

Effets de la marée noire de l' "Amoco Cadiz" sur le benthos sublittoral du nord de la Bretagne

L. Cabioch¹, J. C. Dauvin¹, J. Mora Bermudez²
& C. Rodriguez Babio²

¹ Station Biologique; F-29211 Roscoff, France,
et

² Departamento de Zoologia, Universidad; Santiago de Compostela, Espagne

ABSTRACT: Effects of the "Amoco Cadiz" oil spill on the sublittoral benthos, north of Brittany. Effects of hydrocarbons on the sublittoral macrobenthic communities have been observed through (1) studies of population dynamics of selected communities, conducted prior to the spill by the tanker "Amoco Cadiz" in spring 1978 and (2) comparisons between the situation in summer 1978 with that in earlier years, with continuation of the observations in some selected sites. The effect of the spill has been selective, involving a limited number of species, mainly crustaceans, molluscs and the sand-urchin *Echinocardium cordatum*. The spill mainly affected communities on fine sediments and, to a lesser degree, those on mixed sediments. Notably, the destruction of the dominant populations of *Ampelisca*, in areas of fine sands in the Bay of Morlaix, has led to a marked decrease of biomass and production. Moreover, repopulation will be difficult because of the isolation of such communities on the southern side of the English Channel. The effects evolved with time; after a phase of sharp and selective mortality, which did not last more than a few weeks, secondary effects on the recruitment of the remaining species do not seem to have occurred on a large scale. Nevertheless, a proliferation of polychaetes has been noticed.

INTRODUCTION

L'une des particularités de la marée noire de l' "Amoco Cadiz" a été la pénétration en profondeur d'importantes quantités de mazout et leur dépôt temporaire ou à long terme dans les sédiments sous-marins. Les peuplements benthiques sublittoraux, jusqu'alors inaltérés, ont été atteints. L'étude des perturbations induites par les hydrocarbures présente ici un intérêt particulier, puisqu'il s'agit, dans la plupart des cas, d'écosystèmes qui sont hors de portée des techniques du nettoyage côtier. On observe par conséquent l'effet à peu près isolé des hydrocarbures, dans la mesure où les additions de dispersants n'ont pas été importantes.

L'impact de la pollution va dépendre d'une part de la qualité, des modifications physico-chimiques et des déplacements du mazout, d'autre part de la composition même des peuplements benthiques, liée à la nature des fonds marins. Ces deux groupes de conditions sont régis par la structure océanographique de la région atteinte. La distribution et l'évolution dynamique de l'agent polluant a été décrite par ailleurs (Beslier et al., 1980). Nous exposerons ici les perturbations observées dans les peuplements benthiques

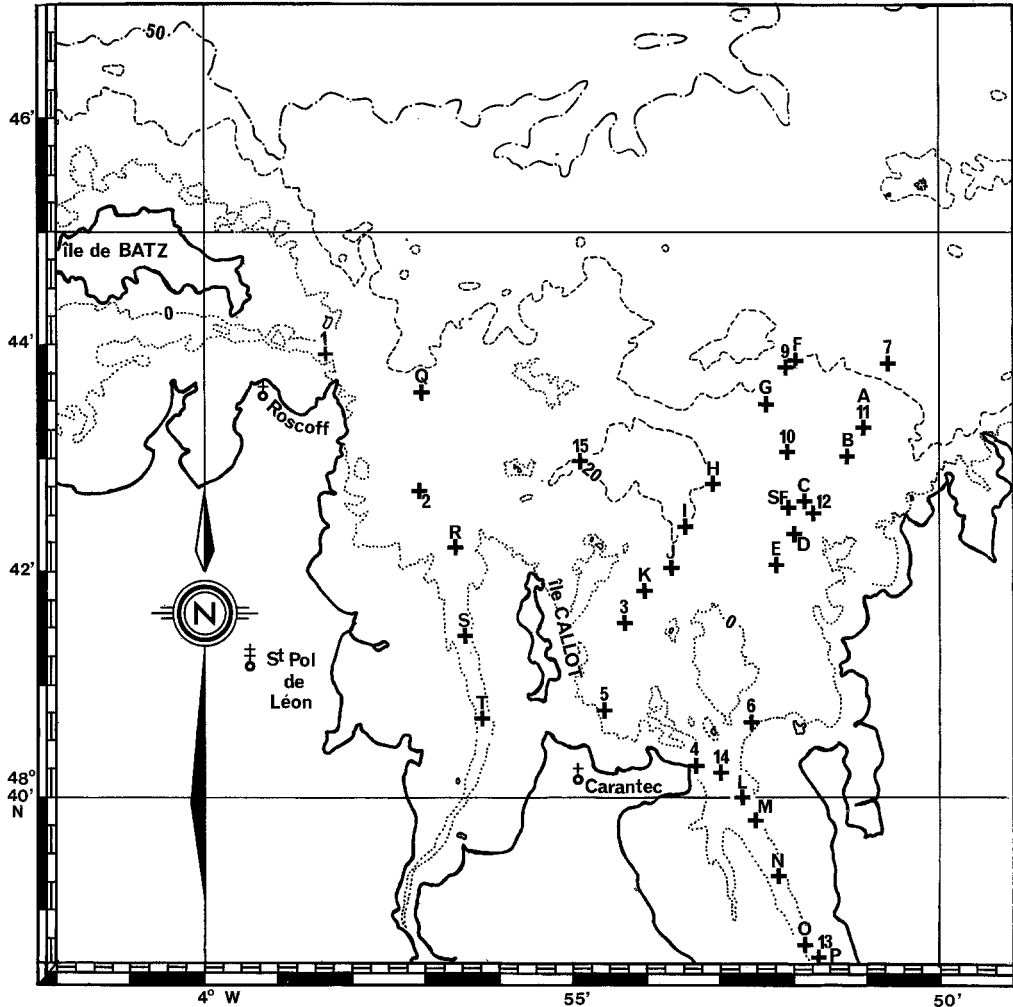


Fig. 1. Répartition des stations de prélèvement benthique en Baie de Morlaix. SF : station d'étude quantitative du peuplement des sables fins. A à T : stations d'échantillonnage qualitatif de la macrofaune. 1 à 7, 9 à 15 : stations d'étude des taxicoenoses de Mollusques; les stations 8 et 16 à 18 sont situées au large, hors des limites de la carte. Station 8: 48°45'43" N, 04°05'36" W; station 16: 48°50'27" N, 04°10'10" W; station 17: 48°48'14" N, 03°58'08" W; station 18: 48°51'28" N, 03°50'55" W

des sédiments meubles sublittoraux de la région de Roscoff, étudiés à divers titres avant leur pollution.

On dispose en effet d'une cartographie générale des peuplements benthiques résultant de travaux effectués entre 1959 et 1968 (Cabioc'h, 1968). Les étendues planes du large, parcourues par de forts courants de marée, portent essentiellement une vaste communauté de fonds caillouteux ou graveleux à épibiose sessile, associée à une riche épifaune vagile. Quand on s'approche de la côte, le relief du fond devient accidenté,

avec, dans les dépressions, des dépôts sédimentaires grossiers sur les fonds extérieurs et de plus en plus fins vers les parties calmes des baies et des estuaires. On rencontre ainsi, de l'extérieur vers l'intérieur des baies, des séquences bio-sédimentaires qui se répètent d'une manière plus ou moins complète d'une baie à l'autre. Elles comprennent typiquement : le peuplement des sédiments grossiers à *Amphioxus-Venus fasciata*, le peuplement des sables fins dunaires à *Abra prismatica*, les sables fins à *Abra alba-Corbula gibba* et leur faciès envasé à *Melinna palmata*. On rencontre en outre des peuplements intermédiaires de fonds mixtes, hétérogènes envasés. Enfin, la pénétration de la lumière permet à faible profondeur la prolifération locale de *Lithothamnium*, constituant des bancs de maërl.

