

Thèse de Doctorat d'Etat
présentée à l'Université de CAEN par

Bernard SYLVAND

pour l'obtention du grade de
Docteur ès Sciences

LA BAIE DES VEYS

(Littoral occidental de la baie de Seine, Manche)

1972-1993

**STRUCTURE ET EVOLUTION A LONG TERME
D'UN ECOSYSTEME BENTHIQUE INTERTIDAL
DE SUBSTRAT MEUBLE
SOUS INFLUENCE ESTUARIEENNE**

Soutenue le 12 janvier 1995
devant le Jury suivant :

Pr. P. NIVAL (Président du Jury)
Université de PARIS VI, Océanographie Biologique

Pr. P. LUBET (Directeur de thèse)
Université de CAEN, Biologie et Biotechnologies Marines

Pr. J.-P. DUCROTOY (Rapporteur)
University of LEEDS, Marine Biology

Pr. G. PRUNUS (Rapporteur)
Université de CAEN, Biologie et Biotechnologies Appliquées

Pr. J. AVOINE (Examineur)
Université de CAEN, Géologie Marine

Pr. C. RETIERE (Examineur)
Muséum National d'Histoire Naturelle, DINARD

Bernard SYLVAND

LA BAIE DES VEYS
(Littoral occidental de la baie de Seine, Manche)
1972-1993

STRUCTURE ET EVOLUTION A LONG TERME
D'UN ECOSYSTEME BENTHIQUE INTERTIDAL
DE SUBSTRAT MEUBLE
SOUS INFLUENCE ESTUARIEENNE

Je dédie ce travail à mon incroyable grand'mère, Mme Henriette NATTIER, qui a vu naître l'automobile, l'aviation, le surréalisme, le Front Populaire, la Sécu, la radio, la télé, les satellites artificiels, la stéréo et le laser et qui, bien qu'ayant quitté l'école à 9 ans, m'a appris très tôt à reconnaître animaux et plantes de chez nous et d'ailleurs. Actuellement dans sa 97^e année, elle chemine avec philosophie vers le XXI^e siècle après en avoir connu un entier, traversé de part en part depuis la fin du XIX^e. Avec ma tendre et affectueuse reconnaissance.

AVANT-PROPOS

Quatre personnes eurent un rôle déterminant dans mon orientation et mon avenir professionnel. D'abord Pierre LUBET, à qui je dois mon premier salaire de chercheur et qui m'a fait découvrir le littoral et ses richesses, ainsi que l'arôme délicat des bons vins de Bordeaux à une époque où ma vie d'étudiant finissant n'était ponctuée que par des laits-fraise aux effluves navrantes. Ensuite, tregurez braz evid Louis CABIOC'H, qui m'a ouvert les portes de la Station de Roscoff, m'a offert sans préambule et trois jours durant les services du Pluteus II, avec qui j'ai toujours eu le plaisir de débattre avec ardeur des recherches intertidales, me communiquant ainsi une passion de la recherche qui est à l'origine de la constitution du G.E.M.E.L.. Puis Christian RETIERE, toujours disponible dans l'ambiance chaleureuse du Laboratoire Maritime de Dinard et qui m'a, par ses conseils judicieux et son appui constant, évité bien des casseroles. Et enfin Frank GENTIL, qui n'aurait pas pu s'appeler autrement, pour son accueil immédiat et sans distance à l'époque des vaches maigres et dont le laboratoire m'était devenu au cours des années aussi familier que ma salle de bains.

Le travail que je présente ici n'aurait jamais existé sans leur fraternelle et conviviale amitié, que je souhaite conserver aussi longtemps que possible. Autrement dit, je n'ai pas intérêt à les décevoir dans les pages qui vont suivre...

Ce fut pour moi un éminent honneur et un très grand plaisir d'apprendre que le Professeur Paul NIVAL, de l'Université de Paris VI, participait au Jury de ma thèse et je le remercie chaleureusement d'avoir bien voulu accepter d'en être le Président. J'adresse mes plus vifs remerciements à mon indispensable Directeur de Thèse, le Professeur Pierre LUBET, de l'Université de Caen, qui m'a toujours fidèlement (et patiemment) soutenu à toutes les étapes de ce travail avec une confiance sans cesse renouvelée. Ma reconnaissance va également aux rapporteurs attentifs du travail que j'ai présenté, le Professeur Georges PRUNUS, de l'Université de Caen également, dont les connaissances dans le domaine des statistiques m'ont fortement aidées, ainsi que le Professeur Jean-Paul DUCROTOY, de l'Université de Leeds, qui n'a pas cessé de me prodiguer conseils et encouragements, principalement durant les moments les plus difficiles de ma carrière. Je remercie chaleureusement le Professeur Jacques AVOINE, du Laboratoire de Géologie Marine de l'Université de Caen, qui a été particulièrement attentif à tout ce qui relève du domaine de la sédimentologie et de l'océanographie physique. Enfin, je suis très reconnaissant au Professeur Christian RETIERE, directeur du Laboratoire Maritime de Dinard, d'avoir contribué par ses vastes connaissances en biologie marine à la critique très constructive du document présenté ici.

J'adresse toute ma fraternelle et affectueuse reconnaissance à Michel ROPERT, qui fut un précieux collaborateur pour le traitement des données et la mise en page de cet ouvrage, ainsi qu'à Jan BEUKEMA, Jean-François BRULARD, Michel DESPREZ, Jean-Paul DUPONT, Robert LAFITE, Françoise RENAULT, Hervé RYBARKZYK, Isabelle SAVINI, Serge SIMON et James WILSON, qui ont accepté de le lire, le corriger et le critiquer à différents moments de sa rédaction.

Ma reconnaissance va également à toutes celles et ceux qui, à l'un ou l'autre moment, me donnèrent, par leur participation active, le sentiment que je n'étais pas complètement seul sur le terrain ou dans le laboratoire :

Anne CHEVIET, terrain et tri PNDR-coques 1987-88,
 Annie DELCROS, terrain MA et DU 1985,
 Jean-Paul DUCROTOY, terrain COST 1989,
 Marcel et Huguette JOUET, P.N.D.R.-Coques été 1988,
 Anne MEUNIER, terrain COST, tri et détermination 1990-1991,
 Jeanne POUPINET, terrain et laboratoire 1972-1975,
 Elisabeth PREHU, terrain et tri 1992,
 Bernard REA, terrain MA et DU 1977,
 Françoise RENAULT, terrain et tri 1988-1989,
 Michel ROPERT, terrain, tri, détermination, traitement et mise en page 1990-1994,
 François SAGOT, tri et détermination 1976 et 1977,
 Isabelle SAVINI, Christine SAVINI, terrain et tri 1977 et 1979,
 Jean-René SAVINI, terrain, tri, détermination et traitement 1988-1990,
 Serge SIMON, terrain 1977,
 Yann SYLVAND, terrain et tri 1989.

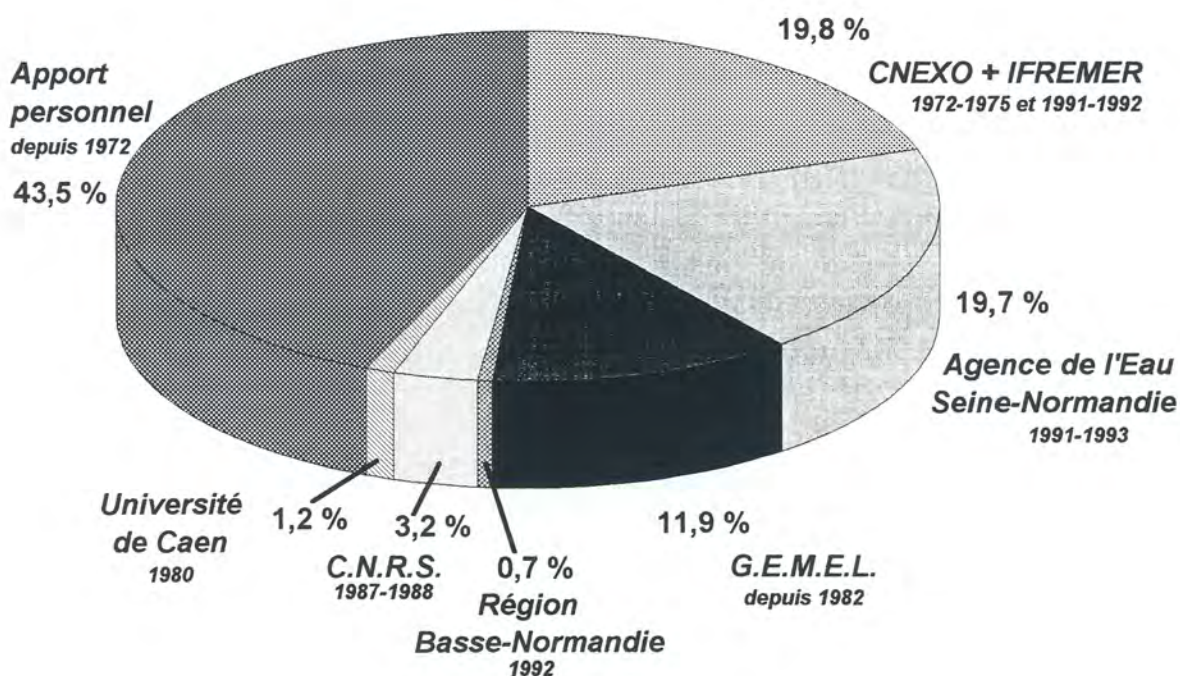
Pour son soutien constant et sa grande ouverture à la collaboration, j'adresse mes fraternels sentiments à la formidable et joviale équipe IFREMER de Port-en-Bessin, à savoir et en vrac Michel LEMOINE, Hervé DU BOULAY, Hélène JEANNERET, Jean-Pierre JOLY, Jocelyne MORIN, etc., etc..., ainsi qu'à mes amis et collaborateurs de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, Jacques ROMBAUT, Aïcha AMEZAL, Fabienne CHEFSAILLES, Roland GOUJON,...

Il m'est impossible de passer sous silence la collaboration de l'ensemble du personnel administratif du Bureau des Thèses à l'Université de Caen, avec une attention toute particulière pour Mme IGOUF, qui a maintes fois rattrapé mes inconséquences administratives et m'a toujours efficacement soutenu sans jamais se départir de son incomparable bonne humeur ni de sa tranquille efficacité.

J'adresse enfin mon amicale reconnaissance au personnel technique de la Station Marine de Luc-sur-mer pour sa constante disponibilité, ainsi qu'à Joëlle BARBIER et Magali COUSTENOBLE qui prirent spontanément en charge l'accueil de celles et ceux qui vinrent me soutenir durant mon exposé.

Merci aussi à ceux que j'aurais pu oublier...

Le travail qui vous est présenté a bénéficié du soutien financier du CNEXO (Contrats de 1972 à 1975) et de l'IFREMER (Programme *PROLEX* 1991-1992), de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (Programme *PROLEX* 1991-1993), du G.E.M.E.L. (Programme *COST 647* européen depuis 1982, Programme *PROLEX* 1985-86, 1992-93), du C.N.R.S. (*P.N.D.R.-Coque* de 1987 à 1988), de l'Université de Caen (1980) et de la Région Basse-Normandie (Programme *PROLEX* 1992) ; je remercie également ma banque, la BRED, d'avoir fait preuve de compréhension devant mes fréquents découverts.



...et bon anniversaire à Jean-Baptiste!

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION**1**

1. LE LITTORAL INTERTIDAL : POURQUOI ?	2
1.1. OCÉANOGRAPHIE DU LARGE, OCÉANOGRAPHIE CÔTIÈRE	2
1.2. LE LITTORAL ET SES CONFLITS D'UTILISATION	2
1.3. LA CONNAISSANCE DU LITTORAL, OUTIL DE GESTION	3
1.4. INTERDISCIPLINARITÉ	4
2. LES ÉTAPES DE CETTE ÉTUDE	5
2.1. CAMPAGNES DE COUVERTURE DE L'ENSEMBLE DE LA BAIE	5
2.2. CAMPAGNES CIBLÉES	7
2.2.1. SUIVI COURT TERME	7
2.2.2. RADIALE COMPLÉMENTAIRE	7
2.2.3. COST 647 EUROPÉEN	7
2.2.4. P.N.D.R.-COQUES	7
2.2.5. ECOTOXICOLOGIE	8
2.2. PRÉSENTATION DE CE TRAVAIL	8

PREMIERE PARTIE : MATERIEL ET METHODES**9****CHAPITRE I : GENERALITES : ETAT DES CONNAISSANCES AVANT 1972****10**

1. LE SITE	11
2. HISTOIRE GÉOLOGIQUE	13
3. EVOLUTION DES LIMITES TERRESTRES DE LA BAIE	14
4. ENVIRONNEMENT HYDRODYNAMIQUE	15
4.1. LES MARÉES	15
4.2. LES HOULES	18
5. ENVIRONNEMENT HYDROGRAPHIQUE ET HYDROLOGIQUE	19
5.1. LES BASSINS VERSANTS	19
5.2. HYDROLOGIE ET ÉTAT SANITAIRE	22
6. LES SÉDIMENTS INTERTIDaux	23
7. LE COMPARTIMENT BIOLOGIQUE	24

	vi
7.1. MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.....	24
7.2. LES ESPÈCES MARINES CULTIVÉES.....	25
7.3. L'AVIFAUNE.....	27
8. CONCLUSION.....	27
8.1. CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES GÉNÉRALES.....	28
8.2. CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES LOCALES.....	28
CHAPITRE II : METHODOLOGIE GENERALE	29
1. LE TERRAIN.....	30
1.1. PROSPECTION DU SITE.....	30
1.2. CHOIX ET ORGANISATION DES STATIONS.....	31
2. ETUDE DU MILIEU PHYSIQUE.....	32
2.1. HYDROLOGIE.....	32
2.1.1. ECHANTILLONNAGE À HAUTE MER.....	32
2.1.2. ECHANTILLONNAGE AU FLOT SUR PERCHES.....	33
2.2. SÉDIMENTOLOGIE.....	35
2.2.1. ORGANISATION DE L'ÉCHANTILLONNAGE.....	35
2.2.2. ANALYSE DE L'ÉCHANTILLON.....	37
2.2.3. EXPRESSION DES RÉSULTATS.....	38
2.2.4. REMARQUE : DE LA NÉCESSITÉ DU DÉTAIL.....	41
3. ETUDE DU MACROZOOBENTHOS.....	42
3.1. ORGANISATION DES STATIONS.....	42
3.2. TECHNIQUES D'ÉCHANTILLONNAGE.....	43
3.2.1. LE QUADRAT.....	43
3.2.2. PREMIÈRE ADAPTATION MÉTHODOLOGIQUE.....	44
3.2.3. LE T.A.S.M.....	45
3.2.4. REMARQUES SUR LA VARIABILITÉ DE L'ÉCHANTILLONNAGE.....	46
3.2.5. ECHANTILLONNAGE MONOSPÉCIFIQUE.....	47
3.2.6. L'AIRE MINIMALE.....	48
3.3. TRAVAIL DE LABORATOIRE.....	49
3.3.1. PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS.....	49
3.3.2. LE TRI ET LE COMPTAGE.....	50
3.3.3. LES BIOMASSES.....	50
3.3.4. BIOMÉTRIE.....	51
3.3.5. PRÉPARATION DES FICHIERS FAUNE.....	52
4. REMARQUES SUR LE TRAITEMENT DES DONNÉES.....	55

	<i>vii</i>
4.1. LE TRAITEMENT PRÉPARATOIRE	55
4.2. CHOIX DE LA MÉTHODE D'ANALYSE.....	55
4.3. LES STATISTIQUES MULTIVARIÉES.....	56
4.3.1. ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES.....	56
4.3.2. ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES.....	57
4.3.3. POIDS ET CONTRIBUTIONS.....	58

SECONDE PARTIE : FONCTIONNEMENT ET EVOLUTION DES ECOSYSTEMES EN BAIE DES VEYS
--

58

CHAPITRE III : LE MILIEU PHYSIQUE
--

59

1. ELÉMENTS D'HYDROLOGIE	61
1.1. LES APPORTS CONTINENTAUX.....	61
1.1.1. ACQUISITION DES DONNÉES.....	61
1.1.2. RÉSULTATS.....	61
1.2.3. DISCUSSION.....	63
1.2. RÉPARTITION DES EAUX DANS LA BAIE À HAUTE MER.....	65
1.2.1. ORGANISATION DES STATIONS.....	65
1.2.2. RÉSULTATS.....	66
1.2.2.1. SALINITÉ.....	66
1.2.2.2. NITRITES.....	67
1.2.2.3. DÉTERGENTS ANIONIQUES.....	68
1.2.3. DISCUSSION.....	69
1.3. APPROCHE DE LA CONNAISSANCE DES FLUX.....	71
1.3.1. ORGANISATION DE LA CAMPAGNE.....	71
1.3.1.1. PRÉLÈVEMENTS SUR PERCHES.....	71
1.3.1.2. PRÉLÈVEMENTS MANUELS.....	72
1.3.1.3. POINTS FIXES.....	72
1.3.2. RÉSULTATS.....	72
1.3.3. DISCUSSION.....	75
1.4. CONCLUSION.....	76
2. MORPHOLOGIE DE LA ZONE INTERTIDALE	77
2.1. CARACTÉRISTIQUES PRINCIPALES AU DÉBUT DE L'ÉTUDE.....	77
2.1.1. ZONES DE HAUTE ÉNERGIE.....	77
2.1.1.1. LES COULOIRS DE TRANSPORT.....	77
2.1.1.2. LE CORPS SABLEUX.....	78
2.1.1.3. L'ESTRAN MARIN.....	78
2.1.2. ZONES DE BASSE ÉNERGIE.....	78
2.1.3. ZONES DE TRANSITION.....	79

2.1.4. CAS PARTICULIER DU FLANC EST.....	79
2.2. EVOLUTION DE 1972 À 1992.....	79
2.2.1. ZONES DE HAUTE ÉNERGIE.....	79
2.2.1.1. LES COULOIRS DE TRANSPORT.....	79
2.2.1.2. LE CORPS SABLEUX.....	80
2.2.1.3. L'ESTRAN MARIN.....	80
2.2.2. ZONES DE BASSE ÉNERGIE.....	80
2.2.3. ZONES DE TRANSITION.....	82
2.2.4. LE FLANC EST.....	82
2.3. DISCUSSION.....	83
2.3.1. RÉPARTITION DES FACIÈS MORPHOLOGIQUES.....	83
2.3.2. EVOLUTION MARINE.....	83
2.3.3. EVOLUTION ESTUARIENNE.....	83
2.3.4. NOUVEAU FACIÈS.....	83
2.3.5. LE PLATIER ROCHEUX DE GRANDCAMP-MAISY.....	84
3. LES SÉDIMENTS INTERTIDIAUX.....	84
3.1. CARACTÉRISTIQUES PRINCIPALES.....	84
3.1.1. LES ANNEXIONS TERRESTRES.....	84
3.1.2. LA COUVERTURE SÉDIMENTAIRE EN 1973.....	85
3.1.2.1. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.....	85
3.1.2.1. RÉPARTITION DES DÉPÔTS EN 1973.....	86
3.2. EVOLUTION DE LA COUVERTURE SÉDIMENTAIRE JUSQU'EN 1992.....	88
3.2.1. CAMPAGNE DE 1977.....	88
3.2.1.1. ANALYSE FACTORIELLE DES DONNÉES.....	88
3.2.1.2. RÉPARTITION DES DÉPÔTS EN 1977.....	89
3.2.2. CAMPAGNE DE 1985-1986.....	90
3.2.2.1. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.....	90
3.2.2.2. RÉPARTITION DES DÉPÔTS EN 1985-86.....	91
3.2.3. CAMPAGNE DE 1992.....	92
3.2.3.1. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.....	93
3.2.3.2. RÉPARTITION DES DÉPÔTS EN 1992.....	94
3.2.3. EVOLUTION ESTUARIENNE CIBLÉE. (COST 647).....	95
3.2.3.1. ANALYSE VE1 + VE2.....	96
3.2.3.2. ANALYSE DE VE1.....	98
3.2.3.3. ANALYSE DE VE2.....	99
3.2.3.4. EVOLUTION LOCALE.....	100
3.3. DISCUSSION.....	102
3.3.1. EVOLUTION ESTUARIENNE.....	102
3.3.2. EVOLUTION MARINE.....	103
4. CONCLUSION.....	104

1. RÉPARTITION GÉNÉRALE DU MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.....	108
1.1. CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES PRINCIPALES PAR ZONE.....	109
1.1.1. ANALYSE DES EFFECTIFS.....	109
1.1.2. ANALYSE DES BIOMASSES.....	111
1.1.3. DISCUSSION.....	112
1.2. ZONATION VERTICALE.....	113
1.2.1. RAPPEL : ORGANISATION DES CAMPAGNES.....	113
1.2.2. ZONES DE RÉFÉRENCE.....	114
1.2.2.1. ZONE MARINE EXPOSÉE : LA MADELEINE.....	114
1.2.2.2. ZONE MARINE ABRITÉE : GÉFOSSE.....	118
1.2.2.3. ZONE ESTUARIENNE : LE GRAND VEY.....	124
1.2.3. RADIALES INTERMÉDIAIRES.....	129
1.2.3.1. NORD-OUEST : LA PETITE DUNE.....	129
1.2.3.2. SUD-OUEST : HOUESVILLE ET LE GRAND VEY VB.....	136
1.2.3.3. BANC CENTRAL DE LA RAVINE : BRÉVANDS.....	138
1.2.3.4. SUD-EST : LE WIGWAM.....	143
1.2.3.5. EST : GÉFOSSE-FONTENAY.....	147
1.2.3.6. ZONE CONCHYLICOLE NORD-EST.....	148
1.2.4. DISCUSSION.....	151
1.2.4.1. TRANSITION MER-ESTUAIRE.....	151
1.2.4.2. PARTICULARISME DU FLANC EST.....	152
1.2.4.3. TRANSITION OUEST-EST.....	152
1.3. RÉPARTITION HORIZONTALE.....	152
1.3.1. PEUPELEMENTS DE HAUTE ET MOYENNE PLAGE.....	153
1.3.2. PEUPELEMENTS DE BASSE PLAGE.....	158
1.3.3. DISCUSSION.....	161
1.4. CONCLUSION.....	163
2. EVOLUTION BIOCÉNOTIQUE DU MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.....	166
2.1. BIOTOPE MARIN : LA MADELEINE.....	166
2.1.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	166
2.1.2. DISCUSSION.....	167
2.2. BIOTOPE INTERMÉDIAIRE OUEST : LA PETITE DUNE.....	167
2.2.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	167
2.2.2. DISCUSSION.....	169
2.3. BIOTOPE ESTUARIEN : LE GRAND VEY.....	170
2.3.1. LE GRAND VEY ANCIENNE RADIALE (A).....	170
2.3.1.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	170
2.3.1.2. DISCUSSION.....	172
2.3.2. LE GRAND VEY RADIALE VB ET LE COST 647 (VE1 & 2).....	172
2.3.2.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	172

	x
2.3.2.2. DISCUSSION.....	174
2.3.3. EVOLUTION COMPARÉE DE VE1 & VE2.....	175
2.3.3.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	175
2.3.3.2. DISCUSSION.....	176
2.3.4. EVOLUTION DE VE1 SEUL.....	176
2.3.4.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE : ANALYSE PRÉLIMINAIRE.....	176
2.3.4.2. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE : NOUVELLE ANALYSE.....	177
2.3.4.3. DISCUSSION.....	178
2.3.5. DISCUSSION : ÉVOLUTION ESTUARIEENNE SUD-OUEST.....	179
2.4. ZONE CENTRALE DE LA BAIE : BRÉVANDS.....	179
2.4.1. EVOLUTION DE L'ENSEMBLE DE LA ZONE.....	179
2.4.1.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	179
2.4.1.2. DISCUSSION.....	180
2.4.2. ETUDE ÉVOLUTIVE CIBLÉE.....	181
3.4.2.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	181
2.4.2.2. DISCUSSION.....	184
2.5. BIOTOPES DU FLANC EST.....	184
2.5.1. LE WIGWAM.....	184
2.5.1.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	184
2.5.1.2. DISCUSSION.....	186
2.5.2. GÉFOSSE.....	186
2.5.2.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	186
2.5.2.2. DISCUSSION.....	188
2.5.3. EVOLUTION DE L'ENSEMBLE DU FLANC EST.....	189
2.5.3.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	189
2.5.3.2. DISCUSSION.....	191
2.6. EVOLUTION INTÉGRÉE DE L'ENSEMBLE DE LA BAIE.....	191
2.6.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.....	191
2.6.1.1. REGROUPEMENT CHRONOLOGIQUE.....	192
2.6.1.2. REGROUPEMENT PAR RADIALE.....	193
2.6.2. DISCUSSION.....	195
2.6.2.1. EVOLUTION BIOCÉNOTIQUE GÉNÉRALE.....	195
2.6.2.2. DE L'ÉTAT INITIAL À L'ÉTAT FINAL.....	195
3. EVOLUTION DU RANG DES ESPÈCES.....	197
3.1. CAMPAGNE DE 1974.....	197
3.2. CAMPAGNE DE 1976-1977.....	198
3.3. CAMPAGNE DE 1979.....	199
3.4. CAMPAGNE DE 1986.....	200
3.5. CAMPAGNE DE 1992.....	200
3.6. DISCUSSION.....	201
4. ESPÈCES-CIBLES.....	202

	<i>xi</i>
4.1. SCOLOPLOS ARMIGER.....	202
4.1.1. DESCRIPTION, SITUATION ET ÉVOLUTION.....	202
4.1.2. DISCUSSION.....	202
4.2. UROTHOE.....	203
4.2.1. DESCRIPTION, SITUATION ET ÉVOLUTION.....	203
4.2.1.1. UROTHOE GRIMALDII.....	203
4.2.1.2. UROTHOE PULCHELLA.....	205
4.2.2. DISCUSSION.....	206
4.3. CERASTODERMA EDULE.....	206
4.3.1. REMARQUES SUR LA DÉFINITION DE L'ESPÈCE.....	206
4.3.2. SITUATION ET ÉVOLUTION.....	207
4.3.3. DISCUSSION.....	211
4.3.3.1. INFLUENCE DES FACTEURS CLIMATIQUES.....	211
4.3.3.2. INFLUENCE DE LA DYNAMIQUE SÉDIMENTAIRE.....	212
4.3.3.3. IMPACT DE LA PRESSION DE PÊCHE.....	213
4.3.3.4. CONCLUSION.....	213
4.4. PYGOSPIO ELEGANS.....	214
4.4.1. DESCRIPTION.....	214
4.4.2. SITUATION ET ÉVOLUTION.....	215
4.4.3. DISCUSSION.....	216
4.5. LANICE CONCHILEGA.....	218
4.5.1. DESCRIPTION, SITUATION ET ÉVOLUTION.....	218
4.5.2. DISCUSSION.....	220
5. EVOLUTION DE LA DIVERSITÉ ET DE L'ÉQUITABILITÉ.....	221
5.1. INDICES DE DIVERSITÉ.....	221
5.1.1. EVOLUTION DES VALEURS.....	221
5.1.2. INTERPRÉTATION.....	221
5.2. ÉQUITABILITÉ.....	223
5.2.1. EVOLUTION DES VALEURS.....	223
5.2.2. INTERPRÉTATION.....	223
5.3. DISCUSSION.....	224
6. CONCLUSION.....	224
6.1. DYNAMIQUE DES ESTRANS MARINS.....	224
6.1.1. ZONE MARINE INTRUSIVE DU FLANC OUEST.....	224
6.1.2. RÉGRESSION DU CORPS SABLEUX CENTRAL.....	225
6.2. DYNAMIQUE ESTUARIENNE.....	225
6.2.1. EXTENSION LIMITÉE DE LA ZONE ESTUARIENNE SUD-OUEST.....	225
6.2.2. FORMATION D'UNE ZONE ESTUARIENNE SUD-EST.....	226
6.3. TRANSFORMATIONS DU FLANC EST.....	227
6.4. EVOLUTION GÉNÉRALE DE LA BAIE DES VEYS.....	228

CONCLUSION GENERALE**229**

1. LA BAIE DES VEYS DE 1972 À 1993.	231
1.1. EVOLUTION DU MILIEU PHYSIQUE.....	231
1.2. LE MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.....	232
1.2.1. EVOLUTION DES BIOFACIÈS MARINS.	232
1.2.2. PROGRESSION DES BIOFACIÈS ESTUARIENS.	233
1.2.3. DÉSTABILISATION ÉVOLUTIVE DU FLANC EST.....	234
1.2.4. PROGRESSION DES ESPÈCES OPPORTUNISTES.....	234
2. HYPOTHÈSES SUR L'AVENIR ÉVOLUTIF DE LA BAIE DES VEYS.	235
2.1. LES CHENAUX.	235
2.2. LES STRUCTURES MARINES.	235
2.2.1. LE FLANC OUEST.....	235
2.2.2. LE CORPS SABLEUX CENTRAL.....	237
2.2.3. FORMATION D'UNE FLÈCHE LITTORALE OUEST.....	238
2.2.4. EVENTUALITÉ D'UNE BARRE NORD-EST.....	239
2.3. LES SLIKKES INTERNES.....	240
2.3.1. LE FLANC OUEST, DE LA PETITE DUNE AU GRAND VEY.....	240
2.3.2. LA SLIKKE CENTRALE.....	241
2.4. LE CAS DU FLANC EST.....	241
2.5. RÉDUCTION DES SURFACES INTERTIDALES.....	242
2.6. RÔLE DES AMÉNAGEMENTS.....	243

PUBLICATIONS**247**

DESPREZ M., J.F. BRULARD, J.P. DUPONT, S. SIMON, B. SYLVAND & P. DUVAL (1983).....	248
DESPREZ M. J.P. DUCROTOY & B. SYLVAND (1986).....	254
DUCROTOY J.P., M. DESPREZ, B. SYLVAND & B. ELKAIM (1989).....	276
DUCROTOY J.P., H. RYBARCZYK, J. SOUPRAYEN, G. BACHELET, J.J. BEUKEMA, M. DESPREZ, J. DORGES, H. MICHAELIS, B. SYLVAND, B. ELKAIM, J.G. WILSON & F. IBANEZ (1991).....	288
DUCROTOY J.P., B. SYLVAND (1991).....	300
DUPONT J.P., B. SYLVAND (1991).....	304

G.E.M.E.L. (1985).....	310
GUILLOU J., G. BACHELET , M. DESPREZ , J.P. DUCROTOY , I. MADANI , H. RYBARCZYK , P.-G. SAURIAU , B. SYLVAND , B. ELKAIM & M. GLÉMAREC (1990).....	313
SYLVAND B. (1986).....	326
SYLVAND B., B. ELKAIM , M. DESPREZ , J.-P. DUCROTOY , J.-P. DUPONT & R. LAFITE (1989).....	342
SYLVAND B. & J.R. SAVINI (1991).....	356

BIBLIOGRAPHIE

364

TABLE DES ILLUSTRATIONS

398

RÉSUMÉ / ABSTRACT / MOTS-CLÉS

<i>au dos de l'ouvrage</i>

INTRODUCTION

La "crise environnementale", liée aux retombées des activités humaines de ce qu'il est convenu d'appeler "l'ère industrielle", fit peu à peu de l'écologie une science orientée vers les problèmes posés par cette crise ("problem oriented science" : COLLIER & coll., 1974). La préservation de notre biosphère demande une compréhension des principes qui régissent les systèmes écologiques à tous niveaux de leur fonctionnement. De ce fait, les aspects théoriques et appliqués de l'écologie se rejoignent dans une même préoccupation.

1. LE LITTORAL INTERTIDAL : POURQUOI?

2.

2. LES ÉTAPES DE CETTE ÉTUDE

5.

1. LE LITTORAL INTERTIDAL : POURQUOI ?

1.1. OCÉANOGRAPHIE DU LARGE, OCÉANOGRAPHIE CÔTIÈRE.

Notre pays a développé des activités pionnières en océanographie dès le XIX^e siècle, avec un intérêt particulier pour la Méditerranée. Puis, des campagnes d'études se mirent en place, intéressant la plupart des grands ensembles océaniques de la planète. Il était alors davantage question d'exploration que de véritable recherche scientifique, telle que nous l'entendons de nos jours. Il est vrai que les espaces inconnus étaient vastes et les méthodes utilisées rudimentaires face à la complexité des écosystèmes abordés.

Durant cette période, le littoral exondable faisait figure de parent pauvre : prospectable à pied par tout un chacun, il n'apportait pas la note d'exotisme évoquée par la "grande" recherche océanique et attirait peu les mécènes. Il faut avouer que, de crédits, il n'en fallait guère pour ce type d'étude. Les naturalistes d'alors, surtout zoologistes et taxinomistes, considéraient avant tout leur terrain comme une zone de récolte de leurs taxons favoris. Lorsque leurs travaux concernaient un peuplement animal ou végétal, les résultats étaient le plus souvent descriptifs, sans relation précise avec des événements écologiques quantifiés.

Il était cependant paradoxal de voir se développer dans notre pays une connaissance fondamentale importante sur les mers éloignées, alors que nous ne savions pas grand-chose sur le fonctionnement des écosystèmes littoraux que nous avions sous la main. Etaient-ils donc si peu intéressants ?

1.2. LE LITTORAL ET SES CONFLITS D'UTILISATION.

Vint l'engouement des impressionnistes pour nos côtes, qui provoqua un accroissement important de la fréquentation du littoral à des fins ludiques. Cette nouvelle mode provoqua un développement rapide des aménagements, mais l'intérêt scientifique pour la frange côtière ne suivit pas immédiatement l'important développement de la pression économique.

Nous savons tous quelle peut être actuellement l'intensité des activités développées sur notre littoral : ports de commerce et zones industrielles annexes, ports de pêche, ports de plaisance et leurs équipements, zones conchylicoles et sites

aquacoles, endigages de polders, défenses côtières contre les phénomènes naturels, équipements touristiques et leurs bétonnages obligés, sur-fréquentation estivale, effluents industriels et domestiques plus ou moins bien traités -quand ils le sont- et en augmentation constante, lessivage des surfaces agricoles et leur cortège de produits phytosanitaires à dégradation variable et d'engrais, autant de facteurs anthropiques qui influenceront la qualité du milieu intertidal et estuarien.

L'attrait des richesses naturelles de notre littoral si malmené reste cependant important : les estuaires et les zones côtières sont des lieux de très haute productivité biologique où les intérêts écologiques et économiques s'affrontent. Les gisements biologiques naturels littoraux attirent autant les pêcheurs à pied ou embarqués, professionnels ou plaisanciers, qu'une importante avifaune sédentaire, migratrice, ou encore hivernante, sur laquelle se greffent diverses activités de chasse ou de découverte de la nature.

Mais l'ornithologue voit d'un mauvais œil le chasseur amateur de gibier côtier, lequel aimerait avoir moins de touristes dans son champ de tir. Le conchyliculteur maugrée contre les canards plongeurs qui raffolent des moules de bouchots et contre certains touristes qui, occasionnellement, trouvent plus avantageux de chaparder les huîtres et moules cultivées que de les acquérir chez le poissonnier. Quant au pêcheur à pied professionnel, il perçoit les touristes comme des concurrents déloyaux, de même que les oiseaux limicoles ou les laridés, friands de naissain (DUCROTOY & coll., 1986 ; SUEUR, DESPREZ & DUCROTOY, 1989). De son côté, le pêcheur embarqué déplore la raréfaction des espèces pêchées qu'il attribue à la pollution du littoral quand d'autres évoquent la pression de l'effort de pêche. Ajoutons à cela l'influence plus ou moins bénéfique des facteurs climatiques sur les ressources vivantes et nous avons un tableau fort complexe des interactions possibles. Le littoral exondable apparaît donc comme un lieu de conflits d'utilisation et l'exemple de la baie des Veys est à cet égard significatif (GUILLAUD & SYLVAND, 1976).

1.3. LA CONNAISSANCE DU LITTORAL, OUTIL DE GESTION.

Devant cette mosaïque de problèmes, la connaissance du fonctionnement global du littoral intertidal et estuarien s'impose, faute de quoi toute tentative de valorisation risquerait fort d'aboutir à des déséquilibres difficilement réversibles.

Par "fonctionnement global" il faut entendre : le site lui-même et ses régions annexes. Revenons à notre propos initial qui considérait la prépondérance de l'océanographie du large. Les ensembles océaniques se sont avérés, au fil du

développement des connaissances, dépendants d'influences périphériques, ce qui amena nos grands organismes nationaux de recherches marines à s'intéresser aux mers dites épicontinentales, comme la Manche. Cependant, si nous prenons ce dernier exemple, il semble bien que la nouvelle échelle géographique adoptée ne soit pas encore la bonne : "l'état de santé" de ce couloir marin n'est pas toujours idéal et il faut dépasser le stade du constat et aller vers une échelle de compréhension plus fine. Sels nutritifs, matière organique, cadmium, mercure, étain, radioéléments, polluants organochlorés et autres polluants ont, le plus souvent, la même origine côtière. Nous en viendrons donc très prochainement à accorder un plus grand intérêt aux recherches estuariennes et littorales, qui semblent être le point de départ logique d'une recherche océanographique intégrée..

Dès 1900, la Grande-Bretagne se démarquait par ses activités de recherches sur le littoral exondable, alors peu prisées chez nous et ALLEN et TODD peuvent être considérés comme les précurseurs de telles études. En France, les travaux qui envisageaient les zones intertidales comme des espaces intégrés sont encore peu développées. Dans un passé récent, les études d'AMANIEU (1966, 1969) sur le bassin d'Arcachon peuvent être considérés comme une oeuvre pionnière et exemplaire.

1.4. INTERDISCIPLINARITÉ.

Le macrozoobenthos intertidal a été pris comme sujet principal d'étude. Ce choix est motivé par sa faible mobilité dans le substrat qui en fait un excellent intégrateur, tant spatial que temporel, des conditions environnementales. C'est par ailleurs un élément-clé qui révèle la condition générale de l'ensemble d'un écosystème à tous ses niveaux de fonctionnement : il est dépendant du résultat de la production primaire en amont et il répercute sa productivité en aval sur les maillons suivants de la production secondaire, étant lui-même dans les tous premiers éléments de cette production.

Le macrozoobenthos intertidal est indissociable de son environnement immédiat, le sédiment, également intégrateur des facteurs environnementaux comme la climatologie, l'hydrologie ou l'hydrodynamisme : benthos et substrat répondent ensemble aux modifications de ces facteurs. Les techniques de la sédimentologie et du bios seront donc associées et coordonnées pour réaliser une approche bio-sédimentologique qui est la base de cette étude (SYLVAND in DUCROTOY & coll., 1989*(1) ; SYLVAND & coll., 1989*). L'étude des biolithosores à *Pygospio elegans* en baie de Somme, qui établit une relation réciproque bios-substrat (DUPONT, 1975, 1981), est un exemple concret d'approche interdisciplinaire.

(1) Toute référence marquée "*" renvoie aux publications de l'auteur jointes à la fin de cet ouvrage.

La recherche environnementale contraint le chercheur à aborder de surcroît de nombreuses disciplines scientifiques, tant la zone intertidale paraît être un espace d'interactions complexes. Il faut compter sur les facteurs climatiques ordinaires ou exceptionnels, les sels nutritifs, la matière organique, les suspensions et dépôts minéraux, l'hydrodynamisme, la morphologie de l'interface continent-mer, etc. Il serait cependant vaniteux de prétendre à l'omniscience et de revendiquer la maîtrise totale de toutes ces disciplines, d'où l'impérieuse nécessité d'un travail d'équipe et d'une communication constante.

2. LES ÉTAPES DE CETTE ÉTUDE.

2.1. CAMPAGNES DE COUVERTURE DE L'ENSEMBLE DE LA BAIE.

Une reconnaissance initiale de la baie des Veys a permis, dès novembre 1972, de mettre en place la première campagne qui couvre l'ensemble du site en 1973 (*Tableau I*). Cette campagne est à la fois sédimentologique et macrozoobenthique. Cependant, l'approche de la faune suit une certaine logique et les premiers résultats ne sont pas immédiatement quantitatifs, c'est-à-dire rapportés à une surface de prélèvement ; ils sont donc exprimés qualitativement, en classes notées de 0 (absence) à 3, qui rendent compte sommairement de l'importance d'une espèce dans un échantillon.

La campagne de 1974, exclusivement biologique, est la première à comporter des résultats faunistiques quantifiés. C'est aussi la seule à prendre en compte la faune benthique du substrat dur des roches de Grandcamp sur la radiale de Maisy. Mais cette radiale sera ensuite abandonnée, car la quantification y est hasardeuse et ne peut donc être intégrée au reste des résultats. Une approche hydrologique, synchronisée avec les prélèvements à pied, est réalisée durant l'étalement de haute mer.

En 1975, la baie des Veys est couverte par un échantillonnage des eaux littorales durant le jusant, complété par des prélèvements de part et d'autre du site, de Saint-Vaast-la-Hougue à Luc-sur-mer. Il n'y a pas eu de campagne bio-sédimentologique.

En 1977, une nouvelle campagne biologique et sédimentologique est entreprise. La couverture de la baie est étendue au domaine marin du flanc ouest.

La campagne de 1979 fut réalisée dans de moins bonnes conditions financières et techniques, mais la couverture faunistique a pu être réalisée de façon semi-quantitative. Les individus d'une espèce sont représentés en pourcentage par rapport à

l'ensemble des animaux d'un échantillon (dominance).

	Hydrologie haute mer	Hydrologie flot	Hydrologie jasant	Sédiment suivi PNDR	Sédiment suivi COST	Sédiment campagne	Benthos suivi PNDR	Benthos suivi COST	Benthos campagne qualitatif	Benthos campagne semi-quantitatif	Benthos campagne quantitatif	Benthos suivi Court terme	Copper in Macoma
1970													
71													
72									P				
73									C				
74											C		
75													
76													
77						C					C		
78													
79										C			
1980													
81										P			
82													
83													
84													
85						C					C		
86						C					C		
87													
88													
89													
1990													
91													
92						C					C		
93													

-**Tableau I**- Organisation des prélèvements en baie des Veys. C = campagne de couverture complète ;
P = campagne de couverture partielle.

La campagne suivante couvre deux années : 1985 et 1986. Les couvertures, sédimentaire et biocénotique, sont plus complètes et les échantillonnages sont plus serrés. Les résultats faunistiques sont quantitatifs. Pour l'échantillonnage, le cadre est

déjà abandonné au profit du T.A.S.M. (voir "Méthodologie Générale").

La campagne la plus récente date de 1992 et se réalise dans d'excellentes conditions matérielles et techniques ; aussi, la couverture biologique -quantitative- et sédimentaire est-elle réalisée sur un plus grand nombre de radiales, avec cependant un allègement du nombre d'échantillonnages par site. Les stations sont multipliées sur la zone conchylicole de Grandcamp-Maisy située sur le flanc est de la baie, au-dessus de Géfosse-Fontenay jusqu'au-delà de la pointe de Maisy (*Fig. 1 & 2*). L'eau est échantillonnée sur perches (voir "Méthodologie Générale") pendant le flot.

2.2. CAMPAGNES CIBLÉES.

2.2.1. SUIVI COURT TERME.

Les résultats des deux premières campagnes permirent de choisir quatre stations, chacune représentative d'une radiale ; elles furent suivies mensuellement durant un an de mars 1977 à mars 1978 et furent soumises à un échantillonnage macrozoobenthique quantitatif.

2.2.2. RADIALE COMPLÉMENTAIRE.

En 1981, une nouvelle radiale a été définie à partir du Wigwam, au sud de Géfosse sur le flanc est, afin de suivre les transformations locales des faciès. La faune a d'abord été échantillonnée de manière semi-quantitative, puis quantitative lors des campagnes suivantes.

2.2.3. COST 647 EUROPÉEN.

Les prélèvements du COST 647 européen commencent en novembre 1982. La régularité saisonnière des échantillonnages est mise en place progressivement à mesure que la structure internationale du programme s'affirme. Deux stations ont été choisies sur la moyenne slikke estuarienne du Grand Vey, au Sud-Ouest de la baie.

2.2.4. P.N.D.R.-COQUES.

En mars 1987 commence le suivi du gisement de coques du centre de la baie, sur le banc de la Ravine au nord de la pointe de Brévands. Les échantillons de sédiments et de macrozoobenthos associés à cette ressource sont analysés dans le cadre du P.N.D.R. (Programme National sur le Déterminisme du Recrutement : C.N.R.S. et

IFREMER) et les résultats de 6 sites, répartis de la baie de Somme au bassin d'Arcachon, sont comparés. Ce programme cesse en baie des Veys en 1991.

2.2.5. ECOTOXICOLOGIE.

A la suite des rencontres du colloque international ECSA 19 de Caen, en septembre 1989, le Dr. HUMMEL (Ecologische Instituut de Yerseke, Pays-Bas) met en place le programme d'écotoxicologie et génétique des populations "Copper and *Macoma*". Les expérimentations durent de 1990 à 1991.

2.2. PRÉSENTATION DE CE TRAVAIL.

La **Première Partie**, intitulée "**Le Milieu : Matériel et Méthodes**", présente l'état des connaissances avant cette étude et décrit le site tel qu'il se présentait lors de la première prise de contact avec le terrain. Le chapitre suivant est consacré à la méthodologie générale appliquée à cette étude et dans les principales disciplines de recherches qui furent utilisées. L'accent est mis sur la sédimentologie et, surtout, la biocénotique.

La **Seconde Partie**, "**Fonctionnement et Evolution des Ecosystèmes en Baie des Veys**", est le pivot de cette étude. Les caractéristiques générales de l'écosystème sont définies à partir des résultats des différentes campagnes et du suivi de 1977-78. Mais, bien qu'étroitement liés, le milieu physique est traité séparément du milieu biologique, pour les réunir ensuite dans une conclusion commune. Compte tenu de la masse des données accumulées depuis plus de 20 ans, il a été nécessaire de faire un tri afin d'éviter les digressions et redites qui alourdissent la forme et opacifient le fond. Le fil conducteur de l'étude de la dynamique évolutive est constitué par l'approche chronologique à l'aide des résultats des campagnes qui se sont succédées sur l'ensemble de la baie. Des études plus ciblées -suivi à court terme, suivi estuarien du COST 647, étude des gisements de coques- permettent, soit de préciser certains points particuliers de l'évolution, soit d'affiner la compréhension de la dynamique évolutive dans son ensemble.

La **Conclusion Générale** aborde l'avenir de la baie des Veys et des simulations prolongent dans un futur proche les différentes cinétiques observées depuis 1972 : déplacements des limites de faciès, régressions et progressions de zones caractéristiques, affrontements de mouvements contradictoires, etc. Il faudra par la suite mettre les résultats de cette simulation à l'épreuve de la réalité à mesure que celle-ci se présentera. Plusieurs hypothèses sont élaborées autour d'un schéma général.

PREMIERE PARTIE

MATÉRIEL ET MÉTHODES

CHAPITRE I : PRÉSENTATION DU SITE ET ÉTAT DES CONNAISSANCES EN 1972 10

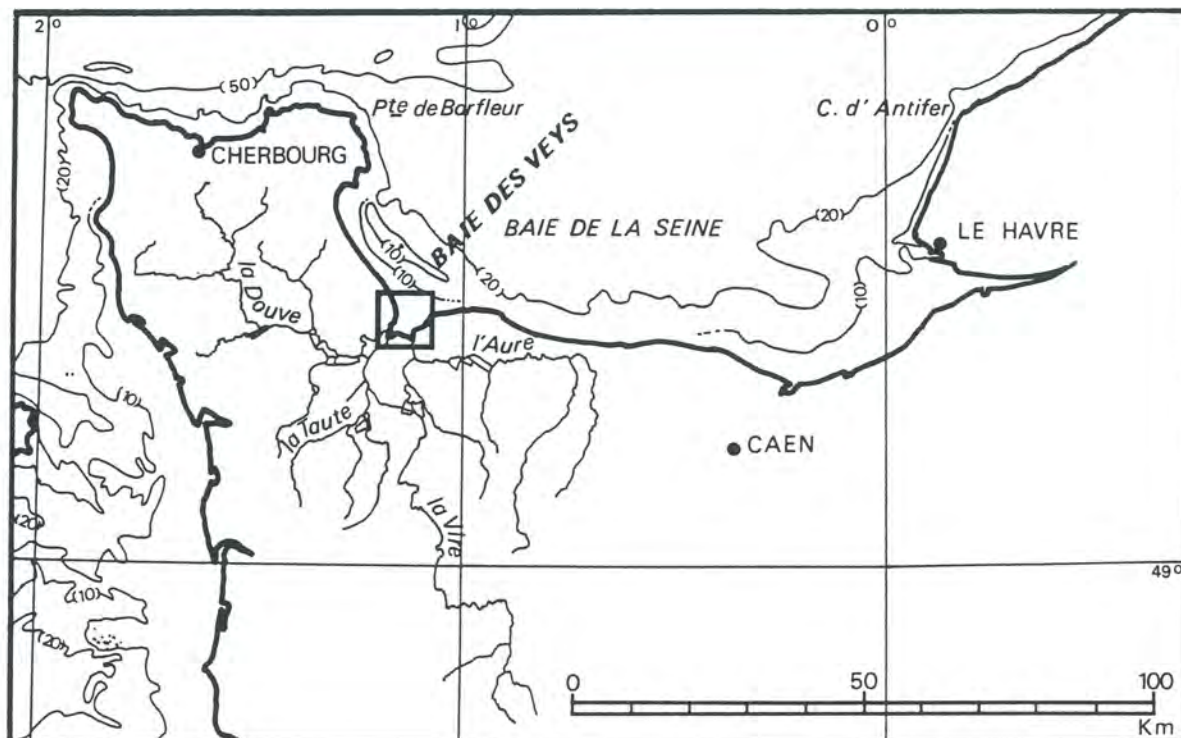
CHAPITRE II : MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE 29

CHAPITRE I

PRÉSENTATION DU SITE
ET
ÉTAT DES CONNAISSANCES EN 1972

1. LE SITE	11
2. HISTOIRE GÉOLOGIQUE	13
3. EVOLUTION DES LIMITES TERRESTRES DE LA BAIE	14
4. ENVIRONNEMENT HYDRODYNAMIQUE	15
5. ENVIRONNEMENT HYDROGRAPHIQUE ET HYDROLOGIQUE	19
6. LES SÉDIMENTS INTERTIDIAUX	23
7. LE COMPARTIMENT BIOLOGIQUE	24
8. CONCLUSION	27

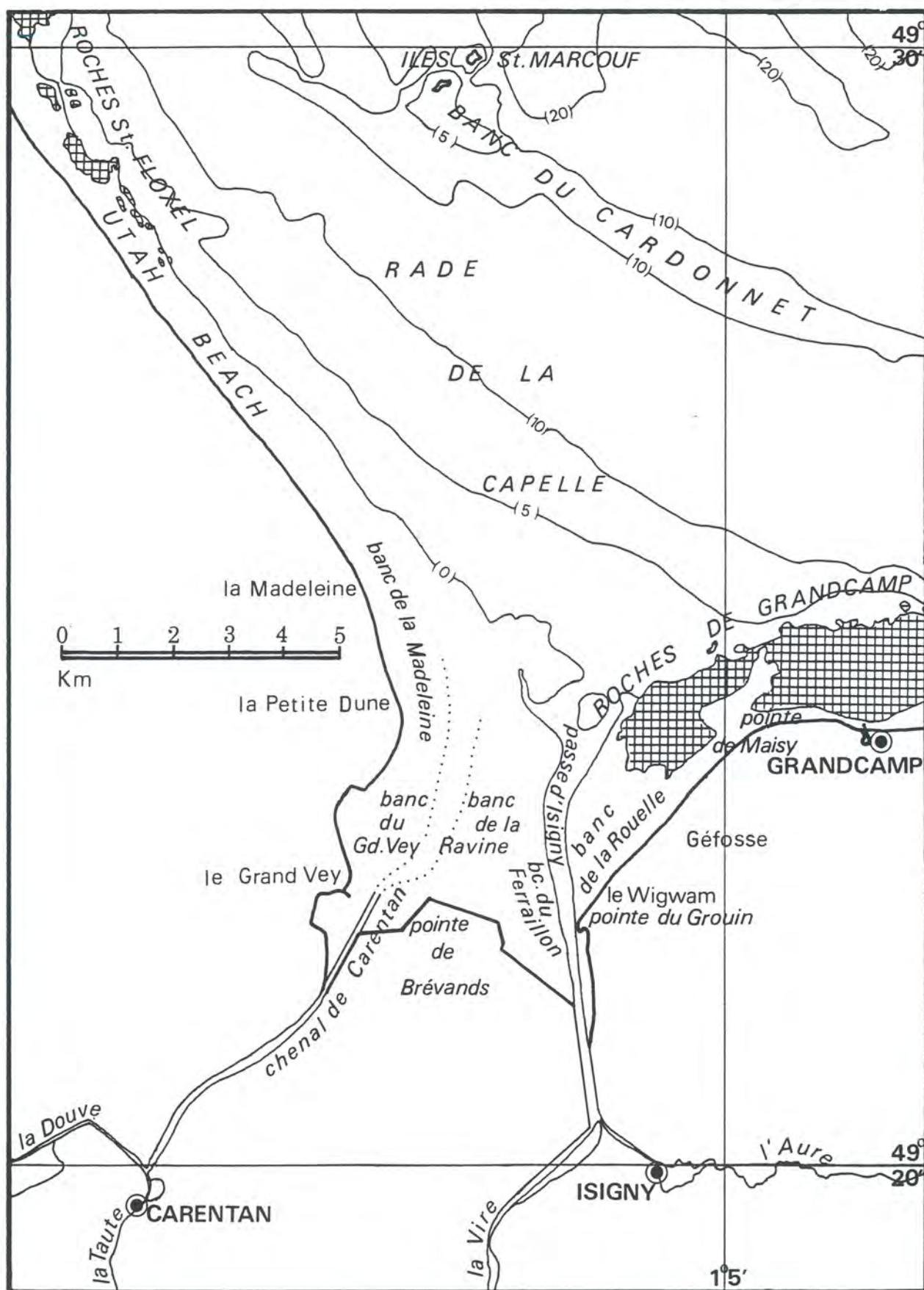
1. LE SITE.



- **Fig. 1** - La baie des Veys : localisation en baie de Seine et bassins versants.

La baie des Veys (**Fig.1**) est une vaste échancrure du littoral normand à l'ouest de la baie de Seine ; elle se situe à la jonction de la presqu'île du Cotentin (Manche) et de la côte du Bessin (Calvados). La zone intertidale couvre 37 km², contre 70 km² pour la baie de Somme ; elle demeure importante, comparée à celle de l'estuaire de la Seine dont la superficie est passée de 38 km² en 1977 à 29 km² en 1992. Elle présente la forme d'un trapèze dont la grande base, large d'environ 8 km., s'ouvre vers le nord-nord-est sur le milieu marin. L'ensemble est placé en régime macrotidal, avec un marnage de l'ordre de 7 m.

Différents bancs se partagent l'estran (**Fig.2**). A l'ouest, le banc de la Madeleine prolonge la plage d'Utah Beach et pénètre en baie des Veys face à la Petite Dune. Plus au sud, le banc du Grand Vey forme l'essentiel de la slikke abritée du flanc ouest jusqu'à la rive gauche de la passe de Carentan. Au nord de la pointe de Brévands, la slikke centrale constitue le banc de la Ravine, bordé à l'est par le banc du Ferraillon, ou banc de l'Ilette, en bordure de la rive gauche de la passe d'Isigny. Le banc de la Rouelle occupe le flanc est, entre la côte, les roches de Grandcamp et la rive droite de la passe d'Isigny.



- **Fig 2** - La Baie des vey : environnement marin immédiat et localisation des bancs.

Vers l'intérieur de la baie, la transition entre le domaine terrestre et l'estran est assurée par des zones à phanérogames halophiles, principalement *Spartina townsendi* pour les plus bas niveaux, puis *Obione portulacoides* et *Aster tripolium* et, occasionnellement en haute slikke près des polders de la Petite Dune, par une prairie à salicornes. Ces herbus, ou schorres (salt marshes), occupent la majeure partie du flanc ouest de la Petite Dune au Grand Vey, ainsi que le pourtour de la pointe de Brévands. Ils sont très développés au centre et vers le nord et sont parsemés de nombreuses huttes et mares à gabions. Le flanc oriental est dépourvu de schorre, avec simplement un reliquat de roselière en bordure du polder Tesnière.

La rade de la Capelle, qui constitue l'environnement marin immédiat face à la baie des Veys, a une profondeur de 5 à 10 m. Elle est délimitée au nord par une grande dune hydraulique immergée, le banc du Cardonnet, décrit par LARSONNEUR (1971). Cette structure s'étire depuis les îles Saint-Marcouf, au nord-ouest de la baie des Veys, vers le sud-est au niveau du port de Grandcamp et culmine à -5m.

Le flanc ouest de la baie des Veys se prolonge vers le nord-ouest par la côte sableuse d'Utah Beach, dont l'homogénéité est un instant interrompue par le petit platier côtier des roches de Saint-Floxel. L'autre flanc se continue vers l'est par le vaste platier des roches de Grandcamp, puis par des falaises ininterrompues depuis le port de Grandcamp jusqu'au bec du Mont, à Englesqueville-la-Percée.

2. HISTOIRE GÉOLOGIQUE

L'histoire géologique de ce site, décrite par LE GALL (1970), peut être brièvement résumée. Elle est étroitement liée à celle du bassin de Carentan, qui s'est constitué vers la fin du Paléozoïque. Située dans une zone de subsidence qui fonctionne périodiquement depuis le Carbonifère (PAREYN, 1954) jusqu'au trias supérieur (PAREYN & LARSONNEUR, 1959), la baie des Veys a été lentement façonnée lors des transgressions postglaciaires par les sédiments d'origine marine.

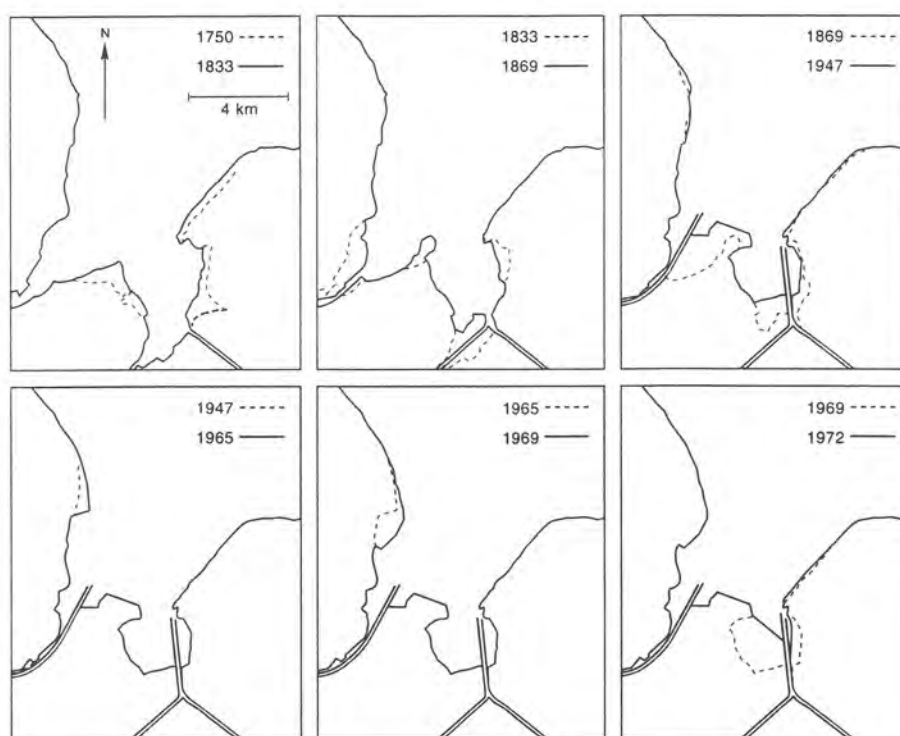
Une succession de dépôts viennent combler l'environnement de la baie durant le Quaternaire. D'abord ce sont des sédiments fluviatiles grossiers (Würm), puis des pélites d'origine marine (fin du Boréal) auxquelles succèdent des dépôts de tourbes d'eau douce (période Atlantique). Cette tourbe est elle-même recouverte à la fin du sub-boréal par des dépôts fluviaux et marins (BONNISSANT, 1870). Au début de l'ère chrétienne, elle s'étendait encore 9 km plus au sud de ses limites actuelles (MORIERE & VILLIERS, 1858).

D'abord naturel et lent, le comblement de la baie des Veys par engraissement et rehaussement des slikkes fut accéléré au début du XIX^e siècle par l'intervention

humaine. C'est à ce moment que commence l'histoire de l'impact des aménagements côtiers sur ce site.

3. EVOLUTION DES LIMITES TERRESTRES DE LA BAIE.

Les basses terres du marais de Carentan subissaient jadis les incursions de la mer à partir de la baie des Veys (LE GALL, 1970), d'où l'impérieuse nécessité de les protéger par des endigages afin de fixer une frontière entre les domaines maritime et terrestre. Les premiers polders (*Fig.3*) ont été réalisés au début du XIX^e siècle : étaient concernés les hauts schorres qui devenaient peu à peu hors d'atteinte de la haute mer par engraissement et progression des végétaux. Ce n'était là qu'une confirmation anticipée de l'atterrissement d'anciens territoires marins littoraux (SYLVAND, 1986* ; SYLVAND & SAVINI, 1991*).



- *Fig. 3* - Progression des endigages sur le pourtour de la baie des Veys. D'après les documents des Archives Départementales du Calvados.

La conquête de terres agricoles s'amplifia après la seconde guerre mondiale, pour s'achever -en principe- en 1972 ; dans cette seconde phase d'endigage, l'annexion des bas schorres et des slikkes prenait les devants de l'évolution naturelle du rivage. En 1972, la réalisation des polders Frémont-Fortin-Tesnière, à l'est de la pointe de Brévands et sur la rive droite du chenal d'Isigny, annexait non seulement des schorres

en extension vers le nord-est, mais aussi quelques centaines d'hectares de slikke sablo-vaseuse et sableuse, riche en coques, située encore hors de portée de l'extension des spartines et des obiones. Cette tendance contemporaine à la conquête de terres agricoles sur le domaine maritime concerne les berges d'un grand nombre de sites estuariens français, dont la baie du Mont Saint-Michel, la basse-Seine, la Baie de Somme ou la Baie d'Authie.

Comme le souligne LE GALL (1970), le comblement de la baie des Veys s'est également accéléré à la suite de la chenalisation du cours terminal des rivières et d'une partie de leur parcours sur l'estran. Plus récemment, nous avons pu voir les conséquences de tels aménagements sur le rehaussement et la réduction des espaces intertidaux en estuaire de la Seine lors de la construction du chenal de Rouen (DESPREZ, 1981 & 1986 ; AVOINE, 1981 ; SYLVAND in DESPREZ & coll., 1985 ; DESPREZ & DUPONT, 1985) ainsi qu'en baie de Somme lors de la chenalisation du cours de la Somme dans le sud de la baie (DUPONT, 1981 ; DUCROTOY, 1983).

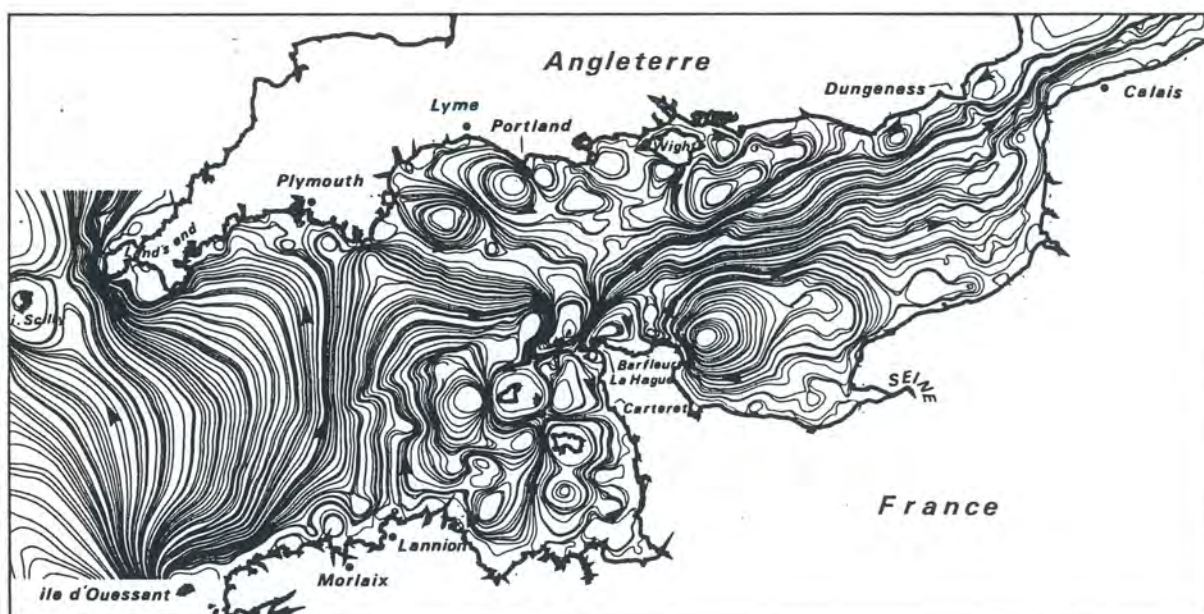
4. ENVIRONNEMENT HYDRODYNAMIQUE.

4.1. LES MARÉES.

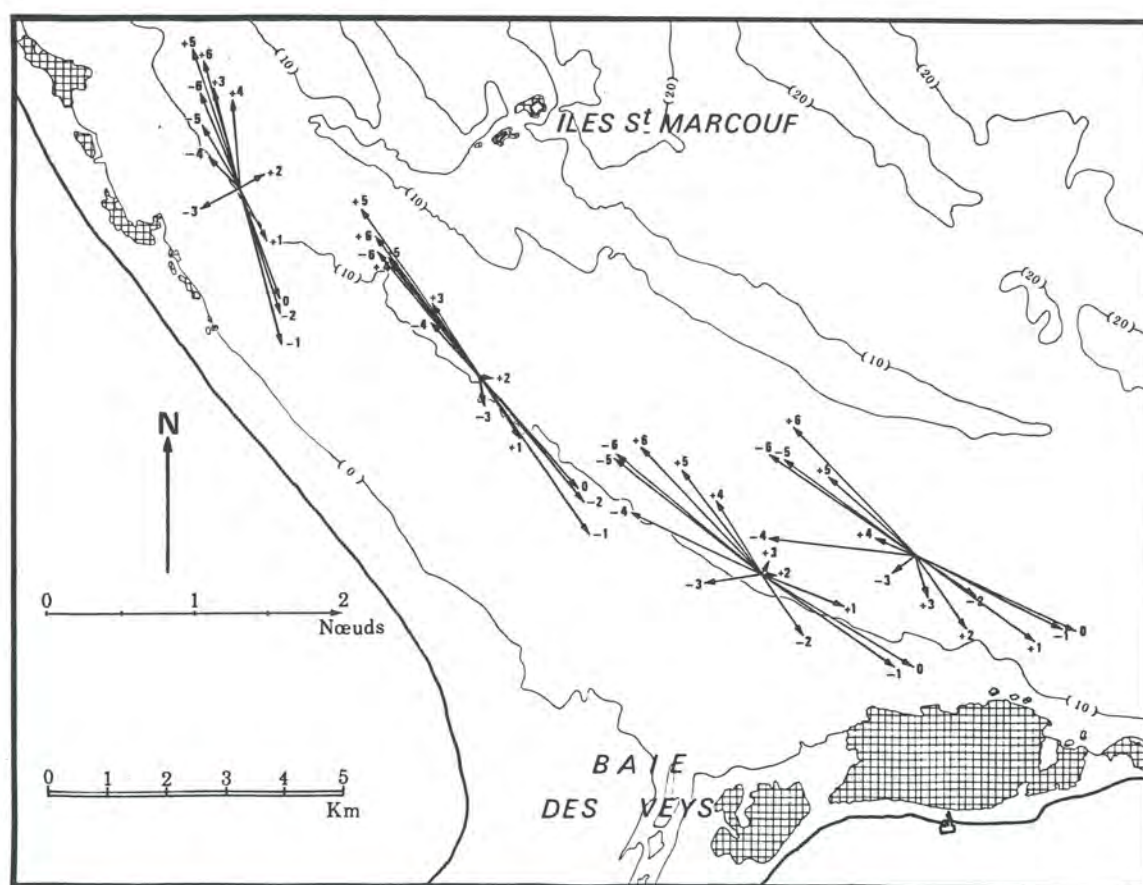
Sous l'influence du rétrécissement imposé aux courants de marée dans la Manche par la presqu'île du Cotentin, les courants résiduels adoptent un parcours en vortex (*Fig.4*) qui s'appuie sur la pointe de Barfleur (SALOMON & BRETON, 1991). Ce modèle, établi pour la partie la plus occidentale de la baie de Seine, peut expliquer l'envasement de certaines structures littorales comme l'anse du Cul-du-Loup, située au nord-ouest d'Utah Beach.

A proximité de la baie des Veys, les courants de marée s'orientent, au plus fort du flot et du jusant, parallèlement au trait de côte (*Fig.5*) avec une vitesse de 1 à 2 noeuds (LE GALL, 1970). En baie des Veys, le courant de flot s'accélère à mesure qu'il progresse vers l'intérieur et peut dépasser 3m/s en vive eau à l'entrée des chenaux ; sa charge de matière en suspension est alors forte. Le jusant s'établit progressivement et ne dépasse guère 1,5 m/s dans les mêmes conditions ; la reprise des suspensions est donc partielle et le bilan sédimentaire de la baie des Veys est positif (LE GALL, 1970).

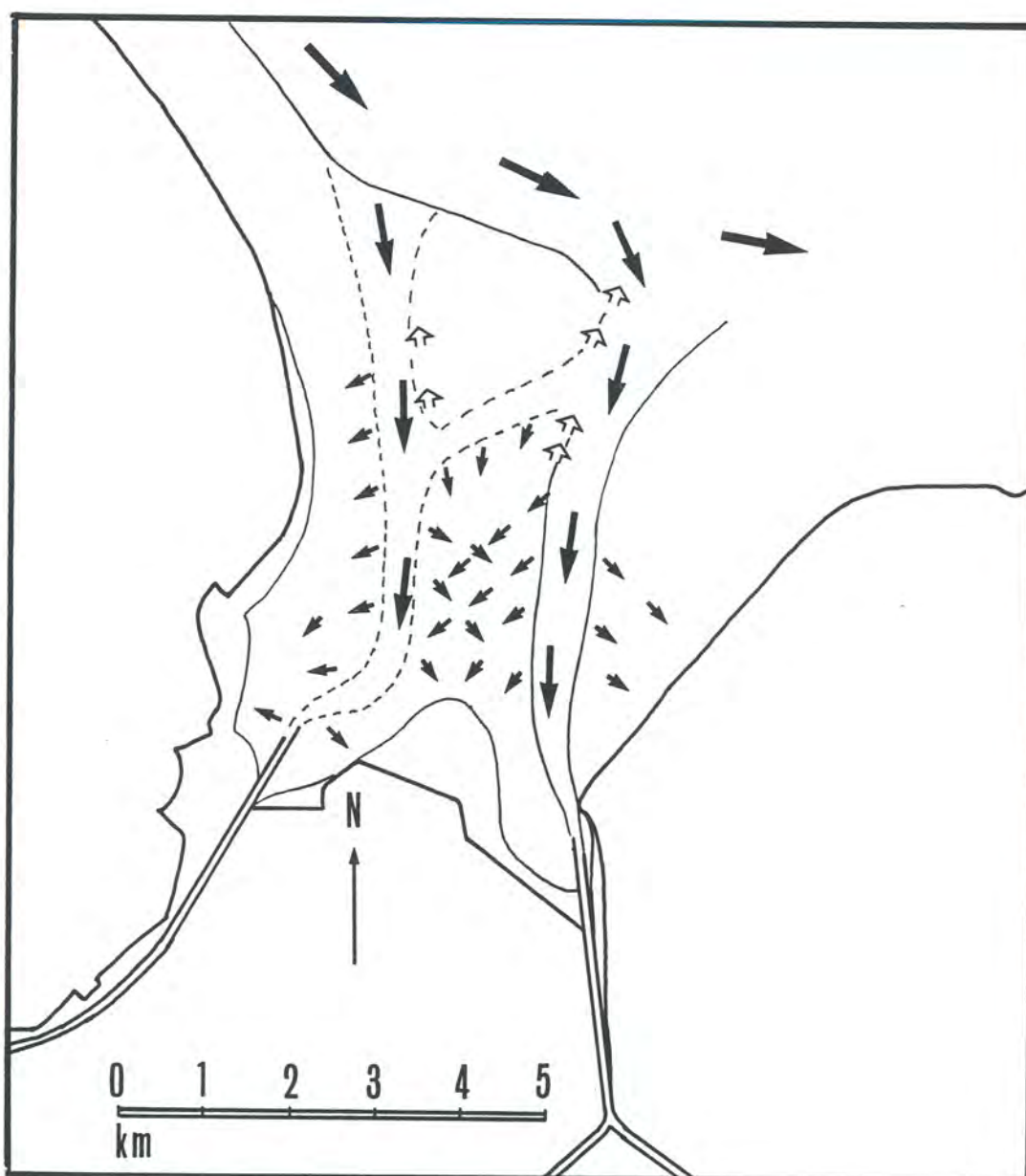
La direction des courants peut être notée lorsque le relevé de l'orientation et de la morphologie des ripple-marks ou des mégarides est possible (REINECK & SINGH, 1975). Au début du flot (*Fig.6*), c'est le parcours des passes de Carentan et d'Isigny qui



- **Fig. 4** - Trajectoires à long terme associées à la marée en Manche ; d'après SALOMON et BRETON, 1991.



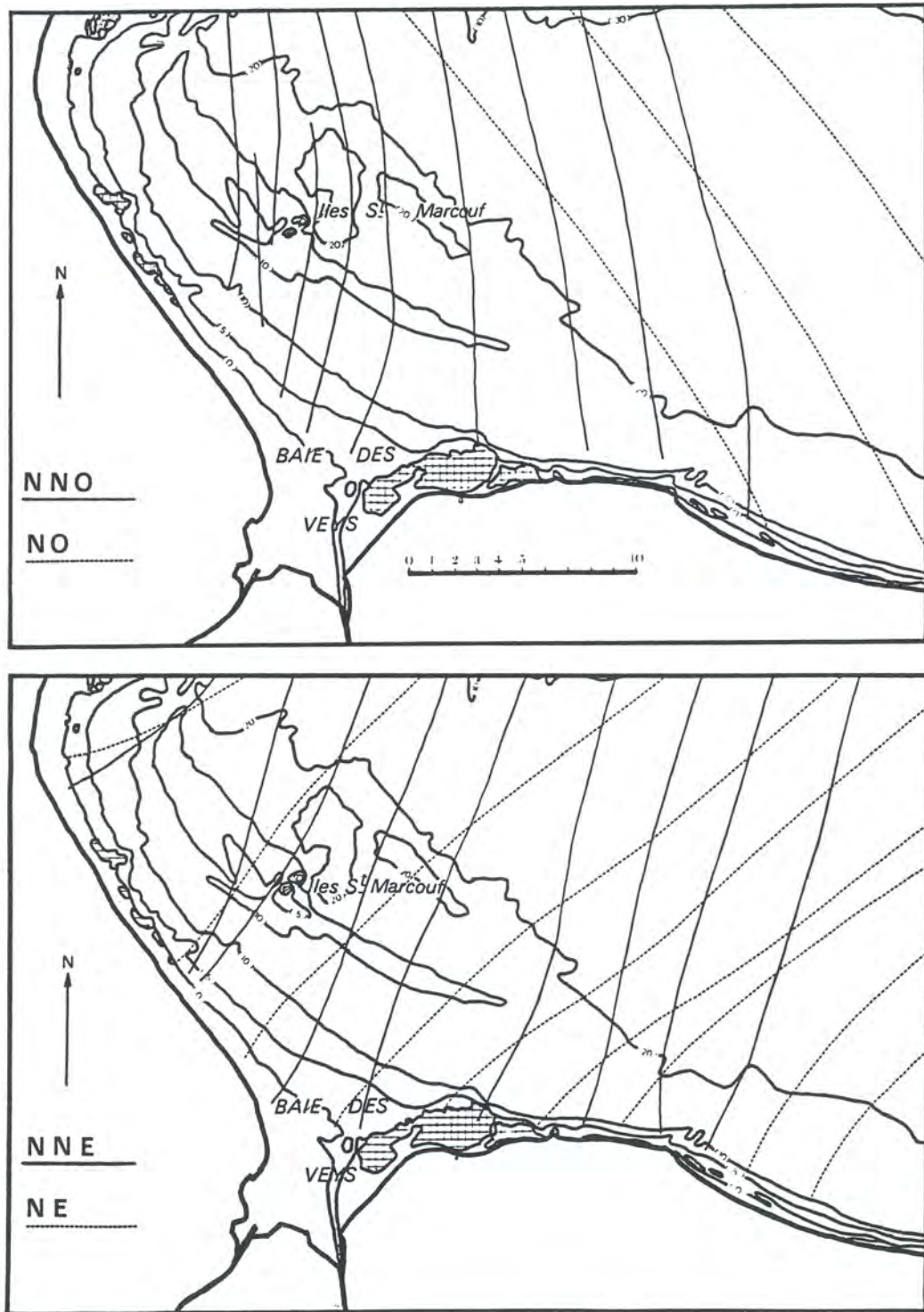
- **Fig. 5** - Les courants de marées à proximité de la baie des Veys (d'après les relevés du S.H.O.M.)



- **Fig. 6** - Progression du flot (flèches pleines) et du jusant (flèches contour) en baie des Veys, d'après l'observation des ripple-marks.

est concerné. Ensuite, les chenaux débordent rapidement et le courant gagne sur l'estran. Au centre de la baie, les courants issus de l'est et de l'ouest se rencontrent et forment des nappes de ripple-marks entrecroisées ; certaines zones de turbulences peuvent former des dunes hydrauliques intertidales à l'ouest du banc de la Ravine. L'essentiel des rides de surface sont des rides de flot. Quelques mégarides de jusant apparaissent sur la rive gauche de la passe d'Isigny, à proximité de l'ouverture de la baie.

4.2. LES HOULES.

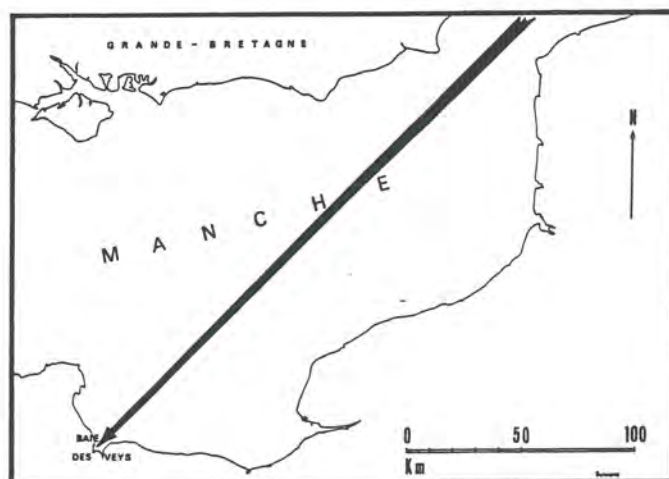


- **Fig. 7** - Othogonales de houles face à la baie des Veys ; d'après Elhai, 1963.

La situation particulière de la baie des Veys la met à l'abri des houles dominantes de secteur ouest. Cependant, celles de nord-nord-ouest à nord-Est peuvent affronter directement l'estran et avoir quelque influence sur la dynamique sédimentaire

locale (*Fig. 7*). Si nous tenons compte des barrières physiques formant un abri contre les agents hydrodynamiques du large, seule la région du Grand Vey peut être influencée par les houles de nord-est. Ces mêmes houles arrachent des matériaux au platier rocheux de Grandcamp et participent à l'épaississement du cordon de galets qui longe la côte est de la baie (LARSONNEUR, 1971 ; LE GALL, 1970). A partir du repère de haute plage de la radiale de Géfosse en 1972, ce cordon s'est épaissi de 10m. en 1980, 14m. en 1985 (SYLVAND, 1986* ; SYLVAND & SAVINI 1991*) et 30 m. en 1992.

Le fetch d'un site est la direction prise par les houles formées le plus loin possible de ce site. En baie des Veys, il est orienté nord-est (*Fig. 8*) : son tracé traverse le Pas-de-Calais et prend son origine aux côtes du Danemark. Les houles levées suivant cette direction pourront donc être très puissantes et bien établies. Dans ces conditions, c'est la slikke du Grand Vey qui paraît être la plus vulnérable.



- *Fig 8* - Fetch en baie des Veys.

5. ENVIRONNEMENT HYDROGRAPHIQUE ET HYDROLOGIQUE.

5.1. LES BASSINS VERSANTS.

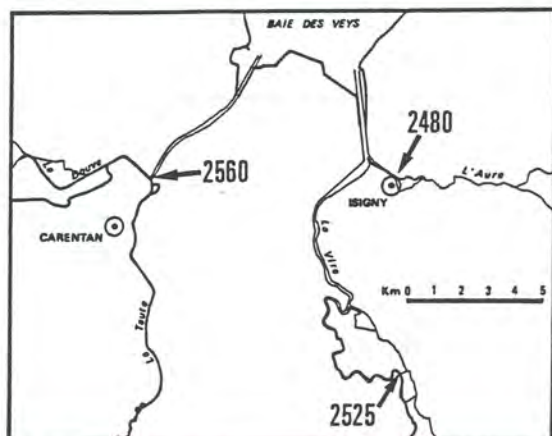
Le sud de la baie reçoit, dans des structures affectant la forme d'entonnoirs estuariens, quatre rivières (*Fig. 1 & 2*), réunies par deux dans un parcours final chenalisé :

- au sud-ouest, le chenal de Carentan réunit les eaux de la Douve, issues du nord-Cotentin, et celles de la Taute, qui drainent les marais de l'isthme du Cotentin,

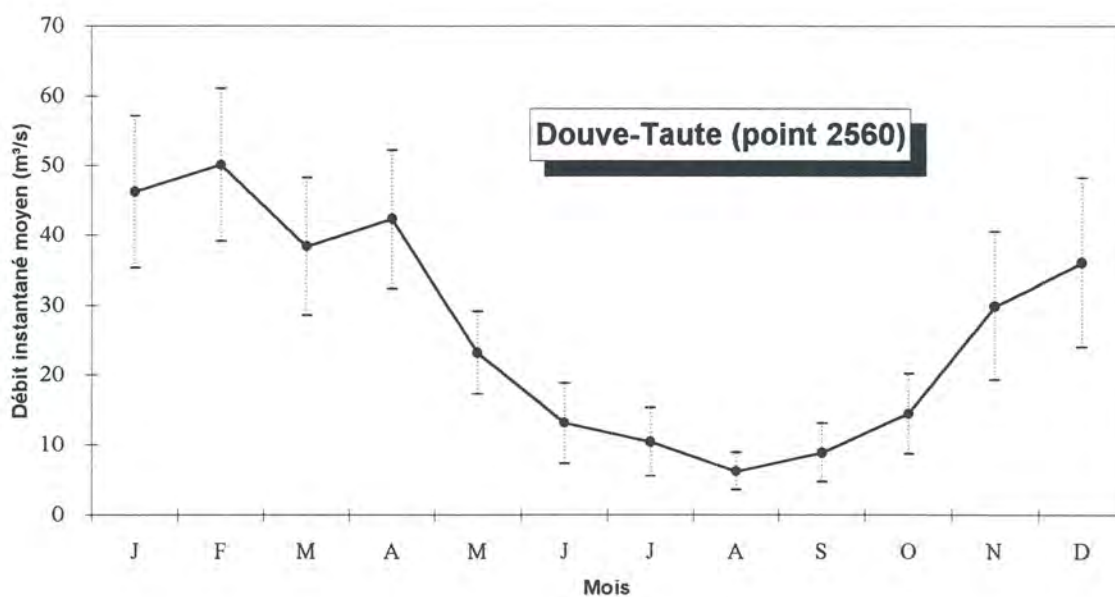
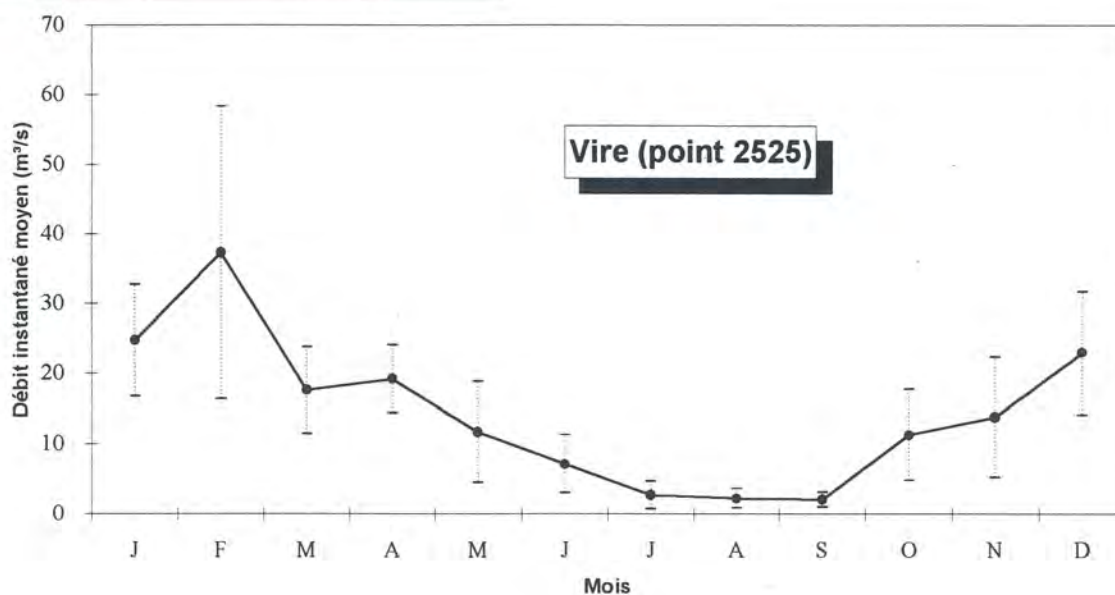
- au sud-est, la passe d'Isigny est alimentée par la Vire et l'Aure. La première vient du bocage de la Suisse Normande, tandis que la seconde, dont le cours sillonne le Bessin, n'est alimentée de façon notable qu'en période de crue : l'essentiel de cette rivière se perd en effet dans le karst à la Fosse-Soucy, pour rejaillir sur le littoral proche de Port-en-Bessin en de nombreuses résurgences dans l'avant-port et sur le platier au pied des falaises.

Calculé sur 15 ans, le débit instantané moyen de l'ensemble Vire-Aure est de $19\text{m}^3/\text{s}$, alors que le doublet Douve-Taute apporte, dans les mêmes conditions, $33\text{m}^3/\text{s}$ (S.R.A.E., D.D.E. du Calvados, *Fig.9*). Ces arrivées d'eau douce peuvent être

considérées comme faibles devant l'étendue de la baie.



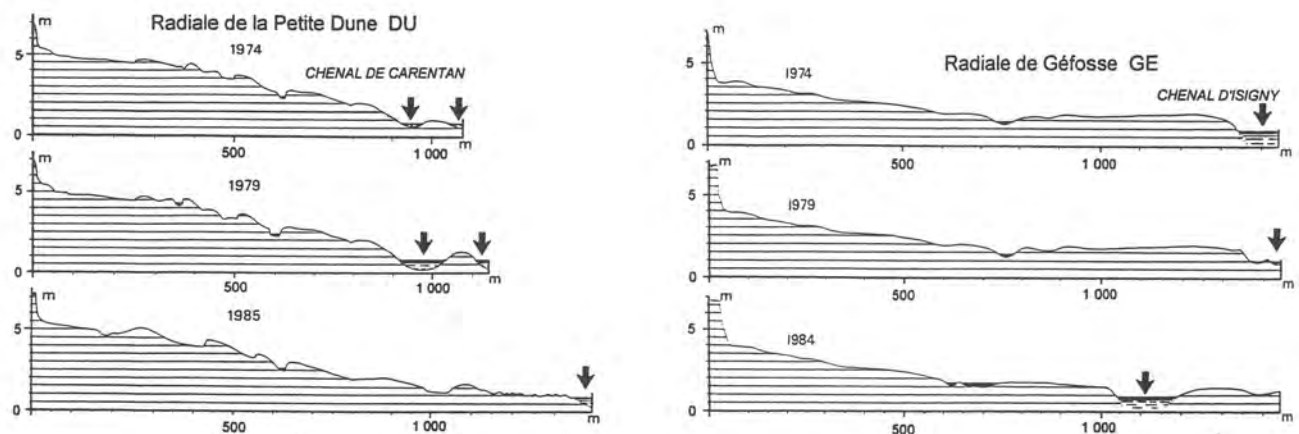
- *Fig. 9* - Débits instantanés moyens des rivières, calculés d'après les données S.R.A.E. de 1974 à 1991, et localisation des stations de mesures.



Le débit de la Vire est mesuré assez loin de la baie des Veys. Ses variations adoptent un profil voisin de celles de l'ensemble Douve-Taute, avec cependant une plus grande irrégularité en février ; la période des crues est donc moins bien définie. Les apports de l'Aure en aval d'Isigny ne devraient pas modérer ce caractère, puisque cet affluent n'est alimenté correctement que lorsque les pertes de la Fosse-Soucy, en amont, sont saturées et débordent. Les crues de la Vire seront donc très marquées.

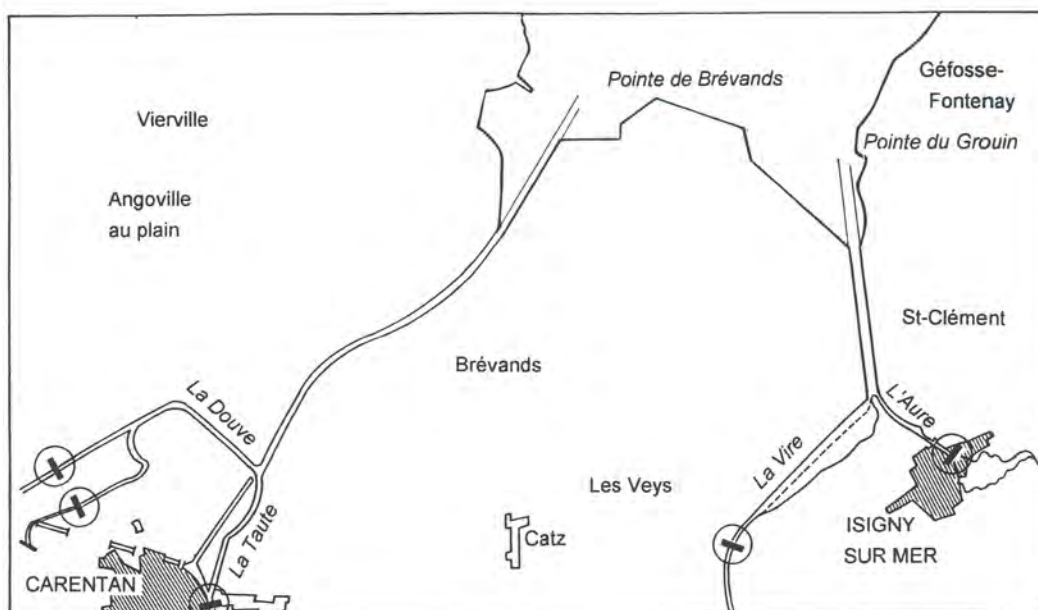
En dépit d'une différence des débits au désavantage de la Vire, le lit de la passe d'Isigny est entièrement situé au-dessous du "zéro" des cartes marines (Fig.2), tandis que celui du chenal de Carentan est au-dessus de ce niveau : la topographie générale de la Baie des Veys accuse une pente d'ouest en est, probablement due à l'épaississement par les apports sédimentaires de la dérive littorale depuis la côte est du Cotentin via Utah Beach (ELHAI, 1963 ; LARSONNEUR 1971).

Malgré cette pente, les parcours des chenaux étaient distincts sur l'estran depuis plus de 150 ans. Leurs divagations d'est en ouest (*Fig.10*) peuvent dépasser 400m. (LE GALL, 1970 ; LE GALL & LARSONNEUR, 1972 ; SYLVAND, 1986* ; SYLVAND & SAVINI, 1991*), abandonnant des chenaux secondaires sur leurs anciens parcours.



- *Fig. 10* - Déplacement des chenaux de Carentan et d'Isigny (voir fig.15 pour la localisation des radiales).

Si l'évidence impose des digues littorales et des enrochements de défense contre les marées, il faut également garantir les basses terres intérieures contre la remontée du flot dans le lit des rivières. Les levées bâties sur les berges, peu entretenues, sont considérées comme trop faibles pour résister à la pression des hautes eaux, d'où la nécessité de les soulager de cette pression par l'installation de portes à flot : ce sont des écluses battantes construites à proximité des embouchures qui se ferment passivement lors de l'arrivée du flot (*Fig.11*).



- **Fig. 11** - Localisation des portes à flot.

Ce type d'aménagement singularise l'interface eaux douces-eaux marines en baie des Veys. Les flux du débouché des rivières se font uniquement vers l'aval au moment du jusant ; les intrusions salines sont rendues quasi-impossibles au flot par la fermeture des portes en quelques secondes. Le domaine dulçaquicole s'achève donc sans l'étalement du gradient de salinité qui caractérise les grands estuaires.

5.2. HYDROLOGIE ET ÉTAT SANITAIRE.

Avant 1972, aucun document ne fait état de recherche hydrologique en baie des Veys. A cette époque, les villes d'Isigny et Carentan ne possédaient pas de station d'épuration et les industries agro-alimentaires installées sur les bassins versants ne traitaient pas -ou peu- leurs effluents. Enfin, les taux de produits phytosanitaires, alors médiocrement dégradables, n'étaient guère surveillés et certains engrais s'avéraient toxiques pour la faune (apports cyanurés par certains engrais azotés).

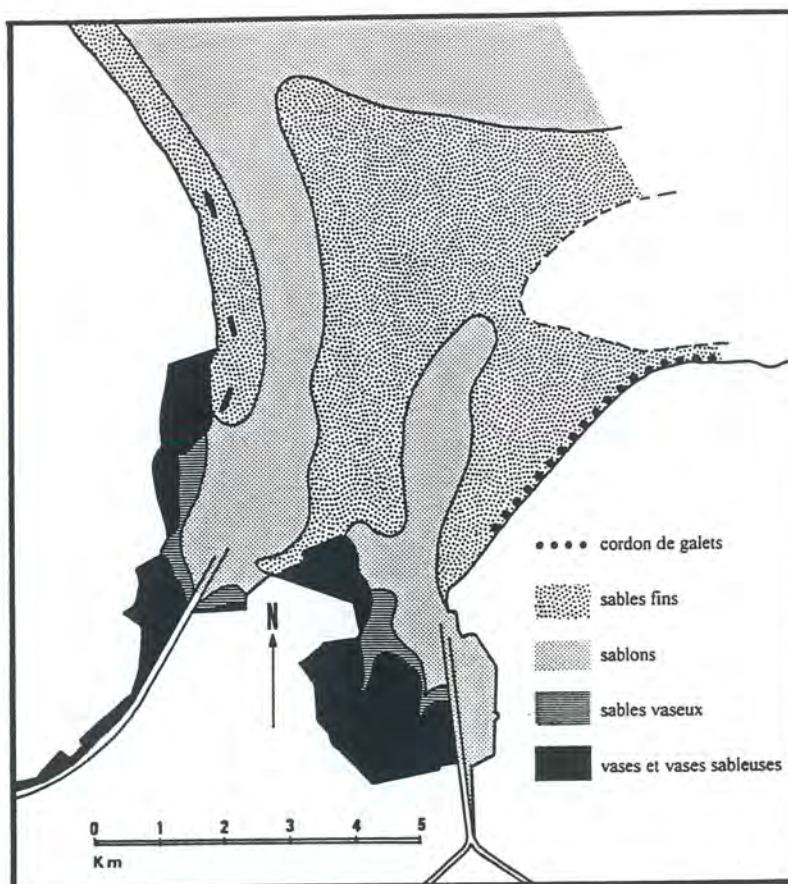
La contamination bactériologique (coliformes, streptocoques fécaux et salmonelles) et chimique (matière organique, sels nutritifs et produits phytosanitaires) était localement préoccupante : la baie des Veys fut classée "zone insalubre" le 15 novembre 1971, mais la discrétion des laboratoires d'analyses interdisait à cette époque la publicité des résultats chiffrés. Les contrôles sanitaires réalisés par l'Institut des Pêches sur les coquillages furent systématisés à partir de 1972. L'archivage des résultats des analyses bactériologiques depuis 1980 aboutit à une synthèse sur 12 ans de surveillance sanitaire des parcs conchylicoles, réalisée à l'IFREMER (GODEFROY

& ETOURNEAU, 1994) : la baie des Veys a été reclassée salubre en 1980, mais le secteur conchylicole pourrait être à nouveau classé insalubre actuellement si la réglementation française était strictement appliquée.

Les observations communiquées par les conchyliculteurs des concessions ostréicoles et mytilicoles de Gêfosse-Fontenay (flanc est de la baie) paraissaient confirmer les problèmes de qualité des eaux. Alors que la baie des Veys possédait au début du siècle d'importants gisements naturels de moules, les professionnels constataient l'absence d'essaimage naturel des moules, une épibiose rare sur les superstructures des concessions, ainsi qu'une importante perte de naissain lors du repeuplement des pieux et une forte mortalité des moules en période de reproduction. La mise en service de la station d'épuration d'Isigny en 1974 fut suivie d'une amélioration immédiate sur le terrain.

6. LES SÉDIMENTS INTERTIDIAUX.

Un état des dépôts intertidaux en baie des Veys a été dressé à partir des résultats d'échantillonnages effectués en 1968-69 (LE GALL, 1970 ; LE GALL & LARSONNEUR, 1972), alors que les derniers endigages n'étaient pas encore réalisés (*Fig.12*).



- *Fig. 12* -

Première cartographie
des dépôts en baie des
Veys ; d'après
LE GALL, 1970.

L'essentiel de la couverture sédimentaire était constitué de sables fins (granulométrie de 200 à 500 μ m), qui formaient la matière du banc de la Madeleine (ouest), d'une grande partie du banc de la Ravine (centre) et la totalité du banc de la Rouelle (est). L'estran à proximité des chenaux ainsi que la moyenne et basse slikke du banc du Grand Vey et du Ferraillon étaient sablonneux (granulométrie de 65 à 200 μ m.). Les sables vaseux (5 à 25% de pélites), vases sableuses (25 à 75%) et vases (plus de 75% de pélites) occupaient les hautes slikkes internes et la majeure partie du schorre. Quelques placages pélitiques étaient signalés en haute plage le long du flanc ouest.

Dans leur ensemble, les dépôts se succédaient suivant un gradient granulométrique décroissant, de l'extérieur vers l'intérieur de la baie et des basses plages vers les hautes slikkes. Quelques séquences discontinues apparaissaient, en particulier sur le bord ouest du schorre central de Brévands, souvent érodé par les déplacements d'une anse de la passe de Carentan, où les sables fins affrontaient les vases sableuses sans faciès de transition.

La connaissance de la couverture sédimentaire demeure la plus importante des acquisitions antérieures, avec une classification simple et cohérente des descripteurs de dépôts qui a permis à LE GALL (1970) de réaliser une cartographie de départ, indispensable "point zéro" de l'étude qui va suivre. Les travaux géomorphologiques de ELHAI (1963) sont le complément obligé de cette étude sédimentologique, qui apporte par ailleurs des informations intéressantes sur l'état du schorre et de sa végétation.

7. LE COMPARTIMENT BIOLOGIQUE.

7.1. MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.

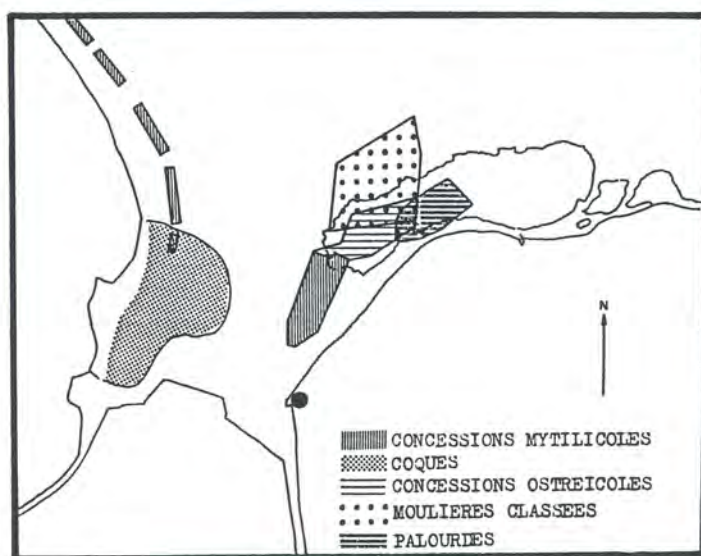
Les références anciennes à la faune macrozoobenthique de la baie des Veys sont anecdotiques (GADEAU DE KERVILLE, 1898). Plus près de nous, LE GALL (1970) a associé certaines espèces du macrozoobenthos intertidal à certains types de dépôts superficiels et cite une douzaine d'espèces pour différentes catégories sédimentaires ; cependant, les communautés à *Macoma balthica* ne sont pas signalées et il y a eu confusion probable entre *Polydora sp.* et *Pygospio elegans*.

Les moulières naturelles des roches de Grandcamp-Maisy, aujourd'hui résiduelles, étaient connues et exploitées depuis longtemps ("moules d'Isigny"), ainsi que les gisements de coques, essentiellement sur le banc du Grand Vey (ouest) et à proximité du débouché du chenal d'Isigny, au sud-est, sous le banc du Ferraillon

(Fig.13). Un gisement de palourdes (*Venerupis decussatus* & *V. pullastra*) était également signalé sur le platier rocheux vers l'est, à la pointe de Maisy.

7.2. LES ESPÈCES MARINES CULTIVÉES.

Les premières installations mytilicoles en baie des Veys remontent à 1963. Des bouchots à moules ont été plantés au sud-ouest d'Utah Beach, sur le banc de la Madeleine, mais aussi sur l'estran de Géfosse (Fig.13) : ces dernières concessions



- Fig. 13 - Les ressources vivantes en baie des Veys, d'après GUILLAUD & SYLVAND, 1976.

avaient été en partie attribuées pour compenser la dégradation des conditions d'exploitation des bancs de coques, momentanément touchés par l'endigage des polders.

L'histoire de l'ostréiculture commence en 1968, avec 1,5 ha de concessions. Après la propagation de la maladie qui détruit l'huître portugaise *Crassostrea angulata*, J. Bricard fut le premier à cultiver localement l'huître japonaise *Crassostrea gigas* en 1970 sur une concession située en face de la pointe de Maisy (ouverture de la baie, à l'est).

En 1972, les surfaces concédées atteignaient 45,1 ha pour les moules et 92,9 ha pour les huîtres, contre respectivement 6 et 0 en 1963 (KOPP & coll., 1991). La technique des bouchots sur pieux, plus rustique en zone exposée, était réservée à la mytiliculture sur le flanc ouest, tandis que l'est, abrité des fortes houles, délaissait très tôt cette méthode au profit des pochons sur tables, adaptables aussi bien à la mytiliculture qu'à l'ostréiculture, et d'exploitation plus aisée.

7.3. L'AVIFAUNE.

Depuis 1968, la S.E.P.N.B. (Société pour l'Etude et la Protection de la Nature en Bretagne) Section "Manche" et le G.O.N. (Groupe Ornithologique Normand) a entrepris un important travail d'observation et de recensement des passagers et hivernants de la baie des Veys (DESLIENS, in GUILLAUD & SYLVAND, 1976). Les vastes étendues vaseuses et sablo-vaseuses constituent un important réservoir de nourriture pour l'avifaune. Les terres voisines, marécageuses (marais de Carentan) ou bocagères, peuvent éventuellement servir de refuge. En tout, ce sont à l'époque 49 espèces marines et limicoles et 33 autres espèces qui sont recensées en environnement maritime (*Tableau II*). Les hôtes réguliers les plus caractéristiques de la baie sont le Tadorne de Belon, la Bernache cravant et le Courlis cendré.

La richesse spécifique est notée en bas du tableau ; comme chacun pourrait s'y attendre dans une zone traditionnelle de chasse, elle est plus importante dans les limites de la réserve de Sainte-Marie-du-Mont (34 espèces) et dans le secteur nord-ouest voisin (29 espèces). Au sud et à l'est, ce sont les anatidés et les limicoles qui sont le moins bien représentés, à l'inverse des rapaces, laridés et alcidés. Les grands cormorans *Phalacrocorax carbo*, grèbes *Podiceps sp.*, fous *Sula bassana*, hérons *Ardea cinerea* et plongeurs *Gavia arctica* semblent répartis de façon équitable sur l'ensemble de la baie.

8. CONCLUSION.

Le premier intérêt de la baie des Veys est d'être située dans la partie occidentale, la moins étudiée, de la baie de Seine. C'est ensuite un espace intertidal qui se prête bien, par son étendue conséquente, à une définition fine des répartitions des faciès biologiques, sédimentaires ou morphologiques. Sa profondeur importante promet d'appréhender sans difficultés la définition de limites, gradients ou oppositions de caractères. C'est encore une zone de fort intérêt économique, mais peu soumise aux influences d'activités industrielles, ce qui donne un certain poids aux données acquises et à leur exploitation ultérieure dans l'optique d'une étude à long terme. C'est enfin un site qui profite d'un point de vue scientifique initial incomparable par l'existence des travaux de Jean LE GALL dans le domaine de la sédimentologie, base essentielle pour une première organisation des études biologiques.

Espèces		SECTEUR NORD-OUEST	RESERVE DE Ste-MARIE-DU-MONT	SECTEUR SUD	SECTEUR EST
Cormoran huppé	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>				
Fou de Bassan	<i>Sula bassana</i>				
Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>				
Grèbe castagneux	<i>Podiceps ruficollis</i>				
Grèbe esclavon	<i>Podiceps auritus</i>				
Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i>				
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>				
Plongeon arctique	<i>Gavia arctica</i>				
Bernache cravant	<i>Branta bernicla</i>				
Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>				
Canard pilet	<i>Anas acuta</i>				
Canard siffleur	<i>Anas penelope</i>				
Canard souchet	<i>Anas clypeata</i>				
Eider à duvet	<i>Sanateria mollissima</i>				
Harle huppé	<i>Mergus serrator</i>				
Macreuse brune	<i>Melamitta fusca</i>				
Macreuse noire	<i>Melamitta nigra</i>				
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>				
Tadorne de Belon	<i>Tadorna tadorna</i>				
Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>				
Perdrix grise	<i>Perdix perdix</i>				
Poule d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>				
Râle d'eau	<i>Rallus aquaticus</i>				
Avocette	<i>Recurvirostra avosetta</i>				
Barge rousse	<i>Limosa lapponica</i>				
Bécasseau sanderling	<i>Calidris alba</i>				
Bécasseau variable	<i>Calidris alpina</i>				
Bécassine des Marais	<i>Gallinago gallinago</i>				
Chevalier aboyeur	<i>Tringa nebularia</i>				
Chevalier culblanc	<i>Tringa ochropus</i>				
Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i>				
Chevalier sylvain	<i>Tringa glareola</i>				
Courlis cendré	<i>Numenius arquata</i>				
Courlis corlieu	<i>Numenius phaeopus</i>				
Grand Gravelot	<i>Charadrius hiaticula</i>				
Huitrier-pie	<i>Haematopus ostralegus</i>				
Petit Gravelot	<i>Charadrius dubius</i>				
Pluvier argenté	<i>Pluvialis squatarola</i>				
Pluvier doré	<i>Pluvialis apricaria</i>				
Tournepiere	<i>Arenaria interpres</i>				
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>				
Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>				
Goéland cendré	<i>Larus canus</i>				
Goéland marin	<i>Larus marinus</i>				
Mouette rieuse	<i>Larus ridibundus</i>				
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>				
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>				
Guillemot	<i>Uria aalge</i>				
Pingouin torda	<i>Alca torda</i>				
		29	34	21	21

- Tableau II - L'avifaune en baie des Veys, observée sur les schorres et les slikkes ; d'après DESLIENS (G.O.N.), in GUILLAUD & SYLVAND, 1976.

8.1. CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES GÉNÉRALES.

L'une des originalités de la baie des Veys est son exposition vers le nord-nord-est, qui la met à l'abri des houles dominantes de secteur ouest. Cependant, des perturbations sont à craindre par l'orientation du fetch, car les vents de nord-est ne sont pas rares dans ce secteur et s'établissent souvent pour plusieurs jours.

Une autre caractéristique de ce site est son environnement marin immédiat : les courants de marées, orientés parallèlement à la côte et guidés étroitement dans la rade de la Capelle sous la ligne du banc du Cardonnet, interdisent la formation d'une sorte de pseudo-delta sédimentaire tel qu'il est possible de l'observer en baie de Somme (DUPONT, 1981 ; SIMON & coll., 1981).

Les apports d'eaux douces continentales sont faibles devant la surface de la zone intertidale et les échanges eaux douces-eaux salées sont contrariés par la présence des portes à flot. La baie des Veys n'apparaît donc pas comme un véritable estuaire, mais plutôt comme une baie où l'influence estuarienne semble se limiter à la proximité immédiate de l'embouchure des chenaux de Carentan et d'Isigny. L'environnement continental, qui s'exprime par les eaux douces afférentes, sera un élément de l'état général et de la qualité des eaux côtières, facteur écologique important dans l'équilibre des productions animales macrozoobenthiques.

8.2. CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES LOCALES.

Le niveau d'intérêt, des scientifiques comme du public, pour l'avifaune de la baie des Veys coïncidait avec la montée de la prise en considération de la qualité de l'environnement comme objectif politique et social, mais aussi avec la création locale de la réserve multi-faciès de Sainte-Marie-du-Mont (Beau-Guillot), qui rassemble un milieu terrestre, une portion de schorre et un estran, en un espace idéal d'observation.

Cet intérêt ne s'est pas reporté sur la faune marine intertidale mais, malgré la méconnaissance quasi-totale de la productivité biologique naturelle de ce site, des aménagements conchylicoles commencèrent à s'étendre sur la zone intertidale dès les années 60, en complément d'une activité de récolte de ressources naturelles en bivalves (moules et coques) dont les prélèvements n'étaient pas gérés ni les stocks suivis. Il n'y a pas en baie des Veys l'équivalent de la tradition structurante des hennoniers de la baie de Somme, aux techniques simples mais bien adaptées, efficaces, qui tendent cependant à respecter le maintien d'une productivité locale.

CHAPITRE II

METHODOLOGIE GENERALE

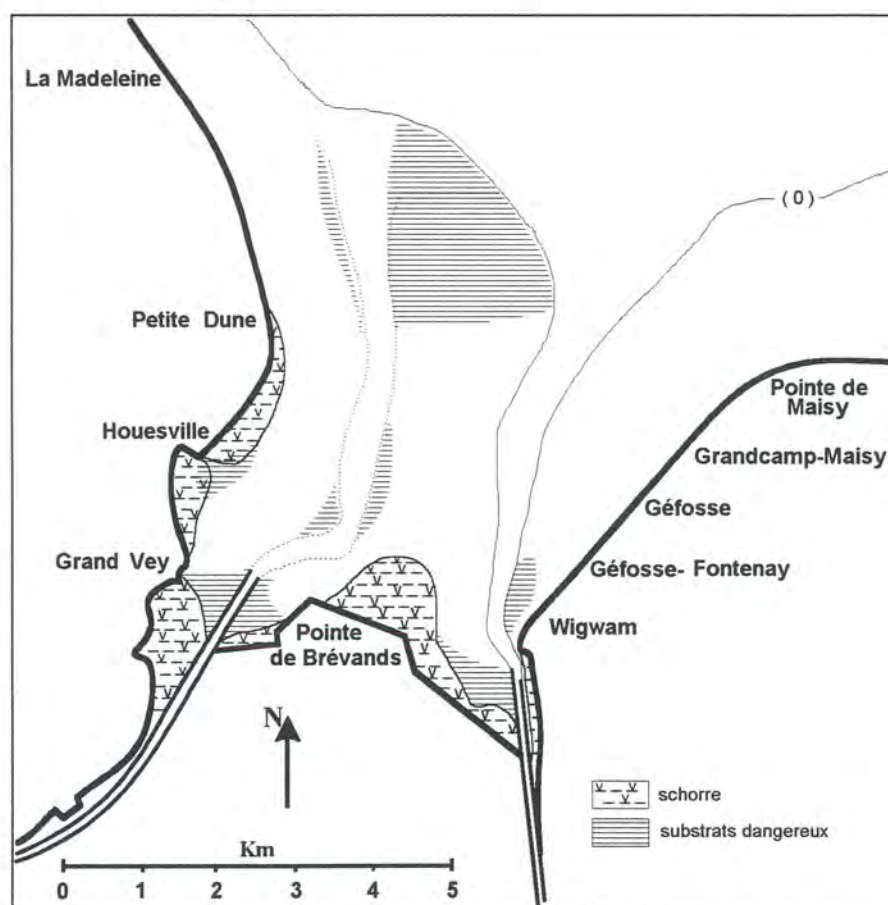
1. LE TERRAIN.	30
2. ETUDE DU MILIEU PHYSIQUE.....	32
3. ETUDE DU MACROZOOBENTHOS.	42
4. REMARQUES SUR LE TRAITEMENT DES DONNÉES.	55

1. LE TERRAIN.

1.1. PROSPECTION DU SITE.

La prise de contact avec la zone d'étude est le préambule indispensable à la mise en place du protocole de terrain. Une reconnaissance purement visuelle du site permettra de centrer *a priori* l'intérêt sur certaines zones, pour des raisons de dissemblances de faciès ou de différences d'expositions. Un appui cartographique s'impose, complémenté par l'utilisation d'images aériennes.

Les zones d'études doivent être sélectionnées d'abord pour leur facilité d'accès : matériel et personnel devront pouvoir être débarqués aisément, ce qui n'est pas toujours le cas. Ainsi, les vasières de l'est de la pointe de Brévands étaient inaccessibles en voiture et le franchissement des clôtures pour arriver au littoral, à pied et avec l'équipement, problématique, de même que pour la portion de vasière située sur la rive droite du chenal d'Isigny.



- **Fig. 14** - Localisation des substrats de prospection difficile ou dangereuse.

Le substrat à échantillonner doit aussi être raisonnablement praticable (**Fig.14**), ce qui n'est pas le cas de la haute slikke qui borde le sud des polders de la Petite Dune,

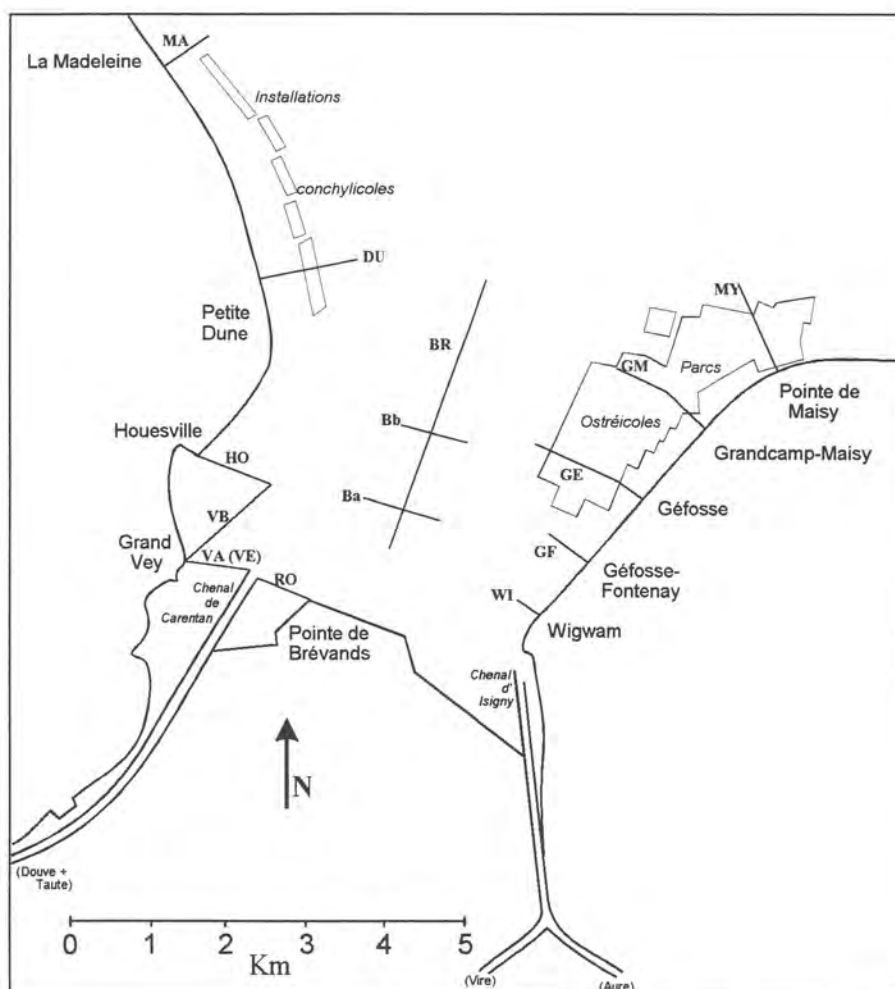
au nord du Grand Vey : le bord du schorre est constitué d'un revêtement de vases fluides dangereuses. Ailleurs et dans de plus bas niveaux, il faut être extrêmement vigilant lorsque le promeneur ou le chercheur abordent certaines rives de chenaux ou certaines nappes de sable. Ainsi, l'extrémité de la radiale de la Petite Dune est située en zone de divagation des chenaux, ce qui se traduit parfois par des dépôts temporaires de sables fins à moyens, hétérogènes, peu tassés et gorgés d'eau, qui se dérobent sous le pied. Le danger des sables mouvants peut également se retrouver sur les nappes sableuses et les mégarides du corps sableux central. Cependant, les zones les plus difficiles d'accès peuvent parfois être échantillonnées à contre-pente à partir d'un accès voisin.

1.2. CHOIX ET ORGANISATION DES STATIONS.

La qualité des résultats est étroitement dépendante de la manière de les acquérir et le choix des méthodes appliquées à l'échantillonnage doit apporter une information maximale (MONTI, 1986). L'organisation idéale des stations de prélèvements devrait revêtir la forme d'un quadrillage serré couvrant la zone à étudier. Cette répartition spatiale demande une longue présence sur le terrain et s'applique plutôt aux écosystèmes terrestres. Mais nous sommes ici soumis aux impératifs de la marée ; il fallut donc recourir à une méthode moins contraignante, mais cependant assez fiable pour donner une bonne image des résultats.

La répartition des stations le long de lignes directrices, dites transects ou radiales (*Fig. 15*), a été délibérément choisie, le plus souvent perpendiculairement au trait de côte. Cette disposition permet de rendre compte du temps d'immersion des stations qui sont alors aisément recalées sur le profil topographique. Ces radiales devront être, suivant les possibilités d'accès au littoral, régulièrement espacées de façon à couvrir au maximum la diversité des faciès telle qu'elle a été constatée sur le terrain lors des sorties préalables. Pour éviter des extrapolations hâtives, tant au niveau cénotique que sédimentologique, un échantillonnage complémentaire a été effectué sur des stations "volantes" placées entre les radiales .

Lors des premières campagnes de terrain, les stations redondantes furent nombreuses. Il a été nécessaire, après analyse des échantillons, d'éliminer certaines d'entre elles devenues inutiles dans la description ou le suivi des faciès. Au contraire, l'apparition au long des radiales de changements brutaux lors du premier dépouillement des échantillons a suggéré l'exploitation de nouvelles stations qui ont permis d'affiner ensuite les successions de faciès et les transitions biocénotiques.



- **Fig. 15** - Répartition schématique des radiales adoptées en baie des Veys pour l'ensemble des campagnes.

2. ETUDE DU MILIEU PHYSIQUE.

2.1. HYDROLOGIE.

L'étude hydrologique, ne fut pas l'objectif essentiel de cette étude et fit l'objet de deux campagnes, l'une sur stations à l'échelle de haute mer (1975), l'autre en condition de flot sur perches de prélèvement (1992). Quelques stations littorales furent également échantillonnées de part et d'autre de la baie des Veys en 1975, à la moitié du jusant et par coefficient moyen.

2.1.1. ECHANTILLONNAGE À HAUTE MER.

Les prélèvements à l'échelle de haute mer furent réalisés à bord d'un picoteux d'Isigny, petite embarcation de pêche côtière typique de la baie, bordée à clins et de faible tirant d'eau. Les 10 stations furent localisées à l'aide d'un compas de relèvement

portable sans erreur de parallaxe. Trois sorties successives par coefficient moyen (entre 65 et 75) ont été nécessaires. La bouteille de prélèvement était des plus simples : récipient de verre fumé à col étroit, lesté, fermé par un bouchon extractible depuis l'embarcation grâce à une longue garcette, le tout suspendu à une drisse graduée servant de sonde.

A cette époque (1975), la rareté et la fiabilité criticable des appareils de mesure sur le terrain imposait les méthodes classiques d'analyse au laboratoire des éléments suivants :

- Salinité : méthode de Möhr,
- Oxygène dissous : méthode de Winkler,
- Nitrates : réduction sur cadmium et mesure colorimétrique,
- Nitrites : méthode à la naphtyl-éthylènediamine, mesure colorimétrique,
- Demande chimique en oxygène (D.C.O.) : protocole de TREGUER et LE CORRE adapté au milieu marin,
- Détergents anioniques : extraction au chloroforme et méthode colorimétrique après étalonnage au dioctylsulfosuccinate de sodium.

Dans ces quelques paramètres, l'oxygène dissous devait, en complément de la D.C.O., apporter des informations sur une éventuelle présence de matière organique. A une époque où la biodégradabilité des lessives n'était pas encore un argument publicitaire, les détergents anioniques étaient considérés comme traceurs des apports anthropiques.

2.1.2. ECHANTILLONNAGE AU FLOT SUR PERCHES.

Les prélèvements d'eau ont été réalisés suivant la méthode validée par le laboratoire de chimie marine du GEMEL de Picardie. Les bouteilles d'échantillonnage, fixées sur une perche (*Fig.16*), sont munies d'un tuyau souple qui permet de prélever l'échantillon à la hauteur désirée. Il est ainsi possible de travailler simultanément sur trois aspects :

- aspect spatial, en implantant des perches sur plusieurs stations à l'intérieur de l'estuaire, et éventuellement à l'extérieur.
- répartition verticale, en échantillonnant au travers de la colonne d'eau. Cela permet de rendre compte de l'évolution de la qualité physico-chimique au cours du flot, mais aussi de l'éventuelle hétérogénéité de la tranche d'eau pour les

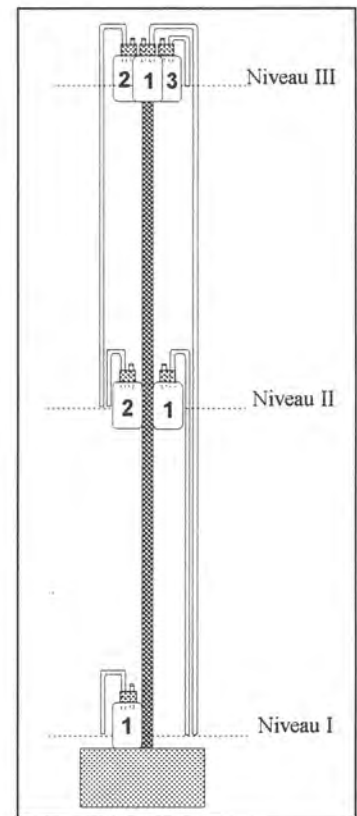
paramètres mesurés.

- aspect temporel, en permettant de disposer de prélèvements effectués à différents instants du flot.

Les bouteilles I₁, II₁, III₁ échantillonnent respectivement en début de flot, à mi-flot, et en fin de flot. A 1m du sol, les bouteilles II₂ et III₂ prélèvent respectivement à mi-flot, et en fin de flot, et la bouteille III₃ prélève en fin de marée. Des prélèvements complémentaires ont été réalisés manuellement sur un front de marée montante du flanc est (Géfosse).

Quelques caractéristiques ont été déterminées :

- Salinité : mesure conductimétrique avec un salinomètre à induction.
- Matière en suspension M.E.S. : méthode gravimétrique, filtration sur membrane Millipore AP 20 ensuite calcinée.
- Matière organique par perte au feu.
- Sels nutritifs : dès le retour au laboratoire, les échantillons sont filtrés sur membrane d'acétate de cellulose (0.45 micromètre), répartis en flacons polyéthylène, fixés par addition de 0.1 ml de chloroforme et stockés au congélateur. Les analyses ont été réalisées selon les méthodes colorimétriques classiques (AMINOT & CHAUSSEPIED, 1983) :
 - * Nitrates : réduction sur colonne de cadmium puis dosage des nitrites ainsi formés.
 - * Nitrites : méthode à la naphtyl-éthylènediamine.
 - * Ammonium : méthode au bleu d'indophénol.
 - * Orthophosphates : méthode au molybdate.
 - * Silice : il entre dans la composition des tests d'organismes marins et estuariens (diatomées), donc considéré comme un élément nutritif : méthode au molybdate.
- Chlorophylle et phaeopigments : sous le terme de phaeopigments sont englobés les produits de dégradation de la chlorophylle A (phéophorbine et phéophytine principalement) ; filtration sur filtre type Wathim GFC et extraction dans l'acétone à 90%. Dosage spectrophotométrique selon les méthodes de LORENZEN (1967) et



- Fig. 16 - Perche de
prélèvement.

trichromatique SCOR UNESCO (1966).

Les résultats des dosages sont corrélés, en particulier avec la salinité afin de caractériser l'origine, marine ou continentale, des éléments dosés.

2.2. SÉDIMENTOLOGIE.

2.2.1. ORGANISATION DE L'ÉCHANTILLONNAGE.

Le nombre et la position des stations sur les radiales a été variable suivant les campagnes de terrain. Des stations "volantes", dont les notes de coordonnées n'ont pas été conservées après cartographie, ont été prospectées entre les radiales.

En 1973, 39 stations, réparties sur 4 radiales, ont été repérées à partir d'un point fixe de haute plage, orientées au compas et localisées par rapport au point de référence :

- Géfosse GE : 30, 60, 90, 120, 150, 180, 240, 300, 360, 420, 480, 540, 560, 780, 840, 900, 1 140 et 1 260 m,
- Brévands BR : 0, 240, 480, 720 et 960 m,
- Grand Vey VE : 0, 180, 240, 540, 600 et 660 m,
- Petite Dune DU : 0, 120, 180, 240, 300, 360, 420, 540, 660 et 720 m.

En 1977, 24 stations étaient réparties sur 4 radiales. L'échantillonnage sur Brévands a été fait sur stations "volantes" et la Madeleine est une nouvelle radiale en milieu marin :

- Géfosse GE : 20 et 240 m,
- Grand Vey VE : 0, 120 et 360 m,
- Petite Dune DU : 0, 60, 120, 240, 300, 360, 420, 450, 480, 500 et 540 m,
- La Madeleine MA : 50, 100, 120, 180, 240, 300, 360 et 480 m.

La grande campagne de 1985-1986 comporte 88 stations sur 7 radiales, dont une nouvelle sur le Grand Vey et une autre au Wigwam (sud-est) :

- Géfosse GE : 60, 120, 240, 400, 480, 600, 680, 730, 850, 900, 1 020 et 1 150 m,

- Le Wigwam WI : 60, 100, 175, 180, 300, 360 et 375 m,
- Brévands BR : 0, 240, 480, 500, 780, 900, 1 020, 1 260, 1 500, 1 700, 1 800, 1 920, 1 980, 2 100, 2 220, 2 400, 2 600, 3 000, 3 500, 4 000 et 4 000 m -est,
- Grand Vey ancienne radiale VA : 0, 50, 100, 200, 290, 300, 450, 550, 600 et 740 m,
- Grand Vey nouvelle radiale VB : 100, 300, 500, 700 et 950 m,
- Petite Dune DU : 0, 60, 100, 200, 220, 300, 400, 420, 470, 520, 540, 600, 610, 640, 760, 800, 860, 940, 1 000, 1 100, 1 150, 1 210 et 1 250 m,
- La Madeleine MA : 0, 25, 80, 100, 187, 200, 280, 300, 400 et 535 m.

La campagne de 1992 a profité des résultats de 42 stations sur 10 radiales ; les nouveaux sites sont Géfosse-Fontenay (entre Géfosse et le Wigwam), Houesville (entre le Grand Vey B et la Petite Dune) et le Rouff (ouest de Brévands). Des lignes transverses sur Brévands ont été ajoutées :

- Géfosse GE : 300, 630, 900 et 1 200 m,
- Géfosse-Fontenay GF : 200, 400 et 600 m,
- Le Wigwam WI : 100, 160 et 200 m,
- Le Rouff RO : 450 m,
- Brévands BR : 0, 500, 1 000, 1 500, 2 000, 2 700 et 3 500 m,
- Brévands Ba transverse à 500 m. : 500 m est et 500 m. ouest,
- Brévands Bb transverse à 1 000 m : 600 m est et 300 m ouest,
- Le Grand Vey ancienne radiale VA : 0, 100, 400 et 500 m,
- Le Grand Vey nouvelle radiale VB : 300, 600, 900, 1 200, 1 500 et 1 800 m,
- Houesville HO : 180 et 1 000 m,
- La Petite Dune DU : 300, 630, 900 et 1 017 m,
- La Madeleine MA : 100, 160, 200 et 340 m.

Les stations de 1992 localisées sur le parc ostréicole ont été relevées mais n'ont pas été organisées en radiales :

- Parcs ostréicoles OS, au nord de la radiale GE : 8 stations,
- Grandcamp-Maisy GM, au nord-est de OS : 2 stations.

Les sédiments sont prélevés à l'aide d'un petit carottier de PVC de 4,5 cm de

diamètre sur une profondeur de 15 cm. Des prélèvements superficiels à 5 cm furent exceptionnellement effectués pour mieux rendre compte des changements de la nature des dépôts, mais c'est la première méthode qui paraît la meilleure : le prélèvement comptabilise bien sûr la pellicule superficielle des dépôts récents, mais aussi la partie profonde de l'échantillon, plus stable, qui intervient comme élément pondérateur dans l'expression des résultats.

La profondeur adoptée permet aussi de prélever le substrat qui héberge une très grande partie de la faune endogée, ce qui facilitera les éventuelles corrélations entre la faune et la granulométrie des sédiments.

La carotte de sédiments doit être conditionnée dans un sachet plastique solide et étanche, afin de ne pas perdre son contenu d'eau, car ce descripteur peut être écologiquement important.

2.2.2. ANALYSE DE L'ÉCHANTILLON.

Avant toute chose, il faut déterminer le pourcentage pondéral d'eau. L'échantillon a été congelé dès son arrivée au laboratoire ; il est débarassé de son enveloppe, pesé, puis séché sans rinçage préalable à 60°C, jusqu'à poids constant. La seconde pesée de l'échantillon sec permet de déterminer le pourcentage pondéral d'humectation.

Pour la préparation à l'analyse granulométrique, l'échantillon ci-dessus est repris et réhumecté, puis soigneusement rincé à l'eau douce dans un tamis à maille carrée de 40 μm . Le filtrat est recueilli en totalité puis décanté durant 24 heures. Le surnageant est siphonné avec précaution et le dépôt, curé à l'eau distillée, est mis à sécher, toujours à 60°C. Le refus de tamis est traité à l'étuve dans les mêmes conditions.

Le tamisage se réalise sur une colonne de tamis AFNOR (progression d'ordre $\sqrt{2}$) complète de 63 mm à 40 μm , plus un fond de colonne. L'échantillon est fractionné pour n'en retenir que 50g (échantillon vaseux) à 100g. (échantillon grossier ou peu pélitique). Des fractions plus importantes colmatraient les mailles et fausseraient les résultats, à moins d'allonger considérablement la durée du tamisage.

Cette durée est de l'ordre de 12 à 15 minutes, avec une tamiseuse vibrante réglée sur une amplitude verticale de 0,5mm. Des phénomènes d'adhérence des particules fines aux parois des tamis peuvent altérer les résultats ; il est alors recommandé de brancher l'ensemble de la colonne sur une prise de terre afin de tenter de neutraliser l'électricité statique responsable de ce phénomène. Une autre solution consiste à marteler les bords de la colonne de temps à autre, procédé rustique mais

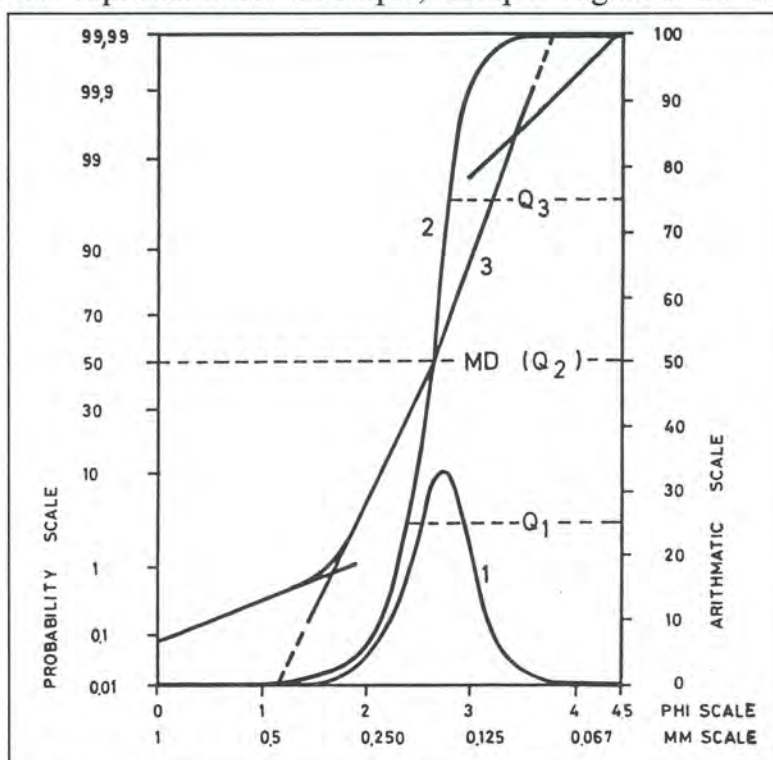
efficace. Comme les phénomènes électrostatiques sont liés à la matière organique, il est possible aussi de l'éliminer -au moins en partie et quand elle n'est pas indispensable- en prévoyant un traitement de l'échantillon à l'eau oxygénée 20 volumes à 40°C durant quelques minutes.

2.2.3. EXPRESSION DES RÉSULTATS.

Les poids, poids cumulés, percentiles et percentiles cumulés, sont notés et serviront à la réalisation des courbes granulométriques (*Fig.17*) classiques (cumul réalisé à partir des éléments grossiers), ainsi qu'au calcul éventuel des coefficients de Folk (classement, symétrie, angulosité), des percentiles 1 et 5 pour les diagrammes de Passega (PASSEGA, 1957 ; PASSEGA & BYRAMJEE, 1969) spécialement adaptés aux faciès intertidaux (DUPONT & SYLVAND, 1991*) et des paramètres usuels de l'analyse granulométrique : médiane, mode principal, pourcentage de pélites.

Une autre représentation en ordonnée de probabilité (courbe de VISHER, 1969) possède l'avantage de séparer nettement les différents modes granulométriques qui n'apparaissent pas toujours en représentation classique, chaque segment de droite représentant un mode ; un diagramme classique peut ainsi séparer un mode grossier mis en place par un hydrodynamisme fort (déferlement ou ruissellement), deux modes intermédiaires correspondant respectivement au flot et au jasant, et un mode fin lié aux hydro-dynamismes faibles et à la décantation.

Une classification rapide et simplifiée des sédiments, inspirée de LARSONNEUR (1971), a été adoptée ; elle suffit amplement pour une étude des corrélations bios-sédiments :



- *Fig. 17* - Diagrammes de représentation granulométrique. 1 courbe de fréquence. 2 courbe cumulative. 3 courbe en ordonnée de probabilité.

- Vases : plus de 75 % de pélites (grain de moins de 0,065 mm de diamètre),

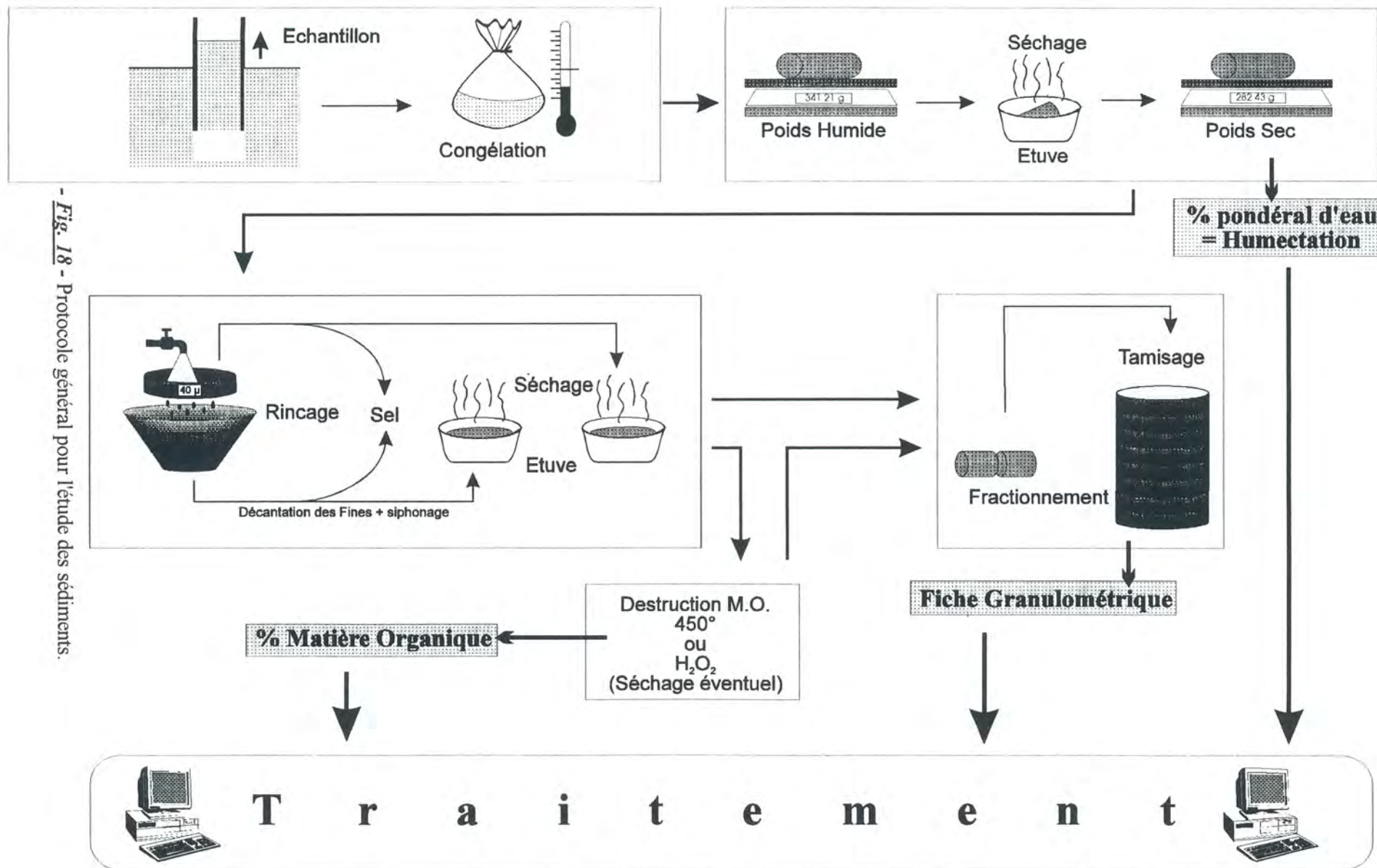
- Vases sableuses/sablonneuses : de 25 à 75% de pélites,
- Sables/sablons vaseux : de 5 à 25% de pélites,
- Sablons : moins de 5% de pélites et mode principal inférieur à 0,2 mm,
- Sables fins : mode principal compris entre 0,2 et 0,5 mm,
- Sables moyens : mode principal compris entre 0,5 et 1 mm,
- Sables grossiers : mode principal compris entre 1 et 2 mm.

La présentation des descripteurs granulométriques par refus de tamis permettra par la suite le traitement informatique des résultats en statistiques multivariées, au même titre qu'une population animale. Afin d'éviter la surcharge des diagrammes d'analyses factorielles, un code est attribué à chaque refus de tamis (*Tableau III*).

Code	Maille carrée (mm)	Maille réelle (mm)	N° tamis
R3	6.3	8.19	39
R2	5	6.5	38
R1	4	5.2	37
G7	3.15	4.1	36
G6	2.5	3.25	35
G5	2	2.6	34
G4	1.6	2.08	33
G3	1.25	1.63	32
G2	1	1.3	31
G1	0.8	1.04	30
M3	0.63	0.819	29
M2	0.5	0.65	28
M1	0.4	0.52	27
F4	0.315	0.41	26
F3	0.25	0.325	25
F2	0.2	0.26	24
F1	0.16	0.208	23
S5	0.125	0.163	22
S4	0.1	0.123	21
S3	0.08	0.104	20
S2	0.063	0.082	19
S1	0.05	0.065	18
V	0.04 et -	0.052 et -	17 et fond

- *Tableau III* - Correspondance entre les codes et les mailles des tamis pour l'analyse factorielle des sédiments.

Chaque code-lettre correspond à un type de sédiment : V pour les vases ou pélites, S pour les sablons, F pour les sables fins, M pour les sables moyens et G pour les sables grossiers. Le chiffre qui suit établit une hiérarchie de granulométries croissantes.



- Fig. 18 - Protocole général pour l'étude des sédiments.

2.2.4. REMARQUE : DE LA NÉCESSITÉ DU DÉTAIL.

Quelques exemples non théoriques mettent en évidence la nécessité de protocoles rigoureux, indispensables pour une bonne qualité des résultats et une exploitation correcte :

- un échantillonnage mal calibré -sans carottier- va donner l'avantage à la pellicule superficielle, ce qui se traduira par un résultat cartographique par trop instantané, donc non exploitable pour un suivi évolutif.

- Si, pour le séchage, le sac d'échantillon est simplement abandonné ouvert durant plusieurs jours, il ne sera évidemment plus question d'en exprimer le pourcentage de matière organique qui aura subi une dégradation.

- Si encore, après un tel séchage, l'échantillon est ensuite directement passé au tamisage, le sel restant va agglomérer les particules, surtout les plus fines, et fausser l'expression des populations granulométriques : la courbe granulométrique résultante décalera l'ensemble de l'échantillon vers les éléments grossiers qui pourra indûment changer de catégorie sédimentaire.

- Il y a donc nécessité impérieuse de rincer l'échantillon pour le débarrasser de son sel, encore faut-il que cela soit correctement effectué. La récupération de la totalité des pélites par décantation et siphonage soigneux s'impose pour une corrélation faune-sédiment, car le bios est très sensible à de petites variations de cette fraction ; du point de vue du sédimentologue, la présence de pélites est l'indication d'une phase hydrodynamique faible -renverse de courants, situation localement abritée, association de biodépôts, etc.-, instructive dans une étude ciblée sur la dynamique des dépôts. Il n'est donc pas question de se contenter de l'élimination rapide du surnageant plus ou moins enrichi de fines après un lavage rapide dans une cuvette vaguement remuée.

- L'utilisation d'une colonne de tamis complète est absolument indispensable ; dans le cas d'une colonne incomplète, le risque est grand de ne pas mettre en évidence les sous-modes granulométriques, descripteurs indispensables de la compétence des courants (PASSEGA, 1957) et de la complexité hydrodynamique locale. Les sédiments deviennent alors tous unimodaux, avec aggravation possible par suite d'une absence de rinçage ou d'une élimination malencontreuse des pélites.

Il faut remarquer que l'utilisation de compteur particulière de type "Coulter" n'a pas été mentionnée. Or, la signification hydrodynamique issue de la granulométrie n'est apparente qu'à travers une expression pondérale des fractions, ce qui est impossible à partir d'un simple comptage de grains sans référence à leur densité, donc à la compétence des courants.

3. ETUDE DU MACROZOOBENTHOS.

3.1. ORGANISATION DES STATIONS.

Les stations de prélèvement de la faune endogée présentent la même organisation générale que pour les sédiments, avec une répartition identique des radiales (*Fig.15*). Le plus souvent, l'échantillonnage de la faune est accompagné d'un carottage superficiel des sédiments.

Pour la campagne de 1974, 41 stations sont réparties sur 5 radiales :

- Maisy MY : 30, 60, 120, 180, 240, 300, 420, 540 et 600 m,
- Géfosse GE : 30, 120, 240, 480, 600, 840, 1 080 et 1 300 m,
- Brévands BR : 0, 240, 480, 720 et 1 020 m,
- Grand Vey VE : 0, 120, 360, 480, 540, 600 et 710 m,
- Petite Dune DU : 0, 120, 240, 360, 420, 450, 480, 600, 720, 840, 900 et 1 000 m.

En 1977, Maisy est abandonnée, mais la radiale de La Madeleine, à l'ouverture nord-ouest de la baie, est ajoutée ; les stations de Brévands et du Grand Vey ne sont pas organisées sur une radiale. Il reste donc 15 stations sur 3 radiales :

- Géfosse GE : 15 et 30 m,
- Petite Dune DU : 60, 120, 240 et 840 m,
- La Madeleine MA : 30, 50, 100, 120, 180, 300, 360, 480 et 690 m.

La campagne semi-quantitative de 1979 comporte 4 radiales et 20 stations :

- Géfosse GE : 30, 120, 240, 480, 840 et 1 080 m,
- Brévands BR : 0, 240, 480, 720 et 1 020 m,
- Grand Vey VE : 480 et 540 m,
- Petite Dune DU : 360, 420, 600, 720, 840, 900 et 1 040 m.

En 1981, la radiale du Wigwam WI complète la campagne précédente, avec 6 stations dans une zone en pleine évolution.

La grande campagne de 1985-86 comporte 35 stations sur 6 radiales :

- Géfosse GE : 60, 200, 400, 650, 850 et 1 150 m,
- Wigwam WI : 55, 175 et 300 m,
- Brévands BR : 500, 900, 1 500, 1 700, 1 700-ouest, 2 600, 3 500, 4 000 et 4 000-est,
- Grand Vey VE : 0, 135, 290, 450, 600 et 740 m,
- Petite Dune DU : 100, 200, 420, 610, 800 et 1 120 m,
- La Madeleine MA : 240, 370, 450, 570 et 610 m.

Pour la campagne de 1992, l'utilisation des radiales a été systématisée et les 48

stations sont réparties de manière plus équilibrée sur les 13 radiales :

- Grandcamp-Maisy GM : 150, 250, 500, 750, 950 et 1 500 m,
- Géfosse GE : 300, 630, 900 et 1 200 m,
- Géfosse-Fontenay GF : 200, 400 et 600 m,
- Wigwam WI : 100, 160 et 200 m,
- Brévands BR : 0, 500, 1 000, 1 500, 2 000, 2 700 et 3 500 m,
- Brévands Ba transverse à BR 500 : 400 m-ouest et 500 m-est,
- Brévands Bb transverse à BR 1 000 : 500 m-ouest et 500 m-est,
- Rouff RO : 450 m,
- Grand Vey ancienne radiale VA : 0, 100, 300 et 500 m,
- Grand Vey nouvelle radiale VB : 0, 300, 600, 900, 1 200, 1 500 et 1 800 m,
- Houesville HO : 180 et 400 m,
- Petite Dune DU : 300, 630, 900 et 1 000 m,
- La Madeleine MA : 100, 160, 200 et 340 m.

Des stations "volantes", dont les notes de coordonnées n'ont pas été conservées après cartographie, ont été également prospectées en complément. Ces stations ont pu occasionnellement remplacer les prélèvements organisés en radiales, comme en 1977 pour le Grand Vey et Brévands.

3.2. TECHNIQUES D'ÉCHANTILLONNAGE.

Lors des premières études du macrozoobenthos intertidal, les techniques mises en oeuvre étaient issues d'une simple transposition de celles des milieux terrestres : un même accès à pied, une visibilité directe de la zone à étudier, un travail dans un substrat assimilable à un sol rendaient la chose apparemment évidente.

Il y a cependant une restriction de taille : le terrain n'est prospectable à pied que durant la basse mer, et le temps d'échantillonnage se réduit à mesure que le chercheur accède aux plus bas niveaux. Il est donc nécessaire de rendre cet échantillonnage le plus performant possible afin de pouvoir réaliser une étude complète dans un temps compatible avec les contraintes spécifiques du terrain.

3.2.1. LE QUADRAT.

Les différentes variantes de la méthode du quadrat sont particulièrement bien décrites par BAKUS (1990), dans une synthèse méthodologique de travaux antérieurs

(COCHRAN, 1977 ; SOUTHWOOD, 1978). Selon cette technique, il faut prendre sur la station choisie la mesure d'un carré qui peut avoir 10m de côté, dans lequel sont délimitées des sous-unités, par exemple de 2 x 2 m. Dans chacun de ces carrés est jeté au hasard un cadre qui, au sol, délimitera la taille du sous-échantillon à étudier. Le substrat est prélevé avec une bêche à l'intérieur du cadre, en prenant bien soin d'affouiller à une profondeur constante ; il est tamisé dans l'eau sur une maille carrée de 1mm de côté -norme désormais admise en Europe pour définir la macrofaune-. Si vous n'avez pas la chance de trouver une flaque praticable à proximité, marchez jusqu'à la prochaine ou creusez une fosse sur place qui se remplira d'eau interstitielle. Prenez garde également à l'éboulement des parois de l'excavation, qui doit rester parfaitement définie ; en cas de sinistre, parez la catastrophe avec des plaques de PVC, enfoncées au préalable le long des limites du cadre (se munir d'une maillet), ou utilisez directement un cadre de plaques rigides, ce qui ne dispense pas de l'usage du maillet. Quand le refus de tamis est recueilli, recommencez dans la sous-unité de surface suivante, jusqu'à en finir avec les 25 sous-échantillons du grand cadre. Puis, vous passez à la station suivante, si la marée vous en laisse le temps.

Cette technique présente une bonne fiabilité statistique qui croît évidemment avec le nombre de replicats (VENRICK, 1971 ; WEISBERG & BOWEN, 1977) : échantillonnage au hasard, représentativité du résultat, garanties d'une variance et d'un écart-type satisfaisants. En revanche, une campagne en baie des Veys, qui peut comprendre 100 stations -donc 2500 sous-échantillons réparties sur 37 km², prendra ainsi beaucoup de temps et s'avèrera coûteuse en personnels et frais de déplacements. Il a donc été nécessaire d'envisager, dès le début de cette étude, une méthode plus rapide qui permette par la suite de réaliser, dans des délais raisonnables, les 17 500 sous-échantillons qui sont à l'origine de ce travail.

3.2.2. PREMIÈRE ADAPTATION MÉTHODOLOGIQUE.

La définition d'une grande surface de station avec ses multiples sous-unités fut abandonnée. Un cadre métallique de 1/4.m², jeté au hasard sur le site choisi, délimitait l'unité de surface du sous-échantillon où se trouvait la majorité des espèces benthiques ; les autres outils de prélèvement étaient la pelle et le tamis à maille de 1 mm. Le nombre de repliquats fut limité à 4, ce qui n'est bien sûr pas satisfaisant d'un point de vue probabiliste, mais permettait cependant d'aborder l'essentiel des composantes biocénotiques. Il n'y avait guère d'autre choix pour réaliser l'ensemble des prélèvements avec un effectif réduit le plus souvent à un seul chercheur.

3.2.3. LE T.A.S.M.

En 1976, le Dr. C. DE SOUZA REIS, alors chercheur au laboratoire maritime de Cascais (Université de Lisbonne), a comparé différentes méthodes d'échantillonnage, qu'il avait mises spécialement au point pour les slikkes de l'estuaire du Tage. Le T.A.S.M. ("*Tubo de Amostragem de Substratos Móveis*" : tube d'échantillonnage des substrats meubles) fut retenu (SOUZA REIS & coll., 1978 & 1982) ; il se présente comme un simple tube de PVC muni d'une manoeuvre frappée près d'une extrémité (*Fig.19*). L'extrémité distale, aiguisée, porte une graduation qui permet d'estimer la profondeur de prélèvement. L'ouverture opposée présente deux poignées aménagées directement sur le TASM. Grâce à une graduation portée sur le flanc, l'appareil est enfoncé jusqu'à la profondeur désirée, puis basculé grâce à la manoeuvre, également munie d'une poignée. La motte, coupée net, peut être également prélevée les pieds dans l'eau et la surface de prélèvement est dans tous les cas parfaitement définie. Cette méthode permet de faire de nombreux repliquats avec rapidité.



- *Fig. 19* - Le T.A.S.M. (Photo J.-R. Savini).

J'ai pris connaissance de cette méthode en 1977, lors d'une visite du Dr. DE SOUZA REIS, et l'ai utilisée en France à partir de 1981 ; elle fut testée avec succès dans tous types de substrat, depuis les graviers et petits galets jusqu'aux vases pures compactes.

Le TASM est maintenant adopté par la majorité des chercheurs du milieu intertidal, avec quelques adaptations destinées à apporter un autre confort d'utilisation ou à permettre une adaptation à une approche méthodologique particulière, telles : une extrémité fermée munie d'une prise d'air à robinet (MADSEN, Danemark) ou à bouchon (KLEEF, Pays-Bas), une surface de prélèvement plus importante et des poignées saillantes (COOSEN & KLEEF, Pays-Bas) ou encore une surface plus petite (McLUSKY, Grande-Bretagne). C'est cependant le TASM de 0,02.m² qui s'est avéré être le plus commode (SYLVAND *in* : DESPREZ & coll, 1986* ; DUCROTOY. & coll., 1989*) et la plus rapide ; tel est le résultat de la comparaison des techniques de terrain lors du Workshop COST 647 de Saint-Valery-sur-Somme, en décembre 1986. Le tamisage de l'échantillon se fait toujours sur maille carrée de 1 mm.

3.2.4. REMARQUES SUR LA VARIABILITÉ DE L'ÉCHANTILLONNAGE.

Le travail de terrain est source de nombreuses erreurs, en particulier dans la quantification des résultats. L'adoption de la maille carrée de 1 mm pour la définition de la macrofaune pose un problème de fiabilité qui n'est pas résolu.

Lorsque j'ai constitué l'équipe S.A.U.M (Schéma d'Aptitude et d'Utilisation de la Mer) pour la former au travail de terrain en 1977, j'ai pu constater que la simple manipulation du tamis, plus ou moins longue ou énergique dans l'eau par des chercheurs différents, amenait des différences significatives dans la quantité des animaux récoltés avec le refus. Ce dernier est par ailleurs source d'erreurs : lorsqu'il est important, du fait des débris organiques ou des sédiments grossiers, la maille s'en trouve artificiellement diminuée et le tamis devient trop sélectif. Sont alors échantillonnés des animaux qui auraient dû, de par leur petite taille, filtrer au même titre que la méiofaune, ce qui peut amener éventuellement des espèces nouvelles qui modifient la définition cénotique. Par exemple, le minuscule tanaïdacé *Tanaissus lilljeborgi*, large de quelques dixièmes de millimètres et qui n'est échantillonné que dans ces conditions, est écologiquement important, car révélateur d'une influence marine (T. MONOD, communication personnelle). Est-ce à dire que cette influence n'existe pas quand ce *Tanaissus* n'est pas présent dans un échantillon pauvre en refus inerte? Et que signifie la présence de nématodes, espèces de la méiofaune, dans un échantillon de macrofaune et dans les conditions de tamisage précédemment citées?

La notion de taxon macrofaunique peut alors tirer le chercheur de l'embarras : gardons le tanaïdacé, cousin des isopodes et donc baptisé macrobenthonte, et éliminons le nématode. Mais alors, que deviennent les juvéniles de petite taille? Un *Cerastoderma* fait bien évidemment partie de la macrofaune, mais la maille du tamis peut laisser passer des jeunes recrues en quantité non négligeable ; est-ce de la

méiofaune pour autant? Que dire aussi des petits amphipodes qui sont à la limite de résolution de la maille?

Devant de tels problèmes, il est possible d'adopter plusieurs mailles pour plusieurs sous-échantillons (BACHELET, 1987 ; MADANI, 1989 ; GUILLOU & coll., 1989*). Cette méthode, qui prend du temps et augmente les contraintes du tri et de la détermination, est utilisable dans des études ciblées, mais incompatible avec de grandes campagnes de terrain comportant beaucoup de stations et peu de chercheurs.

La méthode est aussi censée prélever les populations macrozoobenthiques endogées, mais le prélèvement contient assez souvent des espèces épigées, comme *Crangon* ou *Carcinus*, qui se sont réfugiées dans la pellicule superficielle à basse mer. La même remarque s'applique à des espèces qui apparaissent dans le benthos seulement à certaines périodes de l'année (*Phyllodoce mucosa*) ou d'autres qui sont benthiques à basse mer et nageuses à haute mer (plusieurs espèces du genre *Bathyporeia*).

Un autre problème est posé par la profondeur de l'échantillonnage. La très grande majorité de la faune endogée vit près de la surface, mais le choix d'un prélèvement à 25cm reste sélectif pour certaines espèces :

- *Lanice conchilega*, qui est en situation normale près de la surface, peut s'enfoncer rapidement à plus de 30cm dès qu'il perçoit que le sédiment est remué,
- *Mya arenaria* n'est pratiquement jamais échantillonné à la profondeur choisie,
- *Macoma balthica* peut descendre à 40 cm, surtout en hiver (J. J. BEUKEMA, communication personnelle),
- *Arenicola marina* n'est pas totalement échantillonné à 25cm, : le comptage des animaux prélevés est souvent inférieur à celui des "tortillons" de surface.

La philosophie adoptée est la suivante : devant les contraintes du terrain et les incertitudes de l'échantillonnage, le tamis doit être manipulé de façon homogène et l'échantillon prélevé toujours de la même manière, car si l'erreur est inévitable, qu'elle soit au moins reproduite de manière à peu près identique d'une station à la suivante et d'une année sur l'autre.

3.2.5. ECHANTILLONNAGE MONOSPÉCIFIQUE.

Il fut parfois nécessaire de cibler une espèce, qui pouvait être un bivalve (*Cerastoderma edule*, *Macoma balthica* ou *Scrobicularia plana*) ou un annélide tubicole (*Pygospio elegans* ou *Lanice conchilega*).

Les jeunes individus de *Cerastoderma* sont isolés à partir d'un échantillonnage classique au TASM, ce qui permet de traiter également la faune associée. Un protocole particulier est destiné à la récolte complémentaire des individus adultes, à des fins d'études de productivité ou d'indice de condition. L'effectif des classes les plus âgées (G3) est souvent faible ; il faut prélever sur de plus grandes surfaces avec un plus grand nombre de replicats -ou utiliser un cadre- et tamiser sur une plus grande maille. Sachant que les G3 font toutes plus de 35 mm sur ce site, une maille de 1 cm présente une bonne marge de sécurité et permet d'éviter la surcharge du refus inerte.

Macoma balthica a été ciblée pour l'étude particulière "Copper in *Macoma*", initiée par H. HUMMEL (Instituut voor Ecologische Onderzoek, ex-Delta Instituut voor Hydrobiologische Onderzoek, NL). Puisque les stations retenues étaient déjà prospectées dans le cadre d'une autre étude, le COST 647 européen, il ne fut pas nécessaire d'échantillonner l'espèce ciblée avec la faune accompagnatrice. De même, une quantification de la population ne s'imposait pas dans le cadre d'une étude écotoxicologique. *Macoma* fut donc simplement prélevée à la pelle. Un simple tamisage sur maille de 1 cm suffisait à extraire les individus nécessaires à l'étude.

L'annélide *Pygospio elegans* pose un problème technique au moment du dépouillement, car sa densité peut dépasser 100 000 individus au mètre carré. Le prélèvement au TASM est donc doublé d'un échantillonnage au carottier à sédiments de faible diamètre, ce qui allège le travail ultérieur du tri au laboratoire.

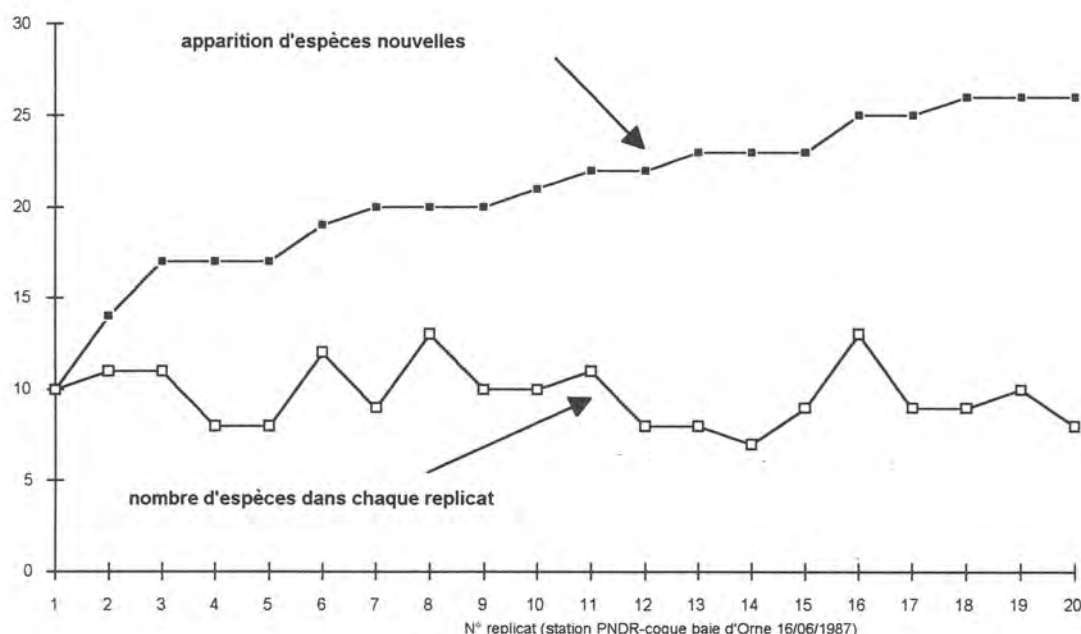
Le comptage de *Lanice conchilega* nécessite également un protocole particulier : les tubes sont plus gros, et la lumière est laissée libre quand l'occupant est vivant (FERAL, 1988). Il suffit de prélever une motte de sédiments au TASM, de la sectionner au fil et de compter les lumières de tubes pour avoir une quantification.

3.2.6. L'AIRE MINIMALE.

Ce sujet est régulièrement abordé lorsque l'on veut poser le problème de la fiabilité de l'échantillonnage du benthos. L'aire minimale est la surface à prélever pour que la courbe indiquant l'augmentation du nombre d'espèces avec la surface cumulée échantillonnée tende vers un plateau horizontal : le but est de connaître la surface idéale de prélèvement qui rende compte de la totalité de la faune.

Cependant, le cumul des espèces nouvelles n'augure absolument pas de la persistance des espèces déjà trouvées dans les replicats déjà effectués (*Fig.20*). Ensuite, s'il est quelquefois possible de trouver le palier de l'aire minimale, c'est le plus souvent dans des substrats estuariens très sélectifs, avec peu d'espèces et beaucoup d'individus, alors que la démarche est impossible dans les substrats marins (résultats

des stages d'étudiants du GEMEL à la Station d'Etudes en Baie de Somme, 1982-1984 : J.-P. DUCROTOY, communication personnelle). Pour finir, si le chercheur persiste à multiplier les replicats pour obtenir coûte que coûte cette aire minimale, il y a de fortes chances pour que la station devienne si étendue que des faciès voisins, différents, se trouvent échantillonnés, avec bien sûr les espèces nouvelles de ces faciès.



- **Fig. 20** - Recherche de l'aire minimale sur une station à 20 replicats de 0,04 m².

FRONTIER (1986) résume très bien la démarche et rapporte une définition pleine d'humour, mais très juste : c'est "l'effort maximal consenti par le chercheur" (MONTI, 1983, 1986). Ainsi fut "définie" l'aire de prélèvement au début de cette étude (voir le paragraphe précédent 3.1.2.).

3.3. TRAVAIL DE LABORATOIRE.

3.3.1. PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS.

Les refus de tamis sont traités dès le retour du terrain. La fixation est faite à l'eau de mer filtrée, formolée à 4% (une concentration plus élevée peut disloquer les appendices des crustacés). L'adjonction de phloxine B colorera en rose vif toute fraction organique. Un autre colorant, le rose bengale, peut également être utilisé, mais il est très photolabile, donc vite détruit dans les échantillons conservés trop longtemps avant le tri, et concerne les échantillons préférentiellement conservés dans une solution

d'alcool éthylique à 70%. L'alcool pourrait d'ailleurs être adopté s'il n'avait l'inconvénient de dissoudre les lipides et de rendre impossible un bon traitement final en biomasses ; c'est par ailleurs un conservateur, non un fixateur, ce qui est ennuyeux en cas de fuite du conteneur de l'échantillon. La congélation est à déconseiller, car elle fragilise considérablement les coquilles de bivalves.

3.3.2. LE TRI ET LE COMPTAGE.

Les émanations de formaldéhyde sont toxiques. Il est donc indispensable de trier les animaux sous eau après un rinçage soigneux de l'échantillon sur une maille de tamis bien inférieure à celle utilisée lors du prélèvement, afin de bien conserver la totalité de l'échantillon.

Le tri est facilité par la coloration rose des animaux. Une première séparation peut être effectuée par flottage : un courant d'eau met en suspension les animaux les plus légers, qui sont recueillis dans le surnageant. Une seconde séparation manuelle s'avère toujours nécessaire pour les animaux les plus denses : bivalves, gros annélides et crustacés décapodes. Elle se fait dans une cuvette à bords peu élevés sous une fine pellicule d'eau.

Quand une espèce est représentée par un grand nombre de petits individus (*Pygospio elegans*, *Urothoe grimaldii*, *Corophium volutator*...), le dénombrement est fait par approximation : les animaux sont étalés dans le fond d'un récipient (boîte de Pétri) de la façon la plus homogène possible, des secteurs sont définis, les animaux d'un secteur sont comptés et l'estimation de l'effectif total est ainsi extrapolée.

3.3.3. LES BIOMASSES.

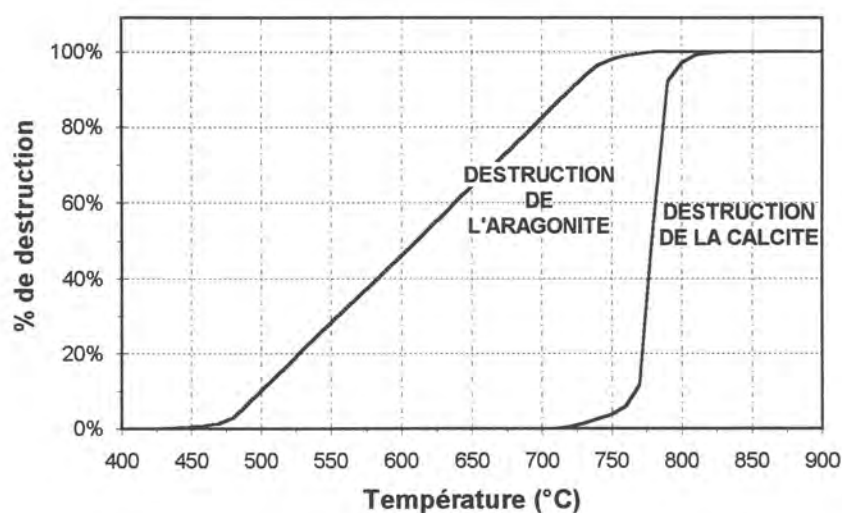
L'approche de la productivité macrozoobenthique demande une connaissance quantitative de la matière vivante qui élimine tout élément de l'animal considéré comme inerte ou non organique : coquilles, parties calcifiées de carapaces, contenus digestifs, sédiments. Le protocole doit rendre compte le plus exactement possible de cette matière vivante, soit en la respectant totalement, soit en l'éliminant de manière sélective.

Le séchage à sec ou la lyophilisation doivent se faire sur des animaux dépourvus de leurs parties inertes. Ainsi, les bivalves doivent être mis à dégorger, puis débarassés de leur coquille. D'autres animaux arénivores doivent être vidés de leurs contenus digestifs par dissection (*Arenicola marina*), ce qui n'est guère possible sur

des animaux plus petits comme *Pygospio elegans* ou *Nereis diversicolor*. Dans ces cas, le poids de sédiment doit être estimé sur un échantillon de base traité au préalable à l'eau oxygénée, séché et pesé. Le séchage jusqu'à poids constant est réalisé à 60°C, température qui préserve la matière organique.

La technique qui fait appel à la calcination est plus précise mais plus longue. Il faut d'abord obtenir le poids sec des animaux par la technique précédente, sans toutefois séparer les parties inertes. L'échantillon sec est pesé, puis passé au four durant 3 heures à 450°C. Le poids de matière organique est obtenu par différence avec le poids de cendre.

Des précautions sont à prendre avec le réglage de la température de calcination : si la calcite se détruit totalement aux alentours immédiats de 800°C, l'aragonite des coquilles de bivalves commence à se détruire partiellement dès 500°C (*Fig.21*, d'après J.-P. DUPONT, communication personnelle). Le four doit donc être muni d'une régulation fiable et précise.



- *Fig. 21* - Destruction de la calcite et de l'aragonite en fonction de la température.

Le même protocole peut être appliqué aux sédiments lorsqu'il est nécessaire d'en connaître la teneur en matière organique.

