



HAL
open science

**APPLICATION D'INDICES DE QUALITÉ
ÉCOLOGIQUE DES ESTUAIRES EN MANCHE
CENTRALE ET ORIENTALE Comparaison de la Seine
et de la Somme Application of two estuary quality
indices to the central and western channel: status of the
Somme and Seine estuaries (France)**

J.G. Wilson, J.P. Ducrotoy, M. Desprez, B. Elkaim

► **To cite this version:**

J.G. Wilson, J.P. Ducrotoy, M. Desprez, B. Elkaim. APPLICATION D'INDICES DE QUALITÉ ÉCOLOGIQUE DES ESTUAIRES EN MANCHE CENTRALE ET ORIENTALE Comparaison de la Seine et de la Somme Application of two estuary quality indices to the central and western channel: status of the Somme and Seine estuaries (France). Vie et Milieu / Life & Environment, 1987, pp.1-11. hal-03024914

HAL Id: hal-03024914

<https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03024914v1>

Submitted on 26 Nov 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

APPLICATION D'INDICES DE QUALITÉ ÉCOLOGIQUE DES ESTUAIRES EN MANCHE CENTRALE ET ORIENTALE Comparaison de la Seine et de la Somme

Application of two estuary quality indices to the central and western channel : status of the Somme and Seine estuaries (France)

J.G. WILSON⁽¹⁾, J.P. DUCROTOY⁽²⁾, M. DESPREZ⁽²⁾, B. ELKAIM⁽³⁾

(1) Environmental Sciences Unit, Trinity College Dublin 2, Republic of Ireland,
Groupe d'Étude des Milieux Estuariens et Littoraux

(2) Station d'Études en Baie de Somme, 115 quai Jeanne d'Arc, 80230 Saint Valery-sur-Somme, France,
Groupe d'Étude des Milieux Estuariens et Littoraux

(3) Laboratoire d'Hydrobiologie, Université Curie, 12 rue Cuvier, 75005 Paris, France

ESTUAIRES
QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT
ZOOBENTHOS
POLLUANTS CHIMIQUES

RÉSUMÉ. — Deux indices de qualité des estuaires ont été mis au point en Irlande pour permettre de comparer et de classer divers écosystèmes estuariens : l'Indice de Qualité Biologique (I.Q.B) se calcule d'après la proportion de zone intertidale de chaque embouchure, considérée comme abiotique, opportuniste ou stable; l'Indice de Charge Polluante (I.C.P) s'obtient à partir des résultats d'analyses de polluants trouvés dans les sédiments. Pour chaque substance chimique, les valeurs sont classées par rapport à un seuil reconnu comme correspondant à une absence de pollution ou au-dessus duquel il est admis que des effets biologiques irréversibles se produisent. L'I.Q.B. et l'I.C.P. ont été testés dans le nord-ouest de la France sur un estuaire non industrialisé (la Somme) et un autre bordé d'importants complexes industrialoportuaires (la Seine). L'état de qualité de chacun des estuaires français est interprété par référence aux données antérieures acquises en Irlande. Les résultats cadrent bien avec les conclusions obtenues précédemment sur la Somme et sur la Seine mais l'application ponctuelle des deux indices ne peut refléter certains déséquilibres apparus récemment dans chacun des écosystèmes : effondrement de la pêche à pied des Coques en Baie de Somme, perturbations hydrodynamiques dans la Seine. Cette méthode doit donc être associée à des études complémentaires telles que la méthode biosédimentologique classique, dans le cas d'un suivi, dont l'exploitation multivariée des données numériques aboutit à une cartographie évolutive.

ESTUARIES
QUALITY ASSESSMENT
BENTHIC FAUNA
CHEMICAL POLLUTANTS

ABSTRACT. — Two indices of estuarine quality have been developed in Ireland to facilitate intercomparison of diverse estuarine ecosystems : — the Biological Quality Index (B.Q.I.) is based on the proportions of the estuarine intertidal zone classified abiotic, opportunistic or stable; — the Pollution Load Index (P.L.I.) is obtained from analysis of the intertidal sediments for pollutants which are then scored according to baseline (i.e. unpolluted) and threshold (i.e. which adverse biological effects occur) values. The B.Q.I. and P.L.I. were tested in North West France in a non industrialized estuary (Somme) and a fully industrialized one (Seine). Pollution status of the two French estuaries is discussed against worked examples from Irish estuaries. The results agree with previous works done on the Somme and Seine estuaries but the indices do not reflect recent changes in their environments : — collapse of the cockle fisheries in the Somme, — hydrodynamic perturbations in the Seine. Together with the indices, complementary studies must be carried on if a long-term survey is wanted. Such is the classical biosedimentary method which, after multivariate analysis, leads to the mapping of the changes.

INTRODUCTION

De récentes études biologiques et hydrosédimentologiques ont été menées par le Groupe d'Étude des Milieux Estuariens et Littoraux et il en résulte une bonne connaissance de la faune des sédiments meubles des zones intertidales des estuaires du nord-ouest de la France, en particulier ceux de la Somme et de la Seine.

La Somme se jette en Manche dans une vaste baie macrotidale où les activités de pêche sont encore très vivaces et où d'intéressantes expériences aquacoles se développent (Ducrotoy, 1984). Cette baie est surtout connue pour sa vocation de réserve ornithologique, notamment en hiver, bien que la chasse attire encore de nombreux amateurs.

La Seine débouche par un estuaire très chenalisé qui est le siège d'un trafic commercial considérable, et abrite le port du Havre, deuxième port français après Marseille.

