

Effets des rejets industriels de la région de Gabès (Tunisie) sur le milieu marin récepteur

par

Bouraoui DARMOUL*, Mohamed HADJ ALI SALEM*
et Pierre VITIELLO**

خلاصة

كان لفضلات الصناعات الكيماوية لجهة قابس تأثير محسوس على الوسط البحري القابل حيث ارتفعت كميات الفسفور والفليور بماء البحر وخاصة منها مياه الشاطئ التي أصبحت بالاضافة الى تلك ذات طبيعة حامضية . أما من الناحية البيولوجية فقد أدى ذلك تراكم مادة الفسفور جويس على القاع البحري الى اضمحلال المجموعات الحيوانية على مساحة قدرت بـ 230 هكتار ويبدو ان يكون هذا التلوث قد اسرع في تحديد انتشار نبات الضريع .

Posidonia oceanica

RESUME

Les rejets des industries chimiques de la région de Gabès ont causé dans le milieu marin récepteur diverses perturbations.

Les teneurs de l'eau de mer en phosphore minéral et en fluorures ont nettement augmenté. L'acidification de l'eau est très forte au niveau de la plage, mais vers le large la neutralisation est rapide.

Sur le plan biologique, les dépôts de phosphogypse ont détruit les peuplements benthiques sur une importante surface (environ 230 hectares). La turbidité, la contamination chimique de l'eau de mer et l'envasement dus aux rejets semblent aussi accélérer la régression et la dégradation de l'herbier de *Posidonies*.

* Institut national scientifique et technique d'océanographie et de pêche, 2025 Salammô, Tunisie.

** Laboratoire d'océanographie, Campus universitaire de Luminy, 13009 Marseille, France.

ABSTRACT

The chemical industrial wastes of Gabès region have caused diverse damage into the receiving marine environment. The concentrations of phosphate and fluoride have clearly increased. The acidification of sea water is very strong along the beach area but as we go further the acid is rapidly neutralized.

From the biological point of view, the phosphogypsum discharged into the sea have covered and destroyed the benthic community on an important surface (about 230 hectares). The turbidity, the chemical contamination of sea water and the deposition of silt seem also to accelerate the regression and the degradation of « *Posidonia oceanica* » grass.

INTRODUCTION

L'industrialisation de la région de Gabès s'est traduite ces dernières années par l'implantation à Ghannouch d'un complexe d'industries chimiques autour du port de commerce et à 3 km au nord de Gabès. L'installation de ce centre industriel pourrait poser certains problèmes quant à l'incidence de ses multiples rejets sur l'environnement, particulièrement le milieu marin. En effet, les résidus des industries de traitement des phosphates et des industries chimiques du fluor, les effluents de l'usine produisant du tripolyphosphate, ainsi que les eaux chaudes de refroidissement déversées par la centrale électrique pourraient être à l'origine d'agressions menaçant l'équilibre biologique et écologique de cette zone, particulièrement au niveau du milieu récepteur.

Les industries chimiques, en raison de leur taille et du volume important de leurs rejets, paraissent les plus menaçantes. Ces usines, après attaque du minerai de phosphate par l'acide sulfurique, produisent de l'acide phosphorique et des engrais phosphatés (triple superphosphate ou T.S.P.) ; les gaz SO_2 et SO_3 provenant essentiellement de l'unité de fabrication de l'acide sulfurique sont rejetés dans l'atmosphère tandis que d'énormes quantités de phosphogypse sont évacuées en mer en même temps que des volumes importants d'eaux de lavage et de refroidissement.

Le golfe de Gabès (fig. 1), servant de réceptacle à tous les rejets de ce complexe industriel, est situé dans la partie méridionale de la Tunisie orientale et est caractérisé par un plateau continental très étendu et à très faible pente. Le courant atlantique y est absent (Allain, Furnestin et Maurin, 1966) et son régime hydrodynamique est modéré (Poizat, 1970). Les marées y sont très sensibles, particulièrement celles de vives-eaux, et de type semi-diurne ; Seurat (1924) indique à Gabès les valeurs de marée suivantes :

	Pleine mer	Basse mer
Vives-eaux	2,35 m	0,25 m
Mortes-eaux	1,35 m	1,25 m

Les usines préparant l'acide phosphorique à partir des phosphates naturels recherchent généralement un milieu de grande turbulence pour y évacuer leurs déchets. Or, dans le golfe de Gabès la zone de déversement est très peu agitée ce qui réduit considérablement la possibilité de dilution du gypse dans l'eau de mer et favorise, ainsi, son dépôt sur le fond.

