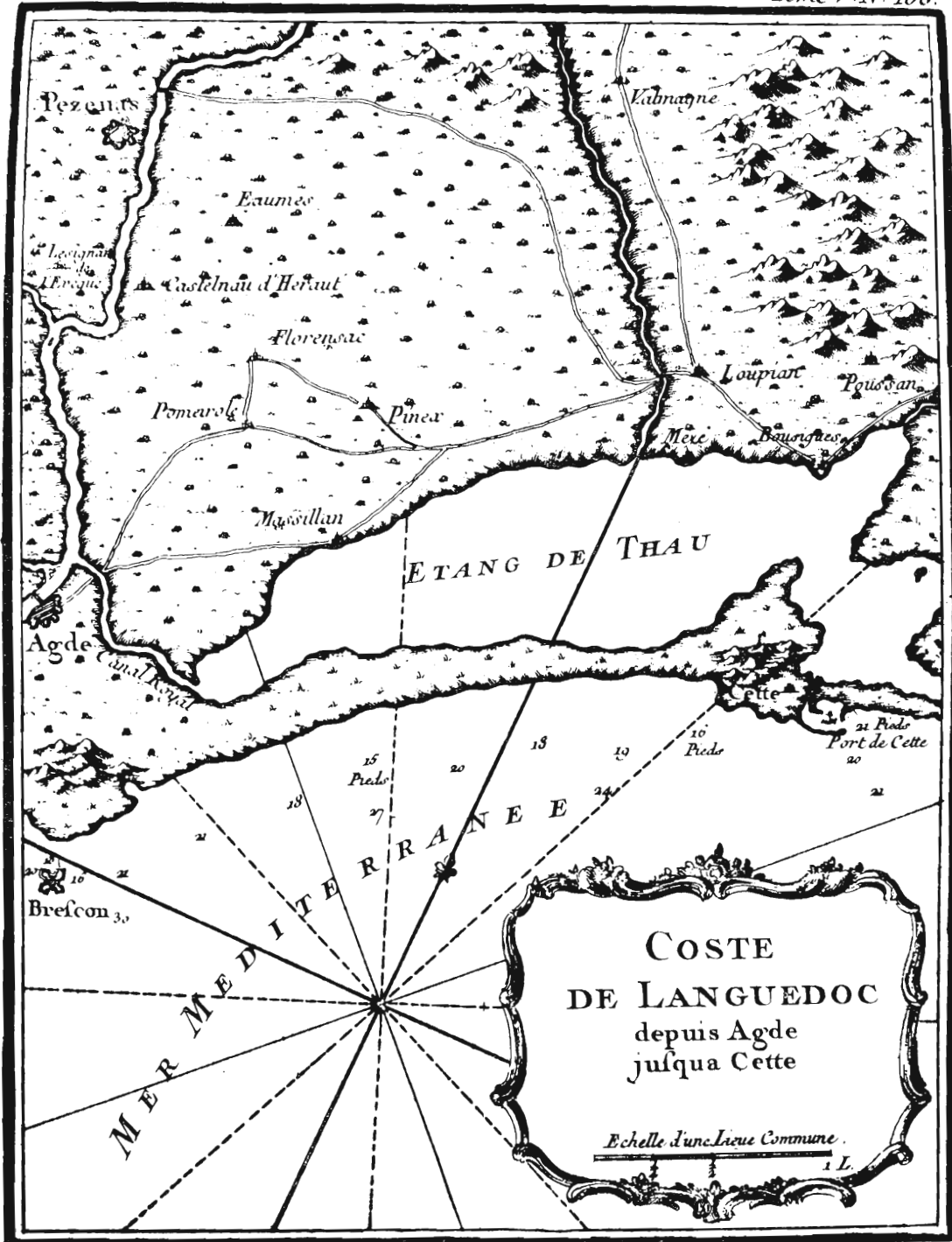


# **LA POLLUTION BACTERIENNE DES EAUX ET DES COQUILLAGES DE L'ETANG DE THAU**

par Yves FAUVEL

---



L'étang de Thau  
(estampe originale. Musée de Sète).

# LA POLLUTION BACTÉRIENNE DES EAUX ET DES COQUILLAGES DE L'ÉTANG DE THAU

## SOMMAIRE

INTRODUCTION .....	9
--------------------	---

### PREMIÈRE PARTIE

#### POLLUTION DES EAUX ET DES COQUILLAGES

CHAPITRE I. - MATERIEL ET METHODES .....	12
<b>I. - Méthodes d'analyses</b> .....	12
<b>II. - Matériel</b> .....	15
<b>III. - Ensemencements</b> .....	17
<b>IV. - Choix des stations</b> .....	17
CHAPITRE II. - LA POLLUTION DES EAUX, VARIATIONS SAISONNIERES .....	19
<b>I. - Extension durant la période estivale</b> .....	20
<b>II. - Extension durant la période hivernale</b> .....	26
CHAPITRE III. - LA POLLUTION DES EAUX, SOURCES ET MECANISMES .....	32
<b>I. - Sources de pollution</b> .....	32
1° <i>Agglomérations humaines</i> .....	32
2° <i>Eaux de ruissellement</i> .....	33
3° <i>Les canaux</i> .....	33
<b>II. - Le mécanisme des contaminations</b> .....	34
1° <i>Contamination par le canal de Sète</i> .....	37
2° <i>Contamination par le canal du Rhône à Sète</i> .....	40
3° <i>Contamination du Grand Etang par les Eaux Blanches</i> .....	42
4° <i>Contamination par le canal du Midi</i> .....	43
5° <i>Contamination par le canal des Salins</i> .....	44
6° <i>La rive continentale du Grand Etang et ses pollutions</i> .....	45

CHAPITRE IV. - LA POLLUTION DES COQUILLAGES .....	55
<b>I. - Pollution des coquillages d'élevage</b> .....	55
<b>II. - Pollution des coquillages de pêche</b> .....	61
Conclusion de la première partie .....	64

## DEUXIÈME PARTIE

### L'EPURATION DES COQUILLAGES

CHAPITRE I. - PRINCIPE ET METHODES .....	66
CHAPITRE II. - LA STATION D'EPURATION DE SETE, SON EQUIPEMENT ET SON FONCTION- NEMENT .....	68
CHAPITRE III. - EMPLOI DU CHLORE ET DE L'OZONE POUR L'EPURATION .....	75
<b>I. - Méthodes d'analyses</b> .....	75
<b>II. - Demande en ozone de l'eau de mer</b> .....	76
<b>III. - Epuration en eau chlorée et ozonée</b> .....	77
<b>IV. - Comparaison des deux systèmes</b> .....	80
CHAPITRE IV. - FACTEURS INFLUENÇANT L'EPURATION .....	82
<b>I. - Variations du taux en O<sub>2</sub> dissous dans une eau contenant des coquillages</b> ..	82
<b>II. - Variations du taux en O<sub>2</sub> suivant les espèces de mollusques immergés</b> .....	83
<b>III. - Influence du taux de concentration des coquillages immergés</b> .....	84
<b>IV. - Variations du taux en O<sub>2</sub> en fonction de la température</b> .....	85
CHAPITRE V. - L'OXYGENATION ARTIFICIELLE DE L'EAU POUR L'EPURATION DES COQUIL- LAGES .....	86
<b>I. - Oxygénation artificielle de l'eau de mer</b> .....	86
<b>II. - Application sur le plan industriel</b> .....	88
CONCLUSION GENERALE .....	92
BIBLIOGRAPHIE .....	94

## INTRODUCTION

L'état sanitaire de l'étang de Thau et des « huîtres de Cette » a maintes fois attiré l'attention. D'après CALVET (1910) c'est en 1875 que fut concédé le premier parc d'élevage d'huîtres, au lieu-dit « Fontaine d'Ambressac ». De 1880 à 1884, sept concessions furent accordées dans les canaux

Hérault — 180 • CETTE, Quai Vauban, Parc aux Huîtres

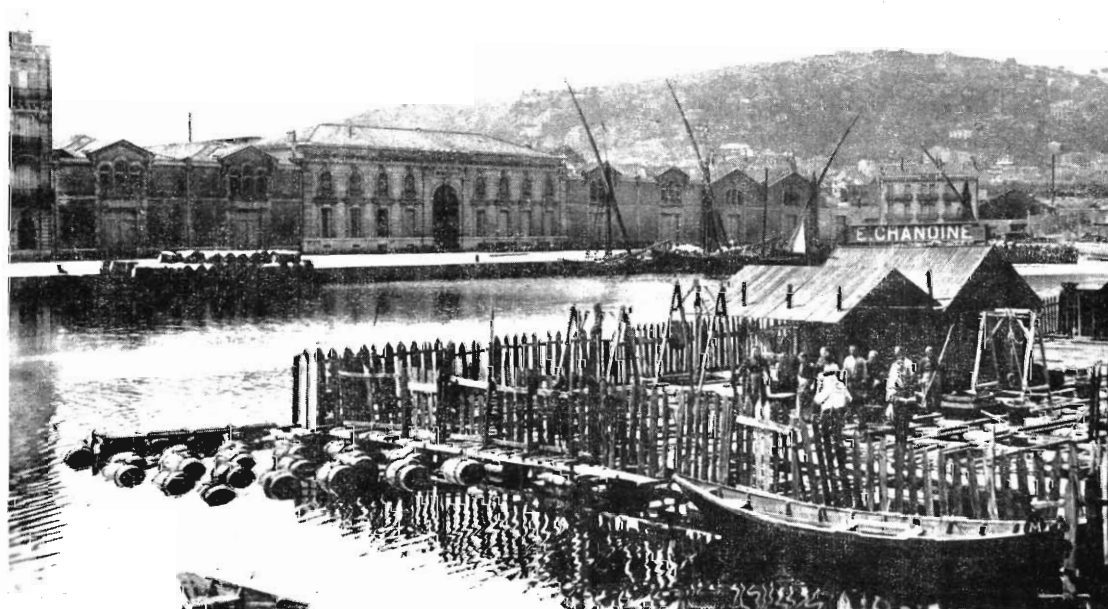


FIG. 1. — Elevage d'huîtres sur parc flottant dans le canal latéral de Sète en 1884.

de Sète (fig. 1). Les conséquences de ces implantations dans les eaux incontestablement polluées ne tardèrent pas à se manifester par des intoxications gastro-intestinales et même par des cas de fièvre typhoïde.

Ainsi, CHANTEMESSE (1896), MOSNY (1897) et MOREAU (1899) considérèrent que plusieurs petites épidémies enregistrées dans différentes régions de France avaient pour cause l'ingestion de coquillages venant de Sète. Mais cette opinion fut discutée et, dès 1897, SABATIER, PETIT et DUCAMP contestèrent la nocivité de ces mollusques ; ils invoquèrent les résultats négatifs de l'examen bactériologique d'huîtres placées pendant 25 jours en face de l'embouchure d'un égout de Sète. Ce furent les nombreux cas de typhoïde signalés entre septembre 1906 et janvier 1907 qui émurent l'opinion et entraînèrent une enquête. Celle-ci, menée par MOSNY et FABRE-DOMERGUE, eut pour conclusion la dépêche ministérielle du 25 janvier 1907 interdisant la stabulation des produits de la pêche dans les canaux de Sète et dans l'étang de Thau, à proximité des centres habités. A la même époque NETTER, dans une communication à l'Académie de Médecine, donnait des preuves irréfutables du danger constitué à Sète par la stabulation en eaux insalubres : 67 cas de typhoïde dont 18 mortels.

Par la suite, mais toujours en 1907, GAUCHER effectuait une série d'analyses sur les huîtres des « anciens parcs » et constatait la présence presque constante de colibacilles sans toutefois trouver le bacille d'EBERTH. Ce n'est qu'en 1913 que GIARD réussit à mettre en évidence l'agent de la typhoïde ainsi d'ailleurs que celui de fréquents empoisonnements alimentaires humains : *Salmonella enteritidis*.

La situation sanitaire de l'étang de Thau continuant à préoccuper les pouvoirs publics, des arrêtés ministériels et préfectoraux limitèrent l'attribution des concessions aux seuls secteurs où les eaux furent reconnues, après analyse, bactériologiquement pures.

Ces différentes mesures sanitaires n'étaient pas établies à l'encontre de produits pêchés dans l'étang, mais à celui, comme le dit CALVET, de « réserves immergées sans aucun souci de salubrité de l'emplacement choisi ». Loin de freiner la conchyliculture dans la région de Sète ces mesures allaient lui ouvrir une importante zone d'extension : l'étang lui-même. Malheureusement, et là encore faute de précautions, cette nouvelle industrie connut dès sa naissance de sérieuses difficultés.

Le 26 juin 1908 un premier établissement d'élevage et de stabulation des huîtres en bassin voyait le jour à proximité de Balaruc-les-Bains tandis que des parcs d'élevage s'installaient au large de Bouziques et dans la crique de l'Angle. Certains de ces établissements disparaissaient dès 1913, mais ce fut surtout le 19 octobre 1922, après enquête sanitaire, qu'une décision interdit toutes les installations d'élevage placées en zones suspectes et ordonna leur transfert dans des eaux suffisamment éloignées des sources de contamination. Ce transfert ne fut total qu'en 1928.

Entre-temps, en 1926, l'Office des Pêches était désigné pour assurer le contrôle des établissements des côtes méditerranéennes. Celui-ci avait été confié jusque-là aux autorités sanitaires départementales, chargées de l'application du décret du 31 juillet 1923, ne visant que la salubrité des huîtres.

Les années suivantes, les élevages d'huîtres et de moules prenaient une extension de plus en plus grande, tout d'abord entre l'embouchure du Joncas près de Bouziques et la pointe de Saint-Félix près de Mèze, puis à partir de 1946 entre Mèze et Marseillan. En 1955, près de 230 hectares étaient exploités, ce qui correspondait à 575 concessions. En 1962, la surface concédée atteignait 234 hectares.

La création des parcs dans les zones saines de l'étang de Thau a, sur le plan de la salubrité, permis d'obtenir une large sécurité pour les coquillages de parc ; mais des problèmes restaient posés : celui de la manipulation et de la livraison des produits d'élevage et celui de la pêche sur les gisements coquilliers naturels. Beaucoup de mollusques en provenance des parcs ou des zones de pêche étaient, pour les besoins de la commercialisation, trop souvent retrempés dans les canaux de Sète ou dans d'autres zones insalubres voisines d'agglomérations. De plus, de nombreux pêcheurs prirent pour habitude d'exploiter les eaux polluées riches en coquillages.

Ce fut pour éviter cette nouvelle source d'épidémie qu'une dépêche ministérielle du 30 décembre 1932 prononça l'interdiction de ramassage des coquillages dans les canaux, avant-ports, darses et bassins des ports méditerranéens. Cette décision ne fut pas appliquée sans difficultés ni protestations et une polémique s'engagea. Des prélèvements et analyses furent faits tout d'abord par TEISSONNIÈRE en 1933 et 1934, puis par LISBONNE en 1935. Ils conclurent tous à la pollution des eaux du port de Sète, ce qui confirmait les résultats obtenus par LEENHARD en novembre 1921.

Dans de telles conditions, une surveillance plus stricte devenait nécessaire. A cet effet, le décret du 20 août 1939 permit à l'Office scientifique et technique des Pêches maritimes d'étendre, à tous les coquillages, le contrôle déjà existant. Depuis ce temps, plusieurs propositions de classement des eaux insalubres ont été faites mais ce n'est qu'en 1945 qu'une décision délimitant les eaux salubres et insalubres dans l'étang de Thau était prise. Cette décision, successivement modifiée et complétée en 1947 et 1951 régit, à l'heure actuelle, la pêche et la conchyliculture dans cet étang et les secteurs voisins.

La tâche que nous a donnée l'Institut des Pêches d'effectuer dans son laboratoire de Sète, à partir de 1955, la recherche systématique des pollutions dans les eaux de l'étang et dans la chair des coquillages, a facilité la surveillance de la salubrité des zones autorisées pour la pêche et l'élevage. Nous avons pu notamment déterminer un périmètre de protection des gisements naturels et des établissements conchylicoles de l'étang de Thau et interdire dans cette zone tout dépôt ou déversement susceptible de nuire à la qualité hygiénique des mollusques qui y vivent. De même, ce contrôle a conduit à interdire l'expédition des produits d'élevage et de pêche lorsque des pollutions accidentelles pouvaient faire craindre la contamination de ces mollusques habituellement salubres.

Pourtant de telles mesures étaient encore insuffisantes pour une protection efficace de la santé publique. L'importance des zones insalubres et leur richesse, leur accès facile, incitaient certains pêcheurs à y travailler clandestinement et parfois même aux yeux de tous. C'est à ce nouveau problème sanitaire certes mais à incidence sociale, que devait s'attaquer l'Institut des Pêches qui lui trouva une solution par la création, en 1962, d'un bassin d'épuration des coquillages implanté à la Pointe-Courte dans un quartier de la ville de Sète voisin de l'étang.

Cette solution ne s'est pas présentée d'elle-même. L'épuration ne s'est révélée efficace qu'après plusieurs années de tâtonnements et de recherches sur les pollutions des eaux et des coquillages de l'étang de Thau. Ce sont ces recherches et leurs résultats qui font l'objet du présent travail, lequel comporte une étude :

- a) des sources de pollution,
- b) de leurs causes,
- c) de leur conséquence sur la conchyliculture,
- d) des moyens propres à les combattre.

## PREMIERE PARTIE

### POLLUTION DES EAUX ET DES COQUILLAGES

#### CHAPITRE I

#### MATÉRIEL ET MÉTHODES

##### I. - Méthodes d'analyses.

Cette étude concerne essentiellement la pollution bactérienne des eaux de l'étang et de ses coquillages, ses origines, le processus de son extension et le moyen de la combattre. Elle ne s'étend pas au dénombrement systématique de différentes espèces de la flore bactérienne susceptibles de s'y trouver.

Nous nous sommes donc naturellement attaché à une recherche limitée à l'un des germes pouvant fournir un bon indice de pollution.

Lorsqu'il y a souillure du milieu marin, on sait que les germes les plus redoutables *Shigella* et *Salmonella* notamment, s'ils existent, sont en très petit nombre et peu résistants. Ils sont accompagnés en revanche d'autres germes fécaux plus aisément mis en évidence. Parmi ces derniers, *Escherichia coli* (ESCHERICH, 1885) est généralement considéré comme fournissant le meilleur test pour dépister et mesurer une contamination fécale (BOURY, 1962). Son importance primordiale a été soulignée par de nombreux auteurs parmi lesquels nous citerons GEVAUDAN, TAMALET et GAY (1957) qui concluent qu'*E. coli* présente des aptitudes de résistance assez comparables à celles de la souche de *Salmonella typhi* et que ces faits confirment qu'*E. coli* est un bon germe - test de souillure fécale. Citons encore BUTTIAUX, ALI ZAMAN et CATSARAS (1962).

Pour ces raisons, nous avons basé notre étude sur les résultats obtenus par dénombrements d'*E. coli*.

Dans une telle recherche de nombreuses méthodes ont été utilisées. Les unes assurent la recherche de la totalité des coliformes, avec identification ultérieure du seul *E. coli*, les autres permettent la numération immédiate de ce dernier. Ces méthodes font toutes appel aux propriétés fermentaires ou biochimiques des organismes recherchés ; MAZIÈRES, en 1963, en a fait un inventaire détaillé.

1° Méthodes basées sur la fermentation du lactose, propriété biochimique importante bien qu'elle ne soit plus caractéristique.

a) *En milieu solide.*

Méthode de CLEGG et SHERWOOD (1947) modifiée par REYNOLDS et WOOD (1955) pour laquelle est employé le milieu solide de Mac Conkey, gélose lactosée aux sels biliaries, avec incubation de 24 h à 44°, le dénombrement étant obtenu par comptage des colonies typiques.

Méthode des membranes filtrantes décrite et appliquée par BUTTIAUX (1953) pour les eaux de consommation, puis recommandée par cet auteur pour le contrôle sanitaire des huîtres. La membrane perméable ayant retenu les germes contenus dans un certain volume d'eau est, dans ce cas, placée sur milieu de Chapman modifié (gélose lactosée, additionnée de triphényl-tétrazolium et de tergitol). Après incubation à 44° on peut obtenir au bout de 12 h une numération du seul *Escherichia coli*.

b) *En milieu liquide.*

Méthode canadienne fondée sur la fermentation du lactose à 37° (lactose-broth) avec subculture des tubes gazogènes sur milieu lactosé et bilié, à la même température. Elle indique suc-



cessivement la présence probable de coliformes et d'*E. coli*. Pour la subculture l'incubation à 44°, plus sélective pour ces derniers, est recommandée.

Méthode de J.W. Bigger sur milieu lactosé bilié à 37° (incubation 24 h) qui peut fournir en 12 h une indication sur la présence probable de coliformes.

Méthode de la Fishmonger's Company (KLEIN, 1916-1924 ; KNOTT, 1951) utilisée particulièrement en Angleterre, qui préconise l'ensemencement sur bouillon de Mac Conkey modifié par l'emploi du milieu lactosé à la bile et au vert brillant. Après incubation à 44°, durant 24 h, les tubes positifs (acide et gaz) sont réputés contenir *E. coli*.

2° Méthodes basées sur la propriété d'*E. coli* de donner de l'indole en milieu peptoné phéniqué.

Méthode de Vincent, préconisant l'ensemencement en eau peptonée phéniquée, avec incubation de 48 h à 41°5. L'addition de solution phéniquée doit être faite de telle façon que la proportion de phénol dans le milieu de culture ne s'écarte pas sensiblement de 0,85 g par litre. Cette condition est indispensable pour inhiber la plupart des germes autres qu'*E. coli* sans gêner le développement de celui-ci (BOURY et BORDE, 1957).

C'est ce dernier procédé que nous avons retenu. Nous savons pourtant que cette méthode a motivé des critiques. C'est ainsi que BRISOU estime qu'elle est cause d'erreurs :

a) par défaut, du fait que certaines souches d'*E. coli* ne sont pas indologènes ;

b) par excès, puisqu'il existe des germes indologènes qui cultivent dans le milieu de Vincent et qui ne sont pas de vrais *E. coli*.

Ceci est vrai, mais d'après nos observations et celles antérieures d'autres auteurs, il apparaît que les erreurs rencontrées en employant les conditions de culture de la méthode de Vincent n'altèrent pas, de façon notable, la signification du résultat. BOURY et BORDE (1957) ont vérifié que 95 % environ des germes indologènes en bouillon phéniqué sont des *E. coli* typiques. La confirmation de ce fait a été obtenue, par isolement de ces germes sur gélose E.M.B. et repiquage des colonies violettes en milieu de Kligler et de Simons d'une part, repiquage en bouillon lactosé-bilié additionné de vert brillant et en eau peptonée pour recherche du pouvoir indologène (test de Mackenzie), d'autre part. Ces résultats ont été confirmés par MAZIÈRES en 1963. Ce pourcentage peut naturellement varier, selon le groupe de résultats que l'on considère et selon la composition de la flore bactérienne.

Les essais comparatifs que nous avons pu faire ont porté sur des échantillons d'eau de mer et de coquillages, traités :

sur bouillon peptoné et phéniqué (incubation 41°5 ± 0°5 durant 48 h) avec repiquage, pour les mollusques, sur le même milieu et à la même température d'incubation durant 24 h (milieu de Vincent),

sur bouillon lactosé ordinaire (BLO) avec incubation de 48 h à 30°, suivie du double repiquage des tubes gazogènes sur bouillon d'eau peptonée ordinaire (BPO) et bouillon lactosé-bilié au vert brillant (BBV) avec incubation à 44° pendant 24 h.

Dans ce deuxième cas, *E. coli* est caractérisé par un test d'Eijkman positif (gaz à 44°) et par la production d'indole à 44° (MACKENZIE, TAYLOR et GILBERT, 1948). Ces réactions, dans près de 95 % des cas, ont fait la preuve de leur sensibilité et de leur spécificité (BUTTIAUX, SAMAILLE et PIERENS, 1956).

Les résultats obtenus sur 40 échantillons (tabl. 1) montrent que c'est seulement dans 7,5 % des cas que les taux obtenus par la deuxième méthode sont supérieurs à ceux donnés par le procédé de Vincent, égaux dans 32,5 % et inférieurs pour 60 %. Cette constatation n'est pas préjudiciable ; l'erreur par excès, si elle est limitée, comme c'est le cas dans le plus grand nombre de résultats, ne peut fausser dangereusement le diagnostic d'un hygiéniste.

D'ailleurs les « fausses réactions » de la colimétrie peuvent aussi se présenter dans d'autres méthodes. BUTTIAUX (1951) signale, par exemple, qu'elles se retrouvent dans les procédés de culture sur bouillon lactosé, où *Bacillaceae* et *Clostridia* prolifèrent dans la zone inférieure des tubes, en donnant du gaz au même titre que les coliformes.

Comme BOURY et BORDE (1957) l'ont indiqué le dénombrement des colonies sur gélose de Mac Conkey est parfois malaisé ou douteux. La caractérisation d'*E. coli* est moins sûre par cette méthode qu'avec celle de la membrane filtrante précédemment indiquée. Cette dernière présente cependant des

inconvenients d'un autre ordre. Si elle est bonne pour des eaux limpides, elle est difficilement applicable pour des eaux chargées de matières en suspension et pour la chair des mollusques, la filtration se faisant mal.

Les essais comparatifs effectués par BOURY et BORDE sur la colimétrie de différents échantillons de coquillages traités simultanément sur bouillon peptoné et phéniqué de Vincent et sur gélose de Mac Conkey ne permettent pas de dire que les résultats de l'une des méthodes sont systématiquement plus élevés que ceux de l'autre.

Nature des échantillons	Essais	<i>E. coli</i> /l		Nature des échantillons	Essais	<i>E. coli</i> /l	
		A	B			A	B
moules	1	150	0	eau de mer	1	0	0
	2	150	0		2	50	50
	3	135	0		3	100	0
	4	6 000	3 600		4	0	0
	5	9 000	6 300		5	100	0
	6	12 000	12 000		6	150	0
	7	30 000	30 000		7	50	0
	8	6 000	3 000		8	400	700
	9	480	300		9	900	850
	10	36 000	27 000		10	6 000	2 000
	11	30 000	30 000		11	3 000	2 000
	12	1 800	1 800		12	10 000	10 000
	13	960	480		13	10 000	5 000
huîtres	1	150	0		14	2 000	1 600
	2	3 000	0		15	2 000	1 600
	3	36 000	39 000		16	200	160
	4	12 000	12 000		17	50	50
	5	12 000	5 400		18	20 000	21 000
	6	6 600	3 000		19	10 000	10 000
	7	600	600		20	50 000	50 000

TABL. 1. — Essais sur le dénombrement d'*E. coli*/litre dans différents échantillons de coquillages et d'eau de mer effectués comparativement avec les méthodes A (VINCENT) et B (B.L.O, B.P.O, B.B.V).

Il est certain cependant que la méthode citée de Clegg et Sherwood présente, comme d'autres, un avantage appréciable sur celle de Vincent quant au délai nécessaire pour l'obtention du résultat. Ce délai est en effet comparativement long pour le procédé de Vincent, à savoir trois jours d'incubation pour les coquillages (culture et repiquage), 48 h pour les eaux, inconvénient qui est surtout ressenti dans le cas où un résultat rapide doit être fourni. Aussi, lorsqu'il est nécessaire, les laboratoires de l'Institut des Pêches utilisent pour une estimation rapide de la teneur en *E. coli* le bouillon lactosé à la bile et au vert brillant incubé à 44°.

Mais dans le cas d'une étude générale entreprise sur un secteur important exigeant le prélèvement quotidien d'un assez grand nombre d'échantillons, nous avons estimé que le procédé de Vincent présentait des avantages en ce qui concerne le matériel nécessaire et les manipulations qui le rendent aisément applicable.

BUTTIAUX, quant à lui, estime que l'emploi de ce milieu, commode lorsqu'on est contraint de faire beaucoup d'analyses dans un laps de temps assez court, assure la conclusion préliminaire, importante en épidémiologie.

En conséquence, tout en mesurant les critiques qui pourraient nous être faites et sans pour autant méconnaître l'intérêt que présentent les différentes autres méthodes, nous avons pensé que ce milieu permettait d'apprécier avec une précision suffisante l'état bactériologique général des eaux et des coquillages dans l'étang de Thau.

## II. - Matériel.

Pour effectuer les prélèvements d'eau destinés à l'étude bactériologique, nous avons mis au point un appareillage simple permettant des prises à différentes profondeurs tout en évitant l'entrée d'eau des couches intermédiaires pendant sa remontée. Ce système convient bien à l'étude du milieu étudié qui exige de nombreux échantillonnages et, pour chaque opération, un récipient stérile. Cet appareil (fig. 2) est constitué par :

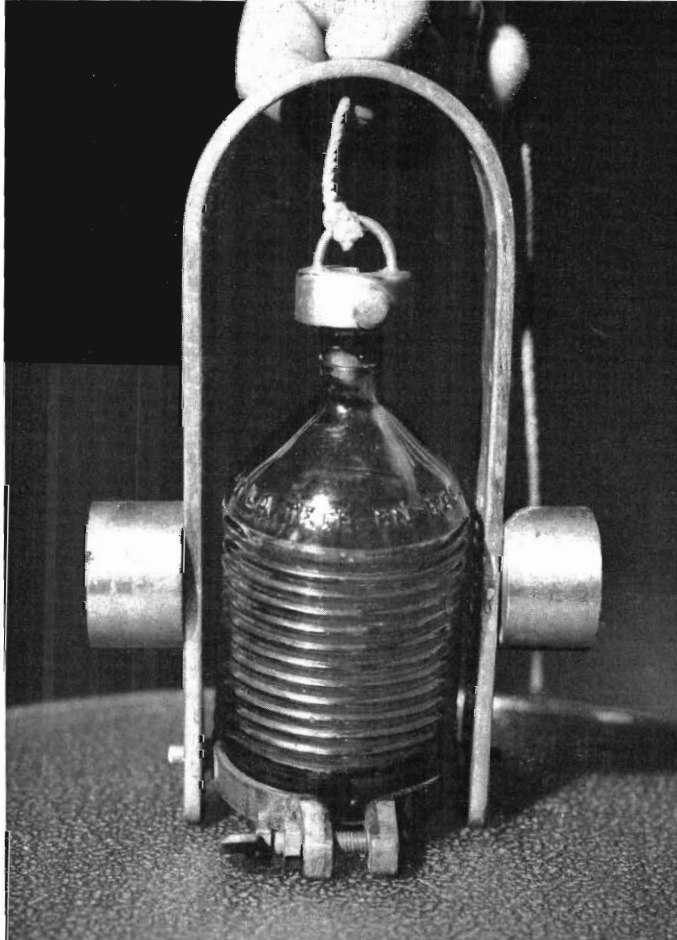


FIG. 2. — Appareil pour prélèvements d'eau, en vue d'analyses bactériologiques.

a) un étrier de 20 cm de haut, fait d'une bande de laiton recourbée (largeur 2 cm, épaisseur 0,4 cm); la partie courbe, ou supérieure, de l'étrier est percée d'un trou de 6 à 7 mm de diamètre par où passe le câble de suspension muni à son extrémité, entre les branches de l'étrier, d'une bague en cuivre portant une vis de serrage ;

b) un collier tournant autour d'un axe (support du flacon) monté sur tourillons et placé au bas de l'étrier, entre ses branches ;

c) à l'extérieur, de chaque côté au bas de l'étrier, des goujons filetés solidaires de celui-ci, susceptibles de recevoir des poids de lestage ;

d) un messageur de type courant pesant 1 kg ;

e) un flacon de 250 ml à goulot étroit (diamètre intérieur 1 cm) avec, à l'intérieur, une bille de caoutchouc durci qui doit, au moment du renversement du flacon, en obturer l'ouverture.

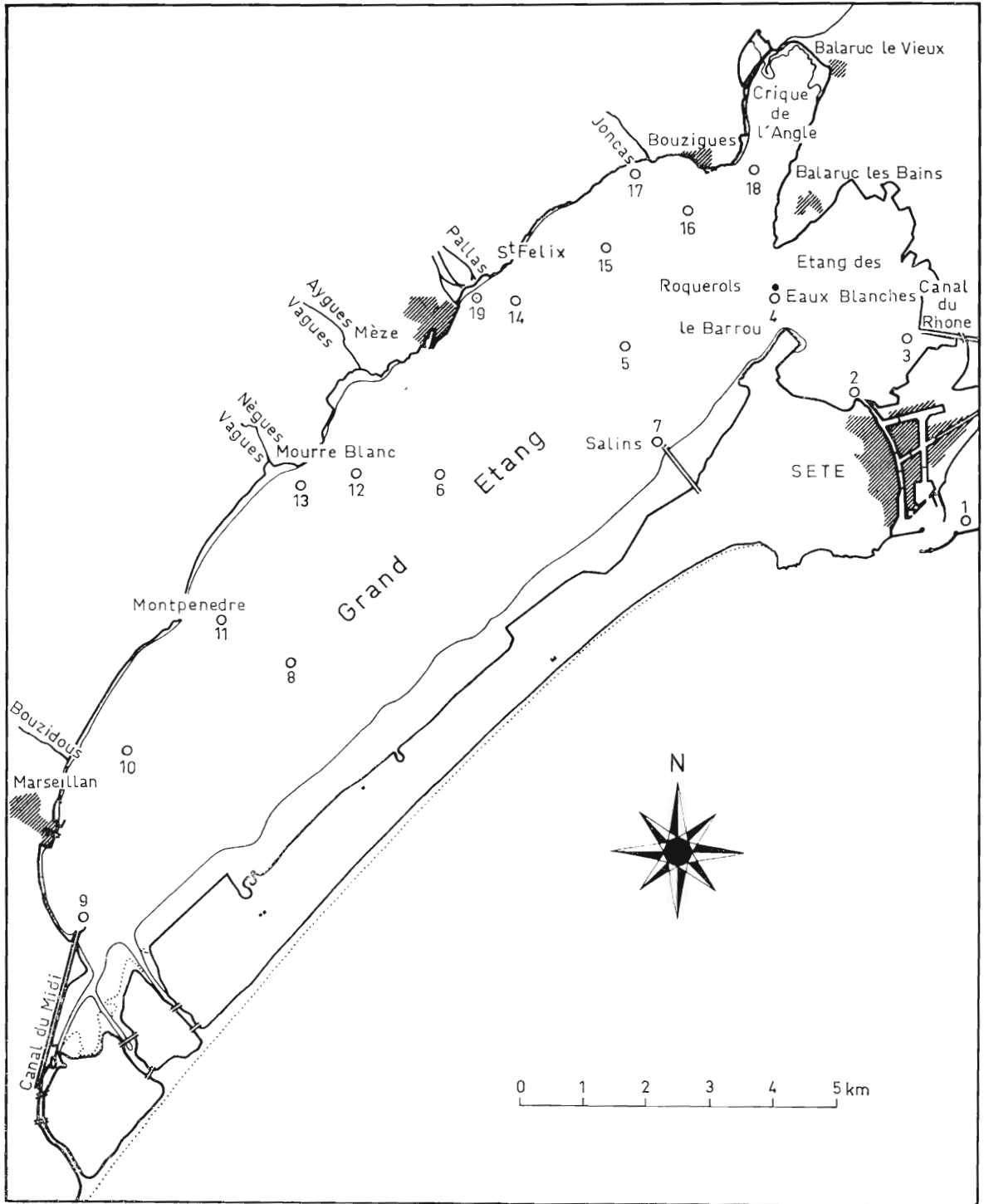


FIG. 3. — Etang de Thau. Carte des stations.

L'utilisation de cet appareil se fait de la manière suivante. Sur le lieu du prélèvement le flacon stérile, bouché, est introduit entre les branches de l'étrier, sa base étant fortement bloquée dans le collier mobile. La bague en cuivre située à l'extrémité du câble de suspension est amenée sur le bouchon du flacon et l'enserme fortement grâce à la vis de serrage.

Si le prélèvement a lieu en surface on n'a pas à utiliser les masses. En revanche, pour les prises profondes, on visse ces masses aux goujons ; elles peuvent être de poids différents selon le niveau.

L'appareil est ainsi prêt à fonctionner et il suffit de l'immerger lentement au moyen du câble de suspension. Lorsqu'il se trouve à la profondeur voulue, on largue le messenger qui, glissant le long du câble, va frapper le haut de l'étrier. Ce choc entraîne par contre-coup le débouchage du flacon et l'appareil reste suspendu grâce à la bague de cuivre enserrant le bouchon, laquelle va buter contre la paroi supérieure interne de l'étrier. Le flacon ainsi ouvert se remplit lentement en oscillant autour de l'axe du collier monté sur tourillons. Le jeu de ces derniers dans leur logement doit être minime car un mouvement d'amplitude trop grande gênerait le remplissage. Quelques instants plus tard, le flacon suffisamment rempli bascule ; il se met en position verticale, le goulot dirigé vers le bas et la bille de caoutchouc se place d'elle-même sur l'orifice qu'elle obture. Pour la remontée de l'appareil, on évitera les à-coups qui pourraient déplacer la bille, celle-ci ne se maintenant sur l'orifice que par son propre poids, relativement faible. C'est elle qui, durant la remontée, rend le flacon étanche. Sorti de l'eau, celui-ci est remis dans sa position normale et fermé avec un bouchon stérile. Après chaque opération, on doit passer à la flamme l'étrier et ses annexes métalliques qui seront ainsi rapidement stérilisés.

Les prélèvements d'eau placés en flacons stériles sont conservés à bord de l'embarcation en boîtes isothermes à une température de + 5°. Lesensemencements sont effectués dans les 6 heures qui suivent l'échantillonnage.

### III. - Ensemencements.

Pour l'ensemencement, c'est la méthode couramment utilisée à l'Institut des Pêches qui a été appliquée, soit 2 séries d'ensemencement de 5 tubes chacune, le volume du liquide soumis à l'examen étant pour la seconde série de 1/10<sup>e</sup> de celui de la première.

Selon les lieux étudiés, les quantités ensemencées pour les deux séries de 5 tubes considérées varient. Celles habituellement employées sont de 20 et 2 ml (4 et 0,4 ml par tube), 5 et 0,5 ml (1 et 0,1 ml par tube) pour les secteurs suspects, 2 et 0,2 ml (0,4 et 0,04 ml par tube) pour les eaux présumées particulièrement contaminées.

Il est entendu que les liquides d'ensemencement sont additionnés, lorsqu'il s'agit d'un très faible volume, d'un volume convenable d'eau salée stérile (eau salée à 10 g par litre) afin que la composition du milieu mis en incubation ne soit pas modifiée. Pour cette même raison lorsque le milieu de culture subit une dilution importante du fait d'un ensemencement de liquide supérieur, 20 ml par exemple, il est employé un milieu peptoné phéniqué concentré non salé.

Pour les coquillages, la partie analysée correspond au corps broyé des mollusques additionné de deux fois son volume d'eau salée stérile, les conditions d'ensemencement décrites précédemment étant appliquées. L'incubation est de 48 h à 41°5 mais un repiquage est pratiqué sur même milieu au bout de ce laps de temps, suivi d'une nouvelle incubation de 24 h à la même température.

Dans les deux cas on procède au dénombrement par comptage des tubes indole positifs, l'estimation en *E. coli* étant donnée par les tables de dénombrement mathématique établies par BOURY (1957), affectée du coefficient trois pour les analyses de mollusques.

En outre, la mesure de la température et de la salinité des eaux a été effectuée pour chaque prélèvement. La température a été observée à l'aide de thermomètres à renversement Negretti-Zambra et Richter-Wiese montés sur bouteilles Mécaboliér. La salinité totale a été obtenue par la méthode de Mohr : titrage de 5 ml d'eau avec une solution de 13,69 g de AgNO<sub>3</sub> par litre d'eau distillée.

### IV. - Choix des stations.

Outre une station témoin en mer, les stations de prélèvement intéressent l'ensemble de l'étang de Thau (fig. 3), c'est-à-dire sa partie occidentale ou Grand Etang et sa partie orientale ou étang des

Eaux Blanches (1). Elles sont au nombre de 19 et se répartissent ainsi :

- n° 1, station témoin en mer à la sortie est du port de Sète ;
- n° 2, 3 et 4, étang des Eaux Blanches ;
- n° 5 à 19, Grand Étang.

Pour les stations en secteur côtier ou sur des fonds n'excédant pas 3 m, les prélèvements ont été faits à mi-profondeur (stations 3, 7, 9, 10, 11, 13, 19, 17, 18).

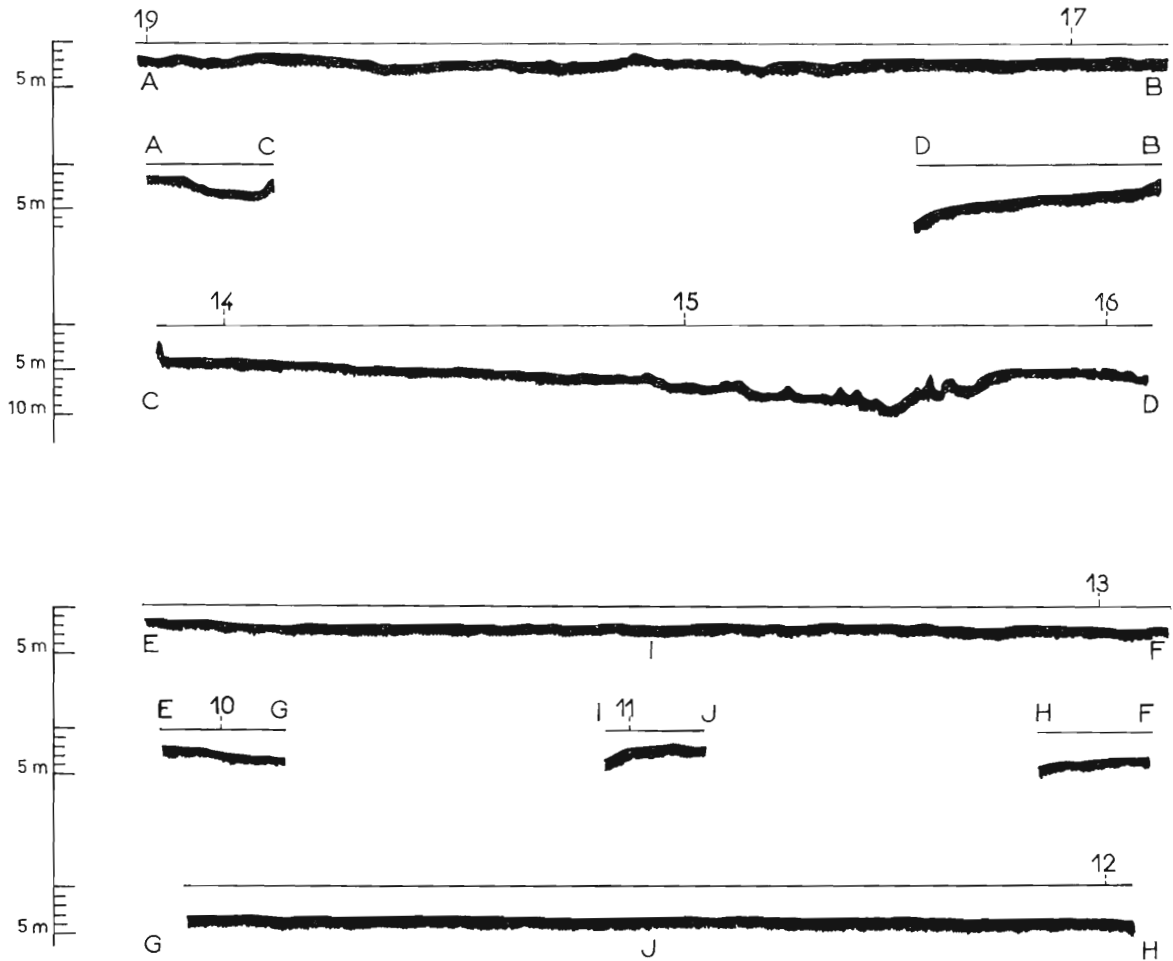


FIG. 4. — Relevé des fonds sur la zone d'élevage de l'étang de Thau, avec emplacement des stations de prélèvements : parallèlement au rivage, AB à terre, CD au large entre Méze et Bouzigues; EF à terre, GH au large entre Marseillan et Méze; perpendiculairement au rivage AC et BD, EG, IJ, FH.