Cette connaissance initiale s'est révélée très précieuse pour mettre au point rapidement un programme d'étude et procéder aux premières constatations sur les grands types de peuplement. Elles révélèrent d'importantes mortalités, affectant immédiatement des espèces des peuplements des sédiments fins, principalement des Amphipodes du genre *Ampelisca*, alors que le peuplement des sables grossiers à *Amphioxus-Venus fasciata* semblait intact (Cabioch et al., 1978). En outre, en baie de Lannion, les populations d'*Echinocardium cordatum* étaient très sévèrement affectées.

A partir de ce point, il devenait nécessaire d'approfondir les observations, pour mieux délimiter les perturbations majeures et définir plus précisément le programme des recherches à poursuivre ou à entreprendre. En premier lieu, l'étude quantitative et dynamique des peuplements des sédiments fins fortement touchés, en cours depuis un an, devait évidemment être poursuivie (J. C. Dauvin). Mais il restait à établir, dans tous les types de peuplements, des comparaisons qualitatives entre les états avant pollution et après pollution.

Une telle opération est délicate. Elle suppose d'une part que les bases de référence ne soient pas trop anciennes, d'autre part qu'il soit fait appel, pour les comparaisons, aux paramètres écologiques les moins affectés par les fluctuations naturelles des peuplements (présence-absence d'espèces, fréquences). Nous disposons heureusement d'une étude très complète de la composition qualitative des taxicoenoses de Mollusques, réalisée en 1973 et contrôlée en 1975 en 18 stations représentatives de tous les types de peuplements, y compris les fonds du large. Poussées jusqu'à la limite dimensionnelle de 0.5 mm, les récoltes avaient permis d'ajouter plus de quarante espèces à la faune marine de Roscoff (Rodriguez Babio, 1973). En outre, des échantillonnages de la macrofaune de dimension supérieure à 2 mm avaient été effectués, en 1975-1976, en 20 stations réparties dans les communautés de la Baie de Morlaix (J. Mora Bermudez) (Fig. 1). Les deux séries d'observations furent reprises au cours de l'été de 1978 (C. Rodriguez Babio & J. Mora Bermudez). Les résultats obtenus ont effectivement permis de déterminer l'importance relative de l'impact dans les différents types de peuplement.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Pour les études qualitatives, nous avons pris soin de reprendre exactement les modes d'échantillonnage utilisés lors des observations antérieures. Dans le cas de l'échantillonnage de la macrofaune de dimension supérieure à 2 mm, le volume des échantillons, prélevés à la drague, était fixé à 30 l. Pour l'étude des taxicoenoses de Mollusques, les prélèvements ont également été effectués à la drague, jusqu'à un

volume minimum de 300 litres, avec tamisage sur maille minimale de 0.5 mm. Les plus gros animaux ayant été triés manuellement, les refus de tamis de 2 et 0.5 mm sont fractionnés dans un grand nombre de cristallisoirs de 5 l, contenant chacun 2 l de refus et disposés dans un local frais. Les individus vivants sont collectés en surface et sur les parois lors de leur remontée progressive. L'opération est poursuivie pendant quatre à cinq jours; elle se termine par la collecte et le tri de la partie très superficielle du sédiment, alors riche en animaux. On obtient ainsi un inventaire non quantitatif, mais aboutissant à une liste à peu près exhaustive des Mollusques de chaque prélèvement.

Enfin, pour l'étude quantitative et dynamique du peuplement des sables fins de la baie de Morlaix, deux bennes de qualités complémentaires ont été utilisées concurremment : la benne Smith-Mc Intyre (surface de prélèvement : 0.1 m²; profondeur de pénétration : environ 5 cm) et la benne Hamon (surface de prélèvement : 0.28 m²; profondeur de pénétration : 10 cm). L'aire minimale d'échantillonnage retenue, après étude préalable, est d'un mètre carré dans le cas de la benne Smith-Mc Intyre (10 prélèvements) un peu plus pour la benne Hamon (5 prélèvements). Le tamisage est effectué sur maille circulaire de 1 mm. Le peuplement ne comportant que peu d'espèces psammivores, la biomasse a été exprimée en poids sec décalcifié.

RÉSULTATS

Comparaisons qualitatives sur l'ensemble des peuplements

Les taxicoenoses de Mollusques

Pour l'ensemble des peuplements observés, le nombre total des espèces de Mollusques s'élève à 241 (7 Polyplacophores, 154 Gastéropodes, 1 Scaphopode et 79 Bivalves). L'analyse complète des compositions faunistiques des stations en Mollusques sera publiée ailleurs (Rodriguez Babio & Cabioch, en préparation); nous nous bornerons ici à utiliser les différences constatées entre l'état avant pollution et l'état après pollution en tant que tests de l'intensité de l'impact.

Malgré le caractère à peu près exhaustif de l'échantillonnage qualitatif en chaque station, il est inévitable que les listes d'espèces obtenues en répétant les prélèvements, même à de courts intervalles de temps, ne soient pas identiques. L'hétérogénéité locale du sédiment et la capture accidentelle d'espèces très peu communes en sont les causes. Pour mettre en évidence les différences entre les échantillons de 1973 et ceux de 1978 en faisant la part de ces fluctuations aléatoires, nous avons calculé la *distance polaire* (Cabioch, 1979) des uns aux autres. Soit x le nombre des espèces présentes en 1973 en une station déterminée, y le nombre des espèces en 1978 à la même station et a le nombre des espèces communes aux deux échantillons. La distance polaire s'exprime par le couple de valeurs:

$$\left\{ \begin{aligned} K &= \frac{1}{\sqrt{2}} \sqrt{\left[\frac{x-a}{x} \right]^2 + \left[\frac{y-a}{y} \right]^2} \\ \theta &= \text{Arc tg } \frac{y-a}{y} \cdot \frac{x}{x-a} \end{aligned} \right.$$

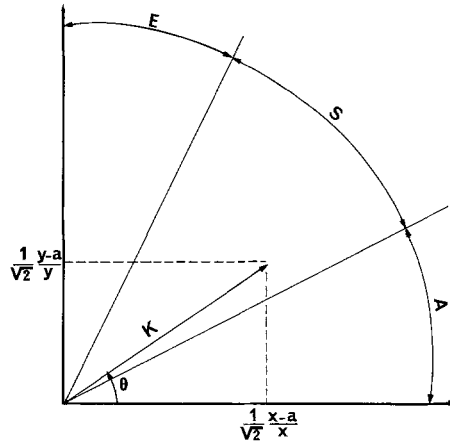


Fig. 2. Représentation vectorielle de la distance polaire. Secteur A : appauvrissement; secteur S : substitution; secteur E : enrichissement

