

**Christophe DECLERCQ
Olivier LACOSTE
Christian LAHOUTE**

**ENVIRONNEMENT LITTORAL ET SANTE DANS LA
REGION NORD PAS DE CALAIS : POUR UNE
APPROCHE EPIDEMIOLOGIQUE.**

Ce travail a été réalisé par l'OBSERVATOIRE REGIONAL DE LA SANTE NORD PAS DE CALAIS grâce à un financement apporté par le CONSEIL REGIONAL NORD PAS DE CALAIS et l'INSTITUT FRANCAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER dans le cadre de leur CONVENTION DE COOPERATION EN MATIERE DE RECHERCHE ET DE DEVELOPPEMENT DANS LE DOMAINE MARIN ET LITTORAL (Contrat N°870791).

SOMMAIRE

PREMIERE PARTIE : SYNTHESE ET RECOMMANDATIONS

INTRODUCTION.	page 7
1.MORTALITE DES POPULATIONS DU LITTORAL.	page 8
2.ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET SANTE : le cas du centre de production nucléaire de Gravelines.	page 9
3.RISQUES MICROBIOLOGIQUES LIES A LA CONSOMMATION DE COQUILLAGES ET AUX ACTIVITES RECREATIVES EN EAU DE MER.	page 10
4.METAUX LOURDS ET SANTE : le cas du Cadmium.	page 12
RESUME ET CONCLUSION.	page 14
NOTES.	page 15

DEUXIEME PARTIE : ANNEXES

ANNEXE 1 : MORTALITE DES POPULATIONS DU LITTORAL.	page 19
ANNEXE 2 : MORTALITE DES JEUNES PAR LEUCEMIE, MALADIE DE HOGKIN ET LYMPHOMES NON HODGKINIENS AUTOUR DE LA CENTRALE NUCLEAIRE DE GRAVELINES 1980-1986.	page 57
ANNEXE 3 : RISQUES MICROBIOLOGIQUES LIES A LA CONSOMMATION DE COQUILLAGES ET AUX ACTIVITES RECREATIVES EN EAU DE MER.	
A : BILAN DES CONNAISSANCES.	page 67
B : BAINADE EN MER ET RISQUES INFECTIEUX: UNE ETUDE CAS TEMOIN SUR LE LITTORAL NORD-PAS DE CALAIS.	page 81
ANNEXE 4 : CADMIUM ET SANTE HUMAINE.	page 99

INTRODUCTION

Ce travail a pour objectif d'envisager l'intérêt et la faisabilité d'une **approche épidémiologique [1] des relations entre l'état de l'environnement littoral de la région Nord Pas de Calais et la santé des habitants et/ou des usagers du littoral**. Il prend place dans le Programme Intégré de recherche sur l'environnement littoral financé par le Conseil Régional Nord Pas de Calais et l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) [2].

Il a été établi de la manière suivante :

- examen des données produites par le Programme Intégré [3] et un certain nombre de données permanentes disponibles (surveillance des eaux de baignade, statistiques de décès,...),
- revue de la littérature scientifique internationale sur le sujet,
- consultation d'un certain nombre d'experts régionaux [4] dont certains sont associés au groupe de travail "Santé et Environnement" de l'ORS [5].

La présente synthèse résume le travail effectué sur les points qui ont plus particulièrement retenu l'attention et énonce un certain nombre de recommandations sur des thèmes d'étude et/ou d'action dans les domaines envisagés. On trouvera en annexe une étude plus détaillée de ces différents points.

Nous avons conscience de n'avoir envisagé le domaine complexe de notre étude que de manière très partielle. Notre objectif essentiel était d'ouvrir des pistes sur des thèmes qui nous ont paru importants, afin de faire des propositions concrètes qui pourraient donner lieu à une concertation avec les partenaires concernés et, à travers les problèmes du littoral, participer à la création d'une dynamique dans le domaine "Santé & Environnement", qui pourrait à bon droit constituer un pôle de recherche essentiel dans la Région.

Le premier point concerne l'état de santé des populations vivant sur le littoral. Il nous a paru utile d'envisager celui-ci de manière globale, au travers de cet indicateur certes réducteur mais permanent et exhaustif qu'est la mortalité, qui nous permet d'envisager une comparaison de la situation sanitaire du littoral avec celle de la Région dans son ensemble [6]. Ce premier thème de travail a attiré l'attention sur l'impact possible des activités industrielles présentes de façon importante sur le littoral, en raison de la proximité de ressources en eau, de voies de communication et de sources d'énergie. Le deuxième point envisage cet aspect avec plus d'attention à propos du **Centre de Production Nucléaire de Gravelines**.

Le troisième point vise à synthétiser les connaissances sur les effets de la pollution microbiologique du milieu littoral par les eaux usées sur la santé humaine au travers de 2 usages importants du milieu littoral: **la consommation de coquillages et la baignade**.

Enfin, le quatrième point traité envisage, au travers de l'exemple du **cadmium**, les possibilités de contamination de l'homme par les xénobiotiques présents dans le milieu marin, en intégrant cet aspect à une vision plus globale de l'écosystème régional, où le cadmium (en particulier par son utilisation industrielle dans le Bassin Minier) a une présence spécifique.

1.MORTALITE DES POPULATIONS DU LITTORAL.

Dans le cadre d'un travail plus global sur la **géographie de la mortalité dans la Région Nord Pas de Calais**, nous avons étudié la mortalité des populations vivant sur la frange littorale de la Région entre 1979 et 1986 (cf Annexe 1).

L'apport essentiel de ce travail est l'observation d'une surmortalité par tumeurs et en particulier par tumeurs des voies aérodigestives (y compris l'oesophage), pour les

hommes principalement autour des 3 grands centres urbains et industriels (DUNKERQUE, BOULOGNE et CALAIS). D'autre part, on observe dans le secteur de BOULOGNE, l'accumulation de plusieurs excès significatifs de mortalité par rapport à la moyenne régionale:

- mortalité totale, mortalité attribuée à l'alcool, mortalité par tumeurs pour les hommes,
- mortalité respiratoire non cancéreuse et mortalité par cardiopathies ischémiques pour les femmes,
- mortalité par cancer de la trachée, des bronches et du poumon dans les 2 sexes.

Ces résultats doivent être interprétés avec prudence, en l'absence de données sur la consommation de tabac.

Nous recommandons :

- d'étudier plus en détail la mortalité par tumeurs malignes dans la population du littoral.**
- d'examiner les relations de la mortalité avec des données environnementales et socioprofessionnelles.**

Ce travail sera réalisé en 1991 par l'ORS en relation avec des cancérologues et des spécialistes de la pollution atmosphérique et des risques professionnels.

2.ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET SANTE : le cas du centre de production nucléaire de Gravelines.

Des travaux Britanniques ayant attiré l'attention sur la possibilité d'une élévation de l'incidence des leucémies chez les moins de 25 ans autour des sites de l'industrie nucléaire, nous avons étudié la mortalité par leucémie des moins de 25 ans

autour du centre de production nucléaire de Gravelines entre 1980 et 1986 (cf Annexe 2), sans pouvoir déceler d'excès significatif de mortalité. Cependant, ces résultats doivent être interprétés avec prudence en raison de la courte durée de l'étude, de sa faible puissance statistique, des possibilités de biais liées aux estimations de population utilisées et des limites d'une étude qui ne prend pas en compte le lieu de naissance de l'enfant et l'exposition professionnelle du père aux radiations ionisantes.

Nous proposons la mise en place d'un registre régional des hémopathies malignes afin d'évaluer avec plus de précision le risque sanitaire qui pourrait être occasionné par ces installations.

Des contacts sont en cours entre l'ORS, l'Institut de Médecine du Travail du Nord de la France et des hématologues du CHRU de LILLE, afin d'étudier la faisabilité et les modalités de mise en place de ce registre.

3. RISQUES MICROBIOLOGIQUES LIES A LA CONSOMMATION DE COQUILLAGES ET AUX ACTIVITES RECREATIVES EN EAU DE MER.

Le littoral de la Région Nord Pas de Calais s'étend sur environ 150 Km de côtes, dont 120 Km de plages, et connaît durant la saison estivale une augmentation importante de la population : on estime à environ 200 000 le nombre de personnes qui y résident l'été. Contrairement à une idée reçue, le tourisme y est développé et les départements de la Région figurent parmi les 20 départements Français offrant le plus grand nombre d'emplacements aux amateurs de vacances en plein air. Parmi les nombreuses activités de loisir en bord de mer, la baignade occupe une place privilégiée du fait de la qualité et l'étendue des plages sableuses, bien qu'elle soit étroitement dépendante des conditions météorologiques. La qualité bactériologique des eaux de mer y est cependant médiocre en général, par rapport à d'autres régions

françaises.

Parallèlement, la médiocre qualité bactériologique des coquillages du littoral (principalement les moules) nuit au développement de la conchyliculture et a conduit à interdire la cueillette dans les secteurs fortement insalubres, alors que le marché français est importateur de moules.

Ces 2 usages de la mer ont un impact important sur le cadre de vie, l'image de marque et l'activité économique du littoral et de la Région. Ils sont limités par une situation bactériologique médiocre, qui peut être mise en rapport avec une contamination fécale d'origine locale. Les flux les plus importants proviennent des ports, des estuaires, des rejets issus des réseaux d'assainissement et des habitations, mais aussi de stations d'épuration dont l'équipement n'est pas satisfaisant.

La rareté des données épidémiologiques régionales [7] sur les pathologies pouvant être reliées à cette situation (principalement les gastroentérites d'origine virale ou bactérienne) ne doit pas conduire à freiner l'effort d'amélioration mené par les services compétents.

Cependant, nous recommandons:

- la mise en place d'une surveillance de l'incidence des gastroentérites sur le littoral. Un réseau de surveillance utilisant les compétences des pharmaciens locaux, coordonnés par l'ORS en collaboration avec les services assurant la surveillance des eaux de baignade (DDASS du Nord et du Pas de Calais et Institut Pasteur de Lille) et des coquillages (IFREMER) permettrait de mieux connaître le retentissement actuel de la situation bactériologique du littoral, de suivre son évolution et d'être alerté par d'éventuels pics épidémiques.**
- une surveillance adéquate des sites de planche à voile. Ceux-**

ci ne font en effet actuellement pas l'objet de la même surveillance que les eaux de baignade alors que les risques sont comparables.

4.METAUX LOURDS ET SANTE : le cas du cadmium.

La Région Nord Pas de Calais se situe au premier plan Français quant aux rejets de cadmium dans le milieu hydrique, ceci étant dû principalement à l'activité de traitement des métaux non ferreux (principalement dans le Bassin Minier). Cependant les particularités hydrologiques de la Région font que cette pollution n'est pas drainée vers le littoral Régional, où les teneurs de l'eau, du sédiment et des organismes vivants sont relativement faibles. La source principale d'apports dans le milieu marin littoral semble être le rejet en mer des boues de dragages des ports.

Cependant, l'état actuel des connaissances ne permet pas d'inférer avec précision de l'exposition humaine par la consommation de produits de la mer (coquillages et poissons) et de ses effets possibles sur la santé humaine (l'effet principal de l'exposition au cadmium est une détérioration de la fonction rénale, qui se manifeste principalement après 50 ans dans les populations non professionnellement exposées).

Etant donné la place spécifique occupée par le cadmium dans l'écosystème régional, par sa présence dans le milieu marin et dans les rejets industriels dans le Bassin Minier, nous recommandons l'élaboration d'un protocole d'évaluation épidémiologique de l'exposition au Cadmium et de ses effets sur la fonction rénale dans 3 échantillons de la population régionale:

- un échantillon de la population vivant sur le littoral,
- un échantillon de la population vivant dans l'environnement de

sites de la métallurgie des non ferreux,

**-un échantillon de la population vivant en milieu urbain sans
exposition spécifique.**

Cette expérience pilote pourrait servir éventuellement de modèle pour évaluer l'exposition à d'autres contaminants (Métaux, Organochlorés,..).

RESUME ET CONCLUSION

Un programme intégré de recherche sur l'environnement littoral entrepris pendant plusieurs années par le Conseil Régional Nord Pas de Calais et l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer et s'appuyant sur les équipes scientifiques régionales a permis d'aboutir à une meilleure connaissance de l'état de l'environnement littoral et de ses sources de pollution.

Cependant, la rareté des données épidémiologiques empêche d'évaluer avec précision l'impact sur la santé humaine de cette situation. Nous avons donc tenté de dégager des axes de travail dans ce domaine, en particulier en ce qui concerne :

- une étude des relations entre mortalité des populations et environnement (en particulier par l'étude des décès attribués à des cancers),
- les relations entre l'environnement industriel et la santé des populations (à travers l'exemple du Centre de Production Nucléaire de Gravelines),
- l'évaluation de l'exposition humaine aux xénobiotiques (à travers l'exemple du Cadmium),
- la surveillance de l'incidence des pathologies qui pourraient être liées à la situation bactériologique du littoral (eaux de baignades, consommation de coquillages).

Ces pistes ouvertes devraient permettre de rassembler les partenaires et disciplines concernées et participer à la création d'une dynamique régionale de recherche sur les relations entre qualité de l'environnement et santé des populations humaines.

La réalisation de ces projets ne doit cependant pas retarder la mise en oeuvre des efforts déjà entrepris ou à venir des différents partenaires concernés, visant à réduire la pollution (microbiologique ou chimique) à la source des rejets.

NOTES

1.L' Epidémiologie peut être définie, ainsi que le proposent KLEINBAUM, KUPPER et MORGENSTERN (1982) comme "l'étude de la santé et de la maladie dans les populations humaines".

Elle a pour but de :

- décrire l'état de santé des populations et la survenue des maladies dans ces populations,
- expliquer l'étiologie des maladies en étudiant leurs facteurs de risque et leur mode de propagation,
- évaluer l'effet des programmes de prévention, de soins et de prise en charge.

2.Ce programme, mis en oeuvre dans le cadre d'une convention de coopération scientifique entre le Conseil Régional Nord Pas de Calais et l'IFREMER signée en 1983, a pour objectifs:

- d'évaluer la qualité du milieu marin littoral, puis en fonction des résultats de cet état des lieux,
- d'identifier les origines de dégradation de la qualité,
- de préciser le devenir des éléments et substances rejetées et leurs effets sur le milieu marin et l'homme.

3. Région Nord Pas de Calais, IFREMER, 1986, Le littoral de la Région Nord Pas de Calais. Qualité du milieu marin. Rapport scientifique et technique de l'IFREMER N°3.

Région Nord Pas de Calais, IFREMER, 1989, Le littoral de la Région Nord Pas de Calais. Apports à la mer. Rapport scientifique et technique de l'IFREMER N°15.

4.Nous remercions en particulier J.M. HAGUENOER, C.NISSE-RAMOND, M.ROMON-ROUSSEAUX (INSTITUT DE MEDECINE DU TRAVAIL DU NORD DE LA FRANCE,LILLE), J.M.DELATTRE (INSTITUT PASTEUR, LILLE), L.CHEVALIER (DIRECTION REGIONALE DES AFFAIRES SANITAIRES ET SOCIALES,LILLE),

O.ARNAL (IFREMER, BOULOGNE), E.DEWAILLY (DEPARTEMENT DE SANTE COMMUNAUTAIRE, CENTRE HOSPITALIER DE L'UNIVERSITE LAVAL, SAINTE-FOY, QUEBEC, CANADA), M.VEYRON (DIRECTION DE LA CONCURRENCE, DE LA CONSOMMATION ET DE LA REPRESSION DES FRAUDES, VALENCIENNES), A.RICHARD (STATION MARINE DE WIMEREUX), T.VANDEVELDE (COMPAGNIE GENERALE DES EAUX, PARIS).

5. L'Observatoire Régional de la Santé Nord Pas de Calais, créé en 1982, a pour mission de :

- Regrouper et exploiter les données de diverses origines relatives à l'état de santé de la population de la Région,

- Conduire des enquêtes épidémiologiques, le plus souvent possible pluridisciplinaires, sur des thèmes de santé publique décidés en concertation, ou à la demande des instances publiques et des collectivités territoriales chargées de décider des politiques à conduire dans le domaine de la santé. De telles enquêtes doivent permettre de préciser ou de compléter l'information de la Région en comblant les lacunes apparues après regroupement et exploitation des données déjà disponibles,

- Diffuser l'information analysée et synthétisée à toute personne ou collectivité intéressée.

Association Loi 1901, l'ORS entend être une structure de concertation et un carrefour de connaissances qui aident à la décision en santé publique et participent à l'élaboration d'actions de prévention et de promotion de la santé.

Son groupe de travail "Santé et Environnement" est présidé par le Professeur Daniel Furon et regroupe différents acteurs régionaux dans ce domaine (épidémiologistes, toxicologues, cliniciens, ingénieurs). Ses thèmes de travail ont été jusque ici : exposition au plomb et santé de l'enfant autour de sites industriels de la

métallurgie des non ferreux, baignade en mer et risques pour la santé, intoxications au monoxyde de carbone, pollution atmosphérique et santé respiratoire, environnement et géographie de la mortalité...

6.Ce travail a bénéficié des acquis du travail de recherche sur la mortalité régionale entrepris par l'ORS (O.LACOSTE, C.DECLERCQ, C.LAHOUTE) et financé par le Conseil Régional Nord Pas de Calais et les Conseils Généraux du Nord et du Pas de Calais.

7.Il nous faut cependant signaler l'enquête pilote réalisée par l'ORS en collaboration avec l'Institut Pasteur de Lille en 1986 sur les risques liés à la baignade en mer, dans le secteur Etaples-Le Touquet, avec la participation financière de l'Agence de l'Eau Artois Picardie (cf ANNEXE 3B).

ANNEXE 1

MORTALITE DES POPULATIONS DU LITTORAL

CHRISTOPHE DECLERCQ

OLIVIER LACOSTE

CHRISTIAN LAHOUTE

INTRODUCTION.

Pour la plupart des maladies, les données de mortalité représentent la seule source d'information permanente et exhaustive. Aussi, leur utilisation comme indicateur de santé est très répandue malgré les problèmes méthodologiques liés à leur utilisation:

- elles n'ont d'intérêt que pour les maladies entraînant habituellement le décès, .
- pour les maladies apparaissant après un long délai de latence, elle reflète une situation ancienne voire révolue,
- leur traitement oblige au raccordement de 2 sources de données différentes : les statistiques de décès rassemblées par l'INSERM (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) et les statistiques de population élaborées par l'INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques),
- la qualité de l'information utilisée varie selon la validité de la cause de décès indiquée sur le certificat de décès et donc de la formation et des habitudes du médecin certificateur, ainsi que des circonstances du décès,
- la stabilité statistique du numérateur (nombre de décès) des estimations de taux de mortalité dépend de l'effectif de décès et donc de la taille de la population étudiée,
- les fluctuations de la population étudiée, en particulier dans de petites unités spatiales peuvent ne pas suivre les estimations réalisées entre les recensements.

Malgré ces limitations, l'étude des variations géographiques de la mortalité s'est récemment développée car elle est riche d'informations descriptives sur la santé des populations et elle est source d'hypothèses sur les facteurs de risque des maladies [1, 2, 3]

L'objectif de ce travail est d'évaluer les caractéristiques de la mortalité des

populations vivant sur la frange littorale de la région Nord Pas de Calais, en comparant la mortalité toutes causes confondues et pour les causes de décès les plus importantes de ces populations avec celles de la région dans son ensemble. Ceci a été réalisé avec les statistiques de décès de la période 1979-1986, par sexe, par regroupements de communes (correspondant à un aménagement du découpage cantonal 1984) à l'aide d'un indicateur standardisé qui permette de tenir compte des variations des structures par âge des unités spatiales étudiées : le **ratio standardisé de mortalité**.

METHODES.

En France, la constatation d'un décès doit être faite par un médecin qui remplit un certificat de décès comportant 2 parties:

- une partie précisant heure et date du décès ainsi que les nom, prénom, âge et domicile de la personne décédée,
- une partie confidentielle (cachetée par le médecin) indiquant la commune et la date du décès ainsi que les causes médicales du décès (cause immédiate, cause principale, causes associées).

Le certificat ainsi rempli est transmis à la mairie du lieu de décès qui établit le bulletin de décès, comportant date et lieu de naissance, date et lieu du décès, lieu de domicile et catégorie socioprofessionnelle (à l'exclusion de toute information nominative). Le bulletin de décès et la partie cachetée du bulletin de décès sont adressés à un médecin de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales, qui, après les avoir consultés (à des fins de surveillance de certaines maladies) les transmet au Service Commun d'Information sur les Causes Médicales de Décès de l'INSERM (SC8), qui assure le codage des causes de décès selon la Classification Internationale des Maladies de l'Organisation Mondiale de la Santé [4], reporte ce codage sur le Bulletin de Décès qui est transmis à l'INSEE, qui en réalise

l'exploitation informatique, dont il fournit les résultats à l'INSERM pour l'établissement des Statistiques définitives de décès [5]. Pour ce travail, nous avons pu utiliser, grâce au Service Commun N°8 de l'INSERM, les statistiques définitives de décès par âge, sexe, classes d'âge quinquennales et commune de résidence de la région Nord Pas de Calais, pour les années 1979 à 1986 : ces années correspondent aux données disponibles utilisant la 9 ème révision de la Classification Internationale des maladies [4] et sont centrées sur l'année 1982, pour laquelle un recensement exhaustif de la population a été effectué par l'INSEE. De plus, la durée de l'étude permet de disposer d'effectifs de taille suffisante pour les causes de décès importantes (les fluctuations temporelles ne faisant pas l'objet de ce travail).

Les données démographiques utilisées dans ce travail nous ont été fournies par la Direction Régionale de l'INSEE de Lille et sont les résultats exhaustifs du Recensement Général de Population de 1982 par sexe et par classes d'âge quinquennales, qui ont été utilisés comme estimations des populations des unités spatiales considérées dans l'étude pendant les 8 années d'étude, ce qui revient à considérer les populations étudiées comme stationnaires (effectif et structure par âge constant pendant la durée de l'étude), ce qui n'est pas tout à fait exact, en particulier en raison du phénomène des classes creuses liées aux guerres du 20ème siècle et aux possibilités de fluctuations par des phénomènes de migration inter ou intrarégionales. Ces estimations comportent donc un biais de précision, difficilement évitable avec les informations disponibles (classes d'âge quinquennales, estimations inter et extracensitaires non disponibles à cette échelle d'étude) mais sont sans doute d'une robustesse qui permette l'interprétation des variations spatiales de la mortalité.

Les unités spatiales retenues pour ce travail sont des regroupements de communes aménagés à partir du découpage cantonal de 1984, en isolant les grandes villes (cf figure 1). Nous présentons ici les résultats concernant les regroupements de

communes du littoral. L'analyse de la région dans son ensemble fait l'objet d'un travail en cours de publication [6, 7].

La structure par âge, qui varie d'une unité spatiale à une autre, peut faire largement varier le taux brut de mortalité. Il convient donc d'utiliser une mesure standardisée de la mortalité, qui tienne compte de la structure par âge. Dans le cas d'unités spatiales de petite taille, on utilise habituellement la méthode dite de standardisation indirecte ou "de la mortalité type" [1,8]. Celle-ci consiste à calculer le Ratio Standardisé de mortalité (SMR) : rapport du nombre de décès observé dans l'unité spatiale considérée pendant les 8 années d'étude au nombre de décès calculé en appliquant à la population de l'unité (multipliée par 8 années d'observation) les taux de mortalité par âge cumulés pendant la période d'étude d'une population de référence. Le SMR présente l'avantage d'être statistiquement plus stable (sa variance est plus faible) que les taux standardisés calculés par la méthode dite de standardisation directe (ou "de la population type"). Cependant, dans certaines situations extrêmes, les SMR de 2 unités spatiales peuvent ne pas être strictement comparables (et sur le plan théorique, ils ne le sont jamais au sens strict). De plus, l'utilisation d'un indice résumé de la mortalité suppose la validité d'un modèle multiplicatif : le ratio du taux de mortalité d'une classe d'âge de l'unité spatiale considérée sur le taux de mortalité de la même classe d'âge de la population de référence est supposé constant, aux fluctuations aléatoires près, quelque soit la classe d'âge. En pratique, on observe rarement des situations où ces réserves contrindiquent l'emploi du SMR [8], ce qui explique l'emploi fréquent de cette mesure pour les unités spatiales de petite taille, où l'emploi des taux standardisés par standardisation directe est impossible, en raison de leur trop grande instabilité statistique.

