,2	8,2	405	32,5	0,20	0,04

Annexe 23: Paramètres physico-chimiques de la fraction sédimentaire <2mm de l'estuaire de la Canche. Toutes les teneurs sont exprimées en mg/kg de sédiment sec, sauf COT et fines en % de poids sec.

St	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	17070	2,0	40,2	15,8	11451	198,2	12,8	67,1	66,9
2	16723	2,4	40,2	15,2	11668	195,8	12,8	75,5	67,1
3	13907	2,4	37,1	15,2	10667	174,6	11,4	67,1	62,9
4	14374	2,4	35,6	11,7	9723	188,6	12,1	67,1	54,1
5	17172	1,6	41,7	15,8	11869	194,6	12,1	75,5	68,6
6	16271	2,0	41,7	14,6	11081	194,9	11,4	67,1	66,7
7	17553	3,2	42,5	16,4	11043	218,1	12,8	71,3	66,0
8	17295	3,2	44,8	16,4	12511	215,6	15,7	88,1	72,4
9	18196	3,6	45,6	17,0	12692	218,5	17,1	96,5	77,0
10	18940	4,4	44,8	14,6	11425	231,8	15,7	83,9	63,4
11	20303	4,0	48,7	17,0	11581	231,9	15,0	83,9	67,8
12	19730	2,8	42,5	15,2	11760	231,2	12,8	75,5	63,6
13	18982	4,0	49,4	15,8	11496	222,9	14,3	83,9	65,6
14	19457	4,4	51,8	18,1	12127	233,6	17,1	79,7	66,4
15	20636	4,4	55,6	17,0	12994	235,5	17,9	88,1	72,4
16	17109	3,6	47,9	15,8	11576	238,8	16,4	92,3	63,4
17	19069	2,8	48,7	16,7	11093	206,3	10,9	81,3	63,0
18	19755	3,3	49,7	18,9	11879	223,3	12,9	93,0	66,4
19	8401	2,2	51,8	13,1	9026	296,3	11,9	98,8	26,0
20	8948	1,1	62,4	12,3	8547	315,8	10,9	93,0	29,4
21	8513	2,2	42,3	12,3	9927	310,3	7,0	58,1	24,6
22	9567	1,7	64,5	13,1	8888	347,8	12,9	93,0	32,5
23	9870	2,2	64,5	13,1	9270	335,6	13,9	93,0	29,6
24	10533	2,8	54,0	15,2	11637	394,5	10,9	93,0	32,2
25	7391	2,2	45,5	11,6	10149	311,8	11,9	81,3	25,1
26	9567	2,8	58,2	14,5	10152	360,3	13,9	133,6	32,9
27	9033	1,2	37,4	9,3	7490	225,6	6,8	44,6	23,7

Annexe 24: Teneurs métalliques de la fraction sédimentaire <math><63\mu\text{m}</math> de l'estuaire de la Canche (en mg/kg de sédiment sec).

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	Fines
Al	1												
Cd	0,851 ^a	1											
Cr	0,972 ^a	0,885 ^a	1										
Cu	0,939 ^a	0,916 ^a	0,961 ^a	1									
Fe	0,976 ^a	0,794 ^a	0,967 ^a	0,909 ^a	1								
Mn	0,973 ^a	0,795 ^a	0,969 ^a	0,904 ^a	0,992 ^a	1							
Ni	0,849 ^a	0,959 ^a	0,901 ^a	0,923 ^a	0,809 ^a	0,816 ^a	1						
Pb	0,884 ^a	0,831 ^a	0,909 ^a	0,851 ^a	0,876 ^a	0,893 ^a	0,868 ^a	1					
Zn	0,965 ^a	0,764 ^a	0,952 ^a	0,892 ^a	0,995 ^a	0,984 ^a	0,792 ^a	0,866 ^a	1				
NTK	0,722 ^a	0,436 ^c	0,677 ^a	0,604 ^a	0,768 ^a	0,745 ^a	0,472 ^c	0,576 ^b	0,765 ^a	1			
P	0,827 ^a	0,711 ^a	0,857 ^a	0,792 ^a	0,845 ^a	0,848 ^a	0,679 ^a	0,769 ^a	0,824 ^a	0,529 ^b	1		
COT	0,684 ^a	0,555 ^b	0,682 ^a	0,659 ^a	0,702 ^a	0,697 ^a	0,577 ^b	0,642 ^a	0,716 ^a	0,318	0,681 ^a	1	
Fines	0,945 ^a	0,721 ^a	0,935 ^a	0,856 ^a	0,985 ^a	0,976 ^a	0,745 ^a	0,842 ^a	0,985 ^a	0,758 ^a	0,844 ^a	0,719 ^a	1

A: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <2mm.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al	1								
Cd	0,694 ^a	1							
Cr	-0,283	0,046	1						
Cu	0,813 ^a	0,688 ^a	0,042	1					
Fe	0,814 ^a	0,714 ^a	-0,190	0,863 ^a	1				
Mn	-0,707 ^a	-0,209	0,732 ^a	-0,359 ^c	-0,415 ^c	1			
Ni	0,601 ^a	0,767 ^a	0,274	0,647 ^a	0,666 ^a	-0,163	1		
Pb	-0,085	0,271	0,711 ^a	0,284	0,141	0,537 ^b	0,507 ^b	1	
Zn	0,946 ^a	0,586 ^b	-0,382 ^c	0,794 ^a	0,835 ^a	-0,784 ^a	0,606 ^a	-0,097	1

B: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <63µm.

