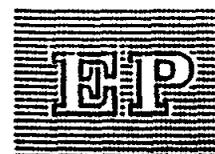




United Nations
Environment
Programme



Distr.
RESTREINTE

UNEP/WG.125/8
10 octobre 1985

Original: FRANÇAIS

Réunion d'experts sur l'application
technique du Protocole relatif à la
protection de la mer Méditerranée contre
la pollution d'origine tellurique

Athènes, 9-13 décembre 1985

PROJET DE DIRECTIVES POUR LE CALCUL DES
ÉMISSAIRES DE REJET EN MER D'EFFLUENTS LIQUIDES

En collaboration avec:



ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE

SOMMAIRE

	Page
- AVANT-PROPOS	01
- INTRODUCTION - Rappel de notions utiles sur la collecte et le traitement des effluents avant rejet en mer	04
I.1. Le contrôle de la pollution de la mer littorale	04
I.2. Collecte et traitement des eaux usées avant le rejet en mer	07
- CHAPITRE 1 - QUELQUES IDEES DIRECTRICES.	3
1.1. Généralités sur les mesures en mer	4
1.2. Etudes d'environnement	5
1.3. Etudes de dilution et projet d'un émissaire	6
1.4. Coût d'une campagne de mesures en mer	10
- CHAPITRE 2 - PROTOCOLE D'ETUDE DU MILIEU MARIN EN VUE D'UN REJET EN MER	11
2.1. Données préliminaires	11
2.2. Idées directrices pour la campagne de mesures in situ	12
2.3. Mesures par enregistrements permanents	13
2.4. Mesures discontinues	15
2.5. Relevés courantologiques	16
2.6. Recherche de la valeur des coefficients de diffusion	18
2.7. Mesure de paramètres divers	20
2.8. Recherche expérimentale de la loi de décroissance des bactéries en mer	22
2.9. Etat sanitaire du milieu vivant marin	22
- CHAPITRE 3 - COMPORTEMENT D'UN REJET DANS LE MILIEU MARIN	27
3.1. Les étapes de la dispersion d'un rejet	27
3.2. Rôle fondamental des différences de densité	27
3.3. Jets et panaches	31
3.4. Effets des écarts densimétriques résiduels	36
3.5. Convection par les courants naturels	38
3.6. Transport et dispersion par les courants	42
3.7. Calculs au moyen de programme	47

3.8. Convections différentielles	48
3.9. Estimation des paramètres de diffusion turbulente ou de dispersion	49
3.10 Calcul des processus non conservatifs	51
- CHAPITRE 4 - QUELQUES ASPECTS DE LA CONSTRUCTION DES EMISSAIRES	55
4.1. Problèmes de corrosion	55
4.2. Résistance mécanique des émissaires	56
4.3. Efforts hydrodynamiques	58
4.4. Les techniques de pose	59
4.5. Ouvrages de protection	66
- ANNEXE A - PROPOSITION DE CAHIER DES CHARGES TYPE POUR UNE ETUDE DU MILIEU MARIN EN VUE DE L'IMPLANTATION D'UN EMIS- SAIRE DE REJET EN MER	75
- ANNEXE B - EXEMPLES NUMERIQUES	83
- ANNEXE C - FORMULES DE CALCUL DES ECHANGES THERMIQUES EAU-ATMOSPHERE	89
- ANNEXE D - CALCULS SIMPLIFIES DE LA DILUTION PAR METHODES GRAPHIQUES	91
- ANNEXE E - CALCULS PRECIS DE LA DENSITE DE L'EAU DE MER	109
- ANNEXE F - PRINCIPE DU SCHEMA D'AMELIORATION DES EAUX LITTORALES (SAEL)	110
- ANNEXE G - QUELQUES IDEES SUR L'ETABLISSEMENT ET LA MISE EN OEUVRE D'UNE DOCTRINE DES REJETS EN MER A L'ECHELLE D'UN PAYS	117
- BIBLIOGRAPHIE	125

AVANT - PROPOS

Dans les pays les plus développés la nécessité s'est plus particulièrement fait sentir depuis une à deux décennies de lutter contre le déversement en mer de pollutions telluriques de toute nature dont la continuelle augmentation devenait préoccupante. Cette inquiétude a conduit à entreprendre des études destinées à définir les conditions dans lesquelles pourraient être rejetés en mer, sans dommage excessif, des effluents liquides contenant des polluants de diverse nature.

En ce qui concerne les effluents rejetés à partir de la terre, au moyen d'émissaires littoraux sous-marins, la méthodologie de calcul de ces équipements de rejet s'est traduite sous des formes différentes suivant la façon dont se présente l'énoncé du problème auquel chacune s'efforce de répondre spécifiquement.

1er Problème : calculer un émissaire pour un effluent déterminé

Les modes de raisonnement et de calcul plus particulièrement développés dans le présent document s'appliquent à un des énoncés du problème qui vise le cas d'un effluent de caractéristiques données (débit, nature et concentration des polluants) à rejeter en mer dans un secteur où les zones sensibles à protéger contre la pollution sont définies et font l'objet de "normes" de concentrations maximales admissibles pour un ou plusieurs des polluants concernés.

Le problème posé est alors la définition des caractéristiques de l'émissaire qui remplira les conditions fixées à savoir : respect des normes dans les zones sensibles.

Suivant l'importance du rejet et les difficultés présentées par les conditions géographiques et météorologiques locales, on choisira une méthode capable d'une plus ou moins grande précision dans la solution du problème, précision qui s'applique, en fait, aux concentrations calculées des polluants à différentes distances autour du point de rejet.

Les modèles mathématiques

Pour cela des modèles mathématiques sophistiqués ont été élaborés qui donnent aux réponses la meilleure précision atteignable dans l'état de l'art actuel.

Ces modèles sont disponibles et ont été publiés mais ne sont pas reproduits dans le présent document.

Leur emploi est rarement justifié dans les cas qui se présentent le plus couramment. L'imprécision d'un grand nombre de données du problème rend le plus souvent illusoire l'emploi d'une méthode capable de la plus grande précision.

La méthode des calculs manuels simplifiés

C'est pourquoi à partir des équations théoriques de la diffusion turbulente, résultant déjà elles-mêmes de certaines hypothèses simplificatrices, de nouvelles approximations ont conduit à des formules et méthodes simplifiées qui font principalement l'objet de la présente notice et dont l'exposé est essentiellement contenu dans les chapitres 2 et 3 ci-après.

La méthode graphique

Ces méthodes de calcul font appel à un certain niveau de connaissances physiques et mathématiques que ne possèdent peut-être pas certains techniciens néanmoins confrontés au problème du choix des caractéristiques d'un émissaire. Pour cette raison et aussi parce que, dans bien des cas, il est possible de se satisfaire d'une précision encore moins grande dans la définition du dispositif de rejet, il a été possible, après de délicates recherches, de mettre au point une méthodologie qui ne fait appel qu'à l'utilisation de graphiques et d'abaques, donc d'usage plus facile et plus rapide.

Cette méthode simplifiée et les documents graphiques permettant de l'utiliser font l'objet de l'Annexe F.

Il faut toutefois préciser que la simplicité de cette méthode graphique trouve sa contre-partie dans le fait qu'elle ne s'applique valablement que dans un certain nombre de cas correspondant à une simplification plus ou moins schématique des données du milieu marin qu'il ne faut pas perdre de vue lorsqu'on utilise cette méthode.

On dispose donc de trois approches de niveaux d'approximation différents pour résoudre le problème énoncé sous la forme : calculer l'émissaire approprié au rejet en mer d'un effluent bien défini.

2ème Problème : Calcul de la capacité d'acceptation limite d'une zone littorale

Mais le problème des rejets ne se présente pas uniquement sous la forme à laquelle les méthodes qui viennent d'être passées en revue apportent une réponse.

Bien que moins couramment, la question peut se poser sous la forme suivante : quelle est la "capacité d'acceptation limite" d'un secteur littoral bien délimité pour un polluant déterminé, par exemple les eaux usées de populations urbaines et quel est le meilleur schéma du système d'émissaires de rejet qui permette de saturer cette capacité d'acceptation ?

Une méthode a été également développée pour répondre au problème ainsi posé. Elle a reçu le nom de "Schéma d'amélioration des eaux littorales" (SAEL) et s'applique plus particulièrement aux conditions du milieu récepteur méditerranéen.

Son intérêt est double :

- Le SAEL permet, moyennant une dépense limitée, de définir a priori la capacité d'acceptation de toute une façade maritime, aussi étendue que l'on veut. Cette connaissance peut, en particulier, être intéressante dans le cas d'un littoral encore peu équipé pour lequel un développement important est envisagé. La méthode permettra de définir dès le départ le meilleur système d'assainissement et de rejet et la répartition des implantations terrestres peut en résulter.
- La méthodologie du SAEL est simple et fait essentiellement appel à l'utilisation de formules simples et de graphiques.

Pour ces raisons, il a paru intéressant d'exposer sommairement ici les principes du SAEL que l'on trouvera à l'Annexe F.

PLAN DE L'OUVRAGE

Les chapitres qui suivent ont pour objet de résumer l'état actuel des connaissances sur les principaux phénomènes hydrodynamiques entrant en jeu et de constituer un guide pratique destiné aux projeteurs d'étude. Il ne s'agit donc pas d'un ouvrage technique qui rende compte de l'état de l'art de façon complète.

Rédigé à l'intention des techniciens des pays riverains de la Méditerranée dans le cadre du programme des Nations-Unies pour l'Environnement, ce document est particulièrement orienté en fonction des conditions géographiques prévalentes en Méditerranée. Beaucoup des indications qu'il contient sont cependant applicables dans les autres mers et océans.

On trouvera ci-après :

- . Dans l'Introduction, un rappel de quelques notions utiles sur la collecte et le traitement des effluents avant leur rejet en mer.
- . Au chapitre 1, les idées directrices générales qui situent et cadrent le problème ;
- . Au chapitre 2, les éléments directement utiles à l'établissement du cahier des charges techniques d'un Appel d'Offres ou d'un marché pour l'étude d'un émissaire ;
- . Au chapitre 3, les justifications théoriques nécessaires à la compréhension complète des dispositions définies au chapitre précédent, et utiles en outre à l'exploitation et à la critique des résultats de l'étude par le technicien du Maître d'Ouvrage en vue des décisions à prendre ;
- . Au chapitre 4, des indications du domaine du génie civil pour la construction des émissaires ;
- . A l'Annexe A, un modèle type de cahier des charges techniques à faire figurer dans un Appel d'Offres ou un marché d'étude d'émissaire ;
- . A l'Annexe B, des exemples d'applications numériques des méthodes exposées aux chapitres 2 et 3 ;
- . A l'Annexe C, les formules de calcul des échanges thermiques eau-atmosphère ;
- . A l'Annexe D, un memento sur le calcul simplifié de la dilution par méthodes graphiques ;
- . A l'Annexe E, une méthode de calcul précis de la densité de l'eau de mer.
- . A l'Annexe F, un exposé sommaire de la méthodologie de calcul de la capacité d'acceptation d'une zone littorale suivant le principe du SAEL.
- . A l'Annexe G, quelques idées sur l'établissement et la mise en oeuvre d'une doctrine des rejets en mer à l'échelle d'un pays.

.../

INTRODUCTION

RAPPEL DE NOTIONS UTILES SUR LA COLLECTE
ET LE TRAITEMENT DES EFFLUENTS AVANT
REJET EN MERI.1. LE CONTROLE DE LA POLLUTION DE LA MER LITTORALEI.1.1 Deux "cibles" de la pollution : l'Homme et le Milieu Marin

Pour comprendre les raisons qui ont conduit à développer une méthode de calcul des émissaires de rejet en mer d'effluents liquides apportant une pollution, il est nécessaire de rappeler les données du problème tel que le posent les préoccupations écologiques et sanitaires visant à conserver un niveau de qualité raisonnable aux eaux marines littorales compte tenu des risques que leur pollution fait courir d'une part aux espèces animales et végétales qui vivent dans la mer et d'autre part à l'espèce humaine par les usages qu'elle fait de la mer (baignade) ou de ses produits (consommation d'animaux marins).

I.1.2 Les normes

Cette distinction entre les risques pour le milieu et les risques pour l'homme devrait conduire à fixer pour les uns et les autres et pour les catégories de polluants les plus couramment rejetées avec les eaux usées, des "normes" exprimées en concentrations maximales acceptables dans l'eau de mer.

Or, cette quantification de la nuisance des polluants se heurte à de grandes difficultés du fait que le mode d'action de ceux-ci sur les deux catégories de cibles ci-dessus définies et la relation quantifiée entre cette action et la concentration des polluants sont, à raison même de la diversité de ces modes d'action, des phénomènes généralement mal connus.

En particulier, pour ce qui concerne la cible "biocénoses marines", il n'a paru jusqu'à présent possible à aucun pays à notre connaissance de faire déboucher une quantification de cette nuisance sur des "normes" en termes de "concentrations". C'est d'ailleurs là une lacune qui entraîne un "vide réglementaire" ressenti de façon très gênante par les techniciens chargés de définir les installations de rejet en fonction de la réglementation relative à la protection du milieu marin.

Or, cette nuisance, qualitativement, est indéniable mais son refus de se mouler dans le corset de règles quantitatives que devraient alors accepter tous les acteurs - et souvent adversaires - de l'opération "sauvegarde du milieu", entretient une querelle sans issue entre les défenseurs de la mer et les techniciens obligés d'y déverser des déchets.

Un peu moins difficile est heureusement l'approche de l'autre cible et il faut bien reconnaître que les hommes ont une tendance naturelle à la considérer comme prioritaire dans la mesure où c'est leur propre espèce qui est concernée. Bien que les modes d'action des pollutions marines sur l'homme soient très divers et, pour beaucoup d'entre eux, très mal connus, le besoin ressenti comme une nécessité, de ne

pas rester, vis à vis d'un risque aussi menaçant, dans un vide réglementaire absolu, a conduit la plupart des pays à fixer, non sans arbitraire d'ailleurs, des "normes" pour un certain nombre de polluants intéressant directement l'aspect sanitaire.

I.1.3 Les "usages"

Le risque d'atteinte de l'homme par les pollutions marines, ressortissant essentiellement à deux "usages", la baignade et la consommation de produits de la mer (surtout s'ils sont crus, le risque provenant donc principalement des coquillages), c'est sous la forme de deux séries de normes concernant respectivement la "baignade" et la "conchyliculture" qu'ont été généralement réglementées les concentrations de polluants déclarées acceptables vis à vis de ces deux risques.

La valeur chiffrée de ces normes varie suivant les pays et la suite de ce rapport indique notamment les valeurs retenues par les pays de la communauté économique européenne.

Ces normes, inspirées par le risque du retour à l'homme, constituent ainsi, dans la plupart des cas, en ce qui concerne le milieu récepteur, la seule donnée chiffrée du problème du rejet des effluents.

Il est toutefois recommandable de prendre aussi en compte comme seconde donnée, et malgré son aspect essentiellement qualitatif, le souci de protection du milieu marin lui-même et des organismes qui y vivent.

L'usage le plus répandu, et économiquement le plus important, d'une très large bande littorale de la mer étant la pêche sous ses différentes formes, on peut s'étonner que l'on ne songe pas à établir des normes de qualité de l'eau de mer pour sauvegarder les intérêts de cette activité économique essentielle.

Il y a à cela plusieurs raisons :

1. Cette activité s'étend sur de trop grandes superficies marines pour qu'il soit possible de surveiller la qualité d'aussi grandes étendues.
2. La pollution d'origine tellurique intéressant les étendues marines éloignées des côtes provient davantage des grands fleuves que des rejets littoraux dispersés et le contrôle de ces apports fluviaux supposerait celui de l'ensemble des activités continentales, tâche démesurée.
3. A part les toxiques rémanents qui peuvent s'accumuler dans les organismes vivants et posent un problème non résolu, les autres polluants n'affectent guère les espèces pêchées en mer qui, de plus, ne sont généralement pas consommées crues.

C'est pourquoi, en ce qui concerne les produits de la mer servant à l'alimentation humaine, la protection se borne aux espèces sédentaires, élevées dans des installations ad hoc au voisinage des côtes et habituellement consommées crues. Ces espèces sont donc essentiellement les coquillages et font l'objet de l'usage "conchyliculture" assorti de normes de qualité. Malheureusement celles-ci s'appliquent à la pollution accumulée dans la chair même des coquillages et leur traduction en normes applicables à l'eau d'élevage pose un problème très difficile.

.../

I.1.4 Eaux marines, eaux continentales : deux milieux récepteurs très différents

Reposant donc sur les deux principes de la protection de l'homme et de celle du milieu, une méthodologie de calcul des rejets acceptables devait être recherchée.

Première constatation : la mer littorale considérée comme milieu récepteur d'effluents pose le problème des rejets dans des conditions très différentes de celles concernant les eaux continentales.

En premier lieu l'eau de mer étant salée ne sert pas à l'alimentation, du moins pas directement, et, de plus très exceptionnellement. La protection de sa qualité n'a donc généralement pas à être envisagée sous cet angle.

En deuxième lieu, les caractéristiques de ce milieu, son étendue, les mouvements de brassage qui l'agitent le différencient radicalement, pour la dispersion des polluants, des eaux intérieures essentiellement représentées par des cours d'eau de dimensions variées.

Dans le premier cas le problème est à trois dimensions, dans le second, le plus souvent, à une dimension.

En raison de ces deux différences essentielles, la "capacité d'acceptation" du milieu marin découle de conditions et de caractéristiques très différentes de celles concernant les eaux intérieures.

La différence s'exprime tantôt par une plus grande facilité (on pourrait dire "complaisance"), tantôt par une beaucoup plus grande complexité.

Du côté de la "complaisance" : Sous réserve de ne pas dépasser les flux admissibles, la mer peut accepter sans inconvénient, et même avec bénéfice, certaines catégories de polluants : la matière organique et certains minéraux, nourriture des espèces vivantes qui l'habitent. Elle offre également d'énormes capacités de dilution qui rendent acceptables, dans certaines limites de débit, les polluants, même indésirables, du fait de la rapide décroissance de leur concentration au-dessous des seuils de nocivité.

Du côté de la "complexité" : Lorsqu'il s'agit d'étudier le devenir des pollutions déversées dans la mer, celle-ci se présente pour l'hydraulicien comme un milieu beaucoup plus rebelle à la mise en équation que les eaux de rivière.

Or, c'est précisément cet aspect des choses que le présent document a pour objet de traiter.

I.1.5 Rejet en mer : ni la seule ni la meilleure solution

Cependant, pour revenir un instant sur ce que nous avons appelé la "complaisance" de la mer, et sans dissimuler qu'il s'agit là d'un sujet controversé, nous pensons qu'il n'est pas raisonnable de suivre une certaine forme d'écologie extrémiste, et d'ailleurs irresponsable, qui voudrait imposer le "rejet zéro", sans distinction. La mer offre de grandes possibilités de digestion de résidus au prix de nuisances faibles ou nulles qu'il serait absurde de refuser au nom d'une idéologie obscurantiste et au prix de dépenses parfaitement déraisonnables que l'on ne peut généralement pas consentir, si bien que l'inhibition qui résulterait de cette situation bloquée se résoudrait le plus souvent en laisser-aller plus dommageable qu'une utilisation bien pensée de la capacité d'acceptation de la mer.

.../

Mais ceci ne veut certes pas dire que le rejet en mer soit la solution à adopter toujours et partout. On pourrait même la caricaturer comme "la plus mauvaise des solutions à l'exception de toutes les autres".

Chaque fois qu'une autre destination des effluents littoraux est techniquement et financièrement possible, il faut sans hésitation la préférer et récupérer ou réutiliser ces effluents à terre. Un traité développant ces méthodes serait d'ailleurs très utile. Simplement ce n'est pas le sujet de celui-ci.

Mais dans les cas où, soit pour des raisons techniques, soit, plus souvent peut-être, pour des considérations financières, le rejet en mer a été reconnu comme la seule solution acceptable, ce "pis-aller" mérite d'être bien étudié et, à ce prix, il pourra presque toujours être organisé de manière à rendre acceptable l'impact de la pollution rejetée.

1.2. COLLECTE ET TRAITEMENT DES EAUX USEES AVANT LE REJET EN MER

1.2.1 Réseau de collecte

Le rejet en mer par émissaire est le dernier maillon d'une chaîne dont l'autre extrémité la rattache à la source de l'effluent pollué : foyer domestique, établissement industriel ou agricole.

Entre les deux, la chaîne comporte essentiellement un réseau collecteur et une ou plusieurs stations d'épuration. Ces dernières peuvent ne pas exister, le rejet en mer porte alors sur des effluents "bruts" mais l'économie ainsi réalisée est fortement déconseillée compte tenu de l'impact défavorable sur le milieu marin de certains constituants des effluents.

Nous ne dirons rien des réseaux collecteurs eux-mêmes dont la technique, classique, est connue des ingénieurs de cette spécialité et ne retentit pas sur la phase du rejet en mer. Elle retentit toutefois sérieusement sur le fonctionnement des stations d'épuration et, sans en dire davantage, nous rappellerons que celles-ci travaillent d'autant plus efficacement que les effluents reçus sont moins dilués et plus "frais" c'est à dire contiennent moins de produits résultant de fermentations chimiques anaérobies dont les sulfures sont le traceur dominant pour les effluents de type urbain.

Les caractéristiques les plus défavorables sous cet aspect sont :

- un réseau de collecte de grande longueur et une faible vitesse de transit,
- un réseau recevant des effluents de fosses septiques ayant déjà été l'objet de fortes réactions anaérobiques,
- un climat chaud, ce qui est le plus souvent le cas sur le pourtour de la Méditerranée.

Ces conditions défavorables ne pouvant pas souvent être toutes évitées, le palliatif consistera en dispositifs de réoxygénation en cours de transit (insufflation d'air ou d'oxygène dans les stations de relèvement ou de refoulement) ou en tête de la station d'épuration.

.../

A l'inverse du réseau de collecteurs, la station d'épuration influe notablement sur les conditions du rejet en mer puisque la composition de l'effluent à rejeter dépend du traitement appliqué dans la station.

On conçoit donc que le couple "station d'épuration - émissaire" forme un ensemble qui ne peut être dissocié et doit faire l'objet d'une étude commune laquelle repose entièrement sur les normes de qualité d'eau à respecter dans le milieu récepteur, telles que nous en avons défini plus haut le principe.

Ces normes pouvant varier d'un pays à l'autre, nous ne pouvons pas tenir à leur sujet de raisonnements quantitatifs précis de caractère tout à fait général mais, lorsqu'un exemple chiffré sera nécessaire, nous nous référerons habituellement aux normes de la Communauté Economique Européenne (C.E.E.) réglementairement applicables en Méditerranée à la France et à l'Italie.

Il sera cependant très facile de transposer les calculs à des normes différentes.

1.2.2 Notion de polluant critique

Devant une série de normes s'appliquant à divers paramètres tels que : espèces microbiennes, ph, hydrocarbures, détergents, oxygène dissous, ammoniacque, azote, pesticides, métaux lourds, cyanures, nitrates, phosphates etc., le point de départ d'une étude de rejet en mer consiste à déterminer quel est le "polluant critique" contenu dans l'effluent et défini par la condition que *l'abatement de sa concentration par le jeu de la dispersion dans le milieu marin fera tomber cette concentration au-dessous de la norme relative à l'usage concerné à une plus grande distance du point de rejet que pour tous les autres polluants contenus faisant l'objet de normes.*

Ainsi, à la distance à laquelle la norme du polluant critique sera satisfaite, on pourra tenir pour assuré que celles de tous les autres polluants le seront aussi.

Le problème se différencie donc ici très largement suivant le type et la composition de l'effluent rejeté.

Le cas le plus intéressant, parce que de loin le plus courant, est celui de l'effluent de type urbain composé essentiellement des eaux usées issues des foyers domestiques, caractérisées par une assez grande constance de leur composition.

De plus, lorsque les normes à respecter dans le milieu de rejet sont celles de la baignade ou de la conchyliculture, le polluant critique pour un effluent urbain est à peu près toujours la charge microbienne que l'on mesure conventionnellement par la teneur en bactéries tests de contamination fécale : coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux. Comme les concentrations de ces trois espèces dans l'effluent urbain brut sont sensiblement constantes et dans un rapport constant entre elles, la comparaison de ces rapports et des normes montre laquelle de ces trois espèces est le polluant critique. Avec les normes de la C.E.E. ce sont généralement les coliformes totaux.

Cas des effluents industriels

Tout ce que nous exposerons dans la suite en l'appliquant à l'effluent urbain type se transpose sans grande difficulté à des effluents différents, notamment industriels mais, dans ce cas, l'éventail des polluants critiques possibles est trop large pour pouvoir

tenir un raisonnement général. Le principe est toutefois le même que celui exposé plus haut :

La désignation du polluant critique résulte de la comparaison des teneurs des polluants dans l'effluent avec celles correspondant aux normes de l'usage concerné du milieu récepteur. Est critique celui dont la concentration tombe au dessous de la norme à la plus grande distance du point de rejet.

Le polluant critique une fois déterminé les raisonnements et calculs pour la définition des conditions de rejet s'appliquent à ce seul paramètre.

A partir des définitions précédentes les étapes de l'étude d'un rejet consistent à :

- relever l'implantation géographique des zones marines dont la qualité d'eau est soumise à des normes dans le périmètre d'influence possible du futur rejet et en déduire, dans les conditions indiquées ci-dessus, la nature du polluant critique.
- constater, le cas échéant, ce que la réglementation nationale impose comme traitement d'épuration minimal obligatoire avant tout rejet en mer.
- si un tel traitement minimal est obligatoire, estimer le facteur d'abattement qu'il permet d'obtenir sur le polluant critique.
- calculer le facteur d'abattement complémentaire nécessaire du polluant critique entre le point de rejet et la zone sensible la plus menacée.

1.2.3 Classement des catégories de polluants

A ce stade de l'instruction doit intervenir l'optimisation technico-financière du système constitué par le type et le niveau de l'épuration que réalisera la station d'une part et, d'autre part, la faisabilité technique et le coût de l'émissaire de rejet.

Suivant les cas, notamment si le souci de la protection du milieu marin le conseille ou si l'effet sur la concentration du polluant critique le rend intéressant et aboutit à une économie sur le prix de l'ensemble, il pourra être justifié de retenir un procédé d'épuration plus performant que le minimum réglementaire.

C'est là entièrement affaire de cas d'espèce et aucune règle précise ne peut être donnée pour définir sans hésitation le type et le degré d'épuration à choisir.

Quelques indications peuvent cependant être données sur les avantages et inconvénients des diverses filières d'épuration.

En ce qui concerne la mer, ceux-ci s'analysent surtout en fonction des différentes catégories de polluants contenues dans les rejets et de leur plus ou moins grande nocivité pour le milieu.

Les polluants, notamment ceux contenus dans les eaux usées urbaines, peuvent se classer, suivant leur mode d'action, en quatre grandes catégories :

1 - Les matières en suspension

Elles sont reconnues être très nuisibles pour le milieu marin et d'autant plus qu'elles sont plus fines. Les matières en suspension sont en particulier la plus nuisible des catégories de polluants contenues dans les effluents de type urbain et cela pour les raisons suivantes :

.../

- . Les matières en suspension réduisent la pénétration de la lumière solaire dans l'eau. Ceci est particulièrement nocif dans les zones où une bonne limpidité du milieu permet à certaines espèces végétales de former de véritables "prairies sous-marines", comme par exemple les herbiers à zostères ou à posidonies en mer Méditerranée. La turbidité due aux matières en suspension fait remonter la limite inférieure de ces herbiers.
- . Les matières en suspension peuvent provoquer le colmatage des zones de frayère ; elles compromettent ainsi la reproduction de nombreuses espèces et peuvent, dans les cas extrêmes, entraîner la disparition des poissons et des animaux filtreurs qui sont sensibles au phénomène de colmatage des branchies.
- . Les matières en suspension servent de support à un grand nombre de polluants qui s'y adsorbent. C'est notamment le cas des bactéries et des virus qui sont véhiculés sur les particules fines, ce qui entrave l'action des phénomènes d'auto-épuration normaux du milieu.
- . La fraction décantable des matières en suspension s'accumule par sédimentation sur les fonds marins provoquant, surtout dans les zones à faible renouvellement d'eau, une asphyxie du milieu benthique. En outre les polluants sédimentés, remis en suspension par les fortes agitations peuvent affecter la qualité d'une zone sensible.

2 - Les matières organiques

Dans la mesure où elles sont pratiquement toutes biodégradables, ce qui est le cas dans les effluents urbains, elles sont bien acceptées par le milieu marin auquel elles apportent la nourriture nécessaire aux organismes vivants et compensent ainsi, dans une certaine mesure, les prélèvements opérés par la pêche.

Elles ne risquent de présenter un aspect néfaste que si l'une ou l'autre des conditions particulières suivantes sont réunies :

- teneur ou renouvellement de l'oxygène dissous insuffisants pour assurer la biodégradation.
- stagnation et mauvais renouvellement des eaux.

Ces deux situations se rencontrent, soit dans des baies côtières très fermées où les courants ne pénètrent pas et où il sera contre-indiqué de placer un rejet, soit en dessous d'une discontinuité de densité du type "thermocline", phénomène courant en Méditerranée en saison estivale.

Dans ces deux cas la biodégradation organique est entravée par un renouvellement d'oxygène insuffisant donnant lieu à des réductions de composés oxygénés (sulfates, nitrates, phosphates) et les conditions d'un déséquilibre dystrophique du milieu végétal sont réunies (eutrophisation).

C'est la raison pour laquelle lorsqu'un mauvais renouvellement des eaux en profondeur est à craindre, situation fréquente en été dans les mers sans marées, il est déconseillé de rejeter à une profondeur entraînant une capture du panache d'effluents sous la thermocline. On reviendra sur ce point important dans la suite de cette étude.

.../

3 - Les substances toxiques

D'origine minérale ou organique et fréquemment non dégradables, elles conservent dans le temps leurs propriétés toxiques. De nombreux métaux lourds sont dans ce cas. Les effluents urbains contiennent peu de telles substances. Lorsque les effluents industriels en refferment suffisamment pour créer dans le milieu un risque inacceptable, l'élimination ou un abattement suffisant de la concentration des toxiques avant rejet ne peuvent incomber à une station d'épuration traitant essentiellement des eaux urbaines. Cette opération relève d'un traitement préliminaire dans l'enceinte, par les soins et sous la responsabilité de l'établissement industriel producteur, par un procédé spécifique à la nature des toxiques à éliminer.

4 --Les micro-organismes pathogènes

Leur trop grande variété et l'extrême difficulté de l'opération interdisent leur recherche et leur dénombrement systématiques dans tout effluent. Véhiculés le plus souvent par voie digestive, on admet que la probabilité de leur présence et, dans une certaine mesure, celle de leur concentration dans un effluent sont liées à la présence et à l'importance de rejets organiques abondants et spécifiquement d'origine humaine, dont on a choisi comme témoins facilement détectables et dénombrables, les bactéries coliformes intestinales. Il ne faut cependant pas oublier que celles-ci ne sont pas des organismes pathogènes mais seulement des indicateurs de probabilité de présence de ceux-ci et que leur lien quantitatif avec les pathogènes sur lequel on se fonde est extrêmement aléatoire.

Le dénombrement des germes tests de contamination fécale mesure l'importance de la population humaine desservie, c'est tout. Mais, dans la réglementation internationale, on n'a pas trouvé de meilleur indicateur de pollution microbienne éventuellement dangereuse que les 3 familles de bactéries-tests de contamination fécale.

I.2.4 Quelle épuration avant rejet en mer ?

Ceci étant, et mis à part le cas des toxiques rémanents, qui constituent une source de pollution exceptionnelle, justiciable de traitements spécifiques et d'une réglementation particulière dans le cadre des industries polluantes, comment peut-on classer les niveaux respectifs de nuisance des 3 autres catégories de polluants vis à vis du milieu marin ?

La grande différence avec le milieu récepteur terrestre (rivières, lacs) réside dans la grande tolérance, voire une certaine forme d'appétit, de la mer pour la matière organique avec la conséquence qui en découle : le faible intérêt d'une épuration de type biologique dont la performance spécifique essentielle est l'élimination de la matière organique.

Pour les raisons indiquées ci-dessus, les matières en suspension sont l'ennemi n° 1 du milieu marin. C'est pourquoi certaines réglementations nationales interdisent tout rejet sans élimination préalable partielle des matières en suspension. En France, par exemple, après traitement préliminaire (dégrillage, dessablage, déshuilage) l'élimination avant rejet de 90% des matières en suspension décantables est obligatoire, (soit environ 50 à 60% d'élimination des matières en suspension totales (MEST) pour un effluent urbain).

.../

Cette réglementation est inspirée du fait qu'une telle performance est dans les possibilités du procédé physique de décantation gravitaire simple. Si l'on veut aller plus loin, jusqu'à 90% des MEST, il faut recourir à un procédé physico-chimique avec coagulation-floculation des matières colloïdales par divers adjuvants de floculation (chaux, chlorure ferrique, sulfate d'alumine, polyélectrolytes).

Bien entendu les procédés biologiques (lits bactériens, disques biologiques, boues activées, filtres bactériens) obtiennent des résultats au moins aussi bons sur les MES mais ne s'imposent que si une élimination poussée des matières organiques est indispensable, exigence exceptionnelle avant rejet en mer. Par contre ces procédés biologiques présentent des points faibles :

- déséquilibre de la chaîne de traitement très long à amortir lors de brusques variations de charge et de débit à l'entrée de la station.
- abaissement des performances lorsque la septicité des effluents est importante.

Le premier de ces inconvénients est particulièrement ressenti dans les stations des agglomérations littorales à caractère touristique où les afflux et reflux de population sont brutaux en fin de semaine et en début et fin de période de vacances.

Le second est un fréquent handicap des climats chauds et des longues durées de transit dans les réseaux de collecte.

L'objet de la présente notice étant l'étude du rejet en mer et non pas ce qui se passe en amont, nous ne nous étendrons pas davantage sur le traitement de l'effluent.

Mais, comme la composition finale de celui-ci dépend de ce traitement et a des répercussions importantes sur les conditions de son rejet, il était nécessaire de rappeler quelques aspects spécifiques du problème de l'épuration avant rejet en mer.

Il faut en retenir que, dans les situations locales normales, le milieu marin est moins exigeant que le système hydraulique terrestre, que les matières en suspension sont son principal ennemi et qu'en conséquence le traitement physique de décantation simple qui arrête les matières décantables est toujours souhaitable et souvent suffisant. Les matières fines et colloïdales, les plus nocives, ne sont cependant arrêtées que par une décantation physico-chimique avec coagulation-floculation mais, le coût du traitement est alors plus élevé.

1.2.5. Peut-on désinfecter les eaux usées avant rejet en mer ?

A propos des procédés d'épuration nous n'avons pas parlé des micro-organismes. La raison en est que, vis à vis de ceux-ci le pouvoir d'arrêt des différents procédés est équivalent et très faible. L'abattement de concentration recherché entre l'effluent brut et les normes "baignade" ou "conchyliculture" étant dans la gamme 10⁵ - 10⁶, un abattement d'un facteur 10, ordre de grandeur possible dans une station d'épuration, n'apporte qu'une contribution négligeable sur laquelle on ne peut même pas compter absolument.

Or, puisque cette pollution microbienne représente dans la majorité des cas le polluant critique vis à vis des zones sensibles, la première idée qui vient à l'esprit pour simplifier le problème des rejets consiste à détruire les microbes avant envoi de l'effluent dans un émissaire qui pourrait être alors plus court et plus économique, et, cela, d'autant plus que le procédé sur le papier existe, c'est la "désinfection" des eaux usées.

Dans ce domaine il faut bien faire la distinction entre les procédés de désinfection naturels et les procédés chimiques.

Désinfection chimique

Les raisons pour lesquelles il n'est généralement pas souhaitable de recourir à la désinfection chimique sont nombreuses et ressortissent à plusieurs domaines complexes.

Sans pouvoir présenter un exposé complet des inconvénients de la désinfection chimique qui justifierait tout un traité, le jugement défavorable que l'on doit porter sur ces procédés, qui font le plus souvent appel au pouvoir bactéricide d'un oxydant (chlore, brome, ozone), exige cependant un minimum d'explications et de justifications que nous donnons ici.

Nous rappelant ce que nous avons dit plus haut du caractère aléatoire de la représentation de la contamination microbienne par les germes-tests, il faut étendre cette restriction au caractère encore plus aléatoire de la valeur de ces mêmes germes utilisés comme "indicateurs d'efficacité" du traitement de désinfection. Cela tient à ce que le pouvoir destructeur des oxydants chimiques - et c'est le plus souvent le chlore - n'est pas le même sur tous les microbes et que beaucoup de pathogènes, les virus notamment et de nombreuses bactéries, résistent beaucoup mieux que les germes-tests. Ne pouvant dans la pratique mesurer l'efficacité de la désinfection que sur ces derniers, on se contente ainsi d'une apparence de sécurité qui n'assure en réalité absolument aucune sécurité.

D'autres contre-indications s'attachent en outre à ce procédé :

- la présence de composés azotés dans l'effluent notamment l'ammoniacque, entraîne une grande partie du chlore dans la formation de composés comme les chloramines, moins bactéricides que le chlore et, de plus, toxiques pour la faune marine à des concentrations aussi faibles que 0,02 mg/litre.
- le fonctionnement délicat du matériel de désinfection, ses dérèglages fréquents, la nécessité d'une surveillance constante qui n'est pas toujours assurée, ne permettent pas d'accorder une totale confiance à la continuité du fonctionnement, donc de l'efficacité du système. Or, toute interruption dans ce domaine, amène à coup sûr le non respect des normes microbiennes dans les zones à protéger.
- Enfin le coût d'installation et de fonctionnement d'un système de désinfection chimique qui demande une surveillance permanente et très attentive est important et, dans bien des cas, dissuasif.

Au total, les inconvénients de ce type de traitement dont l'efficacité sur les germes dangereux n'est ni garantie, ni pratiquement contrôlable, l'emportent sur ses avantages qu'il ne procurerait d'ailleurs valablement que si c'était avec l'assurance de continuité, ce qui n'est pas le cas.

Désinfection par les procédés naturels

Cependant, si la crédibilité de la désinfection chimique est insuffisante, un procédé naturel, du type lagunage, faisant appel à l'énergie solaire, est beaucoup plus efficace, du fait que son action est relativement homogène sur toutes les espèces de germes et assurée de la continuité. Qu'il s'agisse du lagunage complet qui traite

.../

l'effluent brut et assure la décantation des MES, la bio-dégradation de la matière oxydable et la désinfection microbienne, ou de cette dernière, seulement dans un lagunage tertiaire en aval d'un traitement classique, le procédé, économique et sûr, est à recommander chaque fois qu'il est techniquement possible. Les conditions pour cela sont essentiellement :

- disposer d'une surface plane et assez imperméable, de 1 à 2 hectares par millier d'habitants desservis assurant une durée de séjour de l'effluent de 6 semaines à 3 mois.
- jouir d'un climat assez chaud et ensoleillé.

Ces deux conditions étant assez facilement réunies en bien des régions du pourtour de la Méditerranée, le procédé de lagunage pour le traitement complet ou partiel des eaux usées est à considérer partout où la situation locale s'y prête.

Son grand avantage est de délivrer un effluent bien décontaminé et peu nuisant qu'il est donc possible de rejeter à faible distance des zones à protéger, permettant ainsi d'économiser une grande partie de la dépense d'un émissaire classique.

On obtient en effet facilement à la sortie d'un lagunage un effluent respectant la norme microbienne des eaux de baignade aux environs de 10^2 à 10^3 coliformes totaux par 100 millilitres.

Il n'est cependant pas possible de recourir à la désinfection par lagunage dans tous les cas. Le site peut pour diverses raisons, ne pas s'y prêter, la place faire défaut, surtout pour les agglomérations importantes. Dans ce cas, un abattement de concentration d'un facteur de l'ordre de 10^4 à 10^5 doit être obtenu par un autre moyen sur la charge microbienne entre la sortie d'une station d'épuration et l'arrivée de l'effluent sur une zone de baignade. S'il s'agit d'une zone conchylicole ce facteur monte à 10^6 .

Pour les raisons indiquées ci-dessus, il est très rarement recommandable d'obtenir le résultat par une désinfection chimique et toujours préférable de le rechercher par dilution dont on est sûr qu'elle s'applique uniformément à toutes les espèces de germes. La solution est alors d'effectuer le rejet à une distance des zones sensibles qui assure une dilution hydraulique suffisante en même temps qu'une durée de parcours qui, pour les germes, ajoute à la dilution, une décroissance propre grâce au pouvoir auto-épurateur propre au milieu.

Le rejet par émissaire sous-marin de longueur appropriée est alors le moyen de mettre en oeuvre ces deux effets dont le second est comme le premier équivalent à une dilution, le facteur d'abattement final étant le produit des deux.

C'est à la manière de calculer les caractéristiques des émissaires que sont consacrés les chapitres suivants.

Chapitre 1 QUELQUES IDEES DIRECTRICES

En prolongeant un réseau d'assainissement par un émissaire en mer on éloigne géographiquement des zones fréquentées le déversement des eaux usées. Mais, en même temps, on met à profit des mécanismes hydrodynamiques qui favorisent la dispersion des effluents. Le problème est d'abord la maîtrise de ces mécanismes et, essentiellement, des circulations des masses d'eau marines.

Malheureusement l'eau de mer est en perpétuelle recherche d'un équilibre qu'elle n'atteint jamais parce qu'elle est sans cesse sollicitée à travers les interactions eau-atmosphère. L'océanographie est ainsi le reflet de la météorologie et seules des mesures sur une longue période couvrant l'essentiel des situations météorologiques possibles peuvent apporter les données nécessaires.

De même l'étude doit porter sur une étendue marine assez vaste afin d'obtenir une vue d'ensemble sur les possibilités d'implantation du rejet projeté. Il ne faut surtout pas, même si des considérations extérieures au milieu marin y incitent, se fixer a priori un point de rejet et organiser les mesures in situ uniquement en fonction de ce choix.

Le tracé de l'émissaire doit résulter de l'étude du milieu marin et non l'inverse.

Compte tenu des vitesses moyennes de courant le plus souvent rencontrées en mer et de l'échelle de temps caractéristique de la disparition des bactéries, l'ordre de grandeur de l'aire marine à prospecter est de 10 à 20 km² et celui du temps de suivi du devenir d'un effluent de 3 à 10 heures.

Jusqu'à preuve du contraire, le milieu marin doit d'abord être imaginé comme formé d'une série de couches liquides horizontales homogènes mais verticalement indépendantes parce que de densités différentes. Etudes et mesures doivent être orientées en conséquence dans les zones assez profondes où une thermocline peut se manifester, ou à proximité de l'embouchure des fleuves.

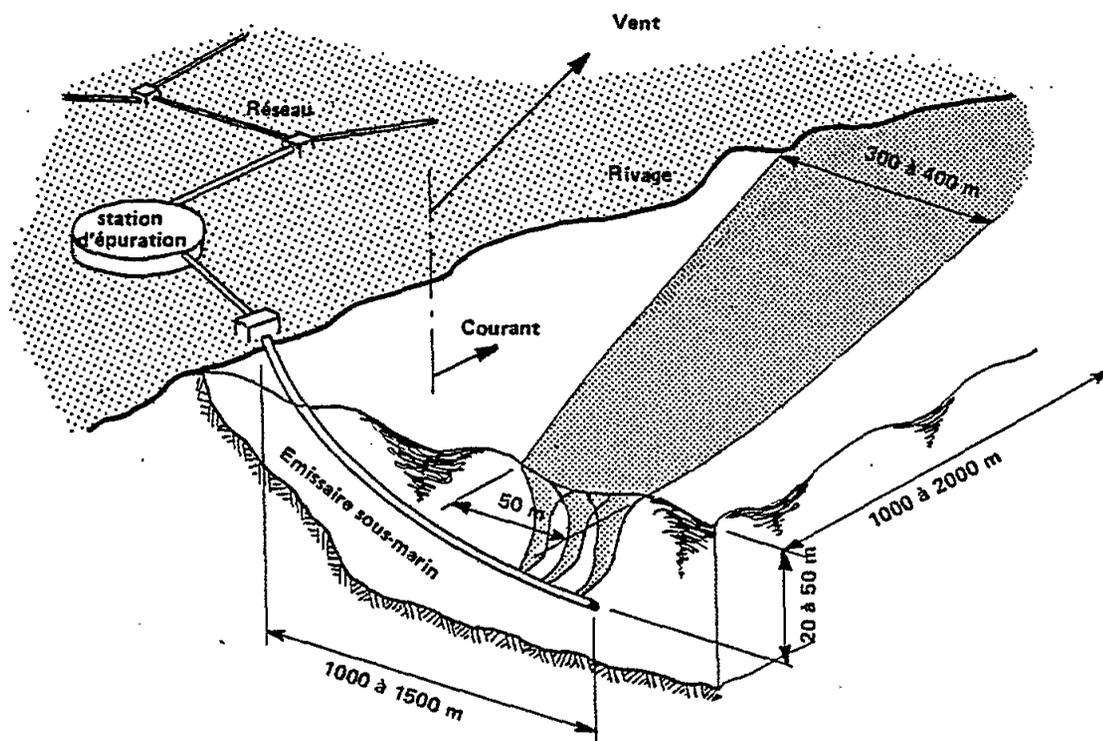


Figure 1 - Propagation schématique d'un rejet en mer.

GÉNÉRALITÉS SUR LES MESURES EN MER

A cause de la complexité des mouvements océaniques, accrue au voisinage des côtes par la butée sur le rivage, les faibles profondeurs et les frottements qui en découlent, les données nécessaires ne seront pratiquement jamais disponibles et il faudra toujours les acquérir par des mesures spécifiques en mer. Mais la mer est un milieu agressif et mouvant : le travail y est difficile, les pertes ou les détériorations de matériel de mesure sont fréquentes. Il faut donc y consacrer des moyens financiers en rapport avec les difficultés rencontrées et l'intérêt des données à acquérir. De même les délais nécessaires sont importants : largement plus d'une année entre la décision d'effectuer l'étude et la disposition des résultats traités en vue de la prise de décision. Il faut en effet obligatoirement couvrir par les mesures in situ les périodes critiques pour l'effet des rejets : notamment, et presque toujours, la saison estivale. Il faut aussi prévoir des lacunes d'enregistrement dues aux pannes inévitables sur des enregistreurs immergés dans l'eau de mer, et tenir compte de la variabilité des phénomènes à mesurer.

La durée raisonnable de la phase d'opération en mer d'une campagne de mesures se situe entre 3 et 6 mois selon l'importance du projet, la nature des zones sensibles à protéger de la pollution et le caractère plus ou moins tourmenté de la topographie. Il faut couvrir la période estivale, parce que les pollutions les plus critiques apparaissent généralement quand les eaux sont calmes, les débits de rejet accrus par la fréquentation touristique, la température des eaux favorable aux croissances biologiques de tous ordres, et surtout parce que la qualité de l'eau des zones de baignade est à surveiller essentiellement pendant la saison balnéaire*. Dans les secteurs conchylicoles, il y aura lieu d'étudier aussi les risques de pollution pendant les périodes de récolte intensive.

Les mesures doivent couvrir une période suffisamment longue pour observer tous les vents de directions et d'intensités dominantes ainsi que pour augmenter la probabilité d'observer des phénomènes accidentels importants tels que les basculéments de thermocline, ondes internes, etc.

Lorsque l'on se contente, comme le désir d'économie ou l'urgence y poussent souvent, d'une durée de campagne insuffisante, on court des risques sérieux de conclure sur des données incomplètes.

L'étendue marine à explorer ne peut l'être seulement par des mesures ponctuelles discontinues, même suffisamment nombreuses. La seule stratégie valable consiste à combiner des mesures continues au moyen d'appareils enregistreurs fixes avec, sous l'angle de la courantologie, un certain nombre de relevés de trajectoires suivies par traceur coloré ou, mieux, par un ensemble de flotteurs à drogues. Cette dernière méthode est intéressante, peu onéreuse et actuellement la meilleure. Dans l'avenir, cependant, de nouvelles techniques de mesure aéroportées ou faisant appel aux satellites pourront fournir d'autres solutions.

L'eau de mer n'est jamais homogène et des écarts de densité, même faibles apparemment, jouent un rôle fondamental. Sur le nombre qui mesure cette densité la cinquième décimale a son importance**. A titre d'exemple une variation de température de 1 degré centigrade modifie la densité de l'eau de mer de 0,00025, c'est-à-dire de 250 g/m³. Un aussi faible écart est pourtant suffisant pour assurer une flottabilité des couches les unes sur les autres et pour interdire pratiquement les échanges verticaux. L'effet de la salinité est encore plus sensible.

Cette stratification densimétrique des eaux a deux conséquences :

- L'absolue nécessité de mesures pour la connaître.
- L'obligation de mesurer les courants à différentes profondeurs et de toujours mettre en oeuvre à cet effet plusieurs courantographes enregistreurs sur une verticale. La mesure des densités se déduit de la double mesure de la température et de la salinité, paramètres fondamentaux de toute l'océanographie. Tous les courantographes doivent être équipés des capteurs correspondants, et, comme les modèles existants le sont systématiquement, il faut se garder de ne relever que l'enregistrement des températures ce qui ne conduit qu'à une économie négligeable, jamais justifiée et dévalorise complètement l'observation.

On peut aussi mettre en oeuvre des chaînes de température et de conductivité (appareil enregistreur muni d'un câble équipé à la demande de 5 ou 11 capteurs échelonnés).

* Attention, cette condition implique que les consultations et leur dépouillement soient effectués à une époque calendaire permettant le commencement de la campagne de mesures avant le début de la saison estivale.

** Voir Annexe E.

La diffusion due à la turbulence de l'écoulement des eaux marines dépend essentiellement du cisaillement horizontal entre couches liquides animées de vitesses différentes. L'intensité de ce cisaillement est liée aux frottements, donc au vent et à la rugosité du fond. Les paramètres qui mesurent la diffusion ne sont pas des constantes physiques, ils varient dans l'espace et dans le temps. Aussi les mesures correspondantes doivent-elles être répétées. Seul un protocole expérimental très strict permettra une interprétation correcte de telles mesures. Ce type de mesures peut se faire avec un traceur coloré, mais plus utilement encore avec un groupe de flotteurs à drogues.

La détermination expérimentale de la diffusion turbulente verticale est un problème difficile et non résolu de manière satisfaisante. Des calculs sophistiqués de simulation de la turbulence constituent le meilleur moyen d'approche.

Les mesures in situ de la loi de disparition des bactéries en mer sont possibles mais complexes, onéreuses et, malgré cela, généralement peu fiables si elles ne sont pas faites par des spécialistes confirmés disposant de moyens importants. Les causes d'imprécision, la variabilité des phénomènes sont telles que seules des séries statistiques, de l'ordre de la centaine d'échantillons, et souvent beaucoup plus, peuvent donner un résultat valable. Il est donc le plus souvent préférable de renoncer à toute mesure locale et d'utiliser les valeurs publiées du paramètre Tg_0 d'autant plus que celles-ci varient peu d'un point à un autre du globe.

Une bonne efficacité des mesures en mer suppose une préparation minutieuse de chaque campagne, la mise en oeuvre d'un matériel soigneusement vérifié et étalonné. Un programme minuté des opérations doit être établi à l'avance en tenant compte des difficultés du travail en mer et des temps de manoeuvre. En outre, on optimisera la campagne en multipliant les mesures.

Quelques erreurs grossières, mais parfois commises, sont à éviter telles que :

- . Mesurer la température de l'eau de mer à diverses profondeurs en la remontant par pompage sur le bateau d'intervention. Un relevé, effectué dans ces conditions, d'un profil vertical de température pour lequel on recherche la précision du dixième de degré est absolument sans valeur.
- . Mesurer la vitesse superficielle d'un courant dû au vent avec un courantographe immergé à une profondeur de l'ordre de -2 mètres. La vitesse vraiment superficielle est souvent de 2 à 10 fois supérieure à celle mesurée à ce niveau.
- . Mesurer la diffusion turbulente en sillonnant la tache colorée avec le bateau de mesure qui perturbe l'évolution de la tache. Cet inconvénient handicape notamment le mode expérimental faisant appel à un traceur radioactif qui nécessite des prélèvements dans la tache.
- . Utiliser des moyens de télédétection sans un contrôle simultané en mer de tous les paramètres mesurés et sans tenir compte du degré de pénétration dans l'eau de mer des rayonnements exploités.
- . Rechercher la loi de dilution d'un rejet en l'assimilant à celle d'un petit débit expérimental marqué par traceur, assimilation totalement illégitime puisque cette loi dépend fondamentalement du débit, ce qui supposerait de faire la mesure sur un milieu respectant toutes les lois de similitude à la base de la technique des modèles réduits.
- . Rattacher une configuration de courants à une situation météorologique sans tenir compte de la grande inertie de réponse des courants après établissement d'un régime de vent.
- . Procéder à une mesure de coefficient de diffusion par traceur coloré impliquant une tache ponctuelle à l'origine sans que celle-ci le soit réellement du fait du processus opératoire.

1.2

ÉTUDES D'ENVIRONNEMENT

L'ingénieur à qui la réglementation impose le souci de protéger l'environnement ne doit pas se limiter à l'impact direct sur l'homme mais doit prendre en compte l'effet très important des rejets sur la vie contenue dans le milieu marin.

On pourra se limiter en premier lieu aux effets sur la flore qui tapisse les fonds marins et la faune qui vit sur ces fonds ou enfouie à faible profondeur dans le sable ou la vase. Le caractère sédentaire de l'épiflore (algues fixées sur le sol) et du macrobenthos (organismes de taille supérieure à 1 mm vivant sur les fonds) en fait des témoins précis de l'état du milieu. Ils «intègrent» ou «moyennent» la variabilité des conditions locales de vie, les qualités physico-chimiques des eaux et des sédiments.

ÉTUDES DE DILUTION ET PROJET D'UN ÉMISSAIRE

L'étude du milieu marin préalable à l'installation d'un émissaire consiste à calculer à partir des différents points de rejet possibles, et pour différents champs de circulation marine, les dilutions et concentrations résiduelles de l'effluent en tout point de la zone d'influence du rejet. Un point de rejet sera acceptable si les concentrations de polluants qu'il entraîne sont compatibles avec les normes de qualité d'eau à respecter dans les zones sensibles à protéger (zones de baignade, zones conchylicoles, etc.):

La méthode consistera généralement à appliquer successivement ce calcul à plusieurs points de rejet dans l'ordre décroissant des avantages généraux qu'ils présentent (économie, facilité, proximité de la station d'épuration existante ou projetée) et l'on s'arrêtera dans cette recherche au premier point satisfaisant la condition d'acceptabilité ci-dessus.

Un tel calcul des dilutions et des concentrations résiduelles d'un effluent n'est abordable, dans certaines phases de la dispersion, avec la meilleure approximation possible, qu'au moyen de modèles mathématiques complexes mais encore imparfaits. Néanmoins, l'application des méthodes simplifiées décrites dans le chapitre 3 permet d'approcher suffisamment la solution dans les cas courants, à condition de bien comprendre les mécanismes hydrauliques en jeu et la limite de la validité des formules due aux hypothèses simplificatrices.

1 Les phases du parcours de l'effluent

Les concentrations finales de polluant que l'on veut obtenir en tout point du périmètre d'influence du rejet découlent immédiatement de la combinaison des dilutions partielles calculées au cours de chacune des phases que l'on distingue dans le transfert de l'effluent. Ces phases sont le plus souvent au nombre de trois :

- (1) Phase de remontée vers la surface à partir du point de rejet sur le fond.
- (2) Phase de transport horizontal par les courants à partir du niveau atteint dans la phase précédente.

La dispersion des polluants conservatifs résulte uniquement de ces deux phases.

- (3) Pour les polluants non conservatifs (détergents ou autres matières biodégradables, bactéries...), la loi de décroissance en fonction du temps permet de calculer un facteur d'abattement équivalent à une dilution.

La dilution globale est le produit des trois dilutions partielles. Des indications plus précises sur ces calculs sont données ci-après aux chapitres 2 et 3.

Il n'est cependant pas inutile de fixer ici quelques ordres de grandeur qui permettront de situer l'importance relative des phases ci-dessus définies dans la contribution que chacune apporte à la dilution globale.

En effet, le calcul s'établissant de façon différente pour chaque phase, et la précision étant obtenue au prix d'un niveau de sophistication dans les modèles également très différent, il est important de prendre conscience du plus ou moins grand intérêt de la précision des résultats suivant que la phase de dilution joue un rôle plus ou moins important au final.

Le tableau ci-après donne une idée de l'importance relative de chaque phase pour l'abattement de la concentration en germes tests (paramètre de pollution presque toujours critique dans le cas des effluents urbains).

Teneur en coliformes totaux dans 100 ml d'un effluent urbain			10^8
Norme guide* européenne pour la qualité «eau de baignade» exprimée en coliformes totaux dans 100 ml d'eau			5.10^2 *
Dilution globale nécessaire			2.10^5
Abattement (équivalent à dilution) par traitement biologique ou physico-chimique sans désinfection			1 à 20
Première phase Panache ascensionnel	Dilution par diffusion turbulente	sans diffuseur avec diffuseur	2 à 100^{**} 10 à 1000^{**}
Deuxième phase Transport horizontal sur 1000 m	Dilution par diffusion verticale et horizontale		5 à 20^{***}
Troisième phase Décroissance bactérienne	Dilution équivalente		après 3 h 10 après 6 à 8 h 100 après 10 à 15 h 1000

* Norme réglementaire dans les pays de la Communauté économique européenne (Directive du 8.12.1975) à respecter pour les rejets nouveaux.