Pour celles qui sont situées plus au large, en zone intermédiaire ou dans le secteur central, il a paru nécessaire de faire des prélèvements à 50 cm au-dessous du niveau de l'eau et à 50 cm au-dessus du fond, afin de permettre l'étude des eaux de surface et celle des eaux de fond, dont la pollution peut être différente.

Le choix de ces stations a été fait en prenant en considération l'orientation de la circulation des eaux, susceptible d'étendre la pollution dans l'étang à partir des zones de rejet. Il a été en outre

(1) La partie orientale de l'étang de Thau située à l'est du rocher de Roquerols est nommée « étang des Eaux Blanches ». Cette dénomination ne doit pas prêter à confusion avec la zone marécageuse située à l'est de la ligne de chemin de fer Sète-Frontignan, d'ailleurs séparée de l'étang de Thau, qui figure sur certaines cartes sous ce même nom.

déterminé par l'intérêt que présente le secteur nord du Grand Etang (rive continentale); en effet, il semblait pertinent de suivre plus particulièrement le taux de contamination et ses variations dans les zones où existent les parcs d'élevage de moules et d'huîtres. Cette zone qui débute tout le long de la côte par des profondeurs voisines de 2 m, s'étend plus ou moins loin vers le large suivant les secteurs, en des profondeurs d'importance variable (2 à 6 m).

Au moyen du sondeur Atlas-Werke Monograph 58 qui équipe la vedette « Ostrea » de l'Institut des Pêches, un relevé des fonds des limites nord et sud de cette zone d'exploitation a été effectué de Bouzigues à Marseillan parallèlement et perpendiculairement au rivage, ceci afin de connaître plus précisément les différences de hauteur d'eau et les surfaces exploitées dans chaque secteur pour orienter la répartition et dans certains cas le groupage de nos stations (fig. 4).

Les stations centrales 5, 6 et 8 ont été choisies pour fixer dans quelles conditions particulières, selon quelle intensité et quelle fréquence les lieux apparemment les plus éloignés des causes de contamination peuvent leur être éventuellement soumis.

Il a paru également utile d'établir des stations à proximité de ce qui pouvait apparaître comme des sources plus ou moins significatives de pollutions tout près des rives : station 7 à l'exutoire du canal des Salins sur la rive sud, station 9 au débouché du canal du Midi, stations 19 et 18 soumises à l'action irrégulière des rus du Sesquier, du Pallas et de la Vène.

Bien qu'il ne comporte pas d'installations conchylicoles, l'étang des Eaux Blanches a été lui aussi étudié pour connaître et mesurer l'intensité et la fréquence de contamination dont il peut être l'objet et qu'il peut transmettre au Grand Etang par les courants et les échanges d'eau.

## CHAPITRE II

### LA POLLUTION DES EAUX, VARIATIONS SAISONNIÈRES

Afin de faire apparaître le schéma général des variations des pollutions et leur répartition, nos observations, portant sur 945 prélèvements, ont été groupées en deux périodes : été et hiver. La première se situe de fin avril à début octobre, la seconde de novembre à fin mars.

Cette délimitation des saisons est très voisine de celle qu'AUDOUIN (1962) a mise en évidence dans son cycle hydrologique annuel : époque de type hivernal allant de novembre à mars, époque de type estival de mai à septembre. Elle est basée essentiellement sur les caractéristiques particulières que présentent, pour chaque période :

la température des eaux observée comparativement dans le Grand Etang et dans celui des Eaux Blanches,

l'ampleur des variations de l'écart thermique existant entre surface et fond dans ces deux parties de l'étang de Thau.

Ces caractéristiques se résument ainsi qu'il suit.

a) *Période hivernale*, au cours de laquelle la température moyenne des eaux de l'étang est inférieure à 13°. Les eaux du fond ont une température inférieure à celle des eaux de surface, les écarts thermiques entre surface et fond sont plus accentués dans les Eaux Blanches que dans le Grand Etang où les eaux sont plus froides.

b) *Période estivale*, au cours de laquelle la température moyenne des eaux de l'étang est supérieure à 13°. La différence entre la température du fond plus basse et la température de surface est encore plus marquée qu'en hiver. Les écarts thermiques toujours plus accentués entre surface et fond dans les Eaux Blanches par rapport au Grand Etang sont plus importants durant cette saison.

Il s'agit donc d'une délimitation de saisons « hydrologiques » plutôt qu'« atmosphériques » les époques de transition, d'ailleurs très réduites dans le temps, étant laissées de côté.

L'examen des données ainsi rassemblées (tabl. 2) permet de préciser l'extension géographique des pollutions et leurs variations saisonnières, d'après leur densité moyenne exprimée en *E. coli* par litre, obtenue en été et en hiver d'avril 1960 à mars 1962.

Stations	Eté 1960		Hiver 1960/61		Eté 1961		Hiver 1961/62	
	N	Fréq.	N	Fréq.	N	Fréq.	N	Fréq.
1 S	102	40	575	50	260	60	25	40
F	90	30	419	50	32	20	25	40
2 S	665	69	2 413	88	1 225	50	650	83
F	1 219	92	2 700	75	1 688	88	1 900	67
3 I	150	69	719	62	59	43	918	50
4 S	48	46	413	63	63	50	25	33
F	99	62	231	50	96	38	117	50
5 S	3	7	6	12	68	57	0	0
F	6	15	13	12	21	29	20	20
6 S	0	0	0	0	14	14	0	0
F	3	7	0	0	21	14	0	0
7 I	7	15	20	12	7	14	0	0
8 S	0	0	0	0	11	14	0	0
F	6	15	0	0	7	14	0	0
9 I	9	23	44	25	23	14	30	20
10 I	54	54	0	0	79	57	0	0
11 I	43	46	0	0	50	29	10	20
12 S	38	38	26	25	23	14	0	0
F	28	31	6	12	30	29	0	0
13 I	51	46	33	25	107	57	20	40
14 S	45	38	6	12	14	14	0	0
F	25	23	0	0	50	29	20	20
15 S	31	31	6	0	57	43	20	40
F	31	23	12	0	21	29	10	20
16 S	29	15	26	6	29	29	0	0
F	44	38	25	12	110	57	10	20
17 I	72	38	6	12	86	57	10	20
18 I	35	46	0	0	38	57	0	0
19 I	55	54	31	37	43	57	0	0

TABLE. 2. — Densité moyenne en *E. coli*/l et fréquence % de contamination observées dans les eaux de l'étang de Thau, par station, aux différentes saisons. N = nombre moyen d'*E. coli*/l. Fréq. = fréquence des contaminations établie d'après le nombre d'analyses positives. S = prélèvement en surface. F = prélèvement au fond. I = prélèvement à mi-hauteur dans les zones peu profondes.

### I. - Extension des pollutions durant la période estivale de 1960 et 1961.

Durant l'été (fig. 5 à 8) la situation des pollutions n'est pas la même dans la partie orientale de l'étang de Thau que dans ses parties centrale et occidentale.

*Partie orientale ou étang des Eaux Blanches.* Ce secteur est diversement pollué. La pollution est relativement faible à la station 4, près de Roquerols (en surface 50 à 65 *E. coli*, au fond 95 à 100). A la station 3, près du canal de Sète au Rhône, elle est plus forte (60 à 150 *E. coli*). Mais c'est à la station 2, à la sortie du canal maritime de Sète, qu'elle est importante (surface 665 à 1 225 *E. coli*, fond 1 220 à 1 690 *E. coli*/l).

La densité moindre des pollutions, en surface par rapport au fond en période estivale, semble être un phénomène caractéristique de cette partie de l'étang. Nous essaierons d'en déterminer les causes.

*Parties occidentale et centrale (Grand Etang).* L'examen des moyennes de contamination des étés 1960 et 1961 a rendu possible la division du Grand Etang en plusieurs zones selon l'intensité de la contamination moyenne rencontrée :



A	zone de pollution	pratiquement nulle	.....	0 à 20	<i>E. coli</i> /l
B	»	très faible à faible	.....	20 » 40	»
C	»	faible à moyenne	.....	40 » 80	»
D	»	moyenne à assez forte	.....	80 » 160	»

La première zone, pratiquement exempte de contamination, se situe le long de la côte sud d'où elle s'étend plus ou moins vers le centre. On y rencontre en général des pollutions très faibles (moyenne inférieure à 20 *E. coli*/l) ou inexistantes, sauf au voisinage du canal du Midi où elles n'atteignent cependant pas une densité moyenne élevée (25 *E. coli*/l).

Le long de la côte nord, en revanche, l'intensité des pollutions est moyenne et même assez forte, en particulier dans le secteur de Bouzigues, la pointe des Amoutous et la région de Marseillan (80 à 105 *E. coli*/l). Cette zone, qui ne dépasse pas l'alignement Mèze-canal du Midi dans le secteur occidental, s'étend parfois à tout le secteur oriental, exception faite de la crique de l'Angle.

Entre la zone sud de pollution pratiquement nulle et la zone nord de contamination moyenne à forte, apparaît un secteur intermédiaire de faible pollution (20 à 40 *E. coli*/l) dont le tracé se modifie surtout dans sa partie orientale en fonction de l'influence plus ou moins grande des sources de contamination issues de la rive nord ou de l'étang des Eaux Blanches.

D'une année à l'autre ce schéma est respecté dans son ensemble. Toutefois on enregistre des variations annuelles. Nous en apportons l'exemple par l'examen successif de l'intensité des contaminations durant les étés 1960 et 1961.

### 1) Été 1960.

Durant cette période (fig. 5), la zone pratiquement non polluée du Grand Etang est relativement étendue puisqu'elle va, au nord, de la station 5 à la hauteur du rocher de Roquerols. Les moyennes sont de 0 à 5 *E. coli*/l en surface, de 5 à 10 près du fond, ces derniers chiffres étant également valables pour la zone côtière au voisinage du canal du Midi.

La zone intermédiaire, faiblement polluée, dessine une bande étroite parallèle au secteur côtier du nord-ouest. D'une contamination faible, de 20 à 40 *E. coli*/l, elle occupe une surface continue jusqu'à l'intérieur de la crique de l'Angle. Toutefois, en profondeur, cette crique est isolée par une extension de la zone à contamination plus élevée.

Cette dernière, qui correspond à la zone de pollution faible à moyenne définie plus haut, se situe en surface tout le long du littoral de Bouzigues à Marseillan sur une largeur d'environ 1 km sauf dans les parages de Mèze où elle se rétrécit sensiblement. Les moyennes s'établissent entre 45 et 55 *E. coli*/l.

Près du fond, elle est moins large autour de Mèze entre les Amoutous et la pointe St-Félix, elle est plus étendue dans la partie orientale. Isolant le secteur de faible pollution de la crique de l'Angle, elle s'insère entre les eaux faiblement contaminées de la partie centrale du Grand Etang et celles assez fortement polluées de l'étang des Eaux Blanches.

Les parages immédiats de Bouzigues se signalent par une pollution plus forte, voisine de 70 *E. coli*/l.

Dans l'étang des Eaux Blanches, en 1960, la contamination de surface est faible à la station 4 et forte à la station 2. En profondeur les valeurs moyennes respectivement obtenues en ces deux points sont deux fois plus importantes, ce qui illustre l'observation générale déjà faite sur l'influence des pollutions dans ce secteur, laquelle est beaucoup plus marquée au fond qu'en surface.

Les abords du canal de Sète au Rhône sont assez fortement contaminés (moyenne 150 *E. coli*/l).

L'examen des fréquences (fig. 6) qui donnent pour chaque station le pourcentage de résultats positifs obtenu sur l'ensemble des observations effectuées, complète celui des moyennes. Dans l'étang des Eaux Blanches elles sont inférieures en surface par rapport au fond, dans l'ensemble, et plus particulièrement élevées aux abords de l'agglomération sétoise (70 % en surface et 92 % au fond) alors qu'à la station 4 elles ne sont que de 46 % en surface et de 61 % près du fond.

Dans le Grand Etang cette fréquence de contamination évolue de façon dégressive de la zone côtière nord, où elle est comprise entre 38 et 53 %, aux zones centrale et sud, où elle est souvent nulle en surface et de toute manière jamais supérieure à 15 %. Dans la zone intermédiaire les valeurs sont comprises entre 20 et 40 %.

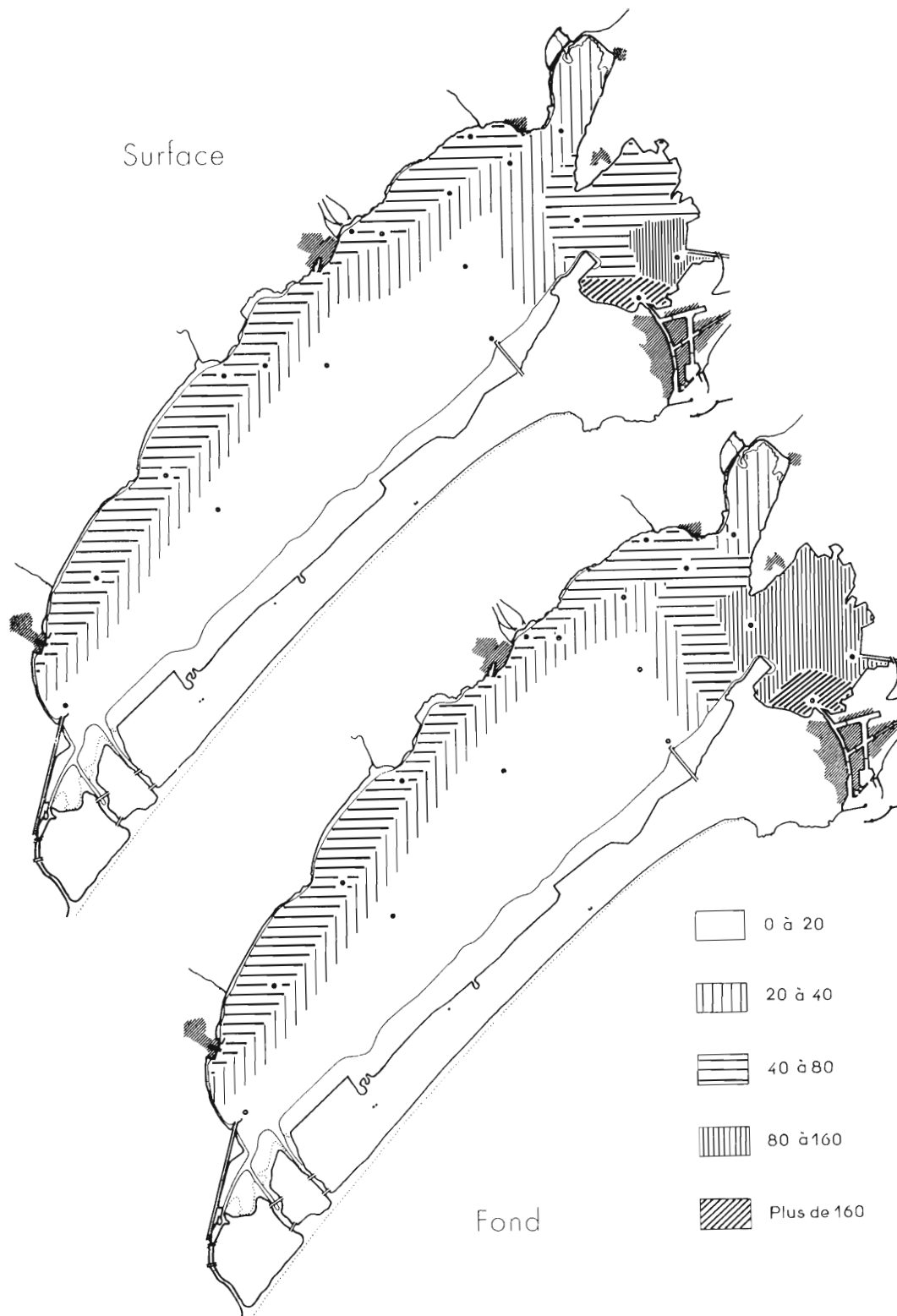


FIG. 5. — Répartition de la contamination dans les eaux de l'étang de Thau, en fonction de la densité moyenne en *E. coli*/l. Surface et fond, été 1960.

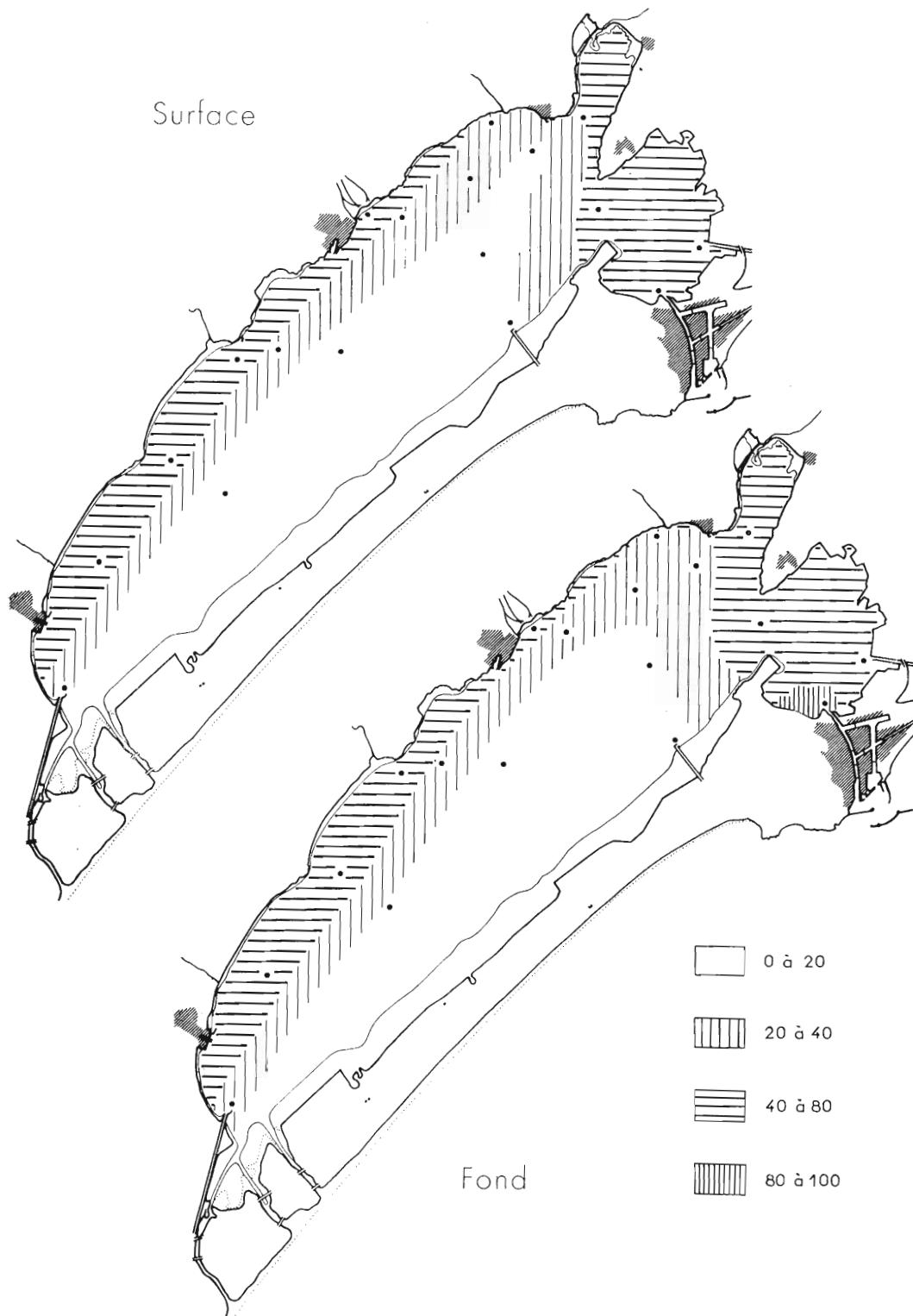


FIG. 6. — Répartition de la contamination dans les eaux de l'étang de Thau, en fonction de la fréquence de pollution. Surface et fond, été 1960.

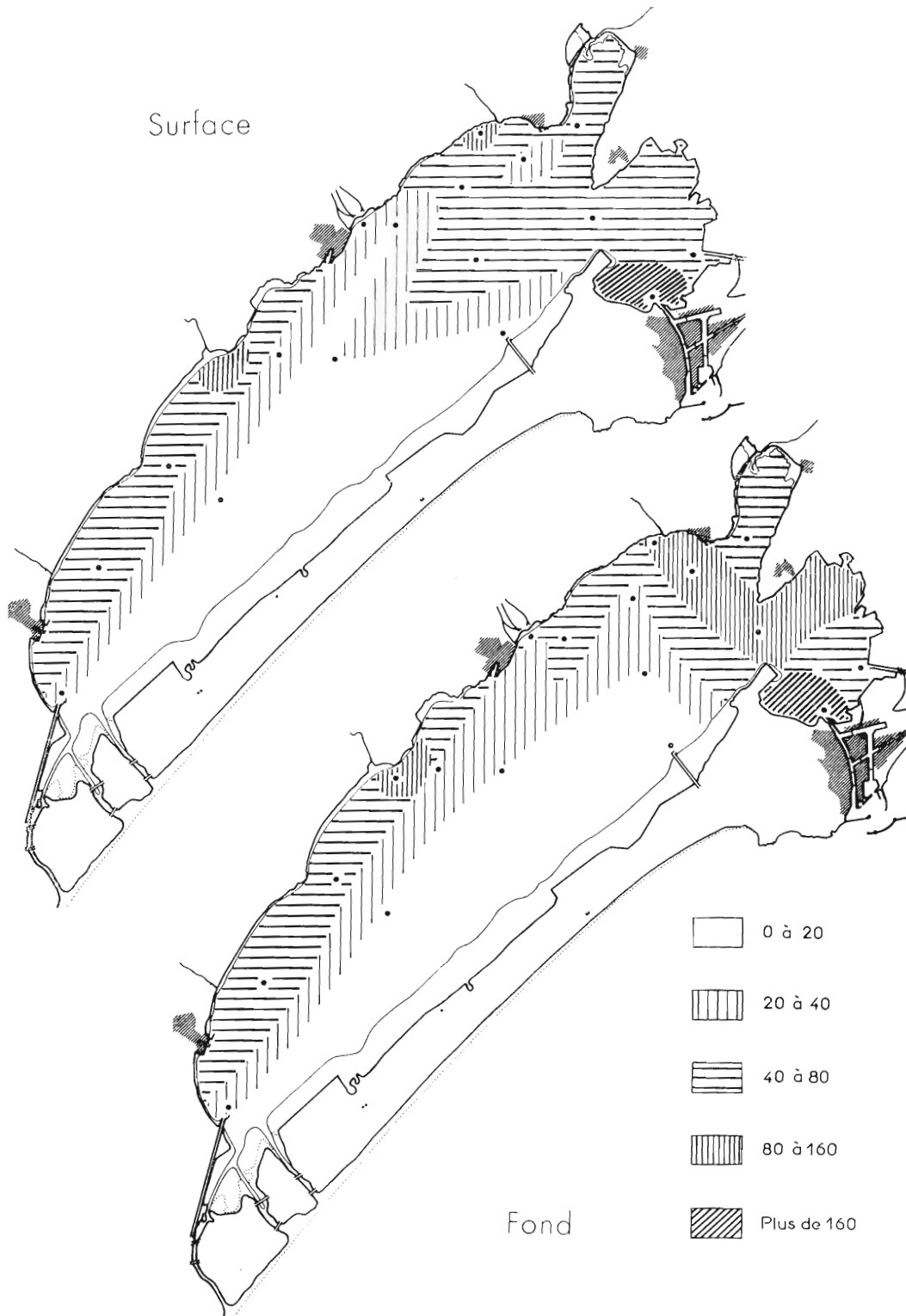


FIG. 7. — Répartition de la contamination dans les eaux de l'étang de Thau, en fonction de la densité moyenne en *E. coli*/l. Surface et fond, été 1961.

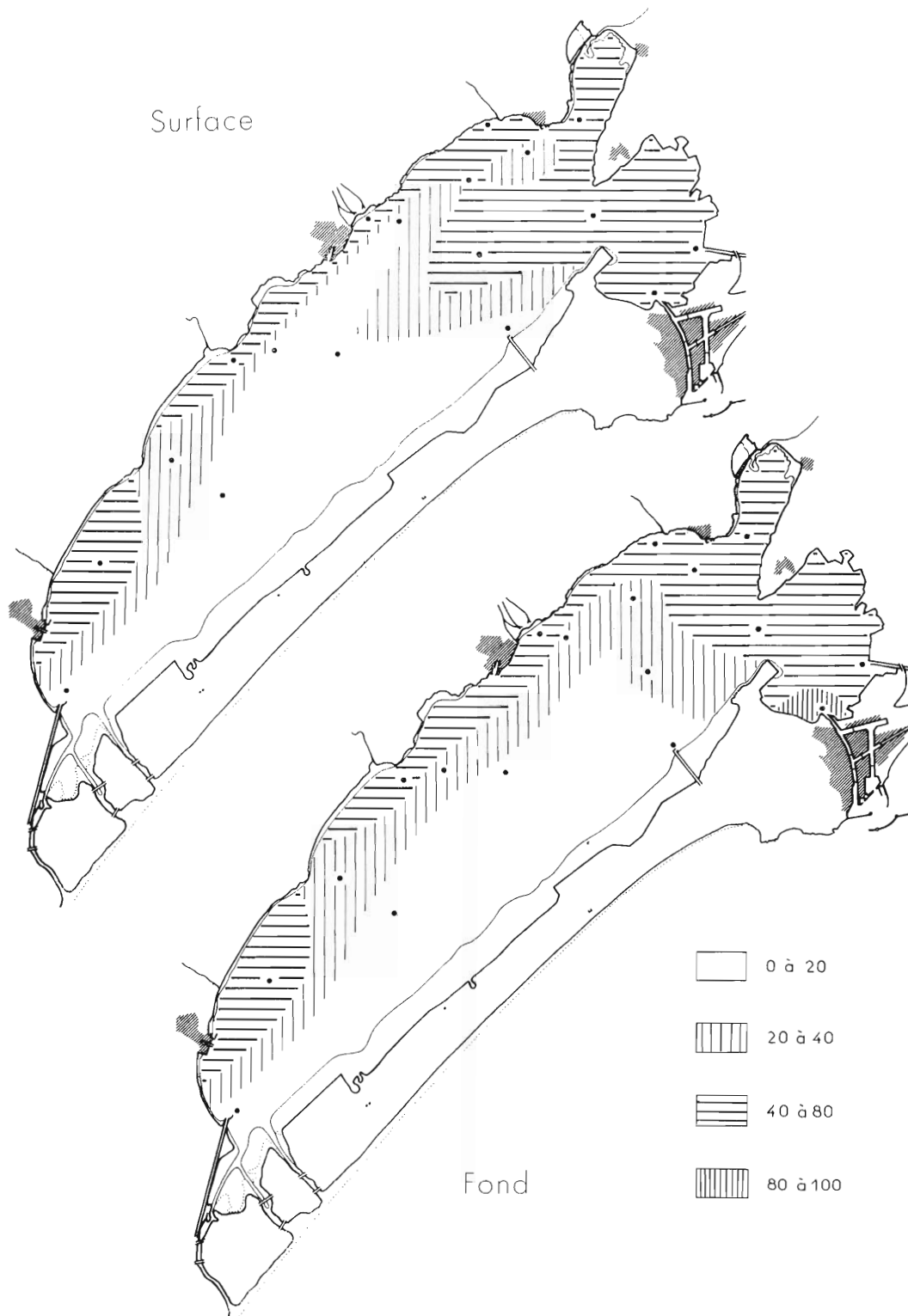


FIG. 8. — Répartition de la contamination dans les eaux de l'étang de Thau, en fonction de la fréquence de pollution. Surface et fond, été 1961.

## 2) Eté 1961.

L'étang des Eaux Blanches présente une intensité moyenne des pollutions plus élevée qu'en 1960 aux stations 2 et 4 (fig. 7). Cette différence est plus marquée en surface qu'au fond :

station 2 :	665 <i>E. coli</i> /l en surface en 1960		contre 1 225 en 1961
	1 220 » au fond	»	1 690 »
station 4 :	50 » en surface	»	65 »
	100 » au fond	»	95 »

Le débouché du canal du Rhône à Sète est en revanche moins contaminé (60 *E. coli*/l contre 150 en 1960).

Dans le Grand Etang la zone non polluée est plus limitée au fond qu'en surface.

Par contre, la zone côtière nord, aux pollutions moyennes plus fortes qu'en 1960, s'étend légèrement plus au large dans le secteur Marseillan-Mèze. Elle s'agrandit plus nettement encore au nord-est de la ligne pointe du Barrou-Mèze de telle façon qu'elle contribue à la formation d'une zone uniforme de pollution moyenne en surface et moyenne à forte au fond. Elle coupe ainsi toute la partie orientale de l'étang laquelle est soumise d'autre part à l'influence contaminatrice des eaux issues de l'étang des Eaux Blanches (à l'exception de la station 16 en surface).

A l'intérieur de la zone côtière ce ne sont pas seulement les parages du port de Bouzigues qui sont plus fortement pollués (85 *E. coli*/l) comme en 1960, mais encore le secteur riverain, de la pointe des Amoutous au Mourre Blanc, qui se signale par une contamination moyenne voisine de 105 *E. coli*/l.

La zone intermédiaire occupe à peu près la même situation qu'en 1960 dans la partie occidentale de Marseillan à Mèze, mais non dans la partie orientale soumise à des pollutions plus élevées.

Dans le Grand Etang les pourcentages obtenus en 1961 à chaque station font apparaître, par rapport à 1960, non seulement une augmentation en valeur mais encore une extension des secteurs à fréquences moyennes plus élevées (fig. 8).

Dans l'étang des Eaux Blanches, au contraire, les contaminations ont une fréquence plus faible qu'en 1960 ce qui, étant donné les valeurs élevées obtenues dans le calcul de leurs moyennes, dénote des apports de pollution plus forts mais moins nombreux.

## II. - Extension des pollutions pendant la période hivernale.

D'une manière générale la topographie des pollutions en hiver (fig. 9 à 12) est différente de celle de l'été.

Dans l'étang des Eaux Blanches les pollutions sont très fortes aux abords de l'agglomération sétoise et du canal du Rhône à Sète. Elles s'atténuent mais demeurent généralement assez fortes au niveau du rocher de Roquerols.

Dans les parties centrale et occidentale du Grand Etang la contamination est faible ou inexistante, cependant elle peut atteindre un taux moyen (45 *E. coli*/l) au débouché du canal du Midi.

Comme en été, on note des différences d'une année à l'autre et plus particulièrement dans l'étang des Eaux Blanches.

### 1) Hiver 1960-61.

En cette saison (fig. 9) l'étang des Eaux Blanches dans son entier est pollué :

en surface .....	2 410 <i>E. coli</i> /l		au débouché du canal de Sète (station 2)
	720 »		près du canal du Rhône à Sète (station 3)
	410 »		au rocher de Roquerols (station 4)
au fond .....	2 700 »		à la station 2
	720 »		» 3
	230 »		» 4

La contamination la plus forte reste localisée près de l'agglomération sétoise.

Le Grand Etang est très sensiblement moins pollué qu'en été sauf au voisinage immédiat des débouchés du canal du Midi et des Salins (stations 9 et 7) et d'un secteur côtier de part et d'autre de Mèze.

Si l'on reprend les divisions données pour l'été on aboutit à une simplification :

A	zone de pollution pratiquement nulle :	0 à 20 <i>E. coli</i> /l
B	» » très faible à faible :	20 » 40 »
C	» » faible à moyenne :	40 » 80 »

La zone A, à pollution pratiquement nulle, est de loin la plus développée; elle couvre la presque totalité du Grand Etang et atteint le littoral entre la crique de l'Angle et la pointe St-Félix ainsi qu'entre le Mourre Blanc et Marseillan (moyennes 0 à 5 en surface, 0 à 15 au fond).

La zone B se divise en deux branches, l'une au débouché des Eaux Blanches (moyenne 20 à 25 *E. coli*/l en surface et au fond) légèrement plus étendue vers le nord en surface où elle englobe la station 16, l'autre limitée à la zone côtière entre la pointe St-Félix et le Mourre Blanc (moyenne 25 à 35 *E. coli*/l) qui, comme la précédente, s'élargit davantage en surface qu'au fond.

La zone C, peu étendue, est strictement localisée dans la partie sud-ouest au voisinage du canal du midi (moyenne 45 *E. coli*/l).

La carte des fréquences en surface, comme au fond, retrace ce schéma. La fréquence des pollutions atteint en surface 87 % à la station 2 et 62 % dans le reste de l'étang des Eaux Blanches. Près du fond les valeurs sont respectivement de 75 et 50 à 62 %.

Dans la zone de transition, à l'ouest, les fréquences sont de l'ordre de 25 %.

Des valeurs semblables sont enregistrées au débouché du canal du Midi et dans la zone côtière de Mèze, avec des chiffres plus élevés (35 %) à proximité de Mèze (Sesquier et Pallas) (fig. 10) au débouché des ruisseaux.

## 2) Hiver 1961-62.

La distribution des pollutions durant l'hiver 1961-62 (fig. 11 et 12) offre une grande analogie avec celle de l'hiver 1960-61. L'étang des Eaux Blanches reste toujours la zone la plus polluée, plus particulièrement près de Sète, mais avec des valeurs moindres aux stations 2 et 4 et des valeurs plus fortes à l'entrée du canal du Rhône à Sète (920 *E. coli*/l contre 720 en 1960-61).

Cette différence, déjà sensible au fond, s'accroît en surface.

*En résumé*, l'état bactériologique des eaux de l'étang de Thau varie suivant la saison. Il varie aussi d'une année à l'autre.

De plus, l'étendue et l'intensité des contaminations sont différentes suivant les secteurs considérés.

En effet, l'étang des Eaux Blanches est le plus pollué et ceci dans son entier. La contamination y est plus forte en hiver qu'en été, plus forte aussi près du fond qu'en surface, principalement au voisinage de Sète.

Le Grand Etang, quant à lui, est moins pollué que les Eaux Blanches et il ne l'est que partiellement. Contrairement à ces dernières, ses taux de contamination sont moindres en hiver qu'en été. Durant l'hiver ses eaux sont pratiquement salubres (0 *E. coli*), sauf en des secteurs côtiers d'extension limitée où la pollution reste d'ailleurs très faible (moins de 40 *E. coli*). On peut toutefois regretter que ces secteurs de légère pollution empiètent parfois sur les zones d'élevage, bien que dans la pratique un taux aussi faible en *E. coli* n'affecte pas la salubrité.

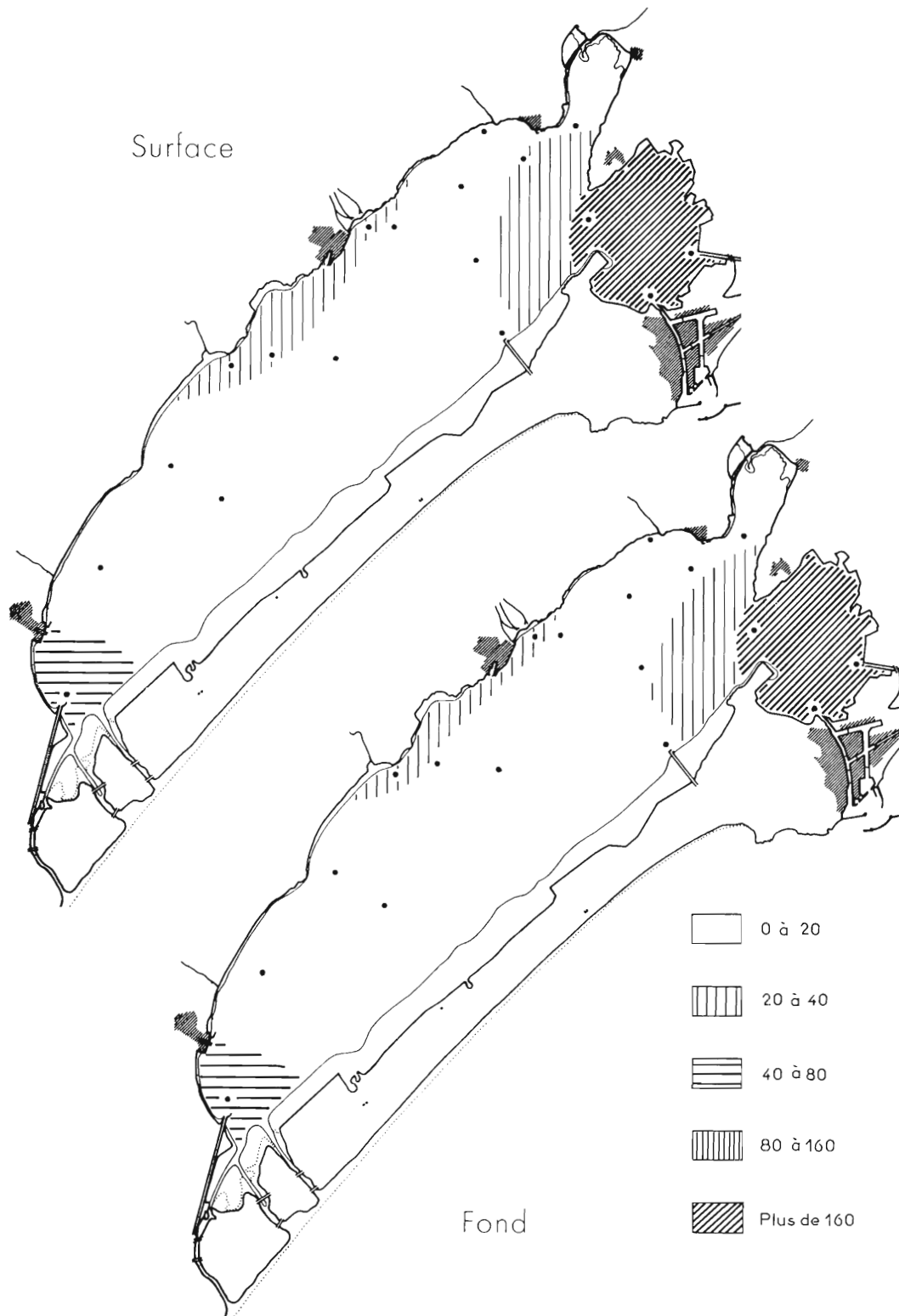


FIG. 9. — Répartition de la contamination dans les eaux de l'étang de Thau, en fonction de la densité moyenne en *E. coli*/l. Surface et fond, hiver 1960-1961.



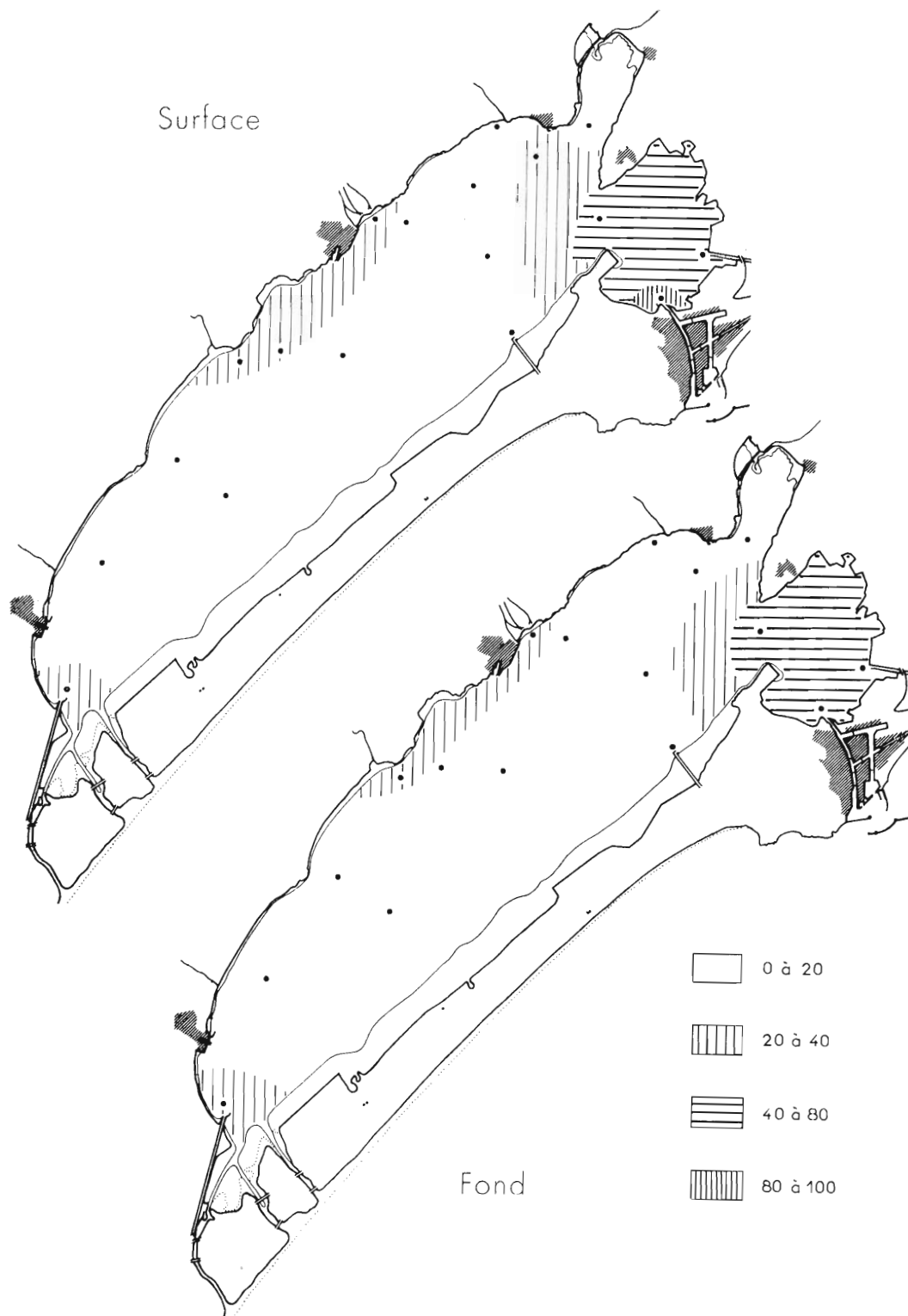


FIG. 10. — Répartition de la contamination dans les eaux de l'étang de Thau, en fonction de la fréquence de pollution. Surface et fond, hiver 1960-1961.