Pour chaque unité spatiale, on a calculé le SMR par la méthode indiquée en

utilisant comme mortalité de référence celle de la région dans son ensemble. Les données de mortalité et de population ont été traitées et analysées à l'aide d'un programme écrit avec le progiciel SAS® et mis en oeuvre au Centre d' Etudes et de Recherche Médicale de l'Université de LILLE 2. Nous avons retenu, pour chaque sexe :

-la mortalité totale,

-la mortalité attribuée à des causes mal définies (codes 780-799 de la Classification Internationale des Maladies -9ème révision) et aux principales causes de décès : cardiopathies ischémiques (410-414), maladies vasculaires cérébrales (430-438), des maladies liées à l'alcool (cirrhose alcoolique ou sans précision du foie, psychose alcoolique, dépendance alcoolique : 571.0-3 & 5, 291,303), maladies de l'appareil respiratoire (460-519)-sauf les pneumoconioses dans le sexe masculin, tumeurs (140-239), tumeurs malignes de la cavité buccale, du pharynx, du larynx et de l'oesophage (140-149,161,150), tumeurs malignes de la trachée, des bronches et du poumon (162), tumeurs malignes du sein (174,175)- dans le sexe féminin uniquement, accidents de la circulation (E810-E819, E826-E829), suicides (E950-E958). On a utilisé la loi de POISSON pour étudier si les SMR estimés dévient de manière statistiquement significative de 1 (et donc de la mortalité régionale) [8]. Les résultats ont été cartographiés à l'aide du logiciel CARTO 2D®. Les cartes indiquent pour chaque regroupement de commune la classe de SMR (découpage en 5 classes) et l'éventuelle signification statistique (indiquée par un point noir).

RESULTATS.

1.COMPARAISON DU LITTORAL ET DE LA REGION.

Les tableaux 1 et 2 présentent, pour chaque sexe, une comparaison de la mortalité de la zone littorale par rapport à la Région dans son ensemble et ce pour les causes de décès étudiées. On observe :

-pour le sexe masculin, une mortalité totale élevée de manière discrète (SMR=1,03) mais significative, une surmortalité par maladies vasculaires cérébrales (SMR=1,09), par tumeurs (SMR=1,16), par tumeurs malignes de la trachée, des bronches et du poumon (SMR=1,11) et des voies aérodigestives supérieures et de l'oesophage (SMR=1,32) et une sous-mortalité par maladies de l'appareil respiratoire (SMR=0,94);

-dans le sexe féminin, une mortalité totale moins élevée que la moyenne régionale (SMR=0,97), une sous-mortalité par pathologies attribuées à l'alcool (SMR=0,91), par tumeurs malignes du sein (SMR=0,91) et par causes mal définies (SMR=0,85).

2. CARTOGRAPHIE DE LA MORTALITE

La figure 1 indique la localisation des regroupements de communes étudiés et figures suivantes (2-24) présentent les cartes de SMR pour les causes de décès étudiées. La mortalité masculine par tumeurs malignes des voies aérodigestives supérieures et de l'oesophage est élevée dans 13 unités spatiales sur 15 (9 atteignent une valeur statistiquement significative). Les grandes agglomérations urbaines et industrielles (Calais, Dunkerque et Boulogne) présentent une surmortalité masculine par tumeurs, en particulier du poumon et des voies aérodigestives supérieures et de l'oesophage et également par cardiopathies ischémiques et (sauf Boulogne) par maladies vasculaires cérébrales. Le secteur Boulogne Outreau cumule une surmortalité totale, par pathologie attribuée à l'alcool, par tumeurs et par tumeurs des voies aérodigestives chez l'homme et par maladies de l'appareil respiratoire et cardiopathies ischémiques chez la femme, par tumeurs malignes du poumon dans les 2 sexes.

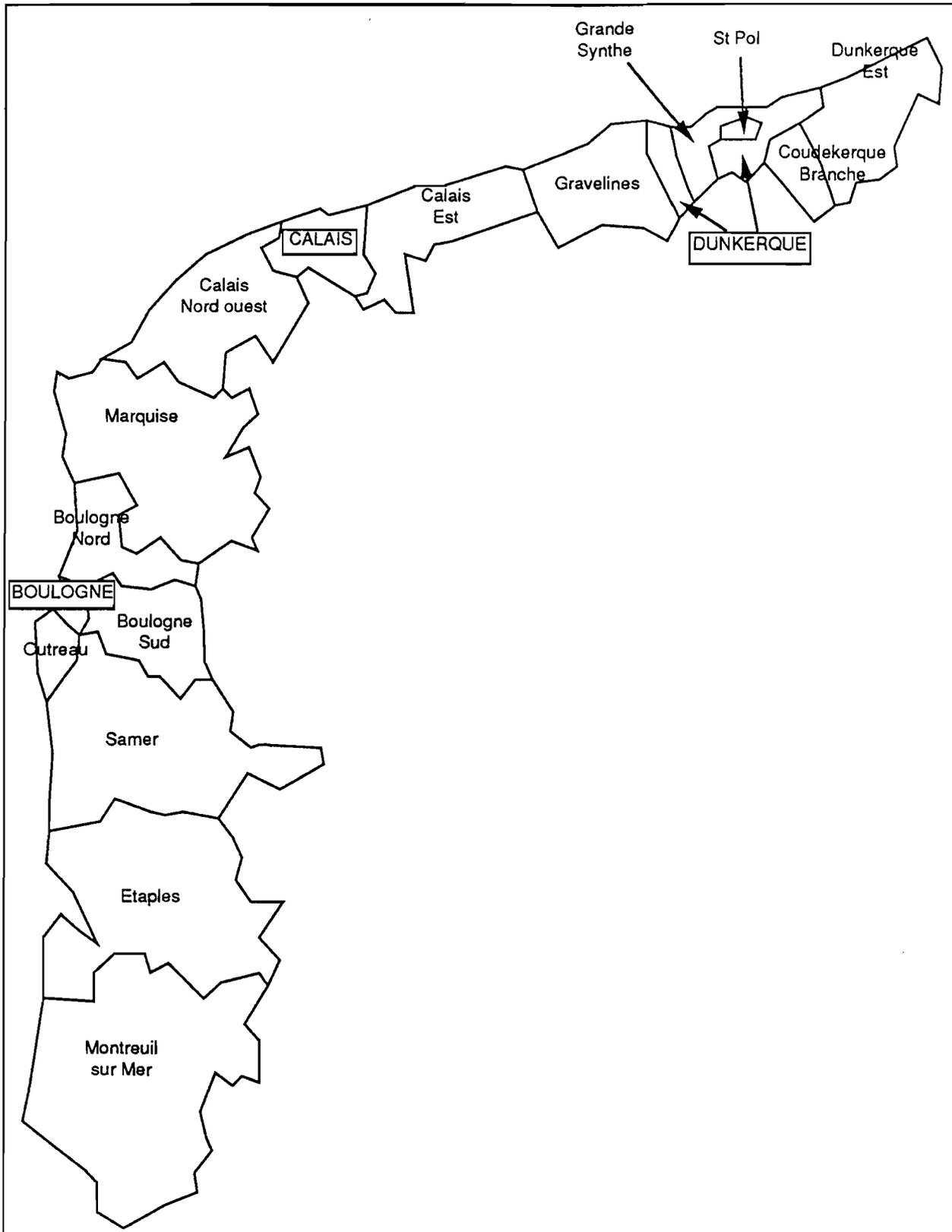
Les autres résultats de la population féminine sont relativement difficiles à interpréter.

TABLEAU 1
MORTALITE DE LA POPULATION DU LITTORAL (1979-1986)
SEXE MASCULIN
COMPARAISON AVEC LA MORTALITE REGIONALE

CAUSE DE DECES	CODE OMS	O (E)	SMR	P
Cardiopathies ischémiques	410-414	1961 (1976)	0,99	NS
Maladies vasculaires cérébrales	430-438	1821 (1678)	1,09	***
Maladies attribuées à l'alcool	291,303,571.0-3 & 5	1207 (1185)	1,02	NS
Appareil respiratoire (sauf pneumoconioses)	460-519 sauf 500-503 & 505	1168 (1244)	0,94	*
Tumeurs	140-239	5992 (5183)	1,16	***
Tumeurs malignes des voies aérodigestives et de l'oesophage	140-150 & 161	1612 (1223)	1,32	***
Tumeurs malignes de la trachée, des bronches et du poumon	162	1381 (1248)	1,11	***
Accidents de circulation	810-819 & 826-829	484 (446)	1,09	NS
Suicide	950-958	269 (670)	0,98	NS
Causes mal définies	780-799	806 (859)	0,94	NS
TOUTES CAUSES		19705 (19198)	1,03	***

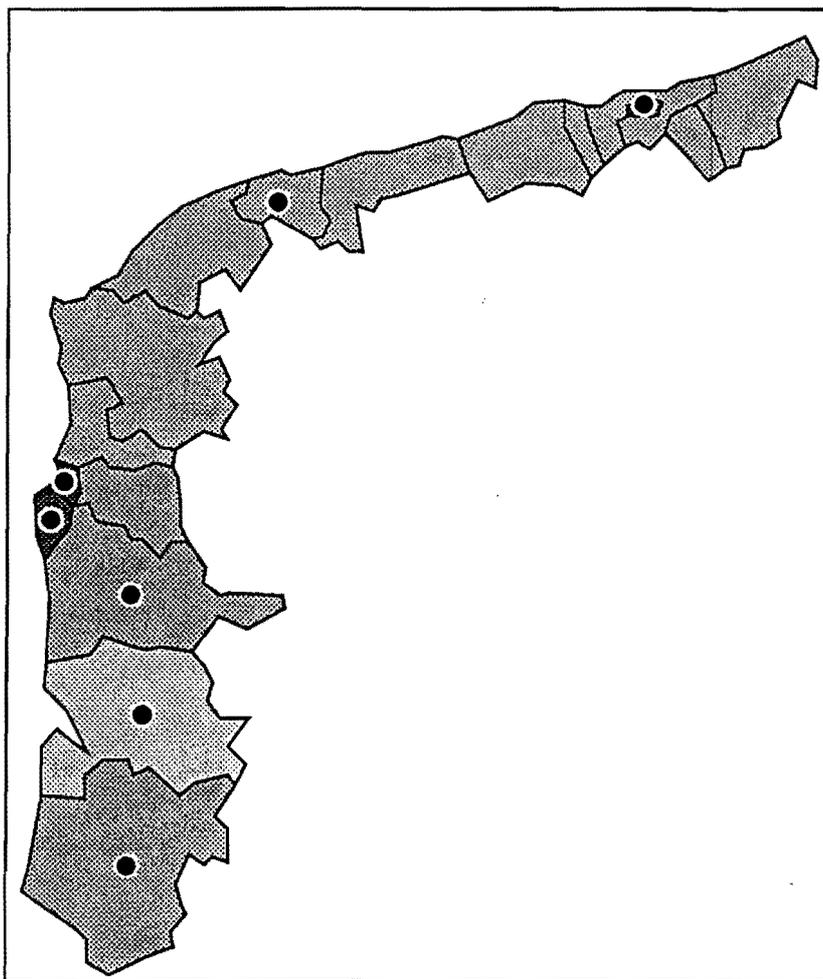
TABLEAU 2**MORTALITE DE LA POPULATION DU LITTORAL (1979-1986)****SEXE FEMININ****COMPARAISON AVEC LA MORTALITE REGIONALE**

CAUSE DE DECES	CODE OMS	O (E)	SMR	P
Cardiopathies ischémiques	410-414	1519 (1572)	0,97	NS
Maladies vasculaires cérébrales	430-438	2561 (2557)	1,00	NS
Maladies attribuées à l'alcool	291,303,571.0-3 & 5	500 (549)	0,91	*
Appareil respiratoire	460-519	908 (926)	0,98	NS
Tumeurs	140-239	3532 (3459)	1,02	NS
Tumeurs malignes des voies aérodigestives et de l'oesophage	140-150 & 161	117 (118)	0,99	NS
Tumeurs malignes de la trachée, des bronches et du poumon	162	115(113)	1,01	NS
Tumeurs malignes du sein	174-175	586 (644)	0,91	*
Accidents de circulation	810-819 & 826-829	171 (165)	1,04	NS
Suicide	950-958	231 (249)	0,93	NS
Causes mal définies	780-799	899 (1054)	0,85	***
TOUTES CAUSES		16920 (17425)	0,97	***