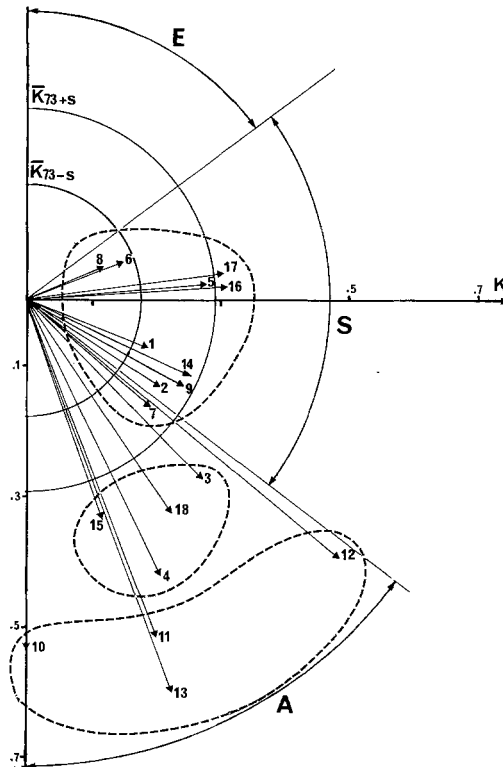


Fig. 3. Répartition des vecteurs représentatifs des distances polaires entre les états 1973 et 1978 des taxicoenoses de Mollusques (stations 1 à 18). A : appauvrissement; S : substitution; E : enrichissement. $\overline{K}_{73} \pm s$: moyenne plus ou moins écart type des fluctuations naturelles de la distance polaire en 1973 lors d'échantillonnages répétés de mêmes stations

K , coefficient de distance, sera d'autant plus élevé que la dissimilarité entre les deux échantillons sera grande. Il prend ses valeurs dans l'intervalle (0,1). θ va nous apporter une information supplémentaire sur l'origine de la dissimilarité entre les deux échantillons. En effet, s'il s'agit d'une simple réduction du nombre des espèces du premier au deuxième, l'égalité $\gamma = \alpha$ entraîne $\theta = 0$. Par contre, s'il y a substitution de $\gamma - \alpha$ espèces contenues seulement dans le deuxième échantillon à $\kappa - \alpha$ espèces contenues seulement dans le premier, et si $\gamma - \alpha = \kappa - \alpha$ (substitution symétrique), θ sera égal à 45° . Enfin, s'il y a simple enrichissement, l'égalité $\kappa = \alpha$ entraîne $\theta = 90^\circ$. En d'autres termes, le vecteur représentatif de coordonnées polaires K et θ (Fig. 2) sera disposé selon l'axe des abscisses en cas de simple appauvrissement, selon la première bissectrice en cas de substitution symétrique, selon l'axe des ordonnées en cas de simple enrichissement. On montre qu'une limite cohérente entre les domaines de prédominance de l'appauvrissement et de la substitution est

$$\frac{\theta}{L} = \text{Arc tg} \frac{1}{2}$$

De même, on prendra comme limite entre la prépondérance de la substitution et celle de l'enrichissement

$$\frac{\theta}{L} = \text{Arc tg} 2$$

Les valeurs de K et de θ ont été calculées pour les 18 stations étudiées. Pour plus de commodité, leur représentation vectorielle a été étalée de -90° à $+90^\circ$, chaque vecteur ayant alors pour coordonnées K et $(2\theta - 90^\circ)$. On remarque immédiatement (Fig. 3), que les vecteurs les plus courts sont presque tous inclus dans le secteur „substitution”. Leurs longueurs sont du même ordre que celles correspondant à la variabilité naturelle de l'échantillonnage, estimée à partir de prélèvements répétitifs sur de mêmes stations en 1973 (moyenne et écart-type : $K_m = 0.234 \pm 0.057$). Par contre, l'accroissement de K s'accompagne du passage des vecteurs dans le secteur „appauvrissement”. En d'autres termes, quand les stations ne sont affectées que de faibles variations faunistiques, de 1973 à 1978, celles-ci ne se distinguent guère des substitutions aléatoires naturelles, alors que les fortes variations sont systématiquement des appauvrissements.

L'interprétation la plus vraisemblable de cette distribution des vecteurs est sa corrélation avec l'intervention de la pollution. Dans cette hypothèse, on remarque que le groupe où l'impact est maximal (Stations 10, 11, 12 et 13) correspond au peuplement des sédiments fins plus ou moins envasés à *Abra alba-Corbula gibba*, soumis par conséquent à de faibles énergies dynamiques. Ensuite vient un groupe encore nettement appauvri; il s'agit de peuplements de maërl envasé (3, 4) ou de graviers sableux (15, 18), les uns et les autres soumis à des courants de marée encore modérés. Enfin, le groupe des stations affectées de faibles variations substitutives est constitué d'une part de deux stations du peuplement des fonds hétérogènes envasés à *Zostera marina* situés à très faible profondeur (5, 6), d'autre part et surtout, de l'ensemble des stations infra et circalittorales des sédiments soumis à des courants, modérés à forts (maërl: 1, 2; graviers et sables grossiers hétérogènes à *Venus fasciata*: 7, 14; dunes hydrauliques: 8, 9; communautés des fonds caillouteux extérieurs à épifaune sessile: 16, 17). L'impact de la pollution présente par conséquent un caractère différencié dans l'espace: il est surtout sensible au voisinage des côtes, dans les communautés des sédiments fins ou hétérogènes plus ou moins

pélagiques. L'étude quantitative et dynamique entreprise par l'un d'entre nous, un an avant la marée noire, sur les sables fins à *Albra alba* de la Baie de Morlaix nous donnera par conséquent des renseignements essentiels sur le point le plus fort de l'impact.

La macrofaune de dimension supérieure à 2 mm

L'échantillonnage à la drague d'un volume de 30 dm³ de sédiment permet une identification correcte des peuplements ordinairement rencontrés dans la Manche (Cabioch & al., 1977; Retière, 1979). Il n'aboutit cependant pas à une liste faunistique exhaustive des espèces susceptibles d'être récoltées en chaque point. De ce fait, la comparaison entre les deux séries de vingt prélèvements, avant et après pollution, se prêtera plus à une analyse globale de l'impact à partir de l'ensemble de l'échantillonnage, qu'à la recherche de variations station par station, par utilisation de la distance polaire.

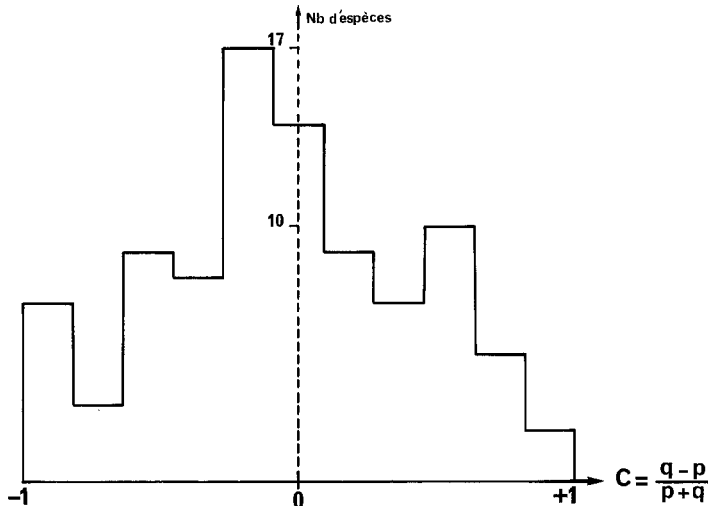


Fig. 4. Histogramme des variations relatives des fréquences des espèces principales des stations A à T, de 1975-76 à 1978

Les vingt stations sont réparties entre la communauté à *Venus fasciata* des sédiments grossiers (Fig. 1: Q, R, S) et la communauté à *Albra alba* sous ses divers faciès: sables fins (A à G), sables fins très envasés à *Melinna palmata* (N, O, P), hétérogène plus ou moins envasé à *Pista cristata* (H à M, T).