Trois canalisations (canal I, II et III) (fig. 2) débouchant au sud de la digue du port de commerce, sur la plage, un peu au dessus de la zone de balancement des marées, évacuent vers la mer les résidus de ce complexe.

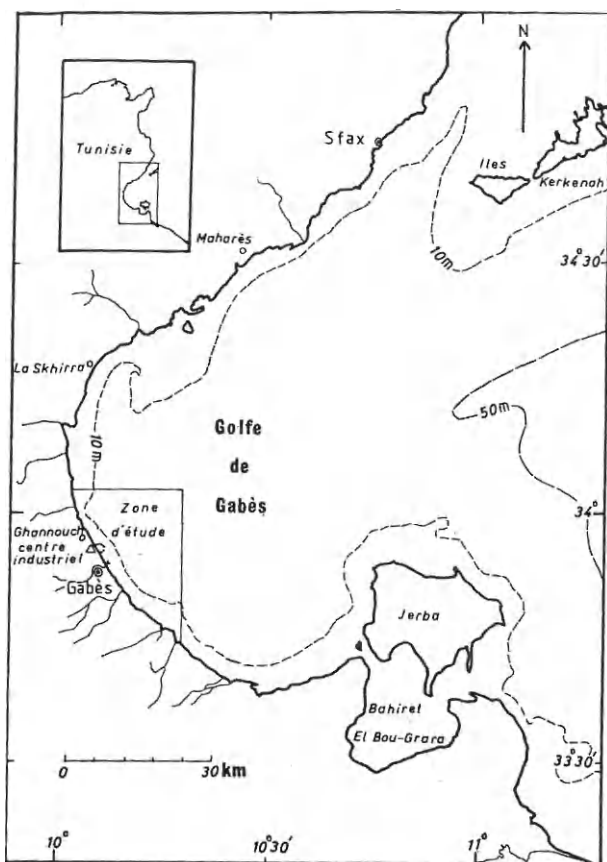


Fig. 1 : Localisation du golfe de Gabès et du secteur étudié

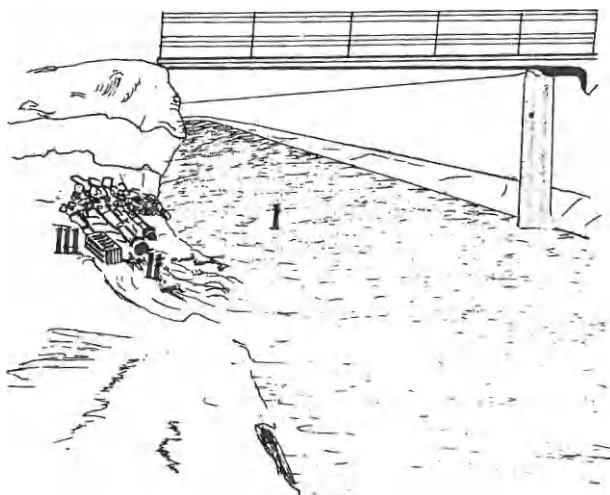


Fig. 2 : Schéma des canalisations d'évacuation. I : grand canal de décharge ; canaux II et III

Le phosphogypse, sous-produit de la fabrication de l'acide phosphorique, est entraîné par un courant d'eau résultant d'un mélange d'eau de mer et d'eau de sondage. Une fraction de ce phosphogypse est déversée dans le grand canal de décharge (canal I) ; la majeure partie est véhiculée sous forme d'une bouillie gypseuse par le canal II. Ce résidu dont le tonnage annuel s'élève à 1 550 000 tonnes est constitué essentiellement de gypse ($\text{Ca SO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$) contenant toutes les impuretés des minerais de phosphate traités.

En plus des rejets de phosphogypse, des eaux résiduaires sont aussi évacuées en mer, principalement, dans le grand canal de décharge et, partiellement, dans le petit tuyau (canal III). Il s'agit des eaux chaudes provenant du refroidissement de l'acide sulfurique et des eaux de lavage, très acides et fortement chargées en fluor.

Le présent travail porte sur l'étude préliminaire des rejets en mer des industries de traitement des phosphates et leur influence sur le milieu marin récepteur.

Cette étude concerne l'analyse des éléments « Polluants » tels que le fluor, le phosphore, l'acidité des effluents ainsi que l'accumulation du phosphogypse sur le fond marin.

DESCRIPTION DES STATIONS — MATERIEL ET TECHNIQUES

1. Stations

1.1. STATIONS MARINES

Une première mission entreprise en avril 1977, dans le golfe de Gabès, a permis de prospector 12 stations couvrant l'ensemble de la zone qui s'étend entre le port industriel et le port de pêche ainsi que ses environs immédiats.