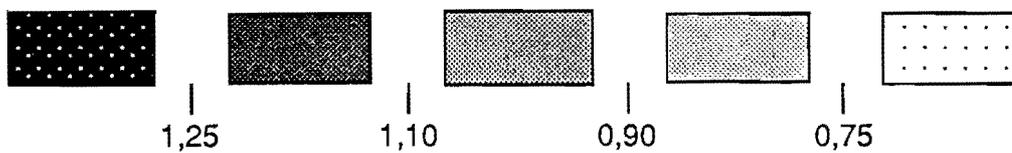


**FIGURE 1 : LOCALISATION DES
REGROUPEMENTS DE
COMMUNES**

FIGURE 2 :
MORTALITE TOTALE
SEXE MASCULIN 1979-1986

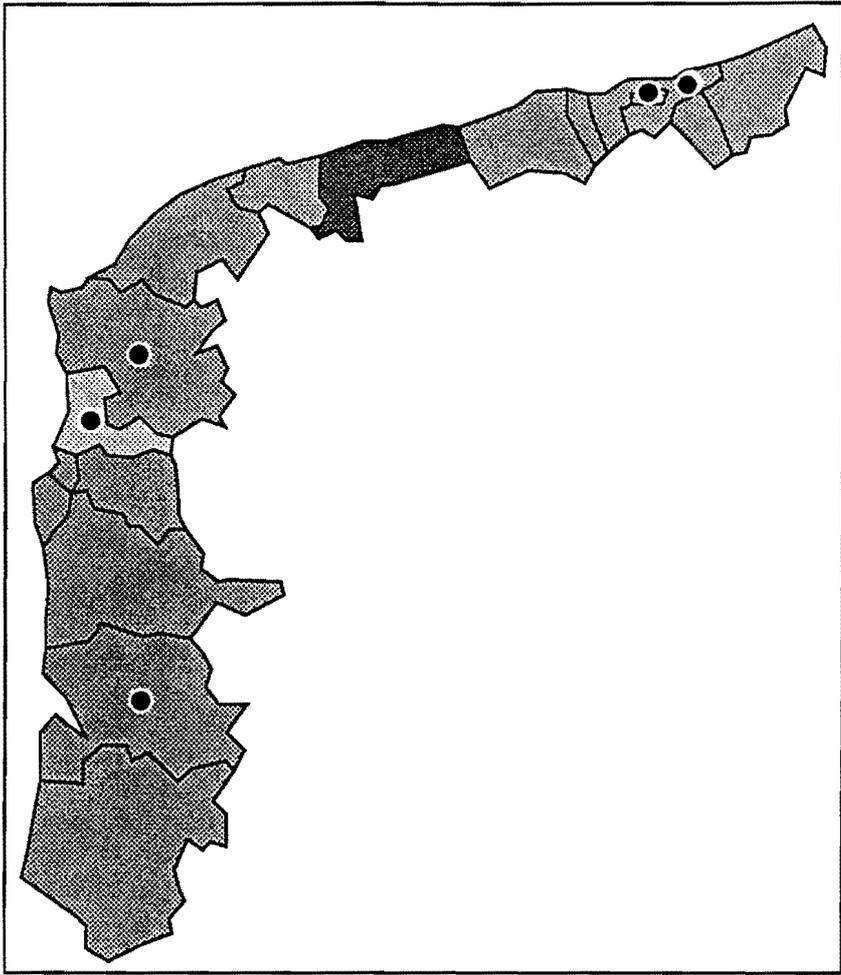


0 20Km

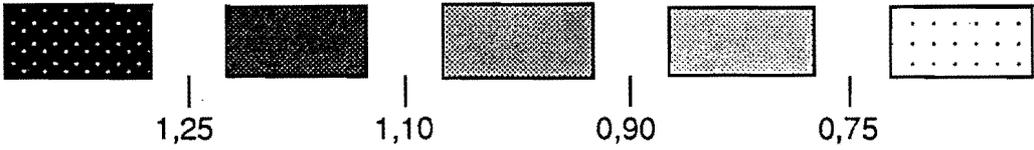


● P < 0,05

FIGURE 3 : MORTALITE TOTALE
SEXE FEMININ 1979-1986

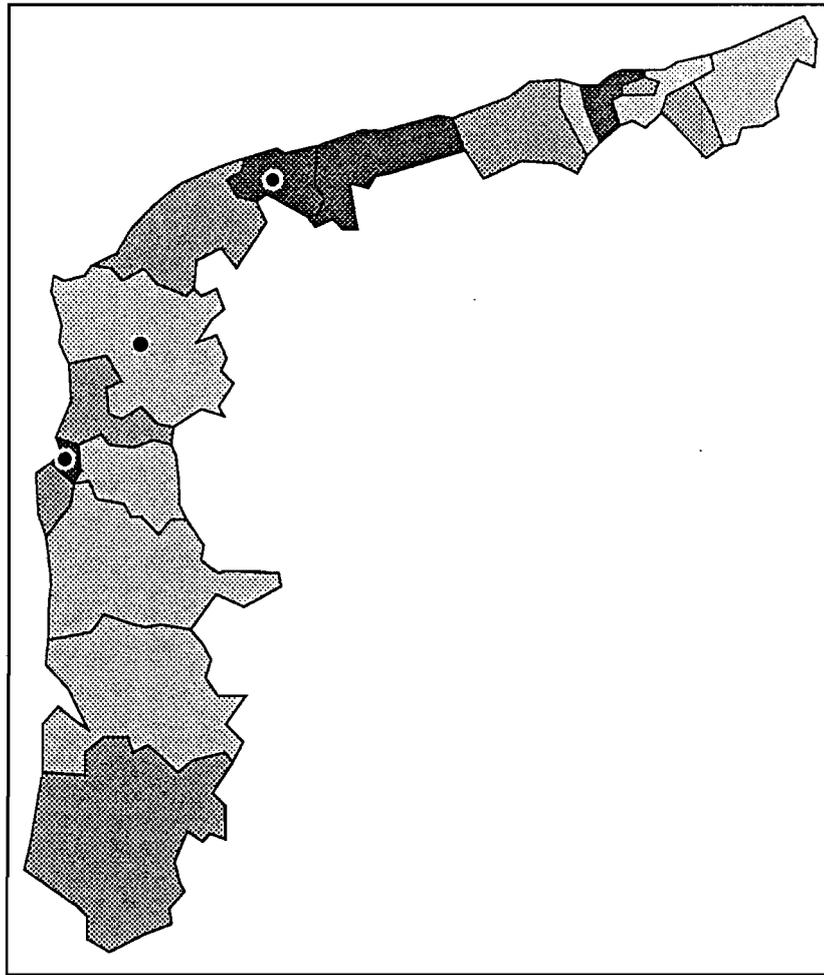


0 20Km

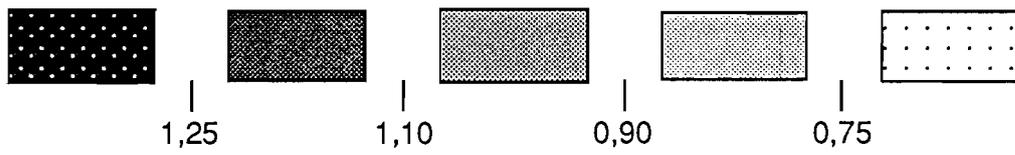


● P < 0,05

FIGURE 4 : MORTALITE PAR
CARDIOPATHIES ISCHEMIQUES (410-414)
SEXE MASCULIN 1979-1986

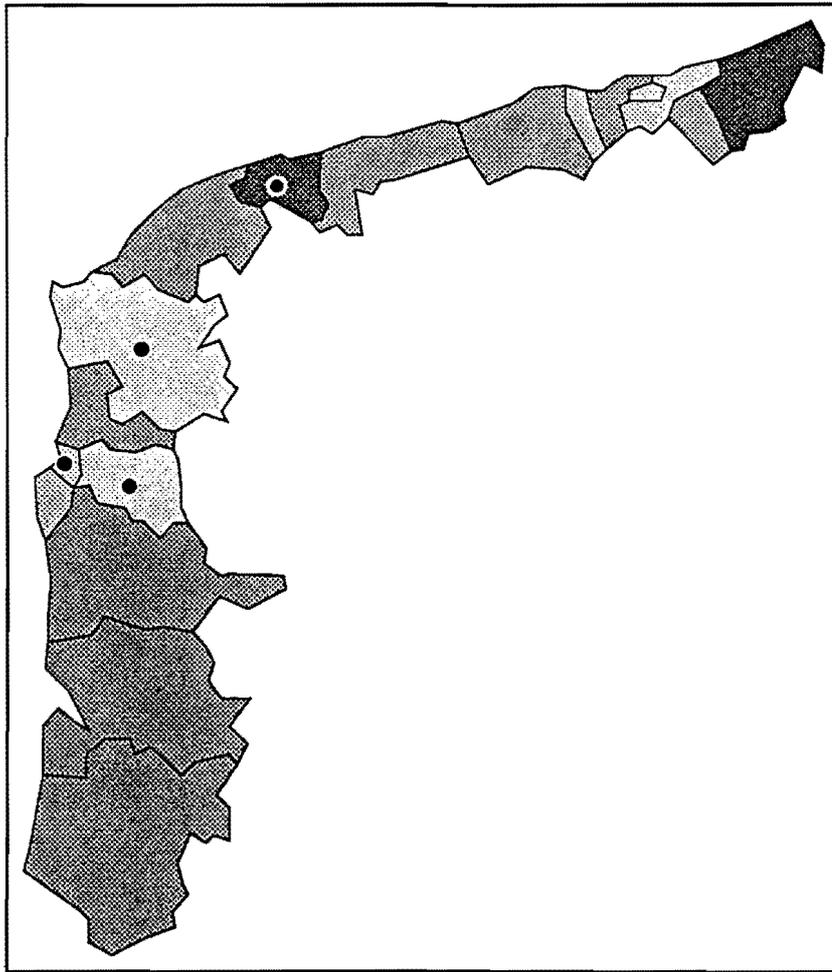


0 20Km

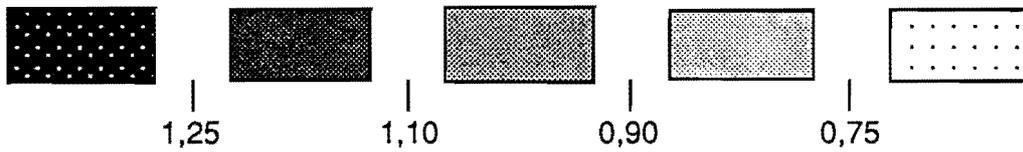


● P > 0,05

FIGURE 5 :
MORTALITE PAR CARDIOPATHIES
ISCHEMIQUES (410-414)
SEXE FEMININ 1979-1986

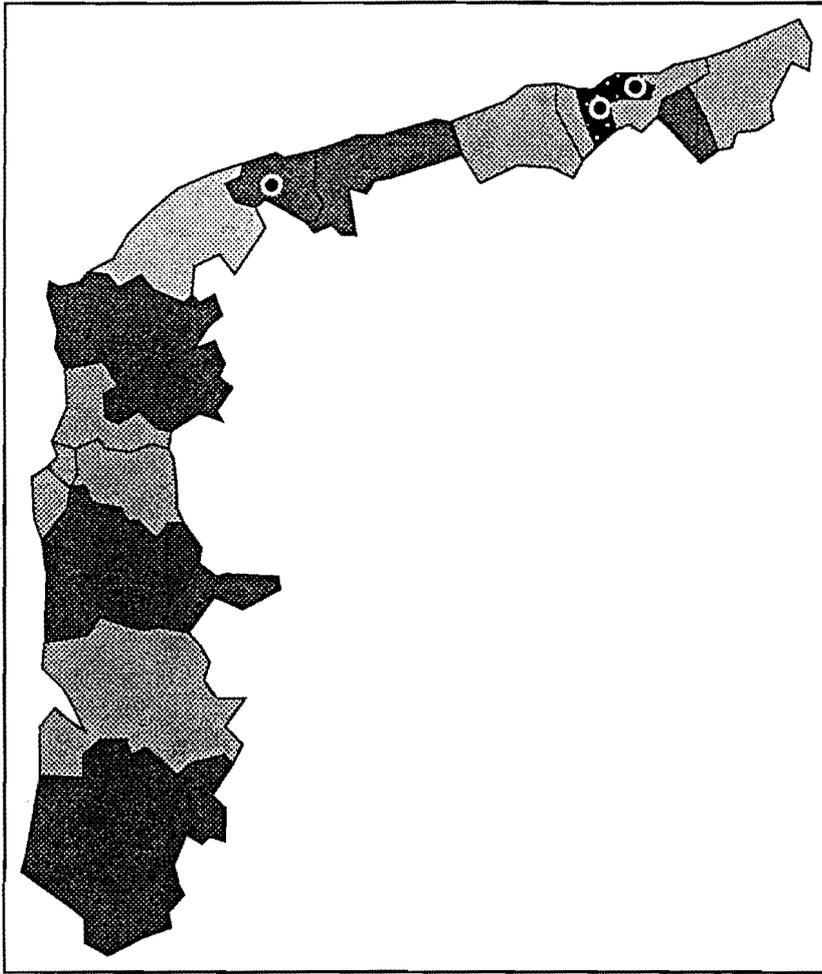


0 20Km

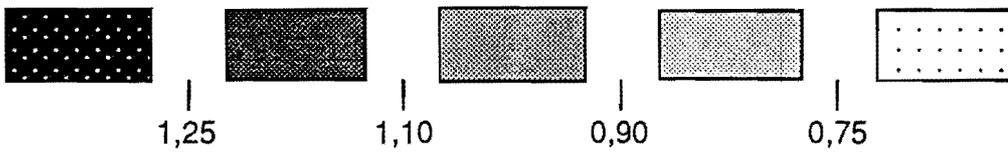


● P < 0,05

FIGURE 6 :
MORTALITE PAR MALADIES VASCULAIRES
CEREBRALES (430-438)
SEXE MASCULIN 1979-1986

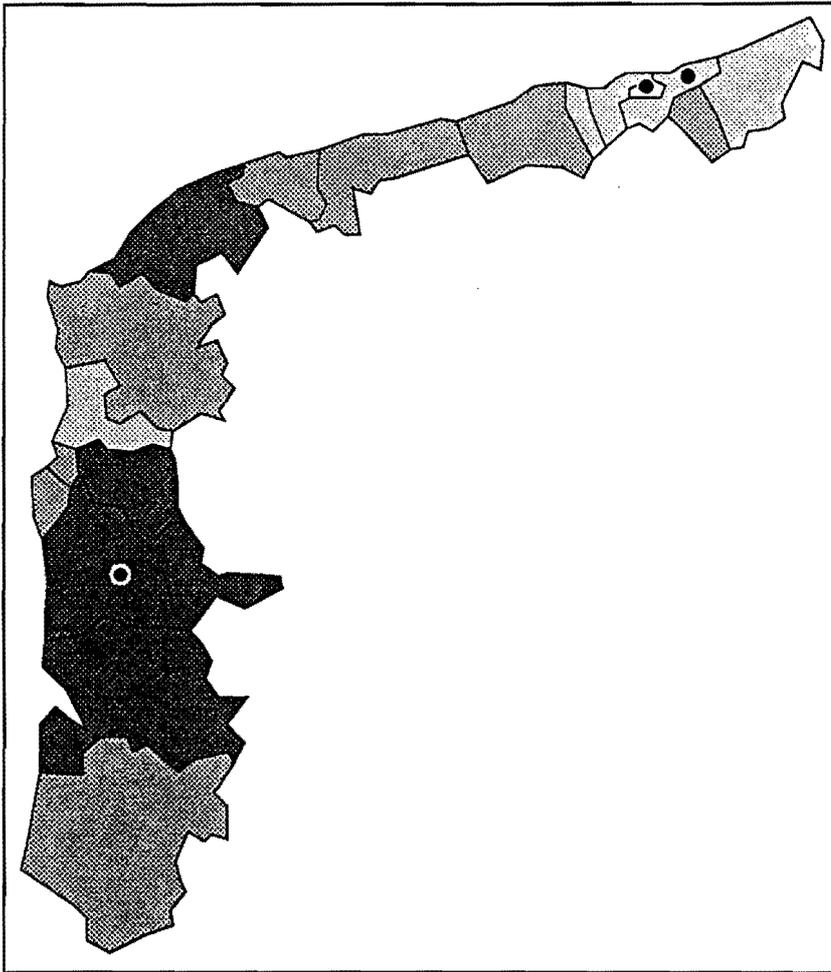


0 20Km

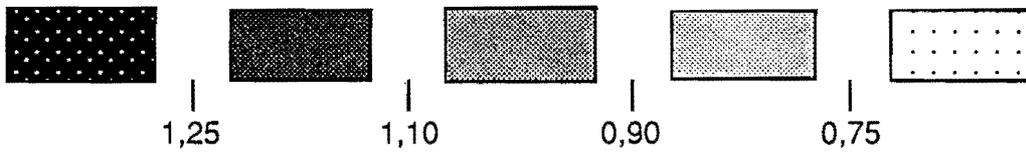


● $P < 0,05$

FIGURE 7 :
MORTALITE PAR MALADIES VASCULAIRES
CEREBRALES (430-438)
SEXE FEMININ 1979-1986



0 20Km

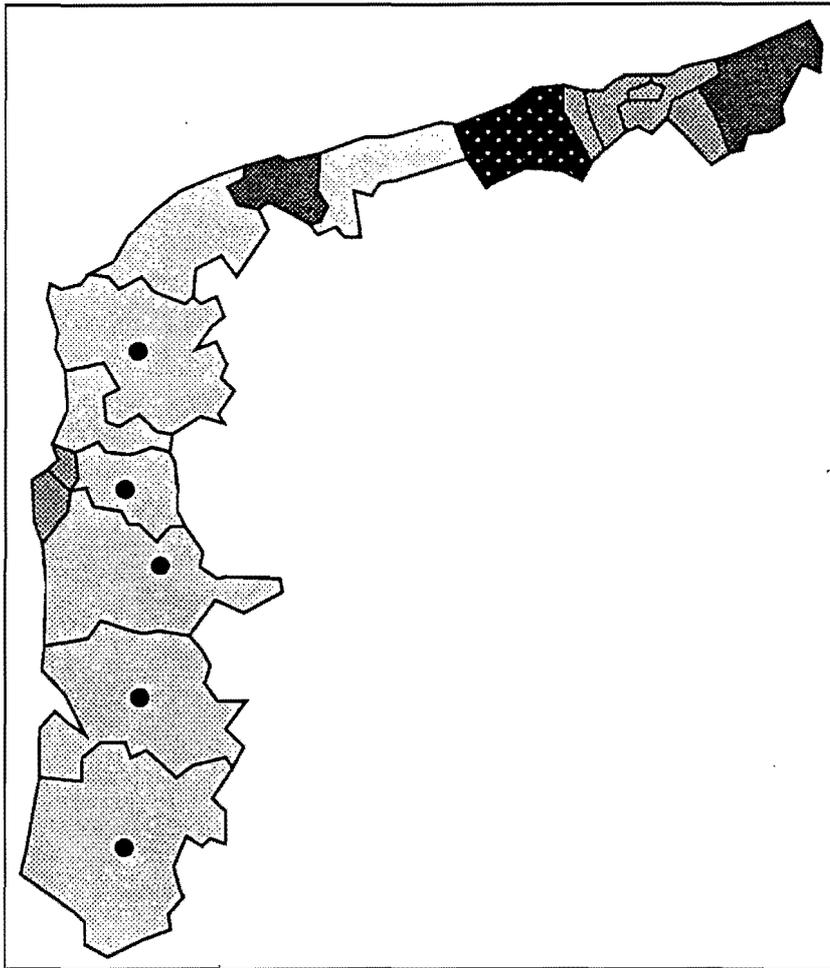


● P < 0,05

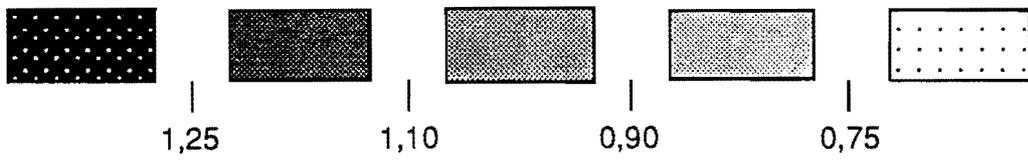
FIGURE 8 :
MORTALITE ATTRIBUEE A L'ALCOOL
(291, 303, 571.0-3 & 5)
SEXE MASCULIN 1979-1986



FIGURE 9 :
MORTALITE ATTRIBUEE A
L'ALCOOL (291, 303, 571.0-3 & 5)
SEXE FEMININ 1979-1986

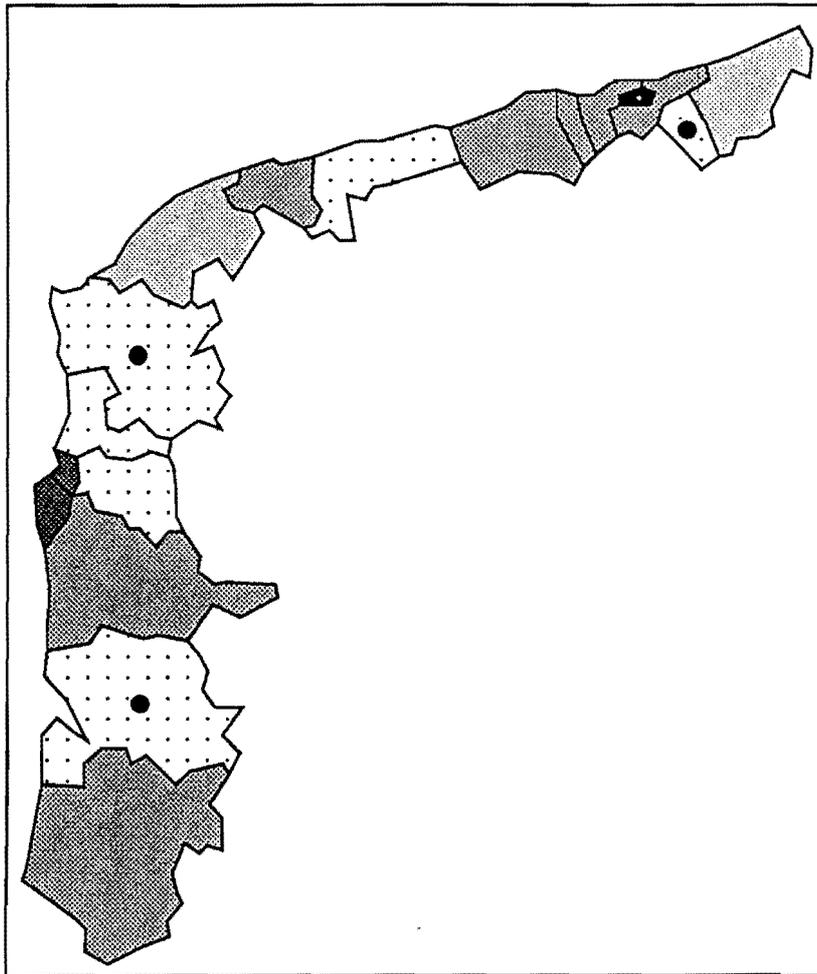


0 20Km

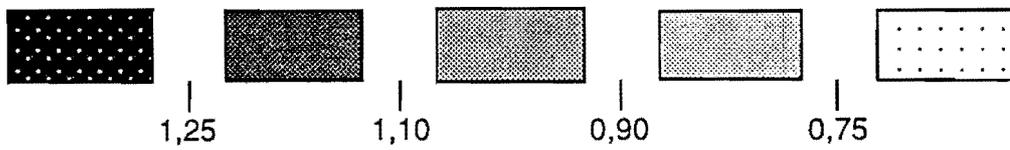


● P < 0,05

FIGURE 10 :
MORTALITE PAR MALADIES DE L'APPAREIL RESPIRATOIRE
(460-519) PNEUMOCONIOSES (500-503 & 505) EXCEPTEES
SEXE MASCULIN 1979-1986

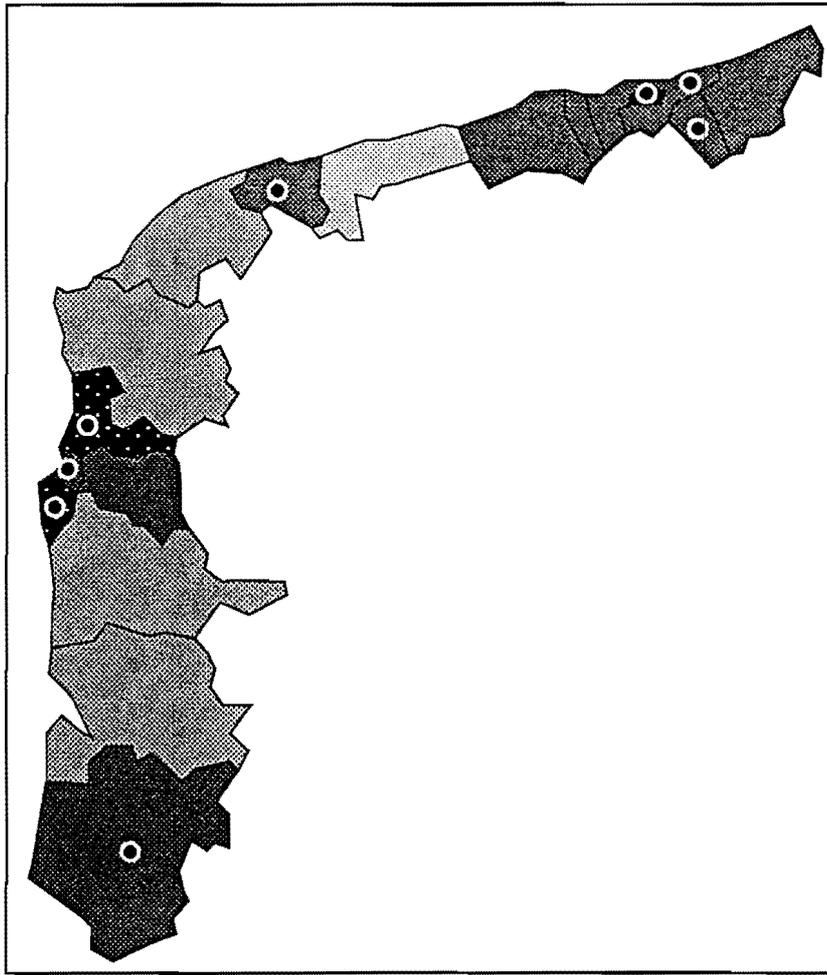


0 20Km

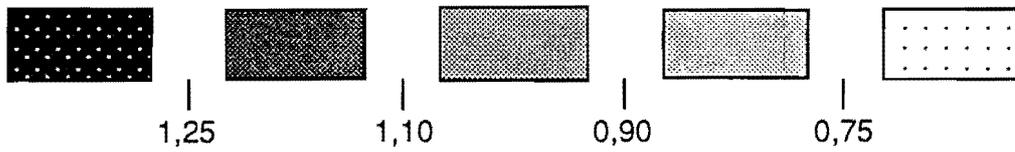


● P < 0,05

FIGURE 12 :
MORTALITE PAR TUMEURS (140-239)
SEXE MASCULIN 1979-1986

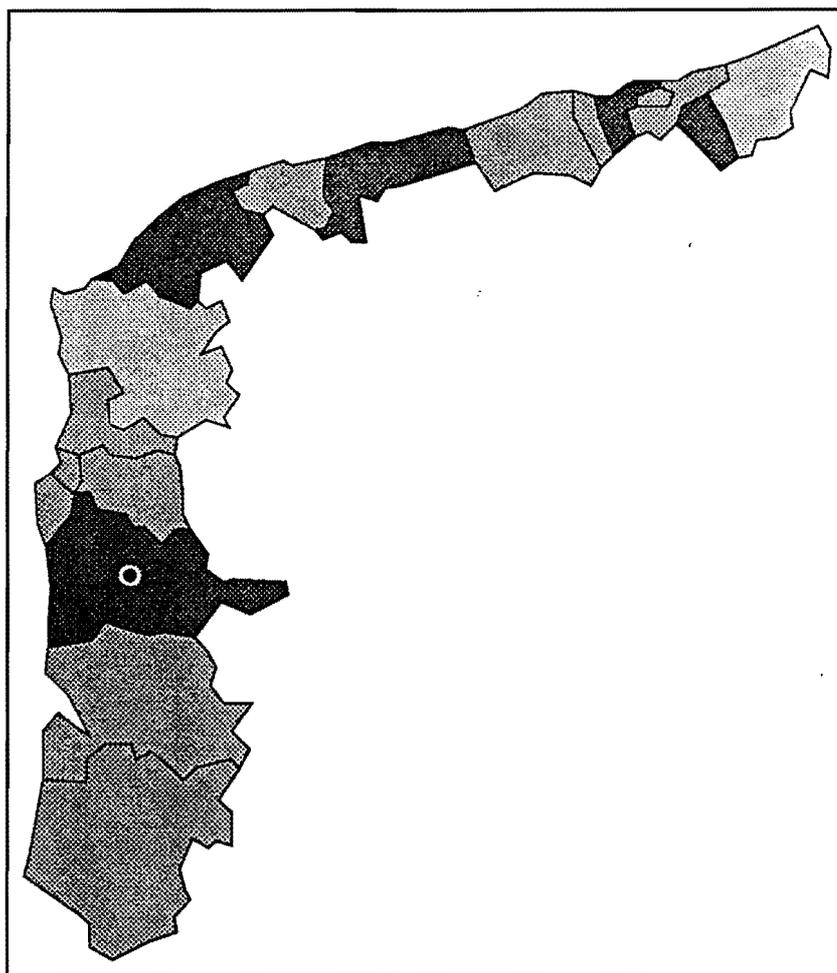


0 20Km

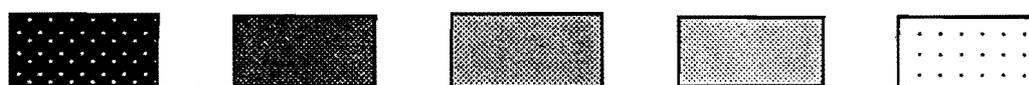


● P < 0,05

FIGURE 13 :
MORTALITE PAR TUMEURS (140-239)
SEXE FEMININ 1979-1986



0 20Km



1,25

1,10

0,90

0,75

● P < 0,05

FIGURE 14 :
MORTALITE PAR TUMEURS MALIGNES DES
VOIES AERODIGESTIVES SUPERIEURES ET
DE L'OESOPHAGE (140-149, 150,161)
SEXE MASCULIN 1979-1986

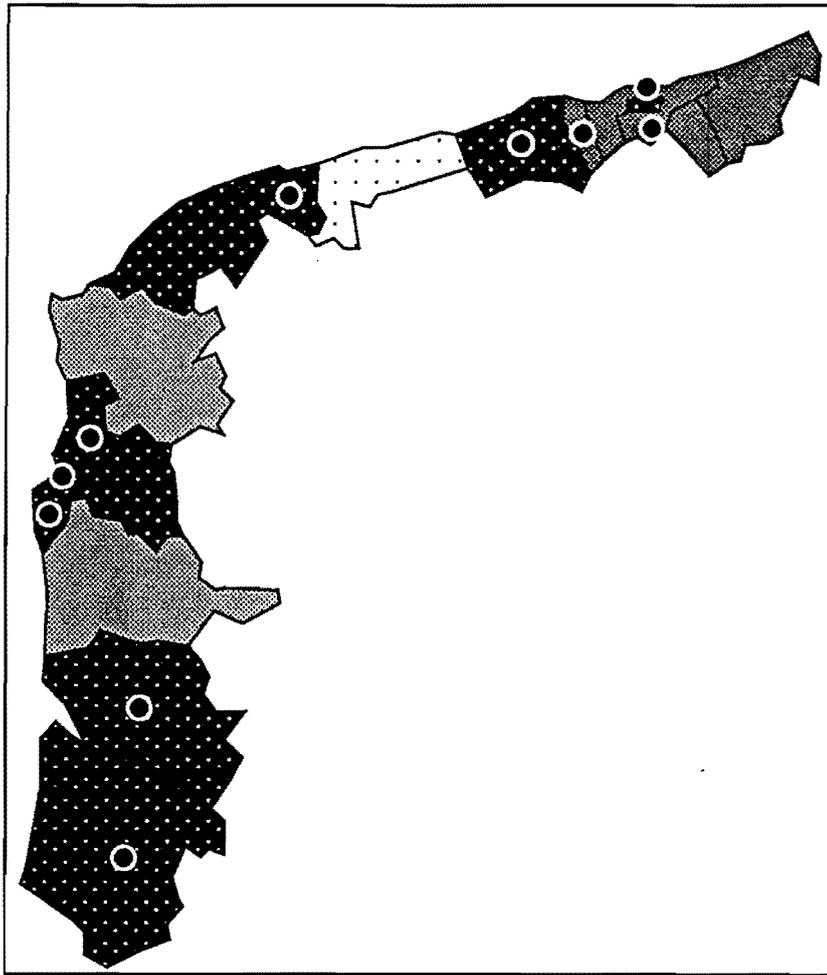
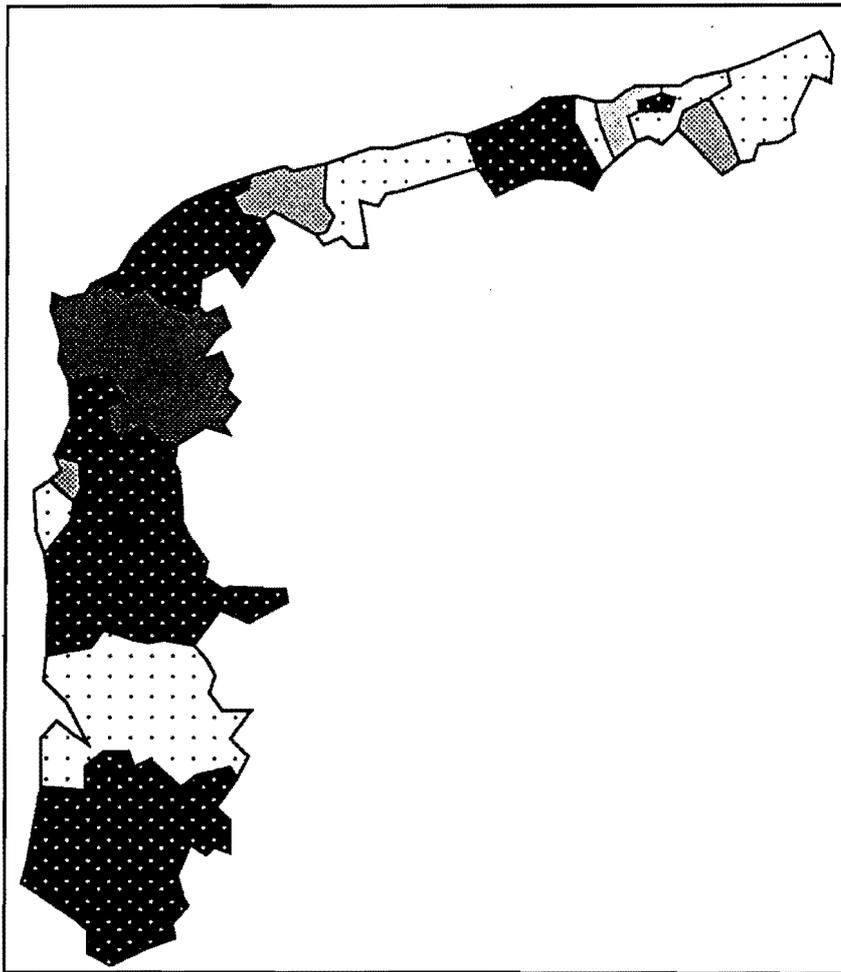
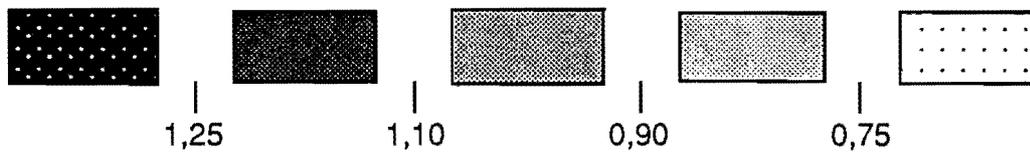