Si nous ne retenons, pour effectuer un bilan global, que les 91 espèces réparties dans au moins trois stations, nous sommes assurés de ne prendre en considération que les espèces communes dans au moins un peuplement, ou plus ou moins largement réparties, c'est-à-dire celles dont les variations de fréquence de 1975-76 à 1978 seront les plus significatives (fréquence : nombre de stations où l'espèce est rencontrée, par rapport au nombre total des stations).

La variation relative de la fréquence de chaque espèce peut être exprimée par le coefficient $C = \frac{q-p}{p+q}$, où p et q sont respectivement les nombres des stations où l'espèce a été rencontrée avant la pollution (1975-76) et après (1978). C varie entre - 1

(disparition de l'espèce) et + 1 (apparition d'une espèce dans la deuxième série d'observations, non présente dans la première), la valeur 0 correspondant à une fréquence invariante. A partir de ce coefficient, on peut construire un histogramme des valeurs obtenues pour les 91 espèces retenues (Fig. 4). On constate une dominance des valeurs négatives de C , marquée notamment par un nombre anormalement élevé de disparitions d'espèces ($C = -1$). La moyenne de l'ensemble des valeurs de C est de ce fait infléchie vers les valeurs négatives ($C_m = -0.065$). Parmi les espèces non retrouvées au cours de l'été de 1978 figurent quatre espèces d'*Ampelisca* (*A. sp.*, *A. tenuicornis*, *A. brevicornis*, *A. spinipes*), dont la disparition est sûrement attribuable à la pollution (Cabioch, Dauvin & Gentil, 1978). Il en est sans doute de même pour les Polychètes *Phyllodoce kosteriensis* et *Terebellides stroemi*.

Le calcul des moyennes de C par groupe zoologique met en évidence des inégalités remarquables. Les Crustacés Amphipodes (12 espèces, $C_m = -0.358$) et les Décapodes (11 espèces, $C_m = -0.270$) subissent les plus fortes variations de fréquence. Les Gastéropodes sont moins affectés (11 espèces, $C_m = -0.161$). On obtient enfin de faibles valeurs positives pour les Lamellibranches (17 espèces, $C_m = +0.055$) et les Annélides (32 espèces, $C_m = +0.100$).

Si l'on regroupe les espèces par ensembles écologiques, on constate que la variation moyenne fortement négative de la fréquence relative de l'épifaune vagile (35 espèces, $C_m = -0.243$) contraste avec celle, très faible, de l'endofaune (56 espèces, $C_m = +0.046$).

Enfin, on peut se demander si le régime nutritionnel des différentes espèces, plus ou moins propice à l'ingestion d'une proportion importante d'hydrocarbures particuliers ou adsorbés, intervient dans la variation de fréquence. Les espèces ont été classées à cet égard en deux groupes : d'une part les brouteurs et les microphages (suspensivores, détritivores, limivores), d'autre part les macrophages (prédateurs, nécrophages, quelques parasites temporaires). Bien que les espèces du premier groupe soient essentiellement concernées par l'ingestion d'hydrocarbures particuliers ou adsorbés, leur variation relative moyenne de fréquence ($C_m = -0.067$, 49 espèces) ne diffère pas sensiblement de celle des macrophages ($C_m = -0.062$, 42 espèces).

En définitive, si l'on admet que les fortes variations de fréquence sont attribuables à la pollution, on constate que l'impact a un caractère sélectif, éliminant certaines espèces, ou réduisant la fréquence moyenne de certains groupes plutôt que d'autres. Il porte surtout sur l'épifaune vagile et semble indépendant des régimes alimentaires des espèces, classées selon leurs facultés d'ingestion d'hydrocarbures.

Observations quantitatives et dynamiques sur le peuplement des sables fins de la Baie de Morlaix

Localisation et caractéristiques du peuplement

La station étudiée (Fig. 1, SF) est située à 0.23 mille au sud-est de la balise de la Pierre Noire, par 18 m de profondeur, au sein du peuplement à *Abra alba*-*Corbula gibba* (Cabioch, 1961, 1968). Les paramètres hydrologiques n'y montrent que des écarts saisonniers relativement faibles : la température varie ordinairement de 9° en hiver à un peu plus de 16° en été, la salinité de 34.3 à 35.3 ‰. La vitesse maximale des courants de marée en vive-eau moyenne, au niveau du fond est de l'ordre de 1.1 noeud, valeur

relativement faible pour la région (Auffret & Douvillé, 1974). Cependant, l'hydrodynamisme dû à la houle intervient comme facteur naturel perturbant, par remaniement de la couche superficielle du sédiment. Cet effet se fait surtout sentir pendant la période des mauvais temps hivernaux, de novembre à avril. Le sédiment est un sable fin de médiane comprise entre 106 et 174 μm ; sa teneur en pélites est faible avec cependant un accroissement printanier (Boucher, 1979).

Après une première série d'échantillonnages quantitatifs en avril 1977 le peuplement a été observé à une cadence au moins mensuelle à partir d'août 1977. Les premières nappes de mazout atteignaient en surface la région de la Pierre Noire le 21 mars. Dès le 3 avril, on pouvait observer une forte pollution du sédiment sublittoral. La présence d'hydrocarbures dans les sables fins a été notée tout au long des sorties de mai à novembre; les teneurs mesurées en spectrophotométrie aux infra-rouges varient selon les échantillons entre 10 et 55 mg/kg de poids sec de sédiment. Elles sont toutefois 30 à 50 fois plus fortes dans des enclaves locales, où une importante fraction coquillière grossière s'incorpore au sédiment fin. (Mesures effectuées par L. Le Borgne et J. L. Birrien).

La particularité remarquable du peuplement, avant l'intervention de la pollution, était la très grande abondance des Amphipodes du genre *Ampelisca*.

Composition qualitative, richesse spécifique

L'analyse des variations du nombre des espèces présentes dans chaque relevé mensuel (richesse spécifique des relevés) est susceptible de nous renseigner, sur certaines des caractéristiques du cycle normal et sur l'impact de la pollution. En cycle normal,