En fonction des résultats acquis dans le cadre de cette mission, nous avons réalisé au mois de mai 1978 une campagne d'échantillonnage à bord du chalutier « Hannoun », bateau de recherches de l'Institut national scientifique et technique d'océanographie et de pêche (INSTOP). La prospection a porté, pendant une semaine (du 19 au 26 mai 1978), sur 63 stations (St. 1 à 63) réparties selon 8 radiales (A, B, C, D, E, F, G, H), convergeant toutes vers la zone de déversement et couvrant une superficie nettement supérieure à celle considérée en avril 1977. Trois autres stations (St. 64, 65 et 66), choisies dans la baie délimitée par le deux ports de Gabès et situées au niveau de l'isobathe — 5 m (inaccessible à bord du « Hannoun ») ont été étudiées au mois de juin 1978 à bord d'une petite barque. L'ensemble de ces stations se situe entre les parallèles $33^\circ 45'$ et 34° N et les méridiens $10^\circ 5'$ et $10^\circ 20' \text{ E}$.

Sur chaque radiale, les stations, distantes à proximité du lieu de déversement de 0,5 mille marin, deviennent vers le large espacées de 1 mille, puis de 2 milles (fig. 3). A bord du « Hannoun », les points ont été relevés au radar et la profondeur au sondeur acoustique (tabl. 1).

1.2. STATIONS DE PLAGE

Dans la zone de plage (environ 2,5 km) qui s'étend entre le port industriel et le port de pêche, une première mission entreprise en mai 1977 a permis de prospector 12 stations (St. I à XII). Ces stations sont fixées au niveau de l'estran dont la largeur est de 60 m environ. Sur cette plage débouchent trois petits cours d'eau : le premier à 850 m des rejets, le deuxième à 1 300 m et le troisième à proximité immédiate du port de pêche.

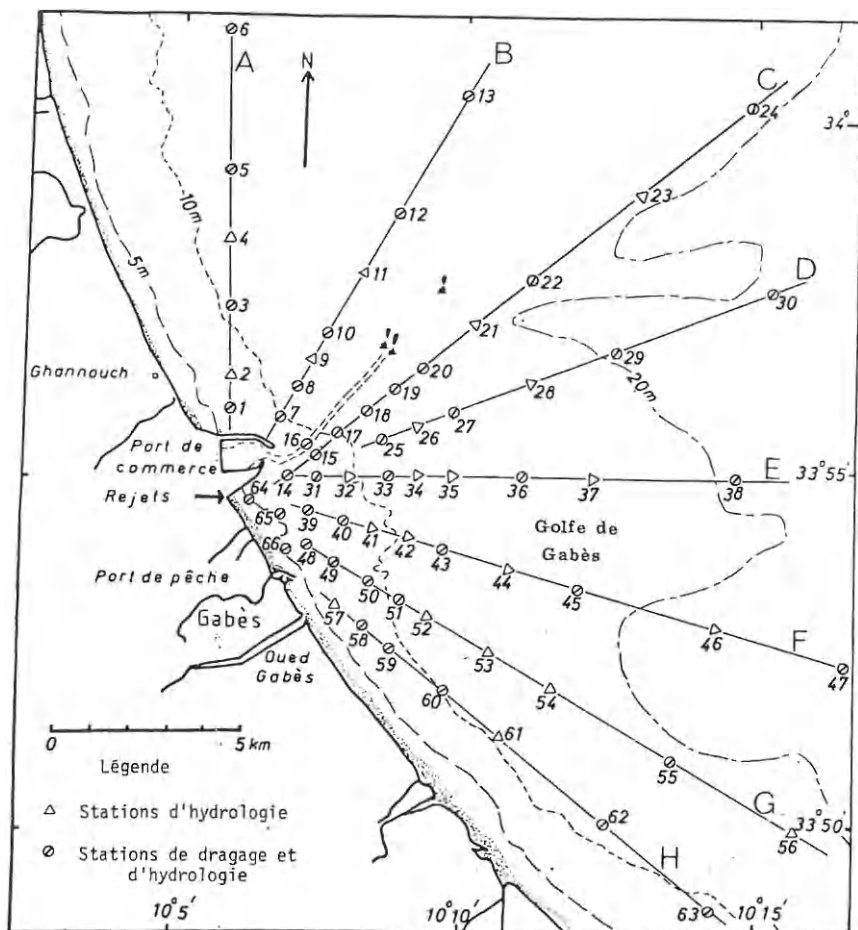


Fig. 3 : Golfe de Gabès : localisation des stations marines

En juin 1978, nous avons réexaminé la situation au niveau de cette plage et ajouté trois nouvelles stations (St. XIII, XIV et XV) (tabl. 2, fig. 4) ; la station XIII se trouve à 2 300 m des rejets, la station XIV au sud du port de pêche et la station XV au nord du port de commerce.