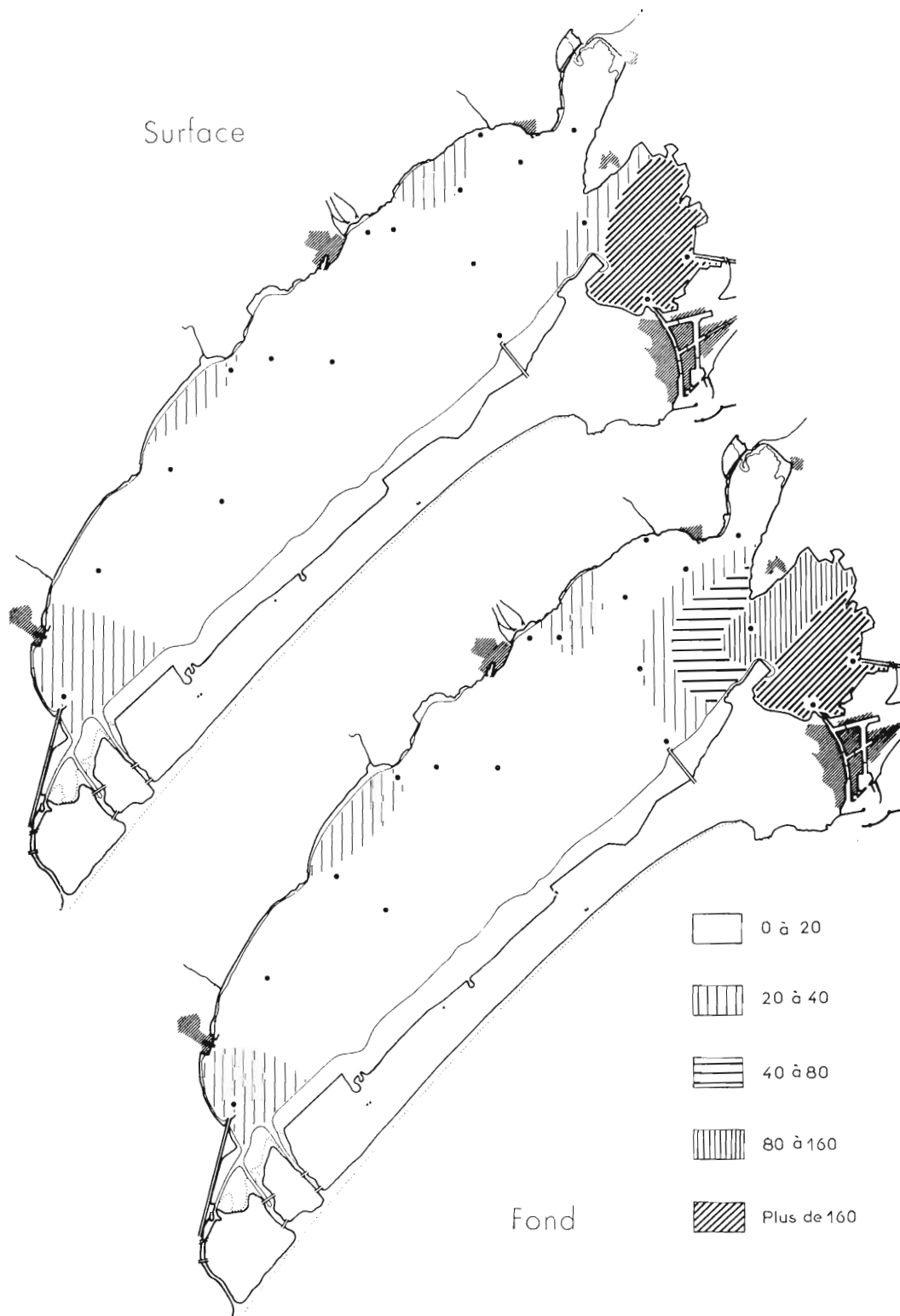


FIG. 11. — Répartition de la contamination dans les eaux de l'étang de Thau, en fonction de la densité moyenne en *E. coli*/l. Surface et fond, hiver 1961-1962.

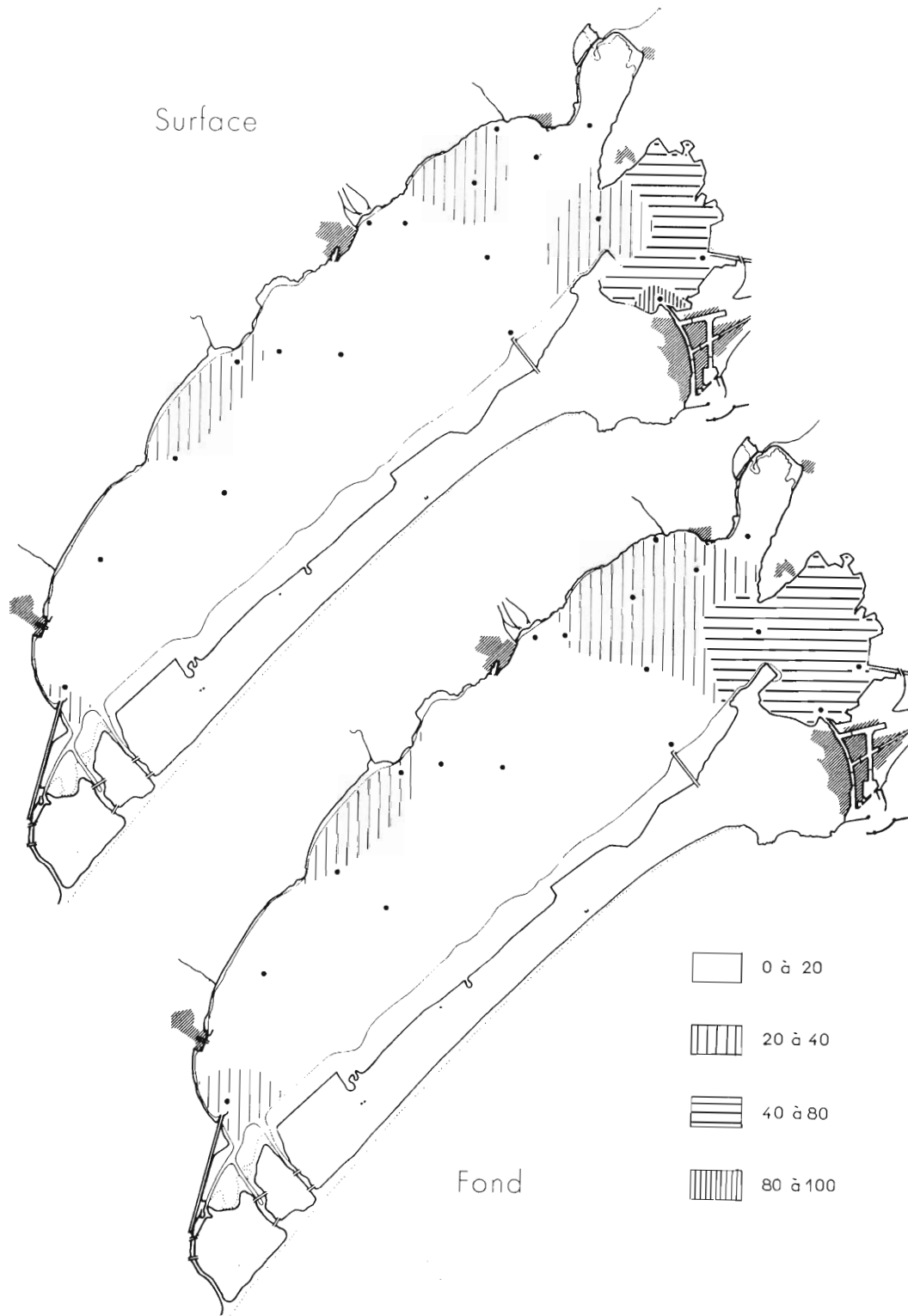


FIG. 12. — Répartition de la contamination dans les eaux de l'étang de Thau, en fonction de la fréquence de pollution. Surface et fond, hiver 1961-1962.

## LA POLLUTION DES EAUX, SOURCES ET MÉCANISME

Les données fournies dans le chapitre précédent renseignent sur la localisation et le degré des pollutions du bassin de Thau. Les cartes des figures (5 à 12) signalent déjà à l'attention, par les emplacements les plus touchés, les origines de cette contamination. Ces origines sont diverses.

On y trouve, comme on peut le penser, et en premier lieu, les agglomérations humaines. En font partie aussi les exutoires des canaux et des ruisseaux et enfin les eaux de pluie dont les précipitations violentes et soudaines, suivant leur nature méditerranéenne, lessivent les terrains du bassin versant et se chargent d'impuretés qu'elles déversent dans l'étang.

Nous allons passer en revue ces diverses sources de pollutions.

### I. - Sources de pollutions.

#### 1) *Les agglomérations humaines.*

Les rives de l'étang sont très peuplées. De petites villes et des bourgades d'une relative importance s'alignent le long du versant continental. Ce sont les ports de Marseillan, Mèze, Bouzigues, Balaruc et surtout Sète.

Sur la côte nord-ouest, Marseillan, Mèze et Bouzigues ont en temps normal des populations respectives de 3 300, 4 500 et 770 habitants qui dépassent, en été, 3 700, 6 000 et 850.

On peut dire de chacune d'elles que la voirie y est pour le moins élémentaire. Les eaux ménagères et les eaux de pluie gagnent directement l'étang par les caniveaux des voies publiques et les fossés. Il n'existe pas d'épuration préalable. Là où il y a des collecteurs, comme à Marseillan qui en possède deux construits il y a 40 ans, ces éléments de voirie remplissent mal leur rôle. Les matières de vidange sont parfois ramassées par des camions citernes, dans des fosses étanches, les fosses septiques étant peu utilisées, mais le moyen le plus répandu reste encore la voiture hippomobile ou tractée qui collecte chaque jour le contenu des seaux prétendument hygiéniques. Bien que des emplacements soient fixés pour l'épandage de ces détritiques, il est certain qu'une bonne partie de ceux-ci est déversée dans les jardins, les vignes et les champs où ils peuvent être repris par les eaux de ruissellement.

Dans ce secteur nord-ouest que jalonnent les établissements conchylicoles, sont implantés de nombreux ateliers, les « mas », destinés à la manipulation et au conditionnement des produits d'élevage. Au nombre de 300 environ, ces « mas », construits le plus souvent sur le domaine maritime, comprennent habituellement deux pièces destinées respectivement aux travaux d'exploitation et à l'expédition des coquillages. Ils sont soumis à la surveillance constante de l'Institut des Pêches et répondent à des normes hygiéniques rigoureuses. Ils ne sont donc pas, en principe, une source de pollution. Néanmoins, la présence en ces lieux d'une population ouvrière de 1 500 personnes environ peut être à l'origine de souillures plus ou moins importantes, accidentelles généralement, des eaux riveraines.

Sur la côte est, Balaruc-le-Vieux qui groupe 500 habitants environ au fond de la crique de l'Angle, ne possède aucun système particulier d'évacuation des eaux usées. La vidange s'y fait comme plus au sud par épandage dans les jardins et les vignes du voisinage.

Balaruc-les-Bains, dont le port est ouvert sur l'étang des Eaux Blanches, possède bien un réseau d'assainissement, mais incomplet et vétuste, aboutissant à une station d'épuration sommaire (bassin de décantation et lit bactérien) dont l'effluent insuffisamment épuré se jette dans le Grand Etang. A noter que la présence d'un établissement thermal porte la population de cette agglomération à 2 500 habitants environ en été.

Dans les Eaux Blanches se déversent les eaux usées de Balaruc-les-Usines qui ne possède pas

un réseau d'égout. Là, on procède comme ailleurs à l'épandage dans la campagne et il n'est pas interdit de penser qu'une partie de ces vidanges se fait indirectement et occasionnellement dans l'étang.

L'agglomération de loin la plus importante est la ville de Sète dont la population dépasse 35 000 habitants. Cette ville est pourvue d'un tout-à-l'égout généralisé. Mais la plupart des effluents qui drainent la ville sont rejetés sans épuration préalable dans les canaux qui la traversent et qui font largement communiquer la mer avec l'étang des Eaux Blanches. Il est évident que suivant le jeu des courants le produit de ces égouts est entraîné vers l'étang dont ils constituent la source de contamination bactérienne de beaucoup la plus importante.

## 2) *Eaux de ruissellement.*

Si l'étang de Thau n'est alimenté par aucune rivière pérenne, à l'exception de deux ou trois rus sans importance, il reçoit néanmoins, ainsi que l'a signalé SUDRY en 1911, une grande partie des pluies qui tombent sur un bassin versant de plus de 35 000 hectares. Etant donné le régime typiquement méditerranéen de ces précipitations abondantes et espacées, elles parviennent en quelques heures à l'étang de Thau.

AUDOUIN en 1962 a fourni des indications précises sur la pluviométrie de cette région.

Nous pouvons apporter ici quelques données nouvelles pour les années 1960 et 1961 qui, bien que ne présentant pas les mêmes chiffres, confirment ce qu'AUDOUIN a écrit à ce sujet pour la période 1954 à 1958 et qui lui fait dire « qu'il pleut rarement d'une façon continue pendant plusieurs jours consécutifs, mais souvent d'une façon violente et parfois durant moins d'une heure ».

Ainsi, au mois d'octobre 1961, si l'on a enregistré à Sète pour l'ensemble du mois 118 mm de hauteur d'eau, en 5 jours seulement, les précipitations avaient atteint 111 mm. On comprend aisément que de telles pluies, pour brèves qu'elles soient, provoquent sur un sol desséché un ruissellement rapide aboutissant à l'étang auquel il apporte des éléments de contamination provenant des terrains ainsi lessivés qui, nous le savons, reçoivent trop souvent les épandages des agglomérations riveraines.

La topographie favorise d'ailleurs ces écoulements en direction de l'étang, notamment au nord et nord-est (fig. 13).

A l'est, ce sont les monts de la Gardiole qui, par paliers, s'inclinent vers la crique de l'Angle avec une pente de 4 % et vers les Eaux Blanches avec une pente de 8 %.

Au nord-ouest, vers l'agglomération de Bouzigues, les courbes de niveau sont très rapprochées et les dénivellations atteignent 8 à 12 %. Ce n'est que vers Mèze et au sud de ce port que le relief est moindre avec des pourcentages de pente voisins de 2 %. Une exception toutefois entre les ruisseaux du Soupier et du Bouzidou où le coefficient de pente est de 8 à 10 %.

Les eaux ruissellent le long des pentes pour parvenir directement à l'étang par de multiples voies difficilement identifiables, ou bien joignent les nombreux petits thalwegs qui séparent dans le sens nord-sud cette succession de falaises basses. Dans ce cas, elles convergent dans un axe principal comme au nord des agglomérations de Marseillan et de Mèze par exemple, ou bien elles empruntent le lit de ruisseaux intermittents et celui pérenne de la Vène qui draine le bassin délimité par les monts de la Gardiole et les derniers contreforts de la montagne de la Moure pour se jeter dans la crique de l'Angle.

Citons le nom de ces rus normalement sans importance mais qui peuvent charrier passagèrement de grosses masses d'eaux : le Joncas, le Pallas et le Sesquier entre Bouzigues et Mèze; le ruisseau d'Aygues Vagues, le Valat, la Moue, le Soupier et le Bouzidou entre Mèze et Marseillan; le ruisseau des Aiguilles qui aboutit dans l'agglomération même de Bouzigues ainsi que celui du Bourbou à l'est de St-Félix au lieu-dit « Port de Loupian ».

## 3) *Les canaux.*

Dans l'étang des Eaux Blanches, en plus de tels apports, seul le canal du Rhône présente quelque intérêt en tant que facteur de pollution par l'eau de pluie, du fait de l'importante quantité d'eau de ruissellement qu'il est susceptible de recevoir et de véhiculer vers l'extrémité de cette partie de l'étang de Thau. En effet, soit directement par la récupération du produit de drainage des

terres du versant sud du massif de la Gardiole au moment des précipitations, soit indirectement et avec retard par l'apport des eaux de la Mosson et du Lez au moment de fortes crues, il est soumis à leur influence.



FIG. 13. — Relevé topographique (courbes de niveau) des abords de l'étang de Thau.

A l'ouest, le canal du Midi débouchant à l'extrémité sud du Grand Étang et alimenté par les eaux de l'Hérault, devient, lui aussi, le collecteur des pollutions amenées par les eaux douces qu'il véhicule en particulier au moment des crues de ce fleuve.

## II. - Le mécanisme des contaminations.

Nous connaissons désormais les sources principales des pollutions. Ce sont les canaux qui, parmi elles, jouent le plus grand rôle. Ceux de Sète, larges et profonds, qui font communiquer

l'étang avec la mer sont assurément les plus importants. A travers eux se font sentir les courants qui dans un sens et dans l'autre véhiculent les masses d'eau chargées de pollution à leur passage, par l'agglomération sétoise (fig. 14 a et 14 b).

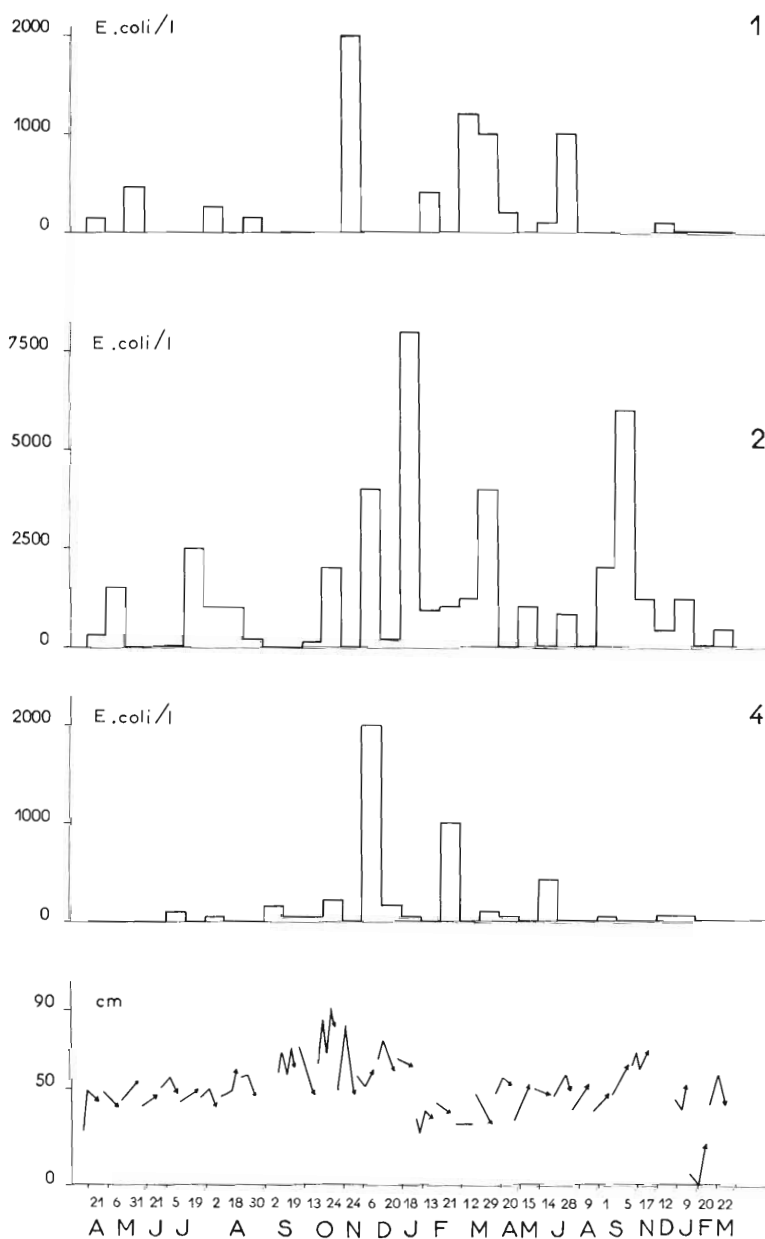


Fig. 14a. — Surface. Variations de la densité en E. coli/l dans l'eau, aux stations 1, 2 et 4, en fonction du sens du courant.

Au préalable indiquons que les facteurs essentiels qui régissent les échanges sont :

a) la marée qui, pour faible que soit son amplitude, provoque des dénivellations suffisantes pour créer un courant de flux et de reflux dans l'étang,

b) la pression atmosphérique qui, par le phénomène de sèche qu'elle peut déclencher sur cette

nappe lagunaire, suivant le cas amplifie ou diminue l'effet de la marée et ainsi accélère ou ralentit les échanges entre la mer et l'étang.

Ces échanges ont été récemment étudiés par AUDOUIN (1960) et la salinité ainsi que la densité

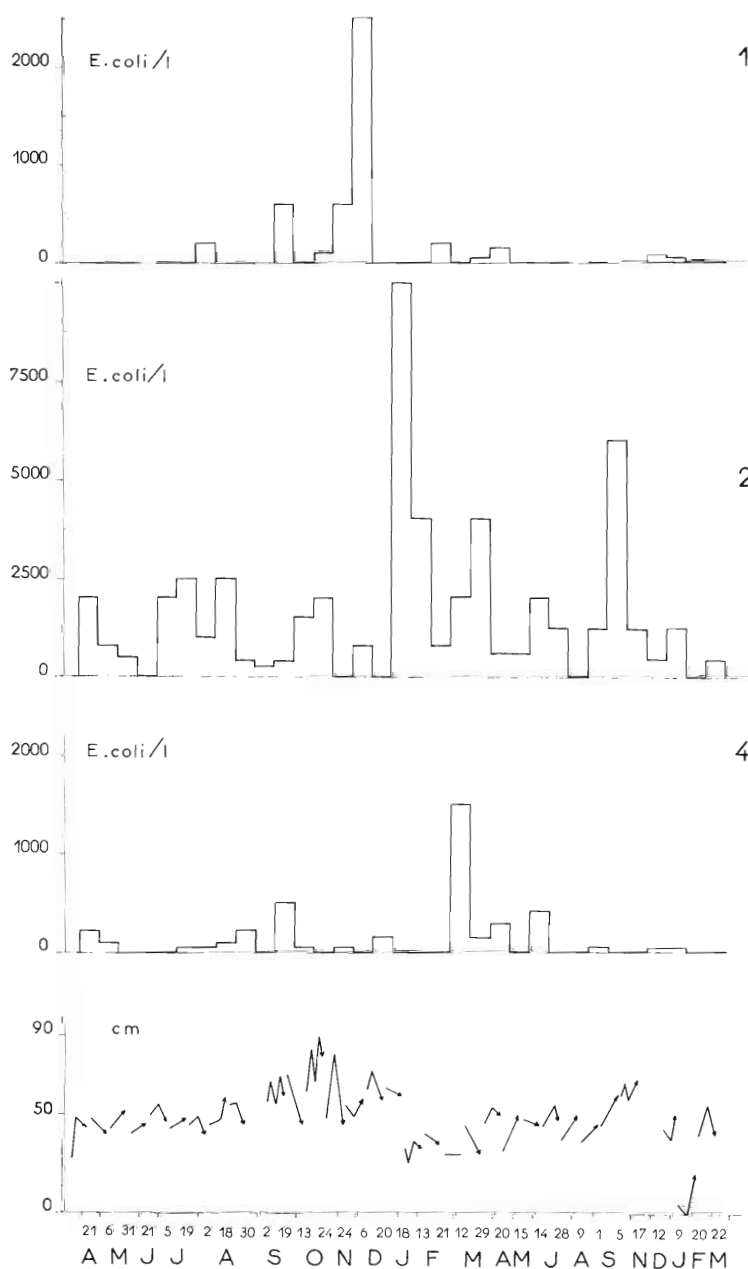


FIG. 14b. — Fond. Variations de la densité en *E. coli*/l dans l'eau, aux stations 1, 2 et 4, en fonction du sens du courant.

subséquente de l'eau renseigné sur les courants dans l'un et l'autre sens qui circulent dans le canal maritime.

C'est ce facteur principalement, ainsi que la pression atmosphérique, que nous considérerons pour comprendre le mécanisme des pollutions dans les divers secteurs qu'elles concernent.



### 1) Contamination par le canal de Sète.

#### Période de stabilité atmosphérique.

Deux cas peuvent être envisagés : la salinité des eaux est plus forte en mer que dans l'étang ou le contraire. Il peut arriver aussi, mais le fait est rare, qu'il y ait équilibre.

a) *La salinité de l'eau de mer est plus forte que celle de l'étang.*

Elle est aussi plus élevée près du fond qu'en surface, bien que la tranche d'eau des canaux et de l'étang ne soit pas, dans la majorité des cas, supérieure à 8 m environ. C'est ce qui se produit le plus souvent en été, ainsi qu'AUDOUIN l'a montré en 1962.

Voici comment se présentera alors la situation que nous permettent de connaître les exemples suivants (tabl. 3).

a) Le 21 avril 1960, par marée moyenne (amplitude 0,15) on a dans le canal deux courants de sens contraire :

un courant superficiel de sortie qui draine les eaux peu denses de l'étang vers la mer,

un courant profond d'entrée qui pousse les eaux plus salées de la mer vers l'étang.

Le courant de sortie provoque une légère pollution en mer où l'on a 150 *E. coli*/l à la station 1.

Dates	P.B.	Salinité (‰)			Température			<i>E. Coli</i> /l		
		St. 1	St. 2	St. 4	St. 1	St. 2	St. 4	St. 1	St. 2	St. 4
21.IV.60	760	36.9	31.3	30.9	13°2	13°3	13°3	150	300	0
	762	37.9	35.4	31.7	13°1	13°1	13°0	0	2 000	220
14.VI.61	766	37.5	37.5	37.8	16°2	22°5	20°1	100	0	0
	762	38.4	37.8	37.8	14°3	21°5	19°8	0	2 000	420
6.V.60	766	35.5	31.9	31.9	15°4	16°2	16°7	0	1 500	0
	762	37.3	34.7	32.3	14°6	15°2	16°4	0	800	100
19.VII.60	762	36.6	35.3	35.0	20°0	23°2	24°2	0	2 500	0
	762	37.7	35.9	35.0	17°2	22°2	24°0	0	2 500	50
5.VII.60	758	37.5	34.2	34.2	19°3	21°8	22°4	0	50	100
	762	38.2	36.9	34.4	16°2	18°6	22°2	0	2 000	0
1.IX.61	766	37.3	39.6	39.4	22°0	22°6	22°5	0	2 000	200
	769	38.1	40.1	40.4	20°5	22°8	22°8	0	1 200	50

TABLE. 3. — Densité de la contamination aux stations 1, 2, 4 en fonction de la salinité et de la température en période de stabilité atmosphérique. P.B. désigne la pression barométrique (en mm de mercure); les deux chiffres superposés indiquent la limite de variation dans la période considérée. Pour chaque prélèvement, température et salinité, en surface (1<sup>re</sup> ligne) et au fond (2<sup>e</sup> ligne) sont présentées par station.

En revanche le courant profond, d'entrée, drainant les pollutions sétouises, apporte une contamination importante près du fond de l'étang à la station 2 (2 000 *E. coli*/l) et moins forte à la station 4, plus éloignée du débouché du canal (220 *E. coli*/l).

b) Le 14 juin 1961, par marée d'amplitude 0,12 le courant superficiel de sortie se marque à la station 1 en mer par une pollution relativement légère (100 *E. coli*/l). Le courant profond, d'entrée, contamine l'étang sur le fond, très fortement à la station 2 (2 000 *E. coli*/l) au débouché du canal et de manière moindre à l'intérieur de l'étang (station 4 : 420 *E. coli*/l).

c) En période d'étales de haute ou basse mer, le phénomène se simplifie.

Ainsi, le 6 mai 1960, à l'étales de haute mer, le courant de fond vers l'étang cesse d'exister. La pollution sur le fond vers l'étang est alors relativement faible (800 *E. coli*/l à la station 2; 100 *E. coli*/l à la station 4). Le reflux vers la mer des eaux superficielles de l'étang simplement amorcé n'a pas eu le temps de se développer. Les pollutions se concentrent alors à l'entrée du canal (station 2) en surface, elles sont fortes (1 500 *E. coli*/l), tandis qu'en mer, à la sortie du canal, elles sont encore inexistantes.

d) En période de très faible marée, toujours dans le cas de stabilité atmosphérique, les courants sont très atténués et les pollutions de part et d'autre très limitées.

Par exemple le 19 juillet 1960, à l'étaie de haute mer, la pollution se trouve seulement concentrée à la station 2 (2 500 *E. coli*/l) en surface comme au fond. Elle est nulle à la station 4 (intérieur de l'étang) ainsi qu'en mer (station 1). L'égalité de contamination de la station 2, de la surface au fond, doit pouvoir s'expliquer par l'égalité de densité des eaux à tous les niveaux qui traduit l'absence de courant.

c) Il est un autre facteur non négligeable qui peut modifier le mouvement normal de la marée : c'est le vent, même en période de stabilité atmosphérique.

Tel fut le cas le 5 juillet 1960; un vent frais contrariant la sortie des eaux de surface de l'étang, les pollutions sont refoulées, en surface, vers la station 4 et n'apparaissent à la station 2 que près du fond (2 000 *E. coli*/l).

b) *La salinité de l'eau de mer est plus faible que celle de l'étang.*

Le cas est assez rare en été mais se produit parfois sous l'effet d'une extension des eaux du Rhône dans le secteur de Sète et sous l'effet aussi d'une forte évaporation de l'étang.

C'est un courant de surface qui pénètre alors de la mer dans l'étang supprimant les pollutions de la station 1 et les charriant à partir des égouts dans l'étang jusqu'à la station 4. C'est ce qui s'est produit le 1<sup>er</sup> septembre 1961 par marée faible (amplitude 0,09) et forte évaporation de l'étang.

Ainsi donc, par période de stabilité atmosphérique, principalement en été, le jeu des courants amène une pollution légère de surface en mer (courant de sortie), plus forte et près du fond dans l'étang (courant d'entrée). Mais cette pollution varie en fonction de la marée, du vent et aussi dans une certaine mesure en fonction de la densité elle-même des eaux. Elle peut être, suivant le cas, superficielle ou profonde, étendue jusqu'à la station 4 dans l'étang et au-delà de la station 1 en mer ou simplement bloquée dans le canal maritime jusqu'à la station 2.

#### Période d'instabilité atmosphérique.

L'instabilité atmosphérique, sur l'étang, peut se manifester en été, mais c'est surtout en hiver qu'elle est fréquente et forte. Elle provoque des différences de niveau entre l'étang et la mer qui sont génératrices de courants puissants et par conséquent d'échanges importants entre les deux bassins (fig. 15).

Comme les variations de la pression sont généralement accompagnées de vents de secteur nord

Dates	P.B.	Salinité (‰)			Température			<i>E. Coli</i> /l		
		St. 1	St. 2	St. 4	St. 1	St. 2	St. 4	St. 1	St. 2	St. 4
21.II.61	778	26.0	34.0	34.2	11°2	10°6	10°3	0	1 000	1 000
	770	37.3	35.3	35.2	11°6	10°3	10°2	200	600	0
28.VI.61	761	37.8	37.3	37.1	20°8	23°2	23°8	1 000	800	0
	769	38.5	37.6	37.9	17°0	23°0	24°4	0	1 200	0
24.XI.60	753	36.4	36.2	36.4	13°2	11°8	11°6	2 000	0	0
	763	36.9	36.3	36.1	15°0	11°2	11°5	600	0	50
2.VIII.60	761	37.8	35.0	35.0	15°2	21°2	21°6	250	1 000	50
	767	37.6	35.2	35.3	14°8	21°1	21°4	200	1 000	50

TABL. 4. — Densité de la contamination aux stations 1, 2, 4 en fonction de la salinité et de la température en période d'instabilité atmosphérique.

en cas de haute pression, de secteur est avec les basses pressions, ces échanges se trouvent encore renforcés. L'extension des pollutions, cela va de soi, en est fortement affectée. Pour le montrer nous choisirons quelques exemples parmi nos séries d'observations, les uns en période de variation moyenne, les autres en période de variation forte (tabl. 4).

a) Le 21 février 1961, par marée moyenne, les eaux de la mer sont, en surface, moins salées (station 1 : 26.00) que celles de l'étang (34.20 à la station 4) du fait des crues des fleuves voisins

(FURNESTIN, 1960). Dans le même temps la pression barométrique passée de 778 à 770 fait s'élever le niveau de l'étang de la cote 35 à la cote 40. Ces deux éléments se sont ajoutés pour inverser le courant de surface qui, au lieu de sortir de l'étang comme en été, y pénètre largement. Il en résulte une pollution forte de la surface à la station 4 (1 000 *E. coli*/l), qui ici provient non seulement des canaux de Sète mais aussi du canal du Rhône : 1 500 *E. coli*/l à la station 3 voisine de son débouché.

b) Le 28 juin 1961, le phénomène est différent, mais également concluant. Par marée moyenne, une augmentation de la pression (769 contre 761) provoque une baisse du niveau de l'étang, de la cote 55 à la cote 47 ; parallèlement la densité de l'eau de mer est supérieure à celle de l'étang. Le double courant s'est établi : superficiel de l'étang vers la mer il contamine la station 1 (1 000 *E. coli*/l), profond de la mer vers l'étang il pollue la station 2 (1 200 *E. coli*/l).

Il s'agit dans ces deux exemples de situations établies à partir de variations atmosphériques moyennes.

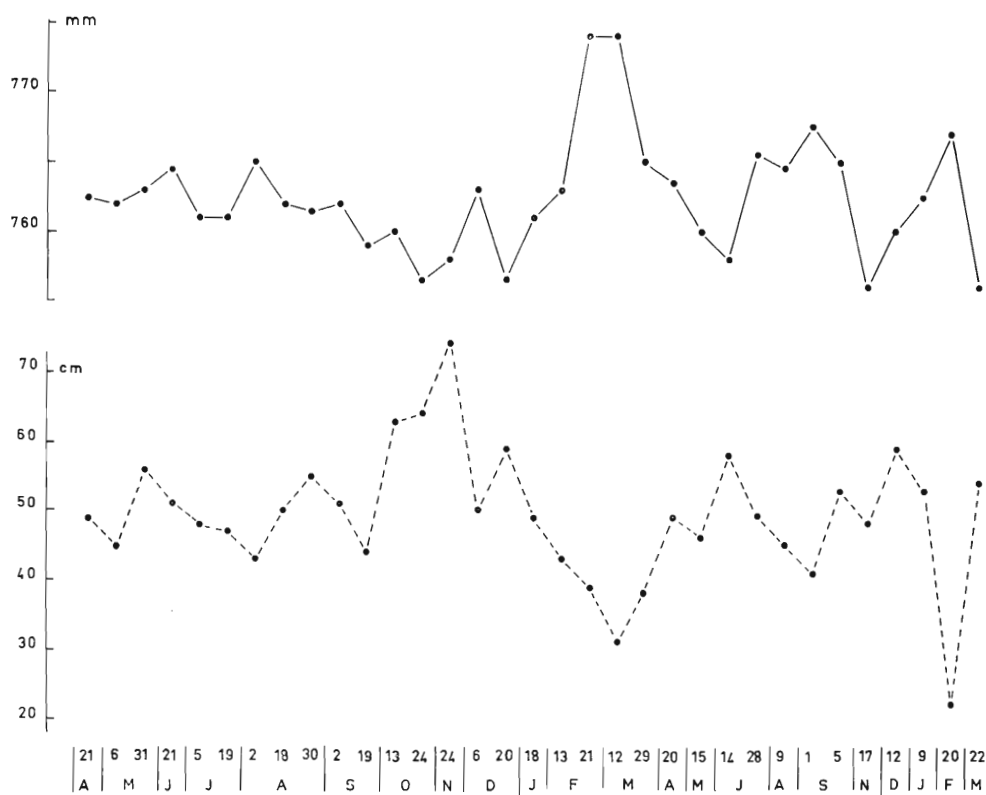


FIG. 15. — Comparaison entre les variations de pression barométrique (mm) et les variations de niveau des eaux dans l'étang de Thau.

c) Si l'instabilité est plus forte, une remontée du baromètre succédant immédiatement à une dépression importante, une véritable « chasse » des eaux lagunaires vers la mer est déclenchée.

Ainsi, les 21 et 22 novembre 1960, une forte dépression (768-753) a déterminé une élévation marquée du niveau de l'étang (cote 81 contre 48). Ce phénomène a été suivi le 23 novembre d'une rapide remontée barométrique (763) et d'une baisse correspondante du niveau de l'étang (cote 45 contre 81). Le 24, un fort vent de nord-ouest est venu ajouter son action à l'effet précité. Le courant s'est établi de l'étang vers la mer se chargeant au passage dans les canaux d'une pollution très importante (2 000 *E. coli*/l) qu'il transporte vers la mer en surface, tandis que dans les Eaux Blanches la contamination avait pratiquement cessé.

Du 31 juillet au 2 août 1960 des conditions similaires sont remplies c'est-à-dire une hausse barométrique (761 à 768) succédant à une dépression de 766 à 760. La « chasse » de l'étang vers la mer s'établit de la surface au fond avec pollution de la station 1 bien qu'atténuée par la différence assez faible des niveaux de l'étang (cote 45 à 55 entre le 29 et le 31 juillet, cote 55 à 42 entre le 31 juillet et le 2 août).

d) Vice versa une baisse barométrique survenant après une période stable ou haute provoque l'afflux dans l'étang de l'eau polluée des canaux de Sète. C'est un phénomène plus fréquent en hiver qu'en été. C'est pourquoi, durant la mauvaise saison, la totalité de l'étang des Eaux Blanches est en général fortement polluée, tandis que, dans la saison stable, la contamination se limite au voisinage du canal maritime.

Les exemples donnés plus haut paraissant suffisamment nets, il ne nous semble pas nécessaire d'en tirer d'autres, pour le moins aussi significatifs, de nos données.

## 2) Contamination par le canal du Rhône à Sète.

Ce canal également dénommé canal des étangs a, près des Eaux Blanches, une largeur moyenne de 15 m, sa profondeur n'excède pas 3 m. Le Rhône l'alimente dans sa partie orientale ainsi que le Vidourle, le Lez, la Mosson, mais au fur et à mesure qu'il se rapproche de l'étang de Thau il subit l'influence de la mer voisine. Cet apport d'eau salée provient en partie du Lez canalisé aboutissant près de Palavas au lieu-dit « Quatre canaux », en partie du canal de La Peyrade, ainsi que du secteur oriental des Eaux Blanches. Il reçoit aussi des eaux saumâtres des étangs de Pérols, Méjean, Arnel et Vic qui s'ajoutent à des eaux douces résurgentes ou de précipitations.

Ces apports complexes sont, les uns et les autres, des sources de contamination dont il est difficile de faire la part exacte. On peut néanmoins tenter d'y parvenir.

C'est la station 3, dans les Eaux Blanches, près du débouché du canal du Rhône, qui va nous le permettre.

Examinons le graphique des pollutions enregistrées à cette station 3, entre surface et fond, celui de la salinité des eaux et celui des précipitations (hauteur d'eau tombée au poste du phare Saint-Clair) dans les 10 jours précédant les prélèvements et entre chacun de ceux-ci (fig. 16).

a) Les pollutions correspondent à un abaissement plus ou moins prononcé de la salinité qui se situe au-dessous de la valeur moyenne qu'elle présente dans l'étang (différence de 2 ‰ pouvant atteindre 3 et 9 ‰ pour une contamination maximale de 2 000 à 2 500 *E. coli*/l).

b) Lorsque exceptionnellement la salinité est égale ou un peu supérieure à celle de l'étang, ce qui est le cas les 21 avril, 19 juillet, 18 août et 19 septembre 1960 les pollutions sont faibles (200 *E. coli*/l).

On peut donc penser que ce sont les eaux douces, issues du canal du Rhône, qui sont les agents contaminateurs de la station 3.

La comparaison du graphique des pollutions et de celui des précipitations est également en concordance. Directement ou indirectement, et dans ce cas c'est le canal du Rhône qui est en cause car il reçoit un volume considérable des eaux de ruissellement, l'« eau douce » participe à la contamination de la station 3.

Mais interviennent aussi pour le canal du Rhône, de même que pour le canal maritime de Sète, les phénomènes de marée, de pression atmosphérique et les échanges d'eau qui en résultent.

Au risque de redites, prenons quelques exemples qui montreront la part du canal du Rhône dans les pollutions de l'étang.

On sait que par basse mer et forte pression, le niveau de l'étang s'abaisse. Une véritable aspiration par l'étang, des eaux du canal, est ainsi provoquée avec pour résultat l'apparition d'eau polluée à la station 3. En voici un exemple. Du 22 au 24 novembre 1960, coïncidant avec de fortes précipitations, le niveau de l'étang est passé de la cote 81 à la cote 45, d'où irruption des eaux du canal du Rhône dans l'étang. Dans le même temps le taux de pollution de la station 3 montait à plus de 2 000 *E. coli*/l.

Par haute mer le niveau de l'étang s'élève par apport d'eau marine. Cette montée du niveau bloque le canal du Rhône, interdit son écoulement dans l'étang et fait même refluer ses eaux vers l'est. Dans ce cas la station 3 n'est pas contaminée. Telle est la situation les 31 mai, 21 juin et 2 septembre 1960. Ceci persiste même avec d'importantes précipitations si le courant marin est suffisamment fort : nous l'avons constaté dans nos examens du 15 mai 1961.