Pour favoriser la navigation des embarcations vouées à la pêche artisanale en Somme et des cargos en Seine, les deux estuaires ont été aménagés grâce à des digues submersibles, complétant la poldérisation entreprise à une époque reculée; Ducrotoy & coll. (1985) ont montré l'impact d'ouvrages récents sur l'évolution de la communauté macrozoobenthique à *Macoma balthica*. Néanmoins, malgré la chenalisation, les deux estuaires, considérés chacun dans leur globalité, conservent dans les estrans et les slikkes une assez bonne variété d'invertébrés qui, en première analyse, reflète mal l'existence d'une véritable pollution. Cependant, dans certains secteurs de l'estuaire de la Seine, une faible diversité en relation certaine avec une pollution a été mise en évidence, tant en subtidal (Proniewski & Elkaim 1980) qu'en intertidal (Desprez & coll. 1983). C'est un résultat intéressant qui sera repris à partir de ceux exposés dans cette étude. Quant à la Baie de Somme, ses caractères biologiques (diversité spécifique, distribution générale des peuplements) rappellent ceux de certains estuaires irlandais peu industrialisés (Wilson 1980), considérés par Tomlinson (1980) comme types d'estuaires peu pollués. L'appréciation de cette pollution a fait l'objet de recherches d'indices basés sur la composition des catégories de peuplement (indice biologique) et sur la qualité du sédiment à partir de la concentration en principaux polluants (indice chimique) (Jeffrey & coll. 1985). C'est ce type d'investigations qui a été mené en France sur la Somme et sur la Seine dans le but de tester la fiabilité de ces indices de qualité et de confronter la méthodologie à d'autres estuaires, mais également de vérifier l'état de santé des embouchures des deux cours d'eau en associant les points de vue biologique et chimique.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

La méthode suivie est celle de Jeffrey & Coll (1985) : les estuaires sont cartographiés selon leur composition faunistique et le type de sédiments (Desprez et Coll, 1983; Dupont, 1983; Simon & Coll, 1981). Dans chacune des zones prédéfinies et le long de radiales sélectionnées dans ce but en 1983-84 (Fig. 1 & 2), la faune a été prélevée à 30 cm de profondeur avec un carotteur cylindrique de 1/50 m², tamisée sur place, formolée et colorée à la phloxine B puis triée et dénombrée (Desprez, 1981, Ducrotoy, 1984).

Les échantillons de sédiments, prélevés en surface et à 10 cm de profondeur environ, en juillet 1982 et décembre 1983 dans la Somme et en décembre 1983 dans la Seine, ont été analysés au Trinity College de Dublin, Environmental Sciences Unit.

— un premier sous-échantillon, destiné à l'analyse des hydrocarbures a été séché à 40°C puis l'extraction réalisée à l'hexane et la concentration déterminée par spectrophotométrie à 228 nm et 256 nm suivant le protocole de Levy (1972);

— un autre sous-échantillon a été séché à 100°C puis tamisé à sec. Les analyses portent, alors, sur le sédiment total et sur la fraction standard correspondant aux pélites (particules inférieures à 63 µm) de façon à mieux comparer les stations :

- la teneur en matière organique a été calculée après perte au feu (500°C), l'azote total et le phosphore total par spectrophotométrie après attaque par l'acide sulfurique en présence de potassium et de sélénium, dans l'acide nitrique, sulfurique et perchlorique successivement, puis filtration;
- les métaux lourds ont été mis en évidence par spectrophotométrie d'absorption atomique après attaque par l'acide nitrique puis filtration.

Nous avons adopté, pour caractériser la qualité écologique des estuaires vis-à-vis des pollutions, les indices proposés par Jeffrey & coll (1985) :

— un indice de qualité biologique (I.Q.B.) rend compte de l'impact des perturbations éventuelles qui se répercutent sur le macrozoobenthos intertidal des écosystèmes étudiés,

— un indice de charge de pollution (I.C.P.) résulte de l'analyse des sédiments et traduit la teneur en substances toxiques du substrat.

Chaque calcul aboutit à une notation sur 10, très maniable par les non-spécialistes.

* L'I.Q.B. se calcule après évaluation de la proportion de l'estuaire occupée par des peuplements en équilibre dynamique plus ou moins stable avec l'environnement.

En effet, reprenant les travaux de Leppakowski (1975, 1977) sur la faune des estuaires pollués et la revue bibliographique de Pearson & Rosenberg

(1978) qui fait apparaître la possibilité de considérer certaines espèces benthiques comme indicatrices d'un type de pollution déterminé, nous avons classé chaque faciès (voir Dupont, 1981, pour cette notion) dans l'une des 3 catégories suivantes, s'étendant sur des zones repérables abritant un ou plusieurs faciès :

— *Zone abiotique* : dans le cadre du calcul qui va suivre, ne sera considérée que l'absence ou la rareté extrême de toute faune macro-benthique intertidale;

— *Peuplement opportuniste* : dominé par une ou quelques espèces de petite taille à cycle de développement bref, et présentes en grandes densités;

— *Peuplement stable* : la diversité spécifique rend compte de conditions non-changeantes à moyen ou à long terme; des Bivalves tels que *Macoma balthica* constituent des populations où la plupart des classes d'âge sont représentées.

On évalue les pourcentages des surfaces occupées par ces 3 types de peuplements symbolisés par :

- A = proportion des zones abiotiques,
- B = proportion des zones peuplées d'animaux opportunistes,
- C = proportion des zones stables (ou « normales »).

Seules les zones de slikke et les estrans sableux intertidaux sont pris en compte, ce qui exclut aussi bien le schorre et le pré-schorre que les chenaux et les ports toujours en eau, ainsi que les hauts de plage fréquentés par les véhicules à moteur.

L'I.Q.B. est alors calculé grâce à la formule $I.Q.B. = \text{antilog}_{10}(C - A)$, sachant que $A + B + C = 1$.

* L'I.C.P., considéré comme une approximation de la charge en polluants de l'écosystème estuarien à partir de l'analyse du sédiment, est obtenu pour