FIGURE 15 :
MORTALITE PAR TUMEURS MALIGNES DES
VOIES AERODIGESTIVES ET DE
L'OESOPHAGE (140-149, 150, 161)
SEXE FEMININ 1979-1986

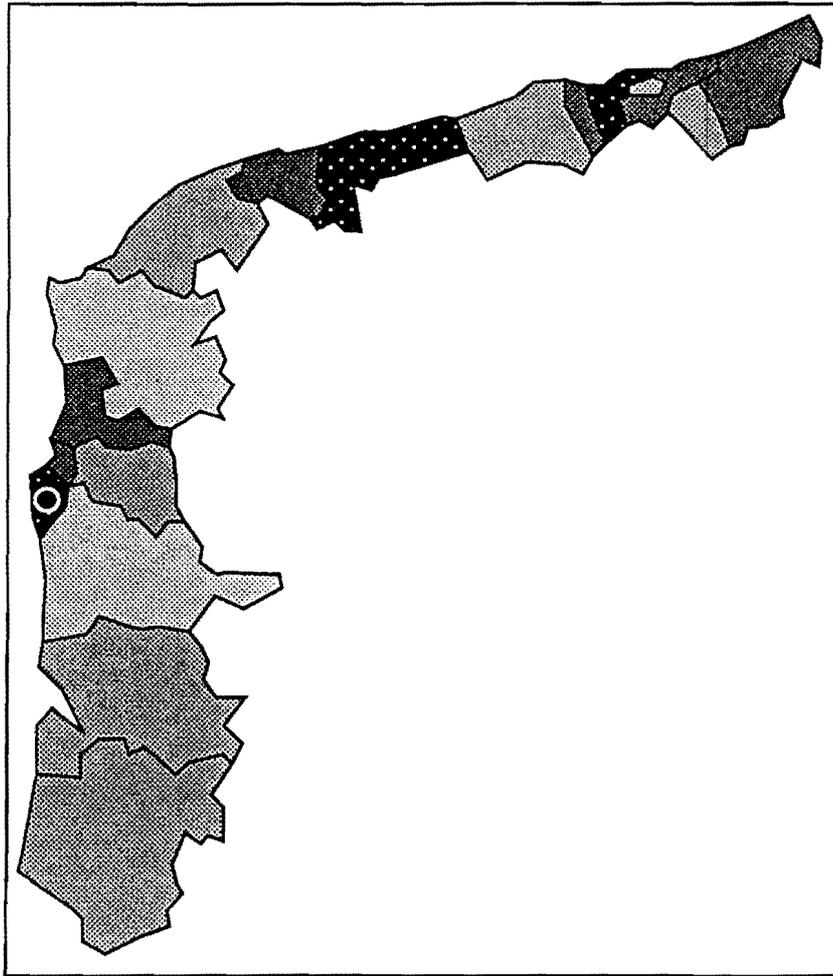


0 20Km

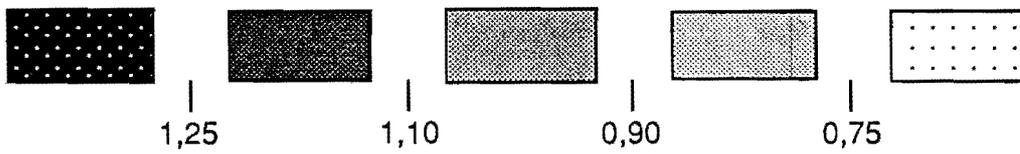


● P < 0,05

FIGURE 16 :
MORTALITE PAR TUMEURS
DU POU MON (162)
SEXE MASCULIN 1979-1986



0 20Km



● P < 0,05

FIGURE 17 :
MORTALITE PAR TUMEURS
DU POUMON (162)
SEXE FEMININ 1979-1986

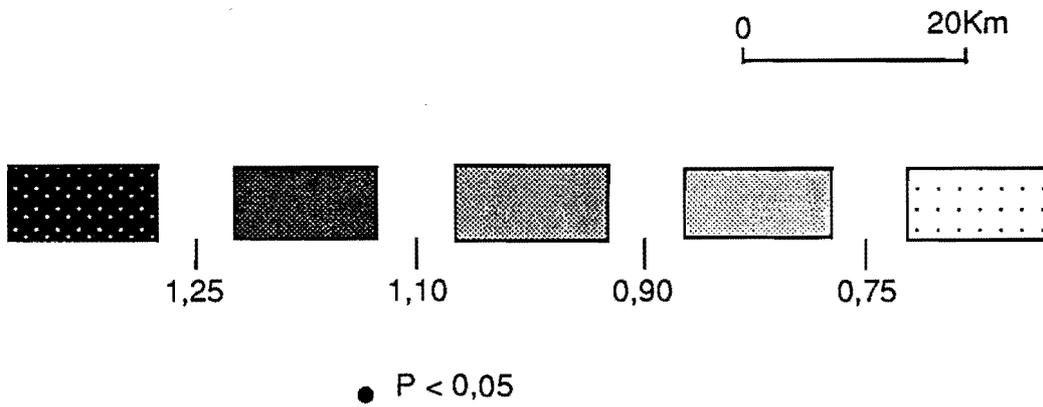
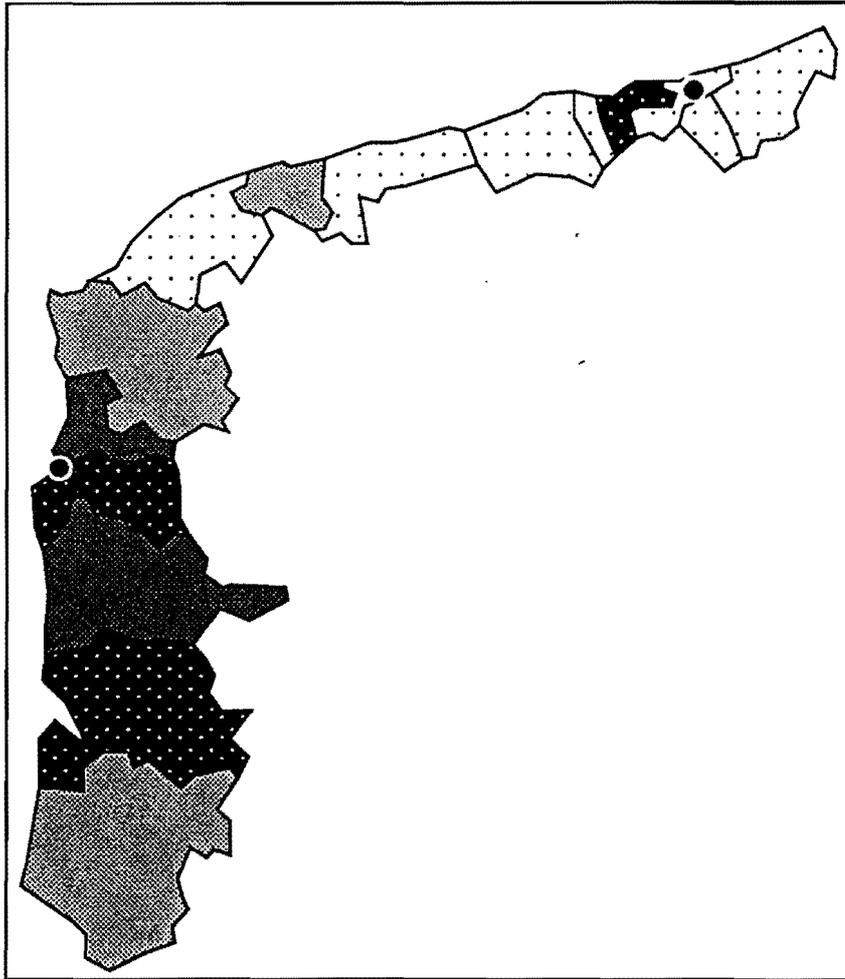
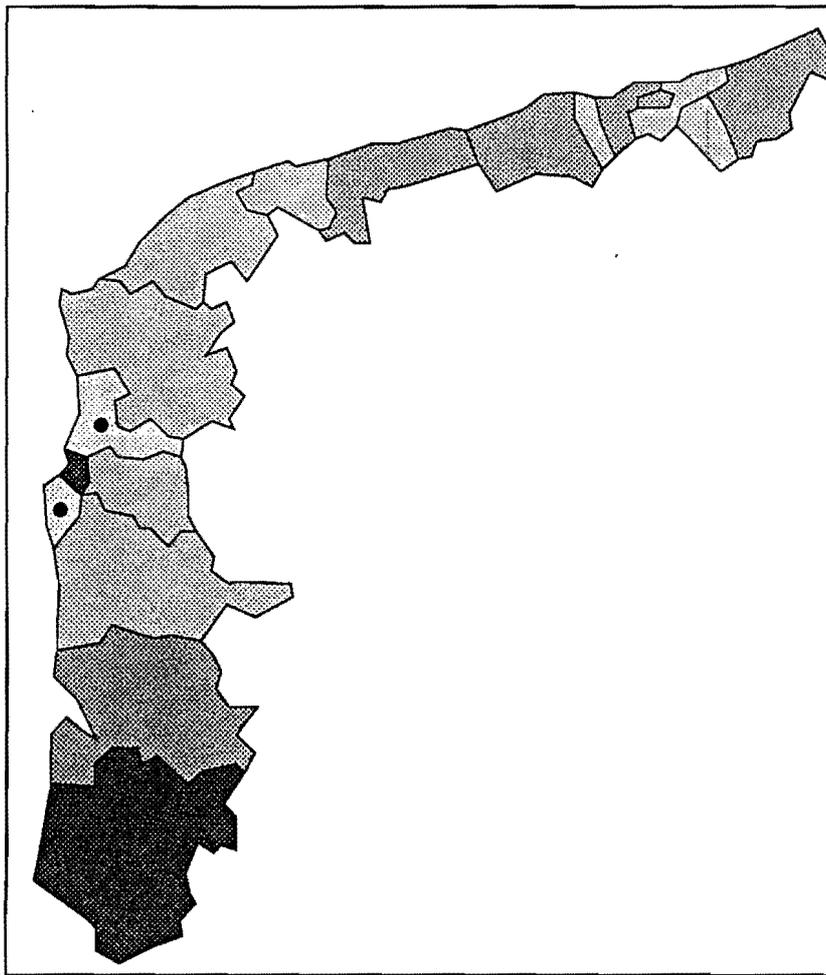
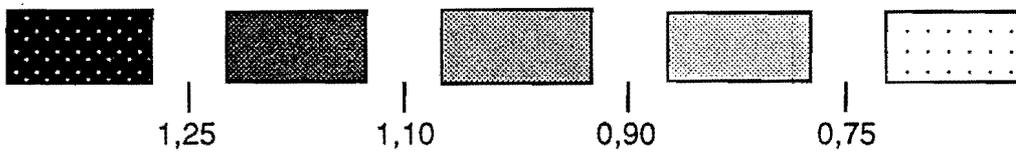