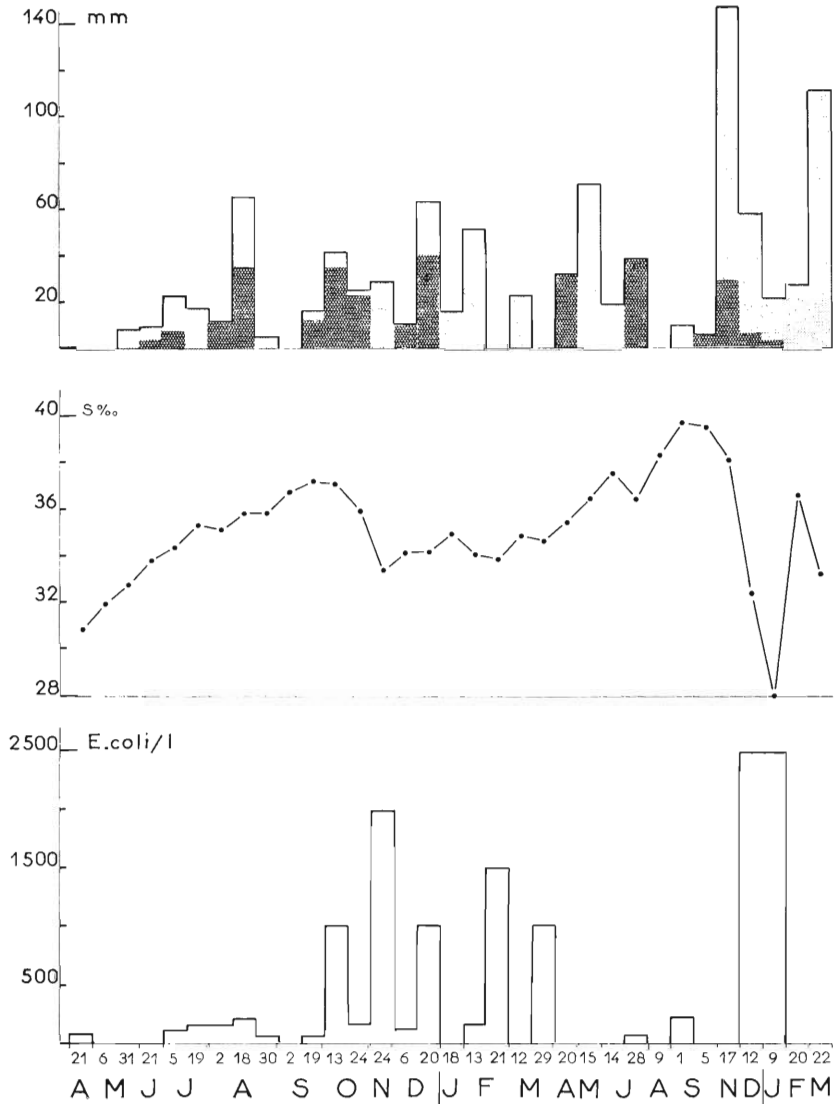


FIG. 16. — Station 3. Observations sur la hauteur d'eau précipitée (mm), la salinité (‰) et la densité de pollution (E. coli/l) dans l'eau.

En revanche, si l'élévation du niveau de l'étang est faible, si par conséquent le courant marin est faible lui aussi, les eaux du canal du Rhône pénètrent dans l'étang et polluent la station 3 : 150 *E. coli*/l le 13 février.

Lorsque la mer a une salinité moindre que l'étang et qu'en conséquence celui-ci se décharge par le canal maritime, le canal du Rhône ne trouve plus d'obstacle à sa vidange dans l'étang et le pollue, surtout si les crues des fleuves méditerranéens l'alimentent comme ce fut le cas le 21 février 1961 où la contamination en surface, à la station 3, atteignait 1 500 *E. coli*/l et 1 000 *E. coli*/l aux stations 2 et 4.

On voit donc, en dépit de la diversité d'origine des eaux du canal du Rhône et de la complexité de ses échanges avec l'étang, quels sont les facteurs essentiels des pollutions qu'il provoque. Le niveau de l'étang par rapport à celui de la mer, les précipitations atmosphériques, les variations de la pression barométrique jouent ici un rôle, comme dans le cas du canal maritime. Lorsque l'étang se déverse en mer, le canal du Rhône devient un agent contaminateur des Eaux Blanches (station 3). Dans le cas contraire, il est neutralisé et son influence se trouve très réduite et même nulle.

### 3) Contamination du Grand Etang par les Eaux Blanches.

Tout ce qui vient d'être dit s'applique à l'étang des Eaux Blanches, bassin intermédiaire entre la mer et le Grand Etang et qui en conséquence répercute, en l'affaiblissant, l'influence que ces masses hydrologiques exercent l'une sur l'autre.

On connaît désormais l'origine principale des pollutions des Eaux Blanches, ce sont les grands canaux de navigation : canaux maritimes de Sète et canal du Rhône. On a vu ainsi de quelle manière s'effectuent et se développent dans les Eaux Blanches les pollutions qui en proviennent.

On doit examiner maintenant dans quelle mesure et comment les Eaux Blanches peuvent contaminer le Grand Etang avec lequel elles ont un large échange par la passe de Roquerols.

A priori, il semble que les phénomènes de pollution dans le Grand Etang doivent être en concordance avec ceux des Eaux Blanches dont ils ne devraient être que la résonance.

En est-il bien ainsi ? Les données que nous avons recueillies devraient fournir une réponse à cette question (tabl. 5).

Dates 1960	P.B.	Salinité (‰)			Température			<i>E. coli</i> /l		
		St. 4	St. 5	St. 16	St. 4	St. 5	St. 16	St. 4	St. 5	St. 16
21.IV	760	30.9	30.6	30.5	13°3	13°1	13°7	0	0	0
	762	31.7	31.4	31.2	13°0	13°0	13°0	220	0	0
6.V	766	31.9	31.1	31.8	16°7	16°7	16°4	0	0	0
	762	32.3	31.8	31.6	16°4	16°5	16°4	100	0	0
31.V	760	32.6	32.6	32.4	22°8	22°8	22°6	0	0	0
	763	32.2	33.4	32.8	20°6	22°0	21°0	0	0	0
14.VI	766	37.8	37.2	37.3	20°1	20°1	19°8	0	0	50
	762	37.8	37.8	37.5	19°8	19°9	19°6	420	50	0
30.VIII	760	36.5	36.4	36.6	22°6	22°6	22°4	0	0	0
	767	36.5	36.4	36.5	22°6	22°5	22°35	220	40	160
5.VII	758	34.2	34.3	34.6	22°4	22°6	23°2	100	0	0
	762	34.4	34.3	34.9	22°2	22°4	22°6	0	0	0
19.VII	762	35.0	35.0	35.0	24°2	24°2	24°4	0	0	0
	762	35.0	35.5	35.7	24°0	22°0	22°2	50	0	160
6.XII	770	35.5	36.2	35.8	10°7	10°6	10°6	2 000	0	160
	754	36.4	36.3	36.8	10°5	10°5	10°5	0	0	0
24.XI	753	36.4	36.4	36.3	11°6	11°3	11°7	0	0	0
	763	36.1	36.6	36.3	11°5	11°3	11°2	50	0	0

TABL. 5. — Effet de contamination du Grand Etang (stations 4, 5 et 16) par les Eaux Blanches, en fonction des conditions atmosphériques, de la salinité et de la température. P.B. désigne la pression barométrique (en mm de mercure), les deux chiffres superposés indiquant la limite de variation dans la période considérée. Pour chaque prélèvement, température et salinité, en surface (1<sup>re</sup> ligne) et au fond (2<sup>e</sup> ligne) sont présentées par station.

a) Lorsque intervient seule, la marée, et qu'elle est de faible coefficient, les eaux marines ne pénètrent que peu au-delà de la station 4 ; aucune pollution n'apparaît alors à l'ouest de Roquerols. Il en est ainsi les 21 avril, 6 et 31 mai 1960 et, s'il y a pollution, comme le 14 juin 1961, celle-ci reste très faible (50 *E. coli*/l sur le fond à la station 5).

b) Si la marée est moyenne à assez forte (amplitude 0,15 à 0,20), l'entrée des eaux marines éclusées par les Eaux Blanches est plus accentuée. Parallèlement une amorce de pollution dans le Grand Etang se manifeste. C'est le cas le 30 août 1960 avec 160 *E. coli*/l à la station 16 et

40 *E. coli*/l à la station 5 où, il est vrai, un courant marin profond (courant de densité) s'ajoute à l'influence de la marée.

Lorsque l'action d'un tel courant est moindre la pollution est également moins forte. Ainsi le 5 juillet 1960, toujours par marée moyenne à assez forte, les pollutions sont concentrées en profondeur à la station 2 (2 000 *E. coli*/l). Du fait de la forte différence de densité existant entre les stations 1 (D : 1 028, S‰ : 38.20) et 4 (D : 1 023.7, S‰ : 34.40), le courant marin profond n'a pas atteint Roquerols. C'est seulement l'action d'un vent d'est frais persistant qui entraîne la légère contamination des eaux en surface à la station 4.

Il peut toutefois y avoir des exceptions, comme nous l'avons observé, le 19 juillet 1960. Par marée très faible, les échanges entre étang et mer étant presque inexistant, une contamination de 160 *E. coli*/l est pourtant décelable à la station 16, en face de Bouzigues, qui ne peut guère être attribuée à une autre cause qu'à un transport antérieur d'eau plus salée dans le Grand Etang. Cette réserve d'eau d'origine marine avait pénétré quelques jours plus tôt à l'occasion d'une baisse de niveau de l'étang. Elle fut longue à se diluer dans celui-ci, par suite de conditions atmosphériques et hydrologiques très homogènes, ce qui lui permit de maintenir *in situ* un certain taux de pollution.

c) En période d'instabilité atmosphérique, lorsque celle-ci est à l'avantage de la pénétration des eaux marines dans le bassin, le Grand Etang est alors envahi comme les Eaux Blanches, mais à titre moindre, par l'eau polluée.

Ainsi, entre le 4 et le 6 décembre 1960, avec une chute barométrique nette (770 à 754), la contamination s'étend en surface non seulement à la station 4 (2 000 *E. coli*/l) mais jusqu'à la station 16 (160 *E. coli*/l).

Par contre, avec une haute pression supprimant le courant marin, aucune pollution ne se produit. Il en est ainsi le 24 novembre 1960.

Il semble donc bien y avoir synchronisme, sauf exception, entre la pollution de l'étang des Eaux Blanches et celle du Grand Etang sous l'effet d'un courant marin provoqué par des facteurs divers. Mais dans le Grand Etang les eaux d'origine marine n'ont ni la vigueur ni l'extension qui sont les leurs dans le « sas » des Eaux Blanches et la pollution, en conséquence, y est moindre.

Cette atténuation nette de la force des courants dans le Grand Etang avait été indiquée par AUDOUIN (1962). Nos observations basées conjointement sur des mesures de salinité et de température, de pression atmosphérique et de pollution la confirment.

#### 4) Contamination par le canal du Midi.

Le canal du Midi qui aboutit dans le cul-de-sac que forme le Grand Etang, non loin de Marseille, y déverse des eaux douces. Il est en partie alimenté par l'Hérault, notamment lors des crues de ce fleuve, ainsi que le note SUDRY (1911). Il en résulte une salinité moindre de ce secteur lagunaire où AUDOUIN (1962) a relevé un taux minimal au débouché du canal. Les observations que nous avons pu faire dans ce domaine confirment ce fait et montrent bien le taux de salinité peu élevé à proximité de la pointe des Onglous, si on le compare aux salinités moyennes obtenues à quelques stations du Grand Etang plus particulièrement soumises à l'influence de l'eau douce :

Stations .....	16	10	18	9
1955-1958 .....	34.84	34.84	34.70	34.59
S‰				
1960-1962 .....	36.03	36.02	35.99	35.67

Nous estimons que l'Hérault n'est pas la seule source directe de cette eau douce, elle provient pour une grande part des eaux de ruissellement consécutives aux précipitations, car les mesures faites à la station 9 montrent souvent une concordance réelle entre la diminution de la salinité et les périodes de fortes pluies (fig. 17).

Il est, en outre, difficile d'apprécier les apports de l'Hérault en raison de l'existence des écluses de Prades et du Bagnas, qui ne sont ouvertes qu'irrégulièrement en fonction des besoins de la navigation.

Quoi qu'il en soit, pour le but que nous visons, c'est-à-dire le processus de contamination de l'étang au voisinage de la station 9, c'est principalement à l'action des eaux de ruissellement, donc

aux pluies, que semble être liée la pollution de ce secteur. C'est ainsi que la contamination de l'eau se produit le plus souvent en périodes de fortes précipitations, comme nous l'avons constaté en août, à la fin de septembre, en octobre et en décembre 1960 ainsi qu'en mai 1961 et mars 1962 (fig. 17).

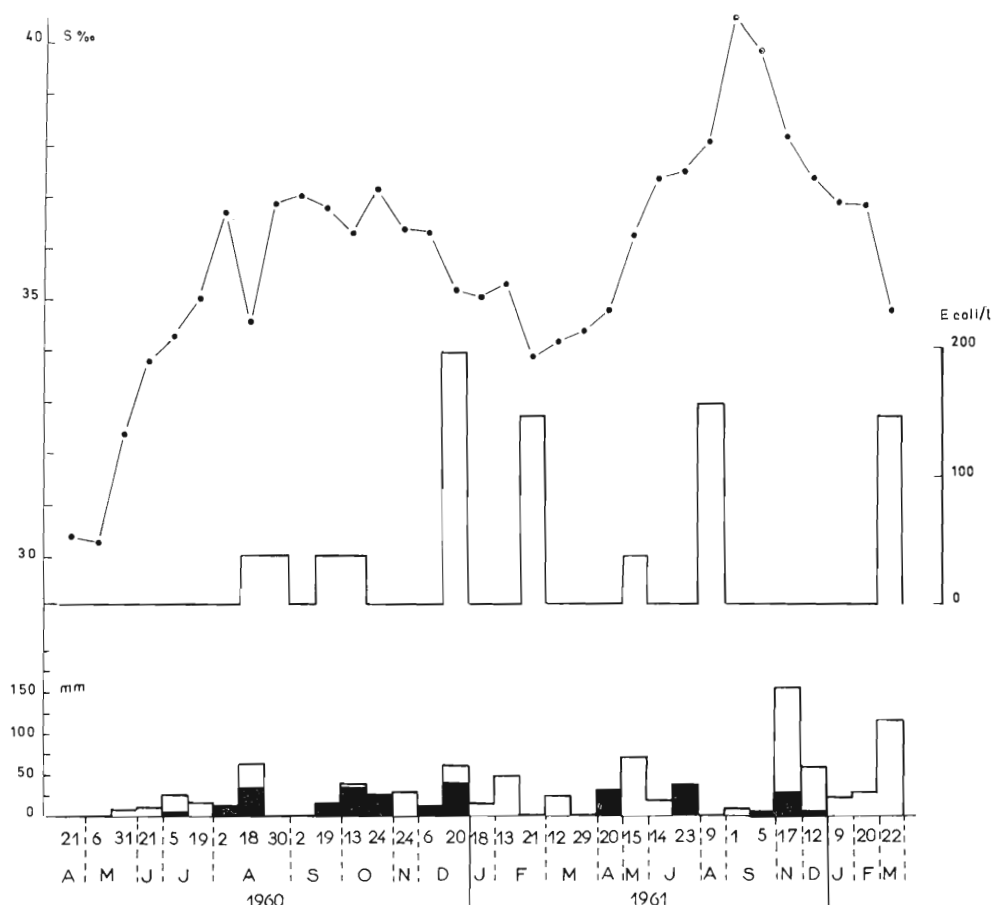


FIG. 17. — Station 9. Observations sur la salinité (S‰), la densité de pollution (E. coli/l) de l'eau et la hauteur d'eau précipitée.

Ce n'est qu'épisodiquement que le canal paraît être la cause d'une pollution assez forte. On peut lui attribuer, par exemple, celle des mois de février et août 1961, qui coïncide d'ailleurs avec des périodes de baisse de niveau importante des eaux de l'étang.

### 5) La contamination par le canal des Salins.

Ce canal, de section médiocre, que les pêcheurs empruntent pour abriter leurs barques, débouche sur le versant du lido, dans une zone plus ou moins marécageuse à proximité de laquelle sont établies quelques maisons d'un faubourg de Sète. Il ne véhicule pas un grand volume d'eau, le ruissellement étant dans une large mesure épongé par une petite nappe lagunaire sans profondeur qui borde ce secteur. Il importait de connaître son action comme agent contaminateur. Celle-ci, à vrai dire, apparaît comme peu importante. A son débouché les pollutions, ainsi qu'en témoigne la figure 18, sont peu fréquentes et seulement d'intensité assez faible. Lorsqu'elles se manifestent, la cause en est recherchée ailleurs : l'élévation du niveau de l'étang, suivie d'une forte pénétration des eaux marines, lorsque celles-ci sont moins salées que celles de l'étang et lorsqu'un fort vent de nord-ouest les fait dériver en surface jusqu'à la côte du lido où se trouve la station 7. Ceci a pu être précisément suivi et défini le 6 décembre 1960. Entre le 4 et le 6 décembre 1960, le



niveau de l'étang est monté de la cote 45 à la cote 57, phénomène dû à une nette chute barométrique. Il en est résulté une entrée abondante d'eau de mer dont la salinité, anormalement basse du fait des déversements fluviaux du voisinage, inférieure à celle de l'étang (31 ‰ contre 36 ‰), lui permettait de s'épandre en surface en y provoquant une forte pollution. Celle-ci était d'ailleurs dégressive des Eaux Blanches (4 000 *E. coli*/l à la station 2) au Grand Etang (2 000 *E. coli*/l à la station 4) et, sous l'action d'un vent de nord-nord-ouest frais, à la station 7 (160 *E. coli*/l).

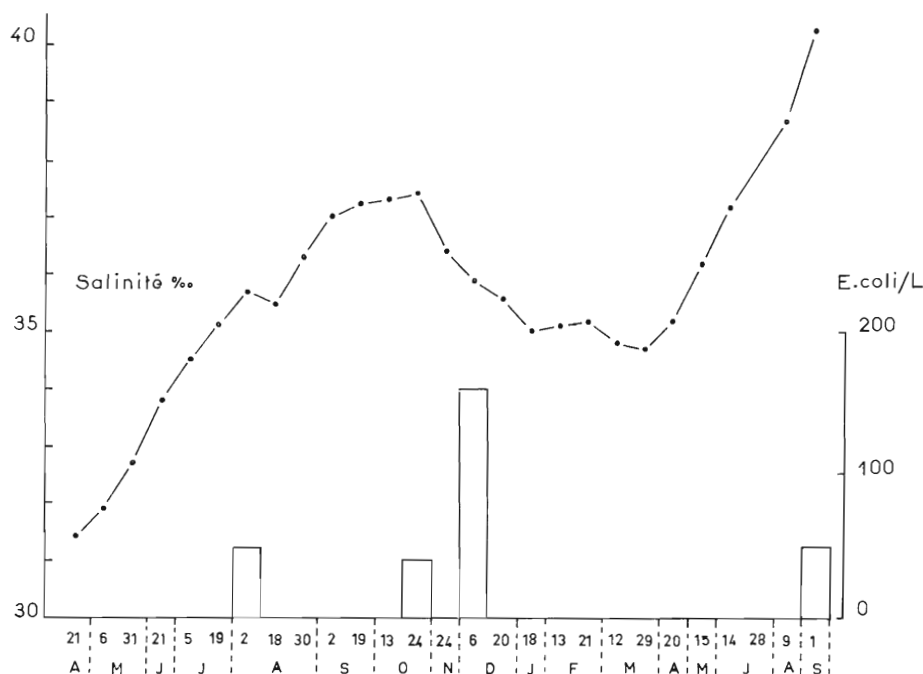


FIG. 18. — Station 7. Observations sur la salinité (S‰) et la densité de pollution (*E. coli*/l) dans l'eau.

On voit donc que dans le Grand Etang, les canaux du Midi et des Salins ne provoquent pas des pollutions aussi marquées que le font pour l'étang des Eaux Blanches le canal du Rhône et surtout le canal maritime, drain ordinaire des égouts de l'importante agglomération de Sète.

## 6) La rive continentale du Grand Etang et ses pollutions.

### a) Pollution.

Nous savons (fig. 5 à 12) que si la partie centrale du Grand Etang ne subit guère de pollution, sa bordure continentale sur laquelle sont établies les villes de Mèze, Bouzigues, etc., peut être partiellement ou presque totalement polluée bien qu'aucun canal, aucune rivière pérenne n'y aboutisse. Cette zone est en effet polluée par les eaux de ruissellement qui lessivent les champs d'épandage des bourgades riveraines et les eaux usées de ces agglomérations, périodiquement ou accidentellement enflées par les pluies de régime méditerranéen que reçoit le bassin de Thau.

Cette bande d'eau continentale du bassin constituant une zone particulièrement critique, puisqu'elle est celle où se concentrent les installations conchylicoles de la région, il est bon d'en étudier plus précisément les pollutions et de préciser l'origine de ces dernières.

A cet effet, de manière à observer les variations de la pollution depuis la côte vers le large, nous avons divisé longitudinalement le Grand Etang en trois zones : côtière, intermédiaire et centrale. C'est dans la zone côtière qu'ont été fixées nos stations les plus nombreuses (n<sup>os</sup> 10, 11, 13, 17, 18, 19). La bande intermédiaire a été contrôlée grâce aux stations n<sup>os</sup> 12, 14, 15 et 16; dans

la zone centrale, sur l'axe de l'étang, aux plus grandes profondeurs, ont été situées les stations n<sup>os</sup> 5, 6 et 8. Par examen comparatif de ces trois séries de stations il est possible d'obtenir les précisions désirables sur les modalités de cette pollution.

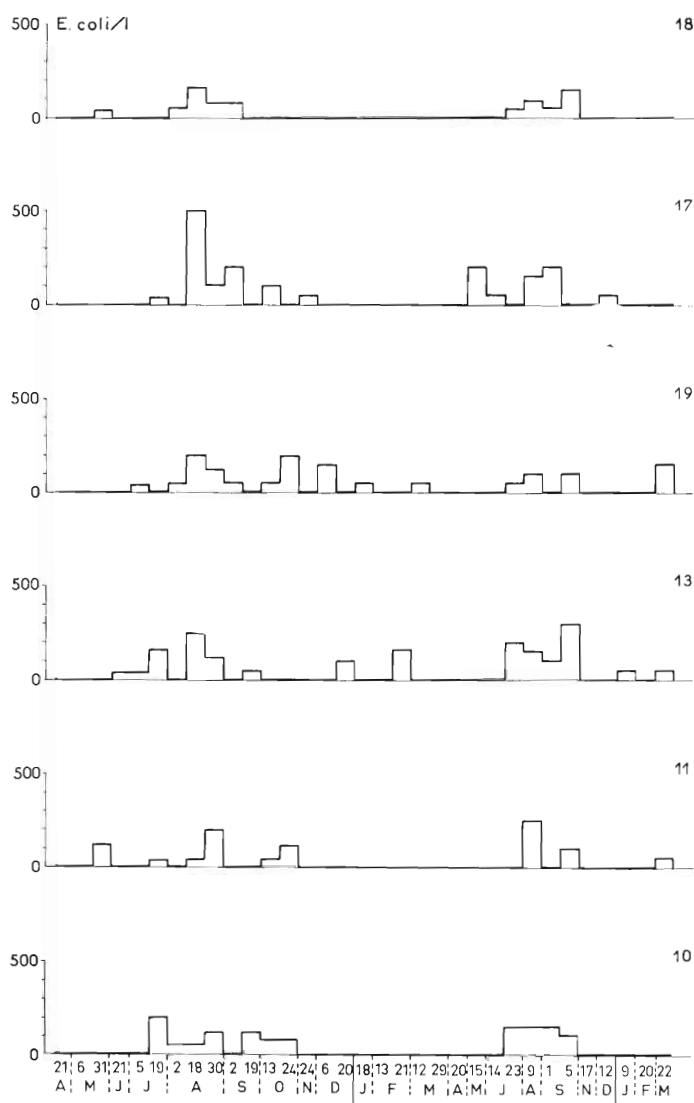


FIG. 19. — Observations sur la densité de la contamination (E. coli/l) de l'eau aux différentes stations de la rive continentale (zone côtière) entre surface et fond.

**Zone côtière.** Le graphique de la figure 19 donne l'importance de la contamination de l'eau prélevée aux diverses stations entre surface et fond.

a) Les pollutions présentent, à quelques exceptions près, les mêmes variations pour les 6 stations, avec un taux plus faible aux stations 11 et 12 situées d'ailleurs un peu plus au large que les autres.

b) La pollution présente avec régularité les taux les plus élevés bien que variables suivant l'année et le lieu, aux mois de juillet, août et septembre.

En 1960 et 1961, ces taux ont atteint les limites supérieures suivantes :

	1960	1961		1960	1961	
à la station 17	500	250	<i>E. coli</i> /l	200	250	<i>E. coli</i> /l
» 19	250	100	»	200	150	»
» 13	250	300	»	160	150	»

c) En dehors de ces pollutions régulières, il en apparaît d'autres que l'on peut qualifier d'accidentelles, avant et après cette période estivale. Leur taux se tient entre 40 et 200 *E. coli*/l. Les principales sont enregistrées en mai et juin ainsi qu'en octobre et novembre.

d) Enfin, sur nos deux cycles annuels d'observations, les pollutions ne dépassent pas 100 *E. coli*/l durant la période de novembre à avril, à deux exceptions près, d'ailleurs faibles, le 21 février 1961, à la station 13 avec 160 *E. coli*/l et le 22 mars 1962 à la station 19 avec 150 *E. coli*/l.

**Zone intermédiaire** (fig. 20). Ici ont été analysées les eaux de surface et celles de fond. Les résultats sont voisins de ceux obtenus dans la zone côtière sauf que le taux de pollution, comme il fallait s'y attendre, est en général moins élevé.

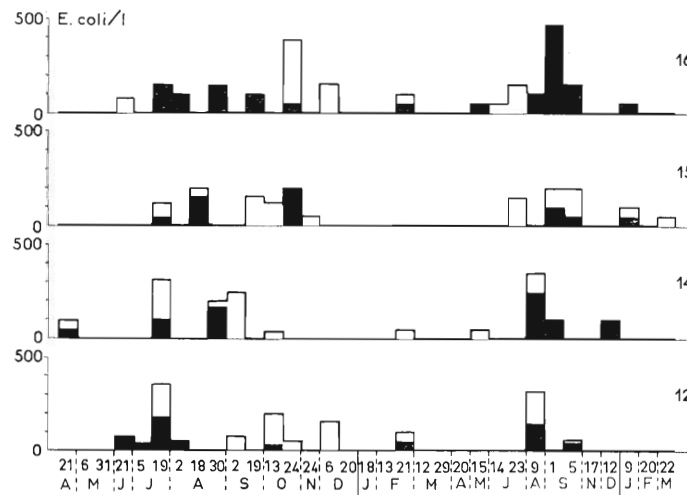


FIG. 20. — Observations sur la densité de la contamination (*E. coli*/l) de l'eau, aux différentes stations de la zone intermédiaire : en surface (en blanc), au fond (en noir).

a) Les périodes de pollution sont sensiblement les mêmes pour les quatre stations avec cependant une extension plus grande en surface qu'au fond, à l'exception de la partie la plus orientale (station 16) où une situation inverse s'établit. Ce sont, comme dans la zone côtière, les mois de juillet, août et septembre qui marquent le maximum de pollution. Plus sensible au fond qu'en surface, il atteint les limites supérieures suivantes :

	en surface		au fond	
station 16	0 et	0	160 et	470
» 15	160 »	150	160 »	100
» 14	250 »	100	160 »	250
» 12	160 »	160	200 »	160

b) Là aussi les pollutions occasionnelles apparaissent de mai à juin et d'octobre à novembre; elles sont moins sensibles en profondeur. Tout à fait exceptionnellement, comme c'est le cas en octobre 1960, elles peuvent atteindre des taux élevés de 300 et 200 *E. coli*/l, respectivement en surface et au fond.

**Zone centrale.** Aux trois stations 5, 6 et 8 les contaminations sont faibles (fig. 21).

a) C'est aussi en juillet, août et septembre, particulièrement en 1961, qu'elles sont les plus fortes, sans dépasser 200 *E. coli*/l.

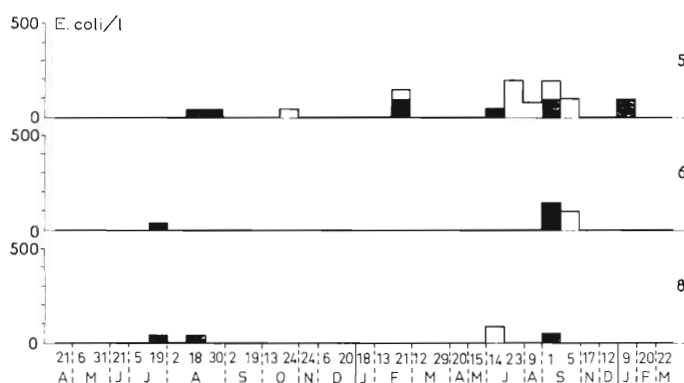


FIG. 21. — Observations sur la densité de la contamination (*E. coli*/l) de l'eau aux différentes stations de la zone centrale : en surface (en blanc), au fond (en noir).

b) Elles peuvent survenir occasionnellement d'octobre à mai, elles sont alors égales ou de peu supérieures à 100 *E. coli*/l.

On a donc bien dans ces trois secteurs, quelque peu arbitrairement divisés il est vrai, une identité de situation quant aux pollutions, avec :

Mois	Hauteur d'eau tombée (en mm)		Nb de jours pluvieux		Hauteur d'eau par jour pluvieux (en mm)	
	1960-61	1961-62	1960-61	1961-62	1960-61	1961-62
Avril	0	99	0	8	0	12
Mai	8	19	2	4	4	4
Juin	24	39	5	2	5	19
Juillet	35	1	4	1	9	1
Août	69	10	6	2	11	5
Sept.	20	13	9	3	2	4
Oct.	86	119	9	6	9	11
Nov.	9	74	4	14	2	5
Déc.	79	25	13	6	6	3
Janv.	33	29	5	4	5	5
Févr.	46	28	4	4	9	7
Mars	0	87	0	5	0	12
TOTAL	409	543	61	59	moy. 6,7	9,2
été 1960	158		26		6,06	
hiver 1960-61	254		35		7,24	
été 1961	182		20		9,10	
hiver 1961-62	363		39		9,33	

TABLE. 6. — Relevé mensuel et répartition saisonnière des précipitations à Sète.

une période régulièrement critique en août-septembre,

une période de pollutions accidentelles dans les 2 à 3 mois qui précèdent et qui suivent la première,

une période de salubrité presque totale de novembre à avril.

Il apparaît en outre que la pollution va diminuant de la côte vers le large.

Compte tenu de l'influence qu'exercent les courants venus des Eaux Blanches dont il a été précédemment question, cette distribution d'*E. coli* renseigne du premier coup sur l'origine des pollutions de cette zone continentale. Ce sont les agglomérations du littoral, Mèze, Bouzigues, etc., et leurs champs d'épandage qui en sont responsables, aidés en cela, lorsqu'il pleut, par les eaux qui ruissellent vers le bassin et véhiculent ces pollutions.

### b) Facteurs influençant la pollution.

**Influence des précipitations.** Afin de mesurer l'importance de cette influence il convient tout d'abord de connaître la répartition des précipitations durant la période étudiée.

A cet effet, un relevé mensuel des hauteurs d'eau de pluie tombée a été établi (tabl. 6) et la quantité moyenne de précipitation journalière calculée.

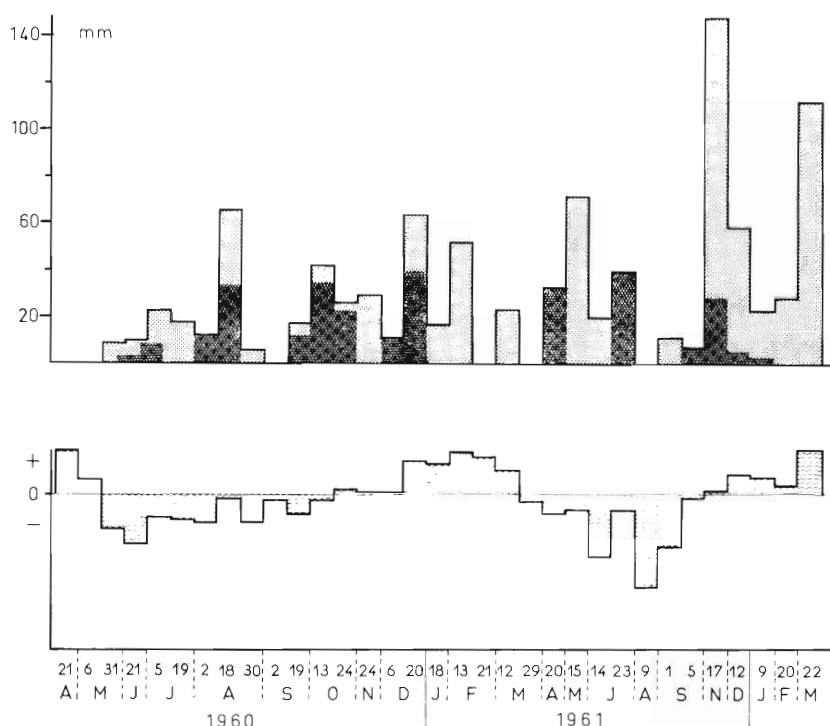


FIG. 22. — Relevé graphique des hauteurs d'eau précipitée, entre chaque prélèvement (en gris) et dans les 10 jours qui ont précédé chaque prélèvement (en noir). Bilan hydrique.

Ces données confirment les observations déjà faites par AUDOUIN pour les années 1954 à 1958, en particulier l'irrégularité de la répartition mensuelle des pluies. C'est ainsi qu'en avril 1961, on a enregistré à Sète 99 mm de hauteur d'eau pour huit jours de pluie, alors que l'année précédente, le même mois, on n'avait pas noté de jours pluvieux.

La période estivale telle qu'elle a été définie, apparaît au cours des années 1960-1961-1962 nettement moins humide que la période hivernale (tabl. 6) et la répartition des précipitations se montre différente d'une année à l'autre. C'est ainsi que les précipitations maximales se situent en juillet, août et septembre pour 1960 et en avril, mai et juin pour 1961.

Quoi qu'il en soit, ces données et celles fournies par l'étude du bilan hydrique qui dans certains cas fait mieux apparaître l'effet réel des précipitations (1) permettent de définir deux époques distinctes (fig. 22).

La première, caractérisée par une pluviosité moins intense et un bilan hydrique déficitaire, se situe d'avril à septembre : « période estivale ».

La seconde, marquée par des précipitations plus importantes qui entraînent la présence de réserves d'eau d'intensité variable dans le sol, se situe d'octobre à mars : « période hivernale ».

Examinons maintenant les relations qui peuvent s'établir entre les deux phénomènes de pluviosité et de pollution. A cet effet les valeurs moyennes de la contamination de l'eau, calculées séparément pour chaque zone, ont été comparées aux données correspondantes fournies sur la hauteur d'eau précipitée entre chaque prélèvement (fig. 23).

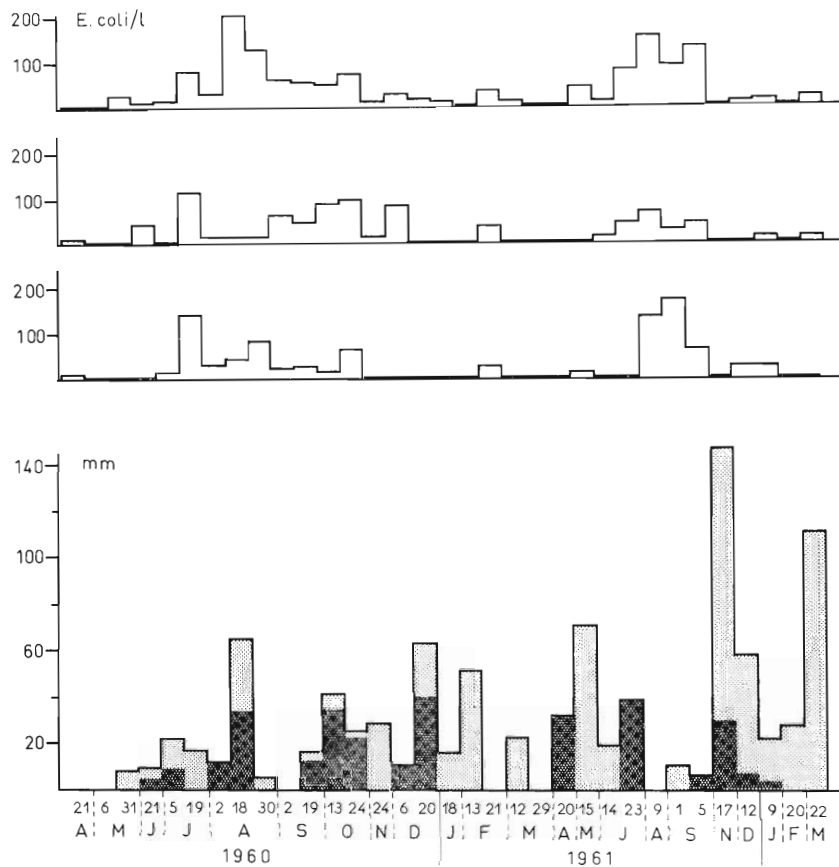


FIG. 23. — Densité moyenne de la pollution (E. coli/l) dans l'eau, pour les zones : côtière, entre surface et fond; intermédiaire, surface, fond. Hauteurs d'eau précipitée.

Une certaine importance doit être accordée à l'influence du choix des dates de prise d'échantillons qui, suivant le cas, se trouvent plus ou moins éloignées des jours de précipitations maximales, les variations de cet écart pouvant entraîner des modifications d'interprétation. Aussi avons-nous tenu compte des données indiquant la hauteur des chutes d'eau enregistrées dans les 10 jours qui précèdent le jour d'observation.

(1) Le bilan hydrique est établi en tenant compte de l'« évapo-transpiration potentielle » (formule de Turc) et de la hauteur d'eau précipitée; il donne la valeur en mm des réserves d'eau utiles du sol, faisant apparaître déficit ou excédent.

Comme nous l'avons vu précédemment, les pollutions les plus importantes rencontrées dans les eaux de la côte continentale se situent en période estivale, plus spécialement en juillet, août et septembre. Or, il apparaît qu'à cette saison les précipitations sont d'une façon générale les moins intenses : le 9 août 1961 par exemple, en pleine période sèche, les précipitations sont nulles depuis le 26 juin, la pollution moyenne est forte, elle atteint respectivement 150 et 125 *E. coli*/l dans les secteurs côtier et intermédiaire. Il en est de même les 1<sup>er</sup> et 7 septembre de la même année où les taux maxima de contamination sont de 125 et 165 *E. coli*/l pour une très faible pluviosité (6 mm). Bien que moins caractérisée, une situation similaire se présente en 1960 pour les mois de juillet et septembre. Par contre, le mois d'août de cette même année est par exception relativement pluvieux (69 mm). On note en particulier des pluies importantes dans les 10 jours précédant les observations du 18 qui font apparaître une pollution moyenne, forte dans le secteur côtier : 200 *E. coli*/l.

La présence de pollutions, qualifiées d'occasionnelles, réparties sur les trois mois qui précèdent ou suivent cette période de contamination maximale, paraît en général plus fréquemment liée aux phénomènes marquants de pluviosité. Cette contamination des eaux apparaît en effet principalement en octobre et décembre 1960, ainsi qu'en juin 1961, qui sont des mois pluvieux. Par exemple au début du mois d'octobre la hauteur d'eau de pluie est de 67 mm; 45 mm sont enregistrés dans les 10 jours qui ont précédé les observations qui font apparaître une contamination moyenne de 65 à 90 *E. coli*/l dans les secteurs côtier et intermédiaire. Il en est de même le 6 décembre 1960 et le 28 juin 1961, jours où des précipitations récentes semblent bien avoir facilité l'apport de pollutions.

Il apparaît cependant difficile d'établir une relation constante directe entre les variations de l'intensité des pollutions d'une part et l'importance des précipitations d'autre part. De même un parallélisme rigoureux entre les deux phénomènes de pluviosité et de contamination n'existe pas. En effet, on peut rencontrer de fortes pollutions en période sèche, comme cela se présente durant les mois d'août et septembre 1961, de même après des pluies assez abondantes la contamination peut être inexistante dans la zone continentale, tel est le cas en avril et novembre de la même année. S'il est incontestable que les eaux de ruissellement dues aux précipitations facilitent la contamination en véhiculant les pollutions qui existent sur la côte nord, il est de même certain que ce facteur ne représente qu'un des éléments influents.

**Influence des conditions atmosphériques.** Comme nous l'avons vu les variations de la pression atmosphérique et les différences de niveau qu'elles provoquent, entraînent des mouvements d'eau et des échanges entre la mer et l'étang.

L'examen des courbes du marégraphe de l'étang nous a permis de noter, entre avril 1960 et mars 1962, l'amplitude des variations de niveau enregistrée entre chacun de nos prélèvements.

Ces données comparées à celles que fournissent les variations de la pression atmosphérique (fig. 24) confirment les observations antérieures d'AUDOUIN (1962) et montrent la relation existant entre ces deux phénomènes. Les écarts de niveau les plus importants correspondent aux plus fortes variations de pression et se placent en hiver : octobre et novembre 1960, novembre 1961 à mars 1962. Les moins forts se situent en été et particulièrement en septembre.

En concordance avec ces maximums et ces minimums les échanges entre l'étang et la mer sont importants en hiver et plus limités en été.

Il semble bien qu'une relation de cause à effet puisse être établie entre ces phénomènes naturels et l'intensité relative des pollutions de l'étang, dans sa zone continentale où s'est développée la conchyliculture. C'est en effet durant l'été avec des variations de niveau minimum, donc au moment où les échanges avec la mer sont les plus limités, que la contamination est la plus forte, ceci compte tenu des causes supplémentaires de pollution que constituent le tourisme et le camping en cette saison. Au contraire en hiver, période de fortes variations de niveau et d'intensification des échanges, cette contamination est la plus faible (fig. 25). En voici deux exemples :

a) du 28 juin au 5 septembre 1961, l'écart de niveau n'excédant pas 22 cm, la pollution était chiffrée entre 75 et 150 *E. coli*/l,

b) du 17 novembre 1961 au 22 mars 1962, l'écart de niveau atteignait 50 et 70 cm, la contamination était inférieure à 20 *E. coli*/l.

De tels résultats ne sont contradictoires qu'en apparence avec ceux qui nous montraient qu'à une forte différence de niveau, à l'encontre de l'étang, correspondait une pollution dominée par un

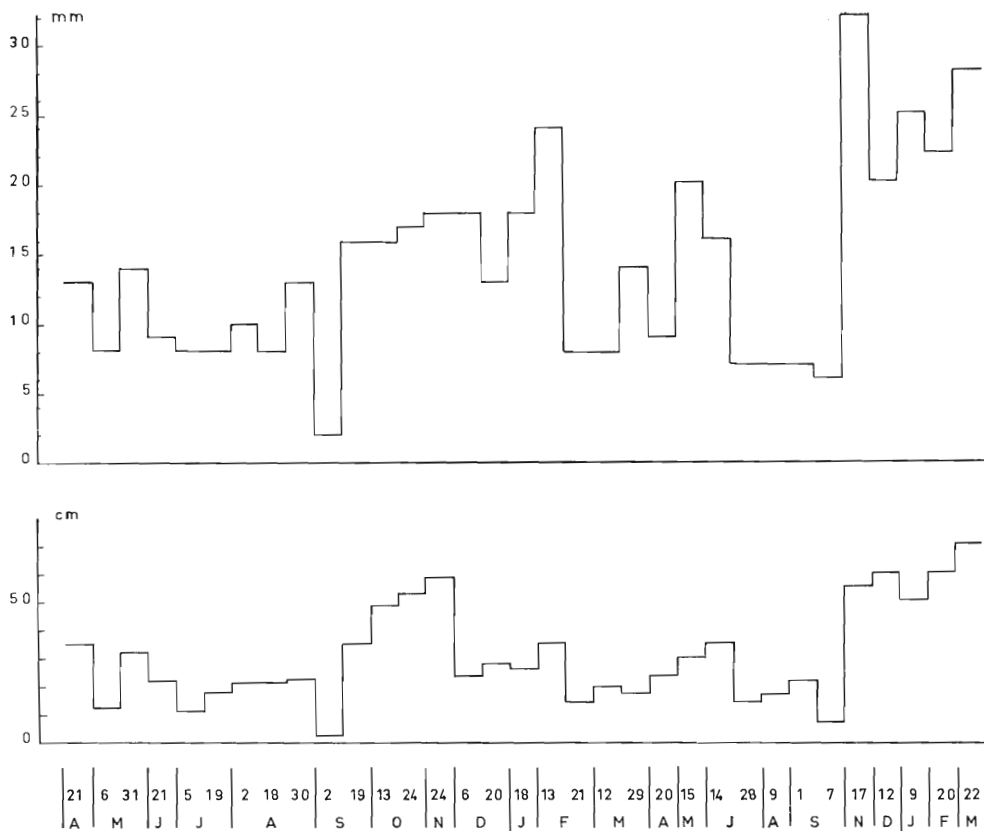


FIG. 24. — Comparaison entre l'amplitude des écarts enregistrés dans les mesures de pression barométrique (mm) et le niveau des eaux de l'étang de Thau (cm).