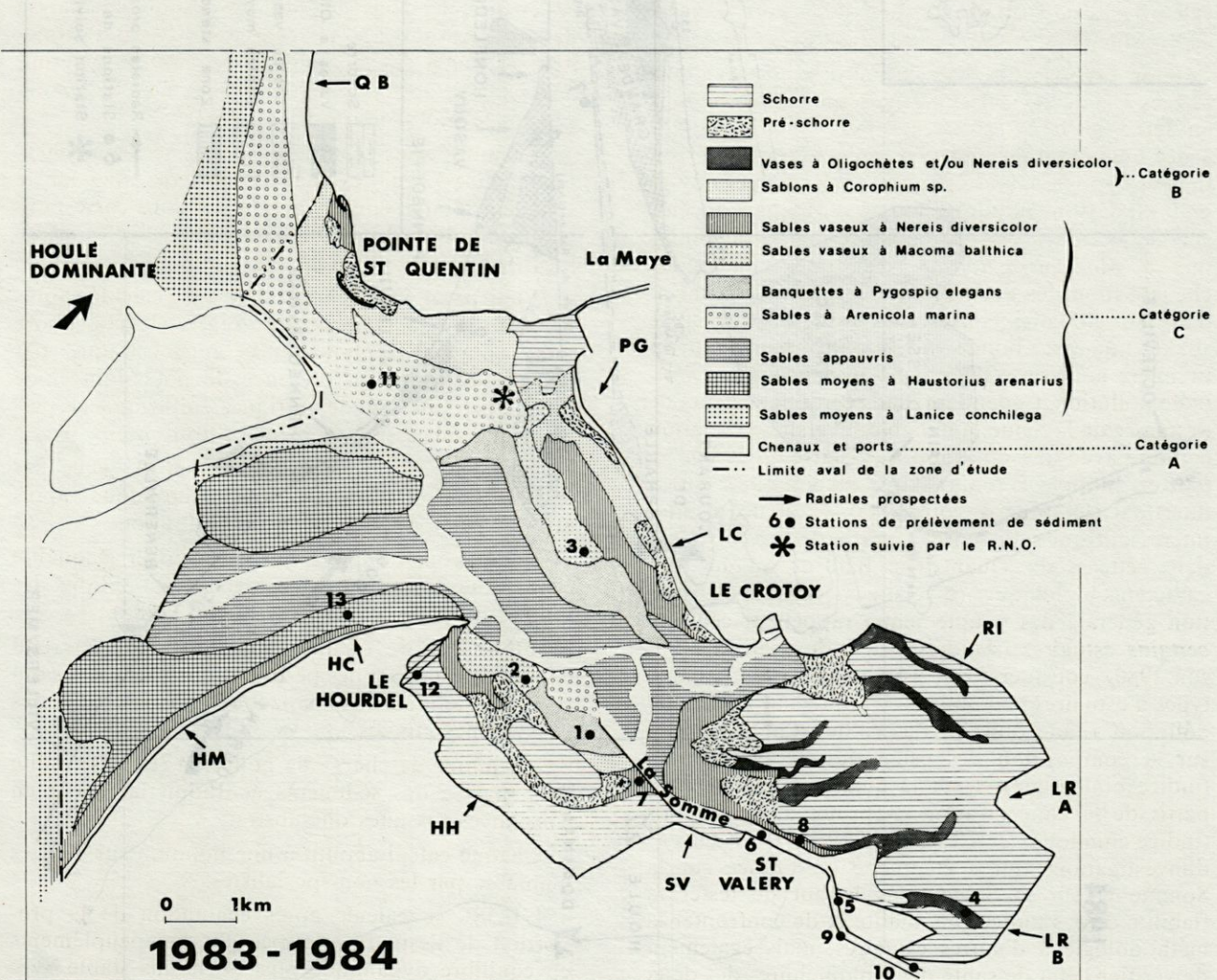
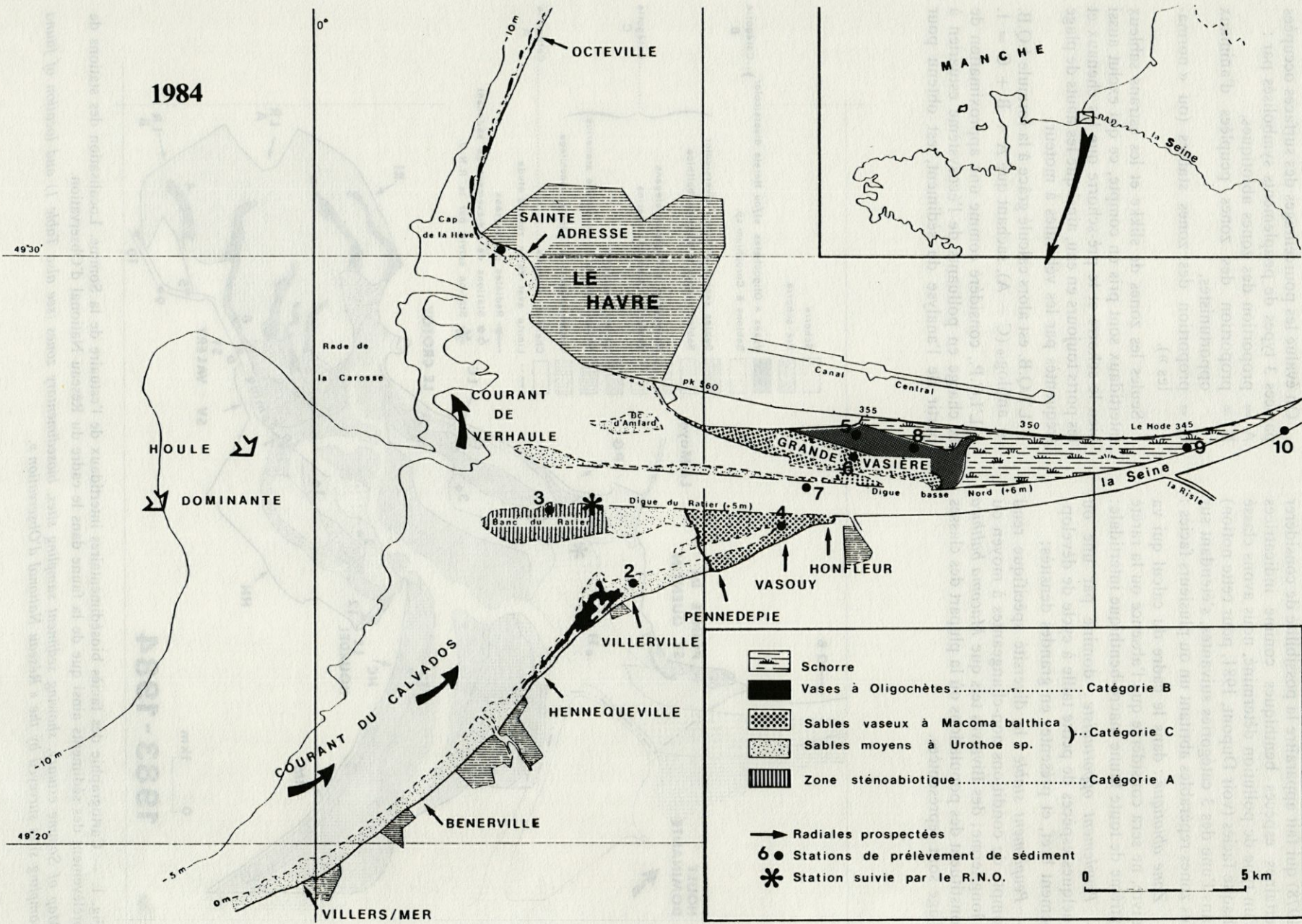


Fig. 1. — Cartographie des faciès biosédimentaires intertidaux de l'estuaire de la Somme. Localisation des stations de prélèvement des sédiments ainsi que de la faune dans le cadre du Réseau National d'Observation.