Annexe 25: Matrices de corrélation des paramètres des sédiments de l'estuaire de la Canche (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT
Cd	1										
Cr	0,094	1									
Cu	0,572 ^b	0,368	1								
Fe	-0,299	0,830 ^a	0,009	1							
Mn	-0,389 ^c	0,708 ^a	-0,094	0,898 ^a	1						
Ni	0,830 ^a	0,418 ^c	0,633 ^a	-0,001	-0,084	1					
Pb	0,188	0,273	0,002	0,136	0,294	0,379	1				
Zn	-0,341	0,799 ^a	-0,025	0,990 ^a	0,871 ^a	-0,028	0,104	1			
NTK	-0,446 ^c	0,321	-0,145	0,555 ^b	0,484 ^c	-0,251	-0,024	0,551 ^b	1		
P	-0,053	0,779 ^a	0,142	0,755 ^a	0,698 ^a	0,103	0,151	0,715 ^a	0,154	1	
COT	-0,248	0,417 ^c	0,005	0,551 ^b	0,464 ^c	-0,059	0,039	0,573 ^b	0,036	0,534 ^b	1

A: Coefficients de corrélation des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par Al.

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P
Al	1										
Cd	0,964 ^a	1									
Cr	0,949 ^a	0,905 ^a	1								
Cu	0,992 ^a	0,979 ^a	0,950 ^a	1							
Fe	0,974 ^a	0,910 ^a	0,988 ^a	0,982 ^a	1						
Mn	0,994 ^a	0,939 ^a	0,971 ^a	0,982 ^a	0,992 ^a	1					
Ni	0,970 ^a	0,993 ^a	0,932 ^a	0,982 ^a	0,932 ^a	0,954 ^a	1				
Pb	0,974 ^a	0,938 ^a	0,923 ^a	0,958 ^a	0,947 ^a	0,970 ^a	0,949 ^a	1			
Zn	0,955 ^a	0,872 ^a	0,980 ^a	0,936 ^a	0,996 ^a	0,981 ^a	0,897 ^a	0,927 ^a	1		
NTK	0,889 ^a	0,851 ^a	0,985 ^a	0,897 ^a	0,954 ^a	0,921 ^a	0,883 ^a	0,855 ^a	0,950 ^a	1	
P	0,957 ^a	0,865 ^a	0,961 ^a	0,933 ^a	0,988 ^a	0,980 ^a	0,886 ^a	0,935 ^a	0,992 ^a	0,916 ^a	1

B: Coefficients de corrélation des données de la fraction sédimentaire <2mm normalisées par COT.

Annexe 26: Matrices de corrélation des paramètres normalisés des sédiments de l'estuaire de la Canche (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NTK	P	COT	Fines
Al	1												
Cd	0,867 ^a	1											
Cr	0,948 ^a	0,879 ^a	1										
Cu	0,793 ^a	0,871 ^a	0,824 ^a	1									
Fe	0,902 ^a	0,774 ^a	0,925 ^a	0,768 ^a	1								
Mn	0,893 ^a	0,820 ^a	0,885 ^a	0,767 ^a	0,868 ^a	1							
Ni	0,760 ^a	0,846 ^a	0,846 ^a	0,824 ^a	0,762 ^a	0,682 ^a	1						
Pb	0,759 ^a	0,747 ^a	0,798 ^a	0,679 ^a	0,792 ^a	0,786 ^a	0,759 ^a	1					
Zn	0,811 ^a	0,799 ^a	0,827 ^a	0,906 ^a	0,815 ^a	0,771 ^a	0,817 ^a	0,655 ^a	1				
NTK	0,313 ^a	0,267	0,391 ^b	0,425 ^b	0,442 ^a	0,305 ^c	0,463 ^a	0,288 ^c	0,530 ^a	1			
P	0,663 ^a	0,647 ^a	0,750 ^a	0,648 ^a	0,677 ^a	0,698 ^a	0,585 ^a	0,546 ^a	0,628 ^a	0,304 ^c	1		
COT	0,625 ^a	0,484 ^a	0,622 ^a	0,356 ^b	0,618 ^a	0,637 ^a	0,424 ^b	0,560 ^a	0,436 ^a	0,034	0,442 ^a	1	
Fines	0,902 ^a	0,740 ^a	0,893 ^a	0,681 ^a	0,905 ^a	0,910 ^a	0,650 ^a	0,772 ^a	0,739 ^a	0,340 ^c	0,675 ^a	0,692 ^a	1

A: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <2mm

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al	1								
Cd	0,833 ^a	1							
Cr	0,497 ^a	0,684 ^a	1						
Cu	0,749 ^a	0,863 ^a	0,768 ^a	1					
Fe	0,846 ^a	0,862 ^a	0,724 ^a	0,907 ^a	1				
Mn	-0,237	0,104	0,523 ^a	0,227	0,118	1			
Ni	0,691 ^a	0,831 ^a	0,693 ^a	0,812 ^a	0,788 ^a	0,191	1		
Pb	0,447 ^a	0,685 ^a	0,782 ^a	0,759 ^a	0,668 ^a	0,582 ^a	0,803 ^a	1	
Zn	0,836 ^a	0,883 ^a	0,645 ^a	0,930 ^a	0,897 ^a	0,043	0,811 ^a	0,682 ^a	1

B: Coefficients de corrélation des données brutes de la fraction sédimentaire <63µm.