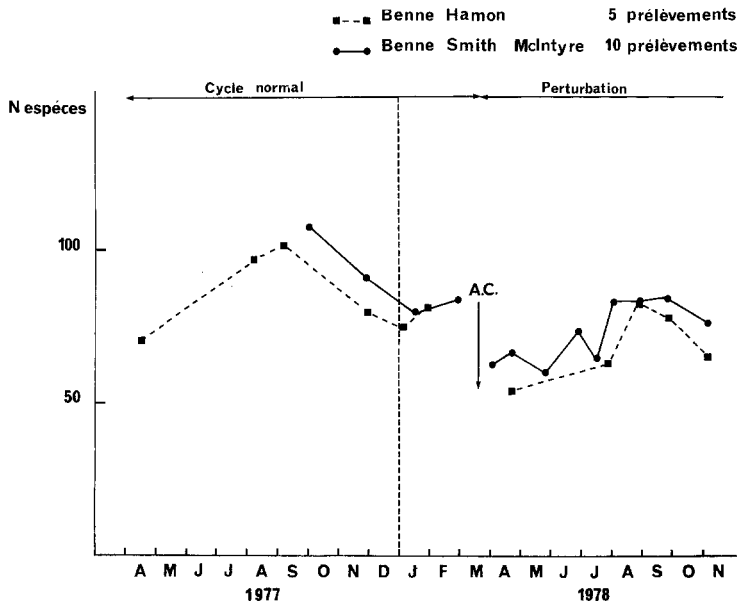


Fig. 5. Evolution de la richesse spécifique par relevé, dans le peuplement des sables fins sublittoraux de la Baie de Morlaix, d'avril à novembre 1978 (5 prélèvements à la benne Hamon ou 10 prélèvements à la benne Smith McIntyre). AC : début de la pollution par les hydrocarbures de l'"Amoco Cadiz"

la richesse spécifique passe par un minimum en hiver et au début du printemps (70 espèces en avril 1977, 75 espèces en février 1978, pour cinq prélèvements à la benne Hamon), puis par un maximum de 102 espèces en septembre, dans les mêmes conditions d'échantillonnage (Fig. 5). L'augmentation provient de la récolte supplémentaire de migratrices, de juvéniles d'espèces ensuite très dispersées à l'état adulte et de juvéniles d'espèces d'autres peuplements. Après ce maximum, on assiste à une décroissance régulière jusqu'en janvier, puis à une stabilisation de janvier à mars, à environ 80 espèces.

Corrélativement à l'intervention de la pollution, la richesse spécifique des relevés (Fig. 5) diminue brusquement, passant de 84 espèces le 1er mars à 62 espèces le 3 avril. Cette situation appauvrie a duré jusqu'en juillet. Puis, le nombre des espèces a augmenté pour atteindre un maximum en septembre-octobre à un niveau toutefois inférieur de 23 % à celui d'octobre 1977 (84 espèces en octobre 1978, contre 109 en octobre 1977, pour 10 prélèvements à la benne Smith Mc Intyre). Si l'on examine les fluctuations, groupe par groupe, on ne distingue de disparition significative que dans le cas du Tanaïdacé *Apeudes latreilli* et chez les Amphipodes. Pour ce dernier groupe, la richesse spécifique des relevés subit immédiatement une très forte réduction (20 espèces échantillonnées le 18 janvier, 24 espèces le 1er mars, contre 10 espèces le 3 avril et 7 espèces le 25 avril). La phase d'appauvrissement général d'avril à la mi-juillet correspond dans leur cas particulier à la récolte de 7 à 9 espèces et le maximum de septembre-octobre à 12 espèces, contre 27 l'année précédente.

Les corrélations les plus évidentes entre pollution et disparitions concernent d'une part les espèces très dominantes du genre *Ampelisca* (*Ampelisca* sp. a disparu dès le 3 avril; *A. tenuicornis* ne sera plus rencontré après; *A. sarsi* ne survivra qu'avec des effectifs extrêmement réduits), d'autre part les espèces de constance élevée. Appartiennent à cette dernière catégorie: *Ampelisca brevicornis*, *A. spinipes*, *A. typica*, *Photis longicaudata*, *Pariambus typicus*, *Corophium crassicorne*, *Cheirocratus intermedius*, *Melita obtusata*, *M. gladiosa*, *Megaluropus agilis*.

Enfin, les espèces temporaires ou sporadiques suivantes n'ont plus été retrouvées à partir d'avril 1978 (entre parenthèses : nombre de fois où les espèces ont été échantillonnées d'avril 1977 à mars 1978): *Megamphopus cornutus* (4), *Metaphoxus fultoni* (3), *Amphilochus neapolitanus* (3), *Lysianassa plumosa* (2), *Ceradocus semiserratus* (2), *Bathyporeia pilosa* (2), *Orchomene similis* (2), *Sextonia longirostris* (1), *Dexamine thea* (1), *Leptocheirus pectinatus* (1), *L. tricristatus* (1), *Amphithoë vaillanti* (1).

Les éliminations d'espèces qui viennent d'être décrites présentent des caractères qui s'accordent avec les observations effectuées ailleurs en zone subtidale, dans la région atteinte par la pollution. Ainsi Gentil & Cabioch (1979) ont noté la disparition quasi-totale des espèces de Crustacés peracarides en juin 1978, sur un peuplement analogue à celui de la Pierre Noire, dans le chenal de l'Aber Wrac'h alors que vingt huit espèces y avaient été recensées en 1976.

Composition quantitative numérique et pondérale

La densité et la biomasse présentent deux caractères essentiels lors du cycle annuel normal du peuplement: (a) elles sont très inégalement réparties entre les espèces, avec une extrême dominance de trois espèces d'*Ampelisca*, suivies à un bien moindre degré par quelques espèces de Polychètes; (b) elles sont affectées de variations saisonnières

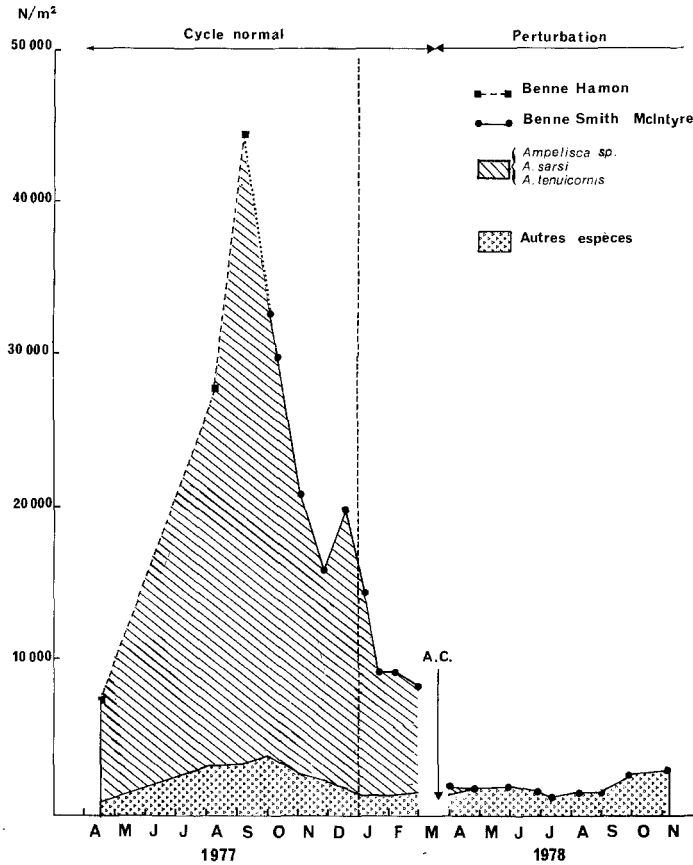


Fig. 6. Evolution de la densité totale (nombre d'individus par m^2) du peuplement des sables fins de la Baie de Morlaix, d'avril 1977 à novembre 1978

considérables, avec concentration des périodes de reproduction et de recrutement des principales espèces composantes en une seule phase annuelle, du printemps au début de l'automne. De ce fait, la hiérarchie quantitative entre les espèces ne varie guère au cours du cycle.