Map of Somme estuary, showing sediment sampling sites, biosedimentary zones (see also Table 1) and location of fauna sampling sites surveyed by the « Réseau National d'Observation ».



chaque substance chimique en utilisant la différence entre le seuil S, au-dessous duquel le polluant est réputé sans effet sur les systèmes biologiques, et le seuil I où une atteinte irréversible est portée aux organismes vivants. La charge polluante en une substance déterminée CP pour l'estuaire considéré est alors introduite dans la formule :

$$\text{I.C.P. polluant} = \text{I.C.P.}_n \\ = \text{antilog}_{10} \left(1 - \frac{\text{CP} - \text{S}}{\text{I} - \text{S}} \right);$$

pour chaque station, on a :

$$\text{I.C.P. station} = \text{I.C.P.}_j \\ = (\text{I.C.P.}_1 \times \text{I.C.P.}_2 \times \dots \times \text{I.C.P.}_n)^{1/n}$$

pour n polluants;

pour l'estuaire entier, la somme des valeurs pour toutes les stations donne :

$$\text{I.C.P. estuaire} = (\text{I.C.P.}_1 \times \dots \times \text{I.C.P.}_j)^{1/j}$$

pour j stations.

Au contraire de l'I.Q.B., l'I.C.P. tient compte des sédiments toujours immergés comme ceux du fond des chenaux et des ports.

En complément d'information, les 5 polluants atteignant les valeurs relatives les plus élevées par site ont servi à préciser chaque *I.C.P. estuaire* sous la forme d'un indice dénommé : *I.C.P. 5*.

Qu'il s'agisse de l'un ou l'autre indice, une note élevée traduit un bon état de l'estuaire tandis qu'une note tendant vers zéro laisse supposer l'existence de perturbations graves.

RÉSULTATS

Les peuplements benthiques des 2 estuaires étudiés appartiennent à la « *Macoma community* » telle qu'elle a été définie par Thorson en 1957; leur distribution, mise en évidence par une étude biocénotique classique, a été confirmée par une analyse factorielle des correspondances qui a démontré le rôle primordial joué par les conditions hydrodynamiques locales et justifié les regroupements des espèces dans les différents faciès (Desprez, 1985; Ducrottoy et coll, 1986).

Les radiales prospectées en Somme ont permis d'établir une nouvelle cartographie des peuplements de l'estuaire (Fig. 1) depuis l'inventaire réalisé en 1978 par Simon et coll. (1981). Ce nouveau document a permis de classer les différents faciès dans

les 3 catégories définies antérieurement et d'établir le pourcentage occupé spatialement par chacune d'elle, puis de calculer l'I.Q.B. et localiser les stations de prélèvements de sédiments pour le calcul de l'I.C.P. (Tabl. I).

Tabl. I. — Faciès biosédimentaires et stations de prélèvements de sédiments échantillonnés dans les estuaires de la Somme et de la Seine. Se reporter également aux fig. 1 et 2 respectivement, ainsi qu'au texte.

Biosedimentary zones and sediment sampling sites assigned in Somme and Seine estuaries. See also fig. 1 and 2 respectively and text.

Site	Faciès biosédimentaires	Stations de prélèvement de sédiments
SOMME	Chenal principal	6
	Vases à Oligochètes	12,4
	Canal maritime	10
	Port	5,9
	Sables à Spionidés	1
	Sables peu envasés à <i>Macoma balthica</i>	2
	Sables peu envasés à <i>Cerastoderma edule</i>	3
	Sables vaseux à <i>Nereis diversicolor</i>	7,8
	Sables à <i>Arenicola marina</i>	11
Sables propres à <i>Haustorius arenarius</i>	13	
SEINE	Chenaux du schorre	9
	Chenal principal	10
	Sables instables	3,7
	Vases à Tubificidés	6,8
	Sables vaseux à <i>Macoma balthica</i>	4,5
	Sables propres à <i>Urothoe sp.</i>	1,2

Dans l'estuaire de la Seine (Fig. 2), la même démarche a été effectuée à partir de la cartographie dressée en 1980 (Desprez et coll. 1983) et réactualisée en 1984 (Desprez & Dupont, 1985) à l'occasion d'importants travaux d'aménagement sur les digues de calibrage du chenal.

Les résultats concernant les 2 I.Q.B. sont les suivants :

$$\text{I.Q.B. (Somme)} = \text{antilog}_{10} (0,796-0,073) = 5,29 \\ \text{I.Q.B. (Seine)} = \text{antilog}_{10} (0,724-0,137) = 3,87$$

Les résultats concernant l'I.C.P. sur le sédiment total apparaissent dans le tableau II. Pour chaque station, les 5 polluants les plus perturbants figurent en italiques; ainsi, 2 versions de l'I.C.P. ont été calculées entre lesquelles il existe une bonne concordance.

Pour la Somme, les maxima et minima atteignent respectivement :

$$\text{ICP 5 maxi} = 6,67 \quad \text{ICP 5 mini} = 0,012 \\ \text{ICP estuaire maxi} = 7,76 \quad \text{ICP estuaire mini} = 0,18$$

Fig. 2. — Cartographie des faciès biosédimentaires intertidaux de l'estuaire de la Seine. Localisation des stations de prélèvement des sédiments ainsi que de la faune dans le cadre du Réseau National d'Observation.

Map of Seine estuary, showing sediment sampling sites, biosedimentary zones (see also Table 1) and location of fauna sampling sites surveyed by the « Réseau National d'Observation ».

et les moyennes géométriques :

ICP 5 = 1,55

ICP estuaire = 3,37

Les plus mauvais résultats se manifestent dans les sédiments du canal maritime d'Abbeville, du port de Saint-Valery-sur-Somme et du canal à Poissons qui se jette au Hourdel (stations 9, 10 et 12). Au contraire, le fond d'estuaire (station 4) parvient au premier rang des I.C.P. par station; la note maximale attribuée à la station 4 est cependant inférieure à 8 (ICP estuaire = 7,76) du fait de teneurs élevées en fer qui dépendent vraisemblablement du piégeage des eaux douces en fond de baie à marée haute. Ainsi, le réseau hydrographique joue un rôle évident dans la pollution chimique des sédiments qui se trouvent sous son influence directe.