Annexe 27: Matrices de corrélation des paramètres sédimentaires des estuaires de l'Aa et de la Canche pour les AFD (corrélation significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

Al	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	5,183 ^a	X				
RDAa	4,294 ^a	0,898	X			
PSGCa	0,503	5,930 ^a	4,904 ^a	X		
CNCa	3,502 ^b	1,929 ^c	1,001	4,081 ^a	X	
RDCa	11,634 ^a	3,537 ^b	4,801 ^a	18,266 ^a	6,597 ^a	X

Cu	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	7,403 ^a	X				
RDAa	6,355 ^a	1,235	X			
PSGCa	1,213	6,753 ^a	5,955 ^a	X		
CNCa	2,055 ^c	5,337 ^a	5,143 ^a	1,204	X	
RDCa	15,994 ^a	0,667	0,961	14,015 ^a	9,190 ^a	X

Cd	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	8,906 ^a	X				
RDAa	7,059 ^a	0,419	X			
PSGCa	6,541 ^a	5,285 ^a	4,037 ^a	X		
CNCa	2,148 ^c	5,302 ^a	4,363 ^a	1,422	X	
RDCa	16,444 ^a	2,732 ^b	2,886 ^b	10,996 ^a	9,080 ^a	X

Fe	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	3,660 ^b	X				
RDAa	2,587 ^b	0,678	X			
PSGCa	3,109 ^b	10,538 ^a	6,727 ^a	X		
CNCa	1,622	2,222 ^c	1,218	6,363 ^a	X	
RDCa	8,122 ^a	5,051 ^a	4,494 ^a	53,983 ^a	7,375 ^a	X

Cr	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	7,559 ^a	X				
RDAa	4,236 ^a	1,302	X			
PSGCa	1,400	10,909 ^a	5,602 ^a	X		
CNCa	1,781 ^c	3,913 ^a	2,112 ^c	2,910 ^b	X	
RDCa	16,758 ^a	5,911 ^a	5,335 ^a	34,340 ^a	8,594 ^a	X

Mn	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	6,033 ^a	X				
RDAa	4,860 ^a	0,554	X			
PSGCa	0,089	6,908 ^a	5,406 ^a	X		
CNCa	4,921 ^a	1,342	0,661	5,789 ^a	X	
RDCa	17,124 ^a	4,615 ^a	4,794 ^a	33,827 ^a	7,161 ^a	X

Annexe 28: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm des sites estuariens (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

Ni	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	4,129 ^a	X				
RDAa	3,104 ^b	0,834	X			
PSGCa	3,220 ^b	6,440 ^a	5,325 ^a	X		
CNCa	2,881 ^b	5,951 ^a	4,999 ^a	0,749	X	
RDCa	5,812 ^a	0,450	1,408	9,340 ^a	7,772 ^a	X

NTK	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	0,674	X				
RDAa	0,814	0,249	X			
PSGCa	5,742 ^a	10,238 ^a	8,610 ^a	X		
CNCa	1,563	2,492 ^c	2,507 ^c	3,233 ^b	X	
RDCa	1,109	2,430 ^c	2,370 ^c	6,739 ^a	0,801	X

Pb	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	2,104 ^c	X				
RDAa	2,380 ^c	0,552	X			
PSGCa	1,042	2,558 ^c	2,785 ^b	X		
CNCa	1,502	1,155	1,602	2,092 ^c	X	
RDCa	10,862 ^a	4,034 ^a	2,576 ^b	8,136 ^a	9,105 ^a	X

P	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	6,626 ^a	X				
RDAa	5,429 ^a	0,887	X			
PSGCa	2,584 ^b	7,814 ^a	6,144 ^a	X		
CNCa	3,211 ^b	3,798 ^a	3,674 ^b	4,847 ^a	X	
RDCa	7,223 ^a	2,612 ^b	1,488	7,927 ^a	5,442 ^a	X

Zn	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	5,866 ^a	X				
RDAa	6,091 ^a	0,118	X			
PSGCa	3,942 ^a	7,507 ^a	7,894 ^a	X		
CNCa	3,638 ^b	4,079 ^a	4,181 ^a	8,395 ^a	X	
RDCa	13,341 ^a	1,244	1,163	39,999 ^a	7,628 ^a	X

COT	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	5,086 ^a	X				
RDAa	0,130	3,376 ^b	X			
PSGCa	3,364 ^b	8,654 ^a	1,774 ^c	X		
CNCa	1,603	0,348	1,423	2,422 ^c	X	
RDCa	11,551 ^a	5,381 ^a	7,644 ^a	17,057 ^a	2,620 ^b	X

Annexe 28 (suite): Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm des sites estuariens (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

Al	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	4,044 ^a	X				
RDAa	3,405 ^b	0,083	X			
PSGCa	9,596 ^a	19,552 ^a	14,198 ^a	X		
CNCa	1,412	7,384 ^a	5,632 ^a	12,952 ^a	X	
RDCa	1,535	4,123 ^a	2,950 ^b	22,325 ^a	4,791 ^a	X

Cu	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	5,350 ^a	X				
RDAa	7,452 ^a	4,194 ^a	X			
PSGCa	4,893 ^a	11,241 ^a	10,501 ^a	X		
CNCa	2,510 ^c	9,033 ^a	9,266 ^a	3,420 ^b	X	
RDCa	1,382	8,093 ^a	8,721 ^a	5,281 ^a	1,769 ^c	X

Cd	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	4,737 ^a	X				
RDAa	9,300 ^a	3,630 ^b	X			
PSGCa	6,244 ^a	10,557 ^a	15,385 ^a	X		
CNCa	4,176 ^a	8,271 ^a	12,378 ^a	1,629	X	
RDCa	0,161	3,971 ^a	7,539 ^a	5,709 ^a	3,900 ^a	X