** Croît approximativement comme le puissance $3/2$ de la profondeur.

*** Croît avec l'agitation de la surface de la mer.

On voit ainsi que :

- La 1ère phase peut donner une dilution importante si la profondeur est suffisante et l'émissaire pourvu d'un diffuseur efficace. Le calcul de la dilution correspondante est simple et sa précision est bonne.
- La dilution équivalente procurée par la 3e phase croît avec le temps un peu moins vite que suivant une loi exponentielle. Pour un émissaire de caractéristiques courantes elle peut être de l'ordre de grandeur de 100. Le calcul est très simple à partir de la valeur adoptée pour T_{90} et la précision est fonction de l'exactitude de cette valeur que l'on ne mesure normalement pas sur place.
- Comparée aux dilutions obtenues au cours des phases 1 et 3 dont le produit est couramment de l'ordre de 10^4 , la contribution de la phase 2 est toujours faible. Or, c'est précisément celle pour laquelle le calcul est difficile et de toute façon très imprécis. Il sera donc souvent acceptable d'éluider le calcul et d'adopter a priori une valeur moyenne prudente sur laquelle une erreur même importante aura peu d'influence sur le résultat final.

Mais il faut bien savoir que, si l'on veut absolument rechercher dans un cas déterminé une valeur plus précise de ce coefficient de dilution, le problème ne peut être abordé que par une approche faisant appel à des méthodes mathématiques sophistiquées (voir chapitre 3) et absolument pas par des mesures physiques du type simulation par traceurs.

L'erreur grave que l'on a vu commettre est de consacrer à une telle simulation qui coûte cher une partie importante de l'enveloppe financière de l'étude pour aboutir à un résultat totalement dépourvu de sens dans la mesure où la dilution mesurée sur un petit rejet marqué expérimental ne peut être ni appliquée telle quelle, ni extrapolée par un calcul, au rejet beaucoup plus important que l'on projette. Cette impossibilité de principe tient à l'absence de loi de similitude reliant la dilution par diffusion turbulente au débit.

Dans un autre ordre d'idées, la solution tentante de réduire la concentration bactérienne par désinfection chimique après épuration est presque toujours à déconseiller pour un ensemble de raisons évoquées dans l'introduction.

1.3.2 Que mesure-t-on sur le site et pourquoi ?

On pourrait conclure de ce qui précède que la recherche des concentrations résultantes d'un rejet dans son périmètre d'influence fait très peu appel à des mesures sur le site.

En effet :

- hormis le cas de blocage par une stratification, la dilution dans le panache ascendant ne dépend que de la profondeur, et des caractéristiques de l'émissaire et de l'effluent ;
- la décroissance bactérienne sera le plus souvent calculée à partir d'une valeur classique T_{90} adoptée a priori ;
- enfin, on a vu que la phase de convection horizontale, d'une part échappait à toute mesure directe in situ, d'autre part ne justifiait pas toujours le recours aux modèles sophistiqués en raison de leur valeur incertaine et de la faible dilution généralement procurée par cette phase du transport.

Néanmoins une étude d'implantation d'émissaire fait obligatoirement appel à des mesures en mer pour les raisons et avec les objectifs ci-après définis qui diffèrent assez largement suivant qu'il s'agit d'une mer à marées ou de la Méditerranée. Le cas de celle-ci est présenté ci-après par comparaison et différence avec celui des mers à marées.

1.3.2.1 Cas de mers à marées

Dans ce type de milieu récepteur, le phénomène marée domine largement le tableau.

L'étude in situ de la direction et de la vitesse des courants aux différentes phases des marées et pour divers coefficients de celles-ci constitue la base des données nécessaires au choix des conditions de rejet.

L'établissement de cette carte de courants par les moyens classiques (courantographes enregistreurs, traceurs colorés et flotteurs) constituera l'essentiel de la campagne sur le site. Celle-ci incorporera logiquement, par les mêmes moyens, une ou plusieurs déterminations (par situations météo différentes) du coefficient de diffusion horizontale transversale K_y . La mesure sur le site des coefficients de diffusion fait appel à plusieurs procédés possibles : traceurs colorés, radioactifs, flotteurs à drogues, nécessitant en outre la prise de vues aériennes. Il ne faut cependant pas oublier, lorsque l'on a recours à ce type de mesure, que ces coefficients n'ont pas une valeur absolue en un point donné et qu'ils varient considérablement en fonction des conditions météorologiques et de l'état de la mer. Il y a donc intérêt à faire la mesure dans la situation locale déterminée par ailleurs comme étant celle de nature à constituer le cas le plus défavorable du point de vue de la dispersion des polluants.

Plus délicate, et pourtant utile si l'on peut l'atteindre, est la détermination de la «dérive», déplacement des molécules d'eau résultant de plusieurs cycles de marée. Elle fournira des indications intéressantes sur le cheminement à long terme de certains polluants conservatifs dont la nocivité survit à une très forte dilution.

Les éléments ainsi déterminés sur les circulations marines serviront à repérer les conditions de courant les plus défavorables sous l'angle des risques de pollution des zones sensibles. Ce «cas défavorable» fournira le temps de parcours à introduire dans le calcul de la décroissance des germes tests.

Le relevé des profils verticaux de température et de salinité, qui trouvera facilement place dans la campagne de mesures, peut donner des indications utiles à l'occasion mais surtout dans les cas où il sera possible d'envisager un émissaire assez profond.

2.2 Cas des mers sans marée (Méditerranée)

Les différences avec le cas précédent tiennent essentiellement aux circonstances suivantes :

- a. L'absence de courants de marées met principalement les circulations marines sous l'influence du vent.

Les courants seront beaucoup moins réguliers que ceux auxquels les marées confèrent un caractère périodique. En outre, engendrés à l'interface eau-atmosphère, ils n'entraîneront les masses profondes que par effet combiné de la viscosité et de la turbulence, donc de façon retardée et irrégulière, donnant naissance à de forts gradients verticaux en vitesse et direction. La représentation des courants se présentera moins sous la forme d'une carte générale que comme une série de configurations correspondant à celles des vents.

- b. L'ensoleillement estival puissant, de rythme nyctéméral, engendre un échauffement intermittent, décroissant avec la profondeur, qui se traduit par un gradient thermique vertical à décrochements plus ou moins marqués, phénomène baptisé «thermocline».

Celui-ci étant susceptible de piéger à des niveaux intermédiaires le panache d'effluents lorsque le rejet se fait à plus d'une vingtaine de mètres de profondeur, le relevé en mer des configurations de courants à différentes profondeurs sur la verticale devra s'accompagner en saison estivale de nombreux profils verticaux de température qui permettront de tracer l'histoire des thermoclines en fonction des situations météorologiques.

La campagne de relevés fournira ainsi tous les éléments nécessaires à la caractérisation du cas le plus défavorable vis-à-vis du risque de pollution des zones sensibles les plus menacées. Ce cas pourra être soit celui d'un courant rapide de rabattement, soit celui du très grand calme, défavorable à la diffusion turbulente, soit celui d'une période de piégeage par la thermocline suivie de l'effacement de celle-ci par un fort vent de terre puis d'un rabattement vers les zones sensibles.

Voilà donc l'esprit et les lignes directrices des campagnes de mesures en mer nécessaires au choix d'un point de rejet et des caractéristiques de l'émissaire dès qu'il s'agit d'un débit d'effluent de quelque importance.

- Bien entendu, les recherches seront d'autant plus approfondies que le rejet projeté sera plus important.

Pour des rejets très modestes, il sera même parfois acceptable de se contenter des indications approchées fournies par des études globales couvrant un linéaire côtier important du type "schéma d'amélioration des eaux littorales" dont le principe est exposé à l'Annexe G ci-après.

1.4 COÛT D'UNE CAMPAGNE DE MESURES EN MER

Il est bien fâcheux de voir si souvent une étude d'implantation d'émissaire manquer en partie ou totalement son but soit parce que, mal conçue, son coût est mal rentabilisé, soit parce qu'on n'a pas consenti une dépense suffisante à cet «accessoire» du projet, ressenti comme tel par le Maître d'Ouvrage c'est-à-dire comme une source de dépense plus ou moins inutile ou une perte de temps regrettable. C'est pourquoi, souvent, tous les moyens sont bons pour limiter les frais, soit en traçant a priori le contour d'une opération très insuffisante, soit en en fixant d'avance, chichement, l'enveloppe financière ne varietur, et, le plus fréquemment, en retenant la proposition de l'organisme qui s'est le plus distingué par une parcimonie annonciatrice de méthodes peu fiables ou par quelques «fioritures» alléchantes qui n'ajoutent rien à la valeur des résultats.

Soyons francs, si la prétendue justification technique d'un projet dont les caractéristiques sont décidées a priori n'est destinée qu'à parfaire réglementairement un dossier soumis aux instances consultatives ou d'approbation, celles-ci n'ayant pas toujours la possibilité ou le courage d'exiger des justifications techniques de bon aloi, il vaudrait mieux, dans ce cas, faire honnêtement l'économie d'une étude qui, si elle est mauvaise (et conçue dans cet esprit, elle le sera) est toujours trop chère.

Or, que représente la dépense d'une bonne étude d'implantation d'émissaire vis-à-vis de son absolue nécessité technique d'une part et du coût global de la réalisation d'un projet d'assainissement d'autre part ?

L'étude d'implantation de l'émissaire représente, bien entendu, une dépense variable suivant les sites, mais elle ne varie que faiblement en fonction du débit à rejeter. Elle varie d'environ 0,5% de la dépense totale pour une agglomération de 500.000 habitants, à 3% pour 10.000 habitants, et il ne saurait être trop conseillé aux organes de contrôle technique de recommander, voire d'exiger, de bonnes études.

Il ne peut du reste résulter d'une bonne étude qu'une économie sur la dépense totale généralement supérieure au coût de l'étude et au moins une certaine garantie contre les risques et aléas techniques.

En effet, la mise en place d'un émissaire sous-marin est de toute façon une opération onéreuse et qui comporte des risques. Outre l'aspect essentiel de la protection de l'environnement contre la pollution, principalement concerné par la présente étude, d'autres considérations, d'ordre constructif, seront mises en lumière par l'étude d'implantation. Ainsi la nature et le profil des fonds marins, la place disponible pour le chantier de construction à terre conditionneront le mode de pose et influeront sur le choix du site d'implantation. La protection des ouvrages contre les houles, les risques d'évolution d'un littoral sableux que la mer peut engraisser ou éroder sont autant de problèmes à étudier.

Il y a également lieu de bien faire admettre aux Maîtres d'Ouvrage qu'un émissaire en mer doit toujours faire l'objet d'une surveillance constante et presque toujours, à terme, de travaux confortatifs de sa protection. Si l'on constate malheureusement qu'un grand nombre d'ouvrages sont cassés dans la zone de déferlement des vagues c'est, le plus souvent, par manque d'une bonne étude de protection au départ puis d'entretien de cette protection. Le chapitre 4 ci-après donne quelques indications sur ces questions de génie civil.

Chapitre 2

PROTOCOLE D'ETUDE DU MILIEU MARIN EN VUE D'UN REJET EN MER

Nous venons d'exposer les idées directrices qui expliquent le «pourquoi» de l'étude destinée à fournir les données locales nécessaires à la définition d'un rejet en mer par émissaire.

Il faut maintenant définir le «comment». C'est l'objet du présent chapitre qui l'expose en le limitant volontairement à ce qu'il est suffisant de savoir pour rédiger le protocole des recherches et campagnes de mesures qui définira la mission technique confiée au chargé d'étude désigné.

Ce chapitre est complété par un modèle type de cahier des charges techniques pour une consultation ou un marché d'étude que l'on trouvera à l'Annexe A ci-après.

C'est dans le chapitre 3, intitulé «comportement d'un rejet dans le milieu marin», que seront complétées ces données par les explications techniques et commentaires qui en feront mieux comprendre les tenants et aboutissants, nécessaires à une connaissance plus approfondie du sujet, si elle est souhaitée, et aussi, dans une certaine mesure, à une bonne interprétation des données fournies par l'étude et à leur exploitation efficace en vue des prises de décision sur les caractéristiques du dispositif de rejet.

Cette présentation en deux temps a pour but de séparer, en les rendant plus directement et rapidement utilisables, les données qui s'adressent à deux catégories d'utilisateurs, différemment motivées et peut-être de niveaux techniques différents.

2.1 DONNÉES PRÉLIMINAIRES

Avant de rechercher, par l'étude du site marin concerné, de quelle manière l'effluent que l'on veut rejeter se comportera dans la mer, il faut fixer un certain nombre de données «amont» qui définiront :

- Les caractéristiques de l'effluent : débit, niveau de traitement, composition physico-chimique et microbiologique.
- Les caractères connus du milieu récepteur : géographie, bathymétrie, courants généraux, marées, vents (statistiques météorologiques), usage de la mer, normes de qualité des zones à protéger, nature du fond (éventuellement granulométrie).

Suivant les cas, ces données seront fournies plus ou moins complètement au chargé d'étude ou bien figureront pour tout ou partie parmi les éléments qu'il lui est demandé de rechercher.

Il est à noter que le type et le niveau de l'épuration de l'effluent avant rejet pourront, dans certains cas, (les meilleurs cas, du reste) constituer non pas une donnée mais un résultat de l'étude de la dispersion dans le milieu.

En particulier, dans le cas d'un effluent de type urbain, soumis par exemple à l'obligation réglementaire d'une décantation simple éliminant la majeure partie des matières en suspension décantables, l'étude du milieu pourra montrer la nécessité d'une épuration plus poussée.

Pour éviter les surprises désagréables que l'on observe souvent, il sera toujours très important d'apprécier la nature exacte des charges polluantes de l'effluent. Certaines industries peuvent déverser dans les réseaux des produits toxiques, peu dégradables ou susceptibles de réactions chimiques dans l'eau de mer, tandis que les hôpitaux et abattoirs augmentent les risques de contaminations bactériennes. Qu'il y ait ou non station d'épuration, l'impact de tous ces produits doit être examiné avec soin.

Ensuite, et à partir des données ainsi rassemblées, commencera la campagne de mesures en mer.

IDÉES DIRECTRICES POUR LA CAMPAGNE DE MESURES IN SITU

L'étude in situ devra apporter toutes les données nécessaires à la prévision de la dilution globale des polluants entre le point d'injection dans la mer et les différentes zones sensibles dont l'usage est assorti de normes de qualité d'eau et susceptibles d'être atteintes par la pollution provenant du rejet.

Les étapes de la dispersion de l'effluent définies au chapitre précédent conduisent à l'énumération suivante des éléments à mesurer ou contrôler in situ, nécessaires aux calculs de dilution et à l'établissement de la carte d'état zéro de la pollution :

- a. Température et salinité de la mer avec leurs variations en fonction de la profondeur.
- b. Carte de la topographie des fonds.
- c. Courants superficiels et à faible profondeur en fonction des marées et des vents.
- d. Coefficients de diffusion turbulente.
- e. Courants aux profondeurs de capture possible de l'effluent par la thermocline.
- f. Etat initial de la faune et de la flore benthiques et des catégories sédimentaires (vase, sable, gravier, etc.).

Les mesures a, b, ci-dessus ne présentent pas de difficultés. Les autres font l'objet des exposés qui suivent.

Deux notions dominent l'exécution de ces mesures :

- . La variabilité des circulations marines fortement dépendantes des phénomènes météorologiques.
- . Les aléas du travail à la mer.

En toute rigueur le relevé des données mesurées en mer devrait couvrir le cycle annuel des saisons. A l'objection du coût, on opposera le prix d'un émissaire en mer et d'une station d'épuration et le risque couru si la réalisation s'avère inadaptée.

Dans les conditions climatiques méditerranéennes, la période la plus critique sous l'angle de la pollution coïncide le plus souvent avec la saison estivale. C'est en effet, quand les vents et les courants sont les plus faibles, et quand il y a risque de stratification thermique des eaux que la dispersion des contaminants sera la moins bonne.

Les mesures en mer sont, par ailleurs, difficiles et sujettes à de nombreux incidents. Corrosion, étanchéité des appareils, efforts alternés dus à la houle, détérioration par des usagers de la mer sont autant de causes d'interruption dans les mesures. L'expérience montre ainsi qu'il ne faut pas descendre en dessous de cinq à six mois de campagne, à condition que cette période englobe bien la saison estivale.

Deux types d'intervention sont possibles :

- . Des mesures permanentes avec des appareils à enregistrement continu mais qui donnent des résultats ponctuels ;
- . Des mesures qui explorent une certaine étendue marine, mais qui sont à l'heure actuelle discontinues dans le temps parce qu'elles supposent l'intervention d'opérateurs.

Les deux méthodes doivent être combinées pour avoir, par la première, une base statistique et, par la seconde, une exploration étendue et détaillée du domaine concerné.

Soulignons l'importance d'une parfaite simultanéité des mesures dans un milieu en perpétuelle recherche d'équilibre :

- . Mettre en place un courantographe, en ignorant s'il est immergé au-dessus ou au-dessous d'une stratification, limite la portée des données acquises.
- . Mesurer des températures et non les salinités simultanément consiste à préciser la quatrième décimale de la densité en ignorant tout de la troisième.
- . Evaluer les paramètres de diffusion turbulente au moyen d'un colorant sans mesurer simultanément la répartition verticale des vitesses et sans contrôler la présence ou l'absence de stratification consiste à ignorer les relations qui lient ces grandeurs et interdit toute transposition à d'autres conditions d'écoulement.

2.3 MESURES PAR ENREGISTREMENTS PERMANENTS

Un enregistrement permanent d'un certain nombre de paramètres est aujourd'hui possible grâce aux progrès des matériels électroniques. Sans entrer dans la gamme d'instrumentation de pointe, deux types de matériels répondent au problème : les courantographes et les chaînes de mesure de température et de conductivité (dont on déduit la salinité).

Les courantographes les plus classiques comportent, à la demande, des capteurs complémentaires de mesure de la conductivité et de la pression qu'il faut toujours utiliser. Bien que peu précis, le capteur de pression fournira la chronologie par rapport à la marée et, au minimum, la profondeur exacte d'immersion de l'appareil, ce qui évitera des confusions éventuelles si on met en oeuvre plusieurs appareils.

Un peu moins connues sont les chaînes de mesure de la température et de la conductivité fournies par certains constructeurs. Ces matériels sont constitués d'un câble le long duquel sont réparties six sondes de température et six sondes de conductivité. Le boîtier, analogue à celui d'un courantographe, enregistre à cadence prédéterminée (toutes les 10, 20, 30... mn) le résultat des douze sondes.

Tous ces matériels enregistrent directement les résultats sur une bande magnétique type mini-cassette et permettent ensuite des traitements automatiques des données sur ordinateur (figure 3). Ainsi peut-on obtenir : les lois d'évolution des grandeurs mesurées en fonction du temps, les roses des courants, l'analyse spectrale des composantes de la vitesse due à la marée, la composante de la vitesse dans une direction donnée, etc.

Ces divers appareils sont mis en place en mer le long de câbles tendus verticalement entre un corps mort et un flotteur immergé sous la surface libre (figure 2). Plusieurs appareils peuvent être fixés sur un même câble si nécessaire. Une bouée annexe munie d'un feu signale l'installation aux navigateurs. La mise en place est délicate et doit être confiée à des spécialistes. Le poids du corps mort doit être suffisant pour éviter tout risque d'entraînement, les fixations bien adaptées pour résister aux efforts et à la corrosion. La mise en place et le relevage nécessitent un bateau muni d'un mât de charge ou d'un portique, la masse à manipuler pouvant atteindre quelques centaines de kilogrammes.

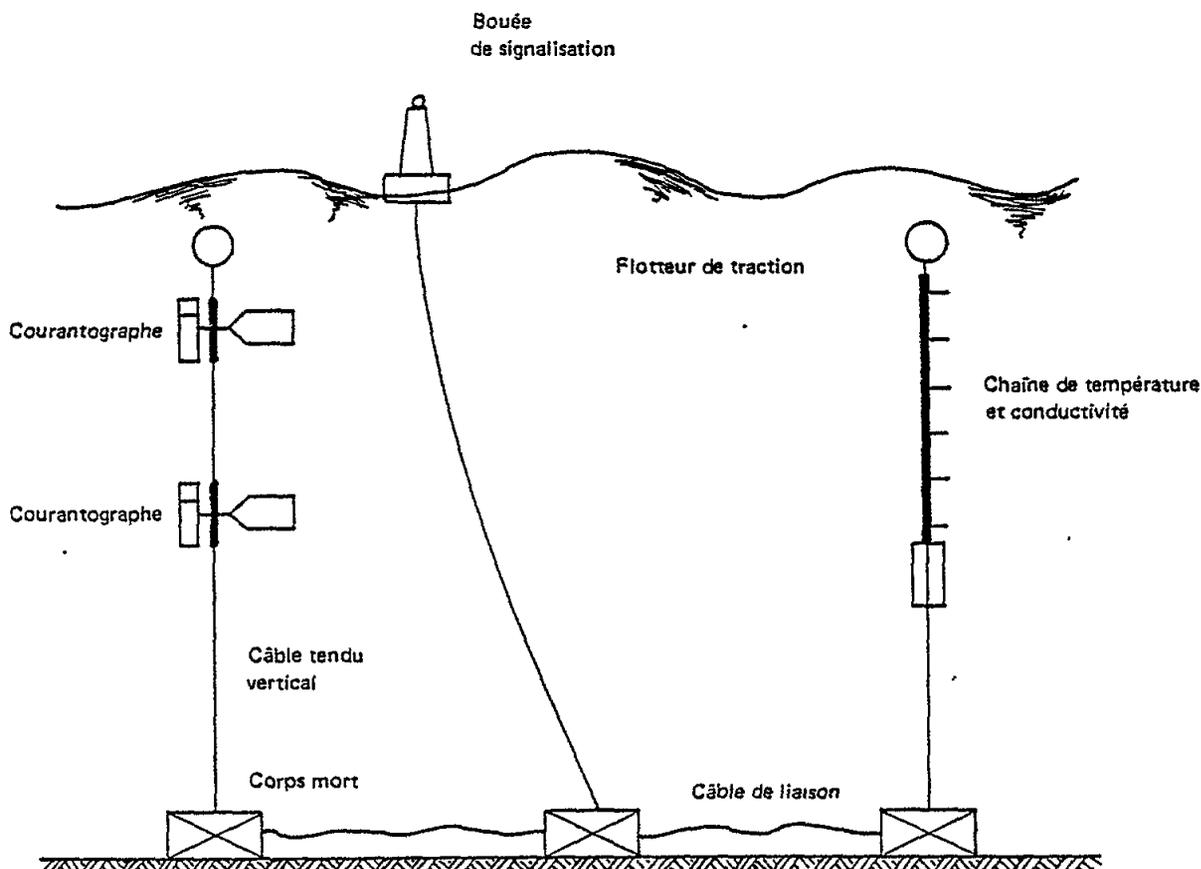
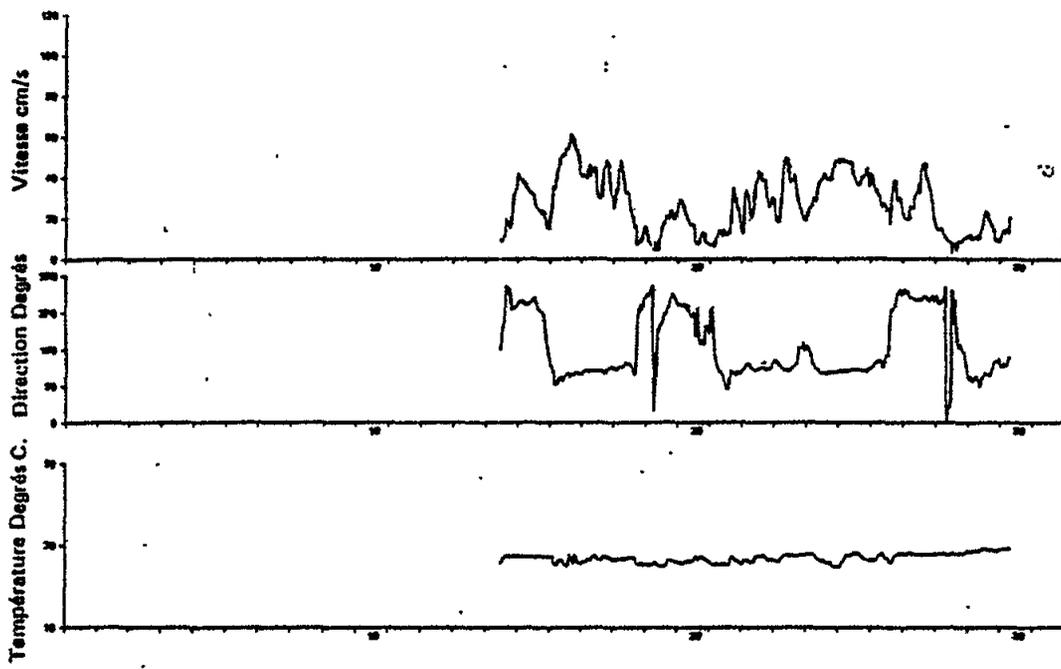
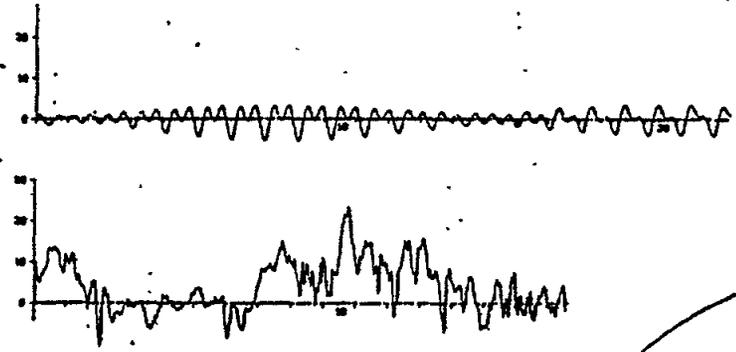


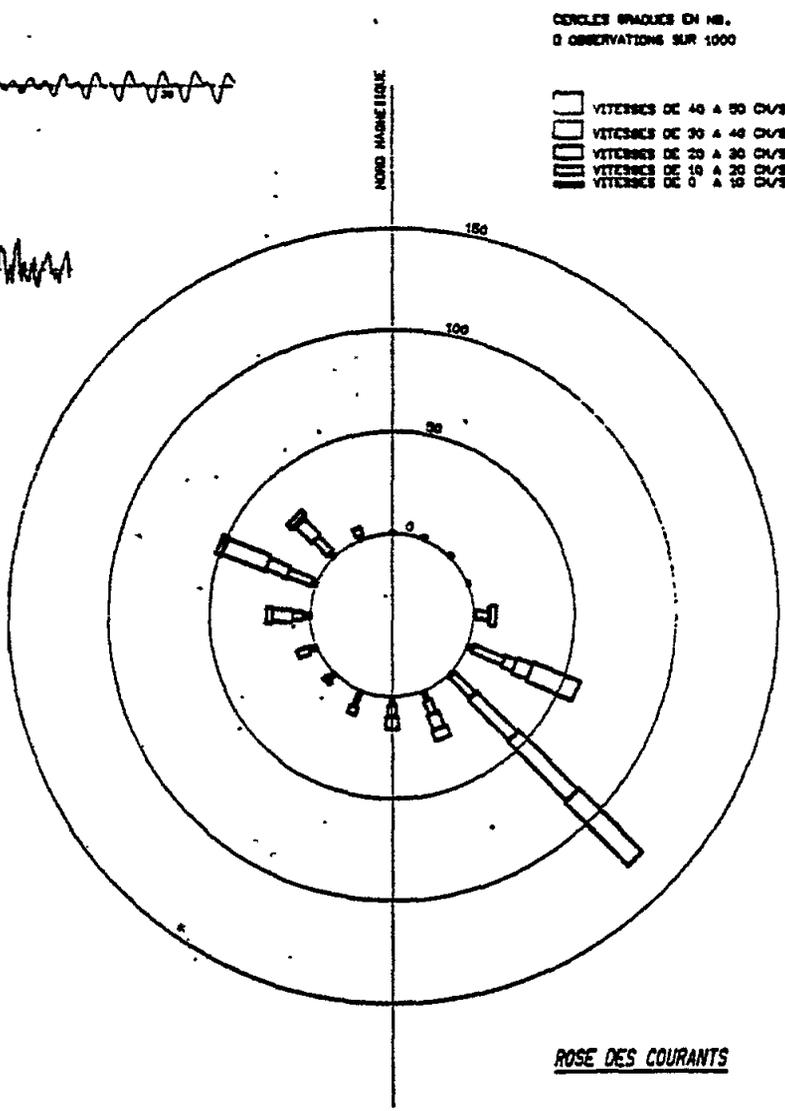
Figure 2 - Principe de mise en place des courantographes et chaînes de température et conductivité.



LES ANGLES SONT RAPPORTÉS AU NORD MAGNÉTIQUE
SENS POSITIF = ANSULES D'UNE MONTRE



Analyse spectrale des composantes de la marée
et courants résiduels inexplicables par cette marée.



ROSE DES COURANTS

Figure 3 - Exemple de traitement automatique
des données courantographiques.
(Programme CORMORAN)

En cas d'incident, le câble de liaison entre les corps morts permet par dragage de récupérer éventuellement les appareillages tombés au fond.

Si l'autonomie des enregistreurs est souvent de plusieurs mois, le relevage plus fréquent, mensuel ou bi-mensuel, permet de parer à de nombreux incidents-très réels: incertitudes sur la durée des piles électriques, appareils bloqués par un développement intempestif d'algues ou de coquillages (fouling), etc.

Sauf dans des zones marines de fond faible (inférieur à 10 m), on aura toujours intérêt à mettre en place plusieurs courantographes sur une même verticale. Le coût d'utilisation d'un appareil supplémentaire est relativement marginal par rapport aux frais d'intervention en mer.

La mise en oeuvre d'une chaîne de température et de conductivité est surtout nécessaire si des phénomènes de stratification thermique ou saline sont à présumer. Ce sera le cas dès que les profondeurs sont supérieures à 20 ou 30 m et à proximité des embouchures fluviales. Cependant, en raison de l'importance des phénomènes densimétriques dans la structure des circulations océaniques, il est recommandé de procéder systématiquement à la mesure de ces paramètres.

2.3.1 Organisation de la campagne de mesures continues

Le maintien des appareils de mesure continue en un même point pendant une longue durée (au moins 5 à 6 mois) rend généralement problématique pour des raisons de temps et d'argent la solution de les mettre en position successivement en plusieurs points. La localisation au départ la plus utile de l'instrumentation fixe étant par ailleurs le voisinage immédiat du futur point d'injection de l'effluent dans la mer, la première difficulté qui se présente est donc celle du choix de ce point qui suppose, en fait, le problème résolu.

Si, comme nous l'avons dit plus haut, il ne faut pas détourner l'étude du milieu de son but en lui imposant seulement de confirmer le bien-fondé d'un point de rejet choisi a priori avec des motivations d'opportunité extra-techniques, il n'en est pas moins nécessaire au départ de dégrossir un tel choix par quelques recherches et déterminations préliminaires approximatives. Celles-ci pourront s'appuyer sur les procédés de calcul simplifiés définis ici, dans lesquels on introduira à ce stade des valeurs estimées des paramètres que la campagne de mesure aura ensuite pour objet de préciser.

Guidé, en outre, par des considérations d'environnement: emplacement des urbanisations, de la station d'épuration existante ou projetée, morphologie du rivage et des fonds marins, courantologie générale, flore benthique et zones sensibles à protéger, ce dégrossissage initial fera, suivant les cas, apparaître une ou plusieurs zones de rejet possibles.

Le positionnement des lignes d'appareillages fixes se fera en fonction de la zone de rejet supposée a priori la meilleure. Dans le cas où il y a indécision entre plusieurs, il serait souhaitable d'installer un ensemble plus ou moins complet de mesures continues simultanément sur les différents sites possibles. A défaut, si un deuxième point n'est pas très éloigné du premier, une campagne de mesure plus courte, et éventuellement simplifiée, en ce point, permettra de transposer les résultats obtenus sur le premier en les confrontant aux mesures discontinues de la première campagne qui intéressent normalement une étendue suffisante pour couvrir les différents points de rejet possibles.

La mauvaise solution, par contre, serait de devoir renoncer à implanter le rejet sur le premier site instrumenté et d'en retenir un autre sans y avoir fait de mesures. Ce serait alors décider en aveugle après dépense inutile.

Une fois choisi le ou les points d'installation des lignes de mesures continues, le choix des capteurs, la mise en place et l'exploitation des appareils se font suivant les principes exposés ci-dessus au § 2.3.

Suivant les cas, en fonction des caractéristiques propres à un site de rejet, il pourra être jugé nécessaire de faire des mesures en continu, de durée généralement plus courte, en un ou plusieurs autres points de la zone de dispersion du rejet. C'est affaire de cas d'espèce.

2.4 MESURES DISCONTINUES

Les mesures effectuées avec des courantographes constituent une base de données indispensable par leur continuité dans le temps, mais restent forcément très limitées dans l'espace en raison de l'impossibilité de mettre en place le nombre beaucoup trop élevé d'appareils qui serait nécessaire pour couvrir par la mesure des paramètres nécessaires la vaste étendue marine sur laquelle se disperseront les effluents et qu'il est donc indispensable de prospecter par d'autres moyens qui sont les procédés de mesure discontinus.

Ces procédés sont nombreux et variés. Ceux qui seront utilisés dans le cas qui nous intéresse sont essentiellement :

- La recherche courantologique par l'emploi des traceurs colorés ou des flotteurs à drogues, ces derniers se prêtant mieux à la mesure des courants à une profondeur déterminée.
- Les mêmes procédés, auxquels on peut ajouter les traceurs radioactifs, serviront, en nécessitant cette fois la prise de photos aériennes verticales, à la mesure des coefficients de diffusion.
- La mesure instantanée de la salinité et de la température par un appareil du type thermomètre à renversement. La mesure simultanée à plusieurs profondeurs sur une verticale permettra de relever les profils de température qui définiront les gradients de densité (pynoclines) caractérisant les stratifications, phénomènes qui perturbent de plusieurs manières la dynamique de la dispersion.
- Cette mesure peut s'accompagner, au moyen de capteurs appropriés, de celle de nombreux autres paramètres que l'on choisira en fonction des besoins dans chaque cas. Des sondes multi-paramètres mesurent ainsi, outre la température : la salinité, le pH, l'oxygène dissous, la turbidité, la teneur en ions chlore, plomb, cuivre, etc.
- Le relevé instantané du profil vertical des vitesses horizontales de courant en un point.
- Enfin, bien que très délicate et presque toujours contre-indiquée à l'occasion de l'étude d'un site particulier, citons pour mémoire la recherche de la loi de décroissance ou de transformation d'un polluant non conservatif (matières biodégradables, bactéries, etc.).

2.5 RELEVÉS COURANTOLOGIQUES

2.5.1 Par flotteurs à drogues

La plus importante de ces mesures, pour le problème qui nous intéresse, est celle qui permettra d'établir la carte des courants qui entraîneront l'effluent à partir du point de rejet, et cela dans les différentes situations de marées et configurations météorologiques (vent) parmi lesquelles devront être identifiées les plus défavorables du point de vue de la protection des zones sensibles.

Le meilleur procédé pour cela, en même temps que le moins onéreux, est celui qui utilise des flotteurs à drogues. Il présente, en particulier sur les autres systèmes de suivi des trajectoires de masses d'eau (traceurs dissous dans la masse, colorés ou radioactifs), l'avantage de permettre la séparation des courants à des profondeurs bien déterminées correspondant au niveau de la drogue. La légère erreur entraînée par l'influence du courant de surface et du vent sur l'équipage flottant est peu importante vis-à-vis de l'avantage précédent.

Ce procédé est relativement facile à mettre en oeuvre avec un peu de méthode et de soin. Le principe consiste à repérer soit par visées topographiques, soit par des systèmes de repérage plus sophistiqués, les trajectoires suivies par les flotteurs. Ceux-ci (voir planche photographique page 21) sont constitués d'un croisillon en tôle d'aluminium légère appelé «drogue» et d'un flotteur.

La difficulté mécanique est d'obtenir un ensemble n'ayant aucune prise au vent et tel que le coefficient de traînée hydrodynamique de la drogue soit maximal. Un croisillon est à cet égard une solution efficace. L'équilibre des forces agissant sur l'équipage suppose que le poids et la poussée soient prépondérants sur les traînées sinon le fil de liaison s'inclinera trop.

Une réalisation pratique sera utilement constituée d'une plaque circulaire de 40 à 50 cm de diamètre découpée dans un contreplaqué de 10 mm d'épaisseur. La drogue sera découpée dans de la tôle d'aluminium de 0,1 mm, elle aura sensiblement 50 cm de hauteur et 50 cm de largeur.

Ce système a des limites. Pour une drogue de 50 x 50 cm, ce type de flotteur n'est valable que jusqu'à des profondeurs de 5 à 6 m, ce qui est suffisant dans la pratique lorsqu'on s'intéresse au transport des effluents parvenus à la surface.

Les mesures en mer utiliseront de 10 à 20 flotteurs simultanément ; le coût de mise en oeuvre d'un flotteur supplémentaire est totalement marginal par rapport au coût de l'intervention en mer. Pour explorer une assez large étendue marine, ces flotteurs seront mis à l'eau par groupes dispersés le long d'une ligne grossièrement perpendiculaire au courant. Pour avoir une bonne information sur la répartition verticale des vitesses, chaque groupe comprendra plusieurs flotteurs dont les drogues auront des profondeurs d'immersion différentes. Un flotteur seul, sans drogue, donnera la vitesse superficielle stricte.

On repérera soigneusement les positions successives occupées par ces flotteurs dans l'espace et dans le temps, si possible à une cadence de l'ordre de 20 à 40 minutes, la durée entre deux visées n'ayant pas à obéir à une règle opératoire stricte. Le repérage dans l'espace peut être effectué soit par visée topographique depuis le rivage, soit par tout autre système de radio-localisation. En fait, on repère le bateau passant à proximité du flotteur, ce dernier étant rarement visible depuis le rivage. Une liaison radiophonique entre l'opérateur en mer et les topographes est indispensable.

L'absence de prise au vent des flotteurs rend souvent leur recherche en mer difficile. Une solution consiste à ajouter quelques flotteurs munis de fanions et qui ne servent qu'à localiser ceux utiles aux mesures. On perd malgré tout quelques flotteurs, d'où la nécessité d'en utiliser au départ un nombre suffisant. Les résultats sont ensuite transcrits graphiquement sous forme de trajectoires tandis que les vitesses moyennes sont calculées (figure 4).

Des solutions plus sophistiquées existent telles que flotteurs à réflecteur radar, flotteurs à émetteurs radio, ou photographie aérienne. Indépendamment du prix de revient de chaque solution, les inconvénients sont soit une prise au vent des flotteurs plus importante, soit la difficulté de les individualiser exactement. La photographie aérienne suppose, en outre, l'apparition sur chaque cliché de repères fixes soigneusement positionnés dans un système de coordonnées déterminé.

La précision requise pour une telle mesure se satisfait d'ailleurs parfaitement de la solution la plus simple et la moins onéreuse décrite ci-dessus.

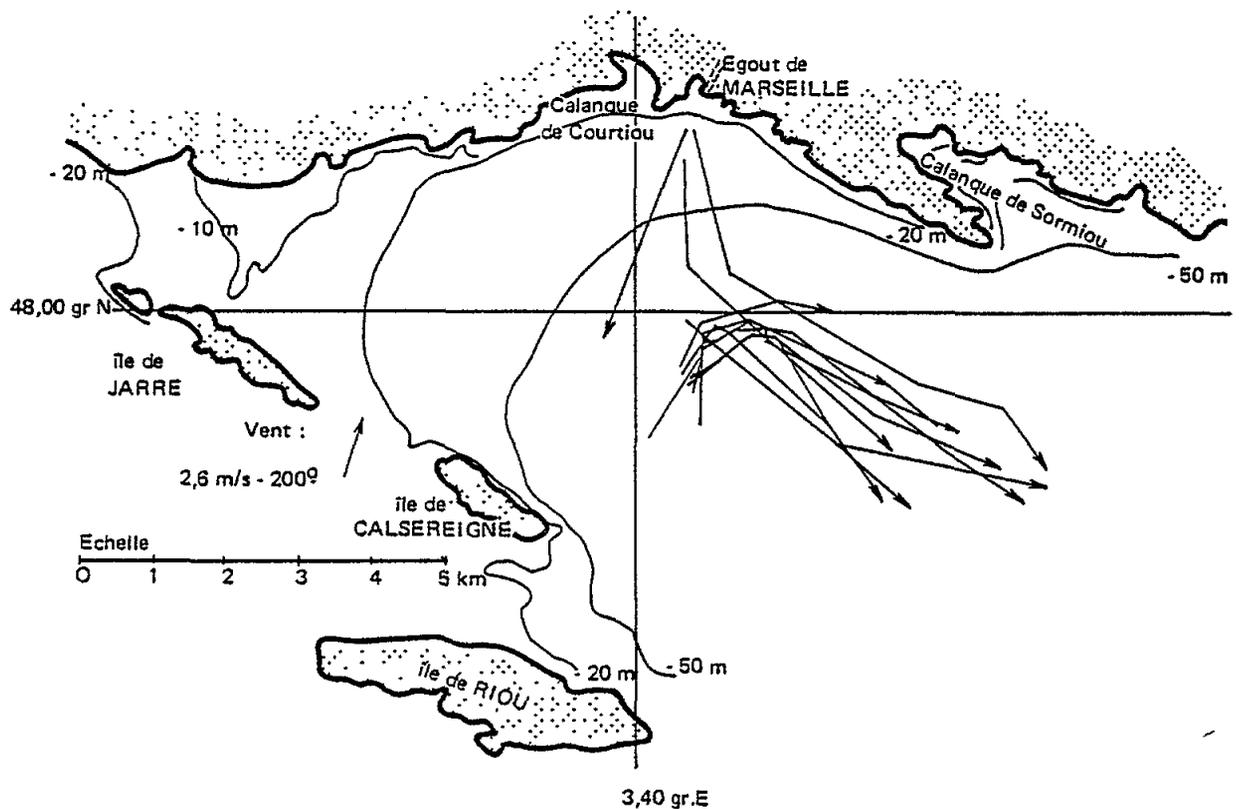


Figure 4 - Trajectoires relevées au moyen de flotteurs.

2.5.2 Relevés courantologiques par traceurs colorés

On a déjà vu utiliser les traceurs colorés à la mesure des courants superficiels. Le plus couramment employé est la rhodamine.

La méthode est à déconseiller en raison de son inadaptation au problème pour les raisons suivantes : la dispersion verticale du traceur par diffusion ne permet pas de différencier les courants aux différentes profondeurs. En outre, la dispersion horizontale de la tache qui entraîne l'accroissement de sa surface avec le temps nuit à la précision du repérage de son déplacement, surtout si le courant mesuré est faible. Au total, la méthode des flotteurs est nettement préférable.

2.5.3 Courants au niveau d'un effluent capturé

Nous avons dit que les mesures de courant par les procédés discontinus (flotteurs) ne permettent pas d'atteindre des profondeurs supérieures à quelques mètres. Or, la connaissance des courants à des profondeurs plus importantes est nécessaire lorsqu'il y a risque de capture des effluents en milieu stratifié.

Il est, en effet, très important de savoir alors si les effluents qui se dégraderont mal à cause de la pénurie d'oxygène ont des chances d'être emportés vers le large par les courants régnant à la profondeur de capture ou s'ils risquent de s'accumuler sur place par suite de l'absence ou du caractère rotatif des courants.

Une fois la profondeur de capture déterminée par le calcul en fonction du profil vertical de densité, les courants à ce niveau ne peuvent être connus que par un enregistrement continu au moyen d'un courantographe fixe. Cette continuité est d'ailleurs nécessaire pour mettre en évidence soit la permanence de courants favorables à l'évacuation de l'effluent, soit le risque de stagnation par suite de courants rotatifs ou très faibles, situation qui se rencontre assez souvent à partir d'une certaine profondeur en Méditerranée.

Le caractère plus ou moins dommageable d'une situation de capture plus ou moins fréquente dépend d'une telle analyse de la rose de courants fournie par l'enregistrement.

2.5.4 Courants superficiels suivis par courantographe

En ce qui concerne les courants superficiels, très importants à connaître puisqu'ils véhiculent les effluents non capturés par une stratification, leur enregistrement en continu est le plus souvent obtenu par un courantographe immergé, pour des raisons pratiques et par sécurité, à deux mètres au moins au-dessous de la surface (et forcément davantage en mer à marées). Nous avons vu qu'à cette profondeur le courant, lorsqu'il est dû au vent, peut être de l'ordre de cinq fois plus faible que dans la couche vraiment superficielle. Il est donc indispensable d'établir, par quelques mesures simultanées par courantographe et flotteurs de surface, le facteur correctif à appliquer aux enregistrements pour obtenir les vitesses à la surface.

2.6 RECHERCHE DE LA VALEUR DES COEFFICIENTS DE DIFFUSION

Les méthodes relativement simples que l'on peut employer sur un site pour calculer expérimentalement le coefficient de diffusion horizontale dans le sens perpendiculaire à la direction du courant ne se prêtent pas à la mesure du coefficient de diffusion verticale. La recherche expérimentale de celui-ci fait appel à des méthodes plus complexes, difficilement intégrables dans une campagne courante d'étude d'un rejet en mer.

La diffusion verticale, est cependant un phénomène important dans le processus de dispersion d'une pollution car, dans certaines conditions du milieu (absence de stratification), elle accroît le volume de dispersion du polluant, donc la dilution, plus vite que la diffusion horizontale.

En conséquence, que l'on ait recours, pour le calcul de la dilution au cours du transport horizontal, aux méthodes manuelles simples ou aux programmes d'ordinateur, il faut introduire une valeur du coefficient de diffusion verticale. En pratique, on se contentera généralement d'une valeur déduite de celle mesurée (ou simplement estimée) pour le coefficient de diffusion horizontale. D'après les expériences de Taylor-Elder, le coefficient vertical K_z est très variable en fonction de la distance à la surface de la mer (voir figure 13 page 50) et sa valeur moyenne (abaque in fine) est de l'ordre du tiers du coefficient horizontal K_y . Dans les calculs, la valeur de K_z doit donc être choisie en fonction de l'épaisseur de la couche concernée et de son niveau par rapport à la surface.

La mesure de K_y sur le site n'ayant pas toujours, comme nous l'avons dit au chapitre 1, un grand intérêt en raison de sa grande variabilité dans le temps et de la faible contribution qu'il apporte à la dilution globale de l'effluent, on pourra, dans bien des cas, se dispenser de sa mesure in situ et adopter une valeur proposée par Taylor-Elder de la forme :

$$K_y = \alpha H u^*$$

dont on trouvera une définition plus précise au § 3.9 et un abaque de calcul in fine.

Quant au coefficient de diffusion horizontale dans le sens parallèle à la direction du courant, il ne joue aucun rôle dans le cas d'un rejet continu qui est celui d'un émissaire, comme on le montrera au § 3.6.3. Mais il est entendu que l'on fait implicitement l'hypothèse de la constance du courant marin, ce qui implique donc que K_x ne peut plus être ignoré en mer à marées, puisque cette hypothèse n'est plus vérifiée.

2.6.1 Mesure in situ des coefficients de diffusion horizontale K_y et K_x

Leur grande variabilité dans l'espace et dans le temps entraîne deux conséquences :

- d'une part, la nécessité de faire plusieurs mesures dans des situations météorologiques différentes, à défaut de pouvoir présumer celle ou celles qui correspondent aux cas les plus défavorables pour la dispersion de l'effluent ;
- d'autre part, l'intérêt de procéder à la mesure dans des conditions aussi proches que possible de celles d'un écoulement permanent. Ceci implique que la mesure soit faite en un temps relativement court (1 heure à 1,5 heure), ce qui est possible.

L'interprétation des résultats, leur éventuelle extrapolation, exigent la mesure simultanée du profil vertical des vitesses et le contrôle de la présence ou non d'une stratification densimétrique des eaux.

Un principe simple de mesure consiste à enregistrer par photographie aérienne le développement dans le temps d'une tache de colorant, ou mieux d'un ensemble de flotteurs à drogue. Cette seconde solution n'intéresse qu'une seule couche horizontale définie par la profondeur d'immersion des drogues. On élimine ainsi les conséquences du cisaillement horizontal de l'écoulement et les interactions avec la diffusion verticale. L'usage de flotteurs fournit, en outre, davantage d'information qu'une tache de colorant. On peut, en effet, évaluer les coordonnées relatives de chaque flotteur, la tache de colorant ne donnant qu'une largeur globale à chaque photographie. Pour pallier cette insuffisance, il a été tenté de préciser la répartition des concentrations dans la tache par une analyse photodensitométrique des images photographiques de celle-ci, mais l'apparence de précision de cette méthode (grand nombre de points de définition) est trompeuse car elle est biaisée, en raison de l'épaisseur variable de la tache colorée, par l'identité de réponse de concentrations différentes réparties sur des épaisseurs différentes, autrement dit, il n'y a pas correspondance univoque entre concentration du traceur et densité optique du cliché.

L'interprétation des résultats ne sera possible que si l'on connaît parfaitement les conditions initiales. L'équation de la diffusion (3.12) n'admet en effet une solution simple (3.13) que si l'injection du colorant est ponctuelle et instantanée, c'est-à-dire toute sa masse concentrée en un point au temps initial. Pour s'approcher de cette condition, on pourra briser à distance un récipient en verre contenant le colorant. Cette condition est moins stricte avec des flotteurs car la première photographie aérienne donnera une image exacte des conditions initiales. Il est recommandé d'utiliser de 15 à 20 flotteurs et d'en assurer la mise à l'eau dans un cercle de quelques mètres de diamètre, le plus restreint possible.

Si on utilise un colorant, on s'assurera que la densité de la solution est aussi proche que possible de celle de l'eau de mer, mais plutôt par défaut. Ainsi la rhodamine B en solution acétique du commerce dont la densité est de l'ordre de 1,11 devra être diluée avec de l'alcool.

Tache de colorant ou «tache» de flotteurs sera par la suite photographiée à la verticale à une fréquence de l'ordre de 5 à 10 mn. Une chronologie stricte n'est pas nécessaire. Par contre, une évaluation très précise de l'heure au moment de chacune des prises de vue est indispensable. On utilisera à cet effet une chambre photogrammétrique aérienne à chronographe incorporé qui élimine toute ambiguïté.

On aura toujours intérêt à voler très bas pour obtenir une image la plus grande possible de la tache. Tout repérage précis par rapport à un système de coordonnées géographiques est strictement inutile, par contre la mise à l'échelle des clichés est indispensable, l'altitude de vol de l'avion n'étant pas assez précise pour évaluer cette échelle. Une solution pratique efficace consiste à laisser flotter en mer une barre de bois de longueur connue, par exemple 10 mètres.

Dans le cas d'une tache de colorant, la valeur du paramètre de diffusion transversal K_y se calcule par l'expression (déduite de 3.13) :

$$K_y = \frac{y_{i+1}^2 / t_{i+1} - y_i^2 / t_i}{4 \text{ Log } (t_i / t_{i+1})} \quad (2.1)$$

ou bien encore par la formule générale suivante que l'on ajustera par une méthode de moindres-carrés :

$$y^2 / t = 4 k_y \text{ Log } t + b \quad (2.2)$$

dans lesquelles :

- t = durée de développement en mer de la tache depuis l'origine,
- y = demi-largeur de la tache de colorant (direction perpendiculaire à l'écoulement) prise sur la section de largeur maximale,
- b = constante numérique,
- i = numéro d'ordre de la photographie aérienne considérée.

Si les mesures sont effectuées avec un groupe de flotteurs, on relèvera sur chacune des photographies les coordonnées relatives de chaque flotteur dans un système arbitraire de coordonnées. On évaluera ensuite le centre de gravité du nuage de flotteurs et les écarts types dans la direction de l'écoulement et perpendiculairement.

On aura alors :

$$\begin{aligned} \sigma_x^2 &= 2 K_x t + \sigma_{x_0} \\ \sigma_y^2 &= 2 k_y t + \sigma_{y_0} \end{aligned} \quad (2.3)$$

dans lesquelles σ_x désigne l'écart type dans la direction x au temps t et σ_{x_0} cette même valeur au temps pris comme origine (première photographie). Si l'on dispose d'un ordinateur de bureau, on pourra rechercher le système d'axes principaux qui minimise σ_y .

La pratique de telles mesures est souvent plus délicate qu'il peut paraître. Les courants naturels peuvent, en effet, varier sensiblement en direction et intensité au cours de la mesure, déformant la tache de façon imprévisible et rendant illusoire l'appréciation des directions principales. La seule parade consiste à multiplier les mesures.

2.7 MESURE DE PARAMETRES DIVERS

Il existe de nombreux matériels permettant d'évaluer en mer de très nombreux paramètres physiques ou physico-chimiques tels les sondes dites «multi-paramètres» qui assurent sous un volume réduit la mesure directe in situ de nombreuses données : température, salinité, pH, oxygène dissous, turbidité, teneur en ions tels que chlore, plomb, cuivre, etc. Ils sont souvent limités par la longueur admissible du câble de liaison entre le capteur et le boîtier de mesure, cette longueur ayant une influence sur la précision de la mesure. Cela n'est pas un inconvénient majeur dans les eaux littorales.

L'instrumentation classique de l'océanographie met en oeuvre : bouteilles de prélèvement et thermomètres à renversement. Ce dernier appareil est un thermomètre à mercure de grande précision. On le descend verticalement à la profondeur désirée et, après équilibre thermique, on fait basculer son support, ou la bouteille de prélèvement sur laquelle il est fixé, au moyen d'un messenger, masselotte qui coulisse sur le câble de descente. Le basculement produit la rupture de la colonne de mercure à un endroit bien déterminé par un étranglement du tube thermométrique. Le mercure ainsi isolé s'écoule vers un autre petit réservoir situé à l'autre extrémité du tube. Même isolée, cette colonne de mercure subit une certaine dilatation du fait de la différence de température entre le point de mesure en profondeur et l'atmosphère au moment de la lecture. Aussi l'appareil contient-il un second thermomètre classique qui permet de calculer la correction nécessaire. La précision atteinte est de l'ordre du 1/100 de degré.

Un autre appareil robuste, pas cher, facile à mettre en oeuvre, le bathythermographe, a un certain succès. C'est toutefois un appareil très peu précis et aujourd'hui dépassé.

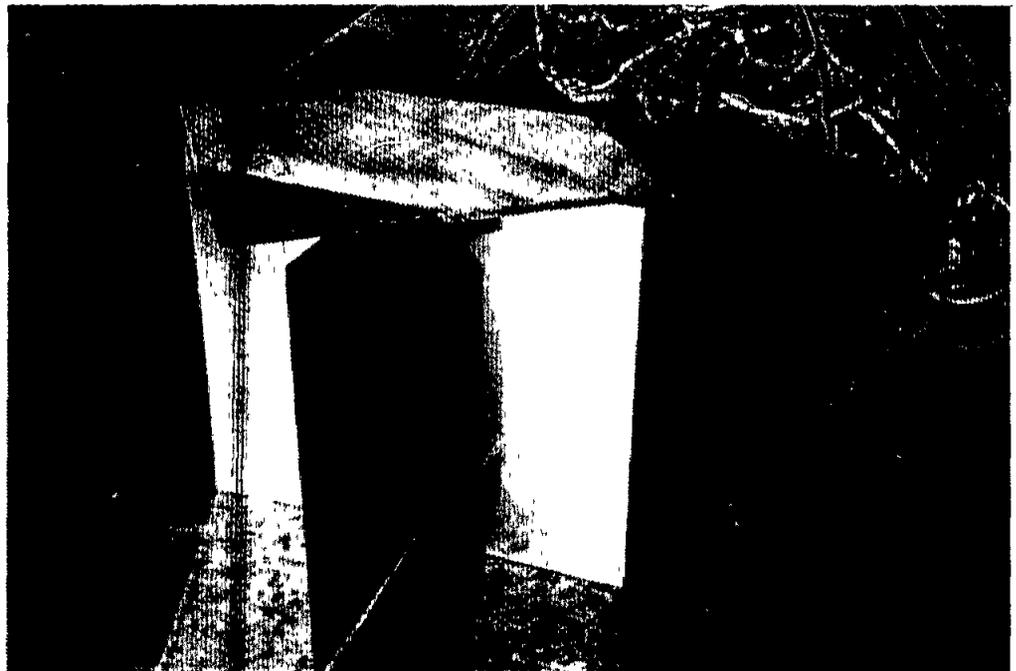
Tous ces matériels, sauf les thermomètres à renversement, nécessitent de fréquents étalonnages pour conserver toute leur fiabilité.



↑
Eddy diffusivity measurements at sea
using dye (Rhodamine) or a large
← number of buoys. The white strip is
10 metres long

Flow is from top to bottom of the photograph. Note the pronounced dissimmetry of the dye mark induced by shearing flow. (Differences of celerity with depth resulting from wind effects)

Buoy with a drag



2.8 RECHERCHE EXPÉRIMENTALE DE LA LOI DE DÉCROISSANCE DES BACTÉRIES EN-MER

Nous avons dit que cette mesure était difficile et qu'il était déconseillé de l'entreprendre en raison du risque d'erreur important.

Nous donnons cependant ci-après, pour information, la méthode d'une telle mesure. Il faut pour cela disposer du déversement d'un effluent de type urbain, non désinfecté, dont le débit soit suffisant.

De telles mesures ont un caractère statistique par la nature même du phénomène mesuré, par le mode de comptage des germes tests et en raison des aléas dus à la turbulence et au mode de prélèvement des échantillons. Il faut donc procéder à un nombre élevé de prélèvements en mer et d'analyses en laboratoire, la centaine étant un minimum.