FIGURE 18 :
MORTALITE PAR TUMEURS MALIGNES DU SEIN (174, 175)
SEXE FEMININ 1979-1986

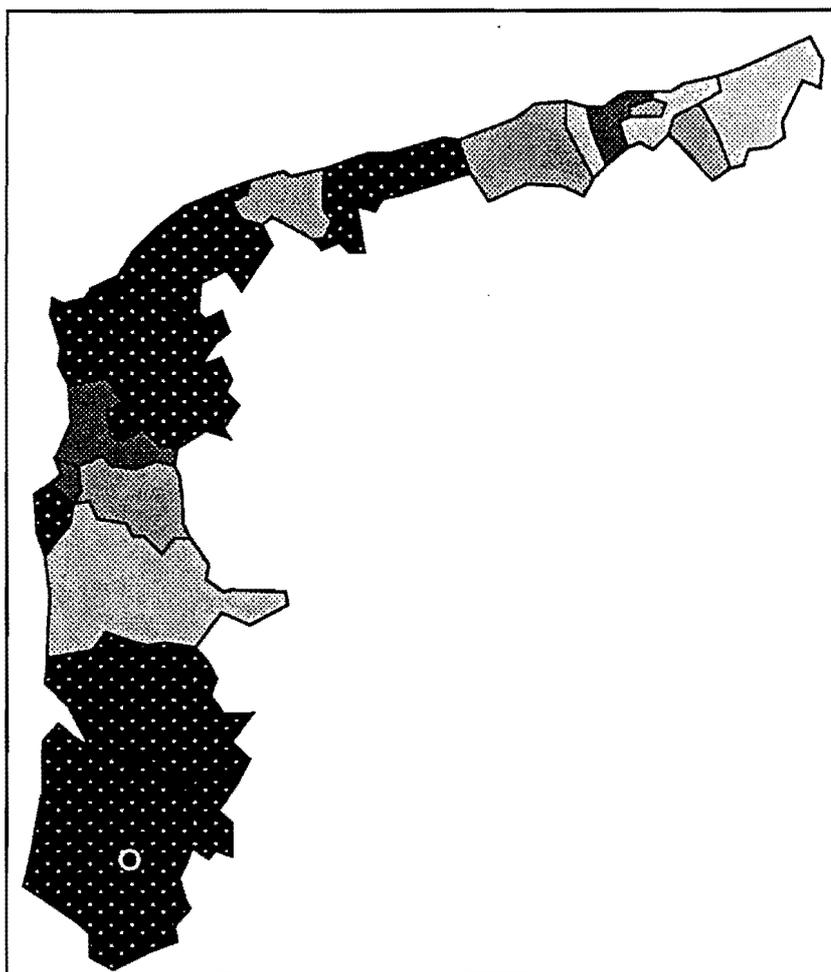


0 20Km

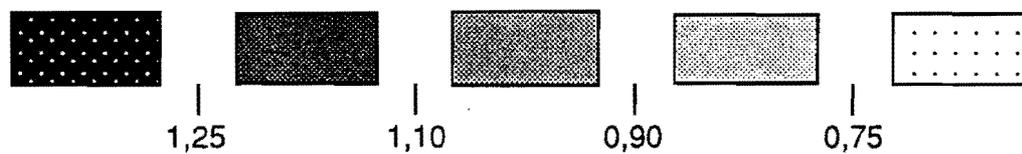


● P < 0,05

FIGURE 19 :
MORTALITE PAR ACCIDENTS DE LA
CIRCULATION (E810-819, E826-829)
SEXE MASCULIN 1979-1986

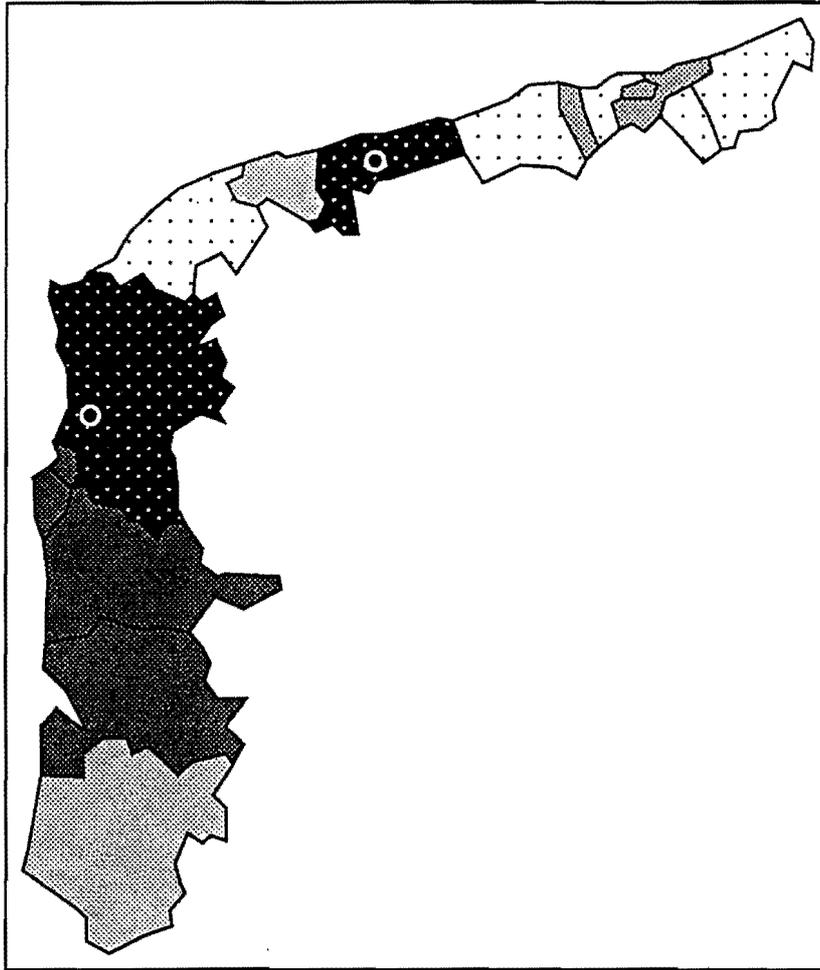


0 20Km

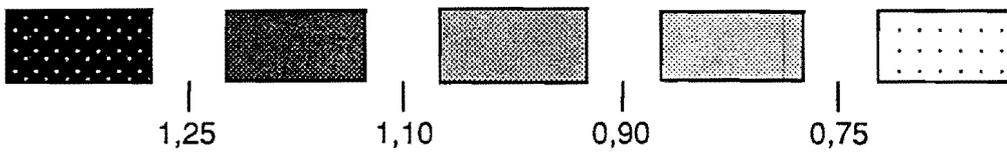


● P < 0,05

FIGURE 20 :
MORTALITE PAR ACCIDENTS DE LA
CIRCULATION (E810-819, E826-829)
SEXE FEMININ 1979-1986

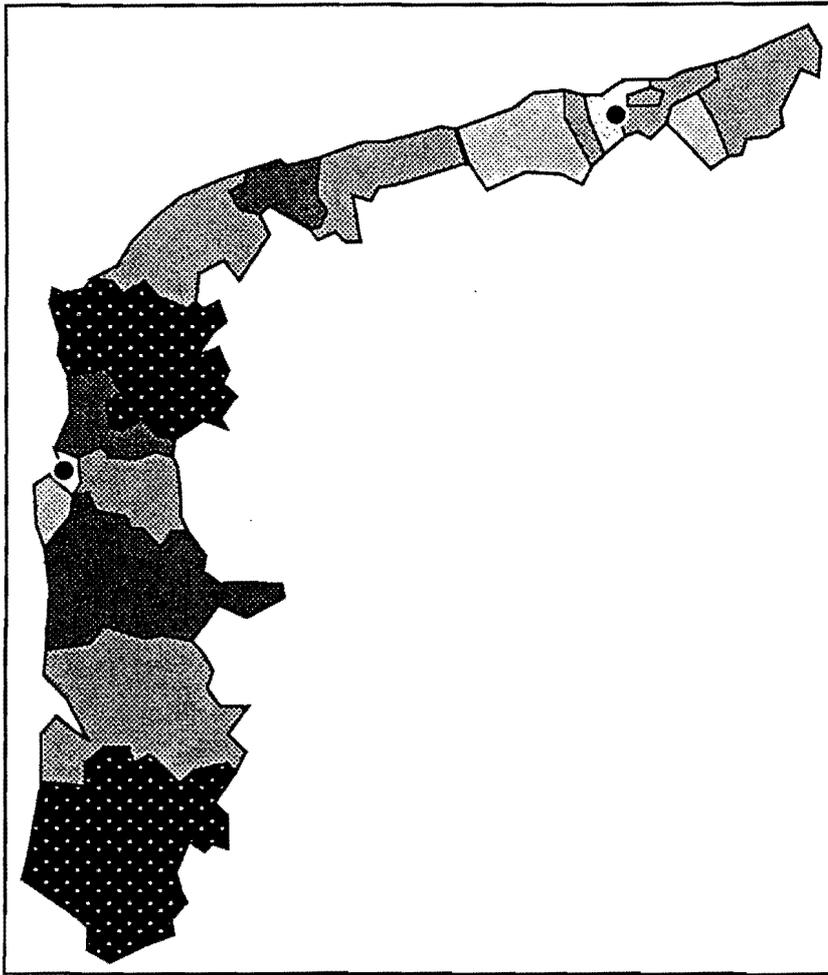


0 20Km

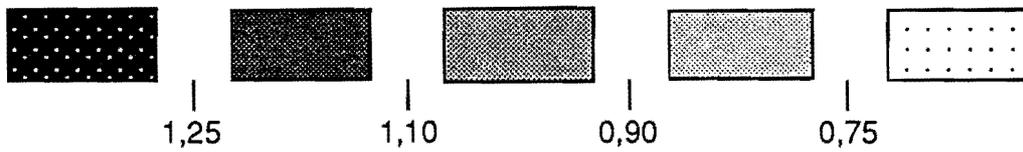


● P < 0,05

FIGURE 21 :
MORTALITE PAR SUICIDE (E950-958)
SEXE MASCULIN 1979-1986

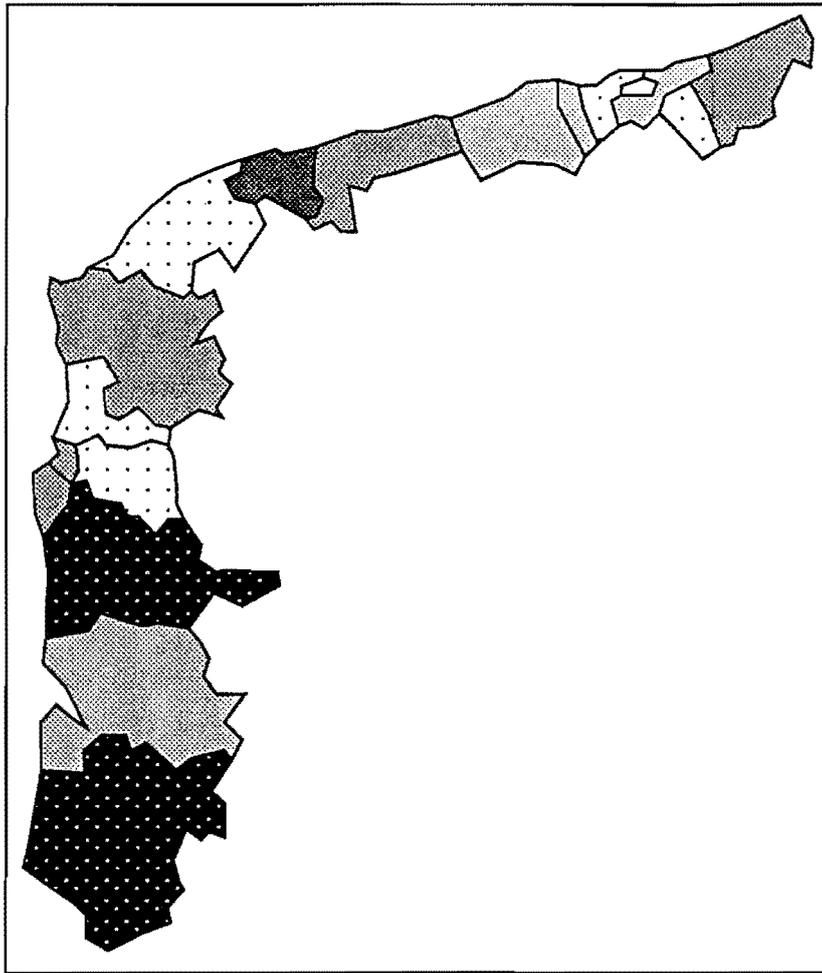


0 20Km

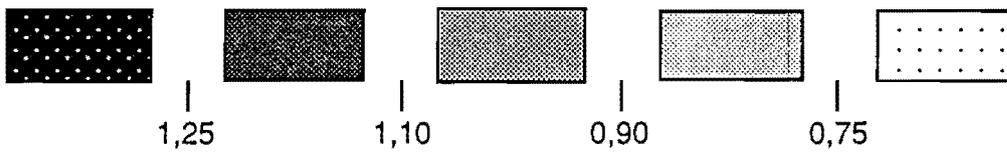


● P < 0,05

FIGURE 22 :
MORTALITE PAR SUICIDE (E950-958)
SEXE FEMININ 1979-1986

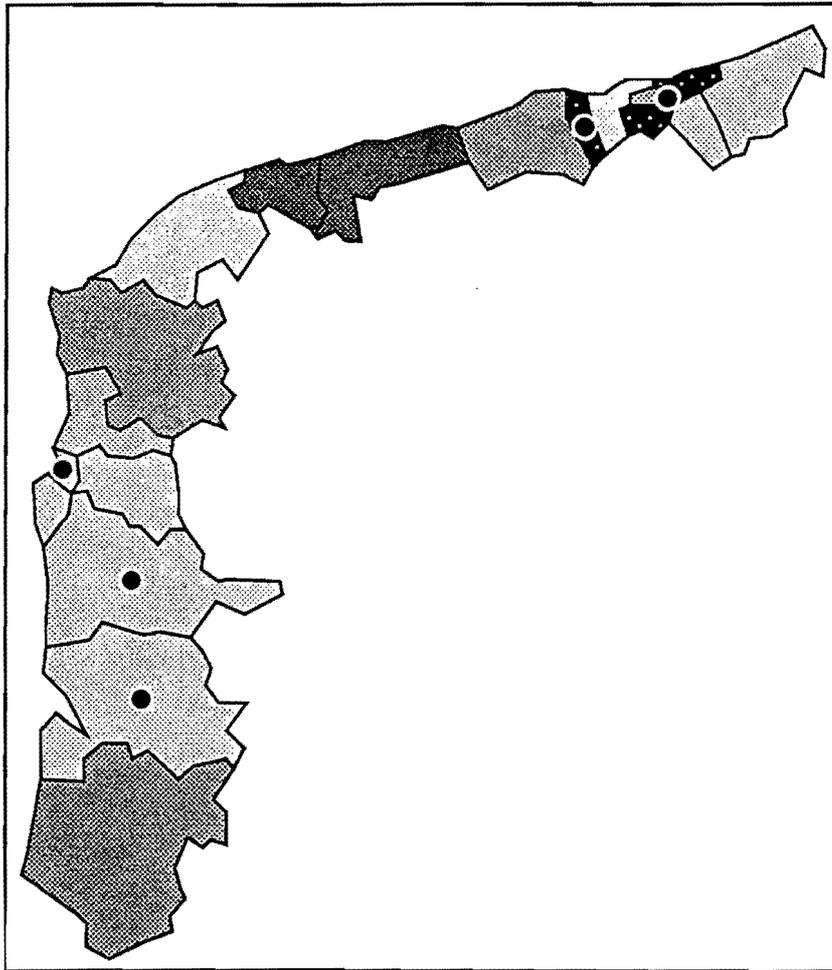


0 20Km

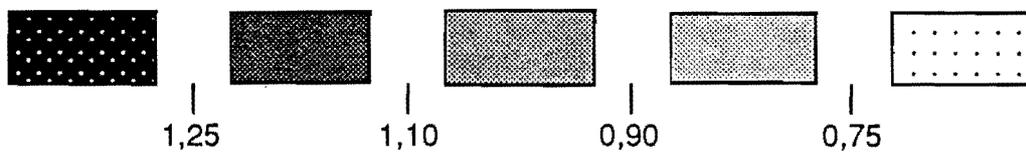


● P < 0,05

FIGURE 23 :
MORTALITE PAR CAUSES MAL DEFINIES (780-799)
SEXE MASCULIN 1979-1986

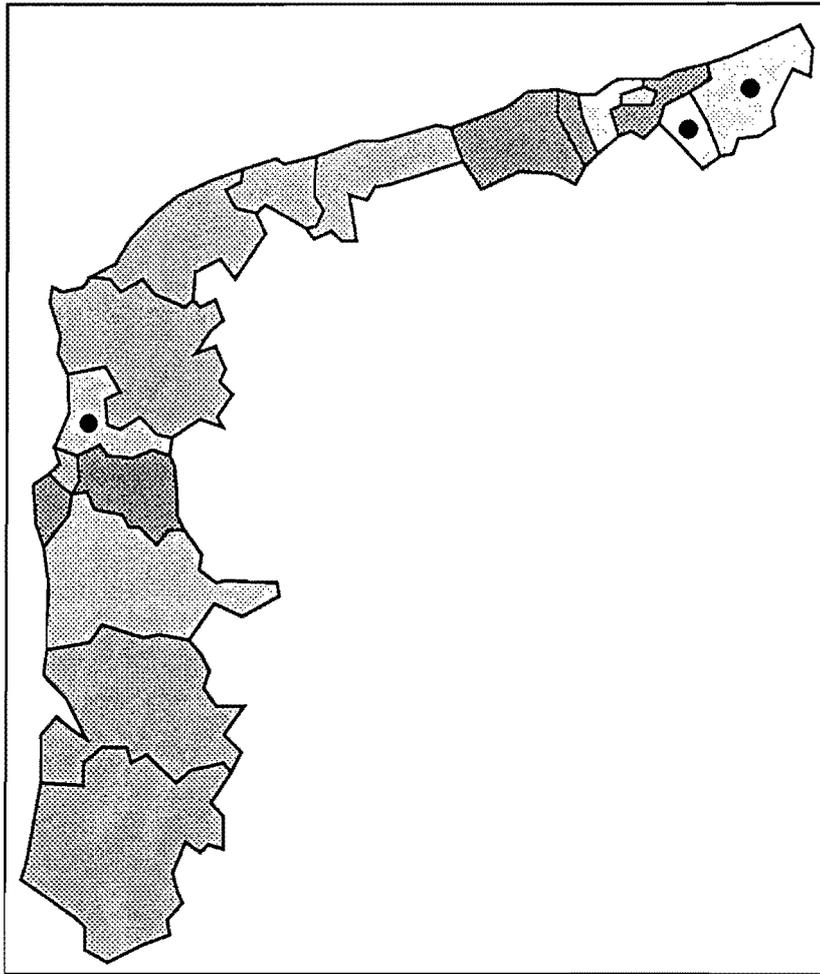


0 20Km

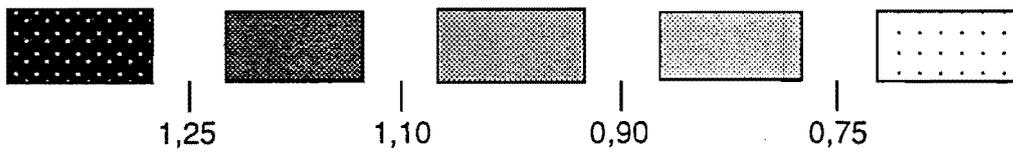


● P < 0,05

FIGURE 24 :
MORTALITE PAR CAUSES MAL DEFINIES (780-799)
SEXE FEMININ 1979-1986



0 20Km



● P < 0,05

DISCUSSION

Notre travail a 2 aspects:

- comparer la mortalité de l'ensemble de la zone littorale avec celle de la région. Cette étude bénéficie d'une bonne puissance statistique, étant donnée la taille de la population étudiée. Elle suppose une certaine homogénéité de cette zone.
- étudier les disparités de mortalité à l'intérieur de la zone étudiée et vérifier donc l'hypothèse ci-dessus.

Les cartes présentées montrent 2 types d'information pour chaque unité spatiale:

- le SMR (gradation en 5 classes), qui peut être très instable, si la population est réduite,
- la signification statistique d'une comparaison avec la mortalité régionale. Celle-ci est plus fréquente pour les unités spatiales d'effectif important (unités urbaines), pour lesquelles la puissance statistique de la comparaison est plus forte.

D'autre part, la cartographie permet d'observer certaines cohérences suggérant le rôle de facteurs dont la répartition géographique n'est pas homogène sur le territoire étudié.

Le résultat le plus net est la **surmortalité masculine importante (SMR=1,32) par tumeurs malignes des voies aérodigestives supérieures et de l'oesophage** dans la zone dans son ensemble et dans la grande majorité des regroupements de communes. Ceci est d'autant frappant que la Région se situe parmi les régions Françaises ayant la plus forte mortalité par cette cause [3] et que la zone a une mortalité masculine d'origine alcoolique comparable à celle de la Région (SMR=1,02). Ceci pourrait être expliqué par une **consommation de nature différente** : le secteur littoral est celui pour lequel la part des spiritueux dans la ration

d'alcool est la plus importante (environ 30 % soit 10 % de plus que les autres secteurs de la Région [9]) mais ceci n'exclut pas le rôle de facteurs nutritionnels, professionnels [10] ou environnementaux.

Par ailleurs, on observe dans la zone une surmortalité masculine par tumeurs malignes en général et tumeurs malignes de la trachée, des bronches et du poumon en particulier qui semble surtout se localiser dans les secteurs urbains et industriels du littoral. Les hypothèses sur le rôle de la pollution atmosphérique et/ou d'expositions professionnelles ne peuvent être émises qu'avec prudence, étant donné l'absence de données sur le tabagisme. Les résultats particuliers du secteur BOULOGNE-OUTREAU constituent une surprise et doivent être étudiés plus avant.

En conclusion, ce travail fait apparaître certaines spécificités de la mortalité de la population du littoral : une surmortalité masculine, principalement par tumeurs et en particulier par tumeurs des voies aérodigestives et du poumon. Une étude en détail de la mortalité par tumeurs malignes devrait être réalisée afin de mettre en évidence les facteurs associés : pollution de l'environnement, profession, nutrition, consommation de tabac.

REFERENCES

1. RICHARDSON S., VIEL J.F., 1989, Géographie des maladies: discussion de quelques méthodes. Colloque Géographie et Socioéconomie de la Santé, CREDES, PARIS.
2. NOIN D., 1990, L'étude géographique de la mortalité : bilan et problèmes. Symposium sur les Inégalités géographiques de mortalité, UGI, LILLE.
3. REZVANI A., DOYON F., FLAMANT R., 1986, Atlas de la mortalité par cancer en France. Les Editions INSERM, PARIS.
4. OMS, 1977, Manuel de classification statistique internationale des maladies, traumatismes et causes de décès. OMS, Genève.
5. BOUVIER COLLE M.H., VALLIN J., HATTON F. (Eds), 1990, Mortalité et causes de décès en France. Doin, PARIS.
6. LACOSTE O., LAHOUTE C., DECLERCQ C., 1990, Géographie de la santé des populations du Pas de Calais. La mortalité globale et par quelques grandes causes. ORS Nord Pas de Calais, La Madeleine.
7. LACOSTE O., LAHOUTE C., DECLERCQ C., 1991, Géographie de la santé des populations du Nord. La mortalité globale et par quelques grandes causes. ORS Nord Pas de Calais, La Madeleine.
8. BRESLOW N.E., DAY N.E., 1987, Statistical methods in cancer research. Volume II: The design and analysis of cohort studies. IARC, Lyon.
9. PLAYOUST D., BEUSCART R., ROMON-ROUSSEAU M., 1988, L'alcoolisation dans le Nord Pas de Calais. HCIEA, Paris.
10. HAGUENOER J.M., CORDIER S., MOREL C., LEFEBVRE J.L., HEMON D., 1990, Occupational risk factors for upper respiratory tract and upper digestive tract cancers, Br J Ind Med, 47:380-383.

ANNEXE 2

**MORTALITE DES JEUNES PAR LEUCEMIE,
MALADIE DE HODGKIN ET LYMPHOMES NON
HODGKINIENS AUTOUR DE LA CENTRALE
NUCLEAIRE DE GRAVELINES 1979-1986**

C.DECLERCQ

O.LACOSTE

RESUME

Nous avons étudié la mortalité des moins de 25 ans par tumeurs, leucémie, maladie de Hodgkin et lymphômes non hodgkiniens autour de la Centrale Nucléaire de Gravelines entre 1980 et 1986 sans pouvoir déceler d'excès significatif de mortalité. Cependant, ces résultats doivent être interprétés avec prudence en raison de la courte durée de l'étude, de sa faible puissance statistique et des limites d'une étude qui ne prend pas en compte le lieu de naissance et l'exposition professionnelle aux radiations du père. Nous proposons la mise en place d'un registre régional des hémopathies malignes afin d'évaluer avec plus de précision le risque sanitaire qui pourrait être occasionné par ces installations.

INTRODUCTION

En 1983, un programme de télévision Britannique a attiré l'attention sur une élévation de l'incidence des leucémies de l'enfant, dans le village de SEASCALE, à quelques kilomètres du centre de retraitement de combustibles irradiés de SELLAFIELD [1]. Une étude de la mortalité dans le district de MILLOM (qui contient le village de SEASCALE) montra en effet une élévation de la mortalité des moins de 25 ans par leucémie entre 1968 et 1978 : 6 décès observés pour 1,4 attendus [2]. La réalisation à postériori de cette étude rend difficile l'interprétation de tests statistiques, mais d'autres auteurs ont observé des excès similaires autour d'autres sites de l'industrie nucléaire Britannique [3-6]. La stratégie énergétique de la France l'a conduit à devenir le 2ème pays producteur d'énergie nucléaire après les Etats-Unis. Cependant, les études de la mortalité des jeunes autour du centre de retraitement de

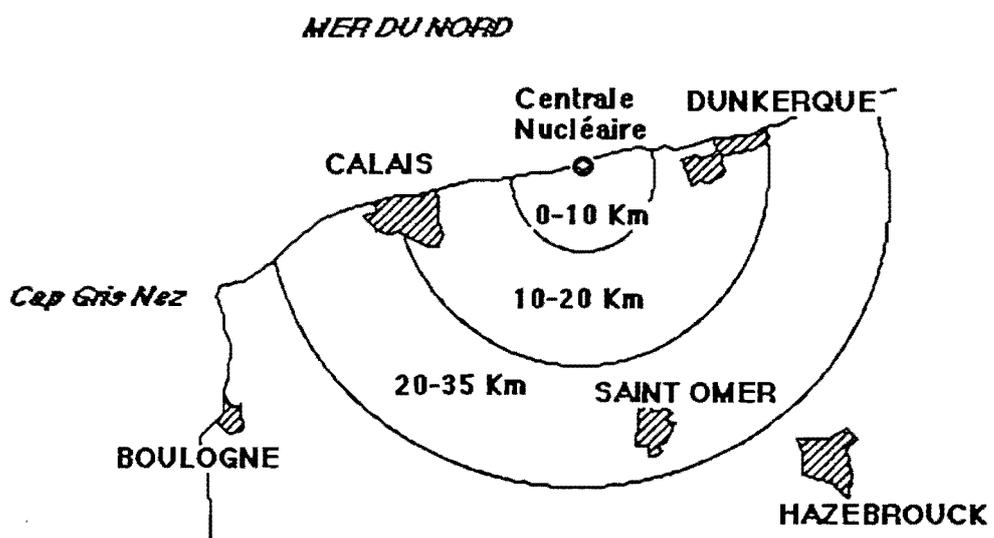
La Hague [7] et autour de 6 sites de l'industrie nucléaire Française (y compris La Hague) en fonctionnement depuis 1975 au moins[8] n'ont pas observé d'excès significatif de mortalité par leucémie. Cette dernière étude observe cependant un excès de décès par maladie de HODGKIN.

La centrale nucléaire de GRAVELINES, implantée depuis 1980 sur le littoral de la Mer du Nord et à proximité de la frontière belge, est une des centrales françaises les plus importantes (6 réacteurs à eau sous pression d'une puissance nominale de 910 MW mis en service entre 1980 et 1984). Nous présentons ci-dessous l'étude de la mortalité des moins de 25 ans par leucémie, maladie de Hodgkin et lymphômes non hodgkiniens autour de ce site entre 1980 et 1986.

METHODES

Nous avons comparé, pour la période 1980-1986, le nombre de décès des moins de 25 ans par leucémie (codes 204 à 208 de la 9ème révision de la Classification Internationale des Maladies 9ème révision), maladie de HODGKIN (code 201), lymphômes non hodgkiniens (codes 200,202), tumeurs (codes 140 à 239) et pour l'ensemble des causes survenus dans les communes dont la moitié au moins de la superficie était située à une distance de respectivement 10,10 à 20 et 20 à 35 kilomètres de la centrale nucléaire de Gravelines (ces distances ont été déterminées a priori dans le but de comparer les résultats à ceux d'autres auteurs. Cf Figure 1) au nombre de décès attendus calculé par standardisation indirecte en appliquant les taux de mortalité de la Région Nord Pas de Calais des 2 sexes et de 4 classes d'âge quinquennales à la population des zones d'étude (données du recensement de population de 1982). Les résultats sont analysés à l'aide d'un test bilatéral basé sur la loi de POISSON [9].

Figure 1: Carte des zones d'étude autour de la Centrale Nucléaire de Gravelines.



RESULTATS

Tableau 1: Mortalité des moins de 25 ans autour de la Centrale Nucléaire de Gravelines

CAUSE DE DECES	DISTANCE			
		<10 Km (N=18.064)	10-20 Km (N=87.984)	20-35 Km (N=102.186)
TOUTES CAUSES	O (E) RSM	118(119,5) 0,99	578(586,3) 0,99	617(663,2) 0,93
TUMEURS (140-239)	O(E) RSM	4(8,0) 0,50	41(39,0) 1,05	54(45,2) 1,19
LEUCEMIES (204-208)	O(E) RSM	2(2,7) 0,75	16(12,8) 1,25	15(14,8) 1,01
HODGKIN (201)	O(E) RSM	0(0,2) -	2(1,1) 1,89	3(1,2) 2,42
LYMPHOMES (200,202)	O(E) RSM	1(0,6) 1,57	4(3,1) 1,28	5(3,6) 1,38

N=Population de moins de 25 ans (Recensement 1982)

O=Nombre de décès observé(1980-1986)

E=Nombre attendu de décès calculé par standardisation indirecte (taux standards régionaux)

RSM=Ratio Standardisé de Mortalité=O/E

Aucune des zones étudiées ne montre un excès statistiquement significatif de décès pour aucune des cause étudiées parmi les moins de 25 ans pendant la période d'étude (Cf Tableau 1). En ce qui concerne plus précisément les leucémies, le Ratio Standardisé de Mortalité de l'ensemble des 3 zones (<35 Km) est de 1,09 (33 décès observés contre 30,2 attendus) et ne diffère pas de manière statistiquement significative de 1.

Seuls 2 décès par leucémies sont survenus dans la zone la plus proche (<10 km) pendant la période étudiée: il s'agit de 2 leucémies lymphoïdes (1 enfant de

moins de 5 ans en 1980 et un enfant d'âge compris entre 10 et 14 ans en 1985).

DISCUSSION

Nos résultats portent sur de petits effectifs, en particulier dans la zone la plus proche de la Centrale et doivent donc être interprétés avec prudence, en raison de la courte durée de la période d'étude, qui correspond aux premières années de fonctionnement des installations et de la faible puissance statistique de l'étude. Comme nos collègues Français [7,8], nous n'avons pas observé d'excès significatif de mortalité par leucémie chez les moins de 25 ans pendant la période étudiée.

Cependant, les émissions radioactives dans l'environnement des sites Britanniques semblant ne pouvoir être rendues responsables de l'excès observé de mortalité par leucémie [10] et les phénomènes de migration des populations rendant très incertains les estimations de population qui ont servi aux calculs de RSM, l'équipe de Martin J.Gardner a réalisé des études plus poussées à SEASCALE qui ont montré que :

-l'excès de mortalité par leucémie ne concernait que les enfants nés à SEASCALE et non ceux qui étaient nés ailleurs mais étaient scolarisés à SEASCALE [11,12],

-cet excès pourrait être lié à l'exposition du père (travaillant à SELLAFIELD) aux radiations ionisantes au moment de la conception, ce qui suppose un mécanisme de mutation du patrimoine génétique des cellules germinales [13]. D'autres études du même type sont en cours autour d'autres sites de l'industrie nucléaire Britannique . Les études menées sur les effets de l'explosion de 2 bombes A au Japon sur les enfants des survivants ne donnent que des résultats équivoques, car le nombre d'enfants nés dans les 6 mois suivant les 2 explosions est très faible [14]. L'étude de GARDNER & al [13] laisse également soupçonner le rôle d'autres facteurs liés à la profession du père (sidérurgie, agriculture, industrie chimique) qui devraient également être étudiés plus

avant.

Une étude de mortalité, comme celle que nous avons réalisée, même si celle-ci devrait être étendue aux années ultérieures, n'est donc sans doute pas la méthode adaptée. En particulier, elle concerne les sujets domiciliés au moment du décès dans les zones étudiées (sans tenir compte de leur lieu de naissance), dont le découpage arbitraire ne correspond sans doute pas à l'habitat des familles des travailleurs de la centrale. Seul un enregistrement systématique des cas incidents et une étude cas-témoin comparable à celle de GARDNER & al. permettraient d'avancer sur ce sujet.

Nous ne pouvons donc qu'encourager la réalisation d'études de ce type en France et en particulier, au vue de son importance, autour de la Centrale Nucléaire de Gravelines et nous proposons, dans ce but, la mise en place d'un groupe de travail associant l'Observatoire Régional de la Santé, l'Institut de médecine du Travail du Nord de la France, des hématologues et des spécialistes de la radioprotection.

REFERENCES

1. GARDNER M.J., 1989, Review of reported increases of childhood cancer rates in the vicinity of nuclear installations in the UK, J R Statistic Soc A, 152: 307-325.
2. GARDNER M.J., WINTER P.D., 1984, Mortality in Cumberland during 1959-78 with reference to cancer in young people around Windscale, Lancet, i: 216-127.
3. FORMAN D., COOK-MOZAFFARI P., DARBY S., STRATTON I., DOLL R., PIKE M., 1987, Cancer near nuclear installations, Nature, 329: 499-505.
4. ROMAN E., BERAL V., CARPENTER L., WATSON A., BARTON C., RYDER H., ASTON D.L., 1987, Childhood leukaemia in the West Berkshire and Basingstoke and North Hampshire District Health Authorities in relation to nuclear establishments in the vicinity, Br Med J, 294: 597-602.
5. EWINGS P.D., BOWIE C., PHILLIPS M.J., JOHNSON S.A.N., 1989, Incidence of leukaemia in young people in the vicinity of Hinkley Point nuclear power station, 1959-86, Br Med J, 299: 289-293.
6. HEASMAN M.A., KEMP I.W., URQHART J.D., BLACK R., 1986, Childhood leukaemia in Northern Scotland, Lancet, i: 266.
7. VIEL J.F., RICHARDSON S.T., 1990, Childhood leukaemia around the La Hague nuclear waste reprocessing plant, Br Med J, 300: 580-581
8. HILL C., LAPLANCHE A., 1990, Overall mortality and cancer mortality around French nuclear sites, Nature, 347: 755-757.
9. BRESLOW N.E., DAY N.E., 1987, Statistical methods in cancer research. Volume II: The design and analysis of cohort studies, International Agency for Research on Cancer, Lyon.
10. DARBY S.C., DOLL R., 1987, Fallout, radiation doses near Dounreay, and childhood leukaemia, Br Med J, 294: 603-607.
11. GARDNER M.J., HALL A.J., DOWNES S., TERRELL J.D., 1987, Follow up study of children born elsewhere but attending schools in Seascale, West Cumbria (schools cohort), Br Med J, 295: 819-822
12. GARDNER M.J., HALL A.J., DOWNES S., TERRELL J.D., 1987, Follow up study of children born to mothers resident in Seascale, West Cumbria (birth cohort), Br Med J, 295: 822-827
13. GARDNER M.J., SNEE M.P., HALL A.J., POWELL C.A., DOWNES S., TERRELL J.D., 1990, Results of case-control study of leukaemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plant in West Cumbria, Br Med J, 300: 423-429.
14. YOSHIMOTO Y., 1990, Cancer risk among children of atomic bomb survivors. A review of RERF epidemiologic studies, JAMA, 264: 596-600.

REMERCIEMENTS

Nous remercions le Service Commun N°8 de l'INSERM qui nous a procuré les statistiques régionales de décès et la Direction Régionale de l'INSEE de LILLE qui nous a fourni les données de population.

ANNEXE 3

RISQUES MICROBIOLOGIQUES LIES A LA CONSOMMATION DE COQUILLAGES ET AUX ACTIVITES RECREATIVES EN EAU DE MER A: BILAN DES CONNAISSANCES

C.DECLERCQ

1.SOURCES DE POLLUTION MICROBIOLOGIQUE DES EAUX LITTORALES.