Fe	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	2,731 ^b	X				
RDAa	4,343 ^a	2,710 ^b	X			
PSGCa	3,204 ^b	8,642 ^a	8,837 ^a	X		
CNCa	0,657	5,490 ^a	6,464 ^a	3,921 ^a	X	
RDCa	0,167	5,635 ^a	6,389 ^a	5,341 ^a	1,006	X

Cr	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	2,716 ^b	X				
RDAa	5,440 ^a	2,183 ^c	X			
PSGCa	0,604	2,012 ^c	4,446 ^a	X		
CNCa	2,948 ^b	6,523 ^a	12,991 ^a	3,535 ^b	X	
RDCa	0,565	4,102 ^a	9,248 ^a	1,299	4,677 ^a	X

Mn	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	5,645 ^a	X				
RDAa	6,439 ^a	1,178	X			
PSGCa	6,627 ^a	3,434 ^b	2,610 ^b	X		
CNCa	1,686	7,160 ^a	7,812 ^a	7,407 ^a	X	
RDCa	2,628 ^b	4,318 ^a	5,278 ^a	5,831 ^a	4,810 ^a	X

Annexe 29: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <63µm des sites estuariens (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

Ni	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	4,214 ^a	X				
RDAa	8,508 ^a	3,223 ^b	X			
PSGCa	1,062	4,367 ^a	7,702 ^a	X		
CNCa	1,068	3,077 ^b	6,933 ^a	1,836 ^c	X	
RDCa	2,732 ^b	1,398	4,833 ^a	3,150 ^b	1,642	X

Zn	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	5,244 ^a	X				
RDAa	10,208 ^a	4,075 ^a	X			
PSGCa	8,889 ^a	12,936 ^a	19,725 ^a	X		
CNCa	0,412	6,439 ^a	12,476 ^a	15,848 ^a	X	
RDCa	0,685	6,901 ^a	13,302 ^a	23,637 ^a	0,464	X

Pb	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	5,954 ^a	X				
RDAa	10,586 ^a	3,933 ^a	X			
PSGCa	1,369	1,442	3,381 ^b	X		
CNCa	0,100	5,347 ^a	9,319 ^a	1,375	X	
RDCa	2,754 ^b	4,266 ^a	9,493 ^a	0,345	2,390 ^c	X

fines	EMBAa	CMAa	RDAa	PSGCa	CNCa	RDCa
EMBAa	X					
CMAa	4,586 ^a	X				
RDAa	4,178 ^a	1,079	X			
PSGCa	5,356 ^a	8,117 ^a	9,019 ^a	X		
CNCa	4,100 ^a	0,484	0,552	7,701 ^a	X	
RDCa	16,017 ^a	5,122 ^a	8,089 ^a	34,653 ^a	5,920 ^a	X

Annexe 29 (suite): Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <63µm et pour le pourcentage de fraction fine (sédiments totaux) des sites estuariens (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,895	X		
Boulogne sur Mer	3,835 ^a	3,050 ^b	X	
Dunkerque Ouest	9,244 ^a	8,205 ^a	4,226 ^a	X

Cu	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	1,913	X		
Boulogne sur Mer	4,030 ^a	4,441 ^a	X	
Dunkerque Ouest	5,061 ^a	7,291 ^a	2,718 ^b	X

Ni	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	2,527 ^c	X		
Boulogne sur Mer	5,233 ^a	6,181 ^a	X	
Dunkerque Ouest	7,413 ^a	8,531 ^a	0,366	X

Cd	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,078	X		
Boulogne sur Mer	2,068 ^c	2,053 ^c	X	
Dunkerque Ouest	9,311 ^a	9,222 ^a	3,281 ^b	X

Fe	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,270	X		
Boulogne sur Mer	3,652 ^a	3,608 ^a	X	
Dunkerque Ouest	10,541 ^a	9,948 ^a	4,030 ^a	X

Pb	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,372	X		
Boulogne sur Mer	3,485 ^a	3,279 ^b	X	
Dunkerque Ouest	4,704 ^a	4,034 ^a	1,402	X

Cr	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,044	X		
Boulogne sur Mer	4,289 ^a	3,782 ^a	X	
Dunkerque Ouest	12,185 ^a	11,197 ^a	7,445 ^a	X

Mn	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,976	X		
Boulogne sur Mer	1,460	1,449	X	
Dunkerque Ouest	7,100 ^a	6,301 ^a	1,322	X

Zn	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	2,543 ^c	X		
Boulogne sur Mer	2,226 ^c	2,369 ^c	X	
Dunkerque Ouest	2,738 ^b	3,230 ^b	1,354	X

Annexe 30: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

NTK	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	5,216 ^a	X		
Boulogne sur Mer	6,531 ^a	9,459 ^a	X	
Dunkerque Ouest	0,425	3,699 ^a	6,100 ^a	X

COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	1,772	X		
Boulogne sur Mer	7,376 ^a	4,896 ^a	X	
Dunkerque Ouest	4,538 ^a	1,486	4,292 ^a	X

P	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,486	X		
Boulogne sur Mer	4,806 ^a	4,809 ^a	X	
Dunkerque Ouest	8,953 ^a	8,733 ^a	4,076 ^a	X

FINES	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,842	X		
Boulogne sur Mer	7,793 ^a	5,627 ^a	X	
Dunkerque Ouest	7,888 ^a	5,347 ^a	0,740	X