Pour la Seine, les maxima et minima atteignent respectivement :

ICP 5 maxi = 5,51 ICP 5 mini = 0,0012

ICP estuaire maxi = 7,45 ICP estuaire mini = 0,051

et les moyennes géométriques :

ICP 5 = 0,17

ICP estuaire = 0,84

Les concentrations en polluants de cet estuaire s'avèrent globalement plus élevées que dans la Somme (seul le nickel fait exception), les valeurs de l'I.C.P. indiquant une charge polluante environ 2 fois supérieure. Les sédiments les plus pollués de l'estuaire se situent en amont : vases du bord du chenal principal (stations 9 et 10), sables vaseux de la grande vasière nord (stations 8 et 5). Les sédiments présentant les plus faibles charges en polluants sont au contraire situés à l'embouchure (stations 1 et 2) et dans la fosse sud (sables vaseux de la station 4). Ce classement des stations fait ressortir une dissymétrie nord-sud de l'estuaire qui est vraisemblablement le reflet de celle due aux conditions hydrodynamiques (Desprez et coll. 1983).

La comparaison des niveaux de pollution standardisés dans la fraction fine, qui apparaît dans le tableau III, fait là encore ressortir des niveaux plus élevés en Seine. Parmi les polluants recherchés, le phosphore, le cadmium, le zinc, le cuivre, le plomb et le manganèse sont significativement supérieurs dans cet estuaire; seul le nickel présente une teneur moindre, mais de façon non significative.

Tabl. III. — Même type de données que Tabl. II pour la fraction du sédiment inférieure à 63 μm avec, pour chaque estuaire, moyennes (x) et écarts standards (sd) et, pour comparer les 2 estuaires, le test de Student (t) et la probabilité liée à ce test (p).

As Table II for < 63 μm fraction with means (x) and standard deviations (sd) for each estuary and comparison of the two estuaries by t test showing t value (t) and probability (p).

SOMME	N	P	Cd	Cr	Zn	Cu	Pb	Fe (%)	Mn	Ni
SO 1	—	—	0.45	—	51.44	7.55	12.00	2.62	—	—
2	—	—	0.45	—	56.74	7.68	10.46	2.17	—	—
3	—	—	0.45	—	84.20	6.97	9.93	2.30	—	—
4	—	—	0.77	—	93.09	17.56	29.83	2.31	—	—
5	—	—	1.02	—	110.94	16.43	17.68	2.03	—	—
6	—	—	0.59	—	86.89	10.48	13.40	2.36	—	—
7	1 691	558	0.99	29.21	69.15	5.96	19.88	—	185.0	29.21
8	1 187	439	0.98	19.88	49.70	6.89	9.85	—	188.9	29.82
9	994	363	0.98	29.66	98.86	13.78	19.69	—	168.1	19.77
10	3 079	1 144	1.96	79.72	241.1	46.12	68.69	—	338.8	29.90
11	—	—	—	181.5	72.61	—	—	—	181.5	72.61
12	2 486	703	0.99	39.43	78.87	8.95	29.82	—	256.3	29.58
13	—	—	—	45.77	45.77	—	—	—	183.1	45.77
x	1 887.4	641.4	0.88	60.68	88.18	13.49	21.96	2.30	214.5	36.67
(sd)	(881.1)	(309.0)	(0.43)	(56.68)	(52.37)	(11.54)	(17.10)	(0.20)	61.86)	(17.60)
SEINE										
1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
2	—	—	—	48.22	77.15	—	—	—	202.5	28.93
4	1 278	528	0.98	59.66	119.3	16.64	29.36	—	318.2	19.89
5	2 960	1 969	1.97	138.7	247.8	45.20	78.61	—	654.1	39.64
6	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
8	2 189	1 661	1.98	107.7	195.8	31.61	49.39	—	489.5	39.16
9	2 193	1 613	2.99	88.70	177.4	36.87	49.82	—	502.7	29.57
10	2 289	1 438	2.98	109.4	199.0	40.77	59.66	—	517.4	39.80
x	2 181.8	1 441.8	2.18	92.06	169.4	34.22	53.37	—	447.4	32.83
(sd)	(598.8)	(545.5)	(0.84)	(33.77)	(61.32)	(11.03)	(17.90)	—	(160.7)	(8.10)
t	0.618	3.028	4.174	1.182	2.984	3.373	3.360	—	4.029	0.489
p	0.28	0.008	0.0005	0.13	0.004	0.002	0.00	—	0.001	0.32

DISCUSSION

La faune des deux estuaires étudiés (Somme et Seine) correspond aux peuplements typiques européens de la zone tempérée et les bio-faciès mis en évidence intègrent parfaitement les facteurs physico-chimiques du milieu. Si certains problèmes concernant la pollution ont progressé (pollution chimique — polychlorobiphényles, métaux lourds, hydrocarbures —, pollutions bactérienne et organique), il est important de considérer également les conditions hydrodynamiques dans ces écosystèmes. Ainsi, l'évolution de certaines communautés animales de ces deux sites a pu être corrélée à des modifications locales de cet hydrodynamisme (Ducrotoy et coll. 1985; Desprez & Dupont, 1985).

Depuis les dernières cartographies biosédimentaires datant de 1978 en Somme (Simon & coll. 1981) et de 1980 en Seine (Desprez & coll. 1983), les faits les plus marquants concernant l'évolution des biocénoses sont les suivants :

Dans l'estuaire de la Somme, la migration des faciès vers l'aval se concrétise par une avancée spectaculaire du schorre et une conquête de la frange sud du delta externe par des peuplements estuariens. Les effectifs de Bivalves évoluent globalement de façon régressive (Ducrotoy & Desprez, 1986) : disparition de *Scrobicularia plana*, effondrement de *Mya arenaria* et *Cerastoderma edule*, seule *Macoma balthica* semble profiter de la niche écologique laissée vacante à certains endroits. Au contraire, certaines Polychètes apparaissent (*Scolelepis fuliginosa*, *Scoloplos armiger*) ou se développent de façon spectaculaire (*Arenicola marina*, *Pygospio elegans*).