Par ordre d'importance décroissante, les apports bactériens importants (soit plus de 10^{12} E. coli par 24 heures) sur le littoral régional proviennent principalement [1] :

- des grandes agglomérations urbaines littorales (Boulogne: les flux estimés y atteignent près de 2×10^{14} E.Coli, Le Portel, Equihen, Calais, Dunkerque (port Est)) et des estuaires (Aa, Canche, Authie), en raison des égouts urbains débouchant dans les ports, les estuaires ou directement en mer,
- de rejets côtiers isolés, pouvant constituer des causes locales d'insalubrité (surtout quand ils sont situés près de plages très fréquentées) sur la côte boulonnaise.

Ces apports prédominent sur la facade Ouest du littoral régional, entre l'Authie et le Cap Blanc Nez [1] .Ceci est d'autant plus préoccupant que c'est surtout dans cette zone que sont développées les activités de conchyliculture(cf infra). Les stations d'épuration permettent d'obtenir des réductions importantes de la charge bactérienne mais leur rendement peut être très variable, voire insuffisant (quantité insuffisante de désinfectant, absence de désinfection en période non estivale) [2] .

Il convient de signaler, dans les eaux affectées par les rejets de la Centrale Nucléaire de Gravelines, l'augmentation du nombre des vibrions halophiles, attribuable à l'échauffement, avec depuis 1985 l'apparition d'espèces indésirables comme *Vibrio parahæmolyticus* [1] .

2.QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX DE BAINADE ET DES COQUILLAGES DU LITTORAL.

2.1.EAUX DE BAINADE.

Le tableau ci-dessous résume le classement 1988 des plages du Nord et du Pas de Calais, au regard de la directive CEE du 8/12/75 et d'après la surveillance estivale réalisée par les DDASS [3] .

TABLEAU 1: CLASSEMENT 1988 DES PLAGES DU LITTORAL NORD PAS DE CALAIS

CATEGORIE	NORD	PAS DE CALAIS	REGION
A (BONNE QUALITE)	2	0	2
B (QUALITE MOYENNE)	9	17	26
C (EAU POUVANT ETRE MOMENTANEMENT POLLUEE)	2	9	11
D (MAUVAISE QUALITE)	0	2	2

La situation est relativement satisfaisante dans le département du Nord (84,6 % des plages ont une eau de qualité bonne ou moyenne), à l'exception de 2 plages de part et d'autre de l'embouchure de l'Aa. Par contre, la situation reste préoccupante dans le Pas de Calais(60,7% des plages ont une eau de qualité bonne ou moyenne), en particulier dans le secteur Boulogne-Wimereux et à un moindre degré sur les plages d'Escalles, Audinghen, Ambleteuse, Saint Gabriel et en baie d'Authie.

2.2. COQUILLAGES.

A l'exception d'un gisement moulier à Malo dans le Nord, la conchyliculture est essentiellement concentrée dans le Pas de Calais et concerne principalement la moule. La qualité bactériologique est médiocre : la moyenne en Coliformes fécaux

relevée entre septembre 1987 et août 1988 est de 6357/100 ml de chair fraîche, pour 124 prélèvements [3]. Les résultats des campagnes de l'Institut Pasteur menées au début des années 1980 n'ont cependant permis de retrouver des salmonelles (*S.typhi* murium et *S. enteridis*) que dans 2 prélèvements. Par contre la présence de *Yersinia enterocolitica* et *Yersinia frederiksenii* était très fréquente, le pouvoir pathogène des souches retrouvées étant cependant difficile à évaluer [2]. On note sur le littoral régional l'absence d'eaux colorées à dinoflagellés toxiques [3].

3.BAIGNADE ET SANTE.

Dans ce domaine, les études les plus informatives sont celles qui permettent d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes:

-est-ce que le fait de se baigner est associé à des risques pour la santé? On compare généralement l'incidence de symptômes pathologiques (principalement gastrointestinaux) parmi des sujets s'étant baignés à des témoins qui ne se sont pas baignés, la définition de la "baignade" variant selon les études (immersion ou non de la tête).

-est-ce que les risques sont plus importants dans les eaux de baignade plus polluées? Les auteurs comparent les variations du risque relatif baigneurs versus non-baigneurs dans plusieurs sites de baignade de qualité microbiologique variable.

-le risque est-il corrélé aux indicateurs microbiologiques de pollution?

L'existence d'une relation exposition-effet est alors en faveur d'une relation causale entre la baignade en eau polluée et occurrence des symptômes, et d'autre part cette relation permet de valider des indicateurs de pollution et des critères de qualité des eaux de baignade [4], en court-circuitant l'étude des bactéries et virus pathogènes dont l'isolement et l'analyse sont souvent plus complexes.

Les principales études de ce type sont :

- celles de CABELLI & al en eau de mer, aux USA,
- celles de DUFOUR & al aux USA et SEYFRIED & al au CANADA dans des eaux de lac,
- celles de ZMIROU & al en FRANCE en eau de rivière.

Les études de l'équipe de CABELLI [4,5,6] réalisées entre 1973 et 1975 aux USA sur 6 plages (2 plages de New-York, 2 plages près de BOSTON et 2 plages en LOUISIANE) a porté sur environ 16.000 baigneurs et 9.000 non-baigneurs (la baignade étant définie par l'immersion de la tête dans l'eau). Ceux-ci étaient recrutés pendant le week-end (jours de fréquentation maximale) sur les plages, de préférence sous forme de groupes familiaux, en excluant les sujets ayant nagé les 5 jours précédant le week-end et ceux ayant nagé sur d'autres sites, ceci afin de limiter la variabilité du niveau de pollution associé au sujet (d'une plage à l'autre, d'un jour à l'autre). Un enquêteur recueillait des données sociodémographiques auprès des sujets retenus et les interrogeait sur leur activité de baignade (la définition de la baignade comportant l'immersion de la tête et la notion de cheveux mouillés lors de l'interrogatoire). Un courrier leur demandait de noter les symptômes observés pendant la semaine suivant la baignade, les réponses étant collectées par téléphone après 8 à 10 jours. L'objet de l'étude était principalement la symptomatologie gastrointestinale (SGI): vomissements, diarrhée, mal d'estomac et nausées avec une attention particulière pour les symptômes rendant fortement probable (SGIFP) une gastroentérite aigüe (vomissements, diarrhée et fièvre ou alitement, nausées ou mal d'estomac et fièvre). Des prélèvements d'eau ont été effectués durant la période de fréquentation maximum (entre 11 et 17 heures).

L'incidence des symptômes est statistiquement plus élevée chez les baigneurs, et parmi ceux-ci elle est plus élevée dans les plages plus polluées. On observe une

corrélation significative(modèle log-linéaire) entre la densité moyenne d'entérocoques et les symptômes gastrointestinaux ($r=0,82$ pour les SGI et $r=0,75$ pour les SGIFP). On retrouve une corrélation plus faible quoique statistiquement significative avec la densité d'E.Coli ($r=0,25$ pour les SGI et $r=0,54$ pour les SGIFP). L'indicateur de la qualité de l'eau le plus représentatif du risque de gastroentérite semble donc être la densité d'entérocoques et à un moindre degré E.Coli .

Une autre série d'études [7] a été menée suivant le même protocole sur des plages de lacs de l'Oklahoma (TULSA) et de Pennsylvanie(LAC ERIE) entre 1979 et 1982 et retrouva également des corrélations significatives entre l'incidence des symptômes gastrointestinaux et la densité d'entérocoques ($r=0,67$ pour les SGI et $r=0,77$ pour les SGIFP) et la densité d'E.Coli ($r=0,53$ pour les SGI et $r=0,80$ pour les SGFP). Par rapport à l'étude en eau de mer de l'équipe de CABELLI, l'incidence de symptômes gastrointestinaux est ici 3 fois plus élevée pour la même densité d'Entérocoques.

Utilisant un protocole similaire (mais la définition de la baignade n'incluant pas systématiquement l'immersion de la tête), l'équipe de SEYFRIED & al [8,9] a réalisé durant l'été 1980 sur 10 plages du lac ONTARIO au Canada une étude de l'incidence de différents symptômes (gastrointestinaux, respiratoires, cutanés et ORL) parmi 2743 baigneurs et 1794 non baigneurs. L'incidence des symptômes totaux est ici corrélée (modèle logistique)avec la densité de staphylocoques ($r=0,44$), de coliformes fécaux ($r=0,28$) et de streptocoques fécaux($r=0,17$) mais pas avec la densité de coliformes fécaux.

ZMIROU & al [10] ont conduit une enquête longitudinale avec des interrogatoires rétrospectifs (au sens où l'on interrogeait des baigneurs et des non baigneurs sur les symptômes ressentis et sur leur activité de baignade pendant la semaine précédant l'interview) parmi 5737 résidents de 8 centres de vacances sur le

cours de la rivière Ardèche durant l'été 1986. Les baigneurs avaient un risque plus élevé de symptômes (RR=1,7 [intervalle de confiance à 95%: 1,4-2,0]) et particulièrement de symptômes digestifs (RR=2,4 [intervalle de confiance à 95% : 1,8-3,2]). L'exposition moyenne des baigneurs (reconstituée en fonction de la densité moyenne, du nombre et des sites des baignades) aux streptocoques fécaux (mais peu l'exposition à E.Coli) est le meilleur prédicteur du risque de symptômes digestifs : le risque relatif des baigneurs par rapport aux non-baigneurs devient significatif à partir d'une densité de 20 par 100ml. Par contre l'exposition moyenne à E.coli est corrélée à l'incidence des symptômes cutanés.

Malgré les différences de protocole (définition de la baignade et des symptômes), ces 4 groupes d'études confirment que le fait de se baigner est associé à un risque pour la santé et que ce risque est une fonction de type "dose-effet" de la pollution microbiologique des eaux de baignade : il se manifeste surtout sous la forme de symptômes gastrointestinaux relativement bénins dans les situations de pollution rencontrées dans les pays industrialisés où ont été menées ces études. Les indicateurs prédictifs du risque varient selon les études, cela sans doute en raison des différences de milieu et donc de conditions de survie des germes. Les densités d'E.Coli et d'entérocoques semblent être les meilleurs indicateurs de risque, et ce, à des niveaux inférieurs à ceux recommandés par la directive CEE du 8/12/75, qui ne concerne d'ailleurs que les coliformes fécaux (niveau guide 100/100ml) et les streptocoques fécaux (niveau guide 100/100ml). Par exemple dans l'étude de CABELLI et al [6] le risque relatif de symptômes gastrointestinaux est estimé à 1,5 à une densité moyenne d'entérocoques de 10/100ml. D'autre part, FLEISHER indique que le biais d'information lié aux difficultés d'estimation de l'exposition aux indicateurs microbiologiques pourrait provoquer une sous-estimation des risques calculés, d'au moins 14 % [11] . D'autres études plus modestes, publiées depuis 1980, ont visé à

étudier le risque relatif de symptômes (en particulier gastrointestinaux) chez les baigneurs (par comparaison aux non-baigneurs) sur certains sites, sans chercher à corrélér ce risque avec des indicateurs microbiologiques. Ces études sont d'interprétation plus difficile : on peut imaginer que le stress associé à l'immersion dans l'eau froide pourrait être responsable d'un risque pour la santé indépendant de la pollution de l'eau. D'autre part, les baigneurs et les non-baigneurs peuvent différer par certaines caractéristiques elles-même associées à l'état de santé. Les résultats de ces études sont cependant tout à fait cohérents avec ceux que nous avons détaillés plus haut [12, 13, 14, 15, 16] . Il convient de relever les résultats de DEWAILLY et al [14] qui observent chez des véliplanchistes des résultats tout à fait comparables à ceux observés lors de la baignade, alors que les sites de planche à voile ne font pas actuellement l'objet de la même surveillance sanitaire que les sites de baignade. L'ORS Nord Pas de Calais a réalisé une étude de ce type en 1986, sur le littoral du Pas de Calais [16], qu'on trouvera détaillée en Annexe 3B.

4.COQUILLAGES ET SANTE.

APPLETON [17] présente les résultats d'une étude portant sur 169 épidémies attribuées à des mollusques, survenues en Angleterre et au Pays de Galles, entre 1965 et 1988. La plupart de ces épidémies est attribuable à une origine virale (cf tableau 2).

TABLEAU 2 : EPIDEMIES ASSOCIEES A LA CONSOMMATION DE MOLLUSQUES (ANGLETERRE-PAYS DE GALLES 1965-1988)

ORIGINE	NOMBRE D'EPISODES
BACTERIE	12 (7,1%)
HEPATITE A	17 (10,1%)
GASTROENTERITE VIRALE	37 (21,9%)
BIOTOXINES AQUATIQUES	2 (1,2%)
INCONNUE *	101 (59,8%)

*Evoquant le plus souvent une gastroentérite virale.

Les principaux virus concernés sont :

-les petits virus ronds du groupe NORWALK : ils sont identifiés dans 90% des épisodes de gastroentérites d'origine alimentaire quand un virus est identifié en Grande-Bretagne [17]. Ils ont été rendus responsables de plusieurs épidémies importantes de gastroentérites associées à la consommation de mollusques bivalves en Angleterre, aux Etats-Unis et en Australie [18]. L'épidémiologie de ces infections est malheureusement mal documentée en France.

-le virus de l'hépatite A : il a été retrouvé dans 1,7% des bivalves prélevés sur 176 échantillons de divers points de la côte Française [18].

Les bactéries sont principalement du groupe des salmonelles, responsables de fièvres entériques (S typhi murium et S paratyphi A et B) et de toxiinfections digestives (autres salmonelles). Sur les 427 cas de fièvre typhoïde et paratyphoïde déclarés à la

Direction Générale de la Santé en 1988, 276 cas ont fait l'objet d'une enquête et 0177 correspondaient strictement aux critères de déclaration (hémoculture positive). Parmi les 51 cas contractés en France, 38 sont attribués à l'alimentation dont 16 à la consommation de fruits de mer, le plus souvent des moules ou des huîtres consommés crus ou pêchés par les consommateurs eux-mêmes [19]. Les salmonelloses non typhiques ont représenté en 1988 l'origine de 219 foyers de toxiiinfection alimentaire collective sur les 309 recensés par la Direction générale de la Santé : parmi les 74 épisodes ayant fait l'objet d'une enquête, 5 étaient liés au poisson et aux fruits de mer [20].

Parmi les autres espèces bactériennes, il convient de signaler le rôle de *Vibrio parahæmolyticus*, responsable au Japon de 50 à 70% des cas d'entérites [18]. Nous avons pu signaler plus haut l'apparition récente et localisée de ce germe sur notre littoral.

Des algues unicellulaires, constituants du phytoplancton, les dinoflagellés [21], sont retenus par les coquillages et peuvent, en raison des toxines qu'ils élaborent à l'origine d'intoxications provoquant :

- un syndrome diarrhéique, le seul rencontré jusqu'ici sur les côtes Françaises (depuis 1983) et causé le plus souvent par des algues du genre *Dinophysis*. Ainsi DUCHEMIN et al [22,23] ont décrit récemment un épisode de près de 300 cas de gastroentérite en 48 heures, mis en évidence par un réseau de pharmaciens sentinelles, sur le littoral de la Seine Maritime, qui a pu être relié à la prolifération estivale de *Dinophysis acuminata*, contaminant des gisements de moules qui ont pu être identifiés.
- un syndrome paralytique, causé par la saxitoxine élaborée par des dinoflagellés du genre *Protogonyaulax* ou *Gonyaulax*. Aucun cas n'a encore été reconnu en France.

CONCLUSIONS

Autant l'environnement littoral régional commence à être bien connu sur le plan microbiologique (en particulier la qualité moyenne des eaux de baignade, la médiocre qualité des coquillages et le rôle des rejets urbains dans cette situation), autant les données épidémiologiques sont rares. Ceci semble d'ailleurs valable pour tout le littoral Français, mis à part des efforts récents pour étudier les risques liés à la baignade et l'incidence des gastroentérites causées par les dinoflagellés). Ceci ne doit bien sûr pas empêcher de poursuivre les indispensables efforts d'assainissement qui ont été entrepris depuis plusieurs années sur le littoral régional. Il paraît cependant utile d'envisager la mise en place d'un dispositif épidémiologique de surveillance de l'incidence des gastroentérites, utilisant les compétences de pharmaciens sentinelles, en collaboration avec les DDASS et l'IFREMER. Des exemples récents ont montré la faisabilité et l'efficacité de tels dispositifs [22,23].

REFERENCES

1. IFREMER, REGION NORD PAS DE CALAIS, 1989, Le littoral de la région Nord Pas de Calais. Apports à la mer. IFREMER, Paris.
2. IFREMER, REGION NORD PAS DE CALAIS, 1986, Le littoral de la région Nord Pas de Calais. Qualité du milieu marin. IFREMER, Paris.
3. Collectif, 1989, Etat sanitaire du littoral Nord Pas de Calais Picardie. Bilan 1988. DRASS Nord Pas de Calais, Lille.
4. CABELLI V.J., DUFOUR A.P., Mc CABE L.J., LEVIN M.A., 1983, A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis, Journal WPCF, 55: 1306-1313.
5. CABELLI V.J., DUFOUR A.P., LEVIN M.A., Mc CABE L.J., HABERMAN P.W., 1979, Relationship of microbial indicators to health effects at marine bathing beaches, Am J Public Health, 69: 690-696.
6. CABELLI V.J., DUFOUR A.P., Mc CABE L.J., LEVIN M.A., 1982, Swimming-associated gastroenteritis and water quality, Am J Epidemiol, 115: 606-616.
7. DUFOUR A.P., 1984, Bacterial indicators of recreational water quality, Can J Public Health, 75:49-56.
8. SEYFRIED P.L., TOBIN R.S., BROWN N.E., NESS P.F., 1985, A prospective study of swimming-related illness. I. Swimming-associated health risk, Am J Public Health, 75:1068-1070.
9. SEYFRIED P.L., TOBIN R.S., BROWN N.E., NESS P.F., 1985, A prospective study of swimming-related illness. II. Morbidity and the microbiological quality of water, Am J Public Health, 75: 1071-1075.
10. ZMIROU D., FERLEY J.P., BALDUCCI F., BALEUX B., FERA P., LARBAIGT G., JACQ E., MOISSONIER B., BLINEAU A., BOUDOT J., 1990, Evaluation des indicateurs microbiens du risque sanitaire lié aux baignades en rivière, Rev Epidem Sante Publ, 38: 101-110.
11. FLEISHER J.M., 1990, The effects of measurement error on previously reported mathematical relationships between indicator organism density and swimmin-associated illness: a quantitative estimate of the resulting bias, Int J Epidemiol, 19:1100-1106.
12. FOULON G., MAURIN J., NGUYEN NGOC Q., MARTIN-BOUYER G., 1983, Etude de la morbidité humaine en relation avec la pollution bactériologique des eaux de baignade en mer. Etude préliminaire, Revue Française des Sciences de l'eau, 2:127-143.
13. PHILIPP R., EVANS E.J., HUGHES A.O., GRISDALE S.K., ENTICOTT R.G., JEPHCOTT A.E., 1985, Health risks of snorkel swimming in untreated water, Int J Epidemiol, 14:624-627.

14. DEWAILLY E., POIRIER C., MEYER F.M., 1986, Health hazards of windsurfing on polluted water, Am J Public Health, 76:690-691.
15. BROWN J.A., CAMPBELL E.A., RICHARDS A.D., WHEELER D., 1987, Sewage pollution of bathing water, Lancet, ii: 1208-1209.
16. DEWAILLY E., VANDEVELDE T., DECLERCQ C., CHEVALIER L., LAHOUTE C, 1991, Baignade en mer et risques infectieux: une étude cas-témoins sur le littoral du Pas de Calais, Rev Epidem Sante Publ, 38(4) *A paraître*.
17. APPLETON H., 1990, Foodborne viruses, Lancet, 336:1362-1364.
18. VIVARES C., 1991, Consommer des coquillages est-il dangereux? Contamination, surveillance et santé publique, La Recherche, 22:120-128.
19. DESPRES C., ROURE C., 1989, La fièvre typhoïde en France, BEH, (32):129-130.
20. QUENUM B., HUBERT B., MASSENOT C., 1989, Les toxiinfections alimentaires collectives en 1988, BEH, (16):61-67.
21. OMS, 1986, Biotoxines aquatiques, Critères d'Hygiène de l'environnement n°37, OMS, Genève.
22. DUCHEMIN J., 1989, Réseau d'alerte "Dia-Moules" en Seine Maritime (intoxications par les dinoflagellés), BEH, (28):115.
23. DUCHEMIN J., 1990, Epidémies estivales de gastroentérites liées à l'ingestion de moules toxiques, Santé Publique, (2):31.

ANNEXE 3

**RISQUES MICROBIOLOGIQUES LIES A LA
CONSOMMATION DE COQUILLAGES ET AUX
ACTIVITES RECREATIVES EN EAU DE MER**

**B: BAIGNADE EN MER ET RISQUES INFECTIEUX:
UNE ETUDE CAS-TEMOINS SUR LE LITTORAL DU
PAS DE CALAIS.**

E.DEWAILLY

T.VANDEVELDE

C.DECLERCQ

INTRODUCTION

L'Observatoire Régional de la Santé Nord Pas de Calais a réalisé durant l'été 1986 une enquête épidémiologique de type cas-témoins visant à évaluer les relations entre baignade en mer et gastroenterite, conjonctivite, otite externe et pathologie cutanée dans le secteur du TOUQUET PARIS PLAGE. Cette étude a bénéficié du concours des médecins (en particulier du docteur CHOTEAU) et des pharmaciens du secteur, du Service des Eaux de l'Institut Pasteur de Lille (J.M.DELATTRE), du Laboratoire de Bactériologie de la Faculté de Médecine de Lille (Pr LECLERC), de l'Ingénieur Sanitaire Régional (L.CHEVALIER), de la DDASS du PAS DE CALAIS et du Centre d'Etudes et de Recherche en Informatique Médicale de l'Université de Lille II (F.DEHIER). Elle a été partiellement financée par l'Agence de Bassin Nord Artois Picardie.

MATERIEL ET METHODES

1.RECUEIL DES DONNEES EPIDEMIOLOGIQUES

Entre le 15 Juillet et le 31 Août 1986, une étude cas-témoins a été menée sur le littoral du Pas-de-Calais, dans les communes d'ETAPLES, LE TOUQUET, CUCQ et MERLIMONT. Le nombre total de médecins visés par l'enquête s'élève à 24 y compris un spécialiste en ORL. Avec l'aide d'un médecin coordonnateur local, le protocole d'enquête a été présenté par courrier, complété par un appel téléphonique, à chaque médecin, puis expliqué en détail aux médecins volontaires lors d'une réunion préalable à l'enquête. Nous avons pu obtenir la participation de 11 médecins (soit 46% de l'ensemble des médecins du secteur).

Nous avons choisi une approche de type "cas témoins" : il s'agit de comparer la proportion de sujets qui se sont baignés en eau de mer les 3 jours précédant une consultation chez leur médecin traitant :

-d'une part parmi des sujets de 2 à 59 ans consultant pour une des 4 pathologies

considérées:

-CONJONCTIVITE : atteinte de la ou des conjonctives oculaires se traduisant par les signes et symptômes suivants : rougeur et larmoiement, sécrétions purulentes accompagnées ou non de symptômes tels gêne, douleur oculaire ou vue trouble,

-OTITE EXTERNE : inflammation du conduit auditif externe avec douleur, rougeur, œdème avec ou sans écoulement,

-GASTRO-ENTERITE : nausée ou vomissement et diarrhée avec ou sans fièvre ou douleur abdominale,

-SYMPTOMES CUTANES : rashes cutanés diffus ou localisés, surinfection d'une plaie préexistante et candidoses cutanées.

-d'autre part parmi des sujets considérés comme témoins recrutés par le médecin parmi ses consultants ultérieurs, sur des critères définis au préalable: même sexe et même classe d'âge de 5 ans que le cas précédent. Afin de recruter des témoins ayant la même probabilité théorique d'exposition à l'eau de mer par la baignade, n'étaient retenus comme témoins que les clients se présentant chez leur médecin pour un des motifs suivants : traumatisme, plaie, douleur dentaire, migraine, intoxication, piqûre d'insecte, conseil ou certificat. Aucun sujet porteur d'une pathologie chronique ne pouvait être accepté comme témoin étant donné la limitation potentielle des activités de baignade pour ces patients.