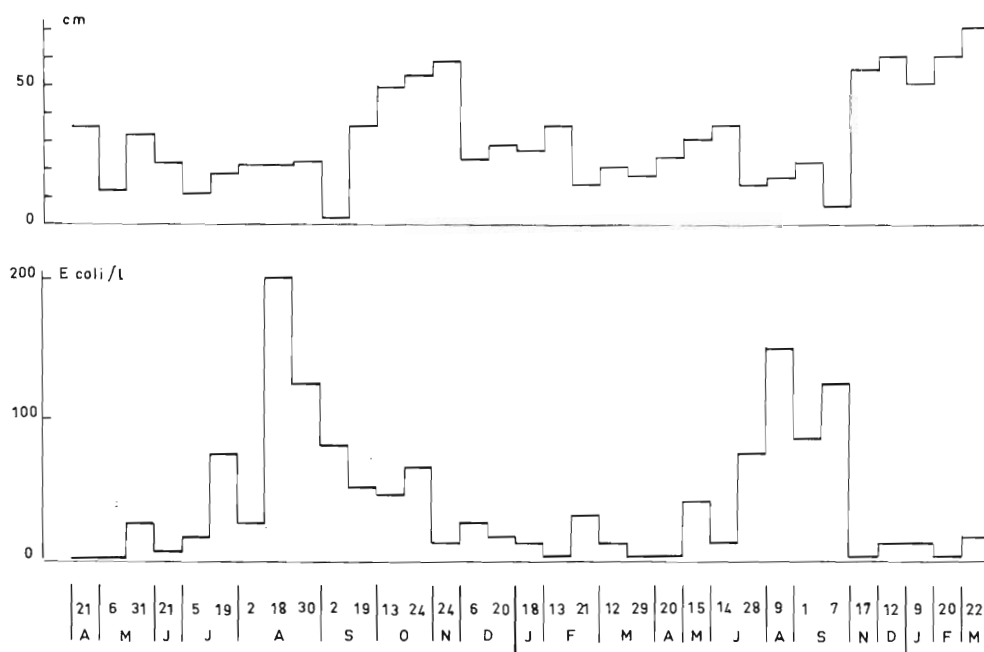


FIG. 25. — Comparaison entre l'amplitude des écarts de niveau des eaux (cm) dans l'étang de Thau et les variations de la densité moyenne de leur pollution (E. coli/l) dans la zone côtière.



courant marin de pénétration. En effet lorsque la pollution a lieu de cette manière cela se produit dans les périodes de fortes variations de la pression et, par ailleurs, dans le Grand Étang où le courant marin est très vite amorti, la pollution, sauf accident, reste faible. En revanche, pendant la période de variation atmosphérique minimale, les eaux côtières du Grand Étang stagnent et retiennent la pollution que les apports urbains accrus nourrissent.

**Influence de la température.** Ce facteur joue lui aussi un rôle important et probablement prépondérant dans le développement de la pollution tant sur le plan général des étangs que sur celui, particulier, des eaux de la rive continentale de Thau.

Dates	Max.	Min.	Moy.	Eaux Blanches	Grand Étang	Différence	Mer
1960							
21 avr. ....	14°3	12°7	13°15	13°40	13°02	EB 0.38	13°15
6 mai ....	17°3	15°2	16°26	16°34	16°22	» 0.12	15°00
31 mai ....	23°4	20°6	22°38	21°88	22°63	GE 0.75	19°50
21 juin ....	25°6	22°0	24°62	24°28	24°79	» 0.51	
5 juill. ....	23°7	18°6	22°35	21°40	22°83	» 1.43	17°75
19 » ....	24°9	22°0	23°83	23°52	23°99	» 0.47	18°60
2 août ....	22°7	21°1	21°78	21°34	22°01	» 0.67	15°00
18 » ....	21°8	18°3	21°16	20°36	21°56	» 1.20	
30 » ....	22°6	22°0	22°43	22°36	22°46	» 0.10	19°35
2 sept. ....	23°8	20°0	22°38	21°53	22°81	» 1.28	
19 » ....	19°8	18°2	19°02	18°44	19°31	» 0.87	17°85
13 oct. ....	15°9	14°9	15°41	15°08	15°57	» 0.49	15°20
24 » ....	15°4	14°3	14°76	14°50	14°90	» 0.40	14°90
24 nov. ....	11°8	11°2	11°44	11°58	11°38	EB 0.20	14°10
6 déc. ....	11°0	9°8	10°46	10°76	10°32	» 0.44	12°85
20 » ....	6°0	4°4	5°28	5°84	5°01	» 0.83	10°10
1961							
18 janv. ....	7°6	3°9	5°11	6°36	4°49	» 1.87	9°70
13 févr. ....	10°2	8°4	9°17	9°80	8°86	» 0.94	11°00
21 » ....	10°8	9°8	10°24	10°44	10°14	» 0.30	11°40
12 mars ....	14°4	12°0	12°96	13°16	12°87	» 0.29	12°35
29 » ....	13°6	12°3	12°85	12°86	12°84	» 0.02	12°40
20 avr. ....	18°3	16°5	17°11	16°82	17°26	GE 0.44	14°80
15 mai ....	20°4	16°6	18°40	17°98	18°61	» 0.63	15°40
14 juin ....	22°8	19°6	20°62	21°38	20°25	EB 1.13	15°25
28 » ....	25°4	23°0	24°53	23°68	24°96	GE 1.28	18°90
9 août ....	25°1	22°8	23°87	23°06	24°27	» 1.21	
1 <sup>er</sup> sept. ....	24°5	21°8	23°18	22°46	23°54	» 1.08	21°25
5 » ....	23°1	22°6	22°84	22°67	22°91	» 0.24	
17 nov. ....				11°30			
12 déc. ....	13°0	9°8	10°50	11°38	10°07	EB 1.31	13°90
1962							
9 janv. ....	9°0	7°7	7°99	8°16	7°90	» 0.26	
20 févr. ....	8°3	6°4	7°06	7°28	6°95	» 0.33	10°30
22 mars ....	7°8	6°4	7°04	7°20	6°97	» 0.23	8°20

TABLE 7. — *Températures des eaux de l'étang de Thau.*  
Différence = excès en faveur : EB des Eaux Blanches, GE du Grand Étang.

Le relevé de la température des eaux complétant leur analyse quotidienne (tabl. 7) fait apparaître une réelle concordance entre l'élévation de la température et l'intensité de la contamination (tabl. 8).

Pour une température inférieure à 15°, la pollution moyenne de l'ensemble de l'étang n'excède par 50 *E. coli*/l. Le pourcentage des résultats positifs atteint son maximum dans le secteur côtier et diminue progressivement vers le centre de l'étang.

Lorsque la température dépasse 15° l'intensité de la contamination s'élève. Elle est comprise entre 50 et 100 *E. coli*/l dans 33 % des cas dans le secteur côtier, dans 33 % des cas également dans le secteur intermédiaire en surface et dans 16 % des cas près du fond.

Elle augmente encore lorsque la température s'établit entre 20 et 25°. Dans le secteur côtier 100 % des analyses deviennent positives, dont 62 % présentent plus de 50 *E. coli*/l et 16 % plus de 150.

Stations	Eté 1960	Hiver 1960/61	Eté 1961	Hiver 1961/62
1 S	5.36	5.82	4.80	5.34
1 F	5.34	5.62	5.00	5.13
2 S	4.96	5.85	4.04	5.10
2 F	5.00	5.65	3.96	4.64
4 S	5.04	5.97	4.71	5.70
4 F	5.01	5.85	4.43	5.60
16 S	4.95	5.84	4.69	5.78
16 F	4.81	5.92	3.87	5.97
15 S	4.92	5.97	4.69	5.99
15 F	4.84	5.94	4.50	5.25
14 S	4.85	6.00	4.44	5.91
14 F	4.80	5.89	4.30	6.01
12 S	4.83	5.78	4.38	6.04
12 F	4.86	5.85	4.35	5.68
5 S	4.91	5.96	4.64	5.56
5 F	4.65	5.77	3.87	5.61
6 S	4.71	5.95	4.77	5.43
6 F	4.70	5.97	4.18	6.09
8 S	4.62	6.01	4.57	
8 F	4.63	6.04	4.72	
17 S	4.92	6.05	4.29	5.21
19	4.76	6.10	4.83	6.01
13	4.60	5.78	4.44	5.95
11	4.45	5.82	4.39	5.96
10	4.88	6.01	4.51	5.88
3	4.98	5.78	4.92	5.58
18	4.99	5.93	4.63	5.86
9	5.21	5.92	4.33	6.28
7	5.04	5.92	5.05	
Secteur côtier .....	4.72	5.95	4.49	5.80
Secteur intermédiaire :				
surface .....	4.88	5.89	4.55	5.93
fond .....	4.82	5.90	4.25	5.72
Secteur central :				
surface .....	4.74	5.97	4.66	5.49
fond .....	4.66	5.92	4.25	5.85

TABL. 9. — Teneur moyenne en oxygène dissous (ml par litre) des eaux de l'étang de Thau, par station et par secteur. S : surface. F : fond.

Le taux de pollution augmente dans des proportions comparables aux stations intermédiaires et à celles du large.

Il semble donc bien, tant est régulièrement progressive la concordance entre la contamination et l'élévation de la température, que celle-ci est dans le cas qui nous occupe le facteur le plus favorable à la pollution de la rive continentale du Grand Etang et de ses approches.

En complément de cette étude, de nombreuses observations (778) ont été faites sur la teneur en oxygène dissous des eaux. Une relation directe constante n'a pu être établie entre ces valeurs et l'intensité de la contamination rencontrée. Cependant, à titre indicatif, un relevé par station et

par secteur, de la teneur moyenne en oxygène dissous des eaux, en fonction des saisons, a été établi pour l'étang de Thau dans son ensemble (tabl. 9).

T°C de l'eau	5 à 10°				10 à 15°				15 à 20°				20 à 25°			
<i>E. coli</i> /l	0 à 50	50 à 100	100 à 150	150 à 200	0 à 50	50 à 100	100 à 150	150 à 200	0 à 50	50 à 100	100 à 150	150 à 200	0 à 50	50 à 100	100 à 150	150 à 200
Secteur côtier .....	67	0	0	0	73	0	0	0	33	33	0	0	37	30	16	17
Secteur intermédiaire :																
surface .....	35	0	0	0	42	15	0	0	17	33	0	0	52	23	10	0
fond .....	28	0	0	0	34	0	0	0	50	17	0	0	30	15	15	10
Secteur central :																
surface .....	15	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	23	9	8	0
fond .....	18	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	30	10	0	0

TABLE. 8. — Variation de l'intensité de la pollution en fonction de la température : répartition (en %) des analyses positives dans les différents secteurs.

#### CHAPITRE IV

### LA POLLUTION DES COQUILLAGES

Ayant désormais un bon nombre d'éléments pour une certaine connaissance de la pollution des eaux du bassin de Thau, il est possible d'envisager son incidence sur la qualité des coquillages : ceux qui vivent naturellement sur le fond des étangs et ceux qui font l'objet d'un élevage systématique.

#### I. - Pollution des coquillages d'élevage.

##### 1) Leur contamination.

La culture des moules (*Mytilus galloprovincialis* LAMARCK) et des huîtres (*Gryphaea angulata* LINNÉ) porte sur une superficie de 235 hectares groupant 650 concessions ou réserves. Cette conchyliculture se fait au moyen d'installations particulières sur des ensembles de pieux verticaux soutenus par des substructures constituées par des rails fichés dans le sol de l'étang (fig. 26). Ces installations ont été trop souvent décrites pour que nous fassions plus que cette brève allusion.

Du point de vue géographique, elles s'alignent le long de la côte continentale, entre Bouzigues et Marseillan (fig. 27) et c'est la raison pour laquelle nos stations de prélèvements et d'observations ont été principalement choisies dans cette région, de manière à encadrer toute la zone conchylicole, car il était particulièrement intéressant de connaître, pour mieux les combattre, les causes possibles de contamination des mollusques d'élevage dont un contrôle de la salubrité, pour être efficace, doit s'appuyer sur des données suffisamment sûres.

Nous avons donc complété l'étude de la pollution des eaux par celle des mollusques d'élevage et principalement des moules, lesquelles représentent les deux tiers de cette production. À cette fin il a été procédé à des prélèvements méthodiques de mollusques en 4 stations (n<sup>os</sup> 10, 11, 13, 17) choisies sur les parcs de la zone côtière et en 4 autres (12, 14, 15, 16) à la limite sud des concessions (tabl. 10) dans ce que nous avons appelé la zone intermédiaire. Les prélèvements, au nombre de 258, ont tous été effectués sur des collecteurs verticaux, soigneusement repérés, à un mètre sous la surface, niveau qui nous a paru le meilleur.

De nombreux auteurs ont étudié la pollution des coquillages et l'on sait que ces derniers absorbent les germes en même temps que leur nourriture par filtration de l'eau dans laquelle ils vivent. Les moules notamment concentrent dans leur mucus branchial et dans leur tube digestif les éléments minéraux et organiques en suspension dans l'eau et l'on sait aussi que les germes pathogènes vivent, dans l'organisme des mollusques, pendant un temps assez long.



FIG. 26. — Les parcs d'élevage vus de la rive continentale de l'étang de Thau.

CAMBACÉDÈS (1932) a montré la persistance de la vitalité et de la virulence initiales de *Salmonelles* injectées dans les tissus de mollusques. BUONOMINI et ALBANO (1938) ont noté que le bacille typhique reste bien vivant dans leur organisme. PRESNELL et KELLY (1961) ont observé, dans les huîtres conservées, non seulement le maintien mais la multiplication de toutes sortes de bactéries, y compris les *Salmonelles*. BRISOU indique enfin que les moules peuvent être souillées de coliformes, de *Proteus*, d'anaérobies putrides, de liquéfiantes et d'entérocoques et qu'elles restent souvent d'une qualité bactériologique médiocre.

On doit donc s'attendre à rencontrer dans la zone étudiée une certaine relation entre la qualité des eaux et celle des coquillages qui y sont élevés. Mais si cette relation est probable, elle n'est pas évidente a priori, car il peut y avoir des modalités dans la contamination des coquillages. Nous ignorons, par exemple, lorsqu'une eau polluée a cessé de l'être, quels sont les délais nécessaires aux coquillages pour cesser de l'être aussi. Nous ne connaissons pas non plus le pouvoir contaminateur d'une eau légèrement polluée par rapport à celui d'une eau fortement polluée.

La question, importante du point de vue scientifique, l'est davantage encore sur le plan de la

santé publique, qui doit être garantie par une connaissance précise du degré de salubrité des coquillages livrés à la consommation. C'est ce que nous allons chercher à savoir par l'examen de 262 analyses que nous avons faites et qui donnent la teneur en germes des moules des secteurs côtier et intermédiaire dans lesquels se trouvent les parcs d'élevage.

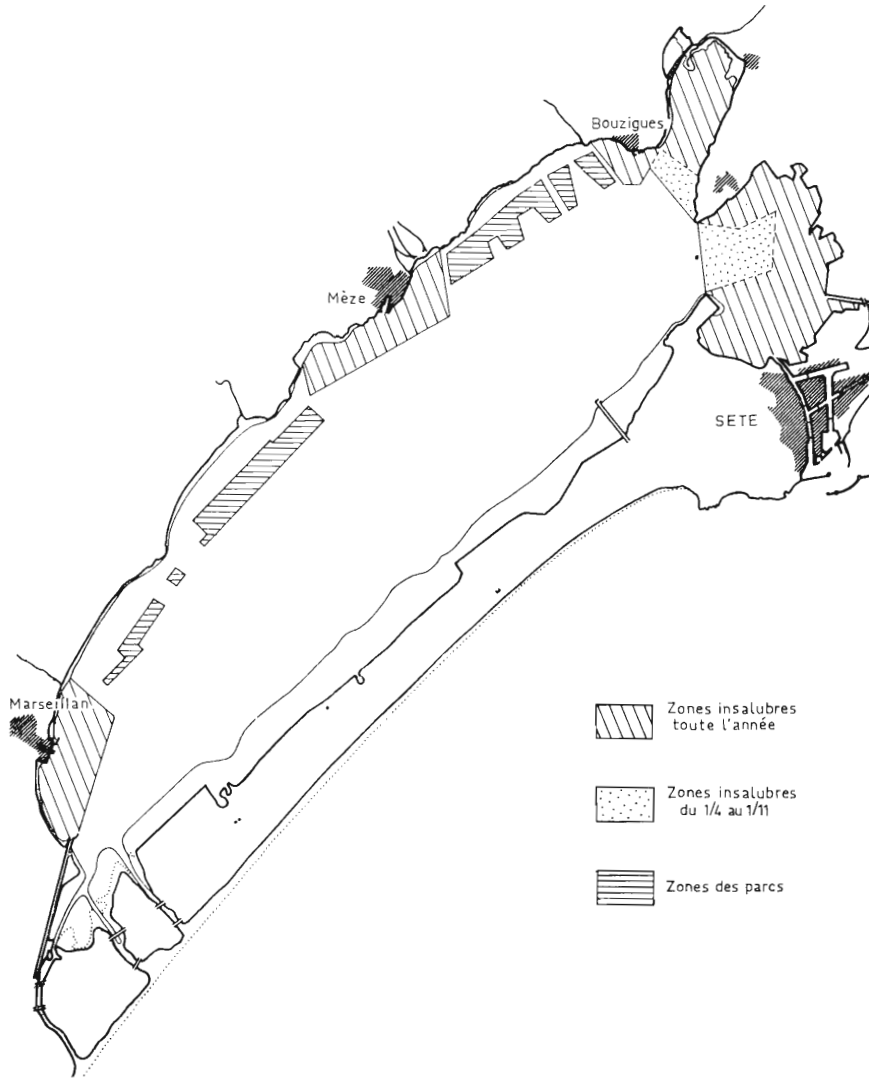


FIG. 27. — Position des parcs d'élevage dans l'étang de Thau.

Le tableau 11 et les diagrammes des figures 28 et 29 indiquent, comme pour l'eau, que la pollution passe généralement par un minimum hivernal de la fin novembre au début d'avril, puis qu'elle augmente en été pour diminuer et tendre vers le minimum d'hiver. Mais ce processus n'est pas régulier. L'hiver n'échappe pas en effet à des contaminations accidentelles, puisqu'elles peuvent atteindre des taux de plusieurs milliers d'*E. coli*. Dans ce cas c'est la zone de Bouzigues qui est la plus atteinte, le secteur intermédiaire étant plus affecté (station 16) que le secteur côtier (sta-

tion 17). Comme nos observations faites pour l'eau l'ont démontré, c'est au mois d'octobre 1960 que le maximum est atteint avec 24 000 *E. coli*/l à la station 16.

Dates	Stations							
	17	13	11	10	16	15	14	12
21.IV.60	0	0	0	0	1 800	0	3 600	0
6.V.60	0	600	0	0	0	0	0	0
31.V.60	1 800	0	0	600	0	0	0	0
21.VI.60	600	600	0	0	0	600	0	0
5.VII.60	600	600	0	0	1 200	0	600	0
19.VII.60	450	0	0	0	6 000	0	750	0
2.VIII.60	600	600	0	0	6 000	1 800	1 800	1 800
18.VIII.60	18 000	3 900	1 200	600	1 800	1 800	1 800	600
30.VIII.60	2 400	1 200	2 400	1 200	1 800	600	600	1 800
2.IX.60	1 800	1 200	1 800	1 200	3 000	1 800	1 800	1 800
19.IX.60		1 800	0	2 400	600	600	1 200	
13.X.60	300	150	3 000	660	660	0	450	480
24.X.60	2 700	7 500	2 700	2 700	24 000	900	3 600	0
24.XI.60	4 500	750	0	600	550	600	0	450
6.XII.60	300	0	150	0	660	3 000	960	300
20.XII.60	0	600	1 500	150	900	750	0	0
18.I.61	150	660	300	300	600	150	600	150
13.II.61	0	3 000	1 800	150	3 000	3 000	3 000	150
21.II.61	900	3 000	150	450	450	300	900	750
12.III.61	150	0	0	150	150	0	300	0
29.III.61	450	0	0	0	450	0	150	0
20.IV.61	0	0	0	300	0	0	4 500	0
15.V.61	1 410	0			3 000	1 110	720	150
14.VI.61	600	150	150	0	600	0	300	300
20.VI.61	150	600	0	0	0	300	300	0
9.VIII.61	300	650	450	1 950	1 500	3 000	1 500	300
1.IX.61	300	1 500	0	450	300	600	300	600
5.IX.61	1 950	7 500	0	7 500	1 950	7 500	1 950	0
17.XI.61		0	0	0	0	150	0	0
12.XII.61	150	600	450	150	7 500	300	4 500	0
9.I.62	1 410	1 410			6 000		3 000	1 500
20.II.62	150	6 000	1 500	6 000	1 900	1 500	600	1 200
22.III.62	450	600	300	300	1 410	960	300	000

TABLE. 10. — Pollution journalière (*E. coli*/l) enregistrée dans la chair des mollusques (moules) aux différentes stations.

De tels résultats, du point de vue pratique, ne sont pas sans donner d'inquiétude sur la salubrité des coquillages élevés dans cette zone. Sans pour autant cesser d'être vigilant, on doit néanmoins indiquer qu'ils sont, en hiver surtout, le fait de souillures accidentelles et que dans la majeure partie des cas ils n'excèdent pas le seuil de pollution toléré dans la pratique.

## 2) Processus de contamination.

Ceci nous amène à revenir sur les causes de la pollution et ses mécanismes. En effet si le parallélisme, ou exactement une relation de cause à effet, existe bien entre la pollution de l'eau et la contamination des mollusques d'élevage, les résultats des analyses des eaux et ceux des analyses de chair des mollusques ne concordent pas toujours.

La concordance est réelle lorsque les conditions de contamination s'établissent pendant une assez

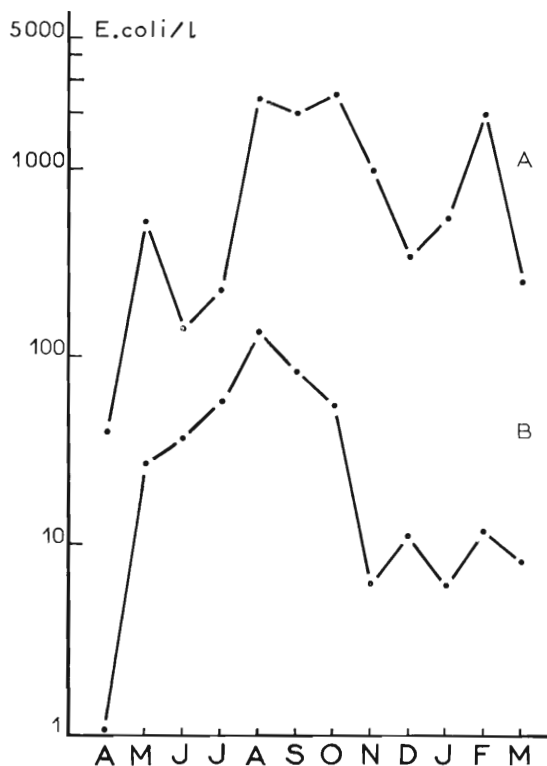


FIG. 28. — Densité mensuelle moyenne de la pollution (E. coli/l) dans la chair des moules (A) et dans l'eau (B), pour la zone côtière entre surface et fond.

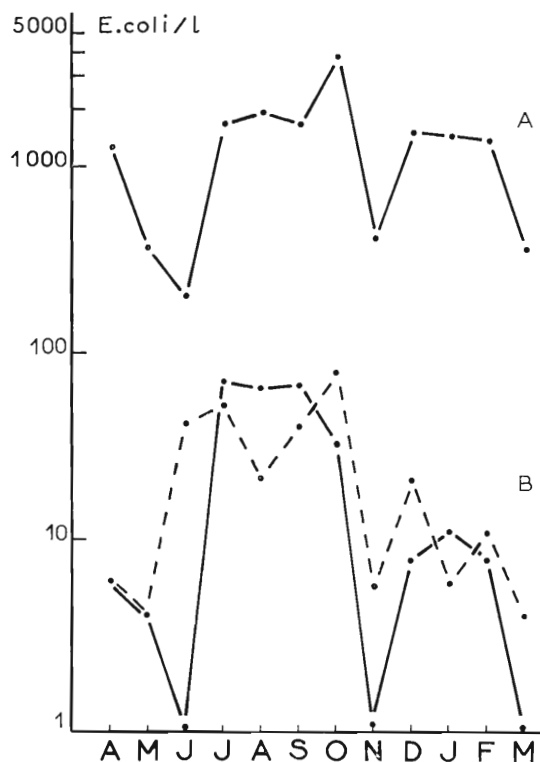


FIG. 29. — Densité mensuelle moyenne de la pollution (E. coli/l) dans la chair des moules (entre surface et fond, A) et dans l'eau (en surface et au fond B), pour la zone intermédiaire.

Mois	Palourdes		Clovisses		Moules		Huitres	
	GE	EB	GE	EB	GE	EB	GE	EB
avril	2 000	18 900	500	17 250				
mai	1 080	13 400	675	18 000				
juin	1 550	5 100	1 200	15 000				
juillet								
août	2 475	18 000	1 725	9 400				
septembre	900	21 450	900	5 000	900	3 350	750	1 500
octobre	1 800	9 000	300	12 000	600	6 600	900	10 200
novembre	600	29 600	0	18 000	400	4 350	150	7 500
décembre	0	37 000	0	10 250	900	11 100	0	16 680
janvier	600	16 660	300	22 000	840	14 220	500	22 500
février	660	16 950	600	13 000	600	15 000	370	12 150
mars	1 080	28 560	700	15 300	480	9 000	300	26 400

TABL. 11. — Densité mensuelle moyenne en E. coli/l trouvée dans la chair des coquillages pêchés dans le Grand Etang (GE) et l'étang des Eaux Blanches (EB) pour la période allant d'avril 1960 à mars 1962.

longue période. Elle est souvent moins nette lorsque la pollution provient d'un phénomène hydro-

logique ou autre de brève durée. Intervient aussi, il faut le reconnaître, le décalage qui se produit entre la contamination des coquillages et celle des eaux, nos prélèvements d'eau et de mollusque ainsi que nos analyses étant faits aux mêmes dates.

**a) Courant et marée.** Nous avons vu que les eaux du Grand Etang, de Bouzigues à Mèze (stations nos 14, 15, 16) sont soumises à une pollution qui vient des Eaux Blanches. Elle est fonction de l'amplitude de la force des courants issus de la mer et qui transportent les souillures du canal maritime.

Lorsque le courant s'est établi récemment et qu'il est faible ou moyen, la pollution, légère, qu'il déclenche dans le Grand Etang, n'apparaît que dans l'eau. On constate en effet que les coquillages restent indemnes.

Si le courant est plus fort et que la pollution de l'eau soit bien marquée, on a alors un début de contamination des coquillages, mais celle-ci ne sera notable que si le phénomène originel se prolonge durant un assez long temps (4 à 5 jours) et que le prélèvement coïncide avec le plein effet du facteur de pollution. Le prélèvement s'effectuant alors que les conditions qui ont provoqué la pollution auront disparu ne montrera qu'une contamination résiduaire plus ou moins marquée.

Voici quelques exemples illustrant ce qui vient d'être dit.

a) L'analyse des eaux, le 19 juillet 1960, en période de stabilité atmosphérique, devant l'existence d'une pollution (160 *E. coli*/l à la station 16), avait amené à considérer qu'une masse d'eau marine d'une certaine puissance avait, antérieurement au prélèvement, pénétré dans l'étang et qu'elle ne s'y était pas complètement mélangée aux eaux de celui-ci. La qualité bactériologique des moules étudiées est concordante; elle est, en effet, caractérisée par une pollution dans le secteur intermédiaire, particulièrement élevée à la station 16 (6 000 *E. coli*/l).

b) En période de variation atmosphérique, le 24 octobre 1960, l'analyse de l'échantillon de mollusques provenant de la station 16 donne un taux élevé : 24 000 *E. coli*/l. Or quelques jours plus tôt, le 21, le niveau de l'étang est passé de 65 cm à 83, puis à 90 le 24, jour où la pollution de l'eau à la station 16 est de 300 *E. coli*/l. L'effet cumulatif de ces élévations successives du niveau entraînant un fort appel d'eau marine est à nos yeux responsable de cette pollution anormale.

c) En revanche, si après une longue période de calme, une hausse de niveau rapide et importante est suivie d'une baisse de même valeur, le courant n'a pas eu le temps de s'établir et la pollution reste faible. C'est ce qui est arrivé le 24 novembre 1960 où les phénomènes précités s'étant succédé en moins de 24 h, le taux de pollution pour l'ensemble des stations dans la chair des mollusques ne dépasse pas 925 *E. coli*/l en moyenne, alors qu'elle est pratiquement nulle dans l'eau.

d) Si de fortes marées entraînent une hausse de niveau progressive et non subite comme dans le cas précédent, la contamination des mollusques augmente; ce fut le cas entre le 11 et le 15 mai où la pollution moyenne atteignit ce jour-là 1 065 *E. coli*/l dans les moules. Il en fut de même dans des conditions semblables le 9 janvier 1962 où son taux fut de 2 625 *E. coli*/l.

De nombreux autres exemples du même ordre pourraient être cités, mais ceux-ci nous semblent suffisants pour nous permettre de conclure que les eaux souillées sont bien d'origine marine, qu'elles pénètrent dans le Grand Etang en s'infléchissant vers la zone conchylicole, mais sans trop dépasser le secteur compris entre Roquerols et Bouzigues, et enfin que la pollution de la zone d'élevage est en rapport direct avec les venues d'eaux marines qui, au passage du canal maritime, se sont chargées des souillures issues de l'agglomération sétoise.

**b) Précipitations.** Lorsque les précipitations sont importantes et relativement continues durant la décade qui précède les observations, les mollusques peuvent subir une forte pollution dans le secteur côtier. Ainsi les analyses faites les 18 août et 24 octobre 1960, après une série de pluies assez fortes (64 mm du 2 au 18 août, 59 mm du 3 au 24 octobre) ont donné respectivement des taux moyens de 6 000 et 3 900 *E. coli*/l (eau 210 et 50) sur l'ensemble de ce secteur. Par contre si les prélèvements sont faits assez longtemps après la période de plus forte précipitation (délai supérieur à 10 jours) la contamination moyenne des mollusques diminue dans la zone conchylicole, sauf cependant au débouché des rus. Ce fut le cas le 24 novembre 1960 avec 4 500 *E. coli*/l au ru de Bouzigues (eau 50) (station 17), le 21 février 1961 avec 3 000 *E. coli*/l au ru du Mourre



Blanc (eau 160) (station 13) alors que la pollution moyenne des coquillages du secteur côtier était inférieure (respectivement 1 460 et 1 100 *E. coli*/l).

Généralement la pollution des moules, à la limite des parcs, c'est-à-dire dans la zone intermédiaire, obéit moins que dans le secteur côtier à l'intensité et l'abondance des pluies. Le 18 août 1960, par exemple, le taux en germes moyen dans ce secteur, sans être négligeable, est seulement de 1 500 *E. coli*/l. Mais il peut être plus élevé; on en a eu la preuve par exemple avec des taux moyens de 3 075 *E. coli*/l le 12 décembre 1961, 2 600 *E. coli*/l le 9 janvier 1962.

De tels taux peuvent s'élever encore par l'effet cumulatif des pluies et du transport par les courants auxquels donnent naissance les variations de la pression atmosphérique. Le meilleur exemple en est fourni entre le 13 et le 24 octobre 1960. Alors que le 13, après une forte pluie (36 mm du 3 au 13), la pollution moyenne à terre et au large est relativement faible (respectivement 1 025 et 400 *E. coli*/l), le 24 après une chute de pluie notable (27 mm du 14 au 24), par élévation du niveau de l'étang (59 à 78) et venue correspondante d'un courant des Eaux Blanches, ces taux passent à 3 900 et 7 125 *E. coli*/l.

En revanche, si au lieu d'être le siège de basses pressions l'étang supporte des pressions fortes qui abaissent son niveau de manière continue (63 à 41) avec courant de sortie vers la mer, la pollution diminue même si les précipitations persistent, car l'évacuation des eaux de la zone conchylicole en direction de la mer se disperse et dilue les souillures, les coquillages de parc ne sont plus alors que faiblement contaminés. Il en est ainsi le 13 octobre 1960.

C'est à ce dernier phénomène que peut être en partie attribué le faible degré de contamination rencontré dans les moules les 20 décembre 1960 et 20 avril 1961. A ces dates, en effet, la pollution moyenne dans les secteurs côtier et intermédiaire est respectivement de 560 et 410, 75 et 1 125 *E. coli*/l, alors que la hauteur d'eau précipitée est cependant voisine de 35 mm dans les 10 jours qui ont précédé les observations.

Nous avons déjà remarqué que la pollution de l'eau est totalement influencée par l'élévation de la température et qu'elle est maximale entre 20 et 25°C. C'est la raison pour laquelle l'été constitue la période de pollution maximale du Grand Étang dans son ensemble et du secteur conchylicole en particulier, ceci étant valable pour les coquillages comme pour l'eau.

*En résumé*, l'analyse en longues et nombreuses séries, des coquillages d'élevage (moules) du Grand Étang, nous montre que leur pollution avec des variantes relativement négligeables est fonction de la pollution des eaux elles-mêmes. Sur le plan pratique on pourra considérer, lorsqu'une analyse d'eau est largement positive, que les coquillages qu'on y élève sont également pollués. En revanche, dans certains cas, rares il est vrai, où l'analyse ne révélerait qu'une très faible pollution de l'eau, un examen des coquillages restera nécessaire car des pollutions résiduelles peuvent exister, plus ou moins prolongées suivant le degré d'une pollution antérieure qui n'aura pas été décelée par un prélèvement fait au bon moment.

## II. - Pollution des coquillages de pêche.

L'étang de Thau dans son ensemble doit être considéré comme une vaste zone coquillière naturelle; sur presque toute son étendue on trouve des coquillages en formations plus ou moins denses. Leur pêche est libre, sauf dans des zones classées insalubres et par conséquent interdites mais, dans ce cas, leur exploitation peut être permise sous certaines conditions.

Nous avons pu délimiter avec une relative précision (fig. 30, 31) les secteurs productifs qui sont le plus régulièrement exploités par les pêcheurs professionnels et noter pour chacun d'eux l'espèce dominante.

En dépit des difficultés qu'il y a à connaître les chiffres exacts de la production annuelle de coquillages de pêche, celle-ci peut être estimée à 1 200 tonnes pour l'ensemble de l'étang de Thau.

Le Grand Étang et les Eaux Blanches présentent des modalités différentes d'exploitation. Dans le premier les gisements ne sont pas régulièrement productifs et telle zone où la pêche est rentable une année n'est pas exploitable l'année suivante.

Dans l'étang des Eaux Blanches, au contraire, la pêche se pratique de manière permanente, sa richesse étant plus régulière, vraisemblablement du fait d'apports plus constants de matière organique.

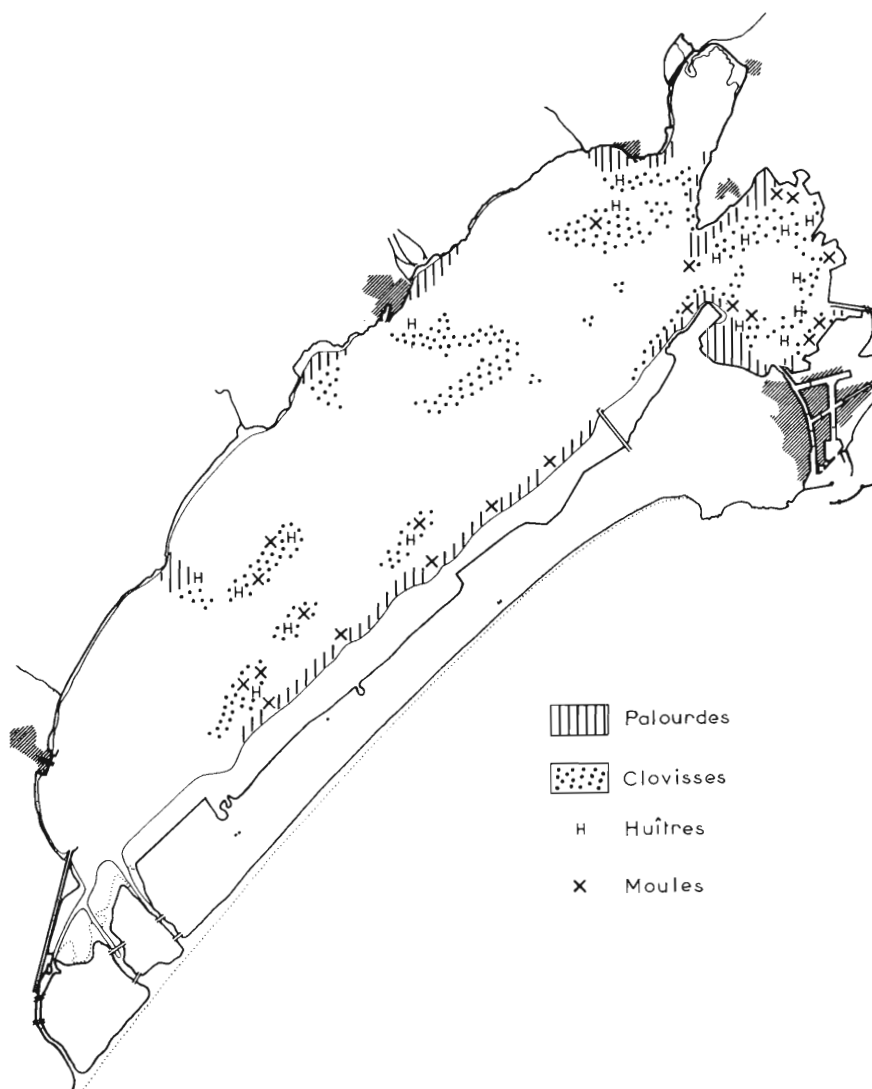


FIG. 30. — Etang de Thau : les gisements de coquillages.

L'exercice du contrôle bactériologique des produits de cette pêche nous a permis d'effectuer de nombreuses observations sur la qualité sanitaire des coquillages (moules, huîtres, palourdes et clovisses). Les résultats retenus dans ce travail sont ceux obtenus sur des coquillages d'espèces diverses prélevés à bord d'embarcations de professionnels en action de pêche durant les années 1960 à 1962, dans l'une et l'autre nappes d'eau (248 prélèvements).

Etant donné la diversité des lieux de prélèvement, il est malaisé d'établir une répartition géographique détaillée de la contamination semblable à celle que nous avons faite pour l'eau et les coquillages d'élevage grâce à des stations fixes. Nous ne fournirons donc ici que des données générales sur les variations mensuelles moyennes de la pollution des différentes espèces de ces coquillages (fig. 32).

### 1) *Grand Etang.*

Il n'a pas été possible pour les quatre espèces de mollusques considérées d'établir des comparaisons sur l'ensemble de l'année sauf pour les clovisses et les palourdes car l'emploi de certains engins de pêche (drague, clovissière) étant limité à certaines saisons, on ne peut trouver dans les récoltes des pêcheurs *in situ* tous les coquillages souhaités.

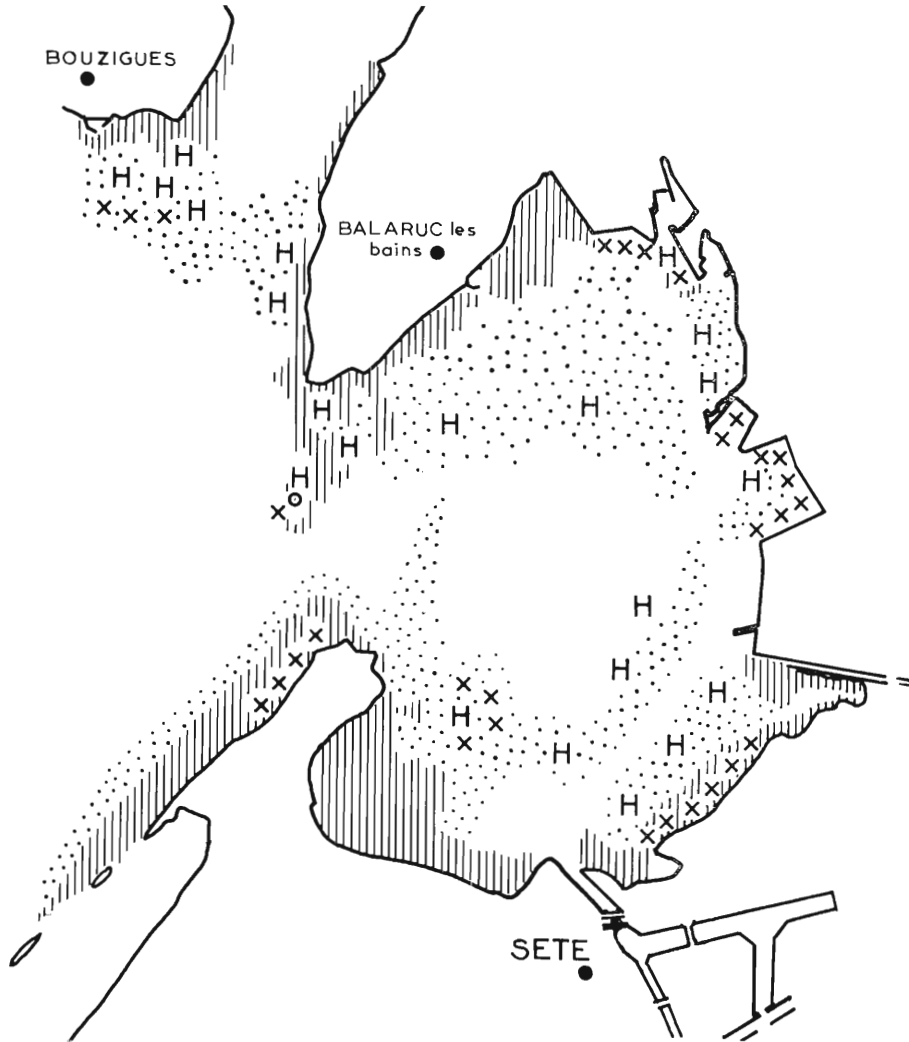


FIG. 31. — *Etang des Eaux Blanches : les gisements de coquillages.*

Cependant le tableau 11 met en évidence un certain nombre de faits qui nous renseignent sur les modalités et l'importance des contaminations.