Dans l'estuaire de la Seine, le comblement naturel, accéléré par de nombreux aménagements, se traduit également par une migration vers l'aval des faciès et des aires de décantation des particules fines (Desprez, 1986); de plus, on assiste à une régression spectaculaire des vasières de l'amont (peuplement à Tubificidés) liée à l'extension du schorre. Depuis 1980, les biocénoses ont été perturbées par la réalisation de déversoirs dans les digues de calibrage du chenal de navigation (Desprez & Dupont, 1985). Ces aménagements, en provoquant un désenvasement des fosses de flot, ont permis la remontée d'espèces marines comme *Spio filicornis*, *Capitomastus minimus*, *Bathyporeia sarsi*, *Arenicola marina*... et entraîné la régression d'espèces caractéristiques du peuplement estuarien inférieur comme *Scrobicularia plana*, *Corophium volutator*, *Nereis diversicolor* et *Cerastoderma edule*.

Les deux estuaires ont donc subi une évolution biologique qui traduit un déséquilibre du milieu dû à la dynamique propre du système mais accentué par des facteurs anthropiques (Desprez et coll. 1986).

Le calcul de l'indice, tel qu'il est pratiqué, ne permet pas de mettre en évidence les migrations des peuplements observées récemment en Baie de Somme; ainsi, l'I.Q.B. ne rend pas compte de la nouvelle prépondérance des Polychètes qui n'altère cependant en rien la richesse du milieu en matière de productivité (Reise, 1984) mais qui traduit le basculement rapide du domaine paralique vers le domaine terrestre.

Dans l'estuaire de la Seine, la diversité spécifique reste globalement bonne en dehors des zones sténobiotiques; ce sont ces dernières qui font chuter l'I.Q.B. de l'estuaire normand. L'extrême rareté de la macrofaune aux stations 3, 7, 9 et 10 s'explique par la mauvaise qualité de l'eau (salinité, teneur en polluants, turbidité...) qui les submerge mais également par l'intensité des conditions hydrodynamiques pour deux d'entre elles (puissance du courant fluvial en 7, importance des courants de marée et des houles qui remettent en suspension les sédiments superficiels en 3). La dissymétrie nord-sud observée avec l'I.C.P. se retrouve pour la faune benthique et résulte de l'action de facteurs naturels (dessalure, granulométrie, hydrodynamisme...) à laquelle s'ajoute celle de la pollution chimique dont la distribution est en étroite relation avec les facteurs précédents.

Dans les estuaires irlandais où l'I.Q.B. a été testé puis appliqué (Jeffrey et coll. 1985), les valeurs s'étendent de 0 à 9,94; la Somme présente donc une qualité biologique moyenne, alors que la Seine apparaît en mauvaise condition.

Il faut souligner l'absence de prise en considération de la pollution bactériologique par cet indice, alors qu'en Baie de Somme elle a attiré l'attention de quelques scientifiques (Dupont & Lafite, 1984). Le seul document officiel s'y rapportant est celui de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales concernant l'état sanitaire des zones de baignade en mer, qui classe depuis 1978 en catégorie D (eau de mauvaise qualité) les eaux des stations de la Baie de Somme.

Les valeurs de l'I.C.P. pour les estuaires irlandais sont comprises entre 0 et 2,56; de ce point de vue, la Somme possède donc une moindre charge en polluants alors que la Seine présente une pollution assez élevée, ce qui rejoint les conclusions de Proniewski & Elkaim (1980) sur les zones subtidales de cet estuaire. Nous avons précédemment expliqué que l'apparente contradiction entre la diversité globale du peuplement intertidal et la valeur de l'indice biologique de la Seine, tenait à la dissymétrie, d'origine hydrodynamique, des peuplements et des pollutions de cet estuaire. Cependant, on pourrait également suggérer que les espèces intertidales (sans doute plus robustes) pourraient, grâce à l'exondation régulière, être moins soumises aux effets de la pollution que ne le sont les espèces subtidales.

• Les substances polluantes persistantes qui ont la faculté de s'accumuler le long des chaînes alimentaires, comme les métaux lourds, n'atteignent jamais des concentrations extrêmes dans les sédiments des estuaires français étudiés ici. Cependant, en Somme, les teneurs en fer, en nickel, en chrome et en zinc posent, d'ores et déjà, certains problèmes. Cette pollution, qui devra être combattue, trouve probablement son origine dans la petite industrie métallurgique du Vimeu voisin dont les effluents restent mal contrôlés. Dans la Seine, les plus fortes teneurs en métaux enregistrées dans les sédiments sont le fait du nickel, du chrome et du zinc (le fer n'a pas été analysé) qui proviennent vraisemblablement des nombreuses industries qui jalonnent cet estuaire (pétrochimie, constructions mécaniques...). On n'écartera pas, bien sûr, la possibilité d'une contamination provenant de l'amont des fleuves ou du milieu marin. Dupont et coll. (1985) ont d'ailleurs montré le rôle du courant côtier qui relie la Seine à la Somme le long du littoral cauchois.

On remarquera que les valeurs des concentrations en substances polluantes (les métaux en l'occurrence), présentées dans le présent article, s'avèrent quelquefois plus faibles dans la partie fine du sédiment (particules de diamètre inférieur à 63 µm) que dans le sédiment total. Cela serait dû au fait que les formes métalliques se lieraient à des particules organiques de grande taille, retenues par les tamis supérieurs (feuilles, tiges de végétaux, débris organiques divers) ou resteraient intégrées à des agrégats organominéraux non dissociés par la séparation mécanique du tamisage à sec.

A titre comparatif, sont présentés dans le tableau IV les résultats du Réseau National d'Observation (R.N.O.) obtenus après analyse de la matière vivante en 1981-1982. Il n'a pas été possible d'utiliser les données plus récentes et concernant le sédiment puisqu'elles ne sont pas disponibles au moins pour la Somme. Afin de mieux situer ces valeurs, sont ajoutées celles provenant des estuaires de la Loire et de la Gironde. De cette comparaison, il apparaît que les métaux lourds préoccupants trouvés dans la matière vivante en Somme s'avèrent une fois encore le fer (bien que non toxique) puis le zinc (le nickel ne figure pas dans la liste des métaux dosés dans le cadre du R.N.O.). En Seine, on retrouve le zinc, et, à un degré moindre, le fer, le cuivre, le plomb et le cadmium; c'est cependant ce dernier métal qui est le plus inquiétant à l'échelle du littoral français si on reprend les conclusions du R.N.O. sur la pollution dans la matière vivante pour la période 1972-1982.