Le principe de ce type de mesure consistera à comparer l'évolution temporelle dans une même masse d'eau de la quantité de germes tests et d'un traceur conservatif qui permettra l'élimination du facteur de dilution hydraulique. Le traceur le plus commode pour mesurer cette dilution dans le cas d'un rejet d'eau douce est la salinité du mélange.

La précision nécessaire des mesures de salinité exige le recours au salinomètre électromagnétique de laboratoire. Pour les comptages bactériens, la méthode classique à trois tubes est totalement insuffisante. On utilisera soit les cultures sur membrane, soit un système très récent de plaques alvéolées qui miniaturise la méthode des tubes et permet à un coût avantageux et sans erreurs d'en multiplier le nombre. Il reste cependant à refaire les tables de Mac Crady qui donnent, d'après la loi statistique de Poisson, le nombre le plus probable de germes (NPP), car elles n'existent pas pour une mesure utilisant 20 ou 30 tubes (du moins à notre connaissance).

Pratiquement, on «marquera» une masse d'eau à la sortie d'un émissaire au moyen d'un flotteur à drogue. On essaiera de suivre cette masse d'eau le plus longtemps possible et pendant 4 à 5 heures au moins, de toute manière pendant une durée supérieure au T_{90} recherché (voir § 3.10.2), en y effectuant 4 à 5 prélèvements échelonnés dans le temps et comportant plusieurs échantillons lors de chaque prélèvement. On multipliera les masses d'eau marquées pour assurer la valeur statistique. Si on appelle d la dilution hydraulique et N le nombre de bactéries comptées à un instant t , on aura pour calculer T_{90} la formule :

$$\text{Log} (d_t N_t / d_0 N_0) = -2,3 (t_t - t_0) / T_{90}$$

Les résultats s'avèrent toujours très dispersés. On vérifiera leur ajustement possible à une loi log-normale (équation 3.34).

Ces mesures supposent que l'on apporte un soin tout particulier à l'évaluation de la salinité maximale de l'eau de mer, base de calcul de la dilution. Pour cette détermination, un certain nombre de prélèvements d'eau de mer devront être réalisés à différentes profondeurs et à l'extérieur du panache d'effluent.

2.9 ÉTAT-SANITAIRE DU MILIEU VIVANT MARIN*

Lorsqu'on se propose d'installer un nouvel émissaire destiné à rejeter en mer un effluent qui apportera une pollution au milieu, il est important de compléter l'étude hydraulique préalable du milieu dont on vient de parler, par une recherche de caractère biologique destinée à mettre en évidence l'état sanitaire du milieu vivant marin antérieur à l'entrée en service de l'émissaire.

Cette recherche présente un double intérêt :

1. Elle permet d'apprécier l'état d'équilibre ou de déséquilibre préexistant des espèces vivantes dans le périmètre d'influence du futur rejet et de mesurer ainsi le caractère plus ou moins dommageable de l'agression nouvelle dont ces espèces vont être l'objet du fait de la pollution apportée par le rejet.

Il pourra notamment résulter de cet examen clinique soit un argument défavorable à l'implantation du rejet sur certains sites dont l'équilibre biologique est déjà précaire, soit une recommandation, spécifique à l'aspect biologique du milieu, en matière d'épuration préalable de l'effluent (matières en suspension, nutriments, toxiques particuliers, etc.).

2. Elle établit le «point zéro» de l'état du milieu vivant, indispensable aux comparaisons qui serviront de base au suivi dans le temps des transformations entraînées par la mise en service du rejet.

* La rédaction de ce paragraphe est due à G. Bellan, Maître de recherche au CNRS, Station Marine d'Endoume, Marseille.

Une étude complète de l'état du milieu marin vivant suivant les meilleures règles de la science écologique concernée est un travail considérable exigeant beaucoup de temps et d'argent.

Au stade de l'étude de factibilité d'un rejet et dans le cadre des préoccupations limitées aux deux aspects ci-dessus définis, il est nécessaire et possible de se contenter d'une étude beaucoup plus limitée, suffisante toutefois pour prendre grossièrement la «température» de l'état sanitaire du milieu.

Dans cet esprit, on s'intéressera essentiellement à quelques espèces types et bien caractéristiques de la flore et de la faune benthiques dont le suivi dans le temps caractérisera l'évolution du milieu sous l'influence de la pollution déversée et que l'on analysera et repérera au départ dans les conditions définies ci-après :

- par une cartographie des peuplements présents dans l'aire susceptible d'être soumise aux actions des rejets,
- par l'étude plus particulière de stations sélectionnées et leur suivi ultérieur.

2.9.1 Cartographie des peuplements benthiques

Il ne faut pas oublier qu'une partie non négligeable des milieux littoraux français a été cartographiée et, de ce fait, la cartographie proposée pourra parfois n'être qu'un complément ou une vérification.

La base de la cartographie sera, bien entendu, constituée par les cartes du Service Hydrographique de la Marine qui, à elles seules, apportent de nombreuses données, non seulement topographiques, mais aussi sédimentologiques.

La superficie à cartographier découlera directement de celle pouvant être affectée par les masses d'eaux polluées, et sera définie à l'aide des études courantologiques préalablement réalisées.

L'opérateur ou l'équipe chargés de la cartographie benthique devront, bien entendu, être compétents, et de leur degré de compétence dépendront étroitement non seulement la fiabilité des résultats, mais aussi la rapidité de la réalisation de l'étude (et, on peut le dire, les économies réalisées).

Une campagne cartographique nécessite un bateau (un chalutier est généralement suffisant) équipé d'un treuil électrique, d'un mât de charge ou d'un portique, et capable de réaliser un positionnement correct. On utilisera un matériel de dragage robuste (dragage Charcot par exemple) permettant de recueillir de 20 à 50 dm³ de sédiment par prélèvement. Lorsque ce prélèvement (dragage) arrivera à bord du bateau, la première chose à noter sera la nature du sédiment qu'on classera de manière préliminaire en vase, vase sableuse, sable vaseux, sables, graviers, etc.

On gardera environ un litre de sédiment pour analyse granulométrique ultérieure. On notera d'autres caractères des fonds : fonds rocheux, concrétionnés, zones d'herbiers (Posidonies, Zostères, etc.) ou de laminaires...

Le sédiment non préservé pour la granulométrie sera tamisé sur maille de 1 mm à 1,5 mm de côté (tamis dits de «maçon») et on procédera sur place à la détermination de la nature du peuplement lui-même, c'est-à-dire du grand type de communautés (biocénoses) auquel il appartient. On se penchera plus spécialement sur la recherche des faciès (lorsqu'une espèce ou un très petit nombre d'espèces animales ou végétales dominant quantitativement le peuplement). L'appartenance d'un peuplement à telle ou telle unité de peuplement (biocénose, faciès, etc.) ne pose, en général guère de difficultés sur le littoral français et, notamment, en Méditerranée. On aura soin de conserver, selon les règles de l'art, des individus d'espèces pouvant être importantes, mais difficiles à déterminer.

Les données essentielles (nature du substrat et du peuplement) seront exactement reportées sur la carte à l'emplacement topographique du dragage.

Il faudra, ensuite, tracer les limites des unités de peuplement (biocénose, faciès) définies précédemment, en insistant tout particulièrement sur la nature exacte des marges de contact entre deux unités de peuplement, marges qui risquent le plus d'être modifiées lors de la mise en service de l'émissaire.

Ce travail préliminaire de cartographie permettra :

1. De réduire considérablement le réseau des stations à étudier en détail, par la suite,
2. De mieux situer l'emplacement de ces stations,
3. De suivre ultérieurement, sur une grande échelle et au moindre coût, les transformations entraînées par la mise en service du rejet (et les modifications éventuelles de ses caractéristiques propres).

2.9.2 Etude de base et suivi de stations sélectionnées

2.9.2.1 Etablissement du réseau

On doit, fondamentalement, définir l'emplacement d'un certain nombre de stations dont l'éloignement les unes par rapport aux autres sera fonction de la distance du point de rejet. Ceci conduit à définir des radiales qui formeront un véritable réseau si l'émissaire est important. L'éloignement des stations sera compris entre 200 et 500 m.

L'établissement préalable d'une cartographie des peuplements permet de réduire sensiblement le nombre des stations. En plus de la station située à quelques dizaines de mètres dans l'axe de l'émissaire, on pourra choisir un point au sein de chaque grand type de peuplement et de faciès et, en cas de communautés sensibles, à la limite de deux d'entre elles. Une station sera prévue au centre des aires de décantation (ou dépôt) signalées par ailleurs par l'étude courantologique.

Dans le cas où le retour à la côte des rejets est possible, on réalisera quelques prélèvements dans les niveaux superficiels tant sédimentaux que rocheux.

2.9.2.2 Réalisation et traitement des prélèvements

On considérera que ces prélèvements sont réalisés sur substrats meubles. Un bref aperçu méthodologique concernant les substrats solides est donné plus loin.

Les prélèvements seront réalisés de préférence avec une benne Van Veen ou Smith - Mc Intyre ou «Orange Peel» modifiée Briba et Reys. On recueillera du sédiment sur une surface de 0,3 à 0,5 m², soit 3 à 5 «coups de benne». Une prise supplémentaire fournira du sédiment pour la granulométrie (notamment teneur en vase, ϕ des particules $< 63 \mu$) et la chimie du sédiment qui comprendra au minimum un dosage du carbone organique.

Le sédiment sera délicatement tamisé sur maille de 1 mm et le résidu sur le tamis fixé au formol neutralisé. Au laboratoire, le matériel animal et végétal recueilli sera trié. Il devra être identifié et dénombré à un niveau taxonomique aussi poussé que possible (Mollusques, Polychètes et Crustacés doivent être déterminés jusqu'à l'espèce). Les données sur la composition spécifique, l'abondance absolue et relative (dominance), le rang en fonction de la dominance, seront précisés. L'interprétation de la structure du peuplement permettant ultérieurement d'appréhender sa dynamique doit au moins prendre en compte les analyses suivantes :

1. Mesures de la similitude de toutes les stations, paire par paire, en utilisant l'indice d'affinité de Sanders et le diagramme treillis ;
2. L'indice de diversité de chaque prélèvement. On utilisera de préférence l'indice de diversité de Shannon et Weaver sous la forme :

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=S} P_i \log (P_i)^*$$

3. La courbe de raréfaction de Sanders qui permet de cumuler les dominances de chaque espèce en fonction de leur rang d'abondance dans le prélèvement.

Sur substrat solide, on réalisera cinq prélèvements de 400 cm² par station choisie au sein d'un peuplement algal ou animal homogène. Le prélèvement se fera par grattage complet, jusqu'au substrat, de tous les organismes vivants sur ces 400 cm². Le traitement et l'interprétation ultérieurs seront rigoureusement identiques à ce qui a été défini précédemment.

* $P_i = \frac{\text{Nombre d'individus de l'espèce } i}{\text{Nombre total d'individus toutes espèces confondues}}$

$S = \text{Nombre total d'espèces recensées (1, 2, 3, ..., i, ..., s)}$.

2.9.2.3 Suivi

Le suivi des stations doit être réalisé deux années après la mise en service de l'émissaire, sauf pour la station à proximité de l'émissaire qu'il sera nécessaire d'étudier au bout d'une année. On pourra renouveler ultérieurement ces études à des intervalles de temps plus importants (4 à 5 ans) sauf si la nature des rejets venait à être sensiblement modifiée. On se penchera plus particulièrement sur :

- La teneur en vase et en matière organique du sédiment,
- L'évolution des coefficients de similitude entre stations d'après Sanders, des indices de diversité de Shannon-Weaver et de la courbe de raréfaction de Sanders pour chaque station.

L'évolution de ces données relativement synthétiques permettra de définir l'évolution du milieu marin et de prévoir d'éventuelles améliorations ou modifications dans le rejet.

On a souvent envisagé d'utiliser (et parfois même on a utilisé) pour déterminer «l'état de santé» d'une communauté ou d'un écosystème, l'apparition ou la disparition, l'évolution quantitative d'un petit groupe d'espèces caractéristiques ou indicatrices qui, individuellement ou regroupées, permettraient d'obtenir le résultat escompté avec une précision suffisante et à moindres frais. Une telle méthode peut, effectivement, donner des résultats intéressants, mais elle demande beaucoup de prudence et de compétence. Le choix de ces espèces est, bien évidemment, fonction des conditions de milieu : localisation géographique, profondeur, nature du substrat, etc. et il appartient au spécialiste de définir, en fonction de ces paramètres, la liste des espèces qu'il devra surveiller.

Il est particulièrement malaisé de définir a priori une liste d'espèces si, bien entendu, l'on excepte les Polychètes *Capitella capitata* et *Scolelepis fuliginosa* qui peuvent pulluler dans les milieux soumis à une pollution organique excessive, mais ne supportent pas toujours une pollution chimique classique (métaux lourds, pesticides) de même intensité, tout comme ces espèces ne vivent point dans des milieux où la salinité est trop basse.

Toutefois, en Méditerranée Nord-Occidentale, sur les substrats meubles, on pourrait contrôler l'apparition, la disparition, l'évolution quantitative de certaines espèces (en sus de celles qui ont été citées ci-dessus) : les Polychètes *Lumbrineris Latreilli*, *Staurocephalus rudolphii*, l'ensemble des représentants des familles des Cirratulidae et capitellidae, les Mollusques *Dentalium rubescens*, *Nucula turgida*, *Corbula gibba*, *Myrtea spinifera*, *Tellina distorta*, *Thyasira flexuosa* et les Crustacés *Eupagurus prideauxi* et *Macropipus depurator*.

Sur substrat rocheux dans les hauts niveaux battus, la disparition de l'Algue phéophycée *Cystoseira stricta* est hautement caractéristique de la détérioration du milieu. On peut aussi proposer un indice annélien de pollution basé sur le quotient de la somme des abondances d'espèces «sentinelles de pollution» (S. pol : *Platynereis dumerilii*, *Theostoma cerstedii*, *Cirratulus cirratus*, *Capitella Capitata*, *Nereis caudata*) sur la somme des abondances des espèces «sentinelles d'eaux pures» (S. pur : *Syllis spp*, *Amphighera mediterranea*).

Ce quotient :

$$\frac{\sum \text{Ab. S. pol}}{\sum \text{Ab. S. pur}}$$

est bien corrélé avec le degré de pollution et croît avec ce dernier. Il apparaît, aussi, être inférieur à 1 dans les milieux non ou peu pollués. Cet indice a déjà été proposé par Bellan sous une forme plus élaborée prenant en compte la somme des dominances des deux catégories d'espèces «sentinelles de pollution» et «sentinelles d'eau pure».

Chapitre 3

COMPORTEMENT D'UN REJET DANS LE MILIEU MARIN

A l'appui des méthodes de calcul exposées dans le présent chapitre, on se reportera utilement aux exemples numériques d'application de ces méthodes donnés dans l'Annexe B.

3.1 LES ÉTAPES DE LA DISPERSION D'UN REJET

L'hydraulique appliquée à l'art de l'Ingénieur décrit le plus souvent les seules caractéristiques globales des écoulements. Les études sur la pollution des eaux exigent par contre une connaissance beaucoup plus fine puisqu'il faut suivre l'évolution de masses d'eau déterminées au sein d'un fluide beaucoup plus vaste. Il faut alors tenir compte de la turbulence, domaine particulièrement difficile et non résolu de la Mécanique des fluides. L'Ingénieur ne dispose donc pas encore de tous les outils nécessaires ou, quand il les possède à peu près, ceux-ci sont complexes et exigent des moyens lourds, tel l'usage des ordinateurs.

Les rejets concernés par le présent exposé se limitent aux effluents possédant une flottabilité positive correspondant au cas général des rejets d'eau douce dans la mer.

Pour clarifier l'exposé on conviendra de distinguer trois zones successives dans la propagation en mer d'un effluent rejeté en profondeur par émissaire, bien que les frontières entre ces différentes zones n'aient pas un caractère très rigoureux. Les différences entre celles-ci portent sur la nature des mécanismes dominants du mouvement. Ainsi rencontrera-t-on successivement, en suivant l'écoulement :

- . une zone de jet
 - . une zone de panache
 - . une zone de convection-diffusion, appelée «2e phase» au chapitre 1
- } regroupées dans l'appellation «1ère phase» au Chapitre 1, § 1.3.1

Comme son nom l'indique, la zone de jet est préférentiellement marquée par la vitesse d'éjection en mer de l'effluent à la sortie de la canalisation de rejet. Cette première partie de l'écoulement peut s'étendre de quelques mètres à quelques dizaines de mètres.

Dans la zone de panache qui lui fait suite, les forces de gravité dues à la différence de densité entre l'effluent et l'eau de mer prennent le pas sur les forces d'inertie initiales. On désigne par «panache» la partie ascendante de l'écoulement jusqu'à sa cote d'étalement horizontal. Dans le cas où le panache arrive en surface, les forces gravimétriques jouent encore un certain rôle dans l'étalement horizontal.

Au-delà, dans la zone de convection-diffusion, la masse d'eau contaminée ne dispose plus d'une source d'énergie propre. Elle est simplement soumise aux courants régnants et à la turbulence qui continue à assurer un certain mélange avec l'eau de mer, donc à réduire les concentrations.

Les zones de panache et convection-diffusion sont en outre modifiées sensiblement selon que les eaux marines réceptrices sont ou non homogènes en densité et selon la nature des courants régnants.

3.2 RÔLE FONDAMENTAL DES DIFFÉRENCES DE DENSITÉ

Deux facteurs essentiels conditionnent la densité de l'eau de mer : la température et la salinité (voir Annexes D et E) . L'échauffement dû aux radiations solaires, l'évaporation, les apports fluviaux contribuent donc à faire des mers et des océans un ensemble hétérogène en densité. Ces différences de densité expliquent un certain nombre de grandes circulations océaniques et c'est à partir des seules mesures systématiques de la température et de la salinité (donc de la densité) que les océanographes ont découvert et expliqué ces circulations.

Des masses d'eau de densités différentes tendent évidemment à se stratifier en couches horizontales de telle sorte que la densité croisse de la surface libre vers le fond. En fait, cet équilibre idéal n'est jamais réalisé parce que les courants et la répartition des pressions introduisent des forces complémentaires qui empêchent d'atteindre un tel équilibre statique.

La séparation entre deux couches d'eau de mer de densités différentes n'est jamais une interface nette comme c'est le cas entre deux liquides non miscibles. La zone de transition a une épaisseur notable que les courants et la turbulence tendent toujours à accroître. Cela complique singulièrement les calculs hydrauliques correspondants.

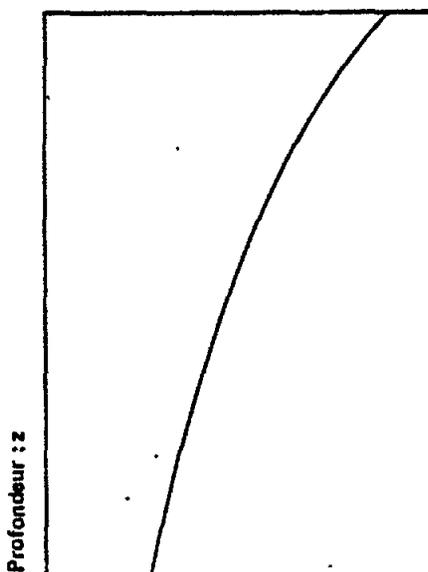
Dans les eaux littorales, les stratifications d'origine thermique sont particulièrement fréquentes, surtout en Méditerranée. Les interfaces correspondantes portent le nom de «thermocline». Le mécanisme de formation des thermoclines est important et mérite qu'on le rappelle ici. L'échauffement des couches marines superficielles est le fait des radiations solaires, et une part de l'énergie thermique est transmise par les rayons lumineux. Ceux-ci pénètrent dans l'eau à des profondeurs variables selon la longueur d'onde, et l'échauffement de l'eau, décroissant avec la profondeur, se fait directement dans la masse liquide (figure 5).

DECROISSANCE DE LA LUMIERE

$$I = I_0(\lambda) \exp [-K(\lambda) z]$$

λ = longueur d'onde

Intensité lumineuse : I



EVOLUTION CONTINUE D'UNE THERMOCLINE EN FONCTION DU TEMPS

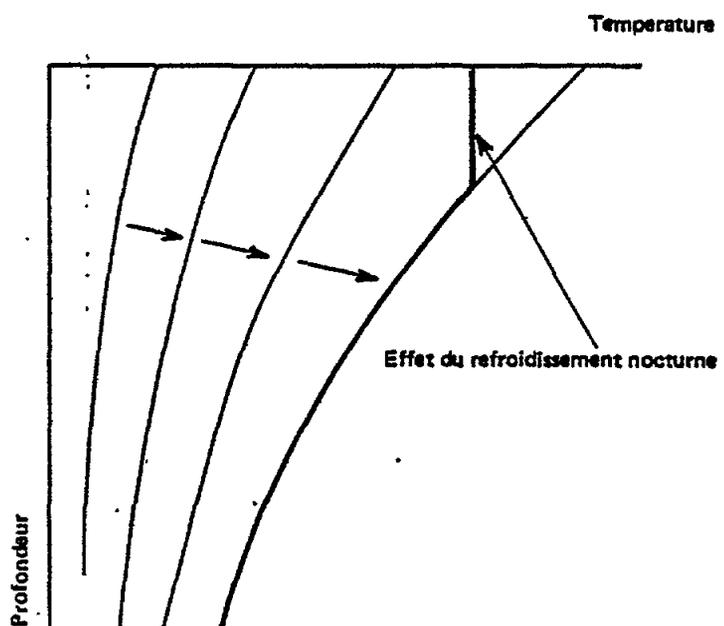


Figure 5 — Mécanisme de formation d'une thermocline

Le bilan des échanges thermiques entre l'eau et l'atmosphère s'inverse généralement la nuit par rapport à ce qu'il est le jour ; mais ce phénomène tient essentiellement au rayonnement calorifique, dit du corps noir, qui est exclusivement superficiel. Il refroidit néanmoins une couche liquide, dont la densité s'accroît, qui devient instable, et plonge en profondeur jusqu'à sa cote d'équilibre possible. Il en résulte un mélange et une homogénéisation des eaux sur une certaine épaisseur.

Le vent accélère plus ou moins ce mélange des eaux superficielles et contribue à enfoncer la zone de gradient thermique, appelée : thermocline. Les aléas météorologiques compliquent encore le phénomène et il est possible d'observer plusieurs thermoclines à des profondeurs différentes. Sous les latitudes méditerranéennes, la thermocline la plus importante est celle dite "saisonnaire" qui se forme au printemps et au début de l'été, puis disparaît progressivement en automne. Elle s'établit entre -10 et -40 m environ et l'écart de température peut atteindre 10 à 12°C sur une hauteur de quelques mètres. On observe souvent des thermoclines "diurnes" dans les 10 premiers mètres d'eau, qui peuvent correspondre à un écart thermique de 1 à 2°C. La répartition réelle des températures avec la profondeur présente finalement une allure assez complexe comme le montre la figure 6.

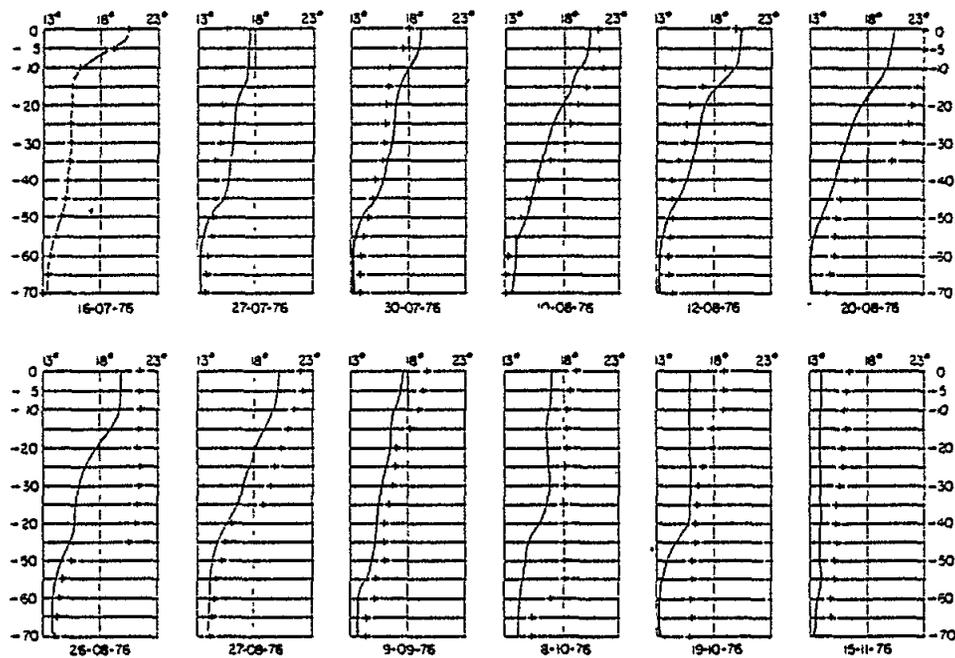


Figure 6 — Thermoclines mesurées et calculées dans la baie de Courtiou en 1976.

(Les valeurs mesurées correspondent aux croix.)

Un vent soufflant dans un certain secteur angulaire par rapport à la côte peut produire un basculement temporaire de la thermocline simplement pour compenser l'effet du frottement exercé par le vent à la surface libre. Si le vent souffle vers la terre il incline la thermocline en l'enfonçant côté terre, s'il souffle vers la mer il la relève côté terre provoquant une remontée d'eau froide, phénomène appelé : upwelling.

Si ΔT est la différence de température et $\Delta \rho$ la différence de densité entre les deux couches d'eau séparées par la thermocline, on établit facilement (figure 7) que la pente α de la surface libre produite par le vent entraîne l'inclinaison de la thermocline en sens inverse suivant une pente β telle que :

$$\beta = \alpha \cdot \frac{\rho}{\Delta \rho}$$

$\frac{\rho}{\Delta \rho}$ étant de l'ordre de $\frac{4000}{\Delta T}$, β est beaucoup plus grand que α .

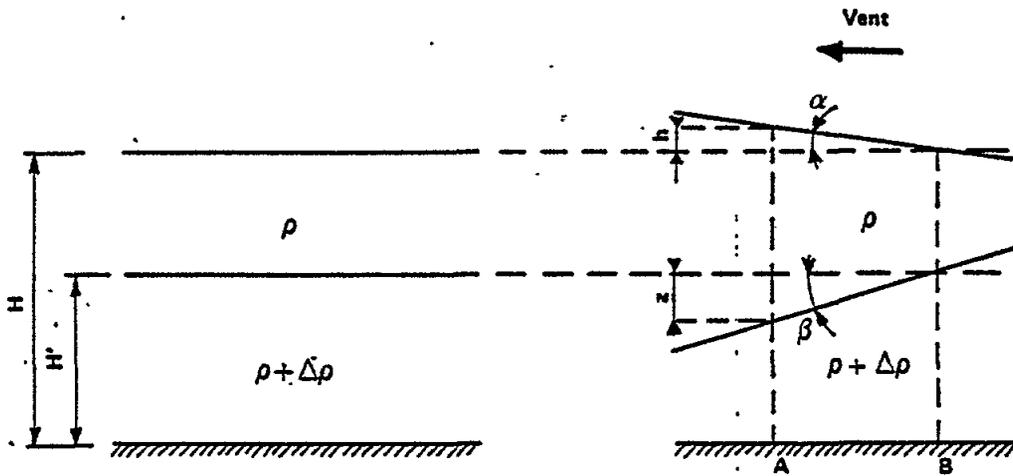


Figure 7 - Principe du basculement d'une interface densimétrique sous l'action du vent.

L'égalité des pressions en A et B entraîne : $h \rho - z \Delta \rho = 0$, soit $z = h \rho / \Delta \rho$

Pour une vitesse croissante du vent de terre, la thermocline s'incline progressivement jusqu'à venir toucher la surface côté terre et s'en éloigner de plus en plus, créant en arrière une zone déstratifiée, de température homogène, dans laquelle un effluent ne peut plus être piégé en profondeur. Il fait donc surface, côté terre, parce qu'il suit l'inclinaison progressive de la thermocline. Un effluent longtemps accumulé en profondeur peut ainsi amener brusquement à la côte une grosse pollution, phénomène réellement constaté en certains points du littoral.

3.3 JETS ET PANACHES

3.3.1 Dilution maximale possible, risques de recirculation

Un calcul simpliste donne facilement la dilution maximale qu'il est possible d'atteindre à proximité d'un diffuseur. Il suffit de comparer le débit de l'émissaire au débit liquide susceptible de traverser la section droite de la mer définie par la longueur du diffuseur. Ainsi :

$$D_{\max} = HLV/q$$

avec :

D_{\max} = dilution maximale accessible théoriquement

H = profondeur d'immersion du diffuseur

L = longueur du diffuseur

V = vitesse moyenne des eaux marines

q = débit d'effluent

Si le calcul d'un jet suivant les méthodes exposées ci-après conduisait à des valeurs plus élevées que ce maximum, il se produirait dans le jet une recirculation d'eaux déjà contaminées et insuffisamment éloignées du diffuseur par les courants. Cette recirculation ramènerait la dilution au maximum précédent, tout au plus.

De la même manière, et plus particulièrement en Méditerranée, on vérifiera que les courants superficiels sont à même d'éloigner toutes les eaux polluées remontées en surface par le ou les jets issus du diffuseur. On aura ainsi une évaluation approximative de l'épaisseur H' de la couche marine intéressée par l'effluent :

$$H' = Dq/(V\emptyset)$$

H' = épaisseur de la couche polluée

D = dilution moyenne dans le jet ou panache

q = débit d'effluent de ce jet

\emptyset = diamètre atteint par le panache à la surface de la mer

V = vitesse moyenne de l'écoulement naturel des eaux marines sur l'épaisseur H'

Si H' est importante vis-à-vis de la profondeur totale Y , il y aura une recirculation importante d'eaux contaminées dans le jet. La dilution réelle sera seulement de l'ordre de celle atteinte dans le panache vertical à la profondeur $Y - H'$.

3.3.2 Panache en milieu homogène

L'analyse du problème est relativement simple si le milieu récepteur est homogène en densité d'une part, immobile ou animé d'une faible vitesse générale d'écoulement d'autre part.

L'effluent rejeté est soumis à trois forces principales : sa quantité de mouvement initiale (on désigne ainsi en hydraulique le produit de la masse par la vitesse), sa flottabilité (différence de densité entre l'effluent et le milieu) et le frottement sur les eaux environnantes. Dans un jet la quantité de mouvement est prépondérante sur la flottabilité ; c'est l'inverse dans un panache. Il n'y a pas de frontière précise entre jet et panache.

Un rejet par émissaire est d'abord un jet, évoluant rapidement vers un panache.

Jet et panache sont fortement turbulents. Par frottement ils entraînent l'eau de mer environnante d'où une dilution assez rapide de l'effluent. Des instabilités naissent rapidement, qui donnent au panache une structure faite de bouffées successives comme cela s'observe facilement avec une fumée sortant d'une cheminée. La trajectoire et les caractéristiques de vitesse ou de concentration dans un panache ne se définissent donc que statistiquement.

Les très nombreuses expériences conduites dans les laboratoires d'hydraulique du monde entier ont permis d'établir des lois moyennes décrivant simultanément la succession jet et panache, lois qui ont une bonne précision et qui sont universellement admises aujourd'hui.

Afin d'en rendre plus pratique l'utilisation, ces lois ont été traduites en abaques dans un certain nombre de cas types qui font l'objet de l'Annexe F ci-après. Les éléments nécessaires au calcul du cas général d'un panache émis par jet horizontal en sont reproduits ci-après (Annexe D). Renvoyant à ce document pour le calcul précis dans chaque cas, nous donnerons ici quelques indications générales et d'ordre de grandeur sur les résultats à attendre de tels calculs.

Un rejet par émissaire est défini par la vitesse initiale du jet U_0 le diamètre de l'orifice du tuyau D et la profondeur de celui-ci au-dessous de la surface libre.

Sur l'abaque de calcul de l'Annexe D, les branches asymptotiques, à droite des courbes représentatives, correspondent aux cas les plus fréquemment rencontrés en assainissement. Dans cette région de l'abaque (pour $\eta \geq 10$), en assimilant les courbes à une droite, on peut donner l'expression suivante, approchée, de la dilution T_m :

$$T_m = 0,15 Y^{3/2} \cdot U_0^{-1/2} \cdot D^{-5/4} \quad (\text{unités : m,s}) \quad (3.1)$$

formule suffisante dans tous les cas courants, et qui montre que la dilution croît comme la puissance 3/2 de la hauteur de remontée Y .

Si Q est le débit du tuyau, la même expression s'écrit :

$$T_m = 0,13 Y^{3/2} \cdot U_0^{1/8} \cdot Q^{-5/8} \quad (3.2)$$

La dilution croît lorsque le débit diminue. Ceci montre l'intérêt, pour augmenter la dilution, de disposer un diffuseur multipores à l'extrémité de l'émissaire, de manière à fractionner le débit.

A vitesse d'éjection constante, on gagne par exemple ainsi :

- un facteur 4 sur la dilution avec un diffuseur 10 pores,
- un facteur 5 sur la dilution avec un diffuseur 13 pores.

Des considérations pratiques guident et limitent le choix des caractéristiques des diffuseurs :

- la condition d'autocurage suppose dans les tuyaux une vitesse atteignant avec une fréquence suffisante 0,75 à 1 m/s;
- la limitation des pertes de charge conduit à ne pas dépasser une vitesse de 2 m/s,
- la condition de non-obstruction des orifices du diffuseur impose pour ceux-ci un diamètre minimal de 0,15 à 0,20 m,
- l'hydraulique exige par ailleurs que la somme des sections des orifices soit au plus égale à la section de l'émissaire.

Les formules ci-dessus montrent également que la dilution varie peu avec la vitesse initiale qui, nous venons de le voir, ne peut elle-même être choisie qu'à l'intérieur d'une fourchette assez étroite.

L'espacement des orifices du diffuseur devant être au minimum de l'ordre du diamètre du panache à la surface, on pourra l'évaluer au moyen des formules de calcul données dans le memento précité et qui conduisent aux résultats pratiques ci-après, Y étant la hauteur de remontée :

- 90 % du liquide rejeté est contenu dans un cercle de diamètre 0,4 Y ,
- 98 % du liquide rejeté est contenu dans un cercle de diamètre 0,5 Y .

3.3.3 Panache en milieu stratifié

Lorsque la mer est stratifiée, la densité croît avec la profondeur (cf. § 3.2). Au contraire, la densité dans un panache ascendant croît avec sa hauteur de remontée par suite du mélange progressif avec l'eau de mer. Il peut alors se faire (figure 8) que les deux densités s'égalisent à une certaine profondeur au-dessous de la surface. La flottabilité s'annulant, les effluents sont alors « bloqués » entre deux eaux et s'étalent horizontalement à ce niveau. Ce phénomène est assez courant et s'observe bien en été sur les rejets d'émissaires profonds.

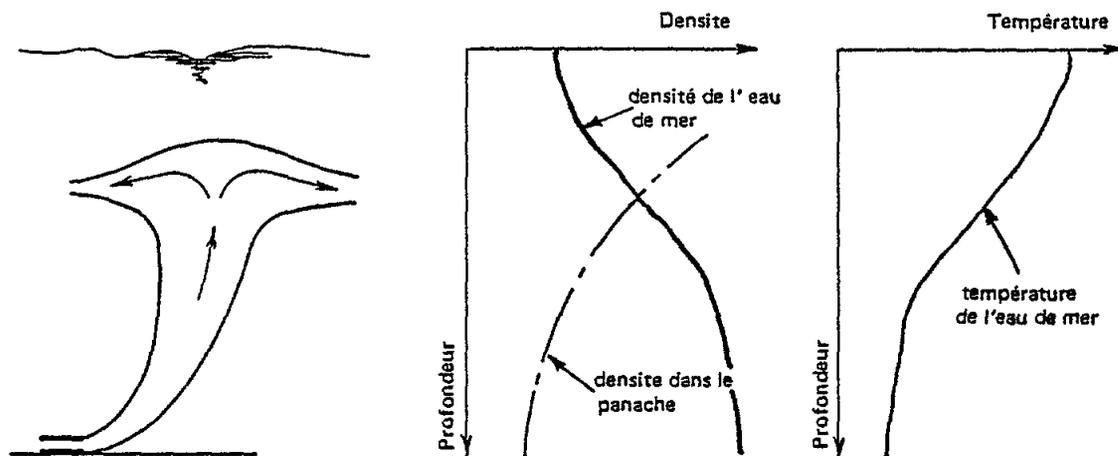


Figure 8 — Principe du captage d'un panache dans une eau de mer stratifiée en densité par suite des variations de température avec la profondeur.

Le calcul d'un tel panache est fondé sur les mêmes principes qu'en milieu homogène en densité. Il est toutefois plus complexe et, pour être précis, suppose un calcul sur ordinateur tenant compte de la loi de répartition réelle de la densité dans l'environnement marin considéré. On peut toutefois se faire une idée approximative du risque de blocage en utilisant l'abaque de l'Annexe D qui donnera la dilution à différentes profondeurs. La dilution permettra de calculer la température et la salinité dans le panache. L'Annexe E permettra de calculer la densité. En comparant les densités obtenues dans le jet à la densité de la mer à profondeur équivalente, on pourra déterminer s'il y aura blocage et, dans l'affirmative, à quel niveau.

Lorsqu'on doit décider de l'implantation d'un émissaire dans un site où existe un risque de blocage saisonnier de l'effluent en profondeur (situation qui ne se présentera en pratique qu'en Méditerranée), on se trouve dans les conditions où les choix à faire et les options à lever sont les plus délicats. Plusieurs cas se présentent alors :

- a. Si la bathymétrie sub-littorale et la condition d'éloignement minimal du rivage du point de rejet interdisent toute solution écartant le risque de capture, les options sont réduites. On se décidera dans ce cas pour l'implantation qui réduira le plus possible la durée saisonnière d'existence des conditions de capture.
- b. Un deuxième cas est celui où une solution d'implantation existe qui permet de s'affranchir en permanence du risque de capture et qui ne présente pas d'inconvénients particuliers par ailleurs tels que coût, risques plus élevés de pollution, difficultés de mise en place ou de tenue de l'émissaire. La décision en faveur d'une telle solution est alors très recommandable.

- c. Le troisième cas, le plus embarrassant, est celui où il existe une solution sans capture mais où celle-ci présente un ou plusieurs des inconvénients signalés dans le cas précédent, si bien qu'il faut trancher entre l'acceptation de ces inconvénients et celle de la capture saisonnière de l'effluent. On ne peut ici donner de règle absolue de choix mais seulement éclairer celui-ci par une analyse des conséquences de la capture de l'effluent.

Constatons d'abord qu'un effluent capturé présente l'avantage de demeurer invisible et de ne pas polluer la surface de la mer fréquentée par les usagers. C'est un aspect qui, souvent, ne manque pas de séduire les responsables des activités touristiques, notamment le pouvoir politique local. Mais il faut opposer à cet avantage de sérieux inconvénients : lorsque la capture est relativement profonde, le matelas d'eau qui la surmonte, dont l'effet d'écran aux échanges est considérablement renforcé par l'effet thermocline, s'oppose au renouvellement de l'oxygène en profondeur. Les matières organiques et minérales biodégradables ne trouvant pas les éléments nécessaires à leur dégradation, pour peu que les courants, souvent plus faibles en profondeur, favorisent une stagnation de l'effluent, risquent d'amorcer un processus dystrophique au sein de la flore locale. Un bloom de matière végétale caractéristique des conditions d'eutrophisation peut alors prendre naissance de manière explosive et sur une échelle considérable entraînant de graves inconvénients*.

Indépendamment de ce risque, une capture en profondeur n'est interrompue, en Méditerranée, que par un fort vent de terre qui, sur certains secteurs côtiers, peut être rare en été. Or, une capture de longue durée peut entraîner, si les courants sont faibles ou tournent en rond, une forte accumulation de polluants mal dégradés. Un basculement de thermocline, sur un coup de vent, laissera remonter à la surface, et à la côte, ce champignon fermentescible et nauséabond, du plus désastreux effet sur les usagers de la mer. Cet accident, pour n'être pas très fréquent, a néanmoins été observé sur plusieurs sites d'émissaires.

A la surface de la mer, au contraire, et grâce au renouvellement d'oxygène et à l'activité planctonique, la lumière et l'ultra-violet favorisant la photosynthèse, un effluent qui n'est pas arrêté dans sa remontée trouve les conditions les plus favorables à l'auto-épuration de ses constituants dégradables et profite, en outre, de meilleures conditions de dilution-dispersion.

Pour les raisons qui précèdent, il est permis de conclure que les inconvénients de la capture de l'effluent en profondeur l'emportent largement sur l'avantage visuel, parfois seulement temporaire, de son confinement sous l'écran thermique.

En conséquence, dans le troisième cas défini ci-dessus, où la solution sans capture nécessite quelques sacrifices sous l'angle financier ou technique, on peut recommander de les consentir car on en recueillera les dividendes sous la forme de l'élimination des mauvaises surprises de résurgences de pollution et de proliférations végétales tout à fait indésirables.

Rappelons enfin que, vis-à-vis du risque de capture, l'accroissement de la vitesse d'émission de l'effluent et du débit par orifice, par conséquent la diminution du nombre de ceux-ci et, à la limite, le jet unique, sont des conditions favorables pour éviter le blocage du panache.

Il faut toutefois honnêtement souligner que, si le risque de capture se produit sur un site où les courants à toutes profondeurs sont permanents, assez forts et de direction favorable à un rapide emport des effluents vers le large, le bilan précédemment établi en faveur de la non-capture peut s'inverser. Malheureusement, ces conditions de courants sont rares sur certains littoraux méditerranéens où la thermocline tend ses pièges en été.

De tout ceci il faut essentiellement retenir la philosophie générale des aspects multiples, complexes et souvent contradictoires que revêt le problème de l'élimination d'un effluent pollué lorsque les conditions de la mer font obstacle verticalement ou horizontalement à sa dilution et à son éloignement.

Il faut aussi en retenir que, dans ce cas, la recherche d'une très bonne connaissance de la courantologie dans toutes les situations météorologiques est particulièrement nécessaire, et cela suppose une importante campagne de mesures sur le site.

3.3.4 Panache en milieu animé d'un mouvement horizontal de translation

Si le milieu marin est animé d'une vitesse d'écoulement horizontale, l'axe du panache est dévié, sa trajectoire s'allonge et la dilution s'accroît. Alors que cette trajectoire avait une allure parabolique d'axe vertical pour un jet émis horizontalement dans un milieu immobile, elle prend assez vite l'allure d'une parabole d'axe horizontal sous l'effet du courant.

* Un important bloom algal, dénoncé par les pêcheurs, en baie de Cannes en juillet 1975 sur des fonds de 20 à 30 m, cote de blocage des effluents du nouvel émissaire, s'est étendu sur une dizaine de kilomètres, interdisant les champs de pêche.

3.3.4.1 Milieu homogène

On ne possède de solutions analytiques ou d'abaques que pour le cas d'un panache émis verticalement dans un milieu homogène en densité. Les calculs de la trajectoire et de la dilution moyenne sont possibles avec les relations ci-après proposées en 1974 par Chu et Goldberg, et dont l'application est particulièrement simple :

$$\begin{aligned} R &= V/U \\ F^2 &= V^2 / \left[g \left(\frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} \right) D \right] \\ X &= x / (RD) \\ A &= X \quad R^2 X^2 / (2F^2) \\ z &= 1,44 RD A^{1/3} \\ T &= R A^{2/3} = 0,48 z^2 / (RD^2) \\ r &= z/2 \end{aligned} \tag{3.3}$$

dans lesquelles :

U = vitesse d'écoulement du milieu marin,

V = vitesse d'émission du jet,

x et z = coordonnées de l'axe du panache, l'origine coïncidant avec le point d'émission et z étant l'ordonnée verticale,

F = nombre de Froude densimétrique du jet,

T = dilution caractéristique moyenne,

D = diamètre de l'orifice d'émission du jet,

ρ = densité de l'eau de mer,

ρ_0 = densité initiale de l'effluent,

r = rayon du panache,

R, A et X = variables intermédiaires de calcul simplifiant les formules.

Ces formules sont calculables à la main ou programmables sur une calculatrice de poche.

Il est par contre difficile de définir à quel moment l'effet de dilution dû soit à la vitesse initiale du jet, soit à la flottabilité de l'effluent, devient négligeable devant la turbulence générale de l'écoulement du milieu. Certains auteurs proposent de prendre le point où l'axe du panache recoupe la surface libre de la mer.

3.3.4.2 Milieu stratifié

Il n'existe pas de moyen de calcul tout à fait général d'un panache émis dans un milieu stratifié en densité et animé d'une vitesse générale d'écoulement.

3.3.5 Mesures de contrôle ou simulation in situ

Nous avons évoqué au paragraphe 3.3.2 le caractère aléatoire des mouvements à l'intérieur d'un panache et souligné le fait que les caractéristiques calculées correspondaient à des valeurs moyennes statistiques universellement reconnues.

Si un excès de conscience peut suggérer des mesures de contrôle in situ, il faut absolument se garder de telles tentatives. En effet, on ne dispose pas aujourd'hui, à un coût raisonnable, des moyens qui seraient nécessaires pour une telle vérification : précision de la localisation dans l'espace, immobilité du support du préleveur en mer, prélèvements longs pour assurer une moyenne temporelle, mesure simultanée de nombreux paramètres auxiliaires, etc. Les résultats seraient illusoire tant que les méthodes de calcul indiquées ci-dessus sont désormais sûres.

3.4 EFFET DES ÉCARTS DENSIMÉTRIQUES RÉSIDUELS

3.4.1 Étalement horizontal en surface

Nous venons d'étudier dans les paragraphes précédents le comportement du panache entre le point d'émission de l'effluent et le niveau (surface ou intermédiaire) auquel la flottabilité résiduelle de l'effluent dilué stabilise la remontée de celui-ci, et avons indiqué la manière de calculer la dilution, la trajectoire de l'axe et le diamètre du panache à tous les niveaux.

Mais dans le cas où la stratification est insuffisante pour bloquer le panache à un niveau intermédiaire, il parvient à la surface, donc, sauf cas théorique idéal, avec un reliquat de flottabilité positive. Celle-ci, théoriquement, permet à l'effluent dilué de flotter sur le milieu naturel de densité plus élevée et de s'y étaler, poussé par la continuité du débit, à la manière d'une tache d'huile sur l'eau. Dans la pratique, cet étalement densimétrique sans mélange appréciable avec le milieu sous-jacent ne se produit que si les deux conditions suivantes sont réunies :

- agitation de surface très modérée (par exemple vent < 3 m/s),
- différence de densité des liquides supérieure à un minimum, autrement dit dilution dans le panache inférieure à un maximum (de l'ordre de 125).

En l'absence de courants, cet étalement se fait alors en symétrie axiale dans toutes les directions. Par des calculs hydrauliques simples, on obtient les formules suivantes qui donnent respectivement l'épaisseur de la couche polluée, la vitesse radiale d'écoulement en fonction de la distance au centre du panache et du débit (on néglige les frottements) :

$$H = 0,071 \cdot Q^{1/2} \cdot \left(r \frac{\Delta \rho}{\rho} \right)^{-1/4} \tag{3.4}$$

$$V = \frac{Q}{2\pi r H} \tag{3.5}$$

La distance atteinte en fonction du temps est donnée par :

$$r = 2,18 (T^4 q^2 D \Delta \rho / \rho)^{1/7} \tag{3.6}$$

avec :

- r = distance à l'axe du panache,
- q = débit de l'émissaire,
- Q = débit total du panache (débit de l'émissaire multiplié par la dilution moyenne),
- D = dilution moyenne à l'émergence du panache,
- H = épaisseur de la couche d'écoulement superficielle,
- V = vitesse de la couche d'écoulement superficielle,

$\Delta\rho$ = écart densimétrique résiduel au sommet du panache,

$\Delta\rho_0$ = écart densimétrique résiduel au point de rejet,

ρ = densité de l'eau de mer,

ρ_0 = densité de l'effluent,

T = temps,

unités : mètre et seconde.

A titre d'exemple, un rejet de 50 l/s à 20 m de profondeur peut conduire aux valeurs suivantes :

- . dilution : 75
- . débit total du panache : 3,8 m³/s
- . écart densimétrique résiduel : 0,00035

Distance à l'axe du panache (m)	Hauteur de la couche contaminée (m)	Vitesse d'écoulement (cm/s)	Distance théorique atteinte au bout de 12 h (m)
10	0,56	11	105
20	0,47	6	
40	0,40	3,7	
60	0,36	2,8	
100	0,32	1,9	

La distance atteinte au bout de 12 heures est à rapprocher du phénomène de déstratification nocturne mentionné ci-après au § 3.4.2.

S'il n'est pas sans intérêt de s'arrêter à ce phénomène d'étalement en surface, pourtant relativement exceptionnel, c'est que, dans le domaine qui nous occupe, le cas intéressant est toujours le cas le plus défavorable et c'est celui-là dont il faut calculer les conséquences sous l'angle de la pollution.

L'étalement en surface réalise les conditions dans lesquelles l'effluent subit la plus faible dilution et peut donc correspondre à ce cas le plus défavorable.

En outre, c'est par mer très calme, en été, saison touristique la plus sensible du point de vue de la pollution, que la probabilité d'occurrence de ce phénomène d'étalement sans dilution est la plus grande.

Il peut alors, renforcé le cas échéant par des courants défavorables, amener en des points sensibles (plages, installations conchylicoles) une couche superficielle d'eau polluée qui n'a subi presque aucune dilution depuis le point d'émergence du panache. Ceci met en évidence le double intérêt d'une bonne dilution dans la phase de remontée du panache. D'une part, en effet, nous avons dit que le phénomène d'étalement nécessite une différence de densité suffisante entre les deux liquides, d'autre part, si l'étalement se produit, transportant une pollution sans dilution appréciable, il est préférable que la dilution soit la plus forte possible au point de départ.

En conclusion, l'adjonction d'un diffuseur efficace à un émissaire peu profond aidera à éviter le risque de l'étalement en surface.

Cependant, une correction naturelle existe qui, par l'entrée en jeu du phénomène de déstratification nocturne, peut venir mettre un terme à celui de l'étalement en surface.

3.4.2 Destratification nocturne

Nous venons de voir qu'un panache d'eau douce parvenu à la surface peut encore présenter une différence de densité par rapport à l'eau de mer. Or l'alternance jour-nuit des conditions d'échanges thermiques entre la mer et l'atmosphère peut modifier cette stratification résiduelle, dans les conditions suivantes :

La nuit, la mer se refroidit par rayonnement et éventuellement par évaporation selon le vent et la teneur en vapeur d'eau de l'atmosphère (voir § 3.2). Ces deux phénomènes impliquent un refroidissement limité à la seule surface libre, et une augmentation consécutive de la densité. Cette couche superficielle plus dense est instable et coule, entraînant un brassage et une égalisation de la densité sur une certaine profondeur.

Selon les conditions, cette augmentation de densité due au refroidissement peut annuler le déficit densimétrique résiduel de l'effluent dû à sa moindre salinité. La stratification disparaît alors et la couche contaminée s'épaissit par diffusion verticale.

Pour vérifier les conditions de cette déstratification, on calculera la variation de température ΔT nécessaire pour annuler l'écart densimétrique résiduel $\Delta \rho$ soit au moyen des formules de l'Annexe E, soit par la formule approchée :

$$\Delta \rho = -\Delta T / 4000 \quad (3.7)$$

La quantité de calories qui correspond à cet écart thermique par unité de surface de la couche contaminée d'épaisseur H est :

$$Q = \Delta T.H$$

Pour que la déstratification soit effectivement réalisée, il faut que la quantité Q ne soit pas supérieure à la quantité de calories Q' que la surface marine peut transmettre à l'atmosphère par rayonnement ou évaporation au cours de la nuit, compte tenu des conditions météorologiques.

Telle est la théorie du phénomène de déstratification par le refroidissement superficiel nocturne. Son intérêt est de mettre fin au transport en surface sans dilution de l'effluent lorsqu'il se produit par mer très calme. La vérification de ces situations n'est pas d'usage courant dans l'étude des projets de rejet par émissaire. Le mode de calcul un peu compliqué de Q' est cependant indiqué, à toutes fins utiles, dans l'Annexe C.

3.5 CONVECTION PAR LES COURANTS NATURELS

A la limite de la zone d'étalement densimétrique correspondant à une vitesse d'étalement négligeable, l'énergie contenue dans les forces de flottabilité est épuisée. Au-delà de cette limite, les masses d'eau contaminées ne se déplacent plus que sous l'action des courants généraux qui règnent en mer sur le site considéré. Ces courants ont des origines diverses : marée, circulations océaniques générales ou courants particuliers à l'embouchure des fleuves. Ils sont fortement influencés par la topographie du rivage et des fonds marins. Près du rivage, les courants sont sensiblement parallèles à la direction des isobathes. Seule est concernée par l'approche « pollution » la vitesse d'écoulement dans la couche contaminée par l'effluent. Le problème essentiel est donc de connaître la répartition verticale des vitesses horizontales que l'on désigne également par : profil des vitesses. Cette répartition dépend de la profondeur d'eau, du frottement sur le fond, des stratifications densimétriques du milieu marin, de la force du vent.

Les forces mises en jeu dans les écoulements en mer sont souvent faibles, si bien que la force de Coriolis due à la rotation de la terre n'est plus négligeable. Elle a pour conséquence une rotation du vecteur vitesse en fonction de la profondeur, si bien que la direction des courants varie sensiblement entre la surface et le fond. Peu sensible sur des écoulements de marée atteignant 50 à 60 cm/s, la force de Coriolis est très importante dans les écoulements dus au vent.

3.5.1 Grandes circulations océaniques

Il existe, à l'échelle même des océans ou des mers, des grandes circulations de masse d'eau étroitement liées aux mécanismes atmosphériques et climatiques, et aux perpétuels échanges thermiques entre la mer et l'atmosphère. Ils s'apparentent le plus souvent à des courants de densité et ont été particulièrement bien mis en évidence à partir des seules mesures de la répartition des températures et des salinités dans les océans. Si ces courants sont bien caractérisés au large du plateau continental, il n'en va pas de même dans la bande côtière large de 1 à 2 km qui nous intéresse ici. Ils sont alors fortement ralentis par les frottements, masqués par d'autres types de courants, ou modifiés par la topographie (figure 9). Ils peuvent avoir un caractère saisonnier très marqué.

Sans nier leur importance, il faut donc observer à leur égard une assez grande prudence et mettre en oeuvre des mesures de longue durée pour en confirmer l'existence et les caractéristiques.

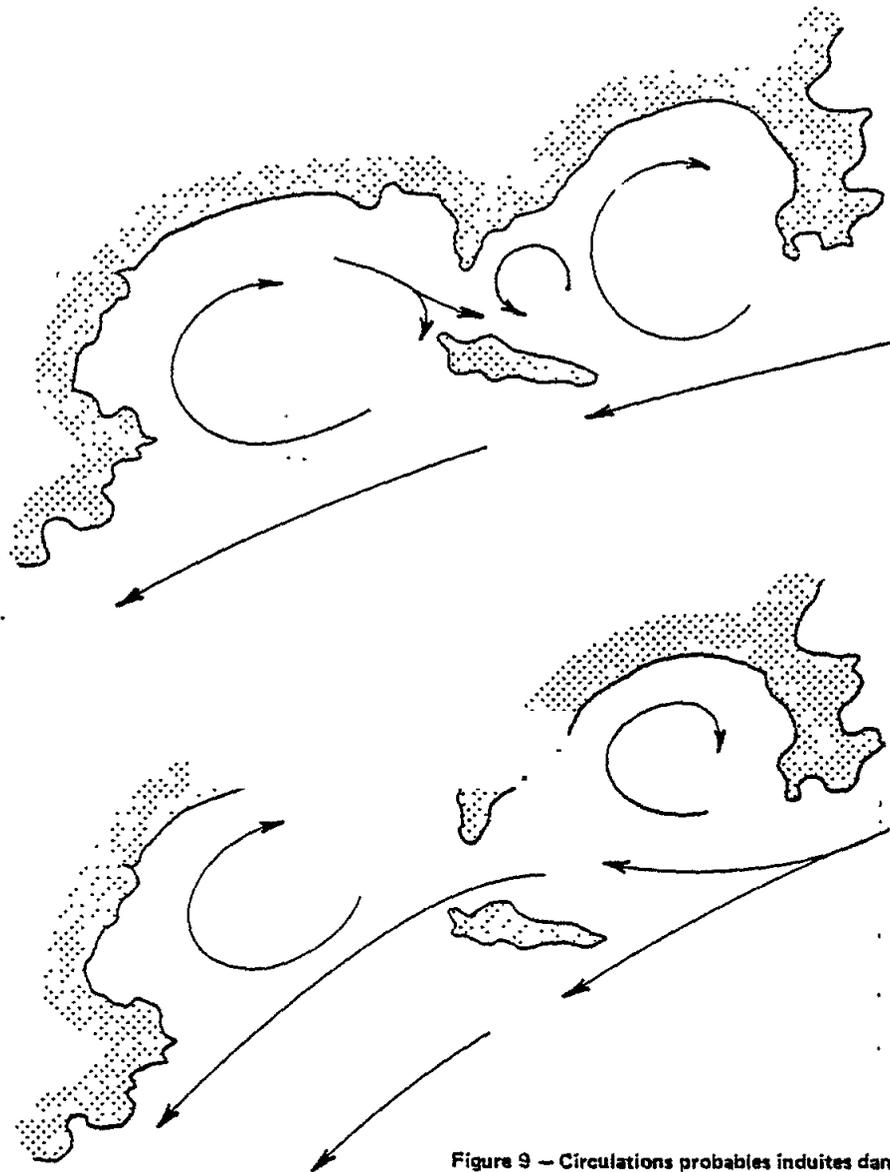


Figure 9 - Circulations probables induites dans une baie.