3.3.4. BIOMÉTRIE.

Il s'agit ici essentiellement de la mesure des parties dures. A l'origine, les animaux de très petite taille ou très fragiles étaient mesurés de manière ordinaire au micromètre oculaire. Pour les animaux plus grands, la mesure était faite au pied à

coulisse, en matière plastique pour éviter la corrosion.

Plus récemment, et devant la lenteur de l'acquisition des nombreuses données, le pied à coulisse électronique fut adopté dans un environnement informatique qui donne de bons résultats depuis 1989. Un logiciel original de saisie des données a été ensuite mis au point conjointement par le C.R.E.C. et le G.E.M.E.L en 1992. Il est doté d'une interface PC, s'appelle Biosoft, est compatible avec Excel/Word et fonctionne sous Windows

3.3.5. PRÉPARATION DES FICHIERS FAUNE.

Après un classement des animaux triés rapidement suivant leur apparence, la détermination et le comptage des individus sont effectués grâce aux ouvrages de taxonomie existants et aux nombreuses révisions de genres et d'espèces.

Une liste de codes genres-espèces, réalisée à la Station Biologique de Roscoff, sert de base pour le classement des animaux en :

- (1) mollusques non lamellibranches,
- (2) mollusques lamellibranches,
- (3) annélides,
- (4) crustacés péracarides,
- (5) crustacés eucarides,
- (6) échinodermes,
- (7) pycnogonides, endofaune et épifaune vagile benthique diverse,
- (8) épibiontes cnidaires,
- (9) épibiontes sessiles divers : tuniciers, bryozoaires, cirripèdes.

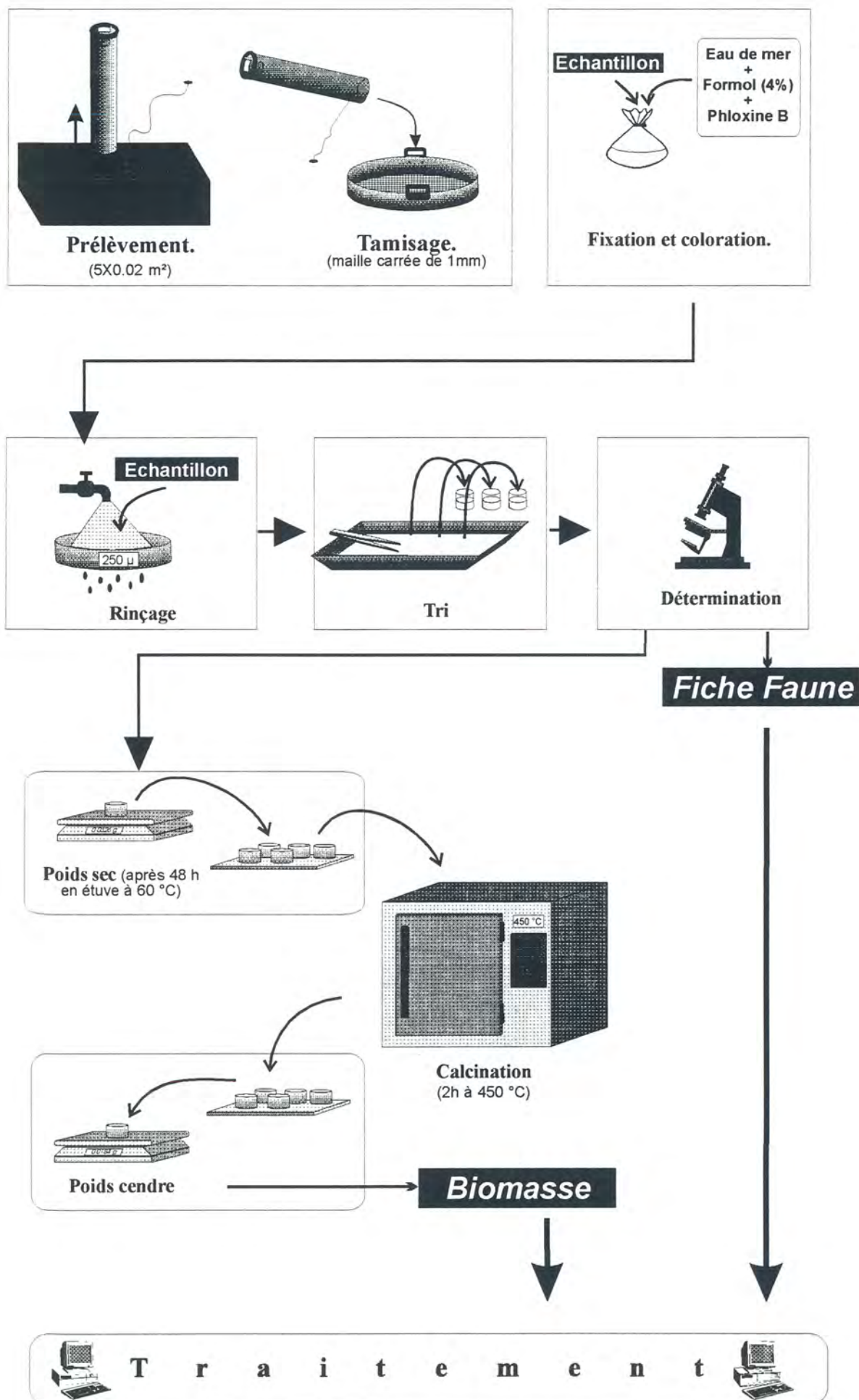
Un code est attribué à chaque espèce : 4 lettres pour le genre et 3 pour l'espèce dans les fiches de saisie, 3 lettres genre+espèce pour les traitements. La matrice est enregistrée avec une fiche (**Tableau IV**) pour chaque sous-échantillon complétée pour l'ensemble de la station par une dernière qui récapitule l'ensemble de la station et ramène les effectifs au mètre carré. Cette fiche porte également les inévitables observations de terrain.

La fiche d'acquisition des données de biomasses est construite suivant le même principe et les poids sont notés à 0,1mg près.

Nbr. Sp. : Nbr. Ind. :		ETUDE :		STATION :			
SURFACE :		DATE :					
1- ASSI GRA BUCC UND GIBB HYDB ULV LITT SAX LITT NASS NATI ALD NATI CAT PATE VUL PATE 		EULA EXOG GEM FABR SAB GATT CIRR GLYR CON GLYR HARM LUN HARM HETM FIL HETM LANI CON LEPD SQU LUMB IMP LUMB MAGE PAP MAGE MANA EST MARP BEL MIPH SCZ MYRC HEE NEPH CIR NEPH HOM NEPH NERE DIV NERE NERI CIR NOTM LAT OPHE BIC OPHE OWEN FUS PARA FUL PECR KOR PERN CUL PHOL MIN PHOL SYN PHYD GRO PHYD LAM PHYD MUC PHYD POLY PYGO ELE SABL PAV SCOL ARM SCOP CIL SCOP SIGA MAT SPIO FIL SPIP BOM STHE BOA STRE BAI SYLL		TERE THAR MAR TUBI BEN larv POLY Oligo sp 		PONC ARE PONC NOR PSED LON SPHR SER SPHR TALI SAL TANI LIL UROT GRI UROT PUL UROT 	
2- ABRA ALB ABRA TEN ABRA CARD EDU CARD CORB GIB DONA VIT LORI LUC LUCI BOR MACO BAL MODU MOD MONT FER MYA. ARE MYA. TRU MYSE BID MYTI EDU PAND ALB SCRO PLA SPIS SUB SPIS TAPE DEC TAPE PUL TAPE TELL FAB Bivalves sp 		4- ASEL AQU BATH ELE BATH GUI BATH PEL BATH PIL BATH SAR BATH BODO SCO CORO BON CORO VOL CORO CPUS CRE CUMO GOO CYAT CAR DIAS BRA EOCU DOL EURD PUL GAMM DUE GAMM LOC GAMM GAST SPI GNAT MAX HAUS ARE HYLE NIL HYLE PON IDOT BAL IDOT IPHI TRI JAER ALB JAER JASS FAL LAMP FAS LEPM LING LEUT INC LIGI OCE MELT PAL MIPT MAC MYSI NEMY INT NOTR SWA NOTR SWA PARI TYP PARM ARE PERI LON PLEN GAM		5- CARC MAE CRAG CRA EUPA BER MCPI MCPI PUB PINT PIS PAGU sp Larv CRB 			
				6- ACRO BRA AMPP SQU ASTN GIB ECHI COR OPHM LON OPHX FRA 			
				7- ACHE ECH AMMO TOB GOBI GOLF VUL PHOX FEM Larv DIP Larv POIS 			
				8- ACTI ECH ACTI ANEM SUL SAGR TRO 			
3- AMPH GRU AREN MAR ARIC LAT AUD TEN AUTL PRO AUTL CAPI CAP CAPI CAPM CHAT SET CIRR FIL CLYM EONE NOR ETEO FOL ETEO LON EULA SAN				9- BALA BAL BALA CRE BALA PER CHTA STE DASC BOM ELMI MOD VERR STR NEMERTES sp. 			

© G.E.M.E.L. 1993.

- **Tableau IV** - Fiche de saisie des sous-échantillons de macrozoobenthos.



- Fig. 22 - Protocole général pour l'étude du macrozoobenthos.

4. REMARQUES SUR LE TRAITEMENT DES DONNÉES.

4.1. LE TRAITEMENT PRÉPARATOIRE.

La première étape du traitement des données, qui suit immédiatement la construction des matrices, est une recherche systématique des affinités inter-spécifiques et inter-stations. L'application des coefficients de corrélation de JACCARD, de BRAVAIS-PEARSON ou de SORENSEN met en jeu la présence et l'abondance des espèces dans les stations comparées deux à deux. Ils ont participé à l'élaboration du *tableau XXXIX* de répartition des espèces macrozoobenthiques de la baie des Veys en fonction des faciès. La prise en compte de la double-présence est complétée par celle de la double-absence. Ce second critère de discrimination intervient comme un élément de pondération dans la définition des critères d'affinités. La construction de dendrogrammes à partir des coefficients commence depuis les éléments les plus affines : les deux premiers éléments réunis -stations ou espèces- sont ceux qui présentent la plus forte corrélation. Ils sont ensuite fusionnés pour former un nouvel élément fictif qui sera à nouveau comparé aux autres pour établir la corrélation suivante. Chacune de ces étapes de "fusion" conduit donc à une perte d'information, comme une sorte de lissage de plus en plus poussé, ce qui doit donc limiter l'utilisation des dendrogrammes à une première recherche des groupes : ce ne sont que des outils intermédiaires qui ne sont pas représentés dans ce travail.

La prise en compte du peuplement d'une station ou d'un site amène à considérer le nombre des espèces ainsi que l'abondance des individus dans chacune d'entre elles. Les indices de diversité de SHANNON et d'équitabilité de PIELOU se complètent pour donner une image de l'ensemble du peuplement considéré. L'indice de diversité est un indicateur de la richesse spécifique et l'indice d'équitabilité, compris entre 0 et 1, rend compte de l'équilibre entre les populations des diverses espèces en présence. L'évolution de ces indices dans le temps peut renseigner utilement sur la dynamique d'un peuplement.

4.2. CHOIX DE LA MÉTHODE D'ANALYSE.

La méthodologie d'échantillonnage appliquée aux zones intertidales de la baie des Veys s'est affinée à mesure que l'étude se confirmait sur le long terme, plus de 20 ans dans le cas présent. Les échantillons possèdent donc des caractéristiques qui évoluent suivant les conditions de travail et les sous-échantillons sont en nombre

également variable pour une même station suivant les années. Cette situation, courante dans les recherches à long terme, aurait pu aboutir à une sélection drastique qui ne retienne que les résultats obtenus de façon comparable. La stricte application des statistiques probabilistes aurait exigé des données hautement significatives, ce qui restreignait le traitement aux résultats des plus récentes campagnes ; ainsi, la majorité du travail de terrain aurait dû être éliminée.

Or, le but de l'étude entreprise en baie des Veys n'était pas de servir de prétexte à une démonstration mathématique de statistiques appliquée à la biologie, mais c'était bien à la méthode d'exploitation de se mettre au service des résultats. Il fallait donc un outil statistique tolérant du point de vue de la variabilité de l'échantillonnage, sans pour autant qu'il n'aboutisse à un "lissage" dépersonnalisé des résultats. Il fallait accorder des résultats quantitatifs avec des données semi-quantitatives, des gros échantillons fusionnés avec des petits sous-échantillons séparés, des petites surfaces de prélèvement avec de plus grandes. C'est dans cette situation complexe que les statistiques multivariées trouvèrent leur champ d'application.

Cette méthode statistique des résultats en grand nombre est d'une grande tolérance. En effet, la représentation de tous les objets d'une matrice de grande dimension donne une image très peu différente de celle donnée par la même matrice transformée par élimination des objets rares, de peu de poids, qui interviennent peu dans les contributions relatives. Cela permet ainsi d'établir des comparaisons légitimes entre des échantillons issus de méthodologies différentes, comportant un nombre différent de sous-échantillons pour des surfaces et sous-surfaces différentes.

4.3. LES STATISTIQUES MULTIVARIÉES.

4.3.1. ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES.

L'analyse en composantes principales (A.C.P. ou ANCOM) a été pressentie en 1901 par PEARSON et décrite la première fois par HOTELING (1933) ; elle s'est rapidement développée avec l'informatique et fit l'objet de nombreux ouvrages pratiques et publications (BENZECRI & BENZECRI, 1980 ; CHARDY, GLEMAREC & LAUREC, 1976 ; LEBART, MORINEAU & FENELON, 1982 ; LEBART, MORINEAU & TABARD, 1977 ; PHILIPPEAU G., 1986...). C'est une méthode statistique essentiellement descriptive qui représente, sous forme graphique, le maximum d'informations contenues dans un tableau de données. Ces tableaux, ou matrices, comportent un certain nombre d'objets à décrire ("observations") définis par

un descripteur ("variable") affecté d'une quantification ou d'une classification. A partir de ces matrices, des figures représentant l'objet final sont construites dans un hyper-espace vectoriel qui comporte autant de dimensions que de descripteurs. Ce qui ne pose aucun problème à l'ordinateur se heurte aux limites de la construction de nos images cérébrales. La machine va donc docilement représenter l'image obtenue dans un espace à deux dimensions, préalablement choisies par l'expérimentateur : espace (1,2), (1,3), (2,3), (2,4), etc... Une seconde représentation sur des "cercles de corrélations" permet de relier une variable à une caractéristique de l'image première.

Il faut cependant bien garder à l'esprit que l'expérimentateur garde un rôle primordial dans l'utilisation des figures : les résultats sont, en quelque sorte, visualisés plus clairement qu'une grille chiffrée, mais c'est un "dessin" qu'il faut alors interpréter et relier à des événements extérieurs qui peuvent influencer les valeurs. A ce titre, les analyses en composantes principales présentent certaines difficultés : ce n'est pas évident, pour un non-mathématicien, de se familiariser avec un espace vectoriel et ce n'est pas toujours simple non plus de faire un aller-et-retour incessant entre l'image spatiale et le cercle des corrélations qui lui correspond.

4.3.2. ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES.

Cette méthode (A.F.C. ou ANCOR) a été créée récemment (BENZECRI, 1964, 1973). C'est un cas particulier de l'analyse en composantes principales (DERVIN C., 1990). Les matrices de données initiales sont identiques à celles précédemment évoquées, mais la différence principale réside dans la tolérance du traitement, due à la préparation des matrices. Le tableau des données ne contient plus des variables qui décrivent des observations, mais des lignes et des colonnes qui ont la même qualité ; en quelque sorte, la matrice peut être lue indifféremment avec les lignes décrites par les colonnes ou les colonnes décrites par les lignes.

La seconde différence, d'ordre pratique, réside dans la représentation des résultats. Les objets et leurs descripteurs peuvent apparaître sur un même graphique, ce qui permet immédiatement de les faire correspondre et facilite l'interprétation. Lorsqu'une donnée trop forte ou trop particulière vient perturber la représentation au point de la rendre illisible ("saturation"), il est possible de la faire intervenir en "valeur ou observation supplémentaire", ce qui veut dire qu'elle intervient dans la construction, mais ne sera pas représentée à sa véritable place dans le graphe ; elle sera par contre placée à proximité des points figurés qui présenteront le plus d'affinité avec elle, sans pour autant perturber leur répartition.

4.3.3. POIDS ET CONTRIBUTIONS.

Dans les analyses factorielles, les axes sont déterminés prioritairement par les données les plus fortes et les descripteurs les plus fréquents, qui acquièrent ainsi un "poids" qui intervient dans la "contribution relative" à ces axes. Ainsi, le grand éloignement d'un point du graphe par rapport à l'origine pourrait donner l'apparence visuelle d'une forte contribution à l'un ou l'autre axe, mais seul le pourcentage de contribution relative peut le confirmer, s'il est fort.

C'est en examinant la liste des "poids" que l'expérimentateur peut sélectionner les descripteurs les plus significatifs et les retenir ainsi pour la caractérisation d'un ensemble de points groupés. L'examen des "contributions relatives" permet de retenir les valeurs les plus fortes et les descripteurs associés peuvent être isolés et leur signification écologique considérée. Ainsi, lorsque *Corophium volutator* est affecté d'une contribution élevée à l'axe 2, il est possible de dire que cet axe intervient dans la répartition des espèces estuariennes. Si, pour le même axe, une forte contribution de signe opposé est attribuée à une espèce marine comme *Owenia fusiformis*, l'axe 2 paraît finalement organiser les objets décrits suivant un gradient estuarien-marin.

Lorsqu'une espèce comme *Pygospio elegans* se trouve affectée d'un poids fort, mais d'une contribution relative faible à un axe quelconque, il y a de fortes chances pour qu'elle se trouve près le centre de gravité de l'ensemble des points figurés sur le graphe et donc puisse être considérée comme la caractéristique écologique principale commune aux objets analysés. Reste ensuite à connaître la biologie et l'écologie de l'espèce ciblée pour mieux comprendre cet ensemble de points, qui peuvent être des stations ou des espèces.

L'analyse factorielle des correspondances peut s'appliquer également à des descripteurs du milieu physique ; ainsi, les fractions granulométriques peuvent être considérées comme les individus d'une espèce comptés en grammes d'une population de grains déterminés par leurs dimensions. La démarche peut être la même pour des analyses chimiques où les stations de prélèvement sont décrites par des ions (espèces) comptabilisés en milligrammes par litre ou en millimoles (nombre d'individus).

SECONDE PARTIE

*FONCTIONNEMENT ET EVOLUTION
DES ECOSYSTEMES
EN
BAIE DES VEYS*

CHAPITRE I : LE MILIEU PHYSIQUE

60

CHAPITRE II : LE MILIEU BIOLOGIQUE

106

CHAPITRE III

LE MILIEU PHYSIQUE

1. ELÉMENTS D'HYDROLOGIE	61
2. MORPHOLOGIE DE LA ZONE INTERTIDALE	77
3. LES SÉDIMENTS INTERTID AUX	84
4. CONCLUSION	104

1. ELÉMENTS D'HYDROLOGIE.

1.1. LES APPORTS CONTINENTAUX.

1.1.1. ACQUISITION DES DONNÉES.

La source principale de données est constituée par les analyses des prélèvements effectués par le S.R.A.E. (Service Régional de l'Aménagement de l'Eau en Basse Normandie), maintenant rattaché à la DIREN locale (Ministère de l'Environnement). Les stations suivies qui sont les plus proches du littoral (voir *Fig.9*) sont placées sur les cours de la Vire en aval de Saint-Lô (point 2525), sur l'Aure juste avant Isigny (point 2480) et au confluent Douve-Taute après Carentan (point 2560).

Certaines remarques méthodologiques sont nécessaires avant d'exploiter les résultats des analyses faites sur les cours d'eau afférents. Le point 2560 est bien placé, au plus près de la baie des Veys ; il rend compte de l'ensemble des apports par le chenal de Carentan. Par contre, le point 2525 sur la Vire en est plus éloigné et ne peut de ce fait comptabiliser la totalité des apports. Les analyses au point 2480, sur l'Aure à Isigny, ne sont pas exploitables, car le cours inférieur de cet affluent de la Vire n'est alimenté qu'en période de crue par le trop-plein des pertes de la Fosse-Soucy, au nord de Bayeux.

Les analyses du S.R.A.E. sont enregistrées sur support informatique depuis 1976 suivant un rythme au moins mensuel. Il y a cependant quelques irrégularités, en particulier en 1986 et 1987, ces années ne comportant que les analyses de juillet à octobre.

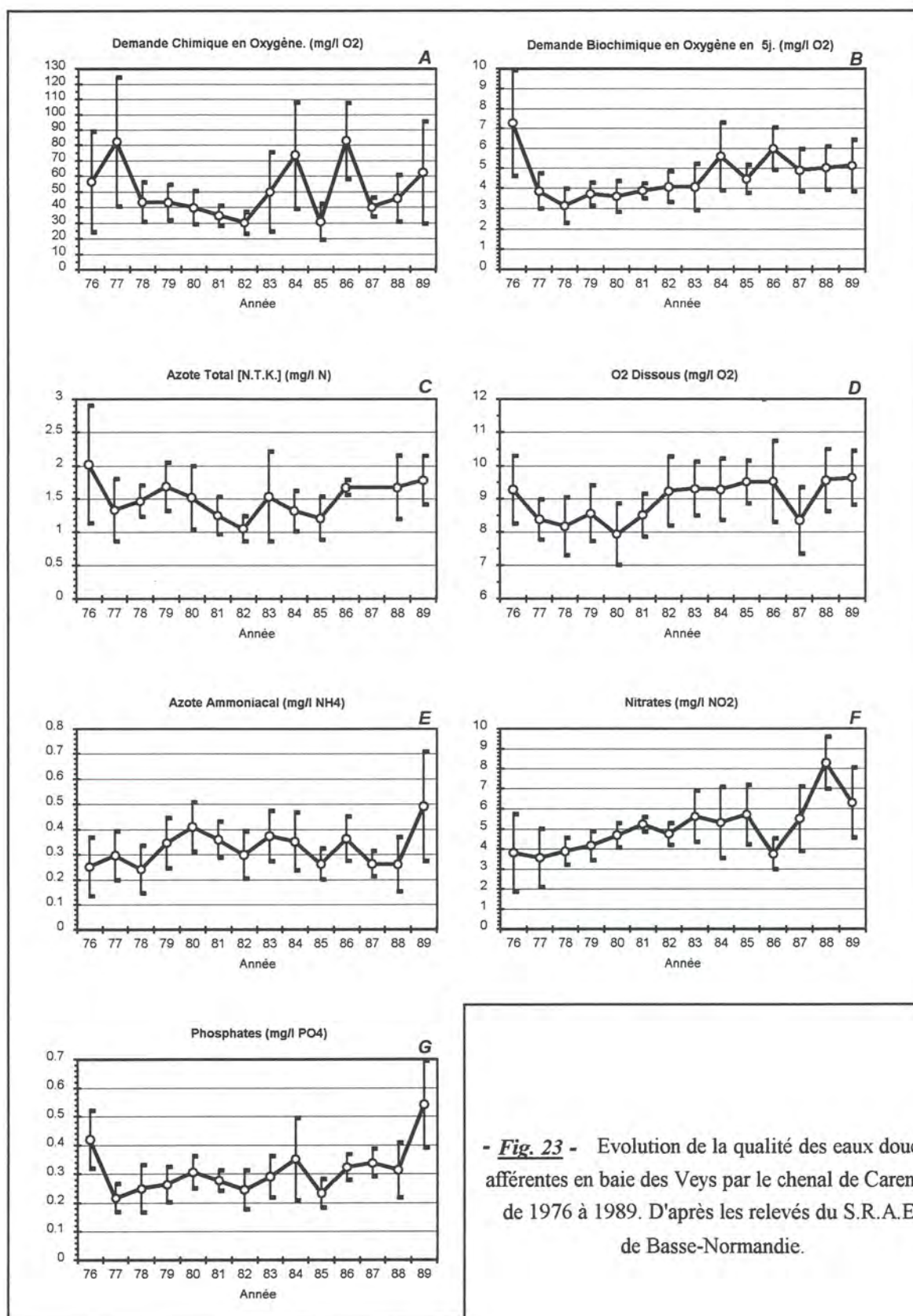
Une étude des tableaux de résultats des mesures fait apparaître des "0" dans certaines données ; rien ne permet alors de discerner une absence de mesure d'un taux mesuré nul. L'exploitation devient alors plus délicate, sinon impossible pour certains éléments.

Par ailleurs, un changement radical dans les protocoles d'analyses est intervenu en 1990 mais il n'y a été prévu de période de recouvrement des anciennes méthodes et des nouvelles, qui aurait pu permettre d'établir des comparaisons entre les données.

1.1.2. RÉSULTATS.

Il reste donc à exploiter les seuls résultats obtenus de 1976 à 1989 sur le point 2560, sachant que les valeurs mesurées sont alors moins importantes que leurs

variations et sachant aussi qu'il ne faut pas prendre en considération les valeurs nulles. Par chance, ces dernières sont rares sur les analyses de sels nutritifs, oxygène dissous, DCO et DBO5. Ce sont donc ces dernières qui ont été prises en considération.



Les nitrates et les phosphates croissent régulièrement durant la période considérée (*Fig.23*). Cependant, l'ammonium ne semble pas suivre la même évolution et les taux paraissent assez irréguliers. L'azote total (NTK) ne paraît pas en augmentation : une amorce d'évolution régulière, croissante (1977-1979) puis décroissante (1979-1982), ne se trouve pas confirmée ensuite car les valeurs relevées de 1983 à 1989 suivent un tracé irrégulier.

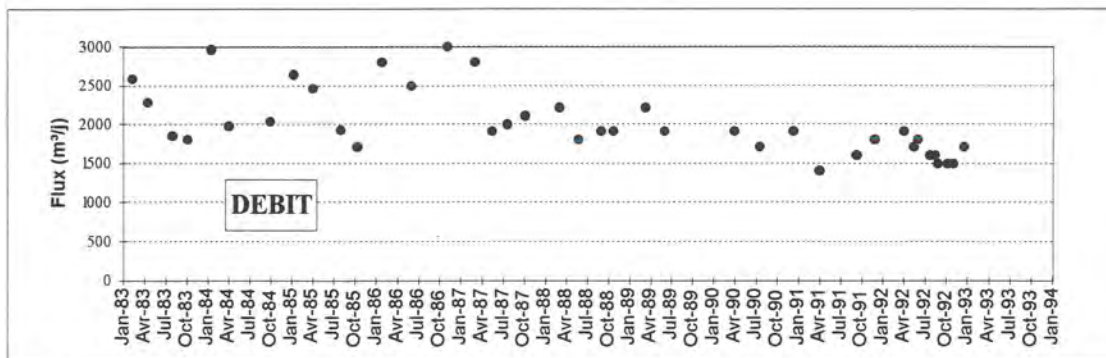
La DBO5 augmente continuellement depuis 1977, tandis que la DCO est régulièrement décroissante de 1976 à 1982, puis amorce une remontée très irrégulière jusqu'en 1989. Dans le même temps, les teneurs d'oxygène dissous paraissent augmenter, malgré l'évolution des DCO et DBO5.

1.2.3. DISCUSSION.

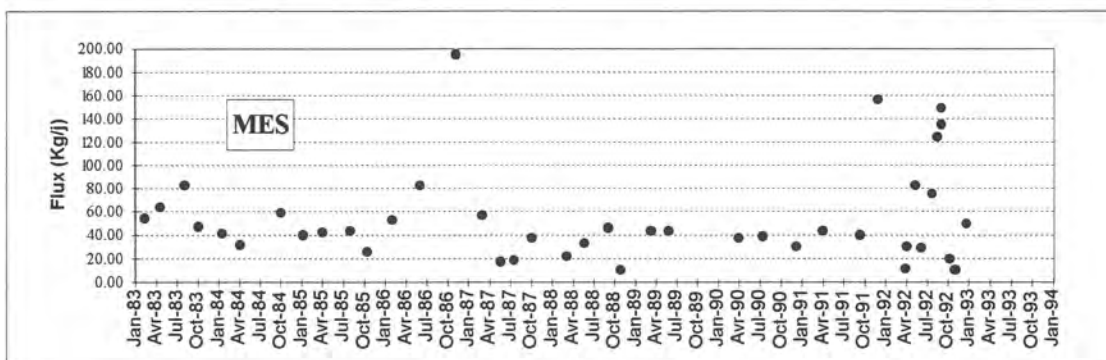
L'augmentation des teneurs en nitrates et phosphates dans les apports de la Douve et de la Taute s'observe durant la même période dans un grand nombre de rivières françaises, dont la Seine qui est un exemple bien connu (SIMON, 1990) Celle des teneurs en matière organique, caractérisée par les DCO et DBO5, s'ajoute aux apports en sels nutritifs formant ainsi un cortège de nutriments dont l'évolution pourrait faire craindre une eutrophisation du milieu littoral.

Le fonctionnement des stations d'épuration doit être pris en considération. Un travail récent fait le point de leur fonctionnement sur les bassins versants de la baie des Veys (ROPERT, 1994). Ces bassins drainent une surface totale de 3 500 Km² et reçoivent les eaux de stations correspondant à 450 960 équivalent-habitants ; 73% de ces stations dépendent des collectivités locales, 21% des industries agroalimentaires et 6% sont associées à des industries diverses. En ce qui concerne la surveillance de ces installations, 47,6% font l'objet de moins de 3 visites par an et seules 20% d'entre elles ont eu plus de 4 visites par an. Sur l'ensemble des résultats examinés, seules 30% des stations ont fait l'objet de mesures de débit associées à au moins 3 visites par an à des fins d'analyse de l'eau, ce qui veut dire qu'une grande quantité de données sont inexploitable faute de mesure des débits sortants.

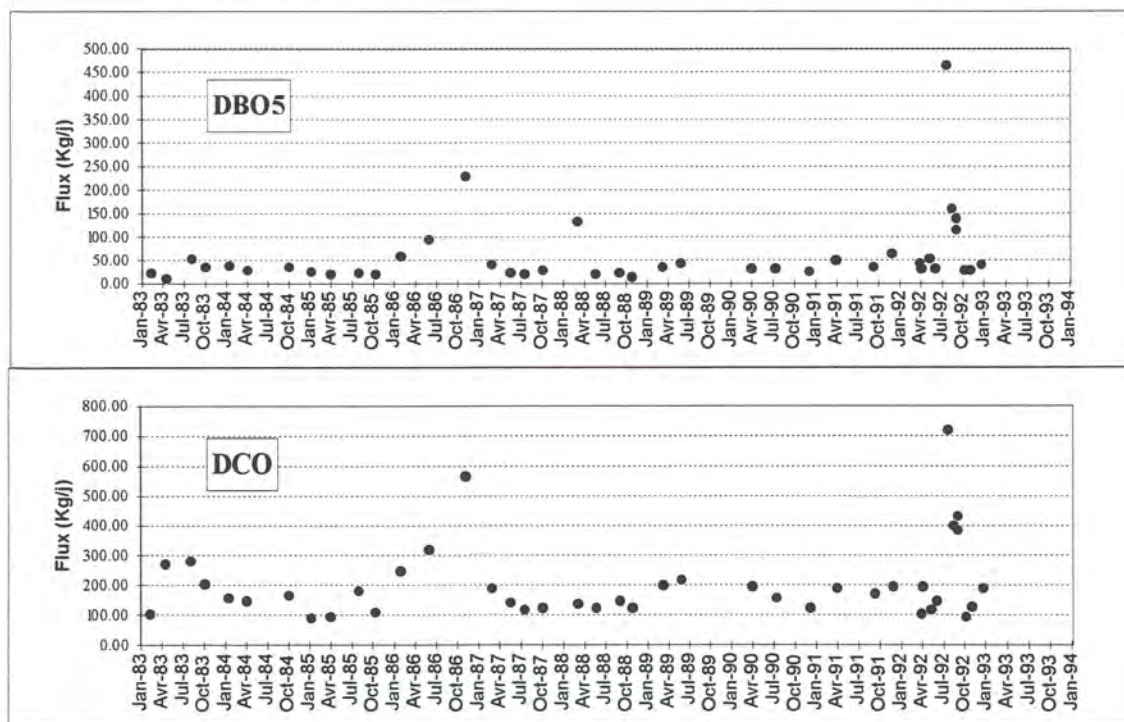
L'exemple de la station de Carentan est intéressant (*Fig. 24 à 27*), car elle est très proche de la baie des Veys et fait l'objet d'une autosurveillance par l'exploitant. Les débits accusent des pics hivernaux (*Fig. 24*), ce qui fait craindre un raccordement partiel et anormal du réseau des eaux pluviales, phénomène hélas relativement fréquent : ce type de dysfonctionnement peut amener des débordements de la station, qui risque alors de devenir polluante lorsque les boues actives sont remises en suspension. Les mesures de l'azote total (NTK : *fig. 27*) montrent que cette station n'est pas adaptée au traitement de l'azote. Les valeurs des matières en suspension (*Fig. 25*), DBO5 et DCO (*Fig. 26*) mettent en évidence un problème important en 1992.



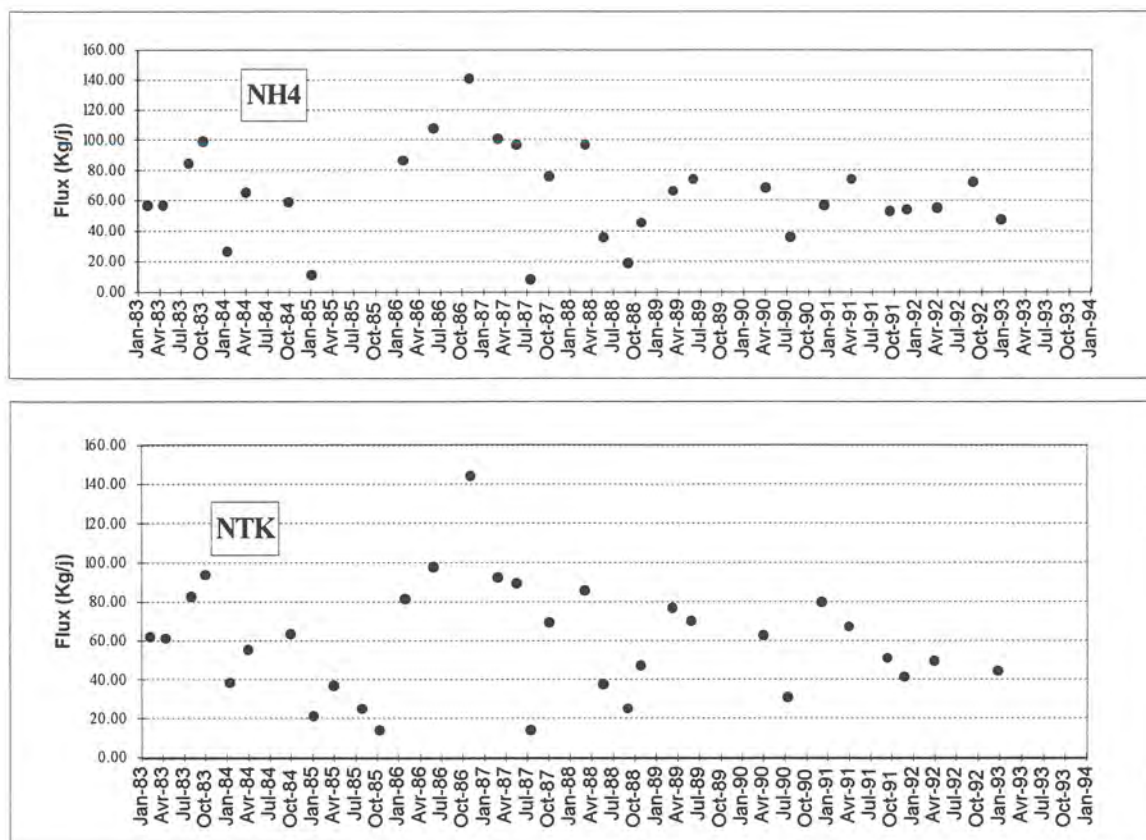
- **Fig. 24** - Les débits de la station d'épuration de Carentan, d'abord très variables, semblent se régulariser aujourd'hui. Cependant un cycle saisonnier est visible, avec des pics en période hivernale, mettant en évidence un éventuel problème de réseau. D'après ROPERT (1994).



- **Fig. 25** - En ce qui concerne les MES, à l'exception du pic exceptionnel de Novembre 1986, les niveaux de rejets sont relativement réguliers. Cependant, en 1992 de très fortes variations sont apparues de manière irrégulière. Cela correspond au début de auto surveillance mise en place par l'exploitant lui même. Toutefois, ces mesures ne sont pas à remettre en cause, en effet elles correspondent tout à fait aux valeurs mesurées par le SATESE sur la même période. Il s'agit donc bien d'un dysfonctionnement de la station elle même. D'après ROPERT (1994).



- **Fig. 26** - Des taux élevés de Matière Organique ont été rejetés en 1986-1987. Un problème similaire à celui des MES se retrouve en 1992, mais il semble plus ponctuel. D'après ROPERT (1994).



- **Fig. 27** - Ce paramètre ne fait pas l'objet d'une auto surveillance, ce qui réduit le nombre de données. Cependant il ressort de celles existantes que la station n'est visiblement pas adaptée au traitement de l'azote. D'après ROPERT (1994).

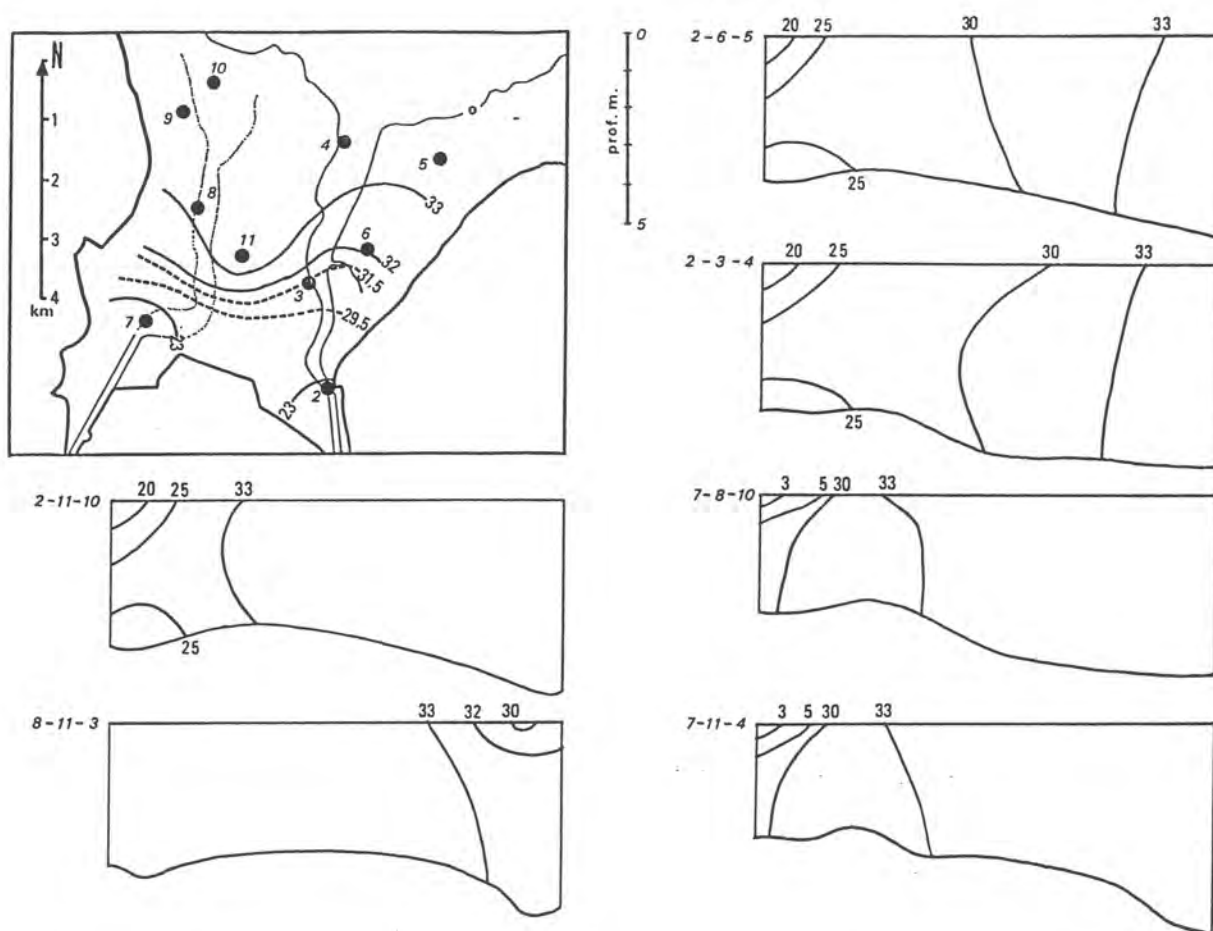
La station d'épuration de Carentan fait partie de celles qui présentent des anomalies de fonctionnement. Les apports de matière organique, caractérisés par la DCO et la DBO5, seront à prendre en considération ultérieurement.

1.2. RÉPARTITION DES EAUX DANS LA BAIE À HAUTE MER.

1.2.1. ORGANISATION DES STATIONS.

La campagne de 1974, réalisée sur points fixes à l'échelle de haute mer, comportait 11 stations. L'eau a été échantillonnée en surface, au fond et à mi-distance. La répartition des points était organisée comme suit (**Fig.28**) :

- 1 : au confluent de la Vire et de l'Aure,
- 2 : au débouché du chenal d'Isigny en baie des Veys,
- 3 à 6 : au-dessus de l'estran du flanc est,
- 7 à 10 : au-dessus de l'estran du flanc ouest,
- 11 : centre de la baie.



- **Fig. 28** - Répartition des salinités à haute mer en baie des Veys, campagne de 1974 : position des stations, carte des isohalines (moyennes sur la tranche d'eau) et coupes théoriques.

Les sorties en mer se sont succédées durant trois jours dans des conditions météorologiques identiques et pour des coefficients voisins de 90. Il n'y avait pas de précipitations, la mer était belle et les vents de nord-ouest étaient faibles. Les mesures ont été réalisées pour la salinité, le pH, les nitrites et les détergents anioniques.

1.2.2. RÉSULTATS.

1.2.2.1. SALINITÉ.

Plusieurs coupes théoriques du plan d'eau ont été réalisées sur l'ensemble du site (**Fig.28**) suivant différents alignements des stations :

- le plan 2-6-5 parcourt l'estran du flanc est du sud au nord,
- le plan 2-3-4 suit la passe d'Isigny suivant la même direction,
- le plan 7-8-10 suit la passe de Carentan,
- les plans 7-11-4 et 2-11-10 tracent des diagonales croisées du sud-ouest au nord est et du sud-est au nord-ouest,
- le plan 8-11-3 traverse la baie en son milieu de la passe de Carentan à celle

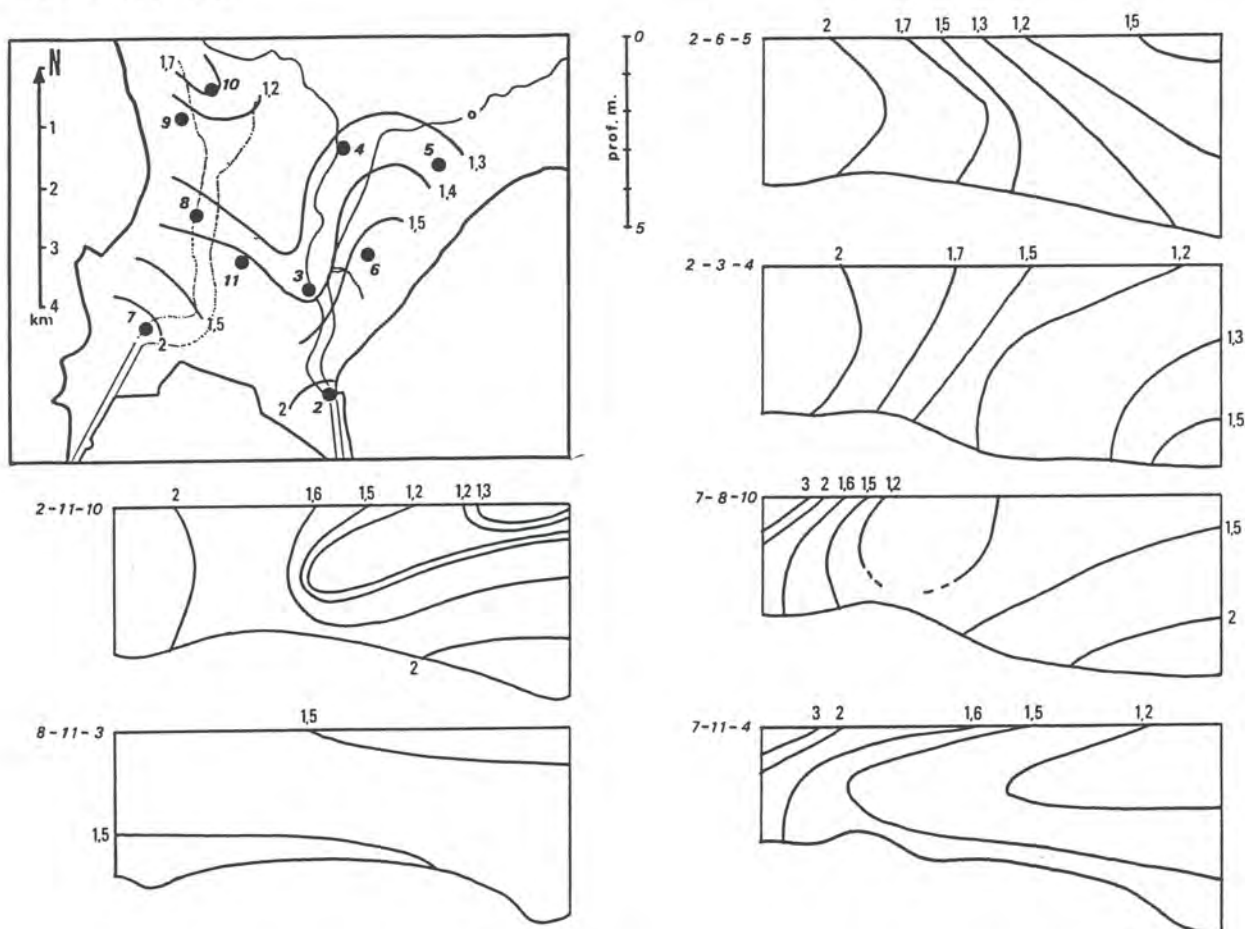
d'Isigny.

La dessalure des eaux littorales de la baie des Veys à haute mer est limitée aux environs immédiats de l'embouchure des chenaux, cernée par l'isohaline 23. L'isohaline 29,5, utilisée en baie de Somme pour déterminer la limite nord du domaine estuarien interne (RYBARCZYK, 1993), ne concerne qu'une faible partie du sud de la baie. Celle de 31,5, qui donne la limite du domaine estuarien externe, se trouve à peu de distance au nord de la précédente. C'est à l'est que les salinités sont les moins fortes, alors que les apports d'eaux douces du côté ouest sont plus importants.

1.2.2.2. NITRITES.

Durant les années soixante-dix, une certaine "mode" accordait préférentiellement de l'importance aux taux de nitrites. Actuellement, ce sont plutôt les nitrates qui sont ciblés dans les apports azotés car ils représentent l'état le plus oxydé de l'azote.

La répartition des teneurs relevées en baie des Veys (*Fig.29*) paraît comparable à celle des salinités, avec en particulier une plus grande extension vers le nord à haute mer du côté est.

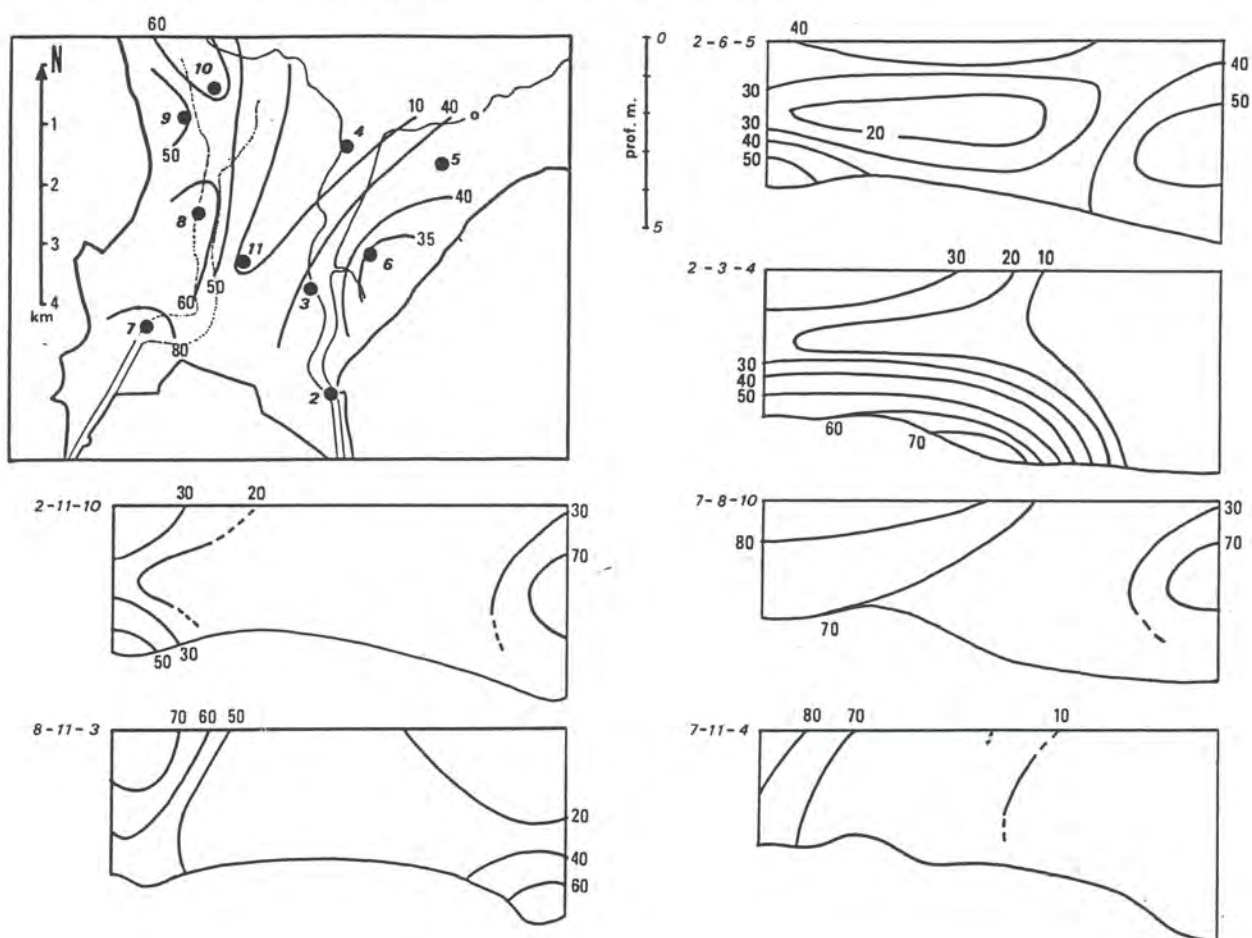


- *Fig. 29* - Répartition des nitrites en $\mu\text{g/l}$ à haute mer en baie des Veys, campagne de 1974 : position des stations, carte des isoconcentrations (moyennes sur la tranche d'eau) et coupes théoriques.

Mais cette extension dépasse grandement celle des salinités, avec quelques particularités locales qui méritent attention. Ainsi, les teneurs du flanc est sont plus fortes au-dessus de l'estran et celles du nord-ouest amorcent une remontée vers l'ouverture de la baie sur Utah Beach. Ces constatations contrarient le gradient décroissant sud-nord.

1.2.2.3. DÉTERGENTS ANIONIQUES.

Les détergents utilisés en 1974, moins rapidement dégradables dans l'environnement qu'en 1992, constituaient un assez bon traceur des apports anthropiques industriels et domestiques. Les résultats sont cependant à considérer avec certaines précautions, car ce sont des produits tensioactifs, donc capables d'être adsorbés, grâce à leur pouvoir "mouillant", sur les parois des récipients utilisés lors des prélèvements et des analyses. Ce problème n'était pas résolu en 1974 malgré les recherches menées dans ce domaine par l'Institut Océanographique de Monaco et le Laboratoire de Chimie Marine du CNEXO à Brest-Plouzané.



- **Fig. 30** - Répartition des détergents anioniques en $\mu\text{g/l}$ à haute mer en baie des Veys, campagne de 1974 : position des stations, carte des isoconcentrations (moyennes sur la tranche d'eau) et coupes théoriques.

La cartographie et les coupes théoriques (*Fig.30*) font apparaître une répartition

qui semble différente de celle des salinités et des nitrites. En effet, les détergents sont des apports continentaux fluviaux typiques et il paraît difficile d'expliquer, même par le jeu des hydrodynamismes locaux, la remontée des teneurs constatée dans des zones éloignées des débouchés des chenaux.

1.2.3. DISCUSSION.

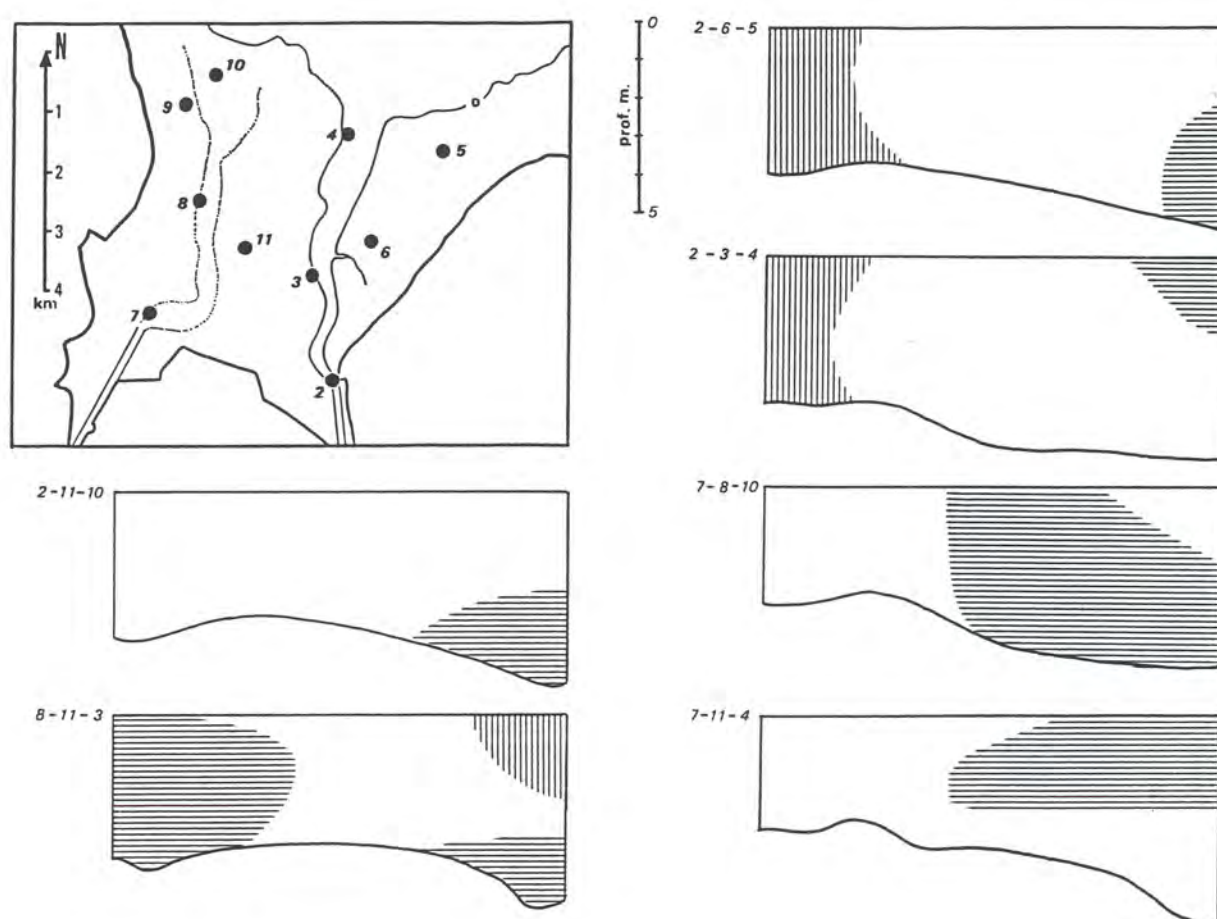
Les eaux marines qui envahissent la baie des Veys à haute mer se trouvent bloquées au sud dans les deux "cornes" estuariennes. Les eaux à faible salinité sont confinées à la sortie des parties chenalées des rivières et dans les chenaux, avec une valeur inférieure à 2 g/l au point n° 1 (confluent Vire-Aure, dans les terres). Les portes à flot empêchent en effet les intrusions salines dans le cours aval des rivières et la mise en place de la dynamique propre aux estuaires. Au jusant, l'ouverture de ces portes va libérer les apports d'eau douce qui vont suivre le lit des chenaux après s'être répandus préférentiellement en surface. L'estran est donc peu soumis aux variations importantes de salinité.

A la date des prélèvements, la station d'épuration d'Isigny venait d'être mise en service, tandis que les eaux usées de Carentan et sa région ne profitaient pas encore d'une telle installation. Comment donc expliquer le confinement des plus fortes dessalures et des plus fortes concentrations associées de nitrites et de détergents du côté de la passe d'Isigny, alors que les arrivées d'eau douce y sont plus faibles -et en principe de meilleure qualité- que par la passe de Carentan? La coupe transversale pourrait apporter un début d'explication : les fonds de la baie accusent une pente d'ouest en est qui pourrait contribuer au "glissement" des effluents de ce côté de la baie à l'étape de haute mer.

Cela n'explique cependant pas la répartition particulière des nitrites. Dans ce cas, les teneurs relevées à l'est et au nord-ouest ne s'inscrivent pas dans un gradient de répartition à partir de l'origine des effluents. Or, ces zones atypiques sont superposées aux sites conchylicoles, générateurs d'excrétion ammoniacale ; les ions ammonium sont rapidement dégradés en nitrites, puis en nitrates. Ces teneurs semblent donc exprimer une étape de la transformation des produits de cette excrétion azotée, qui est loin d'être négligeable et éventuellement responsable de la rémanence des blooms phytoplanctoniques associés à un état hypertrophique du milieu (DUCROTOY & coll., 1989 ; RYBARCZYK, 1989, 1993).

La répartition des détergents pose un autre problème d'interprétation. Une explication peut être donnée avec les valeurs du pH, qui sont normalement plus acides en eau douce (6,8-7,2) et plus basiques en eau de mer (7,8-8,2). Des anomalies apparaissent en certains points de la baie (*Fig.31*) avec des eaux pratiquement marines (30 à 33 p. 1 000) présentant un pH faible (7,1 à 7,6) ou encore le contraire, avec des

eaux saumâtres affectées d'un pH fort (7,8-8). Les répartitions atypiques des détergents anioniques correspondent à ces anomalies : cette dissociation entre le pH et la salinité pourrait être le facteur qui va provoquer la désorption d'un élément chimique adsorbé, comme peuvent l'être les détergents anioniques. Cependant, au point 4 qui est au centre de la baie, l'anomalie relationnelle pH/salinité ne correspond pas à un éventuel relargage de détergent, mais il est vrai que cette zone est peu soumise à l'influence des rivières.



- **Fig. 31** - Zones d'anomalies dans la corrélation entre le pH et la salinité.

Hachures horizontales : salinités marines associées aux pH faibles.

Hachures verticales : dessalures associées à des pH forts.

La répartition des nitrites et des détergents est un état instantané du site, constaté en 1974. C'est cependant révélateur d'un certain nombre de problèmes à venir : la production locale d'excrétion azotée, liée aux activités conchyliques d'alors, est susceptible de suivre tout accroissement de la productivité des concessions, tandis que le relargage local des détergents peut se retrouver éventuellement associé à d'autres contaminants chimiques.

1.3. APPROCHE DE LA CONNAISSANCE DES FLUX.

Une campagne de prélèvements a été réalisée au début du mois de Juillet 1992 dans le cadre d'une étude de qualité du milieu estuarien. C'est le flux entrant en baie des Veys qui a été pris en considération, ce qui a permis d'inclure l'utilisation du système des perches (voir en "Méthodologie", *fig.16*) qui n'est utilisable que durant la progression du flot.

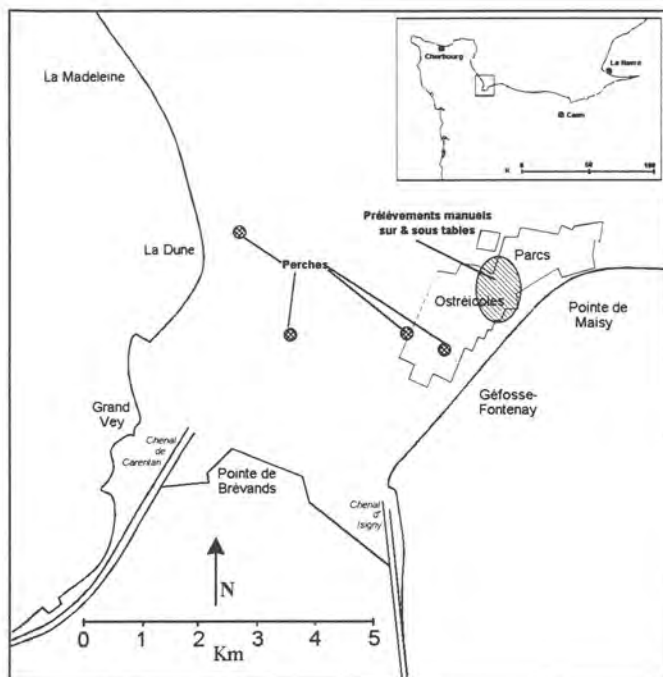
1.3.1. ORGANISATION DE LA CAMPAGNE.

1.3.1.1. PRÉLÈVEMENTS SUR PERCHES.

Les perches ont été installées à basse mer sur l'estran, en 4 points de la baie (*Fig.32*), disposés suivant une ligne transversale ouest-nord-ouest, est-sud-est :

- La perche ouest était plantée sur le trajet de la radiale de la Petite Dune, à 800m. du point 0 (DU 800) et en bordure des concessions mytilicoles d'Utah Beach.

- La perche centrale a été placée sur la radiale de Brévands, à 1500m. du point d'origine (BR 1 500) ; elle se situait en bordure de la passe de Carentan, dans un substrat sableux à mégarides. Les violentes turbulences, qui s'établissent au flot, entraînent la formation, le long de ce chenal, d'un système de mégarides sur des sédiments mouvants ; avec pour conséquence la chute de la perche avant la fin du prélèvement. Seuls deux échantillons furent récupérés.



- *Fig. 32* -
Localisation des prélèvements
hydrologiques de la campagne de
1992.

- A l'est, deux perches ont été disposées suivant la radiale de Gêfosse, l'une à 500 m (GE 500), l'autre en bordure du chenal d'Isigny à 1300 m (GE 1 300). Cette radiale traverse les parcs conchyliques de

Grandcamp-Maisy dans une zone peu exploitée située immédiatement au sud de la zone de charge ostréicole maximale.

1.3.1.2. PRÉLÈVEMENTS MANUELS.

Des prélèvements manuels complémentaires ont été effectués au centre des parcs, dans une zone qui présente une forte charge ostréicole. En trois moments du flot (P1, P2, P3), deux prélèvements ont été effectués, l'un au-dessus ("s") des tables à Huîtres (60 à 80 cm du sédiment), l'autre en dessous ("i" : 20 à 30 cm).

1.3.1.3. POINTS FIXES.

Deux échantillons ont été prélevés à la fin du flot sur le cours terminal des principaux apports d'eau douce en baie des Veys, l'un sur la Douve et l'autre sur la Vire, au franchissement par la route nationale 13.

1.3.2. RÉSULTATS.

Les analyses mettent en évidence des valeurs très élevées d'ammonium NH_4 et de matières en suspension MES ; NH_4 présente les teneurs les plus fortes sur les perches de Géfosse GE, situées dans la partie Sud-Ouest du site ostréicole de Grandcamp-Maisy. De fortes valeurs furent également relevées à la Petite Dune DU, zone également conchylicole. (*Tableau V*).

POINT												
STATION	Niveau	N° bouteille	Salinité	MES (mg/l)	PAF (mg/l)	CHa (mg/m3)	PHa (mg/m3)	NH4 (μmol/l)	NO2 (μmol/l)	NO3 (μmol/l)	PO4 (μmol/l)	SiO (μmol/l)
GE 500 m	I	1	30.22	444.63	75.33	8.80	34.00	29.63	0.68	16.45	2.30	2.81
GE 500 m	II	1	27.15	489.68	80.11	31.00	45.76	20.78	1.33	40.02	2.95	2.54
GE 500 m	II	2	25.99	1036.23	138.04	3.47	102.30	20.83	1.54	47.47	3.11	4.61
GE 500 m	III	1	28.91	646.09	96.69	4.27	56.47	84.28	0.99	27.62	2.63	1.01
GE 500 m	III	2	22.20	612.85	93.17	119.08	85.86	76.28	2.33	76.01	3.88	5.06
GE 500 m	III	3	30.90	1678.02	206.07	29.00	185.48	32.12	0.51	10.24	2.10	4.43
GE 1300 m	I	1	29.64	873.19	120.76	3.71	83.12	3.38	0.58	12.73	1.97	15.32
GE 1300 m	II	1	27.93	240.54	53.70	10.20	10.31	5.83	0.82	21.41	2.09	21.98
GE 1300 m	II	2	29.06	1265.49	162.35	20.30	134.25	59.83	0.61	13.97	1.92	20.18
GE 1300 m	III	1	27.25	823.34	115.48	3.52	77.18	1.57	1.13	32.58	2.56	12.80
GE 1300 m	III	2	17.24	1463.30	183.31	1.40	152.12	85.00	3.44	115.72	5.02	2.00
GE 1300 m	III	3	26.59	550.71	86.58	4.72	45.34	20.58	1.23	36.30	2.63	14.69
DU 800m	I	1	33.30	1114.07	146.29	23.22	117.22	53.43	0.06	5.89	1.72	1.26
DU 800m	II	1	33.23	1344.66	170.74	44.09	150.50	57.78	0.09	4.65	1.77	0.11
DU 800m	II	2	31.93	2142.26	255.28	28.00	240.00	53.13	0.37	5.28	2.04	0.11
DU 800m	III	1	33.63	1506.63	187.91	5.34	158.38	3.68	0.00	7.95	1.67	0.56
DU 800m	III	2	31.83	1307.36	166.78	2.40	134.00	70.48	0.37	5.28	2.02	1.19
DU 800m	III	3	29.80	2043.61	244.83	13.00	224.00	7.43	0.82	21.41	2.48	0.11
BR 1500m	II	1	33.26	1056.20	140.16	0.32	103.75	28.68	0.00	7.95	1.60	4.88
BR 1500m	III	1	30.52	834.40	116.65	0.80	77.70	1.60	0.61	13.97	2.22	3.17
Douve		1	1.00	16.19	29.92	77.53	3.36	67.33	8.13	284.48	10.86	104.78
Vire		1	1.00	564.32	88.13	1.60	46.16	2.43	10.57	372.58	15.66	136.46
P1	s		26.41	563.12	87.90	10.80	48.57	4.58	1.20	35.06	2.52	18.74
P1	i		24.28	506.95	81.94	2.40	39.50	56.58	1.58	48.71	2.83	22.61
P2	s		27.71	1280.77	163.97	17.39	135.21	0.86	0.92	25.13	2.25	18.74
P2	i		28.03	1225.89	158.15	12.46	127.30	5.38	0.89	23.89	2.25	16.94
P3	s		30.66	890.90	122.64	17.18	89.12	1.20	0.44	7.76	1.92	11.00
P3	i		31.66	529.10	84.29	44.70	54.39	8.83	0.23	0.32	1.72	10.82

- *TABLEAU V* - Résultats des analyses hydrologiques effectuées en 1992.

Données Brutes											Données Transformées (log X+1)										
Sali	Sali	MES	PAF	CHa	Pha	NH4	NO2	NO3	PO4	SIO	Sali	Sali	MES	PAF	CHa	Pha	NH4	NO2	NO3	PO4	SIO
MES	0.253										MES	0.199									
PAF	0.253	1.000									PAF	0.204	0.996								
CHa	-0.125	-0.054	-0.054								CHa	0.115	0.008	0.022							
Pha	0.237	0.933	0.993	0.067							Pha	0.163	0.979	0.965	0.107						
NH4	-0.268	0.138	0.138	0.285	0.172						NH4	-0.197	0.095	0.098	0.120	0.129					
NO2	-0.984	-0.179	-0.179	0.155	-0.160	0.344					NO2	-0.951	-0.263	-0.269	-0.078	-0.225	0.144				
NO3	-0.958	-0.153	-0.153	0.158	-0.134	0.374	0.985				NO3	-0.832	-0.213	-0.219	-0.224	-0.205	0.085	0.890			
PO4	-0.933	-0.098	-0.098	0.184	-0.075	0.412	0.982	0.979			PO4	-0.940	-0.139	-0.146	-0.084	-0.089	0.275	0.959	0.855		
SIO	-0.282	-0.441	-0.441	-0.144	-0.458	-0.357	0.106	0.045	-0.082		SIO	-0.270	-0.509	-0.521	-0.068	-0.507	-0.409	0.277	0.233	0.027	

Corrélations fortement négatives Corrélations fortement positives

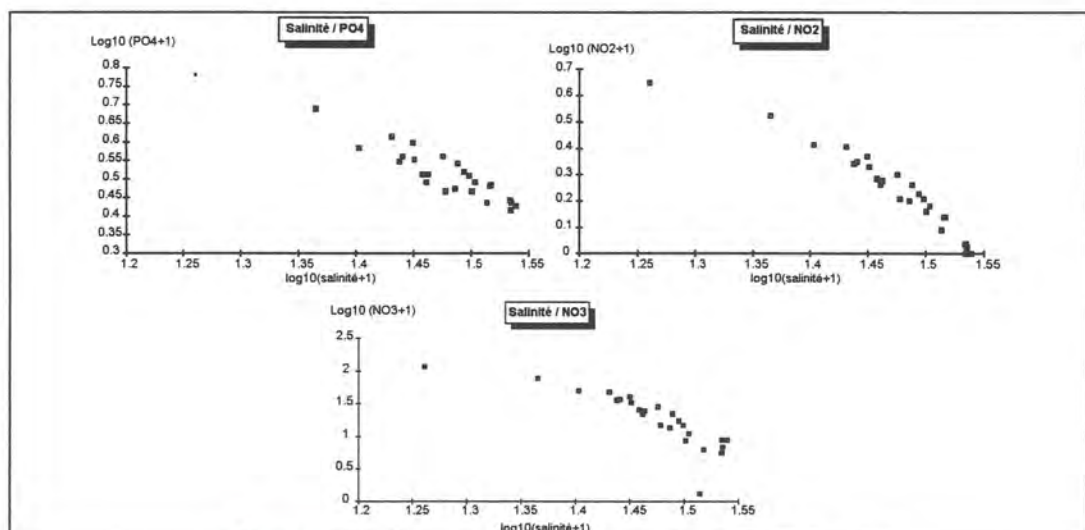
- **Tableau VI** - Matrices des corrélations à partir des données brutes et données transformées en log (x+1).

La matrice des corrélations (**Tableau VI**), réalisée à partir des données brutes (**Tableau V**) et transformées, affiche des coefficients négatifs hautement significatifs dans une série de trois doublets (**Tableau VII**).

	Données brutes	Données transformées log(x+1)
Salinité/NO2	-0.984	-0.951
Salinité/NO3	-0.958	-0.832
Salinité/PO4	-0.933	-0.940

- **Tableau VII** - Corrélations négatives élevées.

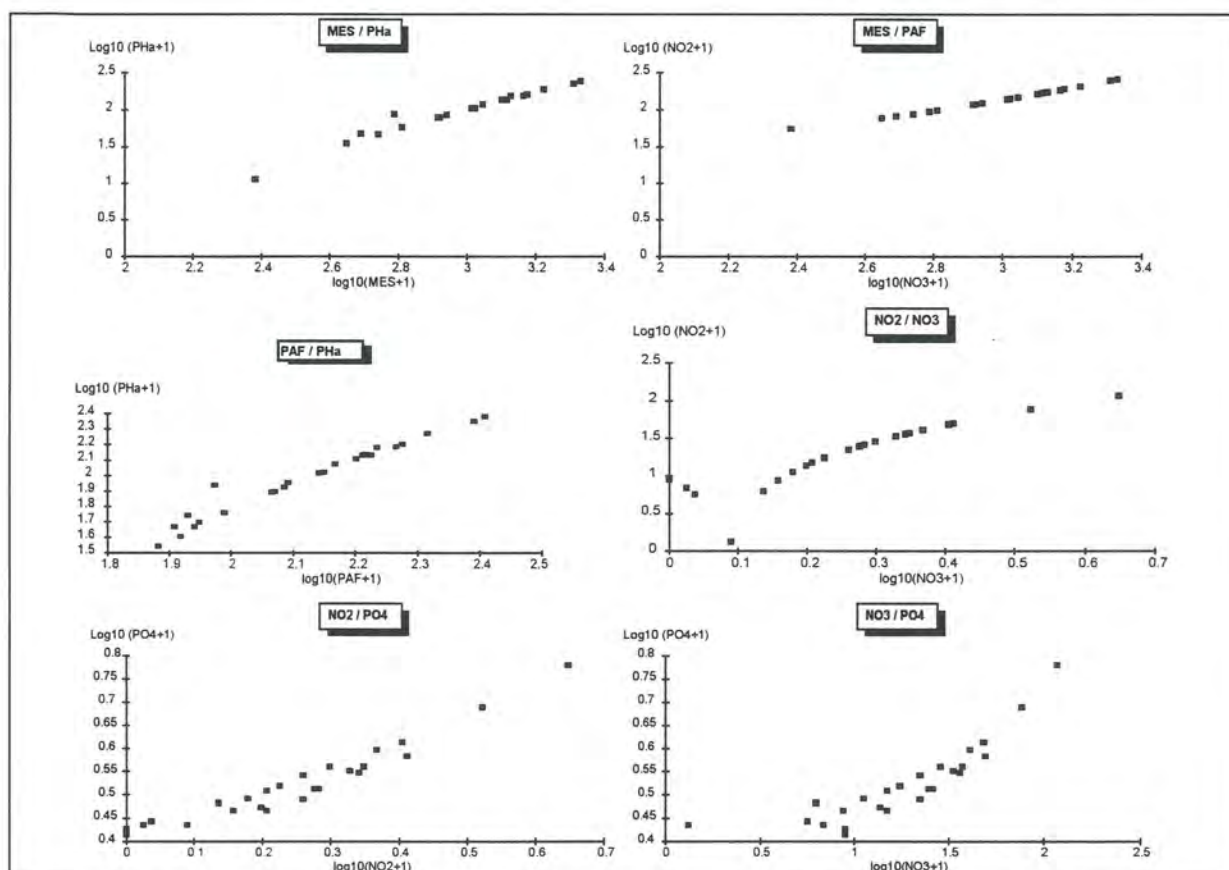
Les diagrammes correspondants (**Fig.33**) montrent des alignements aux anomalies très faibles, voisines d'une conservation des taux. L'ensemble des résultats confirme l'association des nitrates/nitrites/phosphates avec les apports continentaux.



- **Fig. 33** - Diagrammes de dilution de PO4, NO2 et NO3.

Avec un coefficient beaucoup moins significatif, la silice est également dissociée de la salinité (-0,644) des MES (-0.604), de la perte au feu (-0.631) et des phaeopigments (-0.625), donc des apports marins par le flot.

Parmi les corrélations positives (*Fig.34*), deux groupes corrélés se dégagent (*Tableau VIII*). L'un associe les matières en suspensions MES à la matière organique (perte au feu PAF) et aux phaeopigments (PHA), l'autre réunit les nitrites, les nitrates et les phosphates. Là encore, les coefficients de corrélations sont hautement significatifs.



- *Fig. 34* - Diagrammes de dilution : différentes associations de P.A.F., PHa, NO₂, NO₃ et P04.

	Données brutes	Données transformées log(x+1)
MES/PHA :	0.993	0.979
MES/PAF :	1.000	0.996
PAF/PHA :	0.993	0.965
NO2/NO3 :	0.985	0.890
NO2/PO4 :	0.982	0.959
NO3/PO4 :	0.979	0.855.

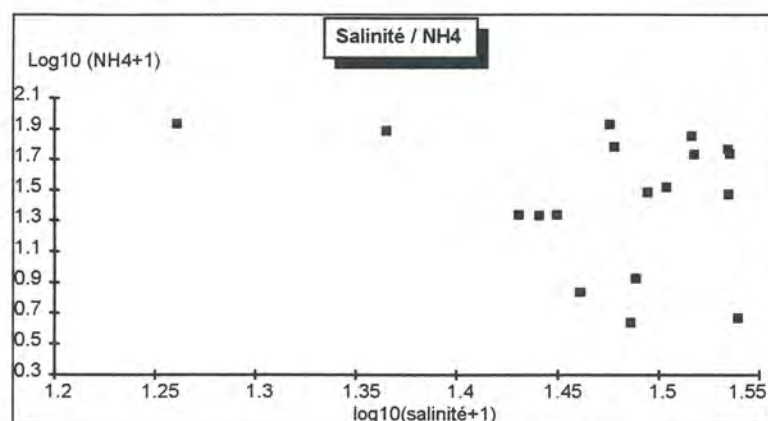
- *Tableau VIII* -Corrélations positives fortes.

Ces niveaux de corrélations ne concernent que les analyses marines ou estuariennes: les points Vire et Taute sont le plus souvent situés hors de la

représentation principale, comme dans le cas de MES/PHa.

Un groupe de corrélations positives plus faibles est déterminé par la silice, moyennement associée aux nitrites (0.623), nitrates (0.532) et phosphates (0.562), ce qui assimile cet ensemble au second groupe.

Parmi les autres valeurs, les teneurs en NH_4 ne présentent que des coefficients de corrélations faiblement significatifs, avec des valeurs extrêmes de -0.409 avec les silicates et +0.275 avec les phosphates. Vers les salinités les plus élevées, le diagramme NH_4 /salinité (*Fig.35*) disperse les teneurs d'ammonium dans un nuage de forte anomalie positive.



- *Fig. 35* - Diagramme de dilution de l'ammonium.

LE GALL (1970) notait qu'avec un courant de flot plus fort que celui de jusant s'associait une turbidité importante, de l'ordre de 1g/l, responsable du bilan sédimentaire positif en baie des Veys. En 1992 une forte charge particulière est retrouvée à marée montante, aussi bien sur Gêfosse que sur la Petite Dune : les valeurs dépassent souvent 1 g/l et même, dans le cas de l'Ouest de la baie, 2 g/l. Le jour du prélèvement il n'y avait pourtant pas de conditions météorologiques exceptionnelles et le vent était de force moyenne. Il semble donc qu'il y ait un renforcement des apports sédimentaires au flot, étroitement associés aux apports de matière organique. La chlorophylle ne présente pas d'association notable avec d'autres valeurs.

1.3.3. DISCUSSION.

Parmi les corrélations observées, certaines sont très classiques et caractérisent les rôles respectifs des masses d'eaux marines et continentales lors du flot. Les corrélations négatives avec la salinité indiquent la forte prédominance des eaux douces dans les apports en nitrates, nitrites, phosphates et silicates. Mais la silice associée aux apports d'eaux douces est rapidement consommée par les microphytes (diatomées), ce qui peut être à l'origine du niveau médiocre des taux de corrélation. Les fortes corrélations positives apportent des indications sur le rôle du flot dans le colmatage de la baie des Veys par apport massif de suspensions. Par ailleurs, l'association MES/PHa/PAF suit

la logique de remise en suspension des éléments figurés les plus fins avec son cortège biologique/organique (diatomées, pelotes fécales, etc.) au moment du flot.

Cependant, le faible niveau des corrélations entre la salinité et l'ammonium montre que ce dernier élément est pour partie indépendant des apports marins et continentaux. La puissante anomalie positive, qui apparaît à droite du diagramme de corrélations Salinité/ NH_4 sous forme d'un nuage de points dispersés, semble indiquer une production locale de NH_4 , probablement liée à l'excrétion du benthos local. Une telle observation fut déjà réalisée en Picardie (RYBARCZYK, 1993), où l'émission massive de NH_4 par les coques aux premiers instants du flot fut mise en évidence. Cependant, les teneurs observées à l'est et à l'ouest de la baie des Veys sont beaucoup plus élevées, ce qui peut s'expliquer par l'abondance des huîtres cultivées en ces endroits.

1.4. CONCLUSION.

Les mesures des salinités effectuées à l'étale de haute mer dans les limites de la baie des Veys montrent que la zone estuarienne au sens strict, telle qu'elle est définie par les seules conditions hydrologiques, est très limitée, confinée dans le quart sud. Cependant, les mesures effectuées durant le flot montrent un retour des eaux soumises aux dessalures, avec leur cortèges de sels nutritifs étroitement associés. Cela montre que les apports continentaux ont un temps de résidence non négligeable ; il n'est cependant pas possible de l'estimer ici car ce ne fut pas un objectif défini au début des investigations. Ce temps de résidence, condition environnementale intéressante dans la sélection des éléments biotiques du benthos, devra faire l'objet d'études futures. Les apports organiques associés au flot contribuent, en partie, à la richesse de la productivité conchylicole de la baie des Veys

A quelque 18 ans d'intervalle, deux types de relevés semblent se compléter : les nitrites en 1974 et l'ammonium en 1992. L'idée d'association des concentrations de nitrites à la production d'ammonium près des premières installations conchylicoles de Grandcamp-Maisy et Géfosse (19074) paraît confirmée en 1992 par la forte production locale d'ammonium constatée dans la même zone, mais dans des conditions d'exploitation très différentes : la charge des parcs a considérablement augmenté (KOPP & coll., 1991), alors que l'évolution des apports continentaux d'ammonium se situe dans une fourchette de valeurs assez moyennes.

La charge en suspensions paraît renforcée depuis la première étude de LE GALL (1970) et le doublement des valeurs s'accompagne d'une charge importante en matière organique figurée. Le bilan sédimentaire positif se confirme, avec une probable accélération du colmatage des estrans. L'association de la matière organique

peut être porteuse de processus d'eutrophisation du milieu, phénomène qui peut se trouver renforcé par les productions littorales et les apports continentaux croissants de sels nutritifs..

Ebauchée en 1974, la répartition des détergents associée aux anomalies du pH préfigure la difficulté d'appréhender les phénomènes d'adsorption-désorption de certains contaminants chimiques associés aux apports continentaux et leur devenir dans le milieu marin littoral.

2. MORPHOLOGIE DE LA ZONE INTERTIDALE

Le commencement de cette étude coïncide avec des aménagements majeurs qui touchent lourdement la baie des Veys. L'achèvement de la digue des polders Frémont+Fortin et Tesnière a soustrait près de 400 hectares de schorre et de haute slikke envasée à l'estuaire de la Vire.

2.1. CARACTÉRISTIQUES PRINCIPALES AU DÉBUT DE L'ÉTUDE.

La description morphologique de la zone intertidale a profité de l'analyse de photographies aériennes en lumière visible et en infrarouge, des observations directes des faciès morphologiques sur le terrain, recalées ensuite sur les fonds de cartes, et de l'intégration des caractéristiques hydrodynamiques propres au site (DUPONT & SYLVAND, 1991* ; SYLVAND & SAVINI, 1991*).

La cartographie des différents types morphologiques qui en découle fait apparaître en 1969 (*Fig.36*) comme en 1992 (*Fig.37*) trois grands ensembles :

- les zones de haute énergie, exposées aux agents hydrodynamiques externes,
- les zones internes de basse énergie,
- les zones de transition à caractère mixte ou à gradient d'énergie.

2.1.1. ZONES DE HAUTE ÉNERGIE.

2.1.1.1. LES COULOIRS DE TRANSPORT.

A l'ouest de la baie, une structure littorale en forme de faux s'étirait depuis Utah Beach et pénétrait profondément dans la baie en suivant le trait côtier. Ce couloir de transport était une barre de déferlement, construite par la houle et par la dérive littorale locale, qui occupait les hauts niveaux du banc de la Madeleine. Les sables fins à

moyens qui la constituaient étaient peu humectés, donc facilement repérables en imagerie infrarouge.

Le nord-est de la baie des Veys était occupé par le platier calcaire des roches de Grandcamp, dont la vaste étendue abritait efficacement le banc de la Rouelle de l'influence des houles de nord à nord-est. Des galets arrachés au platier s'amoncelaient le long de la ligne de côte et formaient un cordon jusqu'au Wigwam.

2.1.1.2. LE CORPS SABLEUX.

Un vaste corps sableux, délimité de part et d'autre par les passes de Carentan et d'Isigny, occupait le centre de la baie. Une visite de terrain révélait une succession de grandes nappes sableuses généralement orientées est-ouest et séparées par des flaques anastomosées ; les mégarides des bords des chenaux sont mieux organisées et de période plus faible (1-2 m contre 4-5 m pour les plus grandes nappes). Fait remarquable, ce corps sableux était brutalement interrompu au sud par un changement radical de faciès et nous voyions en quelques mètres les mégarides et les grandes nappes progradantes céder la place à des champs de petits ripple-marks, ce qui indiquait une chute brutale de l'hydrodynamisme.

2.1.1.3. L'ESTRAN MARIN.

C'était l'essentiel de la moyenne-basse plage d'Utah Beach, qui se prolongeait dans la baie des Veys en bordure de la barre de déferlement ouest. Les sédiments étaient très humectés et les ripple-marks couvraient l'ensemble de cette zone peu tourmentée.

2.1.2. ZONES DE BASSE ÉNERGIE.

Les rives internes et le fond de la baie formaient les slikkes estuariennes, à l'aspect tantôt lisse, tantôt irrégulièrement bosselé : c'étaient des zones de décantation où l'action de la houle était généralement faible, sinon nulle. Les plus hauts niveaux portaient quelquefois des étendues clairsemées de *Zostera nana*, comme aux abords immédiats de la cale du Grand Vey et de l'est du schorre de Brévands.

Le long du flanc ouest, une zone calme se trouvait isolée entre la côte et la barre de déferlement : cette dernière absorbait toute l'énergie de la houle à haute mer et favorisait l'engraissement de la haute plage par l'action de la dérive littorale.

Les schorres peuvent également être classés dans la catégorie des espaces à

environnement faiblement énergétique, bien que subissant de temps à autre l'action érosive de chenaux en divagation. Ils garnissaient le contour de la partie interne de la baie, avec une extension plus importante à l'ouest et au centre, alors qu'ils étaient pratiquement inexistants sur le flanc est.

2.1.3. ZONES DE TRANSITION.

Elles étaient assimilables aux moyennes et basses slikkes estuariennes dont la surface est d'ordinaire recouverte de ripple-marks. Ces espaces pouvaient présenter un gradient d'hydrodynamisme décroissant vers le sud de la baie. C'était le cas de la partie du banc de la Ravine situé sous le corps sableux central à haute énergie, où se succédaient du nord au sud des champs de ripple-marks à période moyenne (20-30 cm) puis courte (15-10 cm), des slikkes lisses ou légèrement bosselées, ensuite des touffes isolées de spartine qui se densifiaient progressivement pour arriver au schorre compact où l'obione prenait peu à peu la place de la spartine. Les bas niveaux des slikkes estuariennes soumises à l'influence des eaux marines lors du flot pouvaient également entrer dans cette catégorie.

2.1.4. CAS PARTICULIER DU FLANC EST.

Aucune houle ne pouvait arriver sur le flanc est sans subir des pertes d'énergie par l'interposition de structures absorbantes ; c'était une zone marine abritée et sous influence estuarienne. En effet, les houles de nord-ouest étaient atténuées par le corps sableux central, les houles de nord à nord-est étaient affaiblies par les roches de Grandcamp et l'orientation du trait de côte la mettait à l'abri du fetch comme des houles dominantes de secteur ouest.

L'estran était généralement assez monotone, souvent très humecté, couvert de petits ripple-marks et sillonné par quelques chenaux de jusant.

2.2. EVOLUTION DE 1972 À 1992.

2.2.1. ZONES DE HAUTE ÉNERGIE.

2.2.1.1. LES COULOIRS DE TRANSPORT

La barre du banc de la Madeleine, à l'ouverture nord-ouest de la baie des Veys, a été repoussée vers le large par l'endigage de la Petite Dune, qui a annexé le haut

niveau de cette structure (*Fig.37*). Depuis 1972, cette barre sableuse s'est sporadiquement élargie tout en progressant vers le sud, au détriment de la slikke du Grand Vey.

Côté est, le cordon de galets s'est considérablement épaissi à la faveur des tempêtes de nord-est qui l'alimentent en matériaux issus des roches de Grandcamp. Par rapport au point de départ de la radiale de Géfosse GE en 1973, ce cordon a progressé jusqu'en 1992 de plus de 40m sur l'estran.

2.2.1.2. LE CORPS SABLEUX.

Il est resté stable en dimension comme en structure de 1973 à la fin des années 80. Des changements considérables sont apparus au début des années 90. La limite sud du corps sableux, qui était d'une remarquable netteté, s'est estompée. Les grandes nappes sableuses progradantes de 1973, un instant converties en mégarides moins importantes (1985-86), ont repris en 1992 leur place sur la structure suivant un gradient de dimension croissante du sud vers le nord. L'ensemble du corps sableux s'est considérablement réduit en régressant vers le nord et amorce une extension vers le nord-ouest, à la rencontre des estrans de la Madeleine et de la Petite Dune.

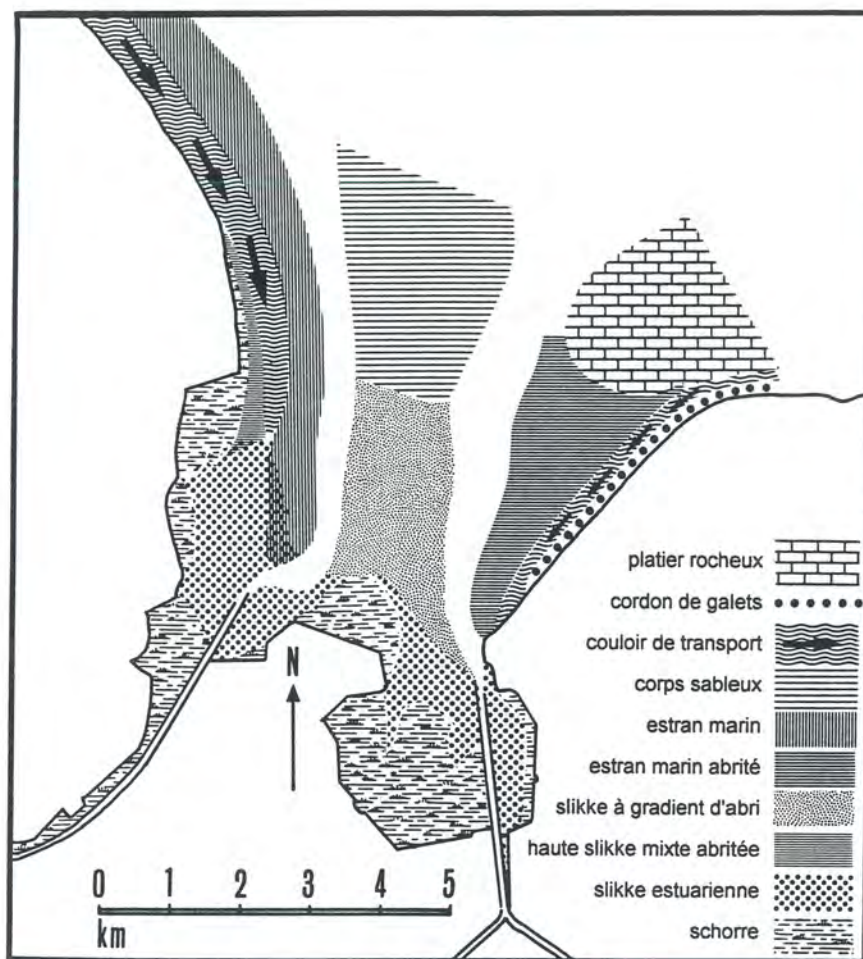
2.2.1.3. L'ESTRAN MARIN.

La zone marine exposée de la moyenne-basse plage d'Utah Beach reste stable en dimension et morphologie à l'ouverture de la baie (La Madeleine), mais elle est sujette à d'importantes modifications dans la partie distale qui pénètre en baie des Veys, vers le sud, sud-est (divagation des chenaux : voir *fig.10*). La radiale de la Petite Dune, qui s'étendait encore sur 1 000m en Juillet 1992, a brutalement perdu plus de 200m depuis le début de l'été 1993, à la suite d'un rétrécissement de la branche ouest de la passe de Carentan, repoussée vers la côte par le déplacement du corps sableux central.

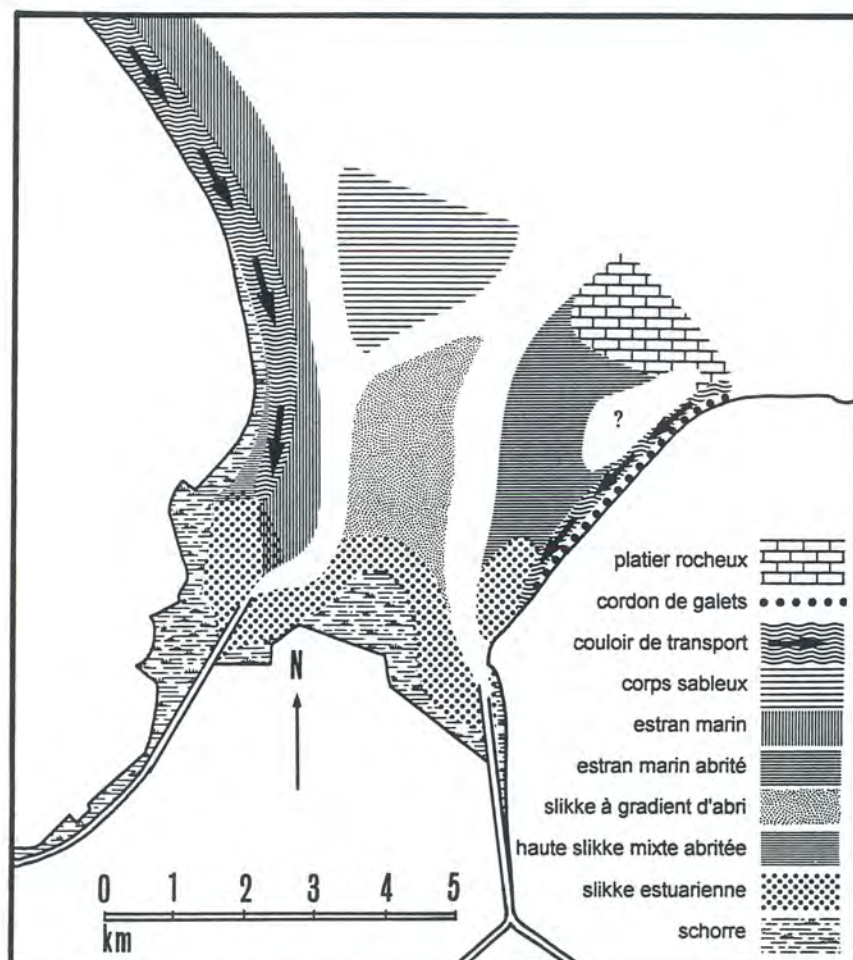
2.2.2. ZONES DE BASSE ÉNERGIE.

Les slikkes estuariennes préexistantes restent en place de 1972 à 1993. La slikke ouest (Grand Vey) subit l'intrusion progressive du couloir de transport du banc de la Madeleine. Une nouvelle slikke estuarienne se développe au sud du flanc est, qui était homogène en 1972.

Les schorres situés de part et d'autre de la cale du Grand Vey (sud-ouest) se sont étendus sur la haute slikke et se sont rejoints à la fin des années 70, par suite de la progression des touffes pionnières de spartines.



- **Fig. 36** -
Morphologie
intertidale de la
baie des Veys en
1969.



- **Fig.37** -
Morphologie
intertidale de la
baie des Veys en
1992.

A la Petite Dune (ouest), un engraissement éolien, renforcé par la décantation, a peu à peu comblé la partie de l'estran située entre le pied de la digue et le relief de la barre de déferlement ; cet espace a été assez rapidement envahi par les spartines (bas niveaux), tandis qu'une prairie à salicornes s'est développée sur un demi hectare dans une sorte de clairière au milieu des obiones des plus hauts niveaux. Le point de départ de la radiale de la Petite Dune DU, choisi à 5m en contrebas du pied de la digue, était atteint en 1973 par les hautes mers de vive eau. En 1992, la cote équivalente ne se retrouve qu'à plus de 100m vers le nord-est.

Le schorre de la pointe de Brévands a gagné en 1993 plus de 150m vers le nord et colonise peu à peu la haute slikke envasée située plus à l'est, face à la digue sud-est des polders de 1972.. L'ouest de ce schorre présente des limites relativement stables dans le temps, imposées par les cycles érosion/restauration dûs aux divagations de la Douve à la sortie immédiate du chenal.. Entre le schorre de Brévands et la sortie du chenal de la Douve, ces zones herbues sont en constante progression sur la haute slikke.

Le long de la rive du polder Tesnière, sur la rive droite du chenal de la Vire, une phragmitaie s'est implantée sur une étroite bande de la haute slikke.

2.2.3. ZONES DE TRANSITION.

La slikke centrale à gradient d'abri a conservé sa structure de 1972 à 1992. Sa partie nord s'est transformée en une zone de passage plus graduelle avec le corps sableux central et se trouve actuellement traversée par un chenal important (1,50m de profondeur pour 20 à 25m de largeur) apparu en 1992.

2.2.4. LE FLANC EST.

Le faciès original du flanc est se trouve progressivement pris en tenaille entre deux nouveaux faciès : la nouvelle slikke estuarienne au sud (Wigwam) et le nouveau faciès associé aux parcs conchylicoles au nord-est, considérablement développés depuis 1972. Ce dernier, d'aspect bosselé et irrégulier, s'est installé depuis 1986-87 sur le sud-ouest des roches de Grandcamp, lesquelles ont progressivement disparu sous les sédiments : plus de 1m par endroits (SYLVAND & coll. 1992, 1993).

2.3. DISCUSSION.

2.3.1. RÉPARTITION DES FACIÈS MORPHOLOGIQUES.

La répartition des différents faciès rappelle fortement celle de la baie de Somme (DUPONT, 1975, 1981), avec la présence d'un corps sableux central similaire, d'un couloir de transport comparable à celui du banc de la Madeleine (Pointe du Hourdel), un gradient d'abri décroissant sous le corps sableux et un schorre de fond de baie ("Mollières" d'amont). Les baies estuariennes de Canche et d'Authie, au nord de la baie de Somme, présentent des morphologies similaires sur les images aériennes et satellitaires. Ce type de répartition semble propre aux baies estuariennes qui associent un espace intertidal vaste et des afférences fluviales modestes. Les estuaires à débit fluvial comparativement plus important, en "entonnoir" comme ceux de la Seine, de la Gironde ou de la Loire, présentent une organisation très différente des faciès morphologiques.

2.3.2. EVOLUTION MARINE.

Les zones placées sous influence marine présentent au cours de l'étude deux évolutions opposées : extension et régression. Cependant, l'extension des couloirs de transport sur quelques hectares ne compense pas l'importante régression du corps sableux central, qui en perd plus de 200 entre 1972 et 1993.

2.3.3. EVOLUTION ESTUARIEENNE.

Après une phase de diminution brutale avec les endigages des derniers polders en 1969-1972, les espaces estuariens ont progressivement repris de l'importance. La perte des quelque centaines d'hectares de slikke estuarienne envasée et des schorre au sud-est a été compensée par la formation d'une nouvelle slikke, moins importante, sur le sud du flanc est, lequel perd son homogénéité.

2.3.4. NOUVEAU FACIÈS.

La portion d'estran du flanc est qui est associée aux parcs ostréicoles actuels se

démarque de la morphologie de cette partie de la baie des Veys, homogène jusqu'en 1987-88. Le vaste champ de ripple-marks a cédé la place à un substrat irrégulièrement bosselé, fortement remanié par les multiples passages des herse destinés à éradiquer les nombreux *Lanice conchilega*. Sa position à l'ouverture de la baie des Veys permettrait d'en faire une nouvelle catégorie morphologique du milieu marin, en situation exposée, donc une zone de haute énergie. Mais cette zone présente un faciès en grande partie artificiel, donc impossible à classer dans une catégorie connue.

2.3.5. LE PLATIER ROCHEUX DE GRANDCAMP-MAISY.

La surface découverte de ce platier était éminemment variable par le passé : les lits horizontaux de calcaire Bathonien, peu accidentés, pouvaient être recouverts d'une pellicule de sédiments instables, rapidement remis en suspension et déplacés suivant l'orientation et la force des vents. Ces changements intervenaient de préférence dans la partie sud-ouest et ouest du platier, actuellement recouvert par une partie des concessions conchylicoles. Depuis quelques années, cette couverture est devenue stable et quelque 100 à 150 ha des roches de Grandcamp n'émergent plus du sédiment.

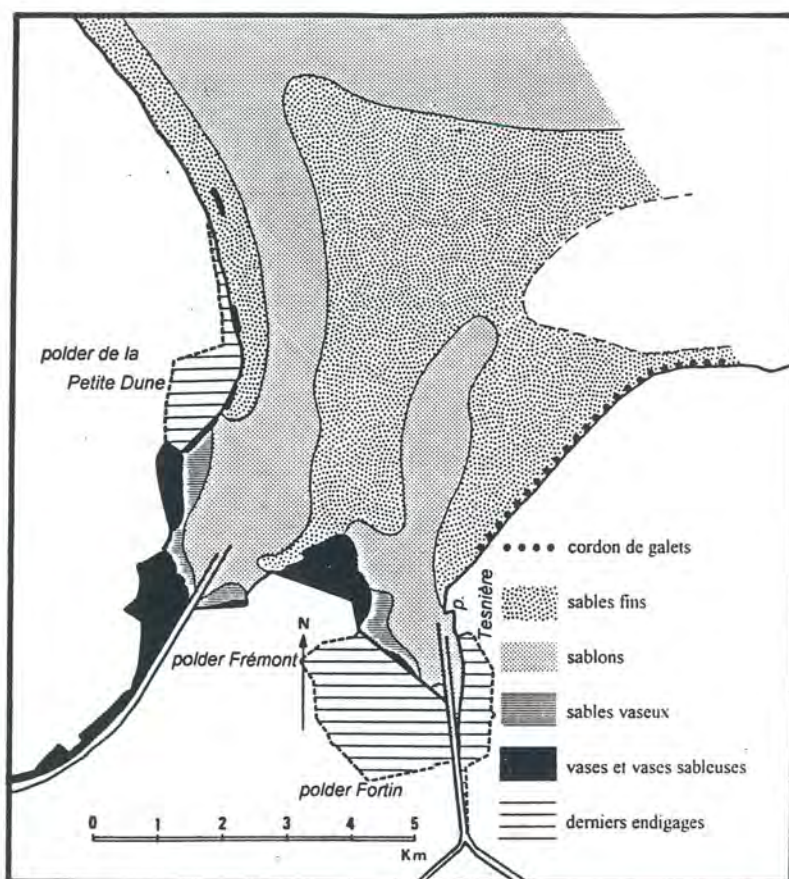
3. LES SÉDIMENTS INTERTIDIAUX.

3.1. CARACTÉRISTIQUES PRINCIPALES.

3.1.1. LES ANNEXIONS TERRESTRES.

Les zones endiguées de 1969 à 1972 sont reportées (*Fig.38*) sur la carte sédimentologique originelle de LE GALL (1970) :

- le nouveau polder de la Grande Dune, fermé en 1969, empiète sur les sables fins du banc de la Madeleine qui forment la barre de déferlement locale, ainsi que sur les sédiments envasés du schorre et de la haute slikke du nord du Grand Vey.
- Les polders Fortin+Frémont et Tesnière, au sud-est, condamnent une importante vasière, soit la plus grande partie de la zone estuarienne de la Vire.



- **Fig. 38** - Situation des plus récents endigages de polders (1969-1972) sur le fond de carte sédimentaire de LE GALL (1970).

3.1.2. LA COUVERTURE SÉDIMENTAIRE EN 1973.

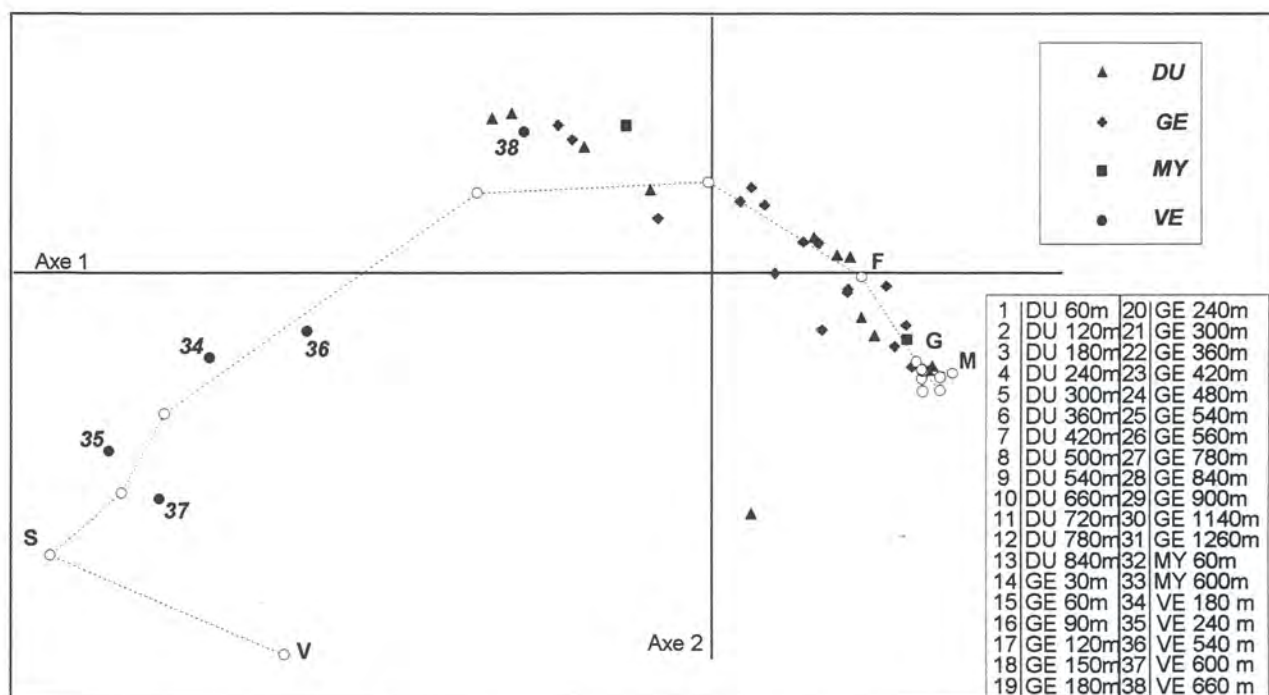
La campagne de 1973 comporte, outre les stations dites "volantes", 39 stations organisées le long des radiales déjà décrites (**Fig.15**) de Maisy (MY), Géfosse (GE), Brévands (BR), le Grand Vey (VE) et la Petite Dune (DU).

3.1.2.1. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.

Les populations granulométriques ont été soumises à l'analyse factorielle des correspondances. Tous les tamis interviennent avec un poids strictement identique, ce qui est la conséquence de leur classement régulier suivant une progression d'ordre $\sqrt{2}$. Les contributions relatives des axes 1 à 4 décroissent rapidement : axe 1 = 56,2%, axe 2 = 22,6%, axe 3 = 8,2%, axe 4 = 5,4%.

Dans l'espace plan des axes 1 et 2 (**Fig.39**), l'ensemble des stations analysées s'organise suivant un croissant de Guttman, ce qui signifie l'étroite interdépendance

entre les facteurs définis par ces axes. Deux nuages de points se distinguent :



- **Fig. 39** - Analyse factorielle sur les résultats granulométriques de 1973. Plan 1, 2.

- Les stations du Grand Vey à gauche, associées aux sédiments fins, pélites (V) et sables (S1 à S3). Elles étirent l'axe 1 vers la gauche du diagramme, qui représente la slikke estuarienne envasée de fond de baie.

- Les stations de Géfosse, de la Petite Dune et de Maisy forment à droite de l'axe 1 l'autre nuage, qui est étiré par des stations marines de l'ouverture de la baie (La Petite Dune DU et Maisy MY), associées aux fractions granulométriques plus grossières (G et M).

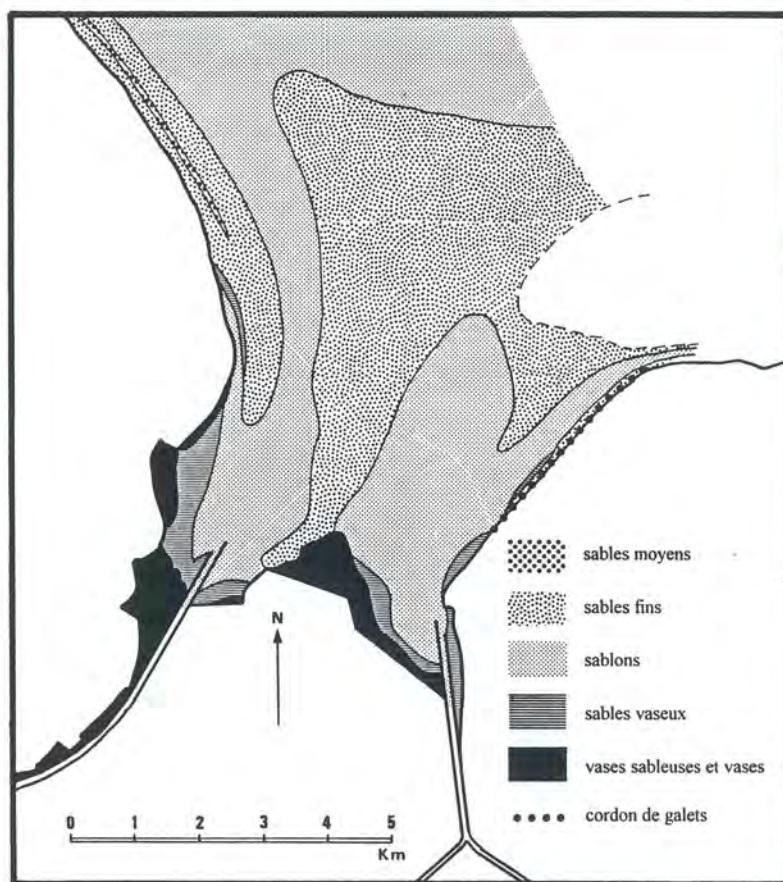
La plus basse station du Grand Vey, VE 660, fait la jonction entre ces deux nuages et paraît neutre par rapport à l'axe 1 : elle est effectivement peu pélique, localisée vers le bas niveau de la radiale du Grand Vey, et subit l'influence de l'intrusion marine.

Les axes 3 et 4 sont peu représentatifs car leur contribution est faible devant celle, écrasante, de l'axe 1. Les stations et fractions granulométriques qui leur sont associées sont effectivement d'un poids minime.

3.1.2.1. RÉPARTITION DES DÉPÔTS EN 1973.

La carte de 1973 (**Fig. 40**) présente déjà des différences notables avec la précédente de LE GALL (1970). En l'absence de la grande zone de dépôts du sud-est, l'envasement s'est reporté au nord des digues des polders et a fait progresser

rapidement la haute slikke envasée, en étendue, mais aussi en épaisseur puisque près de 4m de vases fluides ont été parfois mesurées à cet endroit par rapport à l'ancien niveau.



- Fig. 40 - Répartition des dépôts en baie des Veys en 1973.

Une bande vaseuse, moins importante que la précédente, s'est installée au sud-est du nouveau polder de la Petite Dune et les placages vaseux qui étaient isolés en haute plage, au-dessus du couloir de transport, sont le siège d'une accentuation des dépôts sablo-vaseux.

Le cordon sableux fin de ce couloir de transport du banc de la Madeleine reprend logiquement du champ vers l'est après amputation de sa partie la plus littorale. Il s'épaissit aussi et s'allonge vers le sud, dans le banc du Grand Vey, d'une centaine de mètres.

Les sables fins du centre de la baie s'amincissent, gagnés par la progression des sablons qui est particulièrement spectaculaire sur le banc de la Rouelle (flanc est). Dans ce dernier secteur, un petit espace sablo-vaseux apparaît au nord de la pointe du Grouin, juste compensation péritique de la disparition de la majeure partie de l'estuaire de la Vire.

La crête de sables moyens qui coiffe la barre de déferlement sableuse de l'ouest était peut-être déjà présente durant l'étude de J. Le Gall, mais sa faible largeur la

rendait probablement difficile à échantillonner à coup sûr.

3.2. EVOLUTION DE LA COUVERTURE SÉDIMENTAIRE JUSQU'EN 1992.

3.2.1. CAMPAGNE DE 1977.

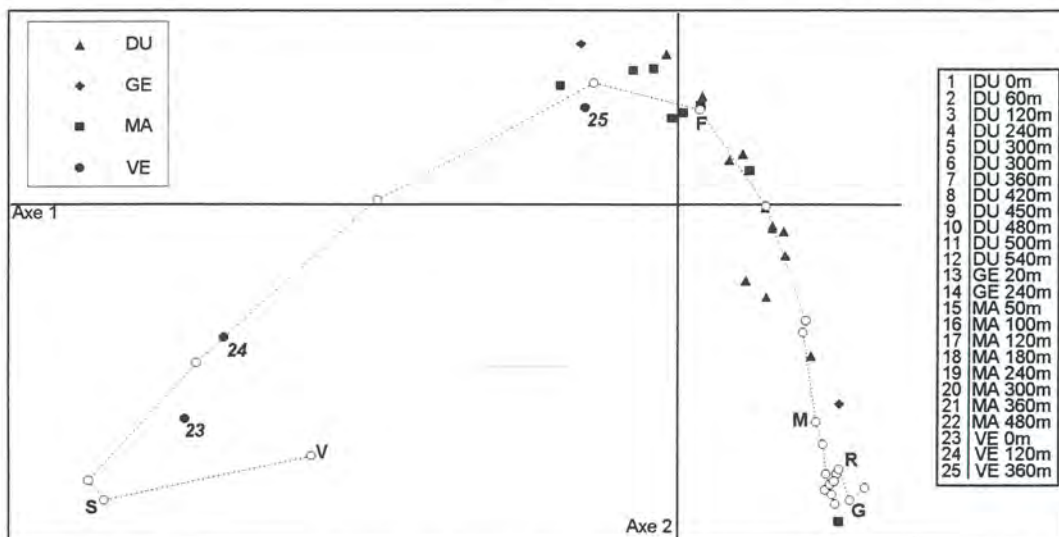
En 1977, une nouvelle radiale est ajoutée au plan des prélèvements de 1973 à la Madeleine (MA), vers le nord-ouest de la baie, afin d'acquérir de meilleures références marines ; 24 stations sont réparties sur les radiales de Géfosse (GE), du Grand Vey (VE), de la Petite Dune (DU) et de La Madeleine (MA).

Les stations de Brévands n'ont pas été alignées le long d'une radiale, mais dispersées de part et d'autre de son tracé théorique sur l'estran. Les prélèvements sur des "stations volantes" ont permis d'affiner l'image des sédiments des régions de Géfosse et du Grand Vey, mais aussi des plus bas niveaux de la Petite Dune et de la Madeleine. La radiale de Maisy, située surtout en substrat rocheux, n'existe plus.

3.2.1.1. ANALYSE FACTORIELLE DES DONNÉES.

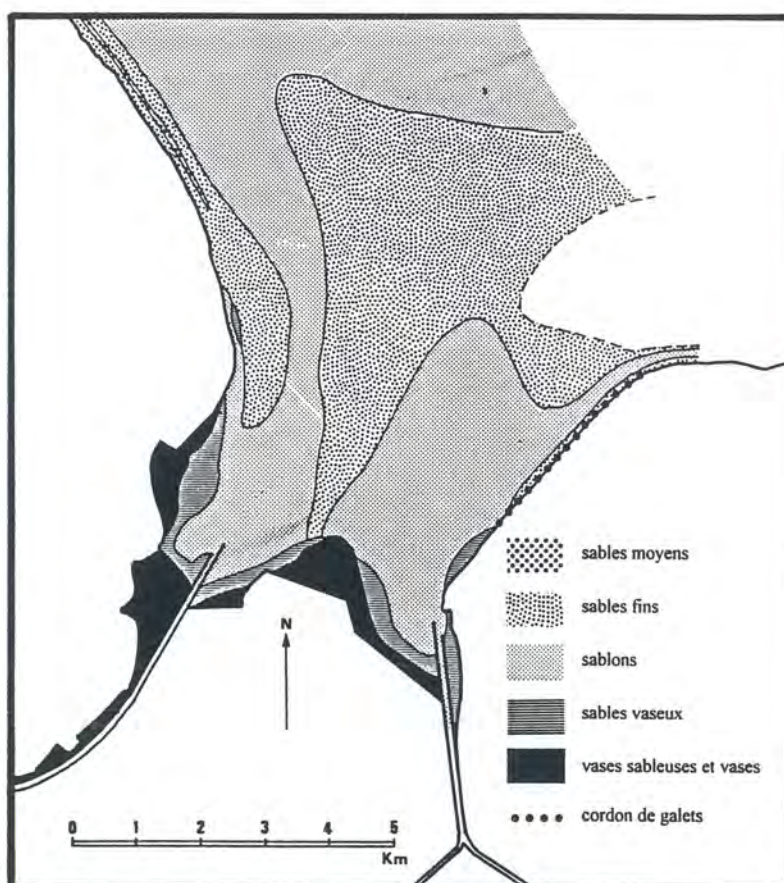
Mieux réparties qu'en 1973, les contributions relatives des quatre premiers axes à l'inertie totale restent cependant assez déséquilibrées en faveur de la valeur de 45,1% attribuée à l'axe 1 ; les axes suivants contribuent à 24,7% (axe 2), 16,7% (axe 3) et 6,1% (axe 4). Les variables les plus fortes sont centrées sur la fraction granulométrique sableuse F1 (29,42%), avec des valeurs périphériques immédiates de 17,61% pour S5, 22,31% pour F2 et 11,33% pour F3. Les poids de V, S2 à S4 et F4 sont faibles (de 1,37% à 4,39%), tandis que les autres fractions possèdent un poids négligeable, le plus souvent inférieur à 1%. Les poids des observations sont tous strictement identiques (4%).

La représentation dans le plan des axes 1 et 2 (*Fig. 41*) prend encore la forme d'un croissant de Guttman. Les stations de haute-moyenne slikke du Grand Vey (23-24) étirent l'axe 1 vers l'une des extrémités, l'autre étant occupée par le regroupement des autres stations de la baie des Veys. La station 25 des bas niveaux de VE fait le lien entre les deux ensembles par ses affinités sédimentaires plus marines et son déficit en pélites. La figure générale suivant le plan des axes 1 et 2 est assez peu différente de celle de 1973.



- **Fig. 41** - Analyse factorielle des correspondances sur les sédiments de la campagne 1977, plan des axes 1,2.

3.2.2.2. RÉPARTITION DES DÉPÔTS EN 1977.



- **Fig. 42** -

Répartition des dépôts
en baie des Veys,
campagne de 1977.

Si l'analyse factorielle des résultats granulométriques de 1977 amène peu de changements par rapport à la précédente campagne de 1973, il n'en est pas de même pour la répartition des sédiments (**Fig. 42**). Les sables fins du centre et de l'est de la baie ont encore régressé, cédant la place aux sablons, dont la progression est remarquable. La barre de déferlement sableuse de l'ouest (banc de la Madeleine) a

gagné un peu de terrain vers le sud et s'est élargie vers l'est.

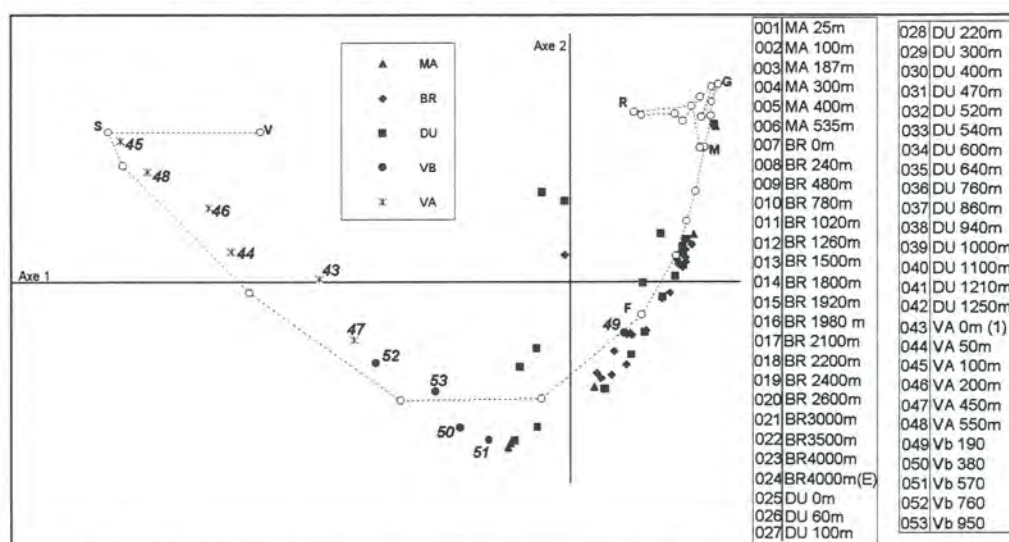
Les sédiments envasés du sud-ouest (Grand Vey) se sont étendus vers l'ouest et progressent aussi à l'ouest du schorre de la pointe de Brévands. L'installation des sablons envasés du sud du flanc est (le Wigwam) se confirme dans cette cartographie.

3.2.2. CAMPAGNE DE 1985-1986.

Les résultats des campagnes de 1985 et 1986 sont traités séparément dans les analyses factorielles. Pour la cartographie des dépôts, les deux années sont réunies en une seule campagne, avec les échantillons de 88 stations sur 7 radiales. Par rapport à la campagne précédente, deux nouvelles radiales sont prospectées pour remplacer certaines "stations volantes", la première sur le flanc est au Wigwam (WI) et la seconde au Grand Vey à partir de VE0 vers le nord-est. Dès lors, l'ancienne radiale VE s'appellera VA et la nouvelle VB.

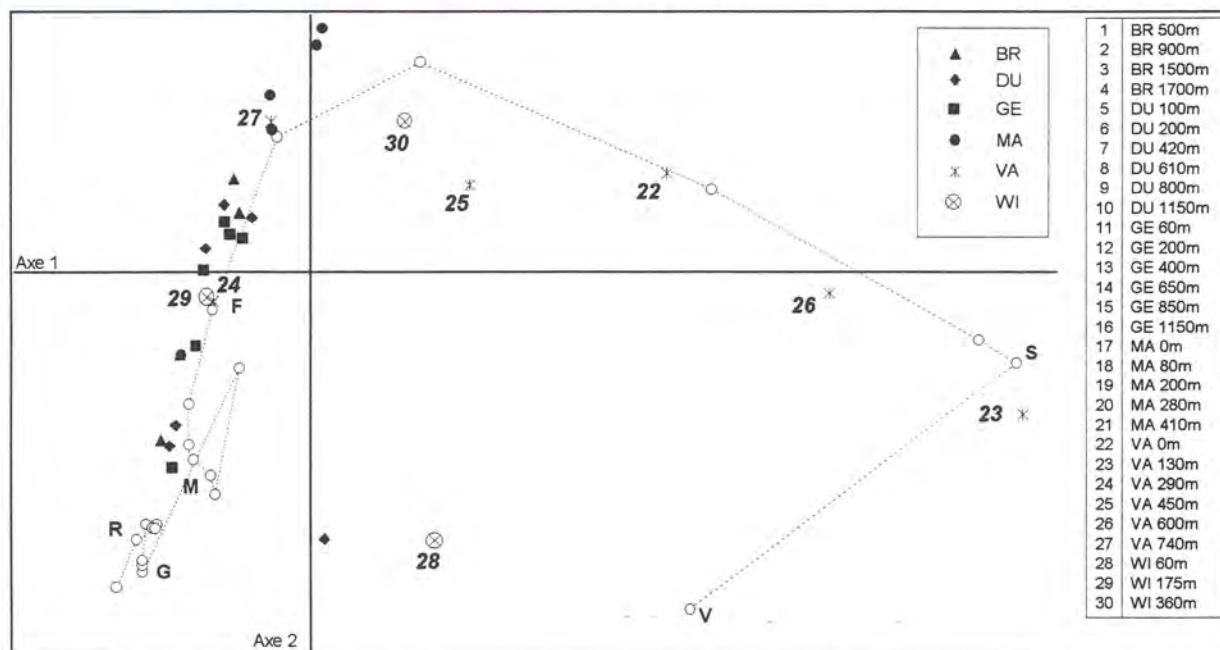
3.2.2.1. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.

Les contributions relatives des axes sont encore fortement déséquilibrées en faveur de l'axe 1, avec 53,5%. Les valeurs attribuées aux autres axes décroissent rapidement, avec 22,5% à l'axe 2, 12,3% à l'axe 3 et seulement 5,1% à l'axe 4. La signification du poids des variables est sans changement par rapport à 1977, la valeur la plus forte est encore attribuée à la fraction sableuse fine F1 (30,07%), entourée par S5 (22,74%) et F2 (18,90%). La fraction sablonneuse S4 gagne en poids (7,57% en 1985, contre 4,39% en 1977), tandis que F3 perd de l'importance (6,43% en 1985, contre 11,33% en 1977). Il y a donc un affinement des composantes granulométriques fortes. Les poids des observations sont tous identiques à 1,89%.



- **Fig. 43** - Analyse factorielle des correspondances sur les sédiments de la campagne 1985, plan des axes 1,2.

Sur le plan des axes 1 et 2 (*Fig. 43*), les stations du Grand Vey VA définissent toujours l'une des extrémités de l'axe 1, mais ce sont les nouvelles stations de VB qui font la jonction entre les sédiments estuariens et les autres stations de la baie des Veys.



- *Fig. 44* - Analyse factorielle des correspondances sur les sédiments de la campagne 1986, plan des axes 1,2.

Pour l'analyse factorielle sur les données de 1986, les contributions relatives des axes 1 à 4 rappellent les valeurs de 1985, avec 52,2% pour l'axe 1, 21,4% pour l'axe 2, 11,2% pour l'axe 3 et 8,8% pour l'axe 4. Les poids des variables sont répartis de façon identique, entre S5 (28,09%), F1 (31,62%) et F2 (14,61%).

Dans la représentation suivant les axes 1 et 2 (*Fig.44*), l'ensemble des stations estuariennes de VA est renforcé par le groupe des station du Wigwam WI qui se place près de la jonction de VA avec le groupe des stations restantes de la baie des Veys.

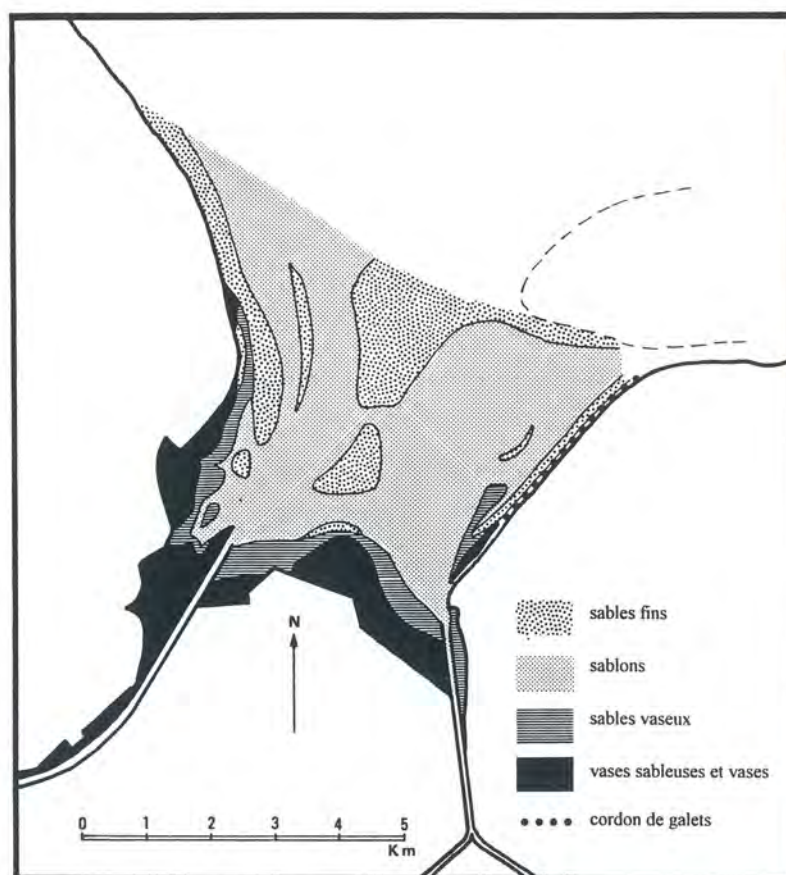
3.2.2.2. RÉPARTITION DES DÉPÔTS EN 1985-86.

Le temps passé entre l'ensemble des campagnes 1985-86 et la précédente de 1977 est important, ce qui met plus facilement en évidence les modifications intervenues dans l'évolution des dépôts (*Fig. 45*). La régression des sables fins est frappante et le banc central s'est trouvé morcelé en trois parties d'importance inégale :

- au nord, le corps sableux médian subsiste,
- au sud du corps sableux, un îlot persistant correspond à des reliquats de dunes hydrauliques,
- contre le schorre de Brévands, une étroite bande sableuse rappelle l'ancienne extension des sables fins.

La barre sableuse ouest s'est allongée vers le sud et continue son intrusion dans

le domaine estuarien interne ; un îlot de sable fin s'est constitué au sud de cette barre et annonce la continuité de cette intrusion.



- **Fig. 45** - Répartition des dépôts en baie des Veys, d'après les résultats des campagnes sédimentologiques de 1985 et 1986.

La progression des sédiments envasés est générale, mais particulièrement marquée de part et d'autre du débouché du chenal de Carentan et à l'est du schorre de Brévands. Sur le flanc est, l'envasement de la partie sud de l'estran (Wigwam) est confirmé sur la carte par une extension envasée vers le nord. Sur le flanc ouest, l'envasement a gagné l'espace compris entre la barre de déferlement et la ligne de côte.

L'ensemble de la zone intertidale de la baie des Veys apparaît à cet instant comme majoritairement sablonneuse et c'est au centre que sa progression a été la plus importante, au détriment des sables fins.

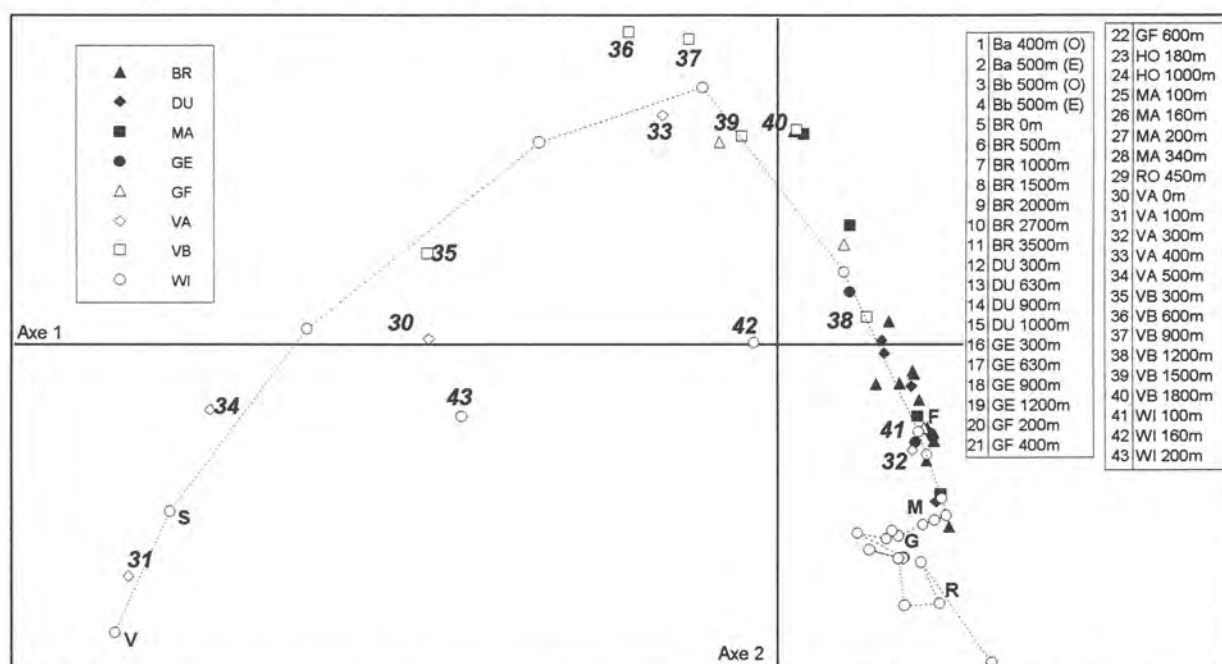
3.2.3. CAMPAGNE DE 1992.

Pour cette campagne, le nombre des radiales a été porté à 10 afin de mieux rendre compte de l'évolution déjà constatée. Sur le flanc est, Géfosse-Fontenay (GF) s'interpose entre Géfosse (GE) et le Wigwam (WI) et l'ensemble des stations prospectées sur le site ostréicole de Grandcamp-Maisy est regroupé sous le code GM.

La radiale du Rouf (RO) est tracée à l'ouest des polders de la pointe de Brévands, en direction du débouché chenalisé de la Douve. La radiale de Houesville (HO), au nord de celles du Grand Vey (VA & VB), part du sud du polder de la Petite Dune (DU) vers le bas de la radiale VB. Sur la radiale principale de Brévands (BR), des segments transverses Ba et Bb ont été ajoutés. Les 49 stations sont espacées plus régulièrement que dans les précédentes campagnes.

3.2.3.1. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.

Dans les contributions des axes à l'inertie totale, la valeur de 62,2% associée à l'axe 1 est écrasante. Les contributions des axes suivants décroissent rapidement vers des valeurs très faibles, de 24% (axe 2) à 5,9% (axe 3), puis 3,5% (axe 4). Les poids attribués aux variables se trouvent cette fois centrés sur les fractions sablonneuses et non plus sableuses, signe d'un affinement de l'ensemble des sédiments analysés ($S4 = 12,05\%$, $S5 = 30,84\%$, $F1 = 28,14\%$ et $F2 = 9,73\%$ seulement).



- **Fig. 46** - Analyse factorielle des correspondances sur les sédiments de la campagne 1992, plan des axes 1,2.

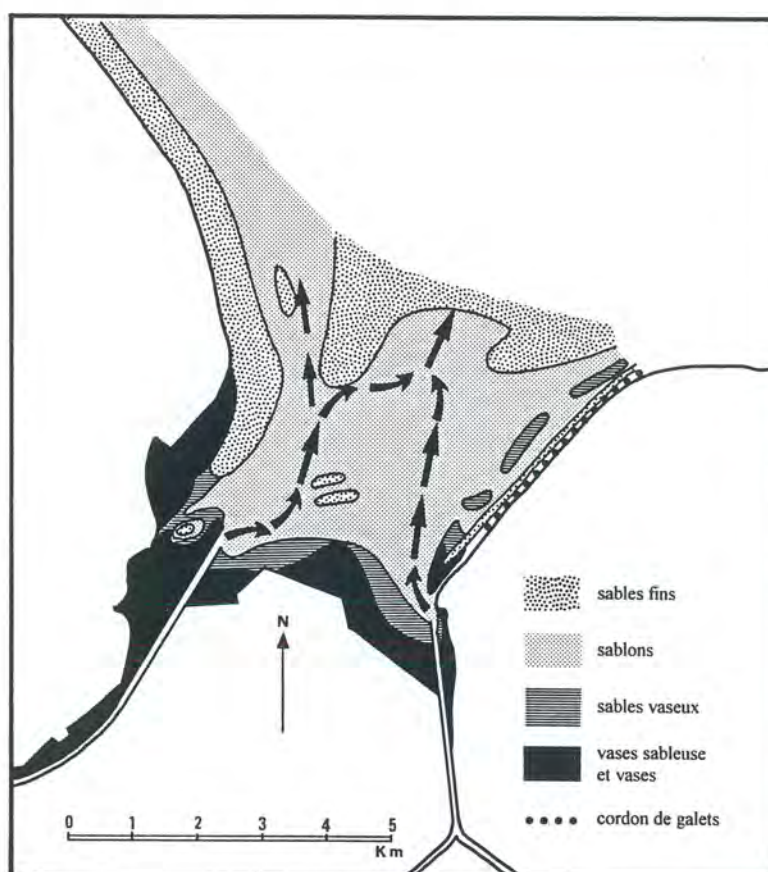
La représentation dans le plan des axes 1 et 2 (**Fig. 46**) offre une morphologie nouvelle. L'axe 1 domine logiquement la représentation en classant granulométriquement les échantillons. Tout se passe comme si tous les groupes de stations rassemblées en radiales prenaient naissance à partir des fractions les plus grossières R, G et M. Brévands BR et la Petite Dune DU forment les ensembles les plus compacts. Géfosse GE s'étire vers les sablons, moins que Géfosse-Fontenay ; les radiales VB et WI sont plus étirées vers les fractions sablonneuses les plus fines, tandis que VA est étiré d'une extrémité à l'autre de l'axe jusqu'aux pélites V. Les affinités

estuariennes de VA, VB et WI sont ainsi mises en évidence, ainsi que pour GF dans une moindre mesure, ce qui confirme la progression de la zone estuarienne depuis le sud du flanc est vers le nord.

3.2.1.2. RÉPARTITION DES DÉPÔTS EN 1992.

La nouvelle cartographie (*Fig. 47*) confirme encore la régression des sables fins au profit des sablons, qui gagnent maintenant sur le nord du banc de la Ravine. L'îlot central, isolé sur la carte de 1985-86, est encore réduit, tandis que le corps sableux central diminue son emprise et se déforme vers l'ouest, à la rencontre de la barre de déferlement de la Madeleine.

Cette dernière s'est allongée vers le sud au point de rejoindre et d'intégrer la petite formation sableuse qui apparaissait sur la carte précédente. Un nouvel îlot, précurseur de la future extension, commence à se former à proximité du schorre sud du Grand Vey, au milieu des vasières estuariennes.

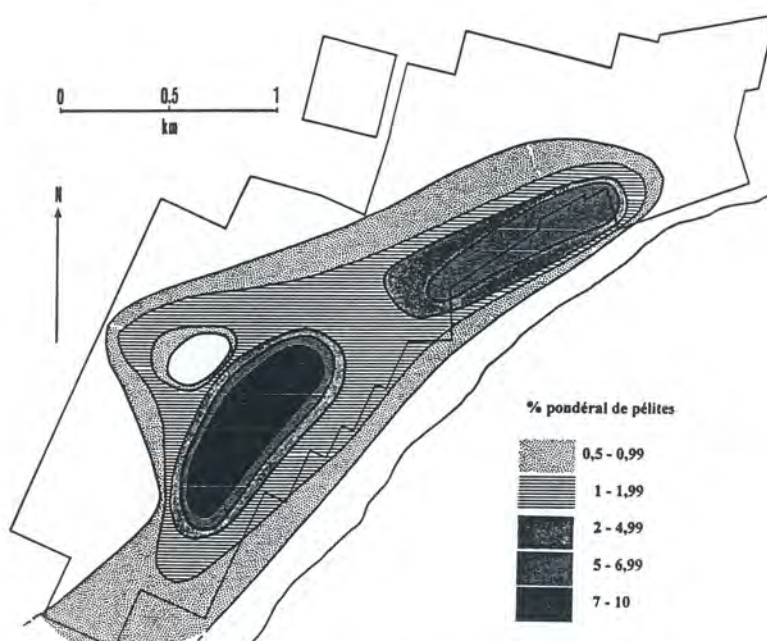


- *Fig. 47* - Répartition des dépôts en baie des Veys et nouveau parcours des chenaux, campagne de 1992.

Au nord du flanc est, le corps sableux présente un début d'allongement vers le sud qui paraît préfigurer la mise en place de ce qui pourrait être une nouvelle barre de

déferlement.

La progression des vasières du Grand Vey vers l'est semble entravée par l'extension de la barre de déferlement, alors que le rehaussement local est constatable sur le terrain. Le long du flanc est, un cordon envasé s'est mis en place en position anormale (*Fig. 48*), c'est-à-dire à l'ouverture marine de la baie ; son allongement vers le sud va rejoindre la progression vers le nord de l'envasement du Wigwam.

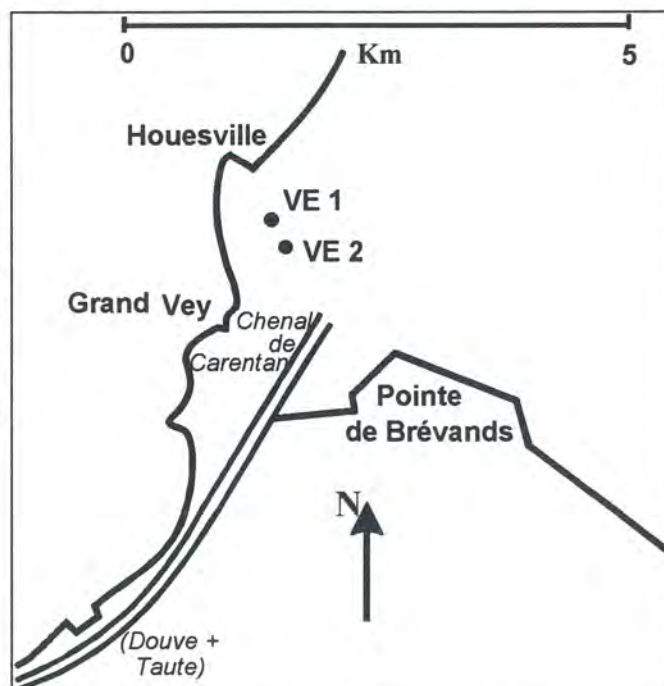


- *Fig. 48* - Développement de l'envasement au nord-est de la baie des Veys en 1992. En fond : contour des concessions conchylicoles.

3.2.3. EVOLUTION ESTUARIEENNE CIBLÉE. (COST 647)

Deux stations, VE1 et VE2, sont suivies depuis 1982 dans le cadre des études européennes du COST 647 "Sedimentary Intertidal Group" (*Fig. 49*). Elles sont situées au sud-ouest de la baie des Veys, à proximité de la radiale VB (voir *fig.15*) qui prend son origine au pied de la cale du Grand Vey.

- *Fig. 49* - Localisation des stations du COST 647 en baie des Veys.



Pour ne pas surcharger les représentations des stations dans les espaces plans en analyse factorielle des correspondances, il a été nécessaire d'attribuer des codes simples (*Tableau IX*) qui rendent compte de la chronologie des échantillonnages.

VE 1			VE 2		
code AFC	n° ordre	date	code AFC	n° ordre	date
001	1	02.Nov.82	031	1	09.Mai.83
002	2	12.Mar.83	032	2	18.Août.83
003	3	09.Mai.83	033	3	08.Nov.84
004	4	18.Août.83	034	4	15.Mar.85
005	5	08.Nov.84	035	5	07.Jun.86
006	6	15.Mar.85	036	6	20.Sep.86
007	7	27.Mar.86	037	7	17.Avr.87
008	8	07.Jun.86	038	8	02.Août.87
009	9	20.Sep.86	039	9	20.Oct.87
010	10	17.Avr.87	040	10	18.Jan.88
011	11	25.Jun.87	041	11	15.Avr.88
012	12	20.Oct.87	042	12	12.Jul.88
013	13	18.Jan.88	043	13	11.Oct.88
014	14	15.Avr.88	044	14	21.Fév.89
015	15	12.Jul.88	045	15	28.Avr.89
016	16	01.Oct.88	046	16	10.Août.89
017	17	21.Fév.89	047	17	25.Oct.89
018	18	28.Avr.89	048	18	23.Mar.90
019	19	10.Août.89	049	19	07.Jun.90
020	20	25.Oct.89	050	20	04.Oct.90
021	21	23.Mar.90	051	21	26.Mar.91
022	22	07.Jun.90	052	22	19.Jul.91
023	23	04.Oct.90	053	23	22.Oct.91
024	24	26.Mar.91	054	24	17.Jan.92
025	25	19.Jul.91	055	25	31.Mar.92
026	26	22.Oct.91	056	26	28.Août.92
027	27	17.Jan.92	057	27	01.Fév.93
028	28	31.Mar.92			
029	29	28.Août.92			
030	30	01.Fév.93			

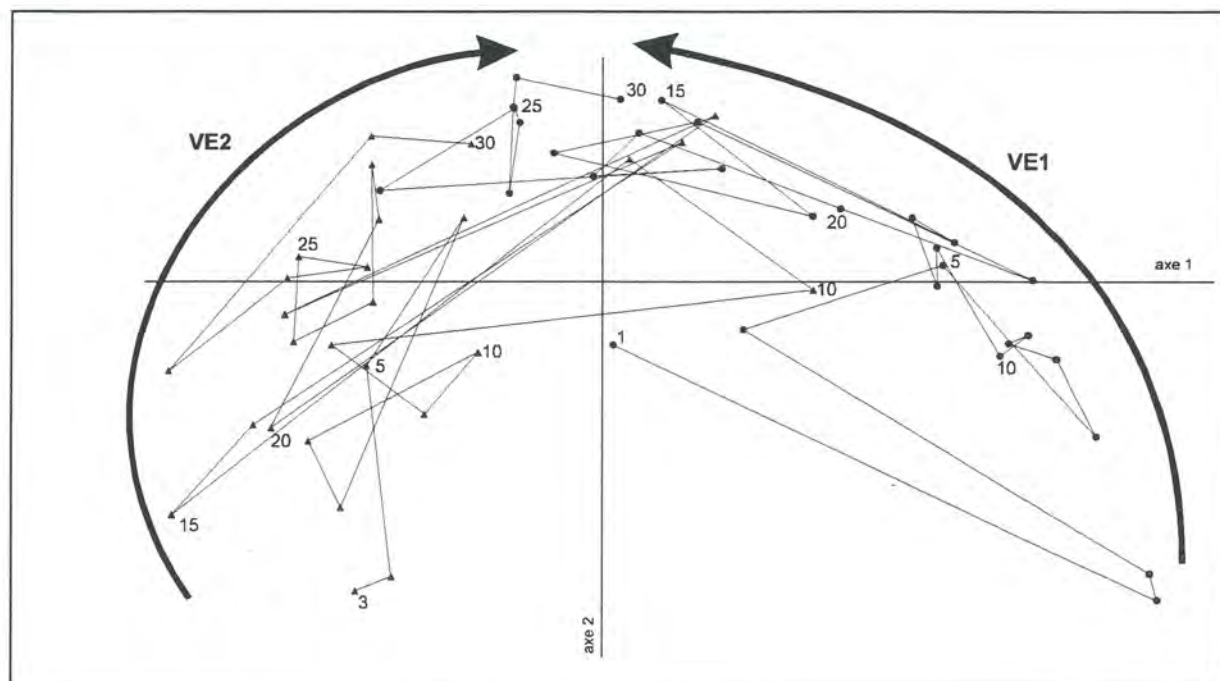
- *Tableau IX* - Correspondance des codes et des dates de prélèvements pour les stations estuariennes suivies VE1 et VE2 du COST 647.

3.2.3.1. ANALYSE VE1 + VE2.

L'analyse factorielle sur l'ensemble des résultats des deux stations permet de comparer directement leur évolution respective. Les fractions grossières R2 et R3 sont placées en variables supplémentaires (voir *tableau III* en "Méthodologie" pour les correspondances entre les fractions codées et les mailles de tamis) : elles sont rarement représentées et leur influence sur la répartition spatiale est exagérée car, en fait d'éléments grossiers, ce sont essentiellement des valves de coques mortes en place qui la représentent, donc sans aucune signification sur la dynamique des dépôts.

Les contributions des axes sont très déséquilibrées : axe 1 = 68,1%, axe 2 = 17,4%, axe 3 = 5,0%, axe 4 = 2,5%. Dans ces conditions, il ne paraît pas raisonnable d'aller au-delà de la représentation du plan (1,2), car les axes suivants donnent peu

d'indications sur les facteurs de distribution. Les échantillons sont distribués dans ce plan suivant une figure qui rappelle le croissant de Guttman (*Fig. 50*).



- **Fig. 50** - Analyse factorielle des correspondances simples sur les stations suivies VE1 et VE2 : représentation suivant le plan des axes 1 (horizontal) et 2 (vertical).

L'axe 1 distingue nettement VE1 à droite et VE2 à gauche, surtout en ce qui concerne les prélèvements de 1982 à 1987-88. Par la suite, les caractères des stations tendent à se rejoindre. Ce sont les éléments fins qui définissent cet axe avec, dans l'ordre décroissant des contributions relatives à l'inertie expliquée, les fractions S5 (38,3%), V1 (17,7%) et S2 (16,3%).

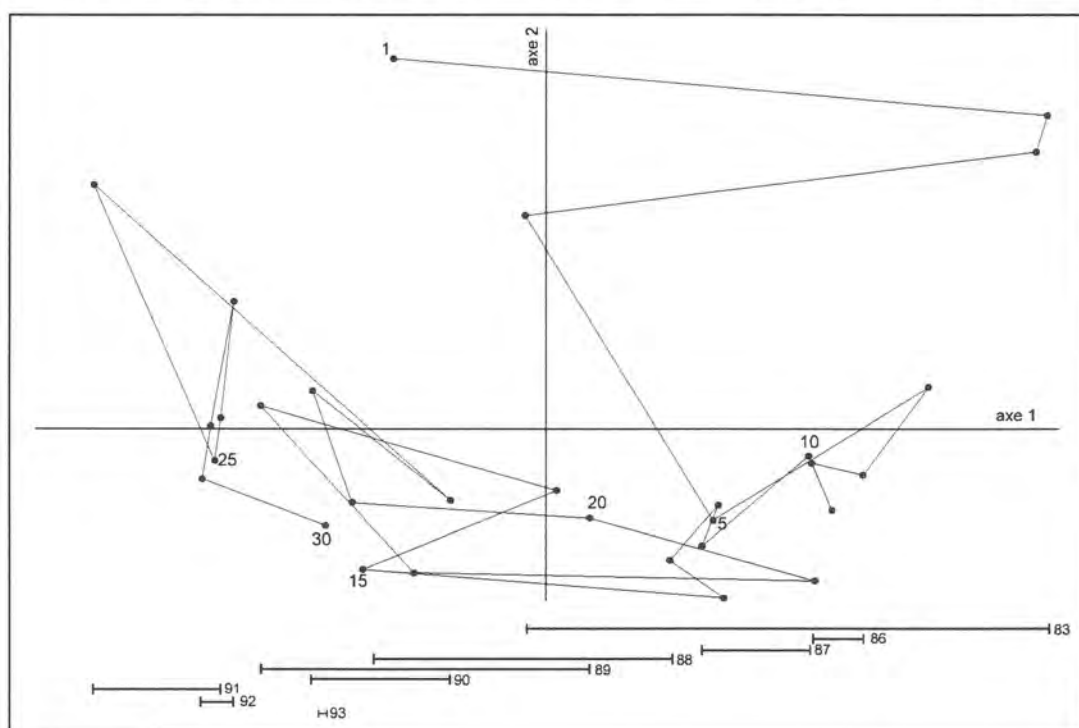
L'axe 2 met en évidence la chronologie des échantillonnages. Il est essentiellement décrit par la fraction pélique V1 (39,4%) et les sablons S4 (30,1%).

Il semble donc qu'au début de l'étude COST 647 sur la slikke estuarienne sud-ouest les deux stations suivies présentaient des granulocénoses bien différentes. L'une, VE1, est d'abord associée aux sablons ; l'autre, VE2, est assimilée aux pélites. Sous l'influence d'une modification progressive des fractions péliques et sablonneuses, les stations se sont uniformisées autour de la fraction sablonneuse S4. Les notes portées sur les fiches de terrain font apparaître un rehaussement du substrat et une progression significative du schorre vers les stations : en 1982, VE1 était à plus de 200 m des spartines, tandis qu'en 1993 ces phanérogames commencent à apparaître ici et là sur ce site.

3.2.3.2. ANALYSE DE VE1.

L'analyse sur les prélèvements de VE1 contient deux variables supplémentaires : R2 et R3, pour la même raison que précédemment. Là encore, les contributions des axes sont très déséquilibrées, avec une valeur écrasante pour l'axe 1 : axe 1 = 77,5%, axe 2 = 12,1%, axe 3 = 4,2%, axe 4 = 1,9%.

Dans ces conditions, seul le plan (1,2) (*Fig. 51*) peut être soumis à l'interprétation. Logiquement, c'est encore une représentation qui rappelle la disposition du croissant de Guttman. Les poids les plus élevés sont centrés sur les sablons : F1 = 6,06%, S5 = 31,64%, S4 = 33,67%, S3 = 14,61%, S2 = 8,79%.



- *Fig. 51*- Analyse factorielle des correspondances simples sur VE1 : plan des axes 1 (horizontal) et 2 (vertical). Les segments horizontaux indiquent la répartition des échantillons suivant les années.

Les fractions granulométriques qui contribuent à l'axe 1 sont sablonneuses et sableuses avec, en ordre décroissant de contribution relative, S5 (36,3%), S2 (17,9%), F1 (16,2% et S3 (16,0%). Les contributions de F3 à R1 sont nulles ou négligeables (de 0 à 0,1), tandis que celles des pélites et des autres fractions sableuses et sablonneuses sont faibles : 5,1% pour S4, 3,0% pour S1, 2,6% pour F2 et 2,4% pour V1. Cet axe est celui de la chronologie, avec les stations les plus anciennes à droite. Ce sont d'ailleurs les stations 2 (11,3% de contribution) et 3 (10,8%) qui déterminent cet axe. Pour la majorité des prélèvements, l'axe 1 est celui de la chronologie.

L'axe 2 sépare deux groupes d'inégale importance :

- en haut, un groupe constitué des quatre premiers échantillonnages, en 1982 et 1983. Les contributions relatives de ces observations sont d'ailleurs très fortes, avec

22,2% pour 1 (2/11/1982), 15,9% pour 2 (12/03/1983), 12,4% pour 3 (9/05/1983) et 7,4M pour 4 (18/08/1983).

- en bas, le reste des prélèvements forme un croissant étiré suivant l'axe 1.

Les fractions granulométriques qui déterminent l'axe 2 sont plus fines que celles de l'axe 1, avec, dans un ordre décroissant des contributions relatives, les pélites V1 (51,6%) et les sablons S4 (19,8%) et S2 (10,4%). Les autres fractions ne participent qu'avec des valeurs négligeables, exceptions faites des sables fins F2 (4,6%) et F3 (2,8%) et des sablons S1 (3,7%) et S3 (3,3%), ce qui reste tout de même faible face aux premiers chiffres annoncés.

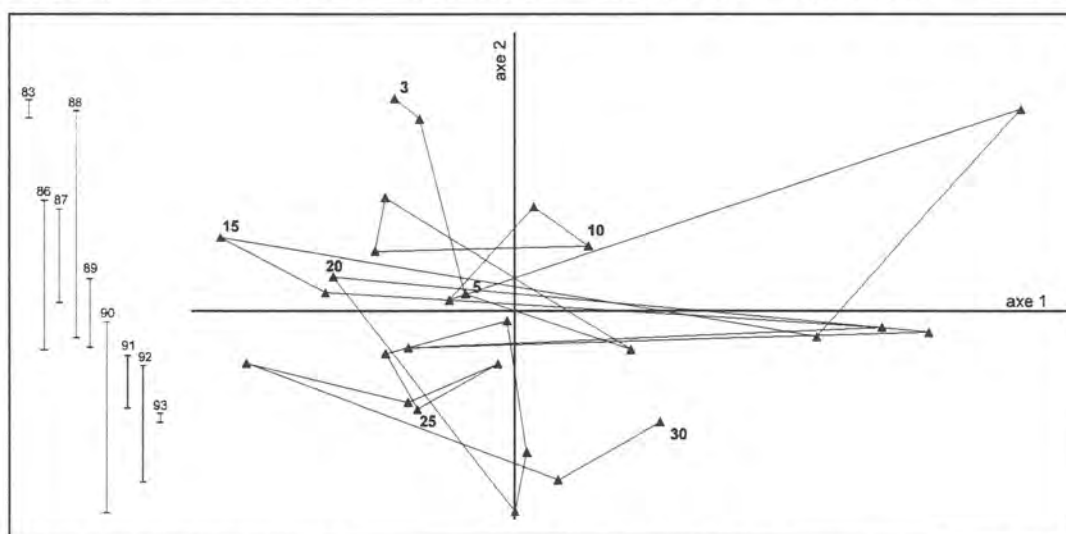
Dans la chronologie qui suit l'axe 1 de droite à gauche, l'évolution part des sables fins F pour aller vers les sablons S et les vases V dans un processus de dépôt en mode de plus en plus calme. La participation des fractions granulométriques les plus grossières (G et R) est négligeable.

3.2.3.3. ANALYSE DE VE2.

La fraction R2, perturbatrice mais de contribution négligeable, a été placée en variable supplémentaire. Dans l'analyse du suivi de cette station, les contributions des axes à l'inertie totale sont mieux réparties que dans les cas précédents : axe 1 = 45,7%, axe 2 = 22,6%, axe 3 = 12,5%, axe 4 = 6,0%.

La valeur associée à l'axe 1 reste très forte, mais il n'y a cependant pas de figure de Guttman quel que soit le plan de représentation considéré.

L'analyse est dominée par le poids de la fraction sablonneuse S et vaseuse V = S5 : 17,16%, S4 = 29,46%, S3 = 20,02%, S2 = 16,04%, S1 = 3,80%, V1 = 9,36%.



- Fig. 52 - Analyse factorielle des correspondances simples sur VE2 ; représentation dans le plan des axes 1 (horizontal), et 2 (vertical). Les segments verticaux indiquent la répartition des échantillons suivant les années.

L'axe 1 (*Fig. 52*) est marqué par les fortes contributions relatives des vases V1 (32,1%) et de la fraction sablonneuse S5 (30,8%), éloignées de S4 (13,2%) et S2 (11,6%). Exceptions faites de S1 (8,2%) et S3 (2,8%), les autres fractions sont affectées d'un pourcentage infime (F1 : 0,8%) ou nul. Ce sont les prélèvements n° 10 du (24,5% de contribution relative à l'axe 1), n° 14 du (13,0%) et n° 16 du (16,5%) qui orientent cet axe.

Sur l'axe 2, les stations paraissent s'organiser dans une succession chronologique de haut en bas. Ce sont encore les contributions relatives des fractions sablonneuses et vaseuses qui organisent les prélèvements : S5 = 32,9%, V1 = 22,2%, S3 = 14,4%, S4 = 13,4%.

En dehors des autres fractions, affectées d'une contribution négligeable ou quasiment nulle, les fractions grossières contribuent faiblement avec R3 (4,6%), R1 (2,1%) et G7 (2,0%), mais elles ont un si faible poids (respectivement 0,04%, 0,02% et 0,02%) qu'elles peuvent être éliminées de la discussion sans inconvénient.

La station VE2 semble évoluer suivant un certain ordre : les prélèvements regroupés par années forment une boucle qui peut appeler une interprétation de l'influence saisonnière. Ces boucles, se succédant, forment la chronologie de l'ensemble.

3.2.3.4. EVOLUTION LOCALE.

Ces analyses factorielles sur les stations suivies VE1 et VE2 du COST 647 mettent en évidence un processus d'affinement granulométrique des zones estuariennes les plus internes de la baie des Veys, suivant des évolutions convergentes :

- VE1 est en 1982 une station sablonneuse peu envasée comportant quelques fractions sableuses ; la chronologie fait apparaître l'affinement de la fraction sablonneuse principale ; la participation des vases à cette évolution n'est ni négligeable, ni dominante.

- VE2 est d'abord sablonneuse envasée, puis les fractions sablonneuses s'affinent et les vases deviennent plus influentes dans l'analyse factorielle de la granulocénose.

- Le mouvement évolutif général tend à uniformiser les deux stations de la zone estuarienne considérée. Les deux faciès, différents au départ, deviennent progressivement d'un seul type, dominé par les fractions sablonneuses les plus fines et par une participation non négligeable des vases.

Cette homogénéisation fait prendre en considération le rehaussement du substrat, phénomène caractérisé par une progression rapide du schorre à spartines vers

les stations du COST. Les diagrammes qui représentent l'évolution des médianes pour chacune des stations (*Fig. 53 et 54*) expriment l'affinement général des sédiments de cette zone, ce qui vient à l'appui des résultats de l'analyse factorielle.

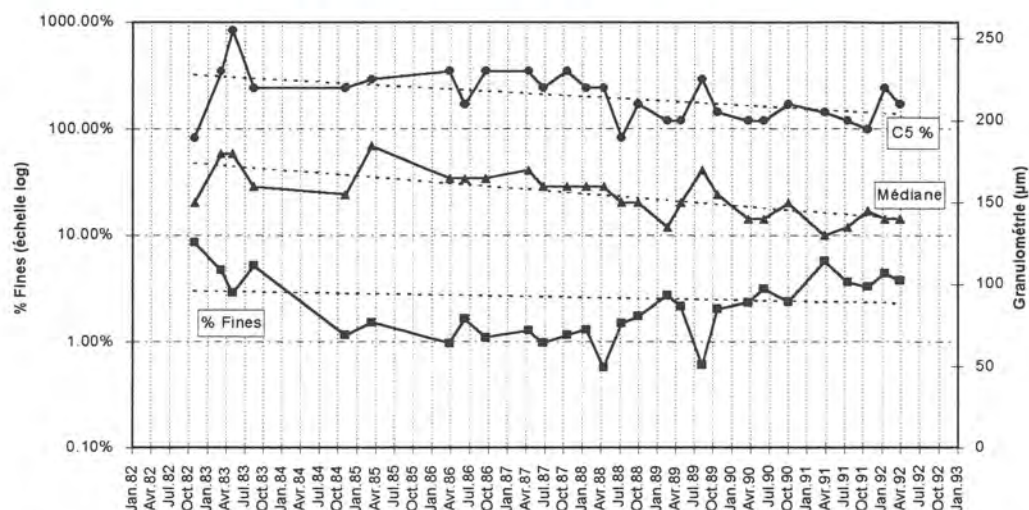


Fig. 53 - Evolution des caractéristiques sédimentaires de la station VE1 du COST 647 en baie des Veys.

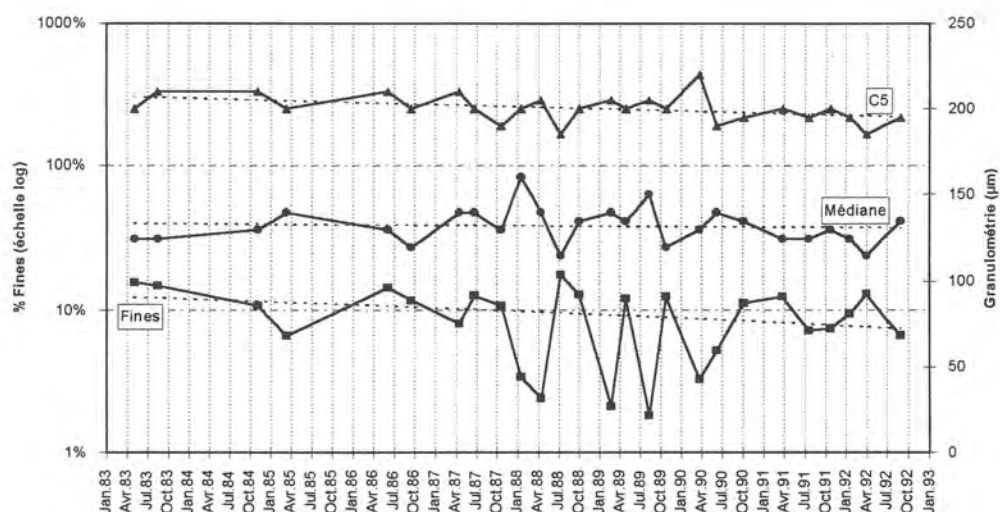
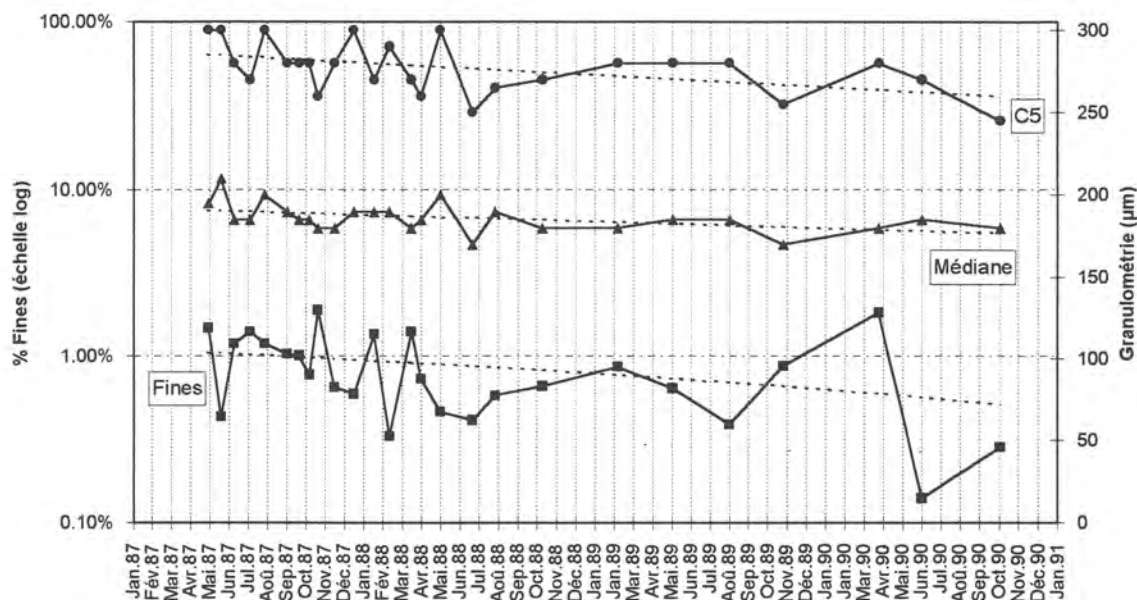


Fig. 54 - Evolution des caractéristiques sédimentaires de la station VE2 du COST 647 en baie des Veys.

Cependant, les représentations des évolutions des pélites sur ces figures modèrent les interprétations des analyses précédentes. En VE1 (*Fig. 53*), les fines décroissent jusqu'en 1987, puis les valeurs remontent progressivement, jusqu'à des niveaux cependant inférieurs à ceux de 1982-83 ; dans ce cas, la tendance linéaire décroissante est sans signification. En VE2 (*Fig. 54*), les teneurs en pélites diminuent, avec cependant de fortes variations entre 1988 et 1990 qui altèrent la linéarité de cette évolution. Il faut donc moduler l'interprétation des analyses factorielles et mettre en avant un affinement général des sédiments dans les fractions granulométriques les plus proches des pélites. Dans les deux cas cités, VE1 et VE2, le percentile 5 (C5) ne cesse de décroître : les agents hydrodynamiques se sont progressivement affaiblis et la

décantation s'installe sur cette zone.

Ces résultats sont à rapprocher de ceux obtenus durant les recherches du P.N.D.R.-coque (Programme National sur le Déterminisme du Recrutement), qui ont été menées sur une station du centre de la baie des Veys, 300 m. à l'ouest de BR 1 500. La granulométrie de la couverture sédimentaire a été suivie de 1987 à 1990. Cette station est au centre d'une vaste slikke à gradient d'abri sous influence estuarienne.



- **Fig. 55** - Evolution des caractéristiques sédimentaires de la station suivie du P.N.D.R.-coque.

La médiane décroît lentement et régulièrement, de façon significative compte tenu des faibles écarts constatés entre les valeurs relevées (**Fig. 55**). Par contre, la décroissance générale de la teneur en fine, plus marquée, intègre de forts écarts entre les valeurs qui incitent à la prudence en matière d'interprétation de la tendance générale. La diminution du percentile 5 est intéressante, car elle signifie la décroissance de la compétence des agents hydrodynamiques locaux pendant la durée de l'étude (DUPONT & SYLVAND*, 1991) et complète ainsi l'interprétation de l'évolution de la médiane et des pélites.

3.3. DISCUSSION.

3.3.1. EVOLUTION ESTUARIEENNE.

Sur l'ensemble de la superficie des zones intertidales de la baie des Veys, la couverture sédimentaire s'est considérablement modifiée depuis 1972. Au départ de l'étude, elle était majoritairement constituée de sables fins ; les sablons restaient

associés aux rives internes des estrans placés sous influence estuarienne et faisaient la transition avec les slikkes envasées. L'affinement général des sédiments et l'extension des sablons ont été particulièrement rapides sur le flanc est (Géfosse-Fontenay), moins rapides mais tout aussi inéluctable au centre et au sud (Brévands)

Durant le même temps, les vases ont progressé de manière importante sur le pourtour de la partie sud, principalement à l'est du schorre de Brévands et de part et d'autre du débouché des chenaux. L'envasement s'étend bien sûr à partir des zones déjà envasées (vasières du Grand Vey), mais aussi sur des estrans exempts au départ de dépôts pélitiques stables. Ainsi, la plage du Wigwam (sud du flanc est) acquiert des caractères sédimentaires estuariens qui compensent la perte des zones de décantation endiguées en 1972 à l'est de la pointe de Brévands (polders Fortin et Frémont). Plus inquiétante est l'apparition de pélites sur la moyenne plage du nord-est, au coeur des parcs conchylicoles de Grandcamp-Maisy. En effet, l'exposition marine de cet espace ne prédisposait pas à l'établissement de zones de décantation et l'installation à l'ouverture de la baie d'un substrat rappelant celui d'un estuaire interne paraissait improbable ; il faut y voir le reflet des modifications hydrodynamiques locales dues à la densification rapide des superstructures tabulaires ostréicoles (SORNIN, 1982). De plus, cet envasement semble rejoindre l'envasement "néo-estuarien" du Wigwam par son extension vers le sud, parallèle à la ligne de côte.