Hg	Boulogne-sur-Mer
Dunkerque Ouest	1,542

Annexe 30 (suite): Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	5,455 ^a	X		
Boulogne sur Mer	6,669 ^a	0,019	X	
Dunkerque Ouest	4,562 ^a	8,812 ^a	10,445 ^a	X

Cu	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	6,954 ^a	X		
Boulogne sur Mer	0,712	2,840 ^b	X	
Dunkerque Ouest	6,664 ^a	0,437	2,780 ^b	X

Ni	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	3,498 ^a	X		
Boulogne sur Mer	0,912	1,834	X	
Dunkerque Ouest	0,246	3,348 ^a	1,060	X

Cd	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	7,649 ^a	X		
Boulogne sur Mer	0,899	0,650	X	
Dunkerque Ouest	15,916 ^a	6,792 ^a	1,890	X

Fe	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	5,858 ^a	X		
Boulogne sur Mer	5,520 ^a	0,988	X	
Dunkerque Ouest	8,414 ^a	13,311 ^a	12,459 ^a	X

Pb	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	3,148 ^b	X		
Boulogne sur Mer	2,135 ^c	0,776	X	
Dunkerque Ouest	5,072 ^a	1,680	0,208	X

Cr	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	4,986 ^a	X		
Boulogne sur Mer	10,205 ^a	6,322 ^a	X	
Dunkerque Ouest	9,685 ^a	15,546 ^a	20,683 ^a	X

Mn	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,001	X		
Boulogne sur Mer	1,247	1,247	X	
Dunkerque Ouest	1,460	1,243	1,228	X

Zn	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	7,018 ^a	X		
Boulogne sur Mer	1,295	1,722	X	
Dunkerque Ouest	2,265 ^c	3,952 ^a	0,684	X

Annexe 31: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <63µm (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Al	11,651 ^a	2,721 ^a	0,677	2,179 ^c
Cd	12,863 ^a	3,801 ^a	0,312	4,593 ^a
Cr	14,619 ^a	9,384 ^a	0,098	4,865 ^a
Cu	7,770 ^a	6,359 ^a	0,742	3,435 ^a
Fe	13,204 ^a	7,645 ^a	0,499	2,527 ^c
Mn	14,010 ^a	8,745 ^a	0,111	1,157
Ni	10,271 ^a	9,673 ^a	0,444	0,082
Pb	10,416 ^a	6,907 ^a	0,813	1,317
Zn	7,774 ^a	5,033 ^a	0,055	1,153

Annexe 32: Matrice des valeurs absolues de t (test de Student) entre les deux fractions sédimentaires ($\emptyset < 2\text{mm}$ et $\emptyset < 63\mu\text{m}$) (différence significative à a: $P < 0,001$; b: $P < 0,01$; c: $P < 0,05$).

Cd	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	0,32	0,20	0,28	0,14	1,27	0,86	1,91	0,30	0,12	10,50
Boulogne-sur-Mer	2,41	3,11	1,70	0,98	17,80	1,30	1,37	0,79	0,48	7,17
Canche	1,59	0,35	1,55	0,93	2,35	5,42	7,07	1,35	0,19	31,67
Aa	1,66	0,30	1,66	0,99	2,12	4,46	5,30	1,87	0,71	18,00

Cr	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	32,00	6,15	32,36	20,17	46,77	58,61	54,18	37,61	20,59	270,10
Boulogne-sur-Mer	21,21	5,37	22,02	9,29	29,05	11,30	4,66	10,33	6,81	27,62
Canche	15,63	5,80	12,95	7,79	25,06	49,46	96,11	14,32	2,00	493,33
Aa	17,49	4,14	18,18	10,36	24,15	45,26	52,72	19,46	5,82	180,00

Cu	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	8,98	3,37	8,51	3,04	19,81	15,38	13,37	10,25	5,35	59,90
Boulogne-sur-Mer	19,52	10,71	14,95	9,39	49,70	10,82	7,17	7,11	4,58	33,81
Canche	8,15	1,07	8,26	6,23	10,46	28,47	41,30	7,00	1,39	190,00
Aa	10,53	2,41	10,07	7,04	15,52	30,03	37,76	11,26	4,04	121,05

Fe	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	7704	1422	7876	3731	10707	13871	12065	8835	5241	60510
Boulogne-sur-Mer	6635	2200	6501	4231	16604	3780	2388	2968	2008	12305
Canche	4773	1207	5036	3066	6345	16480	32248	4580	972	156033
Aa	5602	1367	5489	3942	11363	13883	14287	6636	2652	48847

Annexe 33: Descripteurs statistiques des teneurs sédimentaires (fraction <2mm) normalisées par l'aluminium et le Carbone Organique Total.