3.5.2 Les marées

Le phénomène de la marée est dû aux variations dans le temps et dans l'espace du champ d'attraction des astres les plus proches de la terre : lune et soleil. La marée est faible au milieu des océans, mais s'amplifie de façon notable sur le plateau continental et selon la topographie des côtes et des fonds marins. Si les effets de variation de niveau sont les plus connus, ils s'accompagnent de mises en vitesse qui peuvent atteindre quelques mètres par seconde (grands estuaires, Manche au cap de la Hague, etc.). En Méditerranée les marées sont généralement très faibles mais engendrent des courants sensibles dans les chenaux d'accès aux étangs (canal de Caronte, graus du Languedoc).

L'écoulement de marée est influencé par le frottement sur le fond, et le profil des vitesses a en général une allure logarithmique proche de celle qu'on rencontre dans un canal ou une rivière. La vitesse variera donc rapidement sur la verticale au voisinage du fond et très peu près de la surface libre.

On caractérise habituellement les courants de marée en un point donné en mer par une « rose des courants », simple hodographe des vitesses pour un cycle de marée (figure 10). La rose des courants a toujours, près des côtes, une forme allongée dont la plus grande dimension est grossièrement parallèle aux isobathes.

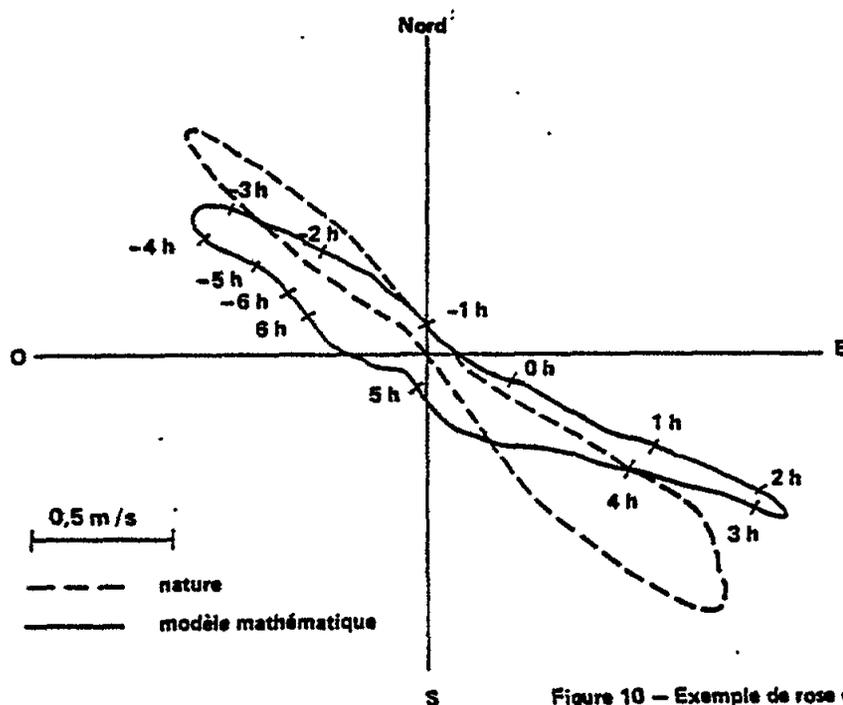


Figure 10 — Exemple de rose des courants dus à la marée.

(Hodographe du vecteur vitesse mesuré en un point fixe au cours d'une marée).

Si l'on suit une particule d'eau déterminée dans son cheminement au cours d'une marée, on constate qu'elle ne revient jamais strictement à son point de départ. Il existe toujours des courants secondaires généralement favorables à un renouvellement progressif des eaux. La détermination de ces courants est malheureusement très difficile parce qu'ils sont de second ordre par rapport à l'excursion de marée. Seules des mesures en mer fines et appropriées (flotteurs) permettront de les déterminer approximativement.

Le champ des vitesses sur une étendue marine donnée pourra être obtenu soit par des mesures in situ en nombre suffisant, soit par un modèle physique ou mathématique. La dépense à consentir pour l'étude du milieu récepteur étant, par nécessité financière, proportionnée à l'importance des risques de pollution entraînés par le rejet projeté, on ne pourra dans tous les cas recourir à la méthode d'étude la plus sophistiquée qui d'ailleurs ne s'impose pas pour de petits rejets n'entraînant pas de grands risques. Il faudra alors se contenter d'une campagne limitée de mesures en mer suivant un protocole bien réfléchi. Pour des projets plus importants on pourra se permettre de recourir aux modèles. Ceux-ci, quel qu'en soit le type, n'excluent pas totalement la nécessité des mesures en mer pour assurer leur réglage et introduire les conditions aux limites. Le réglage consiste à choisir, en tous les noeuds de mailles d'un modèle, des paramètres de frottement adaptés aux conditions locales. Introduire les conditions aux limites consiste à reproduire les échanges d'eau réels à travers la frontière théorique qui limite le modèle vers le large. Réglage et conditions aux limites exigent donc des mesures in situ.

Compte tenu de la lourdeur et du nombre de mesures à faire in situ pour résoudre très complètement le problème par ce seul moyen, on peut dire qu'à qualité égale des résultats obtenus, les modèles mathématiques sont aujourd'hui la solution la moins onéreuse. Ils exigent toutefois de faire appel à des organismes dotés de moyens de calcul importants, ce qui est le cas d'un très petit nombre de bureaux d'études. Le choix d'un modèle mathématique adapté au problème posé n'est toutefois pas chose facile. La plupart des modèles de calcul des marées existant dans le monde ont essentiellement pour objet de fournir les niveaux d'eau et ne donnent pas un champ de vitesses suffisamment précis pour les études de dispersion d'un polluant. Cette imprécision est due à un certain nombre de termes négligés dans les équations.

Tous les modèles mathématiques fournissent les variations, en fonction du temps, des niveaux et des vitesses à tous les noeuds de maille d'une grille préalablement définie, couvrant l'étendue considérée. Il faut, pour les études de rejet, en déduire des trajectoires de masses d'eau.

Les résultats d'un modèle mathématique sont particulièrement sensibles aux conditions aux limites et celles-ci, faute de mesures suffisantes, sont souvent imparfaitement connues. Une solution pour pallier cet inconvénient consiste souvent à construire deux modèles gigognes. Le premier à larges mailles couvrira une vaste étendue et fournira les conditions aux limites d'un modèle à mailles plus fines recouvrant la zone strictement utile.

3.5.3 Courants engendrés par le vent

Les marins disent que «le vent fait le courant». Cela est vrai à l'échelle des grandes circulations océaniques comme dans les eaux littorales. Même des vents faibles, comme on en rencontre en période estivale, ont une influence sensible sur les courants et sont un moteur efficace pour le transport et la dispersion des contaminations.

Les courants engendrés par le vent ont trois caractéristiques essentielles : la forme très particulière du profil vertical des vitesses, l'influence de la force de Coriolis, les effets d'inertie qui entraînent des durées notables de mise en régime de l'écoulement.

Le vent provoque un frottement à la surface libre de l'eau et met en vitesse par entraînement les molécules liquides superficielles. Le mouvement se transmet en profondeur selon un mécanisme complexe dans lequel agissent la viscosité de l'eau et la turbulence. La viscosité est prépondérante dans les couches limites sous la surface libre et près du fond ; les gradients verticaux de la vitesse horizontale y sont maximaux. Dans la masse liquide, entre les deux, c'est la turbulence (sur laquelle on reviendra au § 3.6) qui transmet le plus efficacement l'écoulement dû au vent par transport vertical de petites masses d'eau et de la quantité de mouvement qu'elles possèdent.

Au moyen de programmes de calcul sur ordinateur assurant une simulation de ce mécanisme de turbulence et en négligeant en première analyse la force de Coriolis, on obtient les deux profils universels de vitesse des figures 22 et 23. Ces profils sont établis dans deux cas limites : le premier est celui d'un vent perpendiculaire à une côte entraînant parallèlement à lui des déplacements d'eau dont le flux moyen est nécessairement nul ; le second est celui d'un vent parallèle à la côte. Sur les deux graphiques les ordonnées sont des profondeurs «normées», c'est-à-dire divisées par la profondeur totale H , et les abscisses représentent la vitesse «normée» par la vitesse maximale superficielle V_s . Les calculs montrent qu'en appelant W la vitesse du vent mesurée à la hauteur normalisée de 10 m au-dessus de la surface, on a approximativement :

$$\text{Vent perpendiculaire à la côte} \quad V_s = 0,04 W \quad (3.8)$$

$$\text{Vent parallèle à la côte} \quad V_s = 0,07 W \quad (3.9)$$

Mais ces profils de vitesse ne sont établis qu'après une durée de vent suffisante, de l'ordre de 2 à 12 h, pour que les forces d'inertie soient vaincues et que la mise en régime soit obtenue. Il est essentiel de retenir de ces graphiques la très forte variation de la vitesse au voisinage immédiat de la surface libre, phénomène bien confirmé par les mesures en mer. A une profondeur de $H/10$ la vitesse est divisée par 5 dans le cas du vent perpendiculaire à la côte et par 2 dans le cas du vent parallèle à la côte.

Ceci souligne le caractère illusoire des formules qui tentent d'exprimer la vitesse du courant comme un pourcentage de la vitesse du vent sans préciser à quelle épaisseur d'eau s'applique la vitesse proposée, et cela fait également apparaître l'erreur commise lorsque l'on mesure les vitesses dites «superficielles» avec des courantographes enregistreurs immergés, à cause des risques, à une profondeur de l'ordre de -2 m. En fait, la vitesse réellement superficielle ne peut être mesurée qu'à l'aide de flotteurs plats n'offrant aucune prise au vent.

On conçoit à partir de là qu'une couche contaminée par un rejet subira une convection différentielle suivant la profondeur, phénomène amplifié par la diffusion verticale.

Si l'on tient compte de la force de Coriolis, le vecteur vitesse change de direction avec la profondeur. Les graphiques de la figure 24 donnent une idée de ces variations selon la direction relative du vent par rapport au rivage. Les données de ces graphiques sont établies pour une profondeur totale d'eau de 10 m et une latitude de 43° Nord. On a en outre :

$$V_s = 0,027 W (1,52 + |\sin \beta|) \quad (3.10)$$

On remarquera sur ces graphiques la nette différence entre la direction des courants superficiels et celle du vent. Ce phénomène avait été constaté au début du siècle par les explorateurs polaires surpris de voir les icebergs dériver à 45° de la direction du vent, résultat confirmé théoriquement par Ekman en 1905. Le flux moyen d'eau est par contre dans tous les cas de figure parallèle à la côte. Il y aura donc toujours une très notable différence entre la direction du vent et la direction dans laquelle les eaux contaminées sont transportées. Cette différence dépend en outre de la topographie et, à un moindre degré, de la latitude du lieu.

3.5.4 Influence des stratifications sur les courants

Dans le paragraphe précédent, nous avons sommairement décrit le rôle de la turbulence dans les transports verticaux de quantité de mouvement et la transmission en profondeur de l'action superficielle du vent. On peut expliquer intuitivement qu'une stratification densimétrique de l'eau de mer inhibe fortement la turbulence. En effet, lorsqu'il y a gradient de densité, tout déplacement vertical d'une petite masse d'eau par un tourbillon propulse celle-ci dans un milieu plus dense ou moins dense, ce qui fait apparaître aussitôt des forces de pesanteur ou de flottabilité qui engendrent un couple de rappel supérieur à celui apporté par la turbulence. Le transfert vertical de toute quantité de mouvement est donc inhibé, en particulier le transfert vers le bas du mouvement induit par le vent dans une stratification densimétrique.

Un critère de stabilité d'une stratification est fourni par le nombre adimensionnel de Richardson, rapport des forces densimétriques (gradient de densité relative $\partial\rho/\rho\partial z$) au carré du gradient vertical de vitesse ($\partial u/\partial z$) générateur de l'énergie dissipée dans la turbulence :

$$R_i = g \frac{\partial\rho}{\rho\partial z} / \left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2 \quad (3.11)$$

avec :

- g = accélération de la pesanteur,
- z = coordonnée verticale,
- u = vitesse horizontale,
- ρ = densité de l'eau de mer.

Dans les eaux littorales qui nous intéressent ici, le nombre de RICHARDSON varie pratiquement entre 0 et 1.

A titre d'exemple, la figure 13 page 50 permet la comparaison entre les profils de vitesse obtenus avec et sans stratification. Ils sont établis pour un vent de 4 m/s et une stratification correspondant à un écart thermique de 2°C entre les profondeurs -4 et -7 m. L'écart densimétrique résultant est de 500 g/m³. On constatera que la vitesse est sensiblement divisée par 3 entre le sommet et la base de la stratification.

3.6 TRANSPORT ET DISPERSION PAR LES COURANTS

Il n'existe pas de définition précise de la turbulence. On constate seulement, dans la plupart des écoulements naturels, de fortes irrégularités et des échanges désordonnés de petites masses d'eau dans des directions quelconques sans rapport avec la direction générale de l'écoulement. Ces fluctuations sont aléatoires et imprévisibles.

L'eau est incompressible. Le principe de conservation de la masse veut alors que tout déplacement aléatoire d'une petite masse d'eau au sein du fluide soit compensé par un déplacement sensiblement opposé. On perçoit ainsi la nature tourbillonnaire de la turbulence.

Une conséquence immédiate de ces tourbillons est la propagation rapide dans toutes les directions de toutes les propriétés qui peuvent être attachées aux particules liquides : température, substance chimique dissoute, quantité de mouvement, etc.

La turbulence résulte d'instabilités internes entre les forces de viscosité et les forces d'inertie. Elle est toujours dissipatrice d'énergie cinétique et disparaît rapidement sans apport continu d'énergie. Elle n'est pas une propriété du fluide mais dépend de l'écoulement considéré et des conditions aux limites : formes des parois solides, frottements, etc.

La vorticité de la turbulence devrait lui conférer un caractère d'isotropie. En réalité, les forces de pesanteur, les forces de frottement, la faiblesse des profondeurs d'eau eu égard aux dimensions horizontales des écoulements en mer, en éloignent fortement.

3.6.1 Equation de la diffusion

Malgré l'importance de la turbulence dans de nombreux domaines techniques et les recherches qui lui sont consacrées, la mise en équation n'est pas encore résolue. Elle bute toujours sur un problème «de fermeture», c'est-à-dire qu'on obtient toujours plus d'inconnues que d'équations*.

Sans pouvoir développer ici toutes les théories de mise en équation, la solution la plus simpliste utilise les équations générales de l'hydrodynamique de Navier-Stokes et y introduit globalement l'effet de la turbulence sous la forme de trois paramètres liés aux axes principaux par rapport auxquels on repère l'écoulement :

$$\frac{\partial F}{\partial t} + u \frac{\partial F}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} (K_x \frac{\partial F}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (K_y \frac{\partial F}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (K_z \frac{\partial F}{\partial z}) \quad (3.12)$$

dans laquelle :

x, y, z = coordonnées spatiales, Ox étant orienté dans le sens du vecteur vitesse et Oz étant vertical,

t = temps,

u = vitesse d'écoulement horizontal (on suppose qu'il n'y a pas de composante verticale et le choix des axes annule une éventuelle composante horizontale suivant Oy),

K_x, K_y, K_z = paramètres de diffusion turbulente,

F = une grandeur scalaire qui peut être : une composante de la vitesse, température ou concentration d'un polluant, etc.

Insistons bien sur le fait que les grandeurs K_x, K_y et K_z sont susceptibles de varier dans l'espace et dans le temps avec les caractéristiques de l'écoulement. Il ne s'agit pas de constantes physiques.

3.6.2 Source ponctuelle et instantanée de pollution

Moyennant un certain nombre d'hypothèses restrictives :  coulement permanent, faibles variations de la vitesse et de la profondeur, on peut admettre que ces paramètres de diffusion turbulente sont localement et momentanément constants. Alors, dans un système de coordonnées lagrangiennes (origine mobile à la vitesse u), et pour des conditions initiales consistant à injecter une masse ponctuelle M de contaminant au temps $t = 0$ et en $x = y = z = 0$, il existe une solution analytique de base à l'équation différentielle de la diffusion :

$$c(x, y, z, t) = \frac{2M}{(4\pi t)^{3/2} (K_x \cdot K_y \cdot K_z)^{1/2}} \exp \left[-\frac{1}{4t} \left(\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right] \quad (3.13)$$

c désignant le champ des concentrations.

Cette solution peut se mettre sous la forme d'un produit de trois lois de Gauss, chacune relative à un axe de coordonnées, par exemple :

$$\frac{1}{(4\pi K_y t)^{1/2}} \exp \left[-\frac{y^2}{4K_y t} \right] \quad (3.14)$$

* Il existe toutefois des mises en équation plus complètes et des modèles de simulation de la turbulence. Ces questions demeurent du domaine des spécialistes.

Dans un champ de vitesse uniforme et, pour les conditions initiales précises évoquées ci-dessus, le champ de concentration présente une allure ellipsoïdale. Par analogie avec les propriétés de la loi de Gauss (figure 11), une dimension caractéristique de cet ellipsoïde, dans la direction y par exemple, s'exprime par :

$$y^2 = 2 K_y t \quad (3.15)$$

relation particulièrement simple et qui donne tout de suite un ordre de grandeur du phénomène pour la direction considérée (c'est aussi une expression classique de l'écart type).

La dimension du coefficient de diffusion est donc $L^2 T^{-1}$; on l'exprime en m^2/s ou cm^2/s .

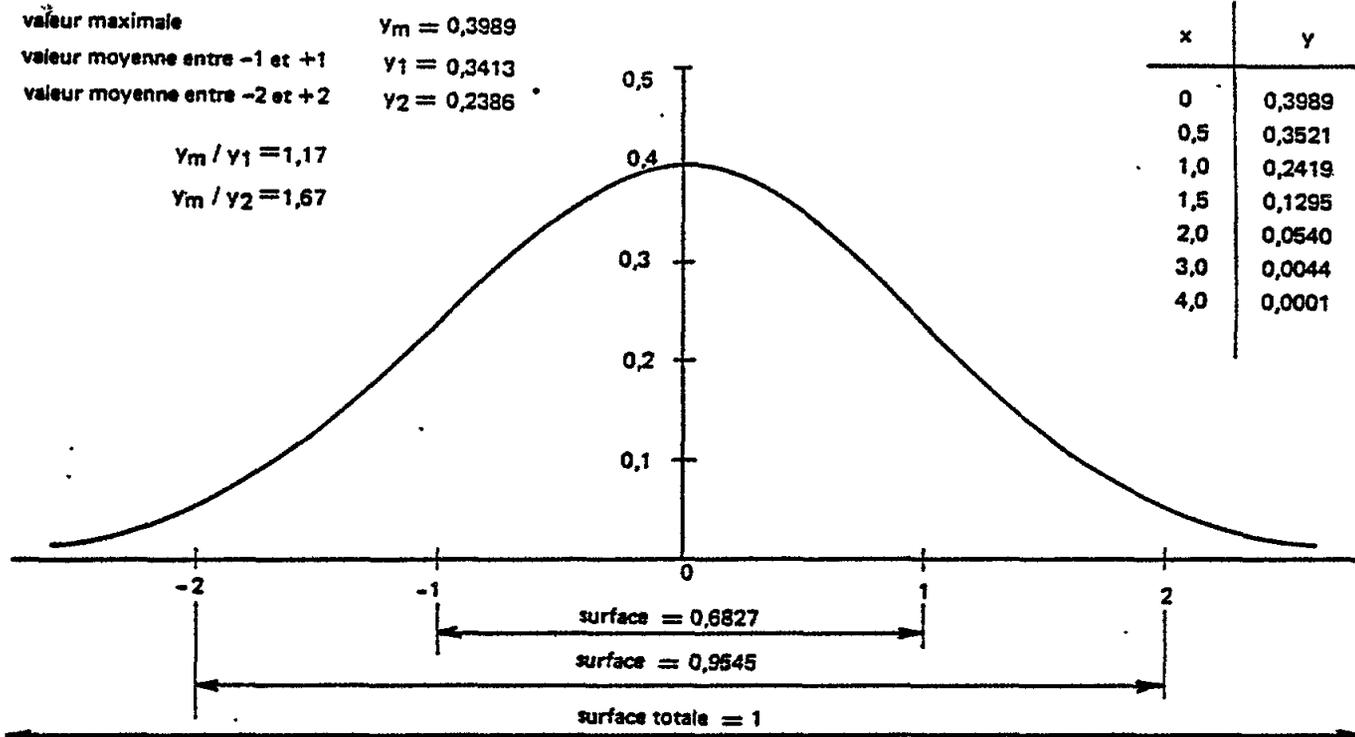


Figure 11 - Loi normale ou de LAPLACE-GAUSS $y = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-x^2/2}$

(L'écart type de la loi normale réduite est égal à 1. L'axe des x est donc gradué en écartstypes).

3.6.3 Source ponctuelle permanente

Un rejet continu d'effluent peut être assimilé à une série d'injections instantanées mais échelonnées dans le temps. En intégrant en conséquence l'équation 3.13, on obtient la solution générale :

$$Q(x, y, z) = \frac{2Q}{4\pi r \sqrt{K_x K_y K_z}} \exp \left[\frac{u}{2K_x} (x - r\sqrt{K_x}) \right] \quad (3.16)$$

$$r^2 = \frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}$$

dans laquelle Q est le débit matière de contaminant supposé déversé à la surface de la mer au point de coordonnées $x = y = z = 0$ (le chiffre 2 du numérateur disparaît si l'injection se fait dans une masse marine infinie).

Cette équation peut faire l'objet de simplifications, du moins si l'on s'intéresse aux seules concentrations résiduelles assez loin de la source et à proximité de l'axe de l'écoulement. Dans ce cas x est assez grand devant y et z .

On peut alors :

- D'une part négliger y et z dans l'expression de r^2 (deuxième équation 3.16). On a alors $r\sqrt{K_x} = x$, et la fraction du deuxième membre de la première relation (3.16) devient :

$$2Q / (4\pi x \sqrt{K_y K_z})$$

- D'autre part, on tire de l'expression de r^2 :

$$r\sqrt{K_x} / x = \left[1 + \frac{K_x}{x^2} \left(\frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right]^{1/2}$$

En prenant pour le deuxième membre de cette égalité les deux premiers termes de son développement en série, de la forme $(1 + x)^n \approx 1 + nx$, on obtient :

$$r\sqrt{K_x} \approx x + \frac{1}{2} \frac{K_x}{x} \left(\frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right)$$

Par ailleurs $x = ut$. L'exponentielle de (3.16) s'écrit donc :

$$\exp \left[- \left(\frac{y^2}{4K_y t} + \frac{z^2}{4K_z t} \right) \right]$$

La relation (3.16) devient :

$$C(x, y, z) = \frac{2Q}{4\pi x \sqrt{K_y K_z}} \exp \left(\frac{-y^2}{4K_y t} \right) \exp \left(\frac{-z^2}{4K_z t} \right) \quad (3.17)$$

Sous cette forme on remarque que :

- la diffusion longitudinale K_x ne joue plus aucun rôle,
- la répartition des concentrations dans les directions perpendiculaires à l'écoulement conserve un caractère gaussien, les dimensions caractéristiques demeurant de l'ordre de :

$$y^2 = 2K_y t \qquad z^2 = 2K_z t \quad (3.18)$$

- la concentration sur l'axe x n'est plus qu'une simple fonction hyperbolique de x :

$$C(x, y = 0, z = 0) = \left[\frac{2Q}{4\pi \sqrt{K_y K_z}} \right] \frac{1}{x} \quad (3.19)$$

- la concentration au point d'injection est infinie, ce qui est conforme à l'hypothèse d'une injection ponctuelle, donc de volume nul.
- le rapport des concentrations entre deux points quelconques de l'axe est donné simplement par :

$$C(x_1, y = 0, z = 0) / C(x_2, y = 0, z = 0) = x_2 / x_1 \quad (3.20)$$

Si l'on s'intéresse à l'écart type soit en y , soit en z , et par définition même de cet écart type, on obtient par une double intégration de (3.17) :

$$\sigma_y^2 = \int_{-\infty}^{\infty} y^2 \int_0^{\infty} C(x, y, z) dz dy$$

$$\sigma_y^2 = \frac{Q}{u} (2K_y t) \quad (3.21)$$

$$\sigma_z^2 = \frac{Q}{u} (2K_z t) \quad (3.22)$$

Ces intégrations ne posent pas de problèmes particuliers dès lors que l'on connaît les deux intégrales classiques :

$$\int_0^{\infty} \exp(-ax^2) dx = (1/2)\sqrt{\pi/a}$$

$$\int_0^{\infty} x^2 \exp(-ax^2) dx = (1/4a)\sqrt{\pi/a}$$

3.5.4 Calculs manuels simplifiés : approche par la méthode de la source virtuelle

Le cas réel courant est celui d'une source polluante parvenue à la surface de la mer et résultant d'un ou plusieurs panaches ascendants dont les dimensions ne permettent pas l'assimilation à une source ponctuelle ni l'application directe des résultats précédents.

Une solution approchée existe cependant si l'on utilise une propriété de l'équation de la diffusion selon laquelle le champ de concentration créé par un ensemble de sources ponctuelles tend, quand on s'éloigne de celles-ci, vers le champ résultant d'une source virtuelle unique et ponctuelle située en amont dans l'écoulement général.

Cette solution suppose admissible l'hypothèse simplificatrice essentielle faite et qui consiste à supposer la vitesse d'écoulement de la mer constante en intensité et en direction en tous points atteints par la pollution.

Les calculs d'un panache ascendant élémentaire permettent de définir une concentration sur l'axe du panache à la surface de la mer, ainsi qu'un rayon caractéristique de ce panache choisi comme étant l'écart type de la distribution des concentrations. En identifiant ces deux valeurs à la concentration et à l'écart type d'une source ponctuelle virtuelle permanente, au moyen des équations (3.19) et (3.21), on peut calculer directement la distance x_0 et le débit matière de cette source virtuelle qui donnerait à la distance x_0 en aval une tache de largeur et de concentration équivalentes à celles du panache constituant la source réelle. Ce calcul suppose bien sûr que l'on connaisse la vitesse moyenne u du milieu marin et l'ordre de grandeur de la diffusion turbulente correspondante K_y .

Ainsi, en appelant C_p la concentration sur l'axe du panache et r le rayon du panache, on obtient un système de deux équations en x et Q résoluble par élimination :

$$r^2 = 2Q \times K_y / u^2 \quad (3.23)$$

$$C_p = 2Q / (4\pi \times \sqrt{K_y K_z})$$

d'où les caractéristiques de la source virtuelle :

$$\begin{aligned} Q_0^2 &= \pi C_p r^2 u^2 \sqrt{K_z/K_y} \\ x_0 &= r^2 u^2 / (2 K_y Q_0) \\ t_0 &= x_0 / u \end{aligned} \quad (3.24)$$

Cette solution n'est qu'approchée et il est peu probable que l'épaisseur initiale d'étalement du panache telle qu'elle résulte de la formule (3.4) corresponde bien à la dimension caractéristique verticale donnée par (3.22).

Une solution plus simpliste encore peut s'appuyer sur les relations (3.18) en identifiant les dimensions caractéristiques y et z de la couche polluée respectivement au rayon r du panache ascensionnel et à l'épaisseur initiale d'étalement H déduite de (3.4). En multipliant les deux relations (3.18) on peut écrire :

$$\begin{aligned} t_0 &= rH / (2 \sqrt{K_y K_z}) \\ x_0 &= ut_0 \end{aligned} \quad (3.25)$$

Pour évaluer alors la dilution au cours de la convection-diffusion par les courants marins, plusieurs solutions sont possibles. Il est clair que l'on pourra appliquer les formules (3.19) et (3.20). Mais on remarquera qu'à la distance x la dilution due à la source virtuelle sera, sur l'axe d'écoulement :

$$T = (x + x_0) / x_0 \quad (3.26)$$

Comme $x = ut$ cette relation est équivalente à :

$$T = (t + t_0) / t_0$$

En dehors de l'axe, la concentration sera donnée par la formule (3.17) ou (3.16).

3.7 CALCULS AU MOYEN DE PROGRAMMES

Les modes de calcul du paragraphe précédent sont donnés pour permettre une approche grossière du calcul de la dilution par diffusion dans la phase du transport en surface du polluant. Compte tenu de ce que, nous l'avons dit, la dilution dans cette phase est toujours faible, un tel mode de calcul peut souvent suffire à un premier stade de l'étude.

Il faut néanmoins ne pas perdre de vue son caractère très approché et recourir, chaque fois qu'il sera nécessaire, au calcul par modèles mathématiques qui nécessite le recours à l'ordinateur. Mais la mise au point préalable de programmes spécifiques est un travail long et coûteux. L'utilisateur devra faire appel aux spécialistes possédant les outils nécessaires. La tâche de cet utilisateur n'est pas pour autant facile car il doit discerner parmi les programmes existants ceux qui répondront correctement au problème posé.

Les modèles de calcul des jets et panaches ascensionnels sont les moins complexes à établir et les plus fiables pour l'utilisateur peu averti. Ils consistent à intégrer le système des équations différentielles décrivant le jet (ou le panache) en avançant pas à pas le long de son axe curviligne. On utilise une procédure d'intégration numérique due à Runge-Kutta que l'on trouve dans de nombreux ouvrages spécialisés. Ces modèles sont aisément adaptables aux petits ordinateurs des bureaux d'études.

Le calcul des effets de la convection-diffusion horizontale des effluents parvenus à la surface de la mer, ou bloqués à leur profondeur d'équilibre densimétrique, est par contre un problème extrêmement complexe et à la seule portée de quelques gros laboratoires ou centres de calcul scientifique. Cette complexité rend nécessaire des simplifications plus ou moins drastiques des équations représentatives des phénomènes physiques. On allège ainsi la programmation ou les coûts du calcul mais on réduit d'autant le domaine de validité du modèle obtenu. Il importe donc à l'utilisateur potentiel d'obtenir toutes les précisions souhaitables sur les programmes de calcul proposés.

Les modèles mathématiques les plus complets calculent la vitesse et la direction des courants en tous points du domaine représenté à partir des équations de la dynamique. C'est la seule solution, notamment dans les mers à marée, ou bien si la topographie du rivage est particulièrement tourmentée. La grande majorité de ces modèles suppose que les écoulements marins sont quasi horizontaux et qu'ils sont bien représentés par une vitesse moyennée sur chaque verticale. Ceci ramène la modélisation à un problème plan ou «bidimensionnel», les équations à résoudre ne dépendant plus que de deux coordonnées d'espace au lieu de trois. Cette hypothèse est souvent justifiée par la faiblesse des profondeurs marines face aux dimensions horizontales du domaine à prendre en compte.

L'hypothèse d'une homogénéité densimétrique des eaux marines est souvent admissible dans la mesure où la diffusion des pollutions considérées ne franchit que très lentement la barrière horizontale que constituent les stratifications (cas des thermoclines méditerranéennes).

Des modèles beaucoup plus simples mais bien moins précis peuvent être établis si l'on peut représenter approximativement le champ des courants par une loi semi-empirique. Ainsi peut-on imaginer de représenter un courant de marée par une simple fonction sinusoïdale du temps, ou les courants dus au vent par une simple relation de proportionnalité à la vitesse de ce vent. L'erreur commise soit sur l'intensité de la vitesse, soit sur sa direction peut atteindre 20 à 40 %, ce qui n'est pas négligeable. Moyennant quelques précautions pour limiter la portée de telles erreurs, on obtient néanmoins des modèles beaucoup moins onéreux tels ceux mis en oeuvre pour établir les Schémas d'Amélioration des Eaux Littorales (SAEL). Une approche probabiliste, ou des calculs de sensibilité, peuvent compenser l'imperfection des connaissances du champ des courants.

Un modèle mathématique, tout comme un modèle réduit hydraulique, ne reproduit qu'une étendue marine limitée et introduit une frontière fictive avec les eaux du large. Le modèle doit reproduire les échanges d'eau qui traversent cette frontière. C'est ce que l'on appelle les «conditions aux limites» du modèle. Celles-ci devront être obtenues au préalable soit par des mesures suffisantes en mer, soit par un système de modèles mathématiques gigognes. En repoussant suffisamment loin du domaine utile la frontière du modèle, à laquelle ces conditions aux limites doivent être définies, on atténue très sensiblement les conséquences des approximations faites dans leur évaluation.

Selon les programmes de calcul et le degré de généralité recherché par leurs auteurs, la diffusion due à la turbulence sera prise en compte soit par un, soit par plusieurs paramètres numériques (prise en compte ou non de l'anisotropie et des différences entre les diffusions horizontale et verticale). Ces paramètres pourront être soit constants, soit variables avec les conditions locales de l'écoulement. L'utilisateur doit savoir que le calcul numérique de la diffusion pose des problèmes de précision et qu'une programmation qui méconnaîtrait le problème peut introduire des erreurs supérieures au phénomène calculé.

3.8 CONVECTIONS DIFFÉRENTIELLES

Les écoulements dans les eaux littorales sont le plus souvent caractérisés par la faiblesse des hauteurs d'eau eu égard aux distances horizontales parcourues. De tels écoulements sont d'une part pratiquement horizontaux, d'autre part dominés par les effets de frottement sur le fond ou du frottement induit par le vent. Il en résulte d'importants gradients verticaux de la vitesse (voir § 3.5.3). On est en présence d'écoulements à «cisaillement», l'écoulement de couches horizontales à différentes vitesses introduisant des forces internes de cisaillement.

Si l'on peut, à un instant donné t , marquer un prisme d'eau vertical, avec un colorant par exemple (voir figure 12), à un instant $t + dt$ chaque élément de ce prisme occupera une position très décalée horizontalement par rapport à la position initiale. C'est le mécanisme de la «convection différentielle» qui agit de manière beaucoup plus efficace encore que la turbulence pour «dispenser» un contaminant.

Comme, dans la pratique, on travaille le plus souvent avec une vitesse moyenne, sans prendre en compte le profil réel des vitesses parce qu'il est trop complexe de faire un calcul réellement tridimensionnel, on convient souvent de confondre les effets de la convection différentielle et de la diffusion turbulente. Les hydrauliciens parlent alors de «dispersion». Bien entendu les modèles de calcul tridimensionnels prendront en compte la convection différentielle par la mise en oeuvre d'un champ des vitesses suffisamment fin et n'ont alors à tenir compte que de la seule diffusion turbulente. Soulignons que ce problème se pose quand on effectue des mesures en mer. Une tache colorée combine les deux phénomènes et il appartient à l'expérimentateur de se doter des mesures auxiliaires qui permettront de les dissocier. A cet égard l'interprétation de photographies aériennes d'une tache de rhodamine est particulièrement complexe.

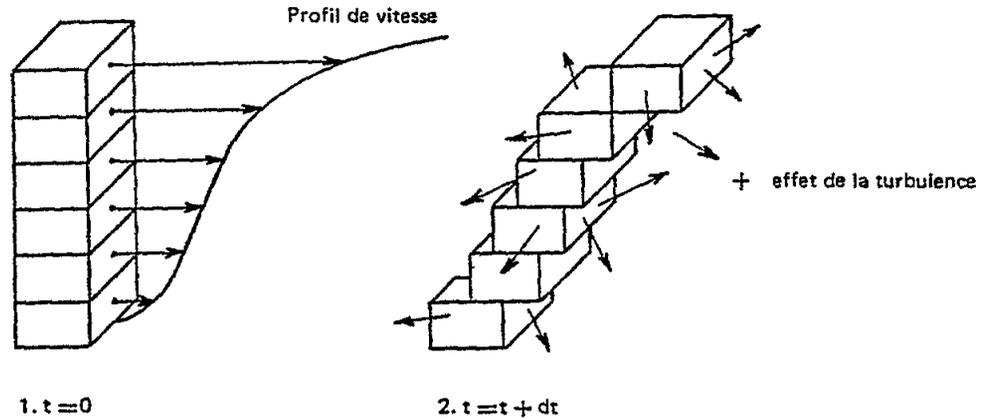


Figure 12 - Convections différentielles dans un écoulement avec cisaillement. Positions relatives de prismes liquides à deux temps successifs.

3.9 ESTIMATION DES PARAMETRES DE DIFFUSION TURBULENTE OU DE DISPERSION

C'est G. I. Taylor qui a apporté en 1954 une solution à ce problème pour un écoulement en conduite. Il a montré qu'on pouvait exprimer le paramètre de dispersion longitudinal englobant les effets de diffusion et de convection différentielle par :

$$K_x = aHu^* \tag{3.27}$$

$$u^* = (\tau / \rho)^{1/2}$$

dans lesquelles :

- H = hauteur d'eau (rayon de la conduite pour les expériences de Taylor)
- τ = force de frottement sur la paroi
- ρ = densité du fluide
- u^* = vitesse de frottement
- a = coefficient numérique de l'ordre de 10,1 dans les expériences en conduite de Taylor

Par la suite, l'analyse de Taylor a été reprise par Elder en 1959 et étendue aux écoulements à surface libre en canal. Dans ce cas particulier, cet auteur est arrivé aux ordres de grandeur suivants :

$$K_x = 5,93 Hu^* \tag{3.28}$$

$$K_y = 0,23 Hu^* \tag{3.29}$$

Mais les coefficients numériques à employer varient notablement avec la géométrie de l'écoulement et avec les profils réels des vitesses. Des mesures sont donc le plus souvent nécessaires pour mieux approcher ces valeurs. On retiendra essentiellement de ces lois que le frottement de l'eau sur les parois solides est responsable de la turbulence et de la diffusion qu'elle engendre.

La question est plus complexe dans la direction verticale parce que le paramètre K_z dépend de la forme du profil de vitesse, et varie avec la profondeur. Dans le cas particulier d'un canal de laboratoire dans lequel le profil des vitesses suit une loi logarithmique assez classique, Elder obtient une valeur moyenne de :

$$K_z = 0,067 Hu^* \tag{3.30}$$

Lorsque le vent est le facteur essentiel du cisaillement, on peut encore adopter une formule de même type mais en utilisant alors la force de frottement induite par le vent sur la surface libre τ_s , comme cela a été montré dans des études spécifiques réalisées pour le Ministère de l'Environnement [21] :

$$K = a H u^{*2} \tag{3.31}$$

$$u^{*2} = (\tau_s / \rho)^{1/2}$$

Les formules de Taylor-Elder peuvent être transformées et traduites en abaque si l'on réexprime la vitesse de frottement à partir de la pente de la ligne d'énergie et d'une loi classique de perte de charge telle que celle de Strickler. On peut en effet écrire :

$$u^{*2} = (g H j)^{1/2}$$

$$\bar{V} = K H^{2/3} j^{1/2}$$

d'où par des transformations simples :

$$H u^{*2} = \sqrt{g} \bar{V} H^{5/6} / K \tag{3.32}$$

expressions dans lesquelles :

- g = accélération de la pesanteur
- H = hauteur d'eau de l'écoulement
- j = pente de la ligne d'énergie
- \bar{V} = vitesse moyenne d'écoulement
- K = coefficient de rugosité de Strickler

Un abaque donné à la fin de cet ouvrage permettra la détermination pratique de K_y et K_z moyen.

3.9.1 Influence des stratifications densimétriques

On a déjà indiqué que les stratifications densimétriques inhibaient la turbulence (voir §3.5.4). La diffusion turbulente de matière dissoute sera donc extrêmement réduite au niveau de la thermocline (figure 13). En particulier, en cas de blocage d'un effluent sous cette thermocline, peu de polluant franchira la thermocline vers le haut et, a contrario, il n'y aura pas d'apport suffisant d'oxygène dissous à travers cette thermocline pour assurer la biodégradation des matières organiques. Il est difficile de donner des ordres de grandeur précis du paramètre de diffusion (ou de dispersion) dans ce cas. Les valeurs citées sont de quelques cm^2/s .

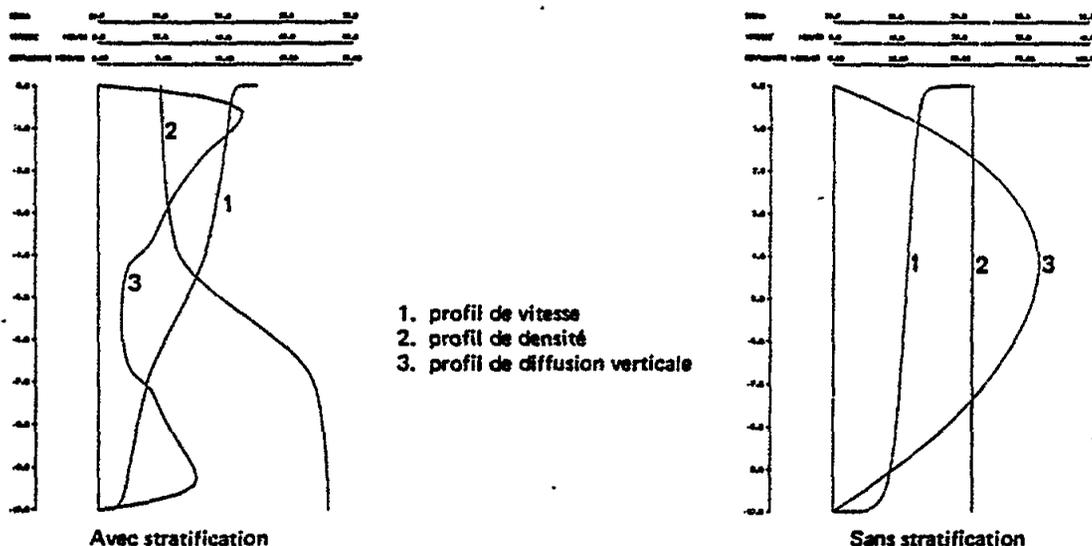


Fig. 13 Répartition verticale de la vitesse avec et sans stratification densimétrique (vent de 4 m/s)

3.10 CALCUL DES PROCESSUS NON CONSERVATIFS

La mer est un milieu vivant biologiquement et chimiquement actif. Les pollutions rejetées par un effluent seront, selon leur nature, sujettes à des modifications biologiques ou chimiques. Les deux exemples les plus courants, de nature très différente mais se rattachant à des processus de formulation mathématique analogues, sont d'une part la disparition progressive des bactéries d'origine humaine, d'autre part la biodégradation des matières organiques oxydables.

Ces deux processus dominent le problème des polluants non conservatifs contenus dans les effluents urbains. Dans ces deux cas, il est admis que le taux de polluant transformé à chaque instant est proportionnel à la concentration résiduelle, ce qui s'exprime par un facteur multiplicatif exponentiel dans l'expression de la concentration en fonction du temps donnée par l'équation de la diffusion. Cette propriété mathématique permet de calculer séparément l'effet de la convection-diffusion et celui de la biodégradation des polluants non conservatifs obéissant à une telle loi exponentielle. La superposition de ces effets étant ensuite obtenue par multiplication des deux facteurs de décroissance de la concentration.

Nous examinerons successivement le cas des bactéries et celui de la pollution organique.

3.10.1 La décroissance bactérienne

Pour les rejets en mer d'effluents urbains, les plus nombreux, l'expérience montre que la contamination microbienne, contrôlée par les germes tests de contamination fécale, constitue presque toujours le facteur critique ou «limitant» dont la conformité aux normes de l'espèce entraîne celle de l'eau à la qualité hygiénique réglementaire définie pour les eaux de baignade ou conchylicoles.

Il faut bien comprendre et apprécier les concepts sur lesquels est fondée cette législation. Les paramètres microbiens des normes sont essentiellement représentés par des germes tests, eux-mêmes très rarement pathogènes, mais qui constituent un «traceur» ou un révélateur d'une pollution d'origine fécale. Leur présence entraîne la présomption de contamination par des microbes ou des virus dangereux dont l'abondance (non mesurée directement en général) peut être considérée comme liée à celle mesurée sur les germes tests. Cette approche indirecte est dictée par des considérations pratiques. Ces germes tests, coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux sont particulièrement abondants et normalement beaucoup plus nombreux dans les effluents urbains que les germes pathogènes. En outre les techniques de laboratoire propres à les identifier sont suffisamment fiables et faciles à mettre en oeuvre. Leur dénombrement par les méthodes usuelles de routine est par contre assez peu précis.

Les normes fondées sur les germes tests reposent donc en réalité sur une appréciation très indirecte et par conséquent aléatoire du risque sanitaire.

Elles sous-entendent en particulier que les proportions relatives des différents germes dans l'eau polluée ne s'écartent pas des ratios normaux, ce qui exclut notamment, pour les pollutions d'origine humaine, le cas d'une épidémie atteignant une fraction notable de la population. Dès qu'un cas de ce genre est connu, le contrôle de la contamination de l'eau doit reposer sur la recherche directe des microbes spécifiques de la maladie.

Le calcul des émissaires rejetant des effluents de type urbain repose donc entièrement sur la fixation de normes réglementaires pour la concentration en germes microbiens tests en fonction des différents usages de la mer. Dans les pays où cette réglementation n'existerait pas encore, la fixation de ces normes est donc la première mesure à prendre avant d'aborder le problème de la recherche des meilleures conditions de rejet en mer.

A titre d'exemple nous indiquons ci-dessous les normes applicables pour les eaux de baignade dans les pays de la Communauté européenne fixées par la directive européenne du 8 décembre 1975 :

EAUX DE BAINNADE	Normes GUIDES Nombre de germes dans 100 millilitres	Normes IMPERATIVES Nombre de germes dans		
		100 ml	1 litre	10 litres
Coliformes totaux	500	10 000		
Coliformes fécaux	100	2 000		
Streptocoques fécaux	100			
Saimonelles	-		0	
Entéro-virus	-			0

De même pour la conchyliculture les normes suivantes sont réglementaires en France :

EAUX CONCHYLICOLES	Nombre de coliformes fécaux contenus dans 100 ml de chair des coquillages Fréquence des mesures : 26 échelonnées sur 12 mois	Tolérance
Zone «Salubre»	≤ 300	3 mesures $\leq 1\ 000$ 2 mesures $\leq 3\ 000$
Zone «Insalubre»	a) > 300 et $\leq 10\ 000$	Sous réserve épuration et sur auto- risation Aff. Maritimes et ISTPM
	b) $> 10\ 000$ dans 25% des échantillons	Sur autorisation DDASS

En outre, et dans le but de guider les calculs des projeteurs, une instruction fixe au chiffre indicatif de 30 le facteur maximal de concentration par les coquillages des germes contenus dans l'eau de mer.

3.10.2 Loi de décroissance des bactéries tests dans la mer*

Dans la mer, la concentration en germes tests des eaux contaminées décroît plus vite que ne l'explique la dilution hydraulique. La «décroissance» propre aux familles bactériennes, qui s'ajoute à la dilution, a été constatée par tous les expérimentateurs qui se sont penchés sur ce problème.

Les mécanismes qui expliquent cette décroissance sont mal connus. Surtout sans doute parce qu'il s'en superpose une grande variété dont l'effet s'analyse en une sorte de pouvoir auto-épurateur de l'eau de mer : la salinité, le rayonnement ultra-violet, les antagonismes entre organismes vivants, la température et la lumière, jouent peut-être un certain rôle direct ou indirect. On s'oriente aussi aujourd'hui vers l'idée d'une adsorption sur les matières en suspension apportées par l'effluent ou existantes en mer. Les bactéries suivraient alors les mouvements de leurs supports et pourraient décanter, flotter, entrer dans la chaîne alimentaire, etc. Des expériences récentes ont précisé ces mécanismes d'adsorption. La «décroissance» des bactéries est donc un phénomène qui peut englober une part de vraie mortalité physique, mais aussi de nombreuses autres causes d'élimination hors du milieu pélagique où les concentrations sont suivies.

Dans l'ordre de nos préoccupations, il nous suffit de savoir que les comptages pratiques dans un effluent s'éloignant d'un émissaire montrent une diminution continue de la concentration des bactéries (dilution déduite), et, chose frappante, que la loi de cette décroissance est relativement peu variable quel que soit le site d'expérience dans le monde. C'est ce dernier point qui donne tout son intérêt à la recherche de formulation mathématique exposée ci-après.

* Voir référence [18]

Les théories admises sur la cinétique des groupes vivants, suivant lesquelles le nombre de naissances ou de morts dans le groupe par unité de temps est proportionnel au nombre d'individus vivants présents dans le groupe à cet instant, se traduisent par une loi exponentielle représentant la population du groupe de la forme :

$$N = N_0 \exp (-2,3 t/T_{90}) \quad (3.33)$$

dans laquelle, pour une population bactérienne :

N_0 = nombre initial de germes par unité de volume d'eau

N = nombre résiduel de germes par unité de volume d'eau

t = temps de séjour en mer

T_{90} = temps nécessaire pour diviser par 10 le nombre de germes, soit une réduction de 90 %.

On pouvait penser que le coefficient T_{90} serait une constante. Or, même sur la base des mesures jugées les plus sérieuses, effectuées en mer libre et en divers points du monde, les valeurs brutes obtenues varient dans d'assez larges limites. On constate néanmoins sur des séries homogènes de mesures une bonne adéquation de l'ensemble des valeurs de T_{90} à une loi de répartition log-normale (répartition Gaussienne du logarithme de T_{90}). Cette loi s'exprime :

$$P [\text{Log } (T_{90})] = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\text{Log } (T_{90}) - m}{\sigma} \right)^2 \right] \quad (3.34)$$

dans laquelle m et σ désignent la moyenne et l'écart type de cette loi et P la densité de probabilité. On a en outre :

$$m = \overline{\text{Log } T_{90}} = \text{Log } \overline{T_{90}} \quad (3.35)$$

$\overline{T_{90}}$ désignant la moyenne géométrique.

Pour tenir compte de cette loi de probabilité dans l'expression de N on peut utiliser une espérance mathématique (moyenne généralisée) :

$$N = N_0 \int_0^{\infty} \exp (-2,3 t/T_{90}) p [\text{Log } (T_{90})] d [\text{Log } (T_{90})]$$

d'où l'on tire par quelques transformations simples la formule suivante :

$$N = (N_0 / \sqrt{2\pi}) \int_0^{\infty} \exp [-(2,3 t/T_{90}) \exp (-\sigma x) - x^2/2] dx \quad (3.36)$$

Le diagramme de la figure 26 (in fine) traduit graphiquement cette relation. L'usage, en abscisse et en ordonnée, de variables normées, lui confère un caractère universel. Il suffit d'introduire la valeur de T_{90} et celle de l'écart type choisies et on lit directement en fonction du temps le rapport N/N_0 du nombre de germes restants au nombre initial.

Le résultat important que traduit ce diagramme est la correction apportée à la loi exponentielle pure par l'introduction de la dispersion représentée par l'écart type σ . Il en résulte que, dans chaque période de temps successive égale à T_{90} , le facteur d'abattement (égal à 90 % pour la première période) va en diminuant et, cela, d'autant plus que l'écart type est plus grand.

La mesure directe du T_{90} sur le site d'un projet étant très aléatoire, et par conséquent à déconseiller, il reste à choisir les valeurs à introduire dans le diagramme. Le tableau ci-après donne une idée de celles mesurées au cours d'expériences sérieuses. On pourra, en général, sur les littoraux méditerranéens adopter un T_{90} de 2,5 à 3 heures et un σ de 0,4 à 0,5.

Lieu des mesures	Auteurs	Date	Température de la mer	Coliformes totaux		Coliformes fécaux		Streptocoques fécaux	
				T 90 heures	σ	T 90 heures	σ	T 90 heures	σ
Marseille Courtiou	SOGREAH	Juil. 1977	16,9	2,63	0,35	2,51	0,43	2,86	0,56
Golfe de Giens	SOGREAH	Juin 1977	19,5	2,00	0,81	2,02	0,32	2,03	0,93
La Rochelle	SOGREAH	Juin 1978	15,8	1,00	0,50	1,00	0,50	1,80	0,60
Royan (Terre Nègre)	SOGREAH	Sep. 1978	18,1	1,70	0,45	1,70	0,40	1,83	0,57
G.B. (Plymouth)	Gameson & Gould	1969-1973	17,0	2,43	0,38				
Brésil (Sao Paulo)	Occhipinti	-	18 à 28	1,25	0,66				
USA (Californie)	Foxworthy & Kneeling	-		2,00	0,72				
Abidjan (Côte d'Ivoire)	SOGREAH - CRO	1977	20,0	2,16	0,47				

L'usage de cette loi suppose toutefois quelques précautions dans les zones très peu profondes qui découvrent totalement à marée basse. Le déferlement des vagues à marée montante produit alors des remises en suspension des dépôts et des bactéries adsorbées. On a ainsi constaté dans une baie du Nord de la France un niveau de contamination en germes tests supérieur à ce que justifieraient les déversements réels d'effluents.

3.10.3 Pollution organique d'un effluent urbain

La pollution des eaux marines par les matières organiques oxydables n'est généralement pas un problème comme c'est le cas dans les rivières et les lacs. A cela plusieurs raisons : la superficie disponible pour le contact air-eau, l'importance des circulations et des volumes d'eau disponibles pour diluer les effluents rejetés, la très faible teneur en matière organique de l'eau de mer. Il peut cependant en être autrement dans certaines baies étroites ou dans des bassins portuaires, dont les eaux sont peu renouvelées. Les phénomènes de dystrophie ou d'eutrophisation peuvent alors apparaître.

Des mesures in vitro de longue durée (expérience BIOLAIGUE*) ont montré qu'en enceinte confinée un flux d'effluent urbain type correspondant à 1 g de DCO/jour/m³ d'eau était tout à fait admissible sans perturbation marquée du milieu. Un effluent urbain contenant environ 100 g de DCO/jour/hab., il faut pouvoir disposer d'un milieu récepteur de 100 m³ d'eau de mer par habitant pour que les rejets ne posent pas de problème. Ce ratio peut être diminué dans une certaine proportion si le milieu de rejet n'est pas entièrement confiné.

Un bloom algal survenu en 1975 dans la baie de Cannes, sous la thermocline qui bloque la remontée des effluents, montre toutefois que la capacité d'acceptation du milieu marin pour la pollution organique n'est pas illimitée.

Une attention particulière est à apporter lorsque le renouvellement d'oxygène subit une restriction (blocage sous thermocline).

* Voir référence [22].

Chapitre 4

QUELQUES ASPECTS DE LA CONSTRUCTION DES EMISSAIRES

Il existe dans le monde entier un nombre élevé d'émissaires en mer ou de sea-lines pétroliers. Mais la proportion de ces ouvrages qui ont été rompus à proximité du rivage est elle aussi impressionnante et doit inciter à la prudence. Une fois réglés les problèmes de choix du tracé, de reconnaissance des fonds marins, de nivellement éventuel du lit de pose, quatre types de problèmes spécifiques et interdépendants doivent être soigneusement abordés et résolus :

- . La résistance à la corrosion ;
- . La résistance mécanique aux houles et aux déferlements ;
- . La technique de pose ;
- . Les conséquences de l'ouvrage sur la stabilité du littoral.

Le coût d'un émissaire, celui de tous les travaux à la mer en général, les dépenses qu'occasionne la réparation ultérieure d'une conduite brisée, ne peuvent qu'inciter à la prudence au cours des études préalables. Par la suite, une surveillance permanente des ouvrages sera indispensable. Mais surtout, les moyens financiers devront toujours être disponibles pour assurer sans retard la réparation des désordres ou les travaux de renforcement qui pourront devenir nécessaires.

En règle générale, la portion la plus exposée d'un émissaire est celle qui subit les déferlements de la houle, soit, en première analyse, celle qui repose sur les fonds inférieurs à 10 ou 15 m d'eau. On résiste bien aux efforts des déferlements soit en leur opposant des ouvrages lourds et massifs, ce qui oriente vers des conduites monolithiques en béton armé ou précontraint, le cas échéant protégées par une carapace de blocs de taille suffisante, soit en rétablissant le profil naturel des fonds, ce qui suppose des conduites profondément enterrées. Certains émissaires sont insérés dans une véritable jetée en béton. De tels ouvrages ne sont possibles que sur des littoraux stables et peu sujets aux transports sableux ; sinon, l'épi ainsi constitué aurait pour conséquence une forte érosion de la plage d'un côté et un engraissement de l'autre.

La pose est une période éminemment critique de la vie d'un émissaire, tant que l'ensemble des ancrages et des dispositifs de protection ne sont pas achevés.

La clé de la réussite, en même temps que d'économies substantielles, repose sur une étude minutieuse de toutes les phases du chantier, sur le choix d'une période de réalisation aussi favorable que possible en ce qui concerne la météorologie et l'état de la mer. L'opération une fois engagée, la rapidité est gage de succès. Des détails anodins, tels que le simple remplissage de la conduite posée, peuvent avoir des conséquences graves.

4.1 PROBLEMES DE CORROSION

La corrosion est un problème relativement bien maîtrisé de nos jours. Il peut y avoir corrosion par l'eau de mer, mais aussi par l'effluent lui-même. Le choix du ou des matériaux constitutifs de la canalisation est alors essentiel ; il n'est pas indépendant des problèmes de résistance mécanique.

La fonte, dont la résistance à la corrosion est bonne, semble aujourd'hui abandonnée dans la construction des émissaires en mer à cause de la fragilité des joints.

Les plastiques peuvent paraître très attractifs. Ils ont pour inconvénient essentiel leur manque de poids et doivent être profondément ensouillés ou lestés avec du béton. Ils sont sensibles au poinçonnement. Certains, le chlorure de polyvinyle par exemple, sont attaqués par des organismes marins. Tel fut le cas d'un émissaire à Rio de Janeiro rendu inutilisable en moins d'une année.