3.3.2. EVOLUTION MARINE.

Dans cet ensemble de progressions à caractère estuarien, le flanc ouest de la baie des Veys subit la pression constante de l'intrusion des sédiments marins par le jeu de la dérive littorale. La formation sableuse caractéristique du banc de la Madeleine, associée à une zone de déferlement et de transport des sédiments, ne cesse de s'allonger vers le sud depuis 1972. Une ébauche d'extension de cette formation est représentée sur la carte des sédiments de 1986 par un îlot sableux qui se construit dans le prolongement de la barre. Sur la cartographie des dépôts de 1992, cet îlot est intégré à la structure sableuse et un nouvel îlot apparaît encore plus au sud, au milieu de la slikke estuarienne envasée du Grand Vey. L'extension des vasières et de la slikke estuarienne sablonneuse plus ou moins envasée du Grand Vey se trouve ainsi bloquée dans son extension vers l'est par une sorte d'endigage naturel. Puisque la dynamique de l'extension spatiale des dépôts est entravée, elle est remplacée par une autre dynamique de rehaussement du substrat. Tout se passe donc comme si l'évolution marine contribuait au renforcement du colmatage de la haute et moyenne slikke estuarienne sud-ouest. A terme, le flanc ouest est directement menacé par la transformation des hautes slikkes en schorre, qui préfigure la progression du domaine terrestre sur l'estran.

4. CONCLUSION

Dans un premier temps, les zones définies morphologiquement et sédimentologiquement comme estuariennes ont régressé à la suite des derniers endigages de polders. La perte des espaces de décantation s'est accompagnée d'une accumulation péltique quasi-immédiate en fond de baie, en particulier au nord de la digue des nouveaux polders du sud-est (Polders Fortin-Frémont). Les caractéristiques des faciès estuariens ont ensuite rapidement gagné sur les zones soumises à l'influence marine : la régression rapide des sables fins vers le nord est la première expression de cette modification qui associe la réduction du corps sableux central et le développement de la couverture sédimentaire sur le sud-ouest des roches de Grandcamp.

Le développement de l'envasement de part et d'autre de la pointe de Brévands est le second indice. L'extension des caractéristiques estuariennes des slikkes sud-ouest (Grand Vey) a été accompagnée symétriquement par la néoformation d'un espace estuarien au sud-est (le Wigwam) qui gagne le banc de la Rouelle vers le nord (Géfosse-Fontenay), ainsi que par l'extension de la vasière située immédiatement à l'est du schorre de Brévands.

Cependant, il semble curieux de voir l'espace estuarien s'étendre rapidement, tandis que l'estuaire hydrologiquement défini par la dessalure reste confiné en fond de baie. La réponse semble apparaître grâce à l'étude évolutive de l'hydrodynamisme local ; en effet, l'extension des caractéristiques estuariennes s'accompagne d'une diminution corrélative des valeurs du percentile 5, donc de la compétence des courants (PASSEGA, 1964 ; PASSEGA & BYRAMJEE, 1969 ; DUPONT & SYLVAND, 1991*), ce qui conclut à un accroissement des décantations favorable au développement du schorre à spartines.

La progression, certes limitée mais aisément observable, de l'influence marine au nord-ouest de la baie des Veys contribue de fait à la confirmation de l'engraissement et de la progression estuarienne de la slikke du Grand Vey : cette dernière se trouve en effet peu à peu isolée et emprisonnée par l'intrusion progressive mais rapide de la flèche sableuse associée à la barre de déferlement du banc de la Madeleine. Le rehaussement du substrat s'accompagne d'une rapide extension du schorre vers l'est.

La conséquence de ce processus général d'affinement des sédiments et de la baisse des influences hydrodynamiques est en particulier la déstabilisation du flanc est, où l'homogénéité morphologique et sédimentologique primitive est perturbée par la progression estuarienne de la partie sud. Plus préoccupante est l'installation récente de sédiments péltiques à l'ouverture nord-est de la baie, qui va à la rencontre de l'envasement estuarien du Wigwam. C'est encore la pression des aménagements qui est

à évoquer, renforcée par les facteurs naturels d'abri de cette zone : le rôle de frein hydrodynamique joué par les superstructures ostréicoles favorise la décantation (SORNIN, 1982), tandis que les conditions environnementales naturelles rendent difficile la remise en suspension de ces dépôts.

Ces modifications se mettent en place dans un contexte hydrologique caractérisé par une forte teneur en matières en suspension apportées par le flot, ainsi que par un fort taux de matière organique figurée qui accompagne les suspensions inertes. A ces éléments s'ajoutent la production littorale d'excrétion azotée et les apports organiques et minéraux des rivières, en particulier par le chenal de Carentan. L'association de ces facteurs est propice à l'eutrophisation de la baie des Veys, d'autant plus à craindre que la dispersion des eaux en mouvement sur l'estran paraît être lente.

D'un simple point de vue technique, il faut constater que, dans les analyses factorielles sur les sédiments des diverses campagnes, la représentation des fractions les plus fines (V et S) est assez lâche, alors que les fractions les plus grossières (M et G) forment le plus souvent une figure agrégée dans un espace restreint où il est difficile d'individualiser le rôle de l'une ou l'autre espèce granulométrique. Il paraît donc important de redéfinir pour l'avenir les populations granulométriques en affinant la définition des fractions fines par l'adjonction de nouveaux tamis intermédiaires à la colonne, alors que la précision dans les éléments les plus grossiers paraît excessive.

CHAPITRE IV
LE MACROZOOBENTHOS

1. RÉPARTITION GÉNÉRALE DU MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.	108
2. EVOLUTION BIOCÉNOTIQUE DU MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.	167
3. EVOLUTION DU RANG DES ESPÈCES.	198
4. ESPÈCES-CIBLES.	203
5. EVOLUTION DE LA DIVERSITÉ ET DE L'ÉQUITABILITÉ.....	222
6. CONCLUSION.....	225

GROUPES : 1 Mollusques non lamellibranches
2 Mollusques lamellibranches

3 Annélides
4 Crustacés péricarides

5 Crustacés décapodes
6 Echinodermes

7 Autres

N°	Code sp	Code AFC	Genre - Espèce	GROUPE
1	ABRA ALB	aba	<i>Abra alba</i>	2
2	ABRA TEN	abt	<i>Abra tenuis</i>	2
3	ACRO BRA	acr	<i>Acrocrida brachiata</i>	6
4	ACTI sp.	act	<i>Actinia sp.</i>	7
5	AMMO TOB	amm	<i>Ammodytes tobianus</i>	6
6	AREN MAR	are	<i>Arenicola marina</i>	3
7	ARIC LAT	ari	<i>Aricia latreilli</i>	3
8	AUDO TEN	aud	<i>Audouinia tentaculata</i>	3
9	AUTL PRO	aut	<i>Autolytus prolifer</i>	3
10	BATH ELE	bae	<i>Bathyporeia elegans</i>	4
11	BATH GUI	bag	<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	4
12	BATH PEL	bal	<i>Bathyporeia pelagica</i>	4
13	BATH PIL	bap	<i>Bathyporeia pilosa</i>	4
14	BATH SAR	bas	<i>Bathyporeia sarsi</i>	4
15	BATH sp.	Bsp	<i>Bathyporeia sp.</i>	4
16	BIVA sp.	BIV	<i>Bivalves sp.</i>	2
17	BODO SCO	bod	<i>Bodotria scorioides</i>	4
18	CAPI CAP	cap	<i>Capitella capitata</i>	3
19	CAPI sp.	Csp	<i>Capitellidae sp.</i>	3
20	CARC MAE	car	<i>Carcinus maenas</i>	5
21	CARD EDU	cer	<i>Cardium edule</i>	2
22	CHAT SET	cha	<i>Chaetosome setosa</i>	3
23	CIRR FIL	cir	<i>Cirratulus filiformis</i>	3
24	CIRR sp.	cis	<i>Cirratulidae sp.</i>	3
25	CLYM sp.	cly	<i>Clymene sp.</i>	3
26	CORB GIB	cbu	<i>Corbula gibba</i>	2
27	CORO BON	cob	<i>Corophium bonelli</i>	4
28	CORO VOL	cor	<i>Corophium volutator</i>	4
29	CRAG CRA	cra	<i>Crangon crangon</i>	5
30	CUMO GOD	cum	<i>Cumopsis goodsiri</i>	4
31	CYAT CAR	cya	<i>Cyathura carinata</i>	4
32	DIOG PUG	dio	<i>Diogenes pugilator</i>	5
33	DONA VIT	don	<i>Donax vittatus</i>	2
34	EOCU DOL	eoc	<i>Eocuma dollfusi</i>	4
35	ETEO FOL	etf	<i>Eteona foliosa</i>	3
36	ETEO LON	ete	<i>Eteona longa</i>	3
37	EULA SAN	eul	<i>Eulalia sanguinea</i>	3
38	EUPA BER	eup	<i>Eupagurus bernhardus</i>	5
39	EURD PUL	eur	<i>Eurydice pulchra</i>	4
40	EXOG GEM	exo	<i>Exogone gemmifera</i>	3
41	GAMM DUE	gdu	<i>Gammarus duebeni</i>	4
42	GAMM SP.	Gsp	<i>Gammarus sp.</i>	4
43	GAST SPI	gas	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	4
44	GATT CIR	gat	<i>Gattyana cirrosa</i>	3
45	GLYR CON	gly	<i>Glycera convoluta</i>	3
46	GLYR sp.	gsp	<i>Glycera sp.</i>	3
47	GNAT MAX	gna	<i>Gnathia maxillaris</i>	4
48	GOBI sp.	GOB	<i>Gobius sp.</i>	7
49	HARM LUN	har	<i>Harmothoe lunulata</i>	3
50	HETM FIL	het	<i>Heteromastus filiformis</i>	3
51	HYDB ULV	hyd	<i>Hydrobia ulvae</i>	1
52	IDOT PEL	ido	<i>Idothea pelagica</i>	4
53	LAMP FAS	lam	<i>Lamprops fasciata</i>	4
54	LANI CON	lan	<i>Lanice conchilega</i>	3
55	Larv CRB	Lcr	<i>Larves crabes</i>	5
56	Larv DIP	DIP	<i>Larves diptères</i>	7
57	Larv POI	Lps	<i>Larves poissons</i>	7
58	Larv POL	Lpo	<i>Larves polychètes</i>	3
59	LEPM LIN	lep	<i>Leptomysis lingura</i>	4
60	LEUT INC	leuc	<i>Leucothoe incisa</i>	4

N°	Code sp	Code AFC	Genre - Espèce	GROUPE
60	LITT SAX	lis	<i>Littorina saxatilis</i>	1
61	LUMB IMP	lum	<i>Lumbrineris impatiens</i>	3
62	MACO BAL	mac	<i>Macoma balthica</i>	2
63	MAGE PAP	mag	<i>Magelona papillicornis</i>	3
64	MANA EST	man	<i>Manayunkia estuarina</i>	3
65	MARP BEL	mar	<i>Marphysa belliis</i>	3
66	MIPH SCZ	mip	<i>Microphthalmus sczelkowi</i>	3
67	MIPT MAC	mic	<i>Microprotopus maculatus</i>	4
68	MONT FER	mon	<i>Montacua ferruginosa</i>	2
69	MYA. ARE	mya	<i>Mya arenaria</i>	2
70	MYA. TRU	myc	<i>Mya truncata</i>	2
71	MYRC HEE	myr	<i>Myriochele heeri</i>	3
72	MYSE BID	mys	<i>Mysella bidentata</i>	2
73	MYSI sp.	Msp	<i>Mysidace sp.</i>	4
74	MYTI EDU	myt	<i>Mytilus edulis</i>	2
75	NATI ALD	naa	<i>Natica alderi</i>	1
76	NATI CAT	nac	<i>Natica catena</i>	1
77	NEME sp.	nem	<i>Nemertes sp.</i>	7
78	NEOM INT	neo	<i>Neomysis integer</i>	4
79	NEPH CIR	nci	<i>Nephtys cirrosa</i>	3
80	NEPH HOM	nho	<i>Nephtys hombergii</i>	3
81	NERE DIV	ner	<i>Nereis diversicolor</i>	3
82	NERI CIR	nri	<i>Nerine cirratulus</i>	3
83	NOTM LAT	not	<i>Notomastus latericeus</i>	3
84	NOTR SWA	ntp	<i>Nototropis swammerdami</i>	4
85	Olig sp.	Osp	<i>Oligochètes sp.</i>	3
86	OPHE BIC	oph	<i>Ophelia bicornis</i>	3
87	OWEN FUS	owe	<i>Owenia fusiformis</i>	3
88	PAGUR Sp	Psp	<i>Paguridae sp.</i>	5
89	PAND ALB	pan	<i>Pandora albida</i>	2
90	PARI TYP	par	<i>Pariambus typicus</i>	4
91	PARM ARE	pam	<i>Paramysis arenosa</i>	4
92	PHOL MIN	pho	<i>Pholoe minuta</i>	3
93	PHOX FEM	phx	<i>Phoxichilidium femoratum</i>	7
94	PHYD LAM	phl	<i>Phyllodoce laminosa</i>	3
95	PHYD MUC	phm	<i>Phyllodoce mucosa</i>	3
96	PHYD SP.	PHs	<i>Phyllodoce sp.</i>	3
97	POMA TRI	pom	<i>Pomatoceros triquetra</i>	3
98	PONC ARE	pon	<i>Pontocrates arenarius</i>	4
99	PYGO ELE	pyg	<i>Pygospio elegans</i>	3
100	SCOL ARM	sco	<i>Scoloplos armiger</i>	3
101	SCOP CIL	scl	<i>Scolecopsis ciliata</i>	3
102	SCRO PLA	scr	<i>Scrobicularia plana</i>	2
103	SIGA MAT	sig	<i>Sigalion mathildae</i>	3
104	SPIO FIL	spi	<i>Spio filiformis</i>	3
105	SPIP BOM	spp	<i>Spiophanes bombyx</i>	3
106	SPIS SUB	sps	<i>Spisula subtruncata</i>	2
107	STHE BOA	sth	<i>Sthenelais boa</i>	3
108	STRE BAI	str	<i>Streblosoma bairdi</i>	3
109	SYLL sp.	SYL	<i>Syllidae sp.</i>	3
110	TALI SAL	tal	<i>Talitrus saltator</i>	4
111	TANI LIL	tan	<i>Tanaissius liljeborgi</i>	4
112	TELL FAB	tel	<i>Tellina fabula</i>	2
113	TERE sp.	Tsp	<i>Terebellides sp.</i>	3
114	THAR MAR	tha	<i>Tharyx marioni</i>	3
115	THRA sp.	THR	<i>Thracia sp.</i>	2
116	TUBI BEN	tub	<i>Tubificoides benedeni</i>	3
117	UROT GRI	urg	<i>Urothoe grimaldii</i>	4
118	UROT PUL	urp	<i>Urothoe pulchella</i>	4

- Tableau X - Liste des espèces macrozoobenthiques intertidales rencontrées en baie des Veys depuis 1973 : 13 indéterminées, 7 déterminés au genre, 98 déterminées à l'espèce.

1. RÉPARTITION GÉNÉRALE DU MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.

Ce volet de l'étude du compartiment biologique veut être descriptif : son but est de définir le statut des différentes espèces macrozoobenthiques dans une démarche qui comporte cinq étapes. La première aura pour but d'aborder les caractéristiques biologiques des différents faciès ; la seconde va prendre en considération les répartitions verticales des espèces suivant les faciès définis ; ensuite viendra une étude de la répartition spatiale qui permettra de cerner les affinités des différentes espèces rencontrées.

Quatre stations ont été sélectionnées en 1977 sur 4 radiales de la baie des Veys :

- GE 240, sur la radiale de Géfosse, est une station de sablons homogènes et bien classés, située aux environs immédiats des mi-marées (+3,2 m.), qui possède un taux de pélites inférieur à 1% ;

- VE 240, sur la radiale du Grand Vey, est sablonneuse envasée avec un taux de pélites compris entre 5 et 10%. Elle est située à environ 1m au-dessus du niveau des mi-marées (+4,5 m.) ;

- DU 660 est une station de sables fins non vaseux (moins de 0,5% de pélites) qui se trouve sur la radiale de la Petite Dune légèrement en-dessous des mi-marées (+ 2,8 m.) ;

- MA 240, radiale de la Madeleine, est à la cote marine + 3 m et possède des caractéristiques granulométriques voisines de DU 660.

D'après les résultats des investigations préalables, chacune de ces stations possédait au moins 75% des espèces présentes sur l'ensemble de la zone décrite par la radiale, dont les plus abondantes et les plus caractéristiques. Ces stations furent soumises à un échantillonnage quantitatif mensuel du macrozoobenthos durant un an, de mars 1977 à mars 1978 ; les effectifs et les biomasses furent ensuite traités en analyse factorielle afin de cerner les **caractéristiques biologiques principales** des faciès considérés. Les publications concernant les résultats de cette étude sont jointes à cet exposé (SYLVAND, 1986* ; SYLVAND in DUCROTOY & coll., 1989*).

Parmi les zones prospectées, certaines peuvent être classées sans ambiguïté dans un type de biotope d'après leur situation et les caractéristiques

physiques, hydrodynamiques et hydrologiques qui leur sont associées ; elles servent alors de référence aux zones intertidales placées en situation intermédiaire. Ainsi, la radiale de la Madeleine et la basse plage de la radiale de Brévands constituée par le corps sableux central sont la référence des zones marines exposées et le Grand Vey est une référence estuarienne ; la radiale de Géfosse traverse un estran marin abrité, car il se trouve protégé des agents hydrodynamiques externes, essentiellement la houle, par les roches de Grandcamp au nord-est, le corps sableux central au nord-ouest et l'environnement terrestre de la baie dans les autres directions.

Le dépouillement des résultats obtenus sur la macrofaune benthique de ces zones de référence va permettre la comparaison avec les autres sites de la baie des Veys qui restent à définir. Ainsi, pour chaque radiale et chaque campagne, les espèces sont notées dans leur ordre d'apparition depuis les stations de haute plage sur des diagrammes de **zonation verticale** (*Fig. 58 à 90*) ; l'abondance des espèces rapportée au m² ou la dominance en pourcentage sont également matérialisée par un trait de style et d'épaisseur variable. Le niveau bathymétrique est noté pour chacune des stations et fait référence à la cote marine 0, mais certaines radiales ne comportent pas cette indication car elles n'ont pas fait l'objet d'un relevé topographique marémétrique.

Ces premières représentations permettent ensuite de regrouper les espèces par niveaux dans un autre type de diagramme qui représente les sites prospectés d'ouest en est suivant le même principe : ce sont les **répartitions spatiales** (*Fig. 91 à 98*).

La comparaison des peuplements des radiales intermédiaires avec ceux des radiales de référence permet ensuite de regrouper les espèces en fonction de leurs affinités pour certains biotopes et pour certains niveaux ; cette démarche aboutit à la construction d'un tableau des **affinités spécifiques** du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys (*Tableau XXXIX*).

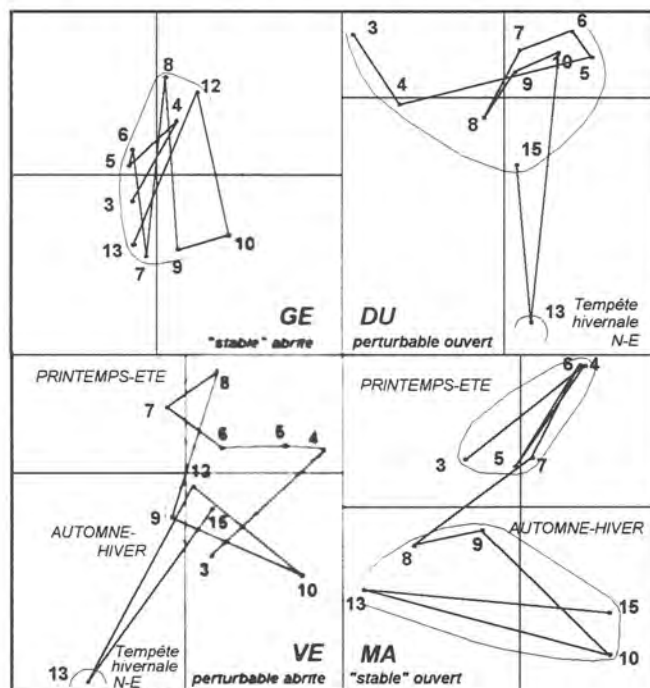
1.1. CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES PRINCIPALES PAR ZONE.

1.1.1. ANALYSE DES EFFECTIFS.

Les matrices des données quantitatives sur les effectifs ramenés au m² ont d'abord été traitées ensemble. Le graphique suivant le plan (2,3) (SYLVAND in DUCROTOY & coll., 1989*) isole le suivi de Géfosse des autres sites , avec

Scoloplos armiger près du centre de gravité de la représentation. Le suivi du site marin de la Madeleine se superpose en grande partie avec celui, voisin, de la Petite Dune. Entre ces deux groupes se place le Grand Vey, estuarien, dans lequel les stations de haute plage de la Petite Dune viennent se fondre par le jeu des espèces communes comme *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator* et *Hydrobia ulvae*.

Traitées séparément, les quatre stations donnent des figures bien caractéristiques (SYLVAND in DESPREZ & coll., 1986* : **fig. 56**). Dans le plan (1,2), Géfosse concentre l'ensemble des relevés près du centre de gravité de la figure, ce qui donne au cycle annuel de la station un aspect dense, car aucune espèce ne vient étirer le nuage de points. Les variations saisonnières éventuelles n'apparaissent pas grâce à une description biocénotique qui est homogène d'un prélèvement sur l'autre. *Scoloplos armiger*, *Urothoe grimaldii* et *Arenicola marina* ont un poids élevé et sont les descripteurs principaux de la station suivie : ils sont présents dans 100% des relevés. *Nephtys hombergii* et *Bathyporeia sarsi* sont présents dans 90% des échantillons et renforcent la description.



-Fig. 56 - Représentation en analyse factorielle du suivi à court terme 1977-1978 sur quatre stations de la baie des Veys.

Le Grand Vey présente un cycle annuel qui individualise deux masses saisonnières : printemps-été et automne-hiver. Les espèces de poids élevé, présents dans 100% des échantillonnages, sont *Abra tenuis*, *Cerastoderma edule*, *Arenicola marina*, *Nereis diversicolor*, *Pygospio elegans* et *Cyathura carinata*. Le prélèvement de janvier 1978 (13) sature suivant l'axe 2, tiré par des effectifs importants de *Corophium volutator*.

La distinction entre deux nuages de points saisonniers apparaît sur le diagramme de la Madeleine. Aucune espèce ne provoque de saturation. Les espèces dominantes sont *Cerastoderma edule*, *Nephtys cirrosa*, *N. hombergii*, *Pygospio elegans*, *Cumopsis goodsiri* et *Tanaissus lilljeborgi*, présents dans 100% des prélèvements.

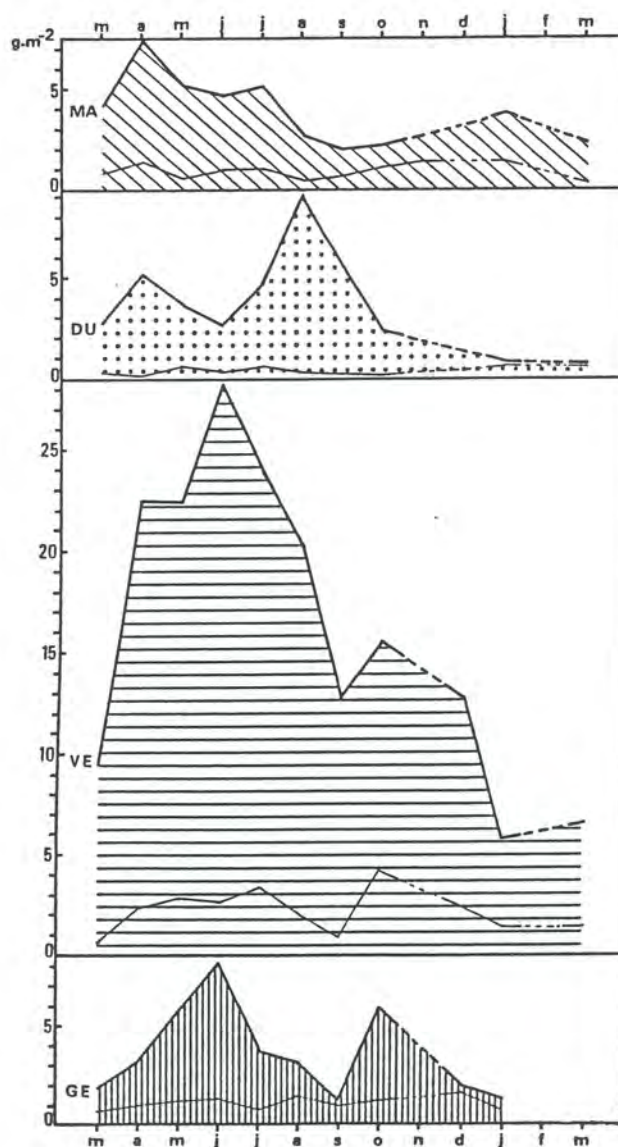
Il ne semble pas y avoir de tendances saisonnières sur la représentation graphique de la Petite Dune. Là encore, le relevé de janvier 1978 (13) sature suivant l'axe 2 par l'influence des effectifs importants de *Corophium volutator*, peu représenté dans les autres stations (présent dans 27% d'entre elles). Les poids importants qui définissent le nuage des autres stations concernent *Nephtys cirrosa* (100% des stations), *Cerastoderma edule*, *Pygospio elegans*, *Urothoe grimaldii* (91% des stations) et *Bathyporeia sarsi* (82% des stations).

1.1.2. ANALYSE DES BIOMASSES.

Le traitement conjoint de l'ensemble des matrices de biomasses donne une représentation très comparable (SYLVAND in DUCROTOY & coll., 1989* : voir fig. 2D, p. 47 de la publication). Géfosse est toujours isolé des autres sites et le suivi de la Petite Dune, largement superposé avec celui de la Madeleine, présente encore une partie commune avec le site estuarien du Grand Vey.

- **Fig. 57** - Evolution des biomasses macrozoobenthiques sur le suivi annuel de quatre stations de la baie des Veys. Traits forts : biomasses totales ; traits fins : biomasses sans *Arenicola marina* ni *Cerastoderma edule*.

Des diagrammes évolutifs simples des biomasses cumulées par station permettent de distinguer la plus forte production macrozoobenthique sur le site estuarien du **Grand Vey**, qui atteint 28,2 g/m² en juin 1977 (**Fig.57**). C'est *Arenicola marina* qui est principalement responsable de ce pic estival avec 61,9% de la biomasse totale et secondairement *Cerastoderma edule* avec 28%. Le second pic d'automne, qui atteint 15,4 g/m² en octobre, concerne encore *Arenicola marina* (50,7%),



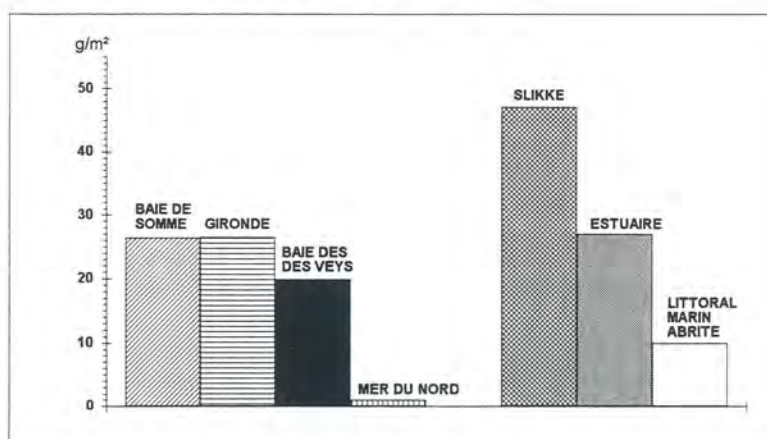
mais aussi *Cerastoderma edule* (21,3%) et *Nereis diversicolor* (20,6%).

Sur le site marin exposé de la Madeleine, le pic est en avril 1977 avec 7,8 g/m². Les biomasses ne descendent pas au-dessous de 2 g/m² en septembre et la contribution de *Cerastoderma edule* et *Arenicola marina* va de 61% (janvier 1978) à 90% (mai 1977).

Le maximum de production benthique à la Petite Dune est au mois d'août : 69,4% des 9,2 g/m² sont attribuables à *Cerastoderma edule*, qui domine jusqu'à 91,8% en avril 1977, alors qu'*Arenicola* n'est bien représenté qu'en mai (26,8%), juin (55%) et juillet (77,1%).

A Géfosse, qui présente 8,3 g/m² en juillet 1977, les biomasses de *Cerastoderma* et *Arenicola* restent fortes, mais *Scoloplos armiger* peut dépasser 50% du poids organique total en janvier 1978 et reste assez fort durant tout le cycle.

Ces résultats peuvent être comparés avec d'autres productions benthiques (BEUKEMA, 1974, 1976, 1979) relevées sur différentes zones littorales intertidales ou subtidales et dont la *fig. 58* donne un aperçu ; le site estuarien du Grand Vey présente une production biologique macrozoobenthique comparable à celles rencontrées dans diverses slikkes estuariennes. Cependant, il faut garder à l'esprit que l'essentiel de la biomasse des stations suivies en baie des Veys peut être attribué aux seuls *Arenicola marina* et *Cerastoderma edule*. Au Grand Vey, ces deux espèces représentent 72 à 94 % de la matière vivante totale, 47 à 90 % à la Madeleine, 28 à 96 % à la petite Dune et 12 à 85 % à Géfosse. Le trait fin inclus dans les diagrammes de la *figure 57* indique les variations de la biomasse sans *Arenicola* ni *Cerastoderma*.



- *Fig. 58* -

Biomasses moyennes
comparées du
macrozoobenthos en
différents biotopes.

1.1.3. DISCUSSION.

L'analyse réalisée sur les effectifs des espèces macrozoobenthiques rencontrées donne de meilleures indications biocénétiques que le traitement des données de biomasses. En effet, le cycle de la production animale est par trop

dominé par *Cerastoderma edule* et *Arenicola marina*, espèces lourdes mais peu représentatives du biofaciès. Dans le site estuarien du Grand Vey, où la coque est relativement abondante, le cycle met en évidence la disparition progressive du bivalve après les deux périodes, printanière et automnale, de recrutement telles qu'elles ont déjà été mises en évidence (SYLVAND in GUILLOU & coll., 1990*) ; il ne semble pas réellement possible d'y voir un éventuel impact de l'effort de pêche sur le cycle de cet animal, puisque la zone exploitée à cette époque était principalement au centre de la baie des Veys, sur le banc du Ferrailon et le banc de la Ravine.

Le flanc est de la baie, caractérisé par la radiale de Géfosse, possède une singularité remarquable grâce à la constance et l'abondance de *Scoloplos armiger*, qui est un élément biocénotique absent ou rare dans les autres sites. Elle présente la plus grande stabilité à court terme du peuplement sur l'ensemble des zones ciblées de la baie des Veys (zone "stable abritée"). C'est l'expression de sa situation particulière telle qu'elle a été décrite précédemment et qui fait référence à la morphologie générale de l'estran et à la granulométrie des sédiments superficiels. Le Grand Vey et la Petite Dune sont ouvertes au "fetch" de nord-est, et c'est précisément en janvier 1978 que s'est produit un fort coup de vent durable venant de cette direction, peu avant l'échantillonnage (zone "perturbable abritée" pour VE estuarien, et "perturbable ouvert" pour DU). *Corophium volutator*, caractéristique de la saturation des points 13 de DU et VE dans les analyses factorielles, est précisément extrêmement sensible aux excès d'hydrodynamisme et des populations entières de cet amphipode peuvent être déplacés à la suite d'une tempête (ESSINK & coll., 1989). L'absence d'une figure identique à la Madeleine peut s'expliquer par la présence d'une faune bien adaptée au milieu marin battu, alors que la Petite Dune et surtout le Grand Vey possèdent un zoobenthos adapté à un milieu d'ordinaire mieux protégé (zone dite "stable ouverte").

1.2. ZONATION VERTICALE.

1.2.1. RAPPEL : ORGANISATION DES CAMPAGNES.

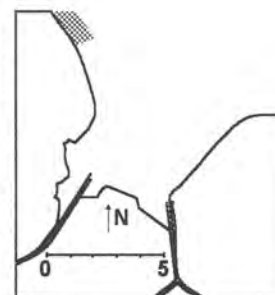
Les résultats benthologiques de la campagne qualitative préliminaire de 1973 ont été regroupés en quatre classes, codées suivant une estimation rapide de la dominance des espèces rencontrées : 0 (absence), 1 (jusqu'à 10% des effectifs

totaux de la station), 2 (10 à 50%) et 3 (plus de 50%). Cette approche a permis une première appréciation de la répartition du benthos tout en limitant les contraintes de terrain et de laboratoire, puis de préparer la planification des campagnes et des suivis ultérieurs. L'organisation des stations de prélèvement du benthos a suivi le plan d'échantillonnage des sédiments (Voir *fig.15*). Les campagnes de 1979 et 1981 ont donné lieu à une exploitation semi-quantitative en dominances. Celles de 1974, 1976-77, 1985-86 et 1992 ont été quantitatives et les effectifs furent ramenés au m^2 afin de faciliter les inter comparaisons ; les échantillonnages ont été réalisés de la fin du printemps à l'été, à l'exception de ceux du milieu du printemps 1973. Sur les diverses figures, les stations sont notées de gauche à droite dans leur succession depuis le point de référence (Om.) placé au plus haut niveau de la radiale et les espèces sont notées de haut en bas dans leur ordre d'apparition.

1.2.2. ZONES DE RÉFÉRENCE.

1.2.2.1. ZONE MARINE EXPOSÉE : LA MADELEINE.

Le diagramme de 1977 (*Fig.59*) donne une bonne représentation de la grande diversité spécifique du milieu marin exposé, concrétisée par les fortes valeurs d'indices sur la moyenne et basse plage (*Tableau XI*). La majorité des 43 espèces présentes sur cette radiale en substrat sableux fin ne comportait généralement pas un grand nombre d'individus. Seules 5 espèces intertidales dépassaient parfois $50/m^2$; *Bathyporeia pilosa* et *Eurydice pulchra*, denses en haute plage et à mi-niveau, étaient responsables des faibles indices locaux alors que *Cumopsis goodsiri* et *Nerine cirratulus* présentaient de forts effectifs en zone de déferlement de haute plage, à proximité de l'horizon des sources. *Urothoe grimaldii* était présent depuis la haute-moyenne plage jusqu'aux bas niveaux, avec un pic d'effectifs dès MA 120 ($1\ 450$ individus/ m^2).



En 1986 (*Fig. 60*), le peuplement restait toujours très diversifié (*Tableau XII*) avec un total de 30 espèces, dominées par *Urothoe grimaldii* et *Arenicola marina*. *Pygospio elegans*, peu représenté en 1977, s'était étendu sur l'ensemble de la basse plage suivant des abondances qui restent assez modestes en comparaison avec ce qui peut être rencontré par ailleurs en baie des Veys.

Cote marine (+ m)	5	5	4.5	4.8	3.7	2.8	2.5	1.7	1.2
Espèces / stations	30	50	100	120	180	300	360	480	690
<i>Oligochète sp.</i>	4								
<i>Arenicola marina</i>	4			23		1			
<i>Bathyporeia pilosa</i>	4	164		1	92	8			
<i>Eurydice pulchra</i>	144	4	48	40	236	1	4		
<i>Bathyporeia sarsi</i>	4		20	28	24	2	4	4	
<i>Cumopsis goodsiri</i>	20		700	41	24	58	74	56	
<i>Nerine cirratulus</i>			88		4				
<i>Pontocrates arenarius</i>			8			2	6	28	20
<i>Crangon crangon</i>		4						2	
<i>Capitella capitata</i>				4					
<i>Carcinus maenas</i>				1					
<i>Urothoe grimaldii</i>				1450	80	27	102	162	19
<i>Spio filicornis</i>				29		4		2	
<i>Nephtys hombergii</i>				5		3			2
<i>Cerastoderma edule</i>				3		1	2		
<i>Nephtys cirrosa</i>				11		3	2	2	2
<i>Eteone longa</i>				1			2		
<i>Notomastus latericeus</i>						1			
<i>Pygospio elegans</i>						4			
<i>Gammarus duebeni</i>						1			
<i>Gastrosaccus spinifer</i>						1			
<i>Mysis sp.</i>						1			
<i>Glycera convoluta</i>						2	2	2	
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>						29	18	32	
<i>Bathyporeia elegans</i>						13	34	16	6
<i>Eocuma dollfusi</i>						4	16	14	4
<i>Owenia fusiformis</i>						1			16
<i>Pandora albida</i>							2	2	
<i>Janice conchilega</i>							4	4	8
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>							20	44	12
<i>Acrocnida brachiata</i>							8	8	28
<i>Sigalion mathildae</i>							22	20	19
<i>Microprotopus maculatus</i>							2		2
<i>Streblospio bairdi</i>							2		6
<i>Spiophanes bombyx</i>								2	
<i>Tellina fabula</i>								2	2
<i>Lumbrineris impatiens</i>								2	1
<i>Pariambus typicus</i>								2	8
<i>Magelona papillicornis</i>									14
<i>Scoloplos armiger</i>									4
<i>Tharyx marionii</i>									2
<i>Leucothoe incisa</i>									2
<i>Phoxichilidium femoratum</i>									2

- **Fig. 59** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de La Madeleine MA en 1977. Les stations sont indiquées en haut de la figure par leur distance (m) par rapport au départ de la radiale en haut de plage. L'abondance des espèces dans les stations est notée.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
30	1.10	0.43	6	180
50	0.16	0.16	2	168
100	1.04	0.40	6	868
120	0.84	0.23	13	1637
180	1.90	0.74	6	460
300	3.12	0.70	22	169
360	3.09	0.73	19	326
480	3.02	0.69	21	410
690	3.84	0.87	21	179
Moyenne	2.01	0.55		
Ecart type	1.29	0.25		

- **Tableau XI** - Diversité et équitabilité sur les stations de la Madeleine en 1977.

Cote marine (+ m)	3	2.3	2	1.5	1.2
Espèces / stations	240	370	450	570	610
<i>Nerine cirratulus</i>	60				
<i>Bathyporeia pilosa</i>	60				
<i>Bathyporeia sarsi</i>	60		10		
<i>Capitella capitata</i>	30				10
<i>Crangon crangon</i>	20			10	10
<i>Eurydice pulchra</i>	40		10	30	10
<i>Lanice conchilega</i>	10	20		20	30
<i>Arenicola marina</i>	270	30			10
<i>Nephtys hombergii</i>	10	60	20		
<i>Pygospio elegans</i>	10	30	120	10	
<i>Cerastoderma edule</i>		10			
<i>Harmothoe lunulata</i>		10			10
<i>Spio filicornis</i>		30	30		20
<i>Cimopsis goodsiri</i>		20	50	20	
<i>Sigalion mathildae</i>		10	10	10	20
<i>Urothoe grimaldii</i>		800	20	280	680
<i>Gattyana cirrosa</i>		10		20	10
<i>Eteone longa</i>			10		10
<i>Pariambus typicus</i>			20		10
<i>Nephtys cirrosa</i>			10	20	
<i>Scoloplos armiger</i>			10	10	
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>			50	20	
<i>Pandora albida</i>			10	10	10
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>			10	190	50
<i>Phyllodoce laminosa</i>				10	10
<i>Aricia latreillii</i>				30	20
<i>Bathyporeia elegans</i>				40	150
<i>Pontocrates arenarius</i>				10	10
<i>Acrocnida brachiata</i>				10	20
<i>Abra alba</i>					10

- **Fig. 60** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Madeleine MA en 1986.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
240	2.74	0.79	11	670
370	1.51	0.42	12	1040
450	3.45	0.86	16	440
570	3.05	0.72	19	760
610	2.25	0.52	20	1090
Moyenne	2.60	0.66		
Ecart type	0.75	0.19		

- **Tableau XII** - Diversité et équitabilité sur les stations de la Madeleine en 1986.

Cote marine (+ m)		3.5	3.5	3.5	2.7
Espèces / stations		100	160	200	340
<i>Arenicola marina</i>	5				
<i>Glycera convoluta</i>	5				
<i>Nerine cirratulus</i>	2				
<i>Pontocrates arenarius</i>	5				
<i>Bathyporeia sarsi</i>	50			15	
<i>Mysis sp.</i>	5			5	
<i>Nephtys cirrosa</i>	15			10	5
<i>Nephtys hombergii</i>	5			50	5
<i>Pandora albida</i>	5			15	20
<i>Spio filicornis</i>	10			45	20
<i>Urothoe grimaldii</i>	50			655	345
<i>Actinia equina</i>	5				5
<i>Bathyporeia pilosa</i>		150	10		
<i>Gammarus duebeni</i>		225	20		
<i>Idothea pelagica</i>		50	5		
<i>Eurydice pulchra</i>		1025	15	5	
<i>Ammodytes tobianus</i>			5		
<i>Cumopsis goodsiri</i>			20		
<i>Eocuma dollfusi</i>			5		
<i>Lanice conchilega</i>			10		
<i>Pariambus typicus</i>			5		
<i>Syllis sp.</i>			5		
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>			5		
<i>Acrocnida brachiata</i>			5	55	
<i>Cerastoderma edule</i>			55	10	
<i>Lumbrineris impatiens</i>			10	10	
<i>Abra alba</i>				5	
<i>Clymene sp.</i>				15	
<i>Myriochele heeri</i>				5	
<i>Pygospio elegans</i>				10	
<i>Sigalion mathildae</i>				140	
<i>Thracia sp.</i>				10	

- **Fig. 61** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Madeleine MA en 1992.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
100	2.98	0.81	13	175
160	1.28	0.64	4	1450
200	2.10	0.49	20	965
340	2.52	0.60	18	685
450	1.93	0.49	15	3675
Moyenne	2.16	0.61		
Ecart type	0.64	0.13		

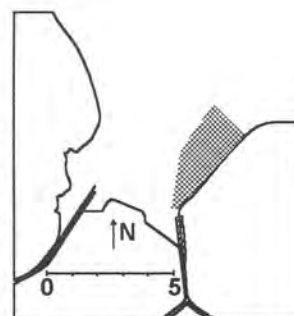
- **Tableau XIII** - Diversité et équitabilité sur les stations de la Madeleine en 1992.

La zonation de 1992 (*Fig. 60*), riche de 32 espèces, ne confirme que modérément la diversité spécifique de la zone marine exposée et les indices de Pielou sont plus faibles (*Tableau XIII*). Le crustacé *Urothoe grimaldii* est encore dominant, exception faite sur la partie la plus agitée de l'estran, au niveau du relief de la barre de déferlement ; l'isopode *Eurydice pulchra* présente à ce même niveau un très fort pic de densité. *Pygospio elegans* n'apparaît pas dans les échantillons de cette campagne.

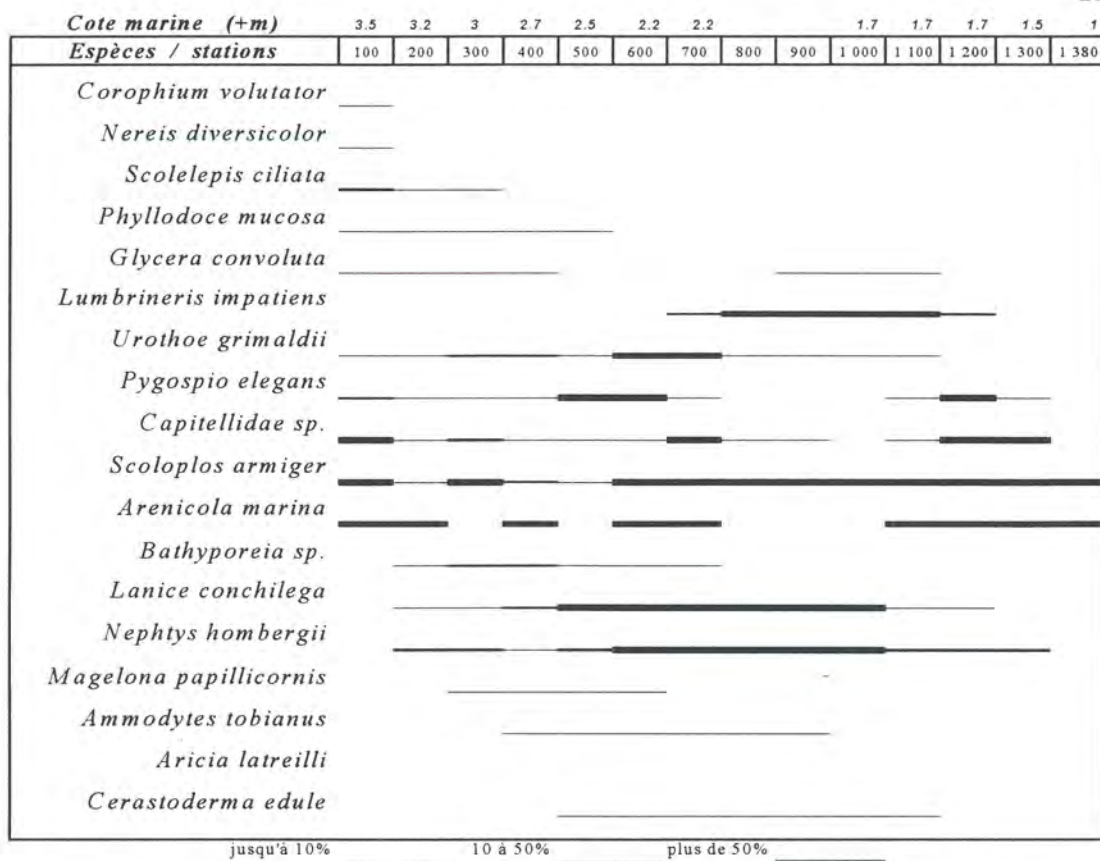
De 1977 à 1992, le peuplement de l'ensemble du site de la Madeleine était largement dominé par *Urothoe grimaldii*, dont les effectifs se sont renforcés progressivement, passant de 65/m² en 1977 à 345/m² en 1992. Cependant, la diversité spécifique reste généralement élevée, surtout dans la moyenne et basse plage, avec des valeurs de l'indice de Shannon le plus souvent comprises entre 2 et 3. L'équitabilité est bonne et l'indice de Pielou est fréquemment supérieur à 0,8, ce qui tempère la dominance fréquemment constatée d'*Urothoe grimaldii*. Les plus faibles valeurs des indices se remarquent au niveau de la barre de déferlement et des horizons des sources en haute plage, dans des situations qui combinent un fort hydrodynamisme et une percolation active qui rendent le milieu naturel très restrictif.

1.2.2.2. ZONE MARINE ABRITÉE : GÉFOSSE.

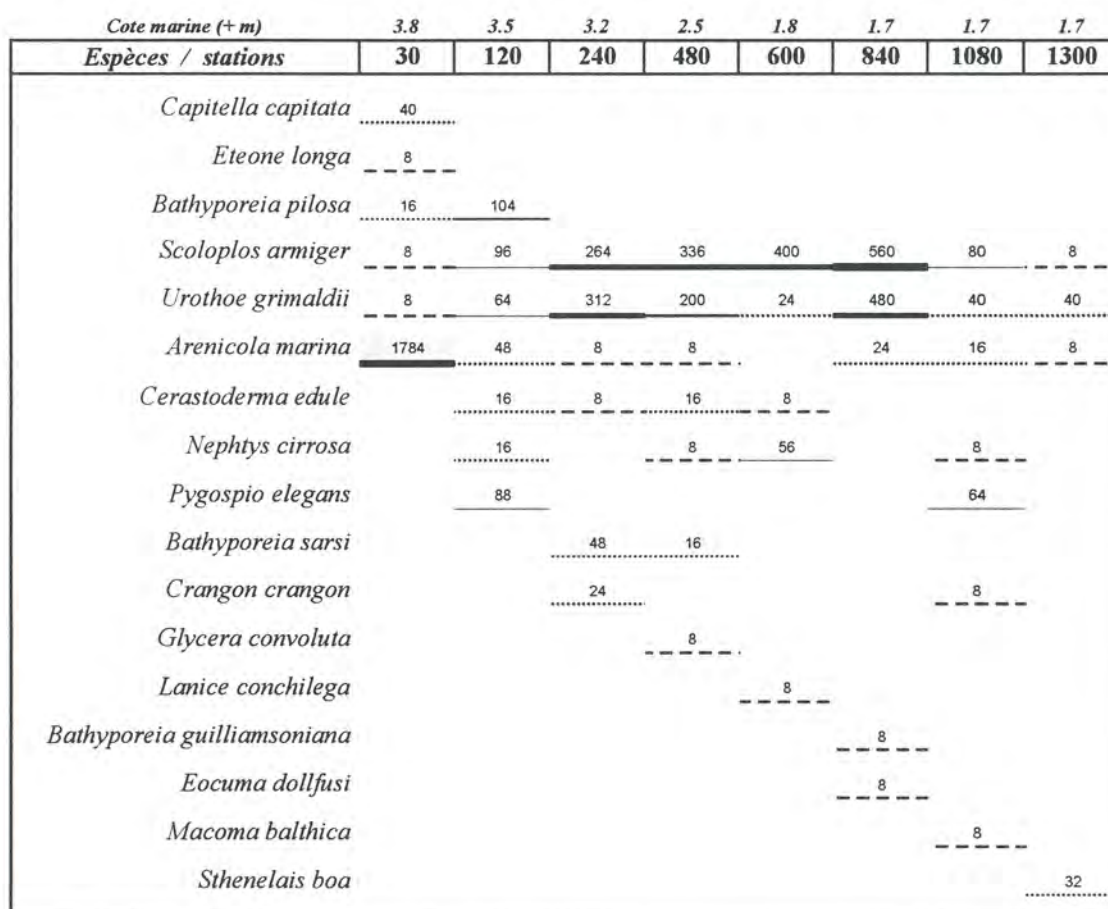
La campagne préliminaire de 1973 (*Fig. 57*) permettait de noter la très large extension de *Scoloplos armiger* et d'*Arenicola marina*, représentés dans 100 % des 14 stations réparties sur les 1 380 m. de la radiale. *Urothoe grimaldii*, *Lanice conchilega* (79 % des stations) et *Nephtys hombergii* (86 %) forment les composantes essentielles du peuplement alors que *Lumbrineris impatiens* caractérisait principalement les bas niveaux. *Nereis diversicolor* apparaissait dans les plus hauts niveaux en faibles effectifs.



En 1974, *Scoloplos armiger* était toujours la caractéristique biocénétique principale avec *Urothoe grimaldii*, présents l'un et l'autre sur toutes les stations de la radiale (*Fig. 63*). La forte densité d'*Arenicola marina* en haute plage était due au fort recrutement de jeunes individus dans une dépression humectée et légèrement envasée, située en contrebas du cordon de galets ; c'est un phénomène fréquent, mais non durable. Les diversités sont généralement très moyennes et varient dans une large plage suivant la sélectivité du milieu prospecté ; les équitabilités sont généralement fortes, exception faite des zones perturbées à proximité du cordon de haute plage et du petit chenal de marée situé à mi-parcours (*Tableau XIV*)



- **Fig. 62** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Géfosse GE en 1973.



- **Fig. 63** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Géfosse GE en 1974.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
30	0.34	0.13	6	1864
120	2.56	0.91	7	432
240	1.64	0.63	6	664
480	1.53	0.54	7	592
600	1.01	0.43	5	496
840	1.24	0.53	5	1080
1080	2.28	0.81	7	224
1300	1.68	0.84	4	88
Moyenne	1.54	0.60		
Ecart type	0.7	0.26		

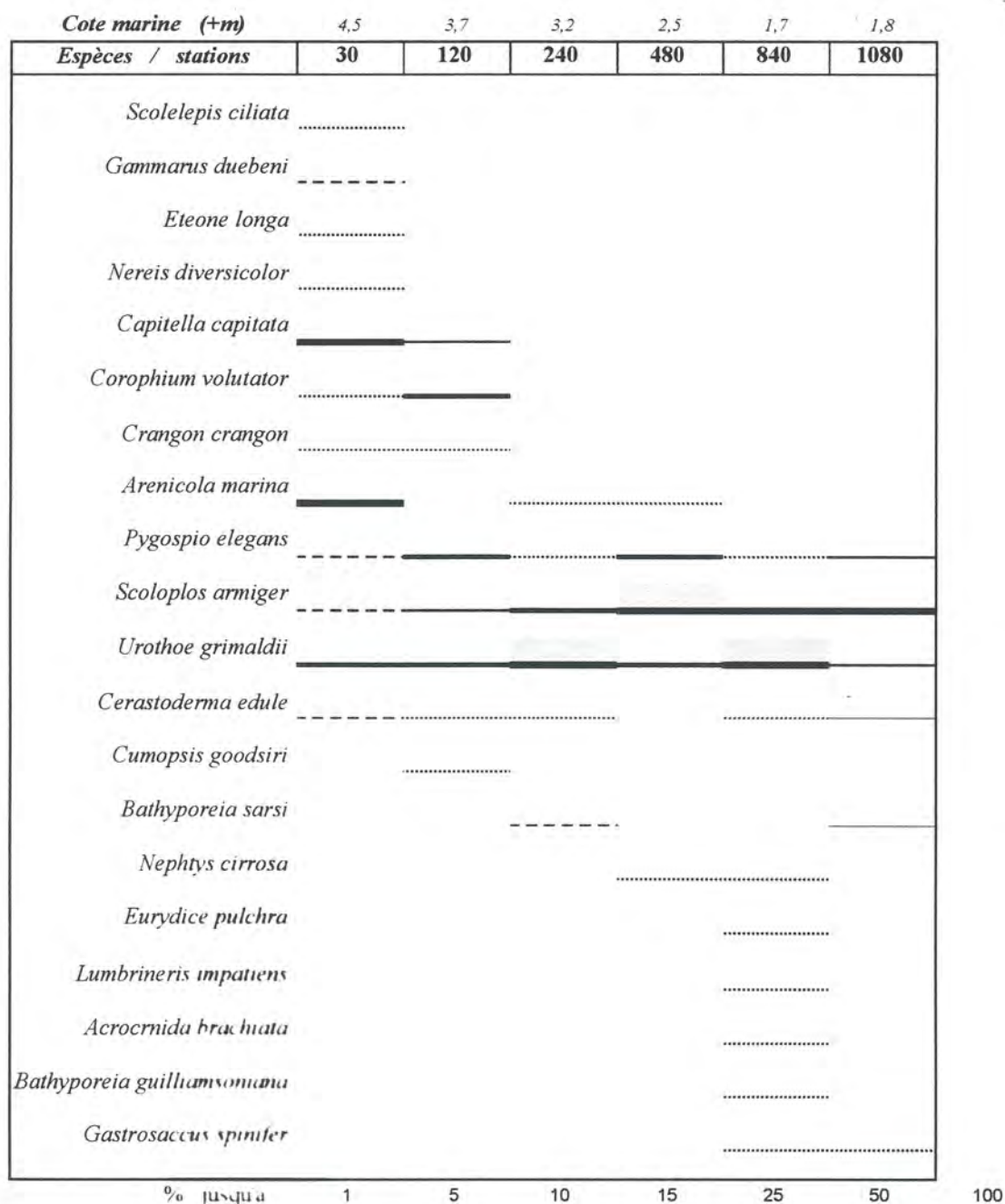
- **Tableau XIV** - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse en 1974.

La représentation des résultats de 1976-77 (**Fig. 63**) confirme la dominance de *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii* sur la moyenne plage. La seconde espèce renforçait sa présence en 1986 (**Fig. 65**) tandis que la première présentait une réduction de sa répartition et une chute de ses effectifs. La répartition des indices présente toujours la même physionomie (**Tableau XV**).

Cote marine (+ m)	4.2	3.7	3.2
Espèces / stations	15	120	240
<i>Tharyx marionii</i>	12		
<i>Nerine cirratulus</i>	12		
<i>Scolecopsis ciliata</i>	12		
<i>Bathyporeia pilosa</i>	20		
<i>Eteone longa</i>	8	16	
<i>Capitella capitata</i>	4	72	1
<i>Cerastoderma edule</i>		4	3
<i>Arenicola marina</i>		24	39
<i>Nephtys hombergii</i>		8	5
<i>Scoloplos armiger</i>		16	189
<i>Urothoe grimaldii</i>		180	295
<i>Bathyporeia sarsi</i>		4	15
<i>Crangon crangon</i>		2	5
<i>Pygospio elegans</i>			1
<i>Nephtys cirrosa</i>			4
<i>Cumopsis goodsiri</i>			4
<i>Corophium volutator</i>			1
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>			3

- **Fig. 64** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Géfosse GE en 1976-77.

L'omniprésence de ces deux espèces est encore confirmée en 1979 (**Fig. 65**), auxquelles s'ajoute *Pygospio elegans*. La présence de l'annélide estuarien *Nereis diversicolor* en haute slikke semblait être, comme en 1973, un épiphénomène sporadique sans grande signification écologique. Les différents indices se répartissent sur la radiale comme lors de la précédente campagne (**Tableau XV**).



- **Fig. 65** - Repartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Géfosse GE en 1979.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
30	2.18	0.63	11	200
120	2.69	0.90	8	45
240	1.40	0.50	7	115
480	1.74	0.75	5	30
840	1.81	0.54	10	57
1080	2.09	0.81	6	29
Moyenne	1.99	0.69		
Ecart type	0.44	0.16		

- **Tableau XV** - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse en 1979.

Cote marine (+ m).	3.8	3.5	2.7	1.7	1.7	1.2
Espèces / stations	60	200	400	650	850	1150
<i>Macoma balthica</i>	10					
<i>Nerine cirratulus</i>	10					
<i>Gammarus duebeni</i>	2					
<i>Pygospio elegans</i>	20	40				
<i>Capitella capitata</i>	140	30	40			20
<i>Arenicola marina</i>	180	130	100	10	40	60
<i>Urothoe grimaldii</i>	680	2130	1550	140	140	60
<i>Nephtys hombergii</i>	10		20	20	20	70
<i>Scolecopsis ciliata</i>	10			10		
<i>Bathyporeia sarsi</i>	70	20		90	100	50
<i>Lanice conchilega</i>		10				
<i>Tubificoides benedeni</i>		10				
<i>Phyllodoce mucosa</i>		10				
<i>Scoloplos armiger</i>		10	10	20		10
<i>Spio filicornis</i>		20	20	40	370	60
<i>Crangon crangon</i>		10			10	
<i>Nephtys cirrosa</i>				30		
<i>Corophium volutator</i>				10		
<i>Autolytus prolifer</i>				10		
<i>Aricia latreillii</i>				10	20	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>				20	30	40
<i>Eurydice pulchra</i>					10	10

- **Fig. 66** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Géfosse GE en 1986.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
60	1.98	0.60	10	1170
200	0.81	0.23	11	2411
400	0.70	0.27	6	1740
650	2.90	0.81	12	410
850	2.21	0.70	9	740
1150	2.94	0.93	9	380
Moyenne	1.92	0.59		
Ecart type	0.98	0.29		

- **Tableau XVI** - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse en 1986.

Cote marine (+ m)		3	2	2	1,5
Espèces / stations		300	630	900	1200
<i>Arenicola marina</i>		40			
<i>Eocuma dollfusi</i>	-----	5			
<i>Harmothoe lunulata</i>	-----	5			
<i>Acrocnida brachiata</i>	-----	5			5
<i>Glycera convoluta</i>	-----	5			5
<i>Pygospio elegans</i>	-----	70			85
<i>Capitella capitata</i>	-----	20	5		
<i>Phyllodoce mucosa</i>	-----	25	5		5
<i>Spio filicornis</i>	-----	195	70		10
<i>Cerastoderma edule</i>	-----	5	25	55	
<i>Gammarus duebeni</i>	-----	30	5	10	
<i>Crangon crangon</i>	-----	40	50	5	10
<i>Lanice conchilega</i>	-----	20	15	10	5
<i>Lumbrineris impatiens</i>	-----	5	5	10	5
<i>Nephtys hombergii</i>	-----	35	40	5	40
<i>Scoloplos armiger</i>	-----	300	155	30	45
<i>Urothoe grimaldii</i>	-----	2475	85	95	10
<i>Eteone longa</i>	-----		15		
<i>Magelona papillicornis</i>	-----		5	10	
<i>Bathyporeia sarsi</i>	-----		15	40	10
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>	-----		15	25	10
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	-----			5	
<i>Microphthalmus szcelkowi</i>	-----			15	10
<i>Nephtys cirrosa</i>	-----			25	25
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	-----				5
<i>Nerine cirratulus</i>	-----				5
<i>Aricia latreillii</i>	-----				15

- **Fig. 67** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Géfosse GE en 1992.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
300	1.52	0.36	18	3290
630	3.10	0.79	15	510
900	3.23	0.85	14	340
1200	3.47	0.83	18	305
Moyenne	2.83	0.71		
Ecart type	0.89	0.23		

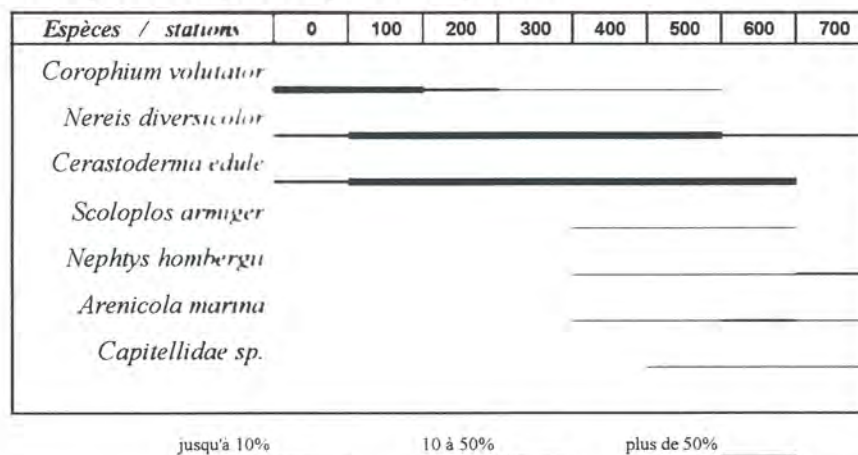
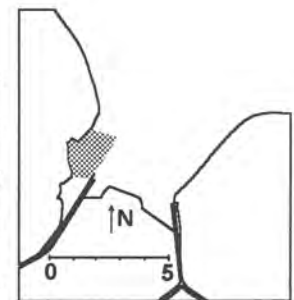
- **Tableau XVII** -
Diversité et
équitabilité sur les
stations de Géfosse en
1992.

La campagne de 1992 fait apparaître six espèces à large répartition, parmi lesquelles se retrouvent *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii*, qui dominent l'ensemble du peuplement (*Fig. 67*). Le nombre total d'espèces présentes sur l'ensemble des stations est passé de 22 en 1986 à 27 pour cette dernière campagne. Les indices, calculés sur la moyenne et basse plage, suivent toujours de même répartition (*Tableau XVII*).

Les espèces caractéristiques du peuplement de l'estran de Gêfosse sont donc *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii*, dans un sédiment qui a été défini comme sablonneux, peu envasé, homogène et bien classé. *Scoloplos* est présent, quoique peu abondant, dès les plus hauts niveaux ; ses densités deviennent plus élevées à mi-pente pour s'affaiblir vers la basse plage. La répartition verticale d'*Urothoe grimaldii* suit le même schéma. Les indices de diversité et d'équitabilité, très variables suivant la situation des stations, sont souvent fort comme il a été observé pour les biocénoses marines.

1.2.2.3. ZONE ESTUARIEENNE : LE GRAND VEY.

La campagne préliminaire de 1973 distinguait trois niveaux : la haute slikke possédait peu d'espèces, la moyenne slikke s'enrichit d'espèces nouvelles et la basse slikke a perdu de la diversité et des effectifs à proximité du chenal de Carentan (*Fig. 68*). *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator* et *Cerastoderma edule* étaient alors les espèces les plus largement réparties.



- *Fig. 68* -
Répartition des
espèces
macrozoobenthiques
le long de la radiale
du Grand Vey VE en
1973.

Les résultats de 1974 sont plus précis avec 16 espèces, dont certaines étaient présentes sur une grande partie des stations du Grand Vey : *Nereis diversicolor* était très abondant en haute slikke, *Macoma balthica* mieux représenté en haute et moyenne slikke, *Arenicola marina* proliférant préférentiellement en moyenne et basse slikke (*Fig. 69*). Les autres espèces se relayaient depuis les hauts niveaux jusqu'aux rives du chenal. Déjà rencontré

dans d'autres sites intertidaux, *Urothoe grimaldii* était très dense en moyenne et basse slikke. Les diversités selon Shannon sont relativement faibles et varient de façon importante suivant les stations ; les équitabilités sont le plus souvent médiocres (*Tableau XVIII*).

Cote marine (+ m)	5.5	4.5	4.2	4	4	3.5
Espèces / stations	0	120	360	480	540	600
<i>Littorina saxatilis</i>	4					
<i>Corophium volutator</i>	24			24		
<i>Scrobicularia plana</i>	70	72		2		
<i>Nereis diversicolor</i>	1512	888	56	60		16
<i>Macoma balthica</i>	2	96	24	48	12	8
<i>Hydrobia ulvae</i>		10800	640	12		
<i>Cerastoderma edule</i>		312	56		12	
<i>Arenicola marina</i>		96	160	180	252	48
<i>Capitella capitata</i>			8			
<i>Eurydice pulchra</i>			8			
<i>Bathyporeia pilosa</i>			24	12		
<i>Crangon crangon</i>			16	48	48	
<i>Pygospio elegans</i>			152	384	240	
<i>Heteromastus filiformis</i>			80	432	48	8
<i>Urothoe grimaldii</i>			24	192	2040	304
<i>Nephtys hombergii</i>				24	36	

- **Fig. 69** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du Grand Vey VE en 1974.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
0	0.41	0.18	5	1612
120	0.72	0.28	6	12264
360	2.40	0.67	12	1248
480	2.65	0.74	12	1418
540	1.29	0.43	8	2688
600	1.07	0.46	5	384
Moyenne	1.42	0.46		
Ecart type	0.91	0.22		

- **Tableau XVIII** - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey en 1974.

En 1977, 17 espèces ont été identifiées dans la haute et moyenne slikke (*Fig. 70*), avec pour la première fois la présence d'*Abra tenuis*. *Nereis diversicolor* était bien établi sur la zone, mais les densités de cet annélide comme celles des autres espèces étaient faibles par rapport aux résultats précédents. *Abra tenuis* n'avait pas été échantillonné en 1979 (*Fig. 71*), mais la dominance de *Corophium volutator* augmentait et la présence de *Nereis diversicolor* était confirmée. Les indices faibles (*Tableau XIX*) sont caractéristiques des conditions restrictives du milieu estuarien envasé.

Cote marine (+ m)		4.5	4.5
Espèces / stations		150	240
<i>Abra tenuis</i>	-----	6	71
<i>Cerastoderma edule</i>	-----	44	77
<i>Macoma balthica</i>	-----	1	1
<i>Arenicola marina</i>	-----	12	31
<i>Capitella capitata</i>	-----	3	
<i>Eteone longa</i>	-----	1	
<i>Nereis diversicolor</i>	-----	43	105
<i>Pygospio elegans</i>	-----	9	65
<i>Bathyporeia pilosa</i>	-----	1	
<i>Corophium volutator</i>	-----	7	5
<i>Cyathura carinata</i>	-----	2	4
<i>Urothoe grimaldii</i>	-----	9	8
<i>Tubificoides benedeni</i>	-----	3	
<i>Hydrobia ulvae</i>	-----		5
<i>Scrobicularia plana</i>	-----		1
<i>Carcinus maenas</i>	-----		2
<i>Heteromastus filiformis</i>	-----		32

- **Fig. 70** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du Grand Vey VE en 1977.

Cote marine (+m)		4.2	4
Espèces / stations		480	540
<i>Cerastoderma edule</i>	-----		
<i>Macoma balthica</i>	-----		
<i>Pygospio elegans</i>	-----		
<i>Bathyporeia pilosa</i>	-----		
<i>Cyathura carinata</i>	-----		
<i>Arenicola marina</i>	-----		
<i>Eteone longa</i>	-----		
<i>Nereis diversicolor</i>	-----		
<i>Corophium volutator</i>	-----		
<i>Urothoe grimaldii</i>	-----		
<i>Tubificoides benedeni</i>	-----		
<i>Heteromastus filiformis</i>	-----		
% jusqu'à :	-----	1	5
	-----	10	15
	-----	25	50
	-----	100	

- **Fig. 71** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du Grand Vey VE en 1979.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
480	0.96	0.27	12	416
540	0.78	0.28	7	284
Moyenne	0.87	0.28		
Ecart type	0.13	0.01		

- **Tableau XIX** - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey en 1979.

En 1986 (**Fig. 72**), la dominance de *Nereis diversicolor* était toujours forte au sein du peuplement local qui comportait 22 espèces ; il était accompagné par *Pygospio elegans*, qui n'a pas cessé de s'étendre et de se densifier depuis le début de l'étude. *Urothoe grimaldii* confirmait sa situation d'espèce de basse slikke. Les plus bas niveaux de la radiale présentaient des indices en amélioration par rapports à ceux des niveaux supérieurs, ce qui rapprocherait les stations correspondantes des caractéristiques marines (**Tableau XX**).

Cote marine (6+m)	5.3	4.5	4.5	4.2	4	2
Espèces : stations	0	135	290	450	600	740
<i>Corophium volutator</i>	10	10	1		210	
<i>Abra tenuis</i>	10	310	10	50	70	
<i>Cyathura carinata</i>	20	30	10	90	10	
<i>Nereis diversicolor</i>	970	1280	100	260	510	40
<i>Pygospio elegans</i>	10	2140	2200	7590	220	
<i>Scolecopsis ciliata</i>		20				
<i>Crangon crangon</i>		130		10		
<i>Eteone longa</i>		10	30	60		
<i>Tubificoides benedini</i>		100	30	60	10	
<i>Macoma balthica</i>		60	20	40	10	40
<i>Arenicola marina</i>		60	70	60	130	70
<i>Heteromastus filiformis</i>		150	10	450	60	90
<i>Cerastoderma edule</i>			10			
<i>Nephtys hombergii</i>			10			
<i>Bathyporeia sarsi</i>			10			110
<i>Eurydice pulchra</i>			40			240
<i>Capitella capitata</i>			400		10	40
<i>Urothoe grimaldii</i>			30	40	40	570
<i>Scrobicularia plana</i>				20		
<i>Carcinus maenas</i>				18		
Larve diptère				20		
<i>Spio filicornis</i>						20

- **Fig. 72** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du Grand Vey VE en 1986.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
0	0.38	0.16	5	1020
135	2.04	0.57	12	4280
290	1.56	0.38	17	3000
450	1.05	0.28	14	8930
600	2.54	0.73	11	1280
740	2.35	0.74	9	1210
Moyenne	1.65	0.48		
Ecart type	0.83	0.24		

- **Tableau XX** - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey en 1986.

<i>Cote marine (+ m)</i>	5.5	4.8	4.5	4.2
<i>Espèces / stations</i>	0	100	300	500
<i>Corophium volutator</i>	210			
<i>Larve diptère</i>	5	40		
<i>Hydrobia ulvae</i>	4395	1345		
<i>Macoma balthica</i>	5		40	
<i>Arenicola marina</i>	5	10	85	
<i>Mya arenaria</i>	5	10	5	
<i>Spio filicornis</i>	10	15	100	
<i>Abra tenuis</i>	75	745	20	75
<i>Carcinus maenas</i>	70	530	40	400
<i>Cerastoderma edule</i>	20	145	15	150
<i>Crangon crangon</i>	5	5	70	800
<i>Eteone longa</i>	10	45	15	25
<i>Nereis diversicolor</i>	330	1900	35	2300
<i>Pygospio elegans</i>	780	3110	9495	850
<i>Manayunkia estuarina</i>		50		
<i>Mysella bidentata</i>		5		
<i>Oligochète sp.</i>		50		
<i>Scrobicularia plana</i>		35		
<i>Cyathura carinata</i>		20	20	
<i>Heteromastus filiformis</i>		20	95	650
<i>Tubificoides benedeni</i>		140	30	1700
<i>Bathyporeia pilosa</i>			15	
<i>Bathyporeia sarsi</i>			265	
<i>Capitella capitata</i>			55	
<i>Glycera convoluta</i>			5	
<i>Nephtys hombergii</i>			60	
<i>Phyllodoce mucosa</i>			20	
<i>Urothoe grimaldii</i>			825	

- **Fig. 73** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du Grand Vey VA en 1992.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
0	1.37	0.35	15	5930
100	2.54	0.59	20	8245
300	1.11	0.25	21	11310
500	2.53	0.80	9	6950
Moyenne	1.89	0.50		
Ecart type	0.76	0.25		

- **Tableau XXI** - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey en 1992.

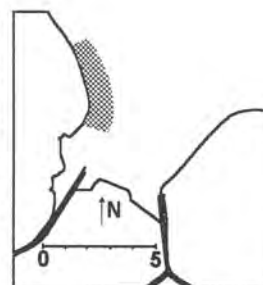
La répartition générale des espèces est identique en 1992 (*Fig. 73*), mais *Hydrobia ulvae* (haute slikke), *Nereis diversicolor* et *Pygospio elegans* sont encore plus denses dans un ensemble de 28 espèces, tous niveaux confondus. La succession des indices rappelle les observations précédentes (*Tableau XXI*).

Durant cette étude, le bivalve *Mya arenaria* apparaît peu dans les diagrammes, sa profondeur d'enfouissement le rendant inaccessible à la prospection de routine qui ne prélève que sur 25 cm de profondeur. Il est cependant repérable en surface par les excavations laissées par les siphons et demeure donc caractéristique de la haute slikke estuarienne du Grand Vey. L'amphipode *Urothoe grimaldii*, largement représenté en milieu marin exposé (La Madeleine) ou abrité (Géfosse), est toujours abondant sur la basse slikke du Grand Vey, près du chenal de Carentan, ce qui pourrait en première estimation indiquer une influence marine locale. Les espèces à retenir pour caractériser les zones estuariennes seront donc préférentiellement placées en haute et moyenne slikke. Les différents diagrammes de zonation montrent que *Nereis diversicolor* est ici aussi l'espèce qui possède la plus forte signification biocénétique de ce site estuarien pour sa constance et sa large répartition à tous les niveaux. Il est possible d'entrevoir l'influence marine sur la basse slikke en observant la succession des indices de diversité et d'équitabilité qui sont généralement faibles en haute et moyenne slikke pour devenir plus élevés vers les plus basses stations de la radiale.

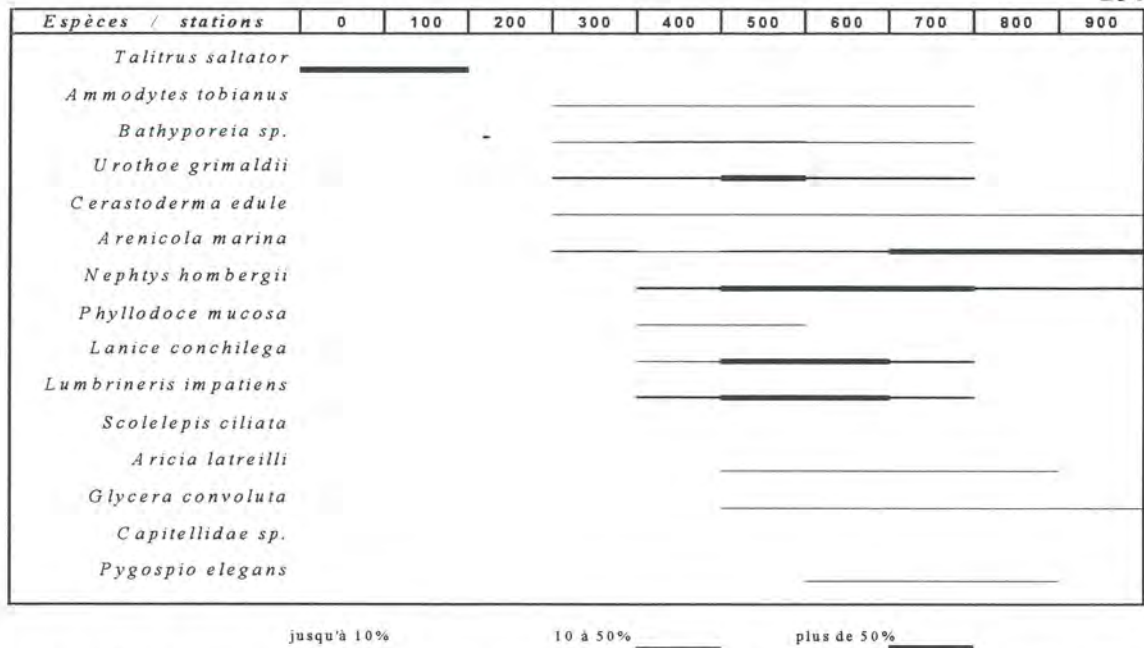
1.2.3. RADIALES INTERMÉDIAIRES.

1.2.3.1. NORD-OUEST : LA PETITE DUNE.

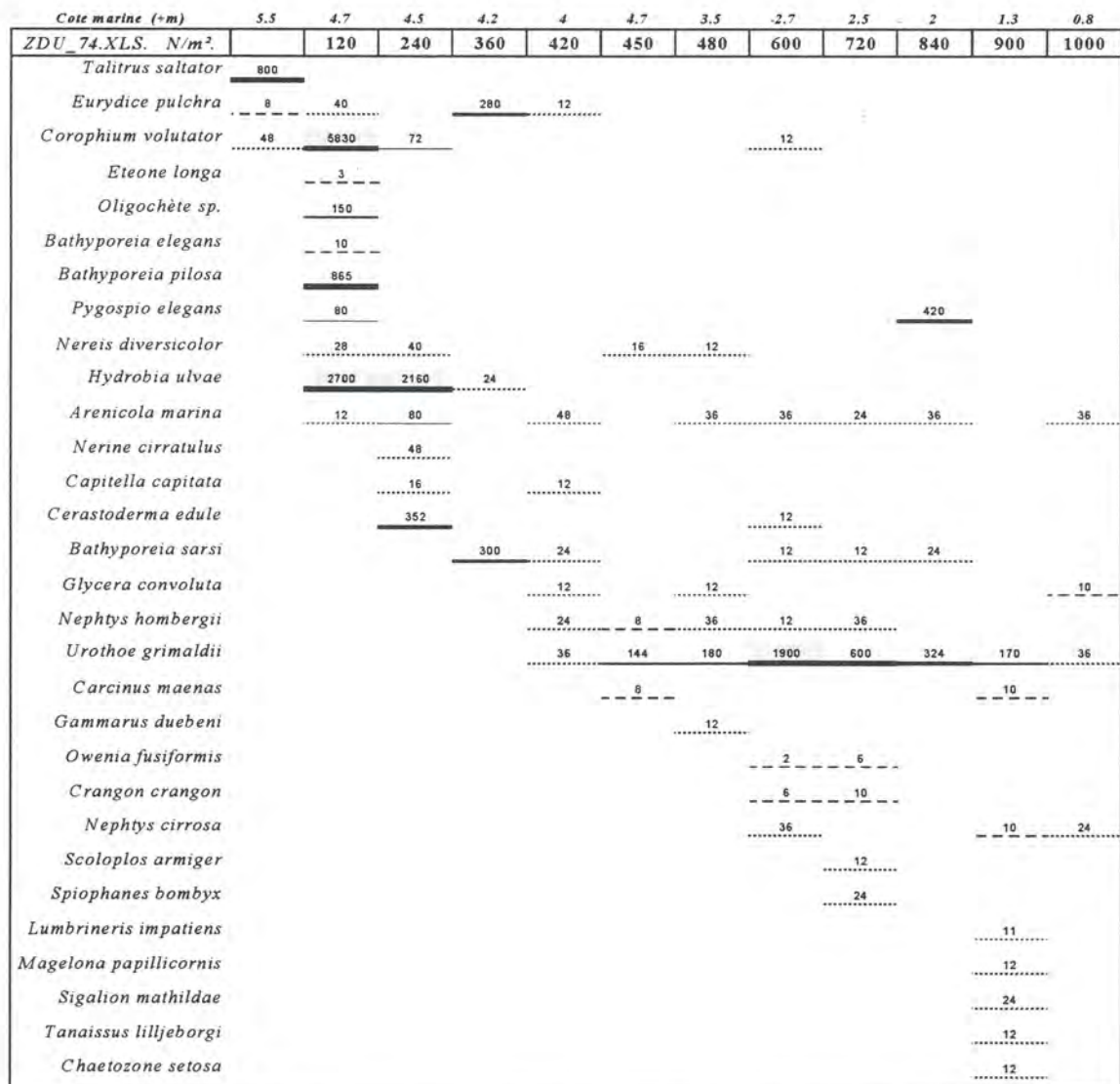
Le diagramme des résultats initiaux de 1973 montre la grande pauvreté faunistique de la haute plage jusqu'aux niveaux des premières ondulations sableuses formées par le déferlement (*Fig. 74*). Les talitres sont seuls représentés à proximité du schorre. Il ne semble pas qu'une espèce caractéristique se détachait alors du peuplement parmi les 15 recensées.



La quantification de 1974 fut réalisée sur 30 espèces (*Fig. 75*). Exception faite de *Talitrus saltator*, déjà signalé, la haute plage présentait des densités élevées de *Corophium volutator*, *Bathyporeia pilosa* et *Hydrobia ulvae*, ainsi qu'une présence de *Nereis diversicolor*. La haute-moyenne plage s'appauvrisait



- **Fig. 74** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de la Petite Dune DU en 1973.



- **Fig. 75** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de la Petite Dune DU en 1974.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
0	0.39	0.25	3	856
120	1.50	0.45	10	9718
240	1.20	0.40	8	2776
360	1.20	0.76	3	604
420	2.61	0.93	7	168
450	0.96	0.48	4	176
480	1.75	0.68	6	288
600	0.50	0.16	9	2028
720	1.10	0.37	8	724
840	1.37	0.69	4	804
900	1.89	0.63	8	261
1000	1.86	0.93	4	106
Moyenne	1.36	0.56		
Ecart type	0.62	0.25		

- **Tableau XXII** - Diversité et équitabilité sur les stations de la Petite Dune en 1974.

(*Eurydice pulchra* et *Bathyporeia sarsi* dominants, *Hydrobia ulvae* accidentel), puis le peuplement des niveaux inférieurs présentait de très forts effectifs d'*Urothoe grimaldii*. Certaines espèces qui ont été déjà rencontrées en milieu marin à Géfosse (*Scoloplos armiger*, *Lumbrineris impatiens*) ou à la Madeleine (*Owenia fusiformis*, *Lumbrineris impatiens*, *Tanaissus lilljeborgi*, *Sigalion mathildae*), apparaissaient près du Chenal de Carentan. Depuis la haute plage vers les bas niveaux, les indices d'équitabilité paraissent d'abord faibles à médiocres comme en estuaire, puis deviennent plus forts comme en zone marine (**Tableau XXII**).

Les résultats de 1976-1977 (**Fig.76**) font apparaître une répartition très comparable des espèces de haute et basse plage. En moyenne plage, où les effectifs zoobenthiques étaient faibles, *Pygospio elegans* s'étendait sur la moitié de la radiale. La basse plage était colonisée majoritairement par *Urothoe grimaldii*. D'importants changements étaient intervenus dans la succession des indices d'équitabilité malgré une moyenne voisine de celle obtenue en 1974 (**Tableau XI**).

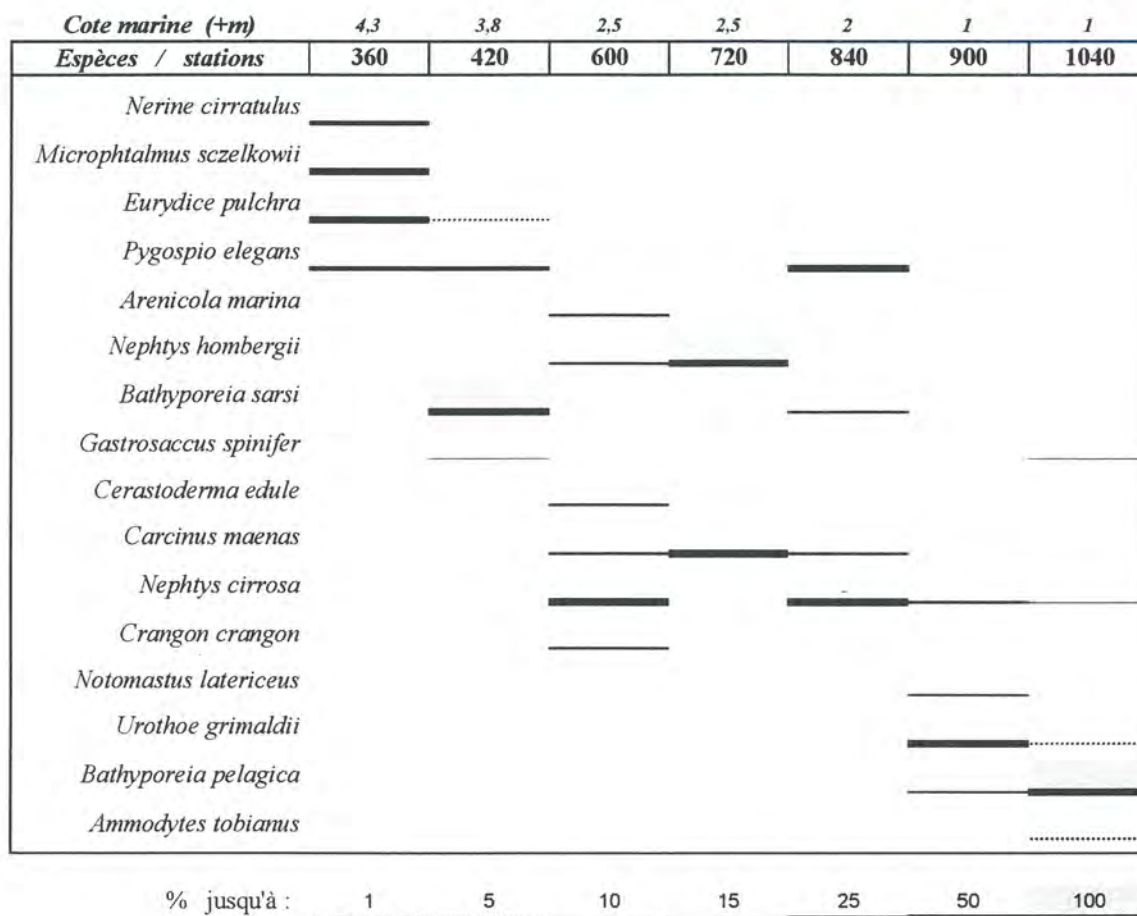
La représentation semi quantitative de 1979 (**Fig.77**) donne une image hachée de la zonation verticale des espèces macrozoobenthiques en moyenne-basse plage, qui coïncide avec la morphologie localement tourmentée de l'estran. Les indices de diversité sont comparables à ceux de la campagne précédente, mais les équitabilités sont généralement bien plus élevées en moyenne et basse plage (**Tableau XXIV**).

<i>Cote marine (+m)</i>	5	4.7	4.5	4.7	2.8	2
<i>Espèces / stations</i>	60	120	240	285	660	840
<i>Larve diptère</i>	23					
<i>Oligochète sp.</i>	430	150				
<i>Corophium volutator</i>	1375	2065				
<i>Hydrobia ulvae</i>	458	1215	172			
<i>Bathyporeia pilosa</i>	383	865	12			
<i>Eurydice pulchra</i>	450	40		4		
<i>Eteone longa</i>		5				
<i>Nereis diversicolor</i>		20				
<i>Bathyporeia elegans</i>		10				
<i>Pygospio elegans</i>		80	32	4	11	
<i>Macoma balthica</i>			8			
<i>Arenicola marina</i>			8		8	12
<i>Urothoe grimaldii</i>			8		139	144
<i>Cerastoderma edule</i>			32	8	3	4
<i>Bathyporeia sarsi</i>				4		
<i>Carcinus maenas</i>				4		
<i>Macropipus pusillus</i>				4		
<i>Nephtys cirrosa</i>				4	7	
<i>Nephtys hombergii</i>				4	4	
<i>Notomastus latericeus</i>					1	
<i>Cumopsis goodsiri</i>					36	
<i>Eocuma dollfusi</i>					3	
<i>Crangon crangon</i>					7	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>					11	
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>					41	
<i>Sigalion mathildae</i>					4	8
<i>Spiophanes bombyx</i>						4
<i>Acrocrida brachiata</i>						4

- **Fig. 76** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de la Petite Dune DU en 1976-77.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
60	2.15	0.83	6	3119
120	1.88	0.59	9	4450
240	1.79	0.64	7	272
640	2.18	0.52	18	432
840	1.08	0.42	6	176
Moyenne	1.82	0.60		
Ecart type	0.44	0.15		

- **Tableau XXIII** - Diversité et équitabilité sur les stations de la Petite Dune en 1976-77.

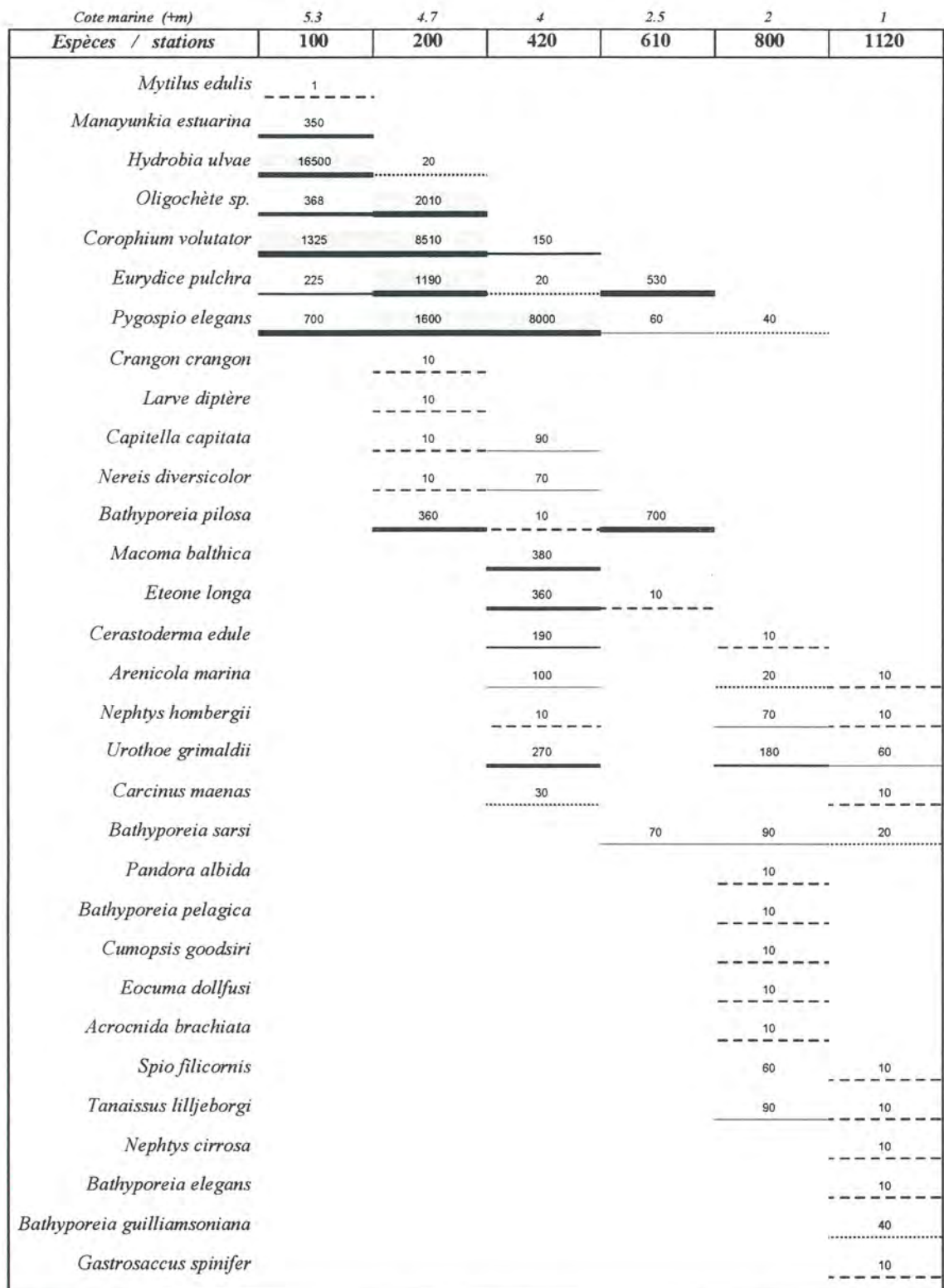


- **Fig. 76** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de la Petite Dune DU en 1979.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
360	1.84	0.92	4	7
420	1.64	0.63	6	28
600	2.41	0.93	6	8
720	0.92	0.92	2	3
840	1.75	0.88	4	9
900	2.06	0.89	5	9
1040	1.33	0.57	5	23
Moyenne	1.71	0.82		
Ecart type	0.48	0.15		

- **Tableau XXIV** - Diversité et équitabilité sur les stations de la Petite Dune en 1979.

La campagne de 1986 présente encore cette différence entre d'importants effectifs sur quelques espèces en haute plage et de faibles abondances en bas niveau (**Fig. 78**) comme en 1974 et 1976-77. En haute plage, *Corophium* et *Hydrobia* dominaient, accompagnés par *Manayunkia estuarina* et des oligochètes tubificidés. La répartition des indices montre à nouveau une élévation des valeurs vers les plus bas niveaux (**Tableau XXV**).



- **Fig. 78** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de la Petite Dune DU en 1986.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
100	1.36	0.48	7	23713
200	1.69	0.49	11	13740
420	1.22	0.32	14	9720
610	1.64	0.63	6	1410
800	3.02	0.82	13	610
1120	3.18	0.89	12	210
Moyenne	2.02	0.61		
Ecart type	0.86	0.22		

- **Tableau XXV** - Diversité et équitabilité sur les stations de la Petite Dune en 1986.

Cote marine (+m)	4.7	2.7	2	1
Espèces / stations	300	630	900	1000
<i>Capitella capitata</i>	555			
<i>Eteone longa</i>	25			
<i>Eurydice pulchra</i>	80			
<i>Hydrobia ulvae</i>	28020			
<i>Macoma balthica</i>	20			
<i>Mya arenaria</i>	20			
<i>Nereis diversicolor</i>	30			
<i>Bathyporeia pilosa</i>	100	20		
<i>Corophium volutator</i>	7665	25		
<i>Cerastoderma edule</i>	55	15	5	
<i>Pygospio elegans</i>	640	5	10	
<i>Arenicola marina</i>	80		5	
<i>Carcinus maenas</i>	30			20
<i>Corbula gibba</i>		5		
<i>Mya truncata</i>		5		
<i>Pandora albida</i>		20		
<i>Spio filicornis</i>		10	15	
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>		5	10	
<i>Nephtys hombergii</i>		40	40	10
<i>Urothoe grimaldii</i>		15	45	15
<i>Crangon crangon</i>		5		5
<i>Sigalion mathildae</i>			5	
<i>Bathyporeia sarsi</i>			10	25
<i>Nephtys cirrosa</i>			25	15
<i>Eocuma dollfus</i>				5
<i>Glycera convoluta</i>				5
<i>Scoloplos armiger</i>				5

Fig. 79 - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de la Petite Dune DU en 1992.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
300	1.11	0.28	15	37435
630	3.33	0.90	13	175
900	2.99	0.86	11	175
1000	3.04	0.92	10	110
Moyenne	2.62	0.74		
Ecart type	1.02	0.31		

- Tableau XXVI -
Diversité et
équitabilité sur les
stations de la Petite
Dune en 1992.

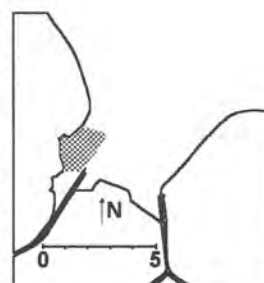
Les résultats les plus récents (**Fig. 79**) sont tout-à-fait comparables et les densités d'*Hydrobia ulvae* deviennent très importantes, les plus fortes jamais rencontrées dans la baie des Veys, ce qui fait chuter l'indice d'équitabilité de la station correspondante (**Tableau XXVI**). En moyenne et basse plage, les indices

sont élevés. Les hasards de l'échantillonnage ne font pas apparaître l'importante couverture de *Littorina saxatilis* qui a proliféré dans le schorre atteignant des densités qui peuvent être estimées entre 3 000 et 4 000 individus au m².

Les espèces des hauts niveaux de la Petite Dune sont essentiellement celles rencontrées sur la radiale estuarienne du Grand Vey, exception faite du talitre qui n'a pas été recensé ailleurs. La présence de *Manayunkia estuarina* aurait certainement pu être décelée plus précocement, mais cet annélide sédentaire est à la limite de résolution de la maille de tamis ; sa présence coïncide avec des boulettes vaseuses, plus importantes au moment de son échantillonnage, qui contribuèrent à colmater le tamis en abaissant le pouvoir de résolution. Les bas niveaux de ce site sont plus typiques des sables marins et les espèces rencontrées se retrouvent à la Madeleine ou à Géfosse. Ce constat est renforcé par la répartition des indices d'équitabilité qui sont plutôt des indicateurs estuariens en haute plage, puis de milieu marin sur les bas niveaux. La Petite Dune apparaît donc ici comme un espace intertidal de transition, mais sans mélange des biofaciès du fait de la séparation nette des caractéristiques sédimentaires associées aux peuplements.

1.2.3.2. SUD-OUEST : HOUESVILLE ET LE GRAND VEY VB.

La zone correspondante a fait l'objet d'échantillonnages en 1992 ; elle comprend une haute slikke envasée entremêlée au schorre qui se continue plus bas dans le couloir sableux issu du banc de la Madeleine. Les espèces typiquement estuariennes colonisent les plus hauts niveaux, en particulier *Nereis diversicolor*, *Abra tenuis*, *Tubificoides benedeni* et, pour la nouvelle radiale VB du Grand Vey, *Corophium volutator* (Fig.80).



Les indices de diversité et d'équitabilité, calculés sur les stations de la radiale VB, sont faibles à médiocres et ne semblent pas s'améliorer en basse slikke (Tableau XXVII). Les plus bas niveaux ne présentent pas donc pas les caractéristiques indiciaires d'un macrozoobenthos marins, contrairement à ce qui se passe dans le site de la Petite Dune qui est pourtant proche au nord. Il y a cependant des densités non négligeables d'*Urothoe grimaldii* associé une forte population de coques *Cerastoderma edule*. L'affinité marine de cet amphipode, qui semblait se préciser dans des discussions précédentes, ne paraît donc pas si bien définie.

Espèces / stations	0	300	600	900	1200	1500	1800
<i>Larve diptère</i>	5						
<i>Abra tenuis</i>	75	10	35				
<i>Eteone longa</i>	10	5					
<i>Spio filicornis</i>	10	5		20		5	5
<i>Nereis diversicolor</i>	330	825	45				
<i>Hydrobia ulvae</i>	4395	30	20		5		5
<i>Corophium volutator</i>	210	10	15	5	5		
<i>Pygospio elegans</i>	780	2640	1460	350	230		15
<i>Mya arenaria</i>	5	15	45	15	30	20	
<i>Arenicola marina</i>	5	140	105	135	10	75	20
<i>Carcinus maenas</i>	70	45	75	25	5	70	5
<i>Cerastoderma edule</i>	20	45	40	75	285	735	165
<i>Crangon crangon</i>	5	35	15	120	5	30	30
<i>Macoma balthica</i>	5	15	45	15	30	20	
<i>Scrobicularia plana</i>		10					
<i>Capitella capitata</i>		10	25				
<i>Cyathura carinata</i>		25	10				
<i>Glycera convoluta</i>		5	10				
<i>Tubificoides benedeni</i>		10	160				
<i>Heteromastus filiformis</i>		175	140	5			
<i>Nephtys hombergii</i>		10	25	75	40	25	55
<i>Eurydice pulchra</i>			5			95	
<i>Phyllodoce mucosa</i>			5			5	
<i>Bathyporeia sarsi</i>			5	10	1800		415
<i>Urothoe grimaldii</i>			1425	5405	40	3865	930
<i>Sigalion mathildae</i>				10			
<i>Bathyporeia pilosa</i>				5		5	
<i>Gammarus duebeni</i>				5		10	
<i>Nerine cirratulus</i>					10		

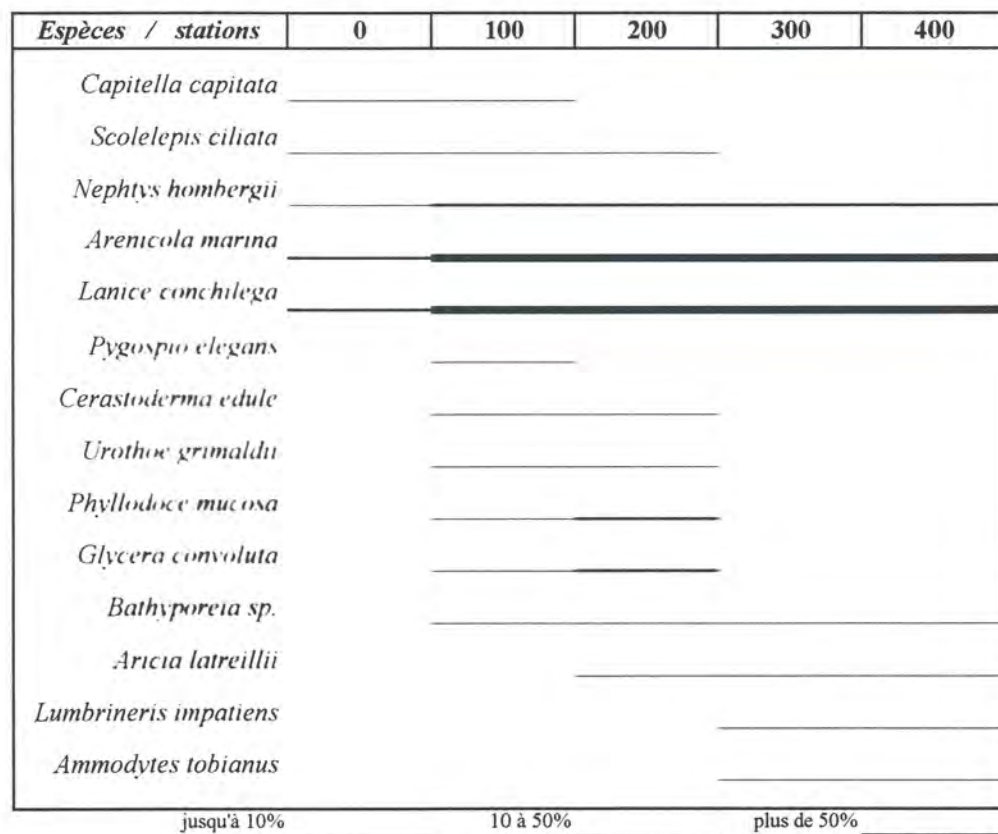
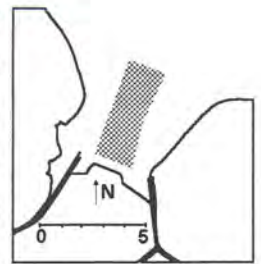
- **Fig. 80** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale VB du Grand Vey en 1992.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
300	1.76	0.41	20	4065
600	2.35	0.54	21	3710
900	0.96	0.24	16	6275
1200	1.67	0.44	14	2590
1500	1.07	0.29	13	4870
1800	1.78	0.54	10	1645
Moyenne	1.60	0.41		
Ecart type	0.51	0.12		

- **Tableau XXVII** - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey, nouvelle radiale, en 1992.

1.2.3.3. BANC CENTRAL DE LA RAVINE : BRÉVANDS.

La campagne préliminaire de 1973 ne permettait pas de donner à cette zone des caractères originaux sur les simples critères qualitatifs de présence de *Nephtys hombergii*, *Arenicola marina* et *Lanice conchilega* (Fig. 81) en haute plage. La meilleure précision obtenue avec celle de 1974 (Fig. 82) montre une haute plage colonisée par des espèces macrozoobenthiques d'affinité estuarienne comme *Corophium volutator*, *Nereis diversicolor* et surtout *Bathyporeia pilosa*. Un peu plus bas apparaissaient *Cerastoderma edule* et *Urothoe grimaldii*, puis l'espèce caractéristique de l'est de la baie, *Scoloplos armiger*. Deux espèces, qui ne semblaient pas avoir encore de statut écologique bien cerné, *Arenicola marina* et *Pygospio elegans*, étaient établies sur toutes les stations de Brévands. Le schéma apparemment classique d'une équitabilité croissante vers les plus bas niveaux s'observe encore ici (Tableau XXVIII).



- Fig. 81 - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Brévands en 1973.

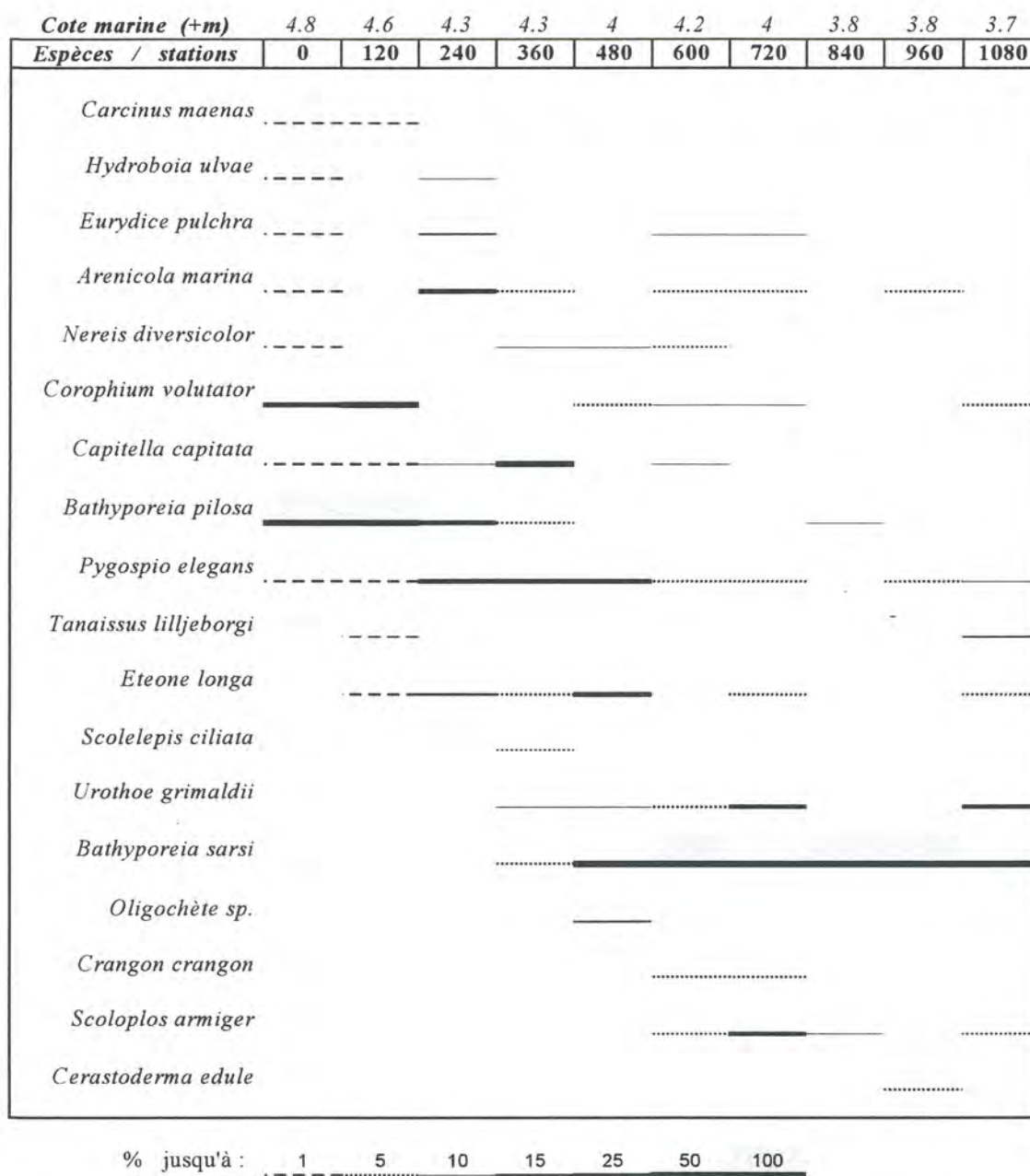
Cote marine (+m)	4.75	4.25	4	4	3.7
Espèces / stations	0	240	480	720	1080
<i>Corophium volutator</i>	36				
<i>Nereis diversicolor</i>	12	32	16		
<i>Bathyporeia pilosa</i>	696	328	8		
<i>Arenicola marina</i>	180	104	152	56	8
<i>Pygospio elegans</i>	12	112	144	424	96
<i>Capitella capitata</i>		8	24		
<i>Cerastoderma edule</i>		40	24	48	
<i>Urothoe grimaldii</i>		32	64	656	72
<i>Bathyporeia sarsi</i>			8	104	208
<i>Crangon crangon</i>				32	
<i>Nephtys cirrosa</i>				32	8
<i>Scoloplos armiger</i>				8	400
<i>Lamprops fasciata</i>					8

- **Fig. 82** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Brévands en 1974.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
0	1.12	0.48	5	936
240	2.11	0.75	7	656
480	2.30	0.77	8	440
720	1.97	0.66	8	1360
1020	1.88	0.67	7	800
Moyenne	1.88	0.67		
Ecart type	0.45	0.11		

- **Tableau XXVIII** -
Diversité et équitabilité sur
les stations de Brévands en
1974.

Ce caractère estuarien de la haute plage de Brévands, sablonneuse et quelquefois un peu envasée, est confirmé par les résultats des campagnes de 1979 (**Fig. 83**), 1985-86 (**Fig. 84**) et 1992 (**Fig. 85**). Les discontinuités qui apparaissent dans la zonation sont le résultat de modifications topographiques : chaque interruption ou diminution des effectifs d'une espèce caractérise un échantillonnage sur la crête d'un banc, dans un sédiment où la teneur en eau descend au-dessous de 15 % pondéral. Les prélèvements sur les bas niveaux (corps sableux central) font apparaître des espèces déjà rencontrées sur la radiale marine de la Madeleine (*Urothoe grimaldii*, *Acrocnida brachiata*, *Lumbrineris impatiens*) mais aussi une nouvelle espèce d'amphipode, *Urothoe pulchella*, qui n'est présent nulle part ailleurs ni lors d'aucune autre campagne, sans qu'aucune explication ne puisse être fournie, tant au niveau sédimentaire que morphologique. La "tache" dense d'*Ophelia radiata*, trouvée à BR 900 et seulement en 1986, reste tout autant inexploitée.



- **Fig. 83** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Brevands en 1979.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
0	0.90	0.28	9	1922
120	1.09	0.39	7	505
240	2.66	0.95	7	16
360	2.46	0.78	9	81
480	2.62	0.93	7	23
600	1.86	0.56	10	56
720	2.45	0.77	9	36
840	0.70	0.44	3	15
960	0.64	0.32	4	29
1080	2.00	0.71	7	53
Moyenne	1.74	0.61		
Ecart type	0.83	0.25		

- **Tableau XXIX** - Diversité et équitabilité sur les stations de Brevands en 1979.

Cote marine (+m)	4.3	3.7	3	2.7	2	1.7	0.8
Espèces / stations	500	900	1500	1700	2600	3500	4000
<i>Capitella capitata</i>	80						
<i>Nereis diversicolor</i>	50	-					
<i>Corophium volutator</i>	10						
<i>Eteone longa</i>	10	20			10		
<i>Pygospio elegans</i>	160	10					
<i>Bathyporeia sarsi</i>	250	300	360				
<i>Urothoe grimaldii</i>	70	10	330	1230		33	
<i>Cerastoderma edule</i>	80		130	550			
<i>Arenicola marina</i>	180		10	50			
<i>Nerine cirratulus</i>		10					
<i>Ophelia radiata</i>		410					
<i>Bathyporeia pelagica</i>		10					
<i>Bathyporeia pilosa</i>		10					
<i>Mysis sp.</i>			10				
<i>Scoloplos armiger</i>			30				5
<i>Spio filicornis</i>			100		10		5
<i>Nephtys hombergii</i>			30	10			
<i>Eurydice pulchra</i>			10	10			
<i>Crangon crangon</i>			10	20		17	
<i>Nephtys cirrosa</i>			10		20	42	35
<i>Tanaissius lilljeborgi</i>			40		180	75	25
<i>Macoma balthica</i>				10			
<i>Montacuta ferruginosa</i>				10			
<i>Lanice conchilega</i>				20			
<i>Carcinus maenas</i>				10			
<i>Cumopsis goodsiri</i>					10	9	10
<i>Lumbrineris impatiens</i>					10		
<i>Sigalion mathildae</i>					10		
<i>Urothoe pulchella</i>					30	9	25
<i>Bathyporeia elegans</i>					30	75	45
<i>Aricia latreilli</i>					30		10
<i>Eteone foliosa</i>						9	
<i>Marphysa bellii</i>						9	
<i>Nototropis swammerdami</i>						25	
<i>Ammodytes tobianus</i>						9	
<i>Magelona papillicornis</i>						17	10
<i>Gastrosaccus spinifer</i>						9	20
<i>Pontocrates arenarius</i>						17	45
<i>Microphthalmus scelkowi</i>							5
<i>Acrocnida brachiata</i>							5
<i>Spisula subtruncata</i>							5

- Fig. 84 - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Brévands en 1985-86.

Cote marine (+m)		4,7	4,5	4	3,5	3	2	1
Espèces / stations		0	500	1000	1500	2000	2700	3500
<i>Cyathura carinata</i>	15							
<i>Heteromastus filiformis</i>	5							
<i>Arenicola marina</i>	175	25						
<i>Corophium volutator</i>	18520	15						
<i>Carcinus maenas</i>	70			10				
<i>Capitella capitata</i>	15	65	15					
<i>Hydrobia ulvae</i>	200	10	5					
<i>Nereis diversicolor</i>	275	20	40					
<i>Eteone longa</i>	20	25	10	5	10			
<i>Pygospio elegans</i>	575	365	1660	440	1645			
<i>Bathyporeia pilosa</i>	20	165		10	255	5	20	
<i>Glycera convoluta</i>		5						
<i>Macoma balthica</i>		5		5				
<i>Mya arenaria</i>		5		5				
<i>Nephtys hombergii</i>	10	50	15					
<i>Eurydice pulchra</i>	20		5	585				
<i>Nerine cirratulus</i>	70		5					
<i>Spio filiformis</i>	25	2310	285			15		
<i>Cerastoderma edule</i>	75	320	105			10	5	
<i>Urothoe grimaldii</i>	40		45			60	5	
<i>Bathyporeia sarsi</i>	545	10	120	10	25	15		
<i>Abra tenuis</i>		5						
<i>Gammarus duebeni</i>		55						
<i>Lanice conchilega</i>		10						
<i>Mya truncata</i>		5						
<i>Crangon crangon</i>		10	20			40	10	
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>		25	20			140	5	
<i>Nephtys cirrosa</i>			10			45	20	
<i>Sigalion mathildae</i>			10			25	5	
<i>Ophelia radiata</i>					5			
<i>Acrocnida brachiata</i>						60		
<i>Chaetozone setosa</i>						15		
<i>Donax vittatus</i>						5		
<i>Eupagurus bernhardus</i>						5		
<i>Eocuma dollfusi</i>						5	10	
<i>Lumbrineris impatiens</i>						5	5	
<i>Magelona papillicornis</i>						5	5	
<i>Scoloplos armiger</i>						5	5	
<i>Gastrosaccus spinifer</i>							10	
<i>Natica catena</i>							5	

- **Fig. 85** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Brevands en 1992.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
500	2.72	0.86	9	890
900	1.56	0.52	8	780
1500	2.29	0.66	11	970
1700	1.40	0.42	10	1920
2600	2.40	0.72	10	340
3500	3.34	0.97	11	283
3503	2.45	0.82	8	433
4000	2.82	0.85	10	280
Moyenne	2.24	0.61		
Ecart type	0.64	0.19		

- **Tableau XXX** - Diversité et équitabilité sur les stations de Brévands en 1985-86.

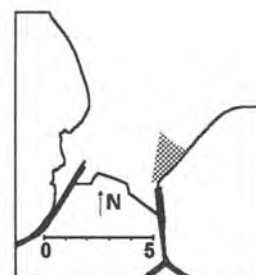
Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
0	0.54	0.15	12	19930
500	2.97	0.70	19	1540
1000	1.72	0.42	17	4550
1500	2.61	0.65	16	1125
2000	1.34	0.45	8	2520
2700	3.42	0.81	19	490
3500	3.67	0.94	15	130
Moyenne	2.32	0.59		
Ecart type	1.16	0.27		

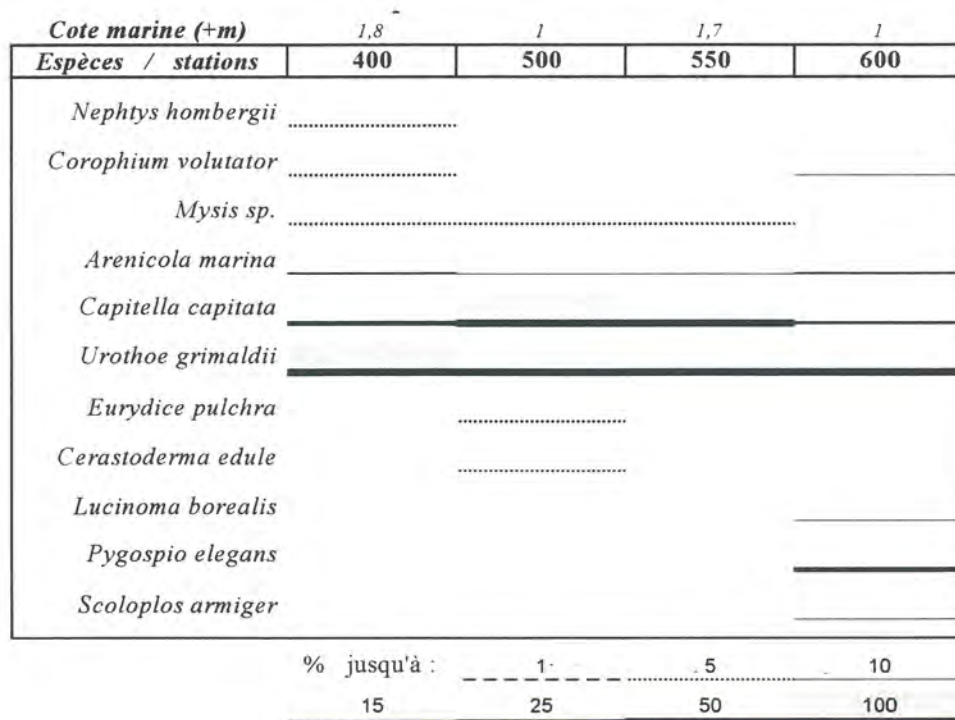
- **Tableau XXXI** - Diversité et équitabilité sur les stations de Brévands en 1992.

En 1979, les indices varient énormément d'une station à l'autre (**Tableau XXIX**). Il est vrai que les stations, plus rapprochées, rendent compte des plus grandes variations locales de morphologie et de faciès. En 1985-86 (**Tableau XXX**) et 1992 (**Tableau XXXI**), il y a un accroissement des valeurs d'indices d'équitabilité vers les plus bas niveaux, souvent accompagné d'une remontée des diversités.

1.2.3.4. SUD-EST : LE WIGWAM.

L'ensemble du flanc est de la baie présentait au début de l'étude une grande homogénéité biocénétique, sédimentologique et morphologique. Les résultats de la prospection semi-quantitative du Wigwam ont fait apparaître en 1981 des espèces caractéristiques de Géfosse (**Fig.86**), à savoir *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii*, mais aussi *Corophium volutator*, estuarien, qui semble annoncer une transformation des biofaciès locaux. Les valeurs des indices rappellent celles de Géfosse (**Tableau XXXII**).





- **Fig. 86** - Répartition semi-quantitative du macrozoobenthos le long de la radiale du Wigwam en 1981.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
400	1.86	0.66	7	59
500	1.65	0.64	6	73
550	1.57	0.68	5	35
600	2.29	0.82	7	19
Moyenne	1.84	0.70		
Ecart type	0.32	0.08		

- **Tableau XXXII** - Diversité et équitabilité sur les stations du Wigwam en 1981.

En 1986, l'estran s'est trouvé rétréci par le déplacement de la passe d'Isigny vers l'est et ne fait plus que 300 m de profondeur, contre 600 précédemment. *Scoloplos armiger* a disparu de la biocénose et *Urothoe grimaldii* se cantonne aux bas niveaux (Fig.87). Des espèces typiquement estuariennes sont apparues en fortes densités, comme *Corophium volutator*, *Tubificoides benedeni* et *Nereis diversicolor*, accompagnées par *Pygospio elegans*. Sur les trois stations échantillonnées, deux présentent à ce moment des indices d'équitabilité et de diversité faibles (Tableau XXXIII).

Cote marine (+ m)	3.3	3	2.7
Espèces / stations	55	175	300
<i>Scrobicularia plana</i>	10		
<i>Eteone longa</i>	30		
<i>Carcinus maenas</i>	30		
<i>Macoma balthica</i>	110		20
<i>Corophium volutator</i>	5350		10
<i>Tubificoides benedeni</i>	30290	240	
<i>Pygospio elegans</i>	400	20	
<i>Cerastoderma edule</i>	10	30	10
<i>Arenicola marina</i>	120	60	1150
<i>Nereis diversicolor</i>	760	10	10
<i>Capitella capitata</i>		200	
<i>Bathyporeia pilosa</i>		70	
<i>Gammarus duebeni</i>		30	30
<i>Urothoe grimaldii</i>		110	320
<i>Nephtys hombergii</i>			10

- **Fig. 87** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du Wigwam en 1986.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
55	0.90	0.27	10	37110
175	2.61	0.82	9	770
300	1.17	0.39	8	1560
Moyenne	1.56	0.49		
Ecart type	0.92	0.29		

- **Tableau XXXIII** - Diversité et équitabilité sur les stations du Wigwam en 1986.

La prospection de 1992 confirme cette tendance (**Fig.88**) : les espèces estuariennes restent installées mais *Scoloplos armiger* réapparaît en petits effectifs et *Urothoe grimaldii* devient dense. Le macrozoobenthos s'est diversifié et le nombre d'espèces passe à 27, contre 15 précédemment. L'équitabilité des bas niveaux reste médiocre (**Tableau XXXIV**).

Cote marine (+ m)		3.3	3	2
Espèces / stations		100	160	200
<i>Eurydice pulchra</i>		20		
<i>Gammarus duebeni</i>	-----	10		
<i>Mysis sp.</i>	-----	5		
<i>Nerine cirratulus</i>	-----	70		
<i>Scolecopsis ciliata</i>	-----	5		
<i>Corophium volutator</i>		15	20	
<i>Eteone longa</i>	-----	15	5	
<i>Macoma balthica</i>	-----	10	55	
<i>Nereis diversicolor</i>	-----	5	20	
<i>Scoloplos armiger</i>	-----	10	5	
<i>Arenicola marina</i>		25	545	320
<i>Bathyporeia pilosa</i>		80	45	20
<i>Bathyporeia sarsi</i>	-----	15	5	5
<i>Capitella capitata</i>		15	70	50
<i>Cerastoderma edule</i>	-----	5	5	5
<i>Pygospio elegans</i>		25	620	115
<i>Urothoe grimaldii</i>		105	890	395
<i>Carcinus maenas</i>	-----		55	
<i>Manayunkia estuarina</i>	-----		5	
<i>Nephtys hombergii</i>	-----		20	
<i>Tharyx marionii</i>	-----		15	
<i>Crangon crangon</i>	-----		20	15
<i>Heteromastus filiformis</i>	-----		440	5
<i>Phyllodoce mucosa</i>	-----		5	5
<i>Tubificoides benedeni</i>	-----		125	5
<i>Cirratulus sp.</i>	-----			5
<i>Spio filicornis</i>	-----			5

- **Fig. 88** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du Wigwam en 1992.

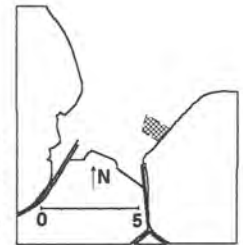
Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
100	3.47	0.83	18	445
160	2.80	0.65	20	2970
200	2.14	0.58	13	950
Moyenne	2.80	0.69		
Ecart type	0.67	0.13		

- **Tableau XXXIV** - Diversité et équitabilité sur les stations du Wigwam en 1992.

Le sud du flanc est a donc amorcé une différenciation biocénotique qui accompagne l'envasement progressif constaté depuis le début de l'étude. Les caractéristiques nouvelles d'un biofaciès estuarien s'installent et seul *Hydrobia ulvae* manque : ce gastéropode est inféodé à la basse frange du schorre qui est ici absent. La décroissance des valeurs de l'indice d'équitabilité accompagne cette évolution.

1.2.3.5. EST : GÉFOSSE-FONTENAY.

Cette nouvelle radiale vient en 1992 compléter la prospection du flanc est afin de cerner la transition entre la nouvelle slikke estuarienne du Wigwam et la zone marine abritée de Géfosse. La succession des espèces présente logiquement, depuis les plus hauts niveaux, des espèces de l'un et l'autre faciès (Fig.89) avec



Cote marine (+ m)	3.5	2.5	1.5
Espèces / stations	200	400	600
<i>Eurydice pulchra</i>	5		
<i>Nereis diversicolor</i>	10		
<i>Arenicola marina</i>	35	120	
<i>Bathyporeia sarsi</i>	110	5	
<i>Capitella capitata</i>	35	35	
<i>Crangon crangon</i>	5	80	
<i>Glycera convoluta</i>	5	5	
<i>Heteromastus filiformis</i>	15	10	
<i>Scoloplos armiger</i>	85	65	
<i>Cerastoderma edule</i>	20	10	5
<i>Nephtys hombergii</i>	10	35	55
<i>Pygospio elegans</i>	45	610	35
<i>Spio filicornis</i>	15	315	10
<i>Urothoe grimaldii</i>	605	10810	15
<i>Carcinus maenas</i>		40	
Larve diptère		5	
<i>Eteone longa</i>		5	
<i>Gammarus duebeni</i>		945	
<i>Harmothoe lunulata</i>		5	
<i>Phyllodoce mucosa</i>		45	
<i>Tharyx marionii</i>		5	
<i>Corophium volutator</i>		5	5

- Fig. 89 - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Géfosse-Fontenay GF en 1992.

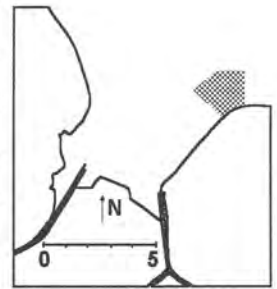
Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
200	2.17	0.57	14	1000
400	1.13	0.26	21	13160
600	2.34	0.83	7	140
Moyenne	1.88	0.55		
Ecart type	0.66	0.29		

- **Tableau XXXV** - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse-Fontenay en 1992.

Nereis diversicolor, *Heteromastus filiformis*, *Scoloplos armiger*, *Urothoe grimaldii* et *Corophium volutator*, ce dernier occupant curieusement la moyenne-basse slikke. Il peut en effet se trouver déplacé en grande quantité à l'occasion d'un coup de vent ou d'une modification hydrodynamique et s'installer provisoirement dans un biotope inhabituel (ESSINK & coll., 1989). *Urothoe grimaldii*, dont les densités dépassent 10 000 individus/m², est responsable des mauvais indices de la moyenne slikke (**Tableau XXXV**).

1.2.3.6. ZONE CONCHYLICOLE NORD-EST.

La radiale de Maisy MY traversait en 1974 la partie sud-ouest du platier rocheux de Grandcamp-Maisy. De ce fait, la quantification de l'échantillonnage a été difficile et incertaine ; les prélèvements ont été effectués dans des substrats qui pouvaient être des sables fins, mais aussi des sédiments hétérogènes à excédent grossier et des cailloutis, échantillonnés à la faveur de dépressions peu profondes dans la surface calcaire. Par conséquent, le diagramme de zonation est livré sous toutes réserves et en l'état (**Fig. 90**). Les peuplements rencontrés sont très diversifiés (47 espèces), mélanges d'endofaune et d'épibiontes.



Par suite de transformations importantes du substrat, devenus plus favorable à l'échantillonnage quantitatif, cette zone a été reprise dans le cadre de l'étude PROLEX en 1992 ; la partie sud-ouest du platier rocheux est en effet recouverte de sédiments sur une épaisseur qui dépasse souvent 1 m. Le macrozoobenthos a été modifié de façon importante avec seulement 16 espèces qui demeurent parmi les 33 de 1992. Dans les 14 espèces des plus hauts niveaux, certaines sont un rappel cénotique du site voisin de Géfosse, avec la présence de *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii* (**Fig. 91**). Les bas niveaux sont fortement dominés par une population de *Lanice conchilega*, qui couvre l'estran sur plusieurs dizaines d'hectares en un "paillason" continu. La faune d'accompagnement devient très diversifiée avec 31 espèces dont *Pygospio* est

pratiquement exclu. Un nombre important d'espèces rencontrées en 1974 ne s'y retrouvent pas du fait de la disparition locale du platier et des cuvettes de sédiments hétérogènes associées. Cette fois, ce sont les plus bas niveaux qui

ESPECES / STATIONS	30	60	120	180	240	300	420	540	600
<i>Venerupis pullastra</i>	25								
<i>Gammarus</i> sp.	2				présence			200	
<i>Bathyporeia pilosa</i>	25	1075							
<i>Arenicola marina</i>	1700	50	100	250		40	50	10	15
<i>Scolecopsis ciliata</i>	150	50	50	70					100
<i>Eurydice pulchra</i>		375				25		1500	
<i>Capitella capitata</i>		50	25	125	présence	12			
<i>Sthenelais boa</i>			25						
<i>Spio filicornis</i>			50			15			
<i>Lanice conchilega</i>			50	325	présence	25	450	50	350
<i>Nerine cirratulus</i>				100					
<i>Notomastus latericeus</i>				50					
<i>Loripes lucinalis</i>				10					
<i>Nephtys hombergii</i>				75		400	90		
<i>Glycera convoluta</i>				20			100	50	
<i>Venerupis decussatus</i>				10			25	50	
<i>Cerastoderma edule</i>				150	présence		95		
<i>Carcinus maenas</i>				150	présence	150	200	230	
<i>Audouinia tentaculata</i>				1500	présence	40	850	800	
<i>Phyllodoce</i> sp.				580	présence	25	150	200	30
<i>Melita palmata</i>				200	présence		250	250	50
<i>Littorina littoralis</i>					présence				
<i>Mytilus edulis</i>					présence				
<i>Lepidonotus squamatus</i>					présence				
<i>Perinereis cultrifera</i>					présence				
<i>Bodotria scorpioides</i>					présence				
<i>Actinia equina</i>					présence		50		
<i>Gibbula umbilicalis</i>					présence	135	50		
<i>Urothoe grimaldi</i>						15			
<i>Lumbrineris impatiens</i>						45			
<i>Corophium</i> sp.						150			
<i>Iphinoe trispinosa</i>						12			
<i>Acrocnida brachiata</i>						15			
<i>Scoloplos armiger</i>						1200	50		
<i>Ophiotrix fragilis</i>						25		85	25
<i>Sagartia troglodytes</i>						25	15	25	35
<i>Ampharete grubei</i>							350		
<i>Macoma balthica</i>							4		
<i>Pariambus typicus</i>							200	100	
<i>Lucinoma borealis</i>							18	25	
<i>Phascolosoma vulgare</i>							50	35	
<i>Eulalia sanguinea</i>							150	150	
<i>Sabella pavonina</i>							3		15
<i>Crangon crangon</i>								25	
<i>Phtisica marina</i>								250	
<i>Lagisca extenuata</i>									25
<i>Dasychone bombyx</i>									25

- Fig. 90 - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Maisy MY en 1974.

Cote marine (+ m)	3.5	3	2.7	2.2	1.7	1
Espèces / stations	150	250	500	750	950	1500
<i>Pygospio elegans</i>	50		25			
<i>Tubificoides benedeni</i>	25		100			
<i>Capitella capitata</i>	125			100		
<i>Spio filicornis</i>	125	75			75	
<i>Spiophanes bombyx</i>	25	50			25	300
<i>Lanice conchilega</i>	60	300	1990	3240	1325	
<i>Scoloplos armiger</i>	100	300	50	25	25	
<i>Urothoe grimaldii</i>	50	275	25	100	800	
<i>Nephtys hombergii</i>	50	25	75	50	50	25
<i>Arenicola marina</i>		25				
<i>Eteone longa</i>		25				
<i>Heteromastus filiformis</i>		200	250	100		
<i>Notomastus latericeus</i>		25	200	150		25
<i>Carcinus maenas</i>		25	25	75	25	
<i>Actinia equina</i>			100			
<i>Bathyporeia sarsi</i>			25			
<i>Bodotria scorpioides</i>			50			
<i>Mysis sp.</i>			50			
<i>Mytilus edulis</i>			50			
<i>Pholoe minuta</i>			25			
<i>Pomatoceros triqueter</i>			25			
<i>Microphthalmus scelzkowii</i>			75		25	
<i>Eulalia sanguinea</i>			50	175		
<i>Exogone gemmifera</i>			300	250		
<i>Harmothoe lunulata</i>			125	25		
<i>Lumbrineris impatiens</i>			25	25		
<i>Cumopsis goodsiri</i>				25		
<i>Gammarus duebeni</i>				25		
<i>Glycera convoluta</i>				25		
<i>Phyllodoce mucosa</i>				200	25	
<i>Magelona papillicornis</i>					25	
<i>Sigalion mathildae</i>					50	25
<i>Bathyporeia elegans</i>						100

- **Fig. 91** - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du site ostréicole OS en 1992.

Distance	Shannon	Pielou	N. Espèces	N. Individus
150	2.96	0.93	9	610
250	2.81	0.81	11	1325
500	2.85	0.64	22	3790
750	1.96	0.48	17	4640
950	1.79	0.52	11	2450
1500	1.56	0.67	5	475
Moyenne	2.32	0.68		
Ecart type	0.62	0.17		

- **Tableau XXXVI** -
Diversité et
équité sur les
stations de la zone
conchylicole nord-est
en 1992.

présentent les indices les plus bas (*Tableau XXXVI*), malgré une granulométrie et des espèces qui ne permettent pas de les classer autrement qu'en zone marine.

1.2.4. DISCUSSION.

1.2.4.1. TRANSITION MER-ESTUAIRE.

La zone de la Petite Dune représente pour le flanc ouest la transition entre les biotopes marins exposés (La Madeleine) et la partie estuarienne (Le Grand Vey) de la baie des Veys. Le passage ne se réalise pas par un quelconque mélange de biofaciès et d'espèces caractéristiques de l'une et l'autre zone, mais par une spécialisation des niveaux de peuplements à mettre en relation avec la morphologie et la qualité des sédiments superficiels. Ainsi la haute plage, qui est séparée du reste de l'estran par la barre sableuse du banc de la Madeleine, est placée sous l'influence colonisatrice du schorre ; elle est plutôt envasée, car située en mode calme de décantation, et comporte des caractéristiques macrozoobenthiques estuariennes par la présence de *Corophium volutator*, *Hydrobia ulvae* et, quelquefois, *Nereis diversicolor* et *Manayunkia estuarina*. Vers les plus bas niveaux et après une transition sableuse tourmentée à faible diversité spécifique, le macrozoobenthos perd tout rappel faunistique estuarien et présente des espèces communes avec la référence marine de la Madeleine.

Tout se passe comme si, du nord vers le sud du flanc ouest, une zone estuarienne s'élargissait progressivement depuis la haute slikke en gagnant les plus bas niveaux. Dans le passage de la Petite Dune au Grand Vey, l'influence marine pourrait être associée en première estimation à la présence d'*Urothoe grimaldii* dans la moyenne-basse slikke de la nouvelle radiale VB et dans les plus bas niveaux de l'ancienne radiale du Grand Vey VE/VA ; à moins, bien sûr, que nous n'ayons affaire à une espèce ubiquiste euryhaline, ce qui ne pourrait être confirmé que sur une représentation de l'ensemble des peuplements des bas niveaux sur toute la baie.

1.2.4.2. PARTICULARISME DU FLANC EST.

L'originalité macrozoobenthique du flanc est réside dans l'omniprésence du doublet *Scoloplos armiger*-*Urothoe grimaldii*, souvent renforcé par *Pygospio elegans*. La radiale de Géfosse est le symbole de cette homogénéité tant biocénotique que morphologique, ce qui est en accord avec l'observation du cycle annuel de 1977-78.

1.2.4.3. TRANSITION OUEST-EST.

Le banc de la Ravine, défini par la radiale centrale de Brévands, semble présenter des caractéristiques macrozoobenthiques très différentes sur deux niveaux bien séparés. La haute slikke possède à la fois des affinités estuariennes (*Nereis diversicolor*, *Hydrobia ulvae*) et quelques rappels marins, tant de l'ouest avec *Bathyporeia elegans*, que de l'est avec en particulier des traces de *Scoloplos armiger*, l'espèce-clé du macrozoobenthos de Géfosse. La basse slikke, qui coïncide avec le corps sableux central et un fort hydrodynamisme, présente des espèces de la moyenne-basse plage ouest de la Madeleine et de la Petite Dune (*Acrocnida brachiata*, *Lumbrineris impatiens*) mais aussi de l'un et l'autre flanc (*Urothoe grimaldii*).

1.3. RÉPARTITION HORIZONTALE.

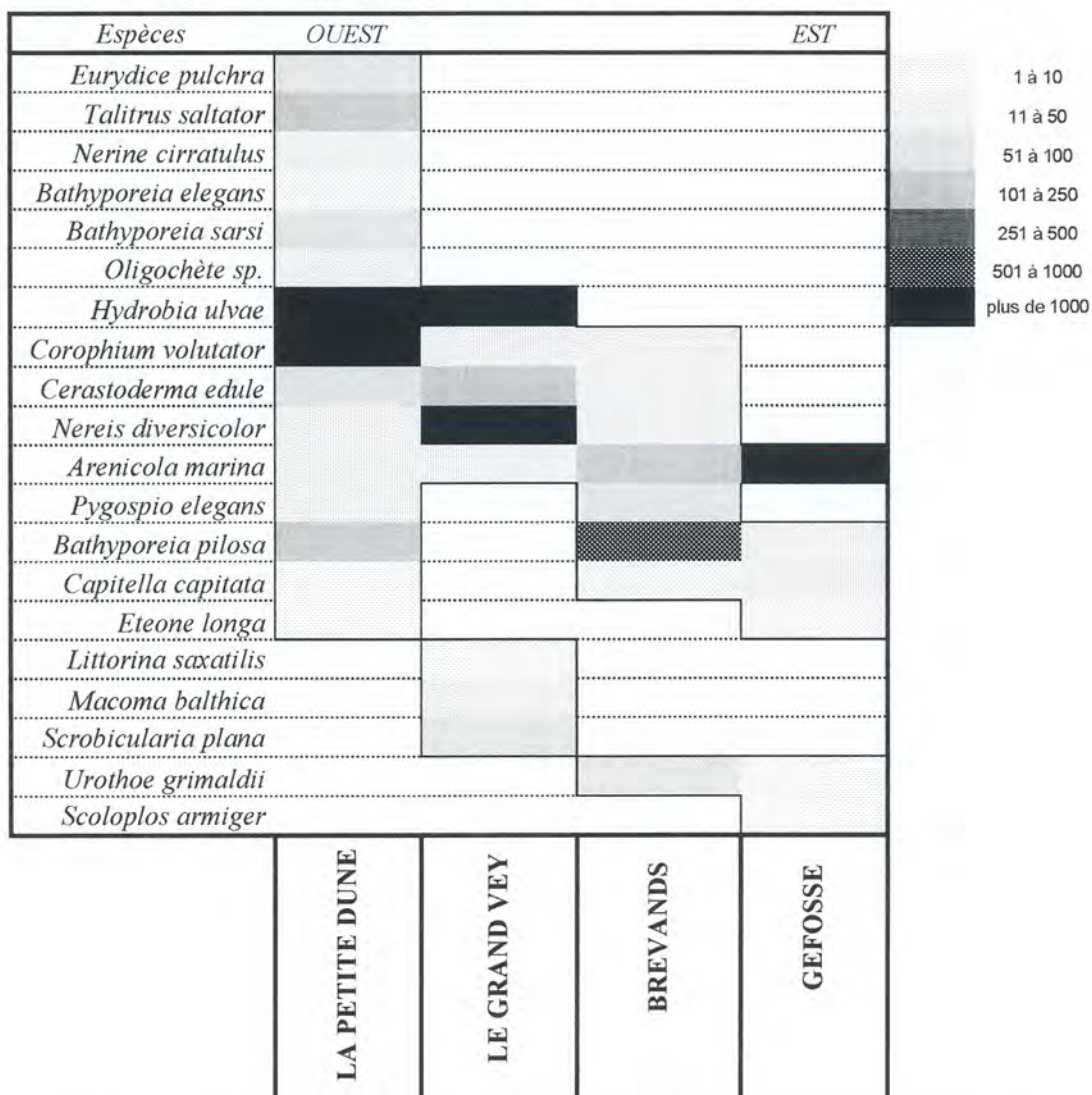
Les diagrammes de répartition spatiale des espèces macrozoobenthiques prennent en considération les résultats quantifiés, ce qui exclut donc la campagne qualitative préliminaire de 1973 et les résultats semi-quantitatifs de 1979 et 1981. Ces représentations sont directement issues de l'exploitation des zonations verticales. Les espèces qui caractérisent les biotopes de référence (marin exposé de La Madeleine, marin abrité de Géfosse, zone estuarienne du Grand Vey VE et VA) peuvent être retrouvées sur l'ensemble des radiales intermédiaires, ce qui permet d'établir des relations entre les zones définies par ces radiales et de cerner l'extension des biofaciès.

Les espèces sont notées en lignes selon leur ordre d'apparition d'ouest en est ; un code de niveau de gris indique leur abondance au m², qui est une moyenne des abondances relevées sur les stations d'un niveau considéré, lors d'une campagne donnée. Chacune des colonnes se rapporte à une radiale suivant le même classement ouest-est : la Madeleine MA, la Petite Dune DU, la nouvelle radiale du Grand Vey VB, l'ancienne VE/VA, Brévands BR, le Wigwam WI, Géfosse-Fontenay GF, Géfosse GE et le parc ostréicole OS.

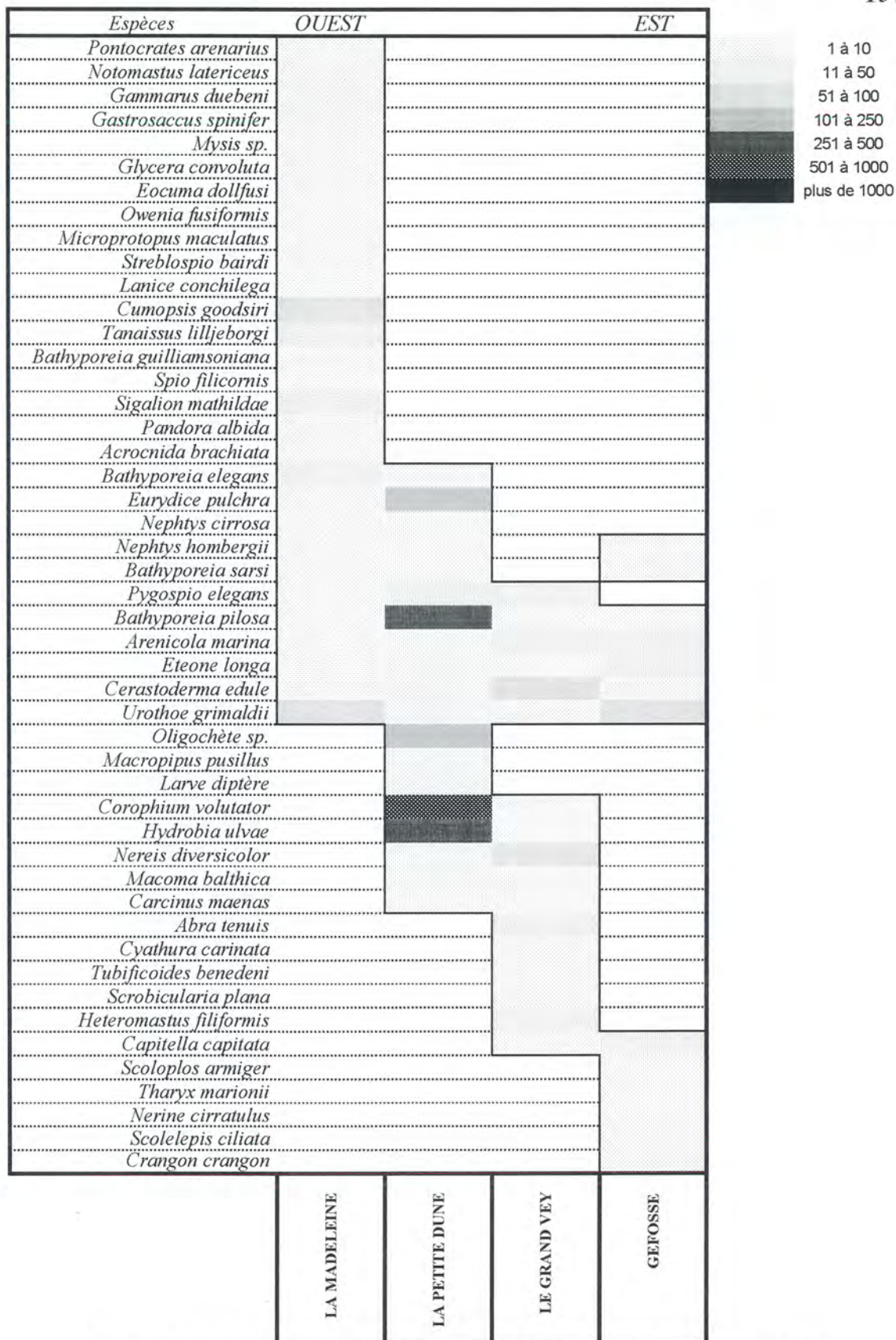
Les diagrammes de haute et moyenne plage prennent en considération les espèces qui colonisent la partie de l'estran située au-dessus de la cote marine +3,5 m ; pour un marnage de 7 m en vive-eau, cette limite correspond à la mi-marée. Les diagrammes de basse plage représentent les espèces des niveaux inférieurs.

1.3.1. PEUPLEMENTS DE HAUTE ET MOYENNE PLAGE.

En 1974 (**Fig. 92**), *Urothoe grimaldii*, *Arenicola marina* et *Pygospio elegans* apparaissent sur tous les sites de la baie des Veys. Sur le flanc ouest, 6 espèces sont propres à la Petite Dune (*Eurydice pulchra*, *Talitrus saltator*, *Nerine cirratulus*, *Bathyporeia elegans*, *Bathyporeia sarsi*, *Oligochètes* sp. Tubificidés), tandis qu'à l'est une seule, *Scoloplos armiger*, n'appartient qu'à Géfosse. Les affinités déjà signalées des hauts et moyens niveaux du Grand Vey avec les mêmes de la Petite Dune apparaissent ici très clairement à travers les espèces estuariennes *Hydrobia ulvae*, *Corophium volutator* et *Nereis diversicolor*.



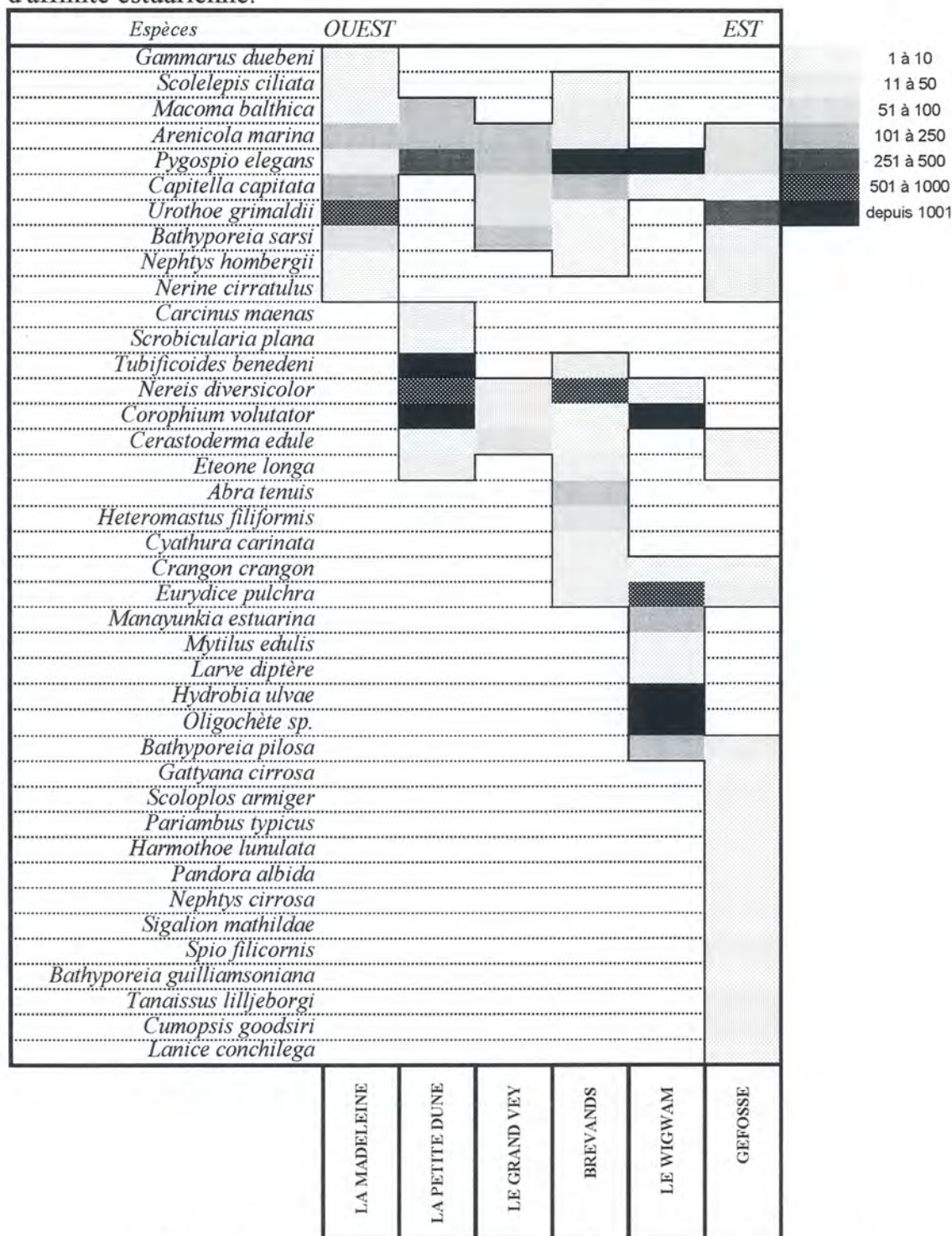
- **Fig. 92** - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1974 : haute et moyenne plage.



- **Fig. 93**- Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Vey en 1977 :
haute et moyenne plage.

Les résultats de la campagne de 1977 (**Fig. 93**) signalent 34 espèces propres au flanc ouest, le Grand Vey compris, dont 18 pour la seule radiale de la Madeleine. Parmi les 5 espèces présentes sur toutes les zones se retrouvent

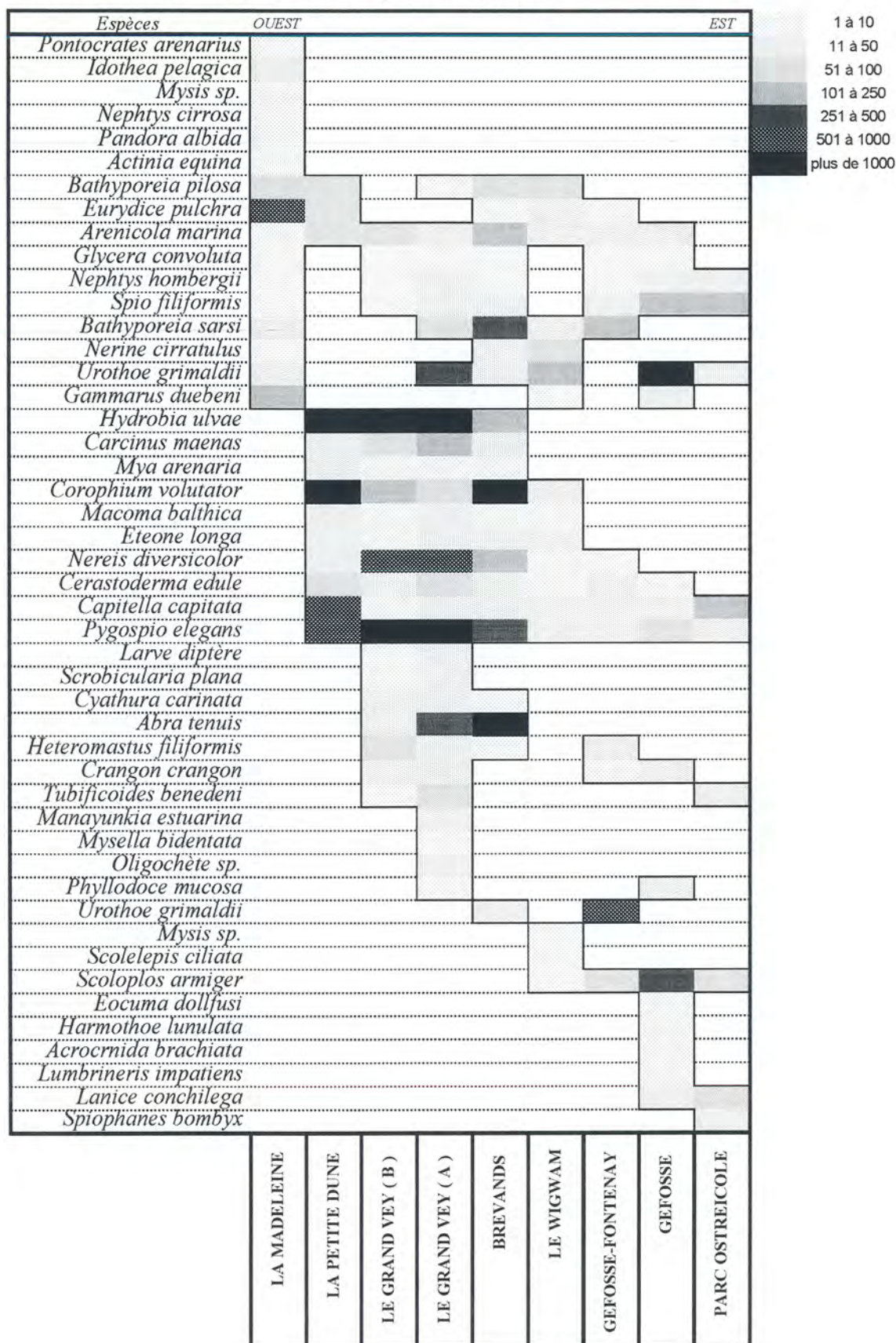
Urothoe grimaldii, *Arenicola marina* et *Pygospio elegans* ; l'amphipode *Bathyporeia pilosa*, qui fait également partie de cet ensemble, est bien plus abondant dans la haute plage de la Petite Dune, déjà signalée comme étant d'affinité estuarienne.



- **Fig. 94**- Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1985-86 : haute et moyenne plage.

Les résultats de 1985-86 (**Fig. 94**) individualisent davantage le flanc est que l'ouest de la baie des Veys : 18 espèces le caractérisent, dont 12 pour Géfosse qui comprennent toujours *Scoloplos armiger*. Seul *Pygospio* se retrouve sur

toutes les radiales et de préférence en situation estuarienne. *Urothoe grimaldii* et *Arenicola marina* restent assez largement répartis.



- Fig. 95 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1992 : haute et moyenne plage.

La multiplication des radiales prospectées en 1992 (*Fig. 95*) amène des nuances supplémentaires dans la situation des espèces macrozoobenthiques intertidales. Cependant, il est aisé de noter les fortes densités des espèces en situation estuarienne comme *Hydrobia ulvae*, *Corophium volutator*, *Nereis diversicolor* et *Abra tenuis*. Parmi les espèces les plus largement réparties, il faut retenir encore *Arenicola marina*, mais aussi *Capitella capitata*, *Cerastoderma edule* et *Pygospio elegans*, qui est plus dense en estuaire. *Scoloplos armiger*, localisé au flanc est, reste très abondant à Gêfosse.

16 sp. 4 fois : 25,4%					15 sp. 3 fois : 23,8 %				
<i>Arenicola marina</i>	74	77	86	92	<i>Abra tenuis</i>	77	86	92	
<i>Bathyporeia pilosa</i>	74	77	86	92	<i>Carcinus maenas</i>	77	86	92	
<i>Bathyporeia sarsi</i>	74	77	86	92	<i>Corophium volutator</i>	74	77	86	
<i>Capitella capitata</i>	74	77	86	92	<i>Crangon crangon</i>	77	86	92	
<i>Cerastoderma edule</i>	74	77	86	92	<i>Cyathura carinata</i>	77	86	92	
<i>Eteone longa</i>	74	77	86	92	<i>Gammarus duebeni</i>	77	86	92	
<i>Eurydice pulchra</i>	74	77	86	92	<i>Heteromastus filiformis</i>	77	86	92	
<i>Hydrobia ulvae</i>	74	77	86	92	<i>Lanice conchilega</i>	77	86	92	
<i>Macoma balthica</i>	74	77	86	92	<i>Larve diptère</i>	77	86	92	
<i>Nereis diversicolor</i>	74	77	86	92	<i>Nephtys cirrosa</i>	77	86	92	
<i>Nerine cirratulus</i>	74	77	86	92	<i>Nephtys hombergii</i>	77	86	92	
<i>Oligochète sp.</i>	74	77	86	92	<i>Pandora albida</i>	77	86	92	
<i>Pygospio elegans</i>	74	77	86	92	<i>Scolecopsis ciliata</i>	77	86	92	
<i>Scoloplos armiger</i>	74	77	86	92	<i>Spio filicornis</i>	77	86	92	
<i>Scrobicularia plana</i>	74	77	86	92	<i>Tubificoides benedeni</i>	77	86	92	
<i>Urothoe grimaldii</i>	74	77	86	92					
12 sp. 2 fois : 19,1 %					20 sp. 1 fois : 31,7 %				
<i>Acrocnida brachiata</i>		77		92	<i>Actinia equina</i>				92
<i>Bathyporeia elegans</i>	74	77			<i>Corophium volutator</i>				92
<i>B. guilliamsoniana</i>		77	86		<i>Gastrosaccus spinifer</i>		77		
<i>Cumopsis goodsiri</i>		77	86		<i>Gattyana cirrosa</i>			86	
<i>Eocuma dollfusi</i>		77		92	<i>Idothea pelagica</i>				92
<i>Glycera convoluta</i>		77		92	<i>Littorina saxatilis</i>	74			
<i>Harmothoe lunulata</i>			86	92	<i>Lumbrineris impatiens</i>				92
<i>Manayunkia estuarina</i>			86	92	<i>Macropipus pusillus</i>		77		
<i>Mysis sp.</i>		77		92	<i>Microtopus maculatus</i>		77		
<i>Pontocrates arenarius</i>		77		92	<i>Mya arenaria</i>				92
<i>Sigalion mathildae</i>		77	86		<i>Mysella bidentata</i>				92
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>		77	86		<i>Mysis sp.</i>				92
					<i>Mytilus edulis</i>			86	
					<i>Notomastus latericeus</i>		77		
					<i>Pariambus typicus</i>			86	
					<i>Phyllodoce mucosa</i>				92
					<i>Spiophanes bombyx</i>				92
					<i>Streblospio bairdi</i>		77		
					<i>Talitrus saltator</i>	74			
					<i>Tharyx marionii</i>		77		

Tableau XXXVII - Présence des espèces de haute-moyenne plage en baie des Veys durant les campagnes biocénotiques quantitatives de 1974 à 1992.

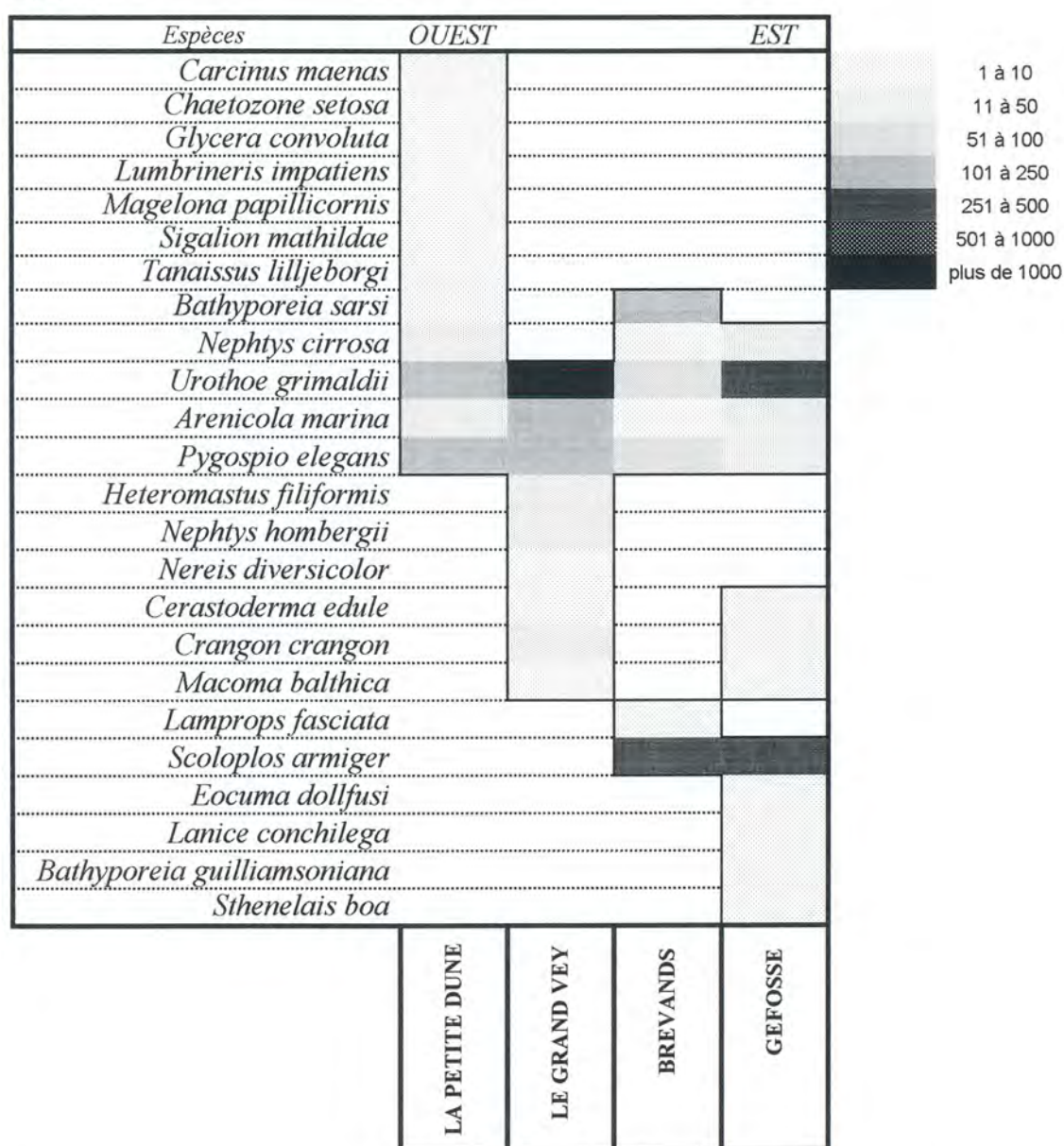
Ces représentations concernent 20 espèces en 1974, 48 en 1976-77, 40 en 1985-86 et 47 en 1992. Sur un total de 63 espèces recensées de 1974 à 1992, 31 sont présentes au moins dans 3 des 4 campagnes considérées (*Tableau XXXVII*).

Cette constance permet de les considérer comme des références pour les plus hauts niveaux de la zone intertidale de la baie des Veys.

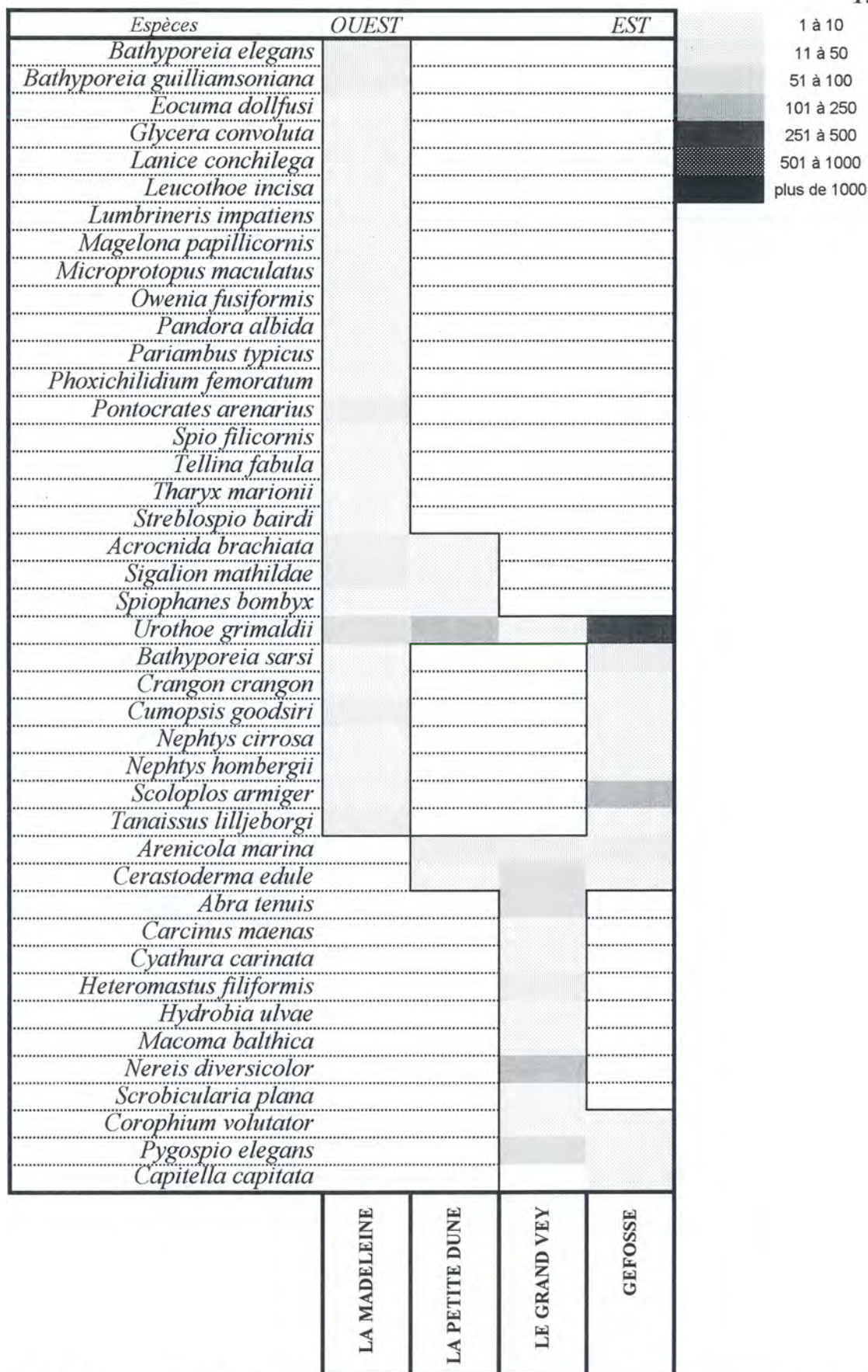
1.3.2. PEUPELEMENTS DE BASSE PLAGE.

Les figures 96 à 101 reprennent la même disposition que les diagrammes précédents pour les niveaux inférieurs à la cote marine +3,5 m.

En 1974 (*Fig.96*), les 3 espèces les plus largement réparties en basse plage ont déjà été observées dans les plus hauts niveaux : *Arenicola marina*, *Pygospio elegans* et *Urothoe grimaldii*, qui semble donc perdre ici son "image" d'espèce marine.



- *Fig. 96*- Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1974 : basse plage.



- **Fig. 97** - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1977 : basse plage.

La dissymétrie de répartition ouest-est de 1974, qui montrait peu d'espèces communes, se retrouve en 1977 (**Fig.97**), où il est impossible de retrouver plus

d'une seule espèce à large répartition : *Urothoe grimaldii*. L'introduction de la radiale de la Madeleine apporte 18 espèces propres à ce site sur un total de 32 recensées.

Les allures des diagrammes de 1985-86 et 1992 sont comparables entre eux et complètent efficacement les observations des années précédentes grâce à un plus grand nombre de radiales prospectées quantitativement. *Urothoe grimaldii* reste l'espèce la mieux répartie.