Mn	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	109,61	32,75	100,31	52,71	234,12	208,98	227,70	128,56	64,12	1190,20
Boulogne-sur-Mer	877,10	3013,00	170,33	110,64	16103,94	393,94	1210,01	88,88	46,96	6484,19
Canche	100,39	12,98	104,60	71,39	122,07	357,60	612,96	117,42	19,54	2838,33
Aa	100,40	21,58	102,23	22,81	145,31	250,99	278,34	116,94	56,60	924,00

Ni	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	7,15	2,05	7,48	2,24	12,53	11,49	7,84	8,37	4,82	40,07
Boulogne-sur-Mer	9,57	2,60	9,61	5,97	18,21	5,69	4,36	4,35	2,49	22,86
Canche	4,89	1,23	5,37	2,30	6,85	16,48	22,67	4,29	0,60	105,00
Aa	6,89	1,01	6,85	4,10	8,43	17,46	19,02	9,19	3,55	74,00

Pb	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	31,67	5,90	32,21	13,02	41,69	64,68	72,34	38,64	8,35	325,20
Boulogne-sur-Mer	52,48	23,92	45,96	33,84	154,66	31,72	26,19	20,41	14,54	123,33
Canche	41,66	8,95	42,65	17,10	57,25	137,53	197,02	42,92	6,76	850,00
Aa	44,73	13,31	40,94	24,07	85,34	108,76	108,45	58,36	21,63	401,00

Zn	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	54,39	64,64	38,91	16,86	337,46	88,36	97,56	46,25	19,00	375,00
Boulogne-sur-Mer	148,66	313,00	54,60	20,80	1702,96	67,47	124,93	33,29	13,41	685,69
Canche	22,09	8,94	25,06	9,26	33,89	72,28	158,47	24,98	4,84	758,33
Aa	36,29	13,55	37,04	15,89	61,46	100,38	130,83	37,83	9,15	472,94

Annexe 33 (suite): Descripteurs statistiques des teneurs sédimentaires (fraction <2mm) normalisées par l'aluminium et le Carbone Organique Total.

NTK	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	758	347	795	104	1528	1047	517	949	477	2852
Boulogne-sur-Mer	2416	1529	1990	1055	8883	2075	3834	890	431	18556
Canche	833	369	754	304	1789	3359	8525	1109	121	44750
Aa	1727	640	1582	863	3508	4314	4207	2250	786	13800

P	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	311,35	113,52	320,04	128,70	691,16	521,73	438,54	366,67	170,73	2100,00
Boulogne-sur-Mer	283,08	124,04	266,06	66,49	512,69	184,84	254,63	131,86	50,56	1404,76
Canche	138,81	94,84	112,96	32,09	342,70	339,05	619,47	162,50	29,87	2875,00
Aa	182,56	108,26	147,03	43,84	510,36	614,34	1089,18	210,42	42,55	5125,00

Hg	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Sites	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum
Dunkerque Ouest	0,073	0,036	0,080	0,010	0,160	0,161	0,280	0,080	0,010	1,350
Boulogne-sur-Mer	0,323	0,828	0,105	0,050	4,420	0,158	0,334	0,055	0,020	1,780

Sites	Teneurs en COT normalisées par Al (*10 ⁴)					Teneurs en Al normalisées par COT				
	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum
Dunkerque Ouest	0,85	0,43	0,90	0,08	1,56	21786	26666	11181	6414	130500
Boulogne-sur-Mer	2,13	0,73	2,31	0,34	3,14	6562	6255	4333	3186	29081
Canche	1,10	1,09	1,01	0,04	5,18	36331	56016	9941	1930	250083
Aa	0,82	0,52	0,79	0,10	1,89	25818	27601	12615	5294	100420

Dunkerque Ouest	Valeurs normalisées par Al (*10 ⁴)					Valeurs normalisées par COT				
	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Minimum	Maximum
As	5,91	1,43	5,92	2,45	9,22	10,84	9,71	7,15	3,41	43,00
Sn	1,67	0,44	1,60	0,71	2,93	3,54	4,65	1,96	0,88	21,00

Annexe 33 (suite): Descripteurs statistiques des teneurs sédimentaires (fraction <2mm) normalisées par l'aluminium et le Carbone Organique Total.

Cd/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,759	X		
Boulogne sur Mer	1,275	1,388	X	
Dunkerque Ouest	19,913 ^a	16,819 ^a	3,545 ^a	X

Fe/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	2,363 ^c	X		
Boulogne sur Mer	2,099 ^c	3,910 ^a	X	
Dunkerque Ouest	5,972 ^a	8,894 ^a	2,241 ^c	X

Pb/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,996	X		
Boulogne sur Mer	1,491	2,238 ^c	X	
Dunkerque Ouest	4,767 ^a	5,051 ^a	4,501 ^a	X

Cr/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	1,356	X		
Boulogne sur Mer	2,882 ^b	3,696 ^a	X	
Dunkerque Ouest	11,276 ^a	10,869 ^a	7,534 ^a	X

Mn/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,003	X		
Boulogne sur Mer	1,364	1,364	X	
Dunkerque Ouest	1,354	1,554	1,348	X

Zn/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	4,546 ^a	X		
Boulogne sur Mer	1,898	2,139 ^c	X	
Dunkerque Ouest	1,655	3,001 ^b	1,569	X

Cu/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	4,694 ^a	X		
Boulogne sur Mer	4,330 ^a	5,588 ^a	X	
Dunkerque Ouest	2,145 ^c	1,405	5,022 ^a	X

Ni/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	6,508 ^a	X		
Boulogne sur Mer	5,071 ^a	8,575 ^a	X	
Dunkerque Ouest	0,677	5,488 ^a	4,057 ^a	X

COT/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	1,229	X		
Boulogne sur Mer	7,702 ^a	4,084 ^a	X	
Dunkerque Ouest	0,286	1,132	8,248 ^a	X

Annexe 34: Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm normalisés par Al (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

Al/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,875	X		
Boulogne sur Mer	3,539 ^b	2,745 ^b	X	
Dunkerque Ouest	0,586	1,250	3,353 ^b	X

Cu/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,145	X		
Boulogne sur Mer	2,600 ^c	2,189 ^c	X	
Dunkerque Ouest	1,931	1,588	1,767	X