Quelques données quantitatives illustreront ces caractéristiques. Au cours du cycle annuel normal (avril 1977-mars 1978), trois espèces d'*Ampelisca* (*A.sp.*, *A. sarsi* et *A. tenuicornis*) réunissent à elles seules 89 % de la densité moyenne du peuplement et 39 % de sa biomasse moyenne. La somme de leurs densités varie depuis 7500 individus par m^2 en population hivernale jusqu'à 41 500 ind/ m^2 après les recrutements estivaux (Fig. 6). Celle de leurs biomasses (Fig. 7) varie de 1,5 à 8 g/ m^2 (poids sec). Outre ces Amphipodes, certaines espèces de Polychètes présentent des densités supérieures à 500 ind/ m^2 (*Paradoneis armata*, *Polydora antennata*, *Spio filicornis*) ou des biomasses supérieures à 1 g/ m^2 (*Marphysa bellii*, *Nephtys hombergii*). Mais 31 espèces seulement dépassent le seuil de 50 individus par mètre carré dans au moins un prélèvement, entre avril 1977 et novembre 1978.

Les densités et les biomasses globales, toutes espèces réunies, sont minimales en

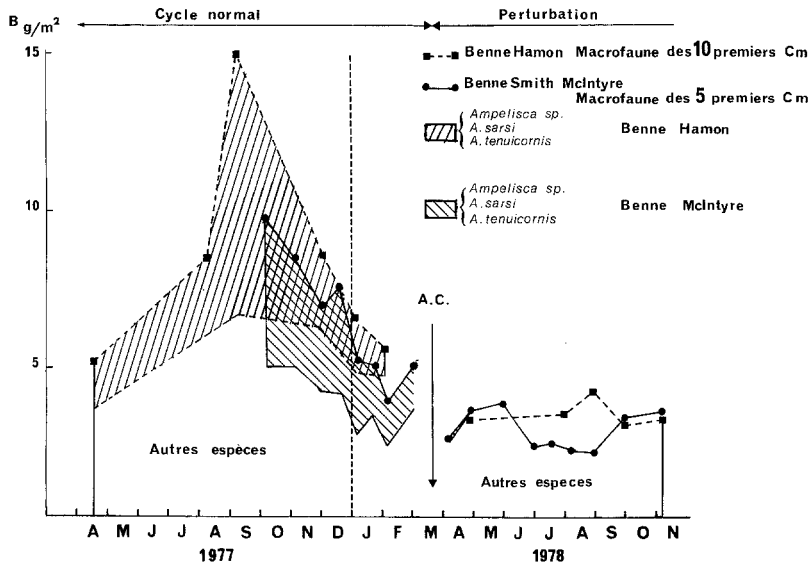


Fig. 7. Evolution de la biomasse totale (en g. de poids sec par m^2) du peuplement des sables fins de la Baie de Morlaix, d'avril 1977 à novembre 1978

hiver et au début du printemps (avril 1977 : 7900 ind/ m^2 ; 5.1 g/ m^2 ; février 1978 : 6900 ind/ m^2 , 5.5 g/ m^2) et maximales en septembre (44 900 ind/ m^2 et 15.2 g/ m^2). Les densités maximales sont donc six fois plus importantes que les minimales, et les biomasses trois fois.

La pollution intervient à la fin de la période hivernale; ses effets atteignent, dès le 3 avril, leur amplitude presque maximale.

En premier lieu, la densité et la biomasse globales du peuplement subissent immédiatement l'une et l'autre une très forte diminution de l'ordre de 80 % pour la densité et de 40 % pour la biomasse (Fig. 6 et Fig. 7). Cette brusque variation provient essentiellement de la destruction presque totale des populations des trois espèces dominantes d'*Ampelisca*. La densité globale des autres espèces diffère peu de celle observée l'année précédente, mais la biomasse globale de ce même ensemble décroît d'environ 25 %. Après ces fortes diminutions lors du stress, les densités et les biomasses n'ont cessé de décroître jusqu'en juillet (1400 ind/ m^2 ; 2.6 g/ m^2), puis elles ont augmenté jusqu'en novembre (3200 ind/ m^2 ; 3.4 g/ m^2). Les valeurs moyennes des densités (2000 ind/ m^2) et des biomasses (3 g/ m^2) qui en résultent sont inférieures de 93 % pour les densités et de 60 % pour les biomasses à celles observées pendant la même période en 1977. On remarque enfin un décalage de deux mois dans l'apparition des maxima de densité et de biomasse, délai probablement attribuable aux effets conjugués de la pollution et d'un retard climatique de printemps.

Les principales espèces d'*Ampelisca* ayant disparu, la dominance passe aux populations de Polychètes qui les suivaient immédiatement dans l'ordre des abondances. Les densités et les biomasses des espèces subsistantes présentent, dans la plupart des cas analysables, des évolutions saisonnières de même type que lors du cycle normal, avec des taux de variation du même ordre ou plus ou moins modifiés. Sans être profondément

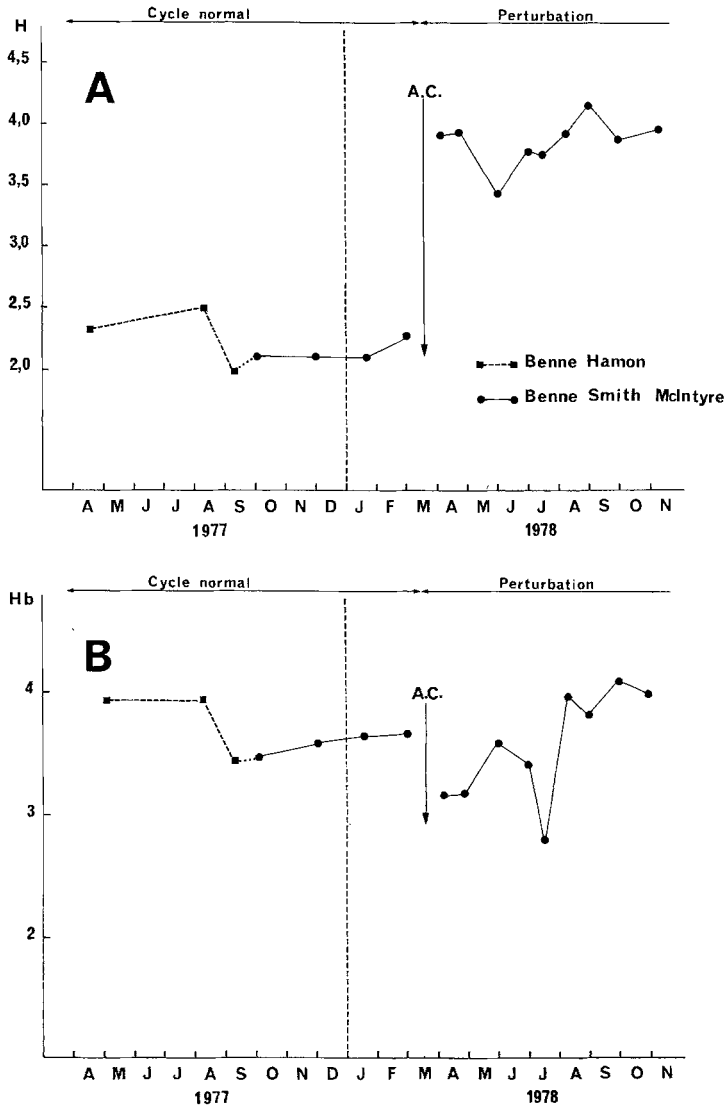


Fig. 8. Peuplement des sables fins de la Baie de Morlaix : évolution de l'indice de diversité de Shannon. (A) indice calculé à partir des effectifs; (B) indice calculé à partir des biomasses