17 sp. 4 fois : 22,1%					39 sp. 1 fois : 50,6%				
<i>Arenicola marina</i>	74	77	85	92	<i>Abra tenuis</i>	77			
<i>Bathyporeia sarsi</i>	74	77	85	92	<i>Actinia equina</i>				92
<i>Carcinus maenas</i>	74	77	85	92	<i>Ammodytes tobianus</i>			85	
<i>Cerastoderma edule</i>	74	77	85	92	<i>Autolytus prolifer</i>			85	
<i>Crangon crangon</i>	74	77	85	92	<i>Bathyporeia pelagica</i>			85	
<i>Eocuma dollfusi</i>	74	77	85	92	<i>Bathyporeia pilosa</i>				92
<i>Heteromastus filiformis</i>	74	77	85	92	<i>Cirratulus</i> sp.				92
<i>Lanice conchilega</i>	74	77	85	92	<i>Clymene</i> sp.				92
<i>Lumbrineris impatiens</i>	74	77	85	92	<i>Cyathura carinata</i>	77			
<i>Magelona papillicornis</i>	74	77	85	92	<i>Donax vittatus</i>				92
<i>Nephtys cirrosa</i>	74	77	85	92	<i>Eteone foliosa</i>			85	
<i>Nephtys hombergii</i>	74	77	85	92	<i>Eteone longa</i>			85	
<i>Pygospio elegans</i>	74	77	85	92	<i>Eupagurus bernhardus</i>				92
<i>Scoloplos armiger</i>	74	77	85	92	<i>Gammarus duebeni</i>			85	
<i>Sigalion mathildae</i>	74	77	85	92	<i>Gattyana cirrosa</i>			85	
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>	74	77	85	92	<i>Harmothoe lunulata</i>			85	
<i>Urothoe grimaldii</i>	74	77	85	92	<i>Lamprops fasciata</i>	74			
9 sp. 3 fois : 11,7%					<i>Leucothoe incisa</i>	77			
<i>Acrocnida brachiata</i>		77	85	92	<i>Marphysa bellii</i>			85	
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	74	77	85		<i>Microprotopus maculatus</i>	77			
<i>Capitella capitata</i>		77	85	92	<i>Myriochele heeri</i>				92
<i>Corophium volutator</i>		77	85	92	<i>Natica catena</i>				92
<i>Glycera convoluta</i>	74	77		92	<i>Nerine cirratulus</i>				92
<i>Macoma balthica</i>	74	77	85		<i>Notomastus latericeus</i>				92
<i>Nereis diversicolor</i>	74	77	85		<i>Nototropis swammerdami</i>			85	
<i>Pandora albida</i>		77	85	92	<i>Owenia fusiformis</i>	77			
<i>Spio filicornis</i>		77	85	92	<i>Phoxichilidium femoratum</i>	77			
12 sp. 2 fois : 15,6%					<i>Phyllodoce laminosa</i>			85	
<i>Abra alba</i>			85	92	<i>Phyllodoce mucosa</i>				92
<i>Aricia latreilli</i>			85	92	<i>Scolecopsis ciliata</i>			85	
<i>Bathyporeia elegans</i>		77	85		<i>Scrobicularia plana</i>	77			
<i>Chaetozone setosa</i>	74			92	<i>Spisula subtruncata</i>			85	
<i>Cumopsis goodsiri</i>		77	85		<i>Sthenelais boa</i>	74			
<i>Eurydice pulchra</i>			85	92	<i>Streblospio bairdi</i>	77			
<i>Gastrosaccus spinifer</i>			85	92	<i>Tellina fabula</i>	77			
<i>Hydrobia ulvae</i>		77		92	<i>Tharyx marionii</i>	77			
<i>Microphthalmus sczelkowiei</i>			85	92	<i>Thracia</i> sp.				92
<i>Pariambus typicus</i>		77	85		<i>Tubificoides benedeni</i>				92
<i>Pontocrates arenarius</i>		77	85		<i>Urothoe pulchella</i>			85	
<i>Spiophanes bombyx</i>		77		92					

Tableau XXXVIII - Présence des espèces de basse plage en baie des Veys durant les campagnes biocénotiques quantitatives de 1974 à 1992.

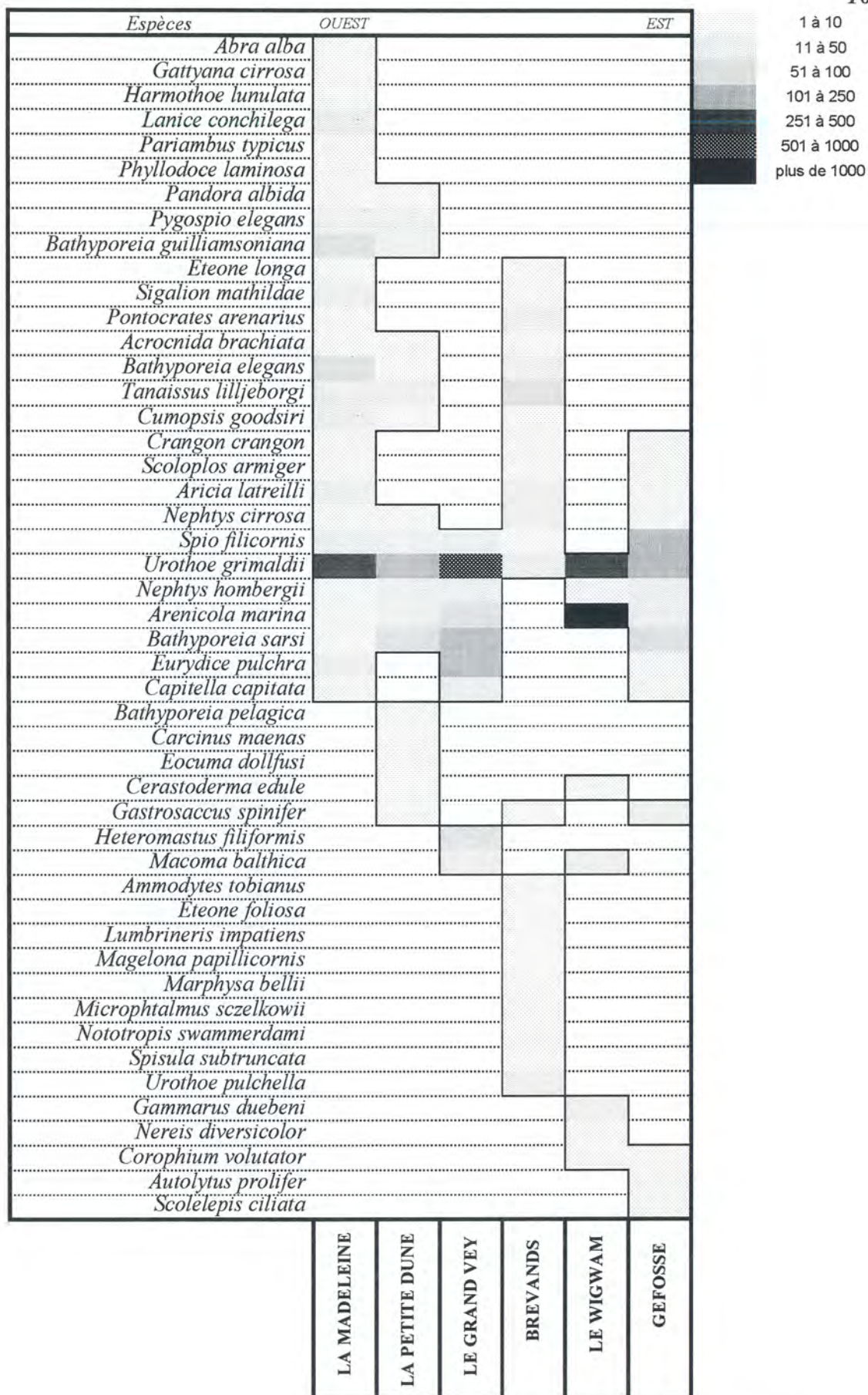
Les espèces recensées sur ces niveaux sont plus nombreuses en basse plage que dans les plus hauts niveaux avec un total de 77, mais il n'y a que 33,8% d'entre elles qui sont présentes -dans au moins 3 campagnes sur 4 ; 50,6% n'apparaissent que lors d'une seule campagne (*Tableau XXXVIII*).

La diversité spécifique paraît donc plus grande dans les bas niveaux de l'intertidal de la baie des Veys, mais les espèces fidèles y sont moins abondantes. Il a été suggéré plus haut, ainsi que dans des publications précédentes (SYLVAND, 1986* ; SYLVAND & SAVINI, 1991*) qu'*Urothoe grimaldii* pouvait être l'une des caractéristiques de l'influence marine. Or, les représentations des bas niveaux intertidaux la présentent comme la seule à être véritablement très largement répartie, sans grande signification biocénotique.

1.3.3. DISCUSSION.

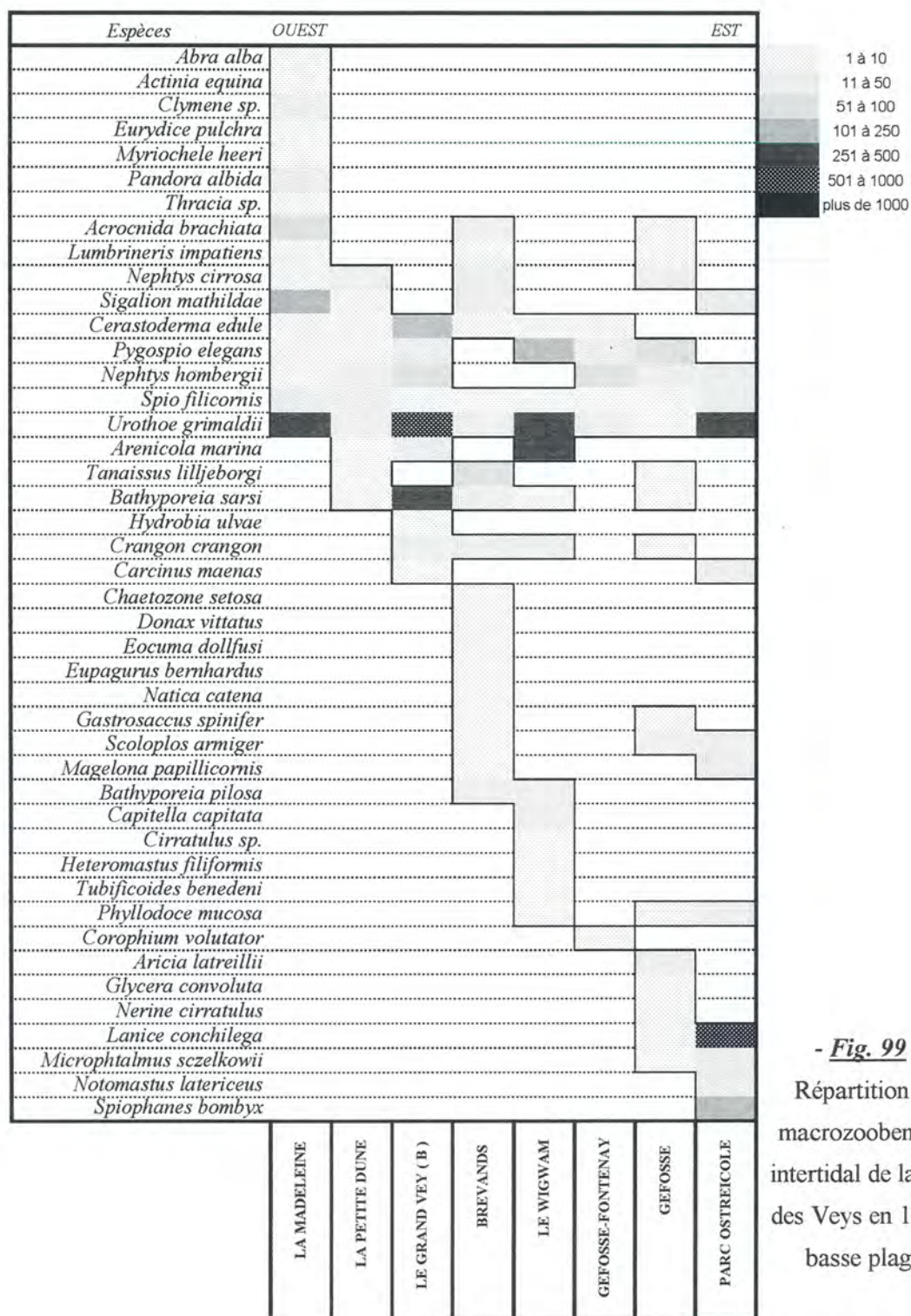
Que ce soit en haute-moyenne plage ou dans les bas niveaux, le macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys présente une dissymétrie qui s'appuie sur la singularité des estrans sableux marins exposés de l'ouest (type : la Madeleine), des zones estuariennes envasées du sud (type : le Grand Vey) et du flanc est marin abrité sablonneux et homogène (type : Géfosse). Cette dissymétrie est retrouvée dans les résultats de chaque campagne d'étude sur l'ensemble de la zone intertidale depuis 1973 ; c'est un aspect constant seulement modulé par quelques variations des éléments biocénotiques secondaires d'une année sur l'autre. Sur les diagrammes de répartition (*Fig.98 à 99*) la différence est surtout très marquée de part et d'autre de la passe d'Isigny, qui semble faire une frontière hydrodynamique dans la dissémination des espèces. La passe de Carentan ne semble pas avoir une fonction aussi bien définie entre les biocénoses benthiques du flanc ouest et celle du centre, ce malgré des apports d'eau douce plus importants par la Douve et la Taute que par la Vire et l'Aure.

Dans l'ensemble des sites, la haute et moyenne plage présente une grande cohérence biocénotique, car près de 50% des espèces sont fidèles tout au long de l'étude. Dans les bas niveaux, les variations spécifiques sont plus importantes avec moins d'un tiers d'espèces restées fidèles de 1973 à 1992 ; par contre, la diversité y est plus grande puisque plus de 70% des 118 espèces inventoriées se retrouvent dans ces niveaux.



- Fig. 98 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1985-86 :

basse plage.



- Fig. 99 -
Répartition du
macrozoobenthos
intertidal de la baie
des Veys en 1992 :
basse plage.

1.4. CONCLUSION.

La synthèse des représentations précédentes permet de construire un tableau d'affinités qui prend en compte la présence, l'abondance et la répartition spatiale des espèces rencontrées (*Tableau XXXIX*). Les affinités marines ou estuariennes peuvent ainsi être attribuées à certaines espèces-clés, tandis que le caractère ubiquiste ou l'originalité d'autres espèces est mis en évidence.

EXCLUSIVEMENT MARIN		UBIQUISTES
MARIN EXPOSE	EXCLUSIVEMENT CENTRE MARIN EXPOSE DE BASSE PLAGE	PREFERENTIELLEMENT MARIN
TOUS NIVEAUX <i>Microprotopus maculatus</i> <i>Owenia fusiformis</i>	<i>Ammodytes tobianus</i> <i>Donax vittatus</i> <i>Eteone foliosa</i> <i>Eupagurus bernhardus</i> <i>Lamprops fasciata</i> <i>Marphysa bellii</i> <i>Natica catena</i> <i>Nototropis swammerdami</i> <i>Spisula subtruncata</i> <i>Urothoe pulchella</i>	<i>Eteone longa</i> <i>Eurydice pulchra</i> <i>Glycera convoluta</i>
HAUTE OU MOYENNE PLAGE <i>Idothea pelagica</i> <i>Phyllodoce laminosa</i> <i>Pontocrates arenarius</i>	MARIN ABRITE DU FLANC EST	A LARGE REPARTITION
BASSE PLAGE <i>Abra alba</i> <i>Clymene sp.</i> <i>Leucothoe incisa</i> <i>Myriochele heeri</i> <i>Phoxichilidium femoratum</i> <i>Streblospio bairdi</i> <i>Tellina fabula</i> <i>Thracia sp.</i>	MAJORITAIREMENT EST, TOUS NIVEAUX <i>Phyllodoce mucosa</i> <i>Scoloplos armiger</i> <i>Spiophanes bombyx</i>	<i>Arenicola marina</i> <i>Bathyporeia sarsi</i> <i>Capitella capitata</i> <i>Crangon crangon</i> <i>Cerastoderma edule</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Spio filicornis</i> <i>Urothoe grimaldii</i>
MARIN EXPOSE OU ABRITE	EXCLUSIVEMENT EST, BASSE PLAGE <i>Autolytus prolifer</i> <i>Sthenelais boa</i>	PREFERENTIELLEMENT ESTUARIEN
TOUS NIVEAUX <i>Acrocnida brachiata</i> <i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> <i>Cumopsis goodsiri</i> <i>Eocuma dollfusi</i> <i>Gammarus duebeni</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i> <i>Gattyana cirrosa</i> <i>Harmothoe lunulata</i> <i>Lanice conchilega</i> <i>Lumbrineris impatiens</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Nerine cirratulus</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Pandora albida</i> <i>Pariambus typicus</i> <i>Sigalion mathildae</i> <i>Tanaissus lilljeborgi</i> <i>Tharyx marionii</i>	ESTUARIEN	
	MAJORITAIREMENT ESTUARIEN	
	<i>Carcinus maenas</i> (juvéniles) <i>Corophium volutator</i> <i>Hydrobia ulvae</i> <i>Larve diptère</i> <i>Mya arenaria</i> <i>Nereis diversicolor</i> <i>Oligochète sp.</i> <i>Scrobicularia plana</i> <i>Tubificoides benedeni</i>	
HAUTE ET MOYENNE PLAGE <i>Scolecipis ciliata</i>	EXCLUSIVEMENT ESTUARIEN	SITUATIONS PARTICULIERES
BASSE PLAGE <i>Aricia latreilli</i> <i>Chaetozone setosa</i> <i>Magelona papillicornis</i> <i>Microphthalmus szcelkowi</i>	<i>Abra tenuis</i> <i>Cyathura carinata</i> <i>Heteromastus filiformis</i> <i>Littorina saxatilis</i> <i>Manayunkia estuarina</i> <i>Mysella bidentata</i>	FLANC OUEST
		MAJORITAIREMENT OUEST <i>Bathyporeia elegans</i>
		EXCLUSIVEMENT OUEST <i>Bathyporeia pelagica</i> <i>Macropipus pusillus</i> <i>Talitrus saltator</i>

- **Tableau XXXIX**
Répartition
générale des
espèces macrozoo
benthiques
intertidales de la
baie des Veys. Ce
tableau ne tient pa
compte des
caractéristiques
sédimentaires du
substrat.

L'ensemble des analyses et représentations précédentes a révélé l'originalité des peuplements du flanc est de la baie des Veys, caractérisés par la constance remarquable de l'annélide *Scoloplos armiger*, clé biocénotique des peuplement locaux, associé avec *Urothoe grimaldii* et *Pygospio elegans*. Cette constance coïncide avec des particularités morphologiques et sédimentaires qui sont dues à la situation abritée de l'ensemble de cet estran marin. L'originalité apparaît également dans la grande régularité et l'homogénéité du cycle biologique

annuel, tel que cela fut mis en évidence par l'analyse factorielle sur un suivi à court terme.

Urothoe grimaldii présente une très large répartition sur l'ensemble des estrans et à tous les niveaux ; il devient la "signature biologique" du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys. Cet amphipode a longtemps été considéré dans cette baie comme une espèce plutôt marine, mais sur la base d'observations partielles. Il est vrai qu'il n'est pratiquement jamais échantillonné dans les sédiments estuariens les plus vaseux, qui ne représentent cependant pas 5% de la surface intertidale de tout le site. Il est vrai aussi qu'*U.grimaldii* n'a été observé qu'en situation marine en estuaire de la Seine (DESPREZ, 1981 ; SYLVAND in DESPREZ & coll., 1983* ; 1985*) ainsi qu'en baie de Somme (SIMON & coll., 1981), ce qui pouvait aider une conclusion hâtive sur son statut écologique.

La caractérisation de zones marines et d'espaces estuariens passe par des considérations de productivité benthique, de qualité de substrat et d'affinités spécifiques. La répartition des espèces intertidales met en évidence un cortège faunistique original qui singularise la zone marine sableuse exposée de la Madeleine, également caractérisée par une bonne diversité spécifique, une équitabilité souvent forte et une relative adaptation des biocénoses benthiques aux agents hydrodynamiques ; d'autres espèces ne se retrouvent qu'en situation estuarienne et principalement au Grand Vey, ce qui permet de regrouper sous ce terme des slikkes plus ou moins envasées et sablonneuses comme la haute plage de la Petite Dune, la nouvelle radiale du Grand Vey VB, les plus hauts niveaux de Brévands et la slikke actuelle du Wigwam ; cette "famille" des biofaciès estuariens présente les plus fortes biomasses, mais aussi une certaine sensibilité face à des accidents hydrodynamiques issus du fetch, du moins pour les zones orientées vers le nord-est.

Les transitions entre biofaciès se réalisent de deux façons très différentes :

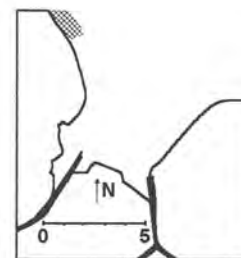
- du nord au sud du flanc ouest, la transition mer-estuaire s'effectue par l'élargissement vers le sud d'une zone à caractère estuarien nettement individualisé en haute plage de la Petite Dune et qui gagne progressivement sur les plus bas niveaux marins vers le Grand Vey, sans y mêler ses caractéristiques biocénotiques ;
- de l'ouest à l'est, la transition est réalisée sur le banc central de la Ravine qui mélange des espèces de l'un et l'autre flanc de la baie.

Cette partie descriptive se veut être distincte de la partie évolutive, mais il est difficile de décrire les peuplements sans faire référence aux étapes successives de sa répartition, donc de déborder quelque peu de l'objectif fixé à l'avance.

2. EVOLUTION BIOCÉNOTIQUE DU MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.

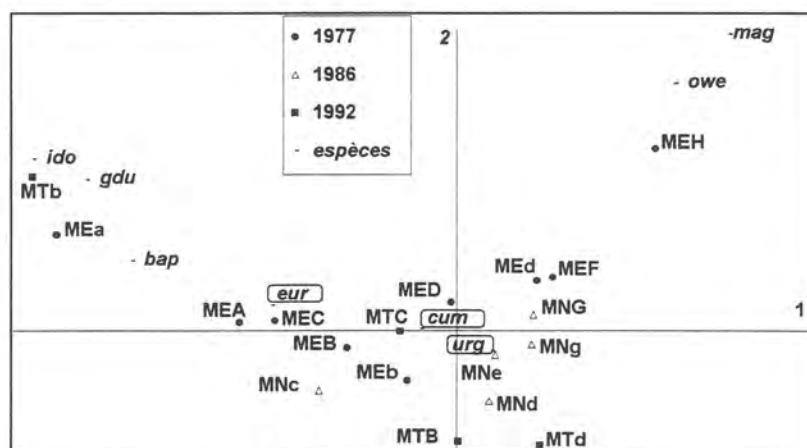
2.1. BIOTOPE MARIN : LA MADELEINE.

2.1.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.



Toutes les espèces et stations de La Madeleine de 1977, 1986 et 1992 ont été retenues pour l'analyse factorielle. La somme des contributions des quatre premiers axes à l'inertie totale est de 51,3 % ; les contributions individuelles décroissent lentement de 17,8 % pour l'axe 1 à 12,7 % pour l'axe 2, 11,5 % pour l'axe 3 et 9,3 % pour l'axe 4. Le caractère marin du site est confirmé sans surprise par les poids dominants de deux ubiquistes (*Urothoe grimaldii* = urg: 10,00 % ; *Eurydice pulchra* = eur : 6,89 %) dont le second à préférence marine et d'une espèce exclusivement marine (*Cumopsis goodsiri* = cum: 6,39 %). Il n'y a que ces trois espèces à posséder un poids supérieur à 5 % sur un total de 62 espèces. Le nuage des stations est étiré suivant l'axe 1 entre *Idotea pelagica* (ido), *Gammarus duebeni* (gdu) et *Bathyporeia pilosa* (bap) d'une part et *Owenia fusiformis* (owe) associé à *Magelona papillicornis* d'autre part.

Les représentations planes ne font pas apparaître de différence à caractère évolutif entre les résultats des trois campagnes. L'axe 1 (Fig. 100) répartit assez progressivement les stations depuis les plus hauts niveaux (codes stations terminés par A, a, B, b, C, etc...) vers les plus bas (F, G, g, H) sans distinction d'année.



- Fig. 100 - Analyse factorielle des correspondances, radiale de la Madeleine : plan des axes 1 et 2.

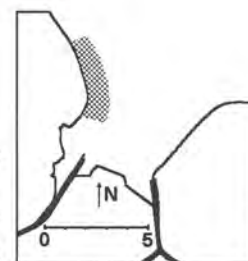
2.1.2. DISCUSSION.

La diversité spécifique élevée de cette zone affiche son caractère marin et les poids des espèces décroissent très régulièrement. Il peut paraître donc difficile et hasardeux de définir une biocénose-type de La Madeleine sur la seule base des trois espèces de plus fort poids, *Urothoe grimaldii*, *Eurydice pulchra* et *Cumopsis goodsiri*. La zone définie par la radiale semble biologiquement peu évolutive, ce qui paraît confirmé par la constance morphologique du profil topographique et de la répartition granulométrique des sédiments superficiels précédemment étudiées.

2.2. BIOTOPE INTERMÉDIAIRE OUEST : LA PETITE DUNE.

2.2.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

L'analyse factorielle sur les stations de la Petite Dune concerne les données des campagnes de 1974, 1977, 1979, 1986, 1992 et des résultats partiels de 1976. En 1974, l'amphipode *Talitrus saltator* (tal) est recensé dans une seule station au plus haut niveau (DBA, départ de la radiale de la Petite Dune), à raison de 800 individus au m². L'abondance et la présence exceptionnelles de cet animal lui attribuent un poids élevé qui provoque sur les diagrammes des analyses factorielles une saturation importante ; les représentations des autres stations se trouvent comprimées au point d'interdire toute interprétation de l'ensemble. La station correspondante DBA a donc été simplement éliminée du traitement.



La station DBJ de 1974, située dans les plus bas niveaux de la radiale, est tirée à la périphérie des représentations par *Sigalion mathildae* (sig) et *Chaetozone setosa* (cha). La plus basse station de 1979, DGk, est également isolée par *Ammodytes tobianus* (amm), *Gastrosaccus spinifer* (gas), *Bathyporeia pelagica* (bal) et *Notomastus latericeus* (not). Sur l'axe 4, c'est DGd de la haute plage qui sature avec l'intervention de *Microphthalmus scelkowii* (mic). Toutes ces espèces sont affectées d'un poids faible et s'associent à d'autres espèces plus fidèles et plus pesantes ; ces stations ne seront pas éliminées, mais placées en variables supplémentaires.

L'analyse factorielle se fait donc sans DBA et avec DBJ, DGk et DGd en variable supplémentaire. Les écarts entre les abondances contenues dans les matrices ont été pondérés par une transformation en $\log(x+1)$.

2.2.2. DISCUSSION.

La station DBA, exclue du traitement, est la seule de toutes les campagnes à contenir *Talitrus saltator* (tal). Cet animal d'affinité maritime, quasi-terrestre, s'y trouve curieusement associé à un autre amphipode de la haute et moyenne slikke estuarienne humectée, *Corophium volutator* (cor), dans un biotope de bord de schorre qui comprend à la fois des éléments favorables au développement de l'une et l'autre espèce : le talitre adopte les zones de sables fins secs recouverts de débris algaux, tandis que le *Corophium* colonise les petites dépressions vaseuses humides qui constellent l'estran à cet endroit. L'absence de talitres des stations de niveau équivalent durant les autres campagnes ne signifie pas pour autant qu'il soit rare ; il est simplement très mobile et de ce fait rarement échantillonné. Son élimination du traitement peut aussi se justifier par son statut peu comparable à celui d'un benthonte au sens strict.

C'est une opposition entre l'influence marine et le domaine estuarien qui semble apparaître sur l'axe 1. Il apparaît également deux groupes distincts de stations et d'espèces, qui comprennent des descripteurs de toutes les campagnes : à gauche les bas niveaux et à droite la haute slikke. Il n'y a pas de transition entre ces deux groupes, séparés par la barre de déferlement, ce qui suggère un rôle important joué par les événements hydrodynamiques forts qui lui sont associés. Le site de la Petite Dune présente donc à l'analyse des affinités estuariennes en haute plage et marines en basse plage, ce qui confirme sa position en zone de transition entre l'espace littoral marin ouvert de la Madeleine et la zone estuarienne du Grand Vey. Cependant, cette transition n'apparaît pas à travers une superposition des caractères de l'une et l'autre zone, mais par une "spécialisation" des niveaux.

De bas en haut, l'axe 2 organise chronologiquement les stations des bas niveaux, par année de 1974 à 1992. Le bas de plage de la Petite Dune paraît donc sujet à une certaine instabilité qui prend la forme de remaniements évolutifs cependant ordonnés. Dans les espèces qui déterminent l'une des extrémités de cet axe, *Gammarus duebeni*, *Nerine cirratulus* (nec), *Owenia fusiformis* (owe), *Scoloplos armiger* (sco), *Spiophanes bombyx* (sph) et *Glycera convoluta* (gly), il y a une majorité d'espèces marines qui disparaissent des prélèvements dès la campagne de 1977 ou celle de 1979. Le groupe des stations des hauts niveaux, plus homogène, ne paraît pas concerné par l'ordonnancement chronologique. Sa relative stabilité dans le temps confirme l'installation de caractères estuariens, tandis que le caractère marin des bas niveaux paraît menacé.

2.3. BIOTOPE ESTUARIEN : LE GRAND VEY.

2.3.1. LE GRAND VEY ANCIENNE RADIALE (A).

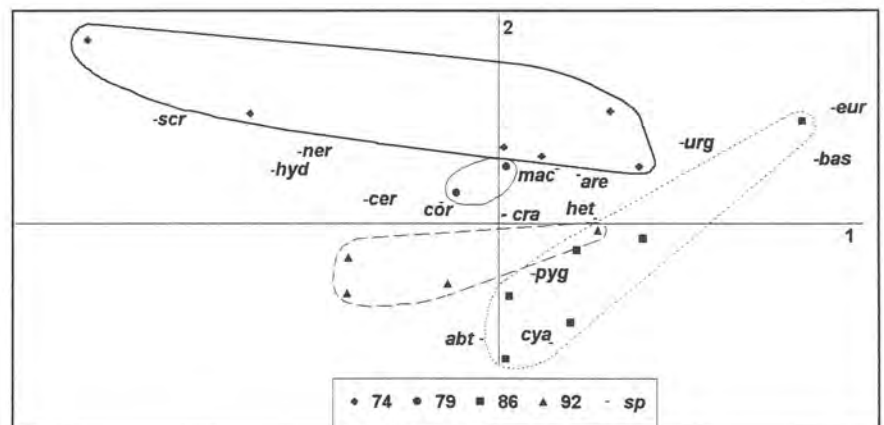
2.3.1.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

L'analyse factorielle des données acquises sur le Grand Vey a été réalisée sur les campagnes de 1974, 1979, 1986 et 1992. Toutes les espèces et toutes les stations ont été retenues ; aucun descripteur n'est placé en observation ou variable supplémentaire. La pondération des données en log (x+1) est conservée.

Les plus fortes contributions à l'inertie totale sont assez équilibrés, avec un cumul de 59,0 % réparti entre l'axe 1 (20,3 %), l'axe 2 (15,8 %), l'axe 3 (13,7 %) et l'axe 4 (9,2 %). Les espèces qui possèdent le poids le plus élevé, classées par ordre décroissant, sont *Pygospio elegans* (pyg = 11,12 %), *Arenicola marina* (are = 8,06 %), *Heteromastus filiformis* (het = 7,82 %), *Nereis diversicolor* (ner = 7,44 %), *Urothoe grimaldii* (urg = 6,93 %) *Macoma balthica* (mac = 5,60 %) et *Abra tenuis* (abt = 5,10 %). Dans les poids des stations, deux récentes de 1992 situées en haute-moyenne slikke (ATB, 11,17 %, et ATD, 11,42 %) se détachent légèrement ; l'ensemble des stations de 1992 a des poids supérieurs à 7 %, plus élevés que ceux des autres années.

Les plus fortes contributions relatives à l'axe 1 sont attribuées aux espèces *Nereis diversicolor* (ner = 15,1 %), *Scrobicularia plana* (scr = 13,5 %), *Hydrobia ulvae* (hyd = 12,2 %) et *Urothoe grimaldii* (urg = 11,3 %) ainsi qu'aux stations 1974 de haute slikke (ABA, 20,5 %, et ABB 15,1 %), 1986 de bas niveau (ANh, 19,8 %) et 1992 de haute-moyenne slikke (ATB, 12,9 %). L'axe 2 est mis en place par les contributions d'*Abra tenuis* (abt = 13,2 %), *Cyathura carinata* (cya = 8,6 %) et *Nereis diversicolor* (ner = 7,1 %).

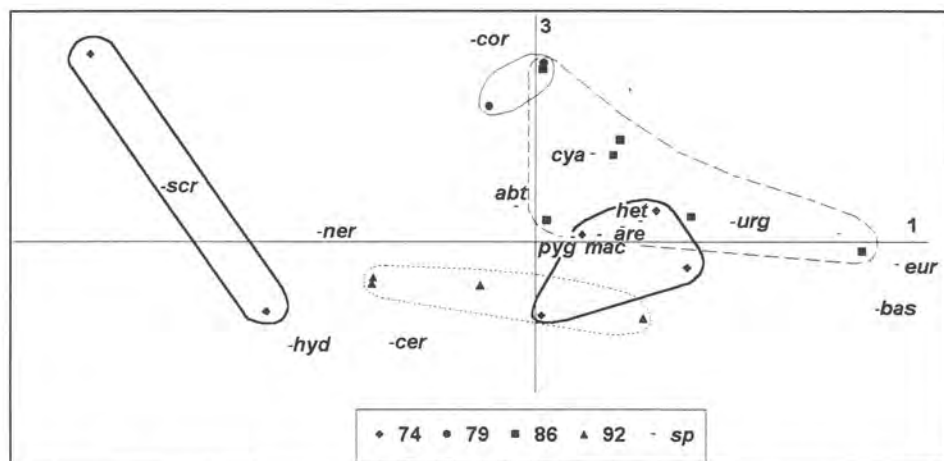
La représentation suivant le plan (1,2) est centrée sur *Crangon crangon* ainsi que sur les stations de 1992 (Fig.102). Elle organise les stations sur l'axe 1 depuis la haute slikke (*Scrobicularia plana*



- Fig. 102 - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Grand Vey VA : plan des axes 1 et 2.

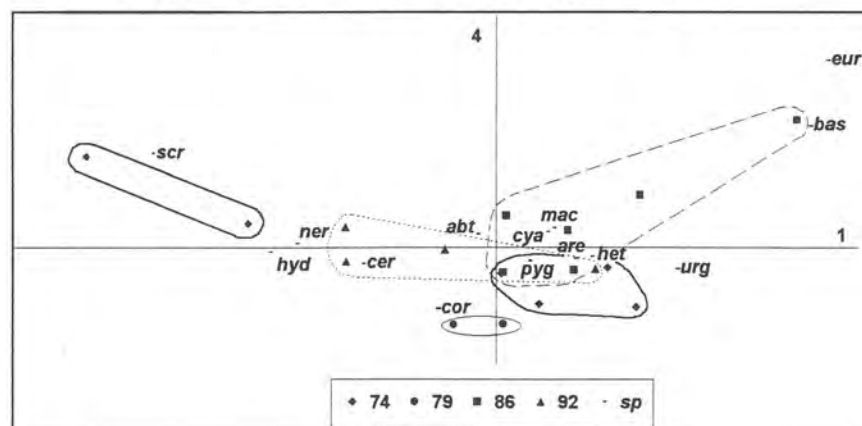
"scr" à gauche de la figure) vers les bas niveaux (*Eurydice pulchra* "eur" et *Bathyporeia sarsi* "bap" à droite). Ce sont les stations de 1974 qui présentent la plus forte dispersion, alors que celles de 1992 sont plus groupées. Sur l'axe 2, les stations s'organisent de haut en bas suivant la succession 1974-1979-1992-1986, avec une sorte de "retour" de la campagne de 1992 en position centrale.

La contribution de *Corophium volutator* (cor) à l'axe 3 (**Fig.103**) se détache nettement avec 37,4 % ; cet amphipode est figuré en haut de l'axe. Viennent ensuite vers le bas, avec des valeurs plus modestes, *Hydrobia ulvae* (hyd = 9,9 %) et *Cerastoderma edule* (cer = 8,0 %).



- **Fig. 103** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Grand Vey VA : plan des axes 1 et 3.

La figure selon le plan (1,4) est un croissant de Guttman (**Fig.104**) ; les deux axes possèdent donc des significations factorielles très voisines. Les contributions relatives à l'axe 4 sont apportées par *Eurydice pulchra* (eur = 26,4 %), *Bathyporeia sarsi* (bas = 12,4 %) et *Scrobicularia plana* (scr = 9,4 %) vers le haut de l'axe et *Corophium volutator* (cor = 8,9 %) vers le bas.



- **Fig. 104** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Grand Vey VA : plan des axes 1 et 4.

2.3.1.2. DISCUSSION.

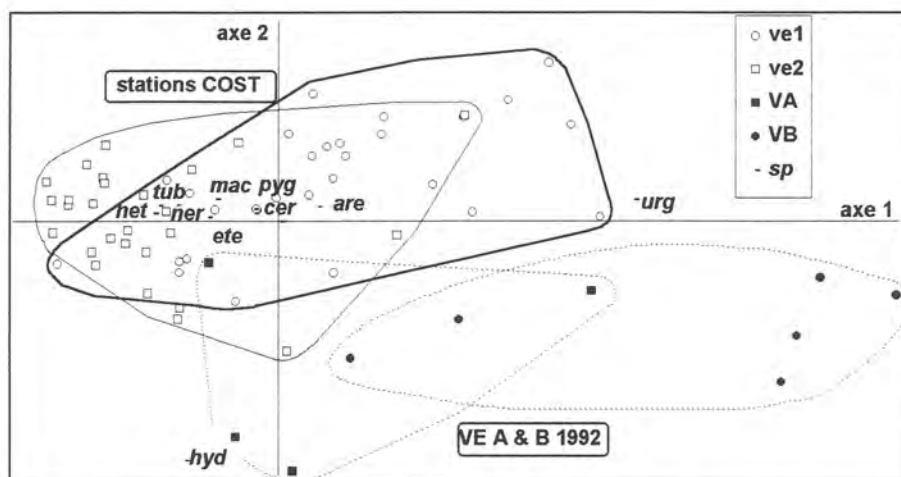
L'analyse factorielle sur les résultats des campagnes de 1974 à 1992 ne paraît pas mettre en évidence de grande instabilité dans la zone estuarienne du Grand Vey. La répartition des stations suivant les niveaux est sans surprise ; cependant, il faut noter que les espèces estuariennes perdent de l'influence dans la description biocénotique des stations de la moyenne-basse slikke au profit d'espèces plus ubiquistes comme *Cerastoderma edule* (cer) et surtout *Urothoe grimaldii* (urg) qui a été désigné comme la "signature biologique" de la baie des Veys. Les descripteurs biocénotiques de la zone sont, par ordre décroissant de contribution, *Pygospio elegans*, *Arenicola marina*, *Heteromastus filiformis* (het), *Nereis diversicolor* (ner), *Urothoe grimaldii* (urg), *Macoma balthica* (mac), *Abra tenuis* (abt), *Corophium volutator* (cor), *Tubificoides benedeni* (tub) et *Hydrobia ulvae* (hyd). La première place de *Pygospio elegans* (pyg), associé aux suspensions et dépôts organiques, indique une tendance eutrophique locale.

2.3.2. LE GRAND VEY RADIALE VB ET LE COST 647 (VE1 & 2).

Les stations du Cost 647 ont été échantillonnées au nord de la première radiale du Grand Vey (VA) et sur le trajet de la nouvelle (VB), qui s'écarte de la précédente depuis la cale du Grand Vey vers le nord-est. Il a paru intéressant d'incorporer au traitement un état instantané de l'ensemble du site décrit par ces deux radiales de la seule année 1992 au suivi sur 10 ans des deux stations COST.

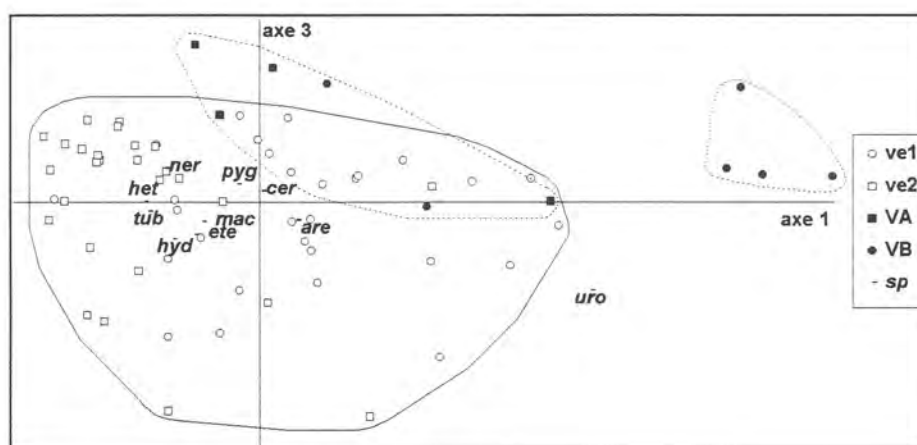
2.3.2.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

Aucune station n'a été écartée du traitement ou mise en descripteur supplémentaire ; les seules espèces présentes dans plus de 10 % des prélèvements du COST ont été conservées et les données correspondantes ont été converties en $\log(x+1)$. La contribution des quatre premiers axes à l'inertie totale de la représentation atteint 57,4 % ; à lui seul, l'axe 1 contribue pour 26,2 %, contre 14,4 % à l'axe 2, 9,4 % à l'axe 3 et seulement 7,4 % à l'axe 4. Les espèces les plus importantes par leur poids sont *Pygospio elegans* (pyg = 10,23 %), *Nereis diversicolor* (ner = 8,05 %), *Cerastoderma edule* (cer = 7,65 %), *Tubificoides benedeni* (tub = 7,21 %), *Heteromastus filiformis* (het = 6,98 %), *Macoma balthica* (mac = 6,70 %) et *Arenicola marina* (are = 6,54 %). Les poids de la plupart des stations sont remarquablement comparables, voisins de la moyenne de 1,51 %. Les seules valeurs qui s'en écartent sont celle d'avril 1988 de VE2, la plus forte avec 2,34 %, ainsi que celles des trois plus basses stations de VB, les plus faibles avec 1,09 %, 0,97 % et 0,85 %.



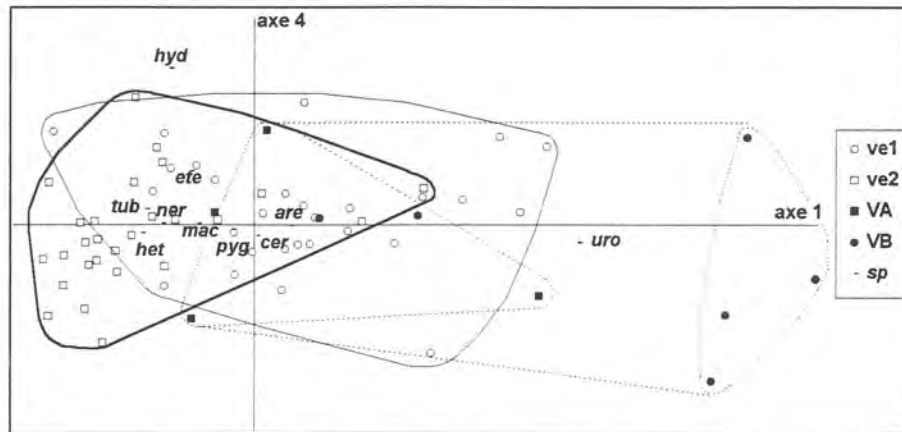
- **Fig. 105** - Analyse factorielle des correspondances, radiales du Grand Vey VA et VB et stations du COST 647 : plan des axes 1 et 2.

Dans le plan (1,2), le groupe des stations de VE2 est serré et possède une grande partie commune avec l'ensemble VE1 (**Fig. 105**). Les radiales VA et VB sont séparées et forment une figure allongée suivant l'axe 1 ; cet axe est d'ailleurs mis en place principalement par les contributions relatives des stations des plus bas niveaux de VB, où apparaissent deux espèces de forte contribution qui ne sont pas particulièrement estuariennes, les ubiquistes *Urothoe grimaldii* ($urg = 18,0\%$ de contribution relative à l'axe 1) et *Bathyporeia sarsi* ($bas = 17,2\%$), qui s'opposent à un groupe d'espèces principalement estuariennes.



- **Fig. 106** -Analyse factorielle des correspondances, radiales du Grand Vey VA et VB et stations du COST 647 : plan des axes 1 et 3.

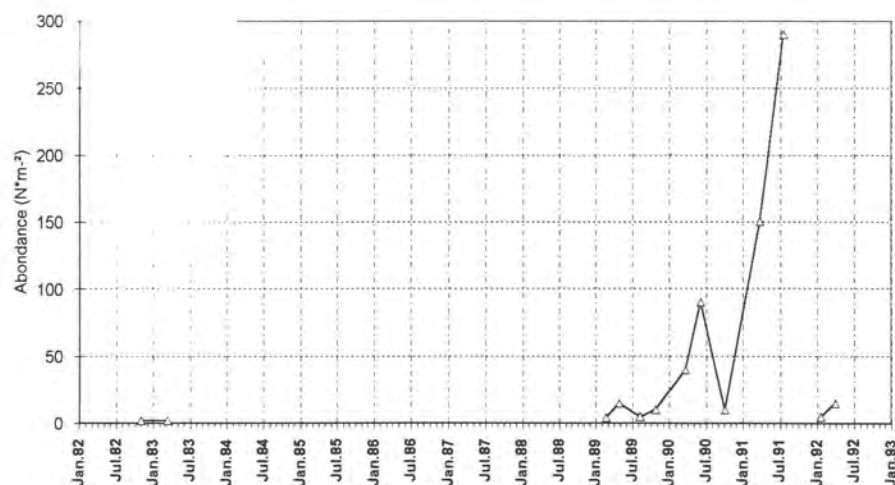
Les stations du COST, de VA et de la haute-moyenne slikke de VB constituent un ensemble estuarien assez cohérent et homogène dans les plans (1,3) et (1,4), séparé d'un petit ensemble formé par les stations des bas niveaux de VB (**Fig.106 et 107**). Par contre, le plan (2,3) reprend certains aspect de la représentation du plan (1,2), avec le regroupement des stations du COST et la mise à l'écart de celles de VA et VB.



- **Fig. 107** - Analyse factorielle des correspondances, radiales du Grand Vey VA et VB et stations du COST 647 : plan des axes 1 et 4.

2.3.2.2. DISCUSSION.

Les stations du COST 647 marquent leur différence par rapport aux radiales VA et VB de 1992 dans les plans (1,2) et (2,3), ce qui est justifié par le fait qu'elles ne peuvent prétendre signifier un quelconque gradient de zonation verticale. Elles s'affirment cependant comme celles d'un site estuarien comme en (1,3) et (1,4). Parmi les stations suivies du COST 647, VE2 paraît la moins évolutive dans son ensemble et reste dans la définition biocénotique estuarienne avec cependant une nuance avec l'installation du gastéropode *Hydrobia ulvae* en 1989 ce qui indique la progression du schorre sur la slikke et l'accumulation des sédiments fins (**Fig. 108**) ; par contre, VE1 évolue d'abord entre les affinités estuariennes et le groupe des bas niveaux de VB pour rejoindre le centre estuarien de la figure VE2 durant les dernières années d'échantillonnage. Cette évolution estuarienne de VE1 rappelle l'analyse factorielle intégrée des sédiments de VE1 et VE2 qui tendent également à rapprocher leurs caractéristiques en fin de suivi.

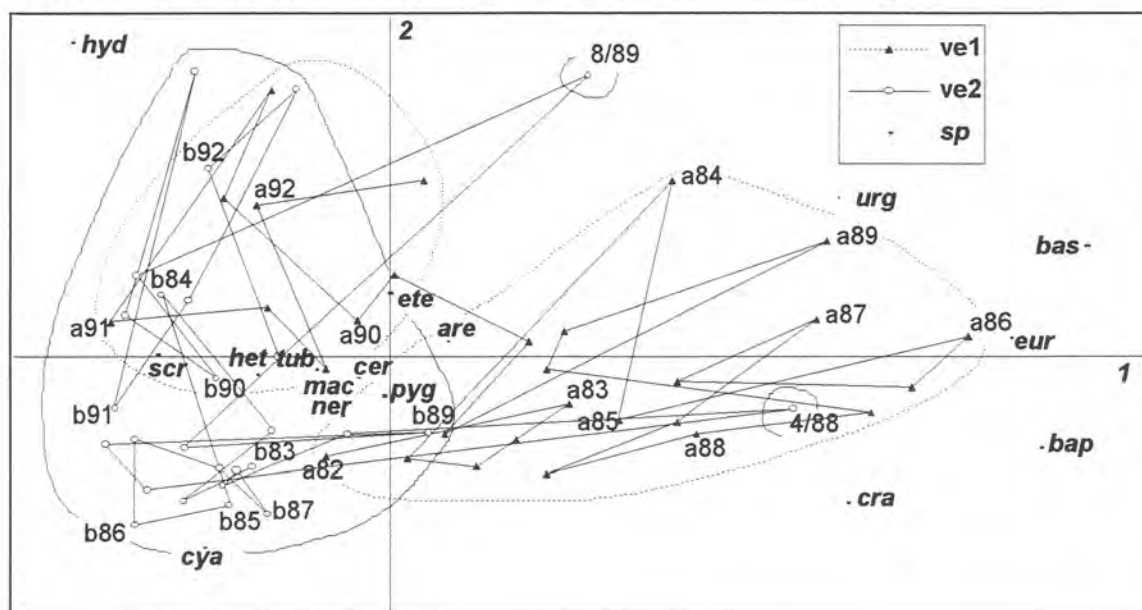


- **Fig. 108** - Evolution a long terme des densités du gastéropode *Hydrobia ulvae* sur la station VE2 du COST 647.

2.3.3. EVOLUTION COMPARÉE DE VE1 & VE2.

2.3.3.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

Les matrices des données transformées en $\log(x+1)$ n'ont conservé que les espèces présentes dans plus de 10 % des stations de VE1 ou de VE2. La contribution des quatre premiers axes à l'inertie totale est encore plus élevée que dans l'analyse précédente (59,7 %) ; le premier axe participe pour 27,0 % à lui seul, contre 15, 5 %, 10,2 % et 7,0 % pour les axes suivants. L'ordre de grandeur relative des poids des espèces principales reste comparable à ce qui a été calculé précédemment, et le classement est identique pour les mêmes espèces, qui se retrouvent près du centre de gravité de la représentation hyperspatiale.



- **Fig. 109** - Analyse factorielle des correspondances, stations VE1 et VE2 du COST 647 : plan des axes 1 et 2. Chaque premier échantillonnage d'une année est noté a = VE1, b = VE2, suivi de l'année.

La représentation dans le plan (1,2) confirme et affine les résultats de la comparaison évolutive des biocénoses benthiques de VE1 et VE2 constatés dans la précédente analyse (**Fig. 109**). L'évolution de VE1 s'organise suivant l'axe 1, mis en place principalement par *Bathyporeia sarsi* (bas = 17,1 % de contribution relative à l'axe), *Bathyporeia pilosa* (bap = 16,8 %) et *Urothoe grimaldii* (urg = 16,4 %) ; ces espèces attirent les points de VE1 de novembre 1982 (point 001) à 1989 (point 020). Les espèces caractéristiques de la zone estuarienne leurs sont opposées, mais contribuent à l'axe 1 non pas par des valeurs individuelles élevées, mais par le cumul de leurs contributions : *Nereis diversicolor* (ner), *Tubificoides benedeni* (tub), *Heteromastus filiformis* (het), *Macoma balthica* (mac), *Scrobicularia plana* (scr), *Capitella capitata* (cap), *Hydrobia ulvae* (hyd) et *Cyathura carinata* (cya) atteignent au total près de 30 % de contribution

relative ; les stations VE1 de fin 1989 (station 21) à 1992 (station 29) se regroupent vers ces espèces.

Une évolution semblable apparaît en VE2, mais elle s'organise suivant l'axe 2 et n'a donc pas les mêmes causes. Les échantillonnages réalisés de mai 1983 à avril 1989 sont tirées vers le bas du diagramme par *Cyathura carinata* (cya = 11,5 % de contribution relative à l'axe 2) qui est une espèce exclusive de la haute et moyenne slikke estuarienne envasée, tandis que les plus récentes - depuis août 1989- sont tirées vers le haut par *Hydrobia ulvae* (hyd = 16,5 %) qui est inféodé aux niveaux de la haute slikke en bord de schorre.

2.3.3.2. DISCUSSION.

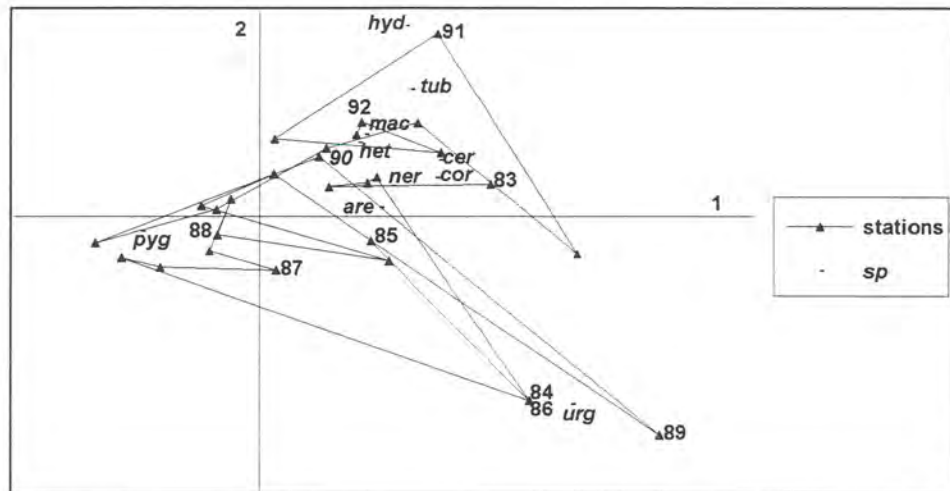
La station suivie VE1 du COST 647 semble initialement moins estuarienne que VE2. A la fin de l'année 1989, elle amorce un déplacement vers les affinités estuariennes qui ne paraît pas réversible. Les affinités biocénétiques de VE2, qui restent toujours bien estuarienne sur l'axe 1, indiquent à partir de 1990 une évolution vers les hauts niveaux par la participation croissante de *Hydrobia ulvae*. Ainsi, la zone du Grand Vey paraît à la fois affirmer ses caractères estuariens (axe 1) et se rehausser par envasement (axe 2), se rapprochant ainsi des caractéristiques biocénétiques du bord de schorre.

2.3.4. EVOLUTION DE VE1 SEUL.

2.3.4.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE : ANALYSE PRÉLIMINAIRE.

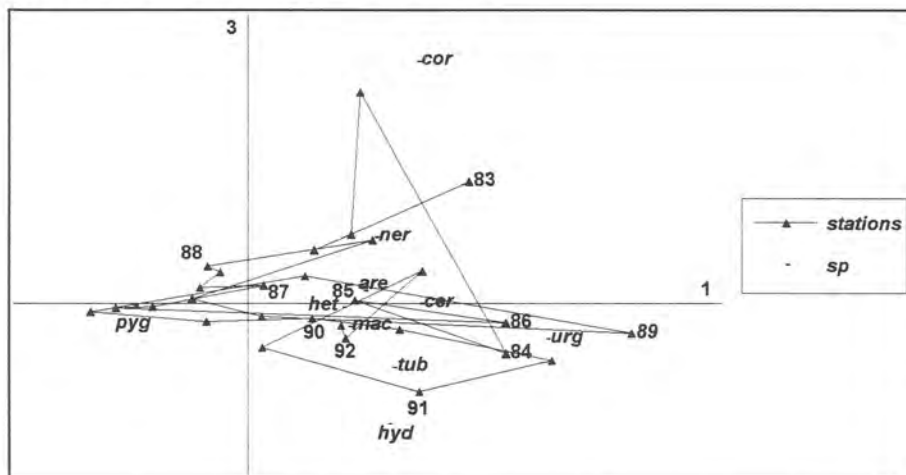
Dans cette analyse, les espèces présentes dans plus de 14 % des échantillonnages ont été prises en compte, de façon à ne conserver que les éléments biocénétiques principaux. Les valeurs sont toujours converties en log (x+1). La très forte contribution des quatre premiers axes à l'inertie totale (82,7 %) est dominée par celle de l'axe 1, qui représente à elle seule plus de la moitié de la valeur cumulée avec 42,3 % ; les valeurs associées aux axes suivants décroissent rapidement avec 19,6 %, 14,9 % et seulement 5,9 % pour l'axe 4.

Les poids les plus importants, supérieurs à 5 %, sont attribués à 5 espèces dont la première, loin en tête, est *Pygospio elegans* avec 49,28 % ; viennent ensuite *Corophium volutator* (cor = 12,12 %), *Cerastoderma edule* (cer = 6,19 %), *Tubificoides benedeni* (tub = 6,02 %) et *Urothoe grimaldii* (urg = 5,28 %). Le centre de gravité de la figure est donc occupé préférentiellement par des espèces estuariennes et des ubiquistes.



- **Fig. 111** - Analyse factorielle des correspondances, station VE1 du COST 647 : plan des axes 1 et 2.

L'axe 3 (**Fig.112**) est dominé par la contribution relative élevée de *Corophium volutator* ($cor = 53,5 \%$), dont l'influence semble cependant limitée aux prélèvements de 1983. Le nuage des points se stabilise ensuite autour du centre de gravité, avec quelques étirements en fin de suivi (1991-92) vers *Hydrobia ulvae* à l'opposé de *Corophium*.



- **Fig. 112** - Analyse factorielle des correspondances, station VE1 du COST 647 : plan des axes 1 et 3.

2.3.4.3. DISCUSSION.

Analysée seule, le macrozoobenthos de la station VE1 du COST semblent échapper peu à peu aux espèces ubiquistes (*Urothoe Grimaldii* et *Bathyporeia sarsi*) qui, dans un contexte estuarien, semblent indiquer une influence marine lointaine : l'évolution amène la station suivie vers le centre de gravité. Si le caractère estuarien des biocénoses benthiques locales est ainsi confirmé dans le temps, cette tendance s'accompagne d'une menace d'eutrophisation du milieu caractérisé par la dominance du filtreur opportuniste *Pygospio elegans*. Quelques indices de rehaussement, apportés par le rôle accessoire de *Hydrobia*, sont également à prendre en considération.

2.3.5. DISCUSSION : ÉVOLUTION ESTUARIEENNE SUD-OUEST.

Une influence des espèces ubiquistes *Cerastoderma edule* et *Urothoe grimaldii* sur l'évolution estuarienne locale au détriment des descripteurs biocénotiques estuariens semble apparaître sur le traitement des résultats des campagnes. Cette tendance évolutive paraît être contredite par l'envasement du substrat local qui aboutirait plutôt à l'affirmation du caractère estuarien.

L'association de l'analyse des résultats du COST 647 ramène cette tendance biocénotique particulière au niveau d'un épiphénomène sans conséquence sur la tendance évolutive globale du site. En effet, les tendances évoquées par la présence des espèces ubiquistes paraissent s'amenuiser dans le temps, tandis que les biocénoses macrozoobenthiques s'enrichissent d'une espèce des plus hauts niveaux de la slikke, *Hydrobia ulvae* ; cela confirme le rehaussement du substrat qui accompagne l'affirmation du caractère estuarien. Ce phénomène est particulièrement net sur la station COST VE2 qui est la plus estuarienne au départ de l'étude. La station VE1 semble être plus faiblement soumise à ce type d'évolution, mais présente par contre une affirmation de son caractère estuarien, moins marqué à l'origine de l'étude.

La progression de l'influence biocénotique estuarienne associée à l'engraissement du substrat paraît donc avoir pris de l'ampleur durant ces dix dernières années au sud-ouest de la baie des Veys.

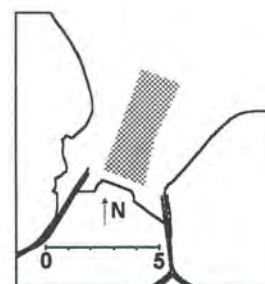
2.4. ZONE CENTRALE DE LA BAIE : BRÉVANDS.

2.4.1. ÉVOLUTION DE L'ENSEMBLE DE LA ZONE.

2.4.1.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

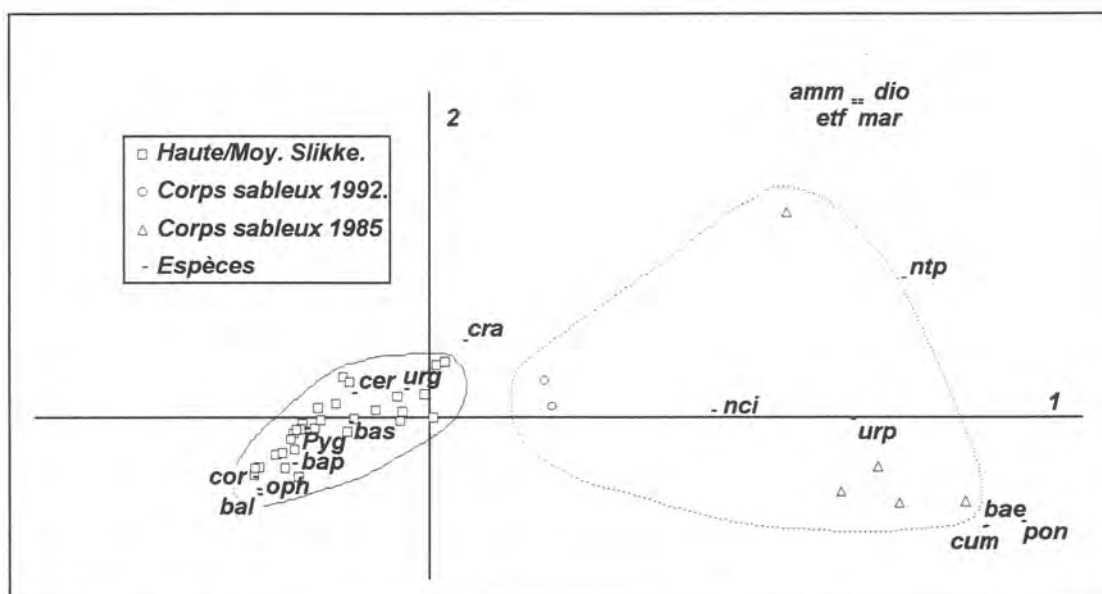
Dans un premier temps, toutes les données de Brévands ont été réunies pour l'analyse factorielle, avec les résultats des campagnes de 1974, 1979, 1985-86 et 1992 transformés en $\log(x+1)$. Aucun descripteur n'a été placé en variable ou observation supplémentaire.

Les contributions cumulées des axes 1 à 4 à l'inertie totale sont peu élevées (40,6 %). La contribution de l'axe 1 se détache avec 15,4 % ; celle des axes suivant sont de 9,3 % (axe 2), 8,4 % (axe 3) et 7,5 % (axe 4). Pour l'ensemble de l'analyse, les poids les plus élevés se répartissent entre les espèces *Pygospio elegans* (pyg = 8,51 %), *Urothoe grimaldii* (urg = 8,48 %), *Bathyporeia sarsi* (bas = 7,00 %), *Cerastoderma edule* (cer = 5,67 %) et *Bathyporeia pilosa* (bap =



5,17 %). En ce qui concerne le poids des stations, deux se détachent légèrement dans les niveaux hauts-moyens de 1992 avec BTF (5,97 %) et BTK (5,24 %), dans une fourchette des poids est assez serrée.

L'interprétation de la figure suivant le plan (1,2) donne la prépondérance à l'axe 1 (*Fig.113*), qui est déterminé par la contribution relative des espèces marines comme *Bathyporeia elegans* (bal = 11,6 %), *Cumopsis goodsiri* (cum = 7,2 %) et *Pontocrates arenarius* (pon = 6,6 %). Cet axe sépare trois ensembles de stations très distinctes ; le groupe 1 rassemble les stations de haute et moyenne slikke associées aux sablons, suivant un gradient d'abri décroissant Sud-Nord, déjà décrit en sédimentologie (DUPONT & SYLVAND, 1991*). Le groupe 2 comprend les deux stations 1992 du corps sableux, très rapprochées l'une de l'autre. Le groupe 3 des stations 1985 du corps sableux central est assez dispersé, mais bien individualisé. L'axe 2 a peu d'influence sur la représentation, exception faite de la discrimination d'une station en haut et à droite du diagramme par des espèces de peu de poids : *Ammodytes tobianus* (amm), *Diogenes pugilator* (dio), *Eteone foliosa* (etf) et *Marphysa bellii* (mar).



- *Fig. 113* - Analyse factorielle des correspondances, ensemble de la radiale de Brévands : plan des axes 1 et 2.

Il y a peu de choses à dire sur les axes 3 et 4 : la forte contribution de l'axe 1 réduit les possibilités d'interprétation.

2.4.1.2. DISCUSSION.

Cette analyse met en évidence la grande homogénéité de la zone sablonneuse du sud de la Ravine, d'affinité estuarienne, qui concentre les stations de haute et moyenne slikke. Les stations du corps sableux, plus dispersées,

affichent de très nettes affinités marines, mais celles de la campagne de 1992 se rapprochent des affinités estuariennes, ce qui est à rapprocher de l'évolution générale des dépôts intertidaux, qui est caractérisée par une forte progression vers le nord des sédiments fins.

Les espèces importantes pour l'axe 1 sont surtout à droite de la figure, vers le milieu marin. L'essentiel des stations du groupe 1 s'organise sur les espèces de poids fort, avec une fois de plus *Pygospio elegans* en tête, ce qui pose encore le problème des apports en matière organique.

2.4.2. ETUDE ÉVOLUTIVE CILÉE.

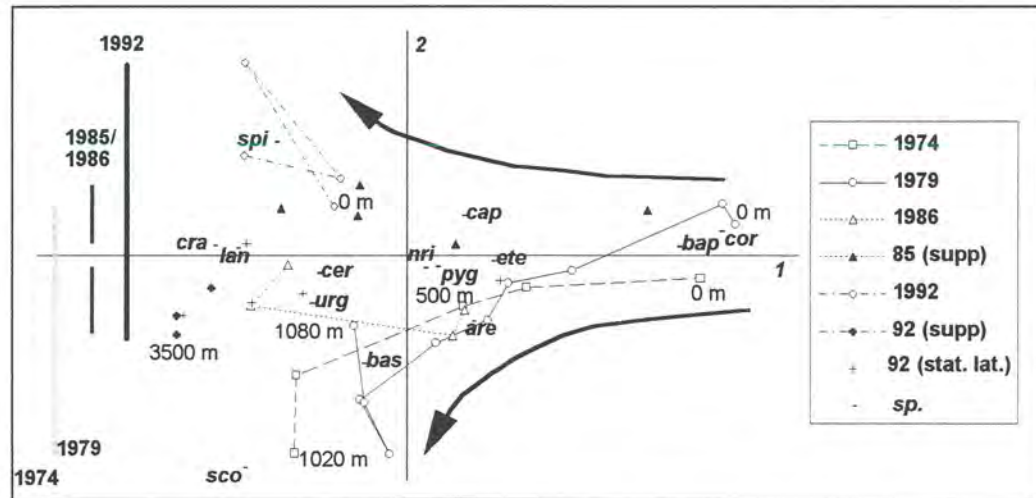
Si la première analyse factorielle a permis de distinguer les groupes biocénétiques principaux, elle n'a pas permis d'affiner l'évolution des stations du groupe 1, resserrées par la saturation de celles des plus bas niveaux.

3.4.2.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

Les stations sélectionnées dans cette analyse sont toutes situées sur la haute et moyenne slikke. Les stations du corps sableux central sont placées en variables supplémentaires, ainsi que celles qui ont été échantillonnées de part et d'autre de la radiale en 1986 et 1992. Les espèces présentes dans moins de 5 % des stations sont en observations supplémentaires. Les abondances sont pondérées en $\log(x+1)$.

Le cumul des contributions à l'inertie totale des axes 1 à 4 atteint 59,6 %, avec 22,4 % pour l'axe 1, 15,7 % pour l'axe 2, 12,3 % pour l'axe 3 et 9,2 % pour l'axe 4. Les poids les plus élevés sont attribués à *Pygospio elegans* (pyg = 10,99 %), *Urothoe grimaldii* (urg = 10,24 %), *Bathyporeia sarsi* (bas = 8,74 %), *Cerastoderma edule* (cer = 7,41 %), *Arenicola marina* (are = 6,75 %), *Bathyporeia pilosa* (bal = 5,93 %) et *Capitella capitata* (cap = 5,10 %). Les poids des stations de l'année 1992 dominent, avec une majorité de valeurs supérieures à 6 %.

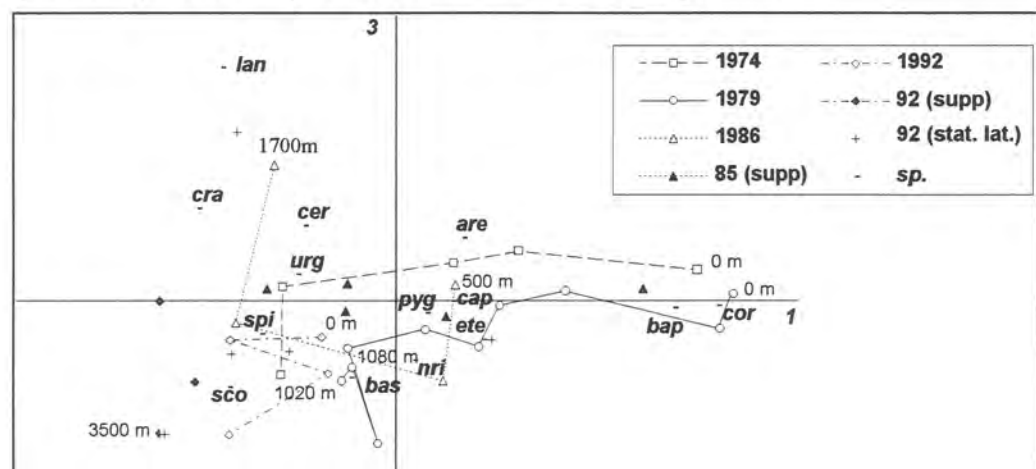
Sur l'axe 1 (*Fig.114*), les contributions relatives de deux espèces estuariennes sont écrasantes, avec 22,8 % pour *Bathyporeia pilosa* (bap) et 23,4 % pour *Corophium volutator* (cor) qui étirent les stations des plus hauts niveaux vers la droite du diagramme dans le plan (1,2). Vers la gauche, la réplique marine est donnée plus modestement par *Crangon crangon* (cra = 6,3 %), *Spio filicornis* (spi = 4,9 %) et *Scoloplos armiger* (sco), anecdotique à 3,2 % de contribution relative.



- **Fig. 114** - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de Brévands : plan des axes 1 et 2. Les stations analysées sont reliées dans l'ordre de leur succession sur le terrain, sauf les stations latérales extérieures à la radiale et des stations en variables supplémentaires.

L'axe 2 tend à organiser les campagnes suivant leur chronologie, avec un certain recouvrement qui confirme leurs affinités d'une année sur l'autre malgré l'évolution des groupes. Les stations des plus hauts niveaux sont resserrées vers la droite. Dans le diagramme du plan (1,2) elles se dispersent sur l'axe 1 vers la gauche, à mesure que les stations les plus basses sont atteintes. Cette dispersion en entonnoir met en évidence des différences importantes de 1974 à 1992. Le déséquilibre progressif de la représentation de droite à gauche rappelle la définition morphosédimentaire du "gradient d'abri" au sud du banc de la Ravine (DUPONT & SYLVAND, 1991*).

La représentation dans le plan (1,3) est peu différente de la précédente (**Fig. 115**), tandis que la figure (1,4) tend vers un croissant de Guttman (**Fig. 116**) qui confirme les affinités entre les années d'échantillonnage et le gradient estuaire-mer ou abri-exposition ; les stations supplémentaires de 1992 sont logiquement placées en position terminale sur le diagramme.



- **Fig. 115** - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de Brévands : plan des axes 1 et 3.

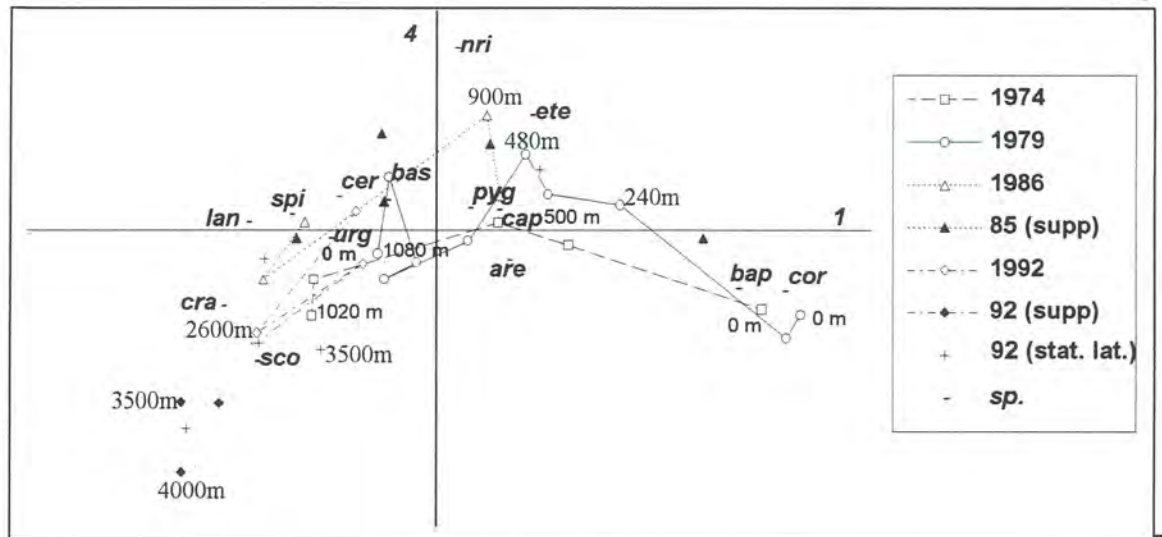
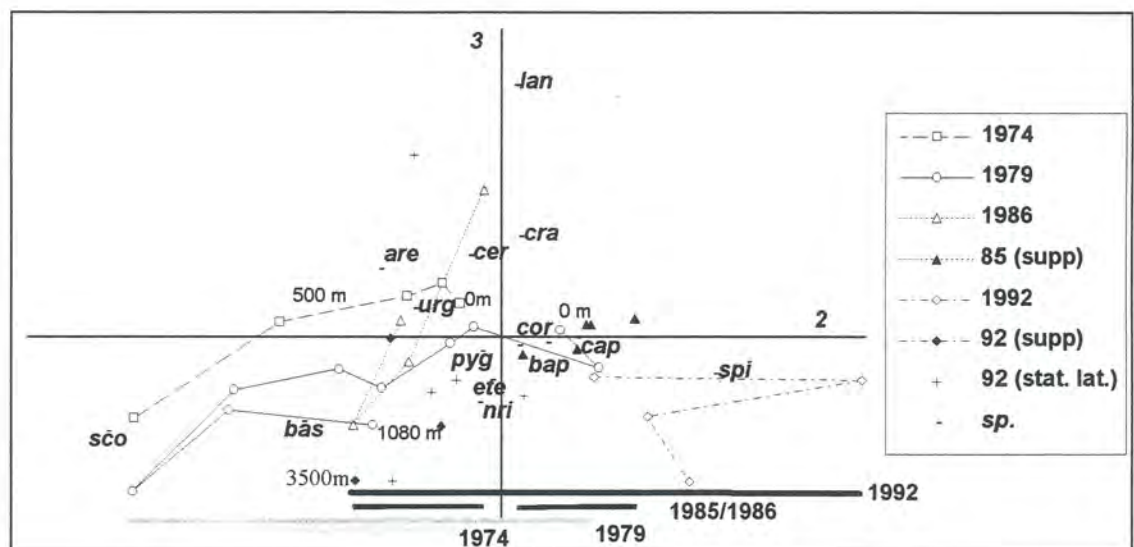


Fig. 116 - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de Brévands : plan des axes 1 et 4. Les stations sont reliées dans l'ordre de leur succession sur le terrain, exception faite des stations latérales extérieures à la radiale et des stations en variables supplémentaires.



- **Fig. 117** - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de Brévands : plan des axes 2 et 3. Les stations analysées sont reliées dans l'ordre de leur succession sur le terrain, exception faite des stations latérales extérieures à la radiale et des stations en variables supplémentaires.

Dans le plan (2,3), les stations de 1992 se singularisent sur l'axe 2 (**Fig.117**), avec une affinité partielle avec celles de 1979. Le diagramme dans le plan (2,4) isole encore 1992 face au regroupement de l'ensemble des autres campagnes qui sont centrées sur *Arenicola marina* (are) et *Bathyporeia sarsi* (bas) (**Fig.118**). La coque *Cerastoderma edule* (cer) est le point commun cénotique et fait le lien entre les deux ensembles.

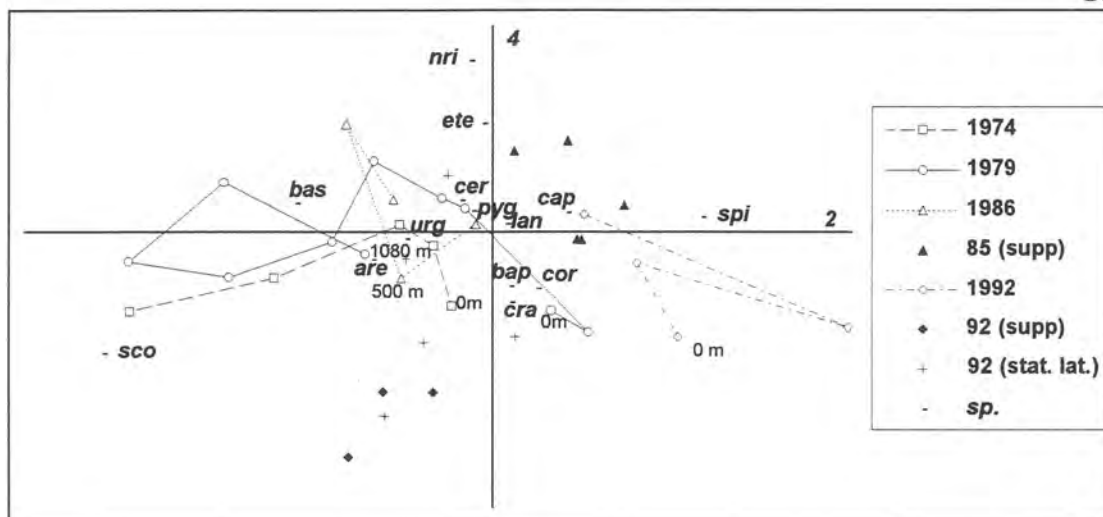


Fig. 118 - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de Brévands : plan des axes 2 et 4. Les stations analysées sont reliées dans l'ordre de leur succession sur le terrain, exception faite des stations latérales extérieures à la radiale et des stations en variables supplémentaires.

2.4.2.2. DISCUSSION.

La zonation des stations de la haute-moyenne slikke est bien caractérisée par l'axe 1. L'axe 2 est celui de la tendance évolutive des niveaux moyens soumis à un gradient d'abri décroissant du sud vers le nord. L'axe 3 paraît essentiellement discriminer la campagne de 1992. Les espèces estuariennes possèdent un rôle important par l'influence qu'elles développent dans les biocénoses benthiques des niveaux les plus proches du schorre ; elles paraissent confirmer en 1992 l'extension de la zone estuarienne centrale vers le nord.

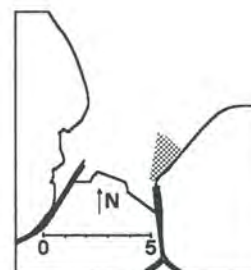
2.5. BIOTOPES DU FLANC EST.

L'homogénéité biocénotique et sédimentologique de l'estran du flanc est a été remise en question par la progression d'un envasement du sud vers le nord à la fin des années 70. La première radiale sur cette zone en cours d'envasement date de 1981.

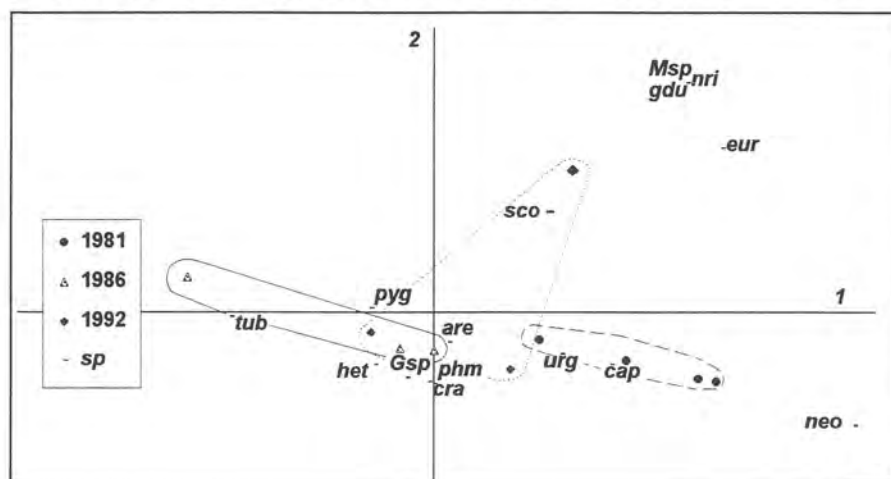
2.5.1. LE WIGWAM.

2.5.1.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

L'analyse prend en compte la totalité des résultats des campagnes de 1981, 1986 et 1992, dans un tableau de données pondérées en log (x+1). La contribution relative cumulée des axes 1 à 4 est très forte, avec 74,7 % : 25,5 % pour l'axe 1, 22,0 % pour l'axe 2, 16,6 % pour l'axe 3



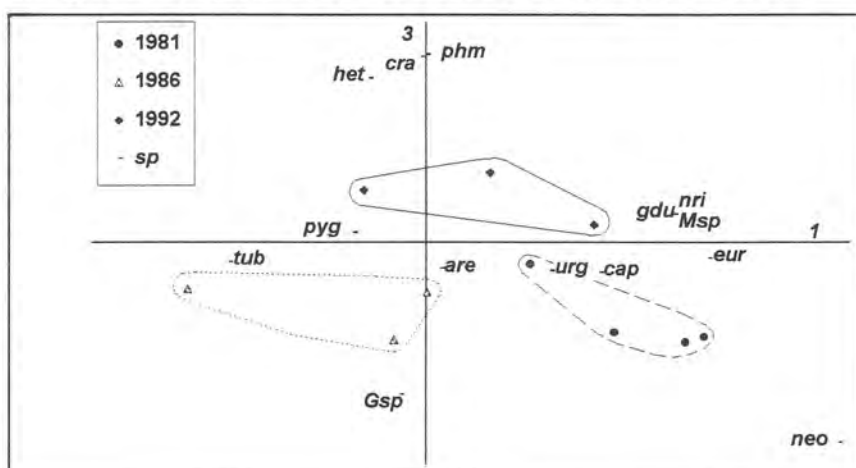
et 10,6 % pour l'axe 4. Ces fortes valeurs sont dues au petit nombre de stations échantillonnées. Pour l'ensemble de l'analyse, les poids les plus élevés reviennent aux espèces *Urothoe grimaldii* (urg = 12,44 %), *Arenicola marina* (are = 11,68 %), *Capitella capitata* (cap = 8,30 %), *Pygospio elegans* (pyg = 7,79 %) et *Tubificoides benedeni* (tub = 7,03 %). L'ancien descripteur biocénotique majeur du flanc est, *Scoloplos armiger* (sco), est affecté ici d'un poids faible (1,53 %), ce qui est déjà un indice de la transformation de la zone du Wigwam, alors que l'espèce qui l'accompagne, *Urothoe grimaldii* (urg), conserve son importance.



- Fig. 119 -
Analyse factorielle
des
correspondances,
radiale du
Wigwam : plan des
axes 1 et 2.

Dans le plan (1,2), l'axe 1 étire les stations depuis celles de haute slikke, marquées par *Scrobicularia plana* (sco), vers les plus basses qui sont étirées par *Scoloplos armiger* (sco) (*Fig.119*). Ces deux espèces extrêmes affichent cependant des contributions faibles. Le centre de gravité de l'ensemble des points est occupé par *Pygospio elegans*. Les plus fortes contributions relatives à l'axe 1 sont attribuées à l'oligochète

Tubificoides benedeni (tub = 13,7 %) et *Capitella capitata* (cap = 12,0 %), marqueurs de l'influence estuarienne. Vient ensuite *Urothoe grimaldii* (urg) avec 9,3 %. L'axe 2 paraît également avoir un rôle sur la zonation



- Fig. 120 - Analyse factorielle des correspondances, radiale du
Wigwam : plan des axes 1 et 3.

verticale des stations, mais il individualise une station haute de 1992, WTB, qui

est isolée par des espèces dont la contribution relative à cet axe est forte : *Nerine cirratulus* (nec = 17,7 %), *Gammarus duebeni* (gam = 10,0 %) et *Eurydice pulchra* (eur = 8,0 %).

L'axe 3, qui tend à isoler 1992 (*Fig.120*), est principalement mis en place vers le haut du diagramme par l'annélide estuarien *Heteromastus filiformis* (het = 13,4 % de contribution relative) et la crevette grise *Crangon crangon* (cra = 12,6 %), essentiellement représentée par des juvéniles. L'autre extrémité de l'axe est étiré par *Gammarus sp.* (Gsp = 9,8 %), qui pourrait être une indétermination juvénile de *Gammarus duebeni*. L'axe 3 tend à isoler 1992.

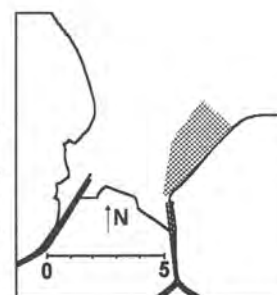
2.5.1.2. DISCUSSION.

Lors d'un travail précédemment publié (SYLVAND & SAVINI, 1991), l'évolution des biocénoses benthiques du Wigwam, à partir des caractères généraux du flanc est vers ceux d'un site estuarien, paraissait nette entre 1981 et 1986. Cependant, l'analyse factorielle sépare encore plus nettement les résultats de la campagne de 1992, ce qui semblent bien confirmer l'extension de la zone estuarienne qui progresse depuis la pointe du Grouin vers le nord-est, au désavantage du faciès original, marin abrité à *Scoloplos armiger*, de Géfosse.

2.5.2. GÉFOSSE.

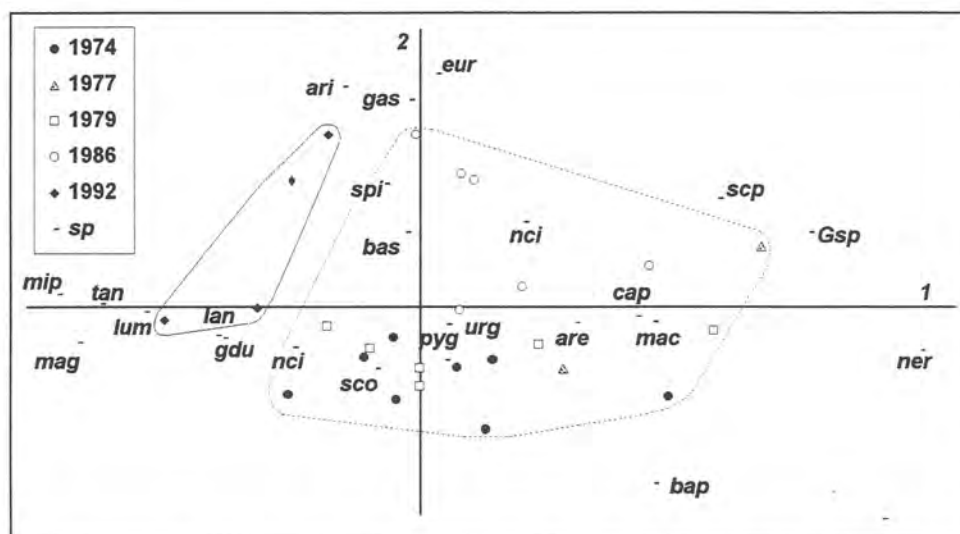
2.5.2.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

Dans un premier essai, toutes les stations et toutes les espèces ont été prises dans l'analyse factorielle des résultats des campagnes de 1974, 1977, 1979, 1986 et 1992. Les stations GEA (haute plage de 1977, caractérisée par *Tharyx marionii* "tha") et GBN (plus bas niveau de 1974, avec *Sthenelais boa* "sth") provoquaient une saturation qui comprimait l'ensemble des points ; elles ont été placées en variables supplémentaires dans l'analyse définitive et leurs espèces caractéristiques ont été supprimées. Les données sont toujours converties en $\log(x+1)$.



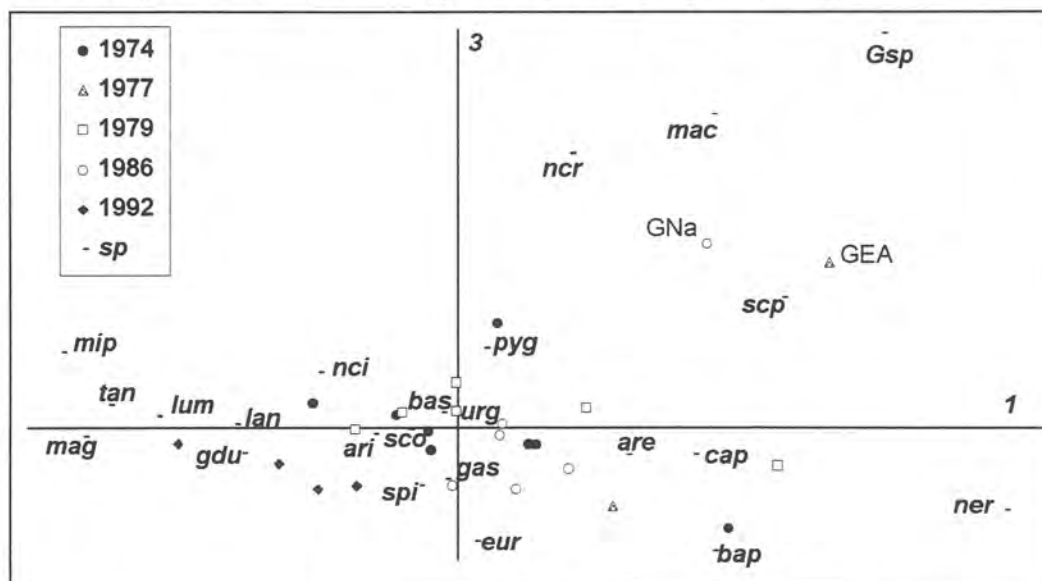
La contribution cumulée des axes 1 à 4 à l'inertie totale est passable, avec 47,0 %. Les axes 1 (15,1 %) et 2 (13,1 %) possèdent des contributions nettement plus fortes que celles des axes 3 (9,5 %) et 4 (9,3 %). Pour l'ensemble de l'analyse, les poids d'*Urothoe grimaldii* (urg = 16,56 %) et de *Scoloplos armiger* (scio = 12,36 %) se détachent nettement devant ceux

d'*Arenicola marina* (are = 9,16 %) et *Bathyporeia sarsi* (bas = 6,06 %). Ces quatre espèces occupent le centre de gravité des représentations planes, ainsi que *Pygospio elegans* (pyg) avec un poids cependant plus faible, le 6^e à 5,05 %.



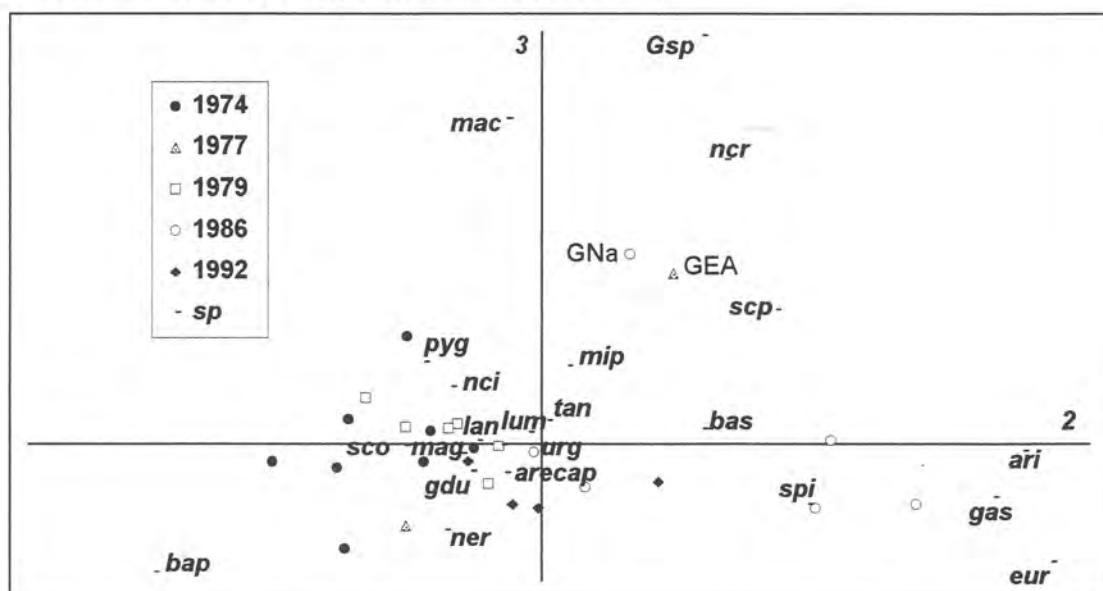
- **Fig. 121** - Analyse factorielle des correspondances, radiale de Géfosse : plan des axes 1 et 2.

Dans la représentation suivant le plan (1,2), les stations des campagnes de 1992 sont peu dispersées et isolées des stations de 1974-1977-1979 qui se recouvrent en un ensemble homogène (**Fig.121**). L'axe 1 est principalement déterminé par les contributions relatives de *Capitella capitata* (cap = 13,3 %) et *Arenicola marina* (are = 11,9 %). Les stations de 1992 sont isolées à gauche de l'axe 1 par l'intervention d'espèces plutôt marines comme *Tanaissus lilljeborgi* (tan = 7,2 %), *Microphthalmus scelkowi* (mic = 5,7 %), *Lumbrineris impatiens* (lum = 5,3 %) et *Lanice conchilega* (lan = 5,0 %). La droite de cet axe est déterminée par des espèce préférentiellement estuariennes, dont *Nereis diversicolor* (ner = 4,8 %) et *Bathyporeia pilosa* (bap = 4,8 %).

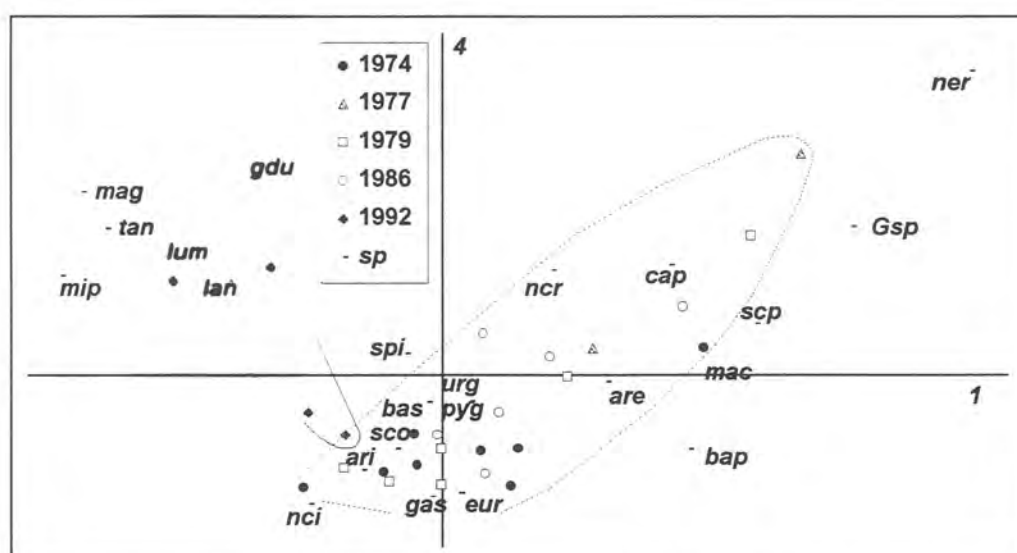


- **Fig. 122** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Géfosse : plan des axes 1 et 3.

Les représentations dans les plan (1,3) (*Fig.122*) et (2,3) (*Fig.123*) révèlent entre les différentes campagnes une bonne homogénéité qui est seulement perturbée par la stations GNa (1986), du plus haut niveau et proche du cordon de galets, accompagnée par la station en variable supplémentaire GEA de 1977, placée en situation identique. Le plan 1,4 isole et regroupe 1992 (*Fig.124*) à la manière de ce qui apparaît dans le plan (1,2).



- *Fig. 123* - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Géfosse : plan des axes 2 et 3.



- *Fig. 124* - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Géfosse : plan des axes 1 et 4.

2.5.2.2. DISCUSSION.

De 1974 à 1986, les stations de la zone de Géfosse présentent une certaine homogénéité biocénétique centrée sur le doublet *Scoloplos armiger* et *Urothoe*

grimaldii. Ce caractère rappelle l'originalité morphosédimentaire du flanc est et la relative stabilité de son cycle biologique du benthos. Cependant, l'année 1992 fait apparaître une transformation locale par l'influence de certaines espèces d'affinité plutôt marine, alors qu'il aurait fallu s'attendre à un développement de caractères correspondant à la progression vers le nord des faciès envasés du Wigwam. Par contre, ce sont des espèces estuariennes qui ont tendance à étirer les résultats des autres campagnes. Il sera nécessaire de replacer l'évolution de Géfosse dans son contexte global, à savoir l'ensemble des stations de l'est de la baie, afin de mieux comprendre cette contradiction apparente entre l'évolution du milieu physique et celle du compartiment biologique.

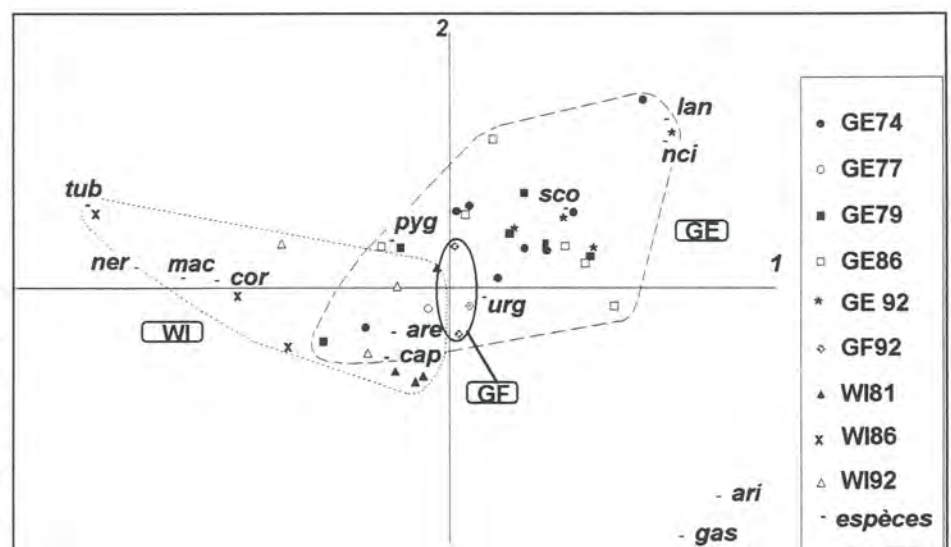
2.5.3. EVOLUTION DE L'ENSEMBLE DU FLANC EST.

2.5.3.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

La totalité des stations du flanc est a été intégrée dans la même matrice. Les espèces présentes dans moins de 5 % des stations ont été éliminées du traitement. Les abondances sont converties en $\log(x+1)$. La contribution cumulée des quatre premiers axes à l'inertie totale de la représentation atteint 49,1 %, avec 19,2 % pour l'axe 1, 11,0 % pour l'axe 2, 10,3 % pour l'axe 3 et 8,6 % pour l'axe 4. Ces valeurs passables à décroissance lente annoncent des difficultés dans l'interprétation des plans.

Les poids des stations WTb du Wigwam (haute-moyenne slikke en 1992) et FTE de Géfosse-Fontenay (niveau équivalent, même année) dépassent à peine le seuil des 5 % avec respectivement 6,56 et 6,53. Le faible écart avec les autres

valeurs des 36 stations restantes ne permet pas de les considérer comme réellement très importantes. Les espèces les plus fortes sont *Urothoe grimaldii* (urg, poids = 15,78 %) et *Arenicola marina* (are = 10,00 %), puis *Scoloplos*

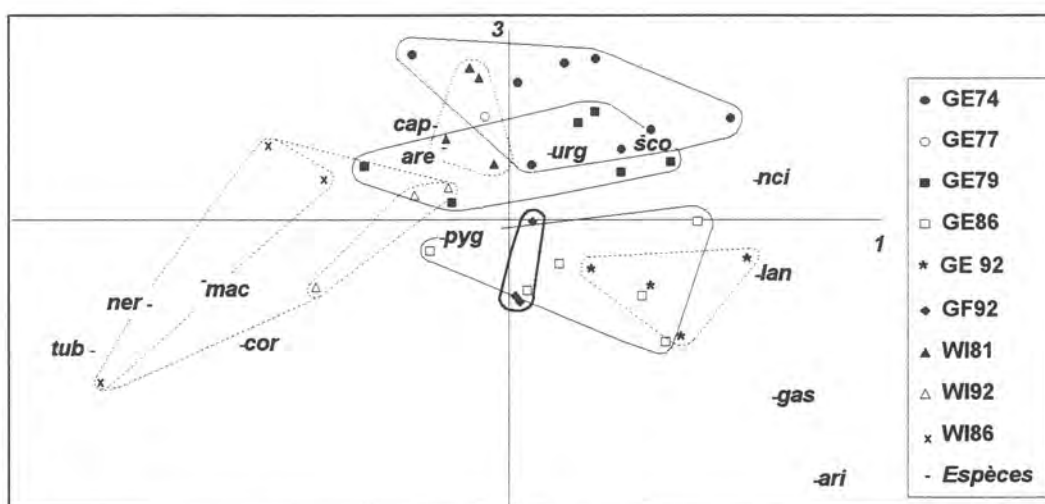


- Fig. 125 - Analyse factorielle des correspondances, radiales du flanc est de la baie des Veys : plan des axes 1 et 2.

armiger (sco = 8,95 %), *Pygospio elegans* (pyg = 6,66 %) et *Capitella capitata* (cap = 6,33 %).

Le plan (1,2) ne fait pas apparaître de chronologie dans les campagnes, que ce soit pour l'ensemble des radiales ou pour l'évolution de chacune d'elle envisagée séparément (Fig.125). Par ailleurs et pour Gêfosse, elles reviennent à proximité de l'état biocéniotique initial décrit par les stations de 1974 ; les espèces marines *Lanice conchilega*, *Lumbrineris impatiens* et *Tanaissus lilljeborgi* sont responsables de ce déplacement. Gêfosse de 1986 s'écarte du groupe des autres années qui reste centré sur *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii*. Dans le plan (1,2) comme dans (1,3) (Fig.126), les stations de la dernière campagne de Gêfosse 1992 sont plus proches les unes des autres, donc plus affines entre elles que pour les résultats des campagnes précédentes.

L'axe 1 (Fig.125 et 126) tend à séparer Gêfosse du Wigwam ; une zone d'affinités, proche de l'origine de l'axe, est mise en évidence par la zone de chevauchement partiel des enveloppes de Gêfosse qui est commune à celles du Wigwam de 1981 et de Gêfosse-Fontenay. De manière générale, l'axe 1 est étiré entre des espèces estuariennes et/ou de hauts niveaux (*Tubificoides benedeni* "tub" : 16,6 % de contribution relative ; *Nereis diversicolor* "ner" : 10,5 % ; *Corophium volutator* "cor" : 8,0 % ; *Macoma balthica* "mac" : 6,8 %) et des espèces marines comme *Scoloplos armiger* (sco = 6,4 %) qui est appuyé par diverses espèces de moindre contribution comme *Lanice conchilega* (lan), *Gastrosaccus spinifer* (gas) ou *Aricia latreillii* (ari).



- Fig. 126 - Analyse factorielle des correspondances, radiales du flanc est de la baie des Veys : plan des axes 1 et 3.

L'axe 3 (Fig.126) présente chronologiquement les campagnes sur Gêfosse de haut en bas de la représentation ; celle de 1992 possède une partie commune

avec la représentation de 1986. Cet aspect chronologique n'apparaît cependant pas sur les campagnes du Wigwam.

2.5.3.2. DISCUSSION.

Les caractéristiques biologiques du flanc est demeurent de 1974 à 1992 et sont décrites par la biocénose à *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii*. Ces deux espèces possèdent en effet les poids les plus importants, mais l'intrusion de *Pygospio elegans* dans les espèces principales pose le problème d'une altération organique du milieu naturel.

L'analyse confirme l'individualisation d'une zone estuarienne au Wigwam ; cependant, l'évolution récente de la radiale de Géfosse n'exprime pas de contamination par des espèces estuariennes, mais un renforcement des affinités marines, ce qui tend à marquer une frontière biocénotique de plus en plus nette entre le centre et le sud du flanc est. Géfosse-Fontenay, dont les stations restent très affines entre elles, décrit logiquement une partie transitoire entre le Wigwam et Géfosse, mais semble biologiquement plus proche du second que du premier et se place plutôt dans les biocénoses des hauts niveaux de la slikke.

2.6. EVOLUTION INTÉGRÉE DE L'ENSEMBLE DE LA BAIE.

Le découpage de la baie des Veys en secteurs analysés séparément a permis de considérer des évolutions synchrones et des relations, affines ou non, entre eux. Cette première démarche est comparable à celle d'un anatomiste, qui considère d'abord chaque organe d'une entité vivante ; la seconde démarche, qui pourrait s'apparenter à celle d'un biologiste ou d'un physiologiste, prend en considération les sites précédemment analysés dans une même représentation statistique, de manière à mieux intégrer les inter-relations qui existent entre les différents biofaciès.

2.6.1. REPRÉSENTATION ÉVOLUTIVE.

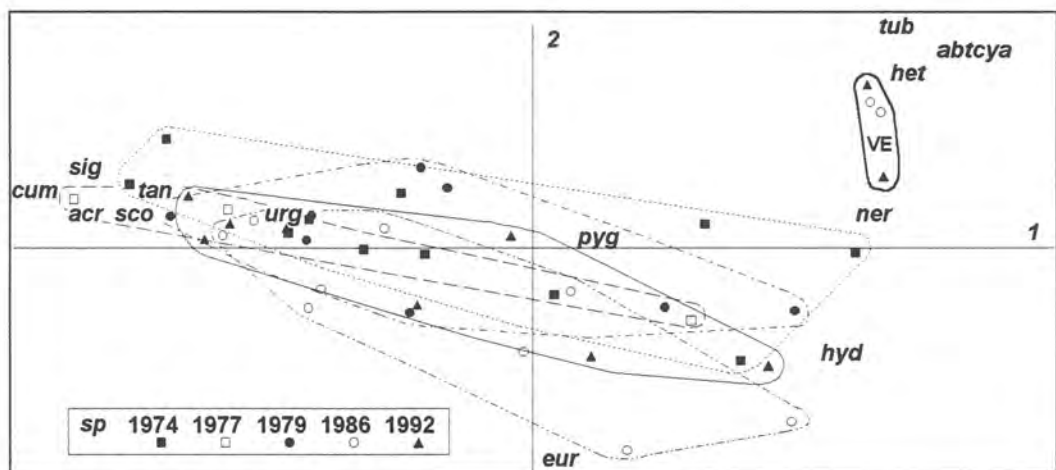
Les stations retenues dans cette analyse, au nombre de 43, représentent des niveaux d'estran qui ont été échantillonnés durant le plus grand nombre de campagnes : une vers 350 m sur la radiale de La Madeleine, celles voisines de 250, 600 et 1 000 m sur la Petite Dune, celles voisines de 100 et 500 m sur le Grand Vey (radiale A), les stations proches de 500 et 1 000 m sur Brévands et

celle autour de 200/300, 800/900 et 1 100 m à G fosse. Les stations des radiales définies après 1977 n'ont pas été prises en considération afin d'obtenir une image cohérente des données bioc notiques de la baie. Les 42 espèces retenues pour l'analyse sont présentes dans plus de 5 % des stations utilisées.

Le cumul des contributions des axes 1 à 4   l'inertie totale atteint 45,3 %, avec des valeurs respectives de 18,0 %, 11,2 %, 8,9 % et 7,2 %. La sélection des espèces retenues pour l'analyse a permis de réduire la fourchette des poids ; *Urothoe grimaldii* (urg) représente 9,95 %, suivi de *Pygospio elegans* (pyg = 9,56 %), *Arenicola marina* (are = 6,68 %), *Cerastoderma edule* (cer = 5,47 %) et *Bathyporeia sarsi* (bas = 5,26 %). Deux stations de haute slikke, DU 300 et VA 100 de 1992, présentent des poids supérieurs à 5 %.

Les stations représentées dans les plans peuvent être regroupées de deux façons différentes, soit de manière chronologique en réunissant les stations d'une même année, soit par radiale.

2.6.1.1. REGROUPEMENT CHRONOLOGIQUE.



- **Fig. 127** - Analyse factorielle des correspondances sur une sélection de stations de la baie des Veys, plan des axes 1 et 2. Regroupement chronologique.

Dans ce premier cas (*Fig.127 et 128*), les ensembles regroupant les stations d'une même campagne se superposent et s'étirent suivant l'axe 1, avec l'intervention des espèces *Urothoe grimaldii* (urg = 8,6 % de contribution relative) et *Scoloplos armiger* (sco = 6,6 %) du côté gauche de l'axe, opposées à *Nereis diversicolor* (ner = 7,5 %), *Hydrobia ulvae* (hyd = 5,4 %) et *Heteromastus filiformis* (het = 5,0 %) vers la droite.

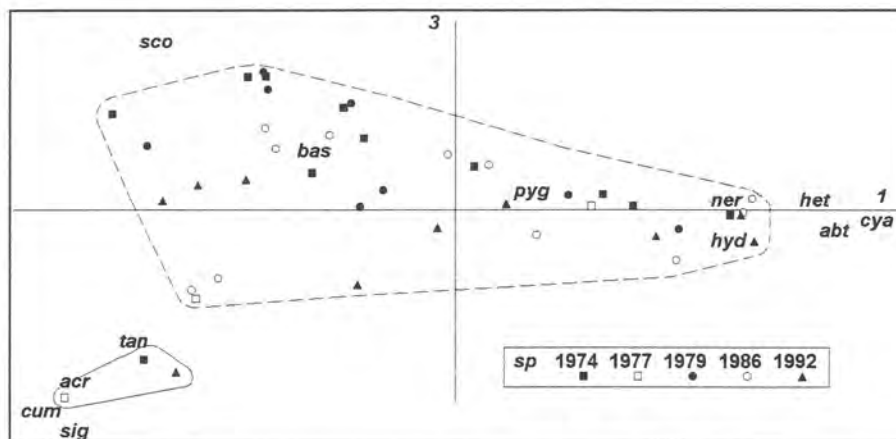
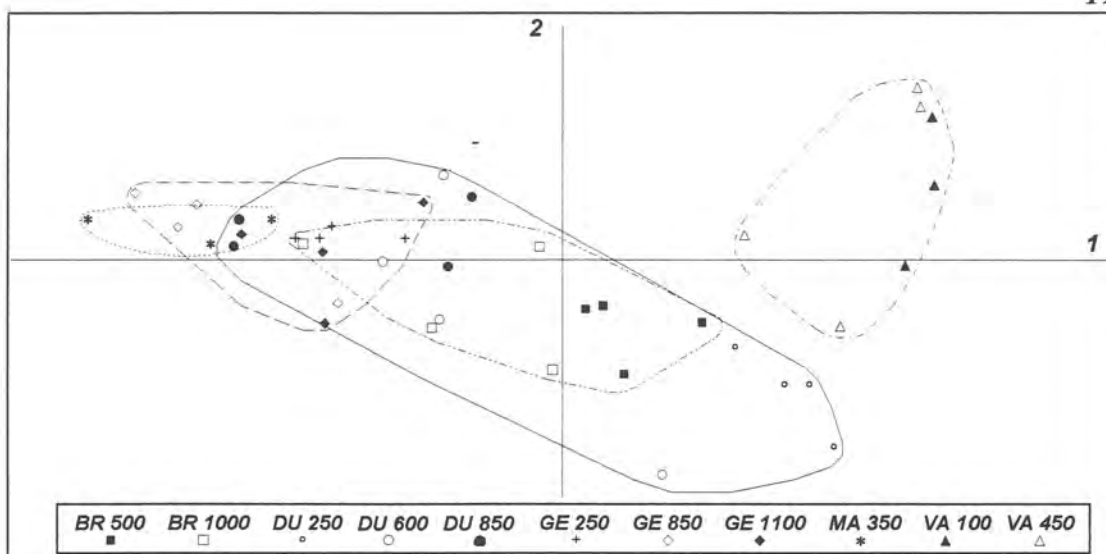


Fig. 128 - Analyse factorielle des correspondances sur une sélection de stations de la baie des Veys, plan des axes 1 et 3. Regroupement chronologique.

Dès 1986, l'axe 2 (**Fig.127**) individualise le comportement biocénotique particulier de la haute et moyenne slikke du Grand Vey (VA) associée aux espèces typiquement estuariennes que sont *Tubificoides benedeni* (tub = 9,3 % de contribution à l'axe 2), *Heteromastus filiformis* (het = 8,0 %) et *Abra tenuis* (abt = 7,9 %), associées à l'espèce plus ubiquiste *Eurydice pulchra* (eur = 11,2 %) ou estuariennes mais de plus faible contribution comme *Cyathura carinata* (cya). Sur l'axe 3 (**Fig.128**), ce sont les trois stations DU 900 de 1974, MA 360 de 1977 et MA 340 de 1992 qui sont singularisées par des espèces marines *Sigalion mathildae* (sig = 18,5 % de contribution à l'axe), *Cumopsis goodsiri* (cum = 8,9 %), *Acrocnida brachiata* (acr = 6,4 %) et *Tanaissus lilljeborgi* (tan = 5,6 %), tandis que *Scoloplos armiger* (sco = 21,7 %) et *Bathyporeia sarsi* (bas = 7,3 %) étirent le même axe dans l'autre direction.

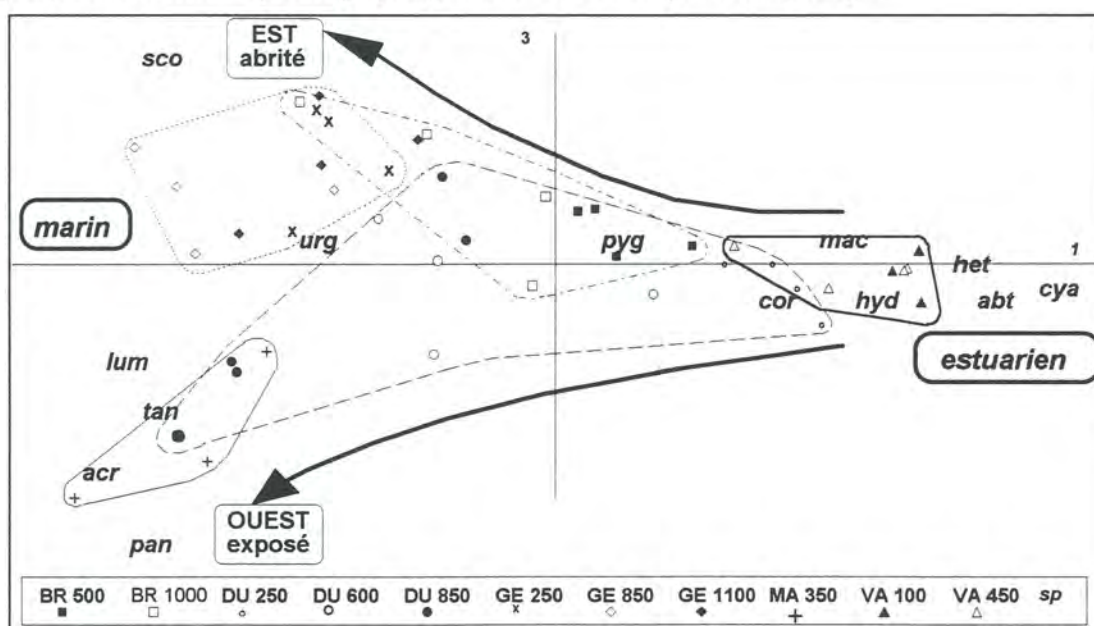
2.6.1.2. REGROUPEMENT PAR RADIALE.

Le plan (1,2) répartit les stations en deux groupes d'inégale densité (**Fig.129**). Le groupe le plus important paraît dépendre surtout de l'axe 1 ; il est tendu entre les stations de la Madeleine et celles de la haute slikke de Brévands et comprend Géfosse et la Petite Dune. La zone de La Madeleine n'est absolument pas influencée par les espèces estuariennes, au contraire de la Petite Dune, qui présente de fortes affinités estuariennes en haute plage et marines en basse plage ; cette double tendance se retrouve, mais un peu atténuée, à Brévands. Le même axe 1 organise les stations du Grand Vey, de Brévands et de La Petite Dune selon un niveau de slikke décroissant de droite à gauche. L'autre groupe ne rassemble que les stations de la radiale du Grand Vey, qui sont regroupées suivant l'axe 1 et étirées suivant l'axe 2.



- **Fig. 129** - Analyse factorielle des correspondances, ensemble des stations de la baie des Veys, plan des axes 1 et 2. Radiales regroupées.

Le plan (1,2) paraissait regrouper les stations marines et de basse plage, tout en dispersant celles des hauts niveaux et placées sous influence estuarienne. Le plan (1,3) représente exactement le contraire (**Fig. 130**) : à partir des stations estuariennes et/ou de hauts niveaux, guidées par un groupe dense d'espèces comprenant *Corophium volutator* (cor), *Hydrobia ulvae* (hyd), *Macoma balthica* (mac), *Heteromastus filiformis* (het), *Abra tenuis* (abt), *Cyathura carinata* (cya)... Les stations se dispersent vers la droite en deux tendances ; l'une est tirée en haut de l'axe 3 par *Scoloplos armiger* (sco) et rassemble toutes les stations de G fosse. L'autre est attirée vers le bas par *Acrocnida brachiata* (acr), *Pandora albida* (pan), *Tanaissus lilljeborgi* (tan), *Lumbrineris impatiens* (lum)...



- **Fig. 130** - Analyse factorielle des correspondances, ensemble des stations de la baie des Veys, plan des axes 1 et 3. Radiales regroupées.

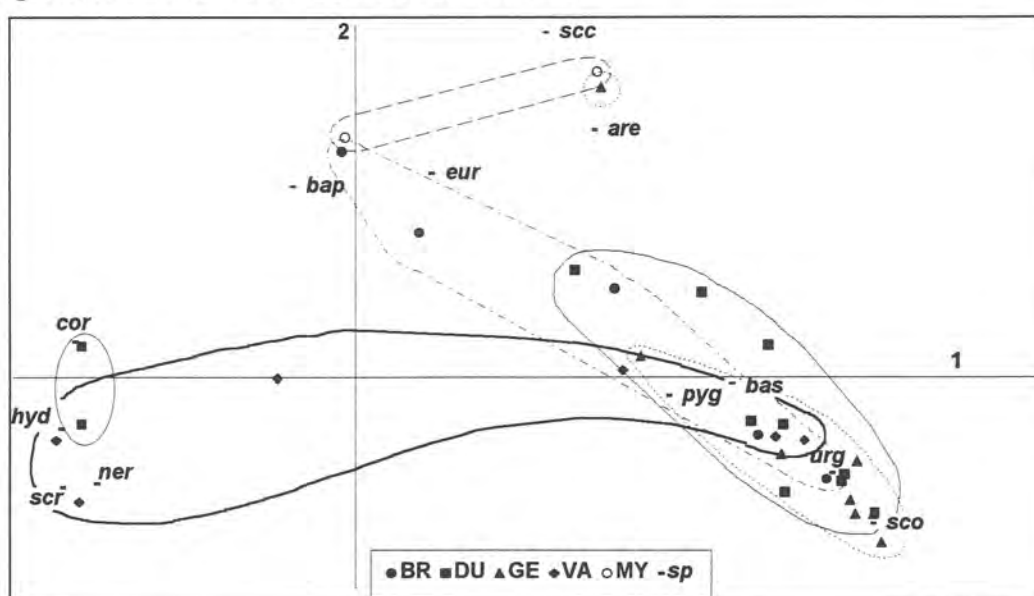
2.6.2. DISCUSSION.

2.6.2.1. EVOLUTION BIOCÉNOTIQUE GÉNÉRALE.

Les résultats biocénétiques des différentes campagnes ne paraissent guère s'organiser chronologiquement, exception faite d'une accentuation estuarienne au Grand Vey durant les deux campagnes les plus récentes. Par contre, la réunion des stations par radiale amène des observations intéressantes. Le biotope estuarien du Grand Vey, semble être le lien entre les flancs est et ouest de la baie des Veys. Une première succession enchaîne le Grand Vey- Brévands-Géfosse, vers le flanc est ; une seconde succession va vers le flanc ouest depuis le même Grand Vey avec ensuite la Petite Dune et la Madeleine. Malgré sa position centrale, Brévands marque son affinité biocénétique pour le flanc est, alors que la Petite Dune, qui possède une importante aire commune avec Brévands et de fortes affinités estuariennes en haute plage avec le Grand Vey, apparaît comme plus centrale.

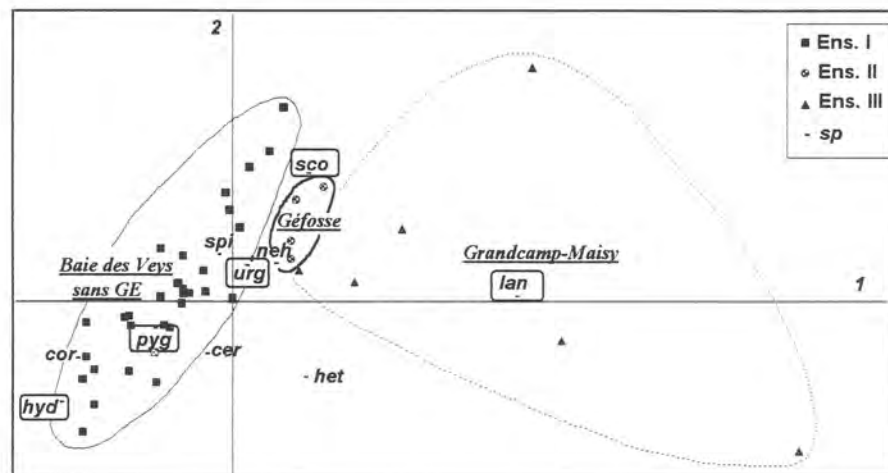
2.6.2.2. DE L'ÉTAT INITIAL À L'ÉTAT FINAL.

Les résultats de l'analyse factorielle sur les stations de 1974 (*Fig. 131*) montrent deux groupes séparés sur l'axe 1. Le premier groupe estuarien réunit la haute et moyenne slikke du Grand Vey et les plus hautes stations de la Petite Dune. Le second groupe rassemble le reste de la baie des Veys dans une enveloppe allongée suivant l'axe 1. La baie des Veys de 1974 était donc au départ de l'étude plus marine qu'estuarienne, résultat de la suppression par endigage d'importantes vasières à l'ouest et au sud-est.



- *Fig. 131* - Analyse factorielle des correspondances sur l'ensemble des stations de la baie des Veys en 1974, plan des axes 1 et 2.

L'analyse factorielle sur l'ensemble des résultats de la campagne biocénétique 1992 en baie des Veys, exception faite de la Madeleine qui est peu évolutive, répartit les stations suivant trois ensembles. Dans le plan (1,2), L'ensemble I, centré sur *Pygospio elegans* (pyg) et étiré par *Hydrobia ulvae* (hyd), se place sur l'une des extrémités de l'axe 1 et s'allonge suivant l'axe 2 (Fig. 132) ; il regroupe la plus grande partie des stations de la baie en un tout homogène, les stations estuariennes à gauche et les plus marine à droite. L'ensemble II, serré vers le centre du diagramme, rassemble les stations de Géfosse à l'aplomb de *Scoloplos armiger* (sco), espèce caractéristique du flanc est depuis le début de l'étude, et d'*Urothoe grimaldii* (urg), qui est la signature de la baie mais aussi l'espèce principalement associée à la précédente. Géfosse se place logiquement vers l'extrémité marine de l'ensemble I. L'ensemble III réunit les stations du site ostréicole de Grandcamp-Maisy en un groupe très lâche, donc peu homogène, caractérisé par *Lanice conchilega* (lan) au centre de l'enveloppe.

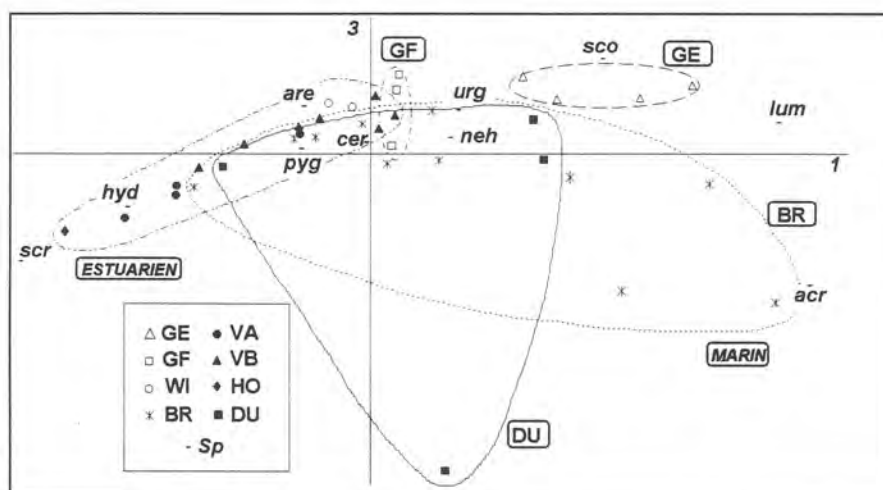


- Fig. 132 - Analyse factorielle des correspondances sur l'ensemble des stations de la baie des Veys en 1992, plan des axes 1 et 2.

Cette représentation montre le rôle important de *Lanice conchilega* dans l'organisation biocénétique générale de la baie, qui se trouve très perturbée sur la partie aval du flanc est. La particularité de la zone conchylicole, qui possède encore une faible liaison avec l'ensemble II de Géfosse, contribue à effacer les dissemblances entre les stations du reste de la baie, mais après 20 ans d'évolution l'amphipode *Urothoe grimaldii* reste encore la principale caractéristique du site entier par sa position près du centre de gravité du diagramme.

Si nous reprenons l'analyse en l'absence des stations de la zone conchylicole de Grandcamp-Maisy, le plan (1,3) montre un nouvel aspect de l'état de la baie des Veys en 1992 (Fig. 133). Les stations de Houesville HO, du Grand Vey VA et VB et du Wigwam WI constituent un ensemble estuarien caractérisé par *Scrobicularia plana* (scr) et *Hydrobia ulvae* (hyd) ; Géfosse-

Fontenay GF est en position intermédiaire et Géfosse GE est isolé avec *Scoloplos armiger* (sco). Les radiales de Brévands BR et de la Petite Dune DU affichent leurs affinités estuariennes en haute plage et leur caractère marin en basse plage. *Pygospio elegans* (pyg) et *Urothoe grimaldii* (urg) possèdent toujours un rôle prépondérant dans l'ensemble de la représentation.



- **Fig. 133** - Analyse factorielle des correspondances sur l'ensemble des stations de la baie des Veys sans Grandcamp-Maisy en 1992, plan des axes 1 et 3.

Par rapport à la première représentation, la progressivité affichée par les stations entre les biotopes marins et estuariens est remarquable, principalement à Brévands qui était très marin au départ et à la Petite Dune où l'influence estuarienne paraît croissante.

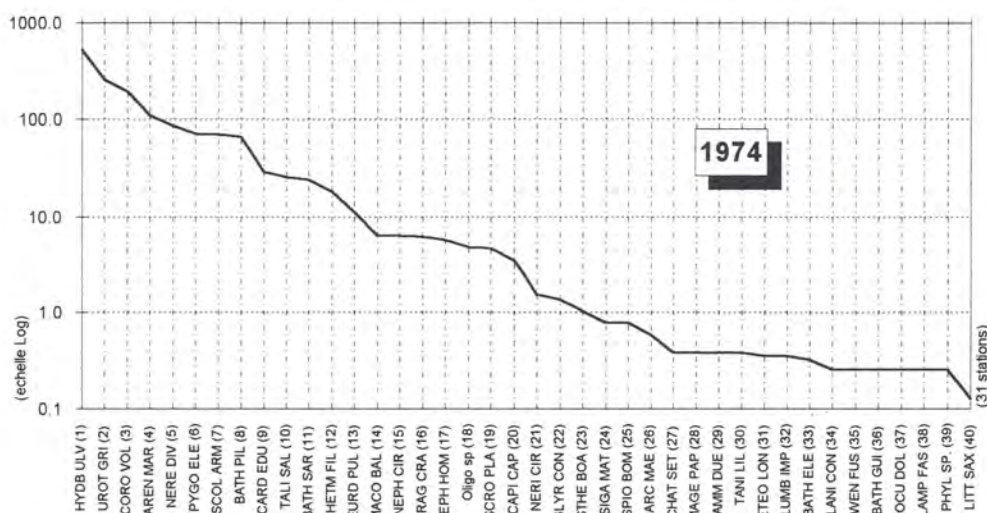
De 1973 à 1992, les espèces-clés de l'évolution biocénotique générale sont donc *Pygospio elegans* (pyg) pour l'ensemble des stations de la baie, *Hydrobia ulvae* (hyd) pour les stations à caractère estuarien et *Lanice conchilega* (lan) pour le flanc est.

3. EVOLUTION DU RANG DES ESPÈCES.

3.1. CAMPAGNE DE 1974.

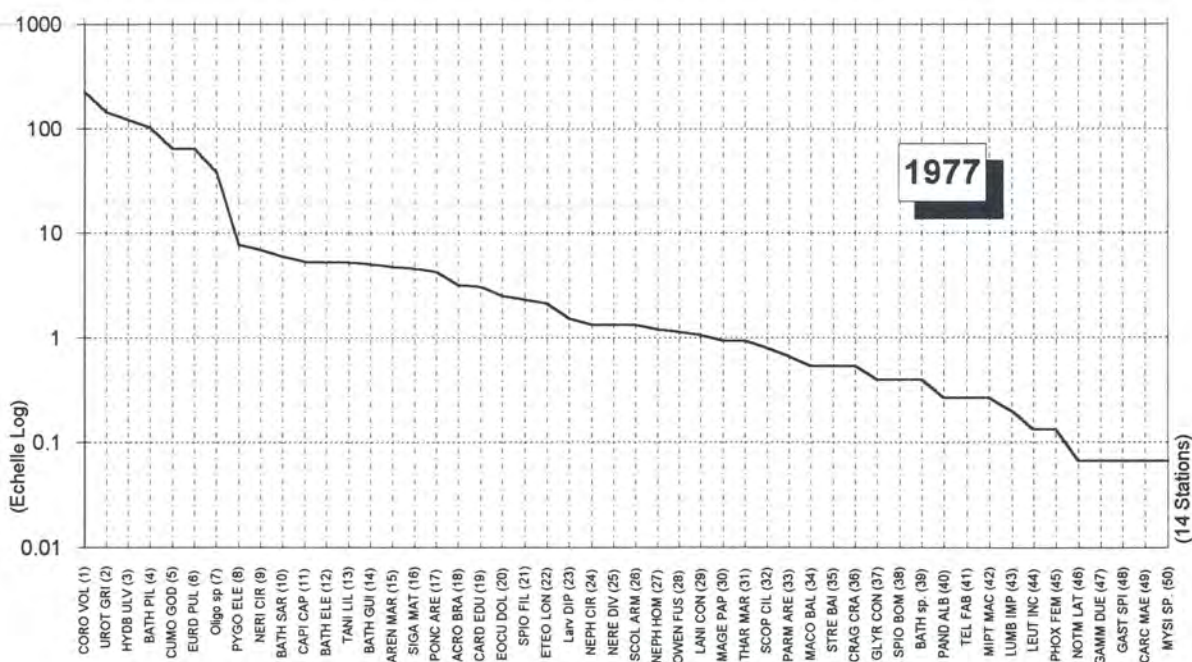
Le classement rang/densité des différentes espèces (**Fig. 134**) rencontrées en baie des Veys place *Hydrobia ulvae* (hydb ulv : hauts niveaux de l'estran estuarien) en tête d'une série assez homogène et peu perturbée. Suivent ensuite

l'amphipode ubiquiste *Urothoe grimaldii* (urot gri), puis *Corophium volutator* (coro vol), caractéristique des hautes et moyennes slikkes estuariennes. *Pygospio elegans* (pygo ele) est en 6ème position devant *Scoloplos armiger* (scol arm), qui est la caractéristique biocénotique du flanc est de la baie. Les dix premiers rangs sont occupés par des espèces d'origines diverses : zone estuarienne, estran marin abrité, haut de plage, etc...



- **Fig. 134** - Classification rang/densité des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1974.

3.2. CAMPAGNE DE 1976-1977.

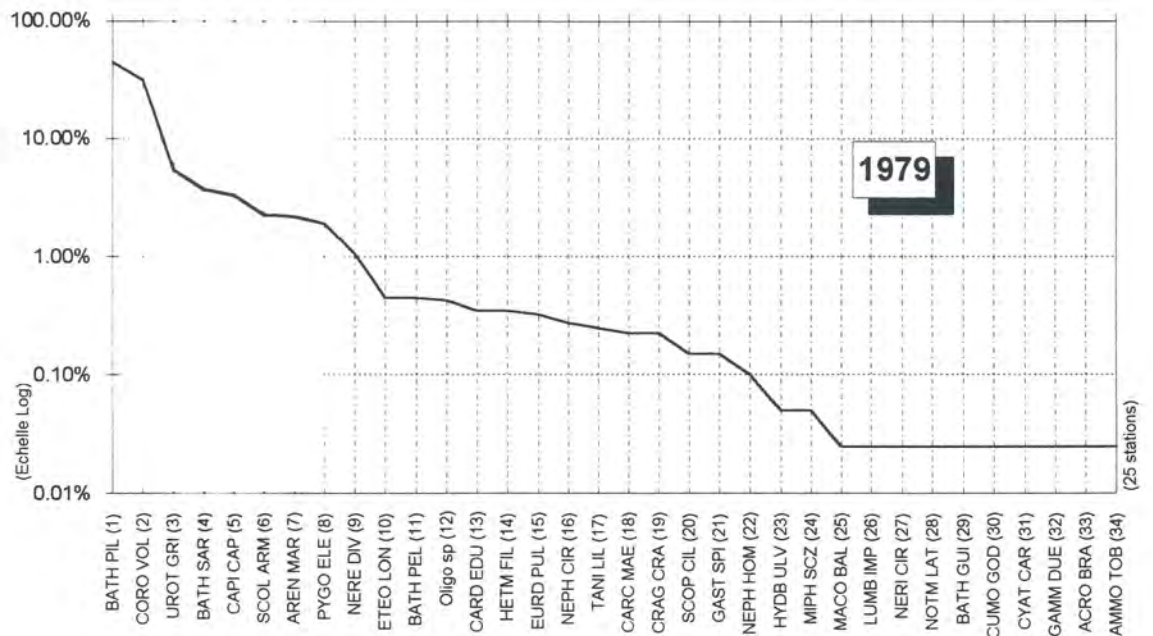


- **Fig. 135** - Classification rang/densité des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1977.

L'ensemble de la baie des Veys présente en 1976-77 un fort déséquilibre en tête (**Fig. 135**), provoqué en ordre décroissant par la fréquence de *Corophium volutator* (coro vol), *Urothoe grimaldii* (urot gri), *Hydrobia ulvae* (hydb ulv), *Bathyporeia pilosa* (bath pil : espèce estuarienne), le Cumacé marin *Cumopsis goodsiri* (cumo goo), l'isopode *Eurydice pulchra* (eurd pul) et les oligochètes tubificidés (olig sp.) de l'estuaire interne. Le classement en 8^e place de *Pygospio elegans* (pygo ele) rappelle les résultats de la précédente campagne. Les espèces estuariennes sont devenues prépondérantes dans cette nouvelle représentation.

3.3. CAMPAGNE DE 1979.

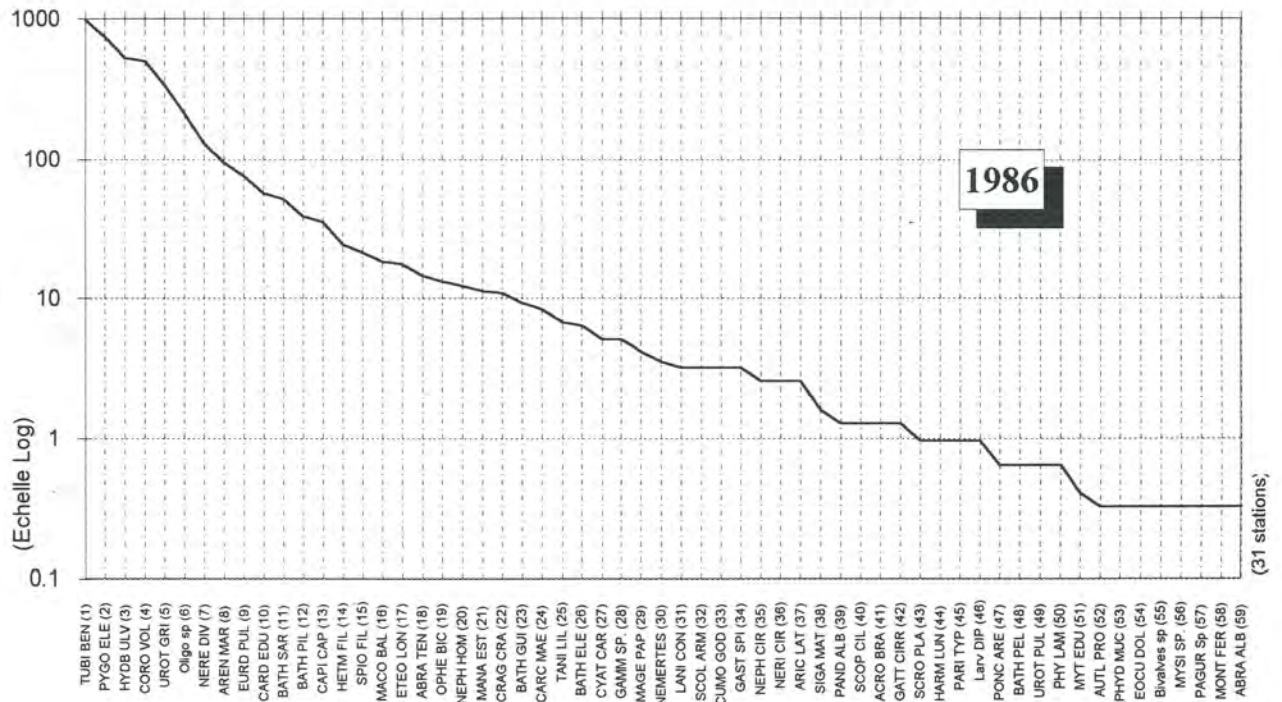
Les données semi-quantitatives de cette campagne sont classées de façons moins régulière. Le déséquilibre de l'alignement est dû en tête aux amphipodes estuariens *Bathyporeia pilosa* (BATH PIL) et *Corophium volutator* (**Fig. 136**) ; ce dernier a déjà été rencontré précédemment en position dominante. *Pygospio elegans* se place toujours en 8^e position. Le classement en tête rappelle celui de 1976-77.



- **Fig. 136** - Classification rang/dominance des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1979.

3.4. CAMPAGNE DE 1986.

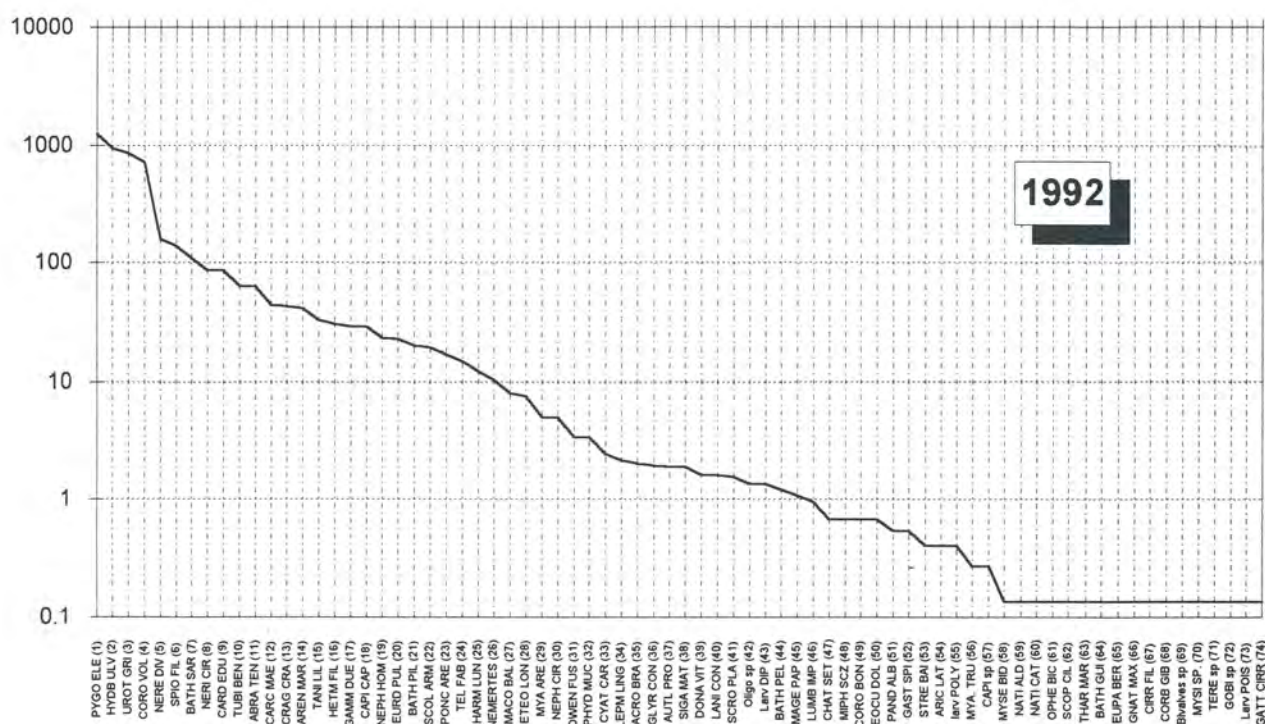
Assez bien classées (*Fig. 137*), les espèces ont à leur tête l'oligochète tubificidé *Tubificoides benedeni* (tubi ben), exclusif des zones estuariennes et particulièrement abondant dans les slikkes envasées les plus internes. *Pygospio elegans* progresse jusqu'à la seconde place. Viennent ensuite des espèces déjà citées comme *Corophium volutator*, *Urothoe grimaldii*, oligochètes tubificidés sp... Les espèces estuariennes sont les mieux représentées dans le groupe de tête.



- *Fig. 137* - Classification rang/densité des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1986-86.

3.5. CAMPAGNE DE 1992.

Quatre espèces en tête déséquilibrent l'ensemble cénotique (*Fig. 138*), avec d'abord *Pygospio elegans*, puis *Hydrobia ulvae*, *Urothoe grimaldii*, *Corophium volutator*, *Nereis diversicolor* (nere div : estuarien des hauts et moyens niveaux), *Spio filicornis* (spio fil : voisin de *Pygospio*, avec lequel il est souvent associé). Parmi les 10 espèces de tête, une majorité d'espèces estuariennes se dégage.



- Fig. 138 -

Classification rang/densité des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1992.

3.6. DISCUSSION.

De 1974 à 1992, l'intensification du caractère estuarien de la baie des Veys apparaît à travers la progression, vers la tête de la classification, des espèces caractéristiques de ce type de biotope ; cette observation confirme les transformations de la qualité des dépôts observées durant le même temps. Cependant, la "signature biologique" de ce site, l'amphipode ubiquiste *Urothoe grimaldii*, reste toujours dans les 5 premières espèces.

L'influence croissante des apports organiques particuliers est concrétisée par la montée progressive en tête du classement de l'annélide tubicole suspensivore et dépositivore *Pygospio elegans*, qui prend la première place en 1992 et contribue à déséquilibrer l'ensemble des peuplements. Il paraît donc être un élément important dans la compréhension de la dynamique évolutive globale.

4. ESPÈCES-CIBLES.

4.1. SCOLOPLOS ARMIGER.

4.1.1. DESCRIPTION, SITUATION ET ÉVOLUTION.

Cet annélide polychète sédentaire aricide a été défini par FAUVEL (1914) puis par GIBBS (1968) comme un hôte des slikkes estuariennes envasées à zostères et des sédiments marins subtidaux ou intertidaux des plus bas niveaux, fins et plus ou moins envasés. Or, il ne se trouve jamais dans ces situations en baie des Veys : son substrat spécifique semble être principalement sablonneux, intertidal, peu ou pas envasé et dans des niveaux de moyenne et haute plage. Il a été occasionnellement rencontré dans des sables fins à *Abra alba* de la rade de la Capelle, face à la baie des Veys, par 0 à -10 m (SYLVAND & GENTIL, 1976).

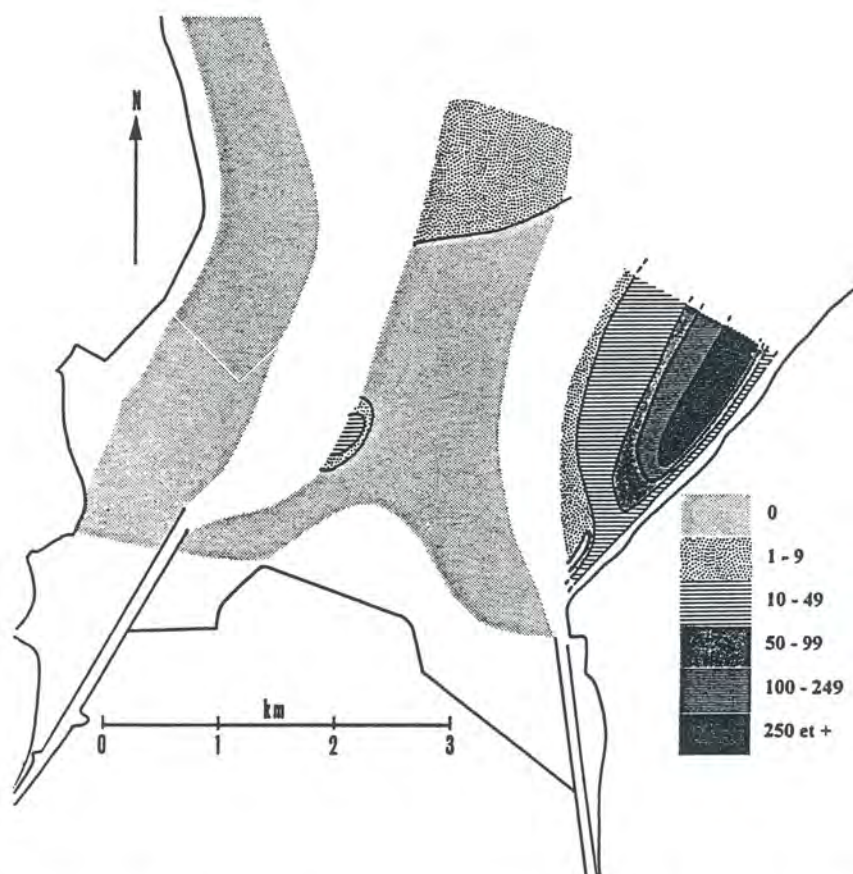
Scoloplos armiger a toujours été l'hôte préférentiel du flanc est de la baie dont il est la composante biocénotique majeure ; il y est représenté dans 95 à 100% des stations, toutes campagnes confondues de 1972 à 1992. Il est accidentellement rencontré dans les sédiments de la slikke centrale située sous le corps sableux et quelquefois même dans le corps sableux, donc en milieu marin exposé et en basse plage. Il n'est que très rarement échantillonné dans les sablons peu vaseux du Grand Vey et de la Petite Dune.

Les résultats de la campagne de 1992 montrent que cet animal ne conserve maintenant son statut dominant que dans partie restreinte de l'estran, au centre du flanc est. La progression estuarienne du sud-est et la prolifération du *Lanice* au nord-est l'a relégué au niveau d'espèce accessoire sur la slikke du Wigwam et dans la zone conchylicole.

4.1.2. DISCUSSION.

La répartition de 1992 (*Fig. 139*) est la représentation-type de la situation de *Scoloplos armiger* en baie des Veys. Le caractère particulier du flanc est a été mis en évidence lors du suivi à court terme de 1977-1978 : c'est une zone qui a été définie comme marine à cette époque, mais qui se trouve maintenant perturbée au sud par une installation de faciès estuarien ; cependant, son caractère abrité de toutes parts grâce aux structures morphologiques avoisinantes demeure encore, renforcé par l'extension des superstructures ostréicoles. Les

conditions hydrodynamiques particulières qui semblent régner dans cette zone pourraient engendrer des conditions optimales pour l'installation de cet animal. Le courant de la passe d'Isigny pourrait également former une frontière efficace contre la dissémination des larves dans des estrans voisins.



- Fig. 139 - Repartition de *Scoloplos armiger* en baie des Veys en 1992.

4.2. UROTHOE.

4.2.1. DESCRIPTION, SITUATION ET ÉVOLUTION.

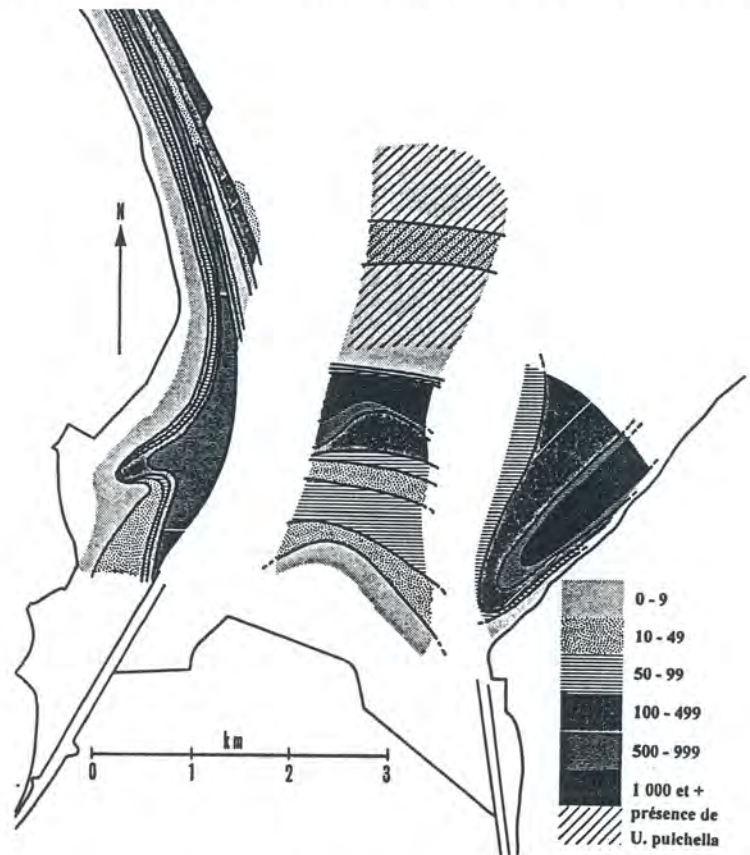
4.2.1.1. UROTHOE GRIMALDII.

Ce crustacé isopode haustoriidé est défini comme un hôte habituel des sédiments fins marins (CHEVREUX, 1887 ; DESPREZ, 1981 ; SYLVAND in DESPREZ & coll.*, 1983). Deux variétés d'*Urothoe grimaldii* ont été décrites : *U. grimaldii grimaldii* en milieu marin ouvert et *U. grimaldii inermis* dans les sables fins et sablons abrités (REIBISH, 1905). Cette dernière variété est la seule qui ait été rencontrée en baie des Veys.

U. Grimaldii peut être considéré comme la "signature biologique" de l'ensemble de la zone intertidale de la baie des Veys ; il est en effet présent dans l'ensemble des faciès non vaseux, supportant malgré tout 1 à 5% de pélites dans les sédiments, pourvu qu'ils soient peu anoxiques, peu compacts et bien humectés. Il accompagne *Scoloplos armiger* dans la description cénotique du flanc est et s'accommode de tous les niveaux de l'estran, depuis la cote + 5 m. jusqu'au niveau des plus basses mers. La répartition de cet animal est telle que les cartographies ne mentionnent pas de densité nulle : il est en effet toujours possible de le rencontrer accidentellement, à la faveur d'un sous-échantillon et dans quelque faciès que ce soit.

- Fig. 140 -

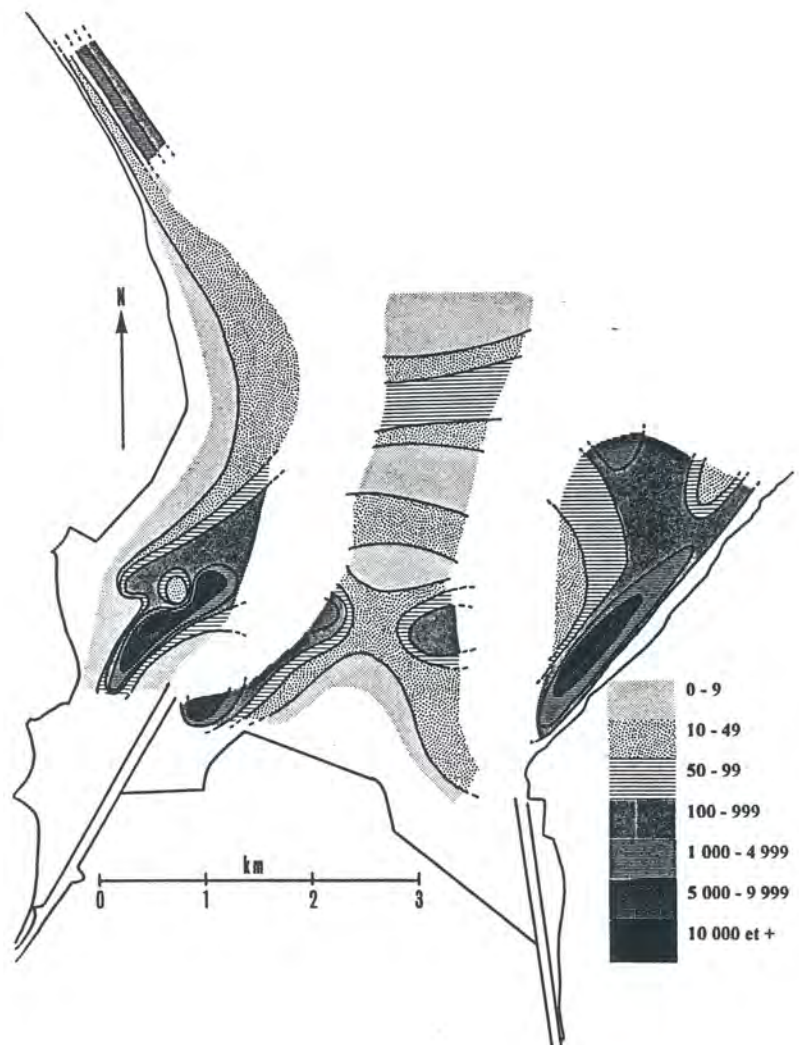
Répartition d'*Urothoe grimaldii* et *U. pulchella* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1986.



Deux représentations de sa répartition ont été dressées : 1986 et 1992. En 1986 (Fig. 140), les plus fortes concentrations d'*U. grimaldii* (plus de 1000 individus au m²) sont rencontrées sur la moyenne et haute plage du flanc est et au centre de la baie, immédiatement au sud du corps sableux, sur une zone riche en coques *Cerastoderma edule* et à un niveau équivalent de la mi-marée. Des densités fortes (entre 500 et 1000 individus/m²) sont également présentes dans les moyens et bas niveaux de la slikke estuarienne du Grand Vey, mais aussi au niveau des mi-marées et près de la cote marine zéro sur Utah Beach (La Petite Dune et La Madeleine).

La répartition de 1992 (*Fig. 141*) confirme les fortes densités d'*U. grimaldii* sur les hauts niveaux (plus de 10 000/m²) et la moyenne plage (plus de 5 000/m²) du flanc est (GE et GF). Mais il est aussi présent en grande quantité à l'ouverture de la baie sur la mer et sur les plus bas niveaux du nord-est. Il est encore abondant (5 000 à plus de 10 000/m²) sur la moyenne-basse slikke estuarienne du Grand Vey, tant en VA qu'en VB et RO. Ce crustacé présente encore des densités assez fortes (plus de 1 000/m²) sur la moyenne plage de la Madeleine, en milieu marin exposé.

- *Fig. 141* -
Répartition d'*Urothoe grimaldii* en baie des Veys en 1992.



4.2.1.2. *UROTHOE PULCHELLA*.

Cette autre espèce du même genre est un hôte des sables des bas niveaux des plages, largement répartie le long des côtes de la mer du Nord, de la Manche et de l'Atlantique nord, depuis le Firth of Forth jusqu'au Sénégal. Elle apparaît en baie des Veys en 1986, exclusivement dans les sédiments du centre-nord et principalement dans le corps sableux central, donc en milieu directement placé sous influence marine et soumis à des agents hydrodynamiques forts. Cette espèce est alors très fidèle dans ce faciès (100% des stations) avec des densités

faibles à moyennes ne dépassant que rarement 50 individus au m². Etrangement, *U. pulchella* n'a jamais été rencontré avant 1986 et n'est plus réapparu depuis.

4.2.2. DISCUSSION.

U. grimaldii est rencontré en fortes densités dans des sédiments placés dans deux situations très différentes :

- en moyenne et haute plages sous influence estuarienne (Géfosse, Géfosse-Fontenay, Brévands, le Grand Vey) ;
- en moyenne et -surtout- basse plage marine (La Madeleine, la Petite Dune, nord-est de la baie).

Il n'y a pas de fortes densités de cet amphipode en situation intermédiaire. Cette répartition demanderait à être étudiée ultérieurement sous l'angle de la génétique des populations d'*U. grimaldii*.

Bien que les répartitions soient comparables entre 1986 et 1992, il semble cependant qu'en 1992 les fortes densités se concentrent davantage près des zones plus internes, plus estuariennes ; cette observation paraît remettre en cause le caractère préférentiellement marin d'*U. grimaldii* tel qu'il a pu être annoncé dans des publications précédentes (SYLVAND in DESPREZ & coll., 1986).

4.3. CERASTODERMA EDULE.

4.3.1. REMARQUES SUR LA DÉFINITION DE L'ESPÈCE.

Cerastoderma edule est signalé comme une espèce intertidale et *C. glaucum* comme une espèce lagunaire (MADANI, 1989). Cependant, *C. edule* est également subtidal dans la mer des Wadden (BEUKEMA, 1979) et peut être accidentellement rencontré au-dessous de la cote marine zéro dans nos régions, comme en estuaire de la Seine (SYLVAND, observation personnelle, 1992).

C. edule est décrit avec une coquille épaisse et solide, de forme ovale, dont le bord antérieur est courbe. Le bord postérieur est crénelé, courbe chez les jeunes et plus rectiligne chez les individus âgés. Chez *C. glaucum*, de grandes variations morphologiques sont signalées (MADANI, 1989) ; la coquille est décrite mince et fragile, avec le bord postérieur lisse et toujours rectiligne (HOPNER-PETERSEN & RUSSELL, 1973). Cependant, les jeunes coques

récoltées en baie d'Orne durant le P.N.D.R.-coque de 1987 à 1991 présentaient très souvent des caractères morphologiques de *C. glaucum*, alors que seuls des adultes de *C. edule* étaient récoltés ; de plus, la première strie d'arrêt de croissance hivernal délimite souvent, chez des adultes de *C. edule*, une forme typique de *C. glaucum*. Enfin, les coques adultes de ce site -qui sont toutes de morphologie *edule*- présentent le plus souvent une coquille très fragile de type *glaucum*.

Afin de mieux définir les deux espèces du genre *Cerastoderma*, des études génétiques, appuyées sur la structure des isoenzymes, ont été réalisées par BROCK (1978, 1979), que j'eus le plaisir de guider sur le terrain de la baie des Veys en 1977. Elles aboutissent à la distinction entre les deux espèces *C. edule* et *C. glaucum*. Or, il est bien établi maintenant que la qualité du milieu -en particulier la salinité, mais aussi certains polluants- peut avoir une influence déterminante sur l'expression d'un polymorphisme génétique chez des bivalves par les isoenzymes. Les premiers résultats des travaux du programme franco-néerlandais "Copper in *Macoma*" pourraient ainsi aboutir, d'après l'hypothèse de BROCK, à la définition d'une vingtaine d'espèces de *macoma* sur nos côtes par la seule interprétation des électrophorèses, alors qu'il n'y a là que des expressions locales de ce polymorphisme (SYLVAND in HUMMEL & coll., à paraître 1995). Ce qui est valable pour cette espèce pourrait bien l'être aussi pour *Cerastoderma*.

Enfin, les travaux de ZAOUALI (1974) ont mis en évidence une variation morphologique continue des coquilles de *Cerastoderma* suivant un gradient de salinité dans une lagune tunisienne, les formes *glaucum* typiques adoptant soit les zones saumâtres, soit sursalées, tandis que les formes *edule* typiques étaient plutôt établies dans les zones à salinité "normale". Cette observation concorde avec certaines descriptions de l'écologie de ces deux "espèces" (BOYDEN, 1973 ; KOULMAN & WOLFF, 1977) qui placent *C. edule* dans des eaux à salinité comprise entre 20 et 36,5 g/l., contre une fourchette d'extrêmes de 4 à 100 g/l. pour *C. glaucum*.

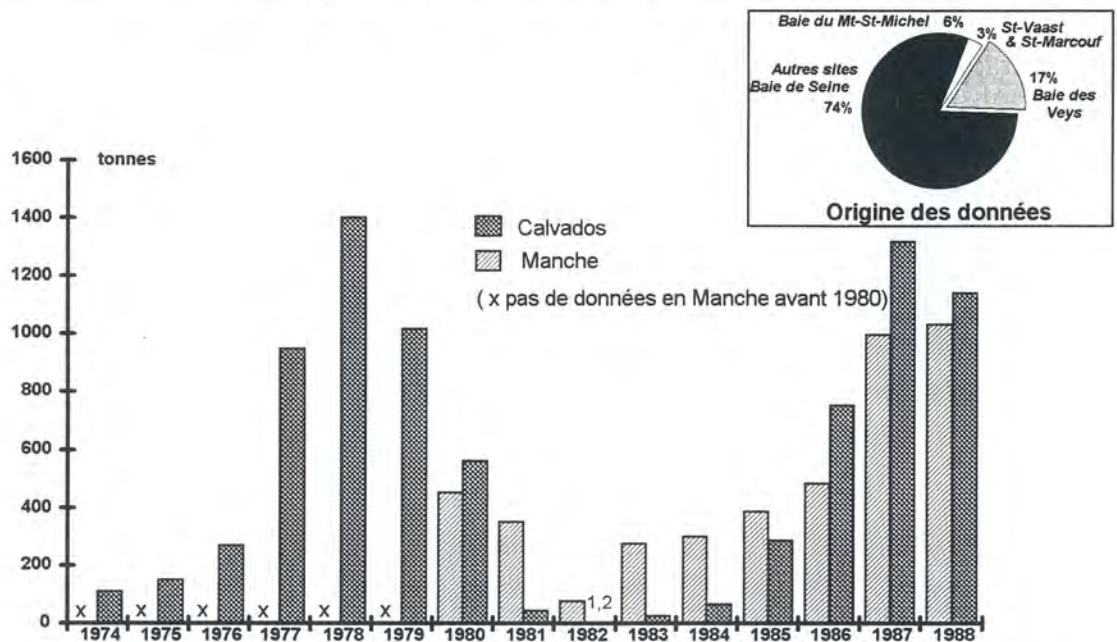
Faute d'arguments sérieux pour séparer *C. glaucum* de *C. edule*, j'ai donc choisi de nommer *edule* toutes les coques rencontrées en baie des Veys, d'autant que je n'ai trouvé aucun indice morphologique qui puisse m'en faire douter, tant chez les juvéniles que sur les adultes des *Cerastoderma* récoltés.

4.3.2. SITUATION ET ÉVOLUTION.

Au début de cette étude, l'essentiel de la population de coques se trouvait au nord de la grande vasière du sud-est comprise entre la pointe du Grouin et le

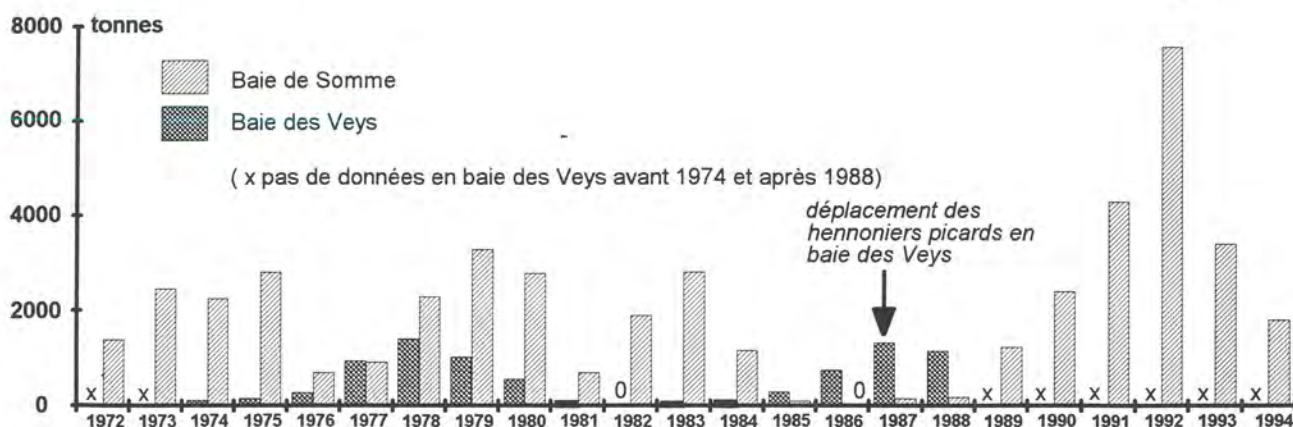
schorre de la pointe de Brévands. Le reste de l'estran de la baie était également considéré comme gisement exploitable par l'Administration des Affaires Maritimes, à l'exception de celui du flanc est (GUILLAUD & SYLVAND, 1976). L'endiguage de cette partie de la baie en 1972 supprima le peuplement, qui s'est réinstallé plus tard vers le nord, à proximité du banc de l'Ilette, ou banc du Ferrailon. Certains pêcheurs à pied se sont alors orientés vers la mytiliculture et des concessions nouvelles leurs furent attribuées sur l'estran de Géfosse-Fontenay, en amont des roches de Grandcamp, à l'est.

Par la suite, la production des coques en baie des Veys ne cessa de croître de 1974 à 1979 pour connaître une crise importante en 1982 (*Fig. 142*). La production est ensuite remontée à l'ancien niveau en 1988. Depuis 1989, l'Administration n'établit plus aucune statistique de récolte sur cette ressource.



- *Fig. 142* - Evolution de la récolte des coques en Basse Normandie de 1974 à 1988. D'après les données fournies par l'Administration des Affaires Maritimes, Quartier de Caen.

Cette crise s'est également produite en d'autres sites, tel la baie de Somme, où la capacité du gisement nord (Le Crotoy) s'est effondrée de 1985 à 1988, pour ne revenir aux anciens niveaux de production qu'au début des années 1990 avec plus de 7 500 tonnes enregistrées en 1992). Les productions comparées de ces deux sites montre l'évolution capricieuse de cette ressource, dont les variations d'apparence pseudo-cyclique et asynchrones ne semblent subir d'autres facteurs que les aléas climatiques (*Fig. 143*).



- **Fig. 143** - Evolutions comparées de la récolte des coques en baie des Veys et en baie de Somme.
D'après les données fournies par les Affaires Maritimes de Caen et de Boulogne.

- **Fig. 144** -
Répartition de
Cerastoderma
edule en baie des
Veys, résultats de
la campagne 1985-
86.



En baie des Veys, il a été possible de comparer deux états des gisements. En 1985-86, des campagnes biocénotiques et sédimentologiques furent effectuées sur l'ensemble de la baie. La cartographie de l'espèce (**Fig. 144**) fut ainsi dressée à partir des données quantitatives extraites des matrices faunistiques. Les plus fortes densités, de 500 à 700 individus au m² toutes classes confondues, sont relevées au nord du banc de la Ravine à 1500-1700 m. du bord aval du schorre de Brévands ; cette zone sera ensuite retenue pour l'étude suivie du P.N.R.R.-coque (Programme National sur le Déterminisme du Recrutement). Vers le nord de ce

gisement, les densités chutent brutalement à l'approche de la limite sud du corps sableux central, lui-même dépourvu de coques. Sur le pourtour est du schorre de Brévands, un reliquat du gisement du Ferraillon demeure ; par ailleurs, des densités de 10 à 100/m² se rencontrent au sud du flanc est (Géfosse-Wigwam), ainsi que sur le banc du Grand Vey et à mi-niveau de l'estran de la Petite Dune.