L'acier avec joints soudés et les revêtements très classiques de laine de verre et de produits bitumeux est un bon matériau, largement utilisé par les sociétés pétrolières pour la construction des sea-lines. Sa souplesse et sa résistance mécanique lui permettent de s'adapter aux courbures imposées par la pente des fonds, d'accepter une auto-portance si les fonds s'affouillent localement, de résister aux efforts exceptionnels engendrés lors de la pose. Par contre, le revêtement anti-corrosion craint l'abrasion interne à la canalisation, ou externe liée à de petits déplacements sur le fond.

Une certaine préférence pour les tuyaux en béton armé ou précontraint et surtout pour les tuyaux en béton avec âme en tôle d'acier semble maintenant s'établir en assainissement urbain. On sait fabriquer des bétons denses peu attaqués par l'eau de mer. Les conduites ainsi réalisées offrent une excellente résistance par leur masse et par leur caractère monolithique du fait de l'absence de joints. Ces conduites se prêtent par ailleurs bien à la pose par tirage sur le fond.

La protection cathodique complétera la protection des conduites en acier ou des armatures et de l'âme en tôle d'acier des conduites en béton.

4.2^{me} RÉSISTANCE MÉCANIQUE DES ÉMISSAIRES

Une canalisation immergée doit résister à un certain nombre d'efforts statiques, hydrodynamiques ou exceptionnels.

4.2.1 Profil en long

La plupart des émissaires sont simplement posés sur les fonds marins, du moins à partir d'une certaine profondeur. La conduite doit donc s'adapter aux contours de ce profil en long sans contraintes excessives.

On aura donc le plus souvent à rechercher un tracé qui offre un profil aussi régulier que possible tout en limitant les éventuels terrassements de régularisation. L'idéal serait d'atteindre très rapidement les fonds de -10 à -15 m pour se mettre à l'abri des déferlements, puis de continuer avec une pente plus faible au-delà.

On évitera tout particulièrement :

- les points hauts qui nuiraient au fonctionnement hydraulique de la conduite (poches d'air),
- les affleurements rocheux susceptibles d'entraîner une rupture par flexion sur appui en cas d'affouillements à proximité,
- la pose sans ancrages suffisants sur des fonds à forte pente pouvant se traduire par un glissement longitudinal de la conduite.

Le tirage sur le fond s'accommode mieux d'une ligne de pente régulière et située dans le plan vertical de pose. Un dévers transversal entraînera une déviation latérale de la conduite et introduira en fin de tirage un surcroît d'effort de traction (figure 14) et un vrillage de la conduite.

Soit que le profil en long des fonds marins comporte quelques ondulations, soit par suite d'affouillements ultérieurs sous l'action de courants marins, la conduite pourra ne pas reposer sur le sol sur une certaine longueur. Elle doit donc pouvoir résister comme une poutre, ou bien ces ondulations doivent être comblées, par exemple par déversement de matériaux.

4.2.2 Incidents dus à la navigation

De très nombreux émissaires et sea-lines ont été gravement endommagés soit par les chaluts de pêche, soit par les ancres des bateaux. Il est difficile de prévoir les efforts pouvant résulter de tels incidents. Une première précaution est évidemment de faire reporter sur les cartes marines la présence d'un émissaire et d'établir les interdictions de chalutage ou de mouillage nécessaires. La seconde solution consiste à ensouiller profondément l'émissaire. A titre indicatif, une ancre de 900 Newton pénètre de 1,50 m dans le sable, une très grosse ancre de 27 000 Newton pénètre de 2 m dans le sable et jusqu'à 6 m dans la vase.

4.2.3 Stabilité des fonds marins

De nombreux incidents sont liés à l'instabilité des fonds marins. Les sous-pressions dans l'eau interstitielle peuvent déclencher des glissements sous-marins de matériaux sous forme de laves fluides. Les courants marins exceptionnels, les fortes houles peuvent entraîner des érosions et des modifications des fonds qui tantôt enfouiront totalement un émissaire, tantôt le mettront en porte-à-faux avec de très réels risques de mise en vibration (sea-line d'Abidjan, pipe-line de la mer du Nord, etc.).

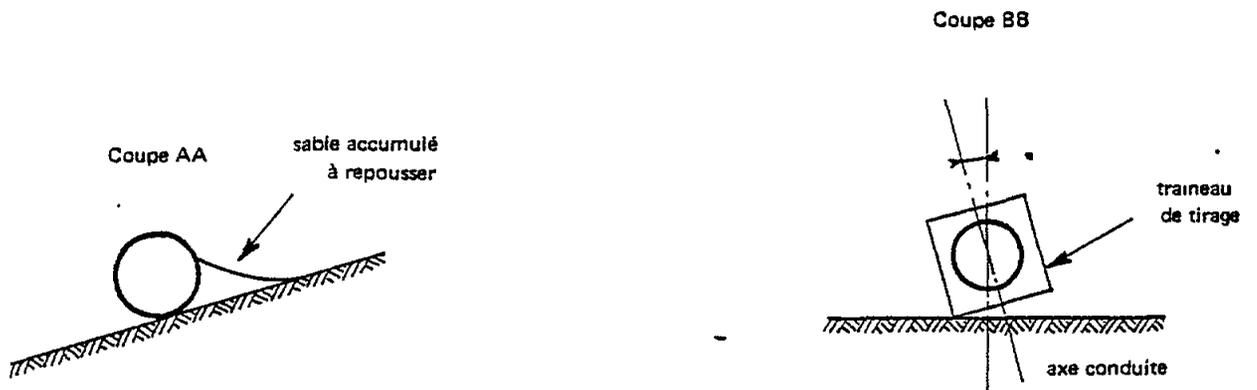
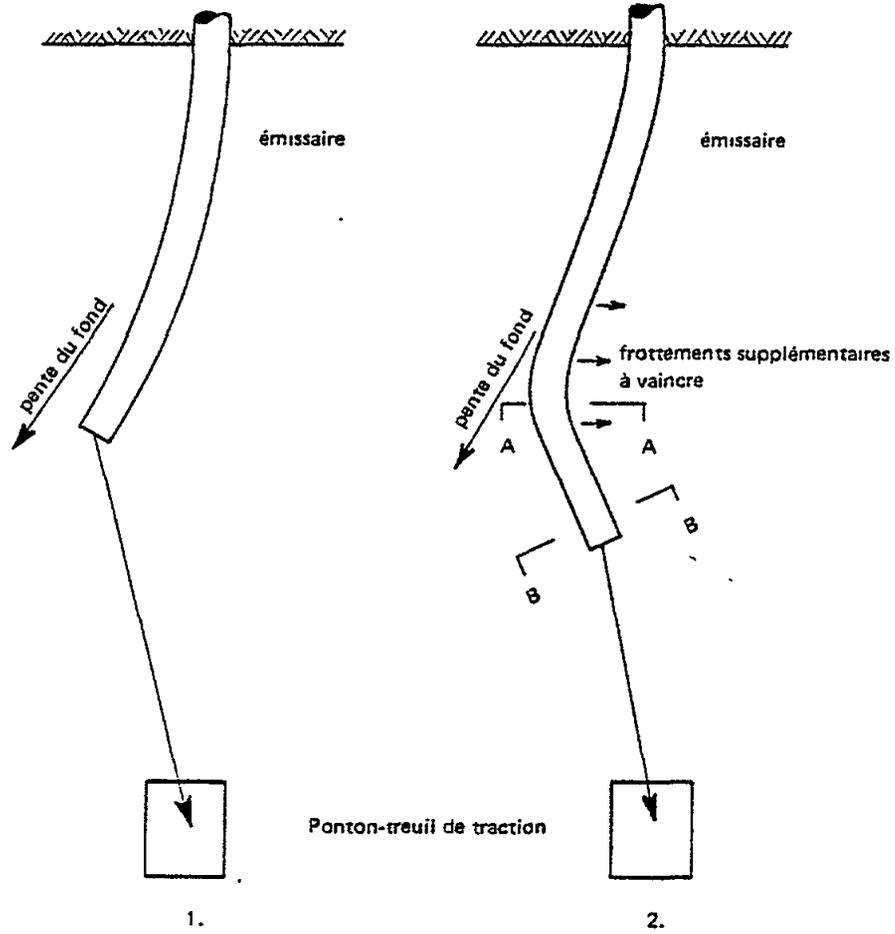


Figure 14 - Effet d'une pente transversale sur le tirage d'un émissaire.

4.3 EFFORTS HYDRODYNAMIQUES

Les efforts hydrodynamiques sur une canalisation immergée sont dus soit aux courants généraux, soit aux courants de houle, soit au déferlement des vagues. Dans les deux premiers cas, de nombreux essais sur modèle réduit ont peu à peu permis de dégager des formules relativement simples de calcul telles les formules de Morison. Bien qu'établies pour un tuyau n'ayant aucun contact avec le fond, elles donnent toutefois des résultats satisfaisants et sont unanimement admises même pour une conduite reposant sur le fond.

Il n'existe par contre aucune formule pour évaluer les efforts dus au déferlement des vagues et seuls les essais sur modèle réduit en canal à houle peuvent donner la sécurité voulue. Signalons au passage que, si la majorité des accidents survenus à des émissaires ont eu lieu dans la zone de déferlement, ils sont souvent la conséquence d'une absence d'entretien des ouvrages de protection.

4.3.1 Forces dues à un courant permanent

Un courant permanent induit sur un cylindre horizontal immergé deux forces, une traînée horizontale et une portance verticale qui tendent à soulever le cylindre. Ces forces s'expriment :

$$F_H = 0,5 C_H \sigma D V^2 \quad (6.1)$$

$$F_V = 0,5 C_V \sigma D V^2$$

dans lesquelles :

F_H et F_V = forces de traînée et de portance par unité de longueur du cylindre

σ = densité du fluide en mouvement

D = diamètre du cylindre

V = vitesse du fluide telle qu'elle s'établirait hors présence du cylindre (ou vitesse dans une zone non perturbée par le cylindre)

C_H et C_V = coefficients adimensionnels de traînée et de portance

Théoriquement, les coefficients C_H et C_V dépendent du nombre de Reynolds et du rapport d/D , d étant la distance entre la génératrice inférieure du cylindre et la paroi horizontale constituant le fond.

Dans la pratique, on admettra $C_H = 1$ et pour C_V les valeurs suivantes :

d/D	0	0,2	0,4	> 0,6
C_V	1	0,6	0,4	0,35

Il faut bien entendu prendre en compte dans ces formules les vitesses d'écoulement les plus fortes susceptibles de se produire sur le site considéré.

4.3.2 Forces dues à la houle

Ces forces sont plus délicates à déterminer du fait de la complexité de la houle elle-même. On doit d'abord définir ce que l'on appelle une «houle de projet», jugée la plus critique à partir d'une analyse statistique des données disponibles. Cette houle est caractérisée par plusieurs paramètres, sa période T , son amplitude H et sa longueur d'onde L . Les efforts engendrés sur une conduite immergée sont alors définis par les formules de Morison. Mais celles-ci contiennent des coefficients numériques de traînée dont la valeur varie avec un certain nombre de paramètres et ne peuvent résulter que d'essais sur modèle réduit.

La littérature technique fournit de nombreux résultats de tels essais avec des différences plus ou moins sensibles entre eux. Signalons que la traînée d'une conduite immergée dépend de sa rugosité de paroi ; celle-ci peut notablement varier avec les algues ou les coquillages qui pourront peu à peu la recouvrir.

Les forces hydrodynamiques s'exerçant sur un cylindre immergé comprennent une force horizontale et une portance verticale. Chacune d'elles comporte deux termes :

- Une force liée à la résistance de forme ;
- Une force d'inertie proportionnelle à la dérivée de la vitesse et au volume du cylindre.

Les formules dues à Morison explicitent ces forces :

$$F = F_T + F_I$$

$$P = F'_T + F'_I$$

$$F = 0,5 C_D \rho D |V| V + C_H \rho W (dV/dt) \quad (6.2)$$

$$P = 0,5 C_p \rho D f(V^2) + C_Z \rho W (dV/dt) \quad (6.3)$$

dans lesquelles :

F = force horizontale par unité de longueur de conduite

P = portance par unité de longueur de conduite

D = diamètre de la conduite (ou le maître couple)

V = vitesse engendrée par la houle

ρ = densité de l'eau de mer

W = $\pi D^2/4$ (ou volume d'un élément de conduite)

$f(V^2)$ = une fonction expérimentale de la vitesse

C_D, C_H, C_p, C_Z = des coefficients variables avec le nombre de Reynolds, la distance de la conduite au sol, sa profondeur d'immersion et l'amplitude de la houle

Si on admet que la houle est une fonction sinusoïdale du temps, donc également la vitesse V, la dérivée de cette vitesse sera déphasée de $\pi/2$, si bien que les forces de trainée et d'inertie ne sont pas maximales simultanément. La recherche des efforts maximaux exercés sur la conduite amène aux formules pratiques suivantes :

$$F_{\max}^2 = (F_x H D \sin \alpha)^2 + (F_D H^2 \sin^2 \alpha)^2 \quad (6.4)$$

$$P_{\max} = |F_Z H D| + |F_p H^2 \sin \alpha| \quad (6.5)$$

dans lesquelles :

H = amplitude maximale de la houle (distance maximale crête à creux)

D = diamètre de la conduite

= angle entre la direction de propagation de la houle et l'axe de la conduite

F_x, F_D, F_Z, F_p = paramètres fournis par les abaques des figures No 15 à 18 (documents . Laboratoire National d'Hydraulique)

4.4 LES TECHNIQUES DE POSE

Il existe plusieurs techniques de pose des canalisations immergées, le tirage sur le fond, la mise en place par flottaison et la construction à partir d'une barge flottante ou sur pilotis. Le choix d'une méthode plutôt que l'autre dépend du matériau constitutif de la conduite et de la nature des joints d'assemblage, de son poids, des conditions locales de pose, des moyens de travaux publics disponibles dans la région.

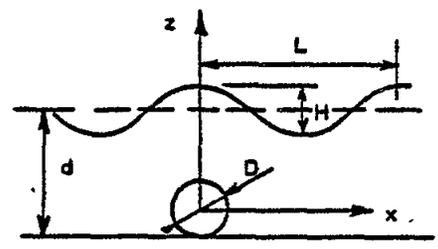
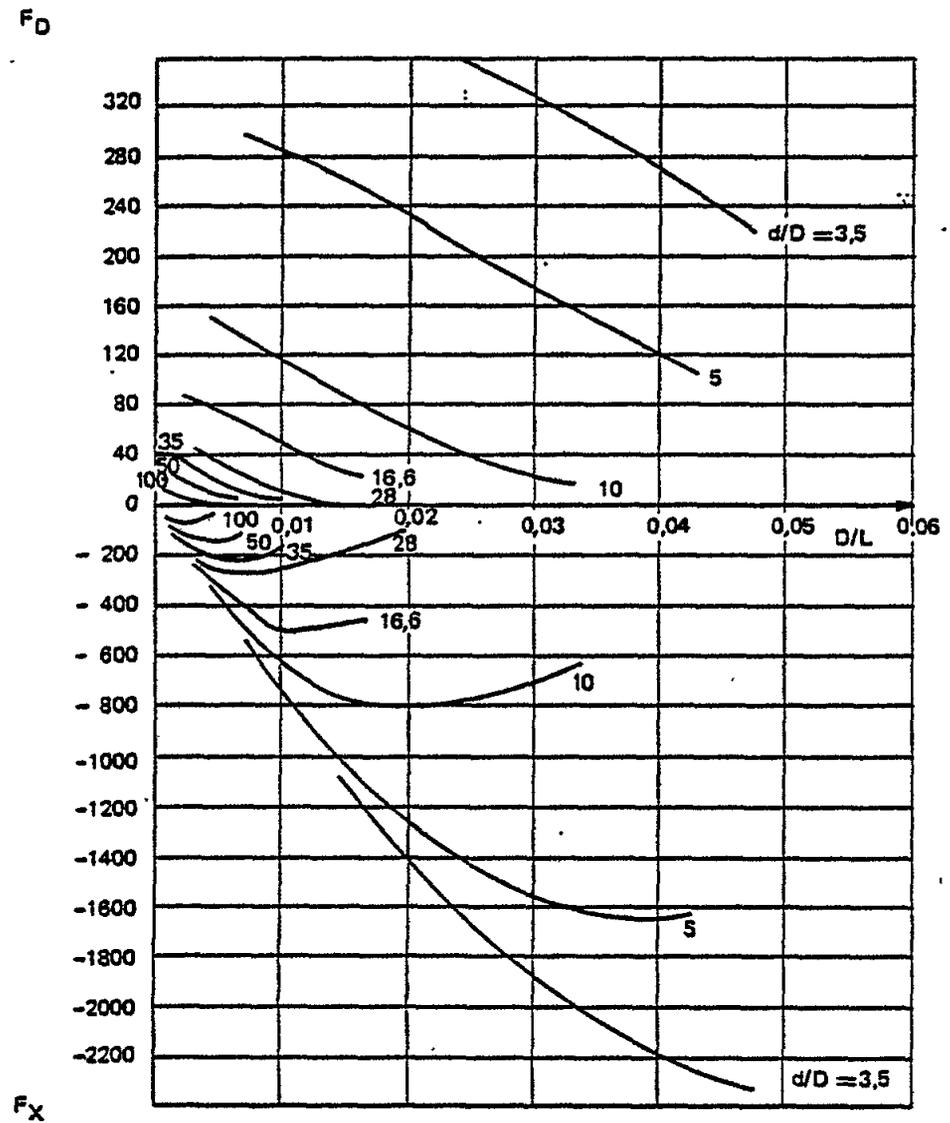


Figure 15 - Valeur des paramètres F_X et F_D exprimée en Newton/m² (canalisation posée sur le sol).

(d'après Laboratoire National d'Hydraulique).

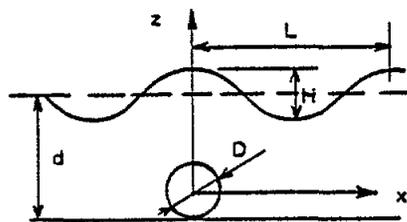
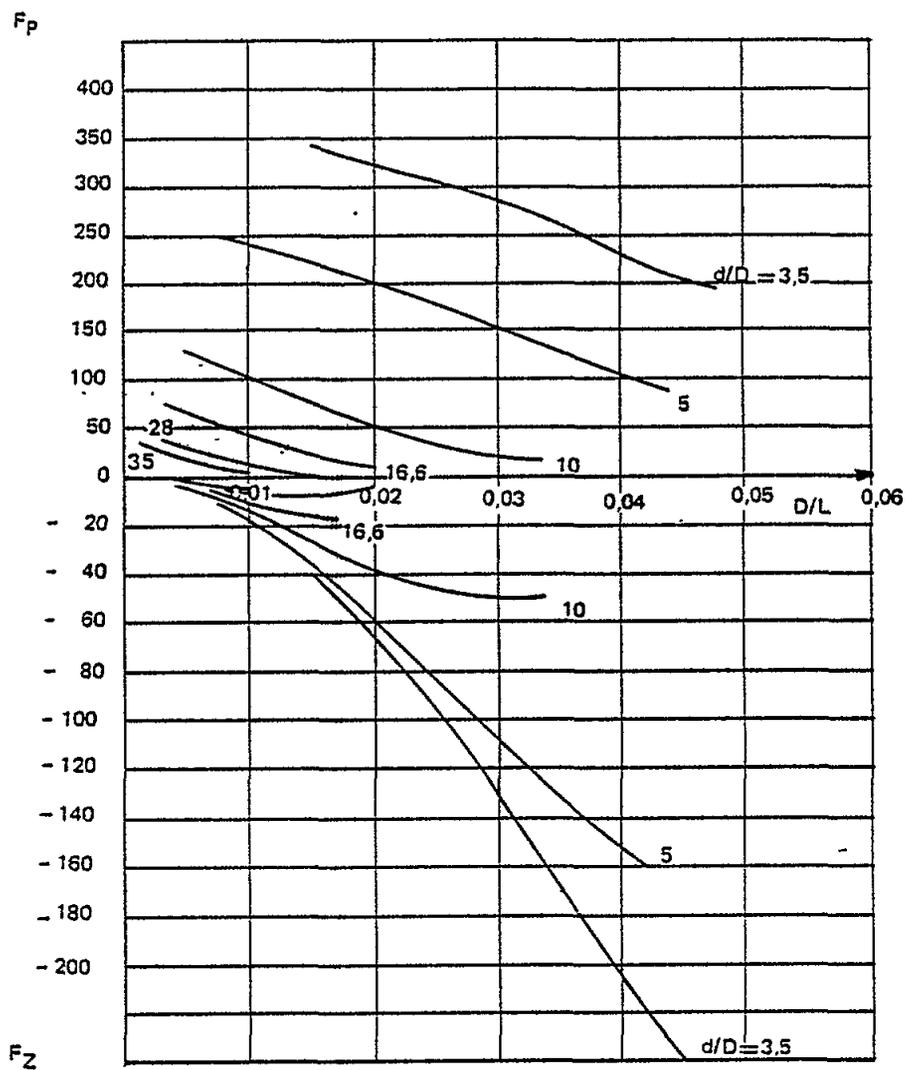


Figure 16 - Valeur des paramètres F_z et F_p exprimée en Newton/m² (canalisation posée sur le sol).

(d'après Laboratoire National d'Hydraulique).

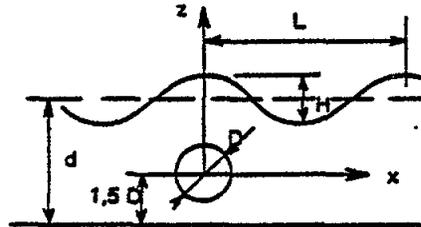
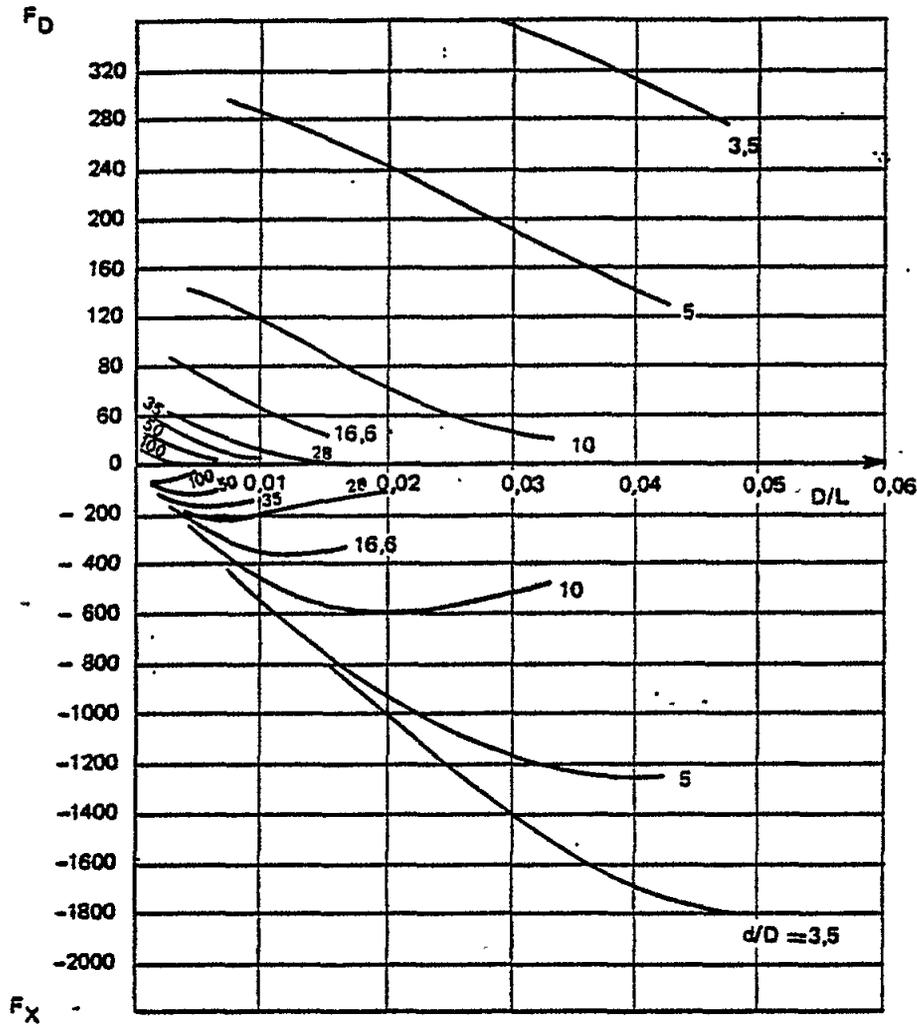


Figure 17 - Valeur des paramètres F_X et F_D exprimée en Newton / m² (canalisation au-dessus du sol).

(d'après Laboratoire National d'Hydraulique).

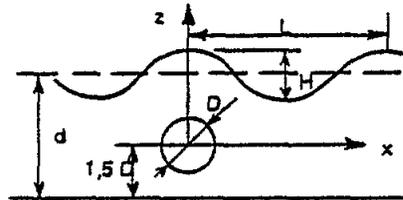
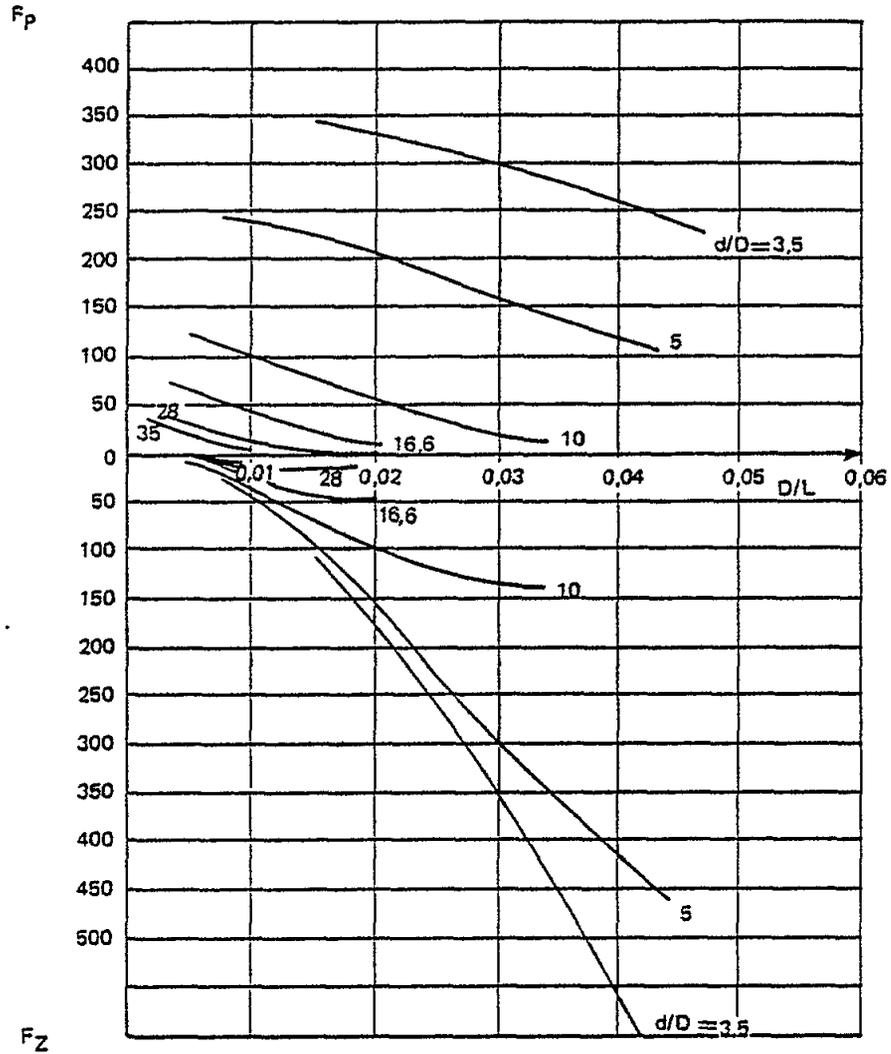


Figure 18 - Valeur des paramètres F_z et F_p exprimée en Newton/m² (canalisation au-dessus du sol).

(d'après Laboratoire National d'Hydraulique).

4.4.1 Tirage sur le fond

Cette technique devient de plus en plus classique pour des émissaires en béton armé avec âme tôle dont les joints soudés résistent bien aux efforts de traction. Elle suppose un tracé rectiligne de l'émissaire, une surface de pose peu accidentée et sans dévers, des changements de pente progressifs imposant à la canalisation un rayon de courbure compatible avec les contraintes de flexion admissibles. La seule limite paraît être la puissance des treuils ou des vérins disponibles et la résistance à la traction du tuyau lui-même. Citons ainsi quelques exemples d'ouvrages :

- Cannes - 1972 - diamètre extérieur : 1740 mm - béton armé à âme en tôle - longueur : 1100 m - puissance de traction : 400 t.
- Menton - 1976 - diamètre extérieur : 800 mm - béton armé à âme en tôle - longueur : 1200 m - puissance de traction : 60 t.

Mais on cite le cas d'une conduite de 5000 m, de 1070 mm de diamètre posée par tirage avec un treuil de 13 000 t.

On réduit le plus souvent le poids apparent dans l'eau de la canalisation en la tirant vide d'eau, voire même partiellement allégée par des flotteurs. On diminue de ce fait le frottement sur le fond et l'effort de traction.

L'opération de tirage est une opération à risques élevés si la mer devient mauvaise parce que la conduite n'est pas protégée des efforts des vagues déferlantes et que l'ancrage ou le maintien en mer des pontons-treuils peut devenir problématique. Cette opération doit donc être menée rapidement, et pendant une période de l'année où les chances d'une mer peu agitée sont maximales. La cadence courante de tirage est de l'ordre de 100 m par jour, et la vitesse de tirage de l'ordre de 6 m/mn. On accélère cette cadence si l'on dispose de place sur le rivage pour préparer des tronçons de conduite suffisamment longs, ce qui réduit le nombre de joints à réaliser pendant l'opération de mise à l'eau. A Cannes, on disposait de tronçons de 60 m, à Menton de 20 m seulement ; mais on cite, dans la littérature, des tronçons de 450 m. Eu égard au coût d'immobilisation des pontons-treuils et de tous les moyens de travail à la mer, la rapidité sera aussi un facteur d'économie.

4.4.2 Pose par flottaison

Cette technique est plutôt utilisée pour la mise en place des conduites en acier de diamètre inférieur au mètre. Elle consiste à assembler la conduite à terre ou le long du rivage. Elle est ensuite remorquée dans son ensemble jusqu'à l'aplomb de son emplacement définitif et immergée.

Les conduites en acier de petit diamètre ne flottent pas toujours, même vides et il faut alors les soutenir par des flotteurs. Ceux-ci sont souvent libérés au moment de l'immersion par un dispositif pyrotechnique. Des feeders de plusieurs kilomètres de long ont été mis en place de cette manière notamment pour l'alimentation en eau potable de l'île d'Yeu.

Cette méthode est parfois hasardeuse même par mer peu agitée. Elle est donc réservée soit aux zones marines relativement calmes, soit aux sea-fines de très grande longueur excluant le tirage sur le fond.

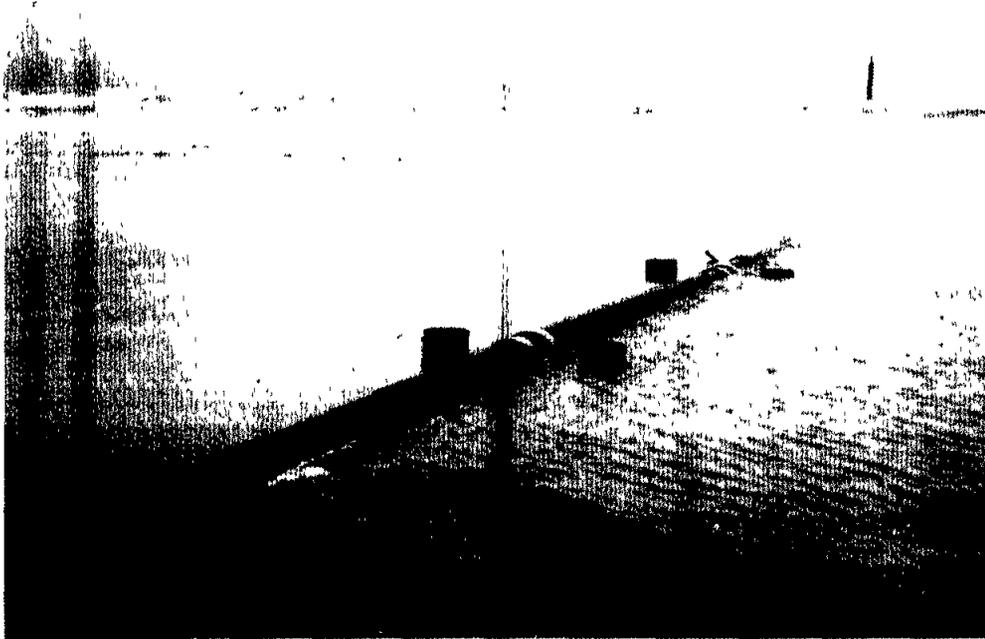
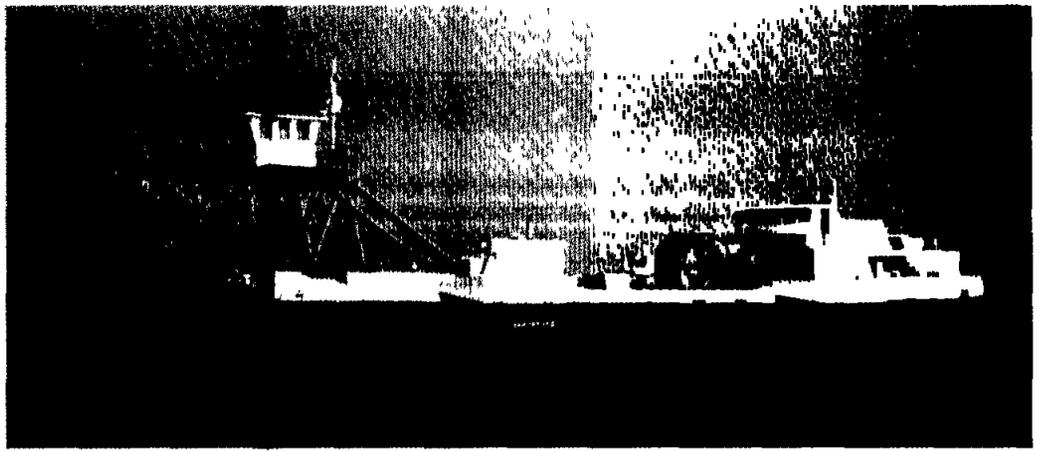
Une variante de cette méthode, brevetée par Electricité de France, est la pose dite « par courbe en S ». Les éléments de la conduite sont assemblés sur une barge-atelier qui avance vers le large en suivant le tracé définitif de l'ouvrage. La portion de conduite déjà construite pend sous son propre poids entre le rivage et la barge et se pose progressivement sur le fond à mesure que s'allonge la partie construite. L'allure prise par la conduite entre le fond et la barge donne son nom à la méthode.

4.4.3 Pose par barge-tour

Les conduites de très gros diamètre sont souvent construites directement en place par assemblage des tronçons au fond de l'eau.

On utilise à cet usage des barges spéciales qui se déplacent en mer par flottaison mais équipées de colonnes que l'on descend verticalement jusqu'au fond lorsque la barge est en position de travail. La barge est alors soulevée sur ces colonnes hors de l'atteinte des vagues et immobilisée. Elle est équipée des moyens de levage nécessaires pour manutentionner les tronçons de la conduite. Cette technique permet de travailler jusqu'à des fonds de 60 m. Ainsi ont été réalisés les grands émissaires de Los Angelès (Hyperion) (3700 m - diamètre : 3,66 m) et de Rio de Janeiro (4300 m - diamètre : 2,44 m).

Underwater outfall
at Menton (French
Mediterranean coast)
The winch ponton is
pulling the pipe
on the sea bed



Underwater
industrial outfall at
Calais (French
Channel coast)

Underwater outfall at Cannes
(French Mediterranean coast)
The diffuser is on the launching
slipway. The pipe is assembled
in sections 60 metres long
(diameter 1500 millimetres)

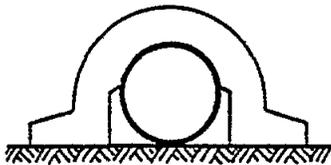


4.5 OUVRAGES DE PROTECTION

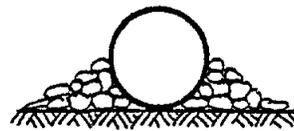
Les émissaires sont éminemment fragiles dans la zone de déferlement des vagues soit, en première analyse, jusqu'à une profondeur de 10 à 15 m. La majorité des émissaires accidentés le sont dans cette zone d'enracinement au rivage. La protection d'un émissaire doit donc faire l'objet d'une étude précise par des spécialistes, éventuellement même d'essais sur modèle réduit.

Deux modes de protection sont possibles : l'enfouissement de la conduite à une profondeur suffisante, la tranchée pouvant être ou non protégée par une carapace de blocs, ou bien la réalisation d'une digue en épi. Celle-ci peut être réalisée avec des blocs naturels ou artificiels, ou par une jetée bétonnée établie entre deux rideaux de palplanches (Cannes).

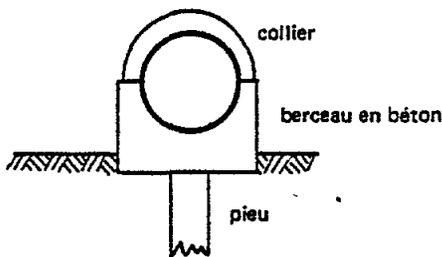
Mais la réalisation d'un épi saillant le long d'un littoral sablonneux peut avoir des conséquences graves sur la stabilité du rivage. Même si les houles n'ont pas une direction privilégiée et si le sens du transport solide n'est pas fortement marqué, on observera toujours un engraissement de la côte d'un côté de l'épi et une érosion rapide de l'autre. Cette modification entraîne en outre le déchaussement de l'épi et éventuellement sa dégradation rapide. Les figures 19, 20 et 21 illustrent différentes techniques d'ancrage et de protection des émissaires en mer.



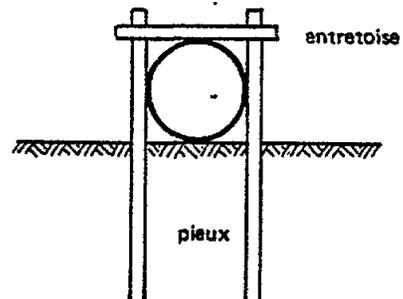
1. Pose sur le fond avec cavaliers en béton de lestage



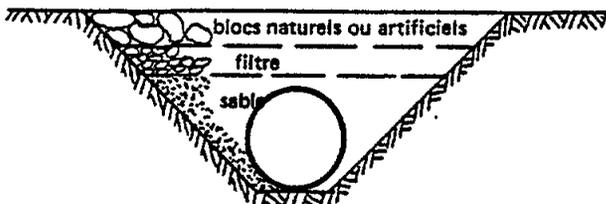
2. blocage par enrochements



3. pose sur berceaux et pieux



4. fixation par pieux et entretoise



5. pose en tranchée avec carapace de blocs

Figure 19 - Exemples d'ancrage et de protection d'un émissaire en mer.

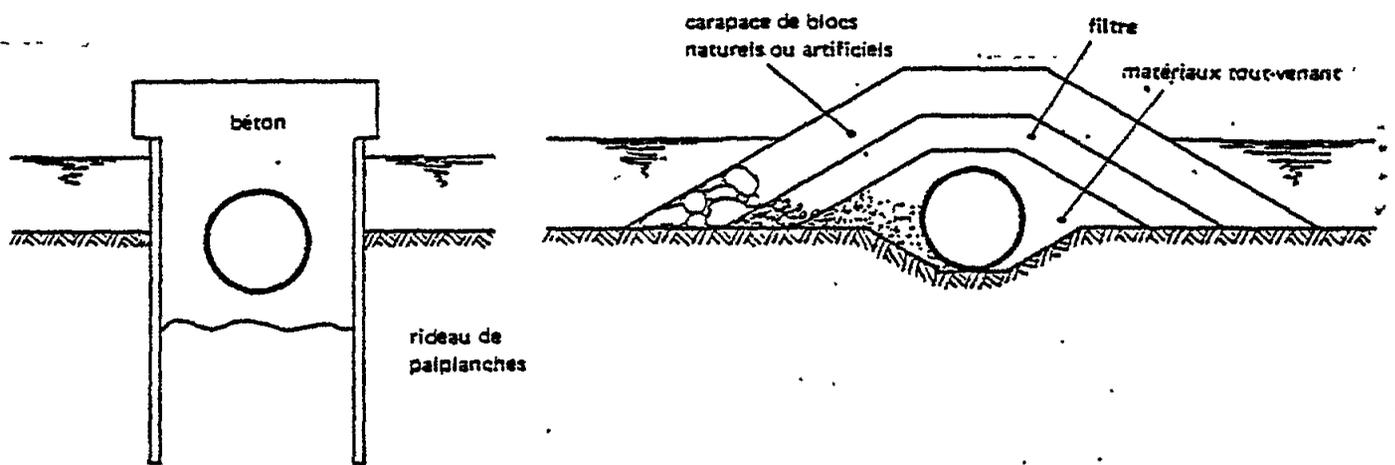


Figure 20 - Exemples de protection en épi.

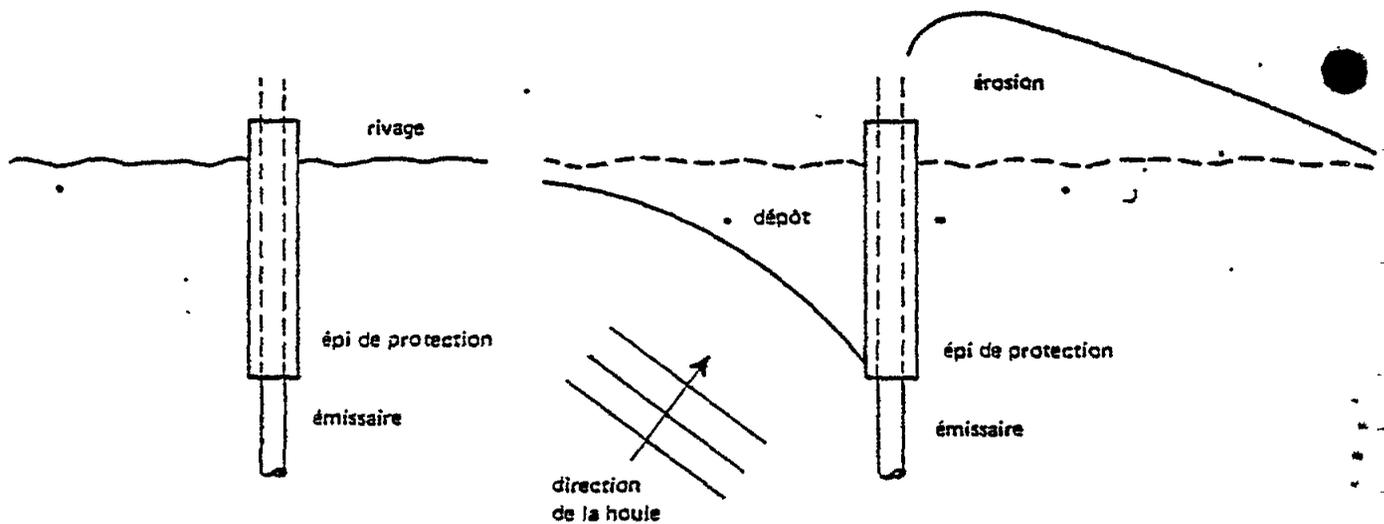
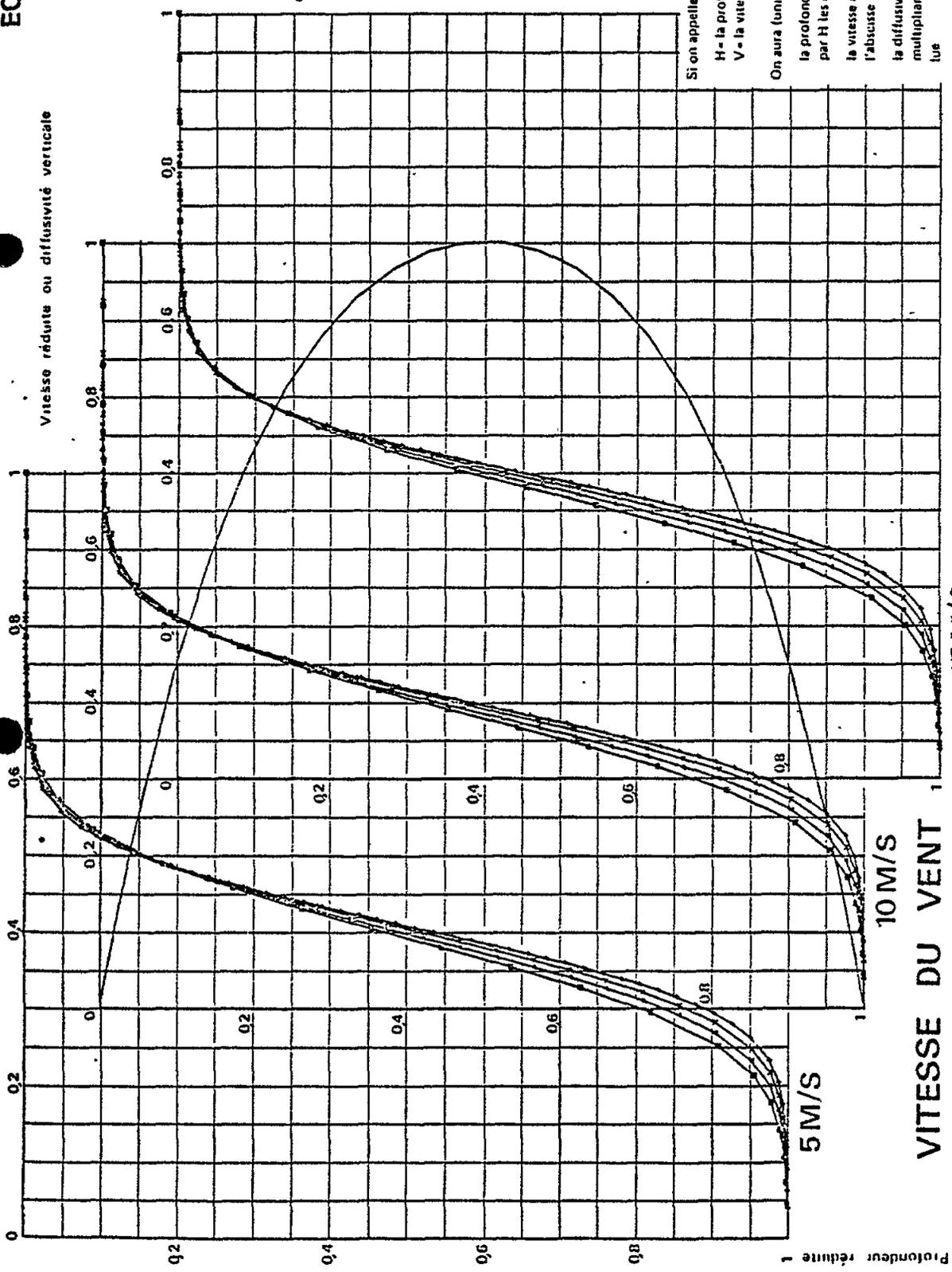


Figure 21 - Risques d'érosion d'un littoral sablonneux.

ÉCOULEMENTS DUS AU VENT

- VENT PARALLELE A LA COTE
- FORCE DE CORIOLIS NEGLIGEABLE



- Diffusivité verticale
- Profondeur totale 10 m
- Profondeur totale 20 m
- △ Profondeur totale 40 m
- × Profondeur totale 80 m

Si on appelle
 H - la profondeur totale
 V - la vitesse du vent mesurée à 10 mètres du sol

On aura (unités MTS) :

la profondeur réelle en multipliant par H les ordonnées lues sur les graphiques

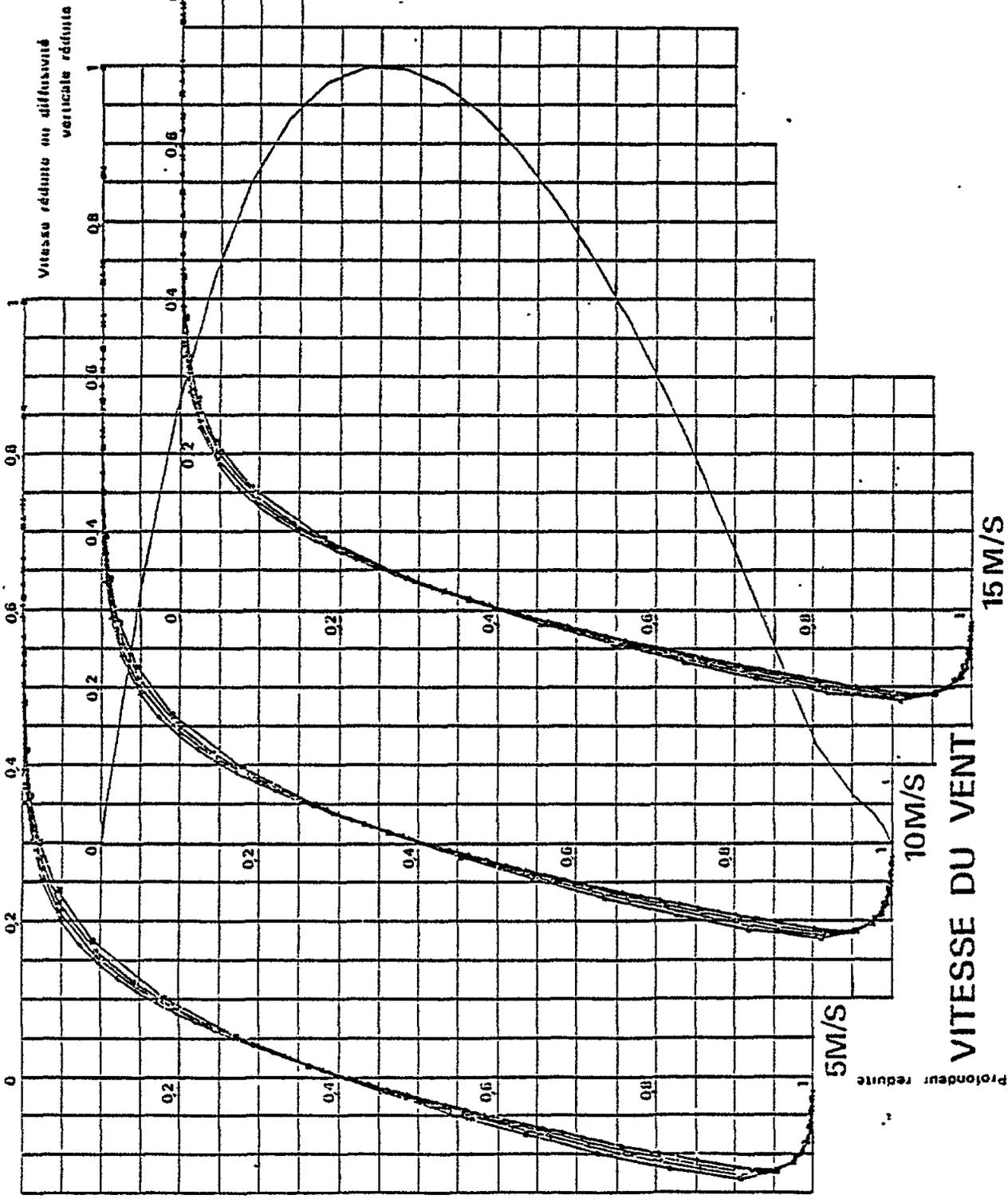
la vitesse réelle en multipliant par 0,07 V l'abscisse lue

la diffusivité turbulente verticale en multipliant par 0,060082 HV l'abscisse lue

Figure 22.

Diagramme obtenu avec le programme EOLE

ÉCOULEMENTS DUS AU VENT



• VENT PERPENDICULAIRE A LA COTE

• FORCE DE CORIOLIS NEGLIGEABLE

Si on appelle :

H - la profondeur totale
 V - la vitesse du vent mesurée à 10 mètres du sol

On aura l'unité MTSI :

la profondeur réelle en multipliant par H les ordonnées du graphique

la vitesse réelle en multipliant par $0,03 V$ l'abscisse lue

la diffusivité turbulente verticale en multipliant par $0,000062 HV$ l'abscisse lue

Diffusivité verticale
 Profondeur totale 10 m
 Profondeur totale 20 m
 Profondeur totale 40 m
 Profondeur totale 100 m

Figure 23.

PROJECTION PLANE DE LA COURBE DÉCRITE
PAR L'EXTREMITÉ DU VECTEUR VITESSE

ÉCOULEMENTS DUS AU VENT AVEC
INFLUENCE DE LA FORCE DE
CORIOLIS

LATITUDE 43°N

Les axes définissent la direction du vent par rapport à la cote figurée au centre du graphique. Les courbes sont graduées en 1/10e de la profondeur totale.

Si on désigne par :

- H = la profondeur totale
- V = la vitesse du vent mesurée à 10 mètres du sol (V ≤ 10 m/s)
- β = l'angle du vent par rapport à la normale à la cote

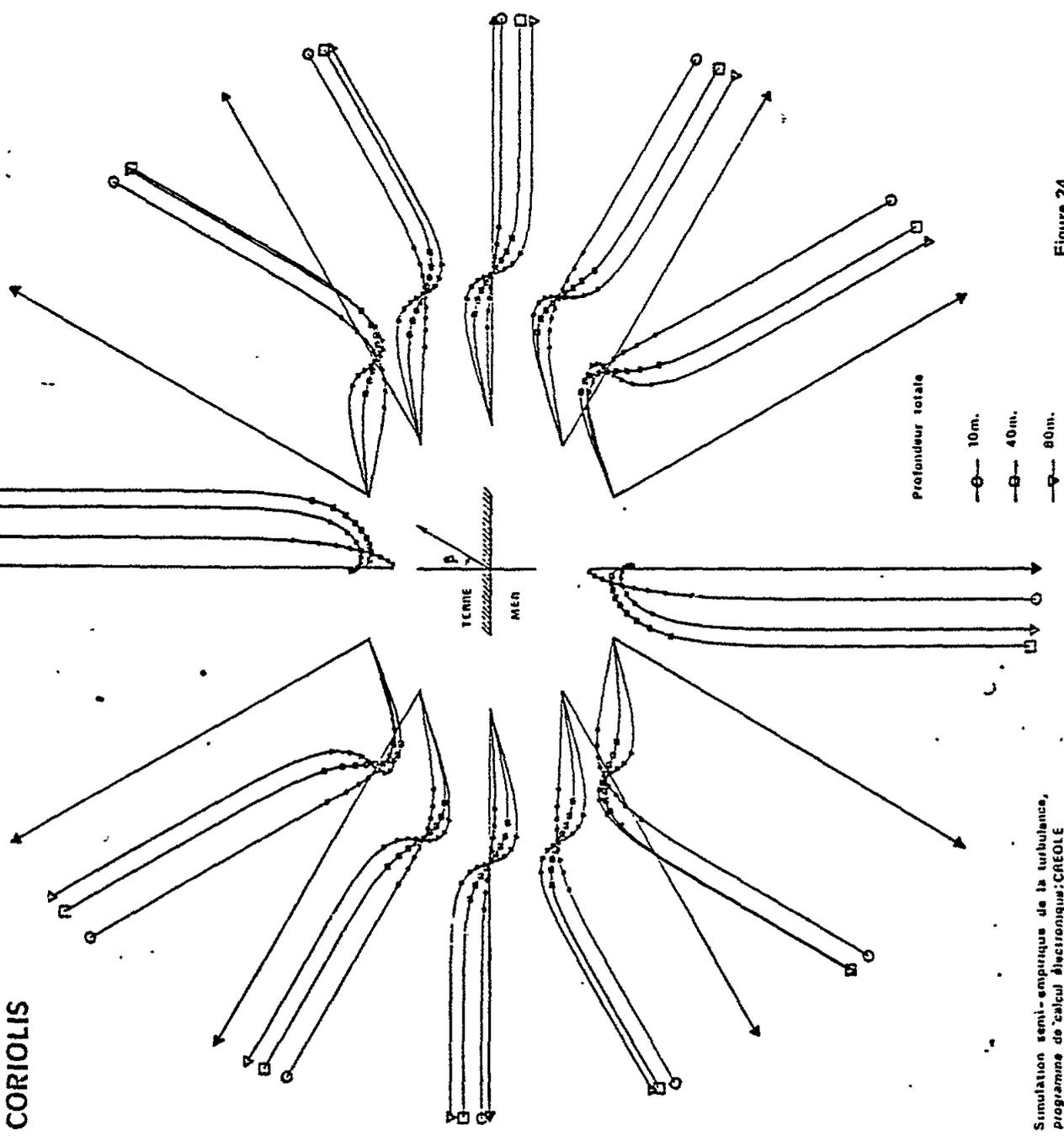
On obtient :

- la vitesse réelle en multipliant la longueur mesurée et exprimée en décimètres par :

$$1,61 \times 0,027 V (1,52 + |\sin \beta|)$$

- la diffusion turbulente verticale approchée en multipliant les abscisses du diagramme ci dessous par :

$$0,000018 HV (2,80 + \tan \beta)$$



Simulation semi-empirique de la turbulence,
programme de calcul électronique: CREOLE

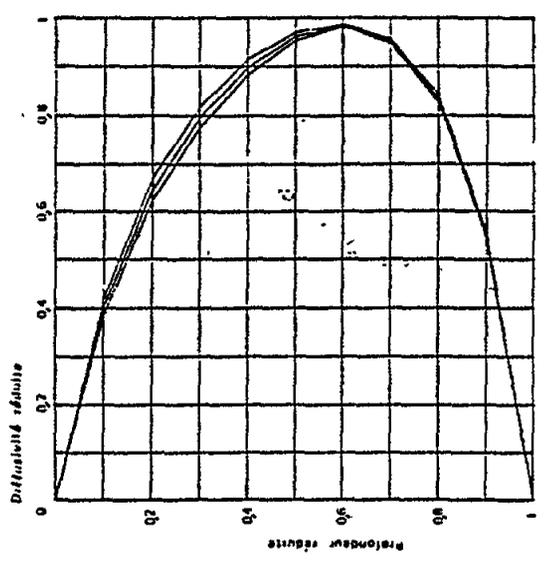
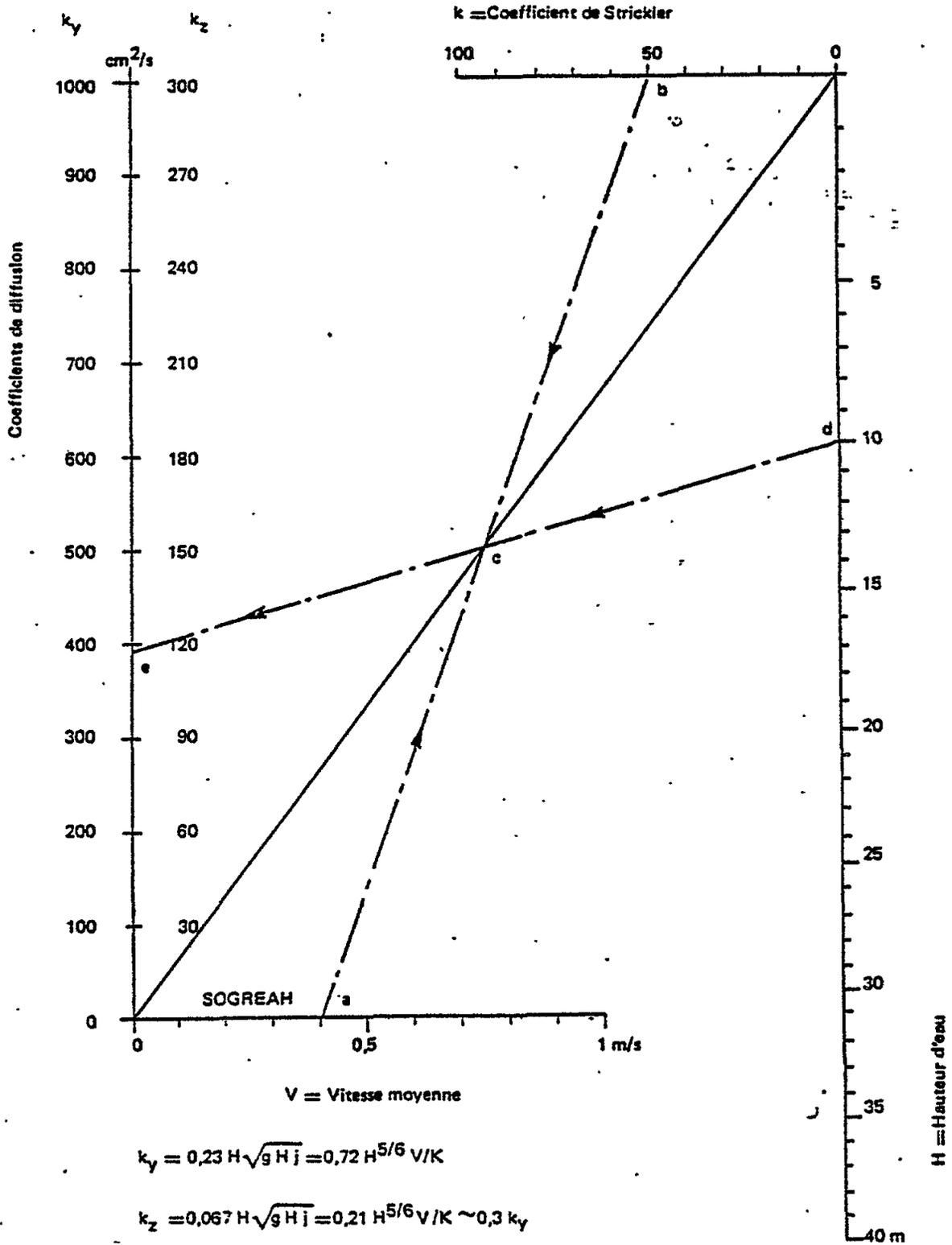


Figure 24.



joindre ab d'où c
joindre cd d'où e

Figure 25 - Abaque de la formule de Elder (Coefficients de diffusion dans un canal).