Il faut remarquer que les niveaux de concentration des métaux dans la chair des animaux s'avèrent très variables dans le temps. D'autre part, le facteur de concentration depuis l'eau ou le sédiment semble extrêmement difficile à appréhender. Comme le signale Phillips (1980), les teneurs mesurées dans la matière vivante dépendent de l'espèce considérée, de

Tabl. IV. — Concentrations des métaux lourds dans la matière vivante, exprimées en p.p.m. de matière sèche. Somme : station n° 1, *Cerastoderma edule* (animal entier sans coquille). Seine : station n° 3, *Mytilus edulis* (animal entier sans coquille). Loire : station n° 1, *Mytilus edulis* (animal entier sans coquille). Données du Bulletin du Réseau National d'Observation de la Qualité du milieu marin.

Concentrations of heavy metals in living matter (as p.p.m. of dry matter). Somme : station n° 1, C. edule (whole animal without shell). Seine : station n° 3, M. edulis (whole animal without shell). Loire : station n° 1, M. edulis (whole animal without shell). Data from Bulletin du Réseau National d'Observation de la Qualité du milieu marin.

			Cd	Zn	Cu	Pb	Fe
SOMME	1981	Janv.	0,89	93,0	5,3	3,3	1364
		Juin	0,70	70,0	5,4	2,2	1187
		Sept.	0,24	61,0	4,7	1,4	538
		Déc.	0,31	79,0	3,5	2,0	773
	1982	Avril	—	—	—	—	—
		Juin	0,25	68,0	5,4	2,2	89,8
SEINE	1981	Janv.	6,11	182,0	11,9	8,1	62,4
		Juin	—	—	—	—	—
		Sept.	3,31	99,0	6,7	2,4	301,0
		Déc.	2,24	90,0	7,1	2,4	377,0
	1982	Avril	5,79	198,0	13,5	10,9	122,2
		Juin	3,28	107,0	8,4	5,9	41,9
LOIRE	1981	Janv.	—	—	—	—	—
		Mars	2,31	103,0	8,1	8,1	1393
		Juin	—	—	—	—	—
		Sept.	2,15	78,0	9,5	5,8	826
		Nov.	1,28	65,0	7,5	3,8	556
	1982	—	—	—	—	—	

la taille, du sexe, de l'état physiologique des individus et de la période de prélèvement liée aux conditions marégraphiques. Ces restrictions rendent difficiles l'exploitation de ce type de résultats et leur comparaison avec ceux obtenus dans le sédiment. Il est encore difficile de mesurer l'ampleur de l'impact de teneurs élevées en métaux lourds sur la faune estuarienne. Wilson (1983) a montré expérimentalement qu'il n'existait pas, à court terme, d'accroissement significatif de la mortalité ni de détérioration de l'état physiologique de l'individu de *Cerastoderma edule* en liaison avec d'importantes teneurs en nickel.

• La charge en hydrocarbures est la donnée la plus préoccupante dans les deux écosystèmes considérés. Leur teneur moyenne dans les sédiments (R de Levy, 1972) pour la Seine atteint 2,85 et pour la Somme 2,78. Elle indique une concentration élevée en huiles de lubrification pour moteurs d'automobiles plutôt que par fuel-oil domestique ou par marée noire et serait due à un ruissellement en provenance des routes.

• La teneur des sédiments en phosphore total apparaît constamment parmi les 5 valeurs les plus inquiétantes. Dans les estuaires irlandais, c'est le

lessivage des engrais agricoles qui est responsable de l'enrichissement des sédiments en nutriments. C'est très probablement le cas en Picardie et en Normandie où les pollutions les plus graves pourraient provenir de sources diffuses depuis les champs cultivés et le long des axes de circulation. En Baie de Somme, la teneur élevée en phosphates laisse penser qu'il s'ajoute, à l'origine agricole de ce polluant, une origine domestique à partir des détergents. En Baie de Seine, les déversements de phosphogypses effectués au large du Havre participent probablement à la concentration anormale en phosphore dans les sédiments intertidaux.

CONCLUSION

Jeffrey et coll. (1985) ont déjà montré l'intérêt du calcul d'indices de qualité des estuaires et bien que la note sur 10 soit discutable en elle-même, il n'en demeure pas moins qu'elle reflète parfaitement l'état de santé de l'écosystème étudié, au moins à titre comparatif avec d'autres sites connus. Les résultats des analyses chimiques montrent, en outre, le sens des efforts à entreprendre : dans les estuaires de la Somme et de la Seine, faire chuter la charge en hydrocarbures, en phosphates et en nickel. En Picardie, il conviendrait de faire diminuer aussi la teneur en fer, alors qu'en Normandie ce sont les concentrations en zinc et en chrome qui sont inquiétantes.

Les indices constituent donc un précieux outil d'appréciation et d'aménagement éventuel. Dans ce type de démarche, Frisoni & Guelorget (1986) ont proposé, à partir de la notion de « confinement », une zonation biologique des milieux lagunaires méditerranéens (plancton-benthos) qui intègre les diverses variables du milieu. Cette approche aboutit à une évaluation possible des potentialités biologiques des milieux lagunaires en fonction de leur appartenance à une catégorie de la zonation; elle peut aussi apporter une appréciation sur le milieu étudié et proposer une solution d'aménagement; par exemple, un « déconfinement » d'une zone entraînerait une augmentation des potentialités aquatiques notamment conchylicoles. Un essai d'application de cette notion sera tenté dans l'estuaire macrotidal de la Somme (Ducrottoy et coll. 1986).

Avec les indices de qualité, la note sur 20 mise à la disposition des décideurs représente donc un élément complémentaire à la méthode de Guelorget et coll. (1983) pour aider à globaliser les problèmes de pollution. Leur application, proposée ici, a montré comment les utiliser et permettre leur extension à d'autres estuaires français et européens en vue de nouvelles comparaisons, tant pour améliorer nos connaissances scientifiques sur ces écosystèmes que pour éviter toute spéculation relative à la réalité des pollutions les perturbant.