Depuis ces dates, le suivi du P.N.D.R. a mis en évidence une décroissance régulière des densités, en même temps qu'une modification de la répartition générale des coques sur l'ensemble de la baie des Veys (*Fig. 145 et 146*) :

- Flanc est : le centre de gravité du peuplement s'est déplacé vers le nord-est ; dans le même temps, la zone du Wigwam s'est envasée et a pris des caractères estuariens.

- Ferraillon / Ilette : les densités se sont accrues pour dépasser 500/m², tandis que l'ensemble du banc de coques s'est éloigné du schorre de Brévands, en extension sur la haute slikke.

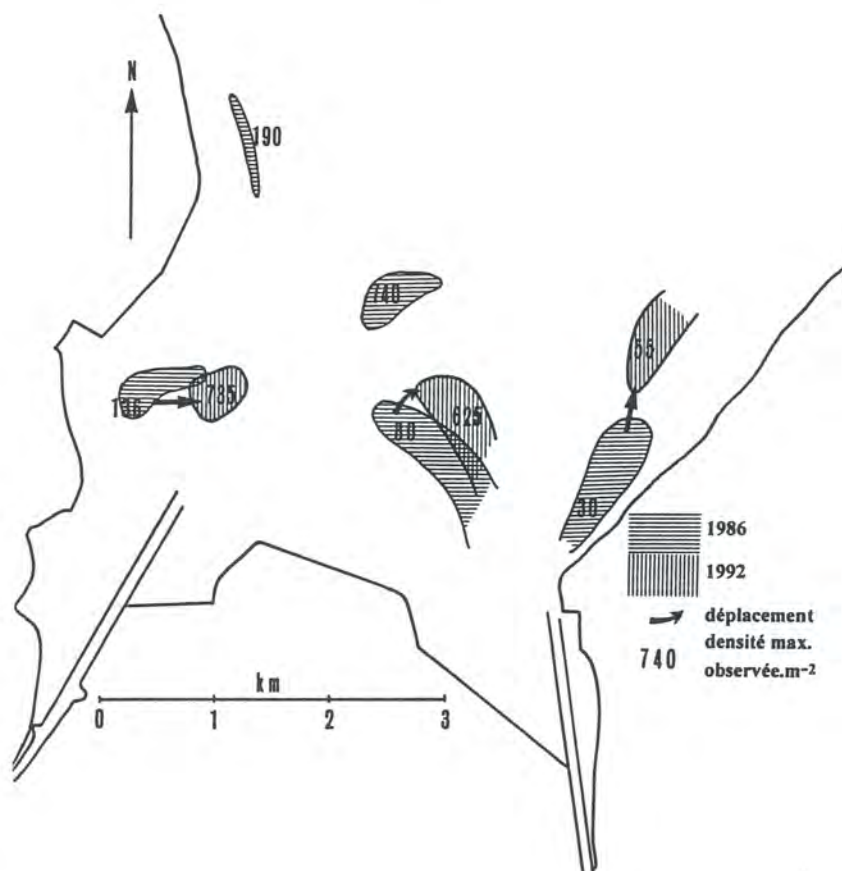
- Nord de la Ravine : le gisement dense a disparu et les coques encore en place ne font plus partie que de la périphérie du gisement du Ferraillon.

- Grand Vey : le gisement s'est déplacé vers l'ouest, mouvement accompagné d'une hausse des densités qui sont passées de 80-100 à 750/m².

- *Fig. 145* -
Répartition de
Cerastoderma
edule en baie des
Veys, résultats de
la campagne 1992.



- Petite Dune : la tache de la moyenne slikke a disparu de la carte et s'intègre en 1992 au peuplement résiduel qui s'étire sur le banc de la Madeleine.



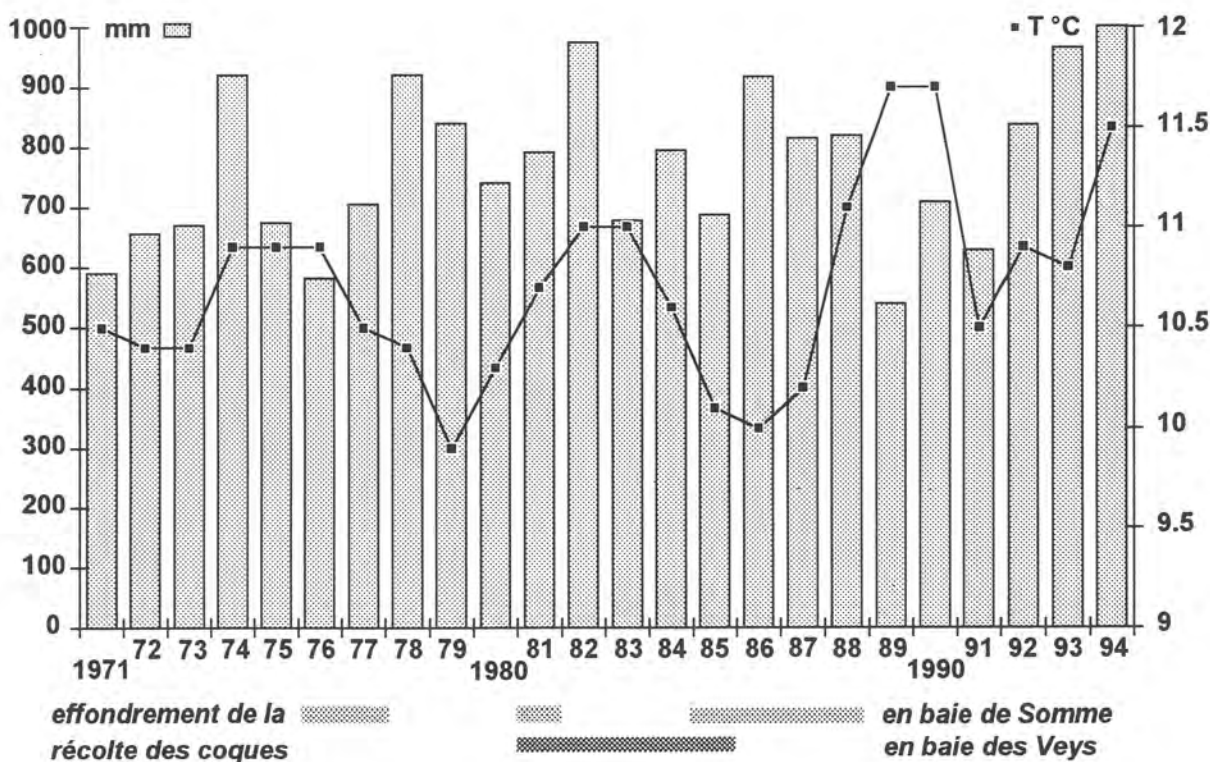
- **Fig. 146** - Déplacement des plus fortes densités de *Cerastoderma edule* en baie des Veys de 1985-86 à 1992.

4.3.3. DISCUSSION.

4.3.3.1. INFLUENCE DES FACTEURS CLIMATIQUES.

Les températures hivernales de 1987 à 1990 furent particulièrement douces (**Fig. 147**). Une température clémente déclenche et entretient la filtration des coques (LUBET, 1981) à une période où la nourriture est peu abondante dans l'eau. Le bilan énergétique est alors négatif et l'animal continue de croître en puisant dans ses réserves, ce qui se remarque sur la coquille par une quasi-absence de stries annuelles d'arrêt de croissance. A l'approche de la période de reproduction, la gamétogénèse épuise le peu de réserves restantes ; l'animal meurt avant ou peu après l'émission des gamètes et le renouvellement de la ressource est ainsi compromis. La fragilisation climatologique du recrutement pourrait donc être évoquée dans le cas présent, mais nous devrions alors trouver des situations

semblables synchrones sur d'autres gisements, ce qui n'est pas le cas (SYLVAND in GUILLOU & coll., 1990*). D'autres facteurs, synergiques ou non, doivent donc intervenir.



- **Fig. 147** - Evolution des précipitations et des températures sous abri. Moyennes annuelles, station météorologique d'Englesqueville-la-Percée. D'après les documents de la Météorologie Nationale, station de Caen-Carpique. Sous la figure : périodes d'effondrement de la récolte des coques en baie de Somme et en baie des Veys.

4.3.3.2. INFLUENCE DE LA DYNAMIQUE SÉDIMENTAIRE.

Dans nos régions tempérées, la zone d'implantation optimale de la coque se situe de préférence légèrement au-dessus du niveau des mi-marées. En baie des Veys, son substrat favori est peu vaseux (moins de 5% de pélites) à base sablonneuse, donc situé dans des espaces relativement abrités, zones de dépôts privilégiées. Les populations de coques du Grand Vey, du banc Ferrailon et du flanc est se trouvait en 1986 dans des zones en cours d'envasement. Par conséquent, la réduction du temps d'immersion des coques qui accompagne le rehaussement rend le substrat moins propice et les gisements se déplacent. Une

telle influence de la modification du substrat a été constatée en baie de Somme (DESPREZ & coll., 1987 ; DUCROTOY & DESPREZ, 1986).

4.3.3.3. IMPACT DE LA PRESSION DE PÊCHE.

Les professionnels de la pêche à pied des coques fréquentent principalement la slikke située entre les deux chenaux, au centre de la baie des Veys. Les prélèvements se font tantôt sur le Nord de la Ravine, tantôt sur l'Est (Ferraillon-Ilette), quelquefois sur les deux. En 1987, l'important recrutement constaté en 1985-86 a porté ses fruits et les pêcheurs se sont reportés sur le Nord de la Ravine. Les techniques normandes de récolte sont peu sélectives et agressives, au contraires de celles des hennoniers de la baie de Somme : les petits individus qui ne furent pas récoltés ont été mis à découvert, puis rapidement détruits par les Laridés et les huîtres-pies. Durant la période qui suivit, le gisement du Ferraillon-Ilette, moins fréquenté, s'est reconstitué et devient à nouveau intéressant pour les professionnels en 1992 ; celui de la Ravine est alors délaissé. A l'Ouest de la baie, sur le Grand Vey, la zone à coques ne méritait plus depuis longtemps le nom de "gisement", avec des densités souvent inférieures à 100 individus au m² : les professionnels fréquentaient peu ce site, laissé au plaisir des riverains et de quelques touristes. De forts recrutements furent constatés en 1991-1992 lors des campagnes du Grand Vey et du suivi COST 647. Ils donnèrent une importante ressource, immédiatement surexploitée lors de la période de pêche de 1992-1993, avec un dommage maximum pour les jeunes qui se retrouvèrent rejetés sur la laisse de haute mer en grandes quantités.

4.3.3.4. CONCLUSION.

Le déplacement des gisements de coques, au Grand Vey vers l'ouest, à Brévands-est vers le nord-est, au Wigwam vers le nord, semble suivre la dynamique de sédimentation de ces zones, à savoir : le rehaussement des dépôts de la haute et moyenne slikke estuarienne.

Cependant, le gisement du nord de la Ravine ne paraît pas concerné par ce phénomène ; de plus, il ne s'est pas déplacé mais a considérablement régressé en densité, au point de ne plus avoir de délimitation propre. Si la baisse du recrutement de 1987 à 1990 a touché l'ensemble des gisements, le meilleur succès de la reproduction de 1991-1992 n'a pas résisté, sur la Ravine, à l'importante pression de pêche. Cette pression s'est ensuite déplacée sur le Grand Vey, dont le gisement est promis à un prochain effondrement d'effectifs. Il faut noter que le nombre de pêcheurs à pied a considérablement augmenté ces dernières années,

suivant en cela la progression du chômage ainsi que l'intérêt des industriels hollandais et belges pour cette ressource, qui est facilement exploitable, non évaluée et soumise à peu de contraintes légales.

4.4. *PYGOSPIO ELEGANS*.

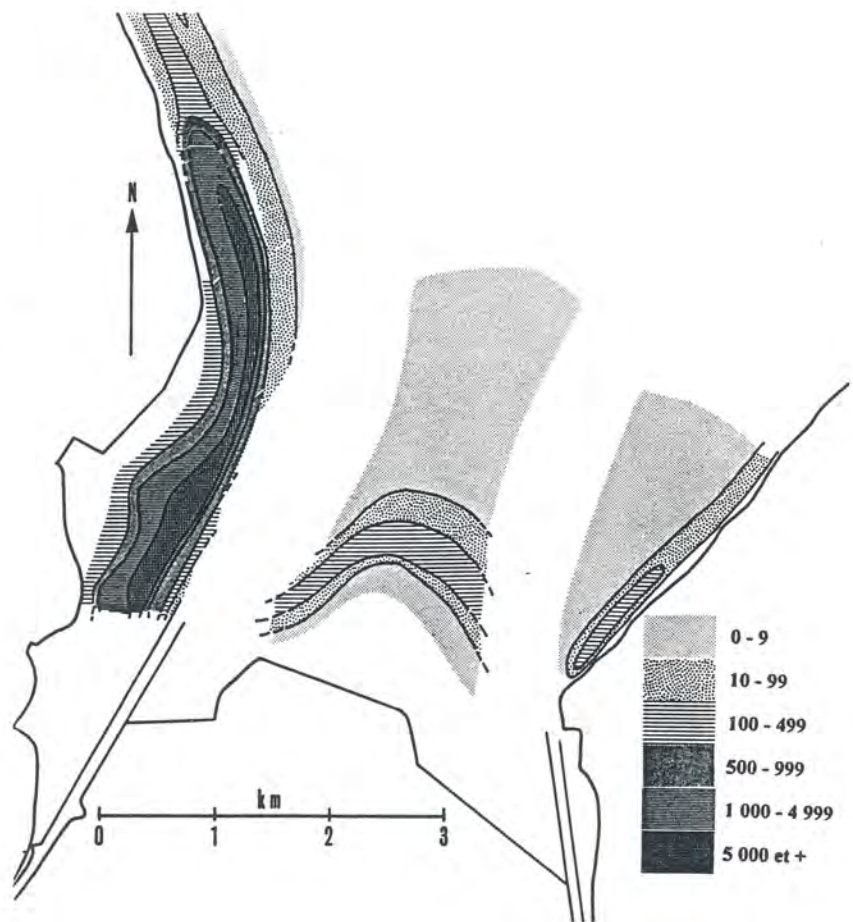
4.4.1. DESCRIPTION.

Le spionidé *Pygospio elegans* est un annélide sédentaire de très petite taille, à peine plus de 10 mm, qui est installé verticalement dans le sédiment dans un tube arénacé en forme de Y, dont une partie dépasse du substrat. Cet animal, qui vit un an, forme généralement des populations assez régulièrement dispersées sur les slikkes estuariennes plus ou moins envasées, avec des densités ordinaires qui oscillent entre 100 et 1 000 individus/m². Il peut cependant atteindre des densités très élevées, supérieures à 100 000 individus/m² (DUPONT, 1975 & 1981 ; ANGER, 1984 ; SYLVAND, 1986* ; SYLVAND in DESPREZ & coll., 1986*). Il forme alors des buttes, parfois coalescentes, à l'apparence de "moquette", où le sédiment se trouve fixé et induré, sans pour autant que la granulométrie d'origine ne s'en trouve altérée ; ses populations peuvent subir d'importantes fluctuations d'une année à l'autre (DESPREZ & coll., 1986). Son comportement alimentaire en fait à la fois un filtreur et un consommateur de dépôts.

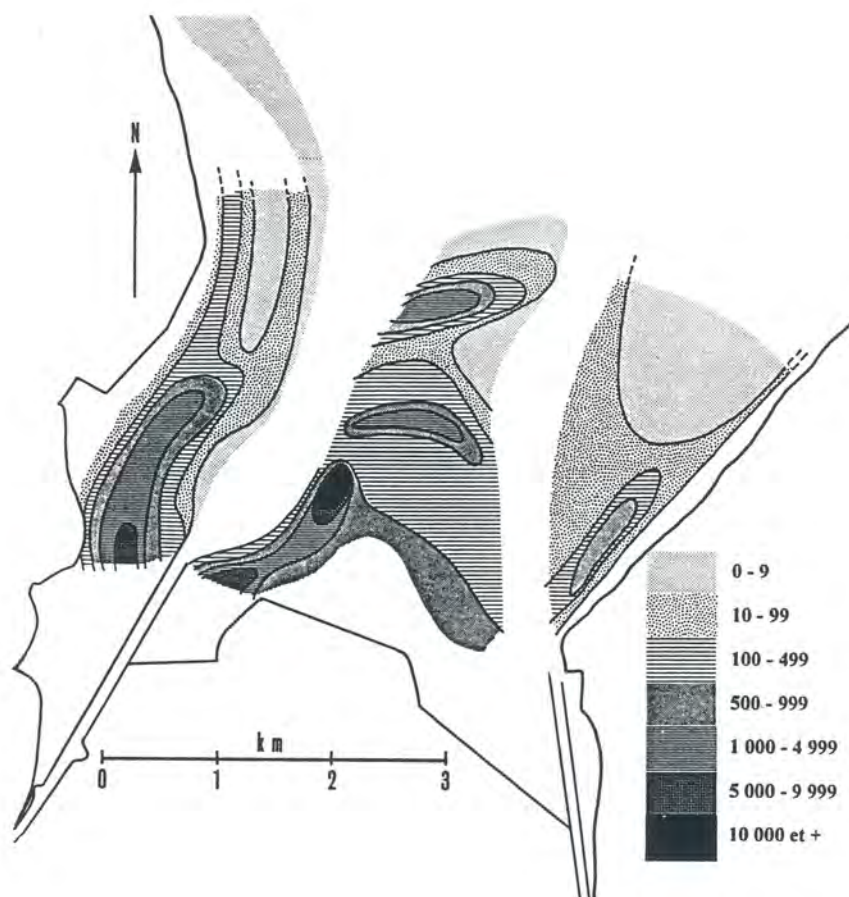
BACHELET (1987) a réalisé une excellente synthèse des modalités de la reproduction et du développement de *Pygospio elegans*. La reproduction sexuée, qui intervient de préférence à la fin de l'hiver et au printemps, peut s'orienter vers la production de juvéniles benthiques ou de larves planctoniques (RASMUSSEN, 1956). Il existe aussi une reproduction asexuée par fragmentation, puis régénération en une semaine des parties manquantes (RASMUSSEN, 1953 & 1973). Les possibilités de combinaisons entre ces différents modes de reproduction montrent les capacités adaptatives de cet animal dans diverses conditions environnementales.

4.4.2. SITUATION ET ÉVOLUTION.

- Fig. 148 -
Répartition de
Pygospio elegans en
baie des Veys,
résultats de la
campagne 1985-86.



En baie des Veys, *Pygospio elegans* a un statut général d'espèce ubiquiste à préférence estuarienne, que l'on retrouve en baie de Somme (SIMON & coll., 1981). Il a été recensé dès le début de l'étude en différentes zones de la baie des Veys, principalement à Géfosse et au Grand Vey, mais comme un élément ordinaire des biocénoses benthiques. Dès 1979, les densités de cet annélide se sont accrues de façon importante et il occupe alors tous les niveaux de la radiale de Géfosse. En 1985-86, *Pygospio elegans* peut être trouvé en tous lieux de la baie, mais les densités les plus élevées se trouvent réparties le long de la rive gauche de la passe de Carentan, sur la haute et moyenne slikke du banc du Grand Vey, ainsi que sur le pourtour du schorre de Brévands et le long de la côte est à partir du Wigwam (Fig. 148). En 1992, les densités ont augmentées de manière importante, principalement sur la rive droite de la passe de Carentan à proximité du schorre de Brévands (Fig. 149). Les fortes densités de la rive gauche de cette passe et du Wigwam se sont également renforcées ; les formations de biolithosores sont particulièrement nettes sur les hautes et moyennes slikkes de la partie ouest de la baie des Veys.

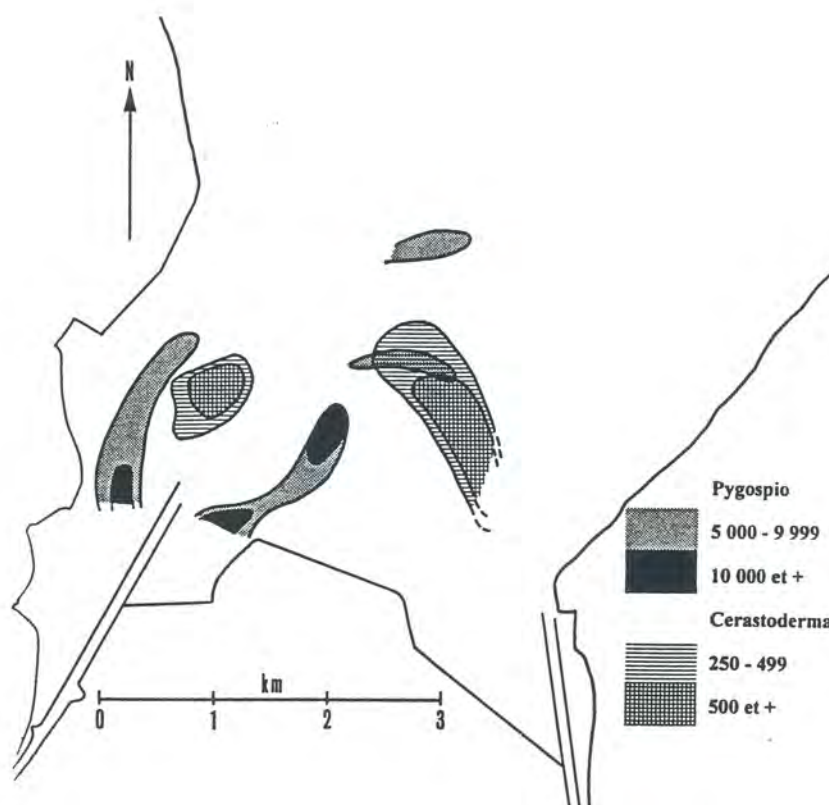


- Fig. 149 -

Répartition de *Pygospio elegans* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1992.

4.4.3. DISCUSSION.

Le développement important de l'annélide spionidé *Pygospio elegans*, qui prend un caractère opportuniste dès 1985, est révélateur de conditions édaphiques et trophiques très favorables ; l'enrichissement des sédiments estuariens en pélites a été mis en évidence dans les zones de fortes densités de cet animal, mais c'est surtout l'enrichissement des apports terrestres en matière organique qui serait à incriminer. En effet, le bilan du fonctionnement des stations d'épuration des bassins concernés est assez mauvais (ROPERT, 1994) ; par ailleurs, la concentration de *Pygospio* autour du débouché du chenal de Carentan est frappante et accuse avant tout le bassin versant Douve-Taute.



- **Fig. 150** - Localisation des populations de *Pygospio elegans* et de *Cerastoderma edule* en baie des Veys en 1992.

Le développement important de *Pygospio elegans* est très souvent synchronisé avec un effondrement des populations de *Cerastoderma edule* ; ce phénomène est particulièrement net en baie de Somme (DESPREZ, DUCROTOY & SYLVAND, 1986*). Les plus fortes densités de *Pygospio elegans* se retrouvent souvent dans des zones de peuplements de coques (**Fig. 150**), ce qui fait croire à une compétition spatiale entre les deux espèces : la formation des biolithosores pourrait rendre le sédiments ainsi durci impropre à l'installation et au développement des bivalves (SYLVAND, MEUNIER & ROPERT, 1992).

Mais il se pourrait aussi que des conditions environnementales particulières soient défavorables à la coque et dans le même temps favorables au développement opportuniste de *Pygospio*. L'enrichissement en matière organique pourrait provoquer une déplétion en oxygène qui serait mal supportée par *Cerastoderma edule*, alors que son supposé compétiteur s'en accommoderait beaucoup mieux (DESPREZ, DUCROTOY & ELKAIM, 1987 ; DUCROTOY & DESPREZ, 1986 ; DUCROTOY, RYBARKZYK & DESPREZ, 1989 ; LEMOINE, DESPREZ & DUCROTOY, 1988).

4.5. LANICE CONCHILEGA.

4.5.1. DESCRIPTION, SITUATION ET ÉVOLUTION.

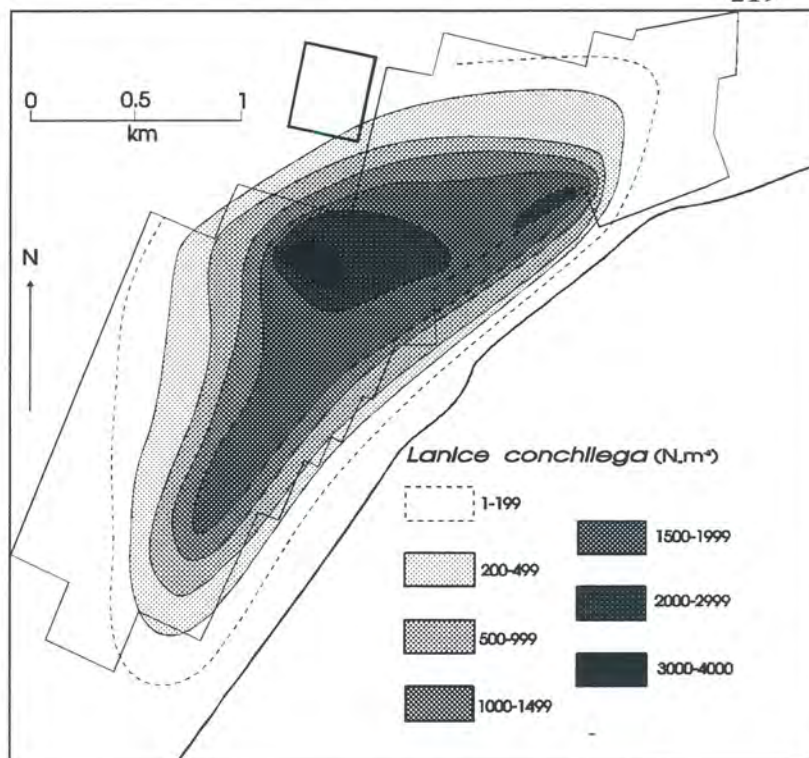
Ce polychète sédentaire Terebellidae construit un tube arénacé d'un diamètre atteignant 6 à 7 mm et d'une longueur de 25 à 45 cm. La partie apicale filamenteuse du tube, également constituée de grains de sable agglomérés, dépasse du sédiment de quelques centimètres. Les peuplements de *Lanice conchilega* sont donc facilement reconnaissables sur le terrain. Il ne sont pas exclusivement intertidaux et peuvent former des populations subtidales importantes en Manche (CABIOCH, 1968 ; CABIOCH & GENTIL, 1975), en particulier au nord de la baie des Veys, en rade de la Capelle, par des fonds de 0 à -15 m, associé à *Abra alba*, *Nucula hanleyi* et *N. turgida* (SYLVAND & GENTIL, 1976).

Cette espèce colonise essentiellement les sédiments soumis à des influences marines et s'accommode de tous types de substrats, des sablons non vaseux bien classés aux sables moyens à grossiers et hétérogènes. Il peut constituer des buttes denses en forme de coussin, ancrées sur les niveaux moyens des estrans à proximité de substrats durs, dans des poches de sédiments d'un platier rocheux ; les densités rencontrées dans ces buttes peuvent dépasser localement 4 000 individus/m².

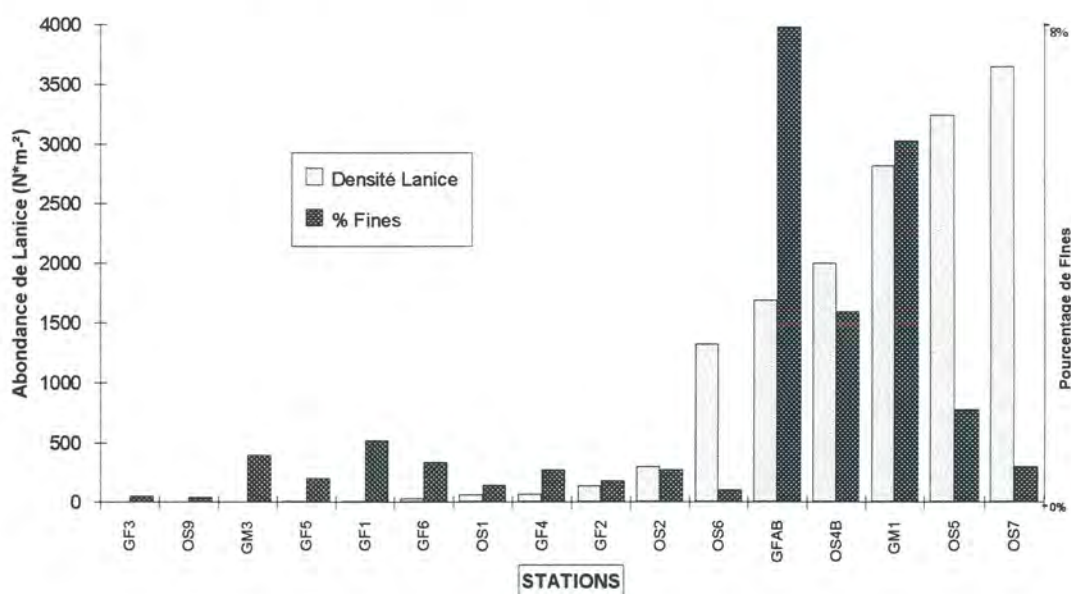
En baie des Veys, il formait un peuplement lâche de 10 à 50/m² sur les moyens et bas niveaux des estrans de la Madeleine, la Petite Dune, Brévands (sauf dans le corps sableux central) et Géfosse. Les "coussins" denses de *Lanices* étaient concentrés, jusqu'en 1986, dans les poches de sédiments hétérogènes du platier des roches de Grandcamp.

Depuis 1986, un déséquilibre important est apparu dans la répartition de ce polychète à l'est de la baie des Veys. Les densités, antérieurement modestes de quelques dizaines d'individus au m², ont explosé pour frôler par endroits 4 000/m² en 1992 (*Fig.151*). La répartition de ces fortes densités n'est plus associée à des structures limitées en "coussins" ; elle est devenue uniforme sur plusieurs dizaines d'hectares et donne à la surface du substrat l'apparence d'un "paillason" continu où la densité moyenne dépasse 1 000/m². Ce phénomène est strictement associé aux concessions conchylicoles de Grandcamp-Maisy et s'accompagne quelquefois d'un envasement (voir *Fig.44*) et souvent d'une élévation du niveau du substrat.

- **Fig. 151** - Répartition de *Lanice conchilega* sur le flanc est de la baie des Veys, dans la zone conchylicole de Grandcamp-Maisy.



La présence fréquente de pélites dans les sédiments associés aux champs de lanices pourrait faire penser à une relation de cause à effet (FERAL, 1988). Un simple diagramme associant les teneurs pondérales de fines et les densités de lanices disposées en ordre croissant montrent que la corrélation est loin d'être significative : les plus fortes densités de cet annélide se rencontrent dans des sédiments contenant moins de 2% de pélites (**Fig.152**).

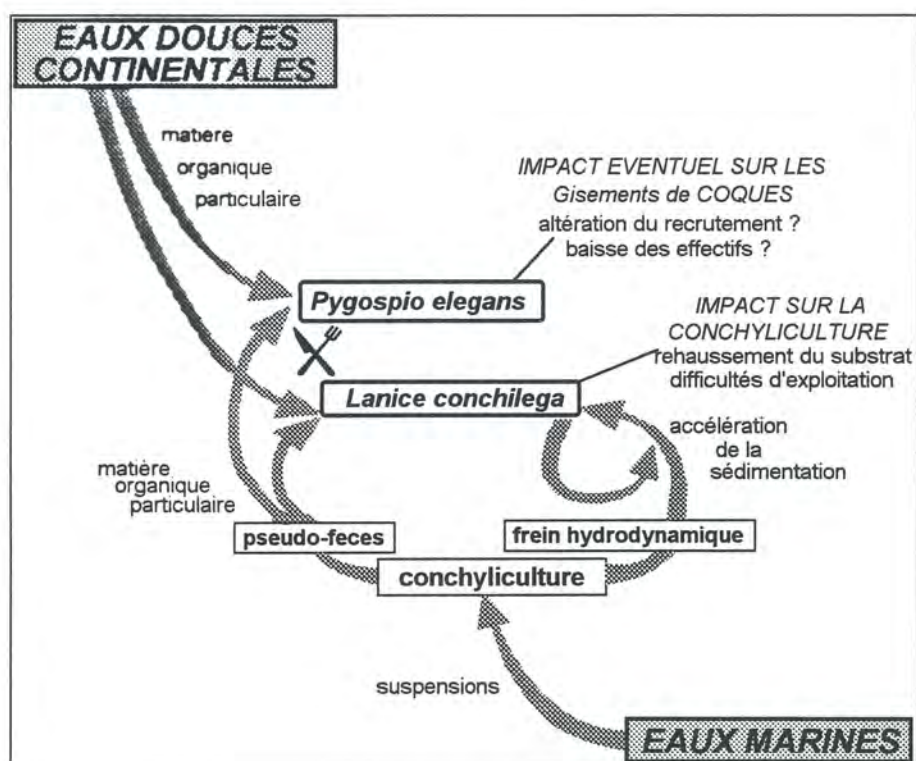


- **Fig. 152** - Comparaison entre les densités de *Lanice conchilega* et la teneur en pélites des sédiments superficiels sur la zone conchylicole du flanc est.

4.5.2. DISCUSSION.

Un problème lié aux apports de matière organique figurée apparaît à travers l'étude des répartitions de *Lanice conchilega* comme de *Pygospio elegans*. Une eutrophisation du milieu est à craindre et le développement préoccupant de ces deux espèces au comportement opportuniste en est l'expression symptomatique.

Ce problème revêt deux aspects : l'un est lié aux apports continentaux, l'autre aux productions marines littorales. Dans le second cas, il est probable qu'un phénomène sédimentaire intervienne de surcroît malgré une corrélation critiquable entre les densités fortes de *Lanice* et l'envasement du sédiment. La première constatation est que *Lanice conchilega* peut, non seulement s'accommoder de la présence de pélites, mais aussi y proliférer. La seconde constatation renforce les considérations sur la dynamique sédimentaire locale : le rôle des superstructures tabulaires des concessions ostréicoles a été évoqué dans un autre chapitre (SORNIN, 1982), mais celui des concentrations des tubes des annélides est aussi à considérer. Ces tubes verticaux, consistants, contribuent à fixer les sédiments et participent de ce fait à la stabilisation du substrat, dans un site qui est déjà très abrité. La *figure 153* résume les relations possibles entre les annélides filtreurs et le contexte environnemental.



- *Fig. 153* - Résumé des hypothèses concernant la prolifération des annélides tubicoles à comportement opportuniste en baie des Veys.

5. EVOLUTION DE LA DIVERSITÉ ET DE L'ÉQUITABILITÉ.

Les indices sont calculés sur chacune des stations prospectées durant les campagnes de couverture totale de la baie des Veys. Des classes sont définies par pas de 0,1 de 0 à 0,9 pour l'indice d'équitabilité de PIELOU, par pas de 0,3 de 0 à 3,8 pour la diversité de SHANNON. Les valeurs portées en abscisse indiquent la base de chaque classe, la valeur suivante étant sa limite : 0 pour les valeurs de 0 à <0,1, 0,1 pour 0,1 à <0,2, etc. En ordonnée sont portés les pourcentages des stations de l'année considérée correspondant à une classe d'indice. La valeur moyenne et son écart-type sont notés par une flèche.

5.1. INDICES DE DIVERSITÉ.

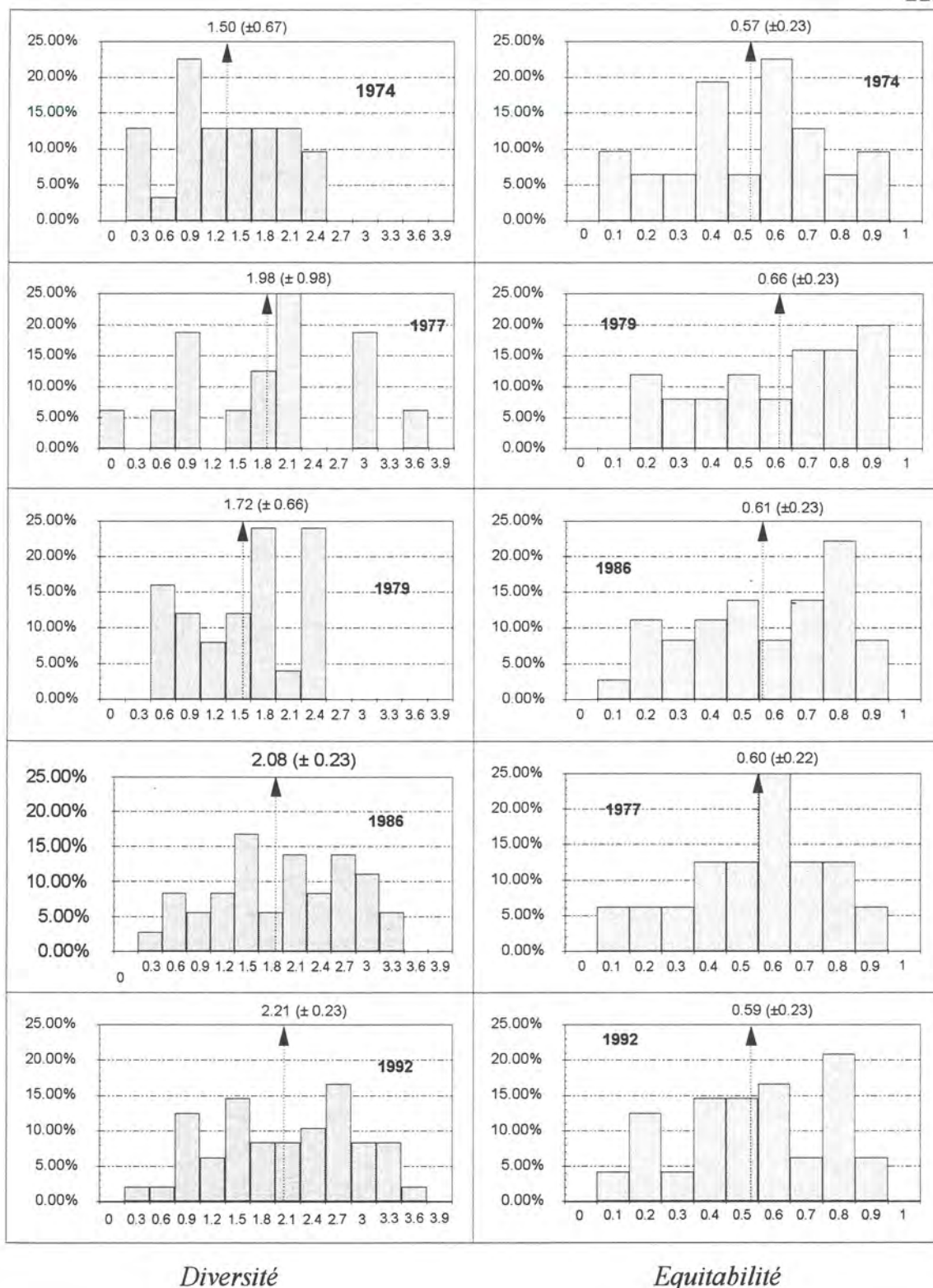
5.1.1. EVOLUTION DES VALEURS.

La valeur moyenne de l'indice par année ne cesse de croître de 1974 à 1992, avec un écart-type qui se resserre (*Fig. 154*). En 1974, 38 espèces macrozoobenthiques sont déterminées ; les valeurs des indices de diversité sont globalement moyennes et assez homogènes, ce qui donne un écart-type assez élevé. Aucune station ne dépasse la classe 2,4.

En 1977, 47 espèces sont déterminées ; des discontinuité apparaissent avec également des classes de valeurs fortes mieux pourvues qu'en 1974, ce qui donne à la moyenne générale un écart-type très fort. 35 espèces sont déterminées en 1979 ; les valeurs attribuées aux stations se resserrent, avec dominance des indices moyens. Les indices élevés sont absents et l'écart-type est assez resserré. De 1986 (59 sp.) à 1992 (73 sp.), la répartition des classes d'indices de diversité prend une allure modale, étalée sur l'ensemble du spectre des valeurs, ce qui donne de petits écarts-types sur les valeurs moyennes.

5.1.2. INTERPRÉTATION.

La diversité spécifique moyenne du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys présente un accroissement régulier. Il est vrai que de nombreuses espèces nouvelles furent recensées durant les deux dernières campagnes et que le nombre de ces espèces va globalement croissant de 1974 à 1992. Il y aurait donc



- **Fig. 154** - Evolution des indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Piélu sur l'ensemble des stations de la baie des Veys de 1974 à 1992.

un enrichissement des populations benthiques de la baie, donc une amélioration des possibilités biologiques et écologiques d'accueil pour de nouvelles espèces. Cependant, il faut prendre garde à un éventuel artefact qui pourrait être provoqué

par une amélioration des méthodes d'échantillonnage : c'est en effet en 1982 que fut systématisée la technique du TASM de SOUZA REIS, qui définit parfaitement la surface de prélèvement, mieux que toute technique liée à l'utilisation d'un cadre. Malgré tout, cette dernière remarque ne participe pas à l'interprétation des résultats de 1974 à 1979.

5.2. ÉQUITABILITÉ.

5.2.1. ÉVOLUTION DES VALEURS.

Les indices vont croissant de 1974 à 1979, année des plus fortes valeurs, puis décroissent à nouveau, dans une fourchette de 0,57 à 0,66 d'équitabilités moyennes. En 1974, un mode principal de stations se dessine vers les classes d'indices moyens à faibles de 0,4 à 0,6. Ce mode se déplace vers 0,6 en 1976-77. En 1979, Un gradient apparaît, croissant vers les classes d'indices forts 0,9. Les années suivantes, 1986 et 1992, Les classes fortes restent bien pourvues (0,8), mais les classes d'indices moyens et faibles se renforcent, diminuant ainsi la valeur calculée pour l'ensemble de la baie. Cette évolution n'est pas contrariée par le recensement de nombreuses espèces nouvelles en 1992.

5.2.2. INTERPRÉTATION.

Des indices faibles indiquent un milieu très sélectif qui favorise la prolifération de très peu d'espèces particulièrement bien adaptées ou résistantes, dominant un peuplement constitué par ailleurs d'espèces résiduelles. Les zones intertidales de la baie des Veys apparaissent donc comme relativement sélectives en 1974 ; de 1977 à 1979, il semble devenir plus propice à une diversification. 1979 représente une année d'homogénéisation des facteurs biotiques, avec cependant un gradient croissant vers les valeurs fortes. La chute des pourcentages de stations dans les classes extrêmes des indices au profit des classes de valeurs moyennes fait descendre à nouveau la diversité moyenne de 1986 à 1992, sans que les fortes valeurs, apparues dès 1979, ne soient globalement affectées. Il ne paraît donc pas possible d'affirmer qu'il y a régression de l'équitabilité depuis 1979 car les valeurs élevées demeurent. Cependant, l'effondrement des stations classées en 0,7 et le recul des valeurs fortes de la classe 0,9 à celle de 0,8 interpellent.

5.3. DISCUSSION.

Globalement, l'étude des indices de diversité sur l'ensemble des stations de la Baie des Veys de 1974 à 1992 semble faire apparaître une amélioration de la qualité biotique des populations intertidales qui ne peut pas s'expliquer seulement par une amélioration de l'acquisition des données. Le comportement particulier des indices d'équitabilité en 1986-92 pose cependant des problèmes d'interprétation et incite à la prudence, appelant des informations complémentaires. Il faudra pour cela continuer les campagnes d'échantillonnage sur l'ensemble de la zone intertidale de la baie des Veys, suivant un rythme qui situerait idéalement la suivante en 1996.

6. CONCLUSION.

6.1. DYNAMIQUE DES ESTRANS MARINS.

Les estrans situés sous influence marine sont majoritairement constitués de sables fins non pélitiques qui comporte généralement une asymétrie vers les éléments grossiers mis en place par des influences hydrodynamiques fortes. Leur superficie cumulée est en constante diminution depuis 1969, avec une régression associée des biocénoses marines, mais cependant quelques nuances locales.

6.1.1. ZONE MARINE INTRUSIVE DU FLANC OUEST.

Le banc de la Madeleine ne présente des sédiments sablonneux bien classés et homogènes que dans les plus bas niveaux. Il est bordé dans ses hauts niveaux par les ondulations d'une barre de déferlement de sables fins et moyens, caractéristique de cette zone. Depuis le début de l'étude, cette formation gagne vers l'intérieur de la baie sur la base slikke du Grand Vey, à la faveur d'îlots sableux précurseurs qui deviennent peu à peu coalescents. De 1969 à 1972, la progression, qui a été de près de 3 km vers le sud, épargne la haute et la moyenne slikke ; elle s'accompagne de l'intrusion ou de la densification d'espèces macrozoobenthiques dans les biocénoses plus internes et dans les plus bas niveaux. L'amphipode ubiquiste *Urothoe grimaldii* est l'espèce en quelque sorte pionnière de cette transformation, accompagné par l'annélide également ubiquiste *Nephtys hombergii*.

Il n'y a pas à proprement parler de biocénose marine sur la majeure partie de cette zone marine, mais seulement des espèces caractéristiques qui sont *Bathyporeia elegans*, *Bathyporeia pelagica* et *Macropipus pusillus*, éléments fréquents mais non dominants dans un benthos généralement très diversifié. Cependant, une biocénose marine de basse plage à *Acrocnida brachiata*, *Sigalion mathildae*, *Lumbrineris impatiens* et *Nephtys cirrosa* semble se dessiner dans les plus bas niveaux de cette zone ; ces espèces sont cependant absentes de la partie la plus distale de l'intrusion morphosédimentaire marine ouest.

6.1.2. RÉGRESSION DU CORPS SABLEUX CENTRAL.

Cet estran de moyenne et basse plage présente une morphologie tourmentée de mégarides et de nappes sableuses placées en mode battu. Il a régressé progressivement vers le nord depuis 1969. Contrairement à la zone précédemment décrite, sa limite sud avec la slikke plus interne est particulièrement nette jusqu'en 1986 : le passage des nappes sableuses aux sablons à ripple-marks se réalisait en quelques mètres. Depuis 1992, cette transition semble plus atténuée.

Les biofaciès marins de cette zone sont plus pauvres en individus et de diversité spécifique plus faible que ceux des bas niveau de la Madeleine et de la Petite Dune. Ce sont encore *Acrocnida brachiata*, *Sigalion mathildae*, *Lumbrineris impatiens* et *Nephtys cirrosa* qui forment les éléments cénotiques principaux de l'ensemble du corps sableux. Les plus bas niveaux recèlent quelques *Natica catena*, *Gastrosaccus spinifer*, *Eocuma dollfusi* et *Scoloplos armiger*. L'apparition en 1992 de *Bathyporeia pilosa* dans les échantillons indique une contamination estuarienne par le sud.

6.2. DYNAMIQUE ESTUARIEENNE.

6.2.1. EXTENSION LIMITÉE DE LA ZONE ESTUARIEENNE SUD-OUEST.

Du nord au sud et des bas niveaux vers la haute slikke, le biotope estuarien du sud-ouest de la baie des Veys est d'abord essentiellement sablonneux peu envasé, puis envasé et enfin vaseux. Amputées en aval par l'endiguage des polders de la Petite Dune (1969), les vasières se sont ensuite étendues et rehaussées sur l'ensemble du site, provoquant une extension rapide du schorre à spartines et le déplacement des coques *Cerastoderma edule*. Cette dynamique a été favorisée

par la construction d'une sorte d'endiguage naturel par les bas niveaux à la faveur de l'intrusion marine de la barre sableuse évoquée précédemment.

Les biocénoses y sont classiques, noyautées par l'association caractéristique *Nereis diversicolor*-*Corophium volutator*-*Macoma balthica*, complétée par *Heteromastus filiformis* et l'oligochète *Tubificoides benedeni*. Le biofaciès estuarien de base s'enrichit en haute slikke des espèces également estuariennes *Hydrobia ulvae*, *Scrobicularia plana*, *Cyathura carinata*, *Mya arenaria* et de larves de diptères, relayés dans les niveaux moyens par les ubiquistes *Arenicola marina* et *Cerastoderma edule*, souvent accompagnés par le bivalve estuarien *Abra tenuis* qui a peu à peu supplanté *Macoma balthica* dans les zones estuariennes les plus internes. Les plus bas niveaux sont enrichis par les ubiquistes *Urothoe grimaldii* et *Nephtys hombergii*. La partie la plus interne de l'estuaire est appauvrie et ne comporte que quelques rares espèces qui sont le plus souvent *Hydrobia ulvae*, *Corophium volutator* et *Tubificoides benedeni*.

L'annélide *Pygospio elegans* ne cesse de prendre de l'importance sur l'ensemble de la haute et de la moyenne slikke et commence à constituer des biolithosores de plus en plus coalescents après 1986. Il indique à la fois l'enrichissement pélitique qui est favorable à son installation et une tendance hypertrophique du milieu qui prend son origine dans l'altération des effluents locaux : la teneur en matière organique est à incriminer, aggravée par les températures élevées des années 1987-1991.

6.2.2. FORMATION D'UNE ZONE ESTUARIENNE SUD-EST.

L'estuaire de la Vire était constitué de part et d'autre de son parcours chenalisé par de vastes vasières qui ont été rapidement endiguées et mises en culture en 1972. L'histoire des biotopes locaux comporte donc d'abord une réduction drastique des espaces estuariens, suivie d'une compensation : les apports de sédiments fins associés à l'accalmie hydrodynamique du flot en fond de baie devait logiquement déboucher sur la création de nouvelles zones de décantation. De fait, l'envasement s'est reporté au nord de la digue des polders Fortin-Frémont, sur la rive gauche du chenal, par-dessus les reliquats de l'ancienne vasière. Sur la rive droite, pas de report possible après l'endiguage du polder Tesnière qui a pris la totalité de la vasière locale ; la zone estuarienne s'est donc progressivement réinstallée au sud du flanc est et a gagné peu à peu vers le nord sur le banc de la Rouelle.

La rive gauche est devenue biologiquement plus pauvre que l'estuaire sud-est, avec le cortège des espèces caractéristiques d'estuaires, mais peu d'accompagnatrices pour diversifier les peuplements. L'envasement rapide de

1972-1973 a fait disparaître la totalité des scrobiculaires locales qui sont mortes en place ; la population ne s'est jamais reconstituée au niveau de l'ancienne. En rive droite (le Wigwam), les espèces-clés de la biocénose locale *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii* ont laissé la place à *Macoma balthica*, *Corophium volutator*, *Bathyporeia pilosa* et une petite population de *Nereis diversicolor* à mesure que l'envasement estuarien progressait. Il n'y a toujours pas d'*Hydrobia ulvae*, ni d'ailleurs la proximité d'un schorre à spartines.

6.3. TRANSFORMATIONS DU FLANC EST.

Il est impossible d'évoquer l'extension des biotopes estuariens et des biocénoses associées sans aborder le devenir particulier du flanc est. De la pointe de Maisy au nord-est à la pointe du Grouin (le Wigwam) au sud, l'estran était remarquablement homogène au début de l'étude : la morphologie de l'estran à fins ripple-marks était uniforme sinon monotone, les sables fins bien classés et symétriques échantillonnés en 1969 par LE GALL (1970) ont été remplacés rapidement par des sablons peu pélitiques toujours symétriques et bien classés. L'estran de cette zone, abrité des agents hydrodynamiques dans toutes les directions, hébergeait un peuplement original à *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii*, complémenté dès 1977 par *Pygospio elegans* en pleine extension. Un complément biocénotique matérialisé par la présence d'*Acrocnida brachiata* et *Lumbrineris impatiens* en basse plage rappelait une influence marine locale, pondérée par la présence d'espèces à préférence estuarienne sur les plus hauts niveaux comme *Bathyporeia pilosa* et quelques *Macoma balthica*. *Sthenelais boa* était également associé aux espèces de bas niveaux et non représenté ailleurs dans la baie. En résumé, cet estran calme n'était pas promis à de gros bouleversements édaphiques ou biologiques.

Peu à peu, le biotope et la biocénose caractéristiques de ce flanc est se sont réduits au point de ne plus être représentés en 1992 que par les environs immédiats de la radiale de Géfosse. Plus au sud, l'estuaire du Wigwam s'est étendu et ses espèces estuariennes sont transitoirement mélangées à *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii* dans la zone de la radiale de Géfosse-Fontenay. Au nord du flanc est, le peuplement opportuniste de *Lanice conchilega* a "explosé", repoussant la biocénose déjà citée vers le sud et apportant un cortège de nouvelles espèces comme *Bodotria scorpioides*, *Pholoe minuta*, *Eulalia sanguinea*, *Harmothoe lunulata*, etc... Ces transformations trouvent leurs causes dans la densification des parcs ostréicoles du nord-est, propice à l'engraissement des sédiments et au développement de *Lanice conchilega*, avec également un

envasement anormalement situé à l'ouverture de la baie qui va à la rencontre de celui qui progresse depuis le Wigwam. Puisque l'ensemble du flanc est très abrité, ces transformations sont probablement définitives et vont progresser.

6.4. EVOLUTION GÉNÉRALE DE LA BAIE DES VEYS.

Le point essentiel est la réduction importante des caractères morphologiques et bio-sédimentologiques marins au profit des faciès estuariens. Le comblement des estuaires est un phénomène naturel bien connu, attribué à la transgression marine post-glaciaire, dont la dynamique est normalement assez lente, plus proche d'une échelle de temps géologique que d'une échelle humaine. Les transformations qui concernent la baie des Veyss trouvent leur origine dans ce phénomène naturel, mais se trouvent considérablement accélérées par les aménagements qui touchent l'estran. Le piège à dépôts fins estuariens a continué à fonctionner après la suppression artificielle des anciennes vasières et un nouveau piège a été installé à l'ouverture nord-est avec les superstructures ostréicoles.

Ces transformations se sont trouvées accompagnées par une altération de la qualité des effluents continentaux qui ont provoqué des densifications opportunistes de *Pygospio elegans* et *Lanice conchilega* quasi-synchrones. Ces symptômes benthologiques d'eutrophisation du milieu n'ont pas manqué d'être renforcés par des conditions climatologiques très particulières associant chaleur et faiblesse des apports d'eau douce, donc concentration des effluents.

Dans l'étude de la dynamique sédimentaire comme dans celle de la dynamique biocénétique, les zones estuariennes semblent s'homogénéiser et s'affirmer, ce qui ressort des études du COST 647 sur le Grand Vey. Par contre, les analyses sur l'ensemble du macrozoobenthos intertidal font apparaître une plus grande hétérogénéité évolutive des bas niveaux intertidaux, en particulier pour les zones sous influence marine. Ce "désordre" évolutif externe opposable à la progression "tranquille" des espaces estuariens pourrait faire penser à de futures modifications de l'écosystème par l'ouverture marine et non pas par le sud estuarien.

CONCLUSION GENERALE

*Prends soin de la Terre et
la Terre prendra soin de toi.*

*Proverbe aborigène
australien.*

1. LA BAIE DES VEYS DE 1972 À 1993.....	232
2. HYPOTHÈSES SUR L'AVENIR ÉVOLUTIF DE LA BAIE DES VEYS.	236

Ignorés des grandes orientations de la recherche française avant les années 70, les espaces intertidaux estuariens sont les sites idéaux d'études interdisciplinaires riches de retombées de tous ordres. A l'interface terre-mer, ce sont des lieux qui cumulent les influences météorologiques, continentales, marines -naturelles et anthropiques- et qui sont des centres de grands intérêts sociologiques, économiques et scientifiques.

C'est en 1972 qu'une initiative fut prise officiellement pour accéder à la connaissance d'un écosystème particulier, la baie des Veys, qui présentait déjà un grand intérêt pour la conchyliculture alors récente sur ce site. Le tout jeune Ministère de l'Environnement de cette époque demanda à l'Agence Financière de Bassin Seine-Normandie de suivre l'impact sur l'environnement littoral d'une opération de dépollution et d'assainissement baptisée "Vire Propre". Ce fut le coup d'envoi d'une étude écologique qui concernait essentiellement les substrats meubles intertidaux de la baie des Veys ; elle fut financée par le CNEXO de 1972 à 1975 et gérée scientifiquement et matériellement par le Laboratoire de Zoologie de l'Université de Caen.

Devant un certain nombre de problèmes soulevés par les utilisateurs du littoral -pêcheurs à pied, conchyliculteurs, ornithologues, plaisanciers, aménageurs et riverains-, l'intérêt d'une observation continue du milieu naturel est apparu peu à peu et j'ai pris l'initiative de prolonger cette étude dans le temps, grâce d'abord aux reliquats des contrats CNEXO de 1975 à 1978, puis grâce à une symbolique -mais très opportune- aide financière de l'Université de Caen en 1980 qui vint compléter mes apports personnels de 1979 à 1982. La structure associative du G.E.M.E.L., Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux, apporta, par son réseau international de collaborations (programme Européen COST 647), ainsi qu'un appui scientifique concret et efficace complémenté par un financement encourageant de 1982 à maintenant. C'est dans le cadre de la surveillance de l'évolution de ce site qu'un financement important fut attribué de décembre 1991 à mars 1993 par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, épaulé par un complément de l'IFREMER et l'intérêt du Conseil Régional de Basse-Normandie.

Le scientifique qui se réalise dans les recherches intertidales peut être considéré comme un "océanographe à pied", ce qui induit une approche

méthodologique très différente de celle de la recherche océanique courante. C'est ainsi que j'ai développé peu à peu une méthode originale inspirée à l'origine des techniques d'étude des écosystèmes terrestres et qui tient compte des contraintes particulières du milieu intertidal estuarien. Il fallut aussi choisir un mode d'exploitation des résultats qui s'accommode de cette évolution des techniques et du perfectionnement progressif de l'acquisition des données ; l'analyse factorielle s'est révélée la plus performante dans le cas présent.

1. LA BAIE DES VEYS DE 1972 À 1993.

1.1. EVOLUTION DU MILIEU PHYSIQUE.

Les faciès morphosédimentaires estuariens ont d'abord régressé de façon importante et brutale par suite de l'endigage des polders les plus récents (1969 à 1972). L'histoire récente du milieu physique de la baie des Vey s poursuit par la reconstitution d'un espace estuarien interne, vaseux à sablonneux, aux dépens des estrans sableux marins.

L'important corps sableux central, résultat de l'influence directe des houles associées aux courants de marée, a considérablement régressé et s'est déplacé vers l'ouest à la rencontre de l'estran marin de la Madeleine et de sa barre de déferlement, sableuse également. Cette barre reste jusqu'à maintenant la seule structure morphosédimentaire d'origine marine qui soit en extension. De 1969 à 1972, sa progression de près de 3 km vers le sud épargne la haute et la moyenne slikke ; elle se réalise à la faveur d'îlots sableux précurseurs qui deviennent peu à peu coalescents. C'est ainsi que la slikke sud-ouest du Grand Vey se trouva peu à peu cernée par l'est ; elle se rehaussa et se trouva ainsi facilement colonisée par le schorre à spartines. Corrélativement, la passe de Carentan, qui évacue vers la mer les eaux de la Douve et de la Vire, se trouvait comprimée vers la côte ; son déplacement rapide détruisit en 1992 d'importantes concessions conchyliques. Le chenal transverse qui s'est mis en place à ce moment compense maintenant cette nouvelle contrainte hydrodynamique ; le reste du corps sableux s'est ainsi trouvé isolé de l'estran central.

La compensation estuarienne évoquée plus haut a touché l'estran du flanc est. Il semblait promis à une évolution très lente du fait de l'abri hydrodynamique dont il profitait ; l'endigage des polders de 1972 a supprimé la quasi-totalité de

l'estuaire de la Vire immédiatement situées au sud de ce flanc et les dépôts vaseux se sont reportés vers le nord-est dans la zone de Wigwam, au sud-ouest de Géfosse. Cependant, l'envasement gagne également ce flanc par le nord à la faveur d'une accentuation de l'abri hydrodynamique provoqué par l'extension des tables à huîtres agissant comme des brises-lames efficaces. L'autre conséquence de cet aménagement est la disparition sous les sédiments de la partie sud-ouest des roches de Grandcamp.

Les eaux en mouvement sur l'estran de la baie des Veys sont très fortement chargées en suspensions et contribuent ainsi à l'accentuation de l'envasement des slikkes estuariennes les plus internes. Elles contiennent également une quantité importante de matière organique et de sels minéraux azotés, tant d'origine continentale que littorale du fait de l'excrétion et des déjections importantes des huîtres cultivées. Ces teneurs importantes, le plus souvent étroitement associées à la dessalure, ont été principalement relevées durant le flot, ce qui fait craindre un temps de résidence conséquent des eaux de la baie et une eutrophisation du milieu. Si les eaux continentales les plus altérées arrivent par le sud-ouest, c'est cependant le flanc est qui est le plus touché par les apports de la marée ; la pente naturelle d'ouest en est de la baie en est peut-être la cause et la déviation vers l'est au jusant des eaux du chenal de Carentan par le nouveau chenal transverse apporte probablement sa participation à cette altération.

1.2. LE MACROZOOBENTHOS INTERTIDAL.

Le compartiment biologique macrobenthique intertidal accompagne ces changements physiques de manière quasi-synchrone, avec cependant quelques nuances localement perceptibles.

1.2.1. EVOLUTION DES BIOFACIÈS MARINS.

Les peuplements marins de l'ouverture ouest de la baie des Veys, très diversifiés, sont pratiquement restés en l'état de 1972 à 1993. Sur l'ensemble des niveaux de l'estran, *Bathyporeia elegans*, *Bathyporeia pelagica* et *Macropipus pusillus* sont les espèces les plus caractéristiques de ces peuplements mais n'affichent pas à proprement parler la personnalité d'espèces dominantes. L'intrusion marine ouest vers l'intérieur de la baie est caractérisée par la

persistance de *Nephtys hombergii* et *Urothoe grimaldii* en basse slikke estuarienne. Les biocénoses marines de basse plage sont caractérisées par *Sigalion mathildae*, *Acrocnida brachiata*, *Lumbrineris impatiens* et *Nephtys cirrosa* ; les trois dernières espèces sont également représentées dans les bas niveaux de la partie nord du flanc est et du corps sableux central ; dans cette dernière zone, qui comporte également quelques *Natica catena*, *Gastrosaccus spinifer*, *Eocuma dollfusi* et parfois *Scoloplos armiger*, la diversité spécifique plus faible indique un peuplement marin appauvri par les conditions hydrodynamiques locales sévères.. L'apparition en 1992 de *Bathyporeia pilosa* dans certains prélèvements indique une contamination estuarienne du corps sableux central par le sud.

1.2.2. PROGRESSION DES BIOFACIÈS ESTUARIENS.

Les peuplements estuariens se sont étendus vers le nord et vers le centre de la baie, mais suivant des processus différents selon les slikkes. Ainsi, leur extension dans la slikke du sud-ouest s'est réalisée sans modification notable de la composition de base avec principalement l'association fondamentale *Nereis diversicolor* + *Corophium volutator* + *Macoma balthica*, complétée par *Heteromastus filiformis* et *Tubificoides benedeni* pour les zones les plus internes et par, *Scrobicularia plana*, *Cyathura carinata*, *Mya arenaria* et de larves de diptères pour la haute slikke, où la progression d'*Hydrobia ulvae* indique un engraissement vaseux notable, confirmé par la progression du schorre à spartines. Le bivalve estuarien *Abra tenuis* a peu à peu remplacé *Macoma balthica* dans les zones estuariennes les plus internes. La partie la plus profonde et la plus envasée de l'estuaire est appauvrie et ne comporte le plus souvent qu'*Hydrobia ulvae*, *Corophium volutator* et *Tubificoides benedeni*.

Les peuplements estuariens de la partie sud-est de la baie des Veys ont toujours été bien moins diversifiés qu'au sud-ouest. A l'est de la pointe de Brévands, l'envasement rapide dû aux endigages de 1972 a fait chuter considérablement la diversité spécifique et la population de scrobiculaires, totalement éradiquée, ne s'est jamais bien reconstituée. La nouvelle zone estuarienne du Wigwam reste également plus pauvre que celle du Grand Vey par l'absence de schorre ainsi que d'*Hydrobia ulvae* et la relative faiblesse des populations de *Nereis diversicolor* et *Corophium volutator*.

Au centre-sud de la baie, sur la haute slikke de Brévands, les espèces macrozoobenthiques estuariennes semblaient d'abord intrusives dans un peuplement général plutôt apparenté aux zones marines abritées. De 1972 à 1993,

le caractère estuarien local s'est affirmé et a gagné progressivement vers le nord à la rencontre du corps sableux central, tandis que les espèces les moins estuariennes régressaient. Le caractère morphosédimentaire de "slikke à gradient d'abri" se trouve ainsi confirmé par le compartiment biologique associé.

1.2.3. DÉSTABILISATION ÉVOLUTIVE DU FLANC EST.

Caractérisés en 1972 par une biocénose de milieu marin abrité originale et homogène à *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii*, les peuplements du flanc est ont été rapidement déstabilisés en amont et en aval. L'homogénéité primitive du biofaciès local était associée à une homogénéité des faciès morphosédimentaires.

Les transformations biologiques qui sont intervenues depuis suivent les modifications du substrat. Ainsi, le biofaciès à *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii* se trouve maintenant limité à la partie moyenne de l'estran, aux environs immédiats de la radiale de Géfosse GE qui conserve encore les caractéristiques morphosédimentaires décrites à l'origine. Cependant, le caractère calme et bien abrité du flanc est ne laissait pas présager d'une telle évolution ; seuls les endigages du sud-est de la baie et la densification conchylicole du nord-est sont responsables de ces transformations rapides, qui étaient parfaitement prévisibles.

1.2.4. PROGRESSION DES ESPÈCES OPPORTUNISTES.

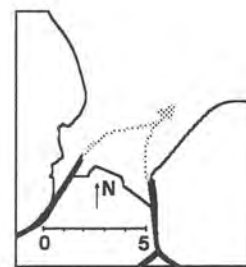
En 1972, l'annélide *Pygospio elegans* était une composante ordinaire du macrozoobenthos des slikkes moyennes et internes de la baie des Veys. Il est devenu rapidement un élément omniprésent et commence à constituer des biolithosores de plus en plus coalescents après 1986. L'accroissement rapide de ses densités indique à la fois l'enrichissement pélagique qui est favorable à son installation et une tendance hypertrophique du milieu qui prend son origine dans l'altération des effluents locaux : la teneur en matière organique est à incriminer, aggravée par les températures élevées des années 1987-1991.

Plus marin, *Lanice conchilega* était installé sporadiquement en 1972 dans les cuvettes sableuses des roches de Grandcamp et formait un tissu lâche sur les zones marines sablonneuses de l'ensemble de la baie. Son "explosion" vers 1986 est strictement associée à la zone conchylicole de Grandcamp-Maisy, qui lui fournit gîte et couvert.

2. HYPOTHÈSES SUR L'AVENIR ÉVOLUTIF DE LA BAIE DES VEYS.

2.1. LES CHENAUX.

Les chenaux principaux conditionnent en partie la répartition des différents faciès biologiques et morphosédimentaires. Leur devenir est donc un élément important dans l'évolution de l'ensemble de la baie des Veys.



Un chenal transverse est apparu en 1992 (voir *fig. 33 & 43*) au sud du corps sableux central, depuis le chenal de Carentan vers l'extrémité marine de la passe d'Isigny. La pente naturelle d'ouest vers l'est de l'estran de la baie des Veys maintiendra probablement cette nouvelle structure en activité. Après une période de déplacement vers la côte, accompagné d'un rétrécissement du cours et d'une accélération du courant de jusant, l'ancien parcours du chenal de Carentan sera peu à peu désactivé au profit du chenal transverse.

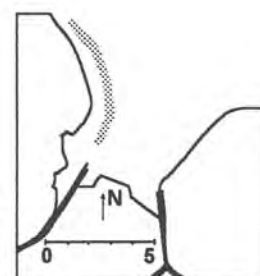
L'étape suivante montrera probablement une sortie unique des eaux douces en rade de la Capelle (*Fig. 155*), après la jonction des deux chenaux originels au centre de la baie. Cette figure rappellera l'évolution passée des chenaux de la Somme et de la Maye en baie de Somme (DUPONT, 1981), d'abord séparés, puis maintenant réunis au centre de la baie dans un même parcours aval.

En baie de Somme, la progression du schorre central a été considérable et très rapide ces dix dernières années. Les causes -développement d'une flèche littorale, ensablement et jonction des chenaux des rivières- sont comparables en baie de Somme et en baie des Veys.

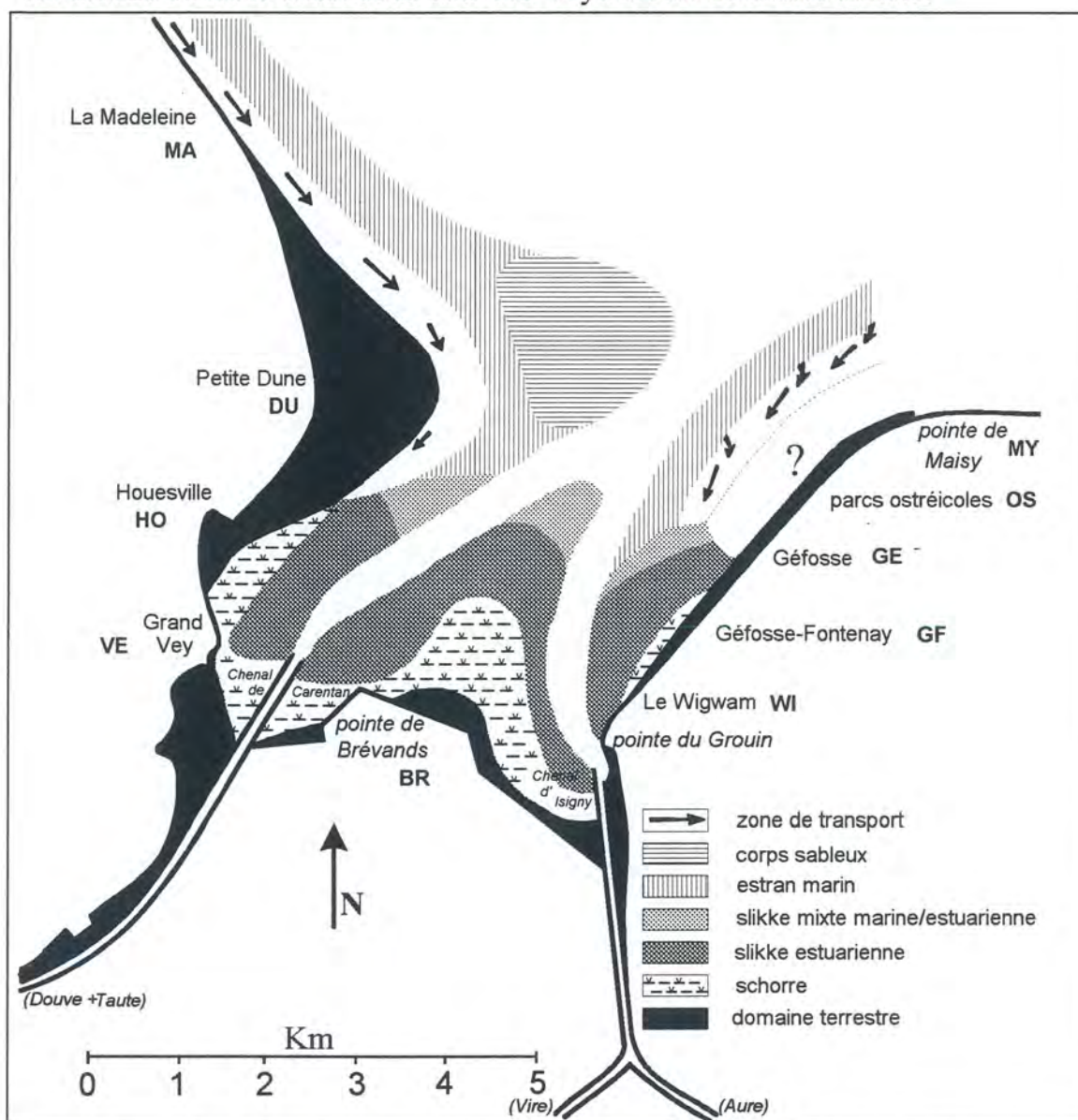
2.2. LES STRUCTURES MARINES.

2.2.1. LE FLANC OUEST.

La zone de transport des sédiments d'Utah Beach, assimilable à une barre de déferlement, constitue l'essentiel du banc de la Madeleine. L'élargissement de cette structure sableuse, qui s'est produit dans la première moitié des années 80, ne paraît pas être une



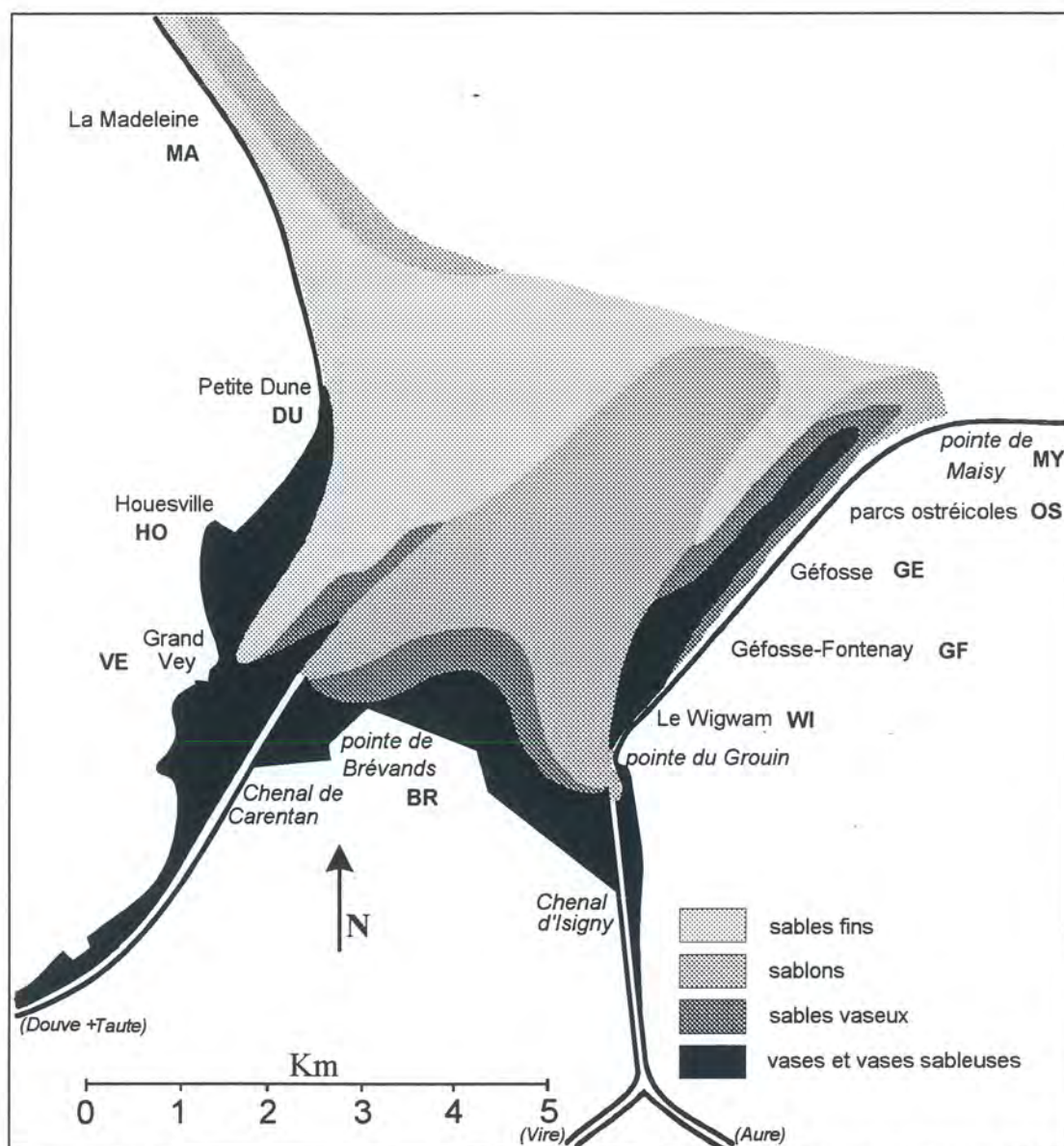
constante cinétique, puisqu'un rétrécissement a été constaté en 1992. Par contre, son allongement a été l'évènement physique le plus important dans la dynamique des estrans du flanc ouest de la baie des Veys ces 20 dernières années.



- **Fig. 155** - Morphologie intertidale possible de la baie des Veys vers 2020-2040 ; hypothèse dans le cas de l'absence d'aménagements nouveaux et de phénomènes météorologiques exceptionnels.

L'intrusion des sédiments marins s'est manifestée par l'apparition d'un îlot sableux dans le prolongement de la barre ; il a ensuite été intégré dans la structure qui progressait vers le sud. Dans la logique cinétique de l'évolution locale, le dernier îlot de ce type est apparu sur la radiale VA du Grand Vey et devrait être incorporé dans la progression de la barre ouest vers 1998.

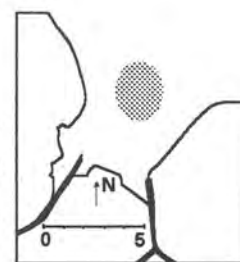
Les éléments biocénotiques locaux sont peu soumis à évolution, exception faite de la disparition d'*Owenia fusiformis* des peuplements diversifiés de la moyenne et basse plage. La fusion entre le corps sableux et le banc de la Madeleine (**Fig. 156**) amènera probablement une extension limitée de ces peuplements marins diversifiés vers l'est (**Fig. 157**).



- **Fig. 156** - Répartition possible des dépôts intertidaux en baie des Veys vers 2020-2040 ; hypothèse dans le cas de l'absence d'aménagements nouveaux et de phénomènes météorologiques exceptionnels. L'évolution des limites terrestres n'a pas été représentée.

2.2.2. LE CORPS SABLEUX CENTRAL.

Les sables fins marins constituaient l'essentiel des bancs intertidaux du centre de la baie des Veys avant 1972. La distinction existait déjà entre un corps sableux central à mégarides et nappes au nord et un estran à allure de slikke au sud. La dynamique sédimentaire a progressivement réduit en 1992 l'attribution des sables fins au seul corps sableux. Les quelques traces de ce type de sédiment, notées dans le sud-ouest du banc de la Ravine lors de la dernière campagne

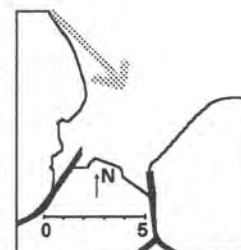


sédimentologique, sont donc appelées à disparaître avant l'an 2000 pour laisser la place aux sablons, qui ne cessent de gagner la majeure partie des estrans depuis le sud.

Le rétrécissement et le recul des sables fins s'est accompagné d'une modification de l'orientation du corps sableux lui-même : la pointe sud du triangle qu'il dessinait s'est déplacée vers l'ouest, à la rencontre des sables fins du banc de la Madeleine. Le nouveau chenal transverse interdit normalement un retour de la structure vers sa position initiale. Ce même chenal va, du fait de la pente de l'estran et de la recherche du profil d'équilibre, absorber de plus en plus le débit de la passe de Carentan. La partie aval de cette passe est actuellement pincée entre le banc de la Madeleine et le déport du corps sableux central. Le courant de jusant s'en est trouvé accéléré et le lit du chenal s'est brusquement rapproché, en été 1993, de la ligne de côte, gagnant plus de 100 m. ; une partie des concessions a été détruite ; les tables à huîtres et les bouchots ont ainsi dû être déplacés. Après la phase actuelle d'accroissement de la vitesse du courant de jusant, l'ancien parcours sera probablement condamné à disparaître vers 200-2010 au profit du nouveau chenal transverse. En l'absence de cet obstacle hydrodynamique naturel, le mouvement vers l'ouest amorcé par le corps sableux pourra se continuer à la rencontre du banc de la Madeleine (*Fig. 156*).

2.2.3. FORMATION D'UNE FLÈCHE LITTORALE OUEST.

La barre de déferlement ouest ne pourra pas s'allonger au-delà du jalon sableux repéré en 1992 sur la zone du Grand Vey VA. Cependant, le transport des sédiments existera toujours et les agents hydrodynamiques mettront en place de nouvelles barres qui viendront s'ammonceler progressivement au pied de la barre

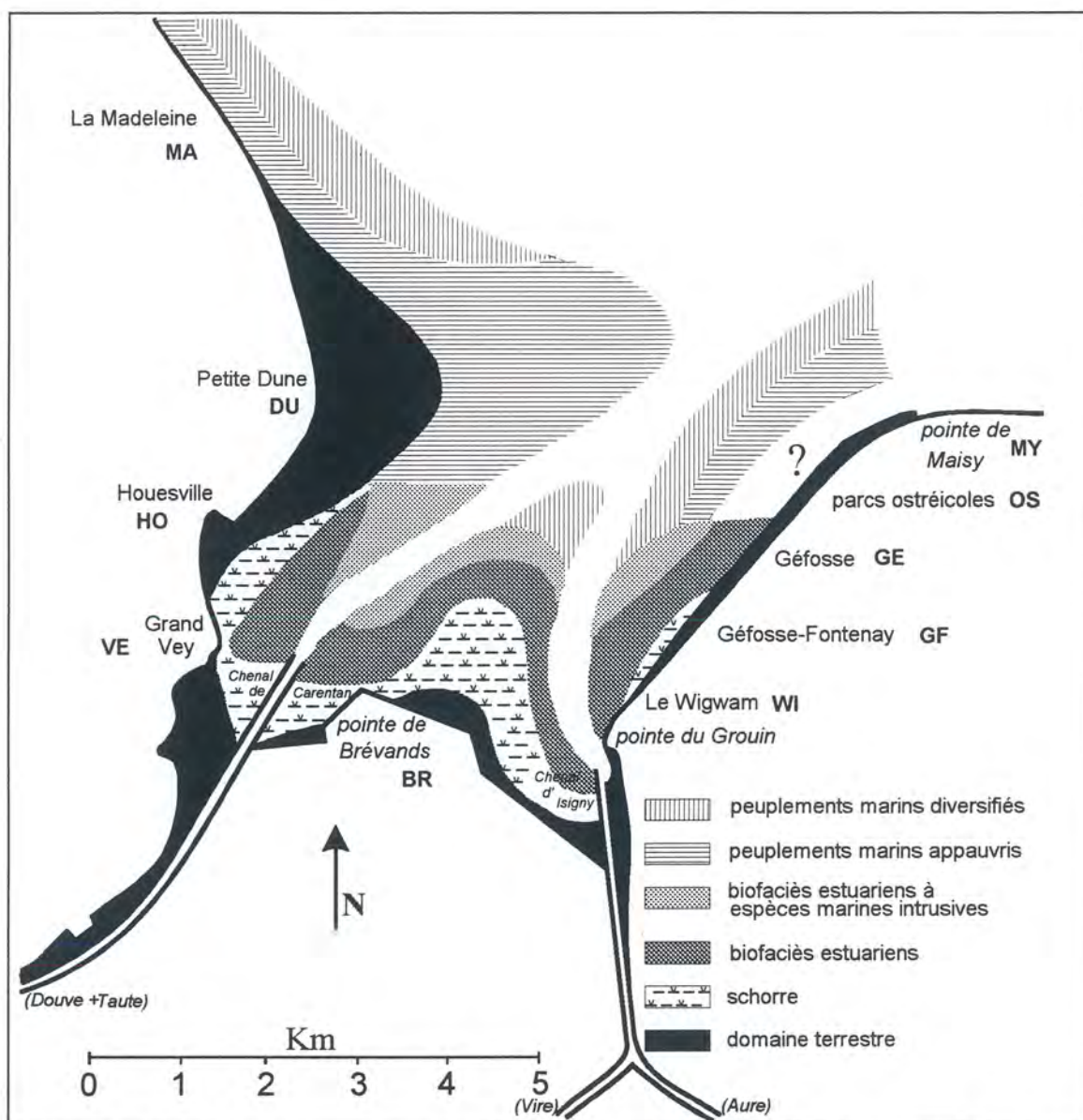


primitive, devenue inactive. Ce mouvement créera une structure en forme de flèche littorale, telle qu'elle peut être actuellement observée à la pointe du Hourdel en baie de Somme (*Fig. 155*).

Dans le même temps, le corps sableux central, dont le déplacement ne sera plus entravé par le courant de la passe de Carentan, se déplacera vers l'ouest. La conjugaison de ces deux mouvements accélérera la formation de la flèche littorale.

La coalescence future du corps sableux central et du banc de la Madeleine amènera une réunion des peuplements marins appauvris à *Nerine cirratulus* de la barre de déferlement et de ceux à *Acrocnida brachiata* du centre-nord. Le premier étant situé dans de plus hauts niveaux que le second, il y aura

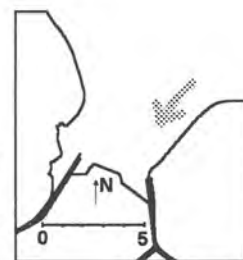
probablement un réajustement cénotique dans une zone de transition et qui concernera les espèces principales.



- **Fig. 157** - Répartition générale possible du macrozoobenthos intertidal en la baie des Veys vers 2020-2040 ; hypothèse dans le cas de l'absence d'aménagements nouveaux et de phénomènes météorologiques exceptionnels.

2.2.4. EVENTUALITÉ D'UNE BARRE NORD-EST.

Le caractère abrité de la zone marine du flanc est tend à stabiliser les évènements sédimentaires et morphologiques locaux. Dans l'hypothèse du maintien des structures conchylicoles actuelles de Grandcamp-Maisy, la perte d'énergie sur le cordon littoral de galets sera normalement compensée par un report de cette énergie au-delà des parcs ostréicoles, vers le nord-ouest. L'amorce de la construction d'une nouvelle flèche



pourrait se confirmer par son extension le long de la limite basse des parcs, vers le sud, accompagnée à l'est par le ralentissement du transport des galets.

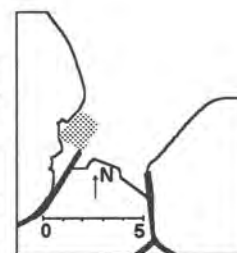
Actuellement, cette structure est trop récente pour qu'il soit possible de discerner une modification topographique importante associée au transport sédimentaire, simplement mis en évidence par l'analyse granulométrique. La relative perméabilité hydrodynamique des parcs ostréicoles donnera probablement une cinétique de formation beaucoup moins spectaculaire que celle qui procède aux modifications du flanc ouest. Toute intervention sur la structure des parcs aura des répercussions locales ; une réduction du nombre de rangs de tables à huîtres provoquerait un ralentissement ou une régression de la nouvelle zone de transport. Le macrozoobenthos associé rappellera probablement celui des bas niveaux de Géfosse à base cénotique d'*Acrocnida brachiata* et *Lumbrineris impatiens*.

L'ouverture nord-ouest de la baie de Somme présente une formation qui rappelle celle qui est décrite dans l'hypothèse précédente, sous forme d'un banc de sables fins et moyens qui contourne le sud de la pointe de Saint-Quentin, au nord-ouest Du Crotoy (DUPONT, 1981).

2.3. LES SLIKKES INTERNES.

2.3.1. LE FLANC OUEST, DE LA PETITE DUNE AU GRAND VEY.

Le schorre était déjà en progression rapide et les sédiments en cours d'affinement. L'étude évolutive des dépôts superficiels et du macrozoobenthos a montré la progression de l'influence estuarienne sur cette zone ; elle va se trouver peu à peu emprisonnée entre les schorres ouest et sud, le lit de la passe de Carentan à l'est et la flèche sableuse au nord. Le caractère estuarien de la slikke locale risque donc de s'affirmer davantage par suite de l'accentuation de l'abri hydrodynamique et de l'envasement qui en découlera.



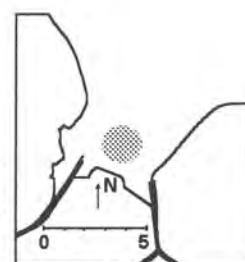
La partie haute de l'estran, telle qu'elle apparaît dans la zone de la Petite Dune, se trouve actuellement définie comme une "haute slikke mixte abritée" qui incorpore des descripteurs sédimentaires et biologiques marins à des caractéristiques estuariennes ; elle va se trouver progressivement isolée entre le schorre et la flèche sableuse ; son devenir oscille entre une colonisation par le schorre avec une éventuelle extension de l'actuelle prairie à salicorne, une mise hors d'eau par un développement dunaire ou une extension du faciès d'origine.

L'hypothèse la plus probable pourrait être l'extension du schorre jusqu'à la barre de déferlement, suivant un processus comparable à celui qui présida à la colonisation des slikkes du sud-ouest de la baie de Somme, actuellement rehaussées par envasement et entièrement colonisées par les phanérogames du schorre (DUPONT, 1981). Cependant, les transports éoliens peuvent occasionnellement être assez importants et le développement d'une structure dunaire est possible.

Dans ces conditions, le macrozoobenthos local perdra ses composantes estuariennes de haute plage pour devenir exclusivement marin, appauvri dans la barre de déferlement et diversifié dans les moyens et bas niveaux.

2.3.2. LA SLIKKE CENTRALE.

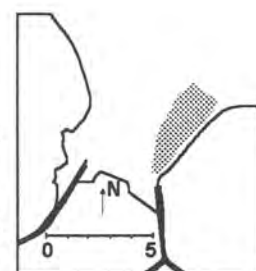
Le caractère estuarien apparaît dans l'ensemble des slikkes du centre de la baie des Veys à travers la granulométrie et les éléments des biocénoses macrozoobenthiques intertidales. Les limites de cette zone sont assez précises, définies par le schorre au sud et le lit des différents chenaux partout ailleurs. Le nouveau chenal transverse sera la nouvelle limite nord de la slikke centrale du banc de la Ravine, dite "à gradient d'abri", qui présente également un gradient biocénotique estuarien décroissant du sud au nord.



La progression du schorre, très active au nord et à l'est de la pointe de Brévands, tend à réduire la surface des slikkes voisines, qui n'ont plus de possibilité d'extension. Par conséquent, il est probable que les biocénoses macrozoobenthiques estuariennes colonisent dans un proche avenir la totalité de la zone intertidale locale au détriment des espèces ubiquistes ou d'affinité marine qui ne constitueront plus qu'un reliquat au nord de cette zone.

2.4. LE CAS DU FLANC EST.

Le caractère abrité de l'estran est de la baie limite l'efficacité d'une éventuelle remise en suspension de dépôts vaseux. Or, l'extension de la slikke estuarienne envasée du Wigwam a été confirmée par l'exploitation des résultats obtenus durant les différentes campagnes de terrain, depuis 1977 pour les dépôts et depuis 1981 pour la faune. Sa progression vers le nord-est paraît être inéluctable et



l'envasement des hauts niveaux pourrait éventuellement être propice à l'installation d'un schorre qui, pour l'instant, n'existe pas sur ce côté de la baie des Veys.

Le gradient d'envasement qui est traditionnellement observé dans tous les estuaires depuis l'ouverture vers l'intérieur est contrarié par la présence de poches de sables vaseux au nord-est du banc de la Rouelle. La présence de ces structures, liées à un dépôt en mode calme, révèle l'efficacité du frein hydrodynamique constitué par les parcs de Grandcamp-Maisy ; ces poches envasées se situent dans le prolongement nord-est de la zone d'envasement du Wigwam. Si rien n'est modifié dans la dimension et la charge d'exploitation des parcs, les envasements progresseront l'un vers l'autre et se rejoindront à brève échéance. La faiblesse des agents hydrodynamiques locaux ne pourra probablement pas remettre en suspension ces dépôts fins, qui se trouveront par ailleurs consolidés par de vastes peuplements de *Lanice conchilega*.

Le développement hypothétique du nouveau couloir de transport nord-est isolera ainsi la moyenne et haute slikke sur laquelle est installée la zone conchylicole actuelle et absorbera une partie de l'hydrodynamisme destiné aux parcs. Ainsi, l'accentuation de l'effet d'abri provoquera une accélération des décantations et un envasement conséquent (*Fig. 156*). Ce futur nouveau faciès sera difficile à définir : ce ne sera évidemment pas une slikke estuarienne, car située trop près de l'influence marine externe. La colonisation par les spartines et la création d'un nouveau schorre serait possible. Une telle situation condamnerait l'exploitation conchylicole vers 2020-2030.

La biocénose macrozoobenthique locale si caractéristique, à *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii*, risque fort de disparaître comme telle (*Fig. 157*) et de laisser la place au biofaciès estuarien qui progresse depuis le sud. *Scoloplos armiger* se retrouvera probablement relégué au rang d'espèce accompagnatrice résiduelle.

2.5. RÉDUCTION DES SURFACES INTERTIDALES.

La progression du schorre induit une mise hors d'eau des parties les plus hautes des anciens herbus et une progression du domaine terrestre. C'est le long du flanc ouest que cette évolution, déjà en cours, risquera d'être la plus importante, à l'est de l'actuel polder de la Petite Dune. Le domaine terrestre gagnera aussi le sud-ouest, de part et d'autre du débouché chenalisé de la Douve, sur les plus hauts niveaux des schorres. L'épaississement en cours du cordon de

galets du flanc est donnera une extension mineure du domaine terrestre local, car son activité risque de décroître.

Après une période d'extension des slikkes estuariennes et des estrans abrités au détriment des zones sableuses marines, telle qu'elle a été observée durant les années 70 et 80, succédera une autre période de réduction de ces mêmes slikkes. Les espaces exondables non herbues se trouveront limités par les chenaux et par l'extension des couloirs de transport des sédiments.

Accolé au flanc ouest, le nouveau corps sableux central ne pourra probablement pas se développer en un pseudo-delta externe comme en baie de Somme. La rade de la Capelle est en effet parcourue de courants parallèles à la ligne de côte qui vont cisailer toute extension intertidale vers le nord.

La chenalisation excessive des rivières qui débouchent sur l'estran aboutit à une accélération des envasements latéraux et à un atterrissement rapide des plus hauts niveaux. Ce constat, qui a été fait en son temps en estuaire de la Seine (AVOINE, 1981 ; DESPREZ & coll, 1986), vaut aussi bien pour des aménagements de la main de l'homme que pour une évolution naturelle.

La future baie des Veys pourrait évoluer vers une sorte d'estuaire-couloir aux slikkes courtes et possédant une transition rapide entre le domaine estuarien et l'influence marine directe (estuaire de l'Orne : DUBRULLE, 1980). Dans ces conditions, les espaces intertidaux "utiles" aux activités économiques actuelles risqueront d'être réduits à leur plus simple expression.

2.6. RÔLE DES AMÉNAGEMENTS.

La structure actuelle de l'écosystème complexe qu'est la baie des Veys est le résultat d'une évolution qui paraît peu soumise à des causes naturelles. Les polders aménagés sur les schorres et les hautes slikkes ont modifié la dynamique sédimentaire, reflet des transformations hydrodynamiques, donc la qualité biologique du macrozoobenthos intertidal. Ces modifications apparaissent comme le fruit d'une accélération de la cinétique naturelle liée au comblement général des estuaires de côtes placées sous régime macrotidal.

L'extension des espaces promis à la conchyliculture a amené des modifications d'un autre ordre : elles touchent également l'hydrodynamisme, la sédimentation et les biocénoses macrozoobenthiques, mais elles ne concourent pas au renforcement des processus naturels. Les transformations intervenues ces dernières années dans la partie nord-est de la baie des Veys amènent un

envasement en situation anormale et une prolifération opportuniste de *Lanice* qui ne pouvaient en aucun cas être le fruit d'un "vieillissement" accéléré.

La baie des Veys va se combler dans les prochaines décennies, mais l'échéance est difficile à prévoir. Tout dépendra de nombreux facteurs générateurs des modifications des agents hydrodynamiques, donc de la dynamique sédimentaire.

Le régime des houles, donc la fréquence des vents forts actifs sur la baie des Veys, sera déterminant. Les forts vents de mer pourront accentuer l'activité des couloirs de transport des sédiments d'origine marine, tandis que les tempêtes par vents de terre pourront favoriser la sédimentation fine.

Les aménagements futurs seront également déterminants. Le rôle des portes à flot est régulièrement évoqué, tant par les détracteurs de ces portes que par les partisans. Qu'elles protègent les digues intérieures d'une trop forte pression du flot, c'est certain, surtout durant les marées de vive eau. Elles ont bien sûr participé à l'accélération de l'envasement à proximité du débouché des parties chenalisées des rivières. Elles empêchent aussi la dynamique des bouchons vaseux. Mais les supprimer maintenant, en 1994, n'est pas la garantie de la remise en suspension des pélites, qui ont eu le temps de se compacter depuis quelques décennies.

Les derniers polders ont brutalement supprimé de vastes zones estuariennes qui étaient des pièges à pélites naturels. C'est particulièrement vrai pour les polders du sud-est (Frémont et Fortin). Le rehaussement du substrat immédiatement au nord des digues a été spectaculaire et le report plus aval des vasières est un élément déterminant dans l'histoire évolutive de la baie. Mais, là aussi, les vases ont eu le temps de se stabiliser, de se compacter, si bien que l'époque des grandes étendues vaseuses fluides, mi-eau mi-sédiments, propices à la remise en suspension, est maintenant révolue. La remise en eau des polders pourrait être une bonne solution, mais seulement sous certaines conditions. Une simple brèche dans la digue ne suffira peut-être pas : un chenal de marée se mettra en place au milieu de la vasière dont l'essentiel ne sera pas touché immédiatement par la recrudescence hydrodynamique ainsi créé. Des travaux d'accompagnement seront probablement nécessaires, mais ils seront lourds et parfois aléatoires :

- peut-on envisager une destruction totale de la digue, dont l'enrochement est large, stable et de qualité?
- une étude de la bathymétrie des polders à remettre en eau permettrait d'apprécier leur capacité d'envasement ; un éventuel recreusement pourrait-il être envisagé pour améliorer la décantation des pélites?

- une déstabilisation mécanique des vasières compactées face à la digue pourrait faciliter la remise en suspension des vases et améliorer la circulation des flux entrant et sortant des polders dégagés.

Tout cela pourrait coûter très cher, pour un résultat qui devrait être apprécié le plus finement possible sur modèle, maquette et simulations, mais de quels types? L'importance des phénomènes météorologiques dans l'évolution des écosystèmes demanderait une modélisation de ces phénomènes, mais un modèle cohérent n'est pas envisageable dans ce cas et seul le développement de modèles chaotiques, ou modèles neutres, pourrait être envisagé.

La future flèche littorale du flanc ouest est également à considérer ; l'épaississement rapide de cette structure paraît être dû à l'endigage des polders de la Petite Dune ; l'emprise sur le domaine marin a repoussé la barre de déferlement vers l'est et a mis à l'abri des agents hydrodynamiques une partie du schorre du Grand Vey, soumis depuis à l'envasement. Dans ce cas, une hypothétique remise en eau du polder incriminé devrait suivre le protocole précédent, avec destruction au moins partielle de la barre par des moyens lourds.

Il reste enfin à considérer ce qui était improbable il y a seulement dix ou quinze ans, à savoir l'envasement de l'ouverture de la baie, vers le nord-est. Le rôle originel des structures conchylicoles ne fait guère de doute et c'est à ce niveau qu'il faudra agir, mais comment? Là est le thème d'une réflexion qui doit impliquer nombre de compétences, car l'enjeu économique est important :

- faut-il réorienter les structures conchylicoles afin de faciliter les remises en suspension des éléments péloïtiques par une meilleure circulation des eaux?

- faut-il de plus réduire la charge des parcs et éclaircir les rangs, au risque d'une perte de production, afin de limiter l'émission de matière organique par les cultures et la prolifération des lanices, opportunistes et fixateurs des sédiments?

- est-il possible d'envisager des jachères périodiques ou une mise à nu régulière des parcs, suivant un plan bien au point, afin de limiter l'effet de frein hydrodynamique et de disperser les dépôts au gré des houles et des courants forts? (c'est la technique utilisée sur certains parcs ostréicoles de Charente Maritime.).

- ou, plus simplement, faut-il se résigner à voir disparaître les concessions actuelles au profit d'un autre mode de culture ostréicole, en eau profonde (rade de la Capelle) ou à terre?

Autant de mesures contraignantes et coûteuses pour des professionnels de la conchyliculture qui ont déjà fort à faire avec la structure telle qu'elle existe, dans une ambiance économique de surproduction et de concurrence des labels.

L'évolution naturelle du comblement de la baie des Veys, telle qu'elle était prévisible avec la transgression marine lente et la recherche des profils d'équilibre des estuaires, passe d'une échelle de temps géologique à une échelle humaine rapide. Les aménagements récents en sont la cause principale, mais le rehaussement du niveau de la mer, actuellement objet de discussions et de débats dans notre pays quand d'autres commencent à protéger leur littoral, risque de précipiter le phénomène de comblement et d'équilibre des écoulements. De telles constatations eussent été impossibles en l'absence d'étude interdisciplinaire dans un contexte qui nécessite impérativement un suivi à long terme.

PUBLICATIONS

DESPREZ M., J.F. BRULARD , J.P. DUPONT, S. SIMON , B. SYLVAND & P. DUVAL (1983)	248
DESPREZ M. J.P. DUCROTOY & B. SYLVAND (1986)	254
DUCROTOY J.P., M. DESPREZ , B. SYLVAND & B. ELKAIM (1989)	276
DUCROTOY J.P., H. RYBARCZYK , J. SOUPRAYEN , G. BACHELET , J.J. BEUKEMA , M. DESPREZ, J. DORGES , H. MICHAELIS , B. SYLVAND , B. ELKAIM , J.G. WILSON & F. IBANEZ (1991)	288
DUCROTOY J.P., B. SYLVAND (1991)	300
DUPONT J.P., B. SYLVAND (1991)	304
G.E.M.E.L. (1985)	310
GUILLOU J., G. BACHELET , M. DESPREZ , J.P. DUCROTOY , I. MADANI , H. RYBARCZYK , P.-G. SAURIAU , B. SYLVAND , B. ELKAIM & M. GLÉMAREC (1990)	313
SYLVAND B. (1986)	326
SYLVAND B., B. ELKAIM , M. DESPREZ , J.-P. DUCROTOY , J.-P. DUPONT & R. LAFITE (1989)	342
SYLVAND B. & J.R. SAVINI (1991)	356

ÉCOLOGIE GÉNÉRALE. — *Étude des biofaciès intertidaux de l'estuaire de la Seine.*
Note (*) de Michel Desprez, Jean-François Brulard, Jean-Paul Dupont, Serge Simon,
Bernard Sylvand et Pierre Duval, présentée par Théodore Monod.

Les études de la faune benthique et de la sédimentologie de la zone intertidale de l'estuaire de la Seine ont été réalisées dans le but d'identifier des communautés caractéristiques du type sédimentologique de leur substrat. Trois peuplements sont décrits qui correspondent à trois catégories de sédiments présents dans ce milieu. La cartographie de ces biofaciès traduit la dissymétrie d'origine hydrodynamique de l'estuaire.

GENERAL ECOLOGY. — Intertidal Biofacies of the Seine Estuary.

Studies on the benthic fauna and the sedimentology of the intertidal zone of the River Seine estuary were carried out to identify some infauna communities typical of their kind of substratum. Three communities are described which correspond to three groups of sediments. Their map shows a biological asymetry related to the hydrodynamic asymetry of the estuary.

INTRODUCTION. — Cette étude du macrozoobenthos intertidal de substrat meuble a permis de dresser le premier inventaire faunistique [1] de l'estuaire de la Seine. Une étroite corrélation entre les données hydrosédimentologiques et biocœnotiques avait pu être démontrée en Baie de Somme [2]; l'utilisation de l'analyse des correspondances a permis de confirmer le rôle primordial que joue le substrat dans la distribution du macrozoobenthos.

PRÉSENTATION DU SITE (fig. 1). — L'estuaire de la Seine est limité au Nord par le cadre rocheux des falaises du Bec de Caux et, au Sud, par les cuestas secondaires du Bassin de Paris. L'originalité de son hydrodynamisme tient à deux courants de flot locaux : le courant côtier du Calvados et le courant de Verhaule qui correspond à l'incurvation vers le Nord du premier lorsque l'estuaire est rempli, environ 1 h avant la pleine mer. Jusqu'au jusant, soit pendant 2 h, les courants faibles à nuls permettent alors la décantation des particules fines selon un gradient croissant d'Ouest en Est. Les houles dominantes de Nord-Ouest amènent un transit des sables intertidaux d'Ouest en Est et renforcent ainsi l'action du courant de flot dominant, ce qui entraîne le colmatage progressif de l'estuaire.

MÉTHODOLOGIE. — Neuf radiales ont été étudiées en septembre 1979 [3] : Villers-sur-Mer (VSM), Benerville (BEN), Hennequeville (HEN), Villerville (VIL), Pennedepie (PEN), Vasouy (VAS) et Honfleur (HON) sur la rive Sud, Sainte-Adresse (STA) et Octeville (OCT) sur la rive Nord. Sur chacune d'entre elles, l'étude de 4 à 8 stations a permis de mettre en évidence la zonation verticale du macrobenthos. Une dixième radiale, comprenant 18 stations, a été réalisée sur la Grande Vasière (GV) au printemps 1980 [4]; cette période de prélèvement différente est imputable aux difficultés d'accessibilité de cette région de l'estuaire, difficultés qui expliquent en outre que les stations de prélèvement se situent toutes au-dessus du niveau des basses mers de morte eau. A chaque station, le sédiment a été prélevé dans sa totalité sur une surface de $1/4 \text{ m}^2$ et une profondeur de 20 cm, puis tamisé sur place avec une maille carrée de 1 mm. Un échantillon de sédiment a été recueilli pour l'analyse granulométrique, en particulier la détermination de la médiane (Md) et du pourcentage de particules fines (% F : inférieures à $50 \mu\text{m}$). Pour chaque station, nous avons calculé l'indice de diversité de Shannon (H). Le coefficient de distance est l'indice utilisé pour l'étude coenotique quantitative; pour l'étude écologique, l'analyse des correspondances permet d'observer sur le même graphique la distribution spatiale des individus et des descripteurs [5].

RÉSULTATS. — *Cadre sédimentaire.* — La distribution des faciès de dépôt intertidaux de l'estuaire de la Seine est contrôlée par l'action conjointe des facteurs hydrodynamiques (courants de marée et houles) et géomorphologiques. Les dépôts de l'embouchure sont à dominante sableuse ($Md = 250-500 \mu m$; $\% F < 0,4$); à l'entrée de l'estuaire se trouvent des sédiments plus fins ($Md = 170-230 \mu m$) légèrement envasés ($\% F = 0,4-40$); vers l'amont, la rive Nord est occupée par une vasière aux sédiments sablovasseux puis vaseux plus profondément dans l'estuaire ($Md < 100 \mu m$; $\% F = 40-100$).

Cadre faunistique. — L'étude biocœnotique a permis d'individualiser trois peuplements (fig. 2) :

- le peuplement estuarien supérieur est dominé par *Tubifex costatus* et *Manayunkia estuarina*; il se caractérise par des densités élevées ($\bar{N} = 10\,000$ individus/m²), une richesse spécifique (8 sp) et une diversité ($\bar{H} = 1$) faibles;

- le peuplement estuarien inférieur est caractérisé par des densités ($\bar{N} = 2\,400$ individus/m²), une richesse spécifique (31 sp) et une diversité ($\bar{H} = 1,7$) intermédiaires. Il regroupe trois sous-peuplements dominés respectivement par *Bathyporeia pilosa*, *Corophium volutator* et *Macoma balthica*;

- le peuplement marin se caractérise par de faibles densités ($\bar{N} = 300$ individus/m²), une richesse spécifique et une diversité élevées (47 sp; $\bar{H} = 1,9$). Il regroupe trois sous-peuplements dominés respectivement par *Bathyporeia sarsi*, *Cumopsis goodsiri-Nephtys cirrosa-Bathyporeia pelagica* sur la rive Sud et *Urothoe brevicornis-Paraonis fulgens* sur la rive Nord.

L'application à nos résultats de l'analyse des correspondances a permis de mettre en évidence et de hiérarchiser les principaux facteurs du milieu responsables de cette structure faunistique de l'estuaire :

- la première composante (fig. 3) confirme les résultats de l'étude biocœnotique et le rôle primordial du substrat pour le benthos de substrat meuble; elle reflète le pourcentage de particules fines du sédiment et individualise trois groupes sédimentologiques et faunistiques : le peuplement estuarien supérieur des vases, le peuplement estuarien inférieur des sables vaseux et le peuplement marin des sables propres. Cette étroite relation entre la faune et le sédiment nous a permis d'établir une mini-grille sédimentaire dont les limites sont fixées d'après des critères d'ordre biologique (limites des biocœnoses) :

Sables propres	Sables vaseux	Vases
$\% F < 0,4$	$0,4 < \% F < 60$	$\% F > 60$

- la deuxième composante (fig. 3) illustre également l'importance du substrat puisqu'elle est l'expression des conditions hydrodynamiques interstitielles du sédiment. Selon le degré de saturation en eau de ce dernier (étroitement lié au $\% F$), elle individualise du haut vers le bas

EXPLICATION DES PLANCHES

Planche I

Fig. 1. — Présentation géographique et biosédimentologique de l'estuaire de la Seine.

Fig. 1. — Map of the Seine estuary showing the 3 main benthic communities.

Fig. 2. — Dendrogramme des similitudes entre relevés : étude quantitative.

Fig. 2. — Quantitative study of similarity between stations.

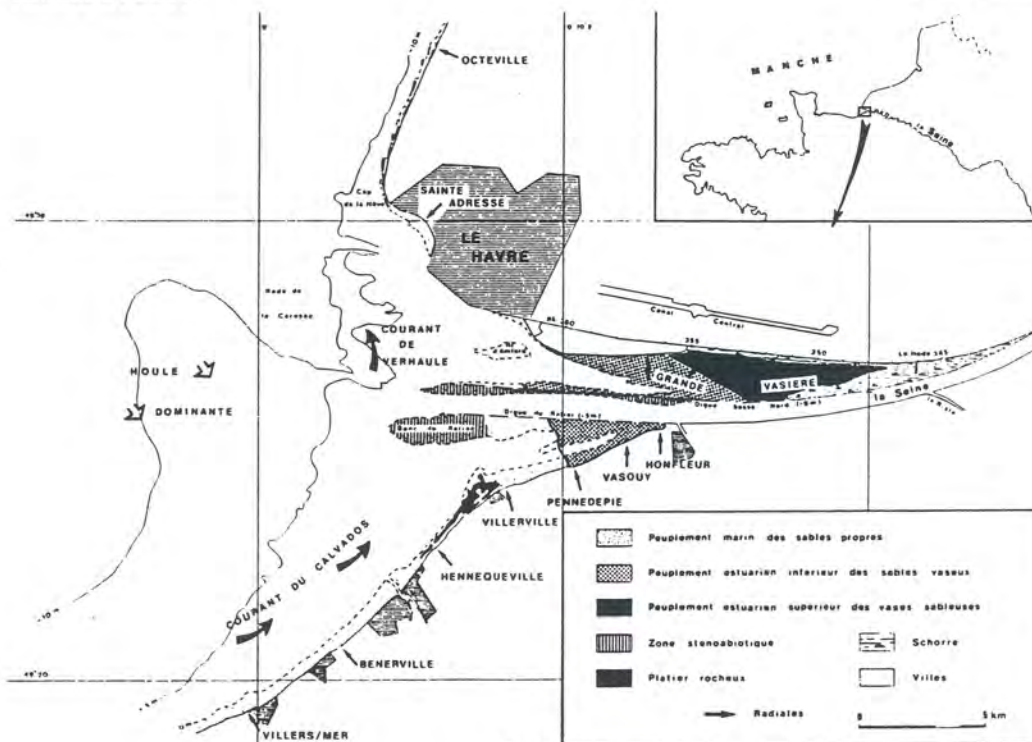


Fig. 1

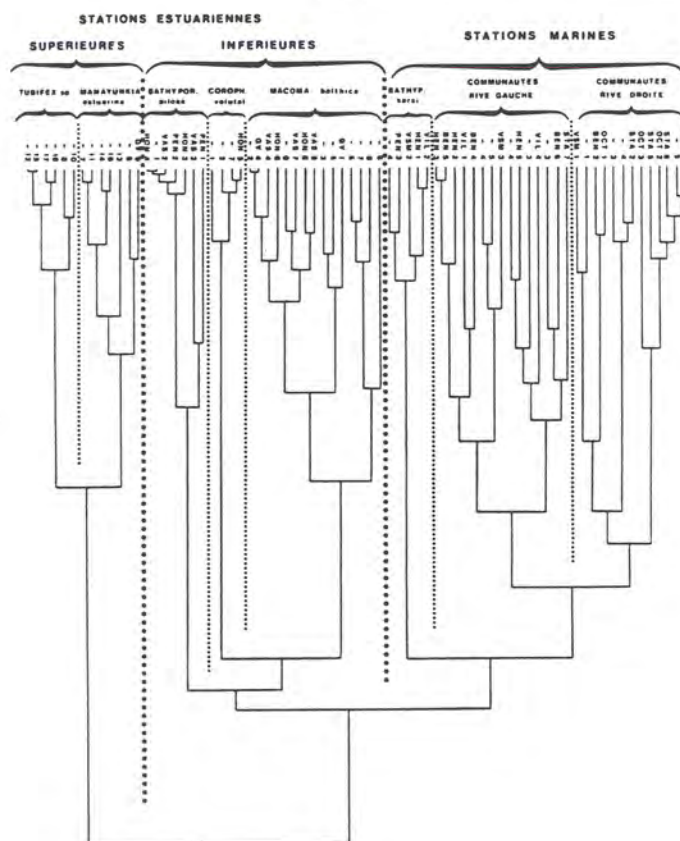


Fig. 2

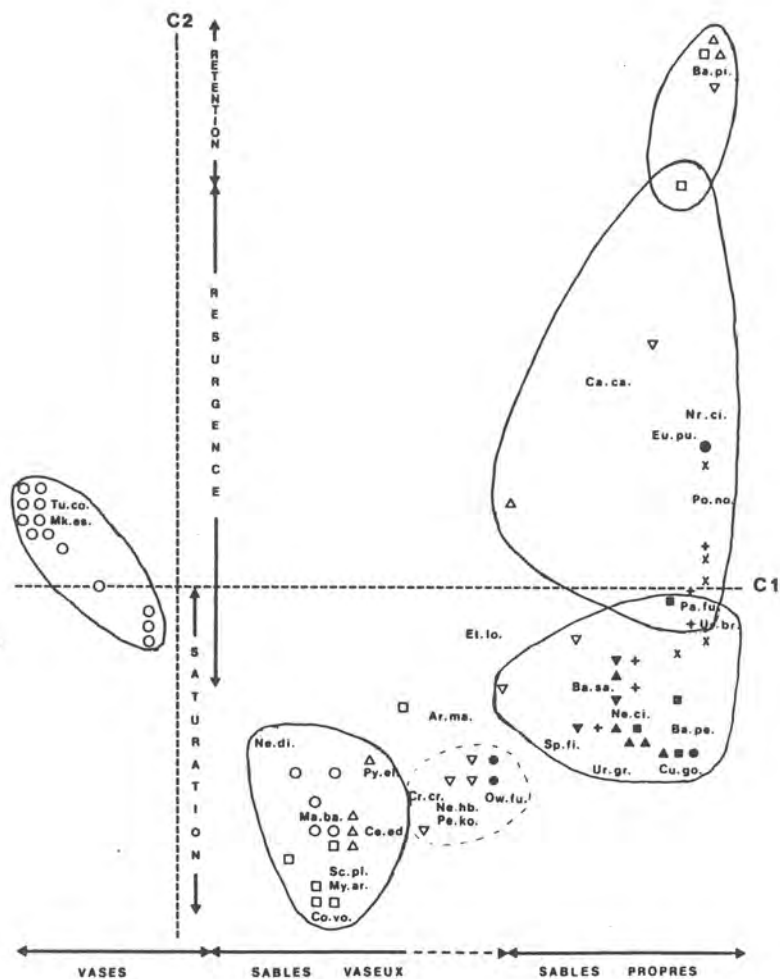


Fig. 3

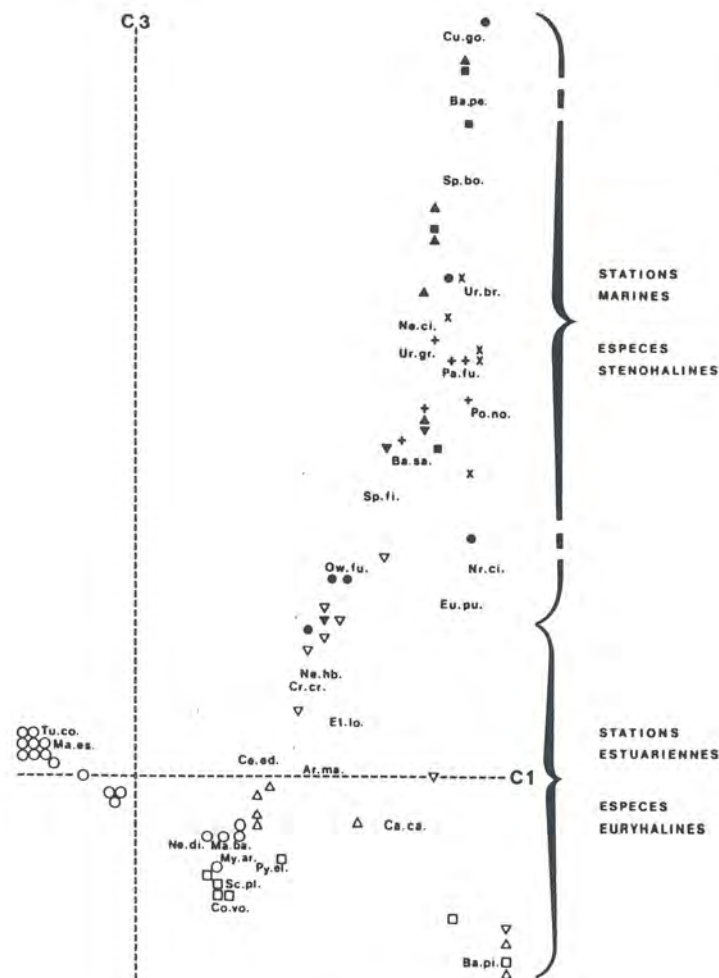


Fig. 4

PLANCHE II/PLATE II

Planche 11

Fig. 3. — Localisation des espèces et des stations dans le plan des composantes 1 et 2.

Fig. 3. — *Ordination of species and stations in the plan of the first two principal components.*

Fig. 4. — Localisation des espèces et des stations dans le plan des composantes 1 et 3.

Fig. 4. — *Ordination of species and stations in the plan of the first and the third principal components.*

Légende commune aux figures 3 et 4 : Ar. ma, *Arenicola marina*; Ba. pe, Ba. pi, Ba. sa, *Bathyporeia pelagica, pilosa, sarsi*; Ca. ca, *Capitella capitata*; Ce. ed, *Cerastoderma edule*; Co. vo, *Corophium volutator*; Cr. cr, *Crangon crangon*; Cu. go, *Cumopsis goodsiri*; Et. lo, *Eteone longa*; Eu. pu, *Eurydice pulchra*; Ma. ba, *Macoma balthica*; Ma. es, *Manayunkia estuarina*; My. ar, *Mya arenaria*; Ne. ci, *Nephtys cirrosa*; Ne. di, *Nereis diversicolor*; Ne. hb, *Nephtys hombergii*; Nr. ci, *Nerine cirratulus*; Ow. fu, *Owenia fusiformis*; Pa. fu, *Paraonis fulgens*; Pe. ko, *Pectinaria koreni*; Po. no, *Pontocrates norvegicus*; Py. el, *Pygospio elegans*; Sc. pl, *Scrobicularia plana*; Sp. fi, *Spio filicornis*; Tu. co, *Tubifex costatus*; Ur. br, Ur. gr, *Urothoe brevicornis, grimaldii*. OCT (x); STA (+); VSM (■); BEN (●); HEN (▲); VIL (▼); PEN (△); VAS (▽); HON (□); GV (○).

Legend common to figures 3 and 4.

de l'estran un horizon de rétention (caractérisé par *Bathyporeia pilosa*), un horizon de résurgence (caractérisé par *Nerine cirratulus*) et un horizon de saturation (colonisé par des espèces d'origine subtidale);

— la troisième composante (fig. 4) est le reflet des variations maximales de salinité que subissent les espèces sous l'effet du cycle biquotidien des marées, du cycle bimensuel des coefficients et du cycle annuel crue-étiage. Elle dissocie espèces sténohalines et espèces euryhalines;

— la quatrième composante met en évidence la dissymétrie faunistique de l'estuaire. Le peuplement marin se présente sous la forme de sables à *Urothoe brevicornis* sur la rive Nord, pauvre en carbonates, et de sables à *Bathyporeia* sur la rive Sud, plus riche en carbonates [6]. Quant au peuplement estuarien inférieur, il présente une diversité spécifique nettement plus élevée sur la rive Sud (28 sp) que sur la rive Nord (15 sp), dissymétrie qui se retrouve dans la zone subtidale [7].

Il n'a pas été possible de continuer cette interprétation au-delà de cette quatrième composante; cependant, les quatre premières, qui expliquent 40 % de la structure faunistique de l'estuaire, permettent de confirmer et expliquer les résultats de l'étude biocœnotique. L'importance primordiale de la teneur en particules fines est la conséquence du triple rôle qu'elles jouent au sein du sédiment : rôle nutritionnel (adsorption de particules organiques), rôles mécanique et physico-chimique (rétention d'eau, porosité, pH, oxygénation, potentiel redox, décomposition...). Les nombreux autres facteurs individualisés par cette analyse des correspondances illustrent la grande complexité du milieu estuarien.

CONCLUSION. — Trois peuplements macrobenthiques ont été mis en évidence et corrélés chacun à une catégorie sédimentaire :

- le peuplement estuarien supérieur des vases;
- le peuplement estuarien inférieur des sables vaseux;
- le peuplement marin des sables propres.

Ce classement correspond à celui rencontré dans les estuaires français plus méridionaux [8], [9] et dans les estuaires anglais [10] et néerlandais [11]. L'originalité de l'estuaire de la Seine vient de la dissymétrie des biofaciès qui a pour origines d'une part l'hydrodynamisme local, d'autre part les aménagements, enfin la configuration naturelle de cet estuaire : la rive Sud correspond à l'ancien chenal de flot, la rive Nord à l'ancien chenal de jusant de la Seine.

(*) Remise le 7 mars 1983.

- [1] M. DESPREZ, *Étude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine* (Thèse 3^e cycle, Université de Rouen, 1981).
- [2] S. SIMON et coll., *Comptes rendus*, 292, série III, 1981, p. 1013.
- [3] Travail effectué dans le cadre du S.A.U.M. de l'estuaire de la Seine, 1978-1979.
- [4] Étude d'impact biologique du second franchissement de l'estuaire de la Seine, 1980.
- [5] J. DAGET, *Les modèles mathématiques en écologie*. Coll. d'écologie n° 8, Masson, Paris, 1976.
- [6] B. SALVAT, *La macrofaune carcinologique endogée des sédiments meubles intertidaux*. (Thèse Sc. Nat, Mus. Nat. Hist. Nat., N.S. série A, Zool, XLV, 1967).
- [7] F. PRONIEWSKI et B. ELKAÏM, *Comptes rendus*, 291, série D, 1980, p. 545.
- [8] J. MARCHAND, *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 36, n° 1, 1972, p. 47-67.
- [9] G. BACHELET et coll., *Oceanis*, 6, n° 6, 1980-1981, p. 593-620.
- [10] C. R. LITTLE et C. R. BOYDEN, *Est. Coast. Mar. Sc.*, 5, 1976, p. 1-24.
- [11] W. J. WOLFF, *Zool. Verhand (Leiden)*, 126, 1973, p. 1-242.

M. D., J.-P. D., S. S. et J.-F. B. : G.E.M.E.L., Laboratoire de Biosédimentologie,
Groupe Façade Maritime, Faculté des Sciences de Rouen, 76130 Mont-Saint-Aignan;

B. S. et P. D. : G.E.M.E.L., Laboratoire Maritime,
Université de Caen, 14530 Luc-sur-Mer.

Fluctuations naturelles et évolution artificielle des biocénoses macrozoobenthiques intertidales de trois estuaires des côtes françaises de la Manche

M. Desprez*, J.-P. Ducrotoy* & B. Sylvand**, Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux

* Antenne IFREMER, 115 quai Jeanne d'Arc, 80230 Saint Valéry/Somme, France

** CNRS, Station Marine, rue Dr Charcot, 14530 Luc/Mer, France

Keywords: estuary, tidal flats, benthic macrofauna, biosedimentology, population dynamics, environmental conditions

Abstract

The study of the intertidal benthic population dynamics in three estuaries of the English Channel (Baie des Veys, Seine estuary, Baie de Somme:France) brings to light two types of species:

- key-species which directly respond to the local disturbance of the environmental conditions in their densities (Spionidae, Capitellidae) and in their growth rates (*Cerastoderma edule*);
- target-species such as *Macoma balthica* which can endure brief changes in the environmental factors and shows no sign of long-lasting consequences on its population dynamics; yet, it fully integrates long-term changes through its numbers and productivity.

The parallel between such a regular study of the seasonal variations on selected sites and various base line surveys allows the authors to discuss the COST 647 sampling program in order to select natural fluctuations (storms, range of temperature) from human disturbances (embankments, chemical pollution, eutrophication).

Diverse hypothesis are suggested which bring about several research topics to be developed within a european cooperation.

Introduction

Les études portant sur la cinétique et la dynamique des populations du macrozoobenthos intertidal des principaux estuaires de la Manche centrale et orientale n'ont démarré que dans les années 1970–1972 pour la Baie des Veys (Sylvand, 1986), 1978 pour l'estuaire de la Seine (Desprez, 1981) et la Baie de Somme (Simon *et al.*, 1981). La constitution du Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux remonte à 1981, année de lancement du programme européen COST 647. En compilant les données acquises de façon discontinue sur l'ensemble de ces trois écosystèmes estuariens jusqu'en 1985 et sur quelques stations-pilotes retenues dans le cadre du COST, il est maintenant possible de s'adonner à la comparaison de l'évolution de ces embouchures macrotidales mais aussi de comprendre leur évolution en la confrontant à celle d'autres

estuaires européens ou d'un vaste ensemble intertidal comme la Mer des Wadden où le suivi du benthos couvre près d'un siècle: Van Der Baan *et al.* (1958) aux Pays-Bas, Mobius (1893) et Wolhenberg (1937) en Allemagne, Thamdrup (1935) au Danemark. Nos travaux s'inspirent d'ailleurs largement des recherches menées plus récemment par Beukema (1974, 1979, 1982, 1985), Michaelis (1976) et Madsen (1984), et ont bénéficié des conseils précieux de ces auteurs.

Présentation des sites

Les trois sites estuariens étudiés, les plus importants des côtes françaises de la Manche centrale et orientale, sont régulièrement distribués d'ouest en est (Fig. 1):

- la Baie des Veys est le seul site à présenter une

ouverture vers le nord, les deux autres s'ouvrant à l'ouest. La marée, d'une amplitude de 8 mètres, découvre 37 km² de zone intertidale entaillés par les chenaux de la Vire et de la Douve. Les modifications des communautés benthiques ont justifié le remplacement de la station VE 0 (1977–1978) par VE 1 (1982–1985) puis VE 2 (1983–1985). Les cotes bathymétriques de ces trois stations sont respectivement de 6 m, 5.50 m et 5 m au-dessus du 0 des cartes marines françaises.

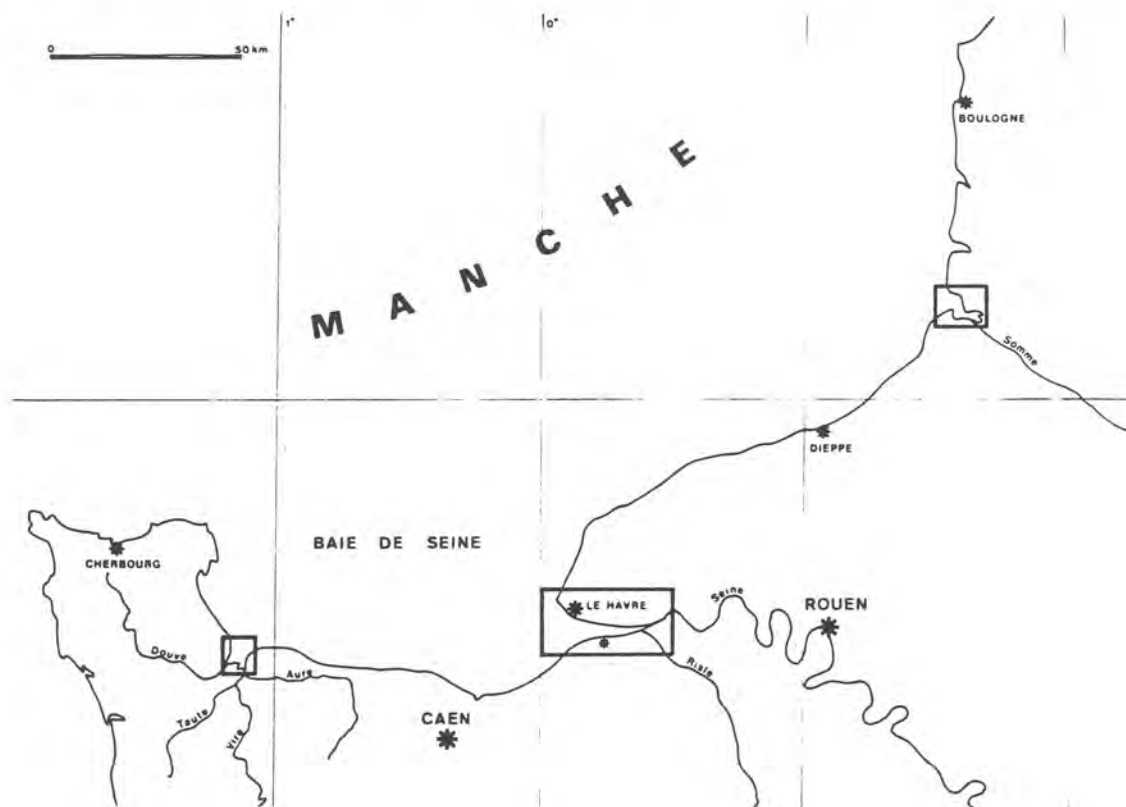
— *l'estuaire de la Seine* se singularise par l'importance de l'arrivée d'eau douce. Malgré la taille de son embouchure et un marnage de 8 m, cet estuaire ne compte plus aujourd'hui que 30 km² de zone intertidale par suite des importants aménagements dont il fait l'objet. Ces derniers ont entraîné la création d'une seconde station COST en 1982 (HON 4) en complément de la station HON 5 qui est suivie depuis 1979, mais a été profondément perturbée en 1981 par suite de la réalisation d'un déversoir dans la digue submersible proche. Ces deux stations, dont les cotes bathymétriques sont respectivement de 5 m et de 4 m, se situent à l'extrémité de la fosse

de flot sud de l'estuaire. Des détails sur l'évolution bathymétrique de ce secteur apparaissent dans l'article de Desprez & Dupont (1985).

— la *Baie de Somme* présente les marées de plus forte amplitude (10 m) et la plus vaste zone intertidale (70 km²) caractérisée par une progression très rapide du schorre. La première reconnaissance du benthos effectuée par Simon *et al.* (1978) a permis de poursuivre l'étude du comblement artificiel de la zone sud (radiale HH). Deux stations ont été ajoutées dans le cadre du COST en 1982 (HHS) et en 1983 (LCS). Toutes ces stations se situent à un niveau marégraphique élevé (HHA: 8 m; HHC: 6.2 m; HHS: 6 m; LCS: 6.50 m), alors qu'elles se trouvent dans les deux autres sites au-dessous du niveau des hautes mers de morte eau.

Materiel & méthodes

Jusqu'en 1981, les prélèvements sont effectués sur une surface de 0.25 m² et une profondeur de 25 cm; à partir de 1982, suivant la nature du peuple-



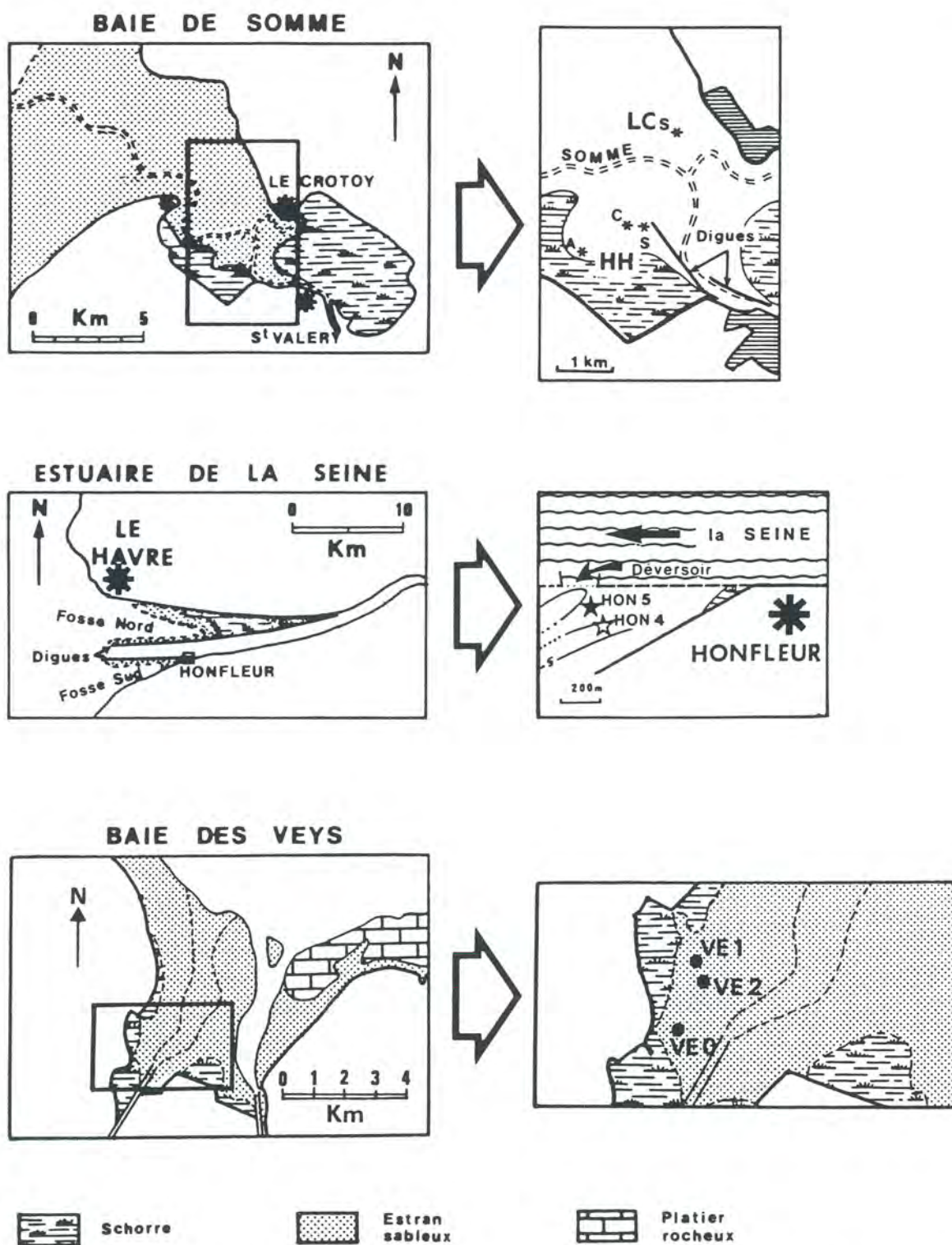


Fig. 1. Localisation des trois sites estuariens en Manche centrale et orientale. Emplacement des stations de prélèvement du macrozoo-benthos intertidal.

Tableau 1. Espèces rencontrées dans les stations étudiées et classées selon l'ordre taxinomique.

Les croix indiquent la présence de l'espèce, les nombres précisent le rang de chacune d'elles, classées selon leur biomasse annuelle moyenne (exprimée en grammes de matière sèche sans cendre par mètre carré).

	VE 0	VE 1	VE 2	HON 4	HON 5	HH S	LC S
<i>Pholoe synophthalmica</i>				+	+		
<i>Phyllodoce mucosa</i>	+ 12	+	+				
<i>Eteone longa</i>	+ 6	+	+	+	+	+ 6	+
<i>Nereis diversicolor</i>	+ 3	+	+	+	+	+ 3	+
<i>Nephtys cirrosa</i>	+ 16				+		
<i>Nephtys hombergii</i>		+	+	+	+	+ 9	
<i>Scoloplos armiger</i>		+				+ 11	
<i>Nerine cirratulus</i>					+		+
<i>Spiophanes bombyx</i>	+ 21						
<i>Spio filicornis</i>					+		
<i>Pygospio elegans</i>	+ 5	+	+	+	+	+ 10	+
<i>Polydora ciliata</i>				+	+		
<i>Tharyx marioni</i>				+	+		
<i>Capitomastus minimus</i>				+	+		
<i>Heteromastus filiformis</i>	+ 11	+	+			+	+
<i>Capitella capitata</i>	+ 16	+	+	+	+	+ 5	+
<i>Arenicola marina</i>	+ 2	+	+	+	+	+ 11	+
<i>Tubifex</i> sp.				+	+		
<i>Tubificoides benedeni</i>	+ 16	+	+	+	+	+ 11	
<i>Hydrobia ulvae</i>	+ 16	+				+ 11	+
<i>Mytilus edulis</i>		+					
<i>Cerastoderma edule</i>	+ 1	+	+	+	+	+ 1	+
<i>Abra tenuis</i>	+ 10	+	+				
<i>Scrobicularia plana</i>	+ 4	+	+	+	+		
<i>Macoma balthica</i>	+ 9	+	+	+	+	+ 2	+
<i>Mya arenaria</i>				+	+		
<i>Mysella bidentata</i>					+		
<i>Eurydice pulchra</i>						+ 11	+
<i>Haustorius arenarius</i>							+
<i>Urothoe grimaldii</i>	+ 14	+	+				
<i>Bathyporeia sarsi</i>	+ 16	+	+		+		+
<i>Bathyporeia pilosa</i>	+ 13	+		+	+	+ 7	+
<i>Corophium volutator</i>	+ 6	+	+	+	+	+ 11	+
<i>Corophium arenarium</i>							+
<i>Cyathura carinata</i>	+ 14	+	+	+	+		
<i>Crangon crangon</i>		+	+		+	+ 8	+
<i>Leander vulgaris</i>							+
<i>Carcinus maenas</i>	+ 8	+	+	+	+	+ 4	+
Biomasse annuelle moyenne (g · m ⁻²)	16.4 (1977)					37.1 (1983)	

ment étudié, cinq à trente prélèvements cylindriques de 1/30 ou 1/50 m² ont été réalisés à chaque station avec un carotteur spécial (T.A.S.M.: voir Ducrottoy & Desprez, 1986). Après tamisage sur maille carrée de 1 mm, le refus est fixé au formol salé additionné de phloxine B.

Les travaux de biométrie (mesure de l'axe antéro-postérieur au 1/10 mm) des coquilles de bivalves ont permis, en liaison avec un comptage des stries

annuelles d'arrêt de croissance hivernal, de suivre l'évolution de taille des diverses classes d'âge.

Les mesures de biomasses pour la Baie de Somme ont été réalisées au Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee par le Dr J. J. Beukema. Le sédiment, prélevé parallèlement à la faune, a fait l'objet d'une analyse granulométrique classique (tamisage à sec sur colonne AFNOR) pour la fraction sableuse et d'une analyse microgranulométrique.

que (compteur COULTER) pour la fraction fine (inférieure à 60 μm).

En Baie des Veys, quatre stations supplémentaires, correspondant à quatre faciès caractéristiques, ont été suivies mensuellement durant un an (de mars 1977 à mars 1978) dans le but d'appréhender le comportement global des biocénoses. Une étude de corrélation a été faite avec les facteurs climati-

Résultats

1. Structure des peuplements

Le tableau 1 récapitule les espèces rencontrées dans les stations COST des trois estuaires et, lorsque les biomasses ont été calculées, précise le rang de ces espèces. Sur les 38 recensées, 15 espèces sont communes aux trois sites alors que certaines caractérisent un site particulier; c'est le cas d'*Abra tenuis*, *Urothoe grimaldii* et *Phyllodoce mucosa* pour la Baie des Veys, de *Tharyx marioni*, *Mya arenaria*, *Tubifex sp.*, *Pholoe synophthalmica*, *Capitomastus minimus* et *Spio filicornis* pour l'estuaire de la Seine, et de *Eurydice pulchra*, *Haustorius arenarius*, *Corophium arenarium* et *Leander vulgaris* pour la Baie de Somme. Il est important de préciser ici les limites d'une telle comparaison inter-sites effectuée à partir de quelques stations, si judicieusement choisies fussent-elles.

En Baie des Veys et Baie de Somme, le calcul des biomasses sur un cycle annuel met en évidence l'importance de *Cerastoderma edule* et *Nereis diversicolor*, voire *Eteone longa*, dans les deux sites, le rôle prédominant de *Macoma balthica*, des Capitellidés, de *Bathyporeia sp.* et *Crangon crangon* dans l'estuaire picard, enfin la place importante de *Arenicola marina*, *Scrobicularia plana*, *Pygospio elegans* et *Corophium volutator* dans l'estuaire bas-normand.

Enfin, ce tableau fait ressortir la faible biomasse annuelle moyenne de la Baie des Veys par rapport à la Baie de Somme qui se situe au niveau d'autres sites estuariens européens (Ducrotot, 1984).

2. Cinétique des espèces et données édaphiques

2.1. En Baie des Veys, malgré la brièveté de la période échantillonnée, on observe nettement à la

station VE 1 une diminution des effectifs de la plupart des espèces (Fig. 2):

- chute brutale en 1983 de *Cerastoderma edule*, *Corophium volutator*, *Tubificoides benedeni* et *Heteromastus filiformis*;
- chute brutale en 1984 de *Nereis diversicolor*;
- tendance à la régression de *Abra tenuis* et *Arenicola marina* de 1983 à 1985.

Seules *Pygospio elegans* et *Urothoe grimaldii* présentent une évolution contraire, tandis que *Macoma balthica* et *Scrobicularia plana* témoignent d'une certaine stabilité, avec des densités relativement faibles. Par contre, en VE 2, aucune tendance évolutive générale ne peut apparaître sur une aussi courte période. On doit cependant noter les faibles effectifs en 1984–1985 de *Corophium volutator*, *Nereis diversicolor* et *Heteromastus filiformis*.

Du point de vue sédimentologique (Tableau 2), on observe un désenvasement synchrone des deux stations, plus net toutefois en VE 2 dont la teneur en particules fines est 3 à 4 fois supérieure à celle de VE 1. Cette tendance est confirmée par l'intrusion, sur le flanc ouest de la baie, de sédiments d'origine marine qui contrarient une progression côtière de l'envasement. En effet, les deux stations suivies se trouvent, aujourd'hui, dans une zone de friction entre ces deux phénomènes contradictoires.

2.2 En estuaire de Seine, nous observons également une chute des densités de nombreuses espèces (Fig. 3), à partir de 1981, aux deux stations prospectées (*Cerastoderma edule*, *Scrobicularia plana*, *Mya arenaria*, *Pygospio elegans*, *Polydora ciliata*, *Corophium volutator* et oligochètes). A la station HON 5, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor* et *Eteone longa* sont également en régression alors que leurs effectifs sont relativement stables à la station HON 4. Les évolutions de *Nephtys hombergii* et *Arenicola marina* s'avèrent difficiles à interpréter. Quant aux crustacés, s'ils tendent à disparaître des prélèvements dès 1981 à HON 5, nous observons à HON 4 une évolution synchrone des pics d'abondance en 1982–1983 qui conduit, là encore, à la disparition de ces espèces, exception faite de *Cyathura carinata*.

Au cours de la même période, les paramètres sédimentologiques du substrat ont profondément évolué, notamment la teneur en particules fines. A la station HON 5, cette teneur chute de 32% à 4% dans les douze mois qui suivent la réalisation du

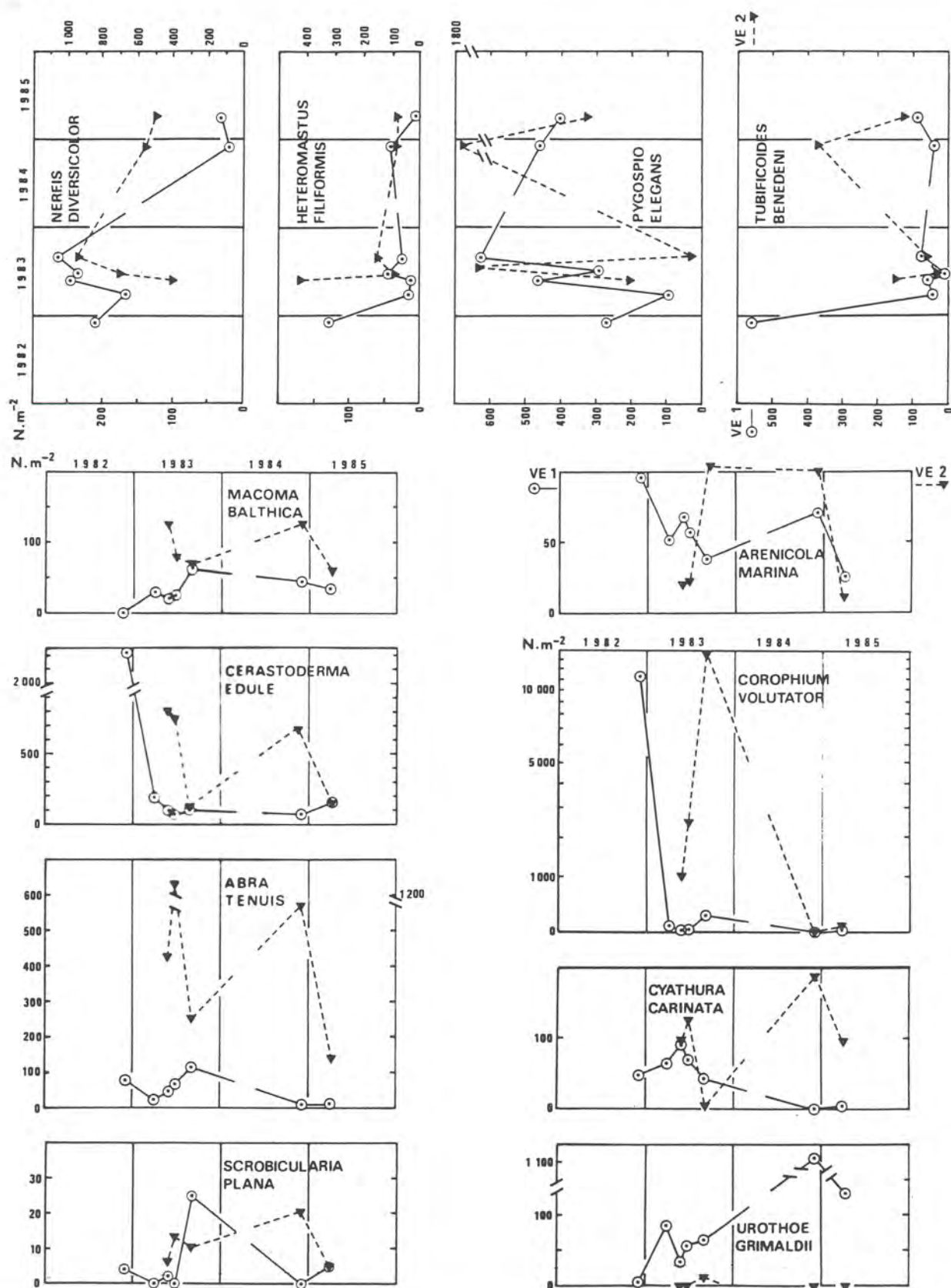


Fig. 2. Evolution temporelle des densités au mètre carré ($N \cdot m^{-2}$) de principales espèces du macrozoobenthos intertidal prélevées en Baie des Veys aux deux stations (VE 1 et VE 2) suivies de décembre 1982 à mars 1985.

Tableau 2. Principales caractéristiques sédimentologiques des stations étudiées en Baie des Veys.

		11/82	03/83	05/83	06/83	08/83	11/84	03/85
VE 1	Médiane (μm)	150	180	180	—	160	170	185
	Mode (μm)	130	165	165	—	150	170	160
	Fines (%)	7,3	4,7	2,9	3,1	5,2	0,9	1,5
VE 2	Médiane (μm)			125	—	125	130	140
	Mode (μm)			150	—	145	140	140
	Fines (%)			14,6	13,5	14,8	10,7	6,6

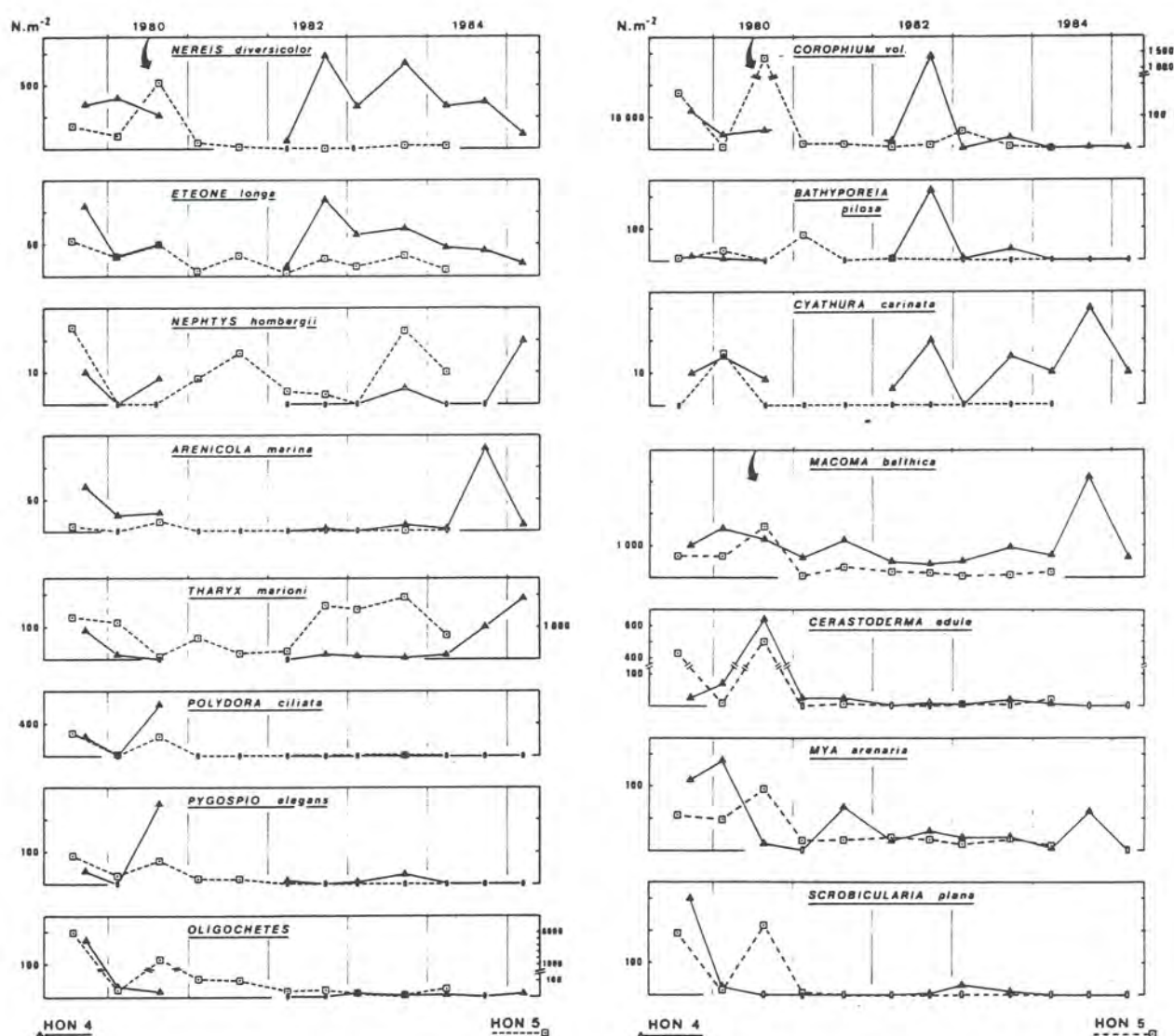


Fig. 3. Evolution temporelle des densités au mètre carré ($\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$) des principales espèces du macrozoobenthos intertidal prélevées dans l'estuaire de la Seine aux deux stations (HON 4 et HON 5) suivies de juillet 1979 à mars 1985. Pour les années où un suivi bimestriel a été effectué, seules ont été reportées les valeurs minimales et maximales des abondances. Le chiffre 0 indique les effectifs nuls; la réalisation du déversoir (juillet 1980) est figurée par la flèche.

déversoir. Par contre, à la station HON 4, à une période de relative stabilité de ce paramètre (plus de 20% de fines) succède à partir de 1984 une phase de désenvasement du sédiment superficiel, résultat

des importants apports sableux qui caractérisent l'ensemble de la fosse de flot (Desprez & Dupont, 1985).

2.3. En Baie de Somme (Fig. 4), le schéma évolu-

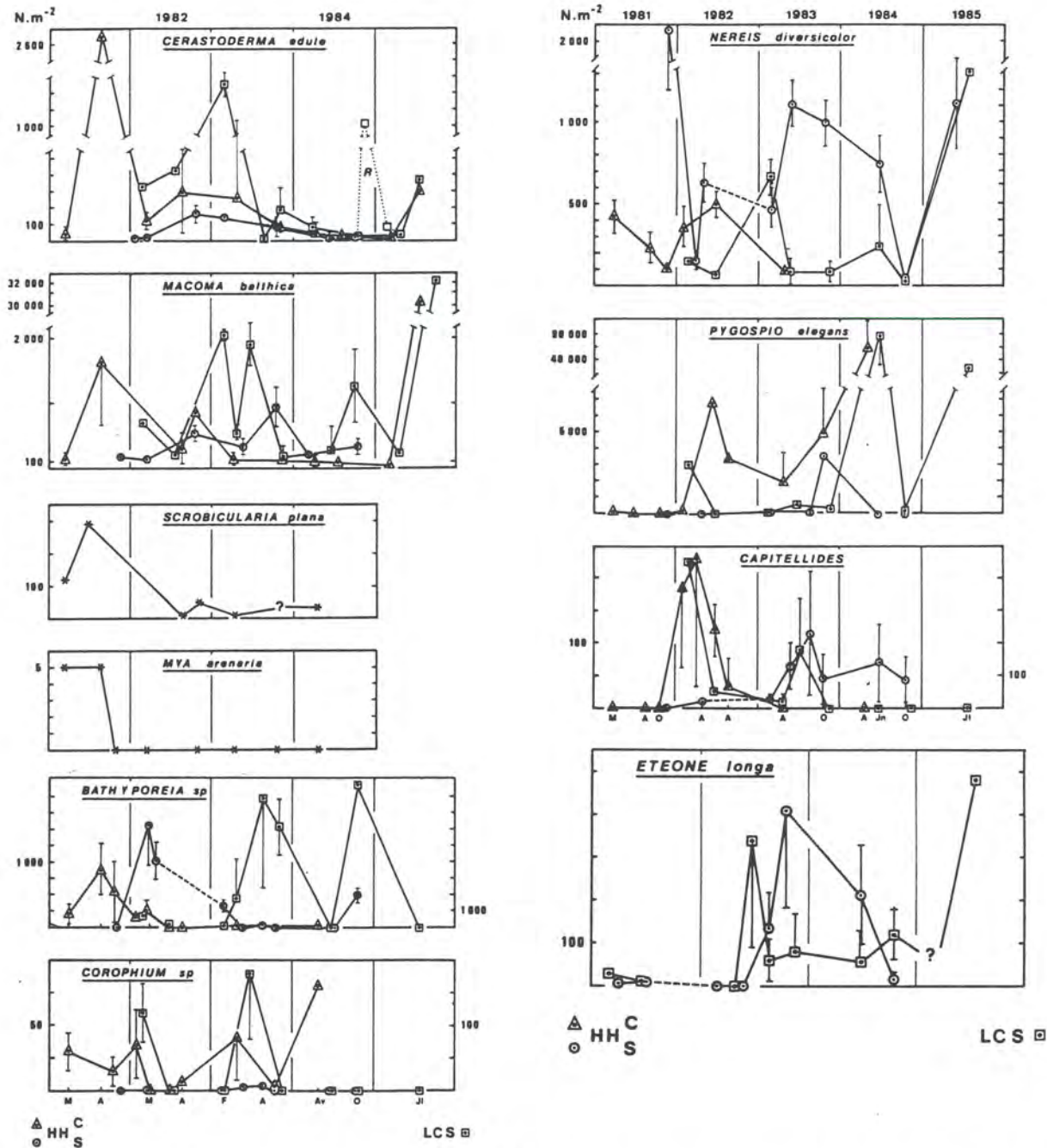


Fig. 4. Evolution temporelle des densités au mètre carré ($N \cdot m^{-2}$) des principales espèces du macrozoobenthos intertidal prélevées en Baie de Somme aux stations HH C, HH S et LC S, suivies de février 1981 à juillet 1985. Pour *Scrobicularia plana* et *Mya arenaria*, les courbes sont le résultat du suivi d'une station annexe (HH A: astérisques).

Pour *Cerastoderma edule*, le réensemencement en naissain effectué en novembre 1984 est matérialisé par la courbe en pointillés et la lettre R.

tif des densités des espèces benthiques est différent des précédents. Trois espèces de bivalves (*Cerastoderma edule*, *Scrobicularia plana* et *Mya arenaria*) montrent une baisse très nette de leurs effectifs à toutes les stations où elles étaient représentées en 1982, tandis que d'autres espèces semblent globalement en augmentation (*Pygospio elegans*, *Eteone longa*, *Macoma balthica*).

En HHC, les effectifs de *Macoma balthica* diminuent régulièrement de 1981 à 1984, période suivie d'un spectaculaire redressement à l'issue de l'hiver 1984–1985. En HHS se produit le phénomène inverse avec une bonne installation en 1982–1983, mais qui demeure sans suite. En LCS, les variations saisonnières montrent, malgré des densités parfois élevées, l'insuccès des recrutements successifs; en été 1985 on observe des densités exceptionnelles de 32000 individus · m⁻².

Alors que, en 1981, *Pygospio elegans* apparaissait à de très faibles densités, depuis 1982 se succèdent des pullulations de cette espèce qui atteignent de très fortes valeurs (près de 80000 individus · m⁻² en 1984).

Le schéma évolutif des effectifs de *Eteone longa* montre un parallélisme évident avec celui observé chez *Nereis diversicolor*; les années 1983 et 1985, particulièrement favorables, succèdent à de mauvaises années 1982 et 1984.

Nous remarquons qu'en 1982–1984 la chute des effectifs de bivalves, spécialement *Cerastoderma edule*, s'accompagne d'un développement momentané des Capitellidés de 1983 à la fin de l'hiver 1984–1985. Quant aux crustacés, un relai des cycles saisonniers s'observe entre les trois stations pour *Bathyporeia pilosa* et *B. sarsi*, selon une succession bathymétrique depuis les plus hauts niveaux (HHC, HHS et LCS). *Corophium volutator* est toujours peu abondant en HHS et soumis à des poussées saisonnières dans les autres stations où il est accompagné par *C. arenarium* (LCS). A partir de 1984, ces espèces sont en nette régression dans les stations étudiées.

L'évolution granulométrique du secteur sud de la baie (radiale HH) est inverse en 1981–1982 de celle qui caractérise les années 1975–1980 où un envasement important avait sanctionné les travaux de chenalisation (Dupont, 1983); la teneur en particules fines des sédiments diminue lentement (ainsi qu'en LC), tandis que d'importants apports sableux viennent combler les bas niveaux (Dupont & Lafite,

1984), accélérant le colmatage de cet estuaire.

Les années 1983 et 1984 ont connu des chaleurs estivales importantes, la température des sédiments atteignant 40 °C en surface. Dans le même temps, les eaux réchauffées ont été le siège de développements particulièrement importants de phytoplancton parfois toxique (*Dinophysis acuminata*).

2.3. Comparaison inter-sites de quelques espèces significatives

Cette comparaison permet de mettre en évidence des tendances évolutives communes ou au contraire contradictoires:

- chez *Nereis diversicolor*, un effondrement quasi-général des effectifs se produit après l'hiver 1981–1982 (Baie de Somme et estuaire de Seine), ainsi qu'en été 1984 dans les trois sites. Dans l'estuaire de la Seine, la régression de cette espèce est cependant plus lente, sur fond de cycle saisonnier, à la station HON 4, alors qu'à la station HON 5 la raréfaction de ce polychète est synchrone de la réalisation du déversoir.

- *Cerastoderma edule* est en mauvaise position dès 1981 dans l'estuaire de la Seine; en Baie de Somme, le mauvais recrutement du printemps 1982 semble compensé, à l'automne suivant, mais on observe un effondrement dans le courant de l'année 1983, phénomène qui s'observe également en Baie des Veys. La tentative de repeuplement artificiel, visible sur LCS (Fig. 4), n'est suivie d'aucun effet; par contre, le recrutement 1985 est satisfaisant, phénomène confirmé en Baie des Veys où une pullulation de très jeunes coques de 5 mm à 1 cm a été observée au cours de l'été 1985 (malheureusement non quantifiée).

- Deux espèces de Capitellidés, *Capitella capitata* et *Heteromastus filiformis*, absentes de l'estuaire de la Seine, montrent en Baie de Somme une évolution opposée à celles de *Nereis diversicolor* et *Cerastoderma edule*. On observe au contraire un parallélisme d'évolution entre *Cerastoderma edule* et *Heteromastus filiformis* en Baie des Veys.

- Alors que les fluctuations de *Macoma balthica* observées dans les deux baies se révèlent difficilement interprétables, cette espèce se maintient dans l'estuaire de la Seine à des niveaux d'abondance relativement stables: seul le mauvais recrutement de 1982 et le très bon recrutement de 1984 rompent la régularité du cycle saisonnier.

- Les fluctuations considérables des densités de

Corophium volutator observées tant en Baie des Veys qu'en estuaire de Seine, montrent, avec l'absence de synchronisme des pics d'abondance dans les trois sites, le comportement imprévisible de cette espèce.

— La cinétique de *Pygospio elegans* est elle aussi difficilement interprétable. Cependant, la simple observation des niveaux de densité montre les caractéristiques propres de chaque écosystème. En estuaire de Seine, les maxima observés ne dépassent pas quelques centaines d'individus $\cdot m^{-2}$ en 1979 et 1980; en Baie des Veys, les effectifs oscillent considérablement de quelques dizaines d'individus à 1800 individus $\cdot m^{-2}$ en 1984; mais c'est en Baie de Somme que ce polychète atteint les plus fortes densités (plusieurs dizaines de milliers d'individus $\cdot m^{-2}$), constituant des banquettes qui peuvent coloniser de grandes surfaces (Dupont, 1975).

3. Evolution des abondances globales et du nombre d'espèces

3.1. Abondances (Fig. 5)

Les fluctuations importantes des densités de *Corophium volutator* (estuaire de Seine, Baie des Veys) et de *Pygospio elegans* (Baie de Somme) se

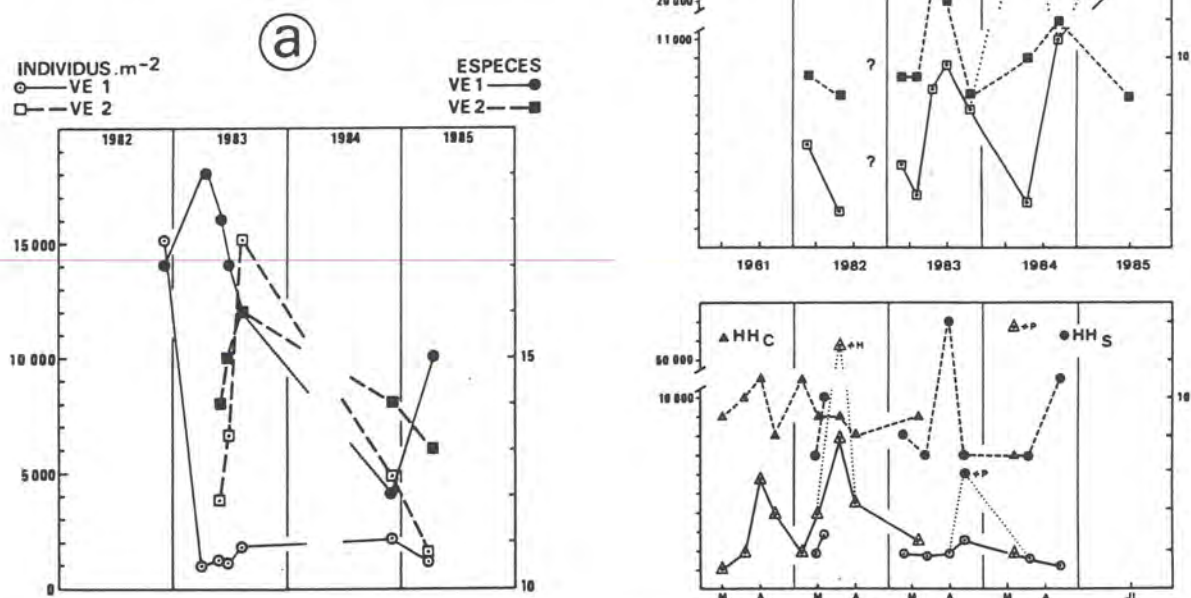


Fig. 5. Evolution temporelle des abondances globales ($N \cdot m^{-2}$) et de la richesse spécifique (SP) du macrozoobenthos intertidal en Baie des Veys (a), en estuaire de Seine (b) et en Baie de Somme (c).

Dans ce dernier site, lors de pullulations d'*Hydrobia ulvae* ou de *Pygospio elegans*, la valeur inférieure de la densité globale ne tient pas compte de leurs effectifs, au contraire de la courbe supérieure en pointillés (+H et +P).

En estuaire de Seine, le flèche indique la réalisation du déversoir (juillet 1980).

répercutent d'une façon magistrale sur les fluctuations des abondances globales. Les pullulations de *Corophium* sp se produisent en 1982 en HON 4 et VE 1, et en 1983 en VE 2, alors que *Pygospio elegans* dépasse 50000 individus au mètre carré en 1983 en HHS et en 1984 en HHC et en LCS.

Ces observations montrent le rôle essentiel de ces espèces dans la dynamique des peuplements. Alors que *Pygospio elegans* se comporte en véritable espèce opportuniste, *Corophium volutator* est parfois victime, en Baie des Veys, du transport passif par les houles levées par les tempêtes qui occasionnent des concentrations de l'espèce.

Dans l'estuaire de la Seine, on observe, dès la réalisation du déversoir, une chute rapide des densités à la station HON 5 en 1981 et une régression régulière de ces densités à la station HON 4, modulée par le rythme saisonnier. Dès 1982, on assiste à une restructuration du peuplement de la station HON 5 qui conduit au doublement des densités minimales observées en 1981 (Desprez & Dupont, 1985).

3.2. Richesse spécifique (Fig. 5)

En Baie des Veys, la chute du nombre d'espèces répertoriées en VE 1 et VE 2 rend compte de l'évolution des communautés estuariennes du flanc ouest. Cette régression régulière, qui s'observe à partir de 1983, traduit une déstabilisation du système. Aucune espèce nouvelle n'apparaît mais il se produit un changement de dominance à VE 1, *Urothoe grimaldii* prenant le relais de *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator* et *Cerastoderma edule*.

Dans l'estuaire de la Seine, à la disparition d'espèces (1981-1982) succède (1983) un enrichissement spécifique par arrivée d'espèces nouvelles mieux adaptées aux nouvelles conditions hydrodynamiques et sédimentologiques (Desprez & Dupont, 1985).

De nouveau, une forte régression s'observe en 1984 en HON 4.

En Baie de Somme, un accroissement comparable de la richesse spécifique se produit en 1983, année où de nombreuses espèces ont vu chuter leurs effectifs.

Dans ces deux derniers sites, l'augmentation du nombre d'espèces correspond à une intrusion marine qui se traduit par l'apparition de *Bathyporeia sarsi* et *Nerine cirratulus*, espèces auxquelles s'ajoute *Haustorius arenarius* en Baie de Somme. Alors que dans l'estuaire picard, on assiste à un renouvellement de ce phénomène, apparemment saisonnier,

avec retard cependant, au cours de l'été suivant (1984), dans les estuaires normands, nous venons de voir que la diversité a stagné à un faible niveau pour amorcer, semble-t-il, une récupération en 1985, sauf en VE 2.

En été 1983, une perturbation (qui pourrait être due aux conditions climatiques) semble se manifester dans les trois sites par un enrichissement spécifique suivi d'une déstabilisation des systèmes qui ne récupéreraient pas en synchronisme, que ce soit dans un même estuaire suivant la station considérée ou d'un estuaire à l'autre.

4. Croissance des bivalves

Alors que, comme nous venons de le voir, les fluctuations d'abondance des espèces ne permettent pas toujours de comprendre le rôle joué par les facteurs de l'environnement — soit à cause de la dynamique propre de ces espèces, soit à cause de leur sensibilité respective aux agressions naturelles ou artificielles du milieu —, un paramètre comme la croissance apparaît de première importance pour compléter l'information fournie par l'étude de l'évolution des densités.

Ainsi, dans l'estuaire de la Seine, l'évolution des effectifs de *Macoma balthica* et de plusieurs autres espèces ne permet pas de juger de l'impact de la réalisation du déversoir sur le peuplement de la station HON 4. Par contre, le suivi de la croissance de ce bivalve (Fig. 6) met clairement en évidence l'influence négative des nouvelles conditions hydrodynamiques locales: la croissance des individus de la classe 1 se trouve interrompue dès juillet 1980 alors qu'elle se poursuit d'ordinaire jusqu'à l'entrée de l'hiver; elle ne retrouve un rythme normal qu'au printemps suivant. Cette perturbation affecte, selon le même schéma, l'ensemble de la population du bivalve (Ducrotoy *et al.*, 1985).