Pour les cas comme pour les témoins, le début des signes ou symptômes ne devait pas remonter à plus de 48 heures de la visite ou de la consultation chez le médecin. L'exposition était mesurée pour chaque cas ou témoin pour les trois jours précédant le début des symptômes. La pratique de la baignade, le nombre de baignades et pour chacune d'entre elles le lieu exact, la date, l'heure et la durée de celle-ci, l'immersion de la tête et la déglutition d'eau étaient également notées (sauf pour les pathologies cutanées). D'autres contacts avec l'eau étaient également notés :

planche à voile, baignade en piscine ou en eau douce (lacs, rivière). Le type de contact avec le sable était noté uniquement pour les pathologies cutanées et pour les témoins. Pour les gastro-entérites et les témoins, une exposition alimentaire était recherchée par des questions touchant la fréquentation, d'un restaurant, la consommation de coquillages ou d'eau du robinet. Enfin, la raison de la présence sur le littoral (vacances, habitat régulier) permettait de contrôler ce facteur au niveau de l'analyse statistique.

2. ANALYSE DES EAUX DE BAINNADE.

La stratégie d'échantillonnage utilisée, visait à obtenir une bonne estimation de la densité des germes indicateurs de la pollution d'origine fécale pendant les heures de baignade sur les plages du TOUQUET et de MERLIMONT (les plages les plus fréquentées sur le site de l'enquête). Du 7 Juillet au 1 Août 1986, la plage du TOUQUET a fait l'objet de trois prélèvements journaliers aux environs de 9 H 30, 12 H et 15 H. La plage de MERLIMONT a été échantillonnée deux fois par jour à 11 H et à 13 H. Un prélèvement était de plus réalisé chaque jour dans l'estuaire de la Canche lorsque les conditions de marée le permettaient (22 prélèvements au total). L'échantillonnage sur la plage du TOUQUET a été ramené à deux prélèvements à partir du 1er Août 1986. Pour chaque prélèvement, la température de l'eau, l'état d'agitation de la mer et différents paramètres environnementaux ont été mesurés (salinité, etc...). Le délai entre le prélèvement et son ensemencement n'a jamais dépassé 8 Heures. Les échantillons d'eau étaient transportés réfrigérés dans de la glace. La mesure de salinité (par induction) et les dénombrements des principaux indicateurs de pollution fécale ont été effectués par le Service des Eaux de l'Institut Pasteur de LILLE.

Trois catégories de germes fécaux ont été dénombrées:

-E.coli:le germe fécal par excellence,

- les streptocoques fécaux, dont les études de CABELLI [1] ont montré l'intérêt pour décrire le risque lié à la baignade
- les coliformes, troisième critère réglementaire, avec les 2 précédents, du contrôle sanitaire des plages en France et dans la CEE en général.

Pour permettre le dénombrement des indicateurs fécaux stressés par le séjour en milieu marin hostile, la technique retenue a comporté d'abord un enrichissement en milieu non sélectif, puis une confirmation en conditions sélectives (température, milieu) :

TABLEAU 1

TECHNIQUES D'ENRICHISSEMENT ET DE CONFIRMATION.

	ENRICHISSEMENT	CONFIRMATION
Coliformes	Bouillon lactosé au bromocrésol pourpre 48 h à 30°C	Bouillon au vert brillant 24 h à 30°C
E.Coli	Etape commune avec les coliformes	Bouillon de Schubert 24 h à 44,5°C
Streptocoques D	Bouillon à l'azide (de Rothe) 48h à 37°C	Bouillon de Litsky 48 h à 37°C

Les milieux ont été préparés et utilisés en suivant les indications du fabricant. (Institut Pasteur Production®). Le dénombrement a été effectué suivant la méthode du nombre le plus probable (NPP).

Ces méthodes sont conformes aux normes AFNOR NF T90-413 pour la colimétrie et ISO:DIS 7899/1 (norme AFNOR équivalente en préparation) pour la spectrométrie.

3.ANALYSE STATISTIQUE.

Les données environnementales ont été analysées selon les techniques statistiques classiques [11]. En ce qui concerne l'étude cas témoin, on a comparé

chaque série de cas à l'ensemble des témoins. L'association entre symptômes et les différents facteurs étudiés a été estimée par le Odds Ratio (OR) qui, pour les maladies rares, constitue une bonne approximation du risque relatif. L'intervalle de confiance à 95 % des Odds Ratios a été calculé en utilisant une approximation de la variance basée sur une série de TAYLOR du 1er ordre. En cas de prise en compte de facteurs potentiellement confondants, l'OR ajusté sur ces facteurs a été calculé par la méthode proposée par MANTEL et HAENSZEL et son intervalle de confiance à 95% a été calculé selon la méthode approchée de MIETTINEN [6] .

RESULTATS

1.RESULTATS DES ANALYSES D'EAU

Le coefficient de corrélation de Bravais - Pearson a été calculé entre les différents couples de descripteurs sur les données brutes ayant préalablement subi une transformation logarithmique classiquement utilisée pour linéariser les relations. Comme on pouvait s'y attendre, la corrélation entre les coliformes totaux et les E. coli est élevée (tableau 2). Les E. coli représentent en effet, une partie importante de l'ensemble des coliformes "totaux". A ces liens intrinsèques entre les deux groupes s'ajoutent des liens dus à la méthodologie utilisée pour le dénombrement. L'information apportée par les dénombrements est donc redondante et la prise en compte des seuls E. coli semble donc suffisante. Bien qu'ayant un taux de signification toujours élevé ($P < 0.01$) la liaison observée entre les streptocoques et les coliformes ou les E. coli est beaucoup plus faible (tableau 2).

TABLEAU 2

COEFFICIENT DE CORRELATION ENTRE LES TROIS GROUPES D'INDICATEURS DE POLLUTION FECALE MESURES SUR DEUX PLAGES.

PLAGE		LOG E.COLI	LOG STREPTO D
PLAGE DU TOUQUET (n = 103)	Log Coliforme	0,74 *	0,32 *
	Log E. Coli	-	0,35 *
PLAGE DE MERLIMONT (n=77)	Log Coliforme	0,82 *	0,56 *
	Log E. Coli	-	0,54 *

* p < 0,01

Une variabilité importante a été observée d'un prélèvement à l'autre au sein d'une même journée. Une telle variabilité à court terme a déjà été mise en évidence, lors d'une série de prélèvements effectuée en 1982, sur la plage de Bray-Dunes [12].

Les phénomènes d'advection horizontale associés au cycle diurne de la marée expliquaient, dans ce cas, la plus grande partie de la variabilité observée. Les déplacements horizontaux associés aux courants de marée pourraient être l'un des facteurs expliquant la grande variabilité observée lors de nos prélèvements au Touquet et à Merlimont. Les études hydrodynamiques ont montré que les plages du Touquet et de Merlimont sont balayées par des courants de marée alternatifs sensiblement parallèles à la côte [2]. Le courant porte au Nord pour une période s'étendant de 3 heures avant la pleine mer à 3 heures après la pleine mer, puis s'inverse à l'approche de la basse-mer. Les densités moyennes d'organismes ont été calculées à différentes périodes de marée pour les trois indicateurs. Les valeurs moyennes ainsi obtenues (tableau 3) apparaissent sensiblement différentes selon les périodes considérées. Un test non paramétrique de Mann-Whitney confirme que les valeurs moyennes des trois indicateurs sont significativement plus élevées ($P < 0.01$)

pour l'ensemble des prélèvements effectués aux alentours de la pleine mer [13].

TABLEAU 3

VALEURS MOYENNES ET PARAMETRES DE DISPERSION EN FONCTION DE LA PERIODE DE MAREE POUR LES PLAGES DU TOUQUET ET DE MERLIMONT (moyenne±écart-type)

	PLEINE MER ±3 HEURES	BASSE MER ±3 HEURES
LE TOUQUET	N=51	N=52
COLIFORMES*	342,9±310,6	163,3±352,8
E.COLI*	221,4±287,7	58,9±78,6
STREPTO. D*	67,6±155,5	21,4±41,6
SALINITE**	32,5±0,5	32,6±0,5
TEMPERATURE***	17,7±1,1	17,5±1,1
MERLIMONT	N=35	N=42
COLIFORMES*	1195,8±2583,4	106,7±156,9
E. COLI*	746,5± 2172,8	60,2±71,3
STREPTO.D*	118,7±237,7	12,0±20,7
SALINITE**	32,4±0,8	32,8±0,4
TEMPERATURE***	17,5±0,9	17,5±0,9

*nombre pour 100 ml

**%

***°C

Le classement des plages pour la qualité des eaux de baignade est le suivant :

- PLAGE DU TOUQUET (poste de surveillance)

Aucun prélèvement n'a dépassé les nombres impératifs relatifs aux coliformes totaux (10 000 /100 ml) ou aux coliformes fécaux (2000 /100 ml). Par contre, 11 prélèvements sur 103 (10.7 %) dépassent le nombre guide relatif aux coliformes totaux (500 /100 ml), 24 prélèvements sur 103 (23.3 %) dépassent celui relatif aux coliformes fécaux (100 /100 ml) et 8 sur 103 (7.8 %) celui relatif aux streptocoques (100 /100 ml). Pendant la période d'échantillonnage la plage du Touquet se trouve donc classée selon la circulaire du 2 juillet 1981 dans les eaux de qualité moyenne pour la baignade (classe B).

-PLAGE DE MERLIMONT (poste de surveillance).

Aucun prélèvement ne dépasse les nombres impératifs relatifs aux coliformes totaux. 3 prélèvements sur 77 (4 %) dépassent toutefois les normes impératives fixées pour les coliformes fécaux. 11 prélèvements sur 77 (14.3 %) dépassent les nombres guides en ce qui concerne les coliformes totaux ; 20 prélèvements sur 77 (26 %) ceux relatifs aux coliformes fécaux et 7 sur 77 (9 %) ceux relatifs aux streptocoques. La plage de Merlimont est donc classée B selon les normes de la circulaire du 2 juillet 1981.

- ESTUAIRE DE LA CANCHE (base nautique)

Un seul prélèvement sur 20 a dépassé le nombre impératif relatif aux coliformes totaux. 3 sur 20 (15 %) sont supérieurs au nombre impératif relatif aux coliformes fécaux. L'estuaire de la Canche (base nautique) est donc classé C (eaux pouvant être momentanément polluées) pour la période d'échantillonnage.

2.LES RESULTATS DE L'ETUDE CAS-TEMOINS.

Le nombre total de cas s'élève à 69 dont 26 gastro-entérites , 10 conjonctivites, 23 symptômes cutanés et 10 otites externes. Sur les 65 témoins, 4 ont été exclus de l'analyse car ils présentaient des signes ou symptômes compatibles avec les pathologies étudiées ou risquant de limiter la probabilité de baignade par le handicap lié à cette affection. Ainsi un cas de gastralgie, un cas de douleur abdominale, un cas d'eczéma variqueux et un cas d'insuffisance cardiaque ont été exclus des témoins.

2.1 Gastroentérite.

TABLEAU 4

BAIGNADE EN MER ET SYMPTOMES DE GASTROENTERITE

	CAS	TEMOIN	OR	IC 95%
BAIGNADE EN MER	15 (57,7%)	23 (37,7%)	2,3	[0,9-5,7]
BAIGNADE EN MER ET/OU PLANCHE A VOILE	15 (65,2%)	23 (39,7%)	2,9	[1,0-7,8]

OR:Odds-ratio. IC 95%:Intervalle de confiance à 95%.

La relation entre baignade en mer et symptômes digestifs a une signification statistique limitée ($p < 0,10$) mais devient statistiquement significative quand on inclut les veliplanchistes dans la catégorie "baigneurs": OR=2,9 [1,0-7,8]. Cette relation apparaît homogène quand on étudie l'association entre baignade en mer (et/ou planche à voile) et chacun des symptômes même si la signification statistique disparaît, en raison des faibles effectifs par symptôme:

DIARRHEE: OR=2,4 [0,8-7,1]

VOMISSEMENTS: OR=2,7 [0,7-10,1]

DOULEURS ABDOMINALES: OR=2,7 [0,8-9,2]

On n'observe pas d'association significative entre baignade en mer et les autres facteurs de risque envisagés (tableau 5).

TABLEAU 5

GASTROENTERITE ET AUTRES FACTEURS

	CAS	TEMOINS	OR	IC 95%
PISCINE	3 (12,5%)	2 (3,4%)	4,0	[0,6-25,6]
RIVIERE,LAC	2 (13,3%)	0 (0,0%)	-	
COQUILLAGES	6 (24,0%)	10 (16,9%)	1,5	[0,5-4,9]
EAU DU ROBINET	18 (72,0%)	40 (65,6%)	1,4	[0,5-3,7]
RESTAURANT	4 (16,7%)	12 (35,6%)	0,8	[0,2-2,7]
VACANCIER	15 (57,7%)	27 (44,2%)	1,7	[0,7-4,5]
AGE: <11	11 (42,3%)	17 (27,9%)		
11-25	10 (38,5%)	19 (31,1%)	P<0,05	
>25	5 (19,2%)	25 (41,0%)		

1.2 Conjonctivite

TABLEAU 6

BAIGNADE EN MER ET CONJONCTIVITE AIGUE

	CAS	TEMOINS	OR	IC 95%
BAIGNADE EN MER	4 (40,0%)	23 (37,7%)	1,1	[0,3-4,3]
BAIGNADE EN MER ET/OU PLANCHE A VOILE	4 (40,0%)	23 (39,7%)	1,0	[0,3-4,0]

On n'observe pas d'association statistiquement significative entre symptômes de conjonctivite aigue et baignade en mer ou les autres facteurs de risques potentiels envisagés par notre étude, mais l'effectif de cas recrutés est faible (10 cas seulement).

1.3 Otite externe aigüe

Malgré le faible nombre de cas d'otite externe aigüe recrutés au cours de l'étude, on observe une association entre baignade et symptômes d'otite externe.

TABLEAU 7

BAIGNADE EN MER ET OTITE EXTERNE AIGUE

	CAS	TEMOINS	OR IC95%
BAIGNADE EN MER	8 (80,0%)	23(37,7%)	6,6 [1,3-33,9]
BAIGNADE EN MER ET/OU PLANCHE A VOILE	8 (80,0%)	23(39,6%)	6,1 [1,2-31,3]

Parmi les autres facteurs envisagés, seul l'âge est associé de manière significative ($p < 0,05$) aux symptômes d'otite externe aigüe. Après prise en compte de l'âge, l'OR ajusté selon la technique de MANTEL et HAENSZEL est réduit mais l'association baignade en mer et symptômes d'otite externe aigüe reste statistiquement significative (OR=4,8 [1,1-21,3])

2.4 Symptômes cutanés

L'association entre baignade en mer et symptômes cutanés est statistiquement significative et l'OR estimé est même plus élevé quand on inclut les veliplanchistes dans la catégorie des baigneurs. Aucun autre facteur envisagé n'est associé de manière significative avec les symptômes cutanés.

TABLEAU 8

BAIGNADE EN MER ET SYMPTOMES CUTANES

	CAS	TEMOINS	OR IC 95%
BAIGNADE EN MER	17(73,9%)	23(37,7%)	4,7 [1,6-13,6]
BAIGNADE EN MER ET/OU PLANCHE A VOILE	18(81,8%)	23(39,7%)	6.8 [2,1-22,8]

DISCUSSION

La surveillance environnementale pendant la durée de l'enquête a permis de confirmer le niveau de pollution de ces deux plages. Des variations très importantes de pollution fécale ont été notées. Le principal facteur demeure le cycle des marées avec une hausse des concentrations bactériennes à marée haute, ce qui confirme l'importance du moment de la baignade. Toutefois, l'échantillonnage effectué dans le cadre de la surveillance sanitaire des plages doit être effectué aux heures de fréquentation maximale et refléter ainsi le plus fidèlement possible l'exposition des baigneurs.

Parmi les quatre types de symptômes étudiés lors de l'enquête cas témoins, seuls les symptômes de conjonctivite aiguë ne semblent pas associés de manière significative avec la baignade en mer. Le risque relatif de contracter une gastro-entérite aiguë est de 2.3 chez les baigneurs. Cet estimé du risque relatif est tout à fait comparable aux résultats antérieurs mesurés à des niveaux de pollution identiques [1,7,10].

Le risque d'otite externe aiguë est de 6.6 fois plus élevé chez les baigneurs que chez les non baigneurs. Cette association déjà décrite pour la baignade en eau douce naturelle [9] et en piscine [5,8] demeure hypothétique en eau de mer. Il a été observé que le *pseudomonas aeruginosa* est fréquemment associé à l'otite externe aiguë du baigneur. Cette bactérie provient essentiellement de la présence d'autres baigneurs et sa concentration dans l'eau augmente avec le nombre de baigneurs. La surveillance environnementale réglementaire actuelle ne surveille que le niveau de pollution fécale et ne protège donc pas des risques sanitaires autres que digestifs. Il pourrait donc être envisagé pour certaines plages à fréquentation humaine élevée, une prise en compte de ce risque dans le choix des indicateurs de surveillance des eaux de baignade.

Enfin, les symptômes cutanés sont 6 à 8 fois plus fréquents chez les baigneurs que chez les non baigneurs. L'origine de ces symptômes peut être reliée à une contamination de l'eau de mer. Cependant, le rôle de l'allergie aux matières synthétiques (maillots de bain, combinaisons isothermes), de la contamination du sable, du soleil, de certains organismes marins (méduses, etc...) peut rendre difficile l'interprétation de cette association étiologique. Là encore, le rôle de la pollution d'origine fécale dans l'apparition de ces pathologies, est négligeable et le système de surveillance de la qualité microbiologique des eaux de baignade ne permet pas de présumer de ce risque sanitaire spécifique.

Dans cette enquête, les risques relatifs concernant la gastro-entérite et les symptômes cutanés sont respectivement de 2,3 et 4,7 chez les baigneurs comparativement aux non baigneurs. Les risques relatifs atteignent 2,9 et 6,8 lorsque sont considérés comme baigneurs les véliplanchistes. Cette augmentation des risques peut s'expliquer par la situation de la base de voile à l'embouchure d'une rivière polluée (voir les résultats bactériologiques). D'autre part, le risque sanitaire du véliplanchiste est connu comme étant comparable à celui du baigneur [3]. De plus, l'utilisation d'une combinaison isotherme favorise le contact prolongé entre la peau et d'éventuels organismes pathogènes.

Un des buts de la méthode employée au cours de cette enquête était de permettre une définition plus précise des symptômes observés par un recrutement fondé sur le diagnostic de médecins, ceci permettant de plus de tester une stratégie de surveillance des pathologies liées à la baignade en mer par des médecins praticiens. Il apparaît cependant que le recrutement n'a pas été à la hauteur des espérances, soit en raison d'une faible fréquentation des plages pendant la durée de l'étude en raison du mauvais temps, soit parce que le type de symptômes étudiés n'occasionne pas le recours au médecin (parce qu'ils sont considérés comme

banaux) ou tout au moins aux médecins locaux (le malade, si c'est un touriste, préférant consulter son médecin habituel au retour des vacances si les symptômes ont persisté cf [4]). Les cas recrutés lors de notre enquête pourraient constituer un échantillon biaisé des pathologies présentées pendant la durée de l'enquête et les relations observées pourraient n'être généralisables qu'à ce type de pathologies (assez graves pour nécessiter le recours immédiat à un médecin). Les problèmes de puissance statistique, de possible sélection des cas et la possibilité de facteurs de confusion non pris en compte par notre étude doivent rendre prudents dans l'interprétation. Cependant les risques modérés liés à la baignade en eau de qualité moyenne et médiocre justifient l'accentuation des efforts d'épuration des eaux usées entrepris depuis plusieurs années sur le littoral régional.

Certains groupes de population sont plus vulnérables. Les enfants se baignent plus longtemps dans des endroits peu profonds (bâches) ou l'eau stagne. Ils avalent plus d'eau et sont plus sensibles à l'infection que les adultes. Les personnes âgées présentent également une moins bonne résistance à l'infection. Les deux groupes d'âge sont de plus les clientèles les plus importantes numériquement sur les plages. Les véliplanchistes semblent être soumis à des risques comparables à ceux des baigneurs, bien qu'il n'existe pas actuellement de normes de qualité de l'eau des sites de planche à voile. Pour ces différents groupes de population et en attendant que l'état de l'environnement s'améliore, des campagnes d'information devraient viser à inciter les baigneurs à mieux choisir les sites de baignade de classe A, et à inviter les parents à choisir les endroits où jouent les enfants. Pour les véliplanchistes, la présence d'une plaie devrait interdire les contacts avec l'eau de mer en attendant la cicatrisation. Une bonne hygiène (rinçage) de la combinaison isotherme est également importante.

Enfin, la surveillance de la qualité de l'eau, l'information de la population

estivale, devraient être complétées par une meilleure surveillance épidémiologique. Une telle surveillance pourrait reposer sur un réseau de pharmaciens sentinelles. La surveillance des toxiinfections alimentaires (coquillages, camps de vacances), des pathologies de la baignade, des épidémies hydriques (eau d'alimentation) pourrait être mise en place chaque année durant la période estivale, où la population est importante en nombre.

Cette démarche pourrait être complétée par une approche plus ponctuelle dans des sites où la population est plus facilement identifiable (par exemple bases de planche à voile), et où l'incidence de ces diverses pathologies pourrait être estimée et son évolution évaluée par la replication des investigations dans les années ultérieures.

REFERENCES

1. CABELLI V.J., 1983, Health effects criteria for marine recreational waters, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park.
2. DESPEYROUX Y., 1985, Etude hydrosédimentaire de l'estuaire de la Canche., Thèse de 3ème cycle, Université de Lille I, Lille.
3. DEWAILLY E., POIRIER C. & MEYER F., 1986, Health hazards associated with windsurfing on polluted water, Am. J. Public Health, 76 :690-691.
4. FOULON G., MAURIN J., NGUYEN NGOC QUOI & MARTIN-BOUYER G., 1983, Etude de la morbidité humaine en relation avec la pollution bactériologique des eaux de baignade en mer, Revue Française des Sciences de l'eau, 2 :127-143.
5. HOADLEY A.W. & KNIGHT D.E. , 1975, External otitis among swimmers and non swimmers , Arch Environ Health , 30 :445-448.
6. KLEINBAUM D.G., KUPPER L.L. & MORGENSTERN H., 1982, Epidemiologic research. Principles and quantitative methods, Van Nostrand Rheinhold Company, New York.
7. OGER C., HERNANDEZ J.F., OUDART E. & DELATTRE J.M., 1983, Baignades et risques infectieux., Institut Pasteur de Lille, Lille.
8. REID T.M.S. & PORTER I.A., 1981, An outbreak of otitis externa in competitive swimmers due to pseudomonas aeruginosa., J Hyg Camb, 86:357.
9. SEYFRIED P.L. & COOK R.J., 1984, Otitis externa infections related to pseudomonas aeruginosa levels in five Ontario lakes, Can J Public Health, 75:83-91.
10. SEYFRIED P.L., TOBIN R.S., BROWN N.E. & NESS P.F. , 1984, A prospective study of swimming related illness. I. Swimming - Associated health risk, Am J Public Health , 75 :1068-1075.
11. SOKAL R.R. & ROHLF J., 1981, Biometry, W.H. Freeman and Co., San-Francisco.
12. VANDEVELDE T., 1982, Etude de la pollution bactérienne du littoral Nord Pas-de-Calais : Facteurs de variations et d'incertitude, Mémoire de DEA, Université de Lille I, Lille.
13. VANDEVELDE T., 1987, Pollution bactérienne des plages du Touquet et de Merlimont. Campagne de prélèvements juillet-août 1986., ORS Nord Pas de Calais, Lille.

ANNEXE 4
CADMIUM ET SANTE HUMAINE

C.DECLERCQ

SOURCES

Le cadmium (Cd) est un métal blanc et mou. On le trouve dans la nature étroitement lié au zinc et au plomb et c'est d'abord un sous-produit de l'extraction et de la métallurgie du zinc et du plomb (qui sont donc les principales activités humaines polluantes) dont l'usage industriel n'est véritablement important que depuis une trentaine d'années. En 1982, environ 4908 tonnes de Cd brut ont été produites dans la CEE (principalement dans l'Est de la Belgique et dans la Rhur en RFA) et environ 1905 tonnes importées. La production est actuellement en baisse, en particulier à cause des fluctuations du court mondial du Cd.