Ni/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,173	X		
Boulogne sur Mer	3,138 ^b	2,430 ^c	X	
Dunkerque Ouest	1,539	1,096	3,792 ^a	X

Cd/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,566	X		
Boulogne sur Mer	2,996 ^b	2,972 ^b	X	
Dunkerque Ouest	3,369 ^b	3,265 ^b	1,089	X

Fe/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,384	X		
Boulogne sur Mer	3,626 ^a	2,042 ^c	X	
Dunkerque Ouest	0,004	0,401	4,961 ^a	X

Pb/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,665	X		
Boulogne sur Mer	3,592 ^a	2,767 ^b	X	
Dunkerque Ouest	1,835	1,833	2,559 ^c	X

Cr/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,199	X		
Boulogne sur Mer	3,334 ^b	2,061	X	
Dunkerque Ouest	0,989	0,446	5,285 ^a	X

Mn/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,823	X		
Boulogne sur Mer	0,609	0,141	X	
Dunkerque Ouest	0,643	1,201	0,798	X

Zn/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,710	X		
Boulogne sur Mer	0,953	0,125	X	
Dunkerque Ouest	0,403	0,467	0,732	X

Annexe 34 (suite): Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm normalisés par COT (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

NTK/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	0,522	X		
Boulogne sur Mer	2,061 ^c	0,716	X	
Dunkerque Ouest	4,013 ^a	1,407	1,409	X

NTK/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	6,287 ^a	X		
Boulogne sur Mer	2,194 ^c	5,319 ^a	X	
Dunkerque Ouest	7,134 ^a	0,816	5,626 ^a	X

P/COT	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	1,142	X		
Boulogne sur Mer	1,997	1,200	X	
Dunkerque Ouest	0,418	1,311	3,887 ^a	X

P/Al	Aa	Canche	Boulogne sur Mer	Dunkerque Ouest
Aa	X			
Canche	1,580	X		
Boulogne sur Mer	3,205 ^b	4,856 ^a	X	
Dunkerque Ouest	4,605 ^a	6,610 ^a	0,944	X

Annexe 34 (suite): Matrices des valeurs absolues de t (test de Student) pour les paramètres chimiques de la fraction sédimentaire <2mm normalisés par Al ou COT (différence significative à a: P<0,001; b: P<0,01; c: P<0,05).

**PUBLICATIONS
RAPPORTS
COMMUNICATIONS**

PUBLICATIONS RAPPORTS COMMUNICATIONS

Certains des résultats rassemblés dans ce mémoire de thèse ont été par ailleurs présentés sous forme de publications, rapports et communications entre 1992 et 1996.

Publications

- 1996: DHAINAUT-COURTOIS N. & ROMONT R. Biomarqueurs d'exposition aux métaux lourds. Invertébrés benthiques de zones d'estuaires et portuaires, *Chapitre à paraître dans l'ouvrage intitulé "Utilisation de Biomarqueurs en Ecotoxicologie" édité par l'INRA* (sous presse).
- 1996: ROMONT R. & DHAINAUT-COURTOIS N. Indicateurs écologiques et bioaccumulateurs en milieu marin: invertébrés benthiques des zones estuariennes et portuaires de la région Nord/Pas-de-Calais, *In Proceedings of the third international conference on the biogeochemistry of trace elements, 15-19 May 1995, Paris, France*, sous presse (Ed. INRA).
- 1995: ROMONT R., PRUVOT C. & 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 Qualité des Eaux Littorales, 26-28 Septembre, CALAIS-DUNKERQUE*, 5 p.

Rapports

- 1994: CANIS I., PINTE S., CHAPMAN A., ROMONT R. & 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, 42 p.
- 1994: PINTE S., CANIS I., CHAPMAN A., ROMONT R. & DHAINAUT-COURTOIS N. Evaluation de l'écotoxicité des sédiments et des eaux du Port Ouest de Dunkerque par le test Microtox, rapport de la convention USTL/PAD n°944012, 29 p.
- 1994: ROMONT R. & DHAINAUT-COURTOIS N. Cartographie des paramètres physico-chimiques des sédiments meubles de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, rapport de la convention USTL/PAD n°944012, 39 p.
- 1994: ROMONT R. & DHAINAUT-COURTOIS N. Qualité des sédiments du cercle d'évitage de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, rapport de la convention USTL/PAD n°944012, 17 p.
- 1994: ROMONT R. & DHAINAUT-COURTOIS N. 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-sur-mer et Dunkerque-Ouest, rapport des contrats Etat - région Nord/Pas-de-Calais (programme DYSCOPI, 1992-1994) et USTL/Port Autonome de Dunkerque, 23 p.
- 1993: ROMONT R., PRUVOT C., AREHMOUCH L. & DHAINAUT-COURTOIS N. Etude de la pollution métallique des sédiments et de la macrofaune associée dans l'Avant-Port Ouest de Dunkerque, rapport de la convention PAD/USTL n°924033, 152 p.
- 1992: ROMONT R., PRUVOT C., AREHMOUCH L. & DHAINAUT-COURTOIS N. 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 PAD/USTL n°924033, 43 p.