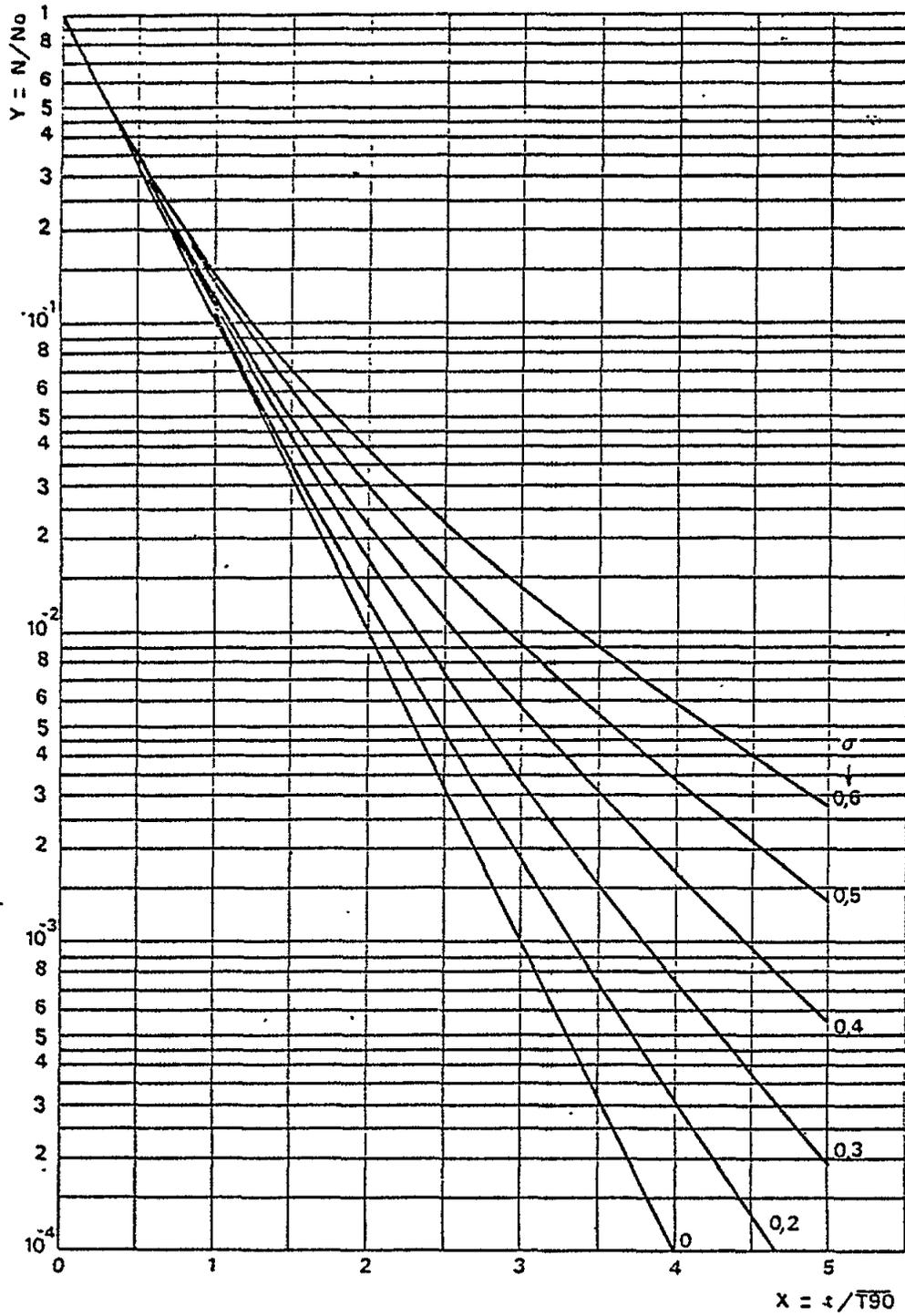


Figure 26 - Effet de la disparition des bactéries coliformes en mer.

Annexes

Annexe A
**MODELE DE CAHIER DES CHARGES TYPE
POUR UNE ETUDE DU MILIEU MARIN EN VUE DE L'IMPLANTATION
D'UN EMISSAIRE DE REJET EN MER**

Le présent document est destiné à servir de guide aux ingénieurs chargés de définir les clauses techniques du dossier d'Appel d'Offres ou du marché d'exécution pour l'étude d'un émissaire en mer.

Tous les articles du projet sont à adapter à chaque cas particulier.

A.1 OBJECTIFS

1.01 * envisage le rejet en mer de ses effluents domestiques** au moyen d'un émissaire en mer. Elle entreprend les études nécessaires du milieu marin pour fixer le point de rejet le plus favorable et garantir pour l'eau les qualités conformes à la réglementation en vigueur.

1.02 L'étude demandée comporte cinq parties*** :

- . Le rassemblement des données de base existantes,
- . une campagne de mesures océanographiques,
- . une étude des caractéristiques du milieu vivant benthique,
- . une étude de dilution des effluents et du champ contaminé entourant les points de rejet envisagés,
- . un avant-projet d'émissaire en mer.

A.2 DOCUMENTS ET DONNEES DE BASE

2.01 Les plans et documents joints au présent appel d'offres dont la liste est donnée ci-après précisent les objectifs et délimitent les études.

Liste :

.....

.....

.....

2.02 Les plans d'occupation des sols (ou plans directeurs, ou plans masse d'urbanisme, etc.) fixent les différents secteurs de développement et d'aménagement du territoire de la commune et les usages du littoral et du domaine marin : plages, ports, conchyliculture, aquaculture, sites particuliers à protéger, etc.

* Désignation du Maître d'Ouvrage.
** Le document est essentiellement conçu pour des effluents de ce type ; il n'est toutefois pas exclu de l'utiliser, mutatis mutandis, pour des effluents d'une autre catégorie.
*** Liste à adapter au cas particulier.

2.03 Les plans des réseaux d'assainissement précisent les exutoires actuels, les développements prévisibles du réseau, les exutoires envisagés, les implantations probables des stations d'épuration.

2.04 Les débits d'eaux usées à prendre en compte dans l'étude sont les suivants :

- . débit moyen en période estivale :
- . débit de pointe en période estivale :
- . débit moyen hors période estivale :
- . débit d'orage décennal :

2.05 Les documents annexés fournissent les analyses disponibles de la composition de ces effluents et notamment les teneurs en coliformes totaux et fécaux, streptocoques fécaux, matières organiques, matières en suspension et éventuellement en résidus industriels particuliers.

2.06 Le domaine marin à couvrir dans l'étude est précisé sur la carte jointe à l'Appel d'Offres, carte qui indique en outre la délimitation des secteurs à protéger.

2.07 Le contractant pourra se référer à la carte marine n° dont le zéro des sondes correspond à la cote

Le contractant devra rechercher et rassembler les documents et données supplémentaires existants nécessaires à l'étude, notamment :

- . données météorologiques (force, fréquence des vents),
- . cartes de courants,
- . carte des peuplements benthiques,
- . etc.

A.3 CAMPAGNE DE MESURES

3.01 La campagne de mesures océanographiques comprendra des mesures permanentes au moyen d'appareils enregistreurs et des mesures plus localisées dans le temps visant à connaître les trajectoires suivies par les masses d'eau, la diffusion due à la turbulence, éventuellement le taux de décroissance des bactéries.

3.1 Mesures permanentes

3.1.1 Les mesures permanentes seront assurées par la mise en place de courantographes*. Ces appareils seront conçus pour enregistrer simultanément : la vitesse et la direction** du courant, la température et la conductivité*** de l'eau, la pression****.

3.1.2 Ces mesures dureront au minimum 3 mois*****. Cette durée englobera obligatoirement la période d'usage intensif de la mer dans les zones à protéger, à savoir les mois de à***** inclus.

* Au minimum trois. Ce nombre sera supérieur si la topographie est complexe, ou si l'importance du débit à rejeter la justifie.

** La direction est généralement donnée par rapport au Nord magnétique et suppose une correction ultérieure égale à la déclinaison magnétique du lieu.

*** La salinité est déduite directement de la conductibilité de l'eau de mer.

**** Indispensable dans les mers à marée, ce capteur permet de lever toute ambiguïté sur la profondeur d'immersion exacte des appareils.

***** Ce chiffre pourra être supérieur selon les conditions locales.

***** Cette période sera le plus souvent juin à septembre, ou la période de tourisme dominante mais aussi les périodes de récoltes intensives dans les zones de conchyliculture. Cette règle suppose en outre que les délais d'Appel d'Offres, de rédaction des marchés, et d'approvisionnement des appareils aient été correctement estimés.

3.1.3 La cadence d'enregistrement sera d'une valeur des cinq paramètres définis en 3.1.1 toutes les 10 minutes.

3.1.4 Les dépouillements de ces enregistrements fourniront : les variations en fonction du temps des cinq paramètres enregistrés, leurs valeurs statistiques (moyennes, écarts types, extremums, etc.), les valeurs classées ou la rose des courants, la part des courants explicable par le jeu des marées, éventuellement les composantes des courants parallèles et perpendiculaires soit à la direction du rivage, soit à celle du futur émissaire, et tout autre élément susceptible d'éclairer une meilleure utilisation ultérieure de ces mesures.

3.1.5 (Cas des mers peu profondes, 5 à 20 m d'eau). Le Maître d'Ouvrage propose l'implantation des courantographes sur verticales différentes approximativement repérées sur la carte jointe à l'Appel d'Offres et correspondant sensiblement aux emplacements possibles du débouché de l'émissaire projeté. Le chargé d'étude peut proposer des implantations meilleures dûment justifiées. Les profondeurs d'immersion des appareils seront compatibles avec les basses mers de vives eaux. Elles différeront pour chaque appareil. L'un d'entre eux au moins sera implanté pour mesurer les vitesses le plus près possible de la surface libre, compte tenu des contraintes pratiques de mise en tension de la ligne océanographique servant de support.

3.1.6 (Cas des mers profondes). Le Maître d'Ouvrage propose l'implantation des courantographes en les regroupant sur plusieurs verticales approximativement repérées sur la carte jointe à l'Appel d'Offres. Le chargé d'étude peut proposer une implantation meilleure dûment justifiée. La répartition des appareils le long des différentes lignes océanographiques est définie comme suit* :

. courantographes sur la verticale aux profondeurs
. courantographes sur la verticale aux profondeurs

Sur la verticale comportant le plus d'appareils, l'un d'entre eux sera implanté le plus près possible de la surface libre, compte tenu des contraintes pratiques de mise en tension de la ligne océanographique servant de support.

3.1.7 (En cas de risque de stratification thermique ou saline). L'une des lignes océanographiques sera en outre équipée d'un enregistreur spécial dénommé chaîne de températures et de conductivités. Le câble le long duquel sont fixés les capteurs sera immergé entre les profondeurs et ** dans la couche de gradient densimétrique.

3.2 Mesures discontinues

3.2.1 Trajectoires des masses d'eau

3.2.1.1 Pendant la période d'immersion des courantographes campagnes*** de mesures d'une journée chacune seront consacrées au repérage des trajectoires des masses d'eau. Celles-ci seront «marquées» par une vingtaine de flotteurs à drogue largement répartis sur l'étendue marine à étudier. Les journées de campagne par flotteurs seront choisies de manière à couvrir le mieux possible toutes les situations météorologiques possibles (vents et marées).

3.2.1.2 Pour deux tiers des flotteurs mis en oeuvre, les drogues seront immergées entre 0,5 m et 1 m sous la surface libre de la mer. Pour le tiers restant cette immersion sera de m****.

3.2.1.3 Ces flotteurs feront l'objet d'un repérage dans l'espace et dans le temps pendant 5 à 6 heures. On s'attachera à obtenir une visée pour chaque flotteur à une cadence de l'ordre de 20 à 40 minutes. Le positionnement spatial pourra être réalisé par visées topographiques à partir de la côte.

* Avec la solution minimale de trois appareils, on utilisera deux lignes océanographiques dont l'une recevra deux courantographes et l'autre un seul.

** A priori entre - 20 et - 40 m.

*** On retiendra a priori trois ou quatre campagnes en cherchant à observer tous les régimes possibles de circulation en fonction des marées et des vents.

**** Cette profondeur pourrait être de l'ordre de 1/10 de la profondeur totale moyenne sur le site avec toutefois un minimum de 2 m et un maximum de 5 m. L'objectif essentiel est de mettre en évidence les variations de vitesse et de direction des courants avec la profondeur.

3.2.1.4 Les résultats seront fournis sous la forme de cartes de trajectoires. Les vitesses moyennes seront calculées.

3.2.1.5 (Article du Dossier de Consultation)
Les Soumissionnaires sont libres de proposer à l'Appel d'Offres d'autres solutions techniques telles que : flotteurs à émetteurs, radiolocalisation, etc.

3.2.2 *Evaluation de la diffusion turbulente horizontale*

3.2.2.1 Pendant la période d'immersion des courantographes deux* campagnes de mesures de la diffusion due à la turbulence des écoulements naturels seront effectuées. Chaque mesure consistera à enregistrer par photographies aériennes les déplacements relatifs de 15 à 20 flotteurs à drogue par rapport au centre de gravité de l'ensemble de ces flotteurs. Les conditions météorologiques à choisir pour ces mesures seront guidées par le souci de correspondre aux conditions les plus défavorables du point de vue de la pollution des zones à protéger les plus menacées.

3.2.2.2 Chacun de ces ensembles sera largué en mer de manière aussi groupée que possible compte tenu de la dimension des flotteurs et des difficultés du travail à la mer. On effectuera par la suite 8 à 10 photographies de chaque ensemble échelonnées sur 100 à 120 minutes. L'heure exacte de chaque prise de vue doit être connue à la seconde près.

3.2.2.3 La mise automatique à l'échelle des clichés pourra être obtenue en laissant flotter en mer à proximité des flotteurs une mire de longueur connue (10 m par exemple).

3.2.2.4 Les flotteurs n'auront aucune prise au vent. Leur drogue sera immergée entre 0,5 m et 1 m sous la surface libre.

3.2.2.5 Compte tenu des incertitudes inhérentes à ce genre de mesure et pour rentabiliser les moyens mis en oeuvre, . . . ** ensembles de flotteurs seront mis à l'eau au cours d'une même campagne, à des distances suffisantes pour explorer la zone marine considérée et pour éviter toute interférence. L'avion de prise de vue interviendra alternativement sur chaque flottille. Des dispositions seront prises pour identifier sans erreur possible les clichés.

3.2.2.6 A partir de chaque photographie on calculera le centre de gravité de l'ensemble des flotteurs considérés. On recherchera le système d'axes orthogonaux qui minimise sur un axe, et maximise sur l'autre, l'écart type de la distribution des flotteurs.

A.4 EXPLOITATION DES RESULTATS DE MESURES POUR LE CALCUL DE LA DISPERSION DES EFFLUENTS

4.01 L'exploitation des données de tous ordres recueillies au cours des phases antérieures de l'étude permettra au chargé d'étude de définir : les implantations possibles de l'émissaire, les conditions hydrologiques les plus défavorables***, etc.

4.02 Ces hypothèses feront l'objet d'une note intérimaire soumise pour approbation au Maître d'Ouvrage. Elle précisera à la suite d'un premier calcul de dégrossissage, la ou les implantations et caractéristiques possibles qui semblent les meilleures pour le rejet projeté.

La note proposera de poursuivre l'exploitation des mesures sur le point de rejet apparaissant le meilleur, éventuellement sur deux points à départager, ou encore, si les points instrumentés ne semblent pas convenir, elle pourra proposer une nouvelle série de mesures sur un site plus favorable.

* Minimum : 2.

** Minimum : 3.

*** Le problème est plus complexe qu'il peut paraître. En effet, à des courants rapides correspond aussi une diffusion plus intense des effluents. Dans les écoulements de marée, ou dans les baies, les recirculations seront souvent les plus critiques.

- 4.03 Le rapport définira aussi les conditions météorologiques et hydrologiques qui paraissent les plus défavorables pour la pollution des zones à protéger.

Après concertation avec le Maître d'Ouvrage et choix d'un ou plusieurs points de rejet provisoires, les calculs de dispersion seront approfondis.

4.1 Panaches ascensionnels et diffuseur

- 4.1.1 Le chargé d'étude calculera pour chacune des hypothèses retenues la dilution obtenue dans le ou les panaches de remontée des eaux usées vers la surface libre. Il optimisera s'il y a lieu le diffuseur nécessaire : diamètre et espacement des orifices.

- 4.1.2 Si les eaux marines peuvent présenter une stratification densimétrique, on s'efforcera toujours de trouver une solution qui permette aux eaux usées de remonter jusqu'à la surface libre de la mer, le piègeage sous une stratification devant être considéré comme un cas défavorable. Dans le cas où le blocage en profondeur ne pourra être évité, des indications seront données sur le niveau de celui-ci et la dilution correspondante.

- 4.1.3 Le nombre et le diamètre des orifices du diffuseur seront tels que la section de passage totale soit au plus égale à la section de l'émissaire.

- 4.1.4 L'espacement entre orifices du diffuseur sera supérieur au diamètre maximal des panaches ascensionnels élémentaires pour accroître le bénéfice de la diffusion turbulente horizontale. On évitera une trop importante différence de dilution entre les panaches issus des orifices extrêmes de cet ouvrage, si nécessaire en faisant varier les diamètres des orifices.

4.2 Convection-diffusion horizontale

- 4.2.1 La dilution au cours de la convection et de la diffusion des effluents à la surface libre de la mer sera évaluée. Ces calculs devront tenir compte de l'épaisseur de la couche polluée et des vitesses probables d'écoulement des eaux marines dans cette même couche.

- 4.2.2 Dans le cas où les écoulements dominants sont dus au vent on tiendra plus particulièrement compte :

- . de la durée des vents,
- . de leur probabilité en direction,
- . des différences de direction entre vent et courant du fait de la force de Coriolis,
- . des effets d'étalement densimétrique latéral dus à la flottabilité résiduelle des effluents,
- . de la turbulence et de la diffusion transversale et verticale. Les coefficients de diffusion utilisés seront ceux résultant des mesures in situ s'il en a été pratiqué. Dans ce cas, ils feront l'objet des transpositions nécessaires pour tenir compte des différences de vitesse et de hauteur d'eau entre les conditions des mesures et les hypothèses de calcul.

Dans le cas contraire, ils pourront être estimés en fonction des caractéristiques du milieu local par des formules telles que celles de Taylor-Elder applicables aux écoulements avec cisaillement. On rejettera les lois dites en puissance 4/3 inadaptées aux conditions rencontrées près des côtes.

- 4.2.3 Après entente avec le Maître d'Ouvrage, il sera décidé si les calculs correspondants seront faits par une méthode manuelle approchée ou devront utiliser les modèles mathématiques les plus performants qui existent.

4.3 Calculs de décroissance des polluants non conservatifs

4.3.1 Si l'effluent en contient, on calculera les conditions de décroissance des germes tests de la pollution fécale selon les méthodes et abaques

4.3.2 On vérifiera que la pollution organique et son oxydation ne posent pas de problème particulier sur le site considéré.

A.5 ETUDE DU BENTHOS

5.01 L'étude du benthos devra préciser les caractéristiques générales de la flore et de la petite faune vivant sur les fonds du domaine maritime délimité précédemment au paragraphe A.2. Cette étude s'appuiera sur :

- . les données relatives à la nature des fonds fournies par la carte marine ;
- . la carte des peuplements benthiques que l'on peut se procurer auprès de :

5.02 Le Contractant effectuera une série de prélèvements d'échantillons des matériaux du fond marin en vue d'une analyse granulométrique et d'une analyse des espèces végétales et animales restant sur un tamis à maille de 1 millimètre. Il affectera à ce travail du personnel dûment qualifié, ou s'associera avec un laboratoire spécialisé en biologie marine.

5.1 Réseau de prélèvement

5.1.1 Compte tenu de la topographie et de la nature des fonds sur le site considéré, les prélèvements seront assurés selon une trame sensiblement définie comme suit* :

5.1.2 Chaque point de prélèvement réel fera l'objet d'un positionnement géographique correct, la méthode de repérage étant laissée au choix du Soumissionnaire.

5.2 Réalisation et traitement des prélèvements

5.2.1 En chaque point retenu, on effectuera deux ou trois prélèvements au moyen d'une drague appropriée de manière à recueillir 20 à 50 dm³ de sédiment. Sur un fond rocheux on procédera par grattage d'une surface de l'ordre de 400 cm².

5.2.2 La nature des sédiments sera soigneusement notée et une part suffisante de ce sédiment sera conservée en vue de son analyse granulométrique ultérieure.

5.2.3 Le reste du sédiment sera tamisé au tamis à maille de 1 millimètre. Le matériel animal et végétal recueilli sur le tamis sera fixé au formol neutralisé. Par la suite, il sera trié, identifié et dénombré.

5.2.4 Chaque prélèvement donnera lieu au calcul d'un indice de diversité et à l'établissement d'une courbe de raréfaction.

* Par exemple, un prélèvement tous les 200 à 500 m sur une série de radiales à préciser, ou bien échantillonnage au hasard avec points au km².

5.2.5 Quelques analyses chimiques, soit des sédiments, soit des eaux industrielles, seront effectuées pour préciser leur richesse en matières organiques (carbone organique, azote, phosphore, etc.).

5.2.6 Quelques échantillons pourront donner lieu à la recherche complémentaire de polluants particuliers tels que : hydrocarbures, détergents, pesticides, etc., si cette recherche paraît justifiée.

5.3 Synthèse des résultats

5.3.1 Les résultats feront l'objet d'une présentation cartographique et d'une délimitation des différentes zones de peuplement benthique (biocénoses).

5.3.2 Le rapport tentera de préciser l'état général du milieu marin, de définir les zones riches qui méritent une protection particulière, ainsi que les zones susceptibles de recevoir un émissaire avec des conséquences limitées pour le milieu.

A.6 AVANT-PROJET D'EMISSAIRE EN MER (éventuellement)

6.01 Le Contractant fournira un avant-projet sommaire de l'émissaire en mer qui traitera en particulier :

- . l'étude du profil en long de l'ouvrage et des ruptures de pente compatibles avec les efforts que peut subir la conduite,
- . les conditions météorologiques et les conditions de houle visant à définir la période de pose la plus propice pour le travail en mer,
la place disponible pour le chantier à terre,
- . les efforts hydrauliques dus à la houle et au déferlement et les moyens d'une protection efficace de l'ouvrage,
- . le choix du matériau répondant le mieux au problème posé,
- . les calculs des pertes de charge hydrauliques dans le diffuseur et dans l'émissaire, et le calcul de la hauteur supplémentaire de refoulement nécessaire pour injecter l'effluent dans l'eau de mer.

Annexe B
EXEMPLES NUMERIQUES

B.1 DILUTION DANS LES JETS OU PANACHES ASCENDANTS

1.1 Milieu homogène en densité

- Débit de l'émissaire $= 0,500 \text{ m}^3/\text{s}$
- Profondeur de rejet $Y = 30 \text{ mètres}$
- Diamètre de l'émissaire $\varnothing = 0,80 \text{ m}$
- Densités :
Effluent $\rho_0 = 1$
Mer $\rho_m = 1,027$

Diffuseur : 25 orifices de diamètre $D = 0,15 \text{ m}$, émission horizontale des jets. On néglige la vitesse d'écoulement de l'eau de mer.

- Vérifier que : $25 D^2 \leq \varnothing^2 \quad (0,56 \leq 0,64)$
- Débit d'un jet : $Q = 0,500/25 = 0,020 \text{ m}^3/\text{s}$
- Vitesse initiale d'un jet : $V = 4Q/(\pi D^2) = 1,13 \text{ m/s}$
- Ecart densimétrique : $\Delta\rho = (\rho_0 - \rho_m)/\rho_0 = 0,027$
- Nombre de Froude : $F = V/(g\Delta\rho D)^{0,5} = 5,68$
- Suivant les notations de l'annexe D : $\eta = Y/(FD) = 35,2$
- Par l'abaque de cette annexe : $\xi = 1,2$
- Dilution finale sur l'axe du jet : $T_m = Y\xi/D = 240$
- Densité finale sur l'axe du jet : $\rho = \rho_m - \Delta\rho/T_m = 1,02689$
- Ecart type du jet à la surface libre :
(rayon du cercle contenant 68 % de l'effluent) $r = Y/(8\sqrt{2}) = 2,65 \text{ m}$
- Rayon du cercle contenant 90 % de l'effluent :
(espacement minimal des orifices du diffuseur) $R = 1,5 r = 3,98 \text{ m}$

1.2 Milieu stratifié en densité

Mêmes données que précédemment, mais présence d'une stratification thermique avec :

Température de la mer à la surface T = 16° centigrades
 Température de la mer à la profondeur de 30 mètres T = 12° centigrades

Solution No 1

On adopte le même diffuseur avec émission horizontale des jets. On néglige la vitesse d'écoulement de l'eau de mer.

On utilise la même procédure qu'au paragraphe précédent mais pour une série de valeurs intermédiaires de Y. On recherche ainsi à partir de quelle valeur de Y la densité dans le jet devient supérieure à celle de la mer au même niveau. Si le cas se produit il y aura blocage des effluents à la profondeur d'équilibre ainsi déterminée.

Si T est la température de la mer en °C au niveau z, on admet approximativement :

$$\rho_m(z) = 1,030 - T/4000$$

soit un gradient de densité linéaire.

Si on appelle :

ρ densité du panache calculée en prenant pour la mer une densité constante correspondant à celle à la profondeur du rejet (30 m et T = 12° soit $\rho_m = 1,027$),

Y hauteur d'eau au-dessus du diffuseur,

T_m dilution au niveau Y,

on obtient le tableau suivant :

Y	η	ξ	T_m	ρ	$\rho_m(z)$
15	17,6	0,84	84	1,02668	1,02650
13	15,3	0,80	69	1,02661	1,02657
12	14,1	0,75	60	1,02655	1,02660

Il y a blocage des effluents à environ 12,5 m au-dessus du diffuseur, soit à -17,50 m de profondeur.

Solution No 2

On adopte le même diffuseur mais les jets sont émis verticalement.

La même procédure donne le tableau :

Y	η	ξ	T_m	ρ	$\rho_m(z)$
15	17,6	0,72	72	1,02663	1,02650
14	16,4	0,69	64	1,02658	1,02653
13	15,3	0,67	58	1,02653	1,02657

Il y a blocage des effluents à environ 13,5 m au-dessus du diffuseur, soit à -16,5 m de profondeur.

Le calcul exact par intégration numérique donne la profondeur de blocage -15 m (voir référence [15]).

Solution No 3

On adopte un seul jet vertical issu d'un orifice de diamètre D = 500 mm.

La même procédure donne le tableau :

Y	η	ξ	T_m	ρ	$\rho_m(z)$
30	8,45	0,48	28,8	1,02606	1,02600
29	8,16	0,47	27,3	1,02601	1,02603

Il y a blocage des effluents à environ 0,5 m sous la surface libre.

Le calcul exact montre que celle-ci est largement atteinte.

Le gain en hauteur de remontée est cependant obtenu au détriment de la dilution.

1.3 Milieu homogène en densité avec écoulement de l'eau de mer

- . Débit de l'émissaire $= 0,500 \text{ m}^3/\text{s}$
- . Profondeur du rejet $z = 10 \text{ m}$
- . Diamètre de l'émissaire $\emptyset = 0,80 \text{ m}$
- . Densités : $\begin{matrix} \text{Effluent } \rho_0 = 1 \\ \text{Mer } \rho_m = 1,027 \end{matrix}$
- . Vitesse d'écoulement de l'eau de mer $U = 0,30 \text{ m/s}$

Diffuseur : 25 orifices de diamètre $D = 0,15 \text{ m}$, émission verticale des jets.

- . Vérifier que : $25 D^2 \leq \emptyset^2$
- . Vitesse initiale des jets : $V = 1,13 \text{ m/s}$
- . Ecart densimétrique : $\Delta \rho = 0,027$
- . Nombre de Froude : $F = 5,68$
- . Rapport des vitesses : $R = V/U = 3,77$
- . Calculer (formules 3.5) : $A = z/(1,44 RD)^3 = 1852$
- . Résoudre : $R^2 X^2/(2F^2) + X - A = 0$
 $0,22 X^2 + X - 1852 = 0$
 $X = 92$
- . Dilution à la surface : $T = RA^{2/3} = 569$
- . Distance horizontale parcourue : $x = RDX = 52 \text{ m}$
- . Rayon du panache à la surface : $r = z/2 = 5 \text{ m}$

B.2 EPAISSEUR INITIALE DE LA COUCHE POLLUEE

Dans le cas de l'exemple du paragraphe 1.1, en application des éléments classiques de la loi de Gauss (figure No 11), on a successivement :

- Dilution finale sur l'axe du jet : $T_m = 240$
- Rayon du panache (1 écart type) : $r = 2,65 \text{ m}$
- Dilution moyenne réelle dans le cercle r : $T = 1,17 T_m = 280$
(voir figure No 11)
- Débit total d'un panache élémentaire : $Q = 0,02 \times 280 = 5,6 \text{ m}^3/\text{s}$
- Ecart densimétrique moyen résiduel : $\Delta \rho = 0,027/280 = 0,00010$
- Epaisseur de la couche polluée (formule 3.4) : $H = 1,34 \text{ m}$
sur le cercle de rayon $r = 2,65 \text{ m}$
- Vitesse horizontale radiale (formule 3.5) : $V = 0,25 \text{ m/s}$
sur le même cercle

De même, en fonction de la distance au centre du panache, on obtient en faisant varier r dans les formules (3.4) :

r	H	V
10	0,95	0,09
50	0,64	0,028
100	0,64	0,016

La distance théoriquement parcourue en 12 heures par effet d'étalement densimétrique par une masse d'eau issue du jet est de l'ordre de (formule 3.6) 189 m.

B.3 CONVECTION - DIFFUSION HORIZONTALE

On reprend l'exemple du paragraphe 3.11. On suppose un écoulement moyen des eaux marines de 0,12 m/s, une rugosité des fonds marins équivalente à un coefficient de Strickler de 50.

L'abaque de la formule de Elder (figure 25) donne les paramètres de diffusion turbulente :

- Diffusion transversale horizontale : $K_y = 0,0285 \text{ m}^2/\text{s}$
- Diffusion verticale moyenne : $K_z = 0,0085 \text{ m}^2/\text{s}$

On recherche une source permanente ponctuelle superficielle située en amont dans l'écoulement telle que la dimension de son panache horizontal soit de l'ordre de grandeur du diamètre final du panache ascensionnel. Pour cela ce sont les écarts types des deux panaches que l'on identifie.

- Rayon du panache ascendant (1 écart type) : $r = 2,65 \text{ m}$
- Concentration sur l'axe du jet : $C_p = 1/T_m = 1/240 = 0,00417$
(pour une concentration de l'effluent brut de 1)

Par les formules (3.24) :

$$Q_0 = 0,0270$$

$$x_0 = 68,2 \text{ m}$$

$$t_0 = x_0/u = 568 \text{ s}$$

Ecart type vertical, formule (3.22) :
(à comparer avec $H = 1,34 \text{ m}$)

$$\sigma_z = 1,46 \text{ m}$$

Tableau des dilutions :

x (m)	Sur l'axe $\frac{x - x_0}{x_0}$	Formule exacte (3.16)		Formule (3.17)	
		y = 20 m z = 0	y = 0 z = 5 m	y = 20 m z = 0	y = 0 z = 5 m
100	2,5	30,8	3,0	33,0	4,2
500	8,3	18,3	8,8	18,0	9,8
1 000	15,7	23,7	16,1	23,6	17,0
2 000	30,3	37,5	30,7	37,4	31,7

Rappelons-nous à l'occasion de ces exemples numériques les hypothèses définies dans les chapitres précédents lors de l'établissement des formules utilisées ci-dessus.

La formule (3.17) est une simplification de (3.16) obtenue dans l'hypothèse où l'on s'intéresse à la dilution à une assez grande distance de la source (y et z négligeables par rapport à x) et assez près de l'axe horizontal d'écoulement (y faible).

On voit par les chiffres du tableau ci-dessus que les deux formules, dont les résultats divergent assez nettement pour $x = 100 \text{ m}$, donnent des résultats très voisins pour $x = 500 \text{ m}$ et qui se rapprochent de plus en plus à mesure que l'on s'éloigne de la source.

Aux distances de l'ordre de 1000 mètres et plus qui séparent généralement un rejet par émissaire des zones à protéger, l'utilisation de la formule simplifiée (3.17) est donc absolument légitime.

A une telle distance, les dilutions, même à 20 mètres de l'axe, calculées par la formule simplifiée sont tout à fait conformes à celles données par la formule (3.16).

Finalement et dans la pratique, des résultats d'une précision largement suffisante compte tenu des incertitudes sur les hypothèses, sont obtenus par des calculs simples. Mais il est bon, lorsqu'on choisit les formules que l'on va utiliser, de bien avoir en tête les hypothèses plus ou moins simplificatrices qui ont présidé à leur établissement.

Par ailleurs, les exemples numériques donnés ici apportent la confirmation des ordres de grandeur des dilutions correspondant aux deux phases de la dispersion d'un rejet indiqués dans le tableau du § 1.3.1 du Chapitre 1.

En effet, nous avons trouvé :

- pour la phase de la remontée verticale une dilution moyenne en surface de 280 avec diffuseur et de 29 sans diffuseur,
- pour la phase de transport en surface une dilution minimale sur l'axe de l'ordre de 8 à une distance de la source de 500 mètres et de 16 à 1000 m.

On vérifie ainsi la faible contribution de la phase du transport horizontal à la dilution globale.

Annexe C
FORMULES DE CALCUL DES ECHANGES THERMIQUES
EAU - ATMOSPHERE
(déstratification nocturne)

Un panache d'eau douce parvenu à la surface marine peut présenter une différence de densité encore sensible par rapport à l'eau de mer (voir § 3.4). Or l'alternance jour-nuit des conditions d'échanges thermiques entre la mer et l'atmosphère peut modifier cette stratification résiduelle.

La nuit, la mer se refroidit par rayonnement et éventuellement par évaporation selon le vent et la teneur en vapeur d'eau de l'atmosphère. Ces deux phénomènes impliquent un refroidissement limité à la seule surface libre, et une augmentation consécutive de la densité. Cette couche superficielle plus dense est instable et coule, entraînant un brassage et une égalisation de la densité sur une certaine profondeur. Selon les conditions, cette augmentation de densité due au refroidissement peut effacer l'écart densimétrique résiduel de l'effluent dû à la salinité. La stratification disparaît et la couche contaminée s'épaissit.

Pour vérifier les conditions de cette déstratification, on calculera la variation de température ΔT nécessaire pour annuler l'écart densimétrique résiduel $\Delta \rho$ soit au moyen de l'Annexe E, soit avec le graphique de l'Annexe D, soit par la formule approchée :

$$\Delta \rho = -\Delta T / 4000$$

On comparera alors la quantité de calories qui correspond à cet écart thermique pour la couche contaminée d'épaisseur H :

$$Q = \Delta T \cdot H$$

avec la quantité de calories Q' que la surface marine peut transmettre à l'atmosphère par rayonnement ou évaporation, compte tenu des conditions météorologiques. Si $Q' \geq Q$, il y aura déstratification complète au cours de la nuit. Cette quantité Q' peut être déduite de la série de formules suivante :

$$Q' = Q_R - Q_A + Q_E$$

$$Q_R = 0,97 \sigma (T_S + 273)^4$$

$$Q_A = 0,937 \cdot 10^{-5} \sigma (T_A + 273)^6 (1 + 0,17 C^2)$$

$$Q_E = \rho b W [(e_S - \psi e_A) (L + C_p T_S) + N (T_S - T_A)]$$

$$L = 596 - 0,54 T_S$$

$$\alpha = 7,45 T / (235 + T)$$

$$e(T) = 4,575 \cdot 10^\alpha$$

dans lesquelles :

Q_R = énergie rayonnée par la surface de la mer (corps noir),

Q_A = énergie rayonnée par l'atmosphère,

Q_E = énergie perdue par évaporation,

Q', Q_R, Q_A et Q_E sont exprimés en $Kcal/m^2/jour$,

T_A = température de l'air à 2 m au-dessus de l'eau,

T_S = température de l'eau à la surface de la mer,

T = l'une ou l'autre des valeurs de T_A et T_S pour évaluer les termes e_A et e_S ,

T_A, T_S et T sont exprimés en degrés centigrades,

C = nébulosité de l'air en octas (nombre de huitièmes de la voûte céleste couverts de nuages),

σ = $1,171 \cdot 10^{-6}$ ($Kcal/m^2/j/^{\circ}K$) constante de Stephan-Boltzman,

ρ = densité de l'eau (kg/m^3),

e_S = $e(T_S)$ = tension de vapeur saturante à la température T_S (mm Hg),

e_A = $e(T_A)$ = tension de vapeur saturante à la température T_A (mm Hg),

W = vitesse du vent à 2 m au-dessus de la surface de l'eau (m/s),

ψ = humidité relative,

C_p = chaleur spécifique de l'eau ($\approx 1 cal/cm^2/^{\circ}C$),

b = 0,00018,

N = 278,7,

L = chaleur latente d'évaporation (kcal/kg).

Annexe D

CALCULS SIMPLIFIES DE LA DILUTION PAR METHODES GRAPHIQUES

Les effluents urbains ou industriels des régions littorales sont souvent rejetés en mer par émissaires sous-marins. Le dimensionnement de ces ouvrages, l'évaluation des conséquences des rejets pour le milieu marin nécessitent la connaissance de données hydrauliques à savoir : dilution de l'effluent, étendue de la zone contaminée, advection-dispersion par les courants, éventuels effets non conservatifs tels que la disparition constatée des germes tests de la pollution fécale, etc.

La détermination de ces caractéristiques par les méthodes les plus précises fait appel à des calculs assez complexes et relève le plus souvent de traitement sur ordinateur. Toutefois, avec certaines hypothèses simplificatrices, des formules simples ou des abaques peuvent apporter rapidement une solution approchée:

Le présent document expose ces méthodes simplifiées. Elles ont été établies essentiellement pour faciliter la tâche des ingénieurs de l'Administration chargés d'instruire les demandes d'autorisation de rejet ou de contrôler les études confiées à des Ingénieurs-Conseils. Il leur appartiendra, en tout état de cause d'apprécier dans chaque cas particulier, le degré de validité des hypothèses simplificatrices introduites, et le bien-fondé de l'usage des abaques. Sous ces réserves, certains documents graphiques présentés ci-après s'appliquent davantage à la Méditerranée, d'autres aux mers à marée.

On trouvera dans ce document, sous une forme simplifiée d'aide-mémoire, des abaques permettant le calcul de :

- *Jet ou panache horizontal ou vertical émis dans un milieu homogène en densité et au repos,*
- *Jet ou panache horizontal ou vertical émis dans un milieu stratifié linéairement en densité et au repos,*
- *Jet ou panache vertical émis dans un milieu homogène en densité et animé d'une vitesse moyenne horizontale,*
- *Dilution dans le champ lointain par advection-dispersion sous l'effet d'un courant rectiligne et uniforme,*
- *Disparition des bactéries en mer.*

En principe, on utilise le terme «panache» si la flottabilité est prépondérante dans les forces agissant sur l'écoulement, et le terme «jet» si, au contraire, la quantité de mouvement l'emporte sur la flottabilité. On emploie aussi le terme panache pour désigner la tache contaminée transportée à la surface de la mer par advection-diffusion.

Toutes les notations utilisées sont définies in fine.

JET EMIS HORIZONTALEMENT OU VERTICALEMENT, MILIEU HOMOGENE IMMOBILE

Hypothèses

Le milieu marin récepteur est homogène en densité, les courants y sont négligeables.
 L'orifice d'émission du jet est circulaire, d'axe horizontal ou vertical.
 Il n'y a pas d'interférence du jet avec des parois solides ou avec d'autres jets.
 Le jet (ou penache) présente une symétrie de révolution autour de son axe; les répartitions transversales des vitesses et des concentrations sont gaussiennes.

Formulaire (voir définition des notations page 16, in fine)

Calculer : $F = u_0 / \sqrt{gD (\Delta\rho/\rho_0)}$ et $\eta = Y / (FD)$

Les abaques de la page suivante donnent, selon la direction d'émission du jet :

$$\begin{aligned} \xi &= T_m D / Y & \text{d'où} & T_m = c_0 / c_m \\ \xi &= X / (FD) & \text{d'où} & X \text{ (jet horizontal seulement)} \\ \lambda &= s / Y & \text{d'où} & s \text{ et } \sigma = s / \sqrt{\mu k} \end{aligned}$$

Proportion d'effluent retrouvée dans un cercle de rayon r (section du jet à la profondeur Y)

$$M/M_0 = 1 - \exp(-r^2 / \sigma^2) = 1 - c/c_m$$

On retrouve 90 % de l'effluent dans un cercle tel que $M/M_0 = 0,9$ soit $r \approx 1,5\sigma$

Remarques

- En première approximation $\mu k \approx 64$. Si $X \ll Y$, s tend vers Y d'où sensiblement : $\sigma \approx Y/8$. Alors, $r = 1,5 Y/8$ est le diamètre du cercle contenant 90 % de l'effluent, et $r = Y/8$ celui du cercle contenant 68 % de l'effluent. Sur ces cercles la dilution est respectivement égale à $3,08 T_m$ et $1,65 T_m$.
- La vitesse d'émission du jet est nécessairement supérieure ou égale à celle régnant dans l'émissaire de rejet. Cette vitesse étant limitée on accroit la dilution en réduisant le diamètre D et en créant un diffuseur.

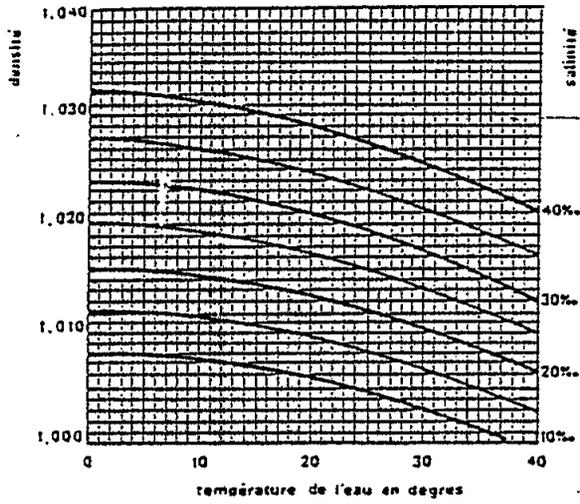
VALEURS DE

$$M/M_0 = 1 - \exp(-r^2 / \sigma^2) = 1 - c/c_m$$

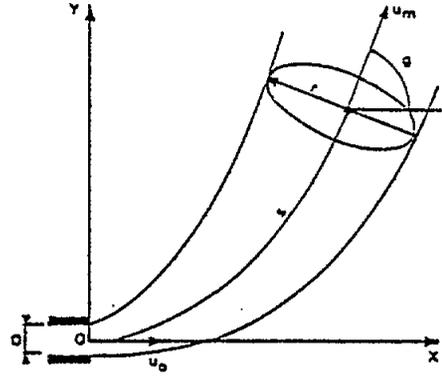
VALEUR DES COEFFICIENTS μ ET k

angle de l'axe du jet avec l'horizontale	paramètres numériques			$\eta = Y/FD$
	μ	k	μk	
degrés	(adimensionnel)			
0	0,800	77,0	61,6	0
10	0,789	79,5	62,7	0,06
20	0,780	81,3	63,3	0,18
30	0,773	83,5	64,5	0,33
40	0,766	85,1	65,2	0,50
50	0,761	86,8	66,1	0,95
60	0,756	88,3	66,7	1,50
70	0,750	89,5	67,1	2,66
80	0,744	90,9	67,6	5,20
90	0,740	92,2	68,2	∞

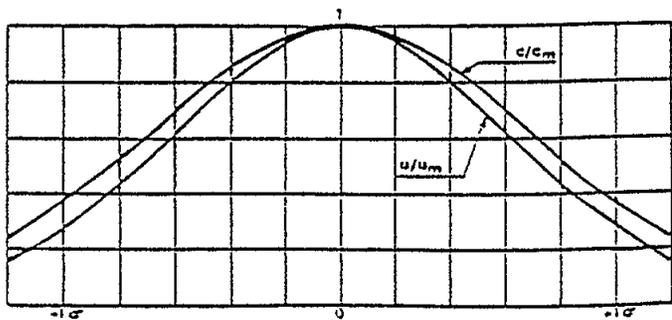
r / σ	$M/M_0 = 1 - \exp(-r^2/\sigma^2)$	dilution relative sur le cercle de rayon r c/c_m
(adimensionnel)		
0,2	0,0392	0,9607
0,4	0,1479	0,8521
0,6	0,3023	0,6977
0,8	0,4727	0,5273
1,0	0,6321	0,3679
1,2	0,7631	0,2369
1,4	0,8591	0,1409
1,6	0,9227	0,0773
1,8	0,9608	0,0392
2,0	0,9817	0,0183
2,2	0,9921	0,0079
2,4	0,9968	0,0032
2,6	0,9988	0,0012
2,8	0,9996	0,0004
3,0	0,9999	0,0001

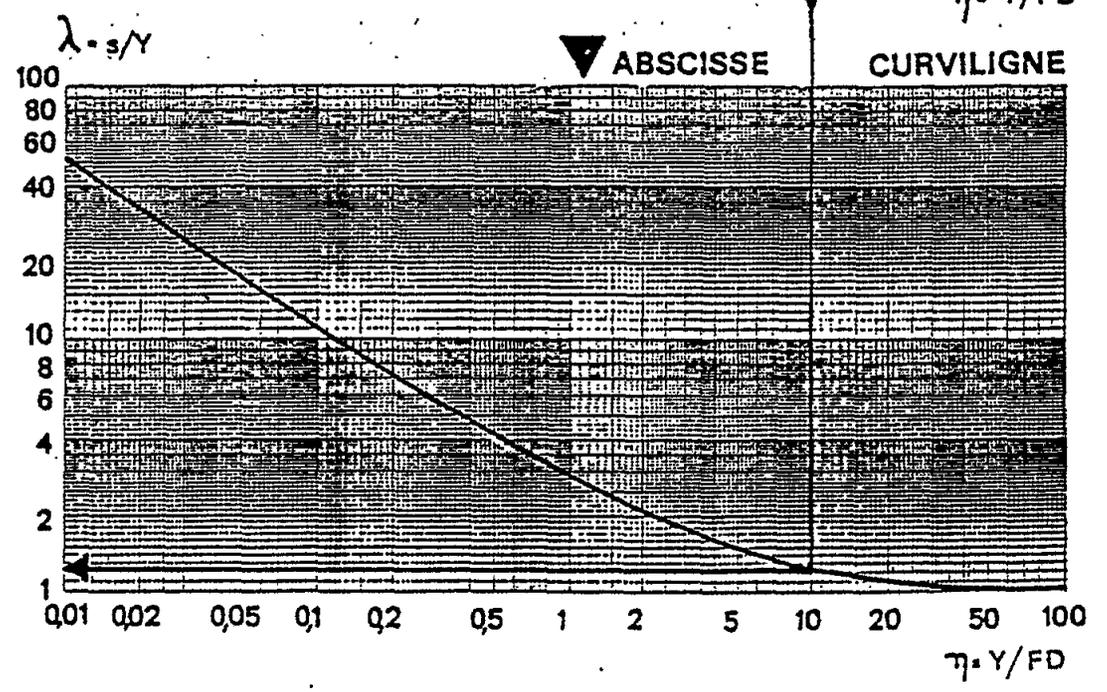
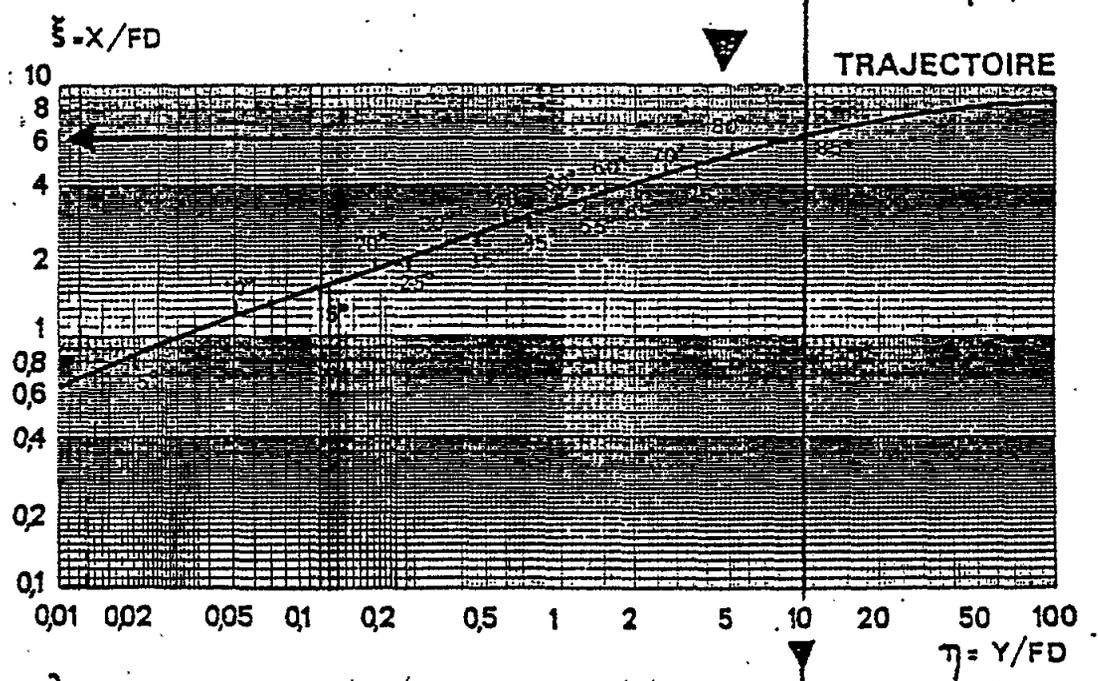
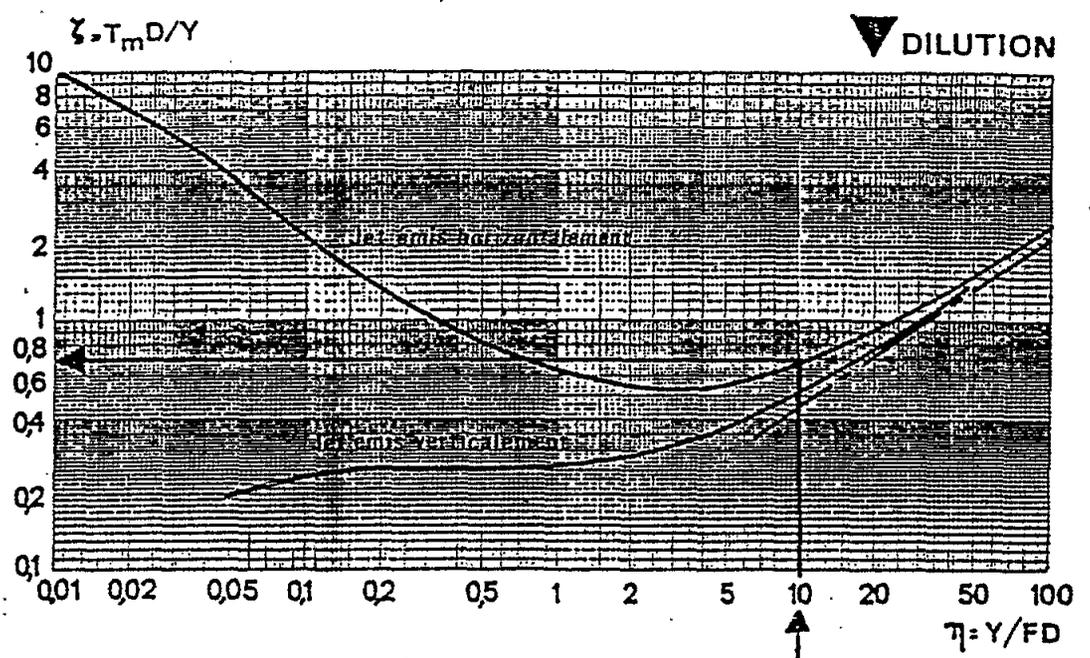


DENSITE de l'EAU de MER



REPARTITION TYPE
des VITESSES
et CONCENTRATIONS





JET EMIS HORIZONTALEMENT OU VERTICALEMENT, MILIEU IMMOBILE STRATIFIE EN DENSITE

Hypothèses

La densité de l'eau dans le milieu marin récepteur croît linéairement avec la profondeur, les courants sont négligeables. Cette stratification densimétrique n'est pas affectée par le jet lui-même. L'orifice d'émission du jet est circulaire, d'axe horizontal ou vertical. Il n'y a pas d'interférence du jet avec des parois solides ou avec d'autres jets. Le jet (ou panache) présente une symétrie de révolution autour de son axe, les répartitions transversales des vitesses et des concentrations sont gaussiennes. Le gradient vertical de densité peut être dû à une variation de salinité (par exemple, proximité d'un fleuve) ou de température, ou à une combinaison des deux facteurs.