C'est ainsi qu'on y relève une pollution maximale en été (août) et minimale en hiver, ce qui est naturel comme pour l'eau et les moules d'élevage. Elle est mise ici en évidence par les résultats obtenus sur les deux espèces de mollusques (palourdes et clovisses) dont nous avons pu suivre l'évolution toute l'année.

On remarquera en passant que les palourdes sont toujours plus fortement contaminées que les clovisses ce qui tient au fait qu'elles sont plus côtières donc plus près des secteurs de pollutions les plus fortes.

## 2) Etang des Eaux Blanches.

Dans ce secteur (tabl. 11) la pollution des coquillages reflète celle des eaux définie dans un précédent chapitre. Elle est donc, dans le temps, différente de celle du Grand Etang. Beaucoup plus forte dans l'ensemble, elle passe par son maximum en hiver et non plus en été. Mais là aussi les palourdes présentent les taux les plus élevés.

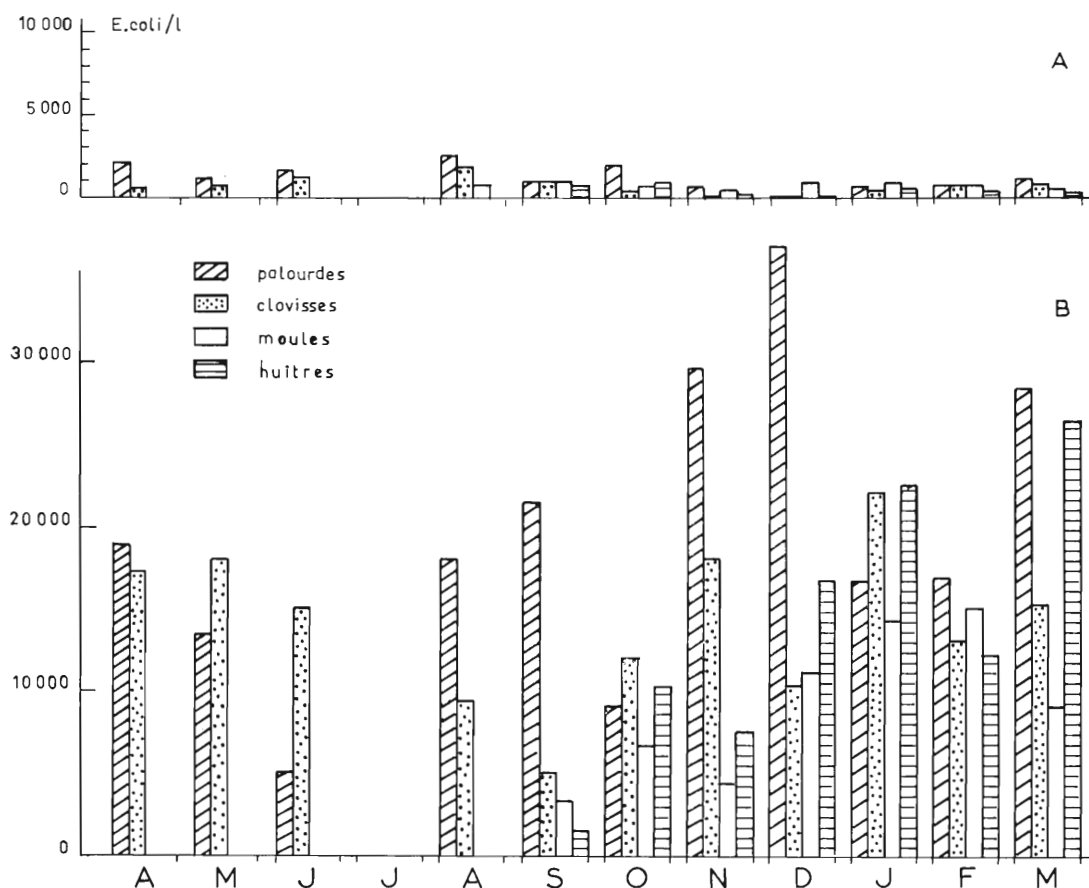


Fig. 32. — Variations mensuelles moyennes de la densité de pollution (E. coli/l) de quelques espèces de coquillages de pêche, dans le Grand Etang (A) et dans l'étang des Eaux Blanches (B).

### Conclusion de la première partie

Dans cette première partie nous avons pu définir l'extension de la pollution des eaux et des coquillages de l'étang de Thau, suivant les saisons et selon les lieux. Nous avons cherché à en déterminer les modalités et les causes. L'importance économique des coquillages de cet étang et le souci de l'hygiéniste de ne laisser livrer sur le marché que des produits salubres nous amènent tout naturellement, après avoir étudié la pollution des eaux et des coquillages, à examiner les moyens par lesquels on peut les épurer de manière à en garantir la salubrité. Ce sont ces moyens, réunis dans une station d'épuration à l'élaboration de laquelle nous avons largement contribué, qui feront l'objet de la seconde partie de ce travail.

## DEUXIEME PARTIE

### L'ÉPURATION DES COQUILLAGES

Les résultats des recherches qui viennent d'être exposés ont permis de connaître l'importance des pollutions de l'étang de Thau en ses diverses parties, ainsi que son incidence sur la zone conchylicole. On sait aussi que directement ou indirectement ces pollutions proviennent des agglomérations riveraines de l'étang, dépourvues d'installations sanitaires susceptibles d'épurer leurs eaux usées; celles-ci sont déversées dans l'étang sans qu'il soit tenu compte des dangers qu'elles représentent pour les consommateurs de coquillages d'élevage ou de pêche qui constituent l'une des richesses du pays.

Dans le secteur des Eaux Blanches, la situation à ce titre est plus particulièrement critique. En effet ses gisements coquilliers qui font vivre de nombreux pêcheurs se trouvent pour la plupart dans les zones les plus polluées. Le contrôle sanitaire des produits qu'on en tire, en raison de l'étendue des gisements, des difficultés de surveillance et de la volonté affirmée de fraude qui se manifeste trop souvent, est d'un exercice beaucoup plus difficile que celui étroitement réglementé des installations conchylicoles du Grand Etang. Aussi, l'Institut des Pêches maritimes a-t-il recherché le meilleur moyen de pallier ces difficultés sans cesse renouvelées et génératrices de conflits. Il l'a trouvé en étudiant l'épuration des coquillages en bassin, en complétant les connaissances déjà acquises dans ce domaine et en suscitant la création d'une station d'épuration qui devrait pratiquement régler la question.

Nos expériences faites au laboratoire de Sète, puis dans la première station d'épuration construite en France, à Port-Vendres, pour le traitement, avant expédition, de coquillages provenant d'eaux insalubres, nous avaient déjà permis de constater l'efficacité d'un tel procédé.

L'épuration ainsi réalisée rend possible aujourd'hui l'exploitation de gisements interdits jusqu'alors et garantit, mieux qu'un contrôle de gendarme, la qualité bactériologique des coquillages livrés à la consommation.

Comme par ailleurs l'approvisionnement du marché national, faute d'une production suffisante, fait appel à l'importation de 80 000 tonnes environ de coquillages, l'épuration judicieusement menée et contrôlée devrait permettre la mise en exploitation de nombreux secteurs saumâtres ou marins que la pollution des eaux interdit présentement à la conchyliculture. L'Institut des Pêches favorisa donc autant qu'il le put et continue à favoriser la création de stations d'épuration dans les régions insalubres, aussi bien sur le littoral atlantique que sur celui de la Méditerranée. Sur ce dernier deux stations ont été organisées, l'une à Toulon en 1959, l'autre à Sète en 1962. Celle-ci, créée sous la forme coopérative, au lieu-dit « La Pointe Courte », par un groupement professionnel de pêcheurs de l'étang de Thau sous la raison sociale « Le Dauphin », permet d'exploiter les gisements de coquillages des Eaux Blanches et du secteur pollué du Grand Etang avec les garanties désirables.

Cet établissement a été créé suivant les directives de l'Institut des Pêches qui nous en avait confié la charge. Ce sont donc en fait les résultats des expériences que nous y avons conduites qui seront développés ci-après. Mais au préalable seront exposées les données essentielles sur le principe et les méthodes de l'épuration des mollusques comestibles.

## CHAPITRE I

### PRINCIPE ET MÉTHODES DE L'ÉPURATION

#### 1) *Principe.*

Les germes contenus dans la masse viscérale du mollusque peuvent être éliminés plus ou moins rapidement si celui-ci est immergé dans une eau bactériologiquement pure. C'est un fait d'expérience et DODGSON (1928) a écrit que « la moule est aussi facilement capable de se purifier elle-même dans un milieu favorable que de se contaminer dans un milieu défavorable ». De même BUTTIAUX (1964) indique « qu'il suffit qu'elle séjourne durant 48 heures dans une eau de mer stérile pour éliminer de son organisme toutes les bactéries présentes, saprophytes ou pathogènes pour l'espèce humaine ».

Dans l'eau du large où les germes sont absents TOHYAMA et YASUKAWA (1935) ont obtenu une épuration quasi complète pour des huîtres immergées durant 24 heures. PETRILLI (1938) a eu un résultat semblable avec des moules, au bout de trois et quatre jours et il ne retrouvait déjà plus les germes de la typhoïde après 48 heures d'immersion. Cette propreté de l'eau, en pleine mer, a été utilisée en Amérique et au Japon où les parcs à huîtres et à moules, notamment, ont été installés assez loin au large à une profondeur considérable. Toutefois comme le signale justement PENSO (1953), l'application d'une telle méthode n'est pas toujours possible, elle est même irréalisable pour diverses raisons, surtout techniques, sur la plus grande partie des côtes.

En conséquence dans de très nombreux cas, si l'on veut procéder à l'épuration des mollusques, il faut rendre l'eau dans laquelle ils stabulent artificiellement salubre.

A cet effet divers procédés ont été utilisés.

#### 2) *Méthodes.*

**a) Le chlore.** Une étude approfondie de la question a été faite par DODGSON en 1928. Pour détruire les germes d'un certain volume d'eau, en bassin, il utilisait avec succès le chlore sous forme d'hypochlorite.

Après nos premières expériences faites à Port-Vendres en 1959 avec ce procédé, nous avons pu vérifier son efficacité que n'affecte en rien sa relative simplicité. Dès 1958 nous en avons précisé les modalités qui sont les suivantes.

a) Avant de remplir le bassin d'épuration proprement dit qui contient les mollusques à traiter, l'eau de mer est stérilisée par addition d'un hypochlorite qui est ajouté en proportion telle que l'eau renferme 3 mg de chlore actif par litre. Pour que cette faible quantité de chlore puisse exercer complètement son action bactéricide, le mélange d'eau de mer et d'hypochlorite est maintenu pendant 12 heures dans un bassin spécial, dit « bac de chloration ». Comme hypochlorite, il est particulièrement commode d'utiliser l'eau de Javel.

b) Le chlore restant à la fin de l'opération de stérilisation de l'eau est fixé par addition d'hypo-sulfite de sodium. On emploie 21 g d'hypo-sulfite cristallisé pour un mètre cube d'eau de mer contenant au maximum 3 g de chlore. Cette quantité dépasse celle qui est théoriquement nécessaire mais il vaut mieux par précaution employer un excès de réactif, celui-ci n'étant pas nocif. La déchloration complète de l'eau est indispensable car, en présence de chlore, les valves du coquillage restent fermées et l'eau n'est donc pas absorbée par le mollusque dont la saveur, de surcroît, risquerait d'être fâcheusement modifiée par la présence de ce chlore en excès.

c) Les coquillages sont immergés en couche mince (7 cm) dans le bassin d'épuration durant le laps de temps reconnu nécessaire pour permettre l'élimination des bactéries qu'ils contiennent.

Indiquons en passant que sur proposition du Dr BUTTIAUX le Conseil supérieur d'Hygiène de France a émis un avis favorable à l'utilisation de cette méthode que l'Institut des Pêches a préconisée pour les stations d'épuration créées sur les côtes de notre pays.

D'autres procédés sont de même axés en partie sur l'emploi de l'eau chlcrée. La méthode de Chabal et Tarbett prescrit un traitement extérieur préalable en eau contenant une forte proportion de chlore actif suivi d'une stabulation en eau de mer filtrée. Celle de Fischer et Weels préconise une immersion du coquillage dans des bains successifs d'eau chlorée puis déchlorée.

C'est le procédé préconisé par Dodgson, déjà mis en application par nous à Port-Vendres, que nous avons repris et développé dans les recherches poursuivies à Sète. Ce procédé répondait mieux qu'aucun autre, par sa simplicité et son efficacité, aux besoins d'une station d'épuration créée et exploitée par une coopérative de pêcheurs ayant d'importantes quantités de coquillages à épurer. Au lieu d'utiliser le chlore sous forme liquide (eau de Javel) c'est sous forme gazeuse qu'il a été employé en 1962 dans cette station.

**b) Rayons ultra-violet.** Ce système basé sur l'action des radiations des lampes UV doit être cité. Il a été étudié par ROMAGOSA-VILA en 1956, par C.B. KELLY, W. ARCISZ, M.W. PRESNELL en 1960, puis par WOOD en 1961. Mais ce dernier auteur signale que si l'usage des rayons ultra-violet a rendu possible le développement d'une station d'épuration simple, son emploi reste cependant limité à de petites installations du genre individuel, la chloration convenant mieux à de grands établissements ayant à traiter d'importantes quantités de coquillages.

**c) Ozone.** C'est en 1929 que VIOLLE a démontré l'action destructrice de l'ozone sur les microbes pathogènes ou indésirables (bacilles typhiques, *B. coli*, *B. proteus*) de l'eau de mer. En 1947, SALMON, LE GALL, LOIR poursuivirent ces expériences.

L'intérêt que présentaient les observations de VIOLLE nous a fait reprendre ce procédé au laboratoire de l'Institut des Pêches puis sur un plan industriel, à la station du « Dauphin », ce qui nous a permis de vérifier l'efficacité de l'eau de mer ozonée, pour le moins comparable à celle de l'eau chlorée, dans l'épuration des coquillages. De plus, l'action favorable d'un tel traitement sur la vitalité des mollusques a déjà été mise en évidence par nous et ceci nous a incité à utiliser simultanément les deux méthodes dont nous avons comparé antérieurement (1963) les résultats. Ceux-ci seront repris et complétés plus loin.

De même nous avons pu vérifier le pouvoir bactéricide de l'ozone et déterminer la quantité de ce gaz nécessaire à la stérilisation de l'eau de mer, confirmant les résultats qui ont déjà fait l'objet d'une note préliminaire (1964). Il a été ainsi reconnu, tant sur le plan industriel qu'expérimental, que l'ozone pouvait être utilisé pour l'épuration des coquillages du fait de son pouvoir bactéricide évident en eau de mer sans pour autant que ce gaz ait une action défavorable sur la vitalité des mollusques auxquels il ne communique aucune saveur désagréable. La non nocivité de l'ozone a été démontrée en effet par la survie en eau traitée de nombreux éléments planctoniques, animaux ou végétaux, tels que *Oikopleura*, *Obelia*, *Pleurosigma*, *Coscinodiscus*, *Thalassiotrix*, *Chaetoceros*, Amphipodes, Copépodes, Cladocères, Cirripèdes, Némertes, Polychètes, œufs de poissons.

Il nous semble donc avantageux d'utiliser l'ozone comme agent stérilisateur plutôt que le chlore qui détruit en même temps que les germes pathogènes le plancton marin car, bien que l'immersion des coquillages dans les bassins d'épuration ne soit pas de longue durée, il est préférable que les conditions les plus proches du milieu naturel y soient maintenues.

Autre avantage technique dans le cas de l'ozone : l'effet de contact se limite à la durée de passage de l'eau dans la colonne de contact, les bassins pouvant ainsi être alimentés en permanence tandis qu'avec le chlore, un minimum de 12 heures est recommandé, ce qui exige des bacs de stockage d'un volume important.

Enfin, la présence d'oxygène annexé due à la dissociation rapide de l'ozone dans l'eau de mer au moment de son utilisation, ne présente que des avantages pour l'épuration qui, par ailleurs, apparaît comme nettement accélérée dans les premières heures d'immersion.

Nous allons décrire les installations et le matériel utilisé dans la station du « Dauphin » tant pour la chloration que pour l'ozonisation; ensuite nous exposerons nos résultats sur la demande en ozone de l'eau de mer ainsi que sur la comparaison des deux systèmes et l'influence de certains facteurs naturels sur l'épuration.

## CHAPITRE II

### LA STATION D'ÉPURATION DE SÈTE. ÉQUIPEMENT ET FONCTIONNEMENT

Bien que cet établissement ait été conçu en général d'après les normes connues, il comporte un certain nombre d'adaptations, de perfectionnements et même d'innovations qui le rendent suffisamment original pour qu'en soit donnée une description au moins sommaire.

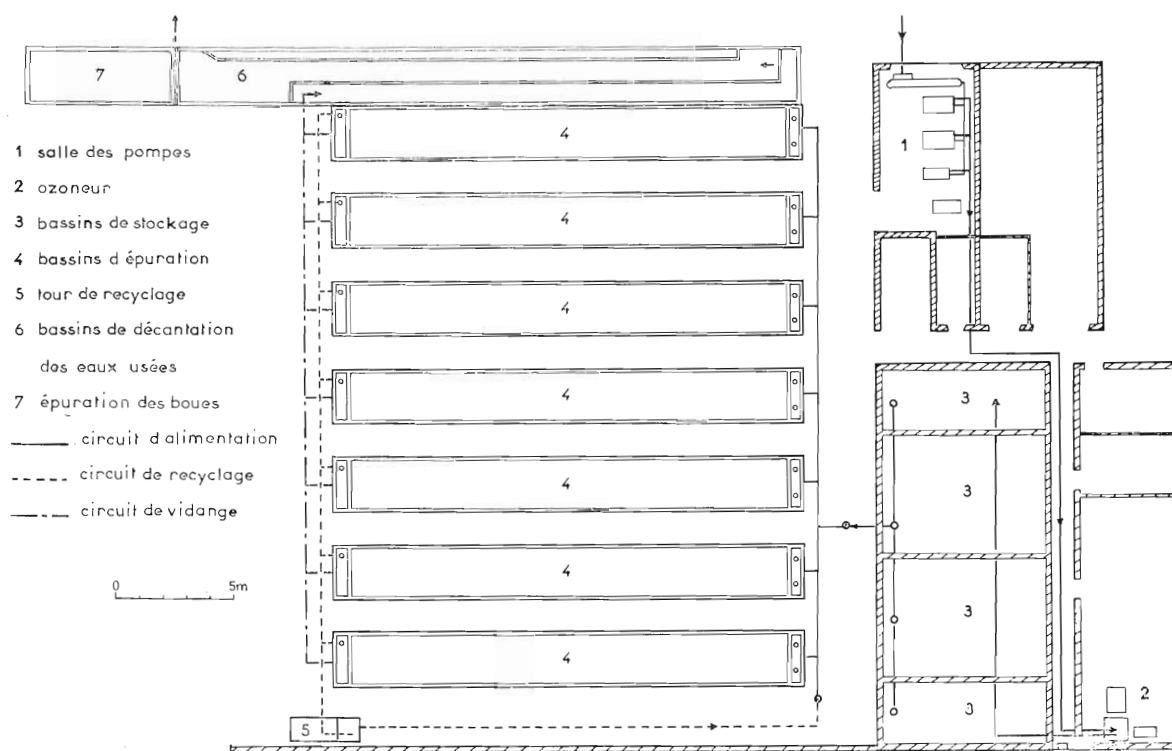


FIG. 33. — Plan de la station d'épuration du « Dauphin » à Sète.

Cette station a été implantée sur la rive sud des Eaux Blanches dans le quartier de la Pointe Courte où résident la plupart des pêcheurs de coquillages qui, pour l'exploiter, ont constitué une coopérative à laquelle peuvent participer les pêcheurs qui le désirent. Accessible par voie d'eau, l'établissement occupe une surface de 1 800 m<sup>2</sup> en bordure de la route départementale n° 2 (plan d'ensemble fig. 33).



## 1) Équipement.

Dans une première partie qui couvre 600 m<sup>2</sup>, on trouve les installations suivantes.

a) *Sept éléments d'épuration.* Chacun d'eux a la forme d'un bassin-canal de 20 m de long sur 2 m de large et 0,95 m de hauteur moyenne, sa capacité est de 37 m<sup>3</sup> (fig. 34). Ces bassins sont séparés les uns des autres par des couloirs qui permettent d'effectuer toutes les manipulations de l'extérieur. Les paniers métalliques contenant les coquillages à traiter sont isolés du fond par des butées placées dans le sens longitudinal au milieu et sur les deux côtés du bassin (fig. 35).

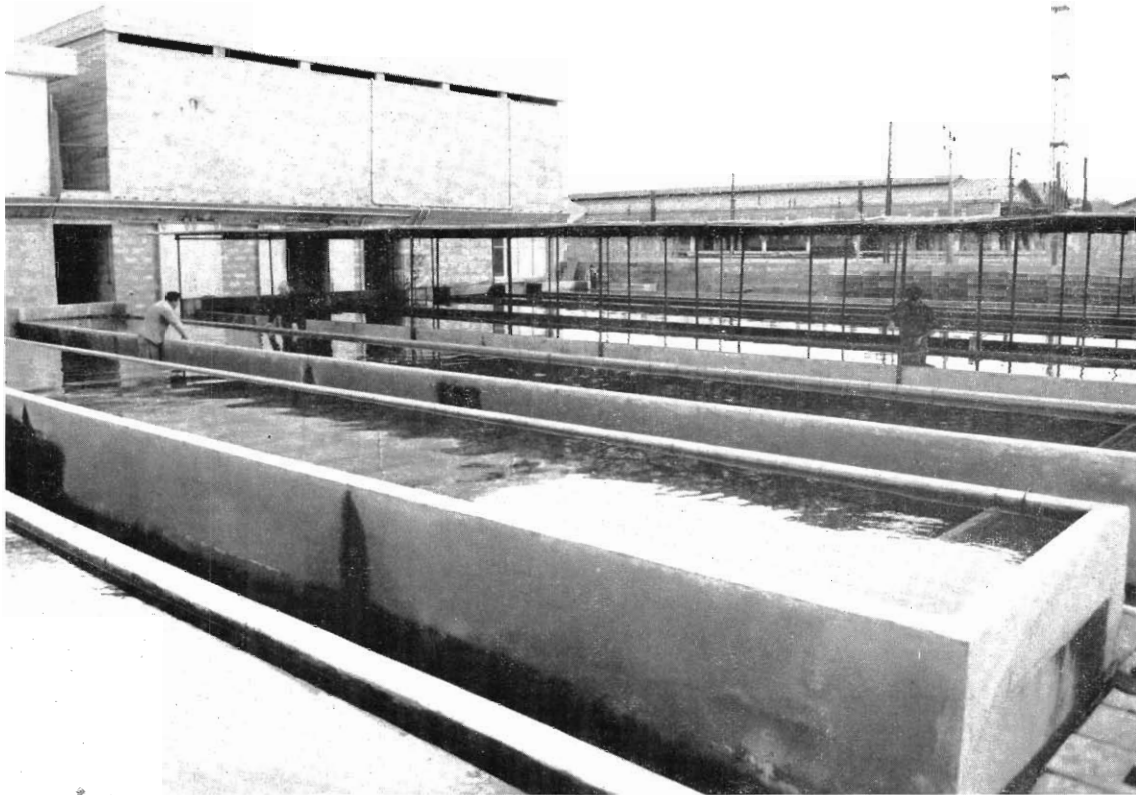


FIG. 34. — Bassins d'épuration de la station du « Dauphin » à Sète.

L'alimentation en eau de mer stérilisée s'effectue par une rigole de répartition dans la partie haute, en amont (fig. 36).

L'évacuation a lieu dans la partie basse, en aval, après passage dans un sas destiné à la récupération des déchets.

Le fond de chaque bassin présente, entre ses deux points extrêmes, une pente de 2 %.

b) *Des cellules de traitement des eaux usées.* Les eaux usées issues des canaux d'épuration, ainsi que toutes celles qui proviennent de la station, sont recueillies dans une fosse de décantation à 5 cellules d'une capacité totale de 80 m<sup>3</sup>. L'eau diffusée en tête est rejetée directement dans l'étang après décantation. Les boues qui se déposent au fond des cellules sont reprises par des « béduvés » et traitées au chlore dans une fosse spéciale avant évacuation. Les rejets de boues et d'eaux décantées sont mélangés afin d'éviter les dépôts d'alluvions devant la station. Leur évacuation est faite en dehors des heures de fonctionnement, c'est-à-dire entre les périodes d'alimentation de la station en eau de mer.

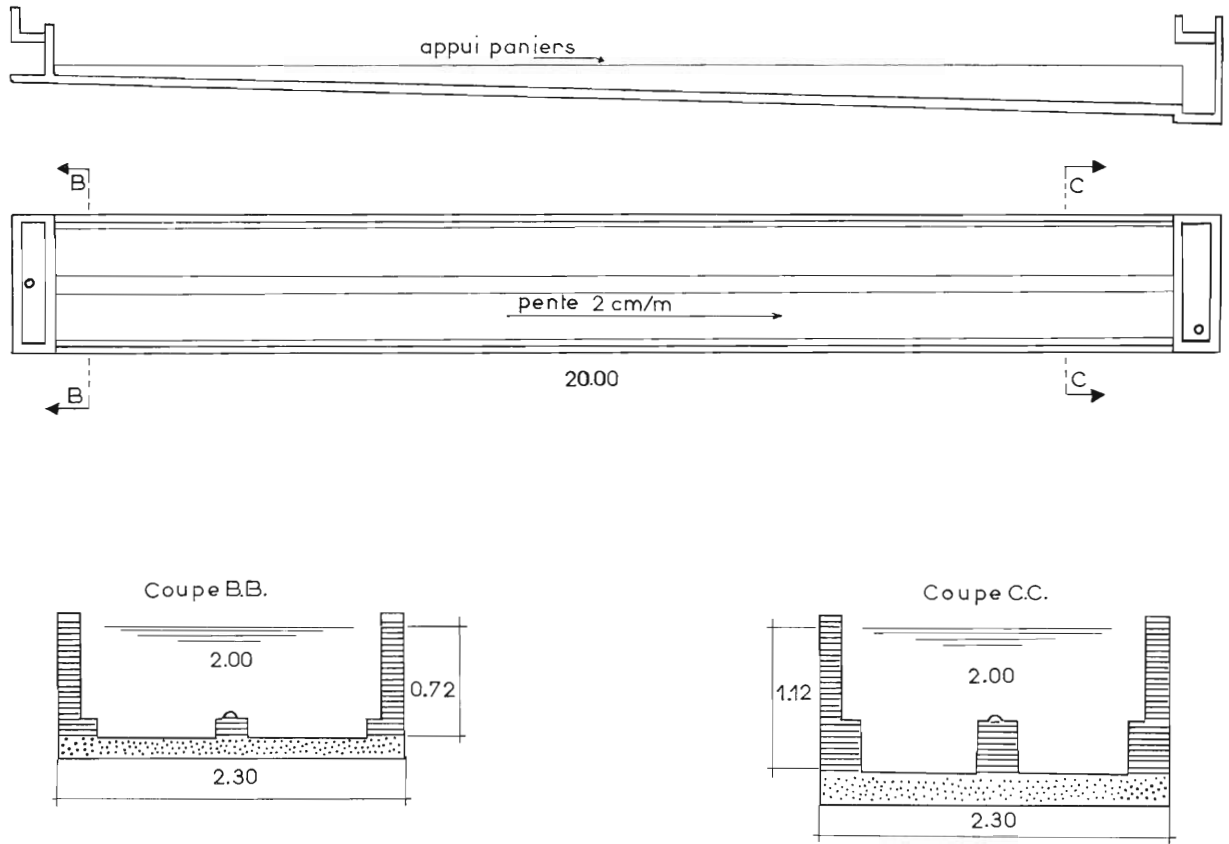


FIG. 35. — Plan détaillé d'un bassin d'épuration. En haut, coupe longitudinale; au milieu, vue de dessus.



FIG. 36. — Alimentation en eau d'un bassin d'épuration de la station du « Dauphin » à Sète.

c) *Un circuit de recyclage.* En queue de chaque élément d'épuration il existe, dans la partie haute, un déversoir desservi par une canalisation générale qui dirige les eaux de surface recueillies vers un réservoir en maçonnerie. Dans ce réservoir aboutit une arrivée d'air sous pression alimentée par un compresseur d'un débit voisin de  $4 \text{ m}^3/\text{mn}$ . Cet apport d'air provoque tout d'abord un barbotage, puis sous l'effet de la pression, l'eau ainsi émulsionnée remonte dans une large conduite pour aboutir à un réservoir surélevé d'où, par gravité, elle alimente de nouveau les canaux d'épuration, en tête de ceux-ci et en surface.

Dans les trois séries d'éléments décrites on observe déjà l'importance des perfectionnements réalisés par rapport à une station type :

opérations facilitées pour la mise et l'enlèvement des coquillages, en raison de la forme et de la disposition des bassins qui simplifient les manipulations;

limitation du danger de contamination des eaux marines dans le voisinage de la station du fait de la chloration des matières décantées issues des eaux usées;

renouvellement de l'eau dans les canaux en cours d'épuration et, par conséquence, oxygénation de celle-ci, dernier facteur dont on verra plus loin l'importance.

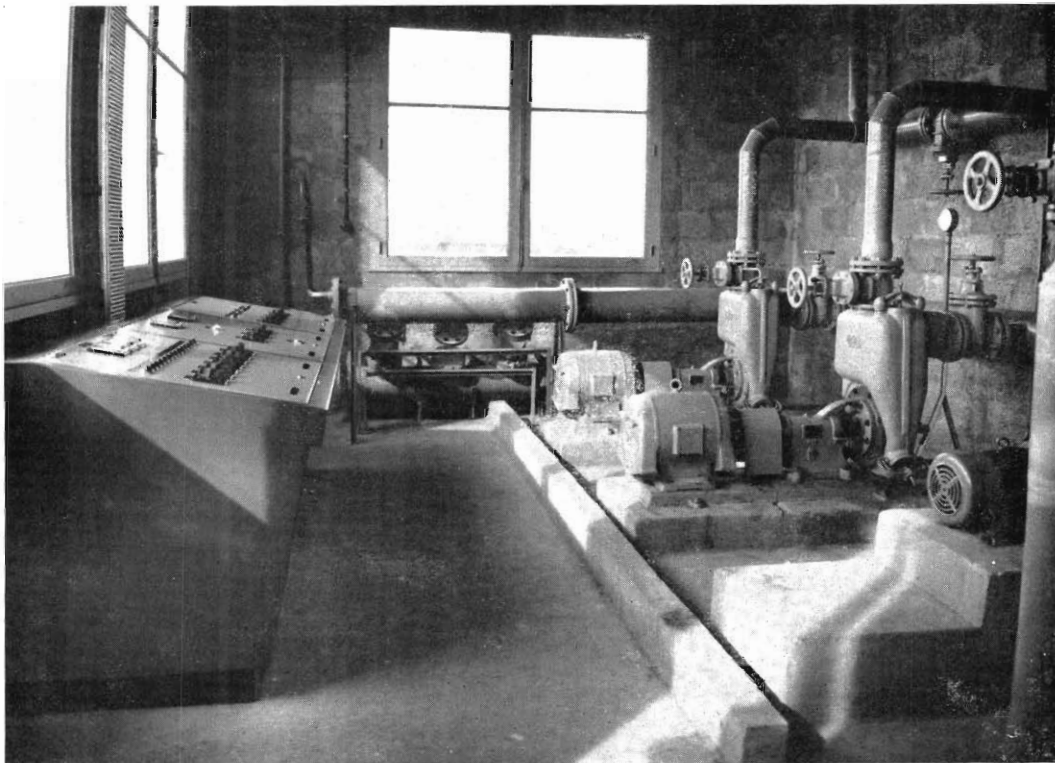


FIG. 37. — Salle des machines de la station d'épuration du « Dauphin » à Sète.

**Une deuxième partie**, sur laquelle nous n'insisterons guère, occupe  $300 \text{ m}^2$ , elle abrite :  
les salles de réception de triage et d'expédition ainsi que les magasins,  
les installations sanitaires, les bureaux,  
le local des machines.

C'est dans cette dernière pièce que se trouve le groupe électro-pompe fournissant l'eau de mer (fig. 37). D'un débit global de  $100 \text{ m}^3/\text{h}$ , cet ensemble d'aspiration est branché sur une nourrice où sont connectées huit conduites en plastique semi-rigides immergées qui aboutissent à une

crépine maintenue à mi-hauteur sur un fond de 4 m situé à environ 60 m du rivage. Cette eau pompée dans l'étang des Eaux Blanches est traitée soit au chlore soit à l'ozone avant d'être dirigée vers les bassins de contact ou de stockage au nombre de 4 et dont la capacité totale est de 300 m<sup>3</sup>. Ces bassins sont au-dessus de la seconde partie du bâtiment, étage qui abrite également les appareils destinés à la purification.

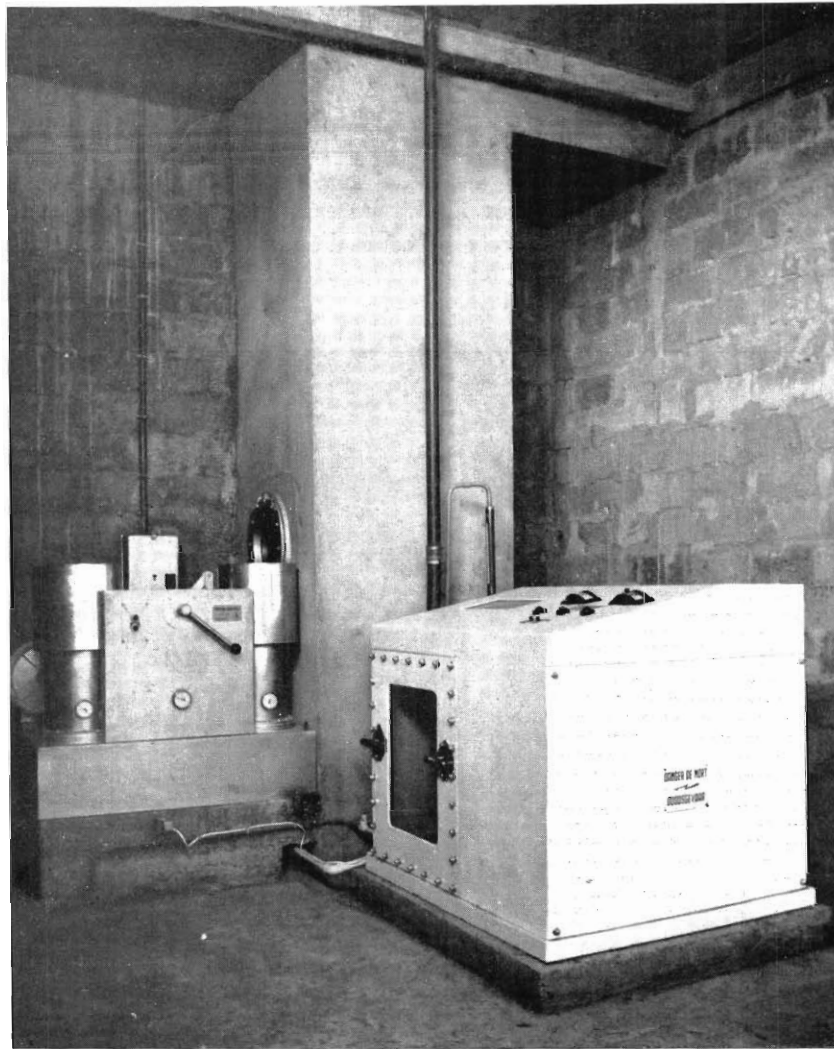


FIG. 38. — Station du « Dauphin ». Appareillage d'ozonation.  
Dessiccateur. Générateur. Tour de contact.

#### **Appareils de purification.**

a) L'installation de chloration, mise en place dans une pièce spéciale fortement aérée, comprend :

un chlorodoseur, du type manomètre concentrique, d'un débit possible de 300 g/h, alimenté par bouteilles de chlore gazeux, avec valve de connexion, ainsi qu'un panneau d'automatisme permettant sa commande à distance;

un dissolvant, type GRD, avec son ensemble d'alimentation en eau comprenant vanne d'arrêt et manostat de sécurité lequel est desservi par un dispositif d'injection constitué par « béduwé » alimenté en eau sous pression;

un doseur-broyeur pour hyposulfite avec pompe d'injection.

b) L'équipement de production d'ozone (fig. 38) isolé dans un local voisin, est constitué par :  
 un ozoneur industriel SEE du type « à plaques » déjà décrit (fig. 32). Ce modèle à 6 effluves a une production horaire de 60 g d'ozone,  
 un appareil de dessiccation de l'air sur gel de silice SEE,  
 un émulseur SEE avec colonne de contact ou d'émulsion en maçonnerie dont la capacité est de 3 m<sup>3</sup>.

**Equipement de contrôle et d'expérimentation.** Un laboratoire est mis à la disposition des services de l'Institut des Pêches, comprenant :

un matériel de contrôle bactériologique destiné aux analyses d'eau et de coquillages; une prise d'eau reliée à la tour de contact de l'ozoneur permettant de mesurer la teneur de l'eau de mer en ozone après traitement;

un ozoneur de laboratoire du type monotubulaire T 23 Trailigaz-Welsbach qui diffère de celui du « Dauphin » sur trois points.

La disposition des électrodes et celle de la matière diélectrique. En effet, dans l'appareil de laboratoire l'élément comporte un tube métallique en acier inoxydable qui fait office d'électrode extérieure à basse tension. A cette électrode extérieure correspond une électrode intérieure à haute

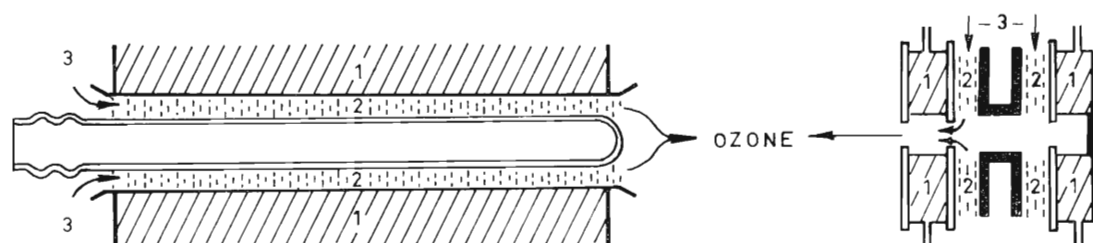


FIG. 39. — Schéma de la disposition des électrodes dans les appareils de production d'ozone Trailigaz-Welsbach et S.E.E. 1 eau de refroidissement; 2 zone d'effluve; 3 arrivée d'air sec.

tension obtenue par la métallisation de la face interne d'une longue ampoule cylindrique en verre borosilicaté servant de diélectrique. La décharge en faisceaux généralement dénommée « effluve » se produit dans l'espace annulaire parcouru par l'air, espace ménagé entre le tube métallique et l'ampoule centrée par deux torsades (fig. 39).

Le procédé de diffusion. Celui-ci (fig. 40), dans l'appareillage de la station, s'effectue par un émulseur (trompe à eau qui aspire l'air ozoné). Dans le Trailigaz-Welsbach l'air ozoné est injecté dans des tubes poreux répartis à l'intérieur de la colonne de contact en sa partie basse. Ce dernier procédé nécessite la présence d'un surpresseur d'air en plus du dessiccateur.

Le Trailigaz-Welsbach qui produit 2,5 g d'ozone par heure possède dans son procédé quelques avantages techniques. L'ozone produit par le générateur qui fonctionne sous pression se trouve disponible à l'état comprimé, il peut être appliqué aux eaux à traiter sans qu'intervienne d'organes auxiliaires (émulseurs ou injecteurs).

Le processus de dissolution ainsi que les réactions d'oxydation qui en découlent se déroulent dans les meilleures conditions, l'eau et l'ozone circulant à contre-courant dans la tour de contact.

Ce modèle de laboratoire présente, en outre, des avantages pratiques par son système de réglage et de contrôle perfectionné permettant d'effectuer avec précision les observations qui nécessitent des modifications successives du débit d'air ozoné et de la concentration en ozone.

## 2) Fonctionnement des appareils de chloration et d'ozonation.

a) Dans le cas de traitement au chlore, l'eau de mer refoulée par le groupe électro-pompe reçoit au fur et à mesure de son arrivée une quantité de chlore actif de 3 g/m<sup>3</sup>, fournie par le chlodoreuse au moyen de la pompe d'injection. Cette adduction est automatiquement déclenchée par le mouvement du flotteur situé dans les bacs de contact où aboutit l'eau pompée. Le remplissage des bassins étant terminé et le temps de contact, estimé à 12 heures, étant écoulé, une seconde pompe

d'injection refoule dans ces bassins une solution d'hyposulfite ( $21 \text{ g/m}^3$ ), préparée dans le doseur-broyeur afin, si besoin est, de neutraliser le chlore en excès. L'homogénéité du milieu, avant utilisation, peut éventuellement être complétée par l'action du surpresseur d'air dont une canalisation secondaire aboutit à l'intérieur des bacs.

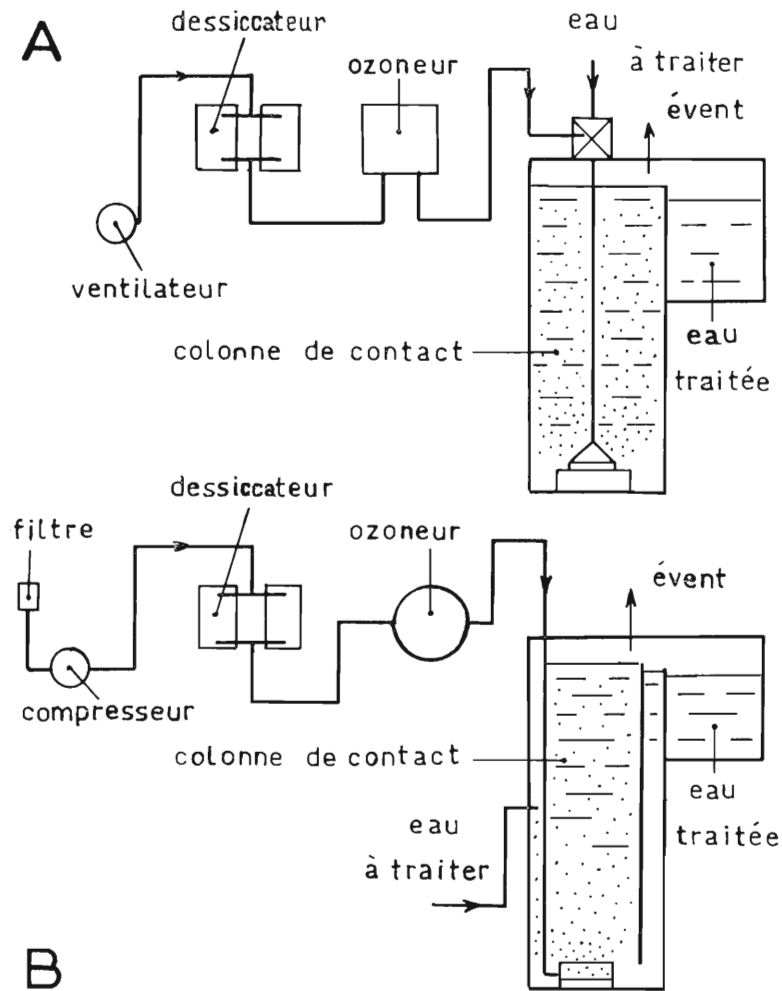


FIG. 40. — Schéma des installations de production d'ozone : S.E.E. (A) et Trailiqaz-Welsbach (B).