Communications

- 1995: ROMONT R., PRUVOT C. & DHAINAUT-COURTOIS N. Diagnostic écologique de la qualité des milieux portuaires et estuariens du Nord/Pas-de-Calais, *XXII journées nationales des Cellules Qualité des Eaux Littorales*, 26-28 Septembre, CALAIS-DUNKERQUE.
- 1995: GRUMIAUX F., DEMUYNCK S., ROMONT R., PRUVOT C. & DHAINAUT-COURTOIS N. Recherches écotoxicologiques sur les systèmes aquatiques dulçaquicoles et marins de la région Nord/Pas-de-Calais, *colloque Lille-Université Libre de Bruxelles*, 30 Mai, LILLE (poster).
- 1995: DHAINAUT-COURTOIS N., DEMUYNCK S., SALZET-RAVEILLON B., ROMONT R., RUFFIN P., SCAPS P., PRUVOT C. & DHAINAUT A. Caractérisation d'outils biologiques (espèces indicatrices, bioindicateurs de pollution, marqueurs biochimiques) adaptés à l'étude des effets des micropolluants dans les estuaires et ports de la région Nord/Pas-de-Calais, *troisième conférence internationale sur la biogéochimie des éléments traces*, 15-19 Mai, PARIS (poster).
- 1994: ROMONT R. Faciès sédimentaires, peuplements benthiques et pollution des sites portuaires et des estuaires de la région Nord/Pas-de-Calais, *Séminaire gestion et protection du littoral Nord/Pas-de-calais*, 29 Novembre-2 Décembre, LILLE.
- 1992: DHAINAUT-COURTOIS N., SEPTIER F., DEMUYNCK S., SALZET-RAVEILLON B., ROMONT R. & DHAINAUT A. Devenir et effets des contaminants métalliques d'origine continentale dans le compartiment biologique estuarien, *Symposium Manche*, 2-4 Septembre, BREST (poster).

**RESUME
ABSTRACT**

RÉSUMÉ

Un diagnostic écologique de la qualité de milieux anthropisés du littoral Nord/Pas-de-Calais associe l'analyse de paramètres physico-chimiques sédimentaires et la description des communautés benthiques liées au substrat meuble de zones subtidales portuaires (Dunkerque ouest, Boulogne-sur-Mer) et d'estrans estuariens (Aa, Canche) échantillonnés entre 1992 et 1994. La caractérisation granulométrique et le dosage de métaux (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), de nutriments (NTK, P) et de COT, ont été systématiquement réalisés sur la fraction <2mm de sédiments prélevés au niveau de 120 stations. Les teneurs métalliques ont également été déterminées sur la fraction fine (<63 μ m) de ces sédiments et sont comparées à des valeurs de référence. Les assemblages faunistiques, la diversité, et, pour les estuaires, la biomasse, des espèces benthiques récoltées dans ces zones ont été décrits. Les résultats sédimentaires, normalisés ou non, et faunistiques ont été traités par analyses multivariées (ACP, AFC, AFD). Ils mettent en évidence une forte pollution métallique des sédiments dans le petit port et la darse Sarraz-Bournet à Boulogne-sur-Mer, accompagnée d'un enrichissement organique qui favorise la prolifération de l'annélide *Capitella capitata*. A Dunkerque, les teneurs de la plupart des paramètres contrôlés sont comparables au bruit de fond "naturel" du littoral régional ou des ports français. Les vases et vases sableuses portuaires abritent une communauté animale variée (plus de 60 espèces), dominée par le bivalve *Abra alba* associé généralement à l'annélide *Nephtys hombergii*, qui dérive des peuplements décrits en Manche et Mer du Nord. La diversité est moindre (22 espèces) dans les sédiments principalement vaso-sableux des estuaires, pourtant moins contaminés. Ce travail montre la complémentarité des données abiotiques et biotiques dans l'évaluation de la qualité du milieu, met en évidence les limites de l'utilisation d'indices biocénétiques et illustre la difficulté de découpler les effets des polluants sur le benthos de ceux de la granulométrie du substrat. Il pose les bases d'un suivi qu'il serait souhaitable de mener sur le long terme.

Mots-clés: analyse multivariée, benthos, diversité, estuaire, métaux, port, sédiment.

ABSTRACT

An ecological diagnosis of the quality of areas, affected by human activities of the Nord/Pas-de-Calais coasts, associates the analysis of physico-chemical parameters of the sediments and the description of benthic communities in subtidal port areas (west Dunkirk, Boulogne-sur-Mer) and intertidal areas in the estuaries of Aa and Canche rivers. Grain-size characterization and analysis of metals (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), nutrients (TKN, P) and TOC were performed on the <2mm grain-size fraction of sediments taken at 120 stations. Metal contents were also determined on the <63 μ m grain-size fraction and are compared to reference levels. Fauna collection, diversity, biomass (in the estuaries), of benthic species collected are described. Sediment and fauna data are submitted to multivariate analysis. Results show an important pollution by metals in the little port and the Sarraz-Bournet dock in Boulogne-sur-Mer, and an organic enrichment which increases the density of *Capitella capitata* (Annelida). Most of the parameters determined in the sediments of west Dunkirk are similar to background levels reported for the Nord/Pas-de-Calais region and french ports. Muds and sandy muds in the ports are characterized by a varied fauna community (more than 60 species), dominated by the mollusc *Abra alba* and the worm *Nephtys hombergii*, which is derived from benthic communities described in the Channel and the south bight of the North Sea. Diversity is less important (22 species) in the sandy muds of the estuaries, where the contamination is moderated. This work shows that biological and sediment data complement each other in the assessment of the quality of the environment, determines the limits of the use of diversity indexes and expresses the difficulty to separate the effects of pollutants and grain-size characteristics of the substratum on the benthos. It establishes the basis for a long-time monitoring of quality in such areas.

Key-words: benthos, diversity, estuary, metal, multivariate analysis, port, sediment.