REMERCIEMENTS — Les auteurs tiennent à remercier le Professeur L. Cabioch et J.-P. Dupont qui ont relu le texte et proposé des améliorations fondamentales de l'article. Leur gratitude va aussi aux collègues de l'ENVIRONMENTAL SCIENCES UNIT du Trinity College de Dublin (Irlande) et du GROUPE D'ÉTUDE DES MILIEUX ESTUARIENS ET LITTORAUX qui les ont aidés tant sur le terrain qu'au laboratoire. L'Université de Picardie a largement favorisé leurs travaux et J. Wilson a pu effectuer ses déplacements en France, notamment à la Station d'Études en Baie de Somme, grâce à une bourse attribuée par le National Board of Science and Technology de Dublin et le Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. Que ces organismes en soient remerciés. Enfin, leur reconnaissance va à F. Couegnat qui a réalisé les cartes et à C. Patoux qui a dactylographié le manuscrit.

BIBLIOGRAPHIE

- DESPREZ M. 1981. Etude du macrozoobenthos intertidal de l'estuaire de la Seine. Thèse 3^e Cycle, Univers. Haute-Normandie, 186 p.
- DESPREZ M. 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. 1986. Conséquences biologiques de l'atterrissement de l'estuaire de la Seine : l'importance des vasières et leur évolution récente. Actes du Colloque « L'estuaire de la Seine », GEMEL, Mont Saint Aignan : 79-88.
- 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. Hebd. Séanc. Acad. Sci. Paris, 296, série III : 531-526.
- DESPREZ M. & DUPONT J.P. 1985. Impact biosédimentologique d'aménagements portuaires en estuaire de Seine. Actes du Colloque « La Baie de Seine », CNRS, Caen, vol. 2 : 273-280.
- DESPREZ M. DUCROTOY J.P. SYLVAND B. 1986. Fluctuations naturelles et évolution artificielle des biocénoses macrozoobenthiques intertidales de trois estuaires des côtes françaises de la Manche. *Hydrobiologia*, 142 : 249-270.
- DUCROTOY J.P. 1984. L'exploitation des ressources naturelles de l'estuaire de la Somme : étude biosédimentologique. Rapport Université de Picardie, Amiens, 253 p.
- DUCROTOY J.P. DESPREZ M. DUPONT J.P. 1985. Short - and long-term biosedimentary evolution of two *Macoma balthica* communities. in : Estuarine Management and Quality Assessment, Wilson J.G. & Halcrow W. Plenum Press, London, 105-130.
- DUCROTOY J.P. DESPREZ M. 1986. Evolution spatio-temporelle de populations estuariennes de bivalves, liée à des perturbations naturelles ou artificielles. *Haliothis*, 15 : 283-299.

- DUCROTOY J.P. LAFITE R. ELKAIM B. DUPONT J.P. 1986. Application des notions de confinement à la Baie de Somme. *Jl. Rech. Océanogr.* 11 (1), sous-presse.
- DUPONT J.P. 1981. Relations entre bios et phénomènes sédimentaires intertidaux : le modèle de la Baie de Somme. Thèse 3^e Cycle, Univers. Haute-Normandie : 310 p.
- DUPONT J.P. 1983. Les séquences biosédimentaires de la Baie de Somme. *Actes du Muséum de Rouen*, 3 : 62-102.
- DUPONT J.P. & LAFITE R. 1984. Principales caractéristiques hydrobiosédimentaires de la Baie de Somme. Actes du Colloque « L'Environnement en Picardie », AMBE, Amiens : 141-144.
- DUPONT J.P. LAFITE R. LAMBOY M. 1985. Contribution de l'étude des suspensions à la compréhension des mécanismes hydrosédimentaires estuariens et littoraux en Manche Centrale et Orientale. Actes du Colloque « La Baie de Seine », CNRS, Caen : 85-92.
- GUELORGET O. FRISONI G. PERTHUISOT J.P. 1983. La zonation biologique des milieux lagunaires : définition d'une échelle de confinement dans le domaine parali-que méditerranéen. *Jl. Rech. Océanogr.*, 13 (1) : 15-35.
- FRISONI G. GUELORGET O. 1986. De l'écologie lagunaire à l'aquaculture. *Pour la Science*, mai 1986 : 58-69.
- JEFFREY D.W. WILSON J.G. HARRIS C.R. TOMLINSON D.L. 1985. The application of two simple indices to irish estuary pollution status. in : Estuarine Management and Quality Assessment, Wilson J.G. & Halcrow W. Plenum Press, London : 147-161.
- 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.
- LEPPAKOWSKI E. 1977. Monitoring the benthic environment of organically polluted river mouths. in : Biological Monitoring of Inland Fisheries, Alabaster J.S. Applied Science Publishers, Barking : 125-132.
- LEVY E.M. 1972. The identification of petroleum products in the marine environment by absorption spectrophotometry. *Water Research*, 6 : 57-69.
- PEARSON T. ROSENBERG R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annual Rev.* 16 : 229-311.
- PHILLIPS D.J.H. 1980. Quantitative aquatic biological indicators. Applied Science Publishers Ltd., London, 488 p.
- PRONIEWSKI F. ELKAIM B. 1980. Benthos subtidal de l'estuaire de la Seine : résultats préliminaires. *C. R. Hebd. Séanc. Acad. Sci. Paris*, 291, série D : 545-547.
- REISE K. 1984. — Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea : are Polychaetes about to take over ? *Netherl. Jl. Sea Res.* 16 : 29-36.
- SIMON S. DESPREZ M. DUPONT J.P. PELTIER J.C. DUPONT W. 1981. Distribution du macrozoobenthos intertidal de la Baie de Somme. *C. R. Hebd. Séanc. Acad. Sci. Paris*, 292, série III : 1013-1016.
- THORSON G. 1957. Bottom communities (sublittoral or shallow shelf). *Geol. Soc. Amer., Memoir*, 67 (1) : 461-534.
- TOMLINSON D.L. WILSON J.G. HARRIS C.R. JEFFREY D.W. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgol. Meeresuntersuch*, 33 : 566-575.
- WILSON J.G. 1980. Heavy metals in the estuarine macrofauna of the east coast of Ireland. *Jl. Life Sci. Royal Dublin Soc.*, 1 : 183-189.
- WILSON J.G. 1983. The uptake and accumulation of Ni by *Cerastoderma edule* and its effect on mortality, body condition and respiration rate. *Mar. Environm. Res.*, 8 : 129-148.

Reçu le 15 janvier 1986; received January 15, 1986
 Accepté le 24 avril 1986; accepted April 24, 1986