**b) Dans le cas du traitement à l'ozone,** l'eau de mer d'alimentation pénètre dans la tour de contact par l'intermédiaire de l'émulseur. À la sortie de la tuyère elle aspire l'air ozoné pour former avec lui une émulsion qui se prolonge durant une dizaine de minutes. Par la suite cette eau qui a subi son traitement épurateur par ce contact, s'échappe de la tour d'émulsion par sa partie haute d'où elle retombe en cascade (désaturation) pour aboutir dans les bassins de stockage.

Signalons que pendant toute la durée de l'opération l'ozoneur est alimenté en air absolument sec, condition première d'une bonne production d'ozone obtenue par synthèse en soumettant l'oxygène de l'air à l'action d'une forme de décharge électrique connue sous le nom d'« effluve électrique ».

Il est à remarquer que dans les deux cas, chlore et ozone, le système d'automatisme existant qui synchronise la mise en marche du groupe électro-pompe avec celle de l'un ou de l'autre des appareils de stérilisation écarte toute possibilité d'erreur.

## EMPLOI DU CHLORE ET DE L'OZONE POUR L'ÉPURATION

### I. - Méthodes d'analyses.

Les lots de coquillages, objets de nos observations, ont subi le traitement habituel appliqué journallement à l'ensemble des produits traités dans la station. Ce traitement comprend tout d'abord la mise en casiers dans la proportion moyenne de 35 kg de mollusques par m<sup>2</sup>, puis la stabulation en eau bactériologiquement pure, renouvelée après chaque période de 24 heures. Préalablement à leur traitement, les coquillages sont lavés au jet sous pression; après chaque bain cette opération est répétée. On la complète par un nettoyage complet du bassin.

Dans chaque lot retenu un panier est marqué en début d'opération; il fournit les échantillons nécessaires à la série d'analyses. Celles-ci s'effectuent de la manière suivante :

numération des *E. coli* dans la chair avant le traitement,

numération des *E. coli* dans l'ensemble chair-eau intervalvaire après chaque 24 heures, le liquide intervalvaire pouvant contenir des germes résiduels.

La méthode d'analyse décrite au début de ce travail a été appliquée ici. On utilise deux séries d'ensemencement, de cinq tubes chacune, sur milieu peptoné phéniqué de Vincent. Nous en avons déjà indiqué les avantages et les inconvénients.

Pour l'étude systématique de l'élimination des pollutions dans l'eau, ou plus particulièrement dans la chair des mollusques, ce sont des volumes de plus en plus importants qui ont été ensemencés : 0,2 et 2 ml à 2 et 20 ml.

Par contre pour l'analyse des mollusques prélevés en fin d'opération, c'est-à-dire après l'action de l'agent stérilisateur, chlore ou ozone, dans le cas de l'eau comme dans le cas des coquillages, ce sont des volumes plus grands qui ont été ensemencés. En effet le contrôle de la bonne qualité bactériologique de l'eau utilisée pour l'épuration des coquillages ainsi que celui de l'élimination convenable des germes contenus dans ceux-ci exigent, pour être significatifs, des ensemencements d'un volume assez important (supérieur ou égal à 20 ml).

Les observations sur la qualité bactériologique de l'eau étant faites sur un milieu susceptible de contenir encore de légères traces de chlore ou d'ozone, il a été utilisé, pour les prélèvements, des flacons de 125 ml contenant quelques gouttes d'une solution à 3 % d'hyposulfite de sodium cristallisé, dose suffisante pour réduire un excédent de chlore libre jusqu'aux taux de 10 mg/l de même qu'un excès d'ozone voisin de 5 mg/l. En outre, afin de déceler la présence du chlore libre ou de l'ozone dans l'eau traitée, il a été employé, dans le cas du chlore, le réactif à l'orthotolidine, dans celui de l'ozone l'addition de iodure de potassium en utilisant la propriété de ce gaz de déplacer l'iode des iodures. Quelques gouttes d'une solution d'amidon font alors apparaître dans l'eau traitée un précipité bleu s'il y a présence d'ozone (iodure d'amidon).

Enfin le relevé des mesures de salinité et de température a été effectué selon les méthodes déjà exposées dans la première partie de ce travail. Les dosages d'oxygène dissous dans l'eau ont été obtenus par la méthode de Winkler. L'indication du degré de saturation en O<sub>2</sub>, auquel correspond chaque valeur pour la température et la salinité de l'échantillon étudié *in situ* a été fournie au moyen de la table de G.A. TRUESDALE, A.L. DOWNING et G.F. LOWDEN (1955) qui détermine entre 0°C et + 30°C la quantité d'O<sub>2</sub> que peut absorber l'eau (dont la chlorinité varie entre Cl % = 0, et Cl % = 20) quand elle est saturée d'air.

## II. - Demande en ozone de l'eau de mer à épurer.

Il a été établi par expérience qu'une dose de 3 grammes de chlore actif par mètre cube d'eau de mer suffisait à garantir sa stérilisation. Afin de faciliter de même l'usage rationnel de l'ozone comme agent stérilisant il nous a paru intéressant de déterminer la quantité de ce gaz qu'il est nécessaire d'employer pour la purification de cette eau en fonction de son degré de pollution.

Cette détermination a été faite en laboratoire avec l'ozoneur Trailigaz-Welsbach. Cet appareil précédemment décrit offre des possibilités de réglage et de contrôle supérieures à celles d'un matériel du même genre, mais de type industriel.

D'une manière générale, quelle que soit l'eau à laquelle s'applique le traitement par l'ozone, on constate que l'eau traitée peut être considérée comme stérile lorsqu'elle contient un excès d'ozone. Nous avons pu vérifier cette observation pour l'eau de mer. Dans tous les échantillons traités donnant une réaction bleue après addition d'iodure de potassium et d'ampois d'amidon l'absence totale d'*E. coli* a pu être constatée.

Si l'on recherche une épuration convenable, il faut donc que l'ozone soit toujours fourni en quantité suffisante pour qu'on puisse en déceler des traces après traitement. Cet excès n'est d'ailleurs d'aucun inconvénient puisqu'il est éliminé par le désaturateur placé après la sortie de la tour de contact. La quantité d'ozone nécessaire pour obtenir ces traces représente la demande en ozone

Puissance (en watt)	Pollutions initiales															
	3 900	3 900	2 000	2 000	1 500	1 000	650	600	500	500	500	400	320	250	160	150
10	2 500+	2 000	1 500	1 000	250	470	400	470	100	100	300	300	160	160	50	50
15	650	2 000	200	100	50	320	100	100	50	50	160	50	100	50	0	0
20	500	500	50	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	50	150	0			0										
30	0	50														
35		0														
T°C	13.7	15°	16°	7.5	16.5	8.7	11°	6°	16°	13°	15.5	5°	13°	17.2	7.5	
S ‰	32.9	34	31.9	35	35.5	30.4	27.8	35.4	33.8			30.3	32.5	35.1	31.3	

TABLE 12. — Diminution de la densité en *E. coli*/l dans l'eau de mer, en fonction de la quantité d'ozone utilisée pour le traitement.

qui s'exprime en gramme d'ozone par mètre cube. Elle varie en fonction de la qualité bactériologique de l'eau traitée.

Pour calculer cette demande il convient de tenir compte de deux facteurs :

1) la production d'ozone de l'appareil, exprimée en g/h, qui est fonction de la concentration d'ozone dans l'air, du débit d'air et de la puissance en watts de l'appareil;

2) le débit de la pompe d'alimentation en eau de mer.

Lorsque cette condition est réalisée il est aisé de fixer le taux d'ozonation connaissant d'une part le débit d'eau (660 l/h) passant dans la colonne et d'autre part la production d'ozone délivrée par l'appareil.

Les expériences faites pour mesurer la demande en ozone ont été réalisées à différentes époques de l'année afin d'avoir en traitement une eau présentant une densité en germes variable suivant les conditions atmosphériques ou hydrologiques. Il a été possible ainsi d'obtenir un barème significatif des quantités d'ozone utiles à la stérilisation de l'eau de mer, choisi en fonction de la pollution initiale de celle-ci.



Pour chaque opération on a fait varier la puissance en watts, pour obtenir des concentrations différentes, tout en gardant un débit d'air fixe (100 l/h) :

Puissance (watts) .....	10	15	20	25	30	35
Concentration (mg/l) .....	1 à 3	3 à 5	5 à 7	8 à 10	10 à 12	12 à 14
Ozone produit (g/h) .....	0,1 à 0,3	0,3 à 0,5	0,5 à 0,7	0,8 à 1	1 à 1,2	1,2 à 1,4

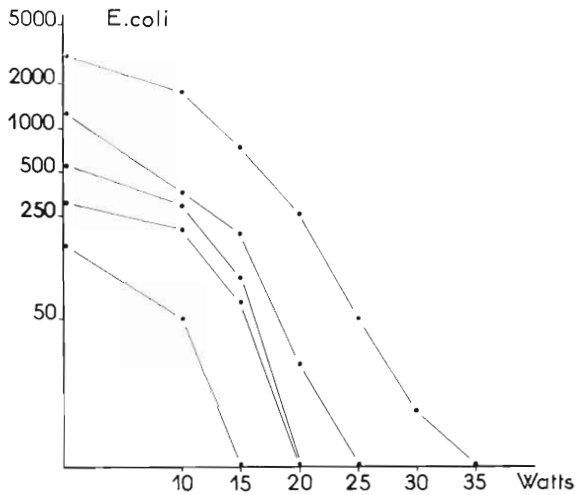


FIG. 41. — Valeur de la puissance en watts nécessaire à la stérilisation de l'eau de mer par l'ozone en fonction de sa pollution initiale (échelle semi-logarithmique).

ceci jusqu'au virage au bleu du réactif iodure de potassium-amidon placé dans l'échantillon prélevé, après chaque modification de la puissance.

Afin de compléter les observations, un autre échantillon a été retenu pour contrôler les variations de la densité en *E. coli* de l'eau traitée (tabl. 12).

Seize séries d'examens ont été ainsi effectuées dont les résultats ont été groupés et transcrits en un graphique (fig. 41). Ce dernier fait apparaître les valeurs de puissance en watt nécessaire pour rendre bactériologiquement pure une eau de mer dont on connaît la pollution initiale moyenne. En fonction des résultats ainsi obtenus et compte tenu des indications fournies dans un précédent tableau sur la production en g/h du T 23 par rapport à la puissance utilisée, un simple calcul permet de fixer la demande en ozone.

Pour un débit d'alimentation horaire en eau de mer de 660 litres, celle-ci s'établit ainsi :

eau contenant	moins de 250 <i>E. coli</i> /l. ....	0,45
»	» de 250 à 1 000 » .....	0,75
»	» 1 000 » 2 000 » .....	1,15
»	» 2 000 » 5 000 » .....	1,50

### III. - Epuration en eau chlorée et ozonée. Résultats.

Le processus d'élimination d'*E. coli* a été suivi sur différents lots de palourdes (*Tapes decussatus* LINNÉ) et de moules (*Mytilus galloprovincialis* LAMARCK) ces dernières provenant soit de l'étang de Thau, soit de la région de Vigo (Espagne). Les résultats obtenus fournis dans les tableaux 13 et 14 sont groupés en fonction de leur teneur initiale en *E. coli*. La moyenne arithmétique des pollutions pour chaque groupe a permis d'établir les graphiques du processus d'épuration en fonction de la durée du traitement (fig. 42).

#### 1) Epuration en eau préalablement chlorée.

*Palourdes.* Si le lot examiné a, au départ, une pollution inférieure à 18 000 *E. coli*/l, le délai moyen nécessaire à une épuration convenable est de deux jours (fig. 42 B).

Si la pollution est comprise :

- entre 18 000 et 30 000 *E. coli*/l le traitement est de trois à quatre jours,
- entre 30 000 et 70 000 *E. coli*/l il est compris entre quatre et six jours.

Origine	1 <sup>er</sup> jour	2 <sup>e</sup> jour	3 <sup>e</sup> jour	4 <sup>e</sup> jour	5 <sup>e</sup> jour	6 <sup>e</sup> jour
P A L O U R D E S						
75 000	75 000	45 000	24 000	15 000	3 000	600
75 000	60 000	45 000	18 000	400		
75 000	45 000	30 000	15 000	1 500	600	
75 000	45 000	24 000	7 500	480		
60 000	45 000	24 000	3 000			
60 000	30 000	6 000	600			
57 000	18 000	4 500	600			
45 000	24 000	1 200	600			
45 000	18 000	12 000	1 800			
45 000	18 000	3 000	600			
30 000	24 000	960	150			
30 000	18 000	600				
30 000	7 500	1 200	600			
30 000	6 600	1 500	960	150		
30 000	6 600	600				
30 000	6 000	600	0			
24 000	6 000	600				
24 000	2 700	1 950	600	150		
18 000	6 000	600				
18 000	5 700	150				
18 000	2 700	600				
18 000	2 700	0				
12 000	2 700	1 200	600			
7 500	2 400	150				
7 500	600	0				
6 000	600	0				
5 700	600	0				
5 700	600	150	0			
4 500	0					
3 900	1 800	0				
3 000	600	0				
2 850	300	150				
2 700	600					
2 700	300	150				
2 400	150	0				
1 950	0					
1 800	135	0				
1 800	0					
1 200	135	0				
900	0					
M O U L E S						
75 000	15 000	1 500	0			
75 000	15 000	1 200	480	0		
75 000	30 000	6 000	1 200	600	0	
60 000	12 000	0				
45 000	24 000	3 000				
30 000	9 000	600	0			
30 000	3 750	0				
30 000	3 600	1 800	600	0		
24 000	3 000	0				
18 000	2 400	300	0			
15 000	0					
15 000	3 000	0				
12 000	480	0				
12 000	2 400	600	0			
12 000	1 200	0				
7 500	6 000	150	0			
6 000	150	0				
6 000	150	0				
6 000	600	150	0			
6 000	1 500					
4 500	150	0				
4 500	600	150	0			
3 600	600	150	0			
3 000	300	0				
3 000	1 200	150	0			
2 700	150	0				
2 700	150	0				

TABLE. 13. — Diminution de la densité en *E. coli*/l, en fonction du temps, dans la chair des palourdes et des moules, par traitement en eau préalablement chlorée.

*Moules.* Pour des moules dont la pollution initiale est inférieure à 30 000 *E. coli*/l le délai d'épuration est de deux à trois jours (fig. 42 D) ; il est de trois à cinq jours si la contamination est comprise entre 30 000 et 70 000.

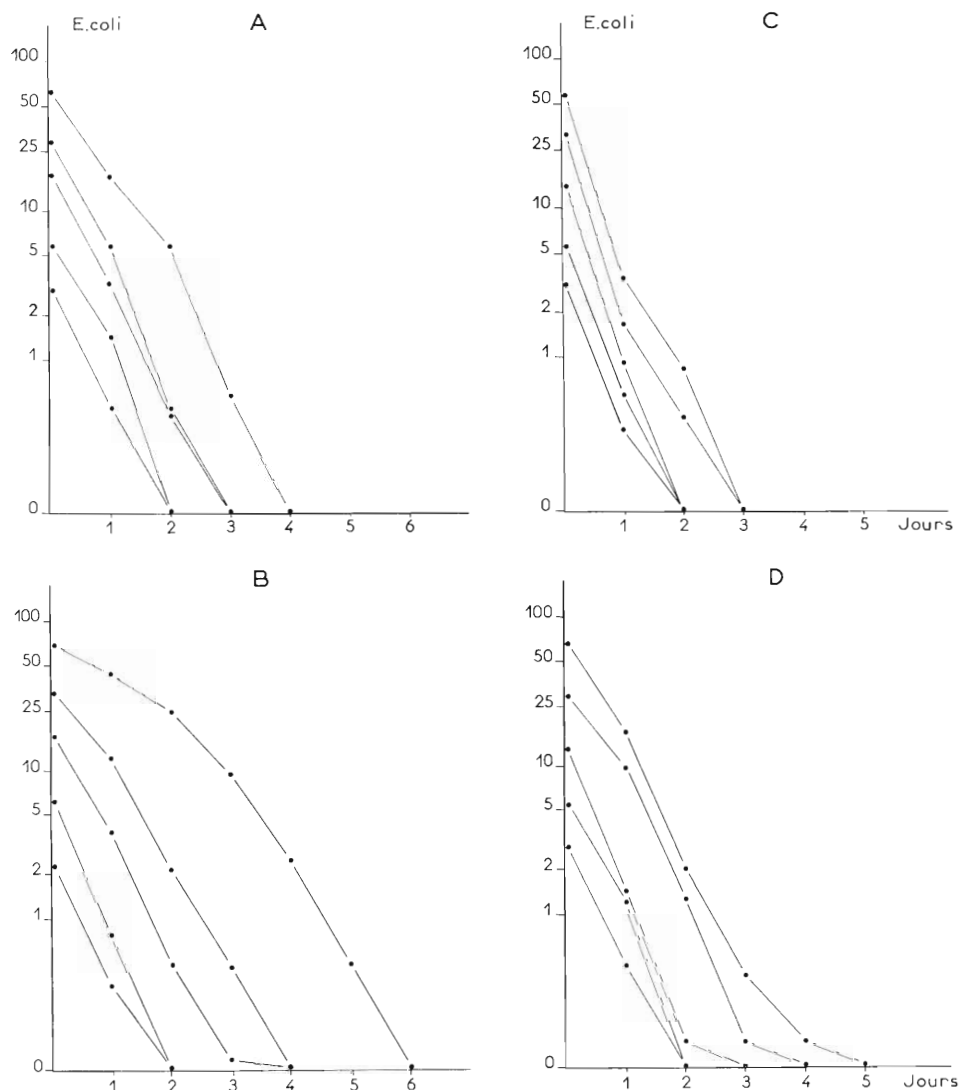


FIG. 42. — Délai d'épuration en fonction de la densité initiale en *E. coli*/l des coquillages (échelle semi-logarithmique) : en haut, épuration en eau ozonée; A : *Tapes decussatus*; C : *Mytilus galloprovincialis*, en bas, épuration en eau préalablement chlorée; B : *Tapes decussatus*, D : *Mytilus galloprovincialis*.

## 2) Épuration en eau préalablement ozonée.

*Palourdes.* Dans le cas où la pollution est, à l'origine, inférieure à 18 000 *E. coli*/l, l'épuration est obtenue au bout de 48 heures (fig. 42 A).

Une teneur en germes supérieure à 18 000 mais inférieure à 30 000 nécessite un traitement de trois jours ; trois à quatre jours sont nécessaires entre 30 000 et 70 000 *E. coli*/l.

*Moules.* Si le lot traité présente une pollution inférieure à 30 000 *E. coli*/l le délai de deux jours doit être respecté alors qu'entre 30 000 et 70 000 *E. coli*/l une stabulation en eau bactériologiquement pure de trois jours apparaît suffisante (fig. 42 C).

Origine	1 <sup>er</sup> jour	2 <sup>e</sup> jour	3 <sup>e</sup> jour	4 <sup>e</sup> jour
P A L O U R D E S				
75 000	18 000	9 000	1 110	150
60 000	18 000	6 000	600	
60 000	18 000	3 000	150	
45 000	7 500	750	150	
30 000	6 000	690	150	
24 000	5 100	150		
24 000	5 700	450		
18 000	2 400	0		
18 000	3 600	750		
18 000	2 400	150		
18 000	5 700	900	150	
6 000	0			
6 000	4 500	450		
6 000	450	0		
6 000	1 200	0		
3 900	900	150		
3 000	300	0		
1 800	300	0		
M O U L E S				
75 000	5 700	1 200	150	
57 000	2 400	600	0	
57 000	2 850	900	0	
45 000	600	0	150	
30 000	3 000	600	150	
30 000	3 900	1 200		
24 000	1 200	150		
24 000	600	150		
18 000	1 410	150		
15 000	960	0		
12 000	600			
6 000	600	0		
6 000	660	150		
3 900	750	150		
3 600	150	0		
2 400	150	0		

TABLE. 14. — Diminution de la densité en *E. coli*/l, en fonction du temps, dans la chair des palourdes et des moules, par traitement en eau préalablement ozonée.

#### IV. - Comparaison des deux systèmes. Observations.

Si on compare les résultats obtenus dans les deux types d'épuration on constate que les palourdes traitées en eau préalablement chlorée sont épurées dans un délai comparable à celui exigé par le passage en eau ozonée, lorsque la pollution initiale est inférieure à 30 000 *E. coli*/l.

En revanche s'il s'agit de pollutions plus importantes l'épuration en eau chlorée se fait plus lentement : quatre jours entre 30 000 et 50 000 *E. coli*/l et un minimum de six jours entre 50 000 et 75 000.

Pour les moules, si les résultats obtenus sont sensiblement du même ordre dans le cas d'une pollution initiale inférieure à 30 000 *E. coli*/l, par contre lorsque la pollution est comprise entre 50 000 et 75 000 *E. coli*/l l'épuration en eau préalablement chlorée exige un minimum de quatre jours.

1) Cette différence dans les délais d'épuration est particulièrement marquée en début de traitement, période pendant laquelle, principalement pour les moules, l'accélération du processus d'épuration est très sensible dans le cas d'immersion en eau préalablement ozonée. Sachant que l'ozone n'est qu'une variété allotropique de l'oxygène, on peut penser que cette disparition plus rapide des

germes en eau ozonée est essentiellement due à une meilleure oxygénation du milieu. En effet, l'ozone, pas plus que le chlore, ne joue un rôle direct dans l'épuration du coquillage. Cette épuration se fait uniquement par l'intermédiaire de l'eau préalablement épurée qui, par neutralisation à l'hyposulfite de soude dans le cas du chlore, ou par désaturation dans le cas de l'ozone, ne contient plus de substance antiseptique au moment de son utilisation.

Un exemple va nous montrer que l'accélération de l'épuration est due à l'oxygénation plus intense du milieu (tabl. 15).

Temps	Teneur en <i>E. coli</i> dans les moules			
	A	B	A'	B'
0 .....	60 000	60 000	60 000	60 000
1 jour .....	24 000	12 000	36 000	6 800
2 jours .....	2 700	1 200	4 800	600
3 » .....	600	0	600	0
4 » .....	0		0	

TABL. 15. — Variation comparée du processus d'épuration des coquillages (moules). A et A' : en eau chlorée. B : en eau chlorée aérée. B' : en eau ozonée.

Deux lots, A et B, issus d'une même pêche, sont traités en eau préalablement chlorée, mais dans des conditions différentes. Le lot A d'un poids de 12 kilos a été placé dans un bassin de traitement expérimental d'une capacité de 300 litres d'eau simplement chlorée. Le lot B, de même poids, a été placé dans une même quantité d'eau également chlorée, mais artificiellement aérée par un compresseur d'un débit horaire de 140 litres d'air, distribué durant toute l'opération au moyen de diffuseurs disposés au-dessus de la couche de coquillages.

La teneur en *E. coli* des deux lots A et B en cours de traitement fait apparaître une nette accélération du processus d'élimination des germes pour le lot B traité en eau aérée.

Comparons maintenant ces données sur la diminution progressive de la teneur en *E. coli*/l pour les lots A et B avec celles précédemment fournies sur la diminution progressive moyenne d'*E. coli* dans des lots de moules ayant une même pollution initiale (60 000 *E. coli*/l) mais traités comparativement en eau chlorée (A') et en eau ozonée (B'). Les résultats montrent bien :

a) que l'accélération de l'épuration en eau chlorée aérée est plus rapide qu'en eau simplement chlorée,

b) que cette accélération est encore plus forte en eau ozonée.

En conclusion, une aération de l'eau quelle qu'en soit l'origine, action de l'ozone au moment du traitement de l'eau utilisée, ou oxygénation en cours d'opération par apport artificiel d'air est efficace.

Ces résultats sont à rapprocher des indications fournies par HINARD en 1923 dans un rapport sur l'épuration artificielle des coquillages. Cet auteur présentait le procédé de « suraération », dû à GINESTE, comme un moyen rapide d'épuration des coquillages, l'oxygène de l'air intervenant pour détruire matières organiques et bactéries. Il indiquait en outre qu'un résultat meilleur encore, du point de vue bactériologique, serait obtenu par injection d'ozone ou plutôt d'air ozoné dans l'eau.

Nos expériences plus complètes et plus poussées confirment bien cette définition. Elles montrent aussi tout l'intérêt d'une plus grande rapidité d'épuration des coquillages pour les utilisateurs. Cette accélération même faible augmente la capacité de production de l'établissement de traitement, sans agrandissement des installations.

2) L'on constate aussi pour les deux méthodes employées que les moules s'épurent plus rapidement que les palourdes. Ceci est dû, à notre avis, au pouvoir de filtration différent chez les mollusques d'espèces diverses. Rappelons ici que VIALLANES en 1892, puis RANSON en 1951, ont montré qu'une huître portugaise (*Gryphaea angulata* LAMARCK) filtre cinq à six fois plus d'eau que l'huître plate (*Ostrea edulis* LINNÉ) laquelle, d'après FRANC (1960), à la taille adulte a un pouvoir filtrant huit fois moins important que celui de la moule (*Mytilus edulis*). Une expérience faite par SILHOL en 1963 laisse penser que la palourde (*Tapes decussatus* LINNÉ) a une capacité de filtration assez élevée, mais inférieure à celle de *Mytilus edulis*.

## CHAPITRE IV

### FACTEURS INFLUENÇANT L'ÉPURATION

Sur le plan conchylicole, certains auteurs ont observé et étudié les causes de la mortalité qui peut intervenir chez les mollusques stockés en bassins. BOURY en 1928, en raison des pertes anormales enregistrées en été dans les « claires » et les dégorgeoirs, a fait une série d'observations sur la teneur en oxygène de l'eau de cuiviers exposés au soleil et contenant une quantité connue d'huîtres. Ses conclusions font apparaître que si la mortalité des huîtres peut être provoquée par un soleil ardent, il semble qu'elle soit susceptible d'être fortement accrue par la raréfaction de l'air dissous. LADOUCE et LE DANTEC, en 1954, confirment ces résultats et donnent quelques conseils pratiques pour pallier les inconvénients évoqués. Ils préconisent la protection contre les radiations solaires, la réduction de la concentration des mollusques au mètre carré, l'aération artificielle. MAZIÈRES, en 1962, souligne de nouveau les conséquences de la désoxygénation, mais il insiste sur l'action de la chaleur qui favorise la pullulation des micro-organismes et la décomposition des matières organiques.

Dans le domaine de l'épuration, l'état physiologique du coquillage en cours de traitement joue un rôle important. Si cet état est déficient la filtration se trouve ralentie et la durée de l'opération prolongée. Aussi dans le cas particulier de l'épuration des mollusques en bassins, où certaines conditions nécessaires à la bonne élimination des germes contenus dans les produits traités doivent être maintenues, nous avons repris l'examen de ce problème en vue de proposer des solutions pratiques, susceptibles de préserver au maximum le bon état physiologique des coquillages soumis à l'épuration. Nous avons surtout pris en considération le taux d'oxygène dissous.

#### I. - Variations du taux en oxygène dissous dans une eau contenant des coquillages.

L'immersion d'une certaine quantité de mollusques dans l'eau de mer, en bassin fermé, entraîne nécessairement un abaissement progressif de sa teneur en oxygène dissous. Cette diminution n'est pas seulement fonction de la quantité de coquillages immergés, elle est aussi fonction de la température.

Afin de mieux connaître ce phénomène ainsi que l'amplitude des variations du taux d'oxygène dissous enregistrée dans le cas particulier des bassins destinés à l'épuration, nous avons dû faire une série d'expériences en eau de mer naturelle non traitée, tout en respectant l'ensemble des conditions requises dans le déroulement normal d'une opération d'épuration. En effet, les différents dosages en oxygène dissous (méthode de Winkler) ne peuvent être effectués avec exactitude dans une eau de mer qui aurait subi la double action du chlore, agent stérilisant, et de l'hyposulfite, agent neutralisant.

De même, les observations pourraient être faussées en eau préalablement traitée à l'ozone, l'action de ce gaz ayant une influence sur la teneur en oxygène de l'eau traitée.

Dans notre expérience ont été utilisés des bassins contenant 300 litres d'eau de mer naturelle, c'est-à-dire non traitée.

Nous allons voir tout d'abord quel est l'effet de la présence des coquillages dans cette eau.

On a deux bassins vides, A et B. En B ont été déposés, préalablement, 12 kg de moules, le bassin A restant vide. Puis les deux récipients sont simultanément remplis de 300 l d'eau de mer non traitée. Dès la fin du remplissage de ces deux bacs, qui n'a pourtant duré que 25 minutes, le taux en O<sub>2</sub> dissous est déjà différent : 126,7 % en A et seulement 108,4 % en B. La présence de 12 kg de moules a donc très rapidement abaissé le taux en O<sub>2</sub>. Ensuite, en fonction du temps, les pourcentages de saturation en O<sub>2</sub> de l'eau sont :

Nombre d'heures .....	0	12	16	19	24
bassin A .....	126,7	101	93,03	117	94
% de saturation en O <sub>2</sub>					
bassin B .....	108,4	30	22,3	47	41

Par la suite si dans l'un et l'autre bac ce taux diminue, ce qui est naturel étant donné la

stagnation que l'eau y subit, la différence entre les deux s'accroît. C'est ainsi que 16 heures après le remplissage on a 22,30 % de O<sub>2</sub> en B contre 93,03 % en A soit une différence de 70,73 %.

Lorsque cette différence est atteinte un phénomène se produit : d'une manière sensiblement parallèle la teneur en O<sub>2</sub> remonte dans les deux bassins. Quelle peut en être la cause ? Si nous indiquons que les bassins en question sont exposés au plein soleil (le 14 août 1961) et que le moment auquel se manifeste cette remontée du taux de O<sub>2</sub> se place entre 12 h et 15 h, soit par l'insolation la plus forte de la journée, nous ne voyons qu'une réponse : c'est la présence de phytoplancton, dont nous n'avons malheureusement pu mesurer ni la qualité ni la quantité, qui par photosynthèse doit produire de l'oxygène et en augmenter ainsi le taux dans l'un et l'autre bassin. Après cela, entre 15 h et 20 h, l'insolation diminuant, le taux de O<sub>2</sub> s'abaisse de nouveau. Ainsi, compte tenu de cette anomalie, l'expérience montre bien l'influence qu'exerce la présence d'une certaine quantité de mollusques dans un volume d'eau donné.

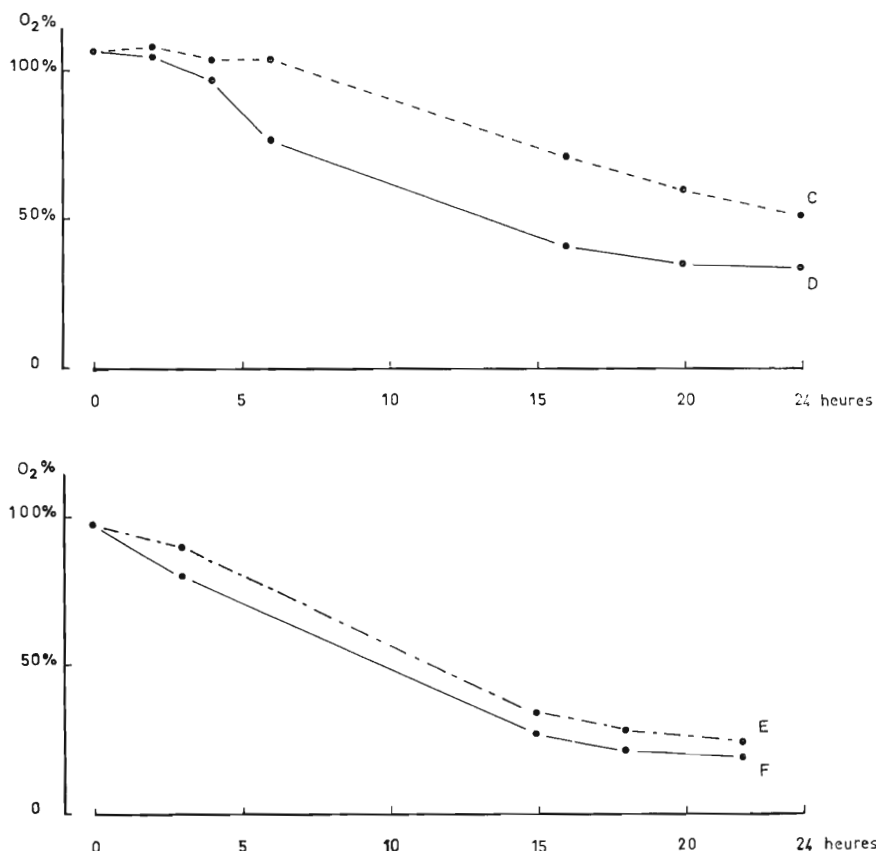


FIG. 43. — Variations du pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> dissous suivant les espèces de coquillages immergés. C : *Ostrea edulis lamellosa*; D et F : *Mytilus galloprovincialis*; E : *Tapes decussatus*.

## II. - Variations du taux en O<sub>2</sub> suivant les espèces de mollusques immergés.

Deux expériences ont été faites.

1) Deux bassins, C et D, de 300 litres, ont reçu après remplissage d'eau de mer non traitée une quantité égale en poids de mollusques, soit 12 kg d'huîtres plates (*Ostrea edulis*) en C et 12 kg de moules (*Mytilus galloprovincialis*) en D.

2) Deux autres bassins E et F d'une contenance de 300 litres, remplis également d'eau de mer non traitée ont reçu les mêmes quantités (12 kg) de palourdes (*Tapes decussatus*) en E et de moules en F.

Pour chaque opération les conditions de salinité et de température étaient relativement voisines (salinité 34 à 35 ‰, température 8 à 11°5).

Les courbes de la figure 43 montrent que le pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> de l'eau est différent pour les trois espèces considérées. S'il y a dans les 4 bassins diminution de la teneur en O<sub>2</sub>, cette diminution est nettement plus forte dans le bassin D contenant des moules, que dans le bassin C contenant des huîtres. Elle est aussi plus forte, mais sans une aussi grande différence, dans le bassin F (moules) que dans le bassin E (palourdes) (tabl. 16).

Heure	Lot C			Lot D		
	T°	O <sub>2</sub> /ml	O <sub>2</sub> %	O <sub>2</sub> %	O <sub>2</sub> /ml	T°
18	12°9	6.18	107.1	107.4	6.20	12°9
20		6.20	107.4	105.0	6.06	
22		6.03	104.5	96.7	5.58	
24	12°6	6.03	104.5	76.7	4.43	12°6
10	13°0	4.10	71.0	41.7	2.41	13°0
14	13°3	3.48	60.3	35.08	2.02	13°3
18	12°9	3.05	52.8	34.6	1.99	12°9
		Lot E		Lot F		
18	13°5	5.64	97.7	97.7	5.64	13°5
21	10°	5.33	86.6	81.6	4.81	12°
09	8°5	2.08	36.10	27.9	1.76	9°
12	10°0	1.71	27.8	22.2	1.40	9°5
16	11°0	1.54	25.5	19.7	1.24	9°5

TABL. 16. — Variations en fonction du temps, de la teneur (ml/l) et du pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> de l'eau de mer en bassins suivant les espèces de coquillages : C : huîtres (*Ostrea edulis*); D et F : moules; E : palourdes. (Salinité dans les bassins : 35 ‰ en C et D, 33,80 ‰ en E et F.)

Ce qui revient à dire que la moule consomme une plus grande quantité d'oxygène que l'huître plate et que la palourde, celle-ci en consommant aussi davantage que l'huître, ce qui donne une indication sur l'activité physiologique de ces trois espèces, les unes par rapport aux autres et correspond à leurs taux de filtration respectifs.

### III. - Influence du taux de concentration de coquillages immergés.

Deux lots de moules ont été simultanément immergés dans deux bassins également remplis d'eau de mer de température très sensiblement égale. La concentration de mollusques était par mètre cube de 9 kg pour le lot G (S ‰ 37,90) et de 30 kg pour le lot H (S ‰ 38,60).

Le résultat de cette expérience montre, comme on pouvait le prévoir, que la teneur en oxygène diminue plus vite et plus fortement en H qu'en G. Sensible après 3 heures d'immersion, cette différence l'est davantage encore après 7 heures. Après 9 heures, tout en restant importante, elle s'atténue :

	T°	20°5	20°4	20°3	20°2	20°4
lot G	O <sub>2</sub> %	100	99	82	73	48
	T°	20°5	20°4	20°5	20°4	20°2
lot H	O <sub>2</sub> %	100	65	48	31	25

Il est donc évident qu'une forte densité de coquillages entraîne un appauvrissement rapide de l'eau en oxygène, que par conséquent la vitalité des mollusques immergés s'en trouvant amoindrie leur épuration est sinon contrariée, du moins ralentie.



#### IV. - Variations du taux d'oxygène en fonction de la température.

On sait que dans l'eau de mer, d'une part la solubilité de l'air diminue lorsque la température s'élève, et d'autre part que les bivalves ont une vitalité plus grande donc un taux de consommation d'oxygène plus fort lorsque la température augmente et cela jusqu'à un certain seuil. Mais il nous a paru intéressant, aussi bien sur le plan scientifique que du point de vue pratique, de chiffrer les variations du taux de consommation de l'oxygène par une espèce comme la moule, en fonction de températures différentes.

Heure	Lot D			Lot G		
	T°	O <sub>2</sub> ‰	O <sub>2</sub> /ml	T°	O <sub>2</sub> ‰	O <sub>2</sub> /ml
18	12°9	107.4	6.20	24°	98	4.51
21		105.0	6.06	24°	62.2	2.86
01		96.7	5.58	22°5	32.7	1.55
08	12°6	76.7	4.43	21°	25.6	1.23
14	13°0	41.7	2.41	23°7	18.2	0.83
16	13°3	35.08	2.02	24°4	18.2	0.83
	12°9	34.6	1.99			

TABL. 17. — En fonction du temps, effet de la température sur les variations de la teneur (ml/l) et du pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> de l'eau de mer en bassins contenant des moules (salinité : 35 ‰ dans le bassin du lot D, 37,27 ‰ dans celui de G).

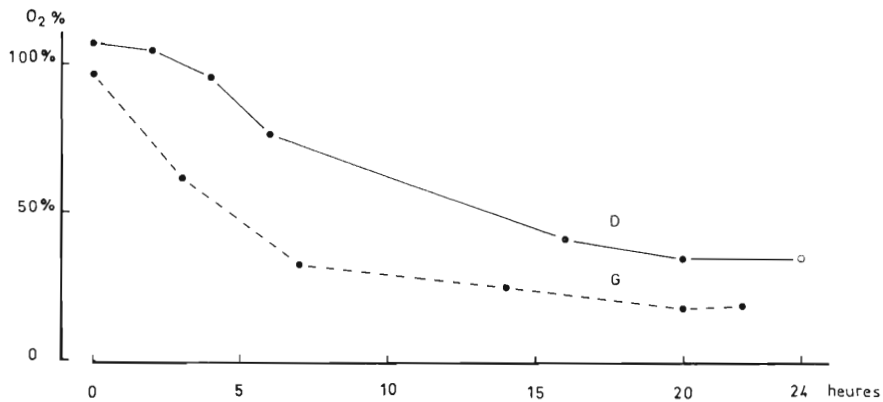


FIG. 44. — Variations du pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> dissous en fonction de la température de l'eau, dans deux bassins D et G contenant des *Mytilus galloprovincialis*. D : température de l'eau 12°90-13°30; G : température de l'eau 21°00-24°40.

Les résultats des expériences faites sur ce sujet figurent au tableau 17 et sur le graphique de la figure 44.

Deux lots D et G de moules, placés en quantité égale (12 kg) dans des bassins remplis d'un volume d'eau de mer non traitée (300 litres) et à la même exposition pendant 24 heures à deux mois différents, août et novembre, ont été mis en observation.

Pour le lot D, en novembre, la température de l'eau a oscillé entre 12°90 et 13°30.

Pour le lot G, en août, elle a varié de 21° à 24°40.

On voit que le lot G a consommé beaucoup plus d'oxygène que le lot D. Dans les 7 premières heures le taux de diminution de O<sub>2</sub> est de 66 %, la température variant de 24° à 22°5. Il n'est que de 11 % lorsque la température est aux alentours de 13°.

Puis la différence s'atténue et reste cependant voisine de 15 % en fin d'opération.

Cette expérience semble donc suffisante pour montrer qu'en période estivale la consommation d'oxygène est nettement plus forte qu'en période automnale. Sur le plan pratique de telles différences doivent pouvoir être utilisées pour le calcul de la densité optimale de mollusques à immerger pour une épuration plus rapide.

Ces quelques expériences portant sur la diminution de l'oxygène suivant les espèces de mollusques et la densité de coquillages immergés dans un volume d'eau donné, montrent donc bien que l'épuration sera plus ou moins bonne et plus ou moins rapide du fait du maintien ou du ralentissement de l'activité physiologique, par conséquent du pouvoir de filtration de ces mollusques. Elles indiquent aussi qu'il faut tenir compte de la température qui, suivant la saison, activera ou ralentira l'épuration.

La conséquence à tirer de la précédente expérimentation, sur le plan pratique, est que cette épuration doit pouvoir être étroitement contrôlée et dirigée par oxygénation artificielle de l'eau.

## CHAPITRE V

### L'OXYGÉNATION ARTIFICIELLE DE L'EAU POUR L'ÉPURATION DES COQUILLAGES

#### I. - Oxygénation artificielle de l'eau de mer.

Ne perdant pas de vue le caractère pratique de ces recherches, nous avons procédé à d'autres expériences sur des moules et des huîtres, mais à des températures différentes pour connaître l'effet d'une oxygénation artificielle sur la teneur de l'eau en ce gaz, suivant les espèces traitées et selon les conditions thermiques, c'est-à-dire en fonction de la saison.

Le système le plus répandu pour fournir à un certain volume d'eau un apport supplémentaire d'oxygène consiste à insuffler de l'air dans cette eau par l'intermédiaire de diffuseurs poreux alimentés par compresseur. Nous l'avons adopté, en utilisant un compresseur d'un débit d'air de 120 l/h et des diffuseurs poreux qui dans nos bacs d'expérimentation étaient placés au niveau de la couche de mollusques immergés.