En Baie de Somme, les perturbations mises en évidence en 1982-1983 avec l'étude de l'évolution des effectifs de bivalves, se trouvent confortées par l'étude de la croissance de *Cerastoderma edule* (Fig. 7). Les années de crise 1982 et 1983 se traduisent par un rythme de croissance de la classe 1 inférieur à celui de 1981, et surtout par l'absence de recrutement (classe 0). Ces problèmes de recrutement se sont traduits, à partir de 1984, par une crise de la production commerciale de ce bivalve qui constituait un stock exploitable. En 1985, à la suite de

260

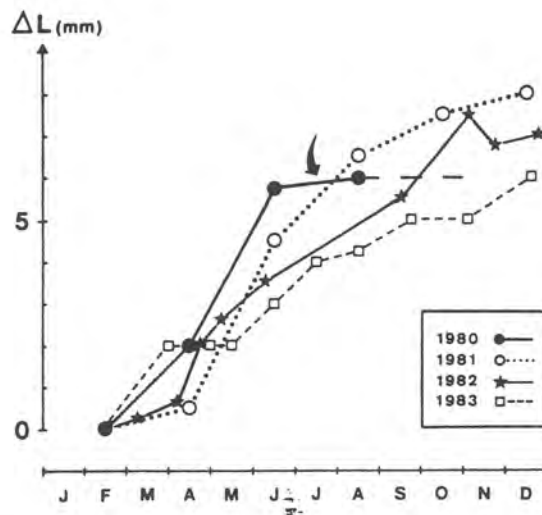


Fig. 6. Accroissement annuel en longueur (ΔL) des individus de la classe 1 (animaux âgés d'un an) de *Macoma balthica* dans l'estuaire de la Seine (station HON 4) entre 1980 et 1983.

La flèche indique le mois de réalisation du déversoir (juillet 1980).

l'hiver exceptionnellement rigoureux, un bon recrutement a été observé et le suivi de la classe 0 montre un rythme de croissance nettement supérieur à celui observé en 1981, avant la crise.

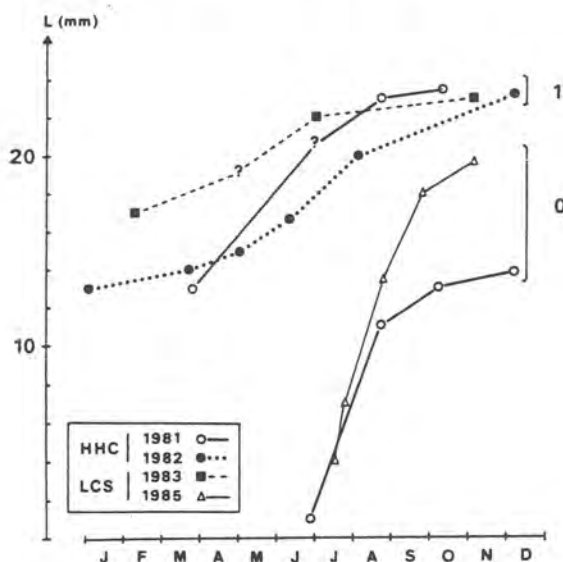


Fig. 7. Courbes annuelles de croissance de *Cerastoderma edule* en Baie de Somme de 1981 à 1983 et en 1985 pour les individus des classes d'âge 0 et 1 (animaux de l'année et âgés d'un an).

Le point d'interrogation correspond à des valeurs obtenues à une station voisine de même niveau marégraphique.

5. Evolution globale des peuplements

L'ensemble des résultats précédents s'inscrit dans un contexte évolutif global des biocénoses que nous avons cartographiées.

5.1. En Baie des Veys (Sylvand, 1986), les peuplements de type estuarien se cantonnaient en 1974 (Fig. 8) principalement dans le fond sud-ouest de la baie qui était aussi le secteur préférentiel d'implantation de *Macoma balthica*, tandis que le flanc est affichait des affinités marines homogènes avec un peuplement caractérisé par *Scoloplos armiger*. Le secteur central de la baie, bien développé, abritait un peuplement de transition est-ouest entre les deux précédents.

On observe, jusqu'en 1985, une réduction importante des surfaces occupées par le peuplement estuarien dans le secteur sud-ouest; cette évolution est liée d'une part à l'extension du schorre de la côte vers le centre, d'autre part à la progression, en moyenne et basse-plage, vers le sud d'un peuplement de type marin diversifié (caractérisé par *Urothoe grimaldii*) tandis que *Abra tenuis* remplace *Macoma balthica*. En 1974, deux espèces caractéristiques, l'une estuarienne (*Macoma balthica*), l'autre marine abritée (*Scoloplos armiger*) dominaient largement les peuplements. L'apparition d'espèces intrusives *Urothoe grimaldii* et *Abra tenuis* ou en cours d'extension importante (*Pygospio elegans* et *Macoma balthica* sur le flanc est) s'est faite progressivement et il est important de suivre, plus que les effectifs de ces espèces, l'évolution de l'importance relative des espèces nouvelles par rapport aux espèces initiales.

Plusieurs types de comportements cénotiques ont pu être définis grâce à l'outil statistique multivarié appliqué au suivi réalisé en 1977-78 (Fig. 9):

- le flanc est (Géfosse) est fondamentalement stable et abrité; par conséquent, les transformations survenant dans cette zone auront un caractère durable;
- le fond sud-ouest (Grand Vey), bien qu'abrité, présente une fragilité face aux houles du nord-est: le point 13 (janvier 1978) se singularise par rapport aux deux ensembles saisonniers et montre l'influence de type catastrophique des houles levées par les coups de vent de nord-est;

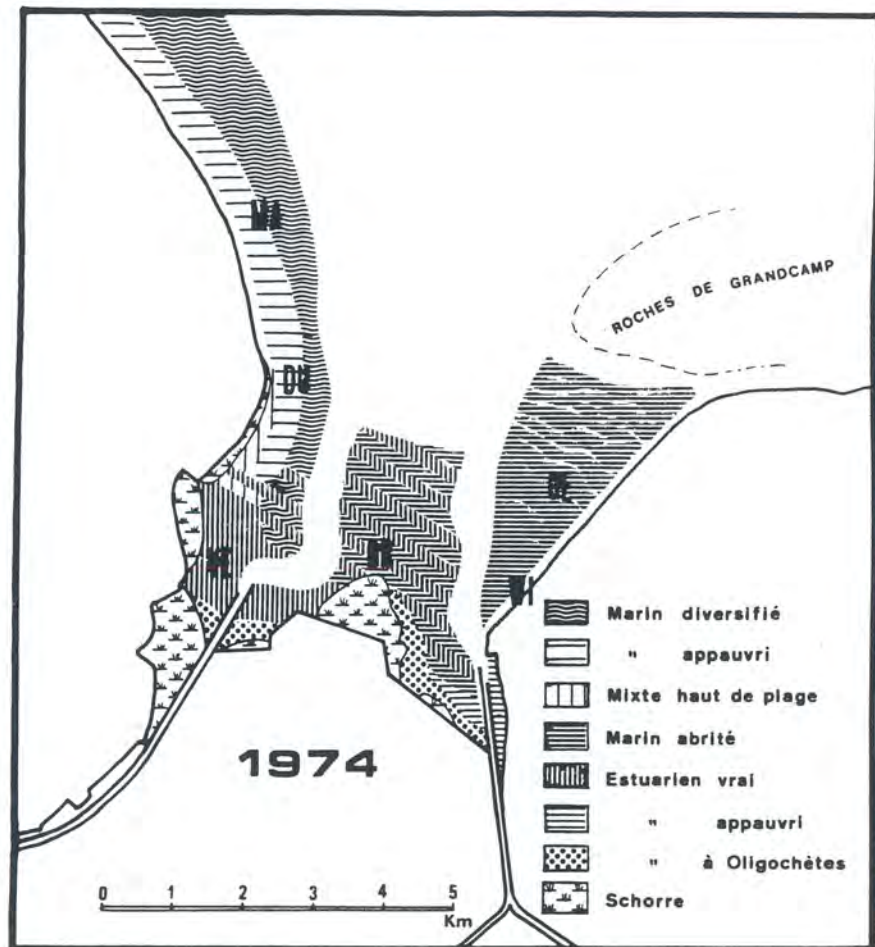
- sur le flanc ouest, cette influence néfaste apparaît encore à la Petite Dune, de type perturbable ouvert, au même point 13, isolé par rapport à un ensemble groupé;

— plus au nord, en milieu marin ouvert (La Madeleine), les fortes houles sont mieux tolérées par des peuplements adaptés à ces conditions, et les deux sous-ensembles saisonniers ne sont pas perturbés.

5.2. Dans l'estuaire de la Seine (Desprez & Dupont, 1985), l'évolution des peuplements entre 1980 et 1984 est masquée par les conséquences brutales des aménagements constants dont il fait l'objet. Sur la rive nord, l'importante régression des surfaces occupées par le peuplement estuarien supérieur (caractérisé par *Tubifex costatus* et *Manayunkia estuarina*) résulte de la progression spectaculaire du schorre vers l'aval; cette dernière intervient elle-même après le comblement naturel de l'estuaire, phénomène amplifié par les endiguements (Fig. 10). Sur la rive sud, le peuplement estuarien inférieur a été perturbé par la modification des conditions hydrodynamiques locales liée à la réalisation

du déversoir. Le désenvasement consécutif de la fosse de flot a entraîné la disparition d'espèces typiquement estuariennes comme *Scrobicularia plana*, *Corophium volutator* et *Tubificoides benedini*, tandis qu'apparaissaient des espèces d'affinité plus marine comme *Bathyporeia sarsi*, *Spio filicornis*, *Nephtys cirrosa* ou *Nerine cirratulus* (Desprez & Dupont, 1985).

5.3. En Baie de Somme, l'évolution des peuplements entre 1978 et 1985 est essentiellement marquée par la régression spectaculaire du peuplement estuarien vrai alors que, après 1969, la chenalisation du fleuve avait artificiellement permis le développement d'une slikke importante dans le secteur sud de la baie, par suite du comblement de l'ancien chenal (Ducrottoy *et al.*, 1985). A partir de 1978 se produit une remarquable progression des phanérogames maritimes dans tout le secteur interne de



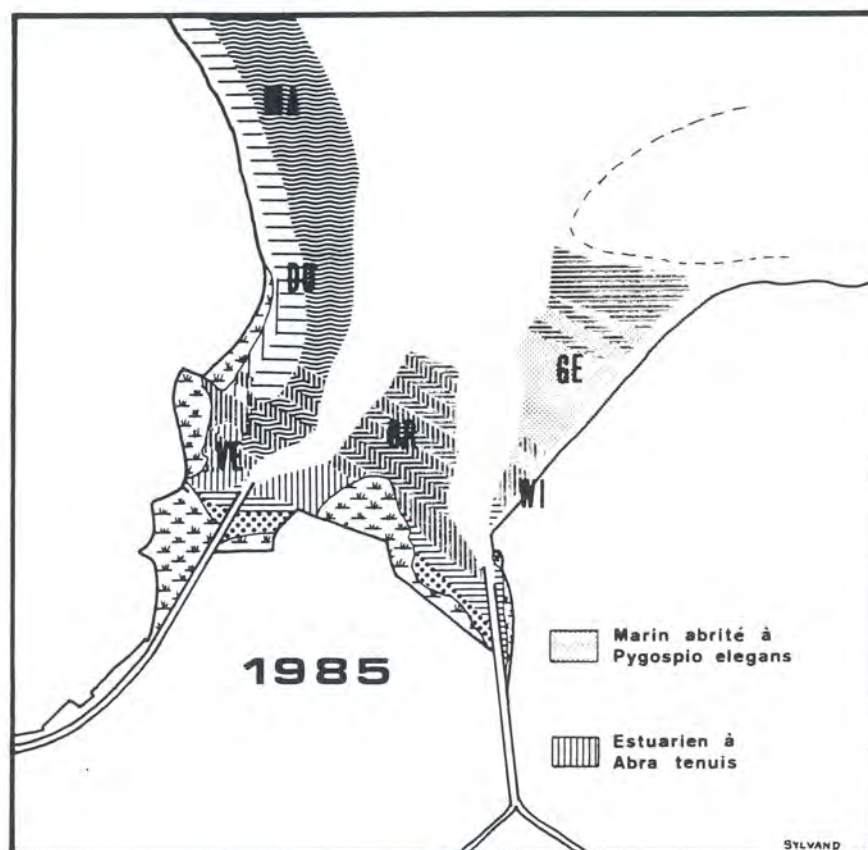


Fig. 8. Evolution spatiale des peuplements du macrozoobenthos intertidal de la Baie des Veys entre 1974 et 1985.

Sites étudiés: MA = la Madeleine; DU = la petite Dune; VE = le grand Vey; BR = pointe de Brévand; WI = le Wigwam; GE = Gefosse.

la baie ainsi que l'extension d'un faciès appauvri en son centre. Cette évolution naturelle s'est traduite notamment par une crise de la pêche à pied des coques, les sables propres à *Bathyporeia pilosa*, *B. sarsi* et *Haustorius arenarius* ayant remplacé les sables envasés à *Cerastoderma edule* qui occupaient les abords des chenaux du milieu de la baie. Parallèlement, s'est produite une migration des champs de *Pygospio elegans* des zones périphériques vers des zones plus centrales de la baie, phénomène traduisant peut-être l'exhaussement important des fonds de l'estuaire.

Discussion

L'évolution numérique des effectifs des espèces du macrozoobenthos intertidal de la Baie des Veys,

de l'estuaire de la Seine et de la Baie de Somme, intègre les variations des facteurs de l'environnement des trois écosystèmes. Comme le soulignent Elliott & Mc Lusky (1985), les variations de densité des animaux estuariens reflètent, à long-terme, celles liées aux conditions du milieu, qu'elles soient naturelles ou artificielles. Alors que de nombreux travaux ont porté sur la recherche d'espèces indicatrices de pollution organique (Leppakowski, 1975; Pearson & Rosenberg, 1978), il y en a peu qui aient réellement cherché à expliquer l'impact des variations climatiques saisonnières sur l'abondance du macrozoobenthos comme l'ont fait Beukema (1974, 1985) et Dankers & Beukema (1981). La difficulté rencontrée dans ce genre d'étude vient essentiellement du besoin de suivre de nombreux cycles annuels sans discontinuité.

Replacés dans le contexte d'évolution générale de

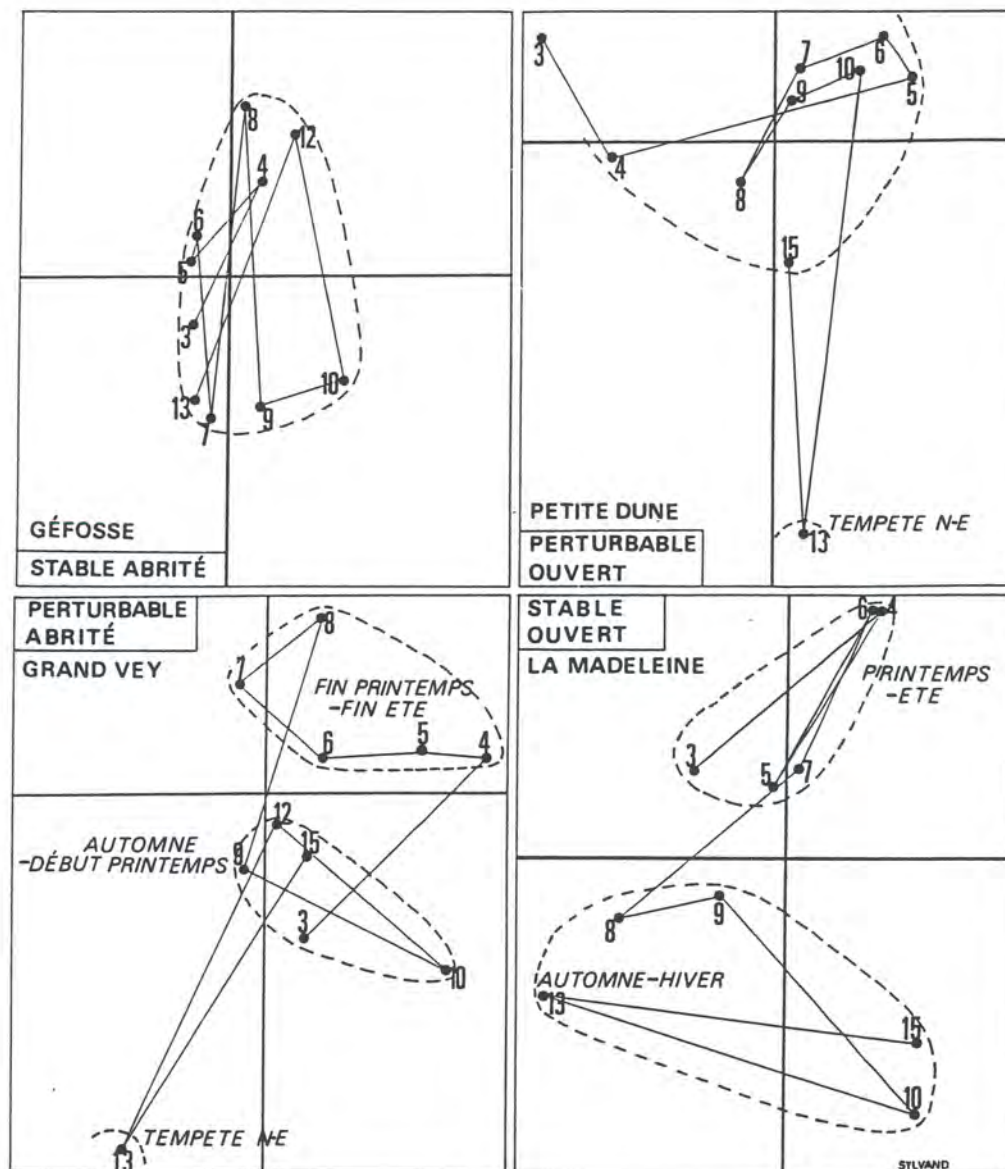


Fig. 9. Analyse factorielle des correspondances des données portant sur les effectifs globaux du macrozoobenthos intertidal de la Baie des Veys. 3 à 12: mois de mars à décembre 1977, 13 à 15: mois de janvier à mars 1978.

chaque estuaire, les résultats concernant les stations pilotes choisies dans le cadre du programme COST 647 montrent l'existence d'espèces dont les fluctuations numériques traduisent les tendances générales du milieu et que l'on peut reconnaître comme 'espèces-clés':

1. Dans l'estuaire de la Seine, les espèces-clés sont *Scrobicularia plana*, *Cerastoderma edule*, *Poly-*

dora ciliata, *Pygospio elegans* et *Tubificoides benedeni*, espèces qui reflètent la tendance évolutive générale de l'estuaire au désenvasement (Desprez & Dupont, 1985).

2. En Baie de Somme, les espèces-clés sont *Heteromastus filiformis* et *Capitella capitata* (Capitellidés), *Scrobicularia plana*, *Cerastoderma edule*, *Bathyporeia pilosa* et *B. sarsi*, espèces qui reflè-

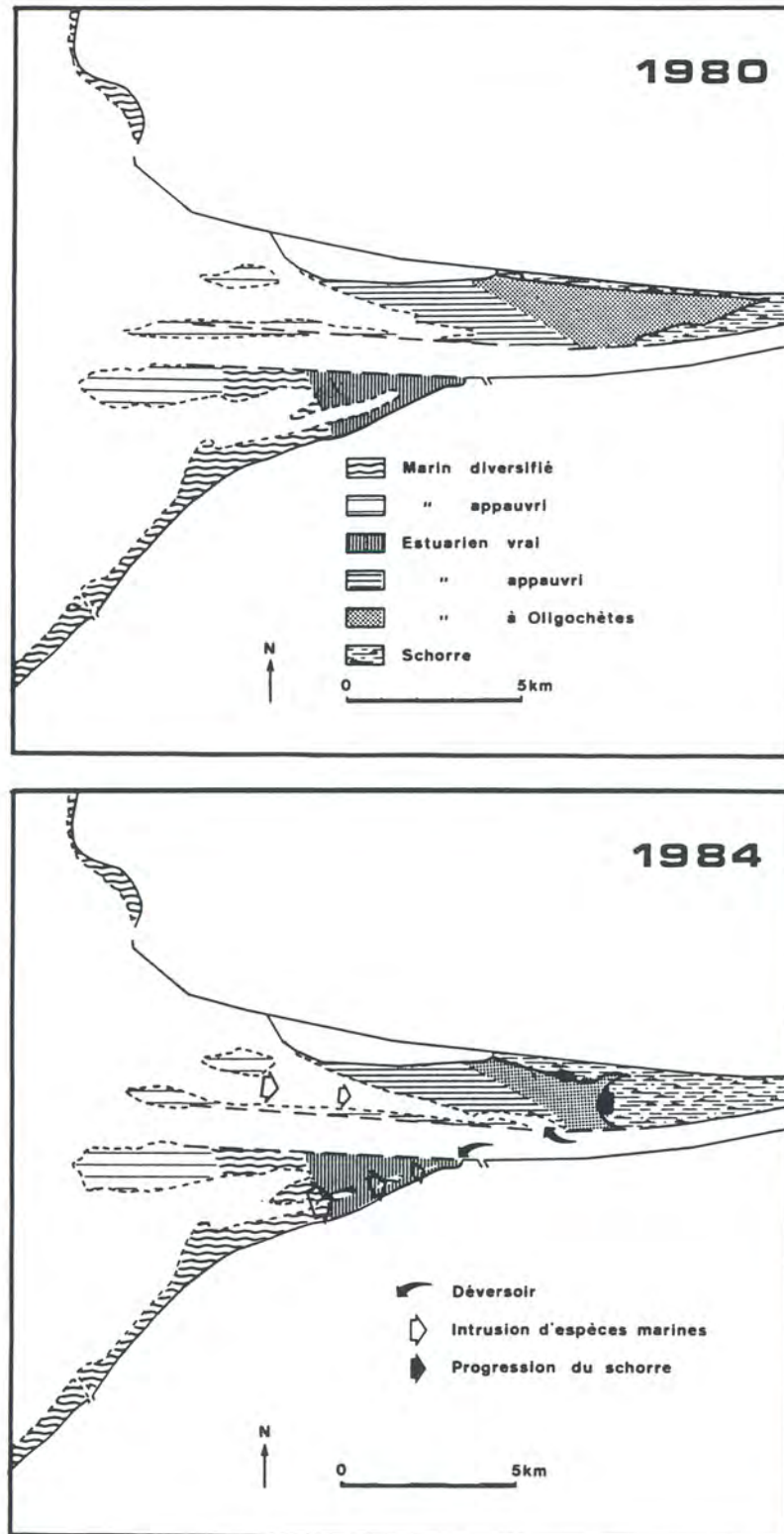


Fig. 10. Evolution spatiale des peuplements du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine entre 1980 et 1984.

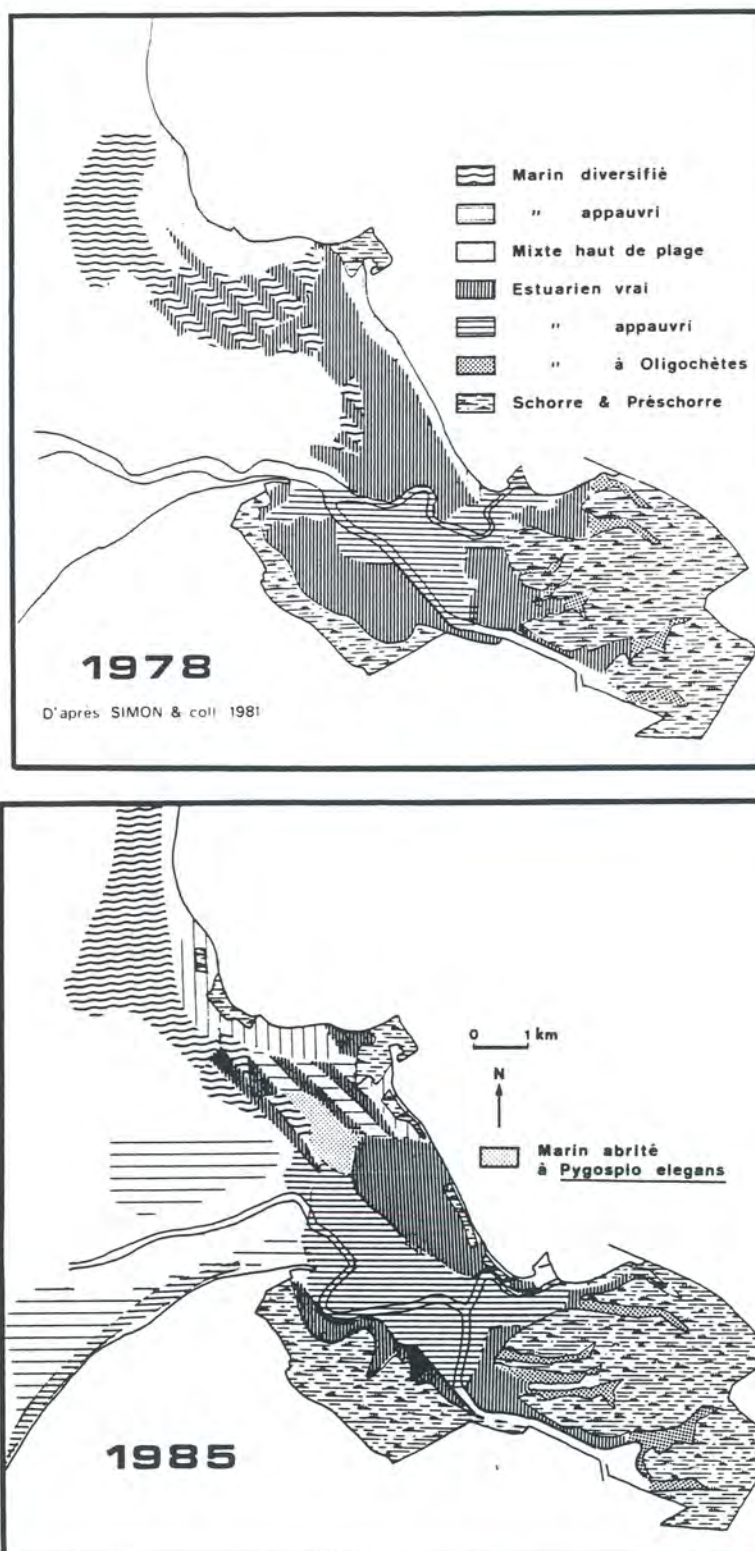


Fig. 11. Évolution spatiale des peuplements du macrozoobenthos intertidal de la Baie de Somme de 1978 à 1985.

tent, comme pour le site précédent, l'évolution de l'écosystème (évolution sédimentaire et de la qualité des eaux).

3. En Baie des Veys, six espèces reflètent l'évolution du peuplement pour la période étudiée: *Nereis diversicolor*, *Heteromastus filiformis*, *Tubificoides benedeni*, *Cerastoderma edule*, *Corophium volutator* et *Urothoe grimaldii*. Par contre, les espèces qui montrent le mieux les tendances évolutives de l'écosystème depuis 1972 (Sylvand, 1986) sont *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger*, *Macoma balthica* et encore *Cerastoderma edule*. Cette différence dans la nature des espèces-clés tient à deux raisons essentielles:
 - la brièveté du suivi COST et le manque de prélèvements en 1984 ne permettent pas de dégager des tendances évolutives significatives;
 - l'échantillonnage d'un nombre restreint de stations rend difficile l'extrapolation des résultats à l'ensemble du site étudié.

Parmi les espèces-clés de l'évolution des écosystèmes, certaines jouent véritablement un rôle de 'signal' mettant en évidence une perturbation particulière des conditions de l'environnement. Ainsi, en Baie de Somme, l'apparition brutale des Capitellidés en 1982 témoigne d'un apport massif de matière organique en suspension qui a indirectement contribué à la régression catastrophique des gisements de coques. Ce signal se surimpose au bruit de fond des variations saisonnières des abondances et marque des périodes-charnières de l'évolution des écosystèmes. Cependant, comme nous l'avons vu dans le cas de la Baie des Veys, plusieurs écueils sont à éviter dans le cadre du suivi COST:

- * En matière de périodicité de prélèvements, le plan d'échantillonnage doit obligatoirement reposer sur la connaissance d'un cycle saisonnier complet qui, seul, permet de préciser les périodes les plus significatives du cycle annuel du peuplement étudié. En Baie des Veys, le plan d'échantillonnage mensuel réalisé en 1977–1978 met en évidence trois périodes principales de prélèvements impératives: mars (minima des effectifs et biomasses), juin et octobre (maxima des effectifs et biomasses) alors que les recommandations du COST, s'inspirant de l'observation du rythme saisonnier des peuplements de la Mer des Wadden, préconisent des prélèvements en février-mars et août-septembre. Malgré tout, seuls des prélèvements mensuels peuvent mettre

en évidence l'influence de facteurs catastrophiques comme les tempêtes de nord-est qui s'avèrent d'importance primordiale en Baie des Veys (Sylvand en préparation).

- * La représentativité des stations choisies suppose un nombre minimum de stations judicieusement localisées dans les principaux faciès reconnus pour chaque site (Hancock & Franklin, 1972). En Somme, la simple exploitation des résultats d'une station unique située dans le faciès à *Cerastoderma edule* traduit parfaitement la crise contemporaine de la pêche à pied de ce coquillage dans ce site. Les tendances évolutives comparables de plusieurs espèces de la Baie de Somme ne sont donc pas de simples analogies visuelles entre les différents graphiques comme en atteste le calcul des intervalles de confiance des moyennes des densités.

A la notion d'espèces-clés, caractéristiques de chacun des sites, s'oppose celle d'espèces-cibles. Les fluctuations d'abondance de ces dernières ne répondent que peu ou pas aux perturbations propres à chacun des écosystèmes (Gray, 1979) et leur large distribution permet de suivre à grande échelle l'effet de grands accidents climatiques comme les hivers rigoureux de 1979–1980 ou 1984–1985 (Beukema, 1985). A cet égard, le bivalve *Macoma balthica* peut être considéré comme une espèce d'intérêt exceptionnel ayant justifié le choix de nombreux auteurs (Elliott & Mc Lusky, 1985; Bachelet même recueil) qui ont étudié tant les fluctuations annuelles de l'abondance de cette espèce que celles de son rythme de croissance.

Le suivi régulier des peuplements à l'échelle de l'estuaire s'avère indissociable de celui des quelques stations COST pour permettre l'analyse globale de l'écosystème en ajoutant une dimension spatiale aux résultats.

Afin de déterminer les potentialités biologiques et économiques de milieux lagunaires (parmi lesquels prennent place les estuaires), Guelorget *et al.* (1983) on fait appel à la notion de confinement qui leur paraît constituer le paramètre fondamental de l'organisation du domaine paralique. Appliqué à nos estuaires, ce concept rend compte effectivement d'une zonation biologique quantitative des écosystèmes étudiés en faisant apparaître clairement les discontinuités qui s'installent le long du gradient qui s'établit depuis le milieu marin jusqu'au milieu terrestre.

Parallèlement, Wilson *et al.* (1986) ont appliqué

deux indices de qualité des estuaires (l'un chimique, l'autre biologique: Jeffrey *et al.*, 1985) à la Seine et à la Somme. La zonation repose ici sur la structure des peuplements et l'importance relative des surfaces occupées par les espèces opportunistes ou, au contraire, indiquant un certain degré de stabilité du système.

Dans les deux types de recherches évoqués ci-dessus, il s'agit de proposer une image globale et instantanée de l'état de l'estuaire à un moment donné en vue de l'aménager au mieux de ses potentialités (première méthode) ou de mettre à jour des perturbations graves de l'écosystème (deuxième méthode). Dans les deux cas, les investigations mènent à des résultats complémentaires qui font ressortir essentiellement les effets dûs aux activités humaines. Au contraire, le suivi de stations pilotes, à intervalle de temps régulier et à long-terme, comme dans le cadre du programme COST 647, permet, au travers des fluctuations d'abondance du benthos, de découvrir de quel ordre est la variabilité due aux facteurs naturels ou aux substances polluantes. A notre sens, l'application des ces résultats précis, mais ne portant que sur quelques stations pilotes, ne peut rendre compte de l'évolution du système dans son entier que s'il est possible de recaler les résultats du COST avec ceux provenant d'études plus synthétiques comme celles évoquées ci-dessus.

Afin de mieux cerner la causalité des phénomènes biologiques observés, les résultats concernant la cinétique des populations peuvent être complétés par l'évaluation de la biomasse. En tant que telle, comme nous l'avons mis en évidence en Baie des Veys, l'évaluation des variations mensuelles de la biomasse totale n'apporte pas d'information complémentaire utile puisque les cycles observés se superposent en quelque station que ce soit à ceux des variations numériques des espèces de grande taille comme *Arenicola marina* et *Cerastoderma edule*. Par contre, le décours temporel des productions d'une espèce comme *Macoma balthica*, tel que nous avons réalisé son suivi en estuaire de Seine (Ducrotoy & Desprez, 1986), apporte des renseignements précieux sur les performances du bivalve dans l'estuaire considéré et constitue un moyen d'évaluation de l'importance de cette espèce vis-à-vis de la structure et du fonctionnement de l'écosystème auquel elle appartient (Bachelet, 1982). D'autre part, Dauer & Conner (1980) ont montré sur les Polychètes qu'il est très utile de déterminer la pro-

duction en plus de la structure de la communauté et du mode de reproduction de l'espèce dans le cas de pollutions légères comme celles que nous connaissons dans nos estuaires.

Dans le même ordre d'idées, la biométrie des bivalves débouche, au travers de l'étude de la croissance du test, sur une mesure des 'stress' subléthaux subis par ces organismes et permet de détecter des perturbations naturelles ou artificielles qui n'atteignent pas la structure des peuplements (Gray, 1979; Elliott & Mc Lusky, 1985; Ducrotoy *et al.*, 1985).

Ces études biométriques montrent que le rythme de croissance des populations de *Macoma balthica* des estuaires de Seine et de Somme est optimal parmi les sites étudiés tant en Europe qu'en Amérique du Nord (Bachelet, 1980; Desprez, 1981; Elliot & Mc Lusky, 1985) et comparable à celui observé dans la Mer des Wadden (Lammens, 1967). Nous avons cependant observé que l'estuaire de la Seine semble plus favorable à la croissance des jeunes et la Baie de Somme à celle des adultes; cette situation s'explique sans doute par la différence de qualité granulométrique du substrat de ces deux sites plutôt que par la durée d'immersion plus importante en Seine (Hummel, 1985). En effet, les sédiments de la station HON 4 contiennent de 20 à 50% de particules fines alors que ceux de Baie de Somme présentent toujours une teneur inférieure à 10%. Cette hypothèse est confortée par les résultats obtenus en 1982 le long de la radiale HH qui présente un gradient d'affinement du bas vers le haut de l'estran (Ducrotoy *et al.*, 1985).

Le rythme de croissance de *Cerastoderma edule*, tel qu'il a été établi pour les années 1982 et 1983, traduit la crise qu'a connu le gisement de la Baie de Somme lorsqu'on le compare avec le rythme observé en 1985. Ce dernier est identique à celui observé par Orton (1926) à Plymouth, ce qui placerait la Baie de Somme au rang des meilleurs sites européens en matière de croissance de ce bivalve. Mais ce rythme est-il celui que l'on pouvait observer avant la crise? Ou bien s'agit-il d'une croissance de type exceptionnel liée à des conditions climatiques particulières (hiver extrêmement rigoureux, été sans fortes chaleurs)? Le rythme observé en 1981, semblable à ceux décrits dans de nombreux gisements des îles britanniques (Cole, 1956), appuie cette dernière hypothèse, à moins que la crise mise en évidence par l'évolution des effectifs en 1982-1983

n'ait en fait commencé dès 1981, la diminution de la vitesse de croissance annonçant la chute des effectifs. Ces questions, qui sont la conséquence d'un manque de données antérieures, plaident en faveur d'études à long terme du type de celles menées dans le cadre du programme COST 647.

Conclusion

A l'issue du suivi réalisé dans le cadre du programme COST 647 en Baie des Veys depuis 1983, en estuaire de Seine depuis 1979 et en Baie de Somme depuis 1981, diverses hypothèses sur l'évolution comparée des écosystèmes ont été générées par divers types d'exploitation des données numériques portant sur l'évolution temporelle des densités des espèces macrobenthiques en quelques stations pilotes mais aussi sur la production et la croissance des bivalves. Parmi les quelques techniques de calcul que nous avons appliquées, ce sont les techniques multivariées (Green, 1980) et en particulier l'analyse factorielle de correspondance qui permettent au mieux de les étayer (pour l'estuaire de la Seine, voir Desprez *et al.*, 1985; pour la Baie de Somme, Ducrotoy & Lafite en préparation).

Comme l'avaient montré Desprez *et al.* en 1983, l'incidence de l'hydrodynamisme local constitue un facteur prépondérant dans les estuaires côtiers tels que ceux du nord-ouest de la France. Confrontées aux résultats obtenus depuis 1972, les informations acquises dans le cadre du COST 647 mènent aux hypothèses complémentaires suivantes sur les mécanismes évolutifs du milieu:

* En Baie des Veys, on pressent une 'rotation' des faciès de l'ouest vers l'est de l'estuaire. Cela est reflété par le déplacement des dépôts fins vers le flanc est de la baie et s'accompagne de l'installation de caractères biocénotiques estuariens stables, la progression des espèces et des sédiments marins sur le flanc ouest s'effectuant, au contraire, aux dépens des faciès estuariens.

A ces facteurs hydrosédimentaires, s'ajouterait une perturbation d'origine anthropique comme la diffusion de polluants d'origine continentale (nitrates et détergents anioniques notamment) qui se manifeste à plus grande échelle sur le flanc est.

* Dans l'estuaire de la Seine, l'évolution des biocénoses traduit celle qui résulte essentielle-

ment des travaux de chenalisation du fleuve. Ainsi, la progression vers l'aval du schorre se déroule aux dépens des biocénoses benthiques estuariennes, l'accélération du colmatage naturel des deux fosses de flot situées de part et d'autre du chenal de navigation s'accompagne de la pénétration d'espèces marines et le désenvasement des fosses de flot, amplifié par la réalisation de déversoirs visant à les maintenir en eau, entraîne la régression des espèces estuariennes. Dans les mécanismes décrits, il reste à démontrer le rôle de substances chimiques telles que les polychlorobiphényles (PCB) et de la concentration alarmante en métaux lourds (cadmium) mais aussi en sulfate de calcium (phosphogypse), en nitrates et phosphates (dans une moindre mesure).

* En Baie de Somme, à l'évolution rapide du milieu qui achève de subir le contre-coup de la construction de digues submersibles en 1969 et de polders en 1976, s'est ajoutée en 1982-1984 une perturbation d'origine anthropique qui s'est traduite par un effondrement de la pêche à pied.

Parmi les facteurs explicatifs, il faudra tester l'influence des phosphates (celle des nitrates étant moindre ici), celle des métaux lourds (nickel, fer, zinc) et des hydrocarbures. Quant à la matière organique, qu'elle soit dissoute ou particulaire, elle favorise une pollution bactériologique dont la dynamique en milieu estuarien commence seulement à être abordée (Dupont & Lafite, 1984).

Si l'on rassemble les observations effectuées dans les trois estuaires français, il apparaît que:

- les facteurs hydrodynamiques façonnent les bassins estuariens en entraînant une dissymétrie de la répartition des faciès par rapport à un axe amont-aval et modifient cette répartition par à-coups bien observés au niveau des stations COST;
- l'aire occupée par le schorre augmente rapidement et, en même temps, des sables envahissent les bas niveaux, entraînant une sévère diminution de l'emprise spatiale des faciès estuariens (slikke) en Seine et en Somme.

Deux facteurs primordiaux modulent alors la cinétique des populations benthiques:

- parmi les facteurs climatiques envisagés, la température joue un rôle régulateur vis-à-vis de nombreuses espèces mais le lien avec le gradient de salinité reste à préciser;

- la pollution organique (matières dissoutes ou particulaires) modifie la répartition et l'abondance d'espèces opportunistes qui traduisent ainsi la perturbation en cause.

Parmi d'autres mécanismes qu'il faudra tester dans un avenir proche, mentionnons:

- les facteurs gouvernant le recrutement des espèces benthiques (concentration de l'eau en oligo-éléments ...),
- la pathologie de ces animaux (parasitoses, viroses ...),
- l'effet des prédateurs et de la pêche,
- la toxicité de substances exogènes naturelles ou artificielles (eaux rouges, pollution bactérienne, polluants chimiques ...).

Pour ces raisons, notamment, il s'avère indispensable, d'une part de continuer le suivi de l'abondance de toutes les espèces (chacune pouvant se révéler être une *espèce-clé* a posteriori, suivant le type d'évolution du milieu), d'autre part d'affiner la connaissance de la production et de la croissance d'*espèces-cibles* comme *Macoma balthica* et enfin d'effectuer un suivi régulier des biofaciès de chaque écosystème estuarien s'appuyant sur des techniques de télédétection (comme cela a été fait dans la Somme, Demarcq *et al.*, 1979).

Les estuaires macrotidaux dont nous avons exposé l'étude du benthos, s'avèrent bien plus instables que les zones intertidales de la Mer des Wadden (Zijlstra, 1972; Beukema, 1982; Reise, 1982; Madsen, 1984) sachant que l'aire qu'ils occupent reste très faible par rapport à la vaste étendue de la zone de balancement des marées des Pays-Bas, Allemagne et Danemark. Le gradient de confinement y est nettement plus contracté et l'impact d'un phénomène comme l'eutrophisation, plus perturbant, risque de compromettre des atouts économiques importants. Sans savoir si nos estuaires étaient originellement oligotrophes, ce caractère serait, de toutes façons, largement contrarié par l'apport massif de nutriments d'origine agricole qui favorisent des 'blooms' phytoplanctoniques exceptionnels. A cela s'ajoute une pollution chimique (métaux lourds, hydrocarbures) qui rend difficile l'interprétation de facteurs naturels comme le climat agissant globalement et en synchronisme d'un site européen à l'autre.

Remerciements

Le suivi des stations-pilotes COST retenues pour cet article a été financé par le Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux. A partir d'août 1985, l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer a demandé à cette équipe de lui apporter, dans le cadre du IXème plan quinquennal, les données de base concernant l'évolution biosédimentologique de l'estuaire de la Somme (contrat n° 85 6 810381).

Le travail scientifique a été accompli à la Station d'Etudes en Baie de Somme et au Laboratoire Maritime de Luc-sur-Mer. Les auteurs remercient les Universités de Picardie et de Basse-Normandie pour les facilités procurées.

References

- Bachelet, G., 1980. Growth and recruitment of the tellinid Bivalve *Macoma balthica* at the southern limit of its geographical distribution, the Gironde estuary (South-Western France). *Mar. Biol.* 59: 105–117.
- Bachelet, G., 1982. Quelques problèmes liés à l'estimation de la production secondaire: cas des bivalves *Macoma balthica* et *Scrobicularia plana*. *Oceanol. Acta* 5, 4: 421–431.
- Beukema, J. J., 1974. Seasonal changes in the biomass of the macro-benthos of a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8, 8: 94–107.
- Beukema, J. J., 1979. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: effects of a severe winter. *Neth. J. Sea Res.* 13, 2: 203–223.
- Beukema, J. J., 1982. Annual variation in reproductive success and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden Sea. In J. W. De Blok (ed.), *Dynamic Aspects of Marine Ecosystems*. *Neth. J. Sea Res.* 16: 37–45.
- Beukema, J. J., 1985. Zoobenthos survival during severe winters on high and low tidal flats in the Dutch Wadden Sea. In J. S. Gray (ed.), *Marine Biology of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms*. John Wiley and sons, N.Y.: 351–361.
- Cole, H. A., 1956. A preliminary study of growth-rate in cockles (*Cardium edule* L.) in relation to commercial exploitation. *J. Cons. perm. int. Explor. Mer.*, 22: 77–90.
- Dankers, N. & J. J. Beukema, 1981. Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors. In N. Dankers, H. Kühl & W. J. Wolff (ed.), *Ecology of the Wadden Sea*. I. Balkema, Rotterdam: 69–103.
- Dauer, D. M. & W. G. Conner, 1980. Effects of moderate sewage input on benthic Polychaete populations. *Estuar. coast. mar. Sci.* 10, 3: 335–346.

- Demarcq, Y., R. Regrain & J. Rudelle, 1979. Deux méthodes d'analyse des données de télédétection: application à la géomorphologie et à l'aménagement du littoral picard. Mémoires du laboratoire de géomorphologie de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, Paris, 32: 105 pp.
- Desprez, M., 1981. Etude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine, Thèse de Troisième Cycle, Rouen: 186 pp.
- Desprez, M., J.-F. Brulard, J.-P. Dupont, S. Simon, B. Sylvand & P. Duval, 1983. Etude des biofaciès intertidaux de l'estuaire de la Seine. C. r. Acad. Sci., Paris, 296, III: 521–526.
- Desprez, M., J.-F. Brulard, J.-P. Dupont, S. Simon & B. Sylvand, 1985. Etude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine: relations avec le substrat. Actes du Muséum de Rouen, 3: 37–79.
- Desprez, M. & J.-P. Dupont, 1985. Impact biosédimentaire d'aménagements portuaires en estuaire de Seine. In L. Cabioc (ed.), La Baie de Seine: fonctionnement, conséquences en matière d'environnement et d'utilisation de la mer, Caen, 2: 273–280.
- Ducrotot, J.-P., 1984. Partage des ressources en milieux estuarien et littoral de Picardie. In J.-L. Mériaux & P. Tombal (ed.), L'Environnement en Picardie, Amiens: 145–150.
- Ducrotot, J.-P., M. Desprez & J.-P. Dupont, 1985. Short- and long-term biosedimentary evolution of two *Macoma balthica* communities. In J. G. Wilson & W. Halcrow (ed.), Estuarine Management and Quality Assessment, Plenum Press, N.Y.: 105–130.
- Ducrotot, J.-P. & M. Desprez, 1986. Evolution spatio-temporelle de populations estuariennes de bivalves, liée à des perturbations naturelles ou artificielles. Haliotis, 15. A paraître.
- Ducrotot, J.-P., R. Lafite, B. El Kaim & J.-P. Dupont, 1986. Discussion des notions de confinement appliquées à la Baie de Somme. J. Rech. Oceano. 11, 1. A paraître.
- Dupont, J.-P., 1975. Présence de biolithosores à *Pygospio elegans* Claparède (Polychètes Sédentaires) dans la Baie de Somme (80). C. r. Acad. Sci., Paris, 280, D: 1773–1776.
- Dupont, J.-P., 1983. Les séquences biosédimentaires de la Baie de Somme. Actes de Muséum de Rouen, 3: 62–102.
- Dupont, J.-P. & R. Lafite, 1984. Principales caractéristiques hydrosédimentaires de la Baie de Somme. In J.-L. Mériaux & P. Tombal (ed.), L'Environnement en Picardie, Amiens: 141–144.
- Elliott, M. & D. S. McLusky, 1985. Invertebrate production ecology in relation to estuarine quality management. In J. G. Wilson & W. Halcrow (ed.), Estuarine Management and Quality Assessment, Plenum Press, N.Y.: 85–103.
- Green, R. H., 1980. The assessment of ecologic similarity. Annual Review of Ecological Systems, 11: 1–14.
- Gray, J. S., 1979. Pollution-induced changes in populations. Phil. Trans. r. Soc., Lond., B, 286: 545–561.
- Guelorget, O., G. Frisoni & J.-P. Perthuisot, 1983. La zonation biologique des milieux lagunaires: définition d'une échelle de confinement dans le domaine paraliq méditerranéen. J. Rech. Océanograph., XIII, 1: 15–35.
- Hancock, D. A. & A. Franklin, 1972. Seasonal changes in the condition of the edible cockle (*Cerastoderma edule*). J. appl. Ecol., 9: 567–579.
- Hummel, H., 1985. Food intake of *Macoma balthica* (Mollusca) in relation to seasonal changes in its potential food on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea res., 19, 1: 52–76.
- Jeffrey, D. W., J. G. Wilson, C. R. Harris & D. L. Tomlinson, 1985. The application of two simple indices to Irish estuary pollution status. In J. G. Wilson & W. Halcrow (ed.), Estuarine Management and Quality Assessment, Plenum Press, N.Y.: 147–161.
- Lammens, J. J., 1967. Growth and reproduction in a tidal flat population of *Macoma balthica* (L.). Neth. J. Sea Res., 3, 3: 315–382.
- Leppakowski, E., 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish water environments. Acta Academia Aboensis, B, 35: 1–89.
- Madsen, P. B., 1984. The dynamics of the dominating macrozoobenthos in the Danish Wadden Sea 1980–1983. Report of the Marine Pollution Laboratory (Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium), 1: 35 pp.
- Michaelis, H., 1976. Die Makrofauna des nördlichen Eversandes (Wesermündung). Jahresber. Forschungsstelle Norderney 1975.
- Möbius, K., 1877. Die Auster und die Austernwirtschaft. Berlin: 126 pp.
- Orton, J. H., 1926. On the rate of growth of *Cardium edule*. Part I. Experimental observations. J. mar. biol. Ass. New Series, XIV, 2: 239–279.
- Pearson, T. & R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and marine Biology annual Review, 16: 229–311.
- Reise, K., 1982. Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over? In J. W. De Blok (ed.), Dynamic Aspects of Marine Ecosystems. Neth. J. Sea Res., 16: 29–36.
- Simon, S., M. Desprez & J.-P. Dupont, 1981. Distribution du macrozoobenthos intertidal de la Baie de Somme. C. r. Acad. Sci., Paris, 292, III: 1013–1016.
- Sylvand, B., 1986. La Baie des Veys (Baie de la Seine, Manche centrale): évolution récente et incidence des aménagements. Colloque Bordenor 1985: 112–127.
- Thamdrup, H. M., 1935. Beiträge zur Ökologie des Wattenfauna auf experimenteller Grundlage. Meddelel. Komm. Danmarks Fisk., 10: 1–125.
- Van der Baan, G., A. Blok, P. Nijhoff & C. Swennen, 1958. Een inleidend onderzoek naar de betrekkingen tussen wadvogels en bodemfauna. Verslag werkkamp N.J.N. sectie vogelwerkgroep KNNV en NJN: 27 pp.
- Wilson, J. G., J.-P. Ducrotot & M. Desprez, 1986. Application d'indices de qualité écologique des estuaires en Manche Centrale et Orientale: comparaison de la Seine et de la Somme. Vie et Milieu, 37, 1: (A paraître).
- Wohlenberg, E., 1937. Die Wattenmeer-Lebensgemeinschaften im Konogshafen von Sylt. Helgoländer wiss. Meeresunters., 1: 1–92.
- Zijlstra, J. J., 1972. On the importance of the Wadden Sea as a nursery area in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources. Symp. Zool. Soc., Lond., 29: 233–258.

General methods of study of macrotidal estuaries: The bio-sedimentary approach

Ducrotoy, J.-P.^{1,3}, M. Desprez¹, B. Sylvand² & B. Elkaim³

1. Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux, 115 quai Jeanne d'Arc,
F-80230 Saint-Valery-sur-Somme, France

2. Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux, Station Marine,
rue du Dr. Charcot, F-14530 Luc-sur-Mer, France

3. Laboratoire d'Hydrobiologie, 12 bis rue Cuvier, F-75005 Paris, France

Abstract

The bio-sedimentary approach is the basis of the Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL) sampling methodologies in macrotidal estuaries. Firstly, a comprehensive methodology is proposed to select sampling sites. Population mapping is based on a stratified random sampling method leading to a 'zoneography' after examining satellite and aerial photographs. The analysis of the population dynamics of target-species depends on systematic sampling of transects. Secondly, the survey of pilot-sites produces data of abundance, species richness and biomass, macrofauna sexual maturation and chemical analysis of flesh-components.

These data in turn give:

- trends in species diversity and analysis of abundance-distribution models pointing out destructuring species;
- development and selection of bio-indicators (key- and target-species);
- assessment of individual growth, energetic value and productivity.

The above approach is demonstrated using examples from NW French estuaries. In the 'Baie de Somme' (Picardie) where such a survey began in 1981, a double approach was developed to understand the collapse of the local cockle-fisheries: the population dynamics of the cockle (*Cerastoderma edule* (L.)) was considered together with the space-time distribution of benthic communities. *Macoma balthica* (L.) was chosen for a larger scale survey; estuarine ecosystems were selected from the Wadden Sea to the Gironde Estuary to assess growth and recruitment of the animal along a latitudinal gradient.

Introduction

For many years, the Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL) has been studying ecosystem functioning and the impact of monitoring for quality assessment of macrotidal estuaries in north-western France (Sylvand *et al.* 1987). A bio-sedimentary approach is basic to these studies.

Macrobenthic infauna (greater than 1 mm in size) has been well-studied as it integrates fluctuations of all environmental parameters and is highly correlated to conditions at the sediment interface (McLusky 1982, Rhoads & Germano 1986, Glemarec 1986). In macrotidal estuaries, hydrodynamic conditions and natural siltation processes operate on a geological (the actual *marine transgression*), oceanic (wave exposure) and climatic basis, (Ducrotoy *et al.* 1985, Ducrotoy *et al.* 1987) and govern the distribution of species in the sediments which are modified, in their turn, by organisms. Because of this, it is necessary to study together sediments and benthic populations. Hence, the bio-sedimentary method has been developed by biologists and sedimentologists to understand the organism-sediment relationships. These relationships accompany benthic disturbances (Elkaim 1981) and have predictable features (Ducrotoy *et al.* 1985).

In this approach, it is necessary to carry out temporal and spatial surveillance using a standardised methodology as recently, Blandin (1986) pointed out the need to propose a comprehensive sampling protocol in marine environments. The size and longevity (1-3 years) of macrobenthic animals will influence that protocol but although intertidal sampling is relatively easy (Frontier 1983), a rigorous methodology (e.g. size of core, number of cores, frequency of sampling and sampling-schedule) has to produce accurate and precise data and be cost-effective. The approach has two major components:

- at the community level using spatial and temporal sampling to map community changes and development, particularly in the long term;
- at the species level by 'objectively' selecting sensitive species which could show the initial stages in a transformation of the community due to environmental perturbations (Gray & Pearson 1982).

These components provide short-term answers to urgent problems, (e.g. the collapse of the cockle fishing in the Bay of Somme in 1983-84, Desprez *et al.* 1987b) and help to estimate both natural and anthropogenic changes in the ecosystem (Desprez *et al.* 1986).

Offprint from
**Developments in
Estuarine and Coastal
Study Techniques**

EBSA 17 Symposium

Edited by
John McManus & Michael Elliott

Published by
*Olsen & Olsen,
Fredensborg, Denmark, 1989*

ISBN 87-85215-14-7

Review and discussion of recommended estuarine techniques

No reference to an equilibrium is available in macrotidal estuaries as they evolve very rapidly towards the plugging of the mouth of the river because of a double action: the marine transgression bringing in sediments and man-made polderisation reducing the space available for sediment redeposition. This is why the concept of 'climax' communities (McCall & Tevesz 1983) cannot be applied directly to these ecosystems. Sylvand *et al.* (1987) suggested that a good knowledge of their biological value can be reached through succession in time and space of the different species.

Invertebrate community structure in macrotidal estuaries is difficult to assess because of its heterogeneity. Therefore, sampling should fulfill the statistical rigour necessity, to assess spatial and temporal trends. Differing sampling strategies are required depending on the nature of the variability. Pearson *et al.* (1983) regard that subtidal distributions are sample size dependant as in smaller samples many of the rare species are excluded. This is not the case in estuarine intertidal areas where specific richness is low and abundance is high; smaller areas than in subtidal (see table 1) can be sampled. In addition, coring is considered to adequately determine changes in community structure using the abundance of the species present (Gray & Mirza 1979, Gray 1981, Rachor 1980, Guelorget & Perthuisot 1984) and biomass (Beukema 1979, Amanieu 1980). In the bio-sedimentary approach, it is considered that the simple random sampling methodology is inappropriate as it requires a high number of samples to be accurate. This approach agrees with Monti (1986) who stresses that efficient transects or a good stratification rely on a thorough knowledge of the habitat. He rejects transects parallel to the shore and recommends transects along a gradient: 20 samples along good transects give as much information as 35 randomly selected. Stratification from pure physical or chemical factors may lead to a misinterpretation of the structure of communities and a former bio-sedimentological knowledge is necessary. Problems arise when drawing maps from data collected on selected stations. As used here, the bio-sedimentary method relies on stratified sampling techniques. Using new methods such as remote sensing, it assumes that the geographic areas are homogeneous zones. Then, the typical values (benthic abundance and biomass) are determined for each zone which has been delineated. The results of this kind of analysis are assumed to be uniformly distributed throughout each zone; an average is supposed to characterize statistically every area. Yet, this average, even if statistically significant, masks evolutionary phenomena at the species level, and does not permit a complete integration of spatial information.

Despite the above, the concept of ecological groups is very useful and association/communities with similar ecological preference has been used widely to assess pollution, especially the impact of organic contamination (Leppäkoski 1975, Pearson & Rosenberg 1978, Glemarec 1986, Elliott & Kingston 1987). Pearson *et al.* (1983) used the method suggested by Gray & Pearson (1982) for objectively identifying indicator species in six different northern European sites subject to different pollutants (organic and mineral). They assessed the abundance/species geometric distribution as a means of identifying sensitive species.

In estuaries, the continuum approach is more relevant as a strong zonation of species distribution occurs from the marine to the terrestrial environment. As Jeffrey *et al.* (1985) demonstrated, it is the relative importance of the gradient of each species which gives information on the evolution of the ecosystem, especially if pollution occurs.

In order to define species associations in macrotidal estuaries, the data (numbers and biomass) are subjected to correspondence factorial analysis. This method is valid because it gives independent and simultaneous ordinations against several axes. It can demonstrate the reality of several factors of classification. A good correspondence does exist with communities (Cuisinet *et al.* 1986).

Multivariate analysis leads to average types which are statistically determined as similar to empirically derived ones (Bellan 1984). Ordination and cluster analysis do provide ecological insight (Smith *et al.* 1974, Wharfe 1977, Elkaim *et al.* 1982), but this view is not held by Rhoads & Germano (1986) who suggest that 'large scale benthic surveys rarely, if ever, progress beyond viewing the dendrograms and resolution of principal components as the end result'.

Guelorget *et al.* (1983) developed the concept of 'confinement' in Mediterranean lagoons and defined six categories or groups of species depending on the connection of the site with sea-water. A good agreement exists between the assemblages produced by multivariate analysis and the 'confinement' categories, even if this concept does not fully fit macrotidal estuaries as it does not take strong hydrodynamical conditions into account (Ducrotoy *et al.* 1986). Then, ordination techniques are appropriate and must be followed by rank-correlation analysis to link the biological and environmental variables.

Warwick (1986) suggested that the distribution of numbers of individuals and of biomass among subtidal species shows a differential response to pollution-induced disturbance. He suggested a new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities: the ABC method (abundance/biomass comparison). Changes in the configuration of

ABC plots during ecological succession are the reverse of those resulting from increased pollution levels. However, this method has not been widely used for intertidal populations although Warwick *et al.* (1987) recently presented data for intertidal communities processed by this method. Although intertidal macrocommunities may not have the adequate species richness for the ABC method to work, it allows intersite comparison of two similar and stable communities as the '*Macoma*' community. In the case of a macrotidal ecosystem where hydrodynamism is high, it probably cannot show the specific hydrodynamical conditions of the peripheral communities.

Hierarchical classification techniques using similarity coefficients complement other multivariate analyses and are usually included in these techniques (Bray-Curtis coefficient for instance). Cuisinet *et al.* (1986) suggest the use of the Ochiai index for qualitative data (presence-absence) or the Gower index for quantitative data (numbers).

Several authors have used only a limited number of species or sub-specific taxa to characterize a marine ecosystem. Warwick (1988b) indicates the changes will be detected at the genus, family or even phylum level. After the *Amoco-Cadiz* oil-spill in Brittany, Chasse & Morvan (1978) used the biomass per m² of *Littorina* sp. and *Gibbula* sp., (shells included) to map the impact of pollution along the coast. This type of index is interesting but it refers to a base-line standard where only exposure is taken into account and it is difficult to apply to estuaries.

Bellan (1980) developed a quality index based on some polychaete species living on soft substrates. Some species are recognised as pollution indicators whereas others are recognised as pure water indicators of a normal community. This method is valuable in habitats where long lists of species are found because only the indicators have to be identified.

Raffaelli & Mason (1981) used the meiofaunal nematode/copepod ratio as a quality index, which increased with pollution as the nematodes became more dominant. Warwick (1981) emphasized that pollution is not the only factor taking part in the evolution of the index as sediment granulometry plays a fundamental role in macrotidal estuaries.

Numerous intertidal benthic species reflect the complex arrangement of the environmental factors: nature of sediment, hydrodynamism, altitude, climate, pollution, etc. However, it is difficult to identify a few of these taxa to measure the impact of variation in one or several parameters. A species such as *Pygospio elegans* is extremely numerous in intertidal areas subjected to physical and/or chemical perturbations but it is difficult to link this with a single parameter (Desprez *et al.* 1987). Such perturbation-tolerant species which exhibit a *r*-strategy, e.g. Capitellidae (Pearson *et al.* 1983), show wide fluctuations in abundance over a short period. Therefore sampling has to be frequent as the bio-facies are fluctuating very quickly (Ducrottoy *et al.* 1987).

The suitability of an indicator species depends on its biological characteristics and the survey objectives (short- or long-term evolution). A good estuarine indicator is therefore a species or a group of species which respond quickly and reliably to one or more environmental characteristics; that response is shown through the presence and/or density fluctuations of the indicator species. These parameters can be associated with other biological parameters at the population, individual or cellular level. Such an indicator then reflects habitat changes, although information is needed regarding the links between the perturbation factors and the variations at the community or species level.

Indices of diversity have been used widely to describe the overall structure of communities. However, these indices may not be appropriate in estuaries due to the reduced species richness. The suitability and misuse of the widely used Shannon-Wiener (*H'*) index has often been discussed (Pielou 1975, Legendre & Legendre 1979, Rhoads & Germano 1986). The calculation of the evenness (Pielou index) depends on the difficulty to assess the total number of species present in community. This is not a problem in a macrotidal estuary where specific richness is low. In an estuary, the index variations may be linked with several causes: abiotic (Elkaim 1981) or biotic (Leppäkoski 1975, Amanieu *et al.* 1980, 1981) and a single index cannot give a full description of the diversity. Lambshead *et al.* (1983) and Frontier (1983) suggested the rank-frequency diagram: abundances are plotted against the rank of the species in inverse progression. This gives a good graphical representation of the diversity but has not been applied to macrotidal estuaries. In addition, the diversity has to be associated with other structure and population dynamics parameters (e.g. growth, mortality); then they can identify the species destructuring the community.

Gray & Mirza (1979) showed that the numbers fit with the log-normal plotting method when there is no perturbation but this is not true when pollution occurs. In fact, different cases arise. The change in the distribution models before and after pollution or perturbation may be as follow:

- no straight-line fit (Cusset 1987);
- change to a simpler model (present study, as in the Seine);
- change from a simple model to a complex one (Patrick 1973, Crema & Bonvicini Pagliai 1980, Amanieu 1981).

In intertidal estuaries, the straight-line fit is unusual because one or two species are very numerous, a few have a medium abundance and the most are scarce. The fit is better as far as the destructuring species decrease in number or are eliminated. Then, it is possible to have a better fit after a perturbation because of the collapse of dominating species.

Arntz & Rumohr (1986) described changes in abundance both at the species and at the community level and distinguished four different groups of species according to their cycle in the subtidal environment of Kiel Bay. Estuarine key-species, as defined in the bio-sedimentary methodology (see p. 47), correspond with 'irregular seasonal species' (Arntz 1981) and the 'volatile' group by Buchanan *et al.* (1974). These species reveal marked oscillations of their annual means around the long-term mean. Key-species also include the 'conservative group' showing a narrower deviation. Target-species correspond with the 'regular seasonal species' (Arntz 1981).

In addition to these two categories, may be added a group of irruptive species which are opportunistic. They dominate when other species decline but decrease very rapidly when normal conditions re-establish (i.e. they have rapid reproduction but are very poor competitors). It can be difficult to distinguish this last group from the key-species in a macrotidal estuary where conditions vary abruptly and may prevent more regular species to show narrower oscillations.

The bio-sedimentary approach

The French macrotidal estuaries studied by the GEMEL are described elsewhere (Simon *et al.* 1981, Desprez *et al.* 1983, Ducrotoy 1984, Sylvand 1986, Desprez *et al.* 1986, Sylvand *et al.* 1987). The Seine, the Somme and the Vire (Bay of Veys) estuaries have a high tidal range (9 m in the Somme) and a low fresh-water input. These results, in the last two estuaries, in large intertidal areas which drain completely at low tide.

In addition to these three estuaries, which have different pollution status (industrial or domestic), a fairly unpolluted one has been added for comparison: the Penzé, in Brittany, surveyed by the Laboratoire d'Hydrobiologie of Paris. The bio-sedimentary method takes into account the spatial arrangement of the estuarine types of bottoms and the particular hydrodynamical conditions. This knowledge is necessary to organize a preliminary fauna sampling. Then, the concept of bio-facies leads to a valid typological classification and is useful for assessing the potential of the ecosystem. In the present paper, the community level is firstly described through the example of the Bay of Somme, and then other sites are discussed.

Zoneography

Firstly the estuary is characterized according to its main geo-morphological features such as shingle and sand dunes bars, channels, swell-surges, shells high production areas, animal banks (*Pygospio* sp., *Sabellaria* sp.), sand ridges and ripple-marks, wind erosion areas. Remote-sensing and aerial pictures give valuable information as functional ensembles arise (Dupont 1981). In the Somme estuary (Figure 1A), *Sedimentary Dynamics Parameters* enable distinguishing between shore-bars (A1), the outer pseudo-delta (A2), strands and mud-flats (A3) and ebbing tide currents (A6). Dynamical features are deduced from sediment grain size analysis (AFNOR standard). This zoneography leads to the *Morpho-Sedimentary Units Chart* (Figure 1B), based on geo-morphological assemblages, dynamical limits, and other sediments characteristics (carbonate, organic content etc.). Six units are defined in the Bay of Somme: upper estuarine (B1), sheltered estuarine (B2), estuarine (B3), sheltered coastal (B4), high energy (B5), shore-bar outer (B6) and tidal delta (B7). This map is the base to select sediment sampling sites to carry out chemical analysis to compute the *Pollution Load Index* (PLI), as suggested by Jeffrey *et al.* (1985).

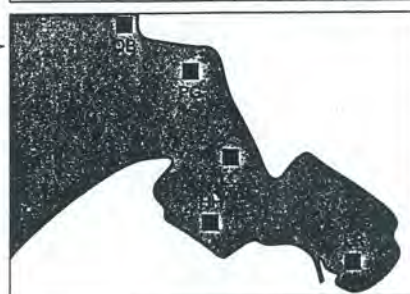
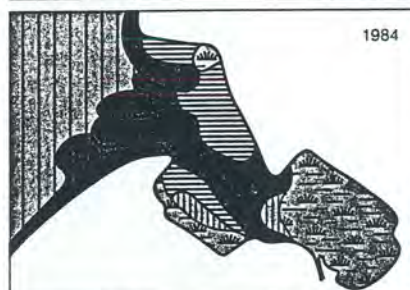
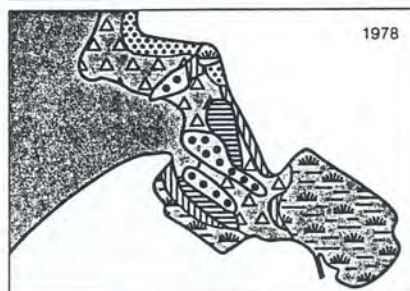
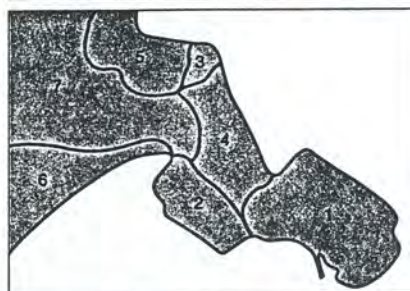
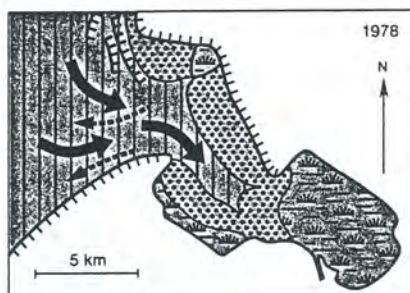
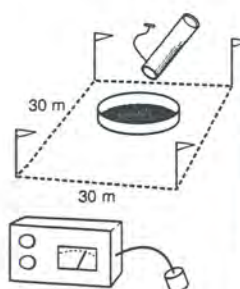
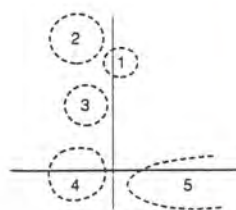
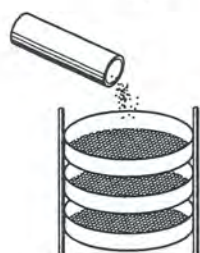
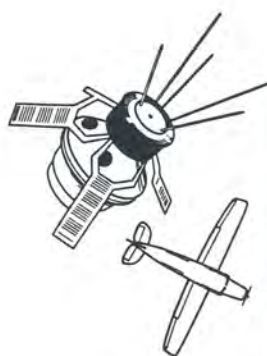
Bio-sedimentary facies

The macrobenthic fauna is sampled qualitatively with a 1/50 m² corer through a 1 mm sieve (or semi-quantitatively) in every estuarine unit. These animals are strictly linked to the sediment and data about biota and sediment as a whole make up an entity: the bio-sedimentary facies. In the Bay of Somme, the *Bio-Sedimentary Facies Map* (Simon *et al.* 1981) shows 6 facies (Figure 1C): sands with *Corophium* sp. (C1), firm muddy sands with *Corophium* sp., *Hydrobia ulvae*, *Pygospio elegans* (C2), muddy sands with *Nereis diversicolor* (C3), fine sands with *Arenicola marina* (C4), muddy sands with *Cerastoderma edule* (C5), salt-marshes (C6).

The facies results from a balance between:

- hydrodynamic parameters controlling the dynamical processes in the estuary;
- physico-chemical parameters, governed by the former conditions: a) salinity is controlled by the river input and the comparative extent of the inner estuarine area, b) pollutant impact depends on the chemical's concentration, the fresh-water flow and

Figure 1. (opposite)
Example of application of the bio-sedimentary methodology in the macrotidal estuary of the Somme (Bay of Somme, Picardy, France). Left column shows apparatus, whereas middle and right column show results. See text for further details.



A. Sedimentary-dynamics parameters

1. Shore-bars
2. Outer pseudo-delta
3. Strands and mud-flats
4. Salt-marshes
5. In-flowing tide currents
6. Ebbing tide currents

B. Morpho-sedimentary units → PLI (Pollution Load Index)

1. Upper estuarine unit
2. Sheltered estuarine unit
3. Estuarine unit
4. Sheltered coastal unit
5. High energy unit
6. Shore-bar outer unit
7. Tidal delta

C. Bio-sedimentary facies

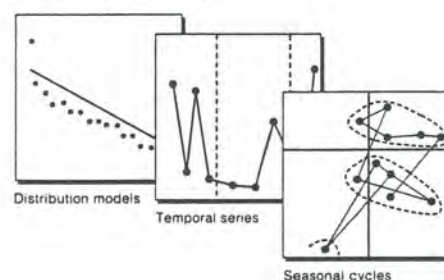
1. Sands with *Corophium* sp.
2. Firm muddy sands with *Corophium* sp., *Hydrobia ulvae*, *Pygospio elegans*
3. Muddy sands with *Nereis diversicolor*
4. Fine sands with *Arenicola marina*
5. Muddy sands with *Cerastoderma edule*
6. Salt-marshes

D. Benthos sampling programme

E. Community chart → BQI (Biological Quality Index)

1. Marine assemblage: *Donax vittatus*, *Mactra corallina*, *Pectinaria koreni*, *Psammecinus miliaris*, *Owenia fusiformis*
2. Marine assemblage under estuarine influence: *Urothoe grimaldi*, *Macropipus holsatus*, *Haustorius arenarius*, *Scoloplos armiger*
3. Composite estuarine assemblage: *Eurydice pulchra*, *Lanice conchilega*, few *Macoma balthica*, few *Nereis diversicolor*
4. Diversified estuarine assemblage: *Macoma* 'community'
5. Transitional estuarine assemblage: *Scrobicularia plana*, *Mya arenaria*
6. Link-communities with the terrestrial environment

F. Pilot stations survey



- other continental inputs (runoff, etc.);
- the geomorphology of the estuary producing sheltered areas to some extent;
- the regional sedimentary characteristics governing the type of deposit;
- the regional living environment including recruitment of estuarine organisms depending on local conditions (station concept).

Community chart

The bio-sedimentary facies are organized along *Sequences* lengthwise from the marine open-waters environment to the higher sheltered estuary, following an ecological gradient. Along the sequences and in every estuarine unit, transects are sampled to illustrate the hydrodynamical and sedimentological gradient and to assess the benthic faunal quantitative parameters (numbers, biomass). Only then is it possible to stratify sampling and plan a quantitative programme along transects located with the help of a compass and podometer (Ducrotoy 1984) (Figure 1D). Different methods have to be used according to the size of animals (species or stage of development) and sediment quality. The bio-facies chart allows to choose between different corer sizes: from 1/30 m² in sands to 1/100 m² in mud, to a standardized depth of 25 cm. If the whole community is being assessed, samples are sieved on a 1 mm² mesh. In the case of studying a particular component in which animals are small and very abundant, (*Hydrobia ulvae*, *Pygospio elegans*, oligochaetes, young bivalves) a smaller corer (1/666 m²) and a 0.5 mm mesh (or smaller) are used. The quantitative data are then subjected to multivariate analysis (analyse factorielle de correspondance: Benzecri & Benzecri 1980) and cluster analysis assemblage dendrograms (centroid clustering where inter-species similarities are based on the logarithmic abundance on sites using the euclidian measure of distance: Green 1980, Depiereux *et al.* 1983). In the three north-western France estuaries (Somme, Seine, Veys) the same groups of species were found (Figure 1E):

- marine assemblage (*Donax vittatus*, *Macra corallina*, *Pectinaria koreni*, *Psammarchinus miliaris*, *Owenia fusiformis*) (E1);
- marine assemblage under estuarine influence (*Urothoe grimaldii*, *Macropipus bolsatus*, *Haustorius arenarius*, *Scoloplos armiger*) (E2);
- composite estuarine assemblage (*Eurydice pulchra*, *Lanice conchilega*, few *Macoma balthica* and few *Nereis diversicolor*) (E3);
- diversified estuarine assemblage (*Macoma* 'community' Thorson 1957) (E4);
- transitional estuarine assemblage (*Scrobicularia plana*, *Mya arenaria*, *Cyathura carinata*) (E5);
- link-communities with the terrestrial environment (E6).

When the community chart is drawn, the Biological Quality Index (BQI) is calculated following Jeffrey *et al.* (1985). The index is obtained from the relative proportions of the estuary in which the communities are assigned to abiotic, opportunistic or stable categories. The BQI (and the associated Pollution Load Index) were tested in the Somme and the Seine estuaries (Wilson *et al.* 1987) showing that biologically the ecosystems show a few signs of stress. These results agree with previous studies on the Somme and the Seine estuaries but the indices cannot account for local changes such as the collapse of the cockle fisheries in the Somme, and the hydrodynamical perturbations in the Seine. The BQI gives an inclusive knowledge of the ecosystems and leads to a comparison between sites. At the scale of a single estuary, frequent sampling is necessary to assess the temporal variability of the community giving knowledge of the recent evolution of the ecosystem.

Definition and survey of pilot-stations

A pilot-station, of area 900 m² (30 × 30 m), which is defined as representative of a specific community (Figure 1F), according to the nature of the bio-facies, is sampled to quantify the temporal variability of populations, to understand population dynamics and detect any consequences of disturbances, and to identify species whose biological cycle integrates the variations of the environmental factors at different levels.

The sampling schedule should be site-specific and bi-annual sampling should be at the times of maximum and minimum abundances in order to determine the greatest range in number and biomass. In the Bay of Veys (Figure 2A & B), the survey of 4 stations at a monthly interval showed that different parts of the system had differing patterns of benthic biomass. The two stations of the exposed marine units (MA: open stable sector; DU: open disturbable sector) showed a double peak of biomass (spring and summer) whereas stations in the sheltered stable marine (GE) and sheltered disturbable estuarine (VE) units showed a single peak in late spring. In addition, there was another peak of biomass in late autumn (October-November) in every unit. Therefore, it is suggested that sampling should occur in June-July and November in the Bay of Veys to assess maxima of biomass, i.e. maximum of standing crop of infauna. Conversely, the minimum was found to be generally between January and February, sometimes in June (DU) or in September (GE). This pattern does not fit exactly that observed in the Wadden Sea which had a single minimum in March,

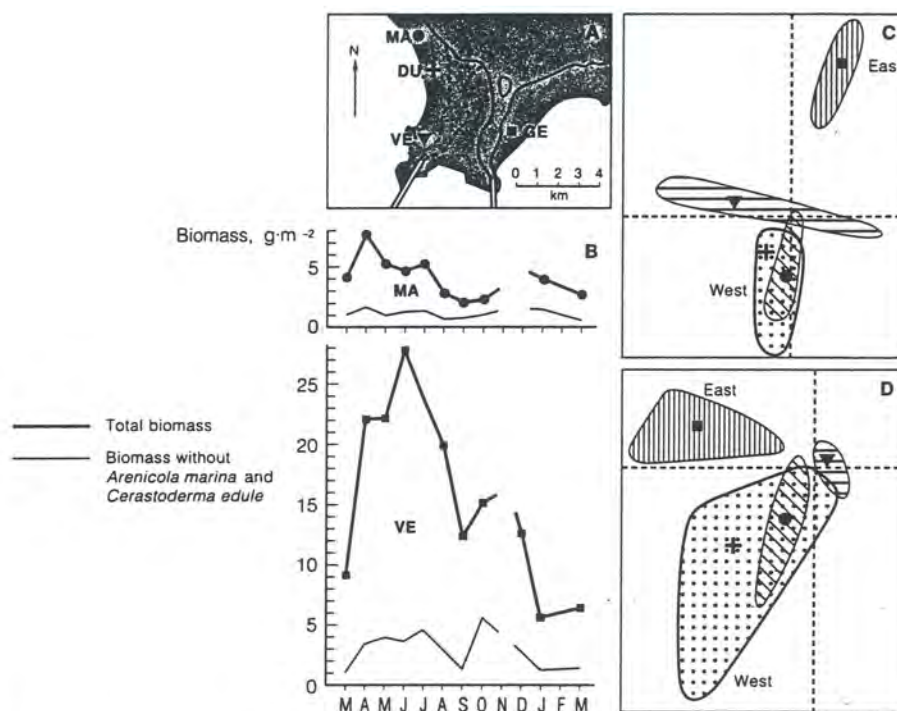


Figure 2. A, location of the pilot-stations surveyed in the Bay of Veys (Normandy, France) during the 1977-78 survey. B, seasonal variations of biomass (in grammes, ash-free dry weight per m²) at the 4 pilot-stations: C, species ordination in the plane at the second (horizontal) and third (vertical) axes of the correspondence factorial analysis on densities at the 4 pilot-stations in 1977-78. D, as C. for biomass. See text for further details.

the biomass increasing slowly to its maximum in August-September (Beukema & Essink 1986).

The importance of two species in the total biomass (Figure 2B) upper line is illustrated at the bottom of each diagram, when *Arenicola marina* and *Cerastoderma edule* have been removed. A seasonal cycle of biomass is difficult to identify and interpret in the true estuarine station, especially if the community is dominated by scarce but heavy individuals contributing to the biomass. Species richness and abundances must be assessed together to answer the purposes previously defined to survey a pilot-station, (i.e. SAB data, Warwick 1986).

Multivariate analysis ordered the stations similarly for both biomass and abundance irrespective of which axes were used (Figures: 2C, 2D). The eastern bank station (GE) being dissimilar to the western stations (MA, DU, VE).

Diversity indices. Distribution models

As an example, data are given for the Penzé estuary, which had a high species richness, where the Shannon-Wiener index (H') and the log-linear model of Motomura were applied. These data illustrate changes before (1976-77) and after pollution by an oil-spill from the *Amoco-Cadiz* wreckage (1978) (Elkaim 1981). These data also show that at some stations the diversity index increases after the onset of pollution because some sensitive species decrease in number or collapse; those are mainly crustaceans: *Apseudes latreilli*, *Bathyporeia pilosa*, *Urothoe grimaldii*, *Ampelisca brevicornis*. An input of tolerant species occurred before removal of less-tolerant ones. Moreover, at other stations, the diversity index decreases after pollution occurs because of the sudden increase of opportunistic species, mainly polychaetes: *Melinna palmata*, *Audouinia tentaculata*. The presence or absence of a species generating a change in the model leads to that species being considered as a valuable indicator.

Target and key-species

The words *Target* and *Key* are proposed to be used as follows in intertidal estuaries (Desprez et al. 1986):

Key-species are those which respond quickly to any disturbance; they are used to detect changes in the system as they are sensitive to pollutants and to natural variations of the sediment quality. They show good evidence of the natural and artificial variations of a specific site. When comparing their abundance between different estuaries, the effect of local impacts is detected, whether these parameters vary abruptly (and, very often, the process is reversible in the case of temporary pollution) or whether they appear to act in the long term (chronic influence).

Target-species, unlike *key-species*, do not show abundance variations correlated with local disturbances from any specific source. Moreover, their wide distribution makes it possible to understand the effect of climatic and oceanic events on a large scale.

THE SOMME COCKLE SURVEY

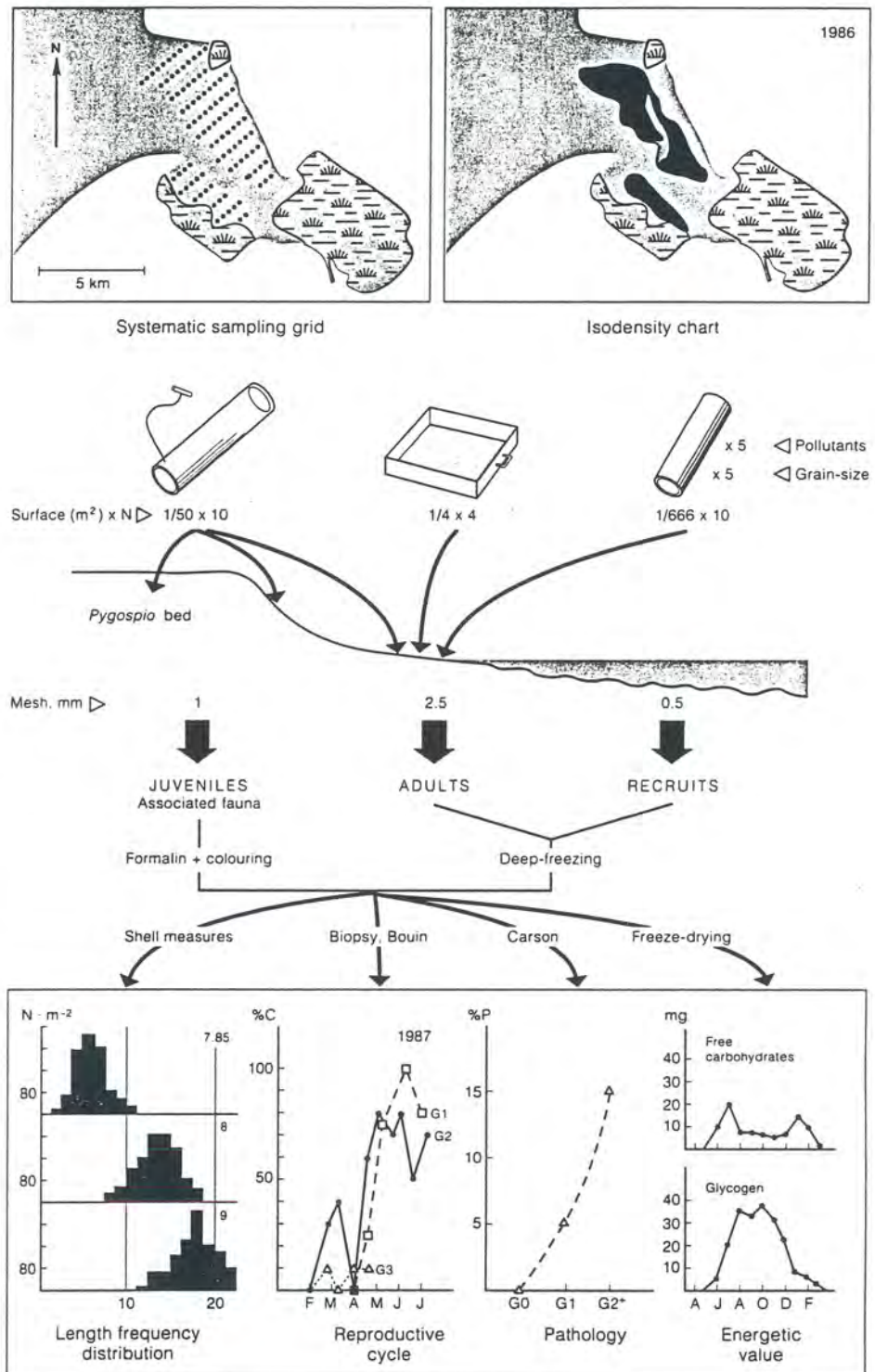


Figure 3. The cockle survey in the Bay of Somme (France). For explanations see text.
Length frequency distribution: Length of antero-posterior axis of shell in mm. N·m⁻²: numbers per square metre in July, August and September 1985.
Reproductive cycle: Time in months. Rate of individuals reaching C maturity-stage: matured gonad and imminent spawning. G1: animals born in 1986. G2: animals born in 1985. G3: animals born in 1984.
Pathology: Rate of animals contaminated by *Labratrema* sp. from February to July 1987. G0: animals born in 1987. G1: animals born in 1986. G2: animals born before 1986.
Energetic value: Time in months in 1985. Concentrations in mg/g of dried meat.

Examples

The Somme cockle survey: a key-species dynamics

Cerastoderma edule is classified as a *Key-species*. The collapse of the local fisheries in 1983-84 was due to the population decline of this bivalve (Desprez *et al.* 1987b). Standing crop determination requiring a *Systematic Sampling Grid*, 12 transects were distributed evenly over the inner part of the estuary at a 500 m interval and sampling stations taken every 200 m (Figure 3). If necessary, extra transects were inserted at a 250 m interval and stations visited every 100 m.

At each station, a core for sediment analysis is obtained and another 0.25 m², 5 cm deep core sieved through a 1 mm² mesh to assess semi-quantitative benthic fauna abundance and

cockle numbers, recruits included. In addition, three extra 0.25 m² samples are sieved on a 2.5 mm mesh. The cockles were measured to establish the size frequency structure of the population. The *Isodensity Chart* is drawn by regrouping equivalent densities (Desprez *et al.* 1987a). This survey is carried out twice a year after winter (April) and after summer recruitment (September-October).

A pilot-station is defined according to fisheries criteria: good density and low variance therefore indicating homogeneity. According to the life-cycle, samples are taken fortnightly in spring and early summer, every three weeks the following months (July to October) and every month in winter. As the cockle has wide environmental preferences, three series of 10 × 0.02 m² cores are taken, at *Pygospio elegans* knolls, moist sands and intermediary. After sieving through a 1 mm mesh, the residue sample is stored in 4 % formalin, containing the stain phloxin B. Juveniles and adult cockles and associated fauna are extracted. Recruits are sampled from 10 × 0.0015 m² cores sieved on a 0.5 mm and next on a 0.1 mm screen. If adults density is low, 0.25 m² more are dug out to collect animals to complete the demographical study and carry out the physiological and biochemical projects: reproductive cycle, pathology and energetic value (lipids, proteins, glucids, glycogen).

In order to determine whether the collapse of the cockle stock resulted from a physiological disturbance of the reproduction, the parasitism rate (% P) of gonads and the reproduction cycle of the main age-classes (% of the C maturity stage of Lucas) have been studied on a monthly frequency. In addition, a stress in relation to environmental disturbances can also be detected with biochemical tests (Pearson & Blackstock 1983). The cockle *Cerastoderma edule*, fulfils the criteria pointed out by these authors. The bivalve has been used in the Somme estuary to assess the biochemical composition of the flesh in relation to environmental disturbances. Total carbohydrates, glycogen, lipids, proteins, ash and water content are estimated to quantify changes resulting from specific perturbations (Deslous-Paoli & Heral 1986).

The 'Macoma' project: a European target-species

Macoma balthica is considered to be a *Target-species*. Its abundance changes are used in the COST 647 project (Desprez *et al.* 1986) to interpret the long-term effects of climatic impacts. Other aspects of the species biology were compared between five estuarine ecosystems (Figure 4):

- the Wadden Sea;
- the Bay of Somme;
- the Seine Estuary;
- the Loire Estuary;
- the Gironde Estuary.

Seasonal patterns of change in length (total and annual growth cessation rings) and weight during their second year of life were studied on sieved animals on a 1 mm mesh at a monthly frequency at two intertidal stations (Beukema & Desprez 1986). In the Wadden Sea, the *Macoma balthica* population shows a single and short annual

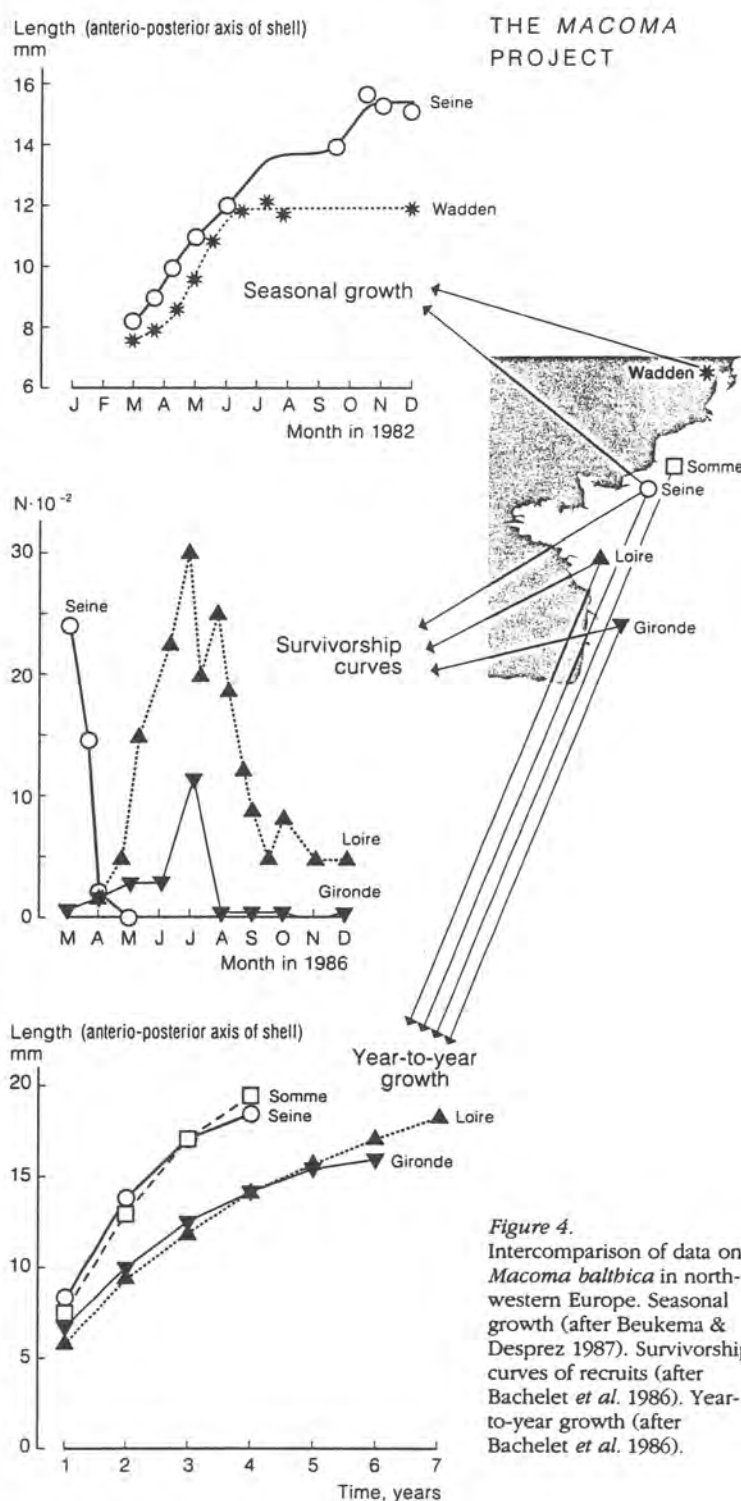


Figure 4. Intercomparison of data on *Macoma balthica* in north-western Europe. Seasonal growth (after Beukema & Desprez 1987). Survivorship curves of recruits (after Bachelet *et al.* 1986). Year-to-year growth (after Bachelet *et al.* 1986).

period of growth in spring whereas in the Seine, it shows a dual growing period in early spring and autumn. Changes in the number of recruits were plotted after sampling from mini-cores (0.0008 to 0.00015 m²) sieved through a 0.1 mm² mesh, fixed in 10 % formalin and coloured by Rose Bengal at intervals of two months (1984) and monthly (1985) for the Seine, Loire and Gironde (Bachelet *et al.* 1986). In the former estuary, recruitment is brief and occurs as early as February-March. In the others, it occurs from May to September. *Macoma* growth rate was assessed in the four French estuaries and found to decrease from north to south and to reach an optimum in the Somme.

Conclusion

The ecologist has many techniques for describing community structure: diversity and evenness indices, *K*-dominance curves, rarefaction curves, ABC and SAB curves, A/S and B/A ratios, cluster and ordination techniques. Each will give information as long as the species identities are not forgotten.

It is not possible or necessary to propose a single and universal methodology to survey macrotidal estuaries. However, a protocol of several methods in strict progression seems justified in estuaries. Each single method may be problem specific. The bio-sedimentary approach is able to point out the suitable method to answer a question in particular.

Finally, the protocol depends on:

- the type of problem (urgent or long-term);
- requirements for performing the work and allocation of resources;
- the type of sediment and community;
- the species involved in the study;
- the life-stage of the animal;
- the use of the sample (e.g. biometrics, biochemistry).

Acknowledgements

The authors are indebted to the University of Picardy for facilities provided at the Station d'Etudes en Baie de Somme. The English text was written by J.-P. Ducrottoy who is grateful to M. Elliott for his assistance with this paper. Part of the present work was carried out in the COST 647 (European Communities Commission) and in the Programme National pour le Déterminisme du Recrutement (CNRS - IFREMER) frameworks.

References

- Amanieu, M., J. Ferraris & O. Guelorget, 1980. Organisation et évolution des peuplements des lagunes littorales. Application à la macrofaune benthique des étangs palavaisiens. - *In* Les stratégies adaptatives, pp. 251-277. Colloque d'Ecologie Théorique. E.N.S., Paris 18-20 mai 1978, Maloine, Paris.
- Amanieu, M., I.L. Gonzales & O. Guelorget, 1981. Critères de choix d'un modèle de distribution d'abondance. - *Acta Oecologia* 2(3): 265-267.
- Arntz, W.E. & H. Rumohr, 1986. Fluctuations of benthic macrofauna during succession and in established community. - *Meeresforsch.* 31: 97-114.
- Arntz, W.E., 1981. Zonation and dynamics of macrobenthic biomass in an area stressed by oxygen deficiency. - *In* G. Barrett & R. Rosenberg (eds): Stress Effects on Natural Ecosystems, pp. 215-225. John Wiley & Sons, New York.
- Bachelet, G., M. Desprez, J.P. Ducrottoy, J. Marchand & B. Robineau, 1986. Dynamique des populations de *Macoma balthica* (Mollusque Lamellibranche) en milieu estuarien: Influence du gradient latitudinal sur les processus de croissance et de recrutement. - Rapport Direction de la Recherche du Ministère de l'Education Nationale, Université de Bordeaux I. 58 pp.
- Bellan, G., 1980. Annélides Polychètes des substrats solides de trois milieux pollués sur les côtes de Provence (France): Cortiou, Golfe de Fos, Vieux Port de Marseille. - *Tethys* 9(3): 260-278.
- Benzecri, J.P. & F. Benzecri, 1980. La pratique de l'analyse des données, I: Analyse des correspondances exposé élémentaire. - Dunod, Paris.
- Beukema, J.J., 1979. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea. - *Neth. J. Sea Res.* 13(2): 203-223.
- Beukema, J.J. & M. Desprez, 1986. Single and dual annual growing seasons in tellinid bivalve *Macoma balthica* (L.). - *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 102: 35-45.
- Beukema, J.J. & K. Essink, 1986. Common Patterns in the fluctuations of macrozoobenthic species living at different places on tidal flats in the Wadden Sea. - *Hydrobiol.* 142: 199-207.
- Blandin, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. - *Bulletin d'Ecologie* 17(4): 215-307.
- Buchanan, J.B., P.F. Kingston & M. Sheader, 1974. Long-term population trends of the benthic macrofauna in the offshore mud of the Northumberland coast. - *J. mar. biol. Ass. U.K.* 54: 785-795.
- Chasse, C. & D. Morvan, 1978. Six mois après la marée de l'Amoco Cadiz, bilan provisoire de l'impact écologique. - *Penn. Ar. Bed., N.S.* 93(2): 311-338.

- Crema, R. & A.M. Bonvicini Pagliai, 1980. The relationship between benthic community structure and pollution abatement in the gulf Follonica (Tuscany). – *Mem. biol. Ocean.* **10**: 159-162.
- Cuisinet, H., D. Davoult, J.-M. Dewarumez, M. Etienne, S. Frontier & P. Moguedet, 1986. Echantillonnage en milieu benthique littoral et sublittoral: réalisation de plans d'échantillonnage à différentes échelles et implications sur les résultats des analyses numériques. – In S. Frontier (ed.): *Evaluation et Optimisation des Plans d'Echantillonnage en Ecologie Littorale*, pp. 101-144. PIREN, ATP 9.82.65, CNRS, Paris.
- Cusset, G., in press. Sur une simulation temporelle d'une phytocénose. – In Kretzschmar (ed.): *Modélisation des Systèmes*. Presse du CNRS, Paris.
- Depiereux, E., E. Feytmans & J.C. Micha, 1983. Utilisation critique de l'analyse en composantes principales et du cluster analysis pour la description d'échantillons d'invertébrés benthiques en eau douce. – *Oikos* **40**: 81-94.
- Deslous-Paoli, J.-M. & M. Heral, 1986. *Crepidula fornicata* L. (Gastéropode, Calyptraeidae) dans le bassin de Marennes-Oléron: composition et valeur énergétique des individus et des pontes. – *Oceanol. Acta* **9**(3): 305-311.
- Desprez, M., J.F. Brulard, J.P. Dupont, S. Simon, B. Sylvand & P. Duval, 1983. Etude des biofaciès intertidaux de l'estuaire de la Seine. – *Compte-Rendu de l'Académie des Sciences de Paris*. t. 296, Série III: 521-526.
- Desprez, M., J.-P. Ducrotoy & B. Sylvand, 1986. Fluctuations naturelles et évolution artificielle des biocénoses macro zoobenthiques intertidales de trois estuaires des cotes françaises de la Manche. – *Hydrobiol.* **142**: 249-270.
- Desprez, M., J.-P. Ducrotoy, B. Elkaim, R. Lafite & M. Lemoine, 1987a. Crise de la production de coques (*Cerastoderma edule*) en Baie de Somme: analyse de la reproduction et relations avec l'environnement. – *Haliotis* **16**: 327-351.
- Desprez, M., J.-P. Ducrotoy & B. Elkaim, 1987b. Crise de la production des coques (*Cerastoderma edule*) en Baie de Somme. I. Synthèse des connaissances biologiques. – *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* **49**(3 & 4): 215-230.
- Dorjes, J., H. Michaelis & B. Rhode, 1986. Long-term studies of macrozoobenthos in intertidal and shallow subtidal habitats near the island of Norderney (East Frisian coast, Germany). – *Hydrobiol.* **142**: 217-232.
- Ducrotoy, J.P., M. Desprez & J.P. Dupont, 1985. Short- and long-term biosedimentary evolution of two *Macoma balthica* communities. – In J.G. Wilson & W. Halcrow (eds): *Estuarine Management and Quality Assessment*, pp. 105-130. Plenum Press, New-York.
- Ducrotoy J.-P., B. Elkaim, R. Lafite & J.P. Dupont, 1986. Essai d'application des notions de confinement au milieu paralique de la Baie de Somme. – *J. Rech. Océanogr.* **11**(3): 88-89.
- Ducrotoy, J.P., M. Desprez & B. Elkaim, 1987. Crise de la production des Coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. II. Impact de la dynamique biosédimentaire. – *Rev. Trav. l'Institut des Pêch. Mar.* **49**(3 et 4): 231-241.
- Dupont, J.P., 1981. Relations entre Bios et Phénomènes sédimentaires intertidaux: le modèle de la Baie de Somme. – Thèse de Troisième Cycle de l'Université de Haute-Normandie 310 pp.
- Elkaim, B., 1981. Effets de la marée noire de l'Amoco Cadiz sur le peuplement subtidal de l'estuaire de la Penzé. – *Publ. Sci. Tech. CNEXO, Actes du Colloque International CNEXO, Brest 19-22 novembre 1979*: 527-539.
- Elkaim, B., F. Ibanez & F. Proniewski, 1982. Le benthos subtidal de l'estuaire de la Seine: Analyse statistique des peuplements. – *J. exp. mar. Biol. Ecol.* **64**: 231-252.
- Elliott, M & P.F. Kingston, 1987. The sublittoral benthic fauna of the estuary and Firth of Forth, Scotland. – *Roy. Soc. Edinb.* **93B**: 449-465.
- Essink, K. & J.J. Beukema, 1986. Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. – *Hydrobiol.* **142**: 209-215.
- Frontier, S., 1983. *Stratégies d'échantillonnage en écologie*. – Masson, Paris et les Presses de l'Université de Laval, Québec 494 pp.
- Gebu, J.M., B. Caron & M. Bon, 1976. Données sur la végétation des prés salés de la Baie de Somme. – In J.M. Gehu (éd.): *La végétation des vases salées*, pp. 197-225. Colloques phytosociologiques, J. Cramer, Vaduz. vol IV.
- Glemarec, M., 1986. Ecological impact of an oil spill: utilization of biological indicators. – *Wat. Sci. Tech.* **18**: 203-211.
- Gray, J.S., 1981. Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. – *Mar. Poll. Bull.* **12**(5): 173-176.
- Gray, J.S. & F.B. Mirza, 1979. A possible method for the detection of pollution induced disturbance on marine benthic communities. – *Mar. Poll. Bull.* **10**: 142-146.
- Gray, J.S. & T.H. Pearson, 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **9**(2): 111-119.
- Green, R.H., 1980. The assessment of ecologic similarity. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **11**: 1-14.
- Guelorget, O., G. Frisoni & J.P. Perthuisot, 1983. La zonation biologique des milieux lagunaires: définition d'une échelle de confinement dans le domaine paralique méditerranéen. – *J. Rech. Océanogr.* **13**(1): 15-35.
- Guelorget, O. & J.P. Perthuisot, 1984. Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paralique. – *Bull. d'Ecologie* **15**(1): 67-76.
- Jeffrey, D.W., J.G. Wilson, C.R. Harris & D.L. Tomlinson, 1985. A manual for the evaluation of estuarine quality. – The Irish Estuarine Research Programme (IERP), University of Dublin. 161 pp.
- Lambshead, P.J.D., H.M. Platt & K.M. Shaw, 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. – *J. nat. Hist.* **17**: 859-874.

- Legendre, L. & P. Legendre, 1979, 1984. *Ecologie numérique*. – Masson Paris et les Presses de l'Université de Québec. Tome 1: 260 pp., tome 2: 335 pp.
- Leppäkoski, E., 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. – *Acta Acad. Åboensis Ser. B*, **25**: 1-90.
- McCall, P.S. & M.J.S. Tevesz, 1983. Soft-bottom succession and the fossil record. – In M.J.S. Tevesz & P.S. McCall (eds): *Biotic interactions in recent and fossil benthic communities*, pp. 157-194. Plenum Press, New York, London.
- McLusky, D.S., 1982. The impact of petrochemical effluent on the fauna of an intertidal estuarine mudflat. – *Estuar. coast. mar. Sci.* **14**: 489-499.
- McLusky, D.S. & M. McGrory, in press. A long-term study of an estuarine mudflat subject to industrial pollution. – 22nd Europ. mar. Biol. Symp. Barcelona.
- Monti, D., 1986. Problèmes de la cartographie des peuplements benthiques: simulation de divers plans d'échantillonnage et comparaison. – In S. Frontier (ed.): *Evaluation et Optimisation des Plans d'Echantillonnage en Ecologie Littorale*, pp. 59-78. PIREN, ATP 9.82.65, CNRS, Paris.
- Patrick, R., 1973. Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality. – In J. Cairns & K.L. Dickson (eds.): *Biological methods for the assessment of water quality*, pp. 76-95. Am. Soc. for Testing and Materials, STP 528, Philadelphia.
- Pearson, T. & R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. – *Oceanogr. mar. Biol. ann. Rev.* **16**: 229-311.
- Pearson, T.H. & J. Blackstock, 1983. Selection of indicator species: a coordinated ecological approach to the assessment of pollution. – In L. Cabioch (ed.): *Fluctuation and succession in marine ecosystems*, pp. 147-151. 17th Europ. mar. Biol. Symp., Brest.
- Pearson, T.H., J.S. Gray & P.J. Johannessen, 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data analyses. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **12**: 237-255.
- Pielou, E.C., 1966. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. – *Am. Nat.* **100**(3): 463-465.
- Rachor, E., 1980. The inner German Bight. An ecologically sensitive area as indicated by the benthos fauna. – *Helgoländer Meeresunters.* **33**: 522-530.
- Raffaelli, D. & C.F. Mason, 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. – *Mar. Poll. Bull.* **12**(5): 158-163.
- Rhoads, D.C. & J.D. Germano, 1986. Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol. – *Hydrobiol.* **142**: 291-308.
- Simon, S., M. Desprez, J.P. Dupont, J.C. Peltier & W. Dupont, 1981. Distribution du macrozoobenthos intertidal de la Baie de Somme. – *Compte-Rendu de l'Académie des Sciences de Paris* **292** (série III): 1013-1016.
- Smith, J.C., D.J. Curtis, I. Gibson & M. Wilkinson, 1974. Intertidal organisms of an industrialised estuary. – *Mar. Poll. Bull.* **5**: 23-39.
- Sylvand, B., 1985. La Baie des Veys (Baie de la Seine, Manche Centrale): évolution récente et incidence des aménagements. – 1er Colloque d'Océanologie Cotière, ADERMA, Bordeaux: pp. 112-125.
- Sylvand B., B. Elkaim, M. Desprez, J-P. Ducrotoy, J-P. Dupont & R. Lafite, in press. Appréciation de la qualité biologique et de la dynamique d'estuaires macrotidaux en Manche - Exemples de gestion. – *Cahiers de l'AFIE*.
- Thorson, G., 1957. Bottom communities (sublittoral and shallow shelf). – *Geol. Soc. Am. Mem.* **67**(1): 461-534.
- Warwick, R.M., 1981. The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. – *Mar. Poll. Bull.* **12**(10): 329-333.
- Warwick, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. – *Mar. Biol.* **92**: 557-562.
- Warwick, R.M., 1988a. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Friersfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **46**: 167-170.
- Warwick, R.M., 1988b. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. – *Mar. Poll. Bull.* **19**: 259-268.
- Warwick, R.M., T.H. Pearson & Ruswabyuni, 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species/biomass method. – *Mar. Biol.* **95**: 193-200.
- Wilson, J.G., J.P. Ducrotoy, M. Desprez & B. Elkaim, 1987. Application d'indices de qualité écologique des estuaires en Manche Centrale et Orientale: comparaison de la Seine et de la Somme. – *Vie et Milieu* **37**(1): 1-11.

A comparison of the population dynamics of the cockle (*Cerastoderma edule*, L.) in North-Western Europe

Jean-Paul Ducrotoy¹, Hervé Rybarczyk¹, José Souprayan², Guy Bachelet³, Jan J. Beukema⁴, Michel Desprez¹, Jürgen Dörjes⁵, Karel Essink⁶, Jacques Guillou⁷, Herman Michaelis⁸, Bernard Sylvand⁹, James G. Wilson¹⁰, Bernard Elkaïm², Frédéric Ibanez²

1. Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux, Station d'Etudes en Baie de Somme, 115, quai Jeanne d'Arc, F-80230 St. Valery-sur-Somme, France
2. Station Zoologique, Université de Paris VI, PO Box 28, F-06230 Villefranche-sur-Mer, France
3. Institut de Biologie Marine, Université de Bordeaux I, 2, rue du Professeur Jolyet, F-33120 Arcachon, France
4. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, PO Box 59, NL-1790 AB Den Burg, The Netherlands
5. Forschungsinstitut Senckenberg, Schleusenstrasse 39a, D-W2940 Wilhelmshaven, FRG
6. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, PO Box 207, NL-9750 AE Haren, The Netherlands
7. Laboratoire d'Océanologie Biologique, avenue Le Gorgeu, F-29287 Brest, France
8. Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, An der Mühle 5, D-W2982 Norderney, FRG
9. Centre National de la Recherche Scientifique, GEMEL, Laboratoire Maritime, rue du Dr. Charcot, F-14530 Luc-sur-Mer, France
10. Environmental Sciences Unit, Trinity College, Dublin 2, Ireland

Offprint from
**Estuaries and Coasts:
Spatial and Temporal
Intercomparisons**
ECSA19 Symposium
Edited by
Michael Elliott &
Jean-Paul Ducrotoy
Published by
Olsen & Olsen, 1991
ISBN 87-85215-17-1

Abstract

The COST 647 framework has provided an opportunity to collect a long series of data on benthic species. This paper collates data on the edible cockle (*Cerastoderma edule*) from various sites in the Wadden Sea and from several North-West European estuaries. Information on population structure, recruitment and growth studies allowed the development of a simple model showing alternate 'crisis' and 'upholding' phases. Population disturbances are not yet predictable but a literature survey indicates the need to study the physiology of stressed animals and to link population parameters with environmental factors. It is necessary to continue the COST 647 survey as time-series are often too short to draw meaningful conclusions.

Keywords: *Cerastoderma edule*, estuarine ecosystems, population dynamics, North-West Europe, long-term survey.

Introduction

Cockle (*Cerastoderma edule*, L.) populations are commercially exploited in some parts of Europe (notably in the Netherlands, Britain and France) and fluctuations in local fisheries may lead to economic problems. Although this bivalve has been fished for many centuries, little is known about the biological reasons for prolific years or, conversely, poor years. To explain these changes, emphasis has been put on local environmental factors such as sediment quality (Ducrotoy & Desprez 1986), fresh-water input (Cloern & Nichols 1985), chemical (Wilson 1982) or organic pollution (Essink 1978). Effects of climatic factors such as severe winters were proposed by Beukema (1979) and it was assumed that low temperature operates as a synchroniser between sites. Nevertheless, this knowledge is insufficient to account for or predict fluctuations observed in cockle numbers. The consideration of within-site variations is also necessary and leads to the discussion of the ecological preferences of the species. Cockles are found in coarse as well as in fine sediments and they occur in the subtidal habitat as well as high upshore in estuarine intertidal areas (Dörjes *et al.* 1986). Their life span can be 10 years (Sverker 1977) but the turnover of exploited populations is known to be rapid. Recruitment variability has often been emphasised as essential in cockle population dynamics but important year-to-year changes in reproductive cycles prevent the identification of a unique reproductive strategy for the species (Desprez *et al.* 1987). To understand the seasonal fluctuations in the availability of stocks, extensive quantitative data series on the species are essential to describe the changes in the population structures and to relate them to environmental conditions. Within the COST 647 framework (Commission of the European Communities), it was considered that a comparison of sites throughout Europe could lead to an analysis of the population dynamics of a single species on a large scale. This paper attempts to use data from different sources and is intended to test the feasibility of such a method.

174

Ducrotoy et al.
Cerastoderma edule

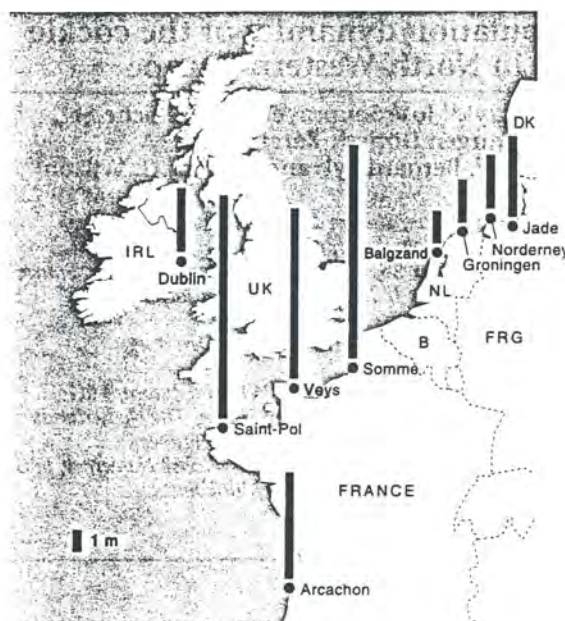


Figure 1.
 Location of estuarine sites
 selected for this study. Bars
 represent tidal range.

	Jade Bucht	Norderney	Groningen	Balgzand	Dublin Bay	Somme	Veys	Saint-Pol	Arcachon
Immersion, %	50	33/55	52/62	70	50	30/50	50	70/50	70/50
Salinity, ‰	26/32.5	28/31	30	20-30	18/41	26/31	32/34	33.5/38.5	27/34
Sediment mean, mm	—	0.2	0.12/0.8	0.18	0.16	0.16/0.22	0.18/0.21	0.3	0.3/0.37
Organic content, %	—	0.4/3.5	—	—	2/7	5.5/8.5	0.9/1.5	2/3	0.24/1.08
Silt content, %	40	4	6/23	3	0.6/28	2/20	0.4/1.9	20/40	1.7/5.8
Carbonates, %	6	0/4.7	—	—	4	25	—	—	—
Local fisheries, t·y ⁻¹ (aver.)	0	0	0	0	200	3000	300	100	?

Table 1.
 Environmental characteristics
 of sites.

Sites and methods

Data were gathered on the abundance of *C. edule* from nine sites from Northern Germany (53°43') to South-Western France (43°35') (Figure 1, Table 1).

1. Jade Bucht is on the German North Sea Coast just west of the river Weser by Wilhelmshaven. Two stations (I and II) were sampled from 1979 to 1988 at Crildumersiel. At these two stations, the sediment was silty fine sand including 40% (average) of silt (<63 µm).
2. At Norderney, the sites investigated from 1976 to 1985 lie on the sheltered side of the island, in the Wadden Sea. Mean inundation time increased from 33% (station T1) to 55% (station T4). The sediments consisted of fine and medium sand at the four stations (T1, T2, T3 and T4) with a low silt content (<63 µm).
3. In the western Dutch Wadden Sea, the macrozoobenthos has been studied since 1969 (Essink 1978, Essink & Beukema 1986). Five squares of 30×30 m of intertidal flats near the outfall of a waste water pipe-line were sampled at least twice per year, near Groningen. Three squares (51-2, 54-0, 54-1) are situated on muddy sands, two on sandy sediments (47-0 and 47-1).
4. The Balgzand tidal flat area is located in the western part of the Wadden Sea near Den Helder. Data on cockles were collected from transect 8 (Beukema 1988) situated approximately 40 cm below mid-tide level. The sediment is sandy with 2% silt (<60 µm).
5. Dublin Bay is a typical sandy bay with pockets of mud and mixed sediments in the lagoons and inner harbour. Two stations were sampled from 1983 to 1988 at Bull Island Lagoon (BI) and Sandymount (SM). At BI the sediment was sandy-mud (6.6% of silt, <63 µm), and it was sandy at SM (0.6% of silt). Both stations were 75 cm below mid-tide level.
6. The baie de Somme is completely intertidal. Data for two stations (30×30 m) are presented here: Hourdel-Hornu (HHS) in the southern part of the estuary and Le Crotoy (LCS) in the north. Salinity variation is high at HHS (6-25‰) because of the proximity of the Somme channel but less at LCS (26-31‰); HHS

is 1 m above mid-tide level, and LCS 1.5 m. The sediment is a muddy sand with less than 5 % of silt ($<50 \mu\text{m}$) at both stations. Two extra stations will be presented further in the text.

7. From the baie des Veys, results were collected from a single station at Brevands (BR), in the centre of the bay, at mid-tide level where salinity is stable (33–34 ‰) and the sediment is a fine sand with less than 1 % silt ($<50 \mu\text{m}$).
8. In the baie de Morlaix (Penzé Estuary), a single station was sampled in 1987 and 1988 at Saint-Pol. It was situated just below mid-tide level and sediments contained 20 to 40 % silt ($<63 \mu\text{m}$). Salinity never fell below 33 ‰.
9. In the Bassin d'Arcachon, a single station was sampled in 1987 and 1988 at Plage Pereire (PP). At PP the sediment was sandy with $<6 \%$ silt ($<50 \mu\text{m}$).

Sampling was carried out by similar methods at each site (Essink 1986):

- selected sampling stations for intercomparison were those located below mid-tide level;
- recruitment of young bivalves was assessed after sieving through a 1-mm mesh;
- 5 to 30 replicates were carried out in order to estimate statistical significance.

The density is given as individuals $\cdot \text{m}^{-2}$ and the following data were selected to examine population dynamics:

- densities of recruits of the year at the beginning of winter (G0);
- densities of animals recruited the preceding year (G1) at the end of winter, or 1 year-old and over (G1+);
- maximum number of age-classes recorded in the year (AGE);
- number of cohorts (recruitment periods) in the year (COHORTS).

Shell length was measured along the antero-posterior axis. Growth was measured as the incremental increase in shell-length (INCREMENTS). Ages were determined by counting the growth rings on the shells and interpretation of the modes in the size-frequency distribution.

Multi-annual trends were drawn after a two-step processing of data on long periods (five years). The frequency of sampling was standardised as seasonal with four values a year. The same number of values was computed even when the series had different numbers of observations. The statistical treatment used was principal component analysis (PCA). For filtering of data (numbers per square metre), the Eigenvector Filtering Method acts as a weighted moving average process which eliminates frequency bands equal to or less than the annual cycle (Ibanez & Souprayen 1988). In order to compare data on animal densities with environmental conditions, a correspondence factorial analysis (CFA) (Benzecri 1973) was used on data from four sites (Jade Bucht, Groningen, Dublin Bay, baie de Somme) where adequate time-series were available. Using the STATITCF software package, CFA was performed on a matrix composed of data on population parameters and site characteristics (variables) and samples (date per site : observations). All numbers (densities : G1, G0; AGE, COHORTS, INCREMENTS) and data on winter temperatures (WINTER) and latitudinal location (LATITUDE) were codified by a figure from 0 to 5. CFA is a double PCA (on lines and columns) where distances of the χ^2 are calculated on the profiles. Projection of variables and of observations are drawn on the same graph. Points close to the centre are known to be insufficiently represented by the actual axes and were taken carefully into account.

Results

Densities and multi-annual trends

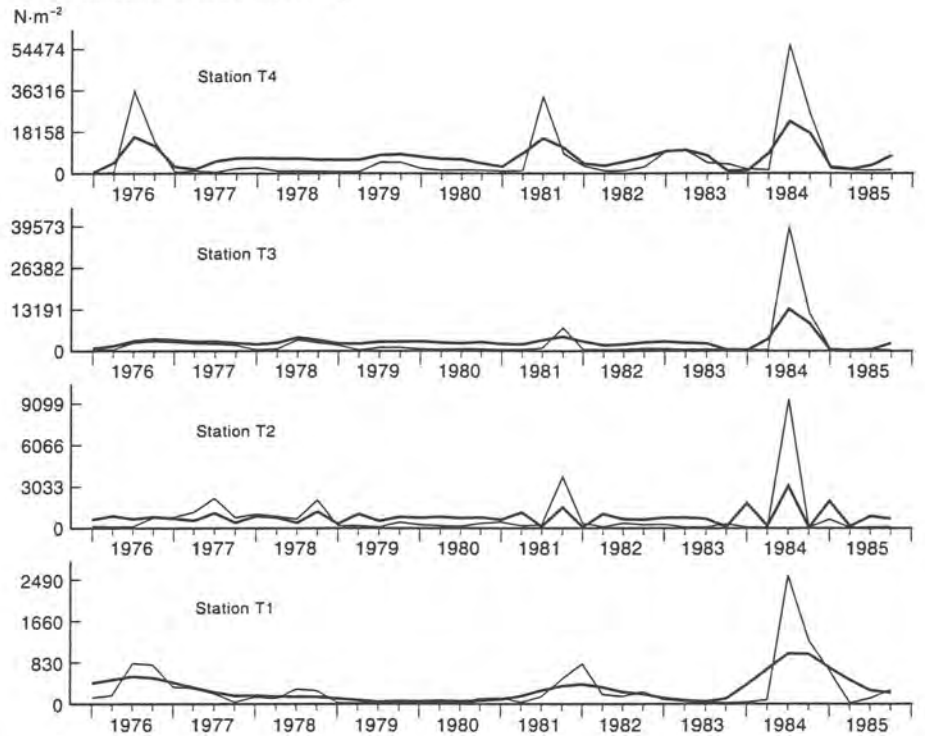
The untransformed, regularised and filtered density data at three selected sites: Norderney, Groningen and Somme are shown on Figures 2A, B and C. The recorded density-maxima ($\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$) differed according to the sites and the area sampled during the period of study: 54 474 at Norderney, 4122 at Groningen and 3327 in the baie de Somme. Filtered values showed no significant trends in density except at station 47-1 at Groningen where a decrease occurred. At different levels of density, regular cycles appeared. At Norderney and in the baie de Somme, one-year cycles were revealed. At Groningen, two- to three-year cycles combined together on longer periods up to the decade. It is possible to discriminate between distinct levels of abundance. The cockle dynamics are governed by 'crisis' periods when the population falls to low numbers, 'recovery' phases when numbers increase suddenly and more or less stable 'upholding' phases.

176

Ducrotoy et al.
Cerastoderma edule

Figure 2A.
Densities of *Cerastoderma edule* over a series of years at Norderney.
Thin line: original and regularised values; thick line: filtered values.

A, *Cerastoderma edule* Norderney



B, *Cerastoderma edule* Groningen

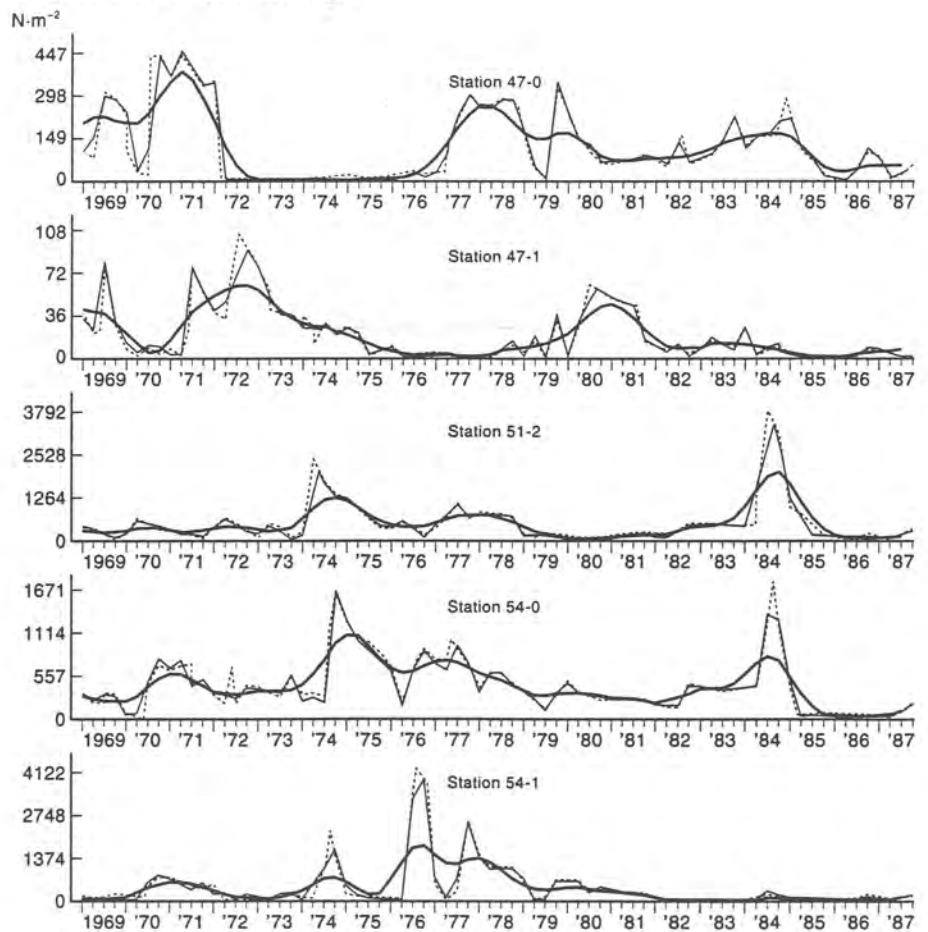


Figure 2B.
Densities of *Cerastoderma edule* over a series of years at Groningen.
Dotted line: original values; thin line: regularised values; thick line: filtered values.

C, *Cerastoderma edule* Somme

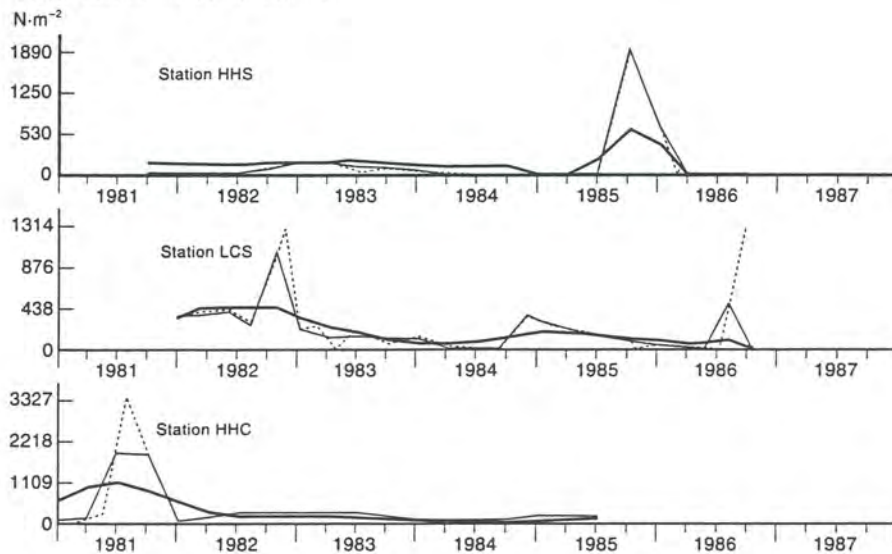


Figure 2C.
Densities of *Cerastoderma edule* over a series of years at Somme.
Dotted line: original values;
thin line: regularised values;
thick line: filtered values.

Population structure

The maximum number of age-classes recorded in each year show that most were observed in 1978 and 1983 at Balgzand and in the Somme in 1981 (Figure 3). The lowest numbers of age-classes were found in 1979 and 1987 at all sites. The density of G1+ (Figure 4) at the end of the winter was lowest in 1987. As the winters were particularly severe in 1978/79, 1984/85, 1985/86 and 1986/87 (Desprez *et al.* 1990), it is possible that very low temperatures killed animals (Beukema 1979, 1985). The present work suggests that older animals could be more sensitive to cold than young ones.

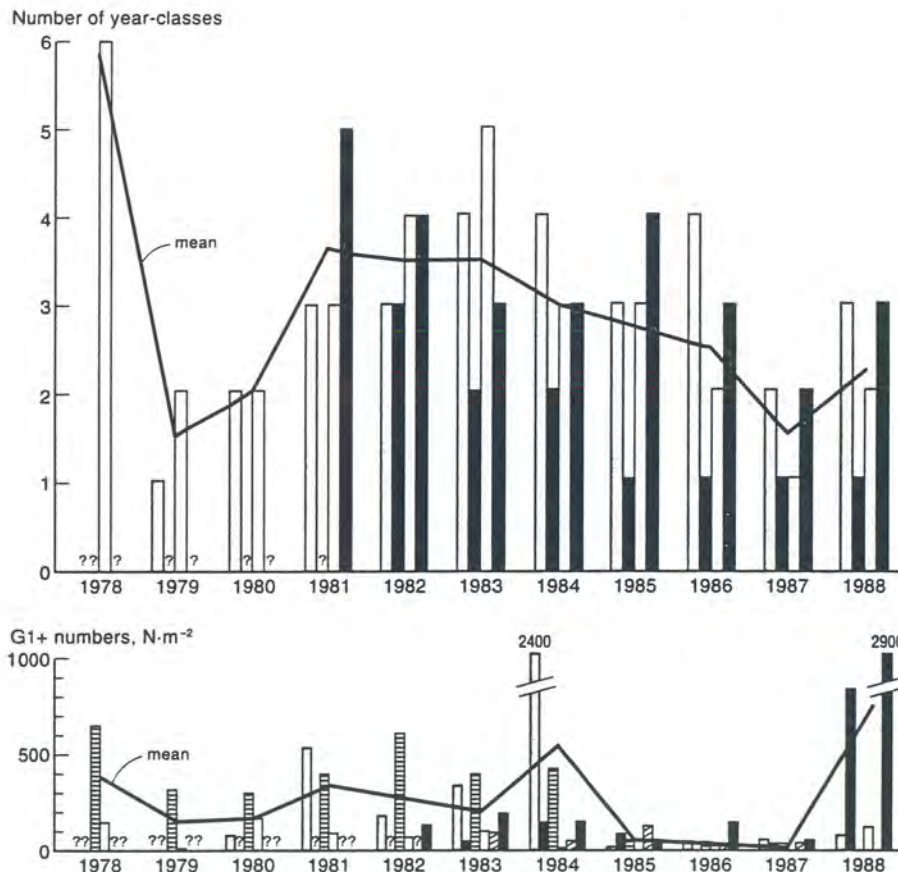


Figure 3.
Maximum number of age-classes of *Cerastoderma edule* (shell growth-rings) in a year in four selected sites.

Somme, station LCS
Balgzand, transect 8
Norderney, station T3
Jade, station I

Figure 4.
Abundance of 1 year old *Cerastoderma edule* and over in six selected sites.

Somme, station LCS
Dublin, station BI
Balgzand, transect 8
Groningen, station 51-2
Norderney, station T3
Jade, station I

178

Ducrotoy et al.
*Cerastoderma edule**Recruitment*

The intensity of recruitment could be assessed (Figure 5, Table 2). At some sites (Jade, Norderney, Somme), the recruitment of young was of several times 10 000 ind · m⁻². At other sites, it was much weaker and considerable variation occurred between years (Figure 2). The relationship between good recruitment and a previous severe winter (shown as a large decrease in total numbers of the population)

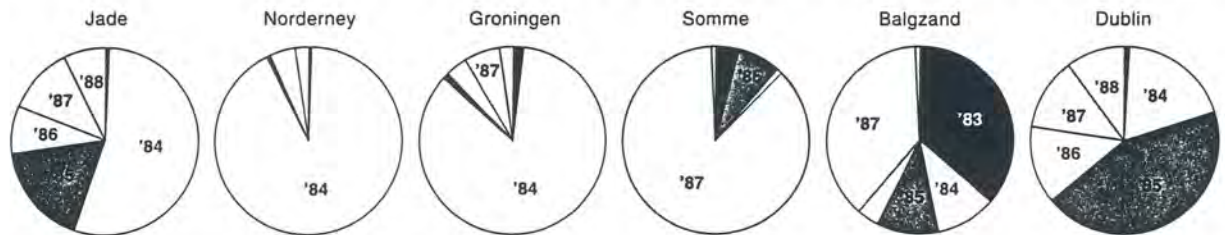


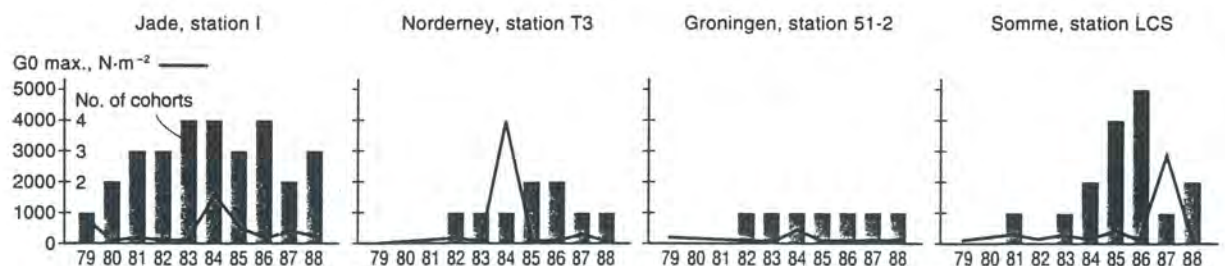
Figure 5.
Pie chart of maximum abundance of young-of-the-year *Cerastoderma edule* (G0) recorded at six selected sites from 1983-1988.

Table 2.
Maximum numbers of recruits recorded in a year at seven selected sites. Bold-type values show higher numbers per site.

	1983	1984	1985	1986	1987	1988
Jade Bucht	75	14120	4495	2005	2975	1940
Norderney	160	39573	170	19	2005	1153
Groningen	60	3356	35	138	246	105
Balgzand	851	244	260	85	897	18
Dublin	3	58	137	40	40	30
Somme	1230	30	2500	400	30000	200
Saint-Pol	0	0	0	0	352	434

is difficult to assess. 1984 was an exceptional year in most of the Wadden Sea (Figure 2A & B) following a mild winter but extraordinary spatfalls also occurred in summers following a severe winter. Heavy recruitment after a severe winter did occur on the tidal flats of Balgzand and the Somme Estuary but in the Somme, recruitment patterns were different after each of the three severe winters of 1984/85, 1985/86 and 1986/87. Low numbers were recruited in 1985 and 1986 but very high densities (up to 30 000 ind · m⁻²) were found in 1987. Also, when heavy storm surges reduces the adult population, the recruitment in the following year may be particularly successful. This is demonstrated at Norderney, station T4 (Figure 2A) when abundant spatfall in 1976 followed a winter which was only moderately severe (about 15 days with ice-cover) but five serious storm surges had occurred. The number of cohorts in each year at a particular site (Figure 6) should correspond with recruitment periods linked with spawning. No year-to-year fluctuation appears in Groningen where there was only one cohort and the density of G0 remained low throughout the study. On the other three sites, numbers of cohorts fluctuated yearly, Jade Bucht showing consistently higher numbers of cohorts than the other sites. In the Somme, the number of cohorts increased regularly from 1981 to a maximum of five in 1986, at a time when the population was recovering from a depletion in abundance. This may be part of a demographic strategy: spawning periods followed one another more frequently as failures in the restoration of populations occurred year after year. It is not possible to find a direct influence of the latitudinal gradient as the year-to-year intra-site variability is thought to be more important but, in particular years, climatic events may act as a synchronising agent. For example, summer conditions in 1984 in the Wadden Sea induced a good settlement of larvae at the two represented sites (Norderney and Groningen) (Figure 6).

Figure 6.
Number of cohorts and maximum density of G0 of *Cerastoderma edule* at four selected sites.



Growth of recruits during their first year

The G0 growth curves recorded at Jade Bucht shows that the size achieved by the first winter during the period of study varied from 5 to 10 mm with 1987 being the best year (Figure 7). Characteristics general to the site are that recruitment could be between April and June, a single growth period occurred in summer and growth was usually faster in August but may continue into September. The growth

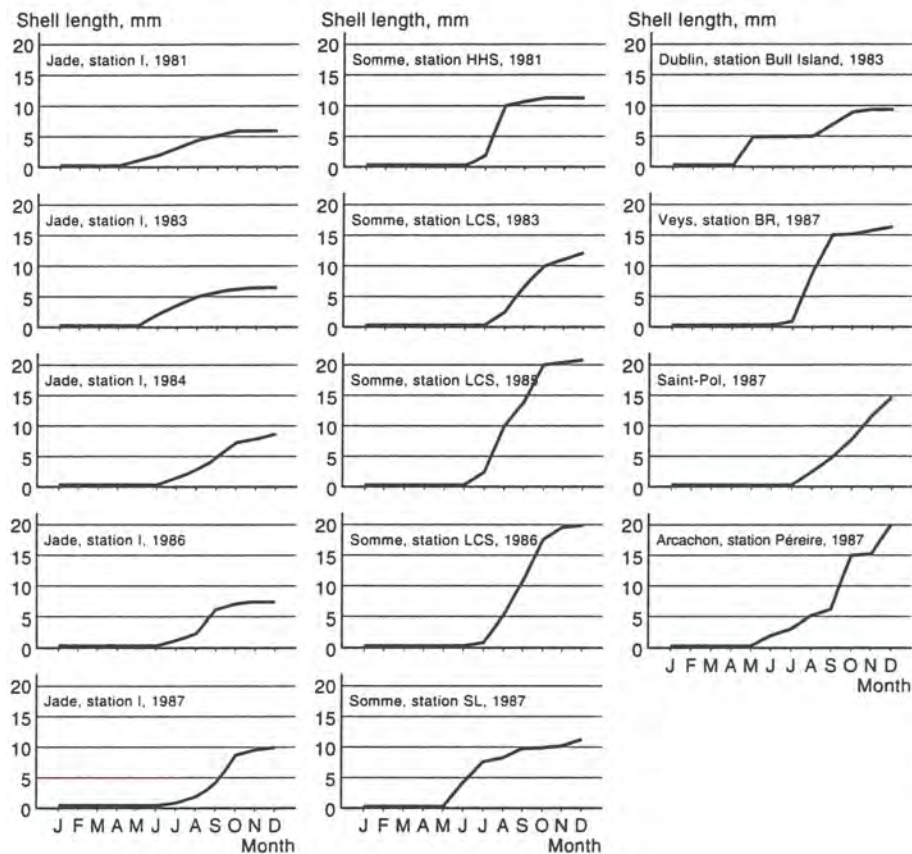


Figure 7. (left column) Growth curves of the summer cohort of G0 *Cerastoderma edule* in the Jade Bucht as shown by shell length.

Figure 8. (centre column) Growth curves of the summer cohort of G0 *Cerastoderma edule* in the baie de Somme. Stations are representative of other similar cockle beds.

Figure 9. (right column) Growth curves of the summer cohort of G0 *Cerastoderma edule* in Dublin Bay, baie des Veys, Saint-Pol and Arcachon.

curve was sigmoid with little or no growth after October. In the baie de Somme (Figure 8), the shell length reached 22 mm in 1985 showing two rapid growth periods, in July and again in September-October with a slow growth in August. In 1983 and 1986, a single growth period occurred. In 1981 and 1987, growth ceased in July-August and the shell length did not exceed 12 mm. A seasonal decrease of growth of the G0 class in autumn and winter was noticed at Jade Bucht, the baie de Somme and the baie des Veys and was interpreted as a seasonal variation of trophic conditions. The stations at these three sites were just below mid-tide level and the sediment was silty. The growth curves from four French sites show that at Saint-Pol in 1987, the single growth period showed no slowing down from July to December (Figure 9). At Arcachon, results differed from those of the other sites in 1987. Growth was slow from May to September, fast from then until December with a slowing-down in October-November. In Dublin, in 1983, growth was in two periods (May and September-October) with no increase in size from the end of May until August and the growth then ceased in October. The above observations are presented along a latitudinal gradient in 1987 (Figure 10). The growth increment of G0 increased from North to South with 2 exceptions, Dublin and Saint-Pol. In the Wadden Sea, the gradient from east to west (less continental) may also have an influence on growth. Nevertheless, the role of the hydro-sedimentary characteristics of the stations has to be considered.

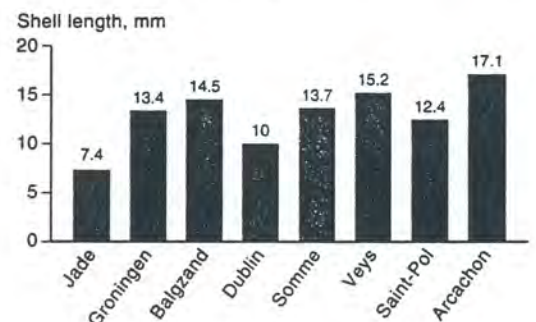
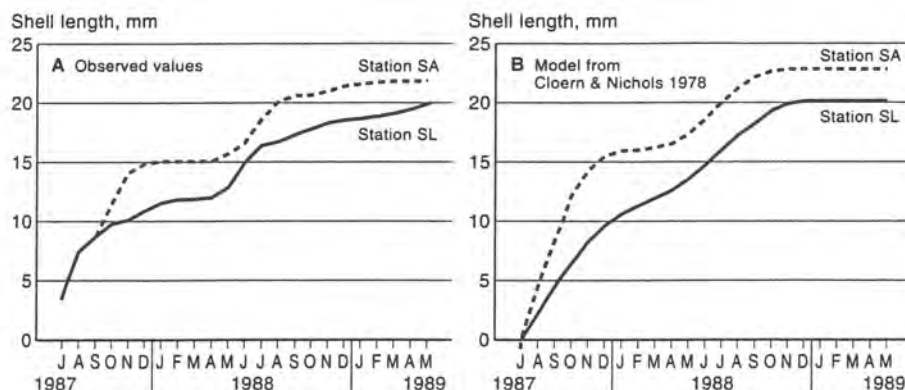


Figure 10. Mean growth (shell length) of G0 *Cerastoderma edule* at eight sites along a latitudinal gradient in 1987.

180

Ducrotoy et al.
Cerastoderma edule

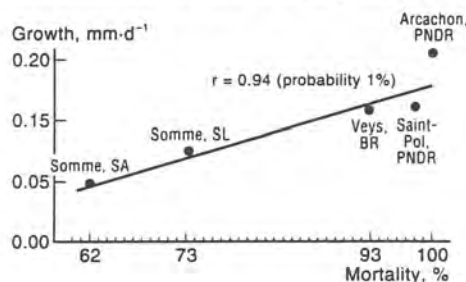
Figure 11.
Growth curves of G0
Cerastoderma edule in the baie
de Somme in 1987 at the two
stations SA and SL.



Growth of *Cerastoderma edule* during the first two years

In the baie de Somme, two nearby stations, SA and SL, 200 m apart, had similar sedimentological characteristics until September 1987 (month 2, Figure 11). The growth of G0 animals was identical at the 2 stations until hydrodynamic conditions changed, which resulted in SL becoming more muddy and SA being unstable sands. At SA, densities decreased from 22 000 ind · m⁻² in June to 4000 ind · m⁻² a year later, a mortality of 82 %. Downshore at SL, mortality was greater (95 %) and decreased from 24 000 to 1200 ind · m⁻² in the same time. Mortality is to be considered as a dynamic parameter with a relative dimension which is related to the characteristics of the sampling station. At four French sites (five stations), the relationship of mortality with growth was examined (Figure 12). A positive correlation was found between high growth and high mortality (for further details, see Rybarczyk, 1989). The nature of sediment was not acting directly but integrated hydrodynamic conditions (and thus trophic conditions) which are important for a filter-feeding species.

Figure 12.
Regression curve between the
mean amplitude of growth of
G0 *Cerastoderma edule* at four
French sites (five stations) and
mortality in 1987.



Multivariate analysis

As further interpretation, results from a correspondence factorial analysis are presented for four selected sites where similar data are available for the same period (Figure 13) Jade Bucht, Groningen, Dublin Bay, baie de Somme from 1982 to 1988. There is a relatively strong disparity among values and square roots of variance on principal axes are high. The contribution of the first axis to the total inertia is 37.1 %, 25.7 % for the second and 19.1 % for the third. The three axes together explain 81.9 % of the total inertia. The main parameters responsible for axis 1 are G1, AGES and WINTER; for axis 2, it is G0 and COHORTS and to a lesser extent INCREMENTS; and for axis 3, only LATITUDE. The relative contributions of the points to the variance of each axis highlights the same characteristics of the axes. On Figure 13A, the first axis discriminates low winter temperatures and the density of G1 animals at the end of winter, close to the number of age-classes, thus confirming that severe winters kill cockles, particularly older ones. The second axis is related to the maximum density of G0 and the number of cohorts. INCREMENTS stands between G0 and COHORTS. An influence of the density of G0 on growth of the same age-class is considered plausible. An influence of the number of cohorts is much more evident as demonstrated in the baie de Somme. The observations are separated into 2 groups by the second axis; on the right-hand side of the graph are gathered observations corresponding to the years 1985-86-87, for every site. The impact of severe winters is clear and is general to the selected sites. On Figure 13B, axis 3 is governed by a combination of LATITUDE and COHORTS and it is suggested that these variables reflect local conditions whereas WINTER on axis 1 gives an idea of climatic changes. In this plane, years are pooled per site indicating the effect of severe winters. Therefore, there is a double gradient in the populations combining latitude from south to north and the continental influence from west to east through the series:

Somme ◊ Dublin ◊ Jade ◊ Groningen.

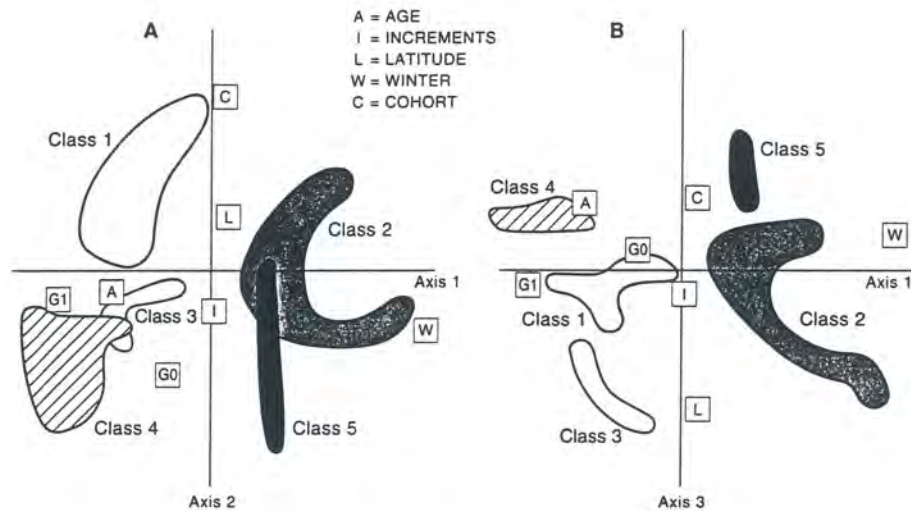


Figure 13.
Correspondence factorial
analysis of population param-
eters (see text) of *Cerastoder-
ma edule* at four selected sites
J: Jade Bucht; G: Groningen;
D: Dublin Bay; S: baie de
Somme - from 1982 to 1988.

A: projection of observations
and variables on the
plane (1,2).
B: projection of observations
and variables on the
plane (1,3).

Within each site, populations varied in relation to the severity of the winters. Classes of descriptors were made up from a hierarchical classification (Figure 13). With five classes, the years 1982, 1983, 1984, 1988 are split from 1985, 1986, 1987 for each site. Dublin and Jade are in the same 2 classes, Groningen is in the same class as Dublin and Jade, showing the effect of severe winters in northern sites, and the results for the Somme are anomalous. Years with severe winters are separated and are in an individual class.

Class No.	Class description
1	J82 J83 J84 J88 D82 D83 D84 D88
2	J85 J86 J87 G85 G86 G87 D85 D86 D87
3	G82 G83 G84 G88
4	S82 S83 S84 S88
5	S85 S86 S87

Discussion and conclusion

As a result of this work, a simple model of population parameters is suggested for *Cerastoderma edule* (Figure 14). The 'crisis' situation is characterised by a few age-classes and successive spawning-periods or uninterrupted spawnings giving rise to numerous cohorts. The number of cohorts is then interpreted as a strategy of restoration. At low density, growth is maximal. The 'recovery' phase is distinguished by a single and strong recruitment giving high densities of the first cohort. Low winter temperatures may act as a synchroniser between breeding stocks. The high density or 'upholding' situation is characterised by the presence of several age-classes and higher densities of older ones. Recruitment occurs as expected and follows spring and/or autumn spawning depending on site-climatic conditions. Then, growth rate is low. A collapse in abundance may coincide with the mortality of older animals and/or unsuccessful recruitment. The cause of bivalve mortality is linked with the trophic capacity of the habitat, pollution and/or direct influence of a climatic factor or parasitic infestation. The loss of balance in the population may be sustained by competition with competitors taking advantage and amplifying the phenomenon. An increased growth rate is to be

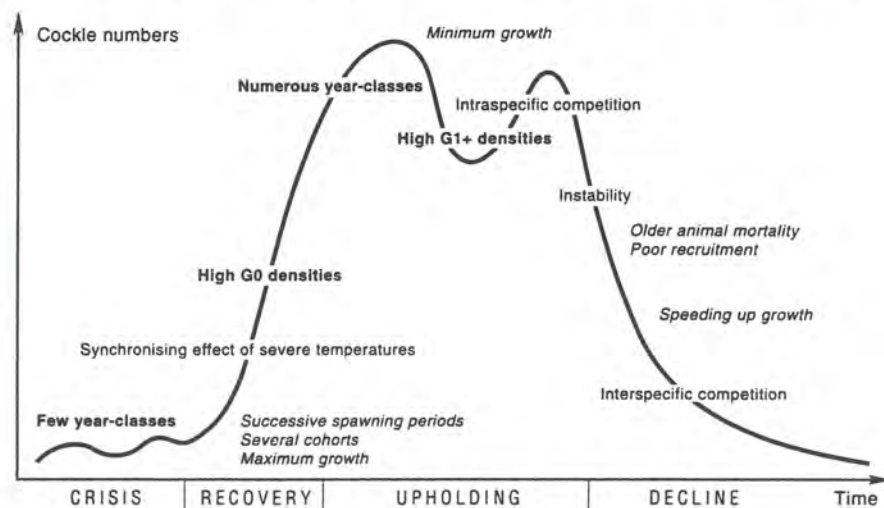


Figure 14.
Summary diagram of popula-
tion fluctuations in *Cerasto-
derma edule*.

interpreted as a sign of instability. It is suggested that environmental pressure shortens the life span of the oldest cohorts causing the crash to come more quickly. This still leaves questions as to whether the crash is predictable and whether changes occur in the physiology of the animals prior to population decline.

The success of recruitment is essential for the turnover of populations to be ensured. Recruitment relies, at first, on spawning and many authors have tried to establish a standard reproductive cycle for *C. edule* valid for every site, but with a seasonal displacement from north to south. Attempts were made to show a direct influence of latitude over the basic cycle. From Ireland (Seed & Brown 1977) and England (Kingston 1974, Boyden 1971, Newell & Bayne 1980) to the baie des Veys (Gimazane 1969), it was possible to describe a clear phase of maturation of gonads in spring, common to most sites. This ripening was followed by a spawning period in early Summer. Although in some places, a late summer or autumn spawning was found (Gimazane 1969), Lemoine *et al.* (1988) and Guillou *et al.* (1989), pointed out that atypical cycles were not uncommon. Winter spawning may occur (Desprez *et al.* 1987) and continuous intermittent spawning can last for several months (Fernandez-Castro *et al.*, in press). It is suggested that these 'abnormalities' are to be considered as indicators of disturbances in the ecosystem. Consequences of severe winters were commented on by several authors (Beukema 1979, Essink 1978) and it was generally agreed that low temperatures usually give rise to high fertility (Hancock 1973, Beukema 1982). If this is true, is unsuccessful recruitment after an especially cold winter to be interpreted as abnormal and, if so, what kind of stress is then operating? Guillou *et al.* (1989) have discussed the role of temperature on spawning and recruitment by comparing data from eight French intertidal sites. As Boyden (1971) made clear, warming up of water in spring is essential to induce spawning and he gave a threshold of 13°C for gamete discharge. It seems more likely that it is a sudden rise in temperature rather than an absolute temperature value which acts as a stimulus. It remains to be seen how the physiological condition of individuals is expressed and how spawning rates may induce good recruitment.

In the present study, no information is considered on the larval stage, nor on the survival of post-larvae and meiobenthic young individuals. Survival of larvae is strongly linked to the trophic quality of the habitat. Larvae were assumed to stay in the water column as long as six to eight weeks (Baggerman 1954, Desprez *et al.* 1988) although to Baggerman (1954), survival of larvae of *C. edule* is directly linked with temperatures, especially when settling in the sediment. In fact, this stage of development is critical because of the diverse environmental conditions. Studies are needed on transport and survival of larvae from and within estuaries. Inter- and intra-specific competition have often been taken into account to explain difficulties for recovery of cockle population from low numbers (Hancock 1973, Meixner 1983, Ducrotoy *et al.* 1988). As far as intra-specific competition is concerned, a direct inverse correlation between density of adults and success in recruitment may be derived from those cases when extraordinary spatfalls occur in summers following a severe winter. Also, when heavy storm surge have reduced the adult population to a large extent, the following recruitment may be particularly successful.

Growth parameters are usually interpreted as characteristic of a particular site. Evans (1983) studied growth in a non-stable population and showed that growth parameters were altered. A good correlation was found between shell increments and densities. Franklin & Pickett (1979) considered that the survival of cockles is highly unpredictable and they suggest that young recruits die in great numbers before the second summer if growth conditions are not favourable. This conclusion does not fit with the conclusions in this paper and experimentation is needed to deal with this problem. Nevertheless, the dynamics of juvenile cohorts should be interpreted through two approaches:

- qualitatively through growth-rate assessment;
- quantitatively through mortality evaluation.

Desprez *et al.* (1988) showed that on the same site, growth parameters changed according to density. Rybarczyk (1989) adapted several growth models to four French estuarine cockle populations. He demonstrated that the fit of the model to the observed curve was site or station specific. Thus universality of the growth criterion may then be questioned. The fit with the Cloern & Nichols (1985) model indicated that seasonal factors were important in local changes and may combine with fluctuations in other parameters.

How can variations in environmental factors induce a collapse in a cockle population? Hydrodynamics were suggested by Ducrottoy *et al.* (1986) and Sylvand (1986) to explain instability in the bivalve populations by acting on sedimentary processes. A superficial comparison of sediment quality of the sites presented here indicates a great dissimilarity between them. Moreover, conditions in the Wadden Sea and in the French macrotidal estuaries differ in their level of stability, the French sites being under strong hydrodynamic influence whereas the Wadden Sea sites were more sheltered. Such information is necessary to aid interpretation of biological results. Poor trophic conditions were considered as a cause of poor recruitment and high mortality. Climatic effects were obviously taken into account but data on primary production are still incomplete or absent from many sites and intercomparison was not possible. Anthropogenic activities (exploitation, pollution) may affect the estuarine ecosystem. For example, Møhlenberg & Kiørboe (1983) showed the role of pesticides in marine waters and their effect on invertebrates. Eutrophication can have several effects, for example large mortalities of cockles can follow a depletion of oxygen due to the microbial recycling of organic material (Essink 1978, Desprez *et al.* 1988). The link between the level of human environmental disturbance and benthic populations dynamics requires further investigation.

The COST 647 framework has proved to be very useful in the study population dynamics of a particular species (*C. edule*, in the present case), although a better harmonisation of data collecting and processing is required. A gap exists in the knowledge of environmental parameters to enable interpretation of these results. If the knowledge exists, sometimes intercomparison turns out to be difficult because of methodological inconsistency. It would also be advisable to make environmental parameters evaluation available to a standard.

Acknowledgements

Part of the work done in France on *Cerastoderma edule* was made in the framework of the Programme National sur le Déterminisme du Recrutement (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer – Centre National de la Recherche Scientifique). J.-P. Ducrottoy wishes to thank N. Jones for helpful comments, in improving the English text. Data gathering and processing, writing and word processing were carried out in the EXELSOM programme framework (Region de Picardie). Statistical processing of data was carried out at the Station Zoologique (Villefranche-sur-Mer) and at the Laboratoire d'Informatique et d'Ecologie Numérique (LIEN, GEMEL) (Saint-Valéry-sur-Somme).

References

- Baggerman, B., 1954. Spatfall and transport of *Cardium edule* L. – Arch. néerl. Zool. 10: 315-343.
- Benzecri, J.P., 1973. L'analyse des données. 2. L'analyse des correspondances. – Dunod, Paris. 619 pp.
- Beukema, J.J., 1979. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: Effects of a severe winter. – Neth. J. Sea Res. 13(2): 203-223.
- Beukema, J.J., 1983. Annual variation in reproductive success and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden Sea. – Neth. J. Sea Res. 16: 37-45.
- Beukema, J.J., 1985. Zoobenthos survival during severe winters on high and low tidal flats in the Dutch Wadden Sea. – In J.S. Gray & M.E. Christiansen (eds): Marine biology of polar regions and effects of stress on marine organisms. 18th Europ. mar. Biol. Symp., pp. 351-361. John Wiley & Sons, Chichester.
- Beukema, J.J., 1988. Habitat report 3. Intertidal sediment workshop. St. Valéry-sur-Somme (France), Dec. 1986. – In B. Keegan (ed.): 'COST 647'. Coastal benthic ecology, pp. 27-31. Commission of the European Communities. Report on the period 1985-1987.
- Beukema, J.J. & K. Essink, 1986. Common patterns in the fluctuations of macrozoobenthic species living at different places on tidal flats in the Wadden Sea. – Hydrobiologia 143: 188-207.
- Boyden, C.P., 1971. A comparative study of the reproductive cycles of the cockles *Cerastoderma edule* and *C. glaucum*. – J. mar. biol. Ass. U.K. 51: 605-622.
- Cloern, J.E. & F.H. Nichols, 1985. Time scale and mechanisms of estuarine variability: a synthesis from studies of San Francisco Bay, California, USA. – Hydrobiologia 129(1): 229-237.
- Desprez, M., J.-P. Ducrottoy & B. Elkaïm, 1988. Crise de la production des coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. I. Synthèse des connaissances biologiques. – Rev. Trav. l'Inst. Pech. mar. 49(3/4): 215-230.
- Desprez, M., J.-P. Ducrottoy, B. Elkaïm, R. Lafite & M. Lemoine, 1987. Crise de la production des coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme: Analyse de la reproduction et relations avec l'environnement. – Haliotis 16: 327-351.
- Desprez, M., J.-P. Ducrottoy & H. Rybarczyk, 1990. Fonctionnement biologique des gisements de coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme (France) à la suite de recrutement massif de 1987. – Rapport scientifique du GEMEL 3: 52 pp.
- Dörjes, J., H. Michaelis & B. Rhode, 1986. Long-term studies of macrozoobenthos in intertidal and shallow subtidal habitats near the island of Norderney (East Frisian coast, Germany). – Hydrobiologia 142: 217-232.
- Ducrottoy, J.-P. & M. Desprez, 1986. Evolution spatio-temporelle de populations estuariennes de bivalves, liée à des perturbations naturelles ou artificielles. – Haliotis 15: 283-289.
- Ducrottoy, J.-P., M. Desprez & B. Elkaïm, 1988. Crise de la production des coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. II. Impact de la dynamique biosédimentaire. – Rev. Trav. l'Inst. Pech. mar. 49(3/4): 231-241.



- Ducrottoy, J.-P., B. Elkaïm, R. Lafite & J.P. Dupont, 1986. Essai d'application des notions de confinement au milieu paralique de la baie de Somme. – J. Rech. Océanogr. 11(3): 88-89.
- Essink, K., 1978. The effects of pollution by organic waste on macrofauna in eastern Dutch Wadden Sea. – Neth. J. Sea Res., Publ. Ser., 1: 135 pp.
- Essink, K., 1986. COST 647: Workshop intertidal sediments St. Valéry-sur-Somme (France). – Rapp. Minist. Transp. Trav. Publ. de Pays-Bas, GEMEL. 10 pp.
- Essink, K. & J.J. Beukema, 1986. Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. – In C. Heip, B.F. Keegan & J.P. Lewis (eds): Long-term changes in coastal benthic communities, pp. 209-215. Hydrobiologia 142.
- Evans, D.W., N.H. Cutshall, F.A. Cross & D.A. Wolfe, 1977. Manganese cycling in the Newport River estuary, North Carolina. – Estuar. coast. mar. Sci. 5: 71-80.
- Evans, S., 1983. Production, predation and food niche segregation in a marine shallow soft-bottom community. – Mar. Ecol. Prog. Ser. 10: 147-157.
- Fernandez-Castro, N., J. Guillou, M. Lepennec & J.J. Cardenas-Lopez, in press. Le cycle sexuel de *Cerastoderma edule* (Bivalve: Cardiidae) à Brouennou (Finistère). – Haliotis 18.
- Franklin, A. & G.D. Pickett, 1979 Studies on the indirect effects of fishing on stocks of cockles, *Cardium edule*, in the Thames Estuary and Wash. – Fish. techn. Res. 42: 9 pp. Ministry of Ag., Fish. Food, London.
- Gimazane, J.P., 1969. Biologie de *Cardium edule* en baie des Veys (Calvados, France). – Thèse de 3ème Cycle. Université de Caen. 113 pp.
- Guillou, J., G. Bachelet, M. Desprez, J.-P. Ducrottoy, I. Madani, H. Rybarczyk, P.G. Sauriau, B. Sylvand, B. Elkaïm & M. Glémarec, 1989. Les modalités de la reproduction de la coque (*Cerastoderma edule*) sur le littoral français de la Manche et de l'Atlantique. – Aquatic Living Resources 3: 29-41.
- Hancock, D.A., 1973. The relationship between stock and recruitment in exploited invertebrates. – Rapp. p.-v. Réunion. int. Explor. Mer 164: 113-131.
- Ibanez, F. & J. Souprayen, 1988. Within and between site descriptions of time-series variations of macrobenthic populations. – COST 647 Report, C.C.E. 54 pp. Heraklion.
- Kingston, P.F., 1974. Studies on the reproductive cycles of *Cardium edule* and *C. glaucum*. – Mar. Biol. 28: 317-323.
- Lemoine, M., M. Desprez & J.-P. Ducrottoy, 1988. L'exploitation des ressources naturelles de la baie de Somme: aménagement de la pêche à pied estuarienne et état de la ressource en coques. – Rapp. sci. tech. l'IFREMER Brest 8: 177 pp.
- Meixner, P., 1983. Pas importierte Schlick gras *Spartina townsendii* als substrat for Miesmücheln *Mytilus edulis*. – Archiv fisch. Wiss. 33(3): 151-159.
- Möhlenberg, F. & T. Kjørboe, 1988. Burrowing and avoidance behaviour in marine organisms exposed to pesticide-contaminated sediment. – Mar. Poll. Bull. 14(2): 57-60.
- Newell, R.I.E. & B.L. Bayne, 1980. Seasonal changes in the physiology, reproductive condition and carbohydrate content of the cockles *Cardium* (= *Cerastoderma*) *edule* (Bivalvia: Cardiidae). – Mar. Biol. 56(1): 11-19.
- Rybarczyk, H., 1989. Etude analytique et modélisation de la croissance de *Cerastoderma edule* sur la façade Manche-Atlantique du littoral français. – D.E.A. Université Pierre & Marie Curie, Paris. 50 pp.
- Seed, R. & P.A. Brown, 1977. A comparison of the reproductive cycles of *Modiolus modiolus* (L.) *Cerastoderma edule* (L.) and *Mytilus edulis* (L.) in Strangford Lough, Northern Ireland. – Oecologia 30: 173-188.
- Sverker, B., 1977. Growth, production and biomass release of a non-stable population of *Cerastoderma edule* L. (Bivalvia). – Zoon. 5: 133-141.
- Sylvand, B., 1986. La baie des Veys (baie de la Seine, Manche Centrale): évolution récente et incidence des aménagements. – Coll. d'Océanol. cotière, pp. 112-125. Aderma, Bordeaux.
- Wilson, J.G., 1982. Distribution, biomass and production of bivalves in Dublin Bay. – Malacologia 22(1/2): 377-384.

Résumé

Le programme COST 647 a permis de rassembler des données sur les effectifs du macrozoobenthos constituant de longues séries temporelles. Cet article rend compte du travail effectué pour collecter des données numériques sur la coque (*Cerastoderma edule*) provenant de plusieurs sites de la Mer des Wadden et de plusieurs estuaires du Nord-Ouest européen. A partir de résultats concernant la structure des populations, le recrutement et la croissance des animaux, un modèle simple a été établi et met en évidence une succession régulière de phases correspondant à des situations de 'crise' ou, au contraire d'abondance'. Il n'est pas encore possible de proposer une démarche prospective servant à la gestion du milieu mais, au travers de la consultation de la bibliographie, on peut estimer que l'étude de la physiologie des animaux soumis à une perturbation de l'environnement permettrait de prévoir les variations des paramètres populationnels et de les relier aux facteurs en cause. Il s'avère nécessaire de poursuivre les prélèvements dans l'esprit du COST 647 car les séries temporelles sont encore souvent trop courtes pour aboutir à des conclusions constructives.

Baie des Veys and baie de Somme (English Channel): comparison of two macrotidal ecosystems

Jean-Paul Ducrotoy¹ & Bernard Sylvand²

1. Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux, Station d'Etudes en Baie de Somme, 115 quai Jeanne d'Arc, F-80230 Saint-Valery-sur-Somme, France

2. Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux, Centre National de la Recherche Scientifique, Station Marine, rue du Dr. Charcot, F-14530 Luc-sur-Mer, France

Abstract

Changes in bio-sedimentary characteristics of the baie des Veys (1972-1989) and baie de Somme (1978-1989) were assessed. In both bays, estuarine biofacies have tended to recede and a marine intrusion, together with silting on higher ground, has led to salt-marsh development. Organic matter enrichment is discussed here as the principal disturbing parameter.

Keywords: estuaries, French coast, temporal assessment, benthos, sediment.

Introduction

The bio-sedimentary approach as defined by the GEMEL to study macrotidal estuaries (Ducrotoy *et al.* 1989) has been applied in the baie des Veys since 1972 (Sylvand 1985, Sylvand & Savini 1991) and in the baie de Somme since 1978 (Dupont 1981, Lemoine *et al.* 1988). Both bays are situated on the French coast of the English Channel and their location is presented on Figure 1 and in Ducrotoy *et al.* (1991). In order to permit comparison between estuaries, in the figures here, they are shown with the same orientation regardless of geographical position (Figures 2-4).

Geomorphological characteristics

The baie des Veys has an intertidal area of 35 km². The prevailing windfetch is from the west and has little effect on beaches and mudflats. The winter surge is not frequent but, when it occurs, it is elevated by relatively rare north-north-east to north-east storms. The wave impact is restricted to the western side of the bay whereas the eastern side is protected by a stretch of rocks at Grandcamp.

The intertidal area of the baie de Somme is 72 km². It opens to the west and the prevailing waves are from the south-west. The latter are strong and have a direct impact on the northern half of the bay. The southern part alone is protected from storm surges by a pebble shorebar (Pointe du Hourdel).

Both bays are situated in synclinals where faulted structures have opened the estuaries (Figure 2). The estuarine complex of the Somme formerly included several rivers and expanded to over 500 km² in the seventeenth century. The present baie de Somme was produced as an embayment of the Maye and Somme estuaries. The shorebar isolated an inner domain which has been fully reclaimed from the sea by embayments (Desprez *et al.* 1991).

The baie des Veys is also a complex estuarine system, receiving the rivers Vire and Douve, where recent building of sea-walls still play an active part in ecological changes.

Sedimentary characteristics

The outer parts of both bays are similar to a tidal delta where marine sands are brought in by tide to the very central parts of the bays (Figure 2). In the baie des Veys, the outwards expansion of the delta is limited by currents flowing across the mouth of the bay. The inner regions have salt marshes which have expanded to the upper reaches. The regions between the salt marshes and deltaic areas are characterised by mud flats. It is noticeable that the bays are asymmetrical: along one side, flats under marine influence are present, whereas on the other side, there are more muddy sands of the estuarine type (Figure 3).

In the baie des Veys, the sea-wall building and associated land-claim in the south-eastern part of the estuary in 1972 removed an estuarine flat where muds used to deposit. At present, muds are deposited northwards and estuarine mud flats have developed along the south-eastern shore-line (Pointe du Grouin) although this has not compensated the loss due to reclamation.

The baie de Somme is characterised by a strong input of marine lithoclastic sands to the central part of the bay. In the northern area, banks of fine sand mi-

Offprint from
**Estuaries and Coasts:
Spatial and Temporal
Intercomparisons**
ECSA19 Symposium

Edited by
Michael Elliott &
Jean-Paul Ducrotoy

Published by
Olsen & Olsen, 1991
ISBN 87-85215-17-1



Figure 1.
Location of the baie de Somme and baie des Veys on the French coast of the English Channel

208

Ducrottoy & Sylvaud
Two macrotidal ecosystems

Figure 2.
Morphology and dynamics parameters in the baie des Veys and baie de Somme, France.

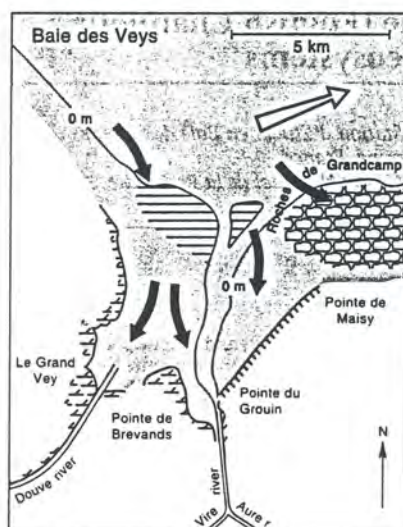


Figure 3.
Sedimentary map of the baie des Veys and baie de Somme, France. Sediments classification after Larssonneur (1971).