bouleversée, leur hiérarchie quantitative évolue sensiblement à partir de juillet par rapport à son état avant la pollution. Les cycles les moins modifiés, dans leur déroulement et leurs variations quantitatives sont ceux d'*Abra alba*, *Spio filicornis* et *Aricidea suecia*. D'autres espèces présentent avec un cycle de déroulement normal, un maximum de densité en 1978 inférieur à celui de 1977 (*Phyllodoce groenlandica*, *Eulalia sanguinea*, *Exogone hebes*, *Marphysa bellii*, *Polydora antennata*, *Aricidea minuta*, *Aricidea* sp. *Notomastus latericeus*, *Ampharete grubei*, *Ampelisca sarsi*, *Ophiura albida*). Cette tendance est accentuée chez *Nephtys hombergii*, *Hyalinoecia bilineata*, *Scoloplos armi-*

ger, *Spiophanes bombyx*, *Clymene oerstedii*, *Urothoe pulchella*, dont les densités décroissent régulièrement d'avril à novembre. Enfin, quelques espèces présentent un maximum de densité supérieur en 1978 à celui de 1977. Ce sont : principalement des Polychètes (*Paradoneis armata*, *Chaetozone setosa*, *Heterocirrus alatus*) et l'Amphipode *Periocolodes longimanus*. La prolifération accusée d'*Heterocirrus alatus* en densité et en biomasse en octobre 1978 ne suffit cependant pas à relever notablement la densité et la biomasse globales du peuplement subsistant.

Indice de diversité

Les variations de l'indice de diversité de Shannon à partir de l'intervention de la pollution sont très différentes selon qu'on les applique aux effectifs ou aux biomasses.

L'indice calculé à partir des effectifs augmente brusquement de mars à avril (Fig. 8, A), traduisant le passage à une moindre disparité entre les effectifs des espèces, par destruction des espèces très dominantes d'*Ampelisca*. La rapidité de cette variation témoigne de la brièveté du stress; la stabilité du deuxième niveau montre que la situation nouvelle après pollution n'est plus profondément remaniée après son établissement. On remarquera au passage, que la croissance de la diversité des effectifs est ici compatible avec l'existence d'une perturbation.

Le même indice calculé à partir des biomasses manifeste au contraire une légère décroissance en avril, mais revient ensuite à des valeurs du même ordre que celles observées lors du cycle non perturbé (Fig. 8, B). La dominance pondérale des *Ampelisca* était en effet moins accusée que leur dominance numérique.

Production

La dynamique des populations de quatre espèces d'*Ampelisca* (*A. sp.*, *A. sarsi*, *A. tenuicornis*, *A. brevicornis*) était suivie depuis avril 1977. La production nette et la production de transfert ont été calculées; elles s'élèvent pour les quatre espèces réunies à 11.5 g/m²/an et à 15.0 g/m²/an (poids sec décalcifié). Ces valeurs de production se situent parmi les plus fortes observées chez les Invertébrés benthiques. Elles représentent l'essentiel de la perte de production due à la pollution par les hydrocarbures, puisque les populations d'*Ampelisca sp.*, d'*A. tenuicornis* et d'*A. brevicornis* ont été anéanties et celle d'*A. sarsi* réduite à de très faibles effectifs.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Les résultats qui viennent d'être exposés permettent de dégager les caractères de l'impact des hydrocarbures de l'"Amoco Cadiz" sur les communautés sublittorales du nord de la Bretagne. Ils illustrent aussi des problèmes de méthodologie, notamment dans le cas d'utilisation de données non continues sur l'état des peuplements avant et après pollution.

EFFETS DE LA POLLUTION

En premier lieu, la pollution a eu un impact sélectif au niveau des espèces et des groupes zoologiques ou écologiques. Ce caractère apparaît nettement, à la fois dans les observations continues du peuplement des sables fins et par l'analyse des variations relatives de fréquence des principales espèces de la

Baie de Morlaix. Certaines d'entre elles ont subi des destructions massives; la plupart des autres espèces observées poursuivent en 1978 un cycle annuel d'allure normale, même si leur abondance estivale est un peu réduite. Les Crustacés, surtout les Amphipodes, sont les plus affectés. Cette constatation rejoint des observations analogues effectuées notamment lors de la marée noire de West Falmouth, où des espèces du genre *Ampelisca* ont également été sévèrement atteintes (Sanders et al., 1972). Des tests expérimentaux ont d'ailleurs confirmé la sensibilité particulière de diverses espèces d'Amphipodes vis-à-vis des hydrocarbures (Linden, 1976; Lee et al., 1977; Lee & Nicol, 1978). Outre des Crustacés, certaines Polychètes (*Phyllodoce kosteriensis*, *Terebellides stroemi*) ont été affectées au point de ne pas avoir été rencontrées pendant l'été de 1978, contrairement à la plupart des espèces du groupe. Enfin, à ces effets majeurs observés en baie de Morlaix, s'ajoutent les mortalités très importantes de Mollusques (surtout *Pharus legumen*) et d'*Echinocardium cordatum* dans le sublittoral de la baie de Lannion. Ce dernier cas rappelle des observations analogues, effectuées sur le sublittoral, le long de la Cornouaille anglaise, à la suite de la catastrophe du "Torrey Canyon" (Smith, 1968). L'effet de détergents très toxiques s'ajoutait cependant alors à celui des hydrocarbures.

Deuxièmement, la pollution a perturbé sélectivement les communautés benthiques; les modifications des taxicoenoses de Mollusques le montrent clairement. La communauté infralittorale des sables fins à *Abra alba*-*Corbula gibba* subit l'impact principal; le peuplement des fonds hétérogènes, plus ou moins pélagique est également atteint. Au contraire, les communautés des vastes étendues de sédiments grossiers soumis à de fortes énergies dynamiques, ainsi que celles des dunes hydrauliques, ne montrent pas de perturbation très significative. Les effets de la pollution sont ainsi concentrés dans les baies et les estuaires, mais d'importants problèmes naissent de cette situation. En effet, les communautés de sédiments fins sublittoraux forment, du côté français de la Manche occidentale, des enclaves isolées, largement séparées entre elles. Dans ces conditions, la reconstitution des populations des espèces d'*Ampelisca* caractéristiques des sédiments fins sera difficile, compte tenu du fait qu'elles se reproduisent sur place, sans phase larvaire pélagique, et de la grande distance à laquelle se trouvent les réserves éventuelles de repeuplement. Il convient enfin de rappeler que le dépôt des hydrocarbures dans les zones calmes de sédimentation fine a été à l'origine de la contamination des huitres élevées en grande quantité en Baie de Morlaix et dans les Abers.