Formulaire (voir définition des notations page 16, in fine)

Calculer : $F = u_0 / \sqrt{g D (\Delta \rho / \rho_0)}$ $\epsilon = (\rho_2 - \rho_1) / ((z_2 - z_1) \rho_1)$ et $N_3 = DF^2 \epsilon (\rho_0 / \Delta \rho)$

Les abaques de la page suivante donnent, selon la direction d'émission du jet :

$Y_3 = Y / (FD)$	d'où	Y	Hauteur de remontée du panache (niveau d'étalement)
$T_3 = T_m / F$	d'où	$T_m = c_0 / c_m$	Définition finale sur l'axe du jet
$D_3 = 2r / Y$	d'où	r	Rayon du cercle contenant 90 % de l'effluent

Remarques

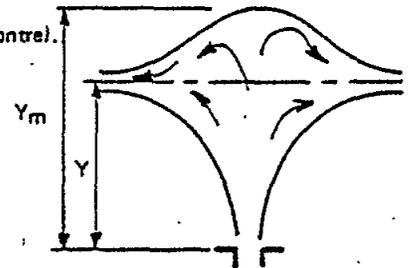
- Si la hauteur obtenue Y est inférieure à la profondeur totale de la mer au point d'émission, il y a capture et l'effluent s'étalera entre deux eaux à cette cote d'équilibre.
- Les abaques ont été établis à partir de calculs systématiques au moyen du programme EMMA 2 (calculs selon la méthode de DITMARS - Nombre de Schmidt = 1,16, Coefficient d'entraînement = 0,0835). Les points calculés s'alignent parfaitement sur les courbes T_3 et D_3 . Par contre une certaine dispersion apparaît de part et d'autre de la courbe Y_3 (\pm 5 à 10 %)

Effet de «dôme»

La répartition des vitesses dans le panache se traduit par un effet de «dôme» très prononcé (figure ci-contre).

Pour un jet ou panache émis verticalement la hauteur totale Y_m est calculable par les formules :

si	$N_3 \gg 1$	$Y_m = 3,58 FD / N_3^{1/4}$
si	$N_3 \ll 1$	$Y_m = 3,58 FD / N_3^{3/8}$



Exemple numérique

Débit du jet $Q = 0,020 \text{ m}^3/\text{s}$; diamètre de l'orifice $D = 0,15 \text{ m}$; profondeur d'émission 30 m ; écart densimétrique initial $\Delta \rho / \rho_0 = 0,027$; gradient vertical de densité de la mer $\epsilon = 3,25 \cdot 10^{-5} \text{ m}^{-1}$

$u_0 = 1,13 \text{ m/s}$ $F = 5,67$ $N_3 = 0,0058$

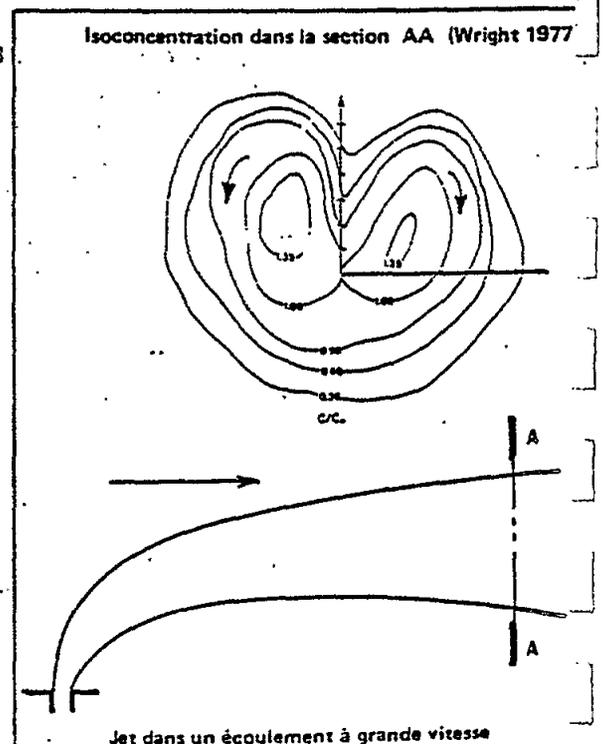
Emission horizontale du jet :

$Y_3 = 17$	d'où	$Y = 14,5 \text{ m}$
$T_3 = 13$	d'où	$T_m = 74$
$D_3 = 0,36$	d'où	$r = 2,6 \text{ m}$

Emission verticale du jet :

$Y_3 = 19$	d'où	$Y = 16 \text{ m}$
$T_3 = 13$	d'où	$T_m = 68$
$D_3 = 0,31$	d'où	$r = 2,9 \text{ m}$

Dans ce dernier cas, $Y_m = 21 \text{ m}$ (que l'on comparera utilement à $Y = 16 \text{ m}$).



EXEMPLES NUMERIQUES

On suppose un émissaire rejetant 2 m³/s par un diffuseur posé à - 20 metres, comportant 15 orifices de 300 millimètres de diamètre et d'axes horizontaux.

La densité de l'eau de mer est 1,027, celle de l'effluent 1,000.

1. CALCUL DE LA DILUTION

On calcule successivement :

- le débit d'un jet élémentaire $Q = 2 \text{ (m}^3\text{/s)} / 15 = 0,133 \text{ (m}^3\text{/s)}$
- la vitesse initiale $u_0 = 4Q / \pi D^2 = 4 \times 0,133 \text{ (m}^3\text{/s)} / \pi \times 0,3^2 \text{ (m}^2) = 1,89 \text{ (m/s)}$
- la variation de densité relative $(\rho_1 - \rho_0) / \rho_0 = (1,027 - 1,000) / 1,000 = 0,027$
- le nombre de FROUDE (formule 1) $F = u_0 / \sqrt{\frac{\rho_1 - \rho_0}{\rho_0} g D} = 1,89 \text{ (m/s)} / \sqrt{0,027 \times 9,81 \text{ (m/s}^2) \times 0,3 \text{ (m)}} = 6,69$
- la quantité adimensionnelle (formule 2.1) $\eta = Y / FD = 20 \text{ (m)} / 6,69 \times 0,3 \text{ (m)} = 9,97 \approx 10$
- l'abaque DILUTION donne pour cette valeur $\xi = 0,67$
- la dilution réelle sur l'axe du jet à la surface de la mer est alors (formule 2.2) $T_m = \xi Y / D = 0,67 \times 20 \text{ (m)} / 0,3 \text{ (m)} \approx 44,7$
- la concentration sur l'axe du jet (formule 2.4) $c_m = c_0 / 44,7$

2. CALCUL DE LA TRAJECTOIRE ET DE SON ANGLE

- pour la même valeur de η l'abaque TRAJECTOIRE donne $\xi = 6$
 - l'axe du jet atteint la surface de la mer à l'abscisse réelle (formule 2.3) $X = \xi F D = 6 \times 6,69 \times 0,3 \text{ (m)} \approx 12 \text{ metres}$
- Le centre de l'impact du panache à la surface de la mer est à 12 mètres de la verticale du point d'émission.
- La procédure peut servir à construire la trajectoire point par point.
 - L'angle entre l'horizontale et la tangente à l'axe du jet figure sur l'abaque TRAJECTOIRE soit dans ce cas 85°

3. CALCUL DE LA PROFONDEUR DE REJET

A quelle profondeur faut-il rejeter l'effluent pour obtenir en surface une dilution fixée à 500 ?

* On procède par tâtonnements à partir d'une série de valeurs de Y

La solution est : $Y = 98 \text{ m}$; $\eta = 48,8$; $\xi = 1,54$; $T_m = 503$

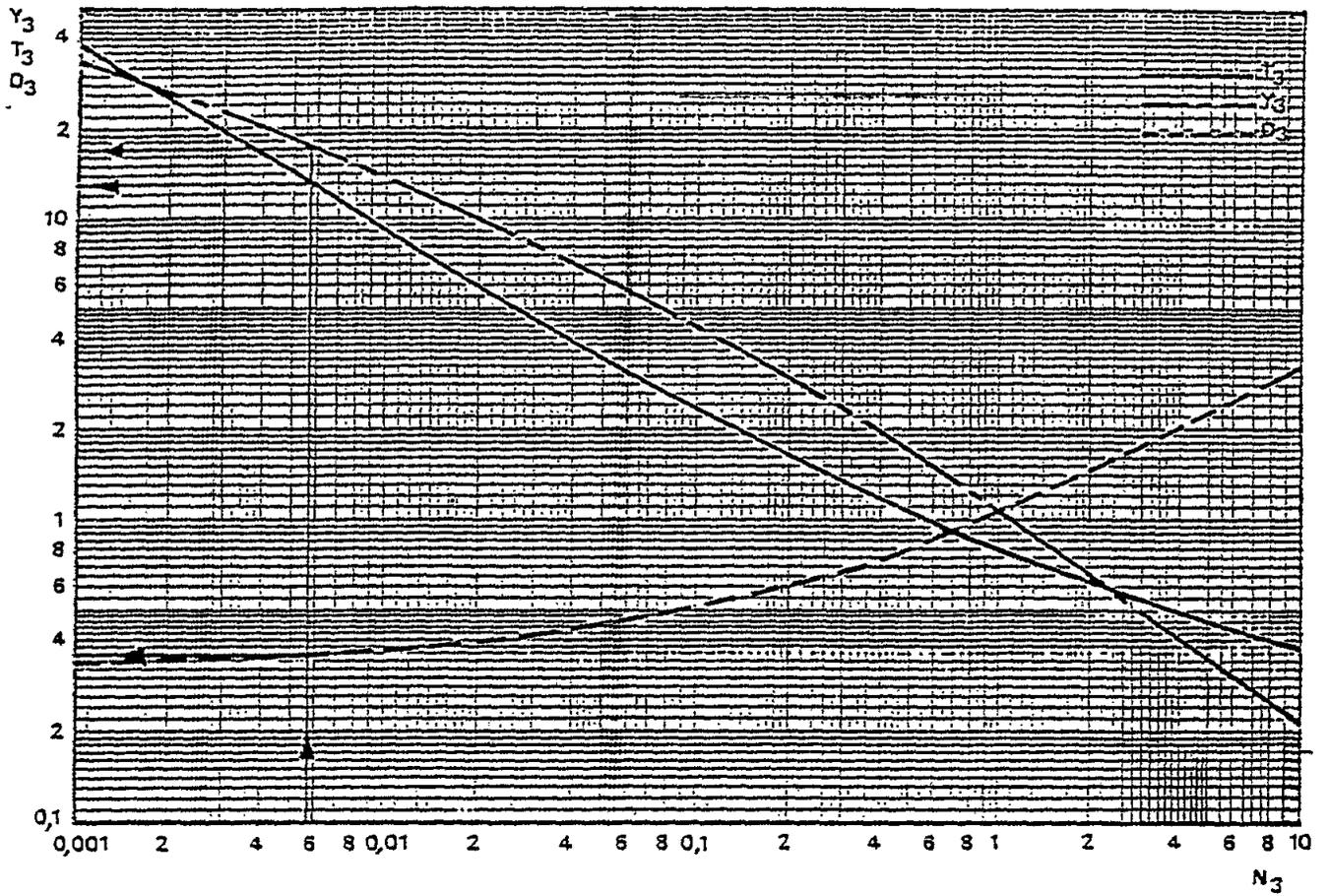
4. CALCUL DU DIAMETRE DU PANACHE

Du fait de la turbulence, il n'y a pas de limite précise du panache. On admet habituellement que celle-ci est un cercle à l'intérieur duquel on retrouve une certaine proportion de l'effluent. Cette proportion est choisie a priori, par exemple 90 % d'où $r = 1,5 \sigma$. On effectue les calculs suivants avec l'exemple du paragraphe 1 :

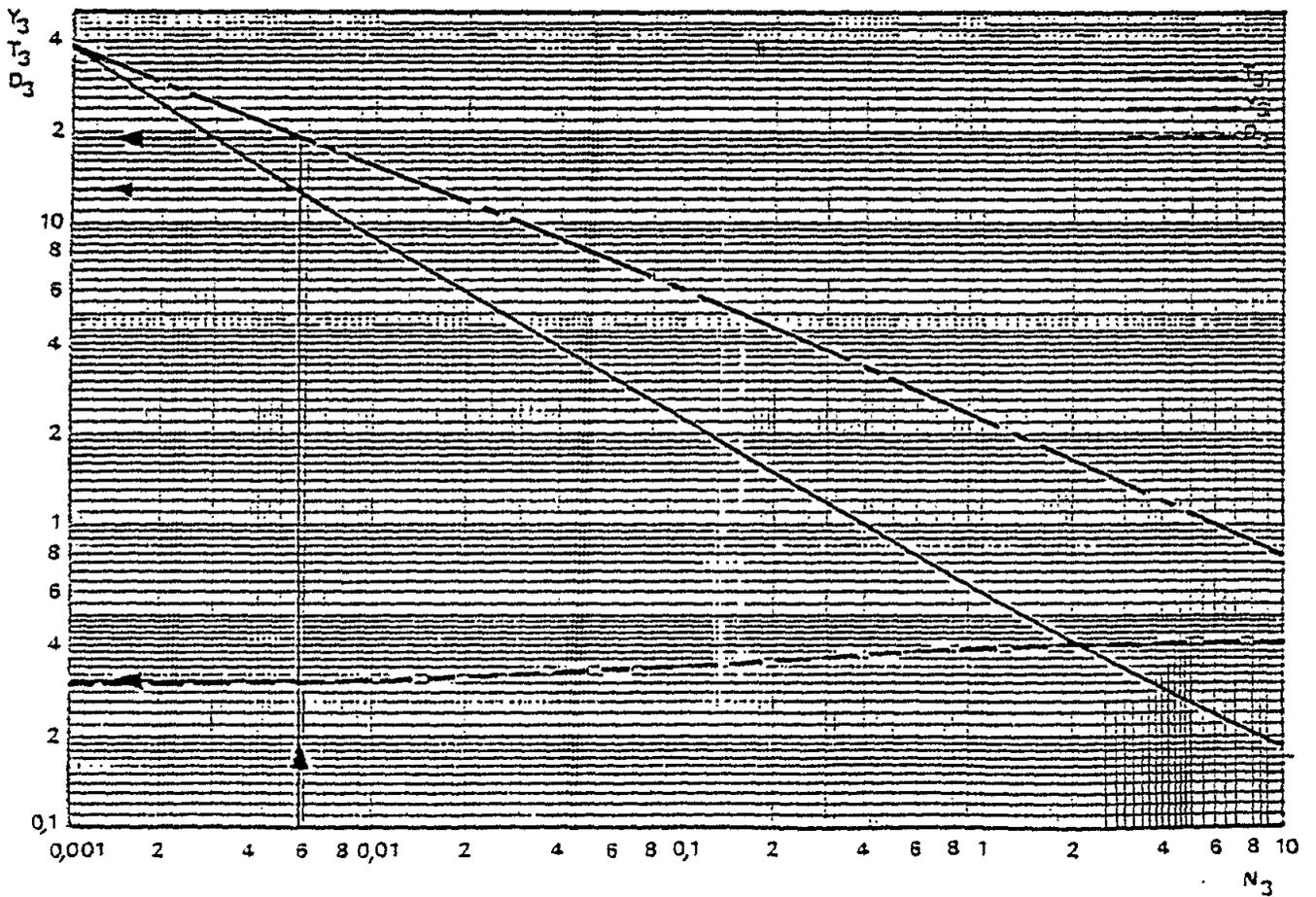
- * à partir de $\eta = 10$ l'abaque ABSCISSE CURVILIGNE donne $\lambda = 1,2$
et par la formule 2.5 $s = \lambda Y = 1,2 \times 20 \text{ (m)} = 24 \text{ (m)}$
- * pour $\eta = 10$ la table 3 donne $\mu k = 68$
- * calculer l'écart-type $\sigma = s / \sqrt{\mu k} = 24 / \sqrt{68} = 2,9$
- * se fixer la proportion M/M_0 d'effluent et par la table 2 lire la valeur r/σ correspondante, d'où r . Ainsi pour $M/M_0 = 0,90$, on trouve $r \approx 1,5 \sigma = 4,36 \text{ (m)}$.

Le diamètre $2r$ du jet définit l'espacement entre les orifices successifs d'un diffuseur.

REJET HORIZONTAL



REJET VERTICAL



JET EMIS VERTICALEMENT, MILIEU HOMOGENE AVEC ECOULEMENT HORIZONTAL

Hypothèses

Le milieu marin récepteur est homogène en densité, il est animé d'un mouvement horizontal rectiligne et uniforme.
 La vitesse d'écoulement est constante sur toute la profondeur, le cisaillement dû aux frottements est donc négligé.
 L'orifice d'émission est circulaire, d'axe vertical.
 Il n'y a pas d'interférence du jet ni avec le fond marin, ce qui implique $u_0 / u_1 > 4$, ni avec une paroi solide ou d'autres jets.

Formulaire (voir définition des notations page 16, in fine)

On recherche, en général, à quelle distance X, l'axe du jet (ou panache) recoupe la surface libre de la mer (Y étant alors égal à la profondeur totale) et la dilution obtenue en ce point. On peut en outre par le même calcul évaluer les distances X correspondant à toute profondeur intermédiaire Y et obtenir ainsi l'axe complet du panache point par point.

Il ne semble pas exister de solution générale du problème et les abaques de la page suivante comportent plusieurs domaines de validité.

Calculer :

$$F = u_0 / \sqrt{g D (\Delta \rho / \rho_0)} \qquad U = u_1 F / u_0$$

$$Y_1 = Y / (FD) \qquad Y_2 = Y_1 U^{1/3}$$

$$X_m = 1,61 / U^4 \qquad \text{si } U < 0,94$$

$$X_m = 0,35 / U^2 \qquad \text{si } U > 0,94$$

Opter provisoirement pour l'abaque 1. A partir de Y_1 , et selon la valeur de U, lire X_1 sur la courbe utile. Si $X_1 > X_m$ passer à l'autre abaque. Sinon, lire :

$$X_1 = u_0 X / (u_1 D F^2) \qquad \text{d'où } X$$

$$T_1 = T_m / F \qquad \text{d'où } T_m = c_0 / c_m$$

Si l'on choisit l'abaque 2, à partir de Y_2 , et selon la valeur de U, lire X_1 sur la courbe utile. Si $X_1 < X_m$, passer à l'autre abaque. Sinon, lire :

$$X_1 = u_0 X / (u_1 D F^2) \qquad \text{d'où } X$$

$$T_2 = T_m / (F U^{1/3}) \qquad \text{d'où } T_m = c_0 / c_m$$

Le diamètre du cercle contenant 90 % de l'effluent est approximativement :

$$2r \sim 0,4 \text{ à } 0,5 Y \qquad \text{si } U < 0,94$$

$$2r \sim 0,6 \text{ à } 0,8 Y \qquad \text{si } U > 0,94$$

Remarques

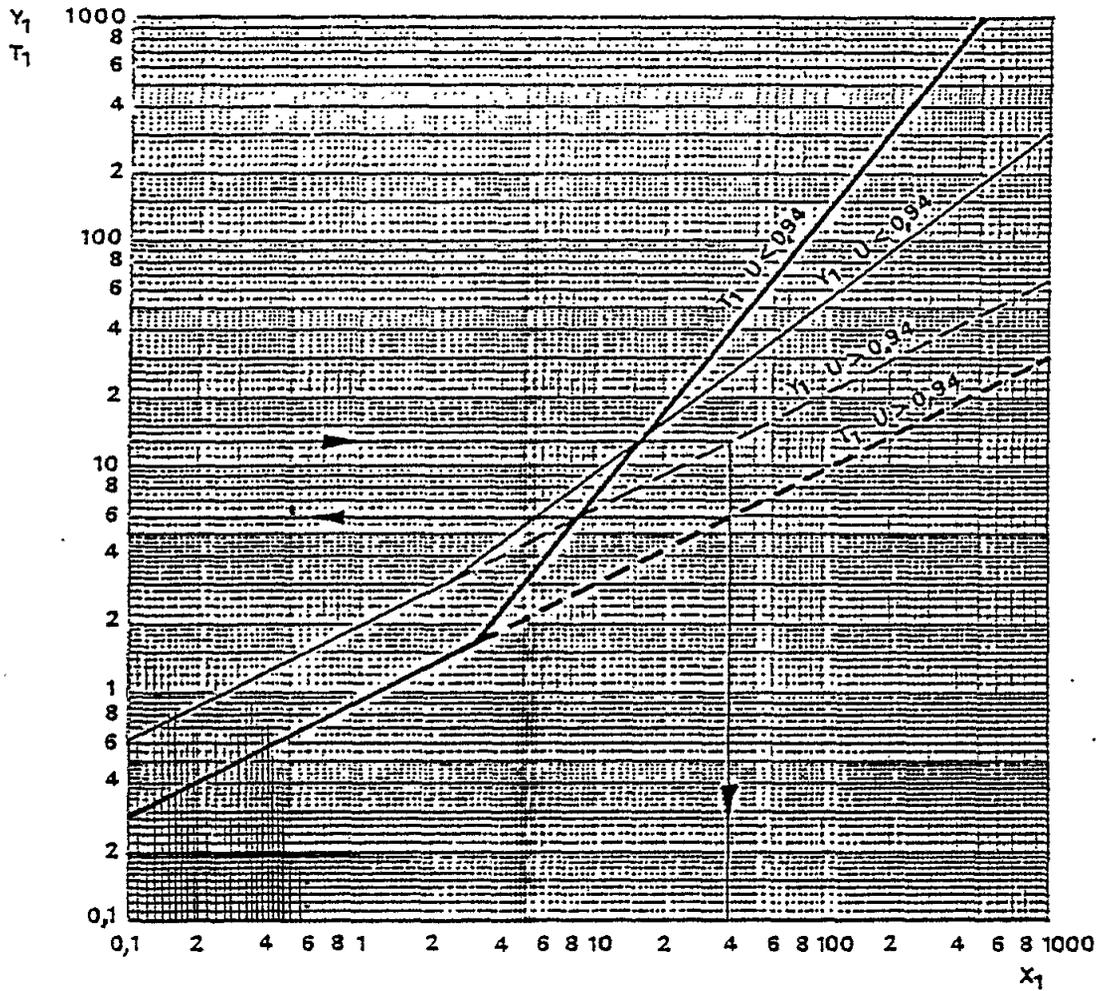
- L'écoulement du rejet se comporte comme un jet si $u_1 F / u_0 > (\pi / 4)^{1/4} = 0,94$, et comme un panache dans le cas contraire.
- La direction du jet ou panache s'infléchit fortement sous l'action du courant marin selon que :

$$X_1 \text{ de l'ordre de } 1,61 / (u_1 F / u_0)^4 \text{ s'il s'agit d'un panache,}$$

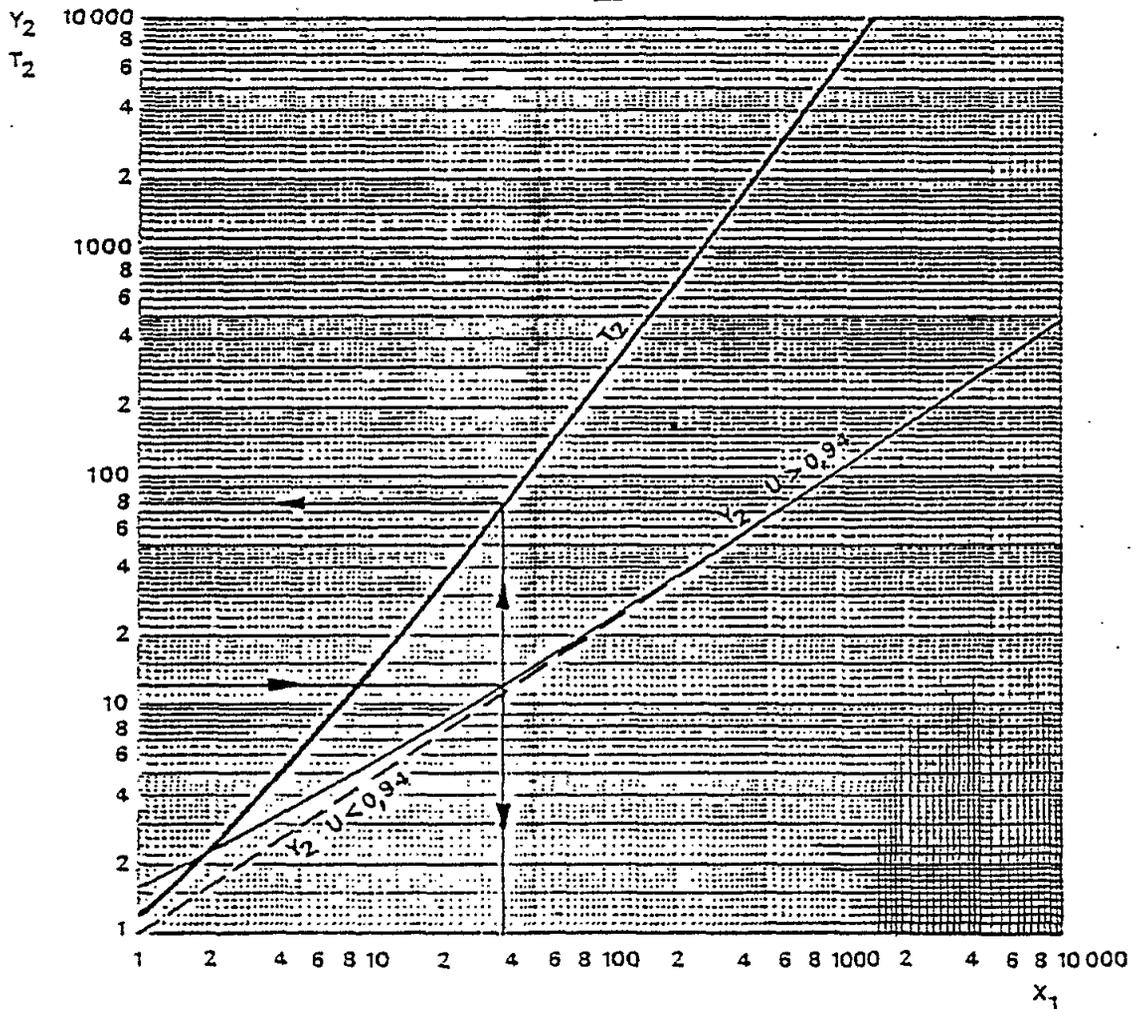
$$X_1 \text{ de l'ordre de } 0,35 / (u_1 F / u_0)^2 \text{ s'il s'agit d'un jet.}$$

- Les abaques ont été établis à partir de calculs systématiques au moyen du programme EMMA 2 A (calculs selon la méthode d'Abraham. Nombre de Schmidt = 1,0 . Coefficient d'entraînement = 0,5. Coefficient de traînée = 0,30) et comparés à des résultats obtenus sur modèle physique par Wright (1977), Briggs (1975), Chu et Goldberg (1974).
- Si $u_1 F / u_0$ devient supérieur à 2,5 le panache se divise en deux tourbillons co-axiaux horizontaux. Les abaques restent valables, et la répartition des concentrations demeure gaussienne dans le seul plan vertical contenant la trajectoire du jet. Par contre, il existe deux maximums de concentration en dehors de ce plan, et supérieurs à celui calculé de 50 à 75 % (voir figure page 4).

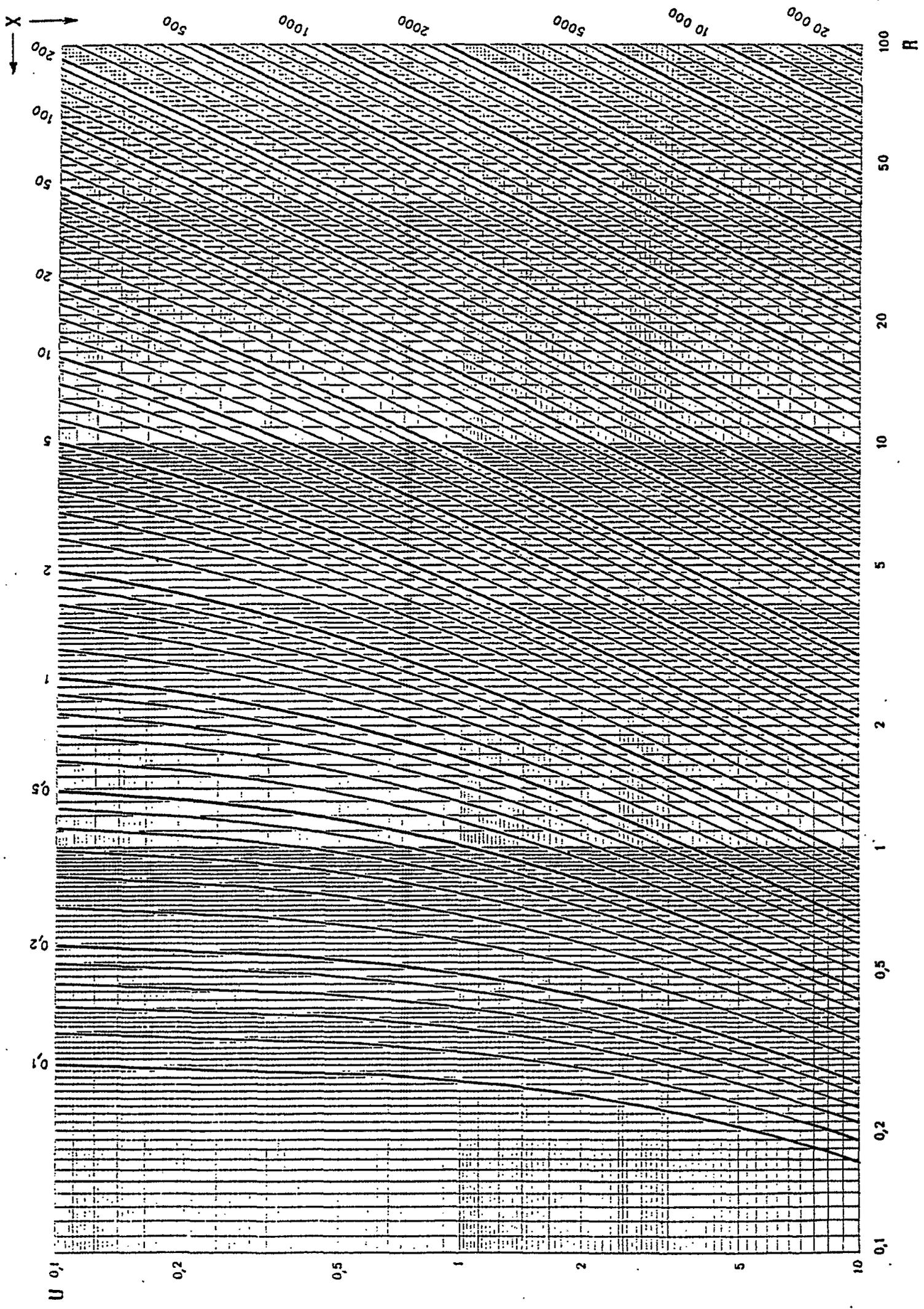
1



2



2



ADVECTION HORIZONTALE ET DISPERSION TRIDIMENSIONNELLE A LA SURFACE DE LA MER

Hypothèses

Les courants marins assurent seuls le transport (advection) et la dispersion des eaux contaminées par le panache ascendant.
 Ces courants sont constants en intensité et en direction (voir remarques).
 Les gradients verticaux de densité sont négligeables (voir remarques).
 Il n'y a pas d'interférence entre la couche polluée et des parois solides : côtes ou fonds marins.
 Les paramètres caractéristiques de la diffusion due à la turbulence sont supposés constants.
 A la surface de la mer, le rayon du panache ascendant est pris égal à : $r = 1,5 \sigma$ (cercle contenant 90 % du polluant).

Principe

Si l'émission du polluant est ponctuelle, au sens mathématique du terme, l'équation de la diffusion a une solution analytique. La tâche de contamination produite à la surface de la mer par un panache ascendant est très éloignée de ce concept. Le principe proposé ici consiste à trouver quelle source ponctuelle et permanente, située en amont dans l'écoulement marin, est équivalente au panache ascendant quand il atteint la surface de la mer (voir schéma page 11). Cette hypothèse approchée est validée par le caractère gaussien des répartitions de concentration dans le panache ascendant comme dans le champ de contamination résultant de la source ponctuelle.

Formulaire (voir définition des notations page 16, in fine et estimations de K_x , K_y et K_z page 13)

Calculer :

$$U = u / \sqrt{K_x} \qquad R = r / \sqrt{K_y}$$

Pour ces valeurs, lire dans l'abaque ci-contre :

$$X_0 \qquad \text{d'où} \qquad x_0 = X_0 \sqrt{K_x}$$

Au-delà de l'impact du panache ascendant avec la surface libre de la mer, les dilutions sont minimales sur la trajectoire passant par la source ponctuelle fictive et par le centre de cet impact. Ces dilutions sont en tout point x au-delà du sommet du panache ascendant (voir figure page 11) :

$$D_m = x/x_0 = (d + x_0)/x_0$$

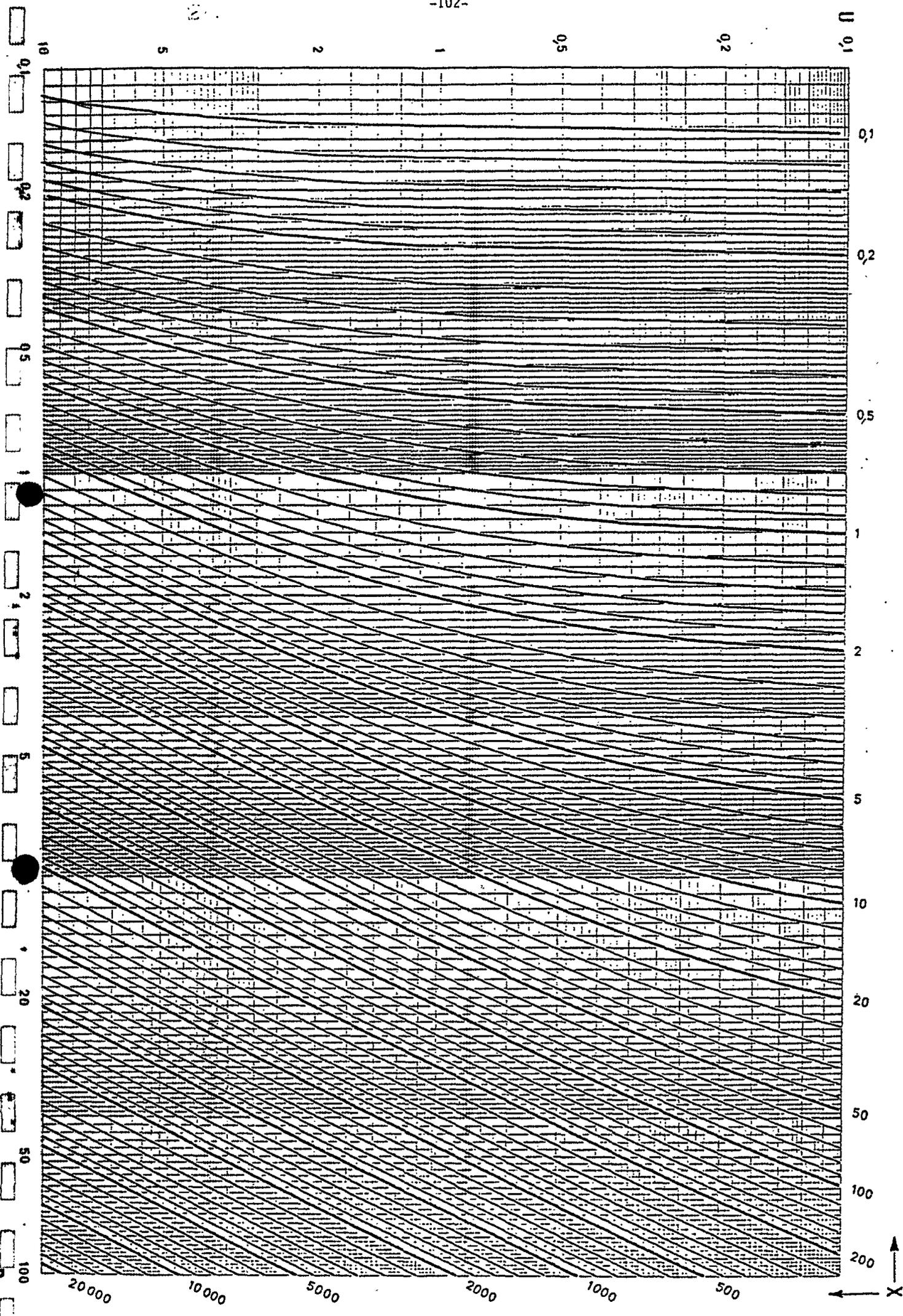
Les effets de cette dilution D_m s'ajoutent à la dilution T_m dans le panache ascendant pour donner la dilution totale : $D_m \cdot T_m$. En dehors de cette trajectoire, les dilutions totales (panache ascendant compris) sont calculables par les formules suivantes :

$$X^2 = (d + x_0)^2 / K_x \qquad Y^2 = y^2 / K_y \qquad Z^2 = z^2 / K_z \qquad U^2 = u^2 / K_x$$

$$c = \frac{1}{D} = \frac{X_0}{T_m} \frac{1}{\sqrt{X^2 + Y^2 + Z^2}} \exp \left[\frac{U}{2} (X - \sqrt{X^2 + Y^2 + Z^2}) \right]$$

Remarques

- Cas formules peuvent donner des résultats acceptables, moyennant quelques précautions dans le choix des paramètres, si la trajectoire présente une courbure modérée, ou dans les mers à marée en respectant les limites d'excursion des masses d'eau. En dehors de la trajectoire centrale (axe de symétrie) la précision décroît par suite des convections différentielles. La solution exacte relève de modèles mathématiques complexes.
- Une thermocline, ou une stratification saline, peut jouer un rôle analogue à une paroi.
- Si les dilutions dans le panache ascendant sont faibles, et les écarts densimétriques résiduels sensibles, un étalement gravitaire des eaux contaminées peut accroître la largeur du panache horizontal obtenu à la surface de la mer. La prise en compte éventuelle de ce phénomène échappe à tous calculs simples si on veut le combiner avec la diffusion due à la turbulence.
- Les gradients verticaux de la vitesse horizontale, les déviations de celle-ci sous l'influence de la force de Coriolis compliquent encore le problème.



ADVECTION HORIZONTALE ET DISPERSION BIDIMENSIONNELLE A LA SURFACE DE LA MER

Hypothèses

Dans certains cas (gros débit de l'émissaire, faibles profondeurs ...) l'épaisseur de la tache contaminée à la surface peut devenir proche de la profondeur totale ($z \sim H$). La diffusion verticale ne joue plus aucun rôle et la dispersion devient un problème bidimensionnel.

Toutes les autres hypothèses faites pour la dispersion tridimensionnelle demeurent applicables.

Formulaire (voir définition des notations page 16, in fine)

Calculer les grandeurs réduites :

$$U = u / \sqrt{K_x}$$

$$R = r / \sqrt{K_y}$$

Pour ces valeurs, lire dans l'abaque de la page précédente :

$$X_0 \quad , \quad \text{d'où} \quad x_0 = X_0 \sqrt{K_x}$$

Au-delà de l'impact du panache ascendant avec la surface de la mer, les dilutions sont minimales sur la trajectoire passant par la source ponctuelle fictive et par le centre de cet impact. Ces dilutions sont en tout point x au-delà du sommet du panache ascendant (voir figure) :

$$D_m = x / x_0 = (d + x_0) / x_0$$

Les effets de cette dilution D_m s'ajoutent à la dilution T_m dans le panache ascendant pour donner la dilution totale : $D_m \cdot T_m$. En dehors de cette trajectoire, les dilutions totales (panache ascendant compris) sont calculables par les formules successives suivantes :

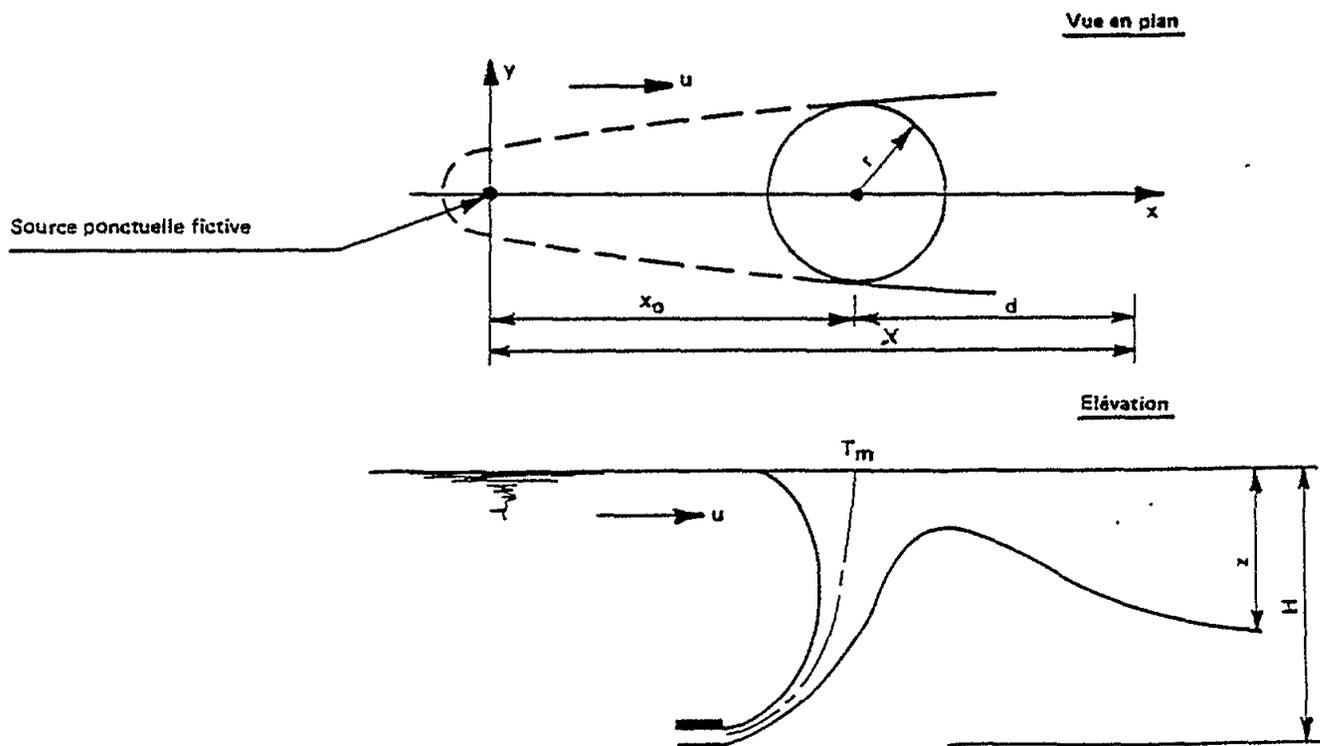
$$X^2 = (d + x_0)^2 / K_x$$

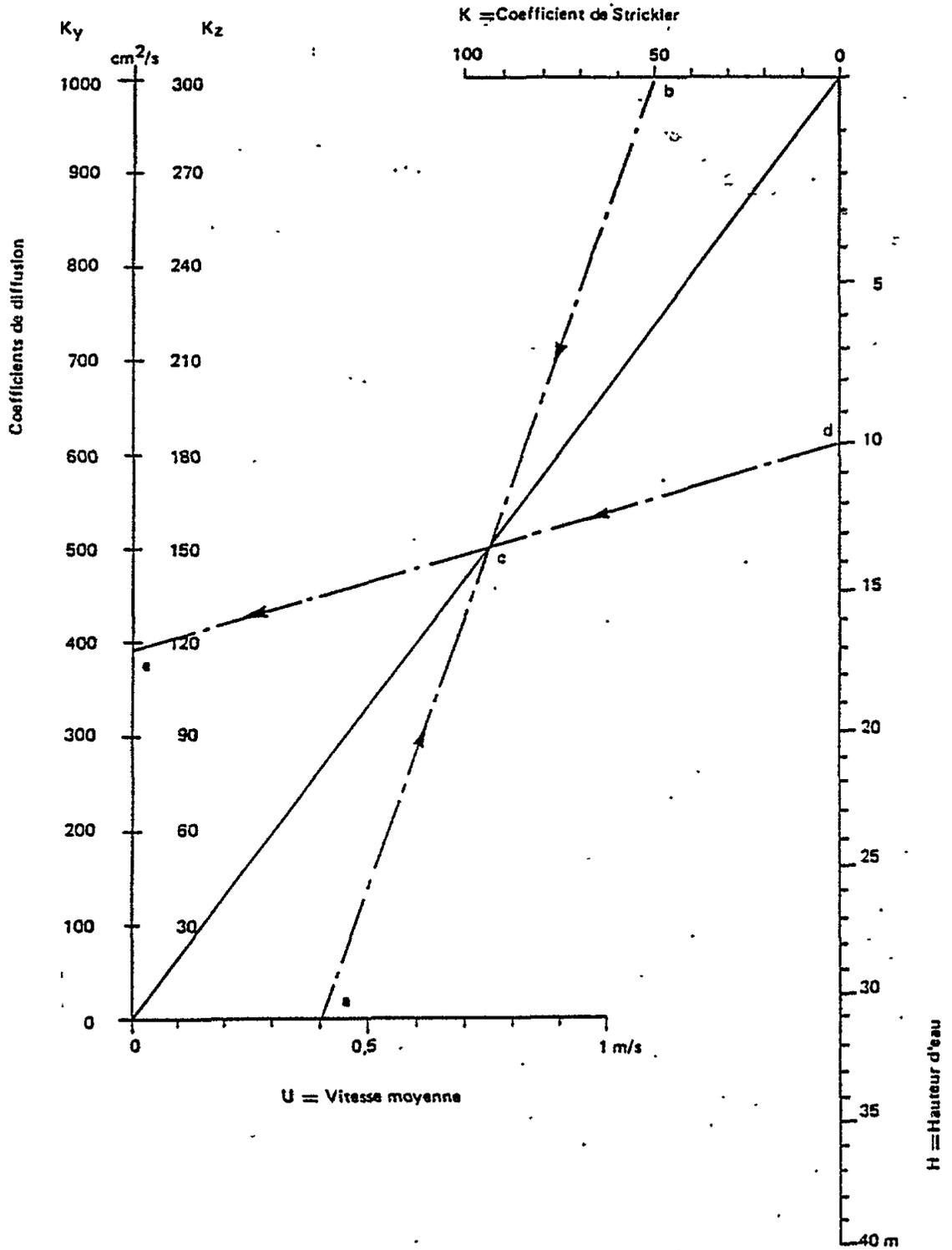
$$Y^2 = y^2 / K_y$$

$$U^2 = u^2 / K_x$$

$$c = \frac{1}{D} = \frac{1}{T_m} \sqrt{\frac{X_0}{\sqrt{X^2 + Y^2}}} \exp\left[\frac{U}{2}(X - \sqrt{X^2 + Y^2})\right]$$

Remarques (voir page 9)





joindre ab d'où c

joindre cd d'où a

Abaque de la formule de Elder (Coefficients de diffusion dans un canal).

Coefficients de Diffusion Turbulente

Hypothèses

Ces coefficients dépendent de l'écoulement lui-même et de l'influence des parois sur la répartition des vitesses. Seules des séries de mesures in situ peuvent en donner les valeurs. En l'absence de telles mesures, on pourra utiliser à défaut les formules suivantes dues à ELDER et établies à partir d'essais dans un canal de laboratoire.

Ces formules ne s'appliquent donc qu'à des écoulements dans lesquels la répartition verticale des vitesses dépend du frottement sur le fond (écoulements à cisaillement).

La structure de ces formules s'adapte aussi aux écoulements engendrés par le vent, mais les coefficients numériques applicables diffèrent probablement de ceux indiqués ici (ils sont encore inconnus à l'heure actuelle).

Formulaire (voir notations page 16, in fine)

Calculer :

$$A = 3,13 H^{5/6} u/K$$

D'où :

$$K_x = 5,9 A$$

$$K_y = 0,23 A$$

$$K_z = 0,067 A$$

$$K_z = 0,4 A^2 (H - z) / H^2$$

K désigne le coefficient de frottement de la loi classique de STRICKLER. Prendre par exemple : 30 à 40 pour un fond sableux et 20 à 30 pour un fond rocheux.

Ces formules sont traduites sur l'abacue ci-contre.

La profondeur totale à prendre en compte H sera toujours limitée à la couche superficielle homogène en densité. Toute extrapolation au-delà de 40 mètres est sujette à caution et mérite une justification.

NORMES RELATIVES A LA POLLUTION BACTERIENNE

Norme impérative : qualité limite d'une eau acceptable pour la baignade.

Norme guide : valeurs à prendre en compte pour le calcul des caractéristiques des rejets nouveaux.

EAUX DE BAINNADE (Normes C.E.E.)	Nombre de germes dans les volumes d'eau	Normes guides	Normes impératives
Coliformes totaux	100 millilitres	500	10 000
Coliformes fécaux	100 millilitres	100	2 000
Streptococques fécaux	100 millilitres	100	-
Salmonelles	1 litre	0	0
Entero-virus	10 litres	0 (UFP)	0 (UFP)

EAUX CONCHYLICOLES (Normes France)	Nombre de coliformes fécaux contenus dans 100 millilitres de chair des coquillages. Fréquence des mesures : 25 échantillons sur 12 mois	Tolérance
Zone «Salubre»	≤ 300	3 mesures ≤ 1 000
Zone «Insalubre»	a) > 300 et ≤ 10 000 b) > 10 000 dans 25 % des échantillons	2 mesures ≤ 3 000 sous réserve épuration et sur autorisation Aff. Maritimes et I.S.T.P.M. sur autorisation D.D.A.S.S.

DECROISSANCE DES BACTERIES EN MER

Hypothèses

Les mécanismes explicatifs de la décroissance constatée des bactéries en mer sont très mal connus. Température, salinité, rayonnement ultra-violet, antagonismes entre organismes vivants en lutte pour la vie jouent probablement un rôle direct ou indirect. Quelques travaux scientifiques (BRISOU - CRAS - juin 1980) ont montré une adsorption privilégiée des bactéries sur les matières en suspension. Les bactéries suivraient alors les mouvements de leurs supports qui peuvent flotter, décanter ou entrer dans la chaîne alimentaire.

La décroissance des bactéries est donc un phénomène mal identifié mais distinct d'une mortalité.

Le paramètre caractéristique de cette décroissance, temps nécessaire pour diviser par 10 le nombre de bactéries présentes (soit une réduction de 90 %) désigné par T_{90} , est une variable aléatoire obéissant à une loi Log-normale comme le montre l'expérience. On est en présence d'un milieu vivant, les phénomènes explicatifs sont incertains, le milieu marin est hétérogène et les mesures sont sujettes à erreurs de dosage, les prélèvements d'échantillons sont imprécis ...

Formulaire (voir notations page 16, in fine)

Loi simple de la dynamique d'une population $N = n_0 \exp(-2,3 t/T_{90})$

Loi Log-normale $p[\text{Log}(T_{90})] = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\text{Log}(T_{90}) - m}{\sigma}\right)^2\right]$ $m = \text{Log}(\overline{T_{90}})$

D'où par combinaison : $N = (N_0 / \sqrt{2\pi}) \int_{-\infty}^{\infty} \exp\left[-(2,3t/\overline{T_{90}}) \exp(-\sigma x) - x^2/2\right] dx$

Calculable uniquement avec l'abaque ci-contre selon la procédure :

- calculer l'abscisse $X = t / \overline{T_{90}}$
- lire sur le diagramme, sur la courbe référenciée σ l'ordonnée $Y = N/N_0$
- en déduire la valeur résiduelle $N = Y N_0$
- dilution équivalente $D_b = 1/Y$

La dilution totale minimale sur la trajectoire passant par la source ponctuelle (pages 8 à 11) est le produit des trois dilutions dues au jet, à l'advection-dispersion et à la décroissance bactérienne :

$$T_m \cdot D_m \cdot D_b$$

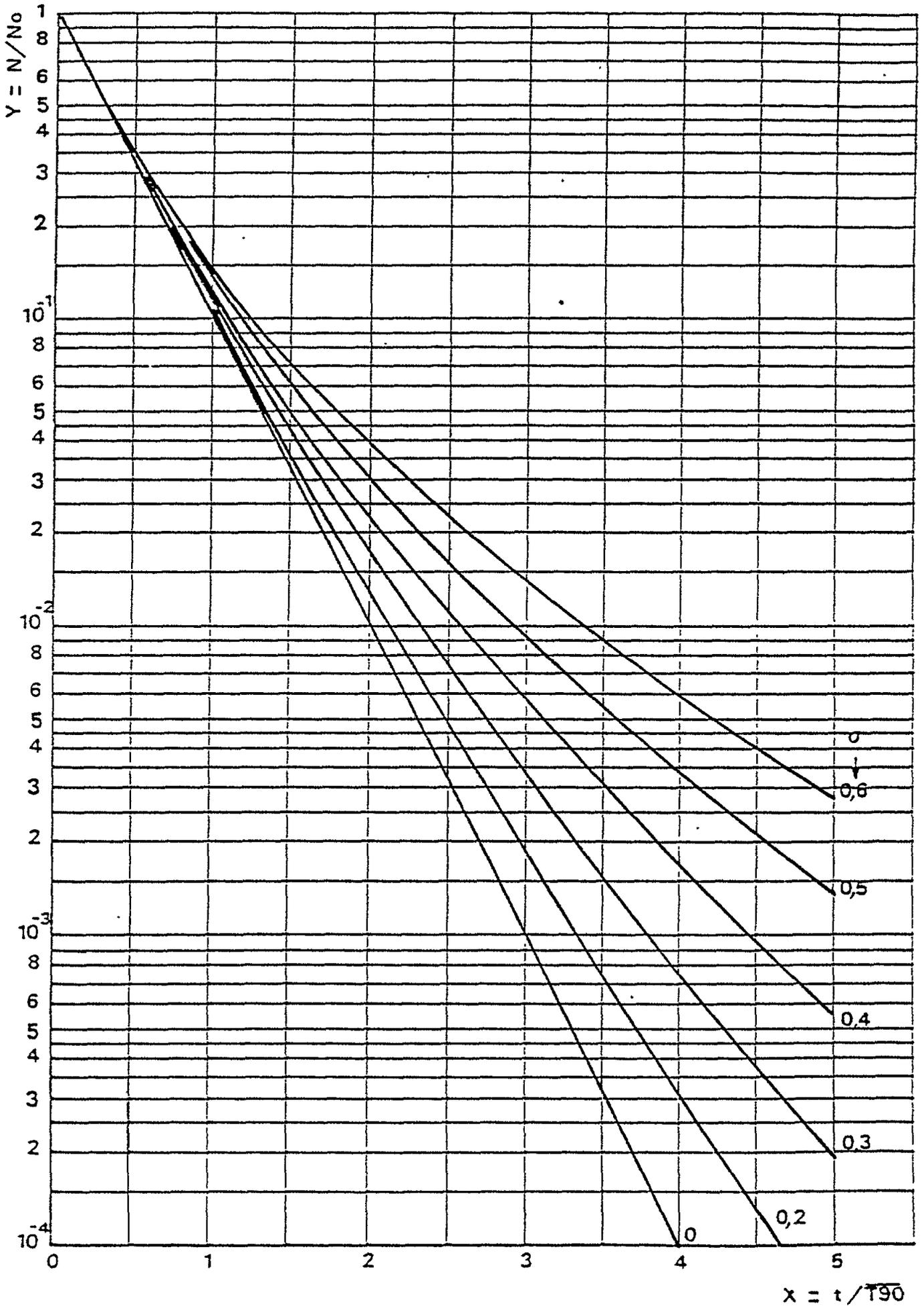
En dehors de cette trajectoire elle est seulement égale à (car D englobe l'effet du jet T_m) :

$$D \cdot D_b$$

VALEURS NUMERIQUES

Lieu des mesures	Auteurs	Date	Température de la mer	Coliformes totaux		Coliformes fécaux		Streptocoques fécaux	
				$\overline{T_{90}}$ Heures	σ	$\overline{T_{90}}$ Heures	σ	$\overline{T_{90}}$ Heures	σ
Marseille Courtiou	Sogreah	Juillet 1977	16,9	2,63	0,35	2,61	0,43	2,88	0,56
Golfe de Giens	Sogreah	Juin 1977	19,5	2,00	0,81	2,02	0,92	2,03	0,93
La Rochelle	Sogreah	Juin 1978	15,8	1,00	0,50	1,00	0,50	1,60	0,60
Royan (Terre Nègre)	Sogreah	Sept. 1978	18,1	1,70	0,45	1,70	0,40	1,83	0,57
Grande-Bretagne (Plymouth)	Gameson et Gould	1969 - 1973	17,0	2,43	0,38				
Brésil (Sao Paulo)	Occhipinti	-	18 à 28	1,25	0,65				
USA (Californie)	Foxworthy & Kneeling	-		2,00	0,72				
Abidjan (Côte d'Ivoire)	Sogreah - CRO	1977	20,0	2,16	0,47				

LOI DE DECROISSANCE DES BACTERIES



NOTATIONS

Jets et panaches ascendants

Référentiel : Origine au centre de l'orifice d'émission du jet, axe Y vertical orienté vers le haut, axe X horizontal orienté dans le sens de la vitesse d'écoulement du milieu récepteur, ou de la vitesse d'émission du jet émis horizontalement.

c = concentration en un point quelconque	M = quantité de polluant dans une section du jet
c_0 = concentration initiale de l'effluent avant rejet	M_0 = quantité de polluant dans la section initiale du jet
c_m = concentration sur l'axe du panache	T_m = dilution sur l'axe du jet ou panache
g = accélération de la pesanteur	X = abscisse de l'axe du jet ou panache
r = distance à l'axe du panache	Y = ordonnée de l'axe du jet ou panache
s = abscisse curviligne le long de l'axe du jet	ϵ = gradient vertical de densité dans le milieu récepteur
u_0 = vitesse d'émission du jet	ρ = densité en un point du panache
u_1 = vitesse d'écoulement dans le milieu récepteur	ρ_0 = densité initiale de l'effluent
D = diamètre de l'orifice d'émission du jet	σ = écart-type dans la section du jet
F = nombre de Froude	$\Delta\rho = \rho_m - \rho_0$
	ρ_m = densité de l'eau de mer (si elle est homogène)
	ρ_1 = densité de l'eau de mer à la profondeur z_1
	ρ_2 = densité de l'eau de mer à la profondeur z_2

$D_3, N_3, T_1, T_2, T_3, U, X_1, X_m, Y_2, Y_3, \zeta, \eta, \lambda, \xi$: variables adimensionnelles, simplifiant les formules et assurant la liaison avec les divers abaques.