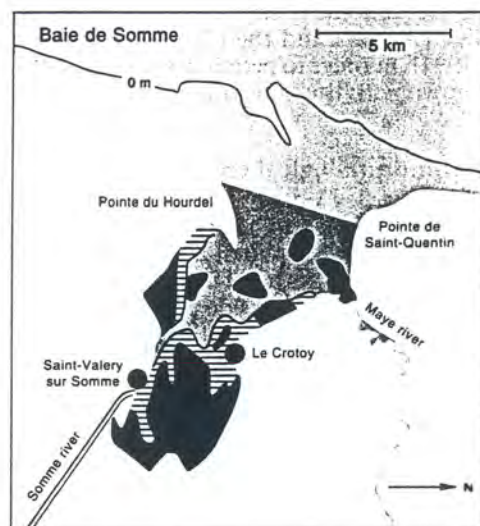
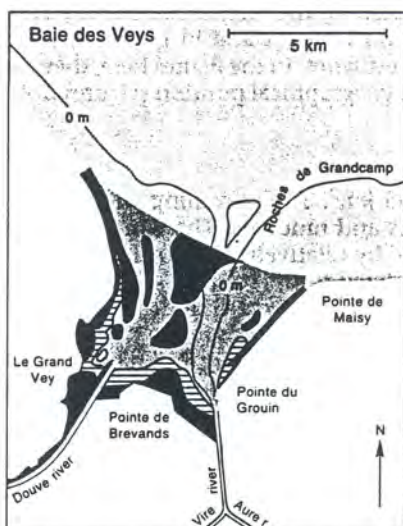
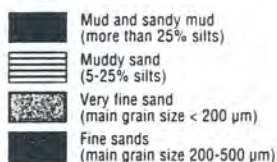
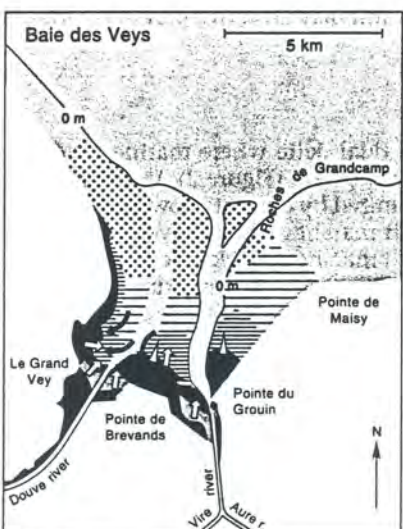
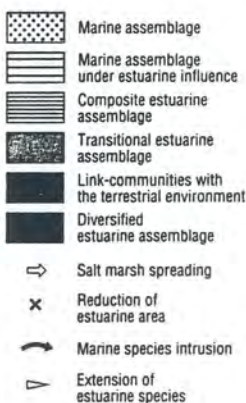


Figure 4.
Community chart of the baie des Veys and baie de Somme, France.



grate over the tidal flats through the action of wind combined with surge and tide. Carbonate-enriched muds are deposited mostly in the southern part protected by a sea-flooded dike built in 1969. The high levels of the carbonate content is specific to the Somme. In the northern part (Le Crotoy beach), silting has occurred during the last decade.

The rivers Douve, Vire and also the Somme have been canalised and this prevents muds accumulating in the valleys leading to transport to the bays.

Changes in macrobenthic faunal assemblages

Baie des Veys

No general change was observed in the gross composition of benthic fauna throughout the 16 years survey. However, the western and the eastern parts of the bay showed antagonistic developments, i.e. replacement of communities (Desprez *et al.* 1986). In the west of the bay, typical estuarine communities dominated by *Nereis diversicolor*, *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, *Scrobicularia plana* and *Cyathura carinata* have changed to more diverse marine assemblages with a dominance by *Owenia fusiformis*, *Sigalion mathildae*, *Acrocnida brachiata*, *Leucothoe incisa* (Figure 4). Along the eastern bank, an original community with *Scoloplos armiger* and *Urothoe grimaldii* indicates estuarine characteristics under marine influence. A marine assemblage with *Acrocnida brachiata* was identified in the northern part. Changes in the baie des Veys were shown through the emergence of marine species such as *Urothoe grimaldii* and *Eurydice pulchra* on the western mud flats. The distribution of estuarine species such as *Nereis diversicolor*, *Capitella capitata*, *Macoma balthica* and *Scrobicularia plana* gained ground at northern and southern parts of the eastern area. In 1988, *Pygospio elegans* reached high densities (up to 100 000 individuals $\cdot m^{-2}$) and knolls were found to have been widely distributed for two years prior to this.

Baie de Somme

Changes in species composition have occurred during the study period and species assemblages have been re-distributed (Figure 4). The southern part mostly retains its upper estuarine characteristics with *Nereis diversicolor*, *Macoma balthica* and *Scrobicularia plana* as the dominant fauna. This assemblage was found also on the eastern part of the northern area. Further down the bay, estuarine communities including *Arenicola marina* and *Cerastoderma edule* occurred. In the centre of the bay, composite estuarine communities developed. In the period from 1978 to 1988, marine animals (*Bathyporeia* sp., *Nerine cirratulus*, *Urothoe grimaldii*) increased on the lower tidal levels. These flats were usually occupied by estuarine species. Mud-dwelling inhabitants expanded in the western part along the northern bank. The true estuarine assemblages were dominated by *Pygospio elegans* during the period 1984-1987, at a time when the bivalve populations had collapsed. Ducrottoy *et al.* (1986) described a two-fold reduction of the area occupied by true estuarine communities attributed to the progress of salt marshes and a marine intrusion.

Discussion

The studies indicated the high-energy environmental characteristics common to the baie des Veys and the baie de Somme. Marine species have been brought in with marine sediments and, at the same time, silting has been increasing on higher tidal levels. In turn, at the latter, plants have tended to take over, thus producing salt-marsh. As a result, the area characterised by estuarine benthic populations has been reduced. This trend is linked with the contemporary sea-level rise and poses questions for the effects of any future increasing sea-level rise.

The shrinking estuarine biofacies also suffered from the expansion of opportunistic species such as *Pygospio elegans*. The increase of this species was probably linked to eutrophication (Ducrottoy *et al.* 1990). In the Somme, large blooms of phytoplankton and macrobenthic algae were found in spring and summer periods when high mortalities of bivalves were also found. High nitrate concentrations (up to 50 mg $\cdot l^{-1}$) found in the river channel were taken up by the estuarine primary producers. When decaying, this extra organic matter consumed oxygen and caused local pockets of mortality of the bottom fauna. The baie des Veys is mostly threatened by dairy effluents and aquaculture developments. The *Pygospio* outburst in 1988 had no known direct cause, but connections with oyster cultivation

are evident. Organic matter input to the system was increased by the accumulation of the molluscs' pseudofaeces. In addition, the depositing (low-energy) nature of the area increased due to the cultivation equipment thus leading to mud-accumulation. Additional studies are required to discriminate between local perturbations facilitating increases in *Pygospio* numbers and large-scale phenomena at a climatic level.

Conclusions

Despite their differing geographical position, the baie de Somme and the baie des Veys show similar morphological, sedimentary and faunal characteristics: the presence of a submersible deltaic area, high hydrodynamism in central parts where mega-ripples develop, a serious human impact (land-reclamation, canalisation of rivers) and, as a consequence, an asymmetrical distribution of the macrobenthic assemblages.

The two estuaries have also shown common trends over the past ten years. i) The natural estuarine biofacies have been restricted by the deltaic high-energy characteristics and salt-marsh development although short-term increases can be seen after localised sea-wall building. ii) The estuarine communities are restricted to muddy areas and consequently cannot move down to compensate for the loss of habitat. The consequence of this is the loss of the productive mud-area which is of more benefit to waders and fish than the poorer sand-area and unused salt-marsh. iii) Eutrophication may increase the productivity of estuarine community, but resulting oxygen depletion may kill invertebrates in specific areas.

Acknowledgements

The present work has been carried out in the COST647 framework since 1981. The authors wish to thank their colleagues of the Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux and particularly J.-R. Savini.

References

- Desprez, M., J.-P. Ducrottoy & B. Sylvaud, 1986. Fluctuations naturelles et évolution artificielle des biocénoses macrozoobenthiques intertidales de trois estuaires des côtes françaises de la Manche. – *Hydrobiologia* 142: 249–270.
- Desprez, M., G. Bachelet, J.J. Beukema, J.-P. Ducrottoy, K. Essink, J. Marchand, H. Michaelis, B. Robineau & J.G. Wilson, 1991. Dynamique des populations de *Macoma balthica* (L.) dans les estuaires du Nord-Ouest de l'Europe: Première synthèse. – In M. Elliott & J.-P. Ducrottoy (eds): *Estuaries and coasts: Spatial and temporal intercomparisons*, pp. 159–166. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Ducrottoy, J.-P., M. Desprez & B. Elkaïm, 1987. Crise de la production des coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. II. Impact de la dynamique biosédimentaire. – *Rev. Trav. l'Inst. Pech. mar.* 49(3/4): 231–241.
- Ducrottoy, J.-P., M. Desprez, B. Sylvaud & B. Elkaïm, 1989. General methods of study of macrotidal estuaries: The bio-sedimentary approach. – In J. MacManus & M. Elliott (eds): *Developments in estuarine and coastal study techniques*, pp. 41–52. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Ducrottoy, J.-P., H. Rybczyk & M. Desprez, 1990a. Approche de la dynamique de la matière organique dans un estuaire macrotidal: La baie de Somme, France. – *Rapp. sci. GEMEL* 2.
- Ducrottoy, J.-P., H. Rybczyk, J. Souprayen, G. Bachelet, J.J. Beukema, M. Desprez, J. Dörjes, K. Essink, J. Guillou, H. Michaelis, B. Sylvaud, J.G. Wilson, B. Elkaïm & F. Ibanez, 1991. A comparison of the population dynamics of the cockle *Cerastoderma edule* (L.) in the north-western Europe. – In M. Elliott & J.-P. Ducrottoy (eds): *Estuaries and coasts: Spatial and temporal intercomparisons*, pp. 173–184. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Dupont, J.P., 1981. Relations entre bio et phénomènes sédimentaires intertidaux: Le modèle de la baie de Somme. – Thèse de 3ème cycle de l'Université de Haute-Normandie. 310 pp.
- Larsonneur, F., 1971. Manche centrale et baie de Seine: géologie du substratum et des dépôts meubles. – Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Caen. 394 pp.
- Lemoine, M., M. Desprez & J.-P. Ducrottoy, 1988. L'exploitation des ressources naturelles de la baie de Somme: aménagement de la pêche à pied estuarienne et état de la ressource en coques. – *Rapp. sci. tech. l'IFREMER Brest* 8: 177 pp.
- Sylvaud, B., 1985. La baie des Veys (baie de la Seine, Manche Centrale): évolution récente et incidence des aménagements. – 1er coll. d'Océanologie cotière, pp. 112–125. Aderma, Bordeaux.
- Sylvaud, B. & J.-R. Savini, 1991. Evolution à long terme des sédiments intertidaux et des biocénoses macrozoobenthiques en baie des Veys (baie de la Seine Occidentale) depuis 1969. – In M. Elliott & J.-P. Ducrottoy (eds): *Estuaries and coasts: Spatial and temporal intercomparisons*, pp. 145–152. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.

Résumé

L'évolution des caractéristiques bio-sédimentaires de la baie des Veys (1972–1989) et de la baie de Somme (1978–1989) est présentée ici. Dans les deux baies, on observe une régression des bio-faciès estuariens due à l'effet combiné d'une intrusion marine et du comblement progressif des terrains situés en fond d'estuaire, ce qui résulte dans une progression des schorres.

L'enrichissement en matière organique est présenté en discussion comme le facteur perturbant essentiel.

The use of Passega's CM pattern in estuarine tidal flats (baie de Somme, Seine estuary, baie des Veys, The Channel, France)

Jean-Paul Dupont¹ & Bernard Sylvand^{1,2}

1. Laboratoire de Géologie, GDR Manche, Université de Rouen, BP. 118, F-76134 Mont-Saint-Aignan Cedex, France

2. Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL), CNRS, Station Marine de l'Université de Caen, rue du Dr. Charcot, F-14530 Luc-sur-Mer, France

Offprint from
**Estuaries and Coasts:
Spatial and Temporal
Intercomparisons**
ECSA19 Symposium

Edited by
Michael Elliott &
Jean-Paul Ducrest

Published by
Olsen & Olsen, 1991

ISBN 87-85215-17-1

Abstract

Granulometric results from a group of three French estuaries (baie de Somme, Seine estuary, baie des Veys) have been expressed as CM diagrams (Passega 1957, 1964, Passega & Byramjee 1969). In such a representation, cumulative curves of the data are similar in the three estuaries studied. This uniformity can be used to define synthetic cumulative curves. These models are proposed as being complementary to the hypothesis of Passega in tidal flats under marine influence. In such curves, data plots allow the redefinition of the hydrodynamic regime of sampling stations. The possibilities of this graphical method are discussed.

Keywords: Passega's CM pattern, estuaries, granulometry, sedimentation.

Introduction

Rivière (1977) showed that grain-size distribution may be well represented by a mathematical function clearly defined from two parameters: median and coarsest percentiles. According to Passega (1957), grain-size distribution depends on sedimentary processes: the one-percentile (C) characterises the highest capability of hydrodynamical transport and the median (M) represents the mean transport capacity of hydrodynamical factors. Using these CM diagrams, Passega (1957) characterised areas by classifying clastic sediments after subdividing them into types indicative of their origin (Figure 1).

This treatment gives the types:

- the area of pelagic suspensions;
- the river-area or traction currents diagram, subdivided in five segments bound to hydrographical conditions of sediment transport: N-O: rolling; O-P: rolling and suspension; P-Q: saltation and rolling; Q-R: saltation; R-S: suspension;
- the cumulative area of tidal zones, or shore area, defined by Passega (1957).

In these CM diagrams, Passega (1957, 1964) and Passega & Byramjee (1969) used the one-percentile but also envisaged the use of the fifth-percentile when samples are rich in bioclasts (biologically derived particles).

Following Allen (1972), Jouanneau (1981), Dubrulle (1982) and Bressolier & Thomas (1983), these CM diagrams were tested on sedimentological data from tidal flats. This was in order to assess the method's value in describing the hydrographical conditions producing superficial deposits.

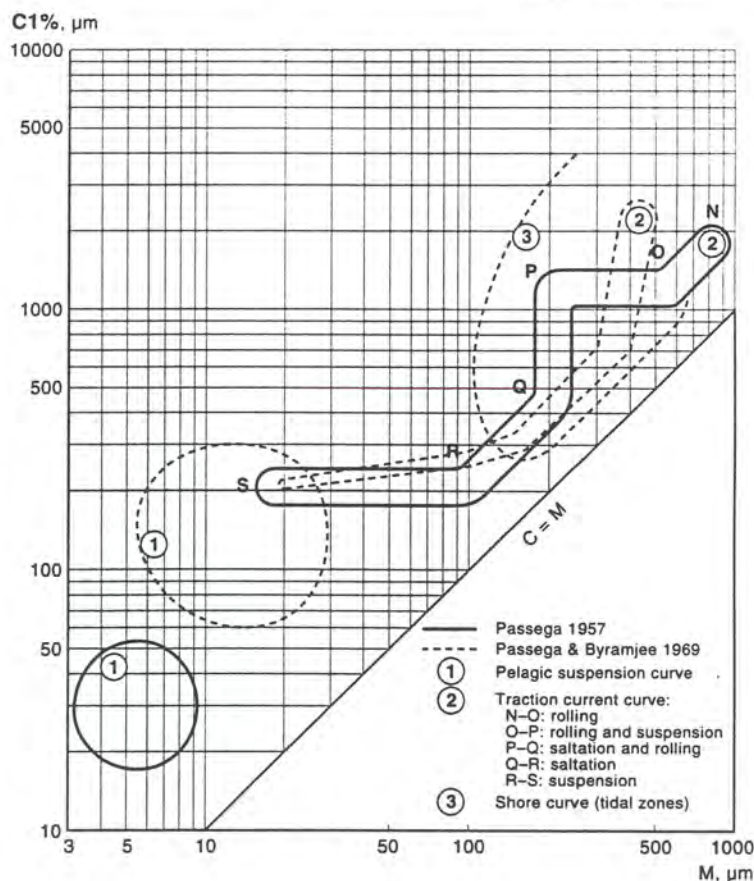


Figure 1.
Passega's CM pattern.

6
 Dupont & Sylvand
 Passega's CM pattern

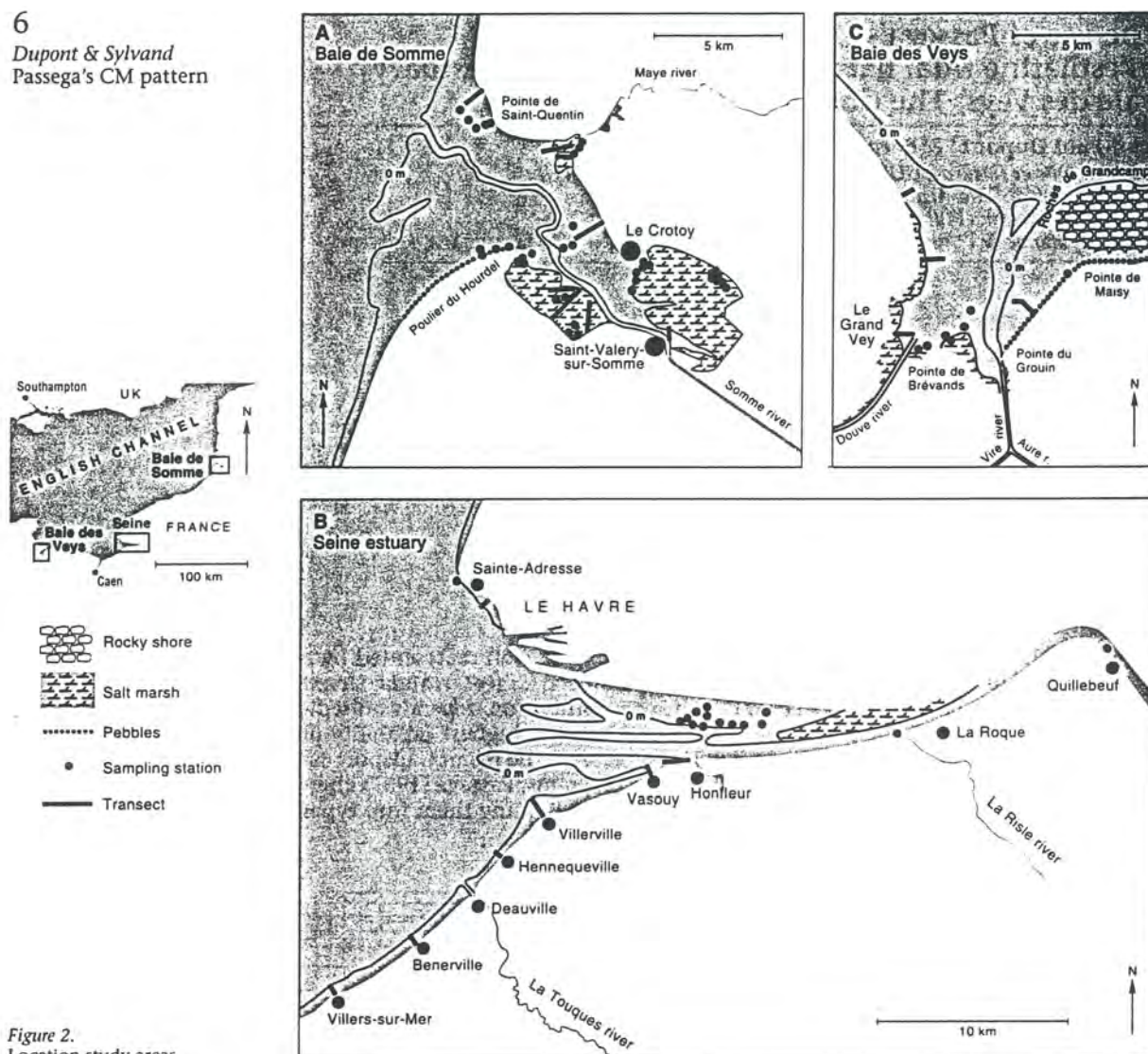


Figure 2.
 Location study areas.

Study areas

Three estuaries were studied along the French coast of the Channel (Figure 2). River-borne sediment loads are low and the superficial tidal-flat deposits in these estuaries are mainly under a marine influence with a large contribution of subtidal fine sands. Suspended material is deposited in sheltered estuarine areas.

The baie de Somme (Dupont 1981) and the baie des Veys (Guillaud & Sylvand 1975, Le Gall & Larssonneur 1972) are characterised by low freshwater outputs and large tidal flats more or less sheltered and reduced by polders. In these two estuaries, sampling stations were distributed from open beaches and exposed tidal delta (fine sands) to sheltered areas of extensive salt marshes.

Embankments channel the Seine from upstream to downstream. Although the studied tidal flats are mainly marine, the sampling stations can be divided into two main divisions (Avoine 1981):

- sampling stations from the exposed sandy area of open beaches;
- sampling stations from the restricted estuarine inner part, constituted by marine sands with a mud fraction due to deposition of suspended material.

In these three estuaries, lithobioclastic sediments (Larssonneur *et al.* 1982) compose the main part of beach sediments. Bioclast parts (shell, exoskeleton fragments) often represent most of the coarsest fraction. Consequently, the fifth-percentile in the CM diagrams is used here to give the best characterisation of the stream competency; the one-percentile is used in the construction of comparative diagrams.

In the studied areas, the median grain size M decreases when the silt fraction increases and can therefore be used in the interpretation of the dynamic characterisation of the sand main- and fine-mode.

Results

The grain-size data from all 270 samples are given on the same diagrams.

Use of the one-percentile (Figure 3)

Increasing segment 3. This corresponds to the P-Q segment in the Passega's pattern (1969) for the rivers (Figure 1) and includes points which are characteristic of:

- shores exposed to the direct marine influence;
- steep slopes and semi-sheltered upper shores, under the influence of attenuated or refracted wave action.

In this part of the diagram C-values fluctuate from 600 μm to 12 mm with M-values between 180 and 370 μm .

Segment 2, parallel to the $C = M$ line. This approximates to the Q-R segment in the Passega's (1969) pattern (Figure 1) and includes most of the sand-flat samples, and even a few mud ones. In this part of the diagram, the one-percentile and the median are closely linked with a range of values going from 80-370 μm for M-values and a range of values going from 200-600 μm for C-values.

Horizontal segment 1. This portion of the area is similar to the R-S segment in the pattern given by Passega & Byramjee (1969; Figure 1). It includes the most sheltered stations with an important fine-particle fraction which increases from right to left of the diagram. It includes:

- most of salt-marsh sediment;
- the sheltered tidal flats in the inner part of the estuaries (sandy-mud to mud sediments).

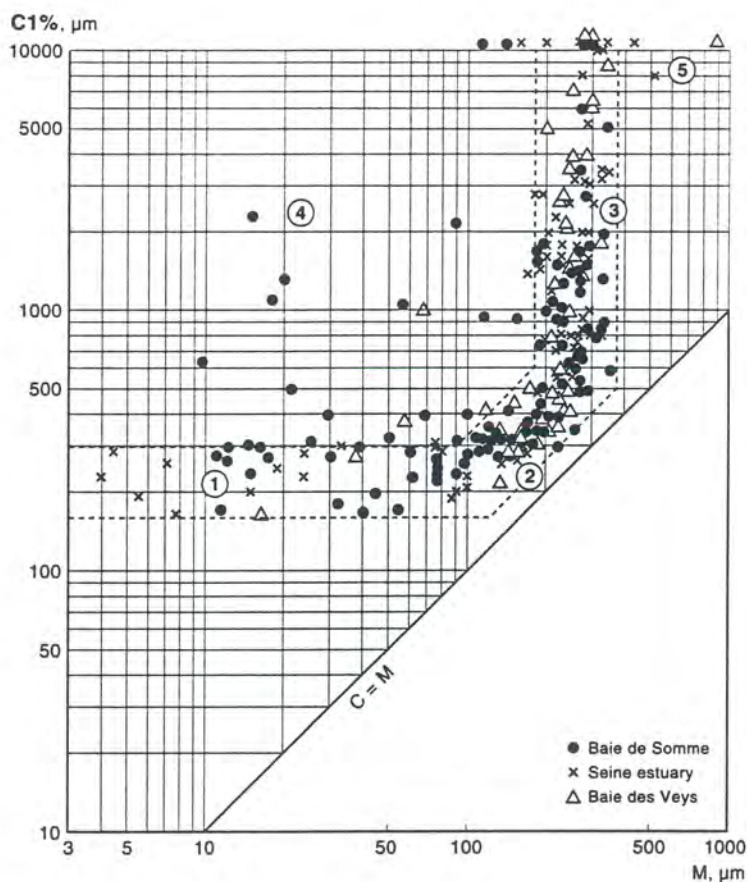


Figure 3.
Passega's CM pattern,
one-percentile.

8

Dupont & Sylvand
Passega's CM pattern

The one-percentile values vary from 160-300 μm while those for the median values change from 90-120 μm to 5 μm .

Fourth area. In comparison to previous CM diagrams, this new area is typical of stations with shelly accumulations from high tidal levels in sheltered areas (near or in salt marshes). Such samples are comparable with those described above (horizontal segment 1) but tidal floods give an additional bioclastic mode which modifies the coarsest percentile values.

Special cases 5. These samples are located at the 'spring level' where interstitial waters flow out from beach-sand.

Use of the fifth-percentile (Figure 4)

The cumulative curve of the fifth-percentile is divided into three parts.

Increasing segment 3. Unlike the one-percentile diagram, this segment includes only the sediments with an important coarse mode due to the influence of wave action. Those samples characterise high- or semi-exposed shores. This part of the curve has a C-value over 450 μm with M-values between 180-370 μm .

Section 2, parallel to the $C = M$ line. This segment includes samples in semi-sheltered or sheltered sand flats. Some of these samples contain a small coarse fraction whose influence is relatively unimportant in this representation.

Sub-horizontal segment (1) of the diagram (Figure 4). This includes all the sandy-mud to mud samples including the sheltered high-tide level sampling stations whose coarse fraction is less than 5 %. The C-values vary from 130-140 μm to 5 μm .

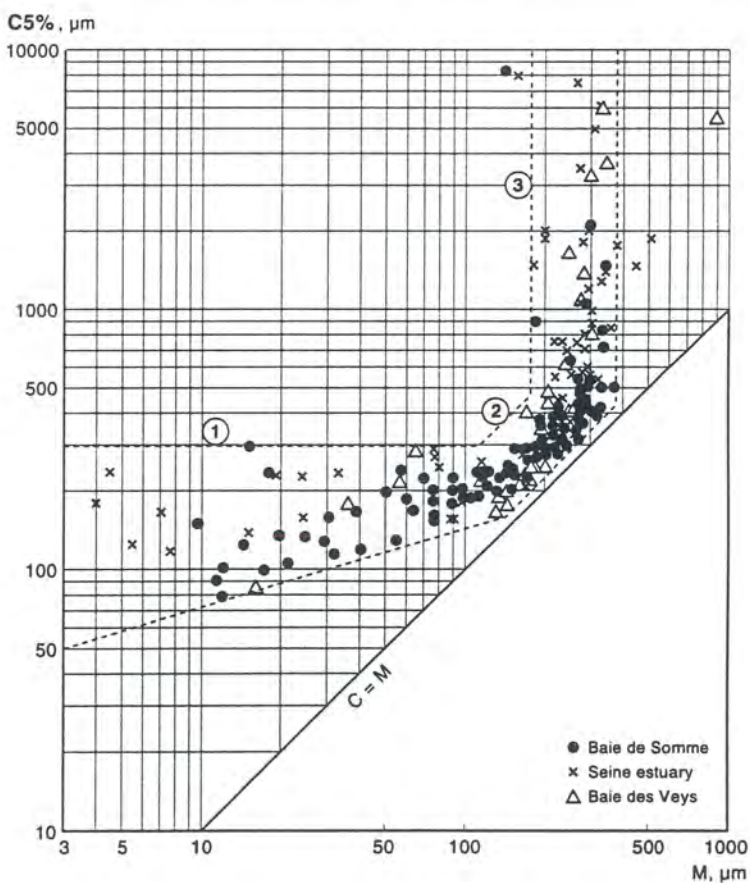


Figure 4.
Passega's CM pattern,
fifth-percentile.

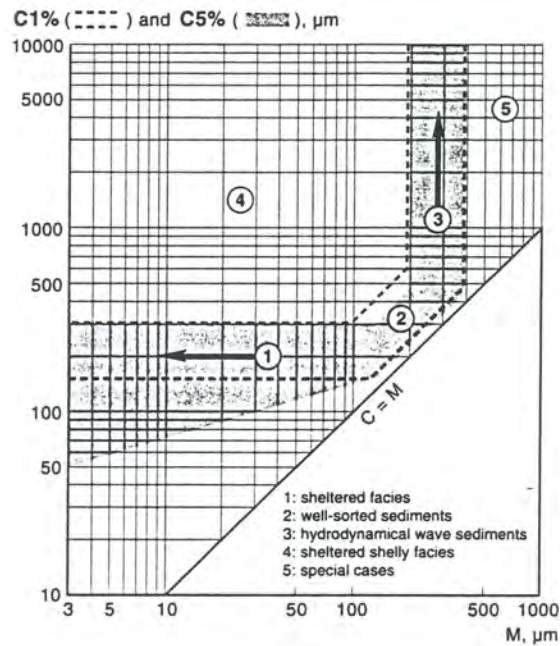


Figure 5.
Passegga's CM pattern. One-
and fifth-percentiles.

Discussion

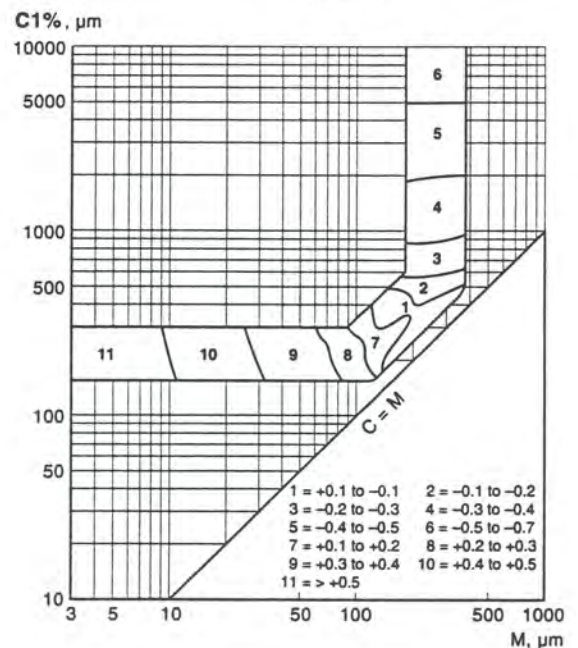
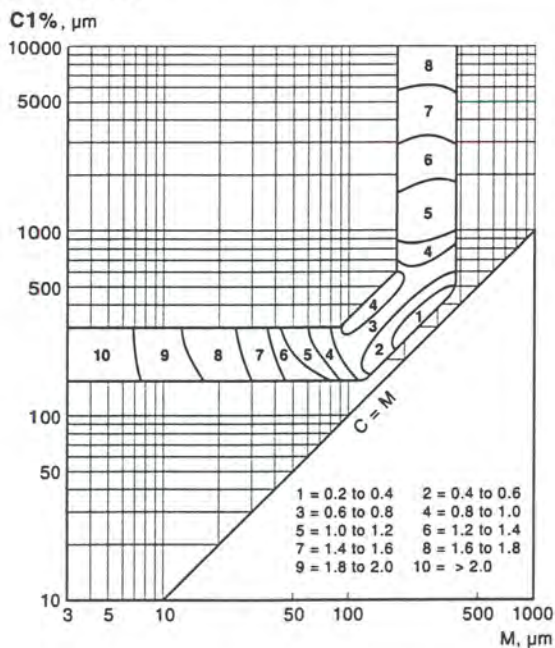
According to their hydrodynamic characters, the stations sedimentological characteristics are distributed in a diagram (Figure 5) which combines both the percentiles 1 and 5 diagrams. In case of the baie de Somme, an additional 350 points were samples (Dupont 1981). Their granulometric coefficients (after Folk 1966) have been transferred to the cumulative area as shown in Figures 6 and 7.

In the sediments of type 1, a gradient has been defined from right to left (Figure 5), which corresponds to an increase of sheltered geomorphological conditions. Along this gradient sorting decreases (Figure 6), and the asymmetry of fine-grain sizes dominates (Figure 7). The decrease of M-values, mainly due to decrease of the strength of tidal currents, follows the increase of deposition of suspended particulate material. Thus the position of a sampling station in this horizontal segment indicates the relative degree of hydrodynamic shelter.

In the sediments of type 3, the increase in the coarsest percentile corresponds to wave action which produces a decrease in sorting coefficient (Figure 6) and an increase of asymmetry by the coarse fraction (Figure 7). The location of a sampling station in this vertical segment indicates the relative influence of hydrodynamical wave action.

Figure 6. (left)
Passegga's CM pattern. Sorting
coefficient (baie de Somme).

Figure 7. (right)
Passegga's CM pattern. Asym-
metry coefficient (baie de
Somme).



Type 2 sediments, located near the C=M line, are well sorted (Figure 6) and symmetrical (Figure 7). These predominantly lithoclastic fine-grained sands belong to Holocene deposits and are mainly influenced by tidal currents. In the CM pattern, the distance of a sampling station from the C=M line indicates the relative influences of wave action or sheltered conditions.

The sediments of type 4 (Figure 7) are characteristic of the one-percentile pattern and represent stations from sheltered areas in which a small bioclastic coarse fraction comes by traction during flood tide. Finally, in the special case of sediments of type 5 (Figure 5), the freshwater spring outputs give an asymmetry towards the coarse particles with a displacement of the C- and M-values.

Conclusions

The CM pattern (Passega 1957, 1964, Passega & Byramjee 1969), applied here to the estuarine tidal flats and adjacent open coastal beaches, is of value to marine sedimentologists and bio-sedimentologists as it can characterise the hydrodynamical conditions of sampling stations.

Near the C=M line there are sand deposits due to tidal currents. From this C=M area there are two main gradients:

- the vertical gradient of wave influence characterised by the increase of coarse fraction C;
- the horizontal gradient of sheltered conditions where M decreases, and special cases shown by the use of the one-percentile. This representation can be applied only to estuarine zones under marine influence.

The estuarine CM pattern may also be of interest as shown by a long-term study to characterise the natural fluctuation of a sampling station. For example, a stormy period cannot modify the sand main-mode but may increase the coarsest percentile according to temporary biological disturbances (Desprez *et al.* 1986). By use of the one-percentile such scarce granulometric differences are identified more by Passega's CM pattern than by granulometric parameters.

References

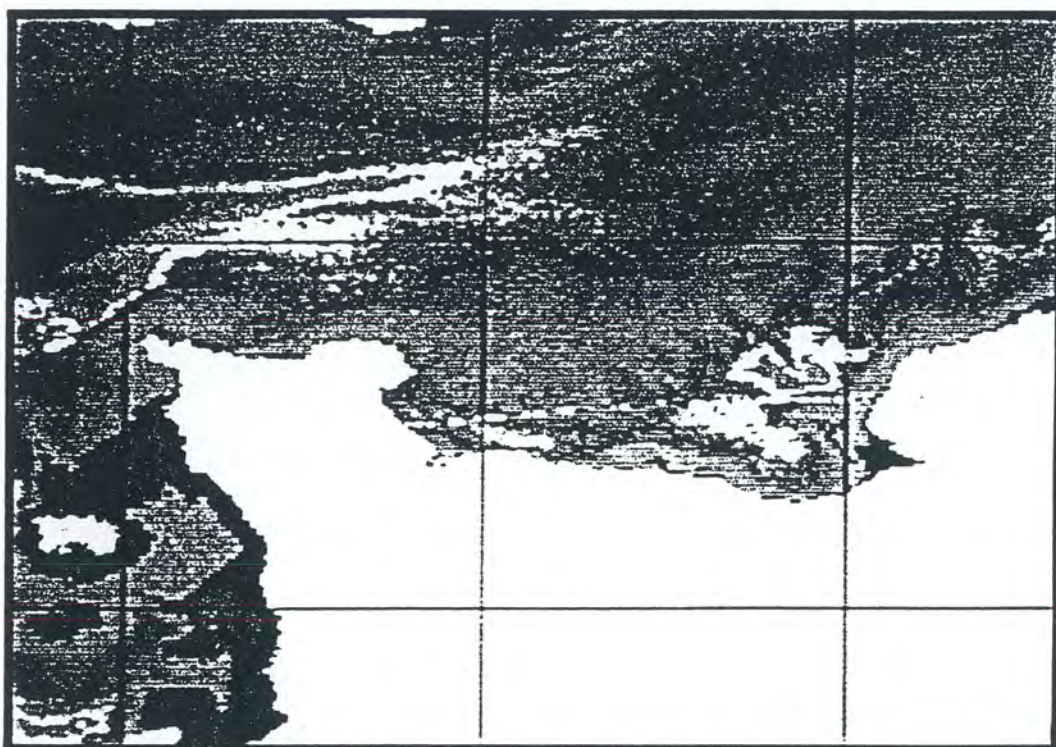
- Allen, G.P., 1972. Etude des processus sédimentaires dans la Gironde. - Thèse Doct. 3ème cycle, Bordeaux. 314 pp.
- Avoine, J., 1981. L'estuaire de la Seine: sédiments et dynamique sédimentaire. - Thèse Doct. 3ème cycle, Université de Caen. 236 pp.
- Bressolier, C. & Y.F. Thomas, 1983. Méthodes pour l'étude d'une plage: Le Port-Blanc, sédimentologie et géomorphologie. - Mém. Lab. Géomorph., Ec. pratique des Htes Etudes, 39: 89 pp. Dinard.
- Desprez, M., J.-P. Ducrotay & B. Sylvand, 1986. Fluctuations naturelles et évolution artificielle des biocénoses macrozoobenthiques intertidales de trois estuaires des côtes françaises de la Manche. - *Hydrobiologia* 142: 249-270.
- Dubrule, 1982. Etude hydrosédimentaire de l'estuaire de l'Orne et de ses abords. - Thèse Doct. 3ème cycle, Université de Caen. 212 pp.
- Dupont, J.P., 1981. Relations entre bios et phénomènes sédimentaires intertidaux: le modèle de la baie de Somme. - Thèse Doct. 3ème cycle, Rouen. 315 pp.
- Folk, R.L., 1966. A review of grain-size parameters. - *Sedimentology* 6: 73-93.
- Guillaud, J.F. & B. Sylvand, 1975. La baie de Veys, étude monographique. - CNEO-Ministère de l'Environnement (Groupe de Travail 'Parcs et Réserves en Milieu Marin'). 138 pp.
- Jouanneau, J.M., 1974. Etude sédimentologique d'un système côtier évolutif: la pointe de la Coubre (embouchure de la Gironde, France). - Thèse Doct. 3ème cycle, Bordeaux. 161 pp.
- Larsonneur, C., P. Bouysse & J.P. Auffret, 1982. The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. - *Sedimentology* 29: 851-864.
- Le Gall, J. & C. Larsonneur, 1972. Séquences et environnement sédimentaire dans la baie des Veys (Manche). - *Rev. Géogr. Phys. Géol. Dyn.* 14(2): 189-204.
- Passega, R., 1957. Texture as characteristic of clastic deposition. - *Bull. Am. Ass. Petrol. Geol.* 41(9): 1952-1984.
- Passega, R., 1964. Grain-size representation by CM patterns as a geological tool. - *J. Sediment. Petrol.* 34(4): 830-847.
- Passega, R. & R. Byramjee, 1969. Grain-size image of clastic deposits. - *Sedimentology* 13(3/4): 233-252.
- Rivière, A., 1977. Méthodes granulométriques, techniques et interprétations. - Masson, Paris. 167 pp.

Résumé

Les résultats granulométriques des sédiments prélevés dans trois ensembles estuariens français (baie de Somme, estuaire de Seine et baie des Veys) ont été reportés sur les diagrammes CM (Passega 1957, 1964, Passega & Byramjee 1969). Il apparaît que l'ensemble de ces données de la zone intertidale offre une bonne unité qui permet de définir des courbes-enveloppe synthétiques. Ces modèles sont proposés comme susceptibles de compléter les hypothèses de Passega dans les domaines intertidaux sous influences marines prépondérantes. La position des points dans les enveloppes ainsi établies permet donc de recalculer les stations dans un contexte hydrodynamique. Les potentialités de ce mode de représentation sont discutées.

LA BAIE DE SEINE

*GROUPE DE RECHERCHES COORDONNÉES "MANCHE"
(GRECO MANCHE)*



Actes de Colloques n° 4 1986



La Baie de Seine (GRECO-MANCHE) - Université de Caen, 24-26 avril 1985
 IFREMER. Actes de Colloques n. 4 1986, pages 521-522

P.11

ETUDE COMPARATIVE DE TROIS ESTUAIRES DE MANCHE : BAIE DES VEYS, ESTUAIRE DE LA SEINE, BAIE DE SOMME.

G.E.M.E.L.*

Les chercheurs du GEMEL contribuent depuis plusieurs années à la connaissance des caractéristiques physiques et biologiques de trois estuaires de Manche centrale (baie des Veys, Seine) et orientale (baie de Somme). Leurs études concernent plus particulièrement les relations qui unissent macrofaune benthique endogée et sédiment.

La confrontation des résultats obtenus sur ces trois estuaires a permis de dégager certaines conclusions concernant :

- l'état coenotique de ces trois estuaires,
- l'évolution pluriannuelle de leurs biocoenoses,
- les conséquences des aménagements (endiguements, poldérisation),
- l'utilisation potentielle de ces milieux (aquaculture).

1. ETAT COENOTIQUE.

Les trois estuaires présentent des états coenotiques comparables avec une dissymétrie des biofaciès qui a son origine dans la dissymétrie de leurs conditions hydrodynamiques locales respectives.

L'application aux résultats de l'analyse factorielle des correspondances met clairement en évidence ce rôle primordial de l'hydrodynamisme local qui se traduit par l'influence prépondérante qu'exercent sur la répartition des peuplements benthiques des facteurs comme la teneur en particules fines et en matière organique du sédiment, le degré d'exposition ou les conditions de salinité.

Ces facteurs expliquent l'existence de faciès diversifiés et appauvris, tant dans le secteur marin qu'estuarien des trois sites.

Le facteur "qualité de l'eau" (salinité mais aussi teneur en polluants) ne joue un rôle déterminant sur le benthos que dans l'estuaire de la Seine; les faibles débits de la Vire et de la Somme minimisent l'influence de ce facteur et justifient ainsi l'appellation de baie réservée à ces deux estuaires (ainsi en baie des Veys, la salinité est toujours supérieure à 25 ‰).

2. EVOLUTION DES BIOCOENOSSES.

L'état coenotique de ces estuaires n'est pas figé mais en constante évolution.

- En baie des Veys, l'évolution des biocoenoses est suivie depuis dix ans; elle se traduit par la migration vers l'aval de certaines espèces (*Pygospio elegans*, *Abra tenuis*), la régression et le changement de rive d'autres espèces (*Macoma balthica*), enfin par l'installation d'espèces marines (*Lanice conchilega*, *Urothoe grimaldii*). Ces modifications des biocoenoses sont la conséquence directe de l'évolution sédimentologique liée à la poldérisation (§3).

- Dans l'estuaire de la Seine, l'évolution des biocoenoses est la conséquence des nombreux aménagements industriels et portuaires (§3 et communic. Desprez-Dupont).

- En baie de Somme, l'évolution "naturelle" des biocoenoses est liée à l'exhaussement général de la baie; comme dans l'estuaire de la Seine, on assiste à une migration vers l'aval des faciès, avec notamment une forte progression du schorre au détriment des biofaciès estuariens typiques (communauté à *Macoma*, faciès à *Nereis* et *Scrobicularia*).

* Association : Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux - Faculté des Sciences, B.P. 67, 76130 Mont-Saint-Aignan.

Ces biocoenoses évoluent également de façon artificielle sous l'influence d'importants apports en nitrates et phosphates provenant du ressuyage des terrains agricoles. La principale conséquence est la prolifération des Polychètes, essentiellement aux dépens des Bivalves. Un exemple intéressant de cette explosion des Polychètes est fournie par le Spionidé *Pygospio elegans* dont les colonies erratiques constituent des banquettes qui accélèrent l'exhaussement de la baie, permettent l'implantation d'une plante pionnière (la Spartine) et contribuent à la disparition de biofaciès originaux tels les sables envasés à *Cerastoderma*.

3. ENSEIGNEMENTS DES AMENAGEMENTS.

Une évolution des biofaciès liée à des aménagements a pu être étudiée tant en aie des Veys (poldérisation) qu'en baie de Somme et dans l'estuaire de la Seine (endiguements).

- En baie des Veys, la poldérisation qui se poursuit actuellement provoque la suppression d'importantes surfaces de piégeage des particules fines en fond d'estuaire. L'envasement se trouve par conséquent reporté vers l'aval, plus particulièrement au niveau de la corne du chenal d'Isigny, secteur qui a connu en 10 ans (1970-1980) un exhaussement supérieur à 4 mètres! C'est dans ces faciès vaseux que s'est installée la communauté à *Macoma balthica* qui avait disparu du flanc ouest de la Baie à cause de l'induration du sédiment par le *Pygospio*.

- Dans l'estuaire de la Seine et la baie de la Somme, des digues submersibles ont été construites pour stabiliser les chenaux de navigation. Ces aménagements ont eu pour conséquences annexes de servir de support à la sédimentation et permettre l'extension des schorres, et de provoquer le comblement des anciens chenaux.

Dans l'estuaire de la Seine, la création récente de déversoirs a pour but de minimiser ces conséquences secondaires négatives des digues submersibles.

En modifiant les conditions hydrodynamiques locales, les aménagements réalisés ont une profonde répercussion sur les biofaciès voisins : modification des conditions de salinité, modification de la texture des sédiments, modification de l'équilibre des peuplements benthiques qui intègrent les variations de tous les paramètres du milieu, modification de la physiologie des espèces...

L'ampleur des conséquences biosédimentologiques de ce type d'aménagements confirme le rôle primordial des conditions hydrodynamiques locales dans la répartition des biofaciès estuariens (§1).

4. RECOMMANDATIONS AUX UTILISATEURS POTENTIELS DU MILIEU.

Ces études de base permettent aujourd'hui de mettre à la disposition des aménageurs et autres utilisateurs potentiels du milieu (notamment dans le domaine de l'aquaculture), une quantité de renseignements utiles en matière de :

- stabilité du milieu : en baie des Veys, l'application de l'analyse en composantes principales aux résultats du suivi saisonnier, permet de mettre en évidence, dans certains secteurs de la baie, l'existence de profondes perturbations des peuplements benthiques, liées à des conditions météorologiques exceptionnelles (tempêtes de nord-est).

- qualité du milieu : en Baie de la Somme et estuaire de la Seine, un indice de qualité biologique et un indice de charge de pollution ont permis de "noter" la qualité de ces deux estuaires. Il ressort de ces deux indices que la charge polluante de l'estuaire de la Seine est environ le double de celle de la Somme et que les teneurs en hydrocarbures et en phosphates sont problématiques dans les deux sites.

- productivité du milieu : les études de biomasses réalisées en baie des Veys et en aie de Somme ont permis de quantifier la productivité naturelle de ces estuaires et de la comparer à celle d'autres estuaires européens. Si les biomasses enregistrées en baie de Somme sont comparables à celles de la mer des Wadden ou de l'estuaire de la Gironde (25-30 g/m²/an), celles de la baie des Veys sont inférieures (10-28 g/m²/an); ces dernières valeurs restent cependant nettement supérieures à celles des peuplements subtidiaux (< 2 g/m²/an en Mer du Nord)

Etant donné l'intérêt croissant que suscitent les projets aquacoles en milieu estuarien (programmes IFREMER en baie de Somme) l'importance de cette recherche de base se fait plus évidente encore.

Les modalités de la reproduction de la coque (*Cerastoderma edule*) sur le littoral français de la Manche et de l'Atlantique

Jacques Guillou⁽¹⁾, Guy Bachelet⁽²⁾, Michel Desprez⁽³⁾,
Jean-Paul Ducrotoy⁽³⁾, Ilham Madani⁽²⁾, Hervé Rybarczyk⁽³⁾,
Pierre-Guy Sauriau⁽⁴⁾, Bernard Sylvand⁽⁵⁾,
Bernard Elkaim⁽⁶⁾ et Michel Glemarec⁽¹⁾

⁽¹⁾ C.NRS, Laboratoire d'Océanographie Biologique, Université de Bretagne Occidentale, 6, avenue Le Gorgeu, 29287 Brest, France.

⁽²⁾ C.NRS, Institut de Biologie Marine, Université de Bordeaux-I, 2, rue du Professeur-Jolyet, 33120 Arcachon, France.

⁽³⁾ Groupe d'Étude des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL), 115, quai Jeanne-d'Arc, 80230 Saint-Valéry-sur-Somme, France.

⁽⁴⁾ Laboratoire de Biologie Marine, Université de Nantes, 2, rue de la Houssinière, 44072 Nantes Cedex 03, France.

⁽⁵⁾ C.NRS-GEMEL, Laboratoire Maritime, rue du Docteur-Charcot, 14530 Luc-sur-Mer, France.

⁽⁶⁾ Laboratoire d'Hydrobiologie, Université Pierre-et-Marie-Curie, 12, rue Cuvier, 75005 Paris, France.

Reçu le 17 juillet 1989, accepté le 17 novembre 1989.

Events in the reproduction of Cerastoderma edule L. along the French Channel and Atlantic coasts.

Guillou J., G. Bachelet, M. Desprez, J.-P. Ducrotoy, I. Madani, H. Rybarczyk, P.-G. Sauriau, B. Sylvand, B. Elkaim, M. Glemarec. *Aquat. Living Resour.*, 1990, 3, 29-41.

Abstract

Events in the reproduction of *Cerastoderma edule* were studied simultaneously during 1987, in eight intertidal zones, with relatively homogeneous edaphic conditions and distributed along the French Channel and Atlantic coasts. This approach was intended to identify the variability of spawning which may induce fluctuations in the recruitment from site to site and from year to year. Different stages of sexual maturity were used together with the condition index of Walne and Mann. Spawns may occur from March to October, sometimes up to December. The number and intensity of each spawning may exhibit different patterns. The resting stage was observed between October and March. It seemed necessary for an efficient spring spawning which may be stimulated by temperature increase. Other spawnings are correlated with the intensity of the first one. The variability of the reproductive scenarios was not linked with the latitudinal gradient. In all these sites, the condition index, associated with the maturity stages, was effective for a prediction of good conditions for recruitment.

Keywords : *Cerastoderma edule*, sexual cycle, spawning, temperature, Channel Atlantic French coast.

Résumé

Le cycle sexuel de *Cerastoderma edule* a été étudié durant l'année 1987 sur plusieurs sites le long du littoral atlantique français, de la baie de Somme au bassin d'Arcachon. Cette étude vise à définir les modalités de la ponte et les facteurs qui la régissent, afin d'identifier à ce niveau, les causes de la variabilité du recrutement. Dans ce but, une méthode commune est mise en œuvre. Elle repose essentiellement sur la reconnaissance des stades de maturité sexuelle et sur les fluctuations de l'indice de condition. Les pontes peuvent être : précoces, printanière, estivale ou tardive, et, selon leur nombre et leur importance, variables selon les sites. La première ponte apparaît toujours en réponse au stimulus thermique qui correspond, au printemps, à l'amélioration des conditions climatiques et trophiques. A l'intérieur de l'espace latitudinal défini, il n'apparaît pas de net gradient au niveau des pontes, ce qui démontre que celles-ci ne sont pas déclenchées par une valeur définie de la température. L'efficacité de la ponte printanière est liée à une valeur seuil de l'indice de condition. Le nombre et l'intensité des pontes estivales et automnales sont fonction de l'importance de la ponte printanière. Il en résulte une forte variabilité dans les conditions de recrutement. Dans l'optique recherchée, certains principes prédictifs peuvent cependant être avancés.

Mots-clés : *Cerastoderma edule*, cycle sexuel, ponte, température, littoral français, Manche-Atlantique.

INTRODUCTION

La coque *Cerastoderma edule* L. fait l'objet d'une pêche à pied sur les estrans du littoral français de la Manche et de l'Atlantique, la plupart des gisements étant situés à proximité d'estuaires. Sur certains sites, d'importantes variations interannuelles de densité de ce bivalve ont été observées, aboutissant même à un véritable effondrement des stocks, comme ce fut le cas en baie de Somme en 1985 et 1986 [200 à 600 t, au lieu de 3 000 t en moyenne par an (Desprez et al., 1987 a)]. Il en fut de même en Basse-Normandie en 1982-1983, où l'exploitation a été inférieure à 80 t contre des valeurs comprises habituellement entre 1 500 et 3 500 t.

D'une manière générale, les causes de ces variations sont probablement multiples : conditions climatiques extrêmes (Hancock et Franklin, 1972), eutrophisation, présence de parasites, recrutement aléatoire, exhaussement des aires habitables, surexploitation, compétition interspécifique avec la polychète *Pygospio elegans*, prédation notamment par les oiseaux, la plie, le crabe vert (Brown et O'Connor, 1974; Hylleberg et al., 1978; Sanchez-Salazar et al., 1987).

En France, l'étude de la coque est intégrée dans le « Programme National sur le Déterminisme du Recrutement » (PNDR), dont l'objectif est d'identifier les processus qui déterminent les fluctuations du recrutement des populations et d'estimer l'amplitude de leur variabilité. La coque est considérée comme un modèle répondant à ces préoccupations, d'autant que ce matériel se révèle favorable à de telles recherches (durée de vie relativement courte, phase larvaire de 4 à 6 semaines, croissance rapide).

L'étude de cette espèce a donc été entreprise sur divers estrans sablo-vaseux, permettant ainsi de limiter le nombre de facteurs physiques, édaphiques notamment, à prendre en considération pour l'analyse de leur variabilité. Dans une première phase, les modalités de la ponte et les possibilités de recrutement de *Cerastoderma edule* ont été étudiées simultanément, durant l'année 1987, sur six sites distribués suivant un gradient latitudinal soit, du nord au sud (fig. 1) : la baie de Somme, la baie d'Orne (Ouistreham) en Basse-Normandie, Saint-Pol-de-Léon en baie de Morlaix, Brouennou à la sortie de l'Aber Benoit, Ronces-les-Bains dans le bassin de Marennes-Oléron et enfin la plage Pereire dans le bassin d'Arcachon. Deux sites complémentaires, l'anse d'Yffignac en baie de Saint-Brieuc (Bretagne Nord) et la baie des Veys (Basse-Normandie) apportent des résultats plus partiels. C'est la simultanéité des observations et la mise en œuvre d'un protocole commun qui constituent l'originalité des résultats développés ci-dessous.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les modalités de la ponte sont définies en utilisant deux paramètres complémentaires dont le couplage



Figure 1. — Localisation des sites d'étude sur le littoral Manche-Atlantique.

Sampling stations localities along the French Atlantic and Channel coasts.

représente la base de cette étude : une échelle pratique de maturité des gonades ainsi que l'indice de condition, le premier à caractère qualitatif et le second quantitatif. Ils présentent l'avantage d'être rapidement mis en œuvre et procurent ainsi, dans les meilleurs délais, l'information nécessaire à une prévision du recrutement (époque, intensité).

Détermination du stade de maturité sexuelle

Les stades sont déterminés par observation immédiate et biopsie, selon l'échelle de Lucas (1965), modifiée par Gallois (1973) :

Stade A : glande génitale non discernable. Trois états possibles chez les adultes : repos sexuel, prévitellogenèse et régression. Sexe indifférencié chez les jeunes.

Stade B : glande génitale observable, mais sexe difficilement discernable à l'œil nu. Peu d'éléments mûrs.

Stade C : glande génitale bien évidente et sexe déterminable à l'œil nu : pied du mâle souvent teinté de rose saumon, alors que le reste est blanc, chez les femelles la couleur est blanc nacré. Stade de maturité sexuelle et de ponte avec dans certains sites la distinction des deux stades :

C₁ : éléments génitaux abondants. Spermatozoïdes peu mobiles et ovocytes encore pédonculés en majorité.

C₂ : spermatozoïdes très mobiles. Ovocytes sphéri-

Reproduction de la coque sur le littoral français

31

ques et libres dans les follicules. Ponte imminente.

Stade D : correspond à la phase dite de « restauration » qui révèle après la ponte, la coexistence d'acini vides et d'acini présentant des poussées ovocytaires rapides. Ce stade ne figure pas dans les résultats des sites bretons dans un but de simplification graphique et est alors assimilé au stade B (Fernandez *et al.*, sous-presse).

Les observations complémentaires d'histologie sont utilisées pour mieux préciser les stades de l'évolution gonadique, notamment les phases de repos et de restauration.

Indice de condition

L'individualisation de la gonade s'avérant anatomiquement impossible chez *C. edule*, l'évolution de l'activité reproductrice peut être analysée à l'aide d'un indice de condition traduisant les variations du poids sec d'un animal standard (Trevallion, 1971; Bodoy et Massé, 1978). Cet indice vise à éliminer les effets de la croissance et doit permettre ainsi de déceler une accumulation ou une perte de matière organique associée à la reproduction (Lucas et Beninger, 1985; Bodoy *et al.*, 1986). L'indice retenu est celui de Walne et Mann (1975) :

$$IC = \frac{\text{Poids sec de la chair}}{\text{Poids sec des valves}} \times 10^3.$$

Le poids sec est obtenu par déshydratation à l'étuve à 60° pendant 24 heures ou par lyophilisation.

— Le protocole minimal d'échantillonnage consiste en un prélèvement aléatoire de 30 individus adultes.

Sur certains sites, en raison de la complexité des structures démographiques, il peut dépasser 80 individus (Saint-Pol-de-Léon, Marennes).

Afin de pallier au biais résultant d'une variabilité de la loi d'allométrie chair-valve en fonction de l'âge ou de la taille des individus, l'échantillon destiné au calcul de l'indice de condition est subdivisé en lots qui correspondent, soit à des classes de tailles standard (sites bretons), soit aux groupes d'âges. En accord avec Laurec et Le Guen (1981), le groupe d'âge est défini « par référence au nombre de premier janvier qu'a connu l'animal ». La distinction de ces groupes (G1, G2 et G3) se base alors, soit sur les stries hivernales de ralentissement de croissance, méthode dont Orton (1926) a démontré les avantages et inconvénients (stries surnuméraires), soit sur l'analyse de la structure démographique.

— Les paramètres physico-chimiques nécessaires à l'interprétation des phénomènes biologiques sont les suivants :

- Collecte auprès des stations météorologiques locales des moyennes décennales de la température de l'air, ceci en raison de l'importance de l'exondation pour une telle espèce intertidale.

- Mesures pour cerner les conditions de l'environnement : cote altitudinale, granulométrie, teneur du sédiment en matière organique, température au sein du sédiment, salinité des eaux surnageantes et interstitielles. L'ensemble de ces données comparatives d'un site à l'autre est rassemblé dans le *tableau 1*.

— L'étude a commencé dès le mois de janvier, à l'exception des sites de Saint-Pol-de-Léon et de la baie d'Orne où elle n'a débuté qu'en Mars. La périodicité de l'échantillonnage est bimensuelle de mai à septembre inclus, mensuelle pour le reste de l'année.

Tableau 1. — Facteurs abiotiques mesurés en 1987 sur les principaux sites étudiés.

Environmental factors measured at the main study areas during 1987.

	Arcachon	Marennes	Brouennou	Saint-Pol	baie d'Orne	Somme
Niveau marégraphique du gisement	BMME* à mi-marée	Mi-marée	BMME* à mi-marée	BMME* à mi-marée	PMME* à mi-marée	PMME* à mi-marée
Sédiment						
— Nature	sable peu envasé	sable envasé	sable peu envasé	sable envasé hétérogène	sable peu envasé	sable envasé
— Médiane granulom. (µm)	300 à 370	200 à 300	100 à 200	300	300 à 400	160 à 270
— Pélites (%)	1,7 à 5,8	10 à 30	0,5 à 2	20 à 40	0,5 à 5	20 à 30
— Matière organique (%)	0,2 à 1,1	0,9 à 1,5	0,2 à 0,3	2,0 à 3,0	0,3 à 1,2	0,3 à 1,0
Amplitude de t° (°C)						
— Air (t° décadaire)	-7 à 28	-6 à 23	-1 à 23	-2 à 21	-8 à 23	-4 à 23
— Sédiment (1 ^{er} cm)	9 à 24	10 à 26	5 à 24	6 à 26	6 à 23	—
Salinité (‰)						
— Eau surnageante	27 à 34	30 à 39	29 à 37	33 à 39	28 à 35	30 à 35
— Eau interstitielle	—	—	34 à 36	34 à 37	32 à 34	—

* BMME : Basse mer de morte eau.

* PMME : Pleine mer de morte eau.

RÉSULTATS

Sur l'ensemble des sites la gamétogenèse est hivernale et printanière. L'indice de condition établi sur la population adulte varie notablement et parfois de façon brutale sur des périodes très courtes (10 à 15 jours).

En baie d'Orne (*fig. 3*), les fluctuations de l'indice semblent liées à celles de la température de l'air. La première augmentation de l'indice est nettement

marquée et correspond à l'accroissement thermique printanier. Une deuxième et une troisième correspondent aux accroissements estivaux. Après la mi-septembre, l'indice chute régulièrement corrélativement à la baisse des températures. Les mêmes fluctuations se retrouvent encore plus accentuées en baie des Veys (*fig. 4*).

Dans la plupart des sites les chutes brutales de l'indice observées au printemps et en été coïncident avec les périodes de ponte. L'interprétation des fluc-

Figures 2 à 9. — Présentation standardisée des données relatives aux différents sites étudiés.

A — Indice d'activité reproductrice par classe (G1, G2...) de taille ou d'âge selon les sites ($\pm$ intervalles de confiance à 95 %) et éventuellement pourcentage de stades de maturité C₂. B — Températures de l'air (minimales et maximales décadaires) relevées à la station météorologique la plus proche du site. C — Taux de parasitisme et éventuellement taux de castration. D — Stades de maturité sexuelle (A, B, C et éventuellement D). E — Sex-ratio (exprimé en pourcentage de femelles dans la population sexuée).

Standardized presentation of data from different areas.

A — Reproductive activity index for the year classes or size groups (G1, G2...) by area ($\pm$ 95% confidence limits) and percentage of sexual maturity stage C₂. B — Air temperature (minimal and maximal calculated for 10 days) recorded from the nearest meteorological station. C — Parasitism and castration rates. D — Sexual maturity stages. E — Sex ratio (expressed as a percentage of females in the mature population).

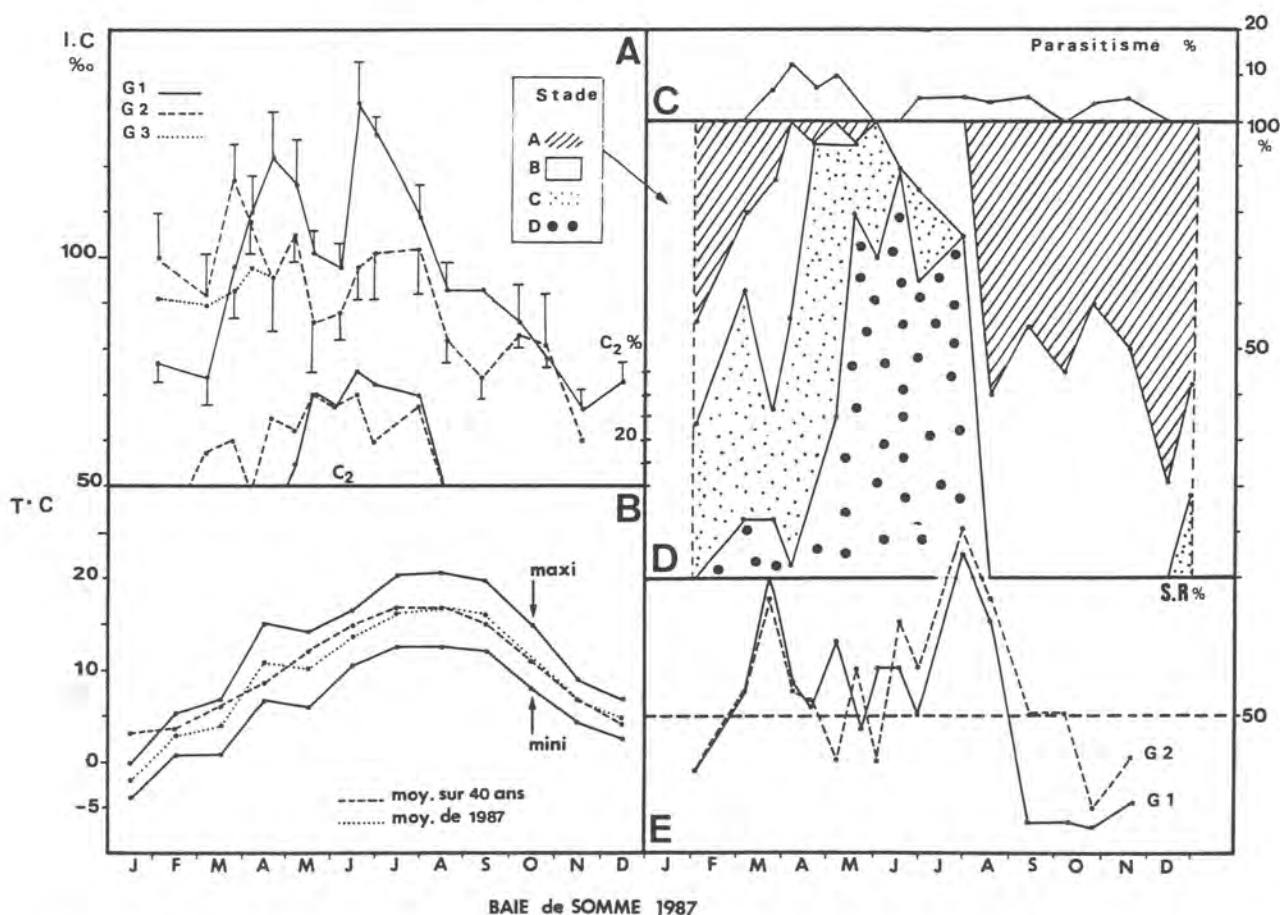


Figure 2. — Baie de Somme.

Reproduction de la coque sur le littoral français

33

tuations est précisée au moyen de l'échelle de maturité et en particulier selon l'évolution des stades C.

En baie de Somme (fig. 2), les individus du groupe d'âge 1 (G1) montrent un rapide accroissement printanier de l'indice de condition, qui passe de 70 à 120 en moins d'un mois et demi. La chute de cet indice correspond bien à une première ponte partielle, au cours du mois de mai, comme en témoigne une légère baisse du pourcentage de stades C₂. Puis l'indice de condition s'accroît de nouveau et dépasse 130 à la mi-juin; la température est alors de 15°C et la ponte estivale, massive comme le traduit la chute des stades C₂, se poursuit durant le mois de juillet.

Chez les G2 du même site, la ponte précoce apparaît dès la fin du mois de mars, l'indice de condition est alors de 115, et la chute des stades C₂ traduit bien cette ponte partielle. Les fluctuations ultérieures de l'indice de condition des G2 sont identiques à celles des G1. On retrouve ainsi une faible ponte printanière et une ponte estivale plus importante, avec des indices cependant plus faibles que ceux des G1 (105 contre 120 et 100 contre 130).

En automne, les indices relativement élevés des deux classes laissent supposer d'éventuelles pontes partielles tardives.

En baie de Saint-Brieuc (fig. 5), les pontes principales sont observées au printemps et en automne, confirmées par les données sur le recrutement (Gros *et al.*, 1988). Des émissions secondaires sont cependant enregistrées durant l'été.

A Saint-Pol-de-Léon (fig. 6), les indices de condition des groupes G1 et G2, très proches au départ, montrent sur l'ensemble du cycle des variations synchrones. La ponte printanière apparaît après un net accroissement de température voisin de 10°C; les indices sont alors proches de 80 et la ponte est partielle si l'on considère l'échelle de maturité (fig. 6d). Par contre, la chute brutale des stades C en début juillet indique que la ponte estivale est plus nette. Elle intervient lorsque la température dépasse 15°C. Les indices de conditions ne dépassent pas les valeurs de 95 pour les G1, et de 85 pour les G2. L'apparition de nouveaux stades C indique bien qu'une ponte tardive a lieu en septembre, lorsque la température est de 18°C. Elle est en majorité due au groupe G1, dont l'indice de condition atteint la valeur de 100.

Une nouvelle apparition de stade C en novembre et un léger pic de l'indice de condition du groupe G2 (65) témoignent de nouvelles pontes tardives et partielles.

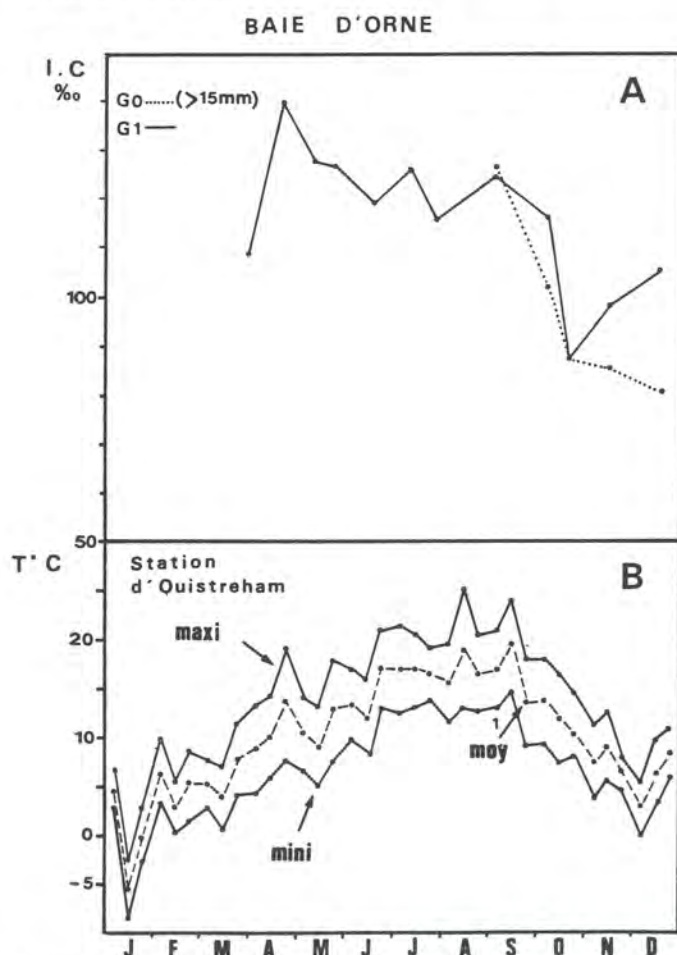


Figure 3. Baie d'Orne.

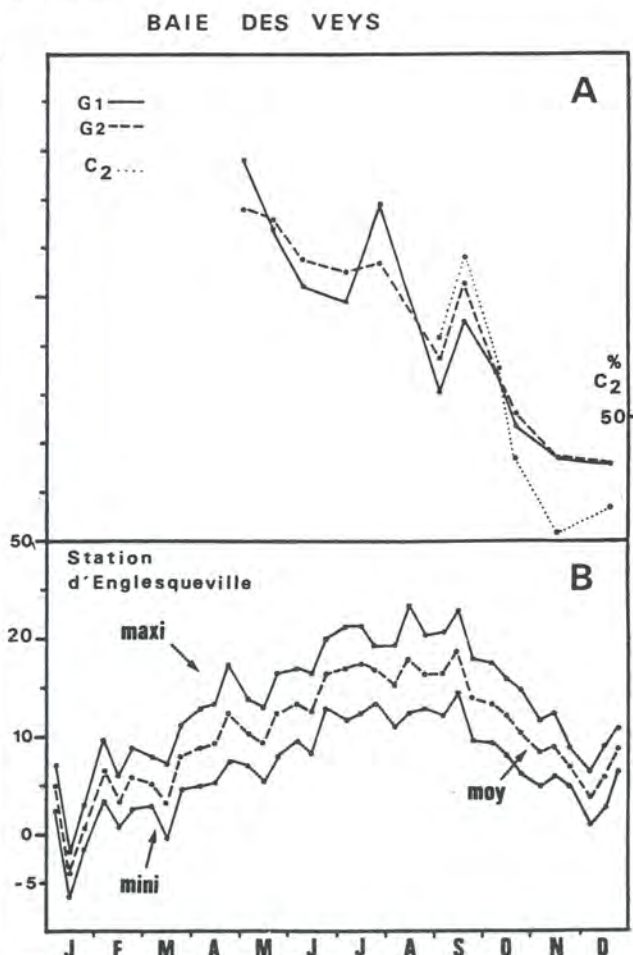


Figure 4. — Baie des Vays.

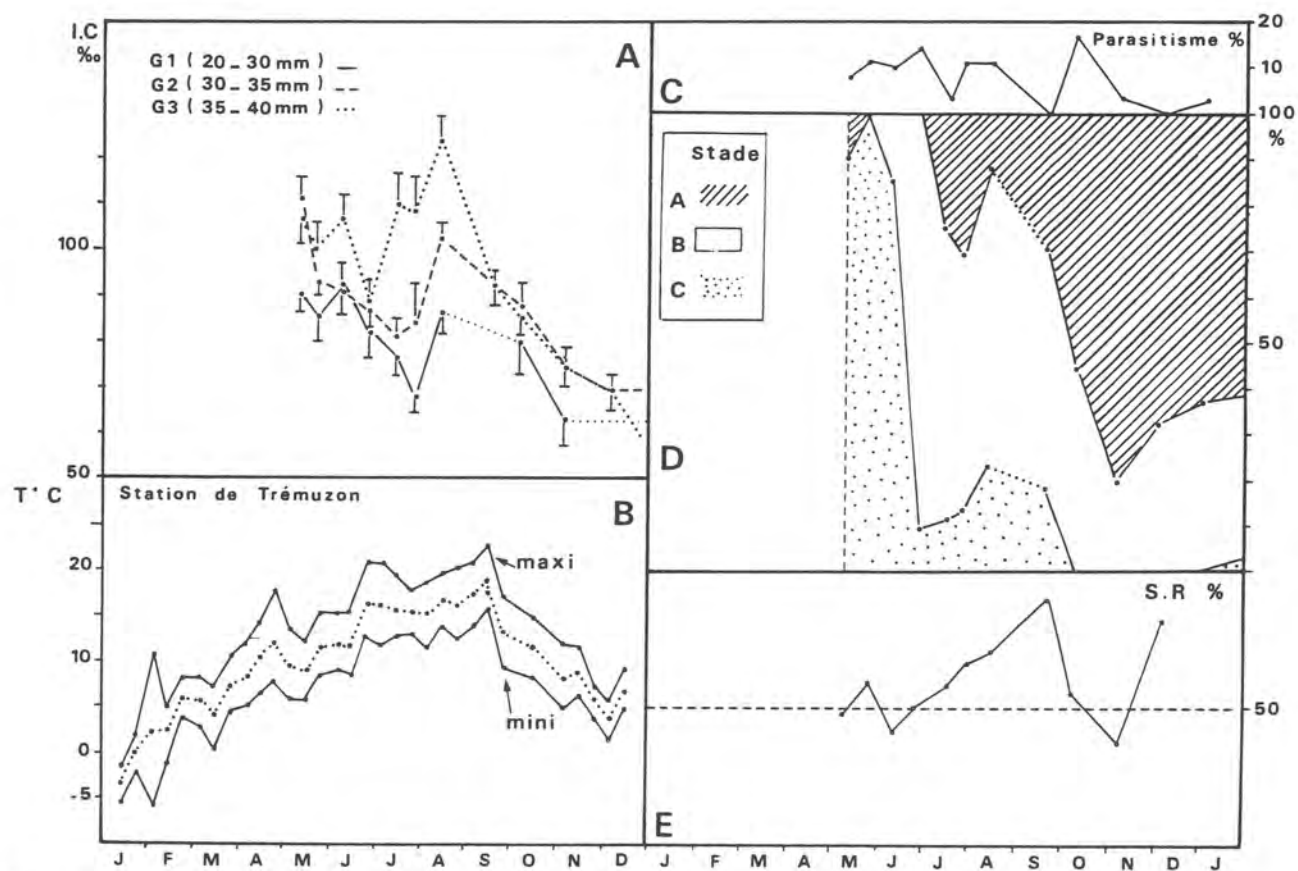


Figure 5. — Baie de Saint-Brieuc.

St BRIEUC 1987

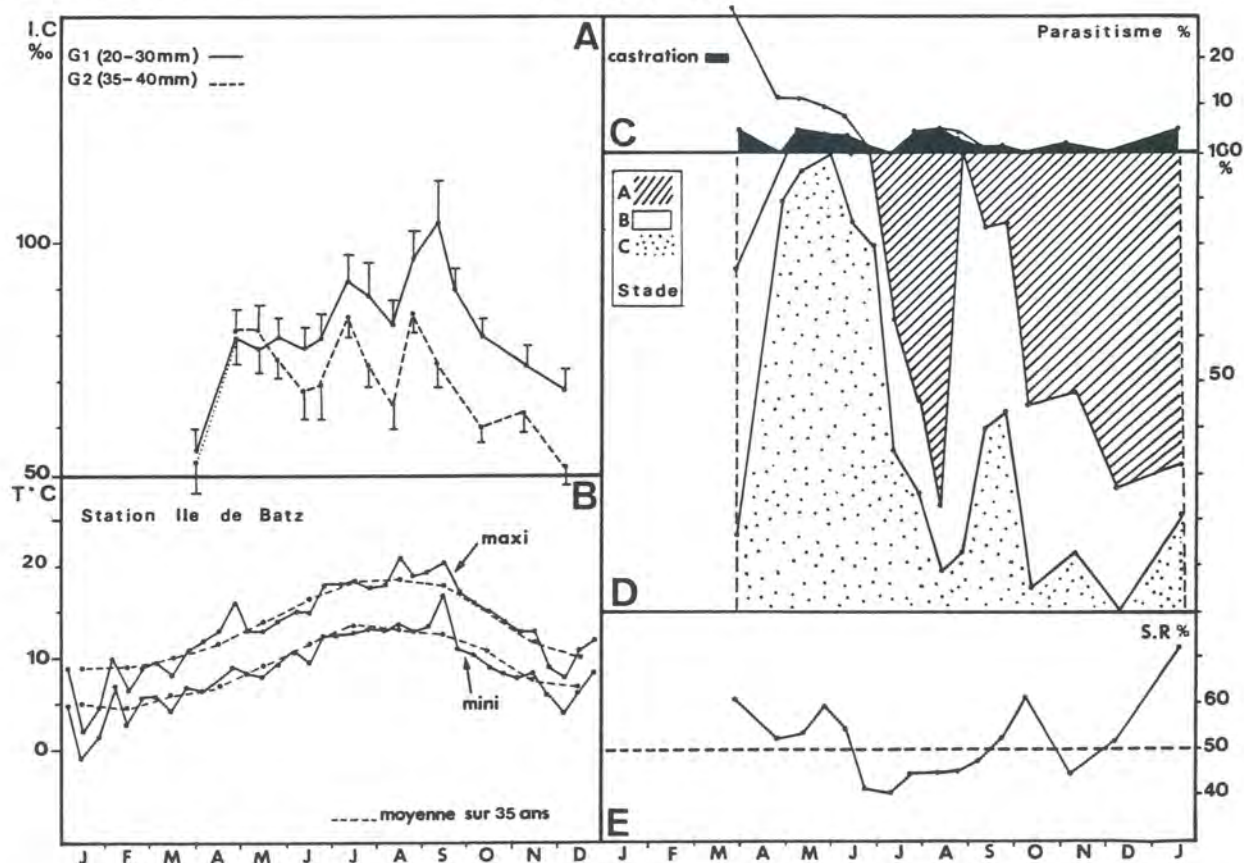


Figure 6. — Saint-Pol-de-Léon, baie de Morlaix.

St POL 1987

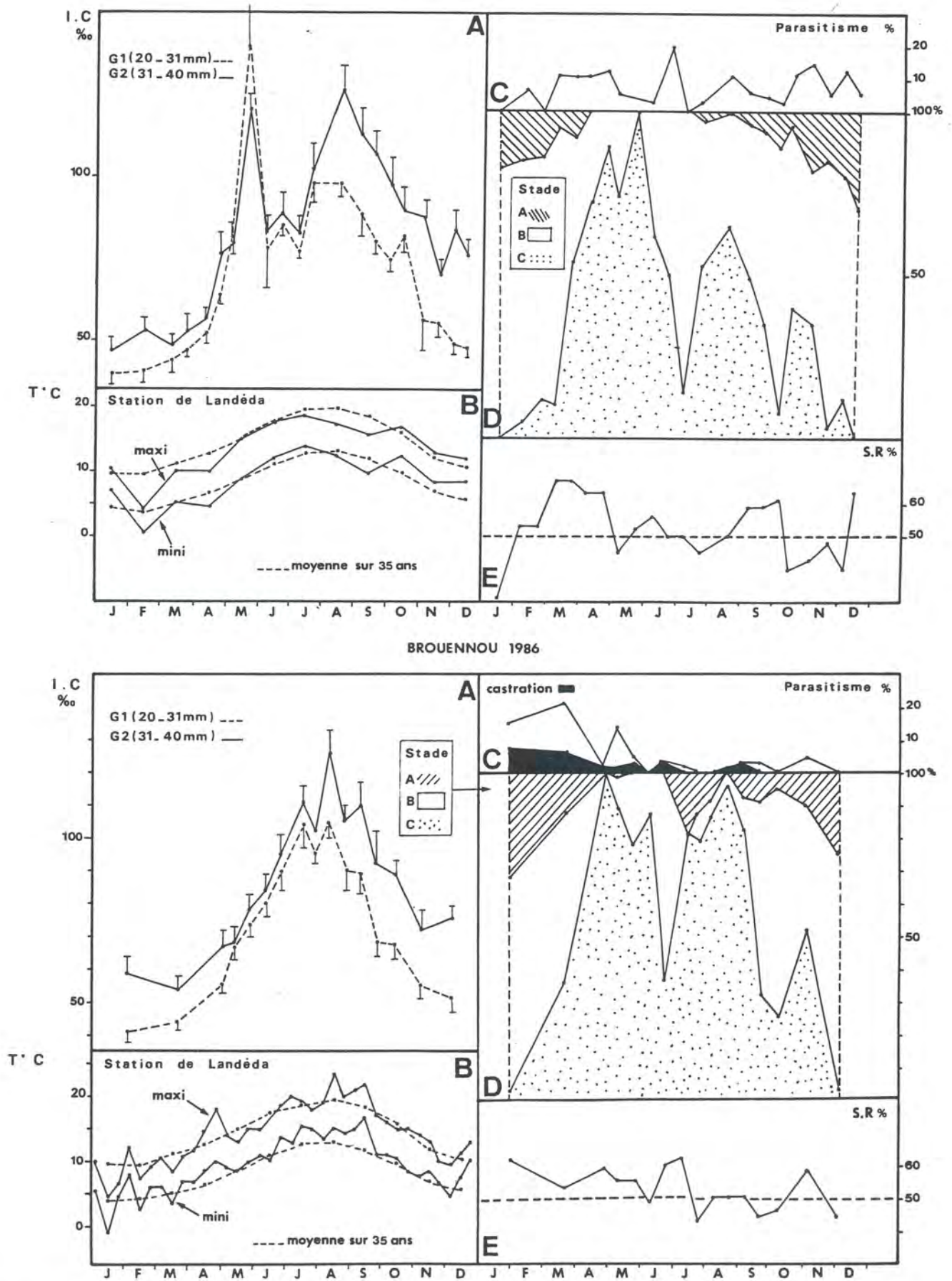


Figure 7. — Anse de Brouennou en 1986 et 1987.

BROUENNOU 1987

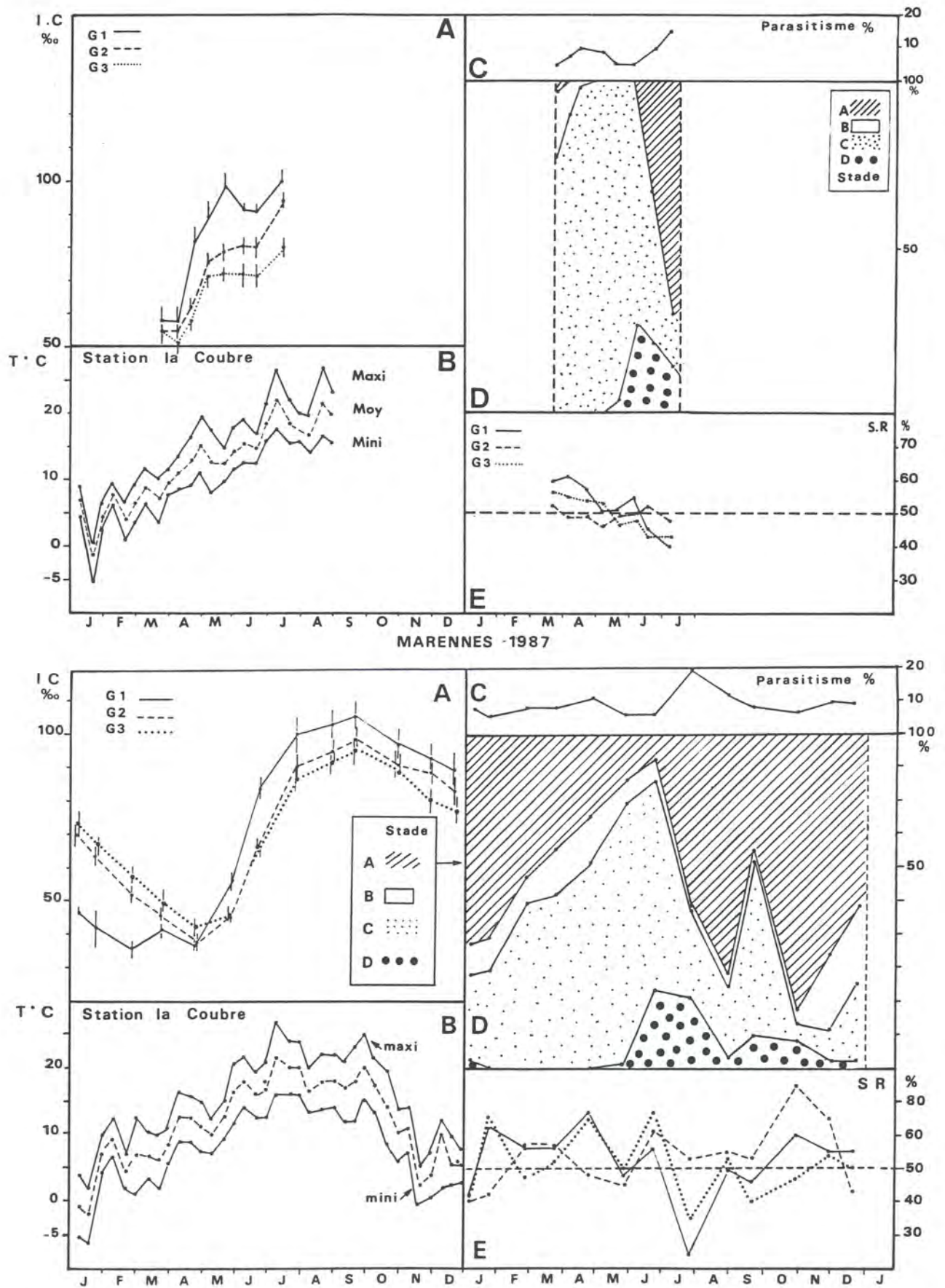


Figure 8. — Bassin de Marennes-Oléron de 1985 et 1987. **MARENNES 1985**

Reproduction de la coque sur le littoral français

37

Les quatre phases de pontes ainsi identifiées ont été confirmées, durant toute cette période, par le recrutement de cohortes successives de juvéniles de 1 à 3 mm de longueur.

Sur le site de Brouennou en 1987 (fig. 7 b), l'échelle de maturité montre une prépondérance de stades C (90 % à la fin avril) à la suite d'une élévation de température de plus de 10 °C. Par contre, les indices de condition restent inférieurs à 70 et la ponte éventuelle ne serait certainement que très partielle, ce qui se confirme par l'absence de recrutement. Une ponte estivale est déclenchée à la mi-juillet, lorsque la température dépasse 15 °C. Les indices de condition atteignent des valeurs légèrement supérieures à 100 et 120 respectivement pour les groupes G1 et G2; cette période de ponte se poursuit jusqu'à la mi-septembre,

comme le montre l'évolution simultanée de l'indice de condition et des stades de maturité. Enfin, les fluctuations automnales du stade C laissent supposer une nouvelle période de ponte en octobre-novembre, plus intense pour le groupe G2, dont l'indice est supérieur à 70.

En 1987, les résultats obtenus à Brouennou et Saint-Pol font donc apparaître, selon les sites, une modulation dans les processus de reproduction alors que l'évolution de la température y est similaire.

Pour la population du bassin de Marennes-Oléron (fig. 8 b) trois groupes d'âge sont considérés et l'évolution globale de leurs stades de maturité apparaît similaire. A la suite de la brusque élévation de température du début avril, les indices de condition atteignent respectivement 100, 80 et 70 pour les groupes

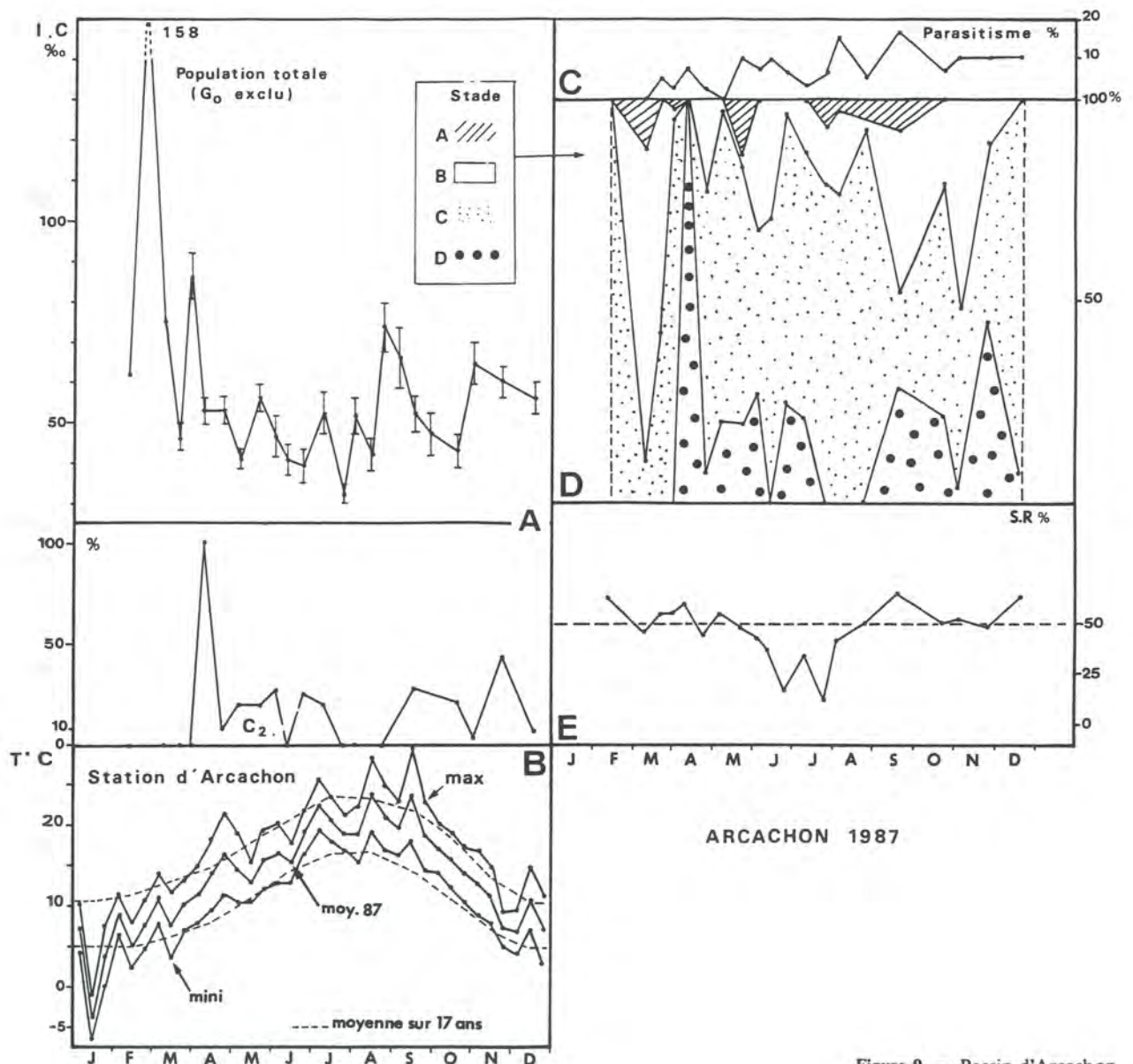


Figure 9. — Bassin d'Arcachon.

G1, G2 et G3 à la mi-mai. Dès le début de juin, le pourcentage des stades C diminue rapidement jusqu'à la mi-juillet. La ponte printanière doit donc débiter entre la fin mai et début juin, et s'étendre jusqu'à la fin juin.

La population du bassin d'Arcachon (fig. 9) est constituée presque exclusivement d'individus du groupe G1. L'évolution de l'indice de condition montre des accroissements extrêmement rapides. Une première ponte très précoce se serait produite entre le 25 février ($I_c = 158$) et le 20 mars ($I_c = 48$), ce que traduit également la disparition presque totale du stade C. Les fluctuations ultérieures de l'indice de condition et des stades de maturité montrent une succession de pontes durant le reste de l'année.

La ponte printanière, à la mi-avril, coïncide bien avec l'augmentation de température qui passe de 10 à 16 °C au cours de ce mois. La dernière ponte a lieu à la mi-octobre avec un indice de condition égal à 70. Cette population est donc caractérisée en 1987 par une ponte massive très précoce et par une suite de pontes partielles sans qu'il y ait de repos sexuel.

Il faut souligner un taux de parasitisme élevé dans les populations étudiées, notamment, au niveau des gonades, par des Trématodes (genres *Labratrema* et *Bucephalus*). Ce taux est variable selon les sites et les saisons (figures C des planches). Il peut atteindre 20-30 % sur les sites bretons, 15 à 20 % sur les autres sites. Ce parasitisme entraîne une fragilité voire une castration des individus, mâles ou femelles, mais son incidence sur la mortalité du stock resterait faible (Deltreil et His, 1970) et son impact sur la fécondité ne pourrait justifier les variations observées au niveau des pontes (Fernandez et al., sous presse).

D'autre part, en baie d'Orne, le crabe commensal *Pinnotheres pisum* est fréquemment observé dans l'espace intervalvaire.

Le tableau 2 résume les modalités de la ponte chez les populations étudiées en 1987. Les pontes sont identifiées en fonction de leur date d'apparition au cours de l'année, de mars à fin-novembre; leur intensité est évaluée de façon quelque peu arbitraire, en tenant compte de l'amplitude de fluctuation de l'indice de condition et simultanément de la variation en pourcentage des stades C. Ces pontes sont donc partielles, moyenne ou massive, tandis qu'est indiquée la valeur absolue atteinte par l'indice de condition, avant le déclenchement de la ponte.

Selon les sites, peuvent donc intervenir :

- Une *ponte précoce* en février-mars en Arcachon et en baie de Somme. Elle concerne en majorité les individus les plus âgés et fait suite à l'augmentation rapide de la température.

- Une *ponte printanière*, qui peut être massive, si l'augmentation de température a été brutale et continue sur au moins six semaines, et si l'indice de condition dépasse la valeur seuil de 100. Elle n'est que partielle, comme sur les deux sites bretons de Saint-Pol-de-Léon et Brouennou, lorsque l'indice de condition ne dépasse pas la valeur de 80; c'est aussi le cas d'Arcachon. Les différentes classes d'âge participent en général à cette ponte.

- Une *ponte estivale*, avec des températures de l'ordre de 18 à 20 °C selon les sites; elle est d'autant plus intense que les pontes printanières ont été faibles ou moyennes (à Brouennou par exemple), et inversement (baie de Saint-Brieuc, baie des Veys). Dans le

Tableau 2. – Modalités de ponte dans les principaux sites étudiés. Les pontes sont, selon leur ampleur, classifiées en trois catégories (massive, moyenne, partielle), illustrées par trois tailles de cercle. Le nombre représente la valeur maximale de l'indice de condition au moment de la ponte.

Spawning modalities in the primary study areas. According to extent, spawning was defined as large, medium and partial, and is illustrated by three circle sizes. The number represents the value of the reproductive activity index just before spawning.

SITES et GROUPES PERIODE de PONTE	ARCACHON		MARENNES (1985)		BROUENNOU		ST POL		ORNE		SOMME	
	G1	G2	G1	G2	G1	G2	G1	G2	G1	G2	G1	G2
PONTE PRECOCE MARS - AVRIL	○ 160										○ 115	
PONTE PRINTANIERE MAI - JUIN	○ 90 ○ 50				○ 70		○ ○ 80		○ 140		○ ○ 120 100	
PONTE ESTIVALE JUILLET - AOUT	○ 50		○ 100		○ 110		○ ○ 95 85		○ 120		○ ○ 130 100	
PONTE(s) TARDIVE(s) FIN SEPTEMBRE - OCTOBRE FIN OCTOBRE - NOVEMBRE DECEMBRE	○ 70 ○ 60		○ 100		○ 65		○ ○ 100 85 ○ ○ 75 65		○ 110		○ 70 ○ 70	

Reproduction de la coque sur le littoral français

39

second cas, un temps minimal de restauration est nécessaire. A Arcachon, cette ponte estivale n'est pas prononcée, puisqu'il y a succession de pontes sans réelle possibilité de restauration de la gonade.

— Une *ponte tardive automnale*, parfois multiple, mais toujours peu intense et certainement conditionnée par les pontes précédentes. Cette activité d'automne est loin d'être négligeable sur les sites bretons.

DISCUSSION-CONCLUSION

Les modalités de ponte apparaissent donc très variées sur l'ensemble des sites, mais il est cependant possible, grâce à des scénarios types, de généraliser quelques faits marquants.

D'une manière générale, les fluctuations de l'indice de condition sont synchrones pour les différents groupes d'âge. La valeur plus élevée de l'écart-type, en période de ponte, révèle une hétérogénéité des individus à l'intérieur d'une même classe, ce qui traduit l'étalement du phénomène.

Les résultats mettent clairement en évidence, que moins il y a de pontes, plus elles sont marquées; c'est le cas de Brouennou, ou de la baie de Somme pour G1. Lorsqu'il y a plusieurs pontes comme à Arachon, elles sont difficiles à déceler.

L'intensité d'une ponte est en général inversement liée à celle de la ponte précédente. Ainsi l'intensité de la ponte d'automne est inversement liée à celle de la ponte estivale comme cela a été observé sur les sites bretons dans cette étude et en baie de Somme en 1985 (Desprez *et al.*, 1987 a). De la même façon, les activités de ponte précoce ou printanière sont certainement fonction d'un repos sexuel au cours de l'automne et de l'hiver précédent. C'est ce que démontre le suivi des activités de ponte sur deux années consécutives à Brouennou (fig. 7 a et b). En 1986, après une bonne ponte printanière, la ponte estivale est moins marquée, le pourcentage de stades C ne dépasse pas 60 %, contre 80 % au printemps. Ceci peut être mis en relation avec les températures déficitaires du mois d'août, qui tombent à 12,5 °C à la mi-septembre, avant de remonter à 14 °C à la mi-octobre. Il en résulte une série de pontes tardives depuis la fin septembre jusqu'à décembre. Cette activité tardive ne permet pas le temps de repos gonadique nécessaire, aussi les indices de condition restent-ils très bas au printemps de 1987 (60 au début mai contre 80 à la même date en 1986).

Le rôle inhibiteur des basses températures peut être analysé sur le site de Marennes durant l'année 1985 (fig. 8 a). Les températures du mois d'avril s'élèvent de façon tout à fait normale, jusqu'à 13 °C, puis elles tombent à 10 °C au milieu du mois de mai. Ceci est suffisant pour retarder l'accroissement des indices de condition qui ne sont que de l'ordre de 40 au début mai. Il faut alors attendre la fin juin-début juillet

pour voir apparaître les premières pontes qui sont donc essentiellement estivales.

Il semble donc que la reprise d'activité sexuelle et plus particulièrement la maturation des produits génitaux se traduisent par l'augmentation rapide de l'indice de condition liée à celle de la température. Si la valeur seuil de 80 est atteinte, la ponte printanière a bien lieu; si l'activité de ponte se poursuit jusqu'à l'hiver, l'indice de condition reste inférieur à 50 au début du printemps suivant, et le réchauffement printanier se révèle alors insuffisant pour faire remonter l'indice à une valeur qui permette la ponte.

L'ensemble des résultats obtenus sur les différents sites suggère ainsi que les phénomènes liés à la reproduction sont induits par des modifications de l'environnement physique, parmi lesquelles les accroissements printaniers de température de l'air peuvent constituer un premier facteur explicatif.

Par ailleurs, quelle que soit la variabilité des facteurs édaphiques, ils ne semblent pas avoir d'influence directe sur les modalités de la ponte. L'espèce est en effet relativement tolérante vis-à-vis des facteurs édaphiques et de la salinité (tableau 1).

Il semble donc que les facteurs autres qu'édaphiques jouent un rôle déterminant dans les modalités de la reproduction. Différentes corrélations peuvent être mise en évidence entre l'indice de condition et la température. Ainsi, en baie de Somme, une corrélation apparaît entre l'indice de condition du groupe G1 et la moyenne décadaire des minimales ($r=0,98$) et des maximales ($r=0,96$) des températures de l'air. Dans le bassin de Marennes (Sauriau et Wolowicz, comm. pers.) une relation multilinéaire a été mise en évidence entre l'indice de condition des G2, la température de l'eau et la teneur en seston ($r=0,98$ dont 0,75 pour la température).

Les moyennes décadaires des températures de l'air se révèlent un outil pratique pour une telle espèce intertidale, tandis que les températures de l'air surnante ou interstitielle obtenues lors des sorties sur le terrain ne peuvent qu'apporter des données beaucoup trop ponctuelles.

L'année 1987, sur le plan de l'évolution des températures printanières, montre une anomalie négative que l'on retrouve sur l'ensemble des sites, entre le 20 avril et le 20 mai, et qui sera d'autant plus marquée, que le site est méridional (Arcachon et Marennes); elle est atténuée en baie de Somme.

Le long du gradient géographique considéré, le synchronisme des cycles thermiques constitue la première particularité. L'amplitude de ce cycle illustre un cline latitudinal qui ne se traduit pas dans les phénomènes de reproduction. Ces derniers sont plus liés aux fluctuations thermiques qu'à une valeur absolue de température.

Parmi les mollusques littoraux à large répartition géographique, les modalités de la reproduction de *C. edule* sont similaires à celles du type

« *Crassostrea* » défini par Lubet et Mann (1987) par opposition au type « *Mytilus* » (Lubet, 1981).

Au sein de l'aire de répartition géographique de *C. edule*, le littoral français étudié est en situation moyenne. Au nord de son aire de répartition (de la Cornouaille anglaise à la Norvège), les modalités de la reproduction de *C. edule* se caractérisent par une phase nette de maturation printanière suivie d'une phase de ponte, qui se déroule de mai-juin à juillet-septembre. Cette phase de ponte est centrée sur l'été dans les régions les plus nordiques. A cette ponte succède une longue phase de repos sexuel depuis août-octobre à janvier-février. Ceci ressort des travaux en Norvège de Rygg (1970), en Irlande du Nord de Seed et Brown (1977), sur les côtes du Kent de Kingston (1974), sur celles de l'Essex de Boyden (1971), au pays de Galles de Hancock et Franklin (1972), en Cornouailles de Newell et Bayne (1980). Les données plus anciennes d'Orton (1926), aux abords de Plymouth sont plus proches de celles des sites français, avec une ponte très étalée de mars-avril, jusqu'en octobre, parfois plus tard.

Des auteurs comme Cahour (1968) en rade de Brest et Gimazane (1971) en baie des Veys notent des stades de repos sexuel d'octobre à mars, c'est-à-dire beaucoup plus étendus que ne l'a montré l'année 1987.

Certains auteurs (Gimazane et Lubet, 1972; Lubet, 1981) suggèrent chez cette espèce, un lien entre la reprise d'activité printanière et des conditions de la température de l'automne précédent, via une « horloge interne neuro-endocrinienne ». On pourrait ajouter cependant, que des perturbations extrinsèques pourraient « dérégler » ce mécanisme interne. Cette notion de repos gonadique automnal et hivernal prend ici toute sa valeur, mais ne peut être réellement quantifiée que grâce à des suivis pluriannuels sur le même site (suivi triennal par exemple).

L'indice de condition se révèle un bon indicateur de l'état physiologique indispensable pour que l'accroissement de température printanier puisse stimuler la ponte. Durant le repos sexuel, cet indice reste inférieur à 50. La notion de valeur seuil pour cet indice apparaît comme un facteur limitant bien réel au moins pour la première ponte.

Les chutes plus ou moins brutales de l'indice de condition ne sont qu'une présomption de ponte. Cet indicateur de l'état physiologique peut en effet subir des fluctuations liées aux conditions environnementales telles que la nourriture disponible, la pollution. Les diminutions de l'indice doivent donc être interprétées simultanément avec l'échelle de maturité. Seules les chutes brutales et concomitantes de l'indice de condition et des stades C traduisent des pontes massives.

L'émission de gamètes, présentée le plus souvent dans la littérature comme un phénomène de caractère massif au cours de la ponte printanière en mai-juin (Creek, 1960; Yankson, 1986), s'observe d'autant plus nettement que la reproduction est limitée dans le temps et la valeur maximale de l'indice rapidement atteinte (Marennes, baie de Somme). Ce phénomène revêt un caractère moins intense avec émission fractionnée et partielle, lorsque la reproduction est étalée dans le temps (Bretagne et Arcachon). Ces conclusions s'appuient sur l'observation de processus de restauration partielle de la gonade (coupes histologiques et frottis), et sont confirmées par la récolte de post-larves ou de juvéniles recrutés en séquences successives à diverses périodes. Seul l'examen ultérieur des recrutements, objectif de la seconde phase de cette étude, permettra d'analyser si ce sont les pontes partielles ou les pontes massives qui déterminent les meilleures conditions du recrutement et de son maintien.

Remerciement

Cette étude est réalisée dans le cadre du « Programme Coque » du « Programme National sur le Déterminisme du Recrutement » cofinancé par le CNRS et l'IFREMER. Les auteurs tiennent à exprimer leur reconnaissance à Anne Cheviet, Christian Tartu, Jean-René Savini, qui ont participé au lourd travail de terrain et au dépouillement des données au Laboratoire, ainsi qu'à Michel Rougerie pour l'échantillonnage en baie de Saint-Brieuc.

RÉFÉRENCES

- Bodoy A., H. Massé, 1978. Quelques paramètres permettant de suivre la production organique d'un mollusque bivalve au cours d'un cycle saisonnier. *CNEXO, Actes Colloq.*, 7, 753-766.
- Bodoy A., J. Prou, J.-P. Berthomé, 1986. Étude comparative de différents indices de condition chez l'Huitre creuse (*Crassostrea gigas*). *Haliotis*, 15, 173-182.
- Brown R., R. J. O'Connor, 1974. Some observations on the relationships between oystercatchers *Haematopus ostralegus* L. and cockles *Cardium edule* L. in Stangford Lough. *Ir. Nat. J.*, 18, 73-80.
- Boyden C. R., 1971. A comparative study of the reproductive cycles of the cockles *Cerastoderma edule* et *C. glaucum*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 51, 605-622.
- Cahour A., 1968. Cycle de reproduction et sexualité de huit espèces de Bivalves. *D.E.S.*, Univ. Brest, 33 p.

- Creek G. A., 1960. The development of the lammellibranch *Cardium edule* L. *Proc. Zool. Soc. Lond.*, **135**, 243-260.
- Deltreil J.-P., H. His, 1970. Sur la présence d'un Cercaire de Trématode chez *Cardium edule* L. dans le bassin d'Arcachon. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **34**, 225-230.
- Desprez M., J.-P. Ducrottoy, B. Elkaïm, R. Lafite, M. Lemoine, F. Sueur, 1987 a. Crise de la production de Coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme : Analyse de la reproduction et relations avec l'environnement. *Halietis*, **16**, 327-351.
- Desprez M., J.-P. Ducrottoy, B. Elkaïm, 1987 b. Crise de la production des Coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. I. Synthèse des connaissances biologiques. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **49**, 215-230.
- Fernandez Castro N., J. Guillou, M. Le Pennec, J. J. Cardenas Lopez. Le cycle sexuel de *Cerastoderma edule* (Bivalve Cardiidae) à Brouennou (Finistère). *Halietis*, **18** (sous presse).
- Gallois D., 1973. Étude de deux Veneridae de l'étang de Thau. *Thèse dr. 3^e cycle*, Univ. Montpellier, 121 p.
- Gimazane J. P., 1971. Introduction à l'étude expérimentale du cycle sexuel d'un Mollusque Bivalve *Cardium edule* L. *Thèse dr. 3^e cycle*, Univ. Caen, 112 p.
- Gimazane J. P., P. Lubet, 1972. Étude expérimentale de l'action de la nutrition, de la température et de la lumière sur le cycle sexuel de *Cardium edule* L. (Mollusque Bivalve). *Bull. Soc. Linn. Normandie*, **103**, 137-146.
- Gros Ph., M. Blanchard, P. Chardy, P. Gentien, D. Hamon, Y. Monbet, 1988. *Eutrophisation et phénomènes d'origine benthique*. Rapp. IFREMER/DERO-88. 20-EL, 97 p.
- Hancock D. A., A. Franklin, 1972. Seasonal changes in the condition of the edible cockle (*Cardium edule* L.). *J. appl. Ecol.*, **9**, 567-579.
- Hylleberg J., V. Brock, F. Jorgensen, 1978. Production of sublittoral cockles *Cardium edule* L. with emphasis on predation by flounders and sea stars. *Natura Jutlandica*, **20**, 183-191.
- Kingston P. F., 1974. Studies of the reproductive cycles of *Cardium edule* and *C. glaucum*. *Mar. Biol.*, **28**, 317-323.
- Laurec A., J.-C. Le Guen, 1981. *Dynamique des populations marines exploitées. I : Concepts et Modèles*. Publ. CNEXO, Rapp. Scient. Techn., **45**, 118 p.
- Lubet P., 1981. Action de la température sur le cycle de reproduction des Lamellibranches. *Bull. Soc. Zool. France.*, **106**, 288-292.
- Lubet P., R. Mann, 1987. Les différentes modalités de la reproduction chez les mollusques bivalves. *Halietis*, **16**, 173-180.
- Lucas A., 1965. Recherches sur la sexualité des Mollusques Bivalves. *Bull. Biol. France et Belgique*, **99**, 115-247.
- Lucas A., P. G. Beninger, 1985. The use of physiological condition indices in marine bivalve aquaculture. *Aquaculture*, **44**, 187-200.
- Newell R. I. E., B. L. Bayne., 1980. Seasonal changes in the physiology, reproductive condition and carbohydrate content of the cockle *Cardium* (= *Cerastoderma*) *edule* (Bivalvia : Cardiidae). *Mar. Biol.*, **56**, 11-19.
- Orton J. H., 1926. On the rate of growth of *Cardium edule*. Part I : Experimental observations. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **14**, 239-279.
- Rygg B., 1970. Studies on *Cerastoderma edule* L. and *Cerastoderma glaucum* (Poiret). *Sarsia*, **43**, 65-80.
- Sanchez-Salazar M. E., C. L. Griffiths, R. Seed, 1987. The effect of size and temperature on the predation of cockles *Cerastoderma edule* (L.) by the shore crab *Carcinus maenas* (L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **111**, 181-193.
- Seed R., R. A. Brown, 1977. A comparison of the reproductive cycles of *Modiolus modiolus* (L.), *Cerastoderma edule* (L.) and *Mytilus edulis* (L.) in Strangford Lough, Northern Ireland. *Æcologia*, **30**, 173-188.
- Trevallion A., 1971. Studies on *Tellina tenuis* da Costa. 3. Aspects of general biology and energy flow. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **7**, 95-122.
- Walne P. R., R. Mann., 1975. *Growth and biochemical composition in Ostrea edulis and Crassostrea gigas*. Proc. 9th Europ. Mar. Biol. Symp., H. Barnes ed., Aberdeen Univ. Press, 587-607.
- Yankson J., 1986. Reproductive cycles of *Cerastoderma glaucum* (Bruguière) and *C. edule* L. with special reference to the effects of the 1981-1982 severe winter. *J. Moll. Stud.*, **52**, 6-14.

-112-

LA BAIE DES VEYS (BAIE DE LA SEINE, MANCHE CENTRALE) : EVOLUTION RECENTE ET
INCIDENCE DES AMENAGEMENTS .

par

Bernard SYLVAND.*

RÉSUMÉ

La baie des Veys (baie de la Seine occidentale, Manche centrale) fait l'objet, depuis 150 ans, d'endiguages de polders gagnés sur le schorre . Le début des études écologiques des estrans (macrozoobenthos intertidal) en 1972-73 coïncide avec les plus récentes fermetures de polders (1970-72) . Depuis lors, les évolutions sédimentologique et biocénotiques furent suivies . La signification des influences respectives des évolutions naturelle et artificielle font l'objet d'une discussion .

ABSTRACT

Dykes have been built on the salt marshes of the Bay of Veys (Western Bay of Seine, Central Channel) since 150 years, to make polders. The starting of ecological studies of tidal flats (Macrozoobenthic communities) in 1972-73 coincided with the most recent closing of polders (1970-72). From that period, sedimentologic and biocenotic evolutions have been carried on. The meaning of the respective influence of natural and artificial evolutions is discussed.

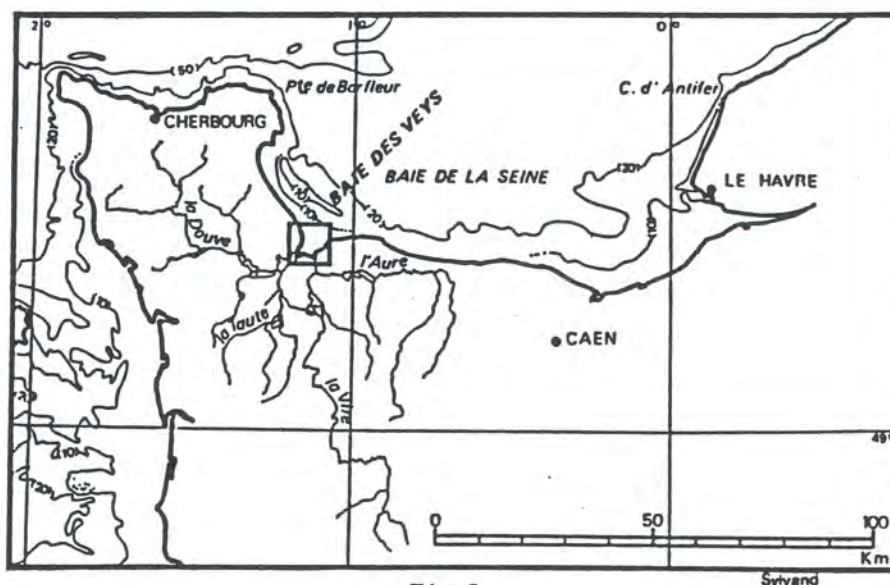


Fig.1.

Situation de la baie des Veys dans la baie de la Seine .

*Ingénieur C.N.R.S., G.E.M.E.L., Laboratoire Maritime, rue du Dr. Charcot,
14530 LUC-SUR-MER.

DESCRIPTION DU SITE

La baie des Vey est une échancrure sub-trapézoïdale du littoral de la baie de la Seine occidentale (Manche), à la rencontre des côtes de l'Est-Cotentin et du Bessin (Fig. 1). Profonde de 5 à 7 Km, elle est ouverte vers le N,N-E sur environ 6 Km. La superficie totale de l'estran, aux basses mers de vive eau, approche 37 Km² (Fig.2).

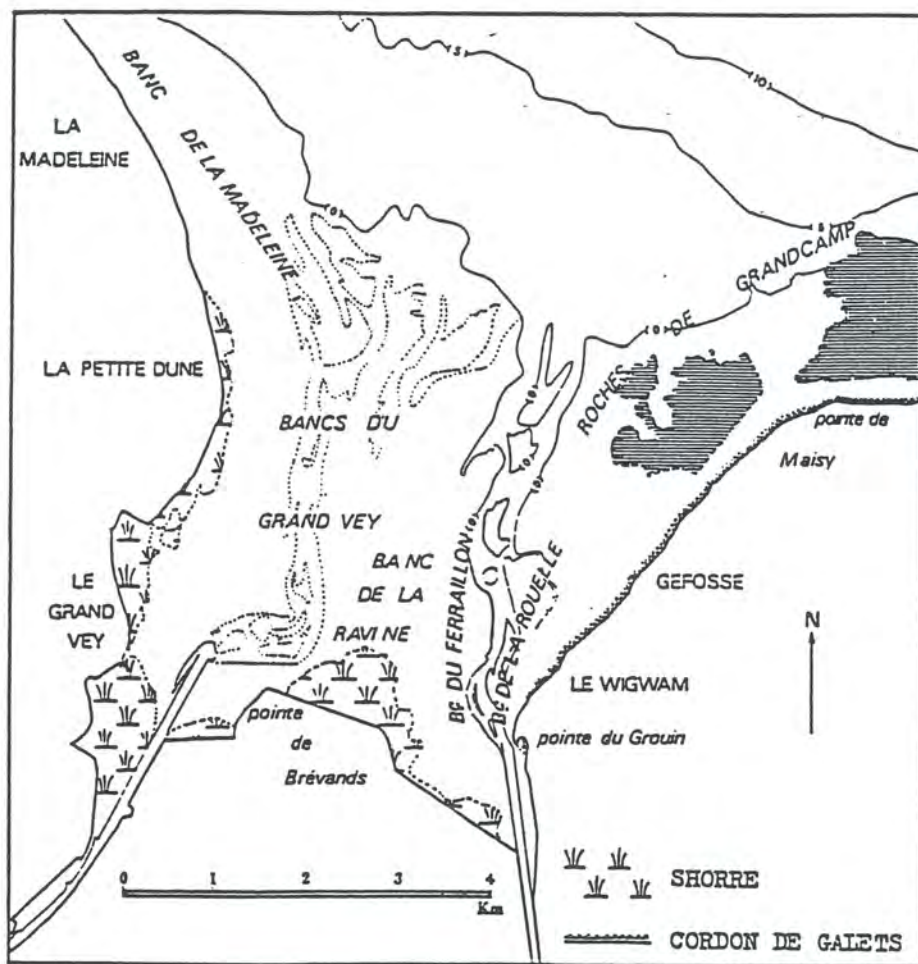


Fig.2.

Sylvand

Morphologie de l'estran de la baie des Vey.

A l'Ouest, le banc de la Madeleine prolonge la plage de Utah Beach ; il présente, en haute-moyenne plage, une structure de barres de déferlement qui suit la ligne de côte. Les bancs du Grand Vey, plus internes, sont traversés par un chenal qui s'écoule au-dessus de la cote marine 0. Le banc de la Rouelle, de structure assez homogène, occupe une grande partie du flanc Est, à l'abri des roches de Grandcamp ; ces dernières sont constituées d'un platier calcaire plus ou moins ensablé.

-114-

L'histoire de ce site fut marquée par la construction progressive de polders à usage agricole . Les premiers endigages apparaissent au début du XIX^{ème} siècle et se poursuivront jusqu'en 1972 (Fig. 3). En 150 ans, la baie des Veys a perdu la moitié de ses surfaces maritimes exondables . Ces endigages

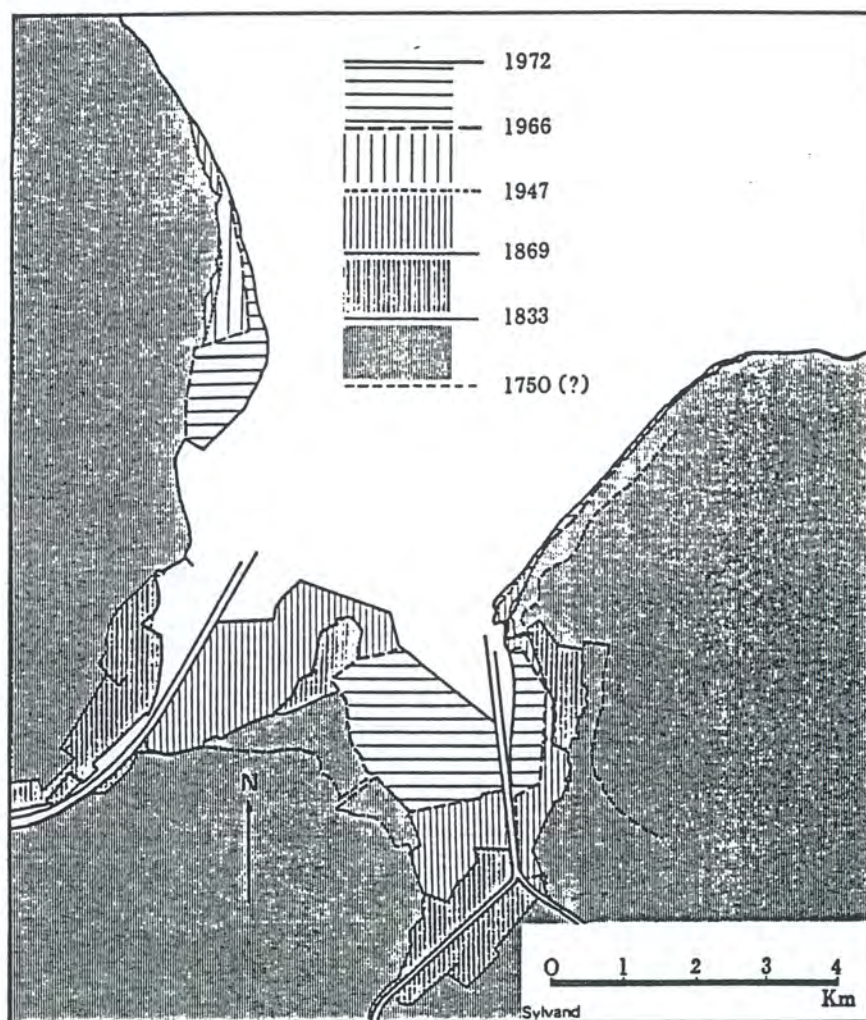


Fig.3.

Evolution des endigages en baie des Veys .

annexèrent le marais côtier ("schorre") à mesure du rehaussement de la "slikke" et de sa colonisation progressive par les phanérogames Spartina townsendi puis Obione portulacoides .

ÉVOLUTION DES DÉPÔTS

La première cartographie des dépôts intertidaux en baie des Veys (J. LE GALL, 1970 ; J. LE GALL & C. LARSONNEUR, 1972) met en évidence, globalement, un gradient d'envasement du Nord au Sud et du centre de la baie vers la ligne de côte. Le schorre et la haute slikke sont le plus souvent vaseux (plus de 75% de pélites), puis vaso-sableux (de 25 à 75% de pélites). Vers les plus

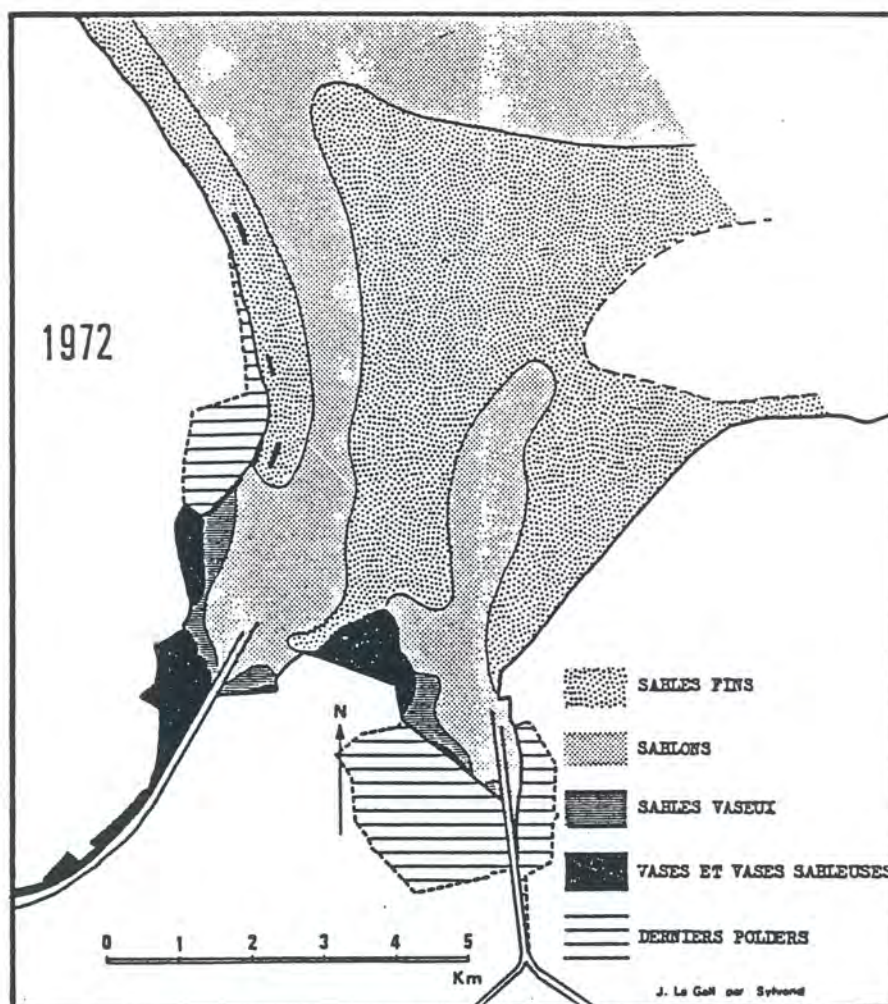


Fig.4.

(D'après J. LE GALL & C. LARSONNEUR, 1972)

bas niveaux, les sédiments deviennent sablo-vaseux (de 5 à 25% de pélites), puis sablonneux (moins de 5% de pélites, mode principal inférieur à 200 μ m). Les sables fins (mode principal entre 200 et 500 μ m) occupent le centre,

l'Est et la frange littorale Ouest . Cette séquence sédimentaire est interrompue au centre de la baie, où l'on passe directement des vases et vases sableuses aux sables fins ou aux sablons (Fig.4) . Les derniers polders suppriment d'importantes surfaces envasées, surtout au S-E .

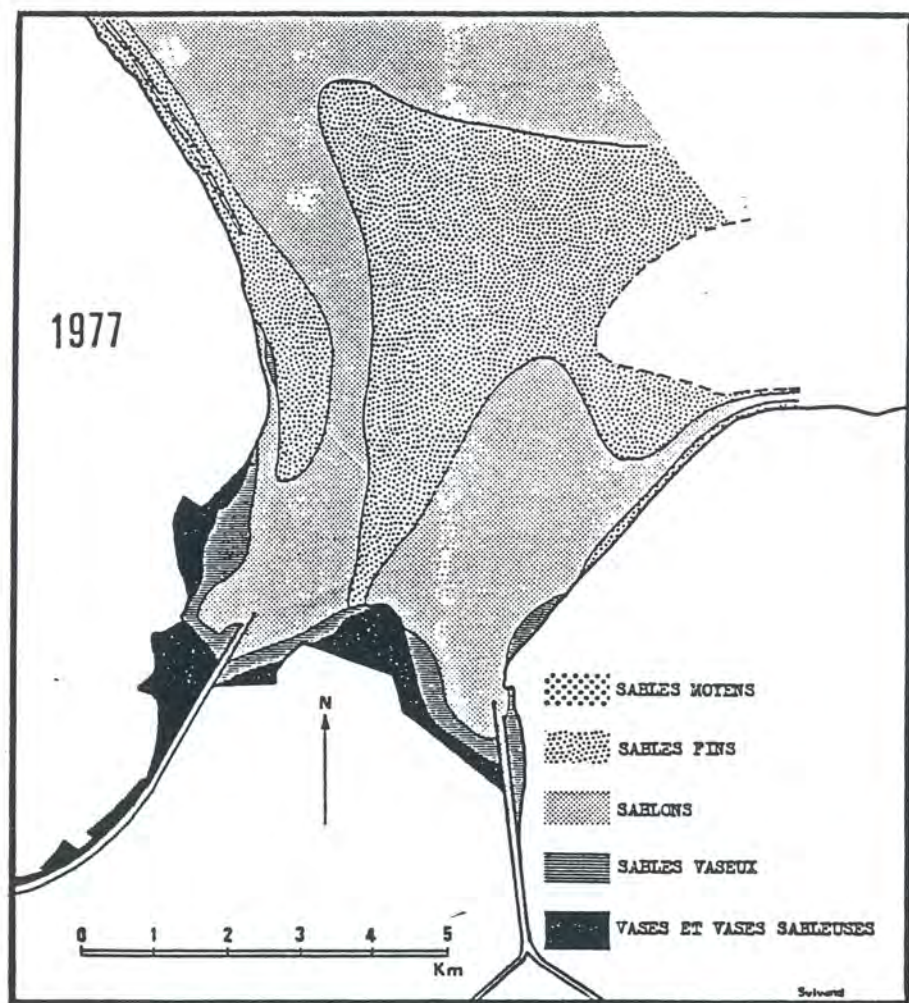


Fig.5.

En 1977 (Fig.5), les sablons ont progressé de façon importante dans la partie Est de la baie des veys, au détriment des sables fins . ces derniers amorcent une légère extension sur le flanc N-O et subsistent en haute plage, le long du flanc Est . Les sédiments vaseux, vaso-sableux et sablo-vaseux colonisant le fond de la baie, s'étendent vers le Nord, surtout dans la zone S-E , où les dépôts accusent un rehaussement voisin de 4 m . Cet envasement gagne le flanc Est par le Sud .

-117-

La progression des dépôts les plus fins est confirmée sur la carte de 1985 (Fig.6) : elle est nette le long du flanc Ouest de la baie des Veys, mais elle demeure plus importante au S-E . Les sables fins régressent notablement au centre de la baie et progressent quelque peu à l'Ouest .

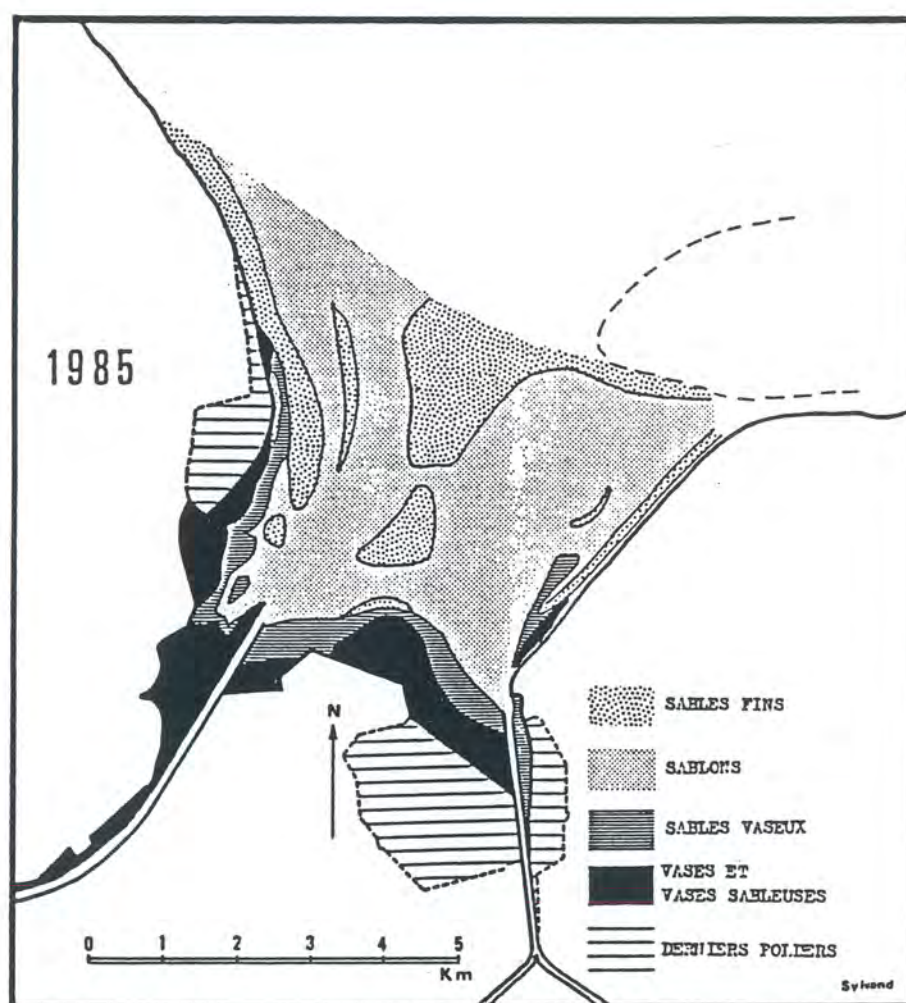


Fig.6.

Durant la période d'étude, soit 14 années, les envasements ont rapidement progressés dans la "corne" estuarienne du S-E, face à la nouvelle digue des polders les plus importants. L'enrichissement en éléments fins a gagné progressivement le Sud du banc de la Rouelle . Le flanc Ouest et la "corne" estuarienne S-O s'envasent également, mais à un rythme qui paraît beaucoup moins rapide .

ÉVOLUTION CÉNOTIQUE

Une cartographie initiale des peuplements macrozoobenthiques intertidaux a été réalisée en 1974 (fig 12), à partir d'une étude cénotique par zone (Fig. 7 à 11). Il y a une importante dissymétrie dans la répartition des espèces.

FLANC OUEST :

Du Nord vers le Sud, les peuplements évoluent de "marin" à "estuarien". Sur la zone de La Madeleine (MA, fig.7), la haute et moyenne plage est appauvrie

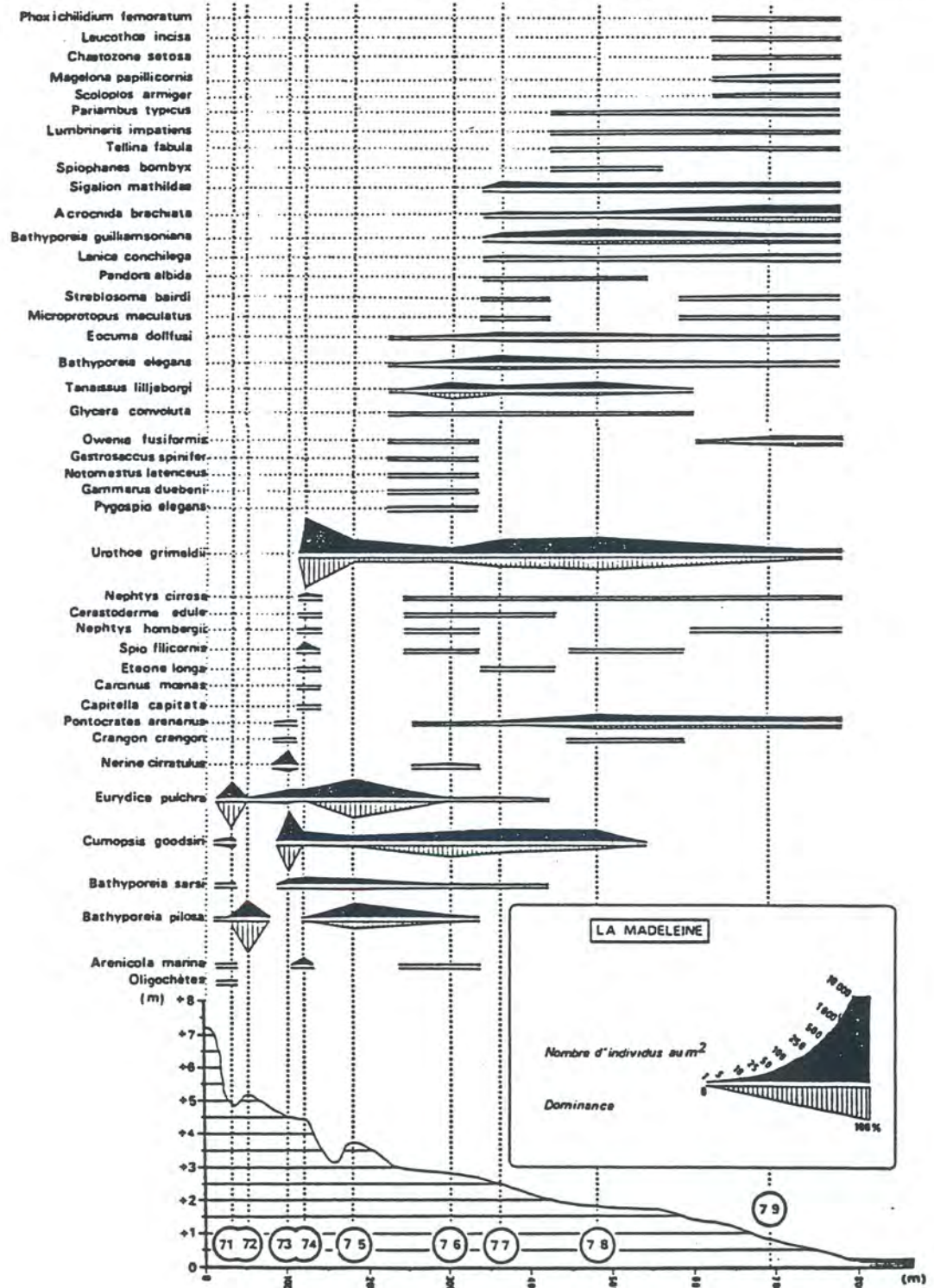


Fig.7.

-119-

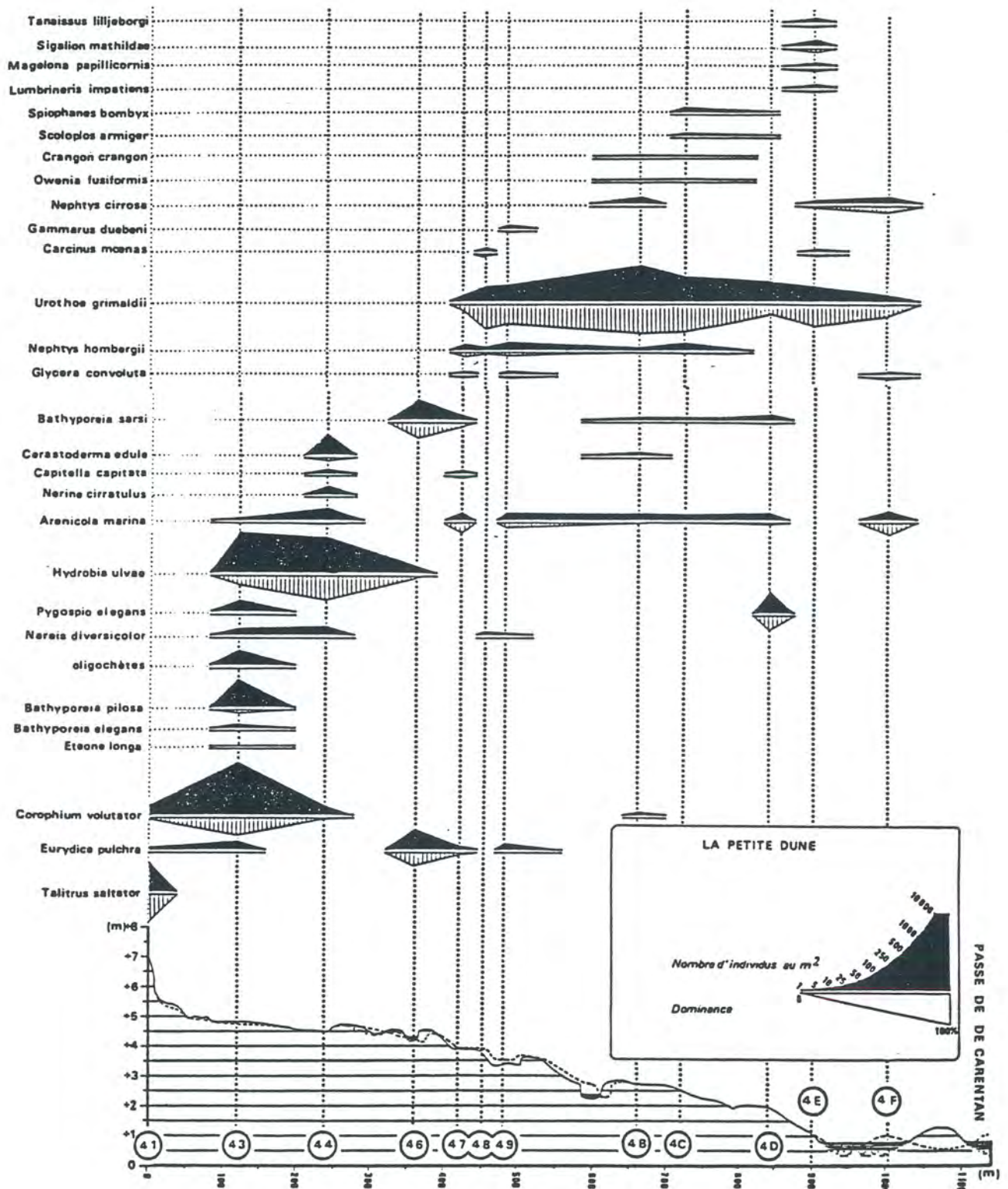


Fig.8.

(barres de déferlement) par rapport à la basse plage. Cette succession est décalée vers les plus bas niveaux à La Petite Dune (DU, fig.8), avec une haute plage abritée à peuplement mixte marin/estuarien, puis les barres de déferlement et la basse plage marine, identiques aux précédentes. La zone du Grand vey (VE, fig.9) présente des populations estuariennes caractéristiques.

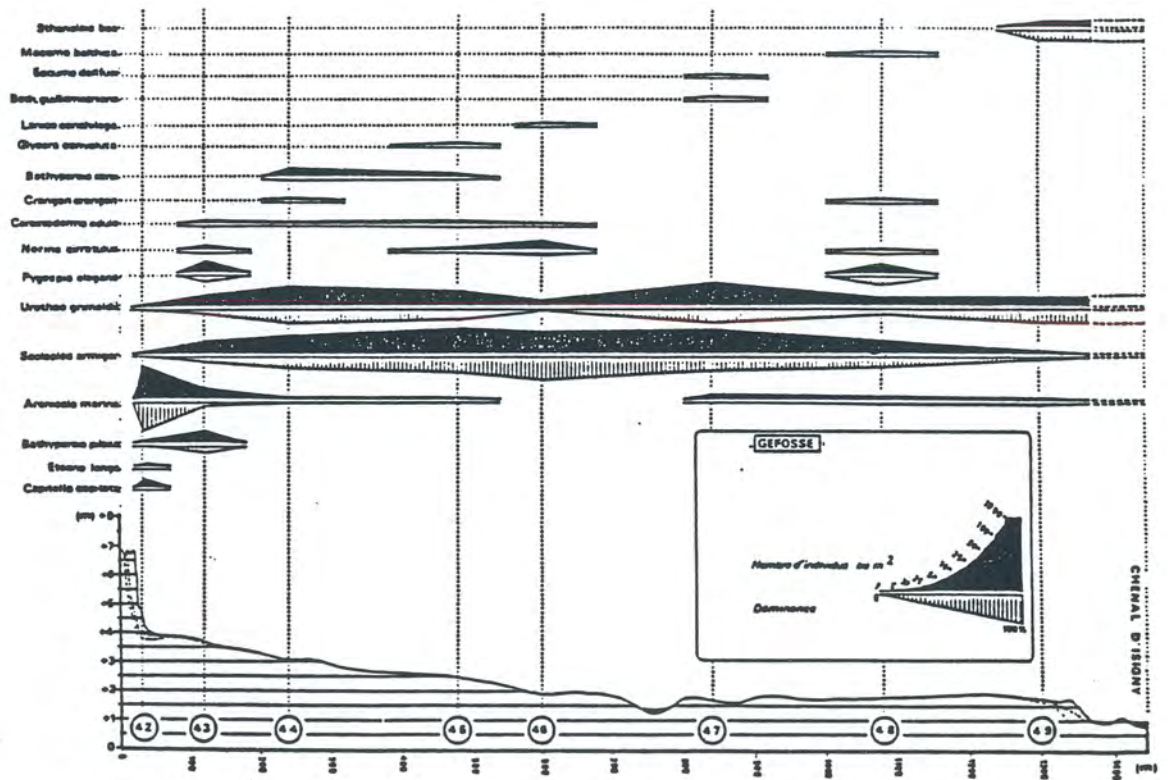
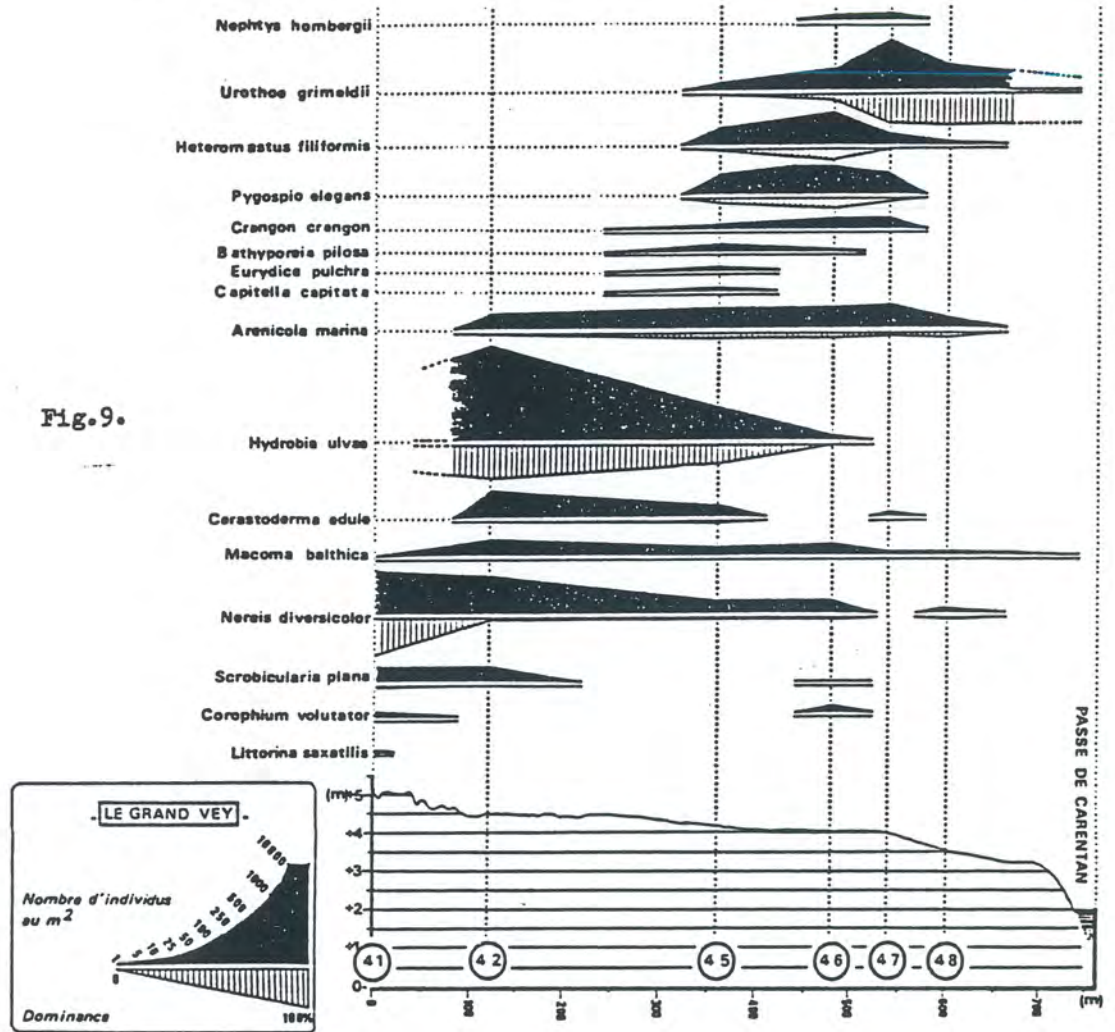


Fig.10.

-121-

FLANC EST :

Le banc de la Rouelle est très homogène. Le peuplement est dominé par le crustacé Urothoe grimaldii inermis et l'annélide Scoloplos armiger (Géfosse GE, fig.10). Le faciès peut être qualifié de "marin abrité", sous influence estuarienne .

La partie centrale-Sud de la baie des Veys (Brévands, BR, fig.11) fait la transition entre VE (estuarien) et GE (marin abrité).

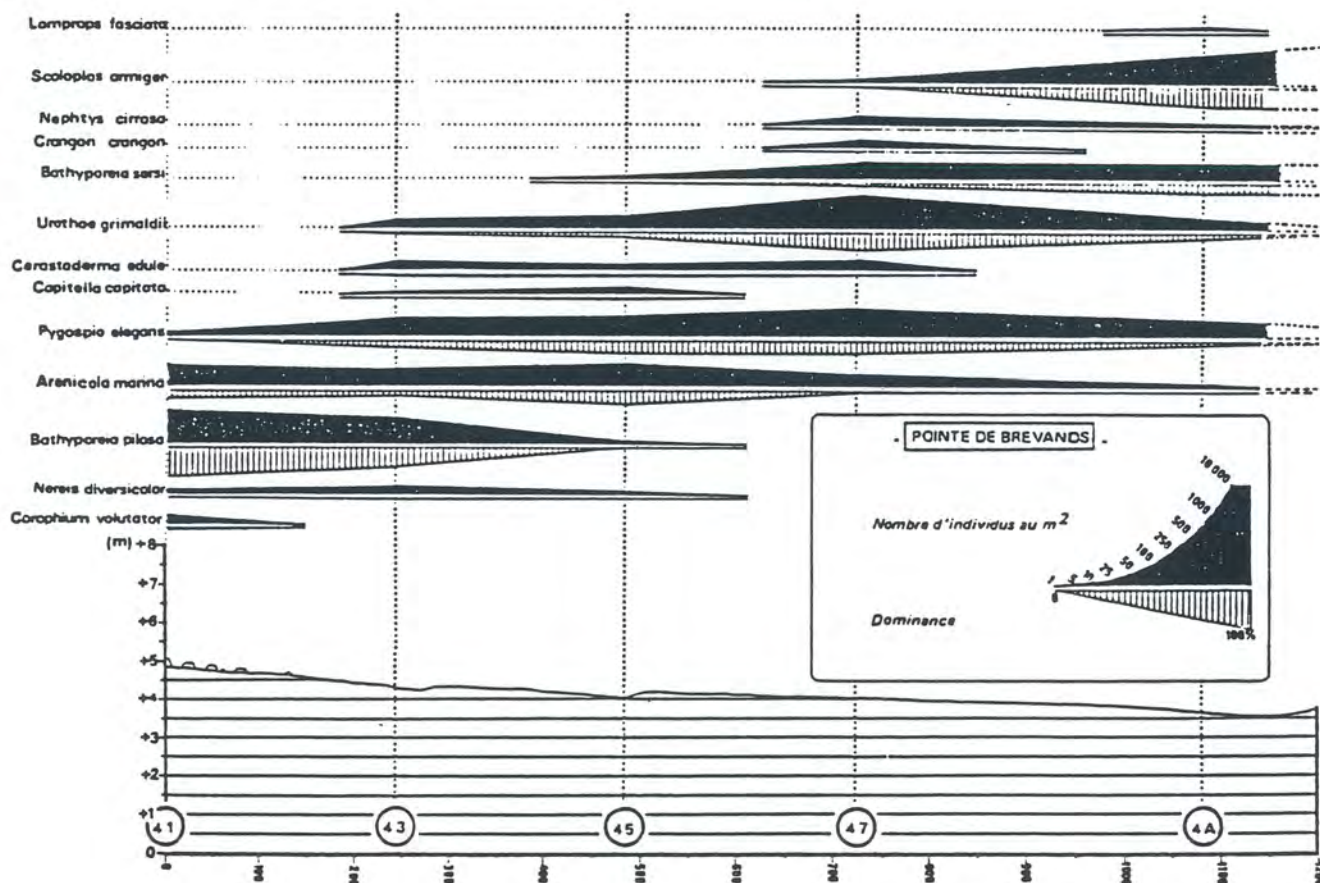


Fig.11.

A partir de cet état, diverses espèces constitutives des différents faciès ont rapidement évolué (Fig.13) :

- Macoma balthica, bivalve bien représenté en zone estuarienne (VE), régresse au Sud, remplacé par un nouveau bivalve, Abra tenuis .
- Le même Macoma semble s'installer dans la zone en cours d'envasement du Sud du banc de la Rouelle (WI).
- La coque Cerastoderma edule régresse de façon importante au centre et au Sud-Est.(BR).

-122-

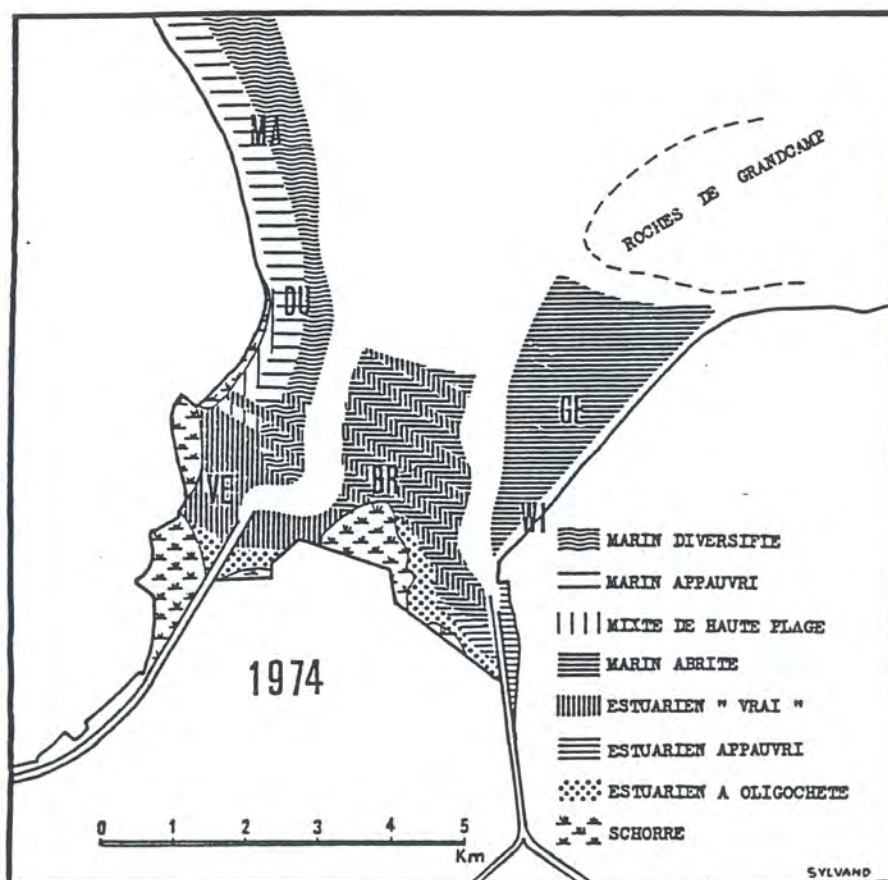
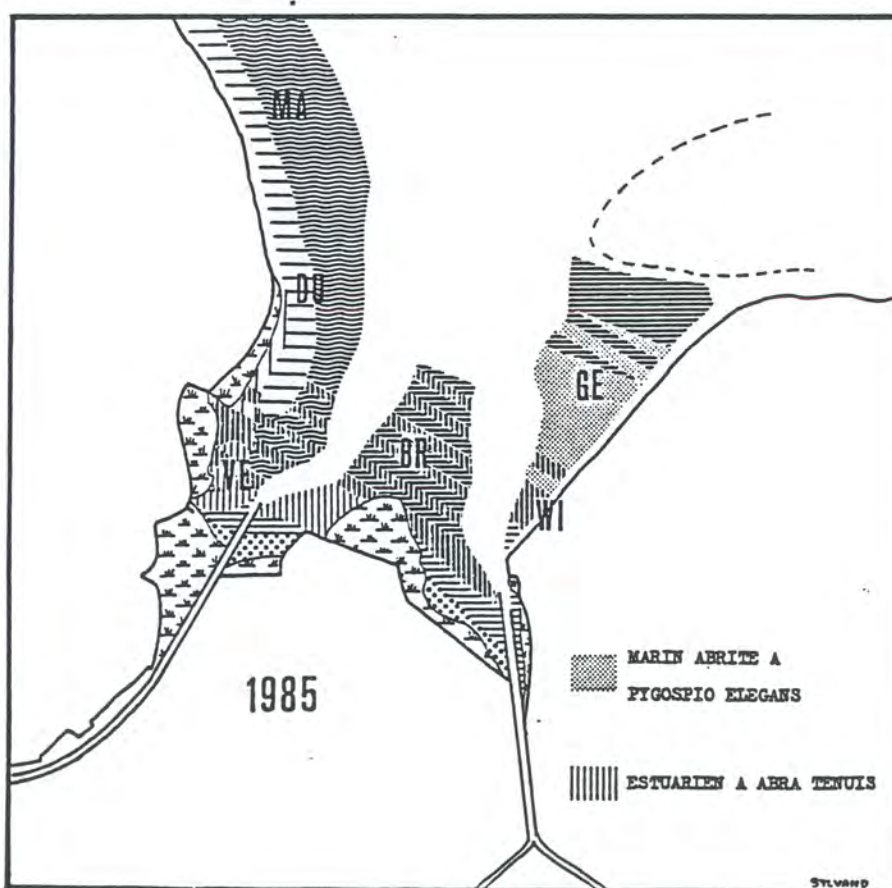


Fig.12.

Cartographie sommaire des principaux types de peuplements macrozoobenthiques .



-123-

- Scrobicularia plana, autre bivalve estuarien typique de la haute/moyenne slikke, disparaît totalement à l'Ouest (VE) et dans la "corne" estuarienne du S-E. Il réapparaît en 1974-75 au Grand Vey, mais demeure absent dans la seconde zone.
- Les biofaciès de type estuarien s'appauvrissent à proximité des "cornes" estuariennes S-O et S-E.
- Le fait le plus marquant est probablement l'importante remontée vers le Nord, depuis les zones estuariennes, de l'annélide spionidé Pygospio elegans. Ce polychète est, depuis 1978-79, installé à tous les niveaux du flanc Est, au même titre que Scoloplos armiger et Urothoe grimaldii.

Les autres parties de la baie évoluent peu, dans la mesure où l'on ne prend pas en compte la divagation des grands chenaux et les déplacements des barres de déferlement.

Les transformations de biofaciès affectent surtout les slikkes internes, et plus particulièrement le flanc Est de la baie des Veys : on assiste à une transformation qui va du marin abrité à l'estuarien typique. Ce mouvement semble être irréversible.

DISCUSSION

Dans les estuaires et baies estuariennes de nos régions, la tendance naturelle est au colmatage progressif des zones amont par envasement, accompagné d'un report plus aval de la sédimentation. Les biocénoses macrozoobenthiques accompagnent cette évolution.

En baie des Veys, la "corne" estuarienne S-O (VE) subit un envasement progressif, mais moins spectaculaire que le très rapide envasement de la zone interne S-E (Est de BR et WI).

Ces transformations de la qualité des substrats s'accompagnent de modifications dans la répartition des espèces, qui peuvent aller jusqu'au changement à caractère irréversible des biofaciès. Ce cas est illustré par l'étude du flanc Est (GE et WI) : l'installation nouvelle de Macoma balthica sur la slikke de WI annonce une stabilisation et une "normalisation" de l'évolution dans cette partie de la baie, tandis que la pression colonisatrice de Pygospio elegans -espèce sub-estuarienne de substrats envasés- précède sur GE un envasement en cours de progression vers le nord.

Or, ces modifications interviennent en aval des plus importants endigages, par ailleurs situés tout-à-fait en fond de baie. La fermeture des polders de la Petite Dune (DU) n'affecte que la frange latérale de l'Ouest de la baie et les modifications des biofaciès amont correspondants semblent davantage relever d'une évolution naturelle légèrement accélérée.

CONCLUSION

Des situations voisines sont connues en baie du Mont-Saint-Michel (BAJARD, 1966), en estuaire de la Seine (AVOINE et al., 1984; DESPREZ, 1985) et en baie de Somme (DUPONT, 1981; DUCROTOY, 1984), suivant un processus comparable (G.E.M.E.L., 1985). Si les endigages peuvent être quelquefois considérés comme un élément de survie économique (Le Havre, estuaire de la Seine), de tels aménagements portent parfois un grave préjudice aux professionnels de la mer. En baie des Veys (aussi: baie de Somme), d'importants projets de développement des espaces aquacoles intertidaux existants se trouvent ainsi gravement compromis par les modifications rapides du milieu maritime. L'acquisition et la diffusion de connaissances de base en écologie des espaces intertidaux sont l'indispensable préalable à tout aménagement littoral.

RÉFÉRENCES

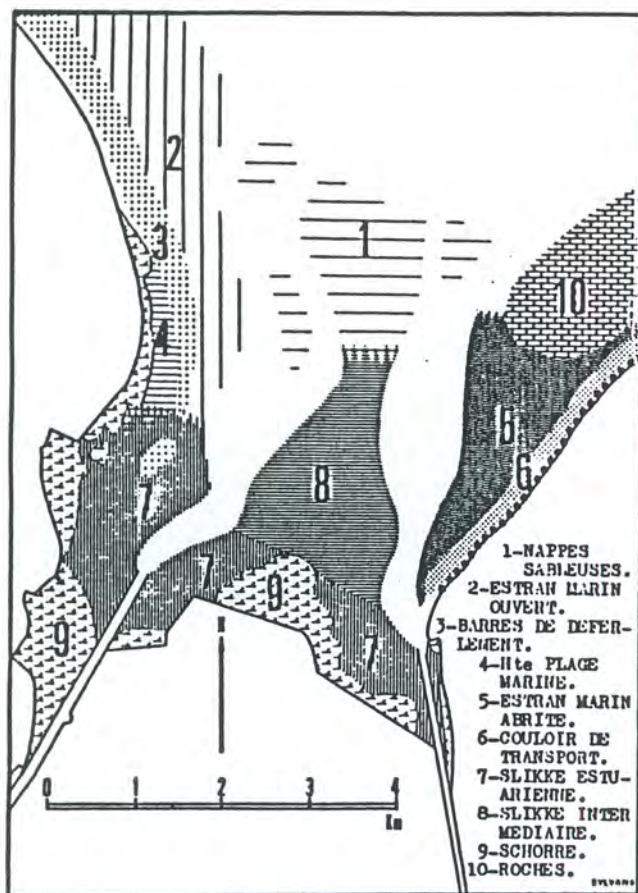
- AVOINE J. (1981).- L'estuaire de la Seine : sédiments et dynamique sédimentaire. Thèse IIIème cycle, Univ. Caen : 181 p.
- AVOINE J., DESPREZ M., PRONIEWSKI F. (1984).- Facteurs de zonation sédimentaire et faunistique dans un environnement estuarien macrotidal. Le cas de l'estuaire de la Seine. 10ème Réunion annuelle des Sciences de la Terre, Soc. Géol. Fr., Bordeaux.
- BAJARD J. (1966).- Figures et structures sédimentaires dans la zone intertidale de la partie orientale de la baie du Mont-Saint-Michel. Rev. Géog. Phys. Géol. Dyn. (2), vol.VIII, fasc. I: 39-112.
- BARNES R.S.K., GREEN J. (1971).- The estuarine environment. Appl. Sc. Publish. Ltd London : 133 p.
- CHARDY P., GLEMAREC M., LAUREC A. (1976).- Application of inertia methods to marine benthic ecology : practical implications of the basic options. Est.Coast. Sc. 4 : 179-205.
- DESPREZ M. (1985).- Evolution récente de l'estuaire de la Seine liée aux aménagements. Colloque C.N.R.S. baie de Seine, Univ. Caen.
- DESPREZ M., BRULARD J.-F., DUPONT J.-P., SIMON S., SYLVAND B., DUVAL P. (1983). - Etude des biofaciès intertidaux de l'estuaire de la Seine. C.R.A.S. Paris, t.296, sér.III : 521-526.
- DUBRULLE L., LARSONNEUR C. (1984).- La baie des Veys : Etude hydrosédimentaire. Rapport Comité Régional des Pêches Cherbourg, Univ. Caen : 181 p.
- DUCROTOY J.-P. (1984).- L'exploitation des ressources naturelles de l'estuaire de la Somme. Etude bio-sédimentologique. Rapport Univ. Picardie, G.E.M.E.L., 252p.
- DUPONT J.-P. (1975).- Présence de biolithosores à Pygospio elegans Claparède (polychète sédentaire) dans la baie de Somme. C.R.A.S. Paris, 280, D : 1773-1776.
- DUPONT J.-P. (1981).- Relations entre bios et phénomènes sédimentaires intertidaux : le modèle de la baie de Somme. Thèse doct. IIIème cycle, Univ. Rouen : 310 p.

-125-

- GUILLAUD J.-F., SYLVAND B. (1976).- La baie des Veys (Etude monographique) . CNEOX & Ministère de l'Environnement, Groupe d'Etude des parcs Marins, 137 p.
- G.E.M.E.L. (1985).- Etude comparative de trois estuaires de la Manche : baie des Veys, estuaire de la Seine, baie de Somme . Colloque C.N.R.S. baie de Seine, Univ. Caen.
- LARSONNEUR C.(1975).- La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français : méthode mise au point et utilisée en Manche . J. Rech. Océanog. II (2) : 33-39 .
- LE GALL J. (1970).- La baie des Veys : Caractères principaux de la sédimentation et faciès de dépôt. Thèse IIIème cycle, Univ. Caen : 151 p.
- LE GALL J., LARSONNEUR C. (1972).- Séquences et environnements sédimentaires dans la baie des veys (Manche). Rev. Géog. Phys. Géol. Dyn. (2), vol.XIV, fasc. 2 : 189-204.
- FEARSON T.H., ROSENBERG R. (1978).- Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment . Oceanogr. Mar. Biol. ann. Rev., 16 : 229-331.
- REINECK H.E., SINGH I.B. (1973).- Depositional sedimentary environments . Springer Verlag: 440 p.
- SIMON S., DESPREZ M., DUPONT J.-P., PELTIER J.-C., DUPONT W. (1981).- Distribution du macrozoobenthos intertidal de la baie de Somme . C.R.A.S. Paris, t.292, III : 1013-1016 .
- SYLVAND B. (1974).- Etude de la pollution en baie de Seine . La baie des Veys: sédimentologie et faunistique . Rapport CNEOX, Lab.Zool.Univ.CAEN, 2 t. (texte 22p., fig.88 p.).
- SYLVAND B., SYLVAND-POUPINET, J. (1975).- Etude de la pollution en baie de Seine . La baie des Veys : étude écologique . Rapport CNEOX, Lab. Zool. Univ.CAEN, 18 p.
- SYLVAND B., SYLVAND-POUPINET J. (1976).- Etude de la pollution en baie de Seine . Secteur de Saint-Vaast-la-Hougue à Luc-sur-Mer : physico-chimie et bactériologie . Rapport CNEOX, Lab.Zool.Univ.CAEN, 2 t.(texte 29 p., fig. 35 p.).

ANNEXES :

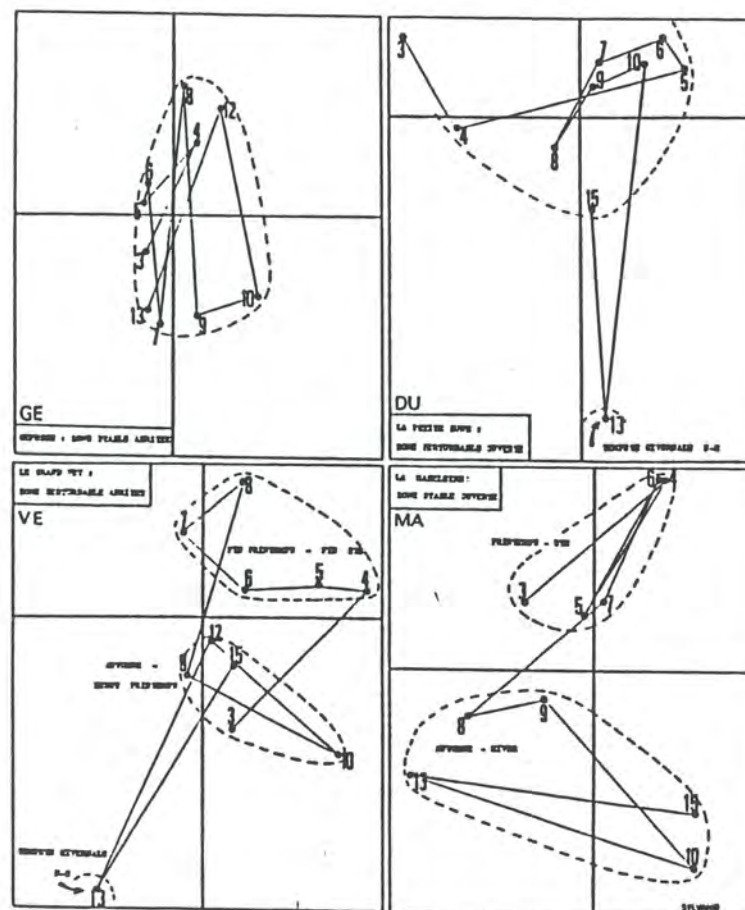
- ANNEXE 1 : CARTE GEOMORPHOLOGIQUE SOMMAIRE DE L'ESTRAN DE LA BAIE DES VEYS.
- ANNEXE 2 : ETUDE DU CYCLE ANNUEL DES BIOCENOSES EN ANALYSE FACTORIELLE SUR QUATRE STATIONS-TYPE, DE MARS 1977 à MARS 1978.
- ANNEXE 3 : DEPLACEMENT DES GRANDS CHENAUx VERS L'EST.