##### 1) *Première expérience.*

Quatre bacs, d'une contenance de 300 litres, ont été remplis d'eau de mer. Deux d'entre eux ont reçu chacun 10 kg de moules disposées sur une claie située à 10 cm au-dessus du fond. Dans les deux autres ont été placés les mêmes poids d'huîtres plates pareillement disposées ( $A_1$  et  $A_2$ ,  $B_1$  et  $B_2$ ).

Dans l'un des bacs à moule ( $A_1$ ) et l'un des bacs à huître ( $B_1$ ) a été insufflé de l'air de manière continue et pendant 24 heures, à l'aide du compresseur précité, l'eau des deux autres bacs restant en l'état.

Les quatre bacs, côte à côte, se trouvaient dans les mêmes conditions d'abri et d'aération. Leur eau était à une température de 8° à 11°5, à la même salinité (voisine de 35 ‰) et les mollusques immergés provenaient des mêmes lieux et d'une même pêche. Dans de telles conditions les observations faites dans ces quatre bacs étaient donc comparables.

Les résultats sur les variations du pourcentage de saturation en  $O_2$  dans l'eau de chacun d'eux ont été portés sur les graphiques de la figure 45.

a) Dans les quatre bacs on note durant les quatre premières heures de l'expérience (entre 17 h et 21 h) une baisse légère (voisine de 10 %).

b) Puis cette baisse s'accroît fortement et progressivement dans les bacs non aérés artificiellement. Le pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> y descend à 52 % pour les huîtres et à 34 % pour les moules au bout de 24 heures. Comme nous l'avons déjà indiqué la consommation d'O<sub>2</sub> est plus forte chez les moules que chez les huîtres.

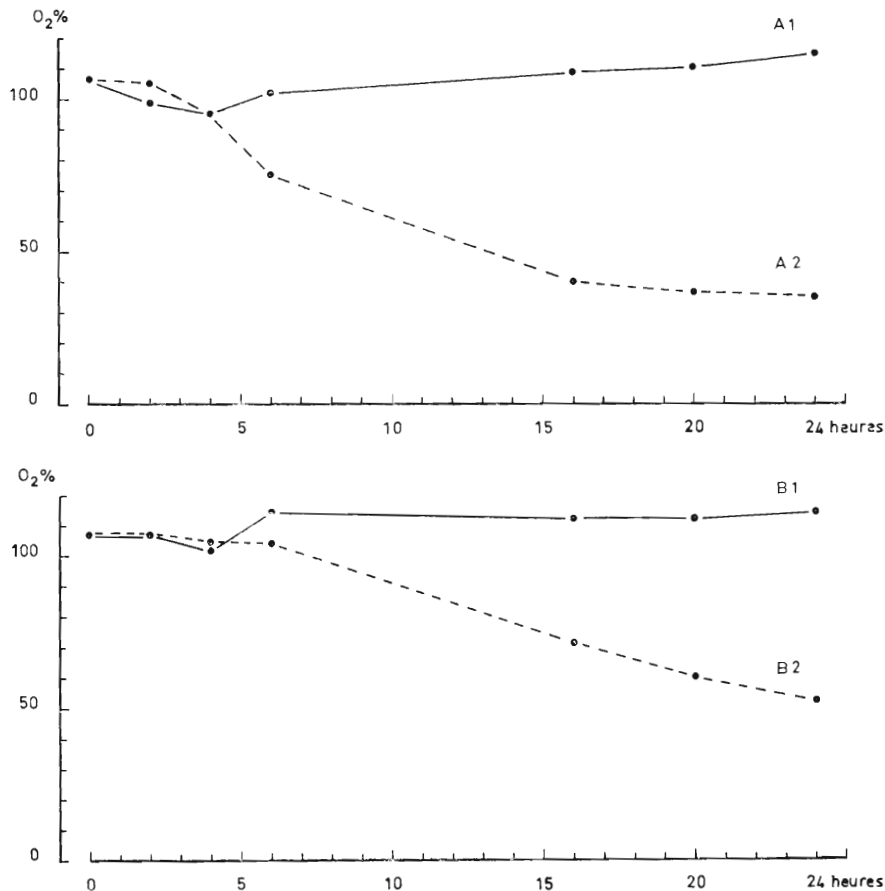


FIG. 45. — Variations du pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> dissous examinées comparativement dans l'eau de bassins contenant *Mytilus galloprovincialis* (A1 et A2) et *Ostrea edulis lamellosa* (B1 et B2). L'eau des bassins A1 et B1 étant oxygénée artificiellement (T° : 8° à 11°5).

c) Par contre dans les deux bacs artificiellement oxygénés, le pourcentage d'oxygène, après les quatre premières heures, remonte jusqu'à la valeur initiale puis la dépasse :

de manière continue au bout de 20 heures pour atteindre 115 % dans le bac à moule,

de manière plus rapide dans le bac à huître, où il atteint 115 % en 2 heures pour rester à ce niveau pendant le reste du temps, ce qui confirme le phénomène d'une plus forte consommation d'oxygène par les moules.

La conclusion pratique à tirer de cette expérience faite par température relativement basse est qu'en dépit d'une action peu sensible de l'oxygénation artificielle pendant les quatre premières heures, celle-ci est nécessaire dès le départ si l'on veut améliorer les conditions d'épuration des coquillages, car, par la suite, le taux d'oxygène naturel tombe rapidement. On voit aussi que, suivant l'espèce, l'apport extérieur d'oxygène pourrait être assez facile à régler. Il n'aurait pas à être aussi abondant pour les huîtres moindres consommatrices d'oxygène que les moules. Mais la différence en tout état de cause est assez faible.

## 2) Seconde expérience.

Cette expérience n'a été faite qu'avec des moules, mais par une température nettement plus forte que celle de la précédente (de 18°80 à 20°70, contre 8° à 11°5), à une salinité plus forte aussi (voisine de 38 ‰), ce dernier facteur ne semblant pas, en l'occurrence, jouer un rôle essentiel.

Deux lots de moules de 10 kg (C et D) sont immergés dans deux bassins de 300 l d'eau de mer, dans les mêmes conditions que précédemment, l'un de ces bassins étant soumis à l'action d'un apport d'air artificiel à raison de 1,5 l par minute, l'autre ne l'étant pas.

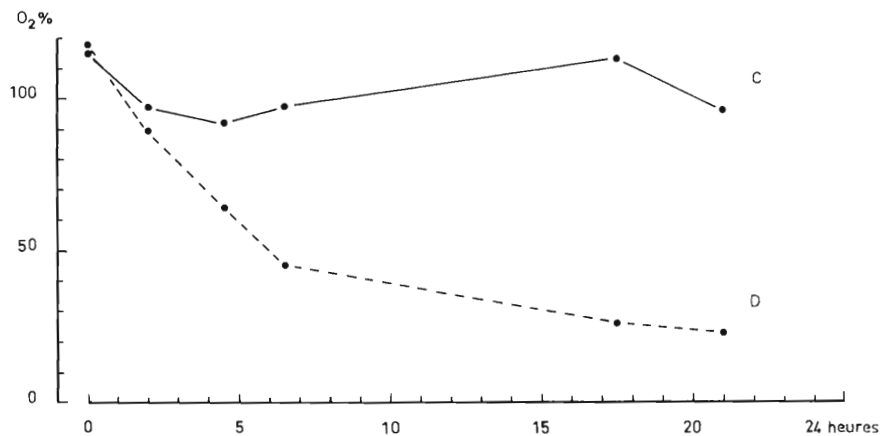


FIG. 46. — Variations du pourcentage de saturation en O<sub>2</sub> dissous, examinées comparativement dans l'eau de bassins contenant *Mytilus galloprovincialis* (C et D). L'eau du bassin C étant oxygénée artificiellement (T° : 18°80 à 20°70).

Comme dans l'expérience précédente on a dès le début, dans les deux bacs (fig. 46), une baisse du pourcentage de saturation en O<sub>2</sub>.

Dans le cas du bac où est insufflé de l'air (C), cette baisse qui ne cesse qu'au bout de 4 heures et demie, soit à peine plus longtemps que précédemment, est en revanche beaucoup plus forte (de l'ordre de 25 % contre 10 % environ) et la remontée du pourcentage beaucoup plus lente. Il n'atteint 100 % qu'au bout de 8 heures alors que dans la première expérience il y parvenait en 5 heures.

Dans le cas du bac où aucun apport supplémentaire d'air n'est fourni, la chute est beaucoup plus rapide et plus forte. Le pourcentage de saturation d'oxygène tombe de près de 120 % à 90 % en 2 heures seulement, alors qu'il lui fallait, dans la première expérience, près de 5 heures pour une telle diminution. Par la suite, la consommation d'oxygène ne fait que s'accroître. Au bout de 4 h 30, le taux est égal à 65 contre 87 %. Après 6 h 30 ce taux est de 45 seulement contre 80 % pour l'expérience 1, puis après 16 h, de 25 contre 30 %.

On a donc là une confirmation nette et que l'on peut chiffrer, de la différence de consommation d'oxygène, donc de l'activation physiologique des moules, avec l'accroissement de la température ambiante, soit dans le cas présent, entre leur comportement physiologique en automne (expérience 1 : t° de 8° à 11°5) et en été (expérience 2 : t° de 18°8 à 20°70).

De plus quelle est la quantité d'air qu'il est nécessaire d'insuffler pour un volume d'eau et un poids de moules donnés, si l'on veut maintenir un taux normal d'oxygène dans l'eau, c'est-à-dire favoriser au maximum le métabolisme des mollusques, donc les épurer dans de bonnes conditions. Cette quantité en l'occurrence est celle qui a été fournie dans cette dernière expérience soit 1,5 l par minute, de manière continue.

## II. - Application sur le plan industriel.

L'expérimentation ayant été conduite à son terme, il était donc intéressant d'en appliquer les résultats à une opération de plus grande envergure c'est-à-dire de la réaliser à l'échelle des installations de la station du « Dauphin ».

Mais si l'aération artificielle de l'eau dans des bacs d'expérience, même d'une contenance de 300 l est assez facile à obtenir, celle des bassins de grand volume comme ceux de la station d'épuration du « Dauphin » présente un certain nombre de difficultés.

En effet, comme elle doit être faite au cours du traitement d'un tonnage important de coquillages, on ne doit rien faire qui risque de bloquer ou même de gêner l'épuration, alors qu'on cherche au contraire à l'améliorer.

Ainsi on doit éviter tout mouvement d'eau susceptible d'empêcher les vases et autres impuretés qu'apportent avec eux les coquillages de se déposer au fond des bassins, à plus forte raison faut-il interdire la remise en mouvement de ces impuretés déjà déposées. Nous pensons donc que tout procédé basé sur l'agitation ou le brassage de la masse d'eau doit être écarté.

Le pompage de l'air et son insufflation dans l'eau des bassins par des trompes, qui, pour être efficaces seront nombreuses, a des avantages, mais il est coûteux.

L'aération de l'eau réalisée par barbotage est bonne dans l'ensemble si certaines précautions sont prises. Ainsi les amenées d'air devront se trouver à une distance satisfaisante du fond, par exemple au-dessus de la couche de coquillages pour éviter la remise en suspension des dépôts. Elles seront également assez nombreuses et bien distribuées pour obtenir une répartition satisfaisante d'air dans la masse d'eau. Comme le précédent, ce procédé est relativement onéreux sans pour autant apporter une solution idéale au problème posé. C'est lui cependant qui a été utilisé, au « Dauphin », où l'aération de l'eau est effectuée non plus dans les bassins mais en dehors d'eux.

Nous allons, après avoir fourni le schéma de cette installation, faire connaître et commenter les résultats que donne ce procédé dit de « recyclage » de l'eau, puis proposer une modification qui, en faisant intervenir un ozoneur, doit simplifier et améliorer le système.

#### 1) Réoxygénation de l'eau par barbotage d'air.

La figure 47 donne le schéma de l'installation utilisée à la station du « Dauphin ». Du déversoir placé en aval dans la partie haute de chaque bassin d'épuration l'eau s'écoule vers un réservoir en maçonnerie situé au-dessous du niveau du sol, dont la capacité totale est de 5 mètres cubes. De l'air, fourni par un compresseur ayant un débit horaire de 240 m<sup>3</sup>, amené par une conduite en matière plastique, arrive à l'intérieur et à la base d'une canalisation d'assez fort diamètre (25 cm) qui plonge dans le réservoir. Par la poussée de l'air ainsi injecté, l'eau à traiter arrive dans le réservoir surélevé tout en s'oxygénant fortement par barbotage. De là, par gravité, l'eau ainsi aérée regagne la partie haute des bassins, placée en amont.

Voici maintenant les résultats obtenus à partir des analyses d'oxygène au cours d'une expérience d'une durée de 24 heures faite dans l'un des bassins de la station d'épuration.

Ce bassin, dont les caractéristiques ont été données au début de ce chapitre, reçoit 37 m<sup>3</sup> d'eau de mer naturelle à la température de 17°10 et de salinité égale à 34.80 ‰. Un lot de palourdes d'un poids total de 1 100 kg y est immergé dans des paniers métalliques isolés du fond, à raison de 30 kg de coquillages par mètre carré environ. Au cours de l'opération nous observerons les variations de la teneur en oxygène en surface et près du fond :

- a) dans sa partie antérieure (amont), à 5 m du canal de remplissage,
- b) dans sa partie postérieure (aval) à 5 m du déversoir.

L'expérience a été mise en route à 20 h, le pourcentage de saturation en oxygène étant de 99 % (tabl. 18) dans la masse de 37 m<sup>3</sup> d'eau du bassin qui n'a reçu aucun apport complémentaire d'air.

Dès le début, ce pourcentage s'abaisse sensiblement dans les mêmes proportions en surface et au fond.

Au bout de 14 heures, sa valeur n'est plus que de 29,2 % en surface et de 23,6 % près du fond. Il est à noter que la température qui, au commencement de l'expérience, était de 17°10, s'est abaissée de 0°70.

2) Une opération de « recyclage » est alors déclenchée (débit d'air : 240 m<sup>3</sup>/h) qui se poursuivra durant 30 minutes. Le dosage en O<sub>2</sub> montre qu'une remontée très nette du pourcentage en oxygène en est la conséquence. Il atteint 69,9 % en surface et 75,3 % au fond, dans la partie antérieure du bassin, mais seulement 50,6 % en surface et 30,9 % au fond dans la partie posté-

rière. Ce qui montre bien que la période de réoxygénation n'a pas été suffisamment longue pour que son effet soit également ressenti dans toute la masse d'eau.

Dans les 4 heures qui suivent, comme on devait s'y attendre, le pourcentage en  $O_2$  tombe de nouveau, mais moins bas en surface que sur le fond et dans des proportions moindres dans la partie postérieure du bassin que dans sa partie antérieure.

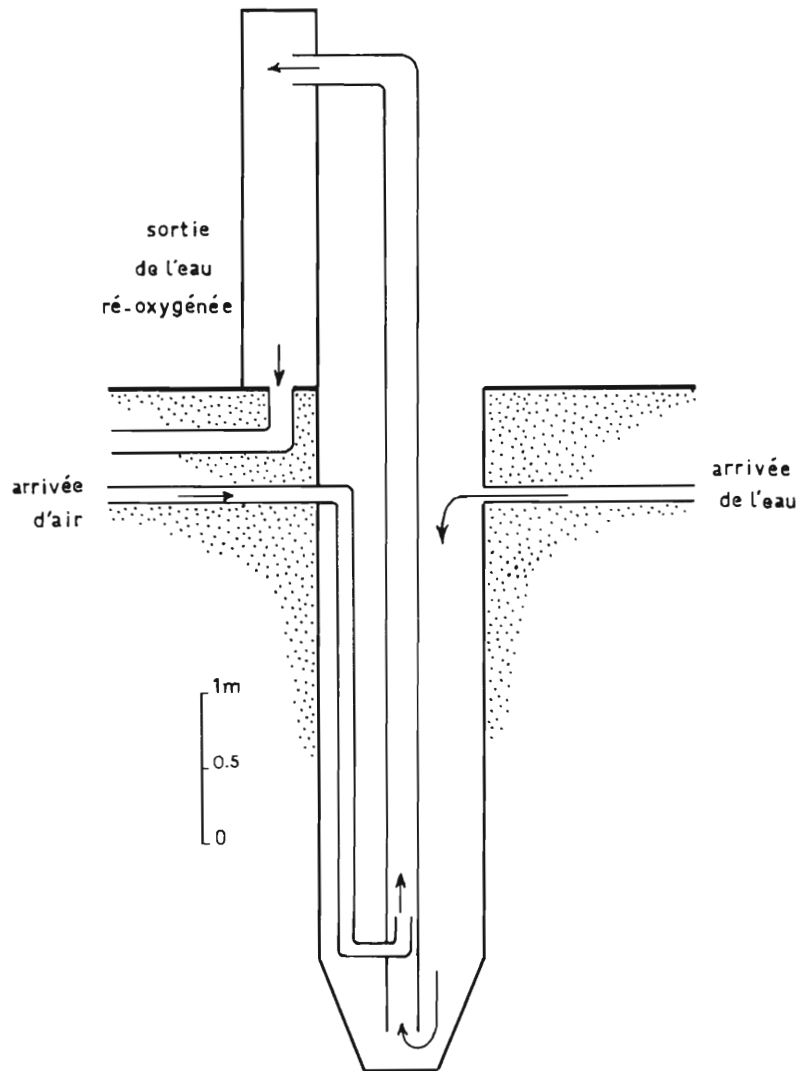


FIG. 47. — Schéma de l'installation de réoxygénation de l'eau, recyclage. Station d'épuration du « Dauphin », Sète.

Cette chute est, dans la partie antérieure, de 61,8 % en surface et de 45 % près du fond et seulement de 45,1 % en surface et 25,8 % près du fond dans la partie postérieure. A noter ici que la température, dans le même temps, a augmenté de 2°40 et qu'elle a certainement, d'après ce que nous ont appris les expériences précédentes, accéléré le phénomène.

Nous avons alors procédé à un second « recyclage » d'une durée de 60 minutes. Cette opération suffit pour faire très rapidement remonter le pourcentage d'oxygène, en surface comme en profondeur, dans toute la masse d'eau du bassin (78,9 % et 75,2 % dans la partie antérieure et 74 % dans la partie postérieure). On peut alors considérer, en dépit de cette très légère différence, que

l'homogénéisation du milieu, quant à l'oxygène, est complète. Elle se maintiendra à peu de chose près jusqu'à la 24<sup>e</sup> heure de l'expérience.

Il apparaît donc que pour un bassin de 37 m<sup>3</sup> d'eau contenant 1 100 kg de coquillages un « recyclage » de 30 minutes est insuffisant, puisque son effet n'est important que dans la partie antérieure du bassin. En revanche s'il dure une heure il assure un pourcentage suffisant d'O<sub>2</sub> dans toute la masse. L'expérience montre en outre que le prolongement du « recyclage » est nécessaire pour assurer une teneur en oxygène suffisante près du fond, au niveau de la couche de coquillages. Enfin, le laps de temps relativement long qu'il est utile de respecter pour obtenir une répartition homo-

Heures	Amont		Aval		Température ° C
	S	F	S	F	
20	99	99	99	99	17°1 avant l'immersion
21	87,2	85,3	87,2	85	1 h 30 après immersion
22	81,4	82,7	81	81	2 h 30 » »
10	29,2	23,6	29	22	16°4 14 h 30 » »
11	69,9	75,3	50,6	30,9	après 30 mn de recycl.
15	61,8	45	45,1	25,8	18°4 3 h après »
16	78,9	75,2	74	74	18°5 1 h » 2° »

TABL. 18. — Variations du pourcentage d'oxygène dissous dans l'eau en différents points d'un bassin d'épuration contenant 1 100 kg de palourdes, en fonction du temps, avant et après recyclage. S = surface. F = fond (S‰ 34,80).

gène de l'oxygène tend à prouver que le dispositif choisi évite un brassage violent de l'eau et par conséquent ne remet pas en mouvement des impuretés qui sédimentent sur le fond. Les analyses bactériologiques de l'eau, en divers points, avant et après le « recyclage », sont sur ce plan tout à fait probantes, comme le montre la densité en *E. coli*/l dans l'eau d'un bassin avant et après deux opérations successives de recyclage :

	avant recyclage		après recyclage	
surface . . . .	amont : 0 et 0	aval : 0 et 0	amont : 0 et 0	aval : 0 et 0
fond . . . . .	» 0 et 0	» 80 et 50	» 0 et 0	» 80 et 50

Il convient néanmoins de faire une réserve. Il pourrait être hasardeux de procéder, d'un coup, au renouvellement de l'eau de tous les bassins de la station du « Dauphin ». En effet si l'un de ceux-ci vient de recevoir son plein de coquillages nettement insalubres, son eau peut être porteuse de germes en quantité suffisante pour qu'en dépit d'une forte réoxygénation artificielle elle puisse polluer pendant les premières heures les autres bassins.

Il convient donc de procéder au renouvellement de l'eau, bassin par bassin, le réservoir de la tour de « recyclage » pouvant être soumis, le cas échéant, à l'action d'un agent stérilisant, ozone ou chlore.

3) Ces précautions étant prises, l'aération artificielle par recyclage lent de l'eau subissant en cours de circuit une oxygénation poussée paraît devoir donner entière satisfaction dans un établissement d'épuration.

Il nous semble même possible de réaliser un système offrant avec autant d'avantages plus de garantie sur le plan bactériologique. Il suffirait d'introduire dans le circuit, en lieu et place du surpresseur d'air, l'ozoneur lui-même qui remettrait en circuit une eau fortement oxygénée de qualité bactériologique parfaite.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Notre intention, en abordant cette étude de l'étang de Thau, n'a pas été de faire œuvre de bactériologiste, mais plus simplement d'utiliser des données bactériologiques pour mesurer l'importance des pollutions, en connaître les variations suivant le lieu et la saison, en déterminer les sources et le mécanisme. A cette fin, nous avons choisi un germe-test, *Escherichia coli*, communément employé dans le contrôle de la salubrité des eaux et des coquillages.

Les dénombrements répétés et périodiques de ce germe ont démontré que l'étang de Thau, comme beaucoup de plans d'eau entourés d'agglomérations humaines, subit des contaminations d'origine bactérienne bien précises.

Les petites villes ou bourgs de Balaruc, de Bouzigues, de Mèze, de Marseillan, dont les réseaux d'assainissement sont imparfaits, sinon élémentaires, constituent une des causes principales de cette contamination. Il en va de même pour les canaux du Rhône, du Midi et des Salins, à des titres divers. Mais, en cette matière, le rôle essentiel est tenu par les canaux de Sète. Recevant une grande partie des égouts de cette importante cité, les courants dont ils sont le siège véhiculent les pollutions et les répartissent sur de larges secteurs de la nappe saumâtre.

Les courants qui amènent les eaux au grand canal de Sète sont doubles et de sens opposé. Normalement, en raison de la plus grande densité de l'eau de mer, un courant de fond circule de la Méditerranée vers l'étang, tandis qu'un courant de sens inverse s'établit en surface.

Ce régime peut être amplifié lorsque la marée, la pression atmosphérique et le vent lui sont favorables. C'est le cas le plus fréquent. La situation peut être inversée lorsque la densité des eaux de l'étang est plus forte que celle de la mer, surtout si les facteurs climatiques s'inversent eux aussi. Il en résulte que les pollutions, suivant le cas, sont charriées dans un sens ou dans l'autre, s'étendent ou se restreignent, mais sans jamais cesser d'être apparentes.

La variabilité des conditions hydrologiques, qui est le propre des nappes lagunaires et à laquelle l'étang de Thau n'échappe pas, rend difficile la mise en évidence d'une loi des échanges avec la mer, donc des pollutions, surtout, comme c'est le cas, lorsque le facteur humain, source quasi exclusive de ces pollutions, est lui-même variable.

Il nous a été néanmoins possible de mesurer l'étendue de ces phénomènes et de dégager la périodicité relative de leurs manifestations.

On sait ainsi que l'étang des Eaux Blanches et le Grand Etang, bien que solidaires, constituent deux nappes suffisamment individualisées pour que leurs pollutions soient inégales.

L'étang des Eaux Blanches est l'objet de contaminations bactériennes plus importantes que le Grand Etang. Il est totalement et fortement pollué en hiver, car cette saison est marquée par une instabilité atmosphérique et des différences de niveau qui, généralement, favorisent le courant marin et amènent l'eau polluée des canaux de Sète dans ce bassin. En revanche, durant la saison chaude, une certaine stabilité et un relatif équilibre limitent les échanges et fixent la contamination maximum au voisinage du canal maritime. C'est ainsi que 10 000 *Escherichia coli* au litre ne sont pas rares au débouché de ce canal dans les Eaux Blanches qui, ordinairement, se caractérise par une moyenne de 1 560 germes au litre.

Le Grand Etang, quant à lui, subit une pollution moindre et différemment répartie dans le temps. Le courant d'origine marine qui envahit les Eaux Blanches en hiver, ne s'y répercute que d'une manière amortie, en raison du rétrécissement et de la plus faible profondeur du goulet de Roquerols. En revanche, ses eaux superficielles diluées sont partiellement drainées vers les Eaux Blanches et la mer. Cette double cause favorable à sa salubrité fait que, pendant la mauvaise saison, *Escherichia coli* et les pollutions dont il témoigne sont pratiquement inexistantes dans sa partie centrale et dans les secteurs littoraux écartés des agglomérations riveraines.

Par contre, le nombre de germes augmente en été. D'une moyenne journalière inférieure à 25 *Escherichia coli*/l au large, il atteint 80 le long des rives et peut, occasionnellement, dépasser le



maximum de 500. Ceci sous l'effet conjugué des pollutions locales accrues, de venues d'eau épisodiques des Eaux Blanches, surtout par basses pressions atmosphériques, ainsi que sous l'influence d'une température élevée, supérieure à 20°, favorable, on le sait, à l'activité bactérienne.

La pollution des mollusques comestibles est en rapport avec celle des eaux mais elle est plus forte, car ils concentrent les germes dans leur eau intervalvaire et leur tube digestif.

Les coquillages de pêche (*Mytilus galloprovincialis*, *Ostrea edulis lamellosa*, *Tapes decussatus* et *Tapes aureus*) provenant de l'étang des Eaux Blanches sont naturellement plus insalubres en hiver (jusqu'à 37 000 *Escherichia coli* au litre en moyenne mensuelle) qu'en été, mais durant cette dernière saison, leur pollution reste forte (jusqu'à 21 000 *Escherichia coli* au litre en moyenne mensuelle). Ils ne peuvent donc pas être consommés sans une épuration préalable.

Dans le Grand Etang, en concordance avec la pollution de l'eau, la contamination des coquillages de pêche comparée à celle des mollusques des Eaux Blanches est relativement faible, puisque la densité moyenne mensuelle en *Escherichia coli* au litre ne dépasse pas 1 800 en hiver. Mais elle est plus forte, comme il a été dit pour l'eau, en été où la densité moyenne mensuelle en *Escherichia coli* atteint 2 500. Un contrôle vigilant de la qualité bactériologique de ces coquillages doit donc être exercé et bon nombre auront à subir, eux aussi, une épuration.

Les mollusques d'élevage, huîtres et moules, cantonnés dans la zone d'élevage du Grand Etang, sont beaucoup mieux protégés des contaminations en raison de leur situation géographique. Mais, ils n'y échappent pas entièrement puisque 7 % des analyses donnent des densités en *Escherichia coli* supérieures à 3 000, particulièrement en été où des chiffres beaucoup plus forts peuvent être occasionnellement notés. Dans ce cas, il apparaît nécessaire soit d'interdire provisoirement la vente de ces produits, soit de les soumettre à une épuration préalable.

Dans la pratique, la surveillance exercée par l'Institut des Pêches permet de limiter les risques de contamination pour les consommateurs. En fait, les statistiques médicales montrent que rares sont les accidents typhiques imputables aux huîtres et moules des parcs d'élevage.

Par contre, l'exploitation des coquillages de pêche pose, ou du moins posait jusqu'à ces dernières années, des problèmes autrement aigus, non seulement du point de vue de l'hygiène, mais aussi sur le plan social et économique. Toute une population de pêcheurs vit presque exclusivement de cette exploitation pratiquée sur une large échelle dans des eaux fortement insalubres. Le contrôle sanitaire en était pratiquement impossible et il existait de ce fait un danger réel et quasi-permanent pour la santé publique.

Une solution a pu être heureusement trouvée par l'application de méthodes d'épuration des coquillages de pêche centralisés à la coopérative des pêcheurs sétois. Ceux-ci, à l'instigation de l'Institut des Pêches et avec l'aide des Pouvoirs publics, municipaux et nationaux, ont créé la station du « Dauphin », à la Pointe-Courte.

C'est l'application de cette technique et ses améliorations successives conduisant aux installations actuelles de cette station qui ont été développées dans la seconde partie du présent travail.

Les expériences multipliées qui nous ont amené à utiliser d'abord le chlore, suivant une méthode connue, puis l'ozone comme agents épurateurs, apportent, nous le pensons, une contribution originale à ce système qui permet de traiter des mollusques pollués dans un temps relativement court (2 à 3 jours) avec un maximum de garantie.

Au terme de cette étude, une double conclusion s'impose que laissent facilement prévoir les résultats exposés ci-dessus.

En premier lieu, les diverses sources de pollution bactérienne de l'étang de Thau étant connues : égouts des centres urbains du pourtour, épandages sur les versants, il importe de les neutraliser par l'application d'une réglementation existante précise qui soumet à une épuration stricte ces sources de contamination.

Les habitudes locales, le coût de telles opérations, rendent la chose difficile. Mais elle devrait être mise en œuvre et ceci d'autant plus que l'accroissement de la population riveraine, celle de Sète notamment, et le développement du tourisme dans la région tendent à aggraver encore ces pollutions.

En seconde part et parallèlement à cette mesure d'assainissement, devrait être envisagée, à plus ou moins brève échéance, une épuration systématique des productions coquillières de l'étang. Cette

épuration est partiellement réalisée pour une large portion du secteur soumis à la pêche grâce à la station du « Dauphin » qui traite déjà 500 tonnes annuelles de coquillages et qui pourrait en épurer des quantités supérieures.

Mais le danger, encore mineur et contrôlable, du côté de la conchyliculture, ne saurait être négligé. Il peut conduire dans des délais plus ou moins longs, à envisager une épuration rationnelle périodique sinon continue, de certaines productions de l'élevage.

Les mesures que suggère cette étude ne s'excluent pas l'une l'autre. Elles vont de pair et se complètent. Toutes deux tendent, par le maximum de garanties qu'elles assurent sur le plan de la salubrité, à donner un développement supplémentaire à la production et à la consommation des coquillages de l'étang de Thau.

#### BIBLIOGRAPHIE

- ANONYME. — L'ozone et la stérilisation des eaux. — *Notice éditée par la Soc. d'épuration et d'entreprise*. Bruxelles.  
— L'ozonation des eaux de consommation. — *Notice éditée par la Soc. TRAILIGAZ*, Départ. ozone, Paris.
- AUDOUIN (J.), 1957. — Note préliminaire sur l'hydrologie de l'étang de Thau (température et salinité). — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **21** (3) : 357-75.  
— 1958. — Note préliminaire sur l'hydrologie de l'étang de Thau. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., Rapp. et P.-V.*, **14** : 567-68.  
— 1962. — Hydrologie de l'étang de Thau. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **26** (1) : 5-104.
- BIGGER (J.W.), 1929. — The bacteriological control of shellfish. — *J. Hyg.*, **29**, 62 p.  
— 1934. — The bacteriological examination of mussels. — *Ibid.*, **34** : 172-94.
- BOURY (M.), 1928. — Remarques sur la mortalité des huîtres. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **1** (2) : 99-101.  
— 1955. — Méthode pondérée de dénombrement bactériologique en milieu liquide. — Paris, Instructions intérieures Inst. Pêches marit.  
— 1957. — Méthodes d'examen bactériologique de l'eau de mer et des coquillages. Essais comparatifs. — *Bull. Inform. Document. Inst. Pêches marit., Science et Pêche* n° 51 : 1-8.  
— 1962. — Appréciation de la qualité bactériologique des coquillages. — *Ibid.*, n° 103 : 1-3.
- BOURY (M.) et BORDE (J.), 1957. — Méthodes d'examen bactériologique de l'eau de mer et des coquillages. — *Ibid.*, n° 51, 8 p.  
— 1964. — La contamination bactérienne des coquillages. — *Somm. int. Explor. sci. Mer Médit., Symp. Pollut. mar. par Microorgan. Prod. pétrol.* : 277-283.  
— 1964. — L'évolution de la flore bactérienne dans les coquillages conservés hors de l'eau. — *Ibid.* : 285-292.
- BRISOU (J.), 1933. — Entérobactéries pathogènes. — Paris, MASSON et C<sup>ie</sup>, édit., 167 p.  
— 1955. — Microbiologie du milieu marin. — Paris, Ed. Médic. FLAMMARION, 271 p.
- BUTTIAUX (R.), 1951. — L'analyse bactériologique des eaux de consommation. — Paris, Ed. médic. FLAMMARION, 209 p.
- BUTTIAUX (R.), MUCHEMBLE (G.) et LEURS (T.), 1953. — La colimétrie de l'eau sur membranes filtrantes. — *Ann. Inst. Pasteur*, **84** (6) : 1010-25.
- BUTTIAUX (R.), SAMAILLE (J.) et PIERENS (Y.), 1956. — L'identification des *Escherichiae* des eaux. Test d'Eijkman et production d'indole à 44°. Tests I.M.V.I.C. Uréase. — *Ann. Inst. Pasteur*, Lille, **8** : 137-149.
- BUTTIAUX (R.), ALI ZAMAN (M.) et CATSARAS (M.), 1962. — Les Enterobacter dans les matières fécales humaines et animales. — *Soc. franç. Microbiol.* (séance du 1-3-1962); *Ann. Inst. Pasteur*.
- CALVET (L.), 1910. — L'ostréiculture à « Cette » et dans la région de l'étang de Thau. — *Trav. Inst. Zool. Univ. Montpellier et Stat. zool. Sète*, S. 2, Mém. n° 20 : 1-104.
- CAMBACÈDES (P.), RIVALIER (E.), REILLY (J.) et LAUNAY (E.), 1932. — Cités par GEVAUDAN et GAY.
- CHANTEMESSE, 1896. — Communication à l'Académie de Médecine, Paris.
- CLEGG (L.F.L.) et SHERWOOD (H.P.), 1947. — The bacteriological examination of molluscan shellfish. — *J. Hyg.*, **45** : 504-21.
- DEVÈZE (L.), 1959. — Cycle biologique des eaux et écologie des populations planctoniques. — *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, *Bull.* **15** (25), 220 p.
- DODGSON (R.W.), 1928. — Report on mussel purification. — *Fish. Invest.*, London, S. 2, **10** (1), 498 p.

- FAUVEL (Y.), 1961. — Un nouvel appareil pour prélèvements d'eau en vue d'analyses bactériologiques. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **25** (4) : 413-15.
- 1963. — Utilisation de l'ozone comme agent stérilisateur de l'eau de mer pour l'épuration des coquillages. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., Rapp. et P.-V.*, **17** (3) : 701-06.
- 1964. — Nouvelles observations sur l'utilisation de l'ozone comme agent stérilisateur de l'eau de mer pour l'épuration des coquillages. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., Symp. Pollut. mar. par Microorgan. Prod. pétrol.* : 293-98.
- 1964. — Note préliminaire sur la pollution bactériologique des eaux de l'étang de Thau. — *Ibid.*, 35-42.
- 1965. — Influence des conditions climatiques sur la pollution bactériologique des eaux du littoral nord du bassin de Thau. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., Rapp. et P.-V.*, **18** (3) : 609-614.
- FRANC (A.), 1960. — Traité de Zoologie. Direction P.P. GRASSÉ, **5** (2), classe des Bivalves. — Paris, Ed. MASSON et C<sup>ie</sup>.
- FURNESTIN (J.), 1960. — Hydrologie de la Méditerranée occidentale (golfe du Lion, Mer Catalane, Mer d'Alboran, Corse orientale), 14 juin-20 juillet 1957. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **24** (1) : 5-119.
- GAUCHER (L.), 1907. — Etude bactériologique des huîtres de «Cette» et de l'étang de Thau. — Note à l'Académie de Médecine. Montpellier, Imprimerie générale du Midi, 7 p.
- GÉVAUDAN (P.), TAMALET (J.) et GAY (R.), 1957. — Etude de la survie comparée d'*Escherichia coli* et de *Salmonella typhi* dans l'eau de mer du littoral méditerranéen. — *Ann. Inst. Pasteur de Lille*, **9** : 128-137.
- GÉVAUDAN (P.) et GAY (R.), 1958. — Faut-il réviser la notion de filtration chez les mollusques lamelibranches comestibles ? Contribution à l'étude de l'absorption et de l'élimination des particules minérales et des bactéries en suspension dans l'eau de mer chez la moule commune. — *Rev. Hyg. méd. soc.*, **6** (3) : 275-287.
- HINARD (M.G.), 1923. — Sur l'épuration artificielle des coquillages. — *Notes et Mém. Off. Pêches marit.*, n° 22 : 23-28.
- KELLY (C.B.), 1961. — Disinfection of sea water by ultra-violet radiation. — *Amer. J. Public Health*, **51** (11).
- KELLY (C.B.), ARCISZ (W.), PRESNELL (M.W.) et HARRIS (E.K.), 1960. — Ultraviolet ray treatment of sea water and its influence on the feeding activity of oysters. — *U.S. Depart. of Health. Public Health Service* : 13-15.
- KNOTT (F.A.), 1951. — Memorandum on the principles and standards employed by the worst-hipful company of Fishmongers in the bacteriological control of shellfish in the London markets. — Londres, FISHMONGER'S C<sup>o</sup>, Edit.
- LADOUCE (R.) et LE DANTEC (J.), 1954. — Importance de l'oxygène dissous dans l'eau des bassins ostréicoles. — *Bull. Inform. Document. Inst. Pêches marit., Science et Pêche*, n° 14.
- LADOUCE (R.), FAUVEL (Y.) et BOURY (M.), 1958. — Technique de l'épuration des coquillages. — *Ibid.*, n° 58.
- MACKENZIE (E.F.W.), TAYLOR (E.W.) et GILBERT (W.E.), 1948. — Recent experience in the rapid identification of *B. coli* type I. — *J. gen. microbiol.*, **2**, 197 p.
- MAZIÈRES (J.), 1959. — Les établissements ostréicoles d'expédition. — *Bull. Inform. Document. Inst. Pêches marit., Science et Pêche*, n° 72-73 : 1-12.
- 1962. — Mortalité des huîtres en bassin. — *Bull. Inform. Document. Inst. Pêches marit., Science et Pêche*, n° 108.
- 1963. — Les coliformes dans les eaux marines et les huîtres. Application à l'hygiène ostréicole. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **27** (1), 111 p.
- 1964. — Les germes-tests de contamination et l'appréciation de la qualité bactériologique des huîtres. — *Comm. int. Explor. sci. Mer Médit., Symp. Pollut. mar. par Microorgan. Prod. pétrol.* : 265-75.
- NETTER (A.), 1907. — Epidémie de fièvre typhoïde et d'accidents gastro-intestinaux consécutive à l'ingestion d'huîtres de même provenance. — *Extrait Bull. Acad. Méd.*, 41 p.
- 1907. — Sur la fièvre typhoïde et les accidents infectieux consécutifs à l'ingestion des huîtres. Mesures à prendre pour les prévenir. — *Extrait Rev. Hyg. et de Police Sanit.*, **29** (5), 42 p.
- PENSO (G.), 1953. — Les produits de la pêche (traduit par DE MONTERA (P.)). — Paris, VIGOT Frères, 418 p.
- PETRILLI (F.L.), 1938. — Ricerche sull' auto-depurazione dei mitili. — *L'igiene moderna*, **21**, 309 p.
- PRESNELL (M.W.) et KELLY (C.B.), 1961. — LL. S Rep. of Health. — *Publi. Health Service*.
- RANSON (G.), 1926. — La filtration de l'eau par les lamelibranches et ses conséquences. — *Bull. Inst. océanogr. Monaco*, n° 469 : 1-6.
- REYNOLDS (N.) et WOOD (P.C.), 1956. — Improved techniques for the bacteriological examination of molluscan shellfish. — *J. appl. Bacteriol.*, **19** (1) : 20-25.
- ROMANOSA-VILA (J.A.), 1956. — Los rayos ultravioletas en el sancamiento de los moluscos. — *Réunion de Bromatologos españoles*, San Sebastian : 401-404.
- 1956. — Esquema para la construccion de una instalacion higienizadora de moluscos. — *Réunion de Bromatologos españoles*, San Sebastian : 397-399.
- SABATIER, DUCAMP et PETIT, 1897. — *C.R. Acad. Sci., Congr. Méd. Montpellier*, 1898.
- SALMON (J.), LE GALL (A.) et LOIR, 1957. — Projet type d'une station d'épuration de coquillages par l'eau de mer ozonée. — *Ann. d'Hyg.*, **15**, 581 p.
- SILHOL (M.), 1963. — Contribution à l'étude d'un mollusque Lamelibranche *Tapes decussatus* LINNÉ. — *Dipl. Et. Sup., Stat. biol. Sète, Fac. Sci., Univ. Montpellier*, 64 p.
- SUDRY (L.), 1910. — L'étang de Thau. Essai de monographie océanographique. — *Ann. Inst. océanogr.*, **1** (10), 210 p., 1 carte, 11 fig.

- TEISSONNIÈRE (M.), 1921, 1930, 1933, 1934, 1936. — *Off. sci. techn. Pêches marit., Rapp. de missions* (doc. inéd.).
- 1928. — Étude sur la salubrité des eaux de la rade de Marseille. — *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **1** (1) : 99-105.
- 1928. — Technique bactériologique pour la colimétrie dans les eaux de mer et dans les coquillages. — *Ibid.*, **1** (1) : 107-109.
- 1933. — Salubrité des coquillages produits et consommés sur le littoral méditerranéen. — *Ann. Hyg. publ. ind. et soc.*, Paris, n° 1.
- 1934. — Fièvre typhoïde et coquillages dans la région méditerranéenne. — *Arch. Méd. gén. et colon.*, Marseille, 3<sup>e</sup> année, n° 6.
- TEISSONNIÈRE (M.) et BOINET, 1929. — Fièvre typhoïde et coquillages. — *Rev. Trav. Off. Pêches marit.*, **1** (1) : 113-120.
- TOHYAMA (Y.) et YASUKAWA (Y.), 1935. — Purification of polluted oysters. — *Jap. J. Exper. Med.*, **13**, 601 p.
- VIALLANES (H.), 1892. — Recherches sur la filtration de l'eau par les mollusques et applications à l'ostréiculture et à l'océanographie. — *Extraits C. R. Acad. Sci.*, Paris : 1-3.
- VIOLLE (H.), 1929. — De la stérilisation de l'eau de mer par l'ozone. Applications de cette méthode pour la purification des coquillages contaminés. — *Rev. Hyg.*, **1**.
- WOOD (P.C.), 1961. — The principles of water sterilization by ultra violet light, and their application in the purification of oysters. — *Brit. Ministry of Agric. and food. Fis. invest.*, series II, **23** (6).