Outre ces aspects sélectifs, la perturbation a évolué rapidement dans le temps. La phase des intenses mortalités initiales n'a duré que les premières semaines. Une évolution à moyen terme lui a succédé, caractérisée essentiellement par la poursuite à peu près normale du cycle de la plupart des espèces subsistantes, alors que des hydrocarbures contaminaient encore le sédiment. Réciproquement, le peuplement des sables grossiers à *Venus fasciata* n'a pas été sérieusement affecté, malgré la présence, par places, de dépôts polluants au taux de plusieurs centaines de p.p.m. Ces observations suggèrent que le stress a vraisemblablement été provoqué par la circulation locale de masses d'eau, qui se seraient fortement chargées en hydrocarbures dissous toxiques, à partir des gigantesques dérives côtières de mazout, pendant la phase initiale de la marée noire. Leur contact avec les peuplements benthiques, passager ou prolongé selon l'intensité des renouvellements d'eau, a pu provoquer des mortalités massives, avant que la dilution croissante des hydrocarbures n'atténue le phénomène. Les hydro-

carbures particuliers ou adsorbés déposés sur les fonds ont sans doute aussi libéré une fraction soluble plus ou moins rapidement évacuée et diluée selon l'intensité des courants de marée et des dérives générales. Ils ont ainsi perdu l'essentiel de leur toxicité, d'ailleurs généralement moindre que celle des hydrocarbures dissous (Rice et al., 1977). Cette interprétation n'est pas appuyée sur des mesures d'hydrocarbures dissous, puisque celles-ci n'ont pu être entreprises qu'au début d'avril, après les deux semaines de tempêtes de secteur ouest, pendant lesquelles les mortalités les plus massives sont intervenues. Elle va néanmoins dans le sens des mesures chimiques ultérieures (Marchand, 1978; Morel & Courtot, 1978). Elle explique probablement d'autre part la concentration générale de l'impact sur l'épifaune vagile plutôt que sur l'endofaune et son indépendance relative vis-à-vis des aptitudes plus ou moins grandes des espèces à ingérer les hydrocarbures particuliers ou adsorbés.

MÉTHODOLOGIE

Nous avons pu constater que la connaissance antérieure des sites, est un élément essentiel d'appréciation d'intensité de la perturbation induite par la pollution. A cet égard, la comparaison d'états des peuplements avant et après pollution, sans observation continue, est déjà un guide précieux. Dans la mesure où l'on ne prend en compte que les paramètres les moins variables dans les conditions naturelles (présence-absence ou fréquence d'espèces), elle apporte des informations sur la localisation des impacts sur le terrain ou dans les ensembles zoologiques ou écologiques d'espèces. L'interprétation des effets espèce par espèce est plus délicate, surtout si les observations antérieures à la pollution sont assez anciennes. Les observations quantitatives continues avant et pendant la perturbation donnent une meilleure réponse à cet égard. Elles apportent en outre des informations sur les cycles annuels, la biomasse et la production. Sans cette connaissance antérieure, les effets majeurs de la pollution sur la communauté à *Abra alba* de la baie de Morlaix n'auraient pas été reconnus.

Remerciements. Les travaux ont été effectués dans le cadre du Groupe de Recherches Coordonnées "Manche", du C.N.R.S. Ils s'intègrent au programme national de recherches entrepris après l'échouement de l'"Amoco Cadiz" et coordonné par le C.N.E.X.O. (opérations financées d'une part par le Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, d'autre part par la National Oceanographic and Atmospheric Administration des Etats-Unis). Les auteurs remercient le Service des Relations internationales du C.N.R.S., qui a invité d'entre eux (C. Rodriguez Babio et J. Mora Bermudez) à venir travailler à Roscoff pendant l'été de 1978 et la Mutuelle Générale de l'Education Nationale, qui a financé une partie des équipements de mesure des hydrocarbures. Ils témoignent aussi leur reconnaissance au Service Hydrographique et Océanographique de la Marine, pour le détachement de M. Marc Richard à la Station Biologique de Roscoff, qui leur a apporté une aide appréciable. Ils remercient enfin les équipages des navires et le personnel de la Station Biologique, pour leur amicale et efficace collaboration.

LITTÉRATURE CITÉE

- Auffret, G. A. & Douvillé, J. L., 1974. Observations sur la dynamique des sables de la Pierre Noire (baie de Morlaix, Finistère, France). – Bull. Bur. Rech. géol. Minières (Sér. 2, sect. 4) B.R.G.M. (Sér. 2, Sect. 4) 1, 5–17.
- Beslier, A., Birrien, J. L., Cabioch, L., Larsonneur, C. & Le Borgne, L. 1980. La pollution des baies de Morlaix et de Lannion par les hydrocarbures de l'"Amoco Cadiz": Répartition sur les fonds et évolution. – Helgoländer Meeresunters. 33, 209–224.

- Boucher, G., 1979. Les Nématodes libres des sables fins infralittoraux. Thèse, Univ. Paris Sud, 236 pp.
- Cabioch, L., 1961. Etude de la répartition des peuplements benthiques au large de Roscoff. – Cah. Biol. mar. 2, 1–40.
- Cabioch, L., 1968. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. – Cah. Biol. mar. 9, 488–720.
- Cabioch, L., 1979. Caractères de la dissemblance entre peuplements en écologie marine benthique. Présentation d'une nouvelle métrique qualitative : la distance polaire. – C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris (sous presse).
- Cabioch, L., Gentil, F., Glaçon, R. & Retière, C., 1977. Le macrobenthos des fonds meubles de la Manche : distribution générale et écologie. In : Biology of benthic organisms. Ed. by B. F. Keegan, P. O' Ceidigh & P. J. S. Boaden. Pergamon Press, Oxford, 115–128.
- Cabioch, L., Dauvin, J. C. & Gentil, F., 1978. Preliminary observations on pollution of the sea bed and disturbance of sub-littoral communities in northern Brittany by oil from the "Amoco Cadiz". – Mar. Pollut. Bull. 9, 303–307.
- Gentil, F. & Cabioch, L., 1979. Premières données sur le benthos de l'Aber Wrac'h (Nord-Bretagne) et sur l'impact des hydrocarbures de l'"Amoco Cadiz". – J. Rech. océanogr. 4, 33–34.
- Lee, W. Y. & Nicol, J. A. C., 1978. Individual and combined toxicity of some petroleum aromatics to the marine amphipod *Elasmopus pecteniscus*. – Mar. Biol. 48, 215–222.
- Lee, W. J., Welch, M. F. & Nicol, J. A. C., 1977. Survival of two species of amphipods in aqueous extracts of petroleum oils. – Mar. Pollut. Bull. 8, 92–94.
- Linden, O., 1976. Effects of oil on the amphipod *Gammarus oceanicus*. – Environ. Pollut. 10, 239–250.
- Marchand, M., 1978. Estimation par spectrofluométrie des concentrations d'hydrocarbures dans l'eau de mer en Manche occidentale à la suite du naufrage de l'"Amoco Cadiz" du 30 mars au 18 Avril 1978. – Publs CNEXO (Actes de Colloques) 6, 27–38.
- Morel, G. & Courtot, P., 1978. Résultats préliminaires de la pollution pétrolière par l'"Amoco Cadiz". Teneurs en hydrocarbures totaux dans les eaux de mer, de la Rade de Brest à la presqu'île du Cotentin. – Publs CNEXO (Actes de Colloques) 6, 39–50.
- Retière, C., 1979. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques du Golfe normanno-breton. Thèse, Univ. Rennes, 370 pp.
- Rice, S. D., Short, J. W. & Karinen, J. F., 1977. Comparative oil toxicity and comparative animal sensitivity. In : Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine organisms and ecosystems. Ed. by D. A. Wolfe. Pergamon Press, Oxford, 78–94.
- Rodriguez Babio, C., 1973. Compléments à la faune de Mollusques de la région de Roscoff. – Trav. Stn biol. Roscoff (N. S.) 20, 1–4.
- Sanders, H. L., Grassle, J. F. & Hampson, G. R., 1972. The West Falmouth oil spill. Tech. Rep. Woods Hole oceanogr. Instn 1–72–20, 1–48.
- Smith, J. E., 1968. "Torrey Canyon" pollution and marine life. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 196 pp.