ANNEXE 1.

CARTE GEOMORPHOLOGIQUE SOMMAIRE DE L'ESTRAN, avec l'aide des photographies aériennes de l'I.C.N.

La cartographie géomorphologique est le préliminaire indispensable à toute étude de l'intertidal: elle permet d'éviter la redondance des prélèvements par le choix des stations.



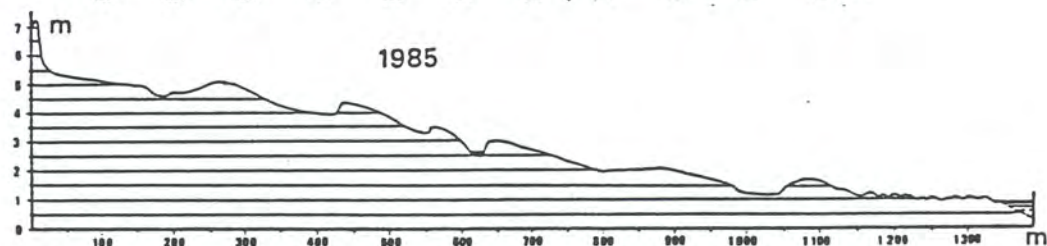
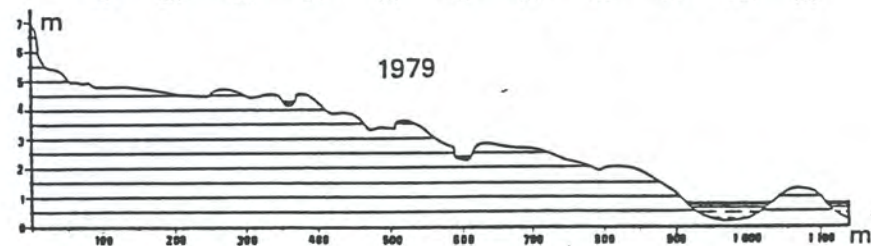
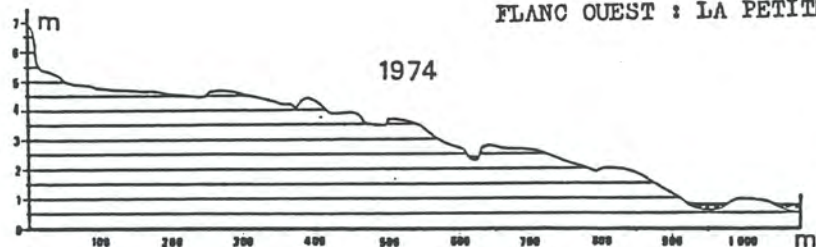
ANNEXE 2.

ETUDE DU CYCLE ANNUEL DES BIOCEÑOSES EN ANALYSE FACTORIELLE SUR QUATRE STATIONS-TYPE, MARS 77 à MARS 78.

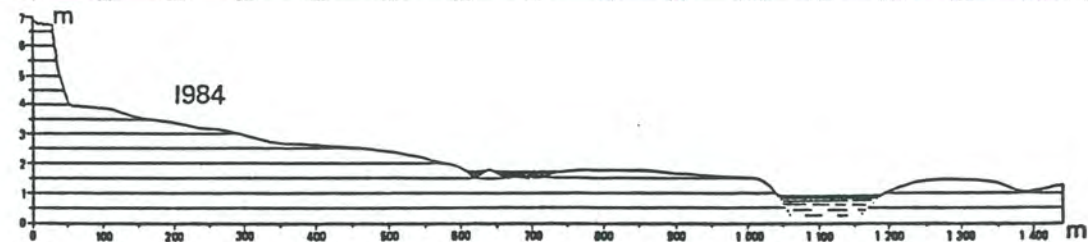
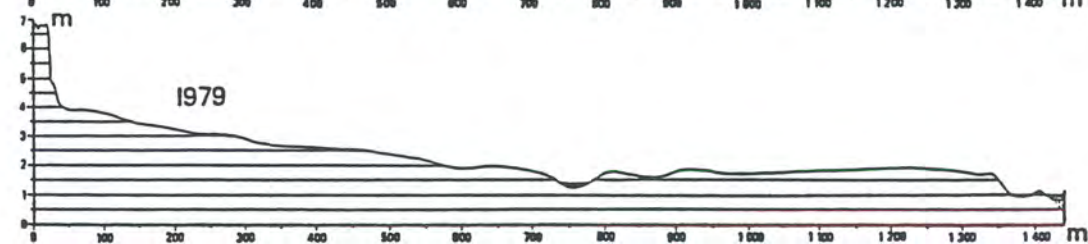
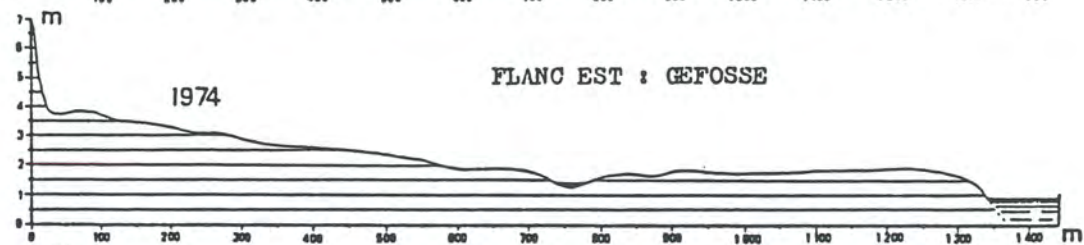
L'estran marin abrité de Gêfosse (GE) présente un cycle peu perturbé et homogène. C'est dans cette zone du flanc Est que les modifications des biofaciès sont les plus susceptibles de s'installer de manière durable : remontée vers le nord de *Pygospio* et installation de *Macoma*.

-127-

FLANC OUEST : LA PETITE DUNE



FLANC EST : GEFOSSE



ANNEXE 3.

DEPLACEMENT DES GRANDS CHENAUX VERS L'EST : la cause de ce déplacement est difficile à cerner. L'exceptionnel déferlement estival de houles de N-E durant 1983 n'est probablement pas étranger à l'engraissement du flanc Ouest de la baie. Le rétrécissement de l'estran de Géfosse (Est) pourrait être la dernière conséquence du report au Nord de l'envasement S-E.

APPRECIATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE ET DE LA DYNAMIQUE D'ESTUAIRES MACROTIDiaux EN MANCHE EXEMPLES DE GESTION

SYLVAND B. (2.3), ELKAIM B. (1), DESPREZ M. (2),
DUCROTOY J.P. (1.2), DUPONT J.P. (2.4),
LAFITE R. (2.4)

1. Laboratoire d'Hydrobiologie, 12 rue Cuvier, 75005 Paris
2. Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux - Faculté des Sciences, B.P. 118, 76134 Mont Saint Aignan Cédex
3. CNRS, Station Marine, 14530 Luc-sur-Mer
4. Laboratoire de Géologie, B.P. 118, 76134 Mont Saint Aignan Cédex

RESUME

Notre étude porte sur des estuaires macrotidaux en Manche : baie de Somme, estuaire de la Seine, baie des Veys, ria de la Penzé, aux caractéristiques différentes.

Ces recherches s'appuient sur une approche biosédimentaire déterminée principalement par l'étude du macrozoobenthos intégré dans son contexte hydrodynamique et sédimentaire. La complexité de ce domaine fluctuant à faible diversité et à faible richesse spécifique, rend nécessaire une approche de la répartition spatiale des faciès biosédimentaires, aboutissant après traitement de données par des analyses multivariées, à une cartographie dynamique des peuplements.

Ces informations permettent d'implanter des stations-pilotes suivies régulièrement dans le temps. L'exploitation des données numériques recueillies sur le benthos (densité, richesse spécifique, biomasse, biométrie) permet également :

– d'analyser les fluctuations de diversité spécifique et de modèles de distribution d'abondance (recherche d'espèces "destructurantes") ;

- de sélectionner des espèces indicatrices (espèces clés, espèces cibles) ;
- d'établir un indice de qualité biologique synthétique (IQB : JEFFREY & coll., 1985), utilisable par les aménageurs.

Des exemples d'application de cette démarche méthodologique sont exposés.

INTRODUCTION

Les estuaires, milieux hautement productifs, situés à l'interface entre les domaines marin et continental, sont sujets à une anthropisation importante en rapport avec leur situation et le développement socio-économique.

En Manche, les estuaires à forte marée, dits "macrotidaux", sont actuellement l'objet d'un réajustement sédimentaire se traduisant par un comblement naturel, variable accéléré par diverses activités humaines. L'estuaire montre un développement spatial plus ou moins oscillant, convergeant cependant vers le même état ultime : le colmatage, à plus ou moins brève échéance.

Au regard de cette évolution et de la difficulté d'évaluer les potentialités d'adaptation de l'écosystème estuarien pour essayer de définir la "qualité biologique", celle-ci a été abordée à partir d'un terme plus général : la valeur biologique. Elle définit ici l'ensemble des potentialités naturelles de l'estuaire, reflétées d'une part par la permanence du caractère estuarien, notamment par la présence de sa communauté spécifique du type "*Macoma* community", d'autre part par l'existence équilibrée de ses composantes marine, halophile et estuarienne. L'appréciation de la qualité biologique devrait être ainsi faite au travers de sa composition spécifique et de ses caractéristiques d'organisation ; si certaines espèces ou certains traits structuraux sont de bons indicateurs, ils pourront être utilisés comme bioindicateurs.

L'établissement du diagnostic de l'écosystème doit tenir compte de l'originalité et de la complexité de ce milieu spatio-temporel fluctuant où l'action simultanée des facteurs locaux anthropiques et celle des facteurs naturels à cycle long (température par exemple), se surajoutent aux modifications hydrosédimentaires et hydrodynamiques. De telles conditions nécessitent d'appréhender globalement peuplement et environnement, d'aborder les recherches sur une vaste échelle géographique, permettant une intercomparaison des sites étudiés et d'envisager un suivi temporel à long terme (Programme Européen COST 647).

Nos recherches s'appuient sur la faune macrozoobenthique ; dont les variations de densité intègrent à long terme celles des conditions naturelles ou artificielles du milieu ; leur comportement sédimentaire, leur échantillonnage relativement fiable en font des indicateurs performants (BEUKEMA, 1974 ; ELLIOT et Mac LUSKY, 1985...).

Nous nous proposons après la présentation des sites, d'analyser la métho-

dologie permettant d'apprécier la qualité biologique du système et d'exposer des exemples d'application de cette démarche méthodologique.

PRESENTATION DES SITES

Quatre écosystèmes estuariens de la Manche ont donné lieu à des recherches : Ria de la Penzé (Nord Finistère), Baie des Veys, Estuaire de la Seine (Normandie) et Baie de Somme (Picardie).

Leurs caractéristiques sont données dans le tableau 1.

	PENZE	VEYS	SEINE	SOMME
Débit m/s moyen	2,6 Très faible	60 Faible	400/500 Moyen	40 Faible
Marée eaux moyennes en mètre	Fort 7,70	Fort 5,30	Fort 6,7	Fort 5,00
Nature du déboché géomorpholo- gique	Simple	essentiellement double	Simple	deux estuaires en bouttes
Aménagement	Négligeable	Réduction des surfaces inondables Chenalisation Portes à flot	Réduction des surfaces inondables Chenalisation de la Seine et 2 fosses de flot	Réduction des surfaces inondables écluses et biefs sin de chasse
Pollution	Négligeable	Faible à moyenne organique	Forte	Moyenne
Surface intertidale en m ²	12	57	31	70
Exposition	Abrité	Une partie ouverte à la houle	Abrité	Une partie ouverte à la houle

METHODOLOGIE

Cette méthodologie repose sur les deux dimensions indissociables des estuaires : l'espace et le temps, à partir d'un ensemble de méthodes se succédant selon une progression bien déterminée : Biocoenotique - Indices de diversité et modèles de distribution d'abondance - Espèces-cibles et espèces-clés - Indice de qualité biologique.

METHODOLOGIE

Cette méthodologie repose sur les deux dimensions indissociables des estuaires : l'espace et le temps et ce, à partir d'un ensemble de méthodes se succédant selon une progression bien déterminée : Biocoenotique - Indices de diversité et modèles de distribution d'abondance - Espèces-cibles et espèces-clés - Indice de qualité biologique.

A. Biocoenotique

La méthode d'échantillonnage exposée ici est celle qualifiée de "stratifiée", c'est à dire s'appuyant sur la détermination de radiales dans des ensembles délimités.

La prise de contact avec l'écosystème est établie à partir de l'imagerie aérienne permettant de définir des grands ensembles géomorphologiques et leurs limites dynamiques ; cela conduit à une zonéographie.

Les caractéristiques dynamiques de chaque ensemble sont déduites de la texture et structure du substrat, permettant de dresser la carte des unités estuariennes sédimentaires (DUPONT, 1981) ; ces unités complétées par l'échantillonnage qualitatif du benthos, aboutissent à la détermination des faciès biosédimentaires (bios + sédiment) dont la répartition spatiale peut être traduite sous forme de cartes.

Ces faciès s'ordonnent en séquences : succession longitudinale depuis les zones marines jusqu'aux zones estuariennes ; c'est au travers de ces séquences et notamment dans chaque faciès, que s'effectuera le choix d'une ou plusieurs radiales-types illustrant un gradient écologique de nature hydrodynamique et sédimentaire et permettant d'aborder l'étude quantitative de la macrofaune benthique (1).

Le traitement des données quantitatives (effectif, biomasse) réalisé au moyen d'analyses multivariées et de classification ascendante hiérarchique (ELKAIM, 1982 ; DESPREZ, 1981 ; SYLVAND, 1986), met en évidence des unités de peuplement conduisant à une nouvelle cartographie synthétique.

Les espèces caractéristiques, dans le cas d'étude d'un écosystème estuarien, peuvent être déduites à partir de l'emploi de divers paramètres, notamment la dominance associée soit à l'utilisation d'un indice (indice de Sanders par exemple) ou d'un degré de constance, soit à une échelle de "fidélité".

L'établissement de la carte de peuplement est complétée par un suivi quantitatif temporel des stations-pilotes. Le choix des données repose sur l'exploitation de la cartographie biocoenotique recalée avec celle des faciès biosédimentaires. Sur les stations retenues à partir de leur représentation "d'assemblages macrozoobenthiques"-types, leur suivi permet de :

(1) Nous n'exposerons pas ici l'échantillonnage qui a déjà fait l'objet de mise au point.

- définir la variabilité temporelle de l'environnement et du peuplement de la station ;
- comprendre la dynamique de population en place et mettre en évidence les conséquences des perturbations naturelles ou artificielles ;
- rechercher les espèces dont les cycles biologiques intègrent les fluctuations des facteurs de l'environnement.

B. Indices de diversité - Modèles de distribution d'abondance

Nous ne discuterons pas ici des différents indices, notamment les avantages et inconvénients de chacun, ainsi que des divers modèles de distribution d'abondance, en particulier leur signification et leur validité (voir PIELOU, 1975 ; DAGET, 1976 ; LEGENDRE et LEGENDRE, 1979 ; AMANIEU, 1981).

Dans un estuaire les fluctuations d'un indice de diversité, ici l'indice de Shannon-Weaver, sont difficilement interprétables si son suivi n'est pas associé à d'autres paramètres de structure ainsi qu'à la connaissance de l'évolution naturelle du peuplement.

En revanche, le suivi d'un tel indice permet de manière générale de repérer les espèces qui sont à l'origine d'une certaine destructuration ; ces espèces contribuent globalement ou localement à l'importance de la valeur de la diversité et leur retrait entraîne une forte variation de cette dernière : cas du comportement des espèces dominantes "pollu-sensibles" et opportunistes lors d'une pollution d'hydrocarbures en estuaire de la Penzé (ELKAIM, 1981).

Faut-il voir dans cette utilisation de l'indice de diversité dans les estuaires, une méthode de détermination d'espèces indicatrices ?

L'utilisation d'autres procédures, pour une sélection objective d'espèces indicatrices, a été avancée par GREY et PEARSON (1982) à partir de l'analyse comparée des distributions d'abondance des communautés benthiques marines normales et non perturbées, où l'on observe une distribution log-normale de Preston ; une perturbation, par exemple une pollution, entraîne l'absence d'ajustement à ce type de distribution.

Sans revenir sur les distributions d'abondance, observées dans les peuplements d'estuaires étudiés ici, qui en fait s'apparentent quelquefois au seul modèle log-linéaire, cet ajustement (et inversement) s'applique d'autant mieux que les espèces à l'origine d'une forte destructuration perdent de leur importance ou disparaissent ; il arrive ainsi, paradoxalement, d'observer un meilleur ajustement d'une distribution du modèle log linéaire après une perturbation à la suite de la disparition d'espèces dominantes "sensibles" au facteur perturbant (fig. 1).

Ceci rejoint notre remarque sur la sélection d'espèces indicatrices par l'indice de diversité.

C. Espèces-cibles et espèces-clés

Comme il a été montré dans le paragraphe précédent, certaines espèces possèdent une capacité de réponse rapide vis-à-vis des perturbations.

Nous les qualifierons d'espèces-clés. Ces espèces-clés sont en l'occurrence pollusensibles et donnent une bonne image de la tendance évolutive du site. Lors d'une comparaison de leur fluctuation numérique dans divers sites géographiquement différents, l'action des facteurs dits locaux pourra donc transparaître, que cette action soit brève (et souvent réversible) ou au contraire se manifeste de manière chronique (exemple du Polychète *Pygospio elegans*).

Les espèces-cibles présentent, au contraire des précédentes, des fluctuations d'abondance qui ne répondent que peu ou pas aux perturbations propres à chacun des écosystèmes. En outre, leur large distribution permet de suivre à grande échelle l'effet des grands accidents climatiques (exemple du Mollusque *Macoma balthica*).

Les espèces-clés et les espèces-cibles ne sont pas réunies ici sous forme de groupes écologiques dont la présence permet une appréciation de la qualité (PEARSON et ROSENBERG, 1978 ; GLEMAREC, 1985...).

Dans le cadre de nos recherches, nous nous proposons de suivre les aspects démographiques (structure - courbe de survie - croissance) et biologiques (cycle potentiel reproducteur - productivité) de ces espèces indicatrices.

D. Indicateurs de qualité biologique (IQB)

L'indice de qualité biologique (IQB) des estuaires, mis au point par JEFFREY et coll. (1985), reflète l'état de santé de l'écosystème étudié et rend compte de l'impact des perturbations sur le macrozoobenthos. Il se calcule à partir de l'évaluation de la proportion de l'estuaire occupé par diverses catégories de peuplements ; on distingue en effet :

- des zones azoïques (A) caractérisées par l'absence ou la rareté extrême de toute faune macrozoobenthique ;
- des zones avec des espèces opportunistes (B) présentes en grande densité ;
- des zones stables (C) aux espèces diversifiées rendant compte des conditions du milieu non-changeant à moyen ou long terme.

L'IQB est alors calculé par la formule : $IQB = \text{anti log}_{10} (C-A) \%$.

La note sur 10, si discutable soit-elle, permet cependant de faciliter les comparaisons entre sites : elle est d'autant plus forte que l'estuaire est de bonne qualité. La note de 5,9, obtenue en Somme, montre que cet estuaire est de qualité moyenne, cependant que la Seine présentant une valeur de 3,87 se révèle de mauvaise qualité (WILSON et coll., 1987).

APPLICATIONS

A. Exploitation des ressources naturelles et aquacoles en Baie des Veys et en Baie de Somme

A partir de l'analyse factorielle des correspondances, les différentes "personnalités" des grands ensembles de l'intertidal estuarien peuvent être déterminées et ceci permet de passer rapidement à des considérations d'aménagement.

Ainsi, en Baie des Veys (fig. 2), fut projeté il y a peu d'années, un grand ensemble conchylicole sur le flanc est (région de Géfosse : GE), vaste développement de la zone d'exploitation actuelle. Des analyses multivariées il ressort que GE est une zone stable et abritée ; elle possède donc la particularité naturelle d'être le siège de redéposition d'éléments vaseux. Cela est confirmé par une étude de l'évolution des dépôts sur 15 ans (SYLVAND, 1986 ; voir fig 3). La prolifération possible des bouchots tabulaires et des parcs à huîtres pourra accélérer le piégeage des éléments fins, provoquant une dégradation de la qualité des sols conchylicoles, jusqu'à les rendre impropres à l'exploitation par suite de l'installation d'un envasement, durable du fait d'un facteur d'abri présent dans cette zone.

De telles considérations doivent amener à revoir le projet, à l'aménager pour que sa rentabilité, comme la qualité du site, soit préservée, voire même à le déplacer ou l'ajourner.

En 1985, la crise de la pêche à pied estuarienne en Baie de Somme, a donné lieu à un programme de recherche portant sur la coque *Cerastoderma* edule (DESPREZ et al, 1986), ressource importante pour les activités maritimes régionales. En fait, les résultats acquis depuis 1978 sur la dynamique, sur le cycle biologique des populations, ont montré au travers de leur altération, l'action de perturbations de l'environnement.

Un suivi démographique des populations du bivalve montre un recrutement désordonné et répétitif (plusieurs phases annuelles de reproduction) et une mortalité massive des individus au seuil de 25 mm. Ces individus atteignent rarement la taille marchande fixée à 30 mm (fig. 4).

La cartographie biosédimentaire établie entre 1978 et 1985, le suivi des espèces-cibles et des espèces-clés, l'échantillonnage systématique de la coque, indiquent qu'à l'intrusion des sablons d'origine marine, s'ajoute un engraissement de la Baie en éléments d'origine diverse (lié à un apport de matière organique et à la pollution chimique) en synchronisme avec une avancée du schorre. Ce double processus prend "en tenaille" les peuplements estuariens vrais dont la régression reflète ainsi un déséquilibre du milieu.

B. Impacts d'aménagements portuaires en Baie de Seine

En estuaire de Seine, l'évolution morphologique se traduisait principalement par la diminution des surfaces de vasières, accélérée par les travaux d'endiguement et de chenalisation. On assistait alors à une diminution de la riches-

se spécifique des peuplements estuariens, de la productivité de ces vasières, etc ... et surtout d'une manière générale à une forte progression du schorre et à un glissement des faciès estuariens vers l'aval, glissement ne pouvant progresser vers l'aval au-delà d'une limite en raison de l'importance de l'hydrodynamisme dans les zones subtidales adjacentes. Cette évolution à plus long terme aurait dû avoir des conséquences sur le maintien de ces vasières dont l'importance et le rôle vis-à-vis des ressources halieutiques ont été soulignés. En 1960, ces préoccupations en matière d'environnement sont à l'origine de création de déversoirs dans les digues de calibrage du chenal de navigation qui ont entraîné (fig. 5) :

- une destructuration passagère des peuplements (perte d'espèces, diminution des densités, baisse de productivité, arrêt de la croissance chez l'espèce-cible *Macoma balthica* (DESPREZ et DUPONT, 1986) ;

- une restauration de la diversité avec remontée d'espèces estuariennes inférieures et intrusion d'espèces à affinité marine.

L'étude des peuplements en 1986 (carte, indice de diversité, suivi des espèces-clés) a montré, à l'exception de la progression prévisible et irréversible du schorre, la stabilisation de ces vasières et de leurs peuplements.

Ces aménagements ont donc permis un ralentissement de l'évolution accélérée des zones intertidales relictuelles, voire une inversion du phénomène de migration vers l'aval des faciès, démontrant ainsi l'utilité d'aménagements raisonnés. Cependant, le projet d'implantation du franchissement aval de l'estuaire (à Honfleur) hypothéquera le sursis accordé au maintien de la vasière en tant que réserve naturelle.

CONCLUSIONS

L'exposé de ces exemples montre que l'appréciation de la qualité biologique des estuaires nécessite l'application de plusieurs méthodes établies selon une progression logique. Il confirme la difficulté d'appliquer une seule méthode de classification à l'étude des peuplements des écosystèmes estuariens et lagunaires. La recherche d'indices simples en estuaire nous paraît justifiable si elle s'appuie sur une recherche fondamentale qui nécessite des travaux de terrain impliquant l'intervention d'équipes pluridisciplinaires.

Le passage à la recherche valorisée ne présentant pas de difficultés majeures à une telle équipe, il faut éviter d'attendre le niveau de l'étude d'impact pour établir un "point zéro" dont la valeur scientifique reste quelquefois discutable mais peut renvoyer sur des questions fondamentales.

Figure 1

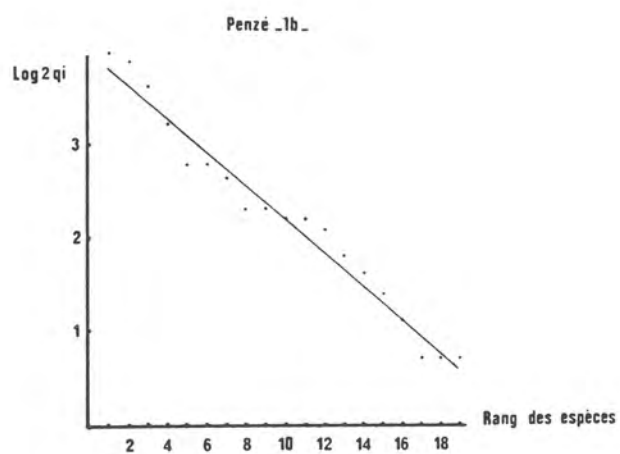
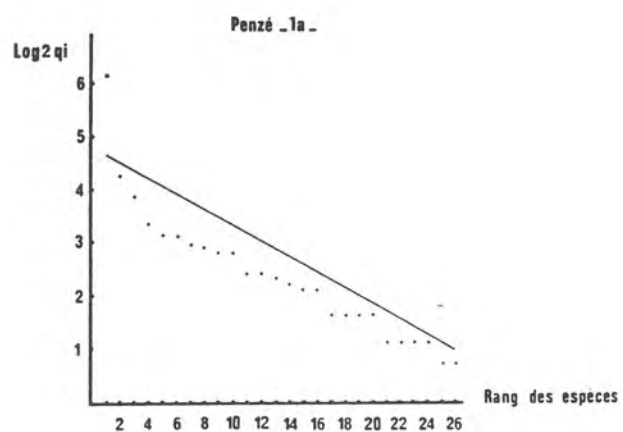


Figure 2

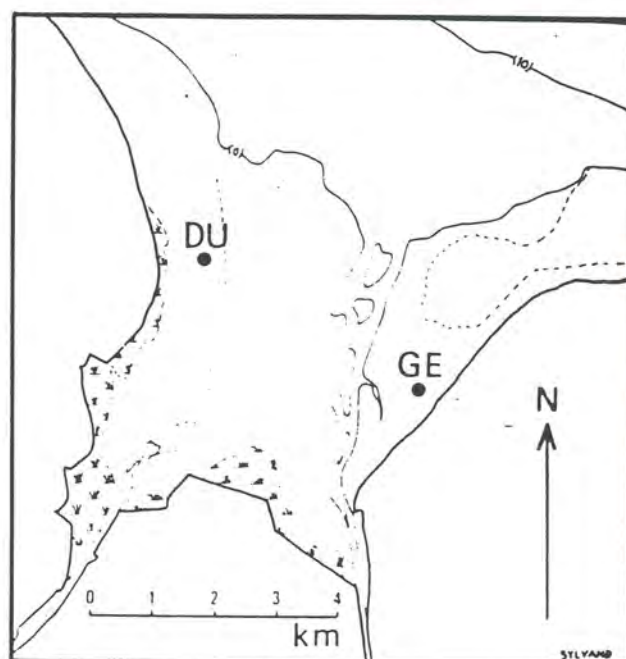


Figure 3

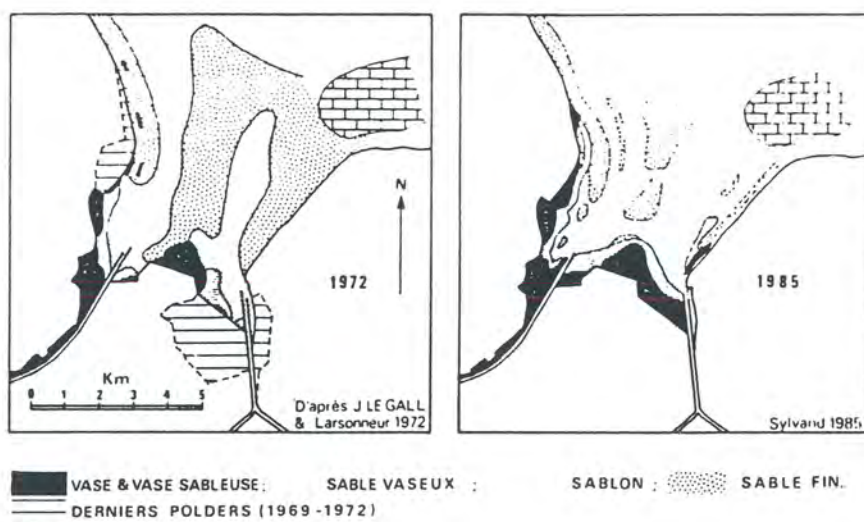


Figure 4

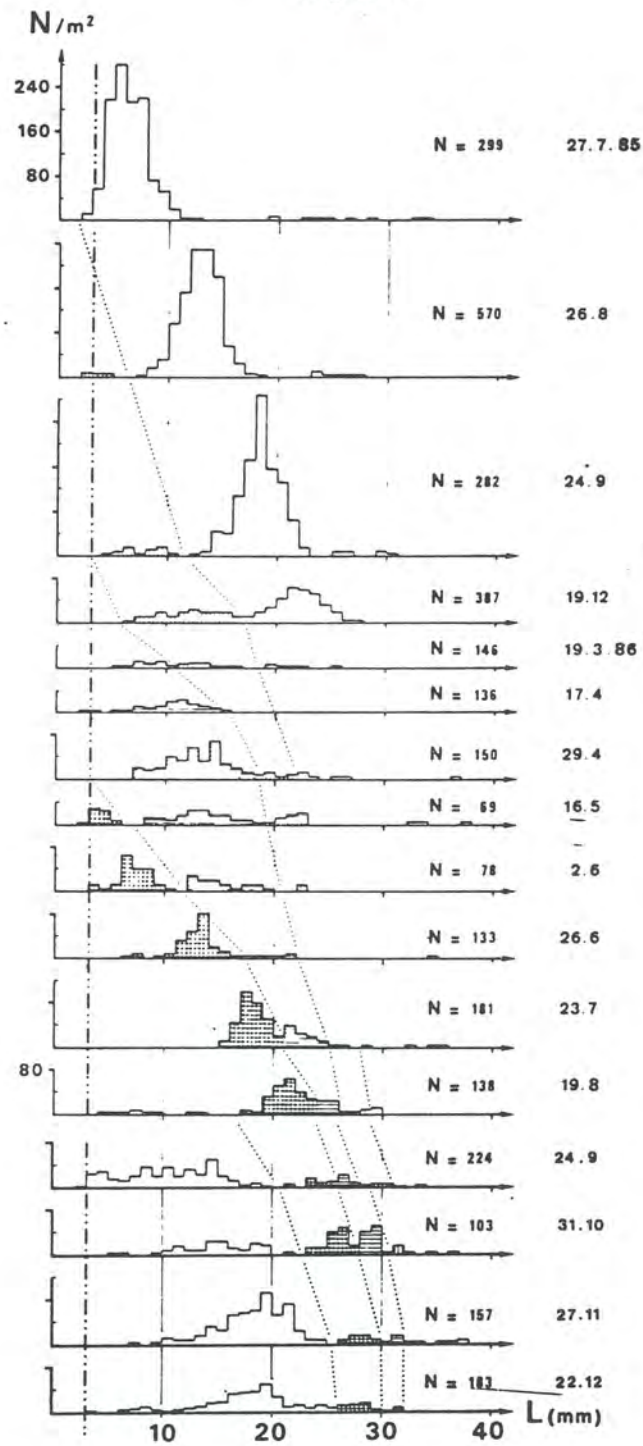
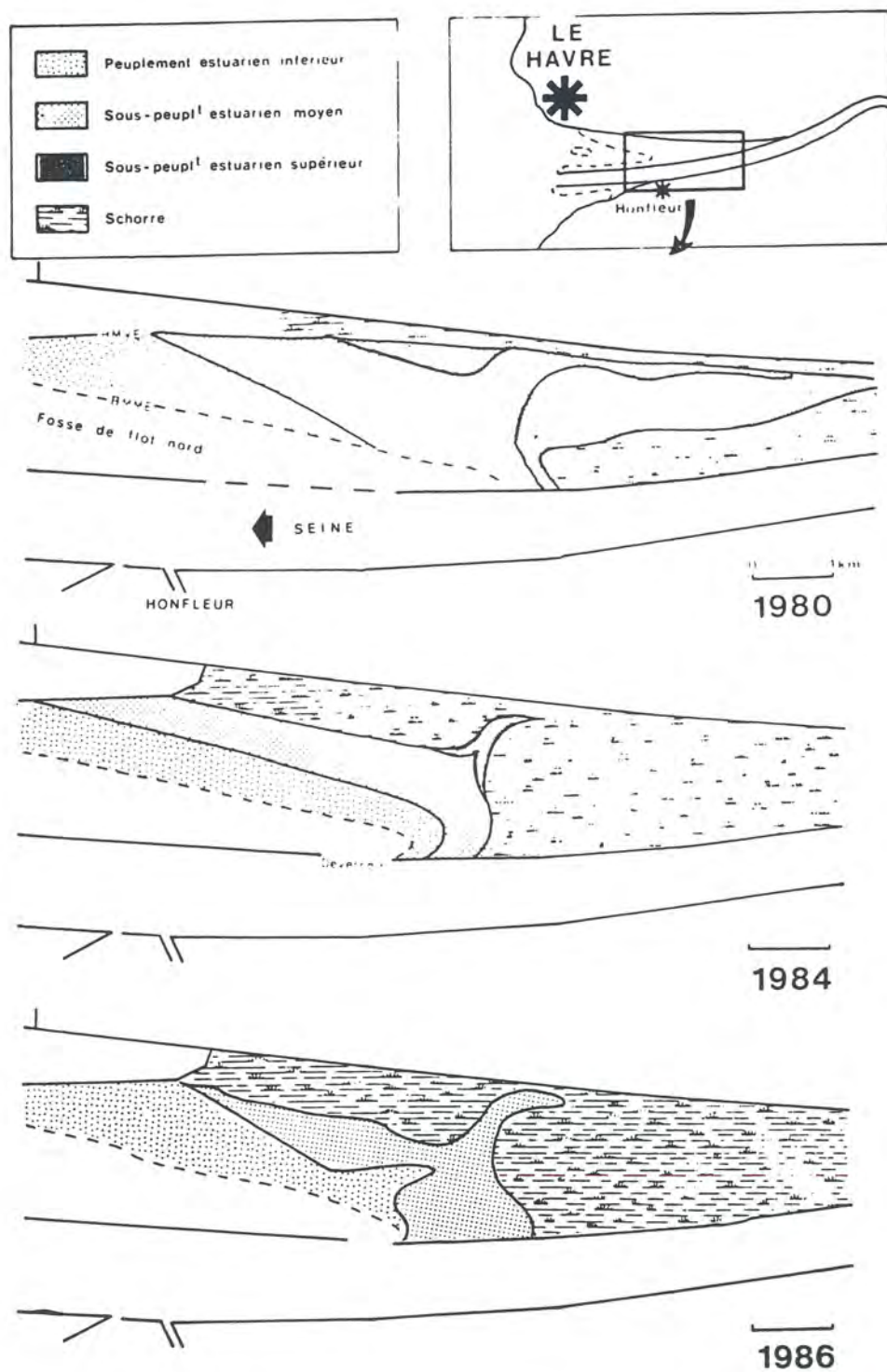


Figure 5



REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMANIEU (M.), GONZALEZ (I.L.) et GUELORGET (O.), 1981 - *Critères de choix d'un modèle de distribution d'abondance*. Acta oecologica, Oecol. gener., 2(3), 265-267.
- BEUKEMA (J.J.), 1974 - *Seasonal changes in the biomass of the macro-benthos of a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea*. Neth. J. Sea Res., 8, 8, 94-107.
- DAGET (J.), 1976 - *Les modèles mathématiques en Ecologie*. 1 vol., Masson édit. Paris, 172 p.
- DESPREZ (M.), 1981 - *Etude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine*. Thèse de 3ème cycle, Univ. Rouen, 186 p.
- DUPONT (J.P.), 1981 - *Relation entre bios et phénomènes sédimentaires intertidaux, le modèle de la Baie de Somme*. Thèse de 3ème cycle, Univ. Rouen, 310 p.
- ELKAIM (B.), 1981 - *Effets de la marée noire de l'Amoco Cadiz sur le peuplement subtidal de l'estuaire de la Penzé*. Publ. Sci. Tech. C.N.E.X.O. Actes du Colloque International C.N.E.X.O., Brest 19-22 novembre 1979, 527-539.
- ELKAIM (B.), IBANEZ (F.), PRONIEWSKI (F.), 1982 - *Le benthos subtidal de la Seine ; analyse statistique des peuplements*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 64, 231-252.
- ELLIOT (M.), Mac LUSKY (D.S.), 1985 - *Invertebrate production ecology in relation to estuarine quality management*. In : *Estuarine Management and quality Assessment*, WILSON (J.G.) and HALCROW (W.) édit., Plenum Press, N.Y., London, 85-103.
- GLEMAREC (M.), 1985 - *Utilisation des indicateurs en milieu sédimentaires Indicateurs de surcharge en matière organique*. Actes du Colloque "Indices biotiques", Paris, 15-17 novembre 1983, Ministère de l'Environnement Paris, 87-95.
- GRAY (J.S.), PEARSON (T.H.), 1982 - *Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced changes in benthic communities. I. Comparative methodology*. Mar. Ecol. (Prog., ser.) 9 (2), 111-119.
- JEFFREY (D.W.), WILSON (J.G.), HARRIS (C.R.) TOMLINSON (D.L.), 1985 - *The application of two simple indices to Irish estuary pollution stat...* In *Estuarine Management and quality Assessment*, WILSON (J.G.) and HALCROW (W.) édit. Plenum Press, N.Y., London 147-161.
- LEGENDRE (L.) et LEGENDRE (P.), 1979 - *Ecologie numérique. La structure des données écologiques (2)*, Masson édit. Paris, 274 p.
- PEARSON (T.H.) et ROSENBERG (R.), 1978 - *Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment*. Océogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 16, 229-311.

PIELOU (E.C.), 1966 - *Shannon's formula as a measure of specific diversity : its use and in ue.* Am. Natur., 100 (3), 463-465.

SYLVAND (B.), 1986 - *La Baie des Veys (Baie de Seine - Manche centrale) : évolution récente et incidence des aménagements.* Colloque Bordomer 1985, ADERMA Bordeaux édit. 11-27.

WILSON (J.G.), DUCROTOY (J.P.), DESPREZ (M.), ELKAIM (B.), 1987 - *Ap-
plication d'indices de qualité écologiques des estuaires en Manche lcentrale
et orientale. Comparaison de la Seine et de la Somme.* Vie et Milieu, 37 (1) : 1-
11.

Evolution a long terme des sédiments intertidaux et des biocénoses macrozoobenthiques en baie des Veys (baie de la Seine Occidentale) depuis 1969

Bernard Sylvand^{1,2} & Jean-René Savini²

1. Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), GEMEL, rue du Dr. Charcot, F-14530 Luc-sur-Mer, France

2. Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL), Station Marine de l'Université de Caen, rue du Dr. Charcot, F-14530 Luc-sur-Mer, France

Offprint from
Estuaries and Coasts:
Spatial and Temporal
Intercomparisons
ECSA19 Symposium

Edited by
Michael Elliott &
Jean-Paul Ducrotoy

Published by
Olsen & Olsen, 1991
ISBN 87-85215-17-1

Résumé

Depuis le début du XIX^{ème} siècle, les endiguages de polders qui se sont succédés sur le pourtour de la baie des Veys ont réduit de moitié la zone intertidale, qui est actuellement voisine de 35 km². La fermeture des derniers polders (1969-1972) coïncide avec le début des études des zones intertidales de ce site et les recherches biosédimentologiques des auteurs.

A la suite de ces aménagements, l'envasement a progressé rapidement vers le Nord, surtout dans la partie Sud-Est de la baie. L'envasement de l'estran du Sud-Ouest fut limité dans sa progression par l'intrusion de sables d'origine marine venant du Nord-Ouest.

Les biocénoses macrozoobenthiques accompagnent ces modifications qui paraissent irréversibles. Les modalités de ces changements sont discutées.

Mots-clés: sédiments, macrozoobenthos intertidal, évolution, Manche, estuaire.

Introduction

La baie des Veys n'avait guère fait l'objet d'études biocénotique ou sédimentologique, jusqu'à ce qu'une étude des dépôts soit réalisée en 1969 (Le Gall 1970), suivie par les travaux des auteurs depuis 1972 et qui se poursuivent actuellement. La zone intertidale était déjà économiquement valorisée à cette époque avec la pêche à pied des coques *Cerastoderma edule*, la mytiliculture (Est et Ouest de la baie), l'ostréiculture (Est) et la construction de polders (Sylvand 1986a).

Depuis 1972 les études de terrain se sont succédées avec des travaux biosédimentologiques sur l'ensemble de la baie (1972-1986), des campagnes hydrologiques (1975), un suivi de stations-pilotes (1977-1978), les recherches européennes du COST 647 sur la communauté à *Macoma* (depuis 1982; Desprez *et al.* 1986), et le Programme National sur le Déterminisme du Recrutement de la coque (1987-1990), études menées par le Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux de la Région de Basse-Normandie.

Avec l'ensemble des études réalisées, il est maintenant possible d'envisager une approche synthétique de l'évolution de la baie des Veys, tout en gardant à l'esprit que la connaissance sur un tel milieu évolutif ne saurait réellement prendre fin. Les données quantitatives concernant les biocénoses et les sédiments ont été publiées par le passé (Guillaud & Sylvand 1976, Desprez *et al.* 1986, Sylvand 1986b).

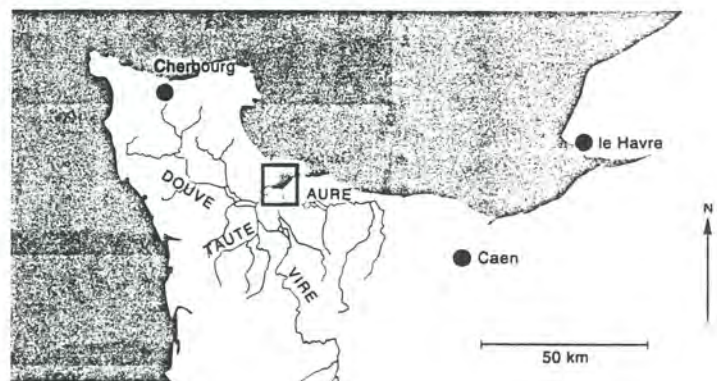
Présentation du site et méthodologie

Environnement physique

La baie des Veys est une échancrure du littoral de la baie de la Seine occidentale, en Manche centrale (Figure 1), où l'amplitude des marées de vive-eau approche 7 mètres: c'est une zone marine de régime macrotidal. Son ouverture vers la mer se présente au Nord-Nord-Est et sa surface intertidale découvre sur 35 km² environs.

Deux rivières aux débits modestes se jettent dans cette baie. La Douve et son affluent la Taute débouchent au Sud-Ouest, tandis que la Vire, grossie par l'Aure, se jette dans la baie des Veys au Sud-Est. Leurs parcours sur l'estran sont distincts et le chenal de la Douve est, contrairement à celui de la Vire, situé au-dessus du niveau des plus basses mers de vive-eau. Les débits instantanés moyens de ces deux rivières, calculées sur dix ans avec les relevés de l'Agence de Bassin Seine-Normandie, sont respectivement de 33 et 19 m³.sec⁻¹.

Figure 1.
Baie des Veys:
localisation sur la côte
française de la Manche.



146

Sylvand & Savini
Sediments & macrozoobenthos

Evolution des limites de la baie. Les documents cartographiques des Archives Départementales du Calvados donnent de précieuses indications sur la réduction progressive des surfaces exondables depuis la fin du XVIII^e siècle (Figure 2). A mesure de l'extension des schorres, des polders ont été conquis; les plus récents furent endigués de 1965 (flanc Ouest) à 1972 (Sud-Est), supprimant ainsi d'importantes surfaces de vasières estuariennes (Le Gall 1970, Guillaud & Sylvand 1976, Sylvand *et al.* 1989). Aucun nouvel endiguage n'est prévu depuis et la baie des Veys a ainsi perdu, depuis 1750, la moitié de ses zones intertidales.

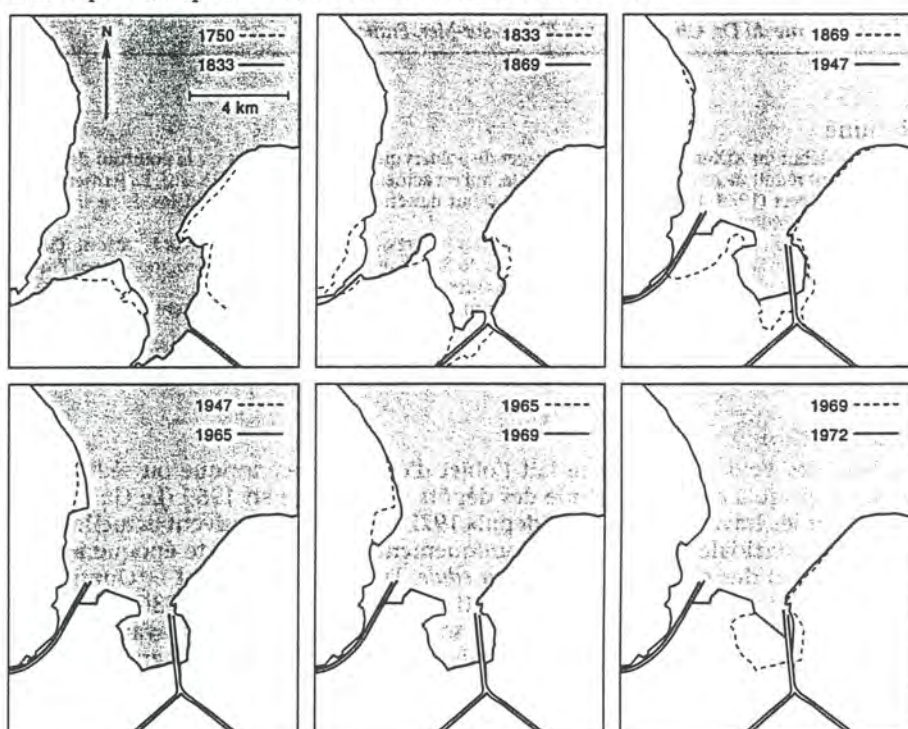


Figure 2.
Evolution historique de la
surface de la baie des Veys.

Aucun document consulté n'a pu donner d'indication précise sur l'évolution de la nature du milieu, exception faite de la mention cartographique d'un petit platier rocheux estuarien au Sud-Ouest (Grand Vey), signalé vers 1830 et envasé depuis. Il semble aussi que, avant cette date, les chenaux des deux rivières sur l'estran eurent, parfois, un parcours commun. Les fluctuations de ces chenaux sont d'ailleurs courants et peuvent atteindre une grande amplitude, comme en 1984-1985 (Figure 3) avec un mouvement vers l'Est de 200 à 400 mètres; ils reprirent ensuite leur ancien parcours en 1986-1987, laissant de leur ancienne divagation des chenaux secondaires.

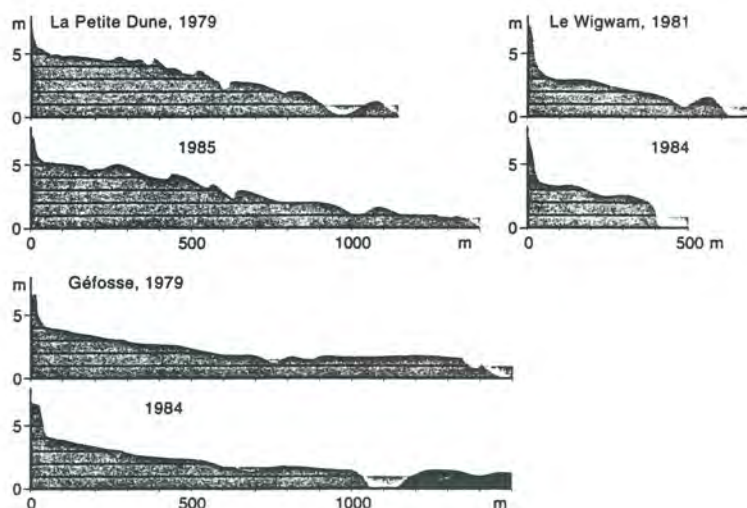


Figure 3.
Récent déplacement des
chenaux de la Douve
(à La Petite Dune) et de la Vire
(au Wigwam et à Géfosse)
sur la zone intertidale.

Morphologie générale de l'estran. D'après le suivi de terrain et l'étude des photographies aériennes de l'Institut Géographique National, l'estran de la baie des Veys comprend sept ensembles (Figure 4):

- le flanc Ouest et le Sud sont occupés par un schorre inondable colonisé par les spartines et les obiones. Localement (La Petite Dune) se développe une petite prairie à salicornes, ainsi que quelques maigres surfaces de *Zostera nana* (Sud-Ouest et Sud-Est);
- la slikke estuarienne envasée occupé le fond de la baie de part et d'autre du débouché des rivières;
- le centre est occupé par un estran à gradient d'abri décroissant vers le Nord;
- plus au Nord de cette zone centrale s'étend un corps sableux à mégarides;
- le flanc Est, abrité sous le platier rocheux calcaire de Maisy-Grandcamp, est une zone marine stable;
- l'estran de l'ouverture Nord-Ouest de la baie est de type marin ouvert;
- la haute plage de cet estran est occupée par une barre de déferlement qui s'allonge vers le Sud et pénètre dans la zone estuarienne. Un petit espace abrité est isolé entre cette barre et le schorre.

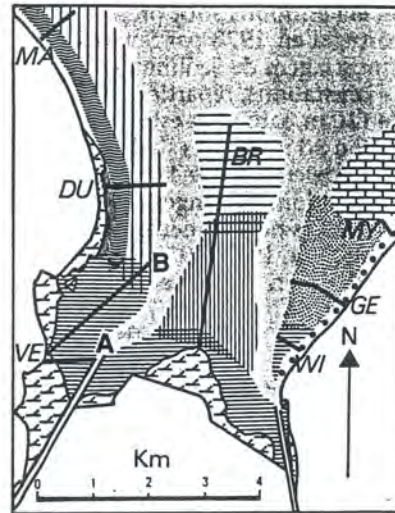
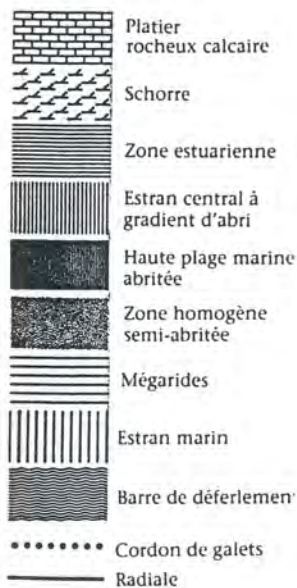


Figure 4.
Morphologie et radiales de
prélèvements.

MA: La Madeleine;
DU: La Petite Dune;
VE: Le Grand Vey;
BR: Brevands;
MY: Maisy;
GE: Gêfosse;
WI: Le Wigwam.



Cette répartition reste une base fiable pour la durée de l'étude présentée ici; la seule modification notable, exception faite de quelques fluctuations de la délimitation des zones, est la disparition de nappes sableuses progradantes dans le corps sableux central, au profit des mégarides qui sont généralisées sur toute cette surface à partir des berges des chenaux.

Les marées. Avec le flot, le courant s'engouffre dans la baie des Veys par les chenaux, puis envahit la zone intertidale par inondation. Des portes à flot, qui se ferment sous la pression du courant, stoppent sa progression dans les rivières. En fond de baie et en vive-eau, ce courant peut atteindre $3 \text{ m} \cdot \text{sec}^{-1}$ dans les rétrécissements. Le courant de jusant ne dépasse guère $1.5 \text{ m} \cdot \text{sec}^{-1}$ dans les mêmes conditions; cette différence hydrodynamique favorise un bilan sédimentaire positif (Le Gall 1970, Le Gall & Larssonneur 1972).

Les houles. L'orientation de la baie des Veys fait que les houles venant de Sud-Ouest à Nord-Ouest seront sans grande action sur la zone intertidale. Par contre, les tempêtes hivernales viennent fréquemment du Nord-Est ou du Nord; Nord-Est; elles peuvent lever des houles qui sont actives sur les estrans du Sud-Ouest (Grand Vey et Petite Dune). Ces houles sont d'autant plus puissantes qu'elles viennent de très loin, au-delà du Pas-de-Calais, définissant ainsi le 'fetch' de cette baie (Sylvand 1986b). Le flanc Est est abrité de ces houles par l'affleurement des roches de Grandcamp-Maisy.

Méthodologie

Etudes des sédiments

Les sédiments furent prélevés avec un carottier de 4 cm de diamètre sur une profondeur de 15 cm. L'échantillonnage se fait le long de lignes directrices (transects, Figure 4). Des échantillons ponctuels entre les transects et l'examen de photographies aériennes en infra-rouge apportèrent des compléments d'information pour la cartographie des sédiments.

Le tamisage des échantillons rincés se fait à sec sur une colonne de tamis de type AFNOR (mailles carrées décroissantes en progression géométrique de raison $\sqrt{2}$). Inspirée de Larssonneur (1971, 1975), une classification rapide des sédiments en vases (plus de 75 % de pélites de moins de $65 \mu\text{m}$ de diamètre), vases sableuses (25 à 75 % de pélites), sables vaseux (5 à 25 % de pélites), sablons (moins de 5 % de pélites et grain moyen inférieur à $200 \mu\text{m}$), sables fins (grain moyen de 200 à $500 \mu\text{m}$) et sables moyens (de 500 à $1000 \mu\text{m}$) fut adoptée.

Etude de la faune. Les méthodes de prélèvement de la macrofaune benthique intertidale ont été perfectionnées depuis le début de l'étude. De 1972 à 1979, les échantillons furent prélevés à la pelle dans des surfaces de $1/4 \text{ m}^2$, délimitées par un cadre métallique; les parois pouvaient être maintenues par des plaques de PVC. Depuis, les échantillons sont prélevés à l'aide d'un carottier de 0.02 m^2 mis au point au Portugal en 1978 par Sousa Reis (Ducrotoy & Desprez 1986): le TASM (Tubo de Amostragem de Sedimentos Moveis).

Les stations, réparties le long de radiales (Figure 4), sont généralement espacées de 120 m, sauf si les estrans sont très homogènes (240 m à Brévands) ou très variés (60 ou 30 m: hautes slikkes du Grand Vey et de Géfosse, barres de déferlement de la Madeleine et de la Petite Dune). Chaque échantillon est composé de sous-échantillons mélangés (1972-1979) ou traités séparément (5 fois 0.04 m^2 depuis 1982). Les prélèvements peuvent se faire durant des campagnes couvrant toute la baie (1974, 1977, 1979, 1984, 1986) ou sur certaines zones particulières (Ouest en 1976, Est en 1981). Les données issues d'études localisées sont intégrées aux campagnes (suivi de 1977-1978, COST 647 depuis 1982, études du PNDR-coque depuis 1987). Des stations isolées placées entre les radiales permettent d'affiner les cartographies cénotiques.

La macrofaune est isolée par tamisage sur maille carrée de 1 mm, puis l'ensemble du refus est fixé avec une solution dans l'eau de mer de formol à 4 % additionnée de phloxine B, qui colore sélectivement les animaux. La faune est triée, déterminée et comptée, les densités au m^2 sont notées pour chaque espèce et les données soumises à un traitement numérique.

Les prélèvements de 1972 et 1973 furent éliminés du traitement car la méthodologie était encore trop rudimentaire. Ceux de 1974, 1976 et 1979, ne pouvant être significativement traités par les statistiques probabilistes classiques, furent analysés par les méthodes statistiques multivariées (Benzecri & Benzecri 1980), plus tolérantes vis-à-vis des échantillonnages réduits.

L'analyse factorielle de correspondance et l'analyse en composantes principales sont ici les méthodes de représentation les plus utilisées pour évaluer les entités biocénotiques (Chardy *et al.* 1976, Daget 1976, Legendre & Legendre 1979). Les affinités inter-spécifiques et leurs significations sont précisées avec les coefficients de corrélation (Daget 1976, Legendre & Legendre 1979) et les indices de diversité et d'équitabilité (Pielou 1966).

Résultats

Evolution de la couverture sédimentaire

Evolution actuelle. La première carte sédimentaire de la baie des Veys (Figure 5A) fut réalisée en 1969 (Le Gall 1970). Les sables fins dominent au centre et à l'Est et les sablons colonisent l'estran de part et d'autre des chenaux, tandis que la succession des vases aux vases sableux et aux sables vaseux s'établit dans cet ordre depuis les hauts niveaux vers la basse slikke, dans le fond de baie et sur le flanc Sud-Ouest.

La cartographie de 1974 (Figure 5B) montre une accumulation de sédiments vaseux au Nord des digues construites en 1972 (Sud-Est, voir Figure 2) et leur progression au Sud du flanc Est (Wigwam). Déjà visible sur cette carte, la progression des sablons s'accroît en 1977 (Figure 5C) au détriment des sables fins, tandis que l'envasement déjà cité se poursuit. Depuis 1985 (Figure 5D), ces sablons sont majoritaires dans la couverture sédimentaire; la zone centrale de sables fins est alors morcelée et l'envasement s'accroît au Sud-Est. L'allongement vers le Sud de la barre de déferlement Ouest (Figure 3) s'accompagne d'une intrusion de sables dans cette zone, contrariant ainsi l'extension de l'envasement de la haute slikke estuarienne.

La régression vers le Nord des sables fins (Figure 6A) s'accompagne donc d'une progression dans le même sens des sédiments envasés (Figure 6B).

Discussion: perspective évolutive. L'évolution générale de la nature des dépôts a été accélérée par les plus récents endiguements de polders, surtout au Sud-Est, amenant la disparition de la zone estuarienne de la Vire (Sylvand 1986a). Cet estuaire a donc dû se reconstituer rapidement en aval, par accélération des envasements de la rive gauche du chenal de la rivière et dépôt de nouvelles pélites sur la rive droite (Wigwam).

Le mouvement général des limites entre les différents types de sédiments, comme le suggère le défilement des Figures 5A-5D, permet de dresser ce qui pour-

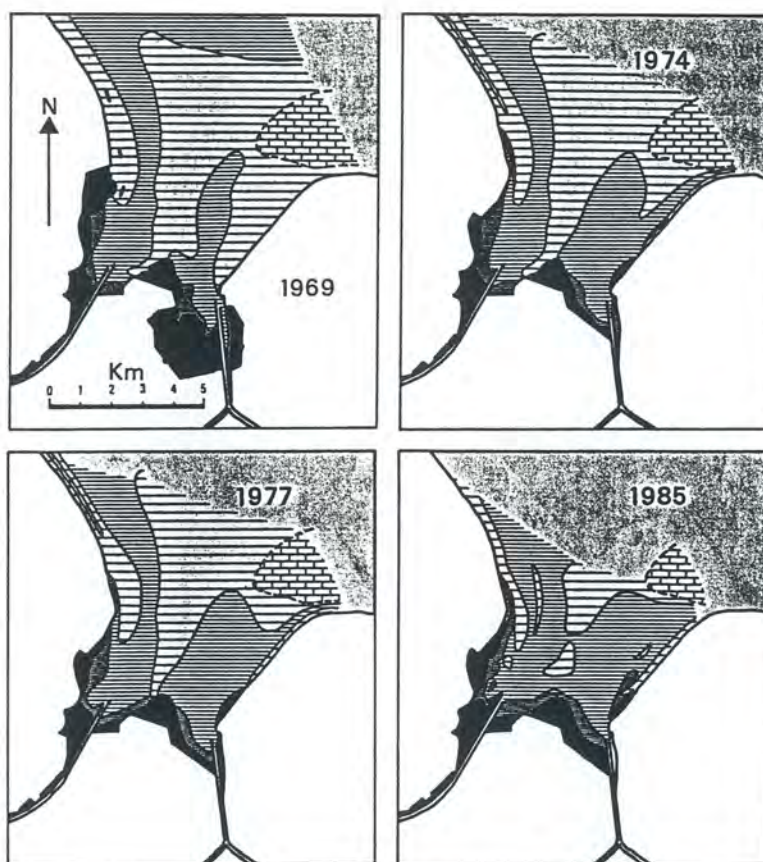


Figure 5.
Evolution des sédiments en
baie des Vey.

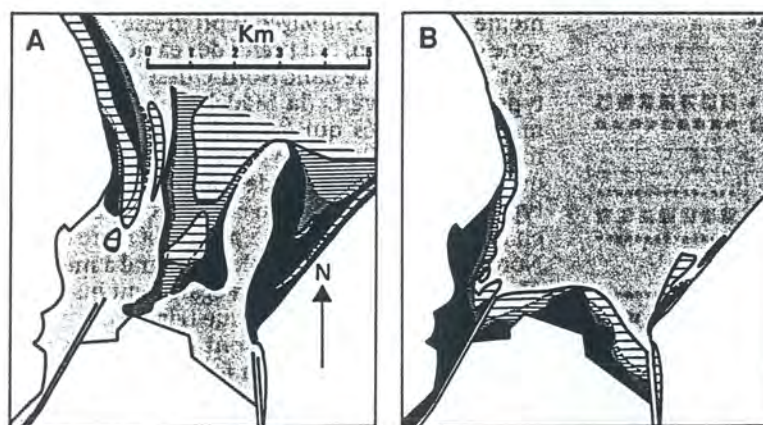
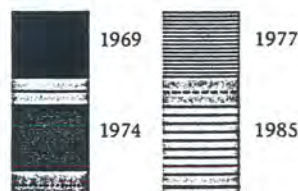


Figure 6.
A: évolution des sables marins
(Taille des grains supérieure
à 200 μm) de 1969 à 1985.
B: évolution des sables
envasés (plus de 5 % de
pélites) de 1969 à 1985.



rait être la carte simplifiée des dépôts dans les prochaines décennies (Figure 7). Si la barre de déferlement de l'Ouest de la baie continue à s'opposer à l'envasement de la haute slikke locale (entre la Petite Dune et le Grand Vey), l'enrichissement en pélites ne concernerait que le Sud (Brévands) et le Sud-Est (Wigwam et Gêfosse), zones abritées des forts hydrodynamismes. Il est également probable que les sables fins régressent encore devant la progression des sablons. Cela semble confirmé par le dépouillement partiel des récentes campagnes sédimentologiques (non publié).

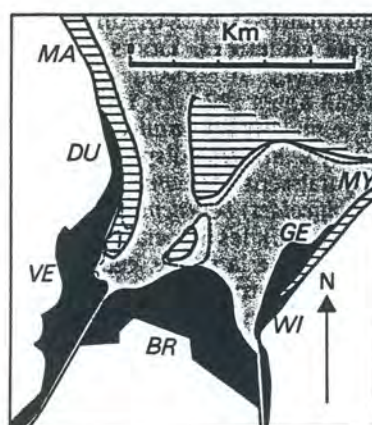
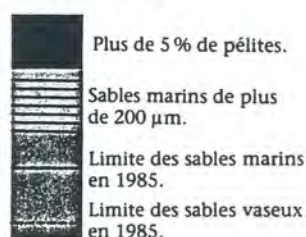


Figure 7.
Baie des Vey: répartition
possible des sables marins et
des sables envasés au début
du XXIème siècle.



150

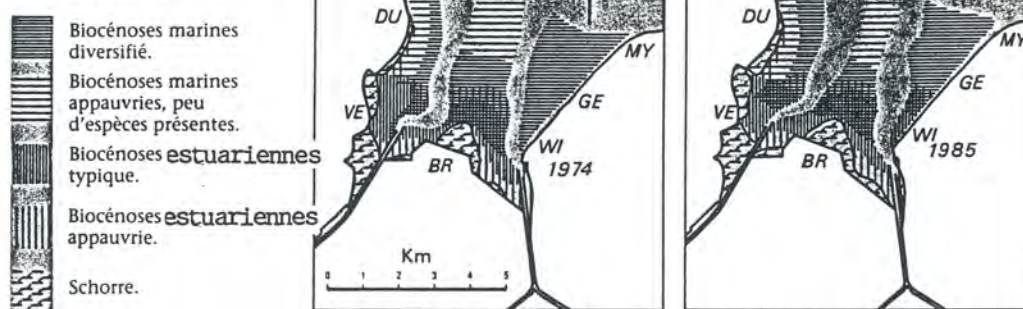
Sylvand & Savini
Sediments & macrozoobenthos

Evolution biocénotique

Evolution actuelle. Il est rare de trouver des zones cénotiquement bien définies qui possèdent des frontières bien tranchées: nous avons, le plus souvent, affaire à des passages progressifs d'un type cénotique à un autre.

La définition biocénotique et son évolution furent basées sur la représentation des espèces d'affinité marine ou estuarienne, leurs intrusions ou régressions et les fluctuations de leurs abondances.

Figure 8.
Deux cartes biocénotiques de
la baie des Veys: 1974 et 1985.
Dans la carte de 1985 les
chenaux se sont déplacés.



Se situant parmi les zones marines, le flanc Est (Wigwam et Géfosse) est une zone de type marin abrité qui présente, en 1974 (Figure 8A), une remarquable homogénéité cénotique définie par la présence, à tous niveaux et du Nord au Sud, des espèces dominantes *Scoloplos armiger* et *Urothoe grimaldii* (Tableau 1).

Également représenté en 1974, mais de façon sporadique et accessoire, l'annélide *Pygospio elegans*, lié à la présence de matière organique et de pélites, apparaît constant en 1977 au même titre que *S. armiger*: il progresse vers le Nord depuis la zone du Wigwam, qui prend des caractères estuariens (Figure 7 et Tableau 1). Le flanc Nord-Ouest de la baie des Veys est de type marin ouvert, (la Madeleine) et présente des peuplements diversifiés qui évoluent peu dans le temps. Localement, des conditions hydrodynamiques plus sévères provoquées par le déferlement des vagues déterminent des zones de type également marin ouvert, mais appauvries en espèces et en nombre d'individus. Il s'agit de la barre de déferlement du Nord-Ouest et du corps sableux central à mégarides (cf. Figure 3). Dans ces deux cas, il n'y a également que peu de variations dans la composition cénotique (Figure 8).

Les zones estuariennes sont représentées en fond de baie, dans les deux structures en forme de 'corne' où débouchent les rivières. L'analyse factorielle de correspondances (Figure 9) fut particulièrement utile pour visualiser l'évolution estuarienne de certaines zones (*BR*, *VE*, *DU*) par rapport aux sites

Èspèce	1981	1986
<i>Cerastoderma edule</i>		
<i>Lucinoma borealis</i>		
<i>Macoma balthica</i> **		
<i>Scrobicularia plana</i> **		
<i>Arenicola marina</i>	■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■
<i>Capitella capitata</i>	■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■
<i>Eteone longa</i>		
<i>Nephtys hombergii</i>		
<i>Nereis diversicolor</i> **		
<i>Pelosciolex benedeni</i> **		■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■
<i>Pygospio elegans</i>		
<i>Scoloplos armiger</i> *		
<i>Bathyporeia pilosa</i>		
<i>Corophium volutator</i>		■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■
<i>Eurydice pulchra</i>		
<i>Gammarus</i> sp.		
<i>Urothoe grimaldii</i> *	■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■	■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■ ■
<i>Neomysis integer</i>		

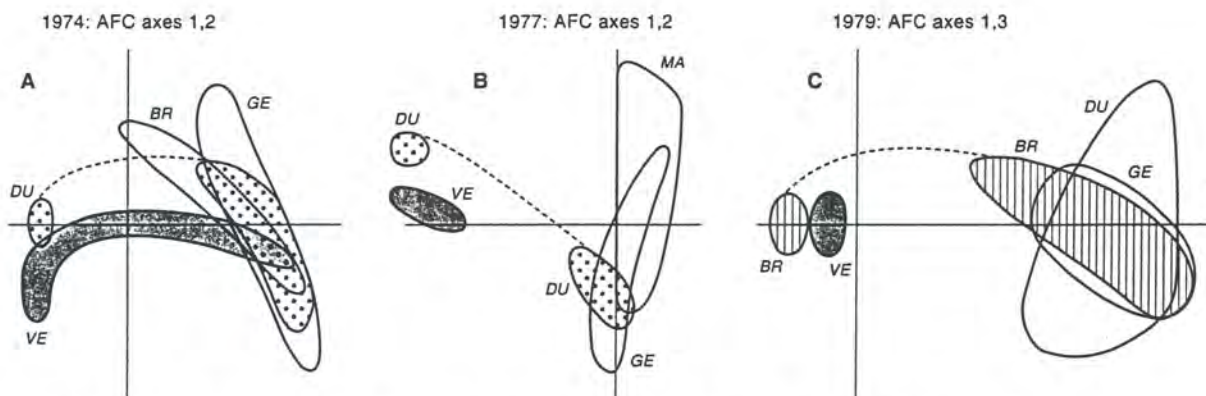
Tableau 1.
Abondance relative des espèces intertidales en 1981 et 1986 au Wigwam.

*Espèces marines caractéristiques du flanc Est de la baie.

**Espèces estuariennes.

..... Moins de 1% des individus
 1-5 %
 ■■■■■■ > 5-15 %
 ■■■■■■ > 15-50 %

plus marins (GE, MA). Ainsi, la Petite Dune perd progressivement ses aspects caractéristique estuariens, tandis qu'ils apparaissent à Brévands et s'individualisent au Grand Vey. Au Sud-Ouest (WJ), la zone estuarienne est d'installation récente et apparaît après 1974. En 1981, des espèces caractéristiques d'estuaires sont installées et se mêlent à *S. armiger* et *U. grimaldii*, qui sont typiques de l'estran Est. Depuis 1986, *S. armiger* a disparu et *U. grimaldii* a régressé, tandis que les espèces d'estuaire apparaissent (*Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*, *Nereis diversicolor*, *Pelosciolex (Tubificoides) benedeni*) ou renforcent leur présence (*Corophium volutator*). Au Sud-Ouest (VE), les associations spécifiques des estuaires se succèdent depuis les hauts niveaux de la slikke, cédant un peu de place vers les bas niveaux à des espèces marines intrusives (*U. grimaldii*) ou ubiquistes (*Arenicola marina*, *Cerastoderma edule*, *Nephtys cirrosa*, Figure 9A); l'estran de la rive droite du chenal de la Douve possède des peuplements comparables. A mesure de la progression de l'étude, le caractère estuarien de cette zone s'affirme en se détachant des affinités marines des bas niveaux (Figure 9B & C). Au centre-Sud de la baie, de tels caractères estuariens se confirment progressivement à partir du bord du schorre (BR, Figure 9C). Enfin,



dans les plus hauts niveaux et au contact des schorres les plus au Sud, de part et d'autre du débouché des rivières, il y a des peuplements estuariens appauvris, caractérisés par un faible nombre d'espèces et une grande abondance de l'oligochète *P. benedeni* et de l'amphipode *C. volutator*.

En tant que zone de transition, le centre de la baie (BR) est occupé par une slikke qui réunit les caractères cénotiques du flanc Est marin (*S. armiger* et *U. grimaldii*) et du Sud-Ouest estuarien (*N. diversicolor*, *C. volutator* et *M. balthica*). Le caractère marin de cette zone s'affirme progressivement vers le Nord (Figure 8A & B). Sur la haute plage de la Petite Dune, une étroite bande, abritée derrière les barres de déferlement, possède un peuplement mixte estuarien-marin ou l'estuarien domine (Figure 9A & B). Au contact entre la zone estuarienne du Grand Vey et de la zone marine Ouest, l'intrusion croissante d'espèces marines est observée depuis le début des prélèvements du COST 647 en 1982 (Desprez *et al.* 1986), avec la progression de *U. grimaldii* et l'apparition de *Eurydice pulchra*; pendant le même temps, *M. balthica*, *S. plana*, *Heteromastus filiformis*, *N. diversicolor* et *Cyathura carinata* régressaient ou disparaissaient des prélèvements.

Discussion: perspective évolutive. Si, durant la durée de l'étude, les biocénoses marines du flanc Ouest et du centre-Nord de la baie des Veys semblent peu évolutives, il n'en pas de même pour les autres zones intertidales. Les biocénoses estuariennes progressent vers le Nord du flanc Est (GE), dynamique qui paraît annoncée par l'installation progressive de l'espèce opportuniste *Pygospio elegans*. Au Centre-Sud (BR haute plage), la faune estuarienne paraît progresser de même. Au Sud-Ouest (VE), la faune estuarienne est stable dans la zone la plus interne, mais paraît être l'objet d'une intrusion marine (entre VE, B et DU) dans les bas niveaux de la slikke.

Reprenant une démarche voisine pour les peuplements et les sédiments, une cartographie simplifiée des affinités biocénotiques peut être imaginée (Figure 10) pour les décennies à venir. Un renforcement des caractères estuariens du fond de la baie des Veys peut être envisagé, avec une progression accrue sur les hauts niveaux de Brévands et sur le flanc Est (GE).

Conclusion

L'histoire de la morphologie de la baie des Veys ne laisse que peu de place aux phénomènes naturels. Ses contours furent progressivement remodelés par les aménagements humains depuis près de 200 ans. Ainsi, l'évolution de la couverture sédimentaire intertidale apparaît d'abord comme un phénomène de compensation de la perte de grands espaces de redépôt par les endigages des derniers polders (1972) du Sud-Est. Les anciennes vasières préservées se sont étendues vers le Nord, tandis que de nouvelles se sont installées sur le flanc Est (WI), ce qui contribue à reconstituer l'estuaire de la Vire, récemment disparu.

Les réajustements cénotiques suivent ces transformations du substrat. Les espèces estuariennes, le plus souvent inféodées également aux substrats envasés, gagnent vers le Nord et vers le centre, avec une installation récente au Sud-Est. La seule progression marine, tant cénotique que sédimentologique, est localisée sur le flanc Ouest, par l'intrusion de la barre de déferlement dans la zone estuarienne du Grand Vey. Cependant, ce dernier phénomène ne semble pas pouvoir être imputé aux derniers endigages de polders.

Figure 9. Analyse factorielle de correspondance sur les espèces macrozoobenthiques de la baie des Veys.

A (1974): axes 1 & 2.

A gauche: affinités estuariennes pour VE et DU.

A droite: affinités marines pour GE, BR et les bas niveaux de DU.

B (1977): axes 1 & 2.

A gauche: affinités estuariennes sur la totalité de VE et pour les hauts niveaux de DU.

A droite: affinités marines pour MA, GE et les bas niveaux de DU.

C (1979): axes 1 & 3.

A gauche: biocénoses estuariennes sur l'ensemble de VE et sur les hauts niveaux de BR.

A droite: affinités marines sur DU, GE et les bas niveaux de BR.

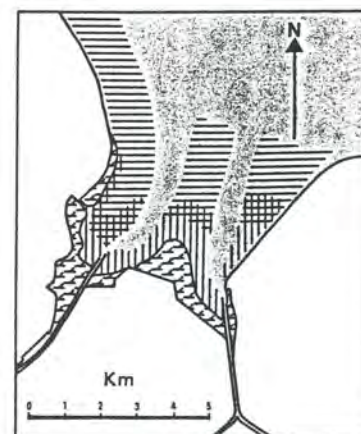


Figure 10. Carte biocénotique simplifiée possible en baie des Veys au début du XXIème siècle.

Toutes biocénoses marines confondues
Toutes biocénoses estuariennes confondues.

Les zones intertidales les plus centrales et les plus proches de l'ouverture de la baie sur la mer paraissent peu changer et semblent d'ailleurs peu promises à une évolution ultérieure notable.

L'espèce opportuniste *Pygospio elegans* paraît être une espèce indicatrice de cette évolution générale, car sa prolifération vers le Nord et vers le centre de la baie semble pionnière. La publication récente (1988) des dernières photographies aériennes de l'Institut Géographique National montre d'ailleurs de nettes proliférations de banquettes à *P. elegans* à l'Est, à proximité des roches de Grandcamp-Maisy. Ce phénomène rappelle ce qui a été observé en baie de Somme (Dupont 1975, 1981).

Il semble que la construction de nouveaux polders ne soit plus envisagée, ce qui met la slikke à l'abri d'une nouvelle accélération brutale de l'envasement. Cependant, le flanc Est (WI et GE) semble être une zone sensible; le fait qu'elle soit relativement stable, parce que bien abritée, pérennise les changements qui peuvent s'y manifester. Ainsi, la formation d'une nouvelle zone estuarienne (WI) paraît acquise définitivement, faute d'agents hydrodynamique locaux assez puissants pour remettre les vases en suspension. Pour conserver en baie des Veys ce qui peut demeurer de sa dynamique évolutive normale, les futurs aménagements devront impérativement tenir compte de cette donnée environnementale.

Remerciements

La campagne biosédimentologique de 1979 n'aurait pu se réaliser sans l'aide d'Isabelle Savini. Le travail de tri de la faune, long et fastidieux, fut partagé avec Christine Savini. Enfin, le traitement des données doit beaucoup aux conseils de Messieurs Douvillé (Station Biologique de Roscoff), Robert Lafite (GEMEL de Haute-Normandie) et Jean-François Brulard (Muséum d'Histoire Naturelle de Paris). Nous les remercions tous chaleureusement.

Références

- Barnes, R.S.K. & J. Green, 1971. The estuarine environment. – Appl. Sci. Publishing Ltd. 133 pp.
- Benzecri, J.-P. & F. Benzecri, 1980. La pratique de l'analyse des données. I. Analyse des correspondances. – Dunod, Paris. 427 pp.
- Chardy, P., M. Glénarec & A. Laurec, 1976. Application of inertia methods to marine benthic ecology: practical implications of the basic options. – Estuar. coast. mar. Sci. 4: 179-205.
- Daget, J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie. – Masson, Paris. 172 pp.
- Desprez, M., J.-P. Ducrottoy & B. Sylvand, 1986. fluctuations naturelles et évolution artificielle des biocénoses macrozoobenthiques intertidales de trois estuaires des côtes françaises de la Manche. – Hydrobiologia 142: 249-270.
- Ducrottoy, J.-P. & M. Desprez, 1986. Evolution spatio-temporelle de populations estuariennes de bivalves, liées à des perturbations naturelles ou artificielles. – Haliotis 15: 283-299.
- Dupont, J.-P., 1975. Présence de biolithosores à *Pygospio elegans* Claparède (Polychète sédentaire) dans la baie de Somme. – C.R. Acad. Sci. Paris 280(D): 1773-1776.
- Dupont, J.-P., 1981. Relation entre bios et phénomènes sédimentaires intertidaux, le modèle de la baie de Somme. – Thèse IIIème cycle, Univ. Rouen. 310 pp.
- Guillaud, J.-F. & B. Sylvand, 1976. La baie des Veys: étude monographique. – CNEXO & Ministère de l'Environnement, Groupe d'Etude des Parcs Marins. 137 pp.
- Larsonneur, C., 1971. Manche centrale et baie de Seine: géologie du substratum et des dépôts meubles. – Thèse Doctorat Etat, Univ. Caen. 394 pp.
- Larsonneur, C., 1975. La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français: méthode mise au point et utilisée en Manche. – J. Rech. Océanogr. II(2): 33-39.
- Le Gall, J., 1970. La baie des Veys: caractères principaux de la sédimentation et faciès de dépôt. – Thèse IIIème cycle, Univ. Caen. 138 pp.
- Le Gall, J. & C. Larsonneur, 1972. Séquences et environnement sédimentaire en baie des Veys (Manche). – Rev. Géogr. Phys. Géol. Dyn. XIV(2): 189-204.
- Legendre, L. & P. Legendre, 1979. Ecologie numérique. – Masson, Paris. 2 Vols, 197 pp. et 247 pp.
- Pielou, E.C., 1966. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. – Am. Nat. 100(3): 463-465.
- Sylvand, B., 1986a. La baie des Veys (Manche centrale, baie de Seine): évolution récente et incidence des aménagements. – Actes du Colloque Bordenier 85, 112-125. ADERMA.
- Sylvand, B., 1986b. Action de type semi-catastrophique des tempêtes de Nord, Nord-Est à Nord-Est en baie des Veys. – Actes du Colloque UOF, Univ. Caen.
- Sylvand, B., B. Elkaim, M. Desprez, J.-P. Ducrottoy, J.-P. Dupont & R. Lafite, 1989. Appréciation de la qualité biologique d'estuaires macrotidaux en Manche – Exemples de gestion. – Cahiers de l'AFIE, actes du 4ème colloque: 127-140.

Abstract

Since the nineteenth century, successive embankments of polders have reduced the intertidal area of the baie des Veys by half such that its area is now about 35 km². The completion of the last polders (1969-1972) coincided with starting the intertidal biological and sedimentological studies of this bay. Since that time, silting has progressed to the north, mainly in the south-eastern part of the bay. A similar progress of siltation in the south-western tidal flat has been limited by an increasing input of marine sands from the north-west towards the south.

Tidal macrozoobenthic biocenosis have changed together with these irreversible developments. The process of this change is discussed.

BIBLIOGRAPHIE

RÉFÉRENCES ET OUVRAGES TECHNIQUES

Les références bibliographiques des publications jointes à cet ouvrage sont reportées ici.

- ALLEN G. P. (1972) - Etude des processus sédimentaires dans la Gironde.
Thèse Doct. 3^e cycle Univ. Bordeaux : 314 pp.
- AMANIEU M. (1966) - Introduction à l'étude écologique des plages abritées et des étangs saumâtres du bassin d'Arcachon.
Actes Soc. Linn. Bordeaux, 103, 3 (9) : 60 pp.
- AMANIEU M. (1969) - Recherches écologiques sur les faunes des plages abritées de la région d'Arcachon.
Helgoländer Wiss. Meeresunters. 19 : 455- 557.
- AMANIEU M., J. FERRARIS & O. GUELLORGET (1980) - Organisation et évolution des peuplements des lagunes littorales. Application à la macrofaune benthique des étangs palavaisiens.
In Les Stratégies Adaptatives, Maloine, Paris, actes du Colloqu^e d'Ecologie Théorique Paris 1978, E.N.S. : 251-277.
- AMANIEU M., I. L. GONZALES & O. GUELLORGET (1981) - Critères de choix d'un modèle de distribution d'abondance.
Acta Oecologica 2 (3) : 265-267.
- AMINOT & CHAUSSEPIED (1983) - Manuel des analyses chimiques en milieu marin.
CNEXO ed., Brest : 395 pp.
- AMOUREUX L. (1969) - Etude bionomique et écologique de quelques annélides polychètes des sables intertidaux des côtes ouest de la France.
Bull. Soc. Sci. Bretagne Rennes, XLIII (3 & 4) : 301-303.
- ANGER V. (1984) - Reproduction in *Pygospio elegans* (Spionidae) in relation to its geographical origin and to environmental conditions : a preliminary report.
In Polychaete reproduction, G. Fischer Verlag imp., Stuttgart : 45-51.
- ARNTZ W. E. (1981) - Zonation and dynamics of macrobenthic biomass in an area stressed by oxygen deficiency.
In G. Barrett & R. Rosenberg (ed.) : Stress Effects on Natural Ecosystems, John Wiley & Sons, N.Y. : 215-225.
- ARNTZ W. E. & H. RUMOHR (1986) - Fluctuations of benthic macrofauna during succession and in established community.

Meeresforsch. 31 : 97-114.

AVOINE J. (1981) - L'estuaire de la Seine : sédiments et dynamique sédimentaire.
Thèse Doct. IIIe cycle, Univ. Caen : 236 pp.

BACESCO M. (1956) - *Cumopsis Fagei* N. Sp. Cumacé nouveau provenant des
eaux du littoral français de la Manche.
Vie et Milieu, 7 : 241-250.

BACHELET G. (1980) - Growth and recruitment of the tellinid Bivalve *Macoma balthica* and the southern limit of its geographical distribution, the Gironde estuary (South-western France).
Mar. Biol. 59 : 105-117.

BACHELET G. (1982) - Quelques problèmes liés à l'estimation de la production
secondaire : cas des Bivalves *Macoma balthica* et *Scrobicularia plana*.
Oceanol. Acta 5, 4 : 421-431.

BACHELET G. (1987) - Processus de recrutement et rôle des stades juvéniles
d'invertébrés dans le fonctionnement des systèmes benthiques de substrat
meuble en milieu intertidal estuarien.
Thèse Doct. Etat Univ. Bordeaux I : 478 pp.

BACHELET G., M. DESPREZ, J.-P. DUCROTOY, J. MARCHAND & B. ROBINEAU
(1986) - Dynamique des populations de *Macoma balthica* (Mollusque
Lamellibranche) en milieu estuarien : influence du gradient latitudinal sur les
processus de croissance et de recrutement.
Rapport de la Direction de la Recherche du Ministère de l'Education
Nationale, Univ. Bordeaux I : 58 pp.

BAGGERMAN B. (1954) - Spatfall and transport of *Cardium edule* L.
Arch. néerl. Zool., 10 : 315- 343.

BAJARD J.. (1966) - Figures et structures sédimentaires dans la zone intertidale
de la partie orientale de la baie du Mont-Saint-Michel.
Rev. Géog. Phys. Géol. Dyn., 2, VIII (1) : 39-112.

BAKUS G. J. (1990) - Quantitative ecology and marine biology.
A.A. Balkema (ed.), Rotterdam : 157 pp.

- BARRETT J. H. & YONGE C. M. (1958) - Collins Pocket Guide to the Sea Shore.
Collins (ed.) : 272 pp.
- BARBAULT R. (1992) - Ecologie des peuplements : structure, dynamique et évolution.
Masson (imp.), Paris : 273 pp.
- BARNES R.S.K. & J. GREEN (1971) - The estuarine environment.
Appl. Sci. Publish. Ltd London : 133 pp.
- BAUCHOT M. L. & A. PRAS (1980) - Guide des poissons marins d'Europe.
Delachaux & Niestlé (ed.) : 427 pp.
- BAZIN F. (1964) - Cumacea et Mysidacea du littoral de la Basse-Normandie.
D.E.S. Univ. Caen, Zoologie : 80 pp.
- BELLAN G. (1980) - Annélides polychètes des substrats solides de trois milieux pollués sur les côtes de Provence (France) : Cortiou, Golfe de Fos, Vieux Port de Marseille.
Tethys 9 (3) : 260-278.
- BENZECRI J.-P. (1964) - Cours de linguistique mathématique.
Université de Rennes, cours photocopié.
- BENZECRI J.-P. (1973) - L'analyse des données, Tome 1 : la taxinomie, Tome 2 : l'analyse des correspondances.
Dunod ed.
- BENZECRI J.-P. & F. BENZECCI (1980) - La pratique de l'analyse des données, I : Analyse des correspondances, exposé élémentaire.
Dunod ed., Paris : 427 pp.
- BERTHOIS L. (1958) - Technique de l'analyse granulométrique.
C.D.U. Paris : 64 pp.
- BEUKEMA J. J. (1974) - Seasonal changes in the biomass of the macro-benthos of a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea.
Neth. J. Sea Res. 8 (8) : 94-107.

- BEUKEMA J. J. (1976) - Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea.
Neth. J. Sea Res., 10 (2) : 236-261.
- BEUKEMA J. J. (1979) - Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea.
Neth. J. Sea Res., 13 (2) : 203-223.
- BEUKEMA J. J. (1983) - Annual variation in reproductive success and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden Sea.
In J. W. De Block (ed.), "Dynamic aspects of marine ecosystems", Neth. J. Sea Res. 16 : 37-45.
- BEUKEMA J. J. (1985) - Zoobenthos survival during severe winters on high and low tidal flats in the Dutch Wadden Sea.
In J. S. Gray (ed.), "Marine biology of polar regions and effects of stress on marine ecosystems", John Wiley & Sons, N.Y. : 351-361.
- BEUKEMA J. J. (1985) - Habitat report 3. Intertidal sediment workshop. St-Valery-sur-Somme (France), Déc. 1986.
In B. Keegan (ed.) : "COST 647". Coastal benthic ecology, Commission of the European Communities, Report on the period 1985-1987 : 27-31.
- BEUKEMA J. J. & M. DESPREZ (1986) - Single and dual annual growing seasons in tellinid bivalve *Macoma balthica* (L.).
J. exp. mar. Biol. Ecol. 102 : 35-45.
- BEUKEMA J. J. & K. ESSINK (1986) - Common patterns in the fluctuations of macrozoobenthic species living at different places on tidal flats in the Wadden Sea.
Hydrobiol. 142 : 199-207.
- BLANDIN P. (1986) - Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques.
Bulletin d'Ecologie 17 (4) : 215-307.
- BOCQUET C. & LEJUEZ R. (1967) - Sur un nouveau sphérome appartenant à la faune endogée des sables de la région de Roscoff, *Sphaeroma teissieri* n. Sp.
C. R. Acad. Sci. Paris, 265 : 689-692.

- BODOY A. & H. MASSÉ (1978) - Quelques paramètres permettant de suivre la production organique d'un mollusque bivalve au cours d'un cycle saisonnier. CNEOX, Actes Colloq., 7 : 753-766.
- BODOY A., J. PROU & J.-P. BERTHOMÉ (1986) - Etude comparative de différents indices de condition chez l'huître creuse (*Crassostrea gigas*). Haliotis, 15 : 173-182.
- BONNISSENT P. (1870) - Essai géologique sur le département de la Manche. Mém. Soc. Sci. Nat. Cherbourg : 430 pp.
- BOUROCHE J.-M. & G. SAPORTA (1980) - L'analyse des données. P.U.F. Que sais-je? : 127 pp.
- BOUVIER E.L. (1923) - Pycnogonides. Faune de France, 7 : 70 pp.
- BOUVIER E. L. (1940) - Décapodes marcheurs. Faune de France, 37 : 404 pp., 14 pl. h. t.
- BOYDEN C. P. (1971) - A comparative study of the reproductive cycles of the cockles *Cerastoderma edule* and *C. Glaucum*. J. mar. biol. Ass. U. K., 51 : 605-622.
- BOYDEN C. P. (1973) - Observations on the shell morphology of two species of cockles *Cerastoderma edule* and *C. glaucum*. Zool. J. Linn. Soc., 52 (4) : 269-292.
- BRESSOLIER C. & Y. F. THOMAS. (1983) - Méthodes pour l'étude d'une plage : Le Port-Blanc, sédimentologie et géomorphologie. Mém. Lab. Géomorph. Dinard, Ec. pratique des htes Etudes, 39 : 89 pp.
- BROCK V. (1978) - Morphological and biochemical criteria for the separation of *Cardium glaucum* (Bruguière) from *Cardium edule* (L.). Ophelia, 17 (2) : 207-214.
- BROCK V. (1979) - Habitat selection of two congeneric bivalves, *Cardium edule* (L.) and *C. glaucum* (Bruguière) in sympatric and allopatric populations. Mar. Biol., 54 : 149-156.

- BROWN R. & R. J. O'CONNOR (1974) - Some observations on the relationships between oystercatchers *Haematopus ostralegus* L. and cockles *Cardium edule* L. in Strangford Lough.
Ir. Nat. J., 18 : 73-80.
- BUCHANAN J. B., P. F. KINGSTON & M. SHEADER (1974) - Long-term population trends on the benthic macrofauna in the offshore mud of the Northumberland coast.
J. mar. biol. Ass. U.K. 54 : 785-795.
- CABIOCH L. (1968) - Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale.
Cah. Biol. Mar., 9, 5 (supp.) : 493-720.
- CABIOCH L. & F. GENTIL (1975) - Distribution des peuplements benthiques dans la partie orientale de la baie de Seine.
C.R. Acad. Sci. Paris, 280 : 571-574.
- CAHOUR A. (1968) - Cycle de reproduction et sexualité de huit espèces de Bivalves.
D.E.S., Univ. Brest : 33 pp.
- CHARDY P., M. GLÉMAREC & A. LAUREC (1976) - Application of inertia methods to marine benthic ecology : practical implications of the basic options.
Est. coast. mar. Sci. 4 : 179-205.
- CHASSE C. & D. MORVAN (1978) - Six mois après la marée de l'Amoco Cadiz, bilan provisoire de l'impact écologique.
Penn ar Bed, N.S. 93 (2) : 311-338.
- CHEVAIS S. (1937) - Croissance et races locales de *Corophium volutator*.
Trav. Sta. Biol. Roscoff, 15 : 101-131.
- CHEVREUX E. & L. FAGE. (1925) - Amphipodes.
Faune de France, 9 : 488 pp.
- CHEVREUX E. (1887) - Catalogue des Crustacés Amphipodes marins du sud-ouest de la Bretagne, suivi d'un aperçu de la distribution géographique des Amphipodes sur les côtes de France.
Bull. Soc. Zool. France, XII.

CIBOIS P. (1983) - L'analyse factorielle.

P.U.F. Que sais-je? : 128 pp.

CLOERN J. E. & F. H. NICHOLS (1985) - Time scale and mechanisms of estuarine variability : a synthesis from studies of San Francisco Bay, California, U.S.A. *Hydrobiol.*, 129 (1) : 229-237.

COCHRAN W. G. (1977) - Sampling techniques.
Wiley, N.Y.

COLE, H. A. (1956) - A preliminary study of growth-rate in cockles (*Cardium edule* L.) in relation to commercial exploitation.
J. Cons. perm. int. Explor. Mer., 22 : 77-90.

COLLIER B. D., G. W. COX, A. W. JOHNSON & P. C. MILLER (1974) - Dynamic ecology.
Prentice-Hall International Editions, Biological Science Series, W. D. McElroy & C. P. Swanson (eds.) : 563 pp.

COLLIN F., J.-P. GIMAZANE & P. LUBET (1989) - Recherches sur les parasites commensaux et compétiteurs alimentaires des élevages conchyliques.
Rapport Scientifique C.I.C. Normandie-Mer du Nord, Laboratoire de Zoologie, I.B.B.A., Univ. Caen : 28 pp., 20 pl. h.t.

COLLIN F., J.-P. GIMAZANE & P. LUBET (1990) - Recherches sur la conchyliculture. Problème du *Polydora*, verdissement des huîtres, élevage de palourdes.
Rapport Scientifique C.I.C. Normandie-Mer du Nord, Laboratoire de Zoologie, I.B.B.A., Univ. Caen : 28 pp.

CREEK G. A. (1960) - The development of the Lamellibranch *Cardium edule* L.
Proc. Zool. Soc. Lond., 135 : 243-260.

CREMA R. & A.M. BONVICCINI PAGLIAI (1980) - The relationship between benthic community structure and pollution abatement in the gulf Follonica (Tuscany).
Mem. biol. Ocean. 10 : 159-162.

CREVEL L. (1983) - Contribution à l'étude de la dynamique sédimentaire dans la partie nord-orientale de la baie de Seine. Apport du traitement informatique des données.

Thèse Doct. IIIe Cycle Univ. Paris-sud : 186 pp.

CUÉNOT L. (1922) - Sipunculiens, Echiuriens, Priapulien.

Faune de France, 4 : 30 pp.

CUISINET H., D. DAVOULT, J.-M. DEWARUMEZ, M. ETIENNE, S. FRONTIER & P. MOGUEDET (1986) - Echantillonnage en milieu benthique littoral et sublittoral : réalisation de plans d'échantillonnage à différentes échelles et implications sur les résultats des analyses numériques.

In Frontier (ed.) : Evaluation et Optimisation des Plans d'Echantillonnage en Ecologie Littorale, PIREN, ATP 9.82.65, CNRS, Paris : 101-144.

CULLMANN G., M. DENIS-PAPIN & C. R. KAUFMANN (1960) - Eléments de calcul informationnel.

Albin Michel (ed.) : 124 pp.

DANKERS N. & J. J. BEUKEMA (1981) - Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors.

In N. Dankers, H. Khül & W. J. Wolf (ed.), Ecology of the Wadden Sea, I. Balkema, Rotterdam : 69-103.

DAGET J. (1976) - Les modèles mathématiques en écologie.

Masson imp., Paris : 172 pp.

DAUER D. M. & W. G. CONNER (1980) - Effects of moderate sewage input on benthic Polychaete populations.

Estuar. Mar. Coast. sci. 10, 3 : 335-346.

DAVIS R. A. JR. (1978) - Coastal sedimentary environments.

Springer-Verlag : 420 pp.

DELTREIL J.-P. & H. HIS (1970) - Sur la présence d'un Cercaire de Trématode chez *Cardium edule* L. dans le bassin d'Arcachon.

Rev. Trav. Inst. Pêches marit., 34 : 225-230.

- DEMARCO, Y., R. REGRAIN & J. RUDELLE (1979) - Deux méthodes d'analyse des données de télédétection : application à la géomorphologie et à l'aménagement du littoral picard.
Mémoires du Laboratoire de Géomorphologie de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, Paris, 32 : 105 pp.
- DEPIEREUX E., E. FEYTMANS & J. C. MICHA (1983) - Utilisation critique de l'analyse en composantes principales et du cluster analysis pour la description d'échantillons d'invertébrés benthiques en eau douce.
Oikos, 40 : 81-94.
- DERVIN C. (1990) - Comment interpréter les résultats d'une analyse factorielle des correspondances?
I.T.C.F. éd., I.N.R.A.-I.N.A.-P.G., 75 pp.
- DESLOUS-PAOLI J.-M. & M. HERAL (1986) - *Crepidula fornicata* L. (Gastéropode, Calyptraeidae) dans le bassin de Marennes-Oléron : composition et valeur énergétique des individus et des pontes.
Oceanol. Acta, 9 (3) : 305-311.
- DESPREZ M. (1981) - Etude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine.
Thèse Doct. IIIe cycle, Fac. Sci. Univ. Rouen : 186 pp.
- DESPREZ M., G. BACHELET, J. J. BEUKEMA, J.-P. DUCROTOY, K. ESSINK, J. MARCHAND, H. MICHAELIS, B. ROBINEAU & J. G. WILSON (1991) - Dynamique des populations de *Macoma balthica* (L.) dans les estuaires du nord-ouest de l'Europe : première synthèse.
In M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (eds) "Estuaries and Coasts : Spatial and Temporal Intercomparisons", Olsen & Olsen publ., International Symposium Series, Fredensborg, Denmark : 159-166.
- DESPREZ M., J.F. BRULARD, J.P. DUPONT, S. SIMON & B. SYLVAND (1985) - Etude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine.
Actes du Museum de Rouen, 3 : 77-86.
- DESPREZ M., J.F. BRULARD, J.P. DUPONT, S. SIMON, B. SYLVAND & P. DUVAL (1983) - Etude des biofaciès intertidales de l'estuaire de la Seine.
C.R. Acad. Sc. Paris, 296 (III) : 521-526.

- DESPREZ M., J.F. BRULARD, J.P. DUPONT, S. SIMON & B. SYLVAND (1983) - Etude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine : relations avec le substrat.
Actes du Muséum de Rouen, 3 : 37-79.
- DESPREZ M., J.-P. DUCROTOY & B. ELKAIM (1987) - Crise de la production des coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. I. Synthèse des connaissances biologiques.
Rev. Trav. Inst. Pêches marit., 49 (3 & 4) : 215-230.
- DESPREZ M., J.-P. DUCROTOY, B. ELKAIM, R. LAFITE & M. LEMOINE (1987) - Crise de la Production de coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme : analyse de la reproduction et relations avec l'environnement.
Haliotis, 16 : 327-351.
- DESPREZ M. J.P. DUCROTOY & H. RYBARCZYK (1990) - Fonctionnement biologique des gisements de coques (*Cerastoderma edule*) en Baie de Somme (France) à la suite du recrutement massif de 1987.
Rapport Scientifique du G.E.M.E.L., 3 : 52 pp.
- DESPREZ M. J.P. DUCROTOY & B. SYLVAND (1986) - Fluctuations naturelles et évolution artificielle des biocénoses macrozoobenthiques intertidales de trois estuaires des côtes françaises de la Manche.
Hydrobiologia, 142 : 249-270.
- DESPREZ M. J.P. DUCROTOY & B. SYLVAND, H. RYBARCZYK & B. ELKAIM (1988) - The COST 647 programme in the North-Western France estuaries from 1981 to 1988.
Colloque Européen COST 647, Heraklion, sept 88 : 11.
- DESPREZ M. & J.-P. DUPONT (1985) - Impact biosédimentaire d'aménagements portuaires en estuaire de Seine.
In L. Cabioch (ed.), La Baie de Seine : fonctionnement, conséquences en matière d'environnement et d'utilisation de la mer, Actes du colloque IFREMER-CNRS GRECO Manche "La Baie de Seine", Caen, 2 : 273-280.
- DÖRJES J., H. MICHAELIS & B. RHODE (1986) - Long-term studies of macrozoobenthos in intertidal and shallow subtidal habitats near the island of Norderney (East Frisian coast, Germany).
Hydrobiol., 142 : 217-232.

DUBRULLE L.. (1982) - Etude hydrosédimentaire de l'estuaire de l'Orne et de ses abords.

Thèse Doct. 3^e cycle Univ. Caen : 212 pp.

DUCROTOY J.-P. (1984) - Partage des ressources en milieu estuarien et littoral de Picardie.

In J.-L. Mériaux et P. Tombal (ed.), l'Environnement en Picardie, Amiens : 145-150.

DUCROTOY J.-P. (1984) - L'exploitation des ressources naturelles de l'estuaire de la Somme. Etude bio-sédimentologique.

Rapport Sci. GEMEL, Univ. Picardie : 252 pp.

DUCROTOY J.-P., M. DESPREZ & J.-P. DUPONT (1985) - Short and long-term bio-sedimentary evolution of two *Macoma balthica* communities.

In J. G. Wilson & W. Halcrow (ed.), Estuarine Management and Estuarine Assessment, Plenum Press, N.Y. : 105-130.

DUCROTOY J.-P., M. DESPREZ & B. ELKAIM (1987) - Crise de la production des coques (*Cerastoderma edule*) en baie de Somme. II. Impact de la dynamique biosédimentaire.

Rev. Trav. Inst. Pêches marit., 49 (3 & 4) : 231-241.

DUCROTOY J.-P., E. CAUDRON & P. TRIPLET (1983) - Population dynamics of bivalves in an estuary and prey selection by the Oyster-Catcher : *Haematopus ostralegus* (L.).

J. Moll. Stud., Suppt. 12 A.

DUCROTOY J.-P. & M. DESPREZ (1986) - Evolution spatio-temporelle de populations estuariennes de bivalves, liée à des perturbations naturelles ou artificielles.

Haliotis, 15 : 283-299.

DUCROTOY J.P., M. DESPREZ, B. SYLVAND & B. ELKAIM (1989) - General methods of study of macrotidal estuaries : the bio-sedimentary approach.

In J. McManus & M. Elliott (eds) "Developments in Estuarine and Coastal Study Techniques", Olsen & Olsen publ., International Symposium Series, Fredensborg, Denmark : 41-51.

- DUCROTOY J.-P., B. ELKAIM, R. LAFITE & J.-P. DUPONT (1986) - Essai d'application des notions de confinement au milieu paralique de la baie de Somme.
J. Rech. Océanogr. 11, (3) : 88-89.
- DUCROTOY J.-P., H. RYBARCZYK & M. DESPREZ (1989) - Approche de la dynamique de la matière organique dans un estuaire macrotidal : la baie de Somme, France.
Rapport Scientifique du G.E.M.E.L., Conseil Régional de Picardie, 30 pp., pl. h.t.
- DUCROTOY J.-P., H. RYBARCZYK, J. SOUPRAYEN, G. BACHELET, J.J. BEUKEMA, M. DESPREZ, J. DORGES, H. MICHAELIS, B. SYLVAND, B. ELKAIM, J.G. WILSON & F. IBANEZ (1991) - A comparison of the population dynamics of the cockle (*Cerastoderma edule*) in North-Western Europe.
In M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (eds) "Estuaries and Coasts : Spatial and Temporal Intercomparisons", Olsen & Olsen publ., International Symposium Series, Fredensborg, Denmark : 173-184.
- DUCROTOY J.-P., B. SYLVAND (1991) - Baie des Veys and Baie de Somme (English Channel) : comparison of two macrotidal ecosystems.
In M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (eds) "Estuaries and Coasts : Spatial and Temporal Intercomparisons", Olsen & Olsen publ., International Symposium Series, Fredensborg, Denmark : 207-210.
- DUPONT J.-P. (1975) - Présence de biolithosores à *Pygospio elegans* Claparède (Polychète sédentaire) dans la baie de Somme.
C. R. Acad. Sci. Paris 280 (D) : 1773-1776.
- DUPONT J.-P. (1981) - Relations entre bios et phénomènes sédimentaires intertidaux : le modèle de la baie de Somme.
Thèse Doct. IIIe Cycle, Fac. Sci. Univ. Rouen : 310 pp.
- DUPONT J.-P. (1983) - Les séquences biosédimentaires de la baie de Somme.
Actes du Muséum de Rouen, 3 : 62-102.
- DUPONT J.-P. & R. LAFITE (1984) - Principales caractéristiques hydrosédimentaires de la baie de Somme.
In J.-L. Mériaux et P. Tombal (ed.), l'Environnement en Picardie, Amiens : 141-144.

- DUPONT J.P., B. SYLVAND (1991) - The use of the Passega's C.M. pattern in estuarine tidal flats (Baie de Somme, Seine estuary, Baie des Veys, The Channel, France)
In M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (eds) "Estuaries and Coasts : Spatial and Temporal Intercomparisons", Olsen & Olsen publ., International Symposium Series, Fredensborg, Denmark : 1-4.
- ELHAI H. (1963) - La Normandie occidentale entre la Seine et le Golfe Normand-Breton. Etude morphologique.
 Thèse Doct. Géogr. Paris, Bière Imp. Bordeaux : 624 pp. 136 fig., 8 cartes, 32 pl.
- ELKAIM B. (1981) - Effets de la marée noire de l'Amoco Cadiz sur le peuplement subtidal de l'estuaire de la Penzé.
 Publ. Sci. Tech. CNEXO, Actes du Colloque International CNEXO, Brest, nov. 1979 : 527-539.
- ELKAIM B., F. IBANEZ & F. PRONIEWSKI (1982) - Le benthos subtidal de l'estuaire de la Seine : analyse statistique des peuplements.
 J. exp. mar. Biol. Ecol., 64 : 231-252.
- ELLIOTT M. & P. F. KINGSTON (1987) - The sublittoral benthic fauna of the estuary and Firth of Forth, Scotland.
 Roy. Soc. Edinb., 93 B : 449-465.
- ELLIOTT M. & D. M. MCLUSKY (1985) - Invertebrate production ecology in relation to estuarine quality management.
In J. G. Wilson & W. Halcrow (ed.), Estuarine Management and Estuarine Assessment, Plenum Press, N.Y. : 85-103.
- ESSELINK P., J. VAN BELKUM & K. ESSINK (1989) - The effect of organic pollution on local distribution of *Nereis diversicolor* and *Corophium volutator*.
 Neth. J. Sea Res. 23 (3) : 323-332.
- ESSINK K. (1978) - The effects of pollution by organic waste on macrofauna in eastern Dutch Wadden Sea.
 Neth. J. Sea Res., Publ. Ser., 1 : 135 pp.
- ESSINK K. (1986) - COST 647 : Workshop intertidal sediments St-Valery-sur-Somme (France).

- Rapp. Minist. Transp. Trav. Publ. des Pays-Bas, G.E.M.E.L. : 10 pp.
- ESSINK K. & J. J. BEUKEMA (1986) - Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. *Hydrobiol.*, 142 : 209-215.
- ESSINK K., H. L. KLEEF & W. VISSER (1989) - On the pelagic occurrence and dispersal of the benthic amphipod *Corophium volutator*. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 69 : 11-15.
- EVANS D. W., N. H. CUSTHALL, F. A. CROSS & D. A. WOLFE (1977) - Manganese cycling in the Newport River estuary, North Carolina. *Estuar. coast. mar. Sci.*, 5 : 71-80.
- EVANS S. (1983) - Production, predation and food niche segregation in a marine shallow soft-bottom community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10 : 147-157.
- FAGE L. (1951) - Cumacés. *Faune de France*, 54 : 136 pp.
- FAUVEL P. (1914) - Annélides polychètes de Saint-Thomé. *Arch. de Zool. Expér.*, LIV.
- FAUVEL P. (1927) - Polychètes errantes. *Faune de France*, 5 : 494 pp.
- FAUVEL P. (1927) - Polychètes sédentaires. *Faune de France*, 16 : 494 pp.
- FÉRAL P. (1988) - Processus biosédimentaires en milieux sableux intertidal d'après l'étude de deux populations bas-normandes de *Lanice conchilega* (Pallas 1766) (Annélide polychète). Thèse de Doctorat de l'Université de Caen, Laboratoire de Géologie Marine : 259 pp., 5 pl.
- FOLK R. L. (1966) - A review of grain-size parameters. *Sedimentology*, 6 : 73-93.

- FRANKLIN A. & G. D. PICKETT (1979) - Studies on the indirect effects of fishing on stock of cockles, *Cardium edule*, in the Thames estuary and Wash. Fish. Techn. Res., Ministry of Ag., Fish Food, London, 42 : 9 pp.
- FRETTER V. & A. GRAHAM (1978) - The Prosobranch Molluscs of Britain and Denmark. J. Moll. Studies, suppl. 6 : 153-241.
- FRONTIER S. (1983) - Stratégies d'échantillonnage en écologie. Masson, Paris et les Presses de l'Université de Laval, Québec : 494 pp.
- FRONTIER S. (1986) - Evaluation et optimisation des plans d'échantillonnage en écologie littorale. Rapport scientifique PIREN A.T.P. C.N.R.S. 9.82.65, S.Frontier ed. : 354 pp.
- GALLOIS D. (1973) - Etude de deux Veneridae de l'étang de Thau. Thèse doct. 3^e cycle, Univ. Montpellier : 121 pp.
- GADEAU DE KERVILLE H. (1898) - Recherches sur les faunes marines et maritimes de la Normandie. Deuxième voyage. Baillière & Fils imp.
- GEHU J.-M., B. CARON & M. BON (1976) - Données sur la végétation des prés salés de la baie de Somme. In G. M. Géhu (ed.) : la Végétation des vases salées, Colloques Phytosociologiques, J. Cramer, Vaduz. vol. IV : 197-225.
- G.E.M.E.L. (1985) - Etude comparative de trois estuaires des côtes françaises de la Manche : Baie des Veys, Estuaire de Seine, Baie de Somme. Actes du colloque IFREMER-CNRS GRECO Manche "La Baie de Seine" : 11-12.
- GENTIL F. (1976) - Distribution des peuplements benthiques en baie de Seine. Thèse doct. III^e cycle, Univ. Paris VI : 39 pp.
- GIBBS P. E. (1968) - Observations on the population of *Scoloplos armiger* at Whitstable. J. mar. biol. Ass. U.K. 48 : 225-254.
- GIMAZANE J.-P. (1971) - Introduction à l'étude expérimentale du cycle sexuel d'un Mollusque Bivalve *Cardium edule*.

Thèse Doct. 3^è Cycle, Univ. Caen : 112 pp.

GIMAZANE J.-P. & P. LUBET (1972) - Etude expérimentale de l'action de la nutrition, de la température et de la lumière sur le cycle sexuel de *Cardium edule* L. (Mollusque Bivalve).

Bull. Soc. Linn. Normandie, 103 : 137-146.

GLÉMAREC M. (1966) - Les Magelonidae des côtes de Bretagne ; description de *Magelona wilsoni* n. sp.

Vie et Milieu, 17 (3-A) : 1077-1087.

GLÉMAREC M. (1968) - Distinction de deux mactridés des côtes atlantiques européennes : *Spisula solida* (Linné) et *Spisula ovalis* (Sowerby).

Cah. Biol. Mar., IX : 167-174.

GLÉMAREC M. (1986) - Ecological impact of an oil-spill : utilization of biological indicators.

Wat. Sci. Tech., 18 : 203-211.

GODEFROY D. & C. ETourneau (1994) - Bilan de douze années de suivi sanitaire de la conchyliculture en baie des Veys.

In rapports scientifiques et techniques IFREMER R.Int. DEL/94.06/Port-en-Bessin : 57 pp., 13 pp. h.t.

GRAY J. S. (1979) - Pollution-induced changes in populations.

Phil. Trans. r. Soc., Lond., B, 286 : 545-561.

GRAY J. S. (1981) - Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species.

Mar. Poll. Bull., 12 (5) : 173-176.

GRAY J. S. (1981) - The ecology of marine sediments. An introduction to the structure and function of benthic communities.

Cambridge University Press imp. : 185 pp.

GRAY J. S. (1982) - Effects of pollutants on marine ecosystems.

Neth. J. Sea Res. 16 : 424-443.

GRAY J. S. & F. B. MIRZA (1979) - A possible method for the detection of pollution inducing disturbance on marine benthic communities.

Mar. Poll. Bull., 10 : 142-146.

GRAY J. S. & T. H. PEARSON (1982) - Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology.

Mar. Ecol. Prog. Ser., 9 (2) : 111-119.

GRAHAM A. (1971) - British Prosobranchs.

Synopses of the British Fauna, 2, Linnean Soc. London, Academic Press : 112 pp.

GREEN R. H. (1980) - The assessment of ecologic similarity

Annual review of of Ecological Systems, 11 : 1-14.

GROS P., M. BLANCHARD, P. CHARDY, P. GENTEN, D. HAMON & Y MONBET (1988) - Eutrophisation et phénomènes d'origine benthique.

Rapp. IFREMER/DERO-88.20-EL : 97 pp.

GUELLORGET O., G. FRISONI & J.-P. PERTHUISOT (1983) - La zonation biologique des milieux lagunaires : définition d'une échelle de confinement dans le domaine paralique méditerranéen.

J. Rech. Océanogr., XIII, 1 : 15-35.

GUÉRIN J.-P. (1976) - Redescription des adultes et comparaison des divers stades ontogéniques des populations méditerranéennes et atlantiques de *Scolecopsis fuliginosa* Claparède (Annélide Polychète).

Cah. Biol. Mar., XIII : 70-87.

GUILLAUD J.F. & B. SYLVAND (1976) - La Baie des Veys : étude monographique.

CNEXO, Université de Caen (laboratoire de Zoologie), Station Marine de Luc sur Mer & Ministère de l'Environnement, Groupe d'Etude des Parcs Marins: 138 pp.

GUILLOU J., G. BACHELET, M. DESPREZ, J.P. DUCROTOY, I. MADANI, H. RYBARCZYK, P.-G. SAURIAU, B. SYLVAND, B. ELKAIM & M. GLÉMAREC (1990) - Les modalités de la reproduction de la coque (*Cerastoderma edule*) sur le littoral français de la Manche et de l'Atlantique

Aquat. Living Resour., 3 : 29-41.

- H**ANCOCK D. A. (1973) - The relationship between stock and recruitment in exploited invertebrates.
Rapp. p.-v. Réun. int. Explor. Mer, 164 : 113-131.
- HANCOCK D. A. & A. FRANKLIN (1972) - Seasonal change in the condition of the edible cockle (*Cerastoderma edule*).
J. Appl. Ecol., 9 : 567-579.
- HEIP C., B.F. KEEGAN & J.R. LEWIS (1987) - Long-term changes in coastal benthic communities.
Developments in hydrobiology 38, Dr. W. Junk publishers, reprinted from Hydrobiologia, vol 142 : 340 pp.
- HOPNER-PETERSEN & RUSSEL (1973) - The nomenclature and classification of some European shallow-water *Cardium* species.
Malacologia, 14 : 233-234.
- HUMMEL H. (1985) - Food intake of *Macoma balthica* (Mollusca) in relation to seasonal changes in its potential food on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea.
Neth. J. Sea Res., 19, 1 : 52-76.
- HUMMEL H., R.H. BOGAARDS, C. AMIARD-TRIQUET, G. BACHELET, M. DESPREZ, J. MARCHAND, B. SYLVAND, Y DE WIT & L. DE WOLF (1993) - Interrelation of genetic constitution, pollution, geographic clines and physiological condition in the marine bivalve *Macoma balthica* (L).
En préparation pour Neth.J.Sea.Res.(NL). A paraître 1995.
- HYLLEBERG J., V. BROCK & F. JORGENSEN (1978) - Production of sublittoral cockles *Cardium edule* L. with emphasis on predation by flounders and sea stars.
Natura Jutlandica, 20 : 183-191.
- I**BANEZ F. & J. SOUPRAYEN (1988) - Within and between site descriptions of time-series variations of macrobenthic populations.
COST 647 Report, C.C.E., Heraklion : 54 pp.
- J**EFFREY D. W., J. G. WILSON, C. R. HARRIS & D. L. TOMLINSON (1985) - The application of two simple indices to Irish estuary pollution status.

- In J. G. Wilson & W. Halcrow (ed.), *Estuarine Management and Estuarine Assessment*, Plenum Press, N.Y. : 147-161.
- JONES D. A. (1969) - The genus *Eurydice* (Crustacea : Isopoda) in the aegean sea, including *E. longispina* sp. nov.
Cah. Biol. Mar., X : 15-29.
- JONES M. L. (1963) - Four new species of *Magelona* (Annelida, Polychaeta) and redescription of *Magelona longicornis* Johnson.
American Museum Novitates, 2164 : 1-31.
- JONES N. S. (1976) - British Cumacean.
Synopsis of the British Fauna, 7, Linnean Soc. London, Academic Press : 63 pp.
- JOUANNEAU J. M. (1974) - Etude sédimentologique d'un système côtier évolutif : la pointe de la Coubre (embouchure de la Gironde, France).
Thèse Doct. 3^e cycle, Univ. Bordeaux : 161 pp.
- K**EEGAN B.F. (COST 647). (1991) - Cost 647 Coastal Benthic Ecology.
Commission of the European Communities, COST 647 activity report 1988-1991 : 414 pp.
- KEEGAN B.F. (COST 647). (1991) - Space and time series data analysis in coastal benthic ecology. An analytical exercise organised within the framework of the COST 647 project .
Commission of the European Communities/COST 647, 582 pp.
- KING P. E. (1974) - British Sea Spiders.
Synopsis of the British Fauna, 5, Linnean Soc. London, Academic Press : 68 pp.
- KINGSTON P. F. (1974) - Studies of the reproductive cycles of *Cerastoderma edule* and *C. Glaucum*.
Mar. Biol., 28 : 317-323.
- KLEENE S. C. (1971) - Logique mathématique.
Armand Colin (ed.), Collection U : 413 pp.
- KÖHLER R. (1921) - Echinodermes.

Faune de France, 1 : 210 pp.

KOPP J., J.-P. JOLY, J. MORICEAU, E. LEGAGNEUR & F. JACQUELINE (1991) - La conchyliculture en Baie des Veys : historique, situation actuelle, perspectives. Rapport Scientifique et technique de l'IFREMER-Ouistreham, , Conseil Régional de Basse Normandie : 91 pp.

KOULMAN J. G. & WOLFF W. J. (1977) - The mollusca of the estuarine region of the Rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. V. The Cardiidae. *Basteria*, 41 : 21-32.

LAMBSHEAD P. J. D., H. M. PLATT & K. M. SHAW (1983) - The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. Nat. Hist.*, 17 : 859-874.

LAMMENS J. J. (1967) - Growth and reproduction in a tidal flat population of *Macoma balthica* (L.). *Neth. J. Sea Res.*, 3, 3 : 315-382.

LAMOTTE M. & F. BOURLIÈRE (1971) - Problèmes d'écologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux aquatiques. Masson (ed.) : 294 pp.

LARSONNEUR C. (1971) - Manche centrale et baie de Seine : géologie du substratum et des dépôts meubles. Thèse Doct. Etat Univ. Caen : 394 pp.

LARSONNEUR C. (1975) - La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français : méthode mise au point et utilisée en Manche. *J. Rech. Océanogr.* II (2) : 33-39.

LARSONNEUR C., P. BOUYASSE & J. P. AUFFRET (1982) - The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. *Sedimentology*, 29 : 851-864.

LEBART L., A. MORINEAU & J.-P. FÉNELON (1982) - Traitement des données statistiques. Méthodes et programmes. Dunod ed., 510 pp.

- LEBART L., A. MORINEAU ET N. TABARD (1977) - Techniques de la description statistique. Méthodes et logiciels pour l'analyse des grands tableaux.
Dunod ed., 355 pp.
- LE CORRE P. & P. TRÉGUER (1974) - Manuel de travaux pratiques d'océanographie chimique.
Univ. Bretagne Occid., ronéoté.
- LE GALL J. (1970). - La Baie des Veys : caractères principaux de la sédimentation et faciès de dépôt.
Thèse Doct 3^e cycle, Univ. CAEN : 151 pp., 28 fig.
- LEGENDRE L. & P. LEGENDRE (1979) - Ecologie numérique.
Masson imp., Paris, T. 1 : 260 p. ; T.2 : 335 pp.
- LEMOINE M., M. DESPREZ & J.-P. DUCROTOY (1988) - L'exploitation des ressources naturelles de la baie de Somme. Aménagement de la pêche à pied estuarienne et état des ressources en coques.
Rapport Scientifique et Technique de l'IFREMER, 8 : 177 pp., 11 pl.h.t.
- LE GALL J. & C. LARSONNEUR (1972) - Séquences et environnement sédimentaire dans la Baie des Veys.
Rev. Géog. Phys. Géol. Dyn., 2, XIV : 189-204.
- LEPPÄKOWSKI E. (1975) - Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish water environments.
Acta Academia Aboensis, B, 35 : 1-89.
- LÆUFF P. & INTÈS A. (1977) - Les *Bodotria* (Crustacea, Cumacea) des mers d'Europe et des côtes occidentales de l'Afrique tropicale.
Bull. Mus. Nation. Hist. Nat., (3), 498 : 1137-1164.
- LUBET P. (1986) - The reproductive strategies of marine bivalve molluscs.
Elsevier Sci. Publ. "Advances in invertebrate reproduction", 4, M. Porchet, J. C. Andrews & A. Dhainaut (ed.) : 401-408.
- LUBET P. (1981) - Action de la température sur le cycle de reproduction des lamellibranches.
Bull. Soc. zool. France 106, 3 : 283-292.

- LUBET P., P. LE GALL & B. SYLVAND (1975) - Etude faunistique de la Baie de Seine.
La documentation Française : "Données scientifiques générales sur la Baie de Seine : 125-170.
- LUBET P. & R. MANN (1987) - Les différentes modalités de la reproduction chez les Mollusques Bivalves.
Haliotis, 16 : 173-180.
- LUCAS A., (1965) - Recherches sur la sexualité des Mollusques Bivalves.
Bull. Biol. France et Belgique, 99 : 115-247.
- LUCAS A. & P. G. BENINGER (1985) - The use of physiological condition indices in marine Bivalve aquaculture.
Aquaculture, 44 : 187-200.
- MCCALL P. S. & M. J. S. TEVESZ, (1983) - Soft-bottom succession and the fossil record.
In M.J.S. Trevesz & P. S. McCall (ed.) : Biotic interactions in recent and fossil benthic communities, Plenum Press, N.Y. & Lon. : 157-194.
- MCLUSKY D. S. (1982) - The impact of petrochemical effluent on the fauna of an intertidal estuarine mud-flat.
Estuar. coast. mar. Sci., 14 : 489-499.
- MADANI I. (1989) - Dynamique des populations et processus de recrutement chez quatre espèces de bivalves appartenant aux genres *Abra* et *Cerastoderma*, dans le bassin d'Arcachon.
Thèse Doct. Univ. Bordeaux I : 152 pp.
- MADSEN P. B. (1984) - The dynamics of the dominating macrozoobenthos in the Danish Wadden Sea 1980-1983.
Report of the Marine Pollution Laboratory (Miljostyrelsens Havforureningslaboratorium), 1 : 35 pp.
- MEIXNER P. (1983) - Pas importierte Schlick gras *Spartina townsendii* als substrat for Miesmulcheln *Mytilus edulis*.
Archiv fisch. Wiss., 33 (3) : 151-159.

- MEUNIER A., M. ROBERT & B. SYLVAND (1993) - Cartographie de vers tubicoles en baie des Veys.
Rap. sci. techn. GEMEL 12e an., Conseil Régional Basse Normandie : 16 pp.
- MEUNIER A., M. ROBERT & B. SYLVAND (1993) - Impact du développement de vers tubicoles sur la conchyliculture en baie des Veys.
Rap. sci. techn. GEMEL 12e an., IFREMER : 29 pp.
- MICHAELIS H. (1976) - Die Makrofauna der nördlichen Eversandes (Wesermündung).
Jahresber. Forschungstelle Norderney 1975.
- MOBIUS K. (1877). Die Auster und die Austernwirtschaft, Berlin : 126 pp.
- MØHLENBERG F. & T. KIØRBOE (1988) - Burrowing and avoidance behaviour in marine organisms exposed to pesticide-contaminated sediments.
Mar. Poll. Bull., 14(2) : 57-60.
- MONOD T. (1953) - *Eurydice* de la faune interstitielle littorale.
Vie et Milieu, 4 (2) : 277-281.
- MONOD T. (1923) - Prodrome d'une faune des Tanaidacea et des Isopoda (excl. Epicaridea) des côtes de France (excl. Méditerranée).
Soc. Sci. Royale Maroc : 124 pp., 8 pp. h. t.
- MONTI D. (1983) - Recherches sur l'optimisation du plan d'échantillonnage employé pour la cartographie des peuplements benthiques. Application à la macrofaune benthique de l'étang de Pierre Blanche (Palavas, Hérault, France).
Thèse Doct. IIIè cycle Univ. Sci. Techn. Languedoc : 136 pp.
- MONTI D. (1986) - Problèmes de la cartographie des peuplements benthiques : simulation de divers plans d'échantillonnage et comparaison.
In S. Frontier (ed.) : Evaluation et optimisation des plans d'échantillonnage en écologie littorale, PIREN ATP 9.82.65 CNRS, Paris : 59-78.
- MORRIÈRE M. & G. VILLIERS (1858) - Etude sur l'origine, les transformations, le dessèchement et la mise en culture de la baie des Veys.
Ann. des cind départ. Normandie, XXIVe an. : 490-523.

- N**AYLOR E. (1955) - The comparative external morphology and revised taxonomy of the British species of *Idotea*.
J. Mar. Biol. Ass. U. K., 34 : 467-493.
- N**AYLOR E. (1972) - British Marine Isopods.
Synopsis of the British Fauna, 3, Linnean Soc. London, Academic Press : 86 pp.
- N**EWELL R. I. E. & B. L. BAYNE (1980) - Seasonal changes in the physiology, reproductive condition and carbohydrate content of the cockle *Cardium* (= *Cerastoderma*) *edule* (Bivalvia : Cardiidae).
Mar. Biol., 56 (1) : 11-19.
- N**OEL P. Y. (1992) - Clé préliminaire d'identification des *Crustacea Decapoda* de France et des principales autres espèces d'Europe.
Museum Hist. Nat. Paris, Secrét. Faune Flore, Coll. Patrimoines Naturels n° 9 : 195 pp.
- N**OYER G. (1993) - Dynamique des populations de *Pygospio elegans* et *Cerastoderma edule* en baie de Somme. Première approche sur le rôle des facteurs biotiques et abiotiques.
Mém. Maîtrise Biol. Organ. Popul., Univ. Pierre & Marie Curie, Paris VI, GEMEL (ed.) : 25 pp.
- O**RTON J. H. (1926) - On the rate of growth of *Cardium edule*. Part I. Experimental observations.
J. Mar. Biol. Ass. New Series, XIV, 2 : 239-279.
- P**AREYN C. (1954) - Le bassin houiller de Littry (Calvados).
Publ. B.R.G.M., 14 : 132 pp.
- P**AREYN C. & C. LARSONNEUR (1960) - Sur le Trias supérieur du Bassin de Carentan (Normandie).
C. R. Acad. Sci., 250 : 2397-2399.
- P**ASSEGA R. (1957) - Texture as characteristic of clastic deposition.
Bull. Ass. Petrol Geol. 41 (9) : 1952-1984.

- PASSEGA R. (1964) - Grain-size representation by CM patterns as a geological tool.
J. Sediment. Petrol. 34 (4) : 830-847.
- PASSEGA R. & R. BYRAMJEE (1969) - Grain-size image of clastic deposits.
Sedimentology 13 (3/4) : 233-252.
- PATRICK R. (1973) - Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality.
In J. Cairns & K. L. Dickson (eds). : Biological methods for the assessment of water quality, Am. Soc. for Testing and Materials, STP 528, Philadelphia : 76-95.
- PEARSON K. (1901) - On lines and planes of closest fit to systems of points in space.
Phil. Mag. vol.2, 11 : 559-572.
- PEARSON T. & R. ROSENBERG (1978) - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment.
Oceanogr. mar. Biol. ann. Rev. 16 : 229-311.
- PEARSON T. H. & J. BLACKSTOCK (1983) - Selection of indicator species : a coordinated ecological approach to the assessment of pollution.
In L. Cabioc'h (ed.) : Fluctuation and succession in marine in marine ecosystems, 17th Europ. Mar. Biol. Symp., Brest : 147-151.
- PEARSON T. H., J. S. GRAY & P. J. JOHANNESSEN (1983) - Objective selection of sensitive species indicative of pollution- induced change in benthic communities. 2. Data analyses.
Mar. Ecol. Prog. Ser., 12 : 237-255.
- PHILIPPEAU G. (1986) - Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales?
I.T.C.F. éd., I.N.R.A.-I.N.A.-P.G., 63 pp.
- PIELOU E. C. (1966) - Shannon's formula as a measure of specific diversity : its use and misuse.
Amm. Nat. 100 (3) : 463-465.
- PETER L. J. & HULL R. (1969) The Peter principle.

William Morrow & c^o (ed) : 188 pp.

RACHOR E. (1980) - The inner German Bight. An ecologically sensitive area as indicated by the benthos fauna.

Helgoländer Meeresunters., 33 : 522-530.

RAFAELLI D. & C. F. MASON (1981) - Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods.

Mar. Poll. Bull., 12 (5) : 158-163.

RASMUSSEN E. (1953) - Asexual reproduction in *Pygospio elegans* Claparède (Polychaeta sedentaria).

Nature, 171 : 1161-1162.

RASMUSSEN E. (1956) - Faunistic and biological notes on marine invertebrates. III. The reproduction and larval development of some Polychaetes from the Isefjord with some faunistic notes.

Biol. Medd. Kong. Danske Vid. Selsk., 23 : 1-84.

RASMUSSEN E. (1973) - Systematics and ecology of the isefjord marine fauna (Denmark).

Ophelia, 11 : 1-507.

REIBISH (1905) - Faunistisch-biologische Untersuchungen über Amphipoden der Nordsee.

Wissensch.Meres. Unters., Kiel, VIII.

REINECK H.-E. & I. B. SINGH (1975) - Depositional sedimentary environments.

Springer Study Edition, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York : 439 pp.

REISE K. (1982) - Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea : are polychaetes about to take over?

In J. W. De Blok (ed.), Dynamic Aspects of Marine Ecosystems, Neth. J. Sea Res., 16 : 29-36.

RHOADS D. C. & J. D. GERMANO (1986) - Interpreting long-term changes in benthic community structures : a new protocole.

Hydrobiol., 142 : 291-308.

- RIVIÈRE A. (1977) - Méthodes granulométriques, techniques et interprétations.
Masson, Paris : 167 pp.
- ROPERT M. (1994) - Facteurs de dégradation de la qualité sanitaire des eaux de la Baie des Veys : bilan de fonctionnement des stations d'épuration littorales et des stations d'épuration des bassins versants de l'Aure, la Vire, la Douve et la Taute.
Rap. sci. tech. G.E.M.E.L., 14^e année, Agence de l'Eau Seine Normandie, Délégation du Littoral Normand : 77 pp.
- RYBARCZYK H. (1989) - Etude analytique et modélisation de la croissance de *Cerastoderma edule* (Mollusque : bivalve) sur la façade Manche-Atlantique du littoral français.
Rapport de D.E.A. Océanogr. Biol., Univ. Pierre & Marie Curie, Paris VI : 38 pp., 9 pl. h.t. G.E.M.E.L. publ.
- RYBARCZYK H. (1993) - Processus d'eutrophisation et ses conséquences sur les peuplements d'un écosystème estuarien, un exemple en Manche orientale : la baie de Somme.
Thèse Doct. Univ. Paris VI : 171 pp., 15 pl. h. t.
- RYBARCZYK H., M. DESPREZ, R. OLIVESI & J.-P. DUCROTOY (1990) - Approche de la dynamique bactérienne et de l'eutrophisation dans un estuaire macrotidal, la baie de Somme (France).
Rapport EXELSOM, G.E.M.E.L. (Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et Littoraux) et Agence de l'Eau Artois-Picardie: 62 pp.
- RYGG B.+ (1970) - Studies on *Cerastoderma edule* L. and *Cerastoderma glaucum* (Poiret).
Sarsia, 43 : 65-80.
- SALOMON J.-C. & M. BRETON (1991) - Courants résiduels de marée dans la Manche.
Oceanologica Acta, vol.sp. 11 : 47-53.
- SALVAT B. (1967) - La macrofaune carcinologique endogée des sédiments meubles intertidaux.
Thèse Sc. Nat., Mus. Nat. Hist. Nat., S.S. (A), XLV.

- SANCHEZ-SALAZAR M. E., C. L. GRIFFITHS & R. SEED (1987) - The effect of size and temperature on the predation of cockles *Cerastoderma edule* (L.) by the shore crab *Carcinus maenas* (L.).
J. exp. mar. Biol. Ecol., 111 : 181-193.
- SEED R. & P. A. BROWN (1977) - A comparison of the reproductive cycles of *Modiolus modiolus* (L.), *Cerastoderma edule* (L.) and *Mytilus edulis* (L.) in Strangford Lough, Northern Ireland.
Oecologia, 30 : 173-188.
- SEXTON E. W. & M. A. SPOONER (1940) - An account of *Marinogammarus* (Schellenberg) gen. nov. (Amphipoda) with a description of a new species *M. Pirloti*.
J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 27, 1 : 1-52.
- SIMON S. (1990) - Commission chargée de contrôler l'évolution de la pollution en estuaire de la Seine.
Centrale-Samson impr., Le Havre : 36 pp.
- SIMON S., M. DESPREZ, J.-P. DUPONT, J.-C. PELTIER & W. DUPONT (1981) - Distribution du macrozoobenthos intertidal de la baie de Somme.
C. R. Acad. Sci. Paris, 292, III : 1013-1016.
- SMALDON G. (1979) - British coastal Shrimps and Prawns.
Synopsis of the British Fauna, 15, Linnean Soc. London, Academic Press : 126 pp.
- SMITH S. M. (1974) - Key to the British Marine Gastropoda.
Royal Scottish Museum, Information Series, Natural History 2 : 44 pp., 2 pl. h.t.
- SMITH J. C., D. J. CURTISS, I. GIBSON & M. WILKINSON (1974) - Intertidal organisms of an industrialised estuary.
Mar. Poll. Bull., 5 : 23-39.
- SORBE J.-P. (1979) - Systématique et écologie des Amphipodes Gammarides de l'estuaire de la Gironde.
Cah. Biol. Mar., XX : 43-58.

- SORNIN J.-M., (1982) - Influences des installations conchylicoles sur l'hydrologie et la morphologie des fonds.
Rev. Trav. Inst. Pêches marit., 45 (2) : 127-139.
- SOUTHWOOD T. R. E. (1978) - Ecological methods.
Chapman & Hall, N.Y. : 584 pp.
- SOUZA REIS C. DE, A. PEREIRA & J. L. RODRIGUES (1978) - Contribuição para o estudo dos substratos moveis do Estuario do Tejo.
Trafaria, Porto Brandão. Trab. Curso. F.C.L.
- SOUZA REIS C. DE, V. MONTEIRO MARQUES, J. CALVARIO, J. C. MARQUES, R. MELO & R. SANTO (1982) - Contribuição para o estudo dos povoamentos bentónicos (substrato móvel) da costa ocidental portuguesa.
Oecologia Aquatica. 6 : 91-105.
- SPIEGEL M. R. (1972) - Théorie et applications de la statistique.
McGraw-Hill (ed.) : 358 pp.
- SUEUR F., M. DESPREZ & J.-P. DUCROTOY (1989) - Avifaune et macrozoobenthos dans l'estuaire de la Somme : II. Le Goéland cendré *Larus canus* et les populations de Coques *Cerastoderma edule* (Mollusque : Bivalve).
L'Oiseau et R.F.O., V. 59, n°1 : 56-72.
- SVERKER B. (1977) - Growth, production and biomass release of a non-stable population of *Cerastoderma edule* L. (Bivalvia).
Zoon., 5 : 133-141.
- SYLVAND B. (1974) La baie des Veys : étude faunistique et sédimentologique.
Rapport Scientifique CNEXO, Lab. Zoologie, Univ. Caen , Station Marine de Luc sur Mer, 2 T. : texte (34 pp.), fig. (88 pp.).
- SYLVAND B. (1975) - Etude de la pollution en Baie de Seine, Baie des Veys : Sédimentologie et Faunistique
Rapport Scientifique CNEXO, Lab. Zoologie, Univ. Caen , Station Marine de Luc sur Mer : 22 pp, 15 pl. h.t., 2 vol.
- SYLVAND B. (1986) - La Baie des Veys (Manche centrale : Baie de Seine) : évolution récente et incidence des aménagements.
Actes du Colloque "BORDOMER 85", ADERMA, BORDEAUX : 112-127.

- SYLVAND B. (1990) - La recherche scientifique sur le littoral intertidal et la problématique de l'Eau.
In "Les Assises de l'Eau, 8 Septembre 1990", actes des assises, Comité et agence de l'eau Seine-Normandie : 5 pp.(annexe).
- SYLVAND B. (1991) - La Faune Benthique estuarienne envisagée comme indice de qualité ; les recherches européennes du COST 647 appliquées à l'aménagement du littoral.
Dossier de travail, Réunion O.C.D.E. Sainte-Adresse : "Journée d'étude estuaire de la Seine", 3 p., 1 fig., 1 p. annexe.
- SYLVAND B. (1991) - Le Programme Européen C.O.S.T. 647 "Sedimentary intertidal group".
Document N.S.T.F., contribution Q.S.R. Mer du Nord 1993, 3pp., 1 fig.
- SYLVAND B., B. ELKAIM, M. DESPREZ, J.-P. DUCROTOY, J.-P. DUPONT & R. LAFITE (1989) - Appréciation de la qualité biologique et de la dynamique d'estuaires macrotidaux en Manche : exemples de gestion.
Cah. A.F.I.E., actes du Colloque "La gestion des systèmes écologiques" : 127-140.
- SYLVAND B. & F. GENTIL (1976) - Etude écologique d'avant projet sur le site E.D.F. d'Englesqueville (Calvados).
Rapport Scientifique CNEXO, Lab. Zoologie, Univ. Caen, Station Marine de Luc sur Mer & Station Biologique de Roscoff : 93 pp.
- SYLVAND B., A. MEUNIER & M. ROPERT (1992) - L'extension des annelides polychètes *Lanice conchelig* et *Pygospio elegans* en Baie des Veys.
Symposium international "Manche", IFREMER BREST, sept 92.
- SYLVAND B. & J.R. SAVINI (1991) - Evolution à long terme des sédiments intertidaux et des biocénoses macrozoobenthiques en Baie des Veys (Baie de la Seine occidentale) depuis 1969.
In M. Elliott & J.-P. Ducrotoy (eds) "Estuaries and Coasts : Spatial and Temporal Intercomparisons", Olsen & Olsen publ., International Symposium Series, Fredensborg, Denmark : 145-152.
- SYLVAND B. & J. SYLVAND-POUPINET (1975) - Etude de la pollution en Baie de Seine : étude écologique de la Baie des Veys.

Rapport Scientifique CNEXO, Lab. Zoologie, Univ. Caen , Station Marine de
Luc sur Mer : 35 pp.

TEBBLE N. (1966) - British Bivalve Seashells.

Royal Scottish Museum : 212 pp.

THANDRUP H. M. (1935) - Beiträge zur Ökologie des Wattenfauna auf
experimenteller Grundlage.

Meddedel. Komm. Danmarks Fisk., 10 : 1-125.

THORSON G. (1957) - Bottom communities (Sublittoral and shallow shelf).

Geol. Soc. Am. Mem., 67 (1) : 461-534.

TOULMOND A. (1966) - Description de *Bathyporeia nana* N. Sp. (Amphipoda,
Haustoriidae).

Arch. Zool. Exp. Génér., 107 : 219-368.

TREVALLION A. (1971) - Studies on *Tellina tenuis* da Costa. 3. Aspects on
general biology and energy flow.

J. exp. mar. Biol. Ecol., 7 : 95-122.

TURQUIER Y. (1965) - A propos des *Corophium* (Crustacea, Amphipoda) des
côtes françaises de la Manche.

Bull. Soc. Linn. Normandie, (10), II : 133-139.

VAN DER BAAN G., A. BLOK, P. NIJHOFF & C. SWENNEN (1958) - Een inleiden
onderzoek naar de betrekkingen tussen wadvogels en bodemfauna.

Verslag werkkamp N.J.N. sectie vogelwerkgroep KNNV en NJN : 27 pp.

VENRICK E. L. (1971) - The statistics of subsampling.

Limnol. 1 Oceanogr. 16 : 811-818.

WALNE P. R. & R. MANN (1975) - Growth and biochemical composition in
Ostrea edulis and *Crassostrea gigas*.

Proc. 9th Europ. Mar. Biol. Symp., H. Barnes ed., Aberdeen Univ. Press : 587-
607.

WARWICK R. M. (1981) - The nematode/copepod ratio and its use in pollution
ecology.

Mar. Poll. Bull., 12 (10) : 329-333.

- WARWICK R. M. (1986) - A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities.
Mar. Biol., 92 : 557-562.
- WARWICK R. M. (1988) - Analysis of community attributes of the macrobenthos of Friersfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species.
Mar. Ecol. Prog. Ser., 46 : 167-170.
- WARWICK R. M. (1988) - The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities.
Mar. Poll. Bull., 19 : 259-268.
- WARWICK R. M., T. H. PEARSON & RUSWAHYUNI (1987) - Detection of pollution effects on marine macrobenthos : further evaluation of the species/biomass method.
Mar. Biol., 95 : 193-200.
- WATKIN E. E. (1939) - A revision of the Amphipod genus *Bathyporeia* Lindström.
J. Mar. Biol. Ass. U. K., 23 : 211-235.
- WIESBERG H. F. & B. D. BOWEN (1977) - An introduction to survey research and data analysis.
Freeman, San Francisco : 244 pp.
- WILSON D. P. (1958) - The polychaete *Magelona alleni* n. sp. and a re-assessment of *Magelona cincta* Ehlers.
J. Mar. Biol. Ass. U. K., 37 : 617-626.
- WILSON D. P. (1959) - The polychaete *Magelona filiformis* sp. nov. and notes on other species of *Magelona*.
J. Mar. Biol. Ass. U. K., 38 : 547-556.
- WILSON J.G. (1982) - Distribution, biomass and production of bivalves in Dublin Bay.
Malacologia, 22 (1/2) : 377-384.
- WILSON J.G. & B. ELKAIM (1991) - A comparison of the pollution status of twelve Irish and French estuaries.

In: Proceedings of E.C.S.A. 19 Symposium , Olsen & Olsen publishers,
International Symposium Series : 317-322.

WILSON J. G., J.-P. DUCROTOY, M. DESPREZ & B. ELKAIM (1987) - Application
d'indices de qualité écologique des estuaires en Manche centrale et orientale :
comparaison de la Seine et de la Somme.

Vie et Milieu 37 (1) : 1-11.

WOHLENBERG E. (1937) - Die Wattermeer-Lebensgemeinschaften im
Konogshafen von Sylt.

Helgoländer wiss. Meeresunters, 1 : 1-92.

YANKSON J. (1986) - Reproductive cycles of *Cerastoderma glaucum*
(Bruguière) and *C. Edule* L. with special reference to the effects of the 1981-
1982 severe winter.

J. Moll. Stud., 52 : 6-14.

ZAOUALI-LAIDAN J. (1974) - Les peuplements malacologiques dans les
biocénoses lagunaires tunisiennes. Etude de la biologie de l'espèce pionnière
Cerastoderma glaucum Poiret.

Thèse Doct. Etat Univ. Caen, 2 t. (texte & fig.) : 345 pp., 92 fig.

ZARIQUIEY ALVAREZ R. (1968) - Crustáceos Decápodos Ibéricos.

Inv. Pesq., 32 : 510 pp.

ZIJLSTRA, J. J. (1972) - On the importance of the Wadden Sea as a nursery area
in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources.

Symp. Zool. Soc., Lond., 29 : 233-258.

* * * * *

FIGURES

- **Fig. 1** - La baie des Veys : localisation en baie de Seine et bassin versant. 11
- **Fig. 2** - La baie des Veys : environnement marin immédiat et localisation des bancs. 12
- **Fig. 3** - Progression des endigages sur le pourtour de la baie des Veys. D'après les documents des Archives Départementales du Calvados. 14
- **Fig. 4** - Trajectoires à long terme associées à la marée en Manche, d'après SALOMON & BRETON (1991). 16
- **Fig. 5** - Les courants de marée à proximité de la baie des Veys (d'après les relevés du S.H.O.M.) 16
- **Fig. 6** - Progression du flot (flèches pleines) et du jusant (flèches contour) en baie des Veys, d'après l'observation des ripple-marks. 17
- **Fig. 7** - Orthogonales des houles face à la baie des Veys : houles de NNE et NE (d'après ELHAI, 1953). 18
- **Fig. 8** - Le "fetch" en baie des Veys. 19
- **Fig. 9** - Débits instantanés moyens des rivières (1974-1991) et localisation des stations de mesures (d'après les données du S.R.A.E.-DIREN de Basse-Normandie). 20
- **Fig. 10** - Déplacement des chenaux de Carentan et d'Isigny (voir fig. 15 pour la localisation des radiales). 21
- **Fig. 11** - Localisation des portes à flot. 22
- **Fig. 12** - Première catographie des dépôts en baie des Veys, d'après J. LE GALL (1970). 23
- **Fig. 13** - Les ressources vivantes en baie des Veys, d'après GUILLAUD et SYLVAND (1976). 25
- **Fig. 14** - Localisation des substrats de prospection difficile ou dangereuse en baie des Veys. 30
- **Fig. 15** - Répartition schématique des radiales adoptées en baie des Veys pour l'ensemble des campagnes. 32
- **Fig. 16** - Perche de prélèvement. 34

- **Fig. 17** - Diagramme de représentation granulométrique : 1 courbe de fréquence. 2 courbe cumulative. 3 courbe en ordonnée de probabilité. 38
- **Fig. 18** - Protocole général pour l'étude des sédiments. 40
- **Fig. 19** - Le T.A.S.M. (photo DUCROTOY). 45
- **Fig. 20** - Recherche de l'aire minimale sur une station à 20 replicats de 0,04 m². 49
- **Fig. 21** - Taux de destruction de la calcite et de l'aragonite en fonction de la température, d'après DUPONT, communication personnelle. 51
- **Fig. 22** - Protocole général d'étude du macrozoobenthos. 54
- **Fig. 23** - Evolution de la qualité des eaux douces arrivant en baie des Veys par le chenal de Carentan de 1976 à 1989, d'après le S.R.A.E.-DIREN de Basse-Normandie. 62
- **Fig. 24** - Débits de la station d'épuration de Carentan. 64
- **Fig. 25** - MES de la station d'épuration de Carentan. 64
- **Fig. 26** - DBO5 et DCO de la station d'épuration de Carentan. 64
- **Fig. 27** - NH4 et NTK de la station d'épuration de Carentan. 65
- **Fig. 28** - Répartition des salinités (g/l) à haute mer en baie des Veys, campagne de 1974 : position des stations, carte des isohalines (moyennes sur la tranche d'eau) et coupes théoriques. 66
- **Fig. 29** - Répartition des nitrites en µg/l à haute mer en baie des Veys, campagne de 1974 : position des stations, carte des isoconcentrations (moyennes sur la tranche d'eau) et coupes théoriques. 67
- **Fig. 30** - Répartition des détergents anioniques en µg/l à haute mer en baie des Veys, campagne de 1974 : position des stations, carte des isoconcentrations (moyennes sur la tranche d'eau) et coupes théoriques. 68
- **Fig. 31** - Zone des anomalies de corrélation entre le pH et la salinité. Hachures horizontales : salinités marines associées aux pH faibles. Hachures verticales : dessalures associées à de pH forts. 70
- **Fig. 32** - Localisation des prélèvements hydrologiques de la campagne de 1992. 71
- **Fig. 33** - Diagramme des corrélations négatives de PO⁴, NO² et NO³ avec la salinité. 73
- **Fig. 34** - Diagrammes des corrélations positives. 74
- **Fig. 35** - Diagramme des corrélations entre NH⁴ et la salinité. 75
- **Fig. 36** - Morphologie de la zone intertidale de la baie des Veys en 1969. 81
- **Fig. 37** - Morphologie de la zone intertidale de la baie des Veys en 1992. 81
- **Fig. 38** - Localisation des endigages de polders les plus récents (1969-972) sur fond de carte sédimentaire de J. LE GALL (1970). 85
- **Fig. 39** - Analyse factorielle des résultats granulométriques de la campagne de 1973, plan (1,2). 86
- **Fig. 40** - Répartition des dépôts en baie des Veys en 1973. 87

	400
- Fig. 41 - Analyse factorielle des résultats granulométriques de la campagne de 1977, plan (1,2).	89
- Fig. 42 - Répartition des dépôts en baie des Veys en 1977.	89
- Fig. 43 - Analyse factorielle des résultats granulométriques de la campagne de 1985, plan (1,2).	90
- Fig. 44 - Analyse factorielle des résultats granulométriques de la campagne de 1986, plan (1,2).	91
- Fig. 45 - Répartition des dépôts en baie des Veys, d'après les résultats des analyses granulométriques de 1985 et 1986.	92
- Fig. 46 - Analyse factorielle des résultats granulométriques de la campagne de 1992, plan (1,2).	93
- Fig. 47 - Répartition des dépôts en baie des Veys en 1992 et nouveau parcours des chenaux.	94
- Fig. 48 - Développement de l'envasement au nord-est de la baie des Veys en 1992. En fond de carte : contour des parcs conchylicoles de Grandcamp-Maisy.	95
- Fig. 49 - Localisation des stations du programme européen COST 647 en baie des Veys.	95
- Fig. 50 - Analyse factorielle des résultats granulométriques sur les stations suivies du COST VE1 et VE2, plan (1,2).	97
- Fig. 51 - Analyse factorielle des résultats granulométriques sur la station COST VE1 et succession chronologique, plan (1,2).	99
- Fig. 52 - Analyse factorielle des résultats granulométriques sur la station COST VE2 et succession chronologique, plan (1,2).	100
- Fig. 53 - Evolution des caractéristiques sédimentaires de la station VE1 du COST 647.	101
- Fig. 54 - Evolution des caractéristiques sédimentaires de la station VE2 du COST 647.	101
- Fig. 55 - Evolution des caractéristiques sédimentaires de la station suivie du PNDR-coque.	102
- Fig. 56 - Représentation en analyse factorielle du suivi à court terme 1977-1978 sur quatre stations de la baie des Veys	110
- Fig. 57 - Evolution des biomasses macrozobenthiques intertidales sur le suivi annuel de quatre stations de la baie des Veys (mars 1977-mars 1978). Traits forts et trames : biomasse totale. Traits fins : biomasses sans <i>Arenicola marina</i> ni <i>Cerastoderma edule</i> .	111
- Fig. 58 - Biomasses comparées du macrozoobenthos dans différents biotopes.	112
- Fig. 59 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Madeleine MA en 1977.	115
- Fig. 60 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Madeleine MA en 1986.	116
- Fig. 61 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Madeleine MA en 1992.	117

- **Fig. 62** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Géfosse GE en 1973. 119
- **Fig. 63** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Géfosse GE en 1974. 119
- **Fig. 64** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Géfosse GE en 1976-77. 120
- **Fig. 65** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Géfosse GE en 1979. 121
- **Fig. 66** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Géfosse GE en 1986. 122
- **Fig. 67** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Géfosse GE en 1992. 123
- **Fig. 68** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Grand Vey VE en 1973. 124
- **Fig. 69** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Grand Vey VE en 1974. 125
- **Fig. 70** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Grand Vey VE en 1977. 126
- **Fig. 71** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Grand Vey VE en 1979. 126
- **Fig. 72** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Grand Vey VE en 1986. 127
- **Fig. 73** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Grand Vey VA en 1992. 128
- **Fig. 74** - Répartition qualitative des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Petite Dune DU en 1973. 130
- **Fig. 75** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Petite Dune DU en 1974. 130
- **Fig. 76** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Petite Dune DU en 1976-77. 132
- **Fig. 77** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Petite Dune DU en 1979. 133
- **Fig. 78** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Petite Dune DU en 1986. 134
- **Fig. 79** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de La Petite Dune DU en 1992. 135
- **Fig. 80** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la nouvelle radiale du Grand Vey VB en 1992. 137
- **Fig. 81** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Brévands BR en 1973. 138
- **Fig. 82** - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Brévands BR en 1974. 139

- Fig. 83 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Brévands BR en 1979.	140
- Fig. 84 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Brévands BR en 1985-86.	141
- Fig. 85 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Brévands BR en 1992.	142
- Fig. 86 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Wigwam WI en 1981.	144
- Fig. 87 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Wigwam WI en 1986.	145
- Fig. 88 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale du Wigwam WI en 1992.	146
- Fig. 89 - Répartition des espèces macrozoobenthiques le long de la radiale de Géfosse-Fontenay en 1992.	147
- Fig. 90 - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale de Maisy MY en 1974.	149
- Fig. 91 - Répartition du macrozoobenthos le long de la radiale du site ostréicole OS en 1992.	150
- Fig. 92 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1974 : haute et moyenne plage.	153
- Fig. 93 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1977 : haute et moyenne plage.	154
- Fig. 94 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1985-86 : haute et moyenne plage.	155
- Fig. 95 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1992 : haute et moyenne plage.	156
- Fig. 96 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1974 : basse plage.	158
- Fig. 97 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1977 : basse plage.	159
- Fig. 98 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1985-86 : basse plage.	162
- Fig. 99 - Répartition du macrozoobenthos intertidal de la baie des Veys en 1992 : basse plage.	163
- Fig. 100 - Analyse factorielle des correspondances, radiale de la Madeleine : plan des axes 1 et 2.	166
- Fig. 101 - Analyse factorielle des correspondances, radiale de la Petite Dune : plan des axes 1 et 2.	168
- Fig. 102 - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Grand Vey VA : plan des axes 1 et 3.	170

- **Fig. 103** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Grand Vey VA :
plan des axes 1 et 2. 171
- **Fig. 104** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Grand Vey VA :
plan des axes 1 et 4. 171
- **Fig. 105** - Analyse factorielle des correspondances, nouvelle radiale du Grand Vey
VB et stations du COST 647 : plan des axes 1 et 2. 173
- **Fig. 106** - Analyse factorielle des correspondances, nouvelle radiale du Grand Vey
VB et stations du COST 647 : plan des axes 1 et 3. 173
- **Fig. 107** - Analyse factorielle des correspondances, nouvelle radiale du Grand Vey
VB et stations du COST 647 : plan des axes 1 et 4. 174
- **Fig. 108** - Evolution a long terme des densités du gastéropode *Hydrobia ulvae* sur
la station VE2 du COST 647. 174
- **Fig. 109** - Analyse factorielle des correspondances, stations VE1 et VE2 du COST
647 : plan des axes 1 et 2. 175
- **Fig. 110** - Analyse factorielle des correspondances, essai préliminaire sur la station
VE1 du COST 647 : plan des axes 1 et 2. 177
- **Fig. 111** - Analyse factorielle des correspondances, nouvelle analyse sur la station
VE1 du COST 647 : plan des axes 1 et 2. 178
- **Fig. 112** - Analyse factorielle des correspondances, nouvelle analyse sur la station
VE1 du COST 647 : plan des axes 1 et 3. 178
- **Fig. 113** - Analyse factorielle des correspondances, ensemble de la radiale de
Brévands : plan des axes 1 et 2. 180
- **Fig. 114** - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de
Brévands : plan des axes 1 et 2. 182
- **Fig. 115** - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de
Brévands : plan des axes 1 et 3. 182
- **Fig. 116** - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de
Brévands : plan des axes 1 et 4. 183
- **Fig. 117** - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de
Brévands : plan des axes 2 et 3. 183
- **Fig. 118** - Analyse factorielle des correspondances, partie haute de la radiale de
Brévands : plan des axes 2 et 4. 184
- **Fig. 119** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Wigwam : plan des
axes 1 et 2. 185
- **Fig. 120** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du Wigwam : plan des
axes 1 et 3. 185
- **Fig. 121** - Analyse factorielle des correspondances, radiale de Géfosse : plan des
axes 1 et 2. 187
- **Fig. 122** - Analyse factorielle des correspondances, radiale de Géfosse : plan des
axes 1 et 3. 187

- **Fig. 123** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du G fosse : plan des axes 2 et 3. 188
- **Fig. 124** - Analyse factorielle des correspondances, radiale du G fosse : plan des axes 1 et 4. 188
- **Fig. 125** - Analyse factorielle des correspondances, radiales du flanc est de la baie des Veys : plan des axes 1 et 2. 189
- **Fig. 126** - Analyse factorielle des correspondances, radiales du flanc est de la baie des Veys : plan des axes 1 et 3. 190
- **Fig. 127** - Analyse factorielle des correspondances, ensemble des stations de la baie des Veys, plan des axes 1 et 2. Regroupement chronologique. 192
- **Fig. 128** - Analyse factorielle des correspondances, ensemble des stations de la baie des Veys, plan des axes 1 et 3. Regroupement chronologique. 193
- **Fig. 129** - Analyse factorielle des correspondances, ensemble des stations de la baie des Veys, plan des axes 1 et 2. Radiales regroupées. 194
- **Fig. 130** - Analyse factorielle des correspondances, ensemble des stations de la baie des Veys, plan des axes 1 et 3. Radiales regroupées. 194
- **Fig. 131** - Analyse factorielle des correspondances sur l'ensemble des stations de la baie des Veys en 1974, plan des axes 1 et 2. Radiales regroupées. 195
- **Fig. 132** - Analyse factorielle des correspondances sur l'ensemble des stations de la baie des Veys en 1992, plan des axes 1 et 2. Radiales regroupées. 196
- **Fig. 133** - Analyse factorielle des correspondances sur l'ensemble des stations de la baie des Veys sans Grandcamp-Maisy en 1992, plan des axes 1 et 3. 197
- **Fig. 134** - Classification rang/densité des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1974. 198
- **Fig. 135** - Classification rang/densité des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1977. 198
- **Fig. 136** - Classification rang/dominance des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1979. 199
- **Fig. 137** - Classification rang/densité des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1986-86. 200
- **Fig. 138** - Classification rang/densité des espèces macrozoobenthiques intertidales en baie des Veys, campagne de 1992. 201
- **Fig. 139** - Répartition de *Scoloplos armiger* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1992. 203
- **Fig. 140** - Répartition d'*Urothoe grimaldii* et *U. pulchella* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1986. 204
- **Fig. 141** - Répartition d'*Urothoe grimaldii* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1992. 205
- **Fig. 142** - Evolution de la récolte des coques en Basse Normandie de 1974   1988. D'après les données fournies par l'Administration des Affaires Maritimes, Quartier de Caen. 208

- **Fig. 143** - Evolutions comparées de la récolte des coques en baie des Veys et en baie de Somme. D'après les données fournies par les Affaires Maritimes de Caen et de Boulogne. 209
- **Fig. 144** - Répartition de *Cerastoderma edule* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1985 et 86. 209
- **Fig. 145** - Répartition de *Cerastoderma edule* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1992. 210
- **Fig. 146** - Déplacement des plus fortes densités de *Cerastoderma edule* en baie des Veys de 1985-86 à 1992. 211
- **Fig. 147** - Evolution des précipitations et des températures sous abri. Moyennes annuelles, station météorologique d'Englesqueville-la-Percée. D'après les documents de la Météorologie Nationale, station de Caen-Carpique. Sous la figure : périodes d'effondrement de la récolte des coques en baie de Somme et en baie des Veys. D'après les documents de la Météorologie Nationale, station de Caen-Carpique. 212
- **Fig. 148** - Répartition de *Pygospio elegans* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1985-86. 215
- **Fig. 149** - Répartition de *Pygospio elegans* en baie des Veys, résultats de la campagne de 1992. 216
- **Fig. 150** - Localisation des populations de *Pygospio elegans* et de *Cerastoderma edule* en baie des Veys en 1992. 217
- **Fig. 151** - Répartition de *Lanice conchilega* sur le flanc est de la baie des Veys, dans la zone conchylicole de Grandcamp-Maisy. 219
- **Fig. 152** - Comparaison entre les densités de *Lanice conchilega* et la teneur en pélites des sédiments superficiels sur la zone conchylicole du flanc est. 219
- **Fig. 153** - Résumé des hypothèses concernant la prolifération des annélides tubicoles à comportement opportuniste en baie des Veys. Evolution des précipitations et des températures sous abri. Moyennes annuelles, station météorologique d'Englesqueville-la-Percée. 220
- **Fig. 154** - Evolution des indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Piélou sur l'ensemble des stations de la baie des Veys de 1974 à 1992. 222
- **Fig. 155** - Morphologie intertidale possible de la baie des Veys vers 2020-2040 ; hypothèse dans le cas de l'absence d'aménagements nouveaux et de phénomènes météorologiques exceptionnels. 236
- **Fig. 156** - Répartition possible des dépôts intertidaux en baie des Veys vers 2020-2040 ; hypothèse dans le cas de l'absence d'aménagements nouveaux et de phénomènes météorologiques exceptionnels. L'évolution des limites terrestres n'a pas été représentée. 237
- **Fig. 157** - Répartition générale possible du macrozoobenthos intertidal en la baie des Veys vers 2020-2040 ; hypothèse dans le cas de l'absence d'aménagements nouveaux et de phénomènes météorologiques exceptionnels. 239

TABLEAUX

- <u>Tableau I</u> - Organisation des échantillonnages en baie des Veys. C = campagne de couverture intertidale complète ; P = campagne de couverture intertidale partielle.	6
- <u>Tableau II</u> - L'avifaune en baie des Veys, observée sur les schorres et les slikkes. D'après DESLIENS (G.O.N.), in GUILLAUD & SYLVAND (1976).	27
- <u>Tableau III</u> - Correspondance entre les codes utilisés en analyse factorielle des sédiments et les mailles de tamis.	39
- <u>Tableau IV</u> - Fiche de saisie des sous-échantillons du macrozoobenthos intertidal.	53
- <u>Tableau V</u> - Résultats des analyses hydrologiques effectuées en 1992.	72
- <u>Tableau VI</u> - Matrices des corrélations à partir des données brutes et des données transformées en log (x+1).	73
- <u>Tableau VII</u> - Corrélations négatives élevées.	73
- <u>Tableau VIII</u> - Corrélations positives fortes.	74
- <u>Tableau IX</u> - Correspondance des codes et des dates de prélèvements pour les stations estuariennes suivies VE1 et VE2 du COST 647.	96
- <u>Tableau X</u> - Macrozoobenthos intertidal rencontré en baie des Veys depuis 1973 : 13 indéterminés, 7 déterminés au genre, 98 déterminés à l'espèce.	107
- <u>Tableau XI</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de La Madeleine MA en 1977.	115
- <u>Tableau XII</u> - Diversité et équitabilité de sur les stations de La Madeleine MA en 1986.	116
- <u>Tableau XIII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de La Madeleine MA en 1992.	117
- <u>Tableau XIV</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse GE en 1974.	120
- <u>Tableau XV</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse GE en 1979.	121
- <u>Tableau XVI</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse GE en 1986.	122
- <u>Tableau XVII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse GE en 1992.	123
- <u>Tableau XVIII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey VE en 1974.	125
- <u>Tableau XIX</u> - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey VE en 1979.	126
- <u>Tableau XX</u> - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey VE en 1986.	127
- <u>Tableau XXI</u> - Diversité et équitabilité sur les stations du Grand Vey VA en 1992.	128
- <u>Tableau XXII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de La Petite Dune DU en 1974.	131
- <u>Tableau XXIII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de La Petite Dune DU en 1976-77.	132

- <u>Tableau XXIV</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de La Petite Dune DU en 1979.	133
- <u>Tableau XXV</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de La Petite Dune DU en 1986.	134
- <u>Tableau XXVI</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de La Petite Dune DU en 1992.	135
- <u>Tableau XXVII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de la nouvelle radiale du Grand Vey VB en 1992.	137
- <u>Tableau XXVIII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Brévands BR en 1974.	139
- <u>Tableau XXIX</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Brévands BR en 1979.	140
- <u>Tableau XXX</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Brévands BR en 1985-86.	143
- <u>Tableau XXXI</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Brévands BR en 1992.	143
- <u>Tableau XXXII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations du Wigwam WI en 1981.	144
- <u>Tableau XXXIII</u> - Diversité et équitabilité sur les stations du Wigwam WI en 1986.	145
- <u>Tableau XXXIV</u> - Diversité et équitabilité sur les stations du Wigwam WI en 1992.	146
- <u>Tableau XXXV</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de Géfosse-Fontenay GF en 1992.	148
- <u>Tableau XXXVI</u> - Diversité et équitabilité sur les stations de la zone conchylicole nord-est en 1992.	151
- <u>Tableau XXXVII</u> - Présence des espèces de haute et moyenne plage en baie des Veys durant les campagnes biocénotiques quantitatives de 1974 à 1992.	157
- <u>Tableau XXXVIII</u> - Présence des espèces de basse plage en baie des Veys durant les campagnes biocénotiques quantitatives de 1974 à 1992.	160
- <u>Tableau XXXIX</u> - Répartition générale des espèces macrozoobenthiques intertidales de la baie des Veys.	164

Et après, qu'est-ce qu'on fait ?



- on continue, bien sûr !

*Cet ouvrage a été tiré à 100 exemplaires
par le service de reprographie de
l'Université de CAEN
en Mars 1995*

*Le financement en a été assuré par le G.E.M.E.L.
Groupe d'Etude des Milieux Estuariens et littoraux
équipe associée de l'Université de Caen*

GEMEL



RÉSUMÉ

La baie des Veys, située sur le littoral des côtes françaises de la Manche orientale (baie de Seine), est connue pour ses capacités conchylicoles, ses gisements de coques et son avifaune hivernante et de passage. Les faciès morphosédimentaires et les biofaciès intertidaux de ce site de 37 Km² ont été suivis de 1972 à 1993. Le début de l'étude coïncide avec les derniers endigages de polders qui supprimèrent brutalement d'importantes surfaces de schorre et de slikkes estuariennes. La suite de l'histoire évolutive de la baie des Veys montre un réajustement de la répartition des dépôts et des faciès morphologiques qui favorise les sédiments les plus fins au détriment des sables marins, à l'exception d'une barre de déferlement intrusive qui s'allonge le long du flanc ouest vers l'intérieur de la baie. Corrélativement, les biofaciès macrobenthiques estuariens s'étendent vers le nord et vers le centre de la baie, tandis que les peuplements à caractère marin se réduisent de manière synchrone. Le rehaussement des slikkes qui accompagne ces transformations se matérialise au niveau du compartiment biologique par un déplacement des bancs de coques, tandis que la progression des biofaciès estuariens déstabilise les sédiments et les biocénoses macrozoobenthiques du flanc est, remarquablement homogène au début de l'étude. Un autre type d'aménagement, lié à l'extension du site conchylicole de Grandcamp-Maisy, provoque également des transformations importantes de la couverture sédimentaire et des biocénoses macrozoobenthiques du flanc est. L'ensemble de la baie semble présenter des signes d'eutrophisation à travers le sur-développement récent d'espèces animales opportunistes. L'analyse du suivi évolutif de la baie des Veys permet d'élaborer des hypothèses sur les transformations à venir.

Mots-clés : baie des Veys, Manche, intertidal, estuaire, évolution, long-terme, macrozoobenthos, sédiments, morphologie, aménagements, eutrophisation.

ABSTRACT

The baie des Veys (Bay of Seine, French coast of the English Channel) is well known for its seashell production potential, its cockles fisheries and its wintering and migrating bird populations. A long-term survey of the morphosedimentary facies and associated macrobenthic fauna was carried out in 1972-1993 on 37 km² of intertidal area. The start of the study coincided with the latest phase of a land reclamation scheme which resulted in the loss of further large areas of salt marshes and estuarine mud flats. Following changes in the baie des Veys consisted in a new balance in the distribution of morphological facies and of sediment deposits. Finer grained sediments deposition was facilitated whereas marine sand deposition decreased except over a narrow-shaped surge-built sand bar along the western shore line. The shore-bar showed a uninterrupted extension into the bay. In the meanwhile, the estuarine macrobenthic facies showed similar spatial trends to the northern and central parts of the bay, whereas marine communities decreased synchronically. In consequence of the above changes, estuarine mud flats raised in altitude and *Cerastoderma edule* beds were constrained to move to the north and the centre of the bay and, consequently, sediments and communities of the formerly remarkably homogeneous eastern side receded. Other recent managerial initiatives included the re-development of the shellfish production area at Grandcamp-Maisy where changes in the sediment and macrobenthic assemblages distribution took place on a large scale. In the entire bay, eutrophication problems seemed to take place and this was shown through the outburst of opportunistic animals species (*Pygospio elegans* and *Lanice conchilega*). Further processing of the data on past changes observed in the baie des Veys resulted in new hypotheses on changes to take place in the future.

Key-words : Baie des Veys, English Channel, intertidal, estuary, evolution, long-term, macrozoobenthos, sediments, morphology, management, eutrophication.