Advection horizontale et dispersion

Référentiel : Origine au point d'impact de l'axe du jet ascendant avec la surface de la mer, axe O_x orienté dans le sens de l'écoulement des eaux marines, axe O_z vertical orienté vers le haut, axe O_y perpendiculaire aux précédents.

c = concentration en un point quelconque	H = hauteur d'eau de mer totale
g = accélération de la pesanteur	K = coefficient de frottement de Strickler
r = rayon du panache à la surface de la mer	K_x = coefficient de diffusion longitudinale
u = vitesse d'écoulement de l'eau de mer	K_y = coefficient de diffusion transversale
x_0 = distance de la source ponctuelle fictive	K_z = coefficient de diffusion verticale
x = abscisse réelle	T_m = dilution finale sur l'axe du panache ascendant
y = coordonnée horizontale réelle	
z = coordonnée verticale réelle	
D = dilution en un point quelconque	R, U, X_0, X, Y, Z : Valeurs réduites des quantités r, u, x_0, x, y, z .
D_m = dilution sur l'axe du champ horizontal	

Décroissance bactérienne

m = moyenne des logarithmes de T90	N_0 = nombre de bactéries initial
p = densité de probabilité	T_{90} = temps nécessaire pour diviser N par 10
t = temps	$\overline{T_{90}}$ = moyenne géométrique des T90
N = nombre de bactéries résiduel à t	σ = écart-type des logarithmes de T90

Annexe E

CALCUL PRECIS DE LA DENSITE DE L'EAU DE MER

La précision indispensable dans l'expression de la densité de l'eau de mer est : 10^{-5} à 10^{-6} , soit 5 à 6 décimales.

On notera en effet qu'un écart de densité de 10^{-6} correspond à une variation de masse de 1 gramme par m^3 d'eau, et qu'une variation de 1 degré centigrade modifie la densité de 0,00025 environ, soit 250 grammes par m^3 . De tels écarts sont suffisants pour rompre l'équilibre d'une masse d'eau toujours à la limite de sa flottabilité.

Des calculs précis de turbulence, d'ailleurs confirmés par l'expérimentation in situ, montrent qu'un écart de densité de 10^{-5} inhibe la diffusion turbulente verticale dont le coefficient représentatif k_z peut être réduit d'un facteur 100.

Il est donc hautement conseillé d'utiliser les formules de calcul données ci-après. Celles-ci sont des polynômes d'ordre 3 présentées sous une forme qui minimise le nombre d'opérations arithmétiques à réaliser, et qui est bien adaptée aux calculatrices électroniques de toute taille.

On appelle :

$\rho(S,T)$ Densité de l'eau de mer (t/m^3)

S Salinité totale (g/l)

T Température ($^{\circ}C$)

Les Océanographes définissent la grandeur pratique suivante :

$$\sigma(S,T) = 1000 [\rho(S,T) - 1]$$

(d'où par exemple : $\rho = 1,026132$ entraîne $\sigma = 26,132$).

On a alors :

$$\sigma(S,T=0) = \left[[6,8 \times 10^{-6} S - 4,82 \times 10^{-4}] S + 0,8149 \right] S - 0,093$$

$$\sigma(S,T) = \sigma(S,T=0) + \left[[a_1 (T-10) + a_2] (T-20) + a_3 \right] (T-30) + a_4$$

Les coefficients a_1 à a_4 sont donnés par le tableau suivant en fonction de la valeur de la salinité S.

Indépendamment de l'erreur faite sur S et T la précision est de l'ordre de 10^{-2} sur σ donc de 10^{-6} sur ρ .

Salinité S	Coefficients du polynôme en T			
	$(10^5 \times a_1)$	$(10^3 \times a_2)$	a_3	a_4
37,5 à 42,5	5,7166	- 3,600	- 0,3050	- 6,6470
32,5 à 37,5	2,3400	- 4,250	- 0,3020	- 6,3696
27,5 à 32,5	4,5166	- 4,225	- 0,2965	- 6,0888
22,5 à 27,5	2,4250	- 4,750	- 0,2930	- 5,7945
17,5 à 22,5	5,5500	- 4,400	- 0,2810	- 5,4566
12,5 à 17,5	5,5833	- 4,700	- 0,2780	- 5,1850
7,5 à 12,5	1,9233	- 5,300	- 0,2720	- 4,8646
2,5 à 7,5	4,1616	- 5,250	- 0,2650	- 4,5503
0 à 2,5	5,5500	- 5,100	- 0,2550	- 4,2557

Annexe F

PRINCIPE DU SCHEMA D'AMELIORATION DES EAUX LITTORALES (SAEL)

Nous avons exposé ci-dessus (avant-propos, page 02) que, sous une forme baptisée "2ème problème", une approche particulière en matière de rejets en mer pouvait conduire à rechercher ce que nous avons appelé la "capacité d'acceptation limite" d'un secteur littoral pour un polluant déterminé.

La méthodologie développée à cet effet est celle des "schémas d'amélioration des eaux littorales" (SAEL). Elle est particulièrement adaptée au cas des littoraux méditerranéens du fait des conditions particulières : absence de marées, courants côtiers essentiellement dus aux vents, qui permettent un meilleur calcul de la dilution des rejets en fonction des seules caractéristiques géographiques et météorologiques(1).

Elle repose sur le principe suivant :

La dispersion - dilution d'un effluent à partir de l'extrémité d'un émissaire dépend :

- des caractéristiques du rejet : débit, diamètre d'orifice
- du courant régnant dans le milieu dont la direction et la vitesse peuvent être considérées comme fonction univoque de celles du vent.

En un lieu donné, les statistiques météorologiques donnent, sous forme de "rose des vents", les fréquences respectives des directions et intensités pour les 8 secteurs directionnels habituellement considérés.

Le SAEL étant établi pour un type de polluant déterminé, qui est en général l'effluent urbain type, les paramètres à introduire dans le modèle sont :

- la nature et la concentration du polluant critique,
- la concentration maximale acceptable de celui-ci - autrement dit la "norme" - dans la zone d'usage la plus immédiatement menacée par le rejet.

Ce sera par exemple la norme "baignade" si tout ou partie de la zone littorale est vouée à cet usage.

Le polluant critique sera alors un des germes tests de contamination fécale (coliformes totaux ou fécaux).

Le coefficient d'abattement cherché pour ce polluant entre la sortie de l'émissaire et la zone sensible sera le rapport entre sa concentration dans l'effluent rejeté et celle de la norme, par exemple :

$$C.A. = \frac{10^8}{500} = 2.10^5$$

(1) Elle a fait l'objet d'une application en France pour tout le littoral situé entre les frontières espagnole et italienne.

S.A.E.L. Méditerranée Provençale - Mars 1978
S.A.E.L. Languedoc-Roussillon - Mars 1979

Il reste enfin à fixer une condition limitante pour que le problème ait une solution finie. On conçoit en effet que la capacité d'acceptation que l'on cherche puisse être aussi grande que l'on veut si l'on ne fixe pas une limite à l'éloignement du point de rejet. Cette condition limitante peut être soit une longueur maximale pour les émissaires, ce qui revient à fixer une limite financière, ou imposée par des difficultés techniques, soit une condition telle que la non-capture en profondeur du panache d'effluent par une thermocline, compte tenu des inconvénients que nous avons signalés à l'encontre d'un tel phénomène de capture.

La première forme de condition limitante sera le fait des côtes plates, la seconde celui des littoraux accores où le phénomène de thermocline crée le risque de capture.

Ainsi délimité, le problème comporte une solution définie, c'est à dire que, pour un point d'émission donné à l'extrémité d'un émissaire, il existe, dans les conditions météorologiques (vent, courant) les plus défavorables, un flux maximal d'effluent compatible avec la condition limitante. La valeur de ce flux maximal variant avec la position du point de rejet, c'est pour une position particulière de celui-ci que le flux maximal atteindra sa plus grande valeur.

Pour définir le système d'émissaires qui, le long d'une façade littorale, correspondra à la plus grande possibilité de rejet, c'est à dire à la capacité d'acceptation limite pour le polluant considéré, il faut alors dessiner la trame la plus serrée possible de points de rejet capables des flux maximaux sous la condition que les effets des rejets contigus sur les zones sensibles à protéger demeurent indépendants.

A partir de là, le but que l'on s'est proposé était de mettre au point une méthode permettant une solution pratique rapide et simple du problème ainsi défini de façon théorique. Ce but a été atteint grâce au caractère purement graphique de la solution proposée, ce qu'a permis le calcul fait à l'avance, et présenté sous la forme de tableaux, graphiques et abaques, de tous les éléments numériques nécessaires, relatifs à une façade littorale définie par ses caractéristiques géographiques et courantologiques, ces dernières résultant des statistiques météorologiques, celles-ci également à la source de la détermination théorique de la thermocline saisonnière et de son évolution dans le temps.

Pour chacune des phases de mélange et d'advection de l'effluent que nous avons distinguées dans les chapitres précédents (remontée verticale, transport horizontal, décroissance des polluants dégradables), les lois de dilution ont été approchées par les modèles mathématiques baptisés EMMA 1, 2 et 3 élaborés à cette occasion, l'un d'eux donnant les caractéristiques évolutives de la thermocline.

Un littoral, sur une longueur déterminée, se trouve ainsi physiquement décrit et mis en mémoire dans une série multiple de documents graphiques et de tableaux dont les figures ci-après montrent le type, dans le cas pris comme exemple, où la non-capture par la thermocline est la condition limitante de la profondeur de rejet.

Dans ce cas, les tableaux du type de la figure 1 correspondent chacun à la série de paramètres suivante :

- profondeur du rejet
- débit du rejet par orifice de l'émissaire
- vitesse initiale du rejet
- nombre d'orifices de rejet
- objectif de dilution.

.../

Chaque tableau donne alors en fonction de la vitesse maximale statistique du vent dans chacune des 8 directions de la rose, 11 caractéristiques du panache de dilution de l'effluent dont la plus importante est la distance à laquelle, dans la direction du courant correspondant à celle du vent, l'objectif de dilution est atteint. C'est, autrement dit, la distance à laquelle sera satisfaite dans l'effluent dilué la norme de qualité d'eau de la zone sensible la plus menacée.

On peut donc tracer, par exemple sur un rhodoïd transparent, pour chaque série numérique des 5 paramètres ci-dessus, un octogone orienté (fig.5) dont la distance de chaque sommet au centre représente, à l'échelle d'une carte marine, l'éloignement minimal à respecter entre le point de rejet et la limite d'une zone sensible dont la norme vis à vis du polluant critique a permis de calculer l'objectif de dilution de celui-ci.

Pour définir un point de rejet acceptable, représenté par le centre de l'octogone, il suffit de placer ce centre sur la courbe bathymétrique de la carte marine correspondant à la profondeur de rejet pour laquelle l'octogone a été tracé, en respectant l'orientation géographique de celui-ci, et de telle façon que la surface intérieure du polygone n'empiète pas sur celle de la zone sensible que l'on doit protéger.

Les débits de rejet pour lesquels les octogones ont été tracés et qui sont inscrits en face de ceux-ci, correspondent aux débits minimaux pour lesquels, en fonction de la thermocline théorique calculée, l'effluent remonte jusqu'à la surface. Si, toutes choses égales par ailleurs, le débit du rejet est supérieur à ce minimum, il faudra déterminer l'octogone plus grand correspondant à ce débit. On pourra le faire, soit par les modèles EMMA, soit, plus simplement, par une des méthodes exposées dans les chapitres précédents.

Le SAEL comporte en outre trois séries d'abaques (fig.2 à 4) qui donnent respectivement, pour chaque secteur météorologique en lesquels la tranche littorale a été divisée :

- la profondeur de capture,
- la dilution au niveau de capture,
- le diamètre du panache au niveau de capture,

en fonction du débit, de la profondeur de rejet et de la vitesse initiale du jet.

Nous nous contenterons d'indiquer, sans le décrire, qu'à un autre type de littoral, caractérisé par un plateau sous-marin, à faible pente, correspondra un autre type de tableaux et de documents graphiques dérivant de principes analogues mais légèrement différents puisque le risque de capture par la thermocline ne se présentera plus et qu'une autre condition limitante de la distance de rejet devra être fixée, par exemple une longueur ou un coût maximaux pour le ou les émissaires.

Ajoutons que, si cette méthodologie SAEL a été étudiée dans le but principal de déterminer les capacités d'acceptation limites par section de littoral, au prix d'une dépense relativement modique dont la contre-partie est une approximation assez grossière dans les résultats, elle peut aussi, à partir du moment où un SAEL a été établi pour un littoral, servir, sans aucune dépense alors, à dégrossir une recherche d'implantation et de caractéristiques d'émissaire pour un projet de rejet individuel.

.../

Sans aucune étude in situ du milieu marin local, elle ne permet pas d'espérer une bonne précision mais elle a, sur l'autre méthode graphique exposée à l'annexe D, l'avantage d'incorporer dans les abaques qu'elle propose, une étude théorique de la thermocline réelle à partir de statistiques météorologiques locales alors que les abaques universels de l'annexe D n'incorporent qu'une thermocline linéaire schématique.

Chacune des méthodes a ses cas spécifiques d'application.

Voilà, très brièvement résumé, le principe de cette méthodologie que l'on pourrait qualifier d'"extensive" dans la mesure où elle permet de couvrir une grande section de littoral en dehors de toute idée d'application à des projets immédiats. Son exposé complet a fait l'objet de publications auxquelles on peut, le cas échéant, se reporter.

YIELD = 20.0 M G/N - 0.046 M3/s, DILUTION 10.000

DIFFUSEUR 10 ORIFICES DEBIT TOTAL : 0,460 M3/s, OBJECTIF DE DILUTION : 10.000

VITE (M/S)	DISTANCE (M)	V. SUPER (M/S)	ANGLE (°)	HAUTEUR (M)	PI	ORIF/NO	TEMPS (S)	QIF	QAL	DIL. OCC	DIL. PAC
2.50	177.	0.075	1360.	0.36	1.136	10.0000000	11.178	1.	161.	62.	10000.
0.5	610.	0.0	1360.	0.61	10.037	10.0002500	49164.	1.	161.	62.	10000.
5.05	177.	0.075	1493.	1.36	0.575	10.0000000	21512.	5.	59.	104.	10000.
5.05	660.	0.075	1200.	2.06	0.306	10.0000000	17625.	5.	59.	104.	10120.
5.05	370.	0.075	1319.	2.06	0.420	10.0000000	19205.	5.	59.	203.	11207.
0.5	610.	0.0	1360.	0.61	10.037	10.0002500	49164.	1.	161.	62.	10000.
0.5	1096.	0.000	750.	5.03	0.104	10.0000000	11121.	15.	11.	915.	10451.
4.05	995.	0.000	1360.	1.01	0.501	10.0000000	19775.	15.	11.	255.	10000.

DIFFUSEUR 10 ORIFICES DEBIT TOTAL : 0,460 M3/s, OBJECTIF DE DILUTION : 200.000

VITE (M/S)	DISTANCE (M)	V. SUPER (M/S)	ANGLE (°)	HAUTEUR (M)	PI	ORIF/NO	TEMPS (S)	QIF	QAL	DIL. OCC	DIL. PAC
2.50	177.	0.075	1360.	0.36	1.136	10.0000000	11.178	1.	161.	62.	20000.
0.5	610.	0.0	1360.	0.61	10.037	10.0002500	49164.	1.	161.	62.	20000.
5.05	177.	0.075	1493.	1.36	0.575	10.0000000	21512.	5.	100.	477.	20000.
5.05	660.	0.075	1200.	2.06	0.306	10.0000000	17625.	5.	100.	700.	20000.
5.05	370.	0.075	1319.	2.06	0.420	10.0000000	19205.	5.	100.	703.	20500.
0.5	610.	0.0	1360.	0.61	10.037	10.0002500	49164.	1.	161.	62.	20000.
0.5	2096.	0.000	1360.	2.09	0.099	10.0000000	20075.	15.	113.	1013.	20500.
4.05	1055.	0.000	1360.	1.05	0.322	10.0000000	36170.	15.	113.	712.	21000.

Fig 1

SECTEUR METEOROLOGIQUE : X...

ETUDE DU REJET EN MILIEU STRATIFIE. PROFONDEUR DE CAPTAGE EN FONCTION DU DEBIT, DE LA PROFONDEUR DE REJET ET DE LA VITESSE INITIALE

- 25 — Profondeur de captage pour une vitesse initiale de 2 m/s et pour un rejet à 25 m
- - - 25 - - - Profondeur de captage pour une vitesse initiale de 0,5 m/s et pour un rejet à 25 m

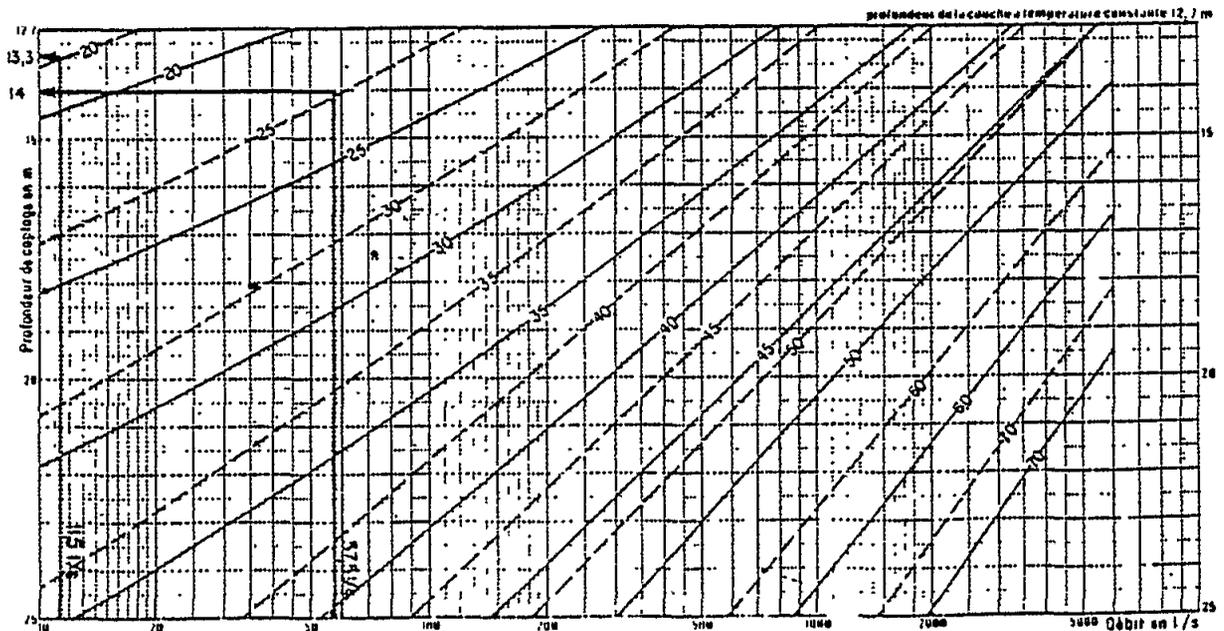


Fig. 2

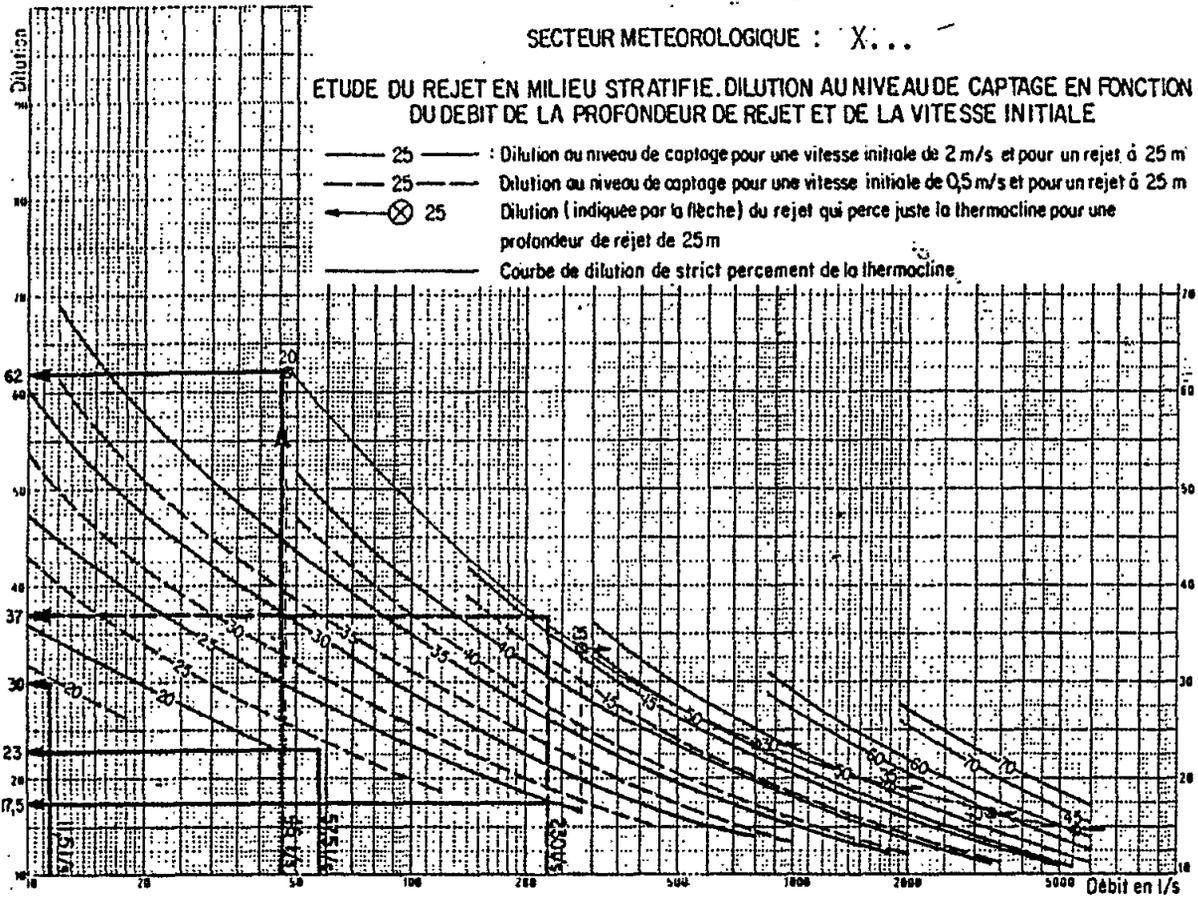


Fig. 3

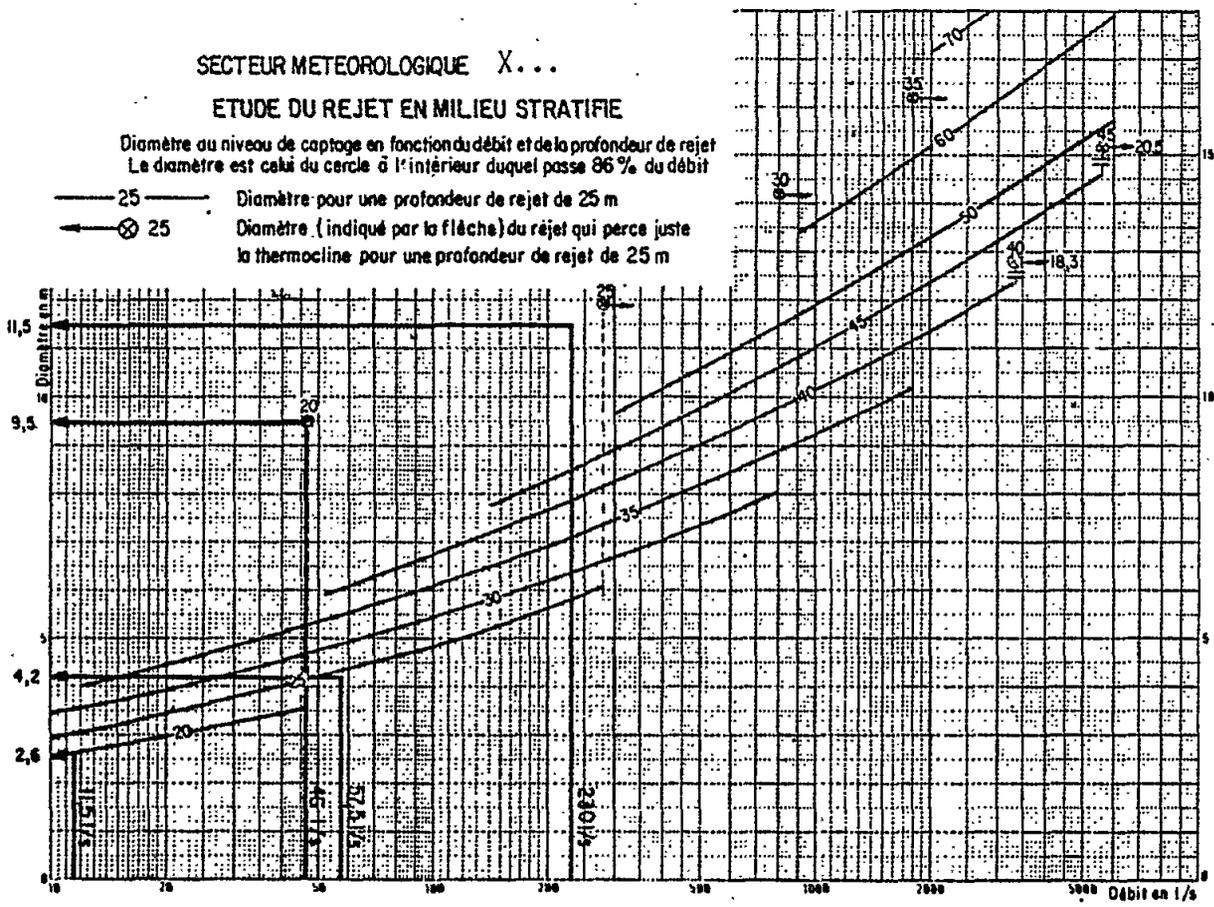
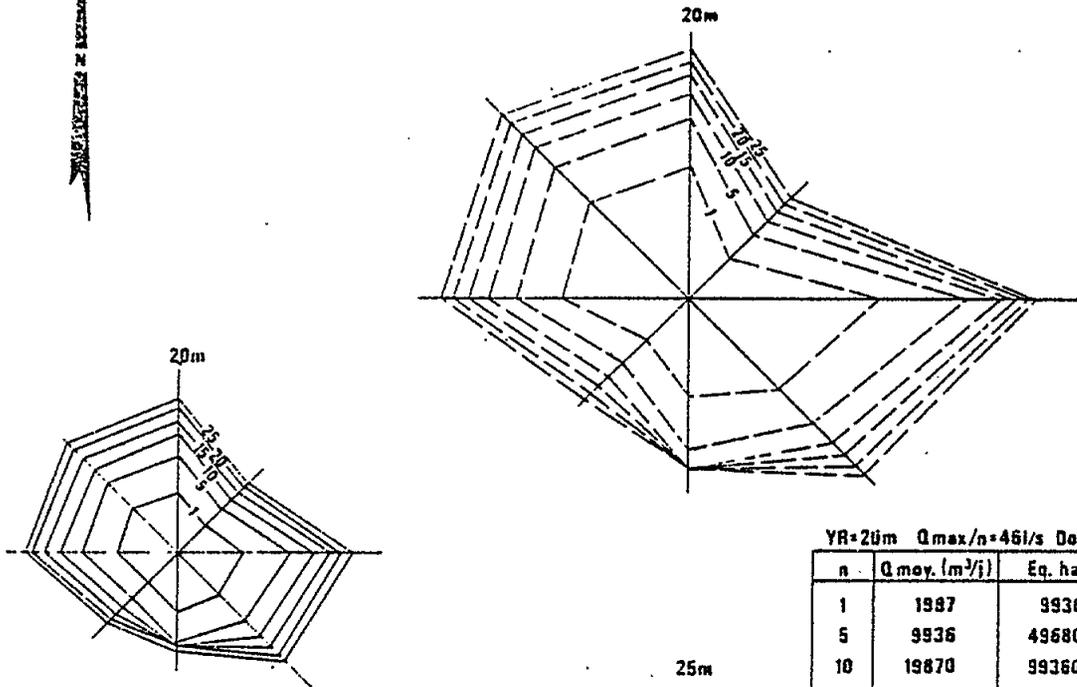


Fig. 4

ZONE METEOROLOGIQUE X.....

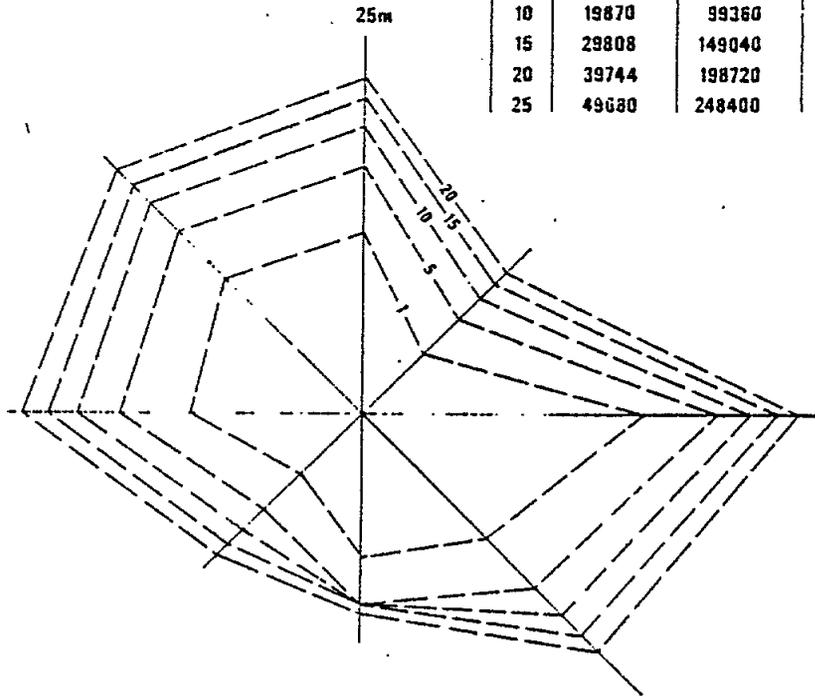
— objectif de dilution 10000
 - - - - - 200000

DIRECTION DU VENT



YR=20m Qmax/n=46l/s D₀=62

n	Q moy. (m ³ /j)	Eq. hab.
1	1987	9936
5	9936	49680
10	19870	99360
15	29808	149040
20	39744	198720
25	49680	248400



YR=25m Qmax/n=280l/s D₀=33

n	Q moy. (m ³ /j)	Eq. hab.
1	12096	60480
5	60480	302400
10	120960	604800
15	181440	907200
20	241920	1209600

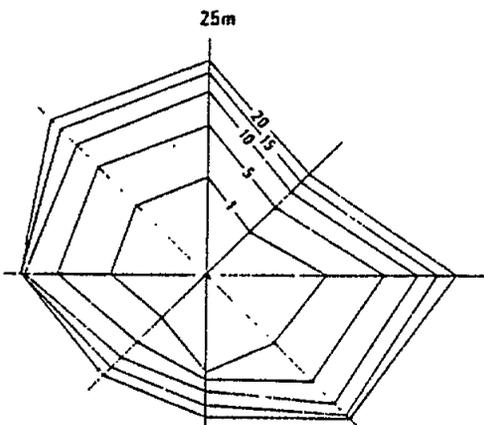


FIG. 5

ANNEXE G

QUELQUES IDEES SUR L'ETABLISSEMENT ET LA MISE EN OEUVRE D'UNE DOCTRINE DES REJETS EN MER A L'ECHELLE D'UN PAYS

Les développements qui précèdent ont été consacrés à l'exposé des méthodes par lesquelles peuvent être déterminées les caractéristiques les plus favorables d'un rejet ponctuel dans la mer.

Nous nous proposons de donner ici, pour finir, quelques idées générales sur la manière dont pourrait être organisé et mis en oeuvre à l'échelle d'un pays le programme réglementaire et technique destiné à définir une doctrine générale pour les rejets en mer d'effluents pollués.

Rédigées essentiellement à l'intention des pays les moins avancés dans l'appréhension du problème, les suggestions présentées ci-après à ce sujet peuvent ne concerner que peu ou pas du tout ceux de ces pays dont la doctrine en la matière est déjà bien affirmée. Chacun n'en prendra donc que ce qui peut lui être utile.

L'approche comprend obligatoirement deux volets :

- L'établissement de la doctrine, tâche administrative mais appuyée sur des données techniques
- La mise en oeuvre de la doctrine sur le terrain, tâche essentiellement technique.

1 - ETABLISSEMENT DE LA DOCTRINE

1.1. Règlementation administrative

C'est par là que tout doit commencer puisque rien ne peut être imposé aux tiers, en matière de rejet en mer, qui ne s'appuie sur des textes législatifs ou réglementaires pourvus de la force légale.

Ces textes, qui pourront le cas échéant, être rattachés à une législation plus générale existante dans le domaine de l'eau et de la mer, auront pour objet d'établir une procédure pour la délivrance des autorisations de rejet en mer.

1.1.1. Procédure de délivrance des autorisations de rejet.

Cette procédure doit obligatoirement comporter :

- a - La caractérisation des rejets soumis à l'obligation d'autorisation ou qui en sont exemptés.
- b - La composition du dossier de demande d'autorisation à soumettre par le pétitionnaire à l'autorité administrative.
- c - La désignation du service chargé de l'instruction de la demande.
- d - La procédure d'instruction de la demande.

- e - La désignation de l'autorité habilitée à délivrer les autorisations de rejet.
- f - L'indication, sous la forme d'un modèle type d'autorisation de rejet, de toutes les indications à faire figurer dans une telle autorisation.
- g - Les conditions du contrôle initial et périodique de la conformité des installations de rejet et de la composition de l'effluent aux caractéristiques fixées dans l'autorisation.
- h - L'affirmation du caractère révisable de l'autorisation et les conditions de cette révision, soit du fait de l'administration, soit à l'occasion d'une demande de modification des caractéristiques du rejet de la part du pétitionnaire.
- i - L'énoncé des dispositions transitoires, applicables au cas des rejets existant antérieurement à la promulgation de la réglementation. Ces dispositions comporteront généralement l'obligation de déclaration des rejets existants dans un délai déterminé et la production d'un dossier de régularisation identique à celui visé au point "b" ci-dessus.

Concernant les points "c" et "e" ci-dessus, il semble inévitable de désigner pour instruire et accorder les autorisations de rejet respectivement un service et une autorité dépendant directement du pouvoir administratif central dans la mesure où les pétitionnaires d'autorisation seront souvent les autorités politico-administratives locales auxquelles il n'est pas envisageable d'accorder le pouvoir de se délivrer à elles-mêmes les autorisations.

L'instruction de la demande d'autorisation de rejet et la délivrance de cette dernière doivent s'appuyer sur des dispositions réglementaires de caractère technique qui devront permettre de déterminer les limites à imposer à l'apport de polluants dans la mer.

1.1.2. Capacité d'acceptation - Usages - Normes.

Cet aspect réglementaire a souvent reposé autrefois, pour des raisons de commodité, sur une limitation uniforme des concentrations des divers polluants (DBO, DCO, MES, N, P, détergents, toxiques...) dans l'effluent avant rejet.

Surtout lorsque la seule limitation des "concentrations", à l'exclusion de celle des "débits", revenait à laisser entièrement libres les "flux" de polluants, il a été rapidement reconnu qu'une telle réglementation était totalement inadaptée et que seules des dispositions fondées sur les conséquences des rejets dans le milieu récepteur pouvaient assurer efficacement sa protection.

On en est donc arrivé à la notion de "capacité d'acceptation" du milieu pour chacun des polluants potentiellement nocifs et, comme cette nocivité était évidemment variable en fonction de l' "usage" qui était fait du milieu, la réglementation a comporté :

- La définition des "usages",
- L'énumération des polluants potentiellement nocifs vis à vis de chaque usage,
- La teneur limite en chaque polluant acceptable pour chaque usage. Ces teneurs exprimées en termes de concentration volumique constituent les "normes".

.../

Bien que l'on puisse facilement imaginer un assez grand nombre d'"usages" du milieu marin, beaucoup d'entre eux se sont heurtés à la difficulté de définir des normes chiffrées les concernant et il en est le plus souvent résulté une limitation des usages officiellement réglementés à deux seulement :

- La baignade
- La conchyliculture.

Voilà donc l'arsenal réglementaire minimal dont doit se doter tout pays décidé à protéger la mer littorale contre les risques de pollution provenant des rejets telluriques.

Pour établir ces divers textes réglementaires et définir usages et normes, les pays concernés peuvent s'inspirer s'ils le souhaitent de ce qui a été promulgué dans ce domaine dans les pays qui ont déjà adopté une telle réglementation. Nous rappelons en particulier que les normes pour la baignade définies par la Communauté économique européenne et les normes françaises pour la conchyliculture, en ce qui concerne la pollution mesurée par les bactéries tests, ont été mentionnées ci-dessus à titre d'exemple au chapitre 3 § 3.10.1.

1.1.3. Remarque sur la délimitation des "zones de baignade"

Il n'est pas inutile, en ce qui concerne la protection par des normes, essentiellement microbiennes, de la qualité de l'eau de mer dans les zones de baignade, de signaler une lacune due à l'évolution récente des loisirs sportifs de bord de mer et que l'honnêteté intellectuelle fait un devoir de mettre en lumière et de trancher par une prise de position responsable de la part des autorités nationales chargées de la protection de la santé alors qu'à notre connaissance, celles-ci ne semblent pas en général s'être encore saisies de la question dans les pays qui appliquent déjà une réglementation en matière de rejets en mer.

Voici ce dont il s'agit :

Sous l'angle du respect des normes, est actuellement considérée comme "zone de baignade" en mer, et exclusivement admise comme telle, une étroite frange littorale (encore que la largeur n'en ait jamais été fixée) adaptée à la pratique ancienne des bains de mer de plage par des estivants dépourvus de matériel de navigation plus ou moins sophistiqué.

Or, actuellement, et tout particulièrement dans les stations touristiques les plus fréquentées des rivages méditerranéens, favorisés par une mer calme et chaude en été, du fait de l'introduction et de la prolifération considérable des bateaux, à voile et à moteur, du ski nautique, de la planche à voile, du surf, et, demain, de la motocyclette nautique récemment annoncée et de tout ce qu'inventera l'imagination fertile (et non désintéressée) des marchands de loisirs, la carte géographique de la fréquentation de la mer par les estivants de plus en plus audacieux ne se limite plus du tout à une étroite bande littorale en bordure de plage mais ressemble beaucoup plus - non sans danger d'ailleurs mais ceci est une autre question - à une occupation extensive d'un vaste et large "pâturage marin" par un énorme troupeau de moutons, et ceci jusqu'à une distance du rivage qui est largement de l'ordre de la longueur maximale courante des émissaires de rejet, elle-même limitée par des

.../

considérations financières aussi bien que par des problèmes techniques. Comme la longueur des émissaires est calculée dans les conditions exposées aux chapitres précédents, de telle sorte que la dilution des polluants conduise au respect des normes à une distance du point d'émission peu inférieure à la longueur de l'émissaire, il en résulte bien évidemment que, dans un rayon du même ordre de grandeur que celle-ci : autour du point de rejet, les normes ne seront pas respectées, alors que la densité des baigneurs dans ce cercle pourra être presque aussi importante qu'au bord de l'eau.

Il faut reconnaître honnêtement qu'aujourd'hui ces baigneurs-là sont "sacrifiés" alors que rien d'ailleurs ne les en avertit.

Si les caractéristiques de la côte permettent d'implanter l'émissaire de telle manière que la zone de son débouché ne puisse pas être fréquentée par les usagers de la mer, l'inconvénient est supprimé mais beaucoup de façades littorales en Méditerranée ne s'y prêtent pas car la fréquentation touristique y est continue sur de très grandes longueurs de côte.

Bien sûr, il est généralement reconnu que le risque microbien entraîné par la baignade en zone polluée n'est pas évident et incomparablement plus faible que celui relatif à la consommation de coquillages, mais, si l'on adopte ce point de vue rassurant, il faut en venir logiquement à la conséquence que la nécessité ne peut être justifiée de consentir une grosse dépense pour la construction d'un émissaire s'il n'est destiné qu'à protéger, sans utilité démontrée, une fraction seulement, majoritaire peut-être, mais partielle, des utilisateurs de la mer.

Et si l'on refuse cette logique pour adopter celle de la prudence, de deux choses l'une : ou bien il faut alors donner aux émissaires une longueur énorme que l'on ne pourra d'ailleurs jamais définir de façon à être certainement suffisante et que des impossibilités techniques autant que financières interdiront de réaliser, ou bien il faut baliser et interdire aux usagers un cercle autour du rejet qui pourrait atteindre plusieurs kilomètres de diamètre ce qui ne paraît guère acceptable, ne serait-ce que pour des raisons politiques et psychologiques.

On se trouve donc là devant un dilemme qui justifie une décision, de toute façon courageuse, qu'appelle la nécessité de mettre fin à la situation contradictoire actuelle avant que les usagers eux-mêmes ne se saisissent de cette contradiction - ce qui a déjà été le cas sur des points particuliers - et l'exploitent de façon plus ou moins malveillante qui peut mettre les autorités responsables dans l'embarras.

Il pourra sembler anormal de se poser de telles questions à propos des risques pour les baigneurs étant entendu que ces risques sont essentiellement d'origine microbienne et alors que le moyen théorique de le supprimer existe sous la forme de la désinfection chimique.

Il faut à ce propos se rappeler ce qui a été dit plus haut du caractère aléatoire et même trompeur de la désinfection si bien que des autorités sanitaires qualifiées s'engagent jusqu'à dire qu'il vaut mieux accepter le risque microbien de la baignade après une dilution insuffisante, risque jugé peu grave, plutôt que de s'octroyer une fausse sécurité par une désinfection chimique. Par contre, si la désinfection naturelle par lagunage est possible, c'est là que réside la solution vraiment satisfaisante.

.../

2 - MISE EN OEUVRE DE LA DOCTRINE

Cette parenthèse, importante du reste, étant refermée, voici donc les autorités nationales des pays concernés en possession des prescriptions réglementaires leur permettant d'aborder la phase de contrôle des rejets.

Afin de pouvoir poursuivre la mise en oeuvre du programme proposé ci-dessus, l'étape suivante consistera à définir les zones soumises à contrôle de la qualité d'eau, zones de baignade, de conchyliculture (et d'autres éventuellement, s'il en a été retenu) et à en fixer les limites.

Ensuite il conviendra de faire l'inventaire des rejets existants, par exemple par application des dispositions du point "i" de la procédure ci-dessus et d'en apprécier les conséquences sur les zones sensibles susceptibles de se trouver dans leur rayon d'influence.

A partir de là, l'instruction technique des dossiers suppose qu'aient été rassemblés les éléments, notamment météorologiques, cartographiques, hydrographiques, permettant de déterminer les courants, les marées le cas échéant, les stratifications de densité et en général toutes les données de l'espace énumérées aux chapitres 2 et 3 ci-dessus.

Parallèlement au travail de régularisation - et, le cas échéant, de suppression ou de modification - des rejets existants, il sera procédé, à la demande, à l'instruction des nouveaux rejets.

Suivant l'importance de ceux-ci, des études plus ou moins complètes du milieu marin local pourront être nécessaires. Les chapitres précédents, dont c'est précisément le but, donnent toutes indications sur la manière d'y procéder et notamment sur le choix à faire entre les méthodes plus ou moins précises qui permettent de calculer la concentration résiduelle des polluants, aux limites des zones à protéger.

Si le problème posé dépasse le cas d'un seul rejet ou d'un petit nombre de rejets individualisés et concerne par exemple un projet de création d'un grand ensemble urbain ou industriel, il pourra être intéressant d'aborder le problème par la détermination préalable de la capacité d'acceptation de tout le secteur littoral concerné en utilisant par exemple la méthode du SAEL (résumée dans l'Annexe "F" ci-dessus) grâce à laquelle il est possible, particulièrement si le littoral est encore vierge de constructions, de définir a priori et logiquement le schéma le plus économique d'un système d'émissaires utilisant au mieux la capacité d'acceptation du secteur littoral et en fonction duquel pourra être orientée l'implantation des installations terrestres.

3 - NUISANCES POSSIBLES, AUTRES QUE MICROBIENNES, POUR L'HOMME ET POUR LE MILIEU MARIN

Ayant ainsi consacré l'essentiel de cette étude à la surveillance de la qualité de l'eau sous l'angle du risque pour l'homme résultant de la pollution microbienne, n'oublions pas de rappeler, d'une part, que le risque microbien n'est pas le seul, d'autre part que le milieu marin lui-même peut subir, pour son compte, du fait des rejets de polluants, des nuisances contre lesquelles il est nécessaire de le protéger.

.../

Ceci implique de regarder, pour l'homme et pour la faune marine, du côté des éléments toxiques particulièrement de ceux qui ne se dégradent pas dans la mer et tendent donc à s'accumuler dans les organismes en fonction des lois de leur métabolisme. Du côté de la flore, c'est le risque d'eutrophisation par rejets excessifs de nutriments nitro-phosphorés en milieu confiné qu'il convient de surveiller mais heureusement les circonstances critiques de ce type sont assez rarement réunies dans le cas des littoraux ouverts.

Malheureusement, dans les deux cas, il est très difficile d'énoncer des règles de caractère tant soit peu général, et l'on ne peut que recommander un examen ponctuel dans chaque cas particulier.

Signalons cependant qu'une campagne expérimentale menée en France à la fois en enceinte confinée (expérience Biolaigue) et en sites marins a tenté de déterminer le flux de nutriments du type effluent urbain que peut digérer un certain volume d'eau de mer sans subir de dégradation physico-chimique irréversible.

Plusieurs campagnes successives ont abouti à une certaine concordance sur un flux limite acceptable de l'ordre de 1 gramme par m³ et par jour de DCO d'effluent urbain type, dans des conditions où l'enceinte expérimentale était privée de tout renouvellement d'eau, donc plus défavorables que celles généralement rencontrées en mer libre mais pouvant s'apparenter à celles d'un fond marin sans courant et isolé par une thermocline très marquée.

4 - RAPPEL DE QUELQUES POINTS FORTS ET MISES EN GARDE

Nous terminerons enfin par quelques rappels de points forts dont la plupart ont déjà été évoqués dans le cours de ce document et qui se présentent souvent comme des mises en garde contre des méthodes ou raisonnements que l'usage a parfois consacrés mais qui n'en sont pas moins erronés.

4.1. Le dilemme de la désinfection chimique avant rejet en mer.

Lorsque l'on accepte l'idée que la désinfection chimique de l'effluent est à déconseiller si l'usage de la mer que l'on veut protéger est la baignade - et c'est là une opinion de plus en plus répandue - on est obligé de reconnaître qu'il n'est pas possible d'adopter la même position lorsqu'une zone de conchyliculture est menacée par une pollution microbienne provenant d'un émissaire.

Pourtant, lorsqu'on recommande - ou même on impose - dans ce cas, une désinfection chimique, on n'ignore pas que l'on se contente alors d'une fausse sécurité et que le contrôle d'efficacité par dénombrement des coliformes fécaux est, en particulier, gravement illusoire en cas d'épidémie locale conduisant à un rejet exceptionnel de germes pathogènes par l'émissaire concerné.

La conclusion honnête c'est que la seule sécurité valable en matière de protection de parcs de coquillage réside dans l'interdiction de tout rejet susceptible d'atteindre ceux-ci. En dehors de cette solution radicale, le risque existera toujours, même s'il se manifeste rarement.

.../

4.2. Faut-il favoriser ou éviter la capture en profondeur des effluents d'émissaires ?

Le problème se pose particulièrement en Méditerranée où une forte stratification de densité de la mer, permanente en été, est souvent associée à des littoraux à forte pente sous-marine. Les deux conditions de faible profondeur (20 à 25m) et d'éloignement suffisant du point de rejet sont alors fréquemment incompatibles. Dans ce cas, la deuxième doit prévaloir. Mais, lorsque l'on peut éviter la capture, il est préférable de le faire à cause des très mauvaises conditions de biodégradation de la matière organique sous une thermocline qui s'oppose au renouvellement d'oxygène et en présence de composés nitro-phosphorés qui favorisent l'eutrophisation.

Ces inconvénients sont accentués en Méditerranée par l'absence de marées et les temps calmes d'été qui créent les conditions favorables à la stagnation de l'effluent. En outre, si des vents de terre assez forts se produisent en été, ils entraînent la déstratification et la remontée en surface, côté terre, de la masse d'eau polluée.

Au total, les inconvénients d'un effluent capturé l'emportent sur les avantages. Le bilan toutefois peut s'inverser si l'on est assuré de la permanence de courants en profondeur suffisants pour renouveler l'eau autour du débouché et emporter le rejet vers le large, ce qui est le cas des mers à marées notables.

Lorsqu'au cours d'une étude de projet, on veut vérifier avec une certaine précision les risques de capture, il peut ne pas être suffisant d'utiliser les méthodes graphiques simplifiées dont les différents abaques ont en commun le fait qu'ils sont établis avec des profils verticaux de densité linéarisés, autrement dit des thermoclines à gradient constant.

Dans les cas limites, la précision nécessaire ne pourra être approchée qu'avec des modèles mathématiques beaucoup plus sophistiqués dans lesquels pourront être introduites les thermoclines réelles les plus défavorables mesurées in situ au cours de la campagne d'étude du milieu marin.

4.3. Utilisation des coefficients de diffusion turbulente

Le calcul de la dilution de l'effluent au cours de la phase de son transport horizontal à partir du point d'émergence du panache suppose la connaissance de deux coefficients de diffusion turbulente : celui de la diffusion horizontale transversale et celui de la diffusion verticale.

Or, la mesure de ces coefficients sur le site est très aléatoire et les résultats varient énormément avec les conditions d'agitation de la mer.

C'est pourquoi il est bon de se souvenir que :

- La diffusion horizontale n'apporte qu'une très faible contribution (guère plus d'un facteur 2) à la dilution totale que doit subir l'effluent pour laquelle un facteur 10^4 à 10^6 doit être atteint.
- La diffusion verticale concourt théoriquement à la dilution pour un facteur plus important que l'horizontale mais le plus souvent limité dans la pratique par le fait que la direction d'export critique est celle qui rapproche le panache de la terre. La dilution par diffusion verticale est alors limitée, comme l'excursion verticale du mélange, par la profondeur d'eau qui va en diminuant.

.../

La superposition des deux effets se traduit ainsi la plupart du temps par une dilution comprise entre 5 et 20 et il est donc bien souvent suffisant d'admettre pour celle-ci un chiffre estimé a priori qui n'introduit qu'une erreur négligeable et pas supérieure à celle qui résulterait de mesures difficiles et plus qu'aléatoires effectuées sur place.

En ce qui concerne la discussion sur le caractère constant ou variable des coefficients de diffusion turbulente, la loi fameuse qui veut que ces coefficients varient comme la puissance $4/3$ de la dimension des phénomènes n'est valable qu'en géométrie isotrope à trois dimensions, c'est à dire non limitée verticalement par un fond à faible profondeur. Au voisinage des côtes, le rôle dominant est exercé par les frottements aussi bien sur le fond de la mer que ceux exercés en surface par le vent. Aussi les coefficients de diffusion sont-ils essentiellement régis par des lois où les cisaillements internes jouent le rôle principal. Il s'ensuit que le coefficient vertical varie en fonction de la profondeur dans les conditions figurées sur les graphiques 22 et 23 (page 68-69 ci-dessus).

Quant au coefficient de diffusion horizontale il peut être considéré comme constant sur les distances en rapport avec les longueurs des émissaires.

4.4. Loi de décroissance des bactéries.

Des formulations mathématiques simples ont été proposées qui prétendaient rendre compte simultanément des phénomènes de dilution hydraulique et de décroissance propre des bactéries depuis le point de rejet au fond de la mer.

Or, il s'agit là d'une intégration totalement irréaliste de phénomènes répondant à des lois indépendantes et par conséquent incommensurables.

En effet, la dilution hydraulique dépend uniquement de données hydrauliques : débit, vitesse initiale, densités, coefficients turbulents, distances, dont la plupart ne figurent pas dans les formules proposées, alors que la décroissance propre des bactéries, dont le mécanisme réel n'est pas connu, ne peut être que globalement et grossièrement relié au temps de décroissance par une loi classique de type exponentiel. Il n'y a donc aucun rapport entre les deux ordres de phénomènes et aucune formule unique ne peut en rendre compte simultanément. La seule démarche valable est celle qui calcule les dilutions par les méthodes relevant de l'hydraulique et la décroissance bactérienne par les lois résultant des déterminations faites dans le milieu. Les bactéries bénéficiant des deux effets d'abattement de concentration, le facteur d'abattement global est le produit des deux.

BIBLIOGRAPHIE

1. 1959 - ELDER J.
The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow - Journal of fluid mechanics - 5 (4) p. 544 à 560.
2. 1963 - ABRAHAM G.
Jet diffusion in stagnant ambient fluid
Delft Hydraulics Laboratory - Report N° 29.
3. 1965 - LACOMBE
Cours d'Océanographie physique - Gauthier - Villars.
4. 1966 - NEUMANN - PIERSON
Principles of physical Océanography - Prentice Hall Inc.
5. 1971 - ABRAHAM G.
The flow of round buoyant jets issuing vertically into ambient fluid flowing in a horizontal Direction.
6. 1972 - ABRAHAM G.
Jets and plumes issuing in a stratified fluid
IAHR International symposium on stratified flows NOVOSIBIRSK.
7. 1972 - de ROUVILLE - RODIER - LAPORTE
Capacité d'acceptation du milieu récepteur marin et programmation de l'assainissement dans les zones littorales
(Commission internationale pour l'exploration scientifique de la Méditerranée - Athènes 1972).
8. 1973 - Etude expérimentale n° 1 sur la dilution des jets.
Rapport SOGREAH - R. 11473.
9. 1974 - Auteurs divers
Discharge of sewage from sea outfalls (Actes du symposium international de Londres) - Pergamon Press.
10. 1974 - CHU et GOLDBERG
Buoyant forced plumes in cross flow
Journal Hydraulics Division - ASCE 100 (HY9) september.
11. 1974 - LEPETIT - SABATON
Emissaires en mer : efforts exercés par la houle et le courant sur la conduite -
Laboratoire National d'Hydraulique de Chatou - Rapport LNH HC 042/74-50.
12. 1975 - Etude expérimentale n° 2 sur la dilution des jets à la sortie des émissaires en mer. - Rapport SOGREAH R. 12011.

13. 1975 - Emissaires en mer - Memento de calcul des jets et panaches - SOGREAH.
14. 1975 - Pollution des zones littorales - Etude des phénomènes hydrauliques de dispersion des polluants - Rapport SOGREAH R. 12320.
15. 1975 - Hydrodynamique des écoulements créés par le vent en zone côtière. Rapport SOGREAH R. 11980.
16. 1976 - GAUTHIER - QUETIN
Utilisation des traceurs pour les études d'implantation des émissaires en mer - La Houille Blanche N° 3 -4.
17. 1976 - Emissaires en mer - Calcul pratique des diffuseurs - Memento SOGREAH.
18. 1976 - Ministère de l'Equipement.
Introduction à l'étude des schémas d'Amélioration des Eaux Littorales - M. de ROUVILLE.
19. 1977 - Ministère de l'Equipement
Schéma d'Amélioration des Eaux Littorales : rejets en milieu stratifié - M. de ROUVILLE.
20. 1977 - Mesures de la diffusion turbulente en mer à :
Toulon - Rapport SOGREAH R. 12669
Calvi - Rapport SOGREAH 35.0554 R1
Bastia - Rapport SOGREAH 35.0554 R2
21. 1977 - GAUTHIER - QUETIN
Modèles mathématiques de calcul des écoulements induits par le vent - AIRH - Congrès de Baden-Baden.
22. 1978 - GRACE
Marine outfall systems - Prentice Hall Inc.
23. 1978 - RODIER
L'Analyse de l'Eau - DUNOD.
24. 1979 - FISHER - LIST - KOH - IMBERGER - BROOKS
Mixing in Inland and Coastal waters - Academic - Press.
25. 1980 - Rejets en mer - Memento de calcul de la disparition des bactéries - SOGREAH.
26. 1980 - de ROUVILLE - CHEVEREAU - QUETIN
Utilisation de modèles mathématiques dans la mise au point d'une méthodologie de calcul de la capacité d'acceptation du milieu récepteur littoral marin (programm Water Technics. Vol.12 N° 1 - Pergamon Press 1980).

27. 1981 - Mesures de la diffusion turbulente en mer. Rapport de synthèse - SOGREAH.
Rapport SOGREAH 35 0554 R3
28. 1982 - LAPORTE - De ROUVILLE - RODIER - RODI
Approche expérimentale de la capacité d'acceptation du milieu marin pour la charge biodégradable des eaux usées urbaines.
"Techniques et Sciences Municipales" - Janvier 1982.
29. 1983 - QUETIN
Modèle mathématique de simulation de la turbulence - Destruction par le vent des stratifications densimétriques.
(AIRH - Moscou 1983.