Les principales industries consommatrices sont :

- le traitement de surface (cadmiage électrolytique)
- industrie des plastiques (stabilisant du PVC)
- pigments dérivés du Cd (plastiques, verre, peintures, céramiques et émaux)
- électrodes de batteries (batteries rechargeables au Nickel-Cadmium)
- alliages (avec l'acier ou avec le zinc et le cuivre)

L'utilisation de roches de phosphates contenant du Cd (par exemple pour la production d'engrais et de détergents), la combustion de produits fossiles contenant du Cd (charbon, pétrole) et la valorisation agricole de boues de stations d'épuration contribuent à la dispersion de Cd dans l'environnement.

SORT DANS LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES

A l'échelle du globe, NRIAGU & al [1] estiment à environ 30.000 tonnes par an les apports au milieu d'origine humaine dont environ 1/3 dans les eaux (cf tableau 1).

TABLEAU 1

APPORTS DE CADMIUM DANS LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES LIES
AUX ACTIVITES HUMAINES (d'après [1])
(milliers de tonnes / an)

EFFLUENTS URBAINS	
Centralisés	0,18-1,8
Non centralisés	0,3-1,2
INDUSTRIE ELECTRIQUE	0,01-0,24
INDUSTRIES EXTRACTIVES	0-0,3
FUSION ET RAFFINAGE (métaux non-ferreux)	0,01-3,6
METALLURGIE	0,5-1,8
INDUSTRIE CHIMIQUE	0,1-2,5
RETOMBEES ATMOSPHERIQUES	0,9-3,6
BOUES DE STATIONS D'EPURATION	0,08-1,3
TOTAL (valeur médiane)	2,1-17 (9,4)

En ce qui concerne plus spécifiquement le milieu marin, il convient de distinguer:

-les rejets directs :

- agglomérations et industries côtières,
- immersion de déchets (boues de dragage des ports et des estuaires)
- les apports par les écoulements naturels (fleuves côtiers et canaux qui drainent les déchets urbains et industriels des régions intérieures)
- les retombées atmosphériques.

Ainsi, les résultats présentés à la Commission de Paris en 1984 (cités par [2]) permettent d'évaluer les rejets de Cd dans la mer du Nord à environ 686 tonnes/an :

- 505 tonnes par les retombées atmosphériques
- 128 tonnes par les fleuves et les effluents urbains et industriels
- 53 tonnes par l'immersion de boues de dragages.

En ce qui concerne le littoral Nord Pas de Calais, la synthèse récemment publiée par l'IFREMER et le Conseil Régional Nord Pas de Calais [3] montre une nette prédominance de l'apport par l'immersion de boues de dragage, qui atteint environ 1,5 tonnes par an soit environ 60 % des apports estimés (cf tableau 2). La moitié de ces

apports proviennent du port-ouest de Dunkerque. L'origine de tous les apports portuaires n'a pu cependant être clairement identifiée et la part des flux d'origine marine (venant du large) reste inconnue.

Les apports côtiers sont eux plus importants sur la facade ouest du littoral, en particulier la Liane et la SFPO à BOULOGNE (0,1 t/an), les rivières du Marquenterre, la Canche (0,11 t/an) et surtout l'Authie (0,17 t/an).

Les apports atmosphériques les plus importants sont retrouvés sur la facade Nord

TABLEAU 2

ESTIMATION DES APPORTS DE CADMIUM DANS LE MILIEU MARIN SUR LE LITTORAL NORD PAS DE CALAIS (en tonnes par an) d'après [3]

APPORTS DIRECTS	0,2
URBAINS	-
INDUSTRIELS	0,2
ECOULEMENTS NATURELS	0,4
APPORTS ATMOSPHERIQUES	0,4
BOUES DE DRAGAGES	1,5

Les rejets de Cd dans le milieu marin sur le littoral régional paraissent donc relativement faibles au regard de la situation de l'industrie régionale qui se place au premier rang Français en ce qui concerne les rejets de Cd dans les eaux de surface (en particulier par la place qu'occupe la métallurgie des non ferreux dans l'économie régionale). Les particularités du réseau hydrographique régional font que ces eaux ne sont pas drainées sur le littoral régional mais dans l'estuaire de l'Escaut. On dispose de peu de données sur les concentrations de métaux lourds dans l'eau de mer en raison des difficultés techniques liées à ce type d'analyse. Le tableau 3 reproduit des résultats présentés en 1984 à la Conférence Internationale sur la protection de la mer du Nord (cités par [2]). Les concentrations les plus élevées se trouvent à proximité des grands estuaires drainant des bassins industriels. La situation du Nord Pas de Calais est donc nettement meilleure que celle de l'estuaire de l'Escaut, par exemple.

TABLEAU 3

CONCENTRATIONS DE CADMIUM DANS LA MER DU NORD (en ng/l) d'après [2]

LARGE	5-10
COTE ECOSSAISE	10-60
COTE N.E. ANGLETERRE	50-100
MANCHE	30
ESTUAIRE ESCAUT	40-180
COTE HOLLANDAISE	20-30
COTE DANOISE	25
COTE SUD SUEDE	40-130
NORD PAS DE CALAIS	10-40

La pollution importante est relativement proche des sources et il y a de forts gradients lorsqu'on s'éloigne de la côte, les concentrations retombant généralement aux niveaux de base dans un rayon de 50 Km même dans les régions les plus polluées.

Le devenir du Cd dans l'eau dépend de nombreux facteurs dont en particulier la composition chimique de l'eau et la concentration des sédiments. Les dérivés insolubles du Cd ont tendance à s'accumuler dans les sédiments où il peut atteindre des concentrations élevées. Ce phénomène contribue à débarasser l'eau du Cd et réduit les niveaux de contamination. Cependant, il s'agit d'un processus dynamique et si la concentration de Cd diminue, du Cd peut être redissout : la réduction des apports n'entraîne donc pas nécessairement une amélioration proportionnelle de la qualité de l'eau. De plus, le sédiment peut constituer une importante porte d'entrée du Cd dans les chaînes alimentaires. Des mollusques (par exemple la moule) et des poissons plats (limande, carrelet) qui ont une affinité particulière pour les métaux lourds peuvent ainsi en contenir une quantité notable et apporter une contribution non négligeable dans les apports alimentaires à l'homme.

Le tableau 4 synthétise les résultats des différentes campagnes de mesure du programme intégré IFREMER / REGION NORD PAS DE CALAIS [4] en ce qui concerne le sédiment littoral (fraction fine), la moule (*mytilis edulis*) et la coque (*cardium edule*).

TABLEAU 4

**TENEUR EN Cd ($\mu\text{g/g}$ poids sec)
d'après [4]**

	MEDIANE	MINIMUM	MAXIMUM	EFFECTIF*
SEDIMENT LITTORAL	0,5	0,05	12,1	329
MOULE	0,91	0,23	2,93	33
COQUE	0,53	0,23	1,07	11

*Pour le sédiment, points de mesure. Pour les mollusques, nombre des sites (les valeurs présentées concernent les moyennes des sites).

Il existe peu de références dans ce domaine. Les concentrations observées dans le sédiment se situent pour la plupart dans le domaine des teneurs habituelles du milieu naturel : le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO) propose en 1981 de qualifier de situation de contamination une teneur supérieure à $10 \mu\text{g/g}$. Une seule situation de contamination est retrouvée sur la zone de rejet des boues de dragage au large de BOULOGNE ($12,1 \mu\text{g/g}$).

En ce qui concerne les moules, les teneurs rencontrées sont généralement inférieures à la moyenne de la Manche (Dunkerque-Brest) soit $1,76 \mu\text{g/g}$ (minimum: $0,50$ -maximum: $5,17$) et si on compare ces résultats aux valeurs fournies par les conventions d'OSLO et de PARIS (soit niveau moyen >2 et niveau fort >5), la majorité des résultats correspondent à un niveau faible, à l'exception de quelques sites de niveau moyen. Les teneurs les plus élevées ont été mesurées entre Dunkerque Est et Bray Dunes ($2 \mu\text{g/g}$), au débouché de l'Aa ($2,93 \mu\text{g/g}$) et dans le secteur Canche-Authie ($1 \mu\text{g/g}$). Il faut cependant attirer l'attention sur le faible nombre de prélèvements effectués dans ce programme. On ne dispose pas actuellement de mesures de la teneur de poissons plats.

VOIES D'EXPOSITION DE L'HOMME

Les apports à l'organisme humain peuvent se faire par 2 voies principales:

-INHALATION : environ 25% du Cd respiré est absorbé par les poumons. Dans la population générale (en excluant les expositions professionnelles),

l'apport par inhalation dû à la pollution atmosphérique (même dans les régions fortement polluées) est généralement inférieur à 1 µg/jour, soit environ 0,25µg/jour absorbés. Le tabac constitue une voie d'apport majeur chez les fumeurs: on estime qu'une cigarette contient environ 1 à 2 µg de Cd et que 10% du Cd contenu dans la cigarette est inhalé. Un sujet fumant un paquet par jour peut donc absorber plus de 1µg/jour supplémentaire. La charge corporelle à 50-60 ans est en moyenne 2 fois plus élevée chez les fumeurs [5,6].

-INGESTION : environ 5 % du Cd ingéré est absorbé par le tube digestif (ce facteur peut être multiplié par 3 en cas de carence en Fer). L'apport alimentaire de Cd constitue généralement la voie la plus importante, soit environ 10 à 30 µg/jour ingérés en moyenne en Europe et aux USA (soit environ 0,5 à 1,5 µg/jour effectivement absorbés). La plupart des aliments contient moins de 0,1 µg/g de Cd [7] mais les mollusques marins (moules, huîtres, coquilles Saint Jacques), qui pourraient en contenir parfois 100 voire 1000 µg/g peuvent être une source notable de Cd dans l'alimentation [7]. Au Japon, le régime alimentaire peut conduire à des apports quotidiens moyens de 40 à 50 µg. En France, l'inventaire national de la qualité alimentaire publié par le Ministère de l'Environnement en 1982 [9], résultat de prélèvements effectués entre 1976 et 1978 (cf tableau 5) observe les teneurs en Cd les plus fortes dans la viande de cheval, les abats et les conserves de poisson (cf tableau 6), en tenant compte des quantités consommées estimées de la population Française, la source principale de l'apport alimentaire semble être les laitages et les légumes frais. L'apport hebdomadaire moyen (eau du robinet non comprise) est estimé à 200 µg. On peut regretter que les mollusques n'aient pas été plus étudiés dans cet inventaire (la seule indication concerne un plat préparé en conserve, les moules en escabèche, qui est justement le produit présentant la plus forte teneur en Cd parmi les produits de la mer).

TABLEAU 5

TENEURS MOYENNES EN Cd (ppb) ET APPORTS EN Cd (mg/habitant/an)
d'après [9]

TYPE DE PRODUIT	TENEUR EN PPB *	APPORT CORRESPONDANT**
CEREALES ET DERIVES	21	1,83
LEGUMES FRAIS	20	2,62
CONSERVES LEGUMES	26	0,27
LEGUMES SECS	12	0,02
FRUITS FRAIS	7	0,46
FRUITS SECS/ CONSERVES	19	0,15
BOEUF	16	0,02
VEAU	9	0,05
MOUTON	15	0,05
CHEVAL	143	0,16
PORC	16	0,12
TRIPERIES ABATS	336	0,34
CHARCUTERIE	19	0,31
VOLAILLES LAPINS GIBIERS	31	0,15
POISSONS FRAIS	10	0,06
CONSERVES POISSONS	61	0,25
LAITAGES	18	2,13
BOISSONS	7	1,33
DIVERS	8	0,25

* : moyenne pondérée par les estimations des consommations relatives des aliments testés (ppb).

** : cumul des produits testés et non testés.

TABLEAU 6

**TENEURS EN Cd DES PRODUITS DE LA MER
d'après [9]**

PRODUIT TESTE	TENEUR EN Cd ($\mu\text{g/g}$)
FRAIS	
Thon	7,2
Colinot	7,6
Dorade	10
Limande (filets)	5
Merlan	5
Roussette	7
Cabillaud	10
Sardine	14
Raie	56
Maquereau	6,4
Hareng	10
Lieu	10
CONSERVES	
Thon	127
Sardine	24
Maquereau	26,5
Hareng saur	18
Morue (brandade)	13,6
Morue (foie)	19,8
Moules (escabèche)	149

L'eau de boisson contient habituellement peu de Cd (1 à 2 $\mu\text{g/l}$): l'absorption de 2 litres d'eau par jour conduit donc à un apport de 2 à 4 $\mu\text{g/jour}$ (soit 0,1 à 0,5 $\mu\text{g/jour}$ effectivement absorbés). Des situations de contamination peuvent rarement multiplier ces apports par 2 à 5 (un décret de janvier 1989 prévoit en France que l'eau de boisson ne doit pas contenir plus de 5 $\mu\text{g/litre}$).

SORT DANS L'ORGANISME HUMAIN

La principale caractéristique du Cd est sa très lente élimination et l'accumulation progressive dans l'organisme qui en résulte. Le Cd s'accumule principalement dans le foie (environ 1/6 de la charge corporelle) et les reins (environ 1/3 de la charge corporelle) [10]. Les plus fortes concentrations sont retrouvées dans le cortex rénal : dans la population générale, elles varient à l'âge de 50 ans de 15 à 50 ppm en Europe (le pays où on observe les concentrations les plus élevées est la Belgique) et aux USA,

et peuvent atteindre 60 à 120 ppm au Japon. Chez les travailleurs professionnellement exposés, la concentration de Cd dans le cortex rénal peut atteindre 300 ppm. Les niveaux retrouvés dans le foie sont en général très inférieurs : environ 0,5 à 5 ppm dans la population générale [5].

Dans les tissus, le Cd est lié à la métallothionéine, protéine intracellulaire de faible poids moléculaire (6600 Daltons), riche en cystéine (acide aminé sulfuré) et qui peut se lier à plusieurs métaux (Cd, Zn, Cu, Hg, Ag, Etain). L'augmentation de l'exposition au Cd induit une augmentation de la synthèse de métallothionéine, qui paraît ainsi jouer un rôle de défense de l'organisme, quoique certaines ambiguïtés persistent sur son rôle dans la toxicité du Cd (en particulier par le transport du Cd du foie au rein) [5,10,8].

L'excrétion du Cd, principalement urinaire, est très faible. Le Cd urinaire est bien corrélé à la charge corporelle, du moins jusqu'à ce qu'on observe une toxicité rénale: après cela, l'excrétion augmente de manière importante et n'est plus liée à la charge corporelle [11].

TOXICITE

Outre les effets respiratoires aigus et chroniques observés en milieu professionnel exposé, le principal organe cible du Cd est le rein: la principale pathologie observée est une pathologie du tube contourné proximal. Le Cd affecte la réabsorption tubulaire et provoque donc l'excrétion urinaire de protéines de faible poids moléculaire (β 2microglobuline, rétinol binding protein, lysozyme, ribonucléase et chaînes légères d'immunoglobulines). Chez les travailleurs exposés, on observe également souvent une protéinurie de poids moléculaire élevé (albumine, transferrine, IgG) résultant d'une atteinte glomérulaire. La protéinurie observée peut être accompagnée d'une excrétion d'enzymes, acides aminés, glucose. On note également une augmentation de l'excrétion de calcium et de phosphates [5,8,12].

En 1946, une maladie appelée "Itai-Itai", caractérisée principalement par une

ostéomalacie Vitamine D résistante fut découverte chez des femmes ménopausées et multipares dans la région de TOYOMA au Japon. cette maladie était caractérisée cliniquement par des déformations du squelette (avec petite taille), douleurs osseuses, fractures multiples et dysfonctionnement tubulaire rénal avec protéinurie de faible poids moléculaire, glucosurie et aminoacidurie. cette pathologie fut attribuée à la consommation de riz contaminée par une eau d'irrigation polluée en Cd par des effluents industriels [10,5,12,13]. Les effets osseux furent attribués à une hyperexcrétion rénale de calcium et à une mobilisation secondaire du calcium osseux.

Des modèles mathématiques permettent d'estimer que la consommation quotidienne pendant 45 ans de 200 µg par jour de Cd (en cas d'exposition exclusivement par l'alimentation) conduira à une prévalence de 10 % de troubles rénaux. Les lésions rénales provoquées par l'intoxication chronique au Cd sont irréversibles et leur seul moyen de prévention est d'éviter que la concentration en Cd du cortex rénal atteigne 200 µg/g en poids humide (ou 30 µg/g en poids humide dans le foie) [6]. Ces valeurs critiques sont issues d'études chez des travailleurs exposés, de sexe masculin. Des études récentes, en population générale, estiment que l'on n'observe des altérations rénales à partir d'une excrétion urinaire de 2 µg/24 heures, ces niveaux étant rencontrés dans les groupes les plus âgés, comme on s'y attend dans la population générale [17].

Des études Belges récentes ont montré que le Japon n'était pas le seul pays où l'exposition de la population générale (non professionnellement exposée) au Cd pouvait constituer un risque sanitaire; l'équipe de LAUWERYS a ainsi pu observer:

- une surmortalité par néphrite et néphrose dans la région de Liège (où l'activité de métallurgie du Cd est présente depuis la fin du XIXème siècle) [14],

- une charge corporelle en Cd plus élevée chez des femmes de plus de 60 ans vivant dans la région de Liège (par rapport à 2 groupes moins exposés de Bruxelles et

Charleroi); l'excrétion de protéines, d'albumine, de β 2-microglobuline et d'acides aminés étaient également plus élevées [15],

-une accumulation de Cd dans le cortex rénal plus élevée dans la région de Liège (étude sur autopsies [16]).

Les résultats de l'étude "CADMIBEL" [17] permettent d'estimer qu'environ 10% de la population Belge a une excrétion urinaire de Cd de plus de 2 μ g/24 heures (et donc un risque significatif d'altérations rénales).

Outre les effets rénaux (et les effets osseux secondaires) et les effets respiratoires (observés chez les travailleurs exposés), le Cd a également soupçonné d'être responsable d'hypertension artérielle, de cancers (prostate, poumon, rein), d'aberrations chromosomiques mais ces effets restent discutés [5,6,10,12,13]. Le Cd est ainsi classé 2B (évidence suffisante de cancérogénicité chez l'animal) par le Centre International de Recherche sur le Cancer [6].

CONCLUSIONS

Le cadmium est donc un toxique cumulatif, dont la source principale est l'alimentation chez le non fumeur (les produits de la mer pouvant jouer un rôle notable, variable selon le régime alimentaire). Des données Belges récentes attirent l'attention sur les risques sanitaires pour la population générale vivant dans un environnement où la pollution industrielle (air, sol) est importante.

En ce qui concerne le littoral régional, le cadmium est un des contaminants les plus présents, mais cela à des teneurs qui restent faibles. Il convient cependant d'attirer l'attention sur les sources industrielles de pollution par le cadmium présentes sur le territoire régional.

Ces éléments devraient justifier dans la région la réalisation d'une étude épidémiologique de l'exposition au cadmium et du fonctionnement rénal dans la population générale; cette étude pourrait comparer 3 échantillons de population:

-un échantillon vivant dans l'environnement d'installations de métallurgie des non-ferreux,

-un échantillon au régime alimentaire riche en cadmium (vivant sur le littoral),

-un échantillon vivant en milieu urbain sans pollution industrielle spécifique.

Il serait également utile de connaître avec plus de précision la teneur en cadmium de produits de la mer récoltés sur le littoral (coquillages, poissons plats).

Ces études ne doivent pas empêcher de poursuivre les actions de réduction de la pollution émise dans divers milieux (air, eau, sol) par les installations de métallurgie des non-ferreux.

REFERENCES

1. NRIAGU J.O., PACYNA J.M., 1988, Quantitative assesment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals, Nature, 333:134-139.
2. COMMISSION DES COMMUNAUTES EUROPEENNES, 1987, L'état de l'Environnement dans la Communauté Européenne, Office des publications officielles des Communauté Européennes, Luxembourg.
3. IFREMER / REGION NORD PAS DE CALAIS, 1989, Le littoral de la région Nord Pas de Calais. Apports à la mer, Ifremer-Conseil Régional Nord Pas de Calais, Paris-Lille.
4. IFREMER / REGION NORD PAS DE CALAIS, 1986, Le littoral de la région Nord Pas de Calais. Qualité du milieu marin, Ifremer-Conseil Régional Nord Pas de Calais, Paris-Lille.
5. BERNARD A., LAUWERYS R., 1984, Cadmium in human population, Experientia, 40:143-152.
6. WHO, 1987, Air quality guidelines for Europe, Who Regional Publications European Series n°23, WHO, Copenhagen.
7. OMS, 1986, Directives de qualité pour l'eau de boisson (2 volumes), OMS, Genève.
8. GOYER R.A., 1986, Toxic effects of metals in KLAASSEN C.D., AMDUR M.O., DOULL J. (Eds), 1986, Casarett and Doull's Toxicology. The basic science of poisons, Mac Millan publishing company, New York.
9. MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT, 1982, Inventaire national de la qualité alimentaire, Ministère de l'environnement, Paris.
10. HALLENBECK W.H., 1984, Human health effects of exposure to cadmium, Experientia, 40:136-142.
11. SHAIKH Z.A., SMITH L.M., 1984, Biological indicators of cadmium exposure and toxicity, Experientia, 40:36-43.
12. LAUWERYS R., 1982, Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles, Masson, Paris.
13. HAGUENOER J.M., FURON D., 1989, Toxicologie et hygiène industrielle. Volume 2, Lavoisier, Paris.
14. LAUWERYS R., DE WALS P., 1981, Environmental pollution by cadmium and mortality from renal diseases, Lancet, i : 383.
15. ROELS H., LAUWERYS R., BUCHET J.P., BERNARD A., 1981, Environmental exposure to cadmium and renal function of aged women in three areas of belgium, Environ Res, 24 : 117-130.
16. LAUWERYS R., HARDY R., JOB M., BUCHET J.P., ROELS H., BRUAUX P., RONDIA D., 1984, Environmental pollution by cadmium and cadmium body burden : an autopsy study, Tox Letters, 23 : 287-289.

17.BUCHET J.P., LAUWERYS R., ROELS H., BERNARD A., BRUAUX P., CLAEYS F.,
DUCOFFRE G., DE PLAEN P., STAESSEN J., AMERY A., LIJNEN P., THIJS L., RONDIA
D., SARTOR F., SAINT REMY A., NICK L., 1990, Renal effects of cadmium body burden
of the general population, Lancet, 336 : 699-702.

ENVIRONNEMENT LITTORAL ET SANTE DANS LA REGION NORD PAS DE CALAIS : POUR UNE APPROCHE EPIDEMIOLOGIQUE.

Christophe DECLERCQ
Olivier LACOSTE
Christian LAHOUTE

OBSERVATOIRE REGIONAL DE LA SANTE NORD PAS DE CALAIS
Immeuble Périnor 9ème étage
4-6, Rue Jeanne Maillotte
59110 LA MADELEINE

RESUME

Un programme intégré de recherche sur l'environnement littoral entrepris pendant plusieurs années par le Conseil Régional Nord Pas de Calais et l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer et s'appuyant sur les équipes scientifiques régionales a permis d'aboutir à une meilleure connaissance de l'état de l'environnement littoral et de ses sources de pollution.

Cependant, l'absence relative de données épidémiologiques empêche d'évaluer avec précision l'impact sur la santé humaine de cette situation. Nous avons donc tenté de dégager des axes de travail dans ce domaine, en particulier en ce qui concerne :

- une étude des relations entre mortalité des populations et environnement (en particulier par l'étude des décès attribués à des cancers),
- les relations entre l'environnement industriel et la santé des populations (à travers l'exemple du Centre de Production Nucléaire de Gravelines),
- la surveillance de l'incidence des pathologies qui pourraient être liées à la situation bactériologique du littoral (eaux de baignades, consommation de coquillages).
- l'évaluation de l'exposition humaine aux xénobiotiques (à travers l'exemple du Cadmium),

Ces pistes couvertes devraient permettre de rassembler les partenaires et disciplines concernées et participer à la création d'une dynamique régionale de recherche sur les relations entre qualité de l'environnement et santé des populations humaines.

La réalisation de ces projets ne doit cependant pas retarder la mise en oeuvre des efforts déjà entrepris ou à venir des différents partenaires concernés, visant à réduire la pollution (microbiologique ou chimique) à la source des rejets.