2. Matériel et techniques

2.1. METHODES DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES DE L'EAU

A chaque station, les prises d'eau sont faites en surface et au niveau du fond à l'aide d'une bouteille à renversement d'une contenance de 1 litre. Au niveau des stations de plage, l'eau est prélevée à 1 m du bord de la plage, directement dans des flacons en plastique.

La température de l'eau est lue directement sur un thermomètre normal gradué au dixième de degré C.

TABLEAU 1
Stations marines : position et profondeur

Station n°	Latitude	Longitude	Profondeur (m)
1	33°55'55"	10° 6'	8
2	33°56'20"	10° 6'	9
3	33°57'25"	10° 6'	10
4	33°58'20"	10° 6'	11
5	33°59'20"	10° 6'	12
6	34° 1'25"	10° 6'	12
7	33°55'50"	10° 6'45"	9
8	33°56'13"	10° 7'	10
9	33°56'40"	10° 7'15"	11
10	33°57'	10° 7'30"	11
11	33°58'	10° 8' 8"	14
12	33°58'45"	10° 8'40"	16
13	34° 0'25"	10°10'	16
14	33°55'	10° 6'50"	7
15	33°55'15"	10° 7'20"	9
16	33°55'25"	10° 7'15"	11
17	33°55'38"	10° 7'45"	9
18	33°55'50"	10° 8'10"	11
19	33°56'10"	10° 8'40"	12
20	33°56'30"	10° 9' 4"	13
21	33°57'10"	10°10'15"	16
22	33°57'50"	10°11'	19
23	33°59' 5"	10°13'	19
24	34°00'20"	10°14'45"	18
25	33°55'30"	10° 8'30"	11
26	33°55'45"	10° 9' 8"	12
27	33°55'55"	10° 9'40"	13
28	33°56'15"	10°11'	17
29	33°56'45"	10°12'25"	20
30	33°57'40"	10°15'10"	20
31	33°55'	10° 7'25"	9
32	33°55'	10° 8'	9
33	33°55'	10° 8'30"	11

TABLEAU 1 (Suite)

Station n°	Latitude	Longitude	Profondeur (m)
34	33°55'	10° 9'10"	12
35	33°55'	10° 9'50"	12
36	33°55'	10°11'	14
37	33°55'	10°12'10"	15
38	33°55'	10°14'30"	22
39	33°54'30"	10° 7'10"	8
40	33°54'20"	10° 7'50"	9
41	33°54'10"	10° 8'25"	9
42	33°54' 3"	10° 9'	9
43	33°53'55"	10° 9'40"	11
44	33°53'40"	10°10'45"	13
45	33°53'23"	10°12'	14
46	33°52'52"	10°14'10"	22
47	33°52'20"	10°16'35"	24
48	33°53'55"	10° 7'25"	7
49	33°53'40"	10° 7'50"	8
50	33°53'30"	10° 8'20"	9
51	33°53'15"	10° 8'50"	10
52	33°53'	10° 9'25"	11
53	33°52'30"	10° 8'25"	12
54	33°52'	10°11'30"	14
55	33°51'	10°13'35"	18
56	33°49'58"	10°15'40"	12
57	33°53'10"	10° 7'45"	7
58	33°52'50"	10° 8'20"	8
59	33°52'35"	10° 8'45"	9
60	33°52'	10° 9'40"	9
61	33°51'20"	10°10'35"	11
62	33°50' 5"	10°12'25"	11
63	33°48'50"	10°14'15"	9
64	33°54'40"	10° 6'15"	5
65	33°54'20"	10° 6'45"	6
66	33°53'50"	10° 6'55"	5,5

Le pH est mesuré « in situ » au moyen d'un pH -mètre portatif.

La turbidité ou transparence de l'eau est estimée au moyen du disque de Secchi.

Les mesures de salinité, oxygène dissous, phosphore minéral, nitrite, nitrate et fluor sont faites au laboratoire.

Oxygène dissous

Il est dosé par voie chimique par la méthode de Winkler légèrement modifiée par Carritt et Carpenter (1966). Les taux de saturation en oxygène dissous sont calculés à l'aide des tables internationales publiées en 1973 par le National Institute of Oceanography et l'UNESCO.

Salinité (S ‰)

La salinité est déterminée par la méthode chimique de Knudsen (Oxner, 1920). Elle est déduite directement de la chlorinité grâce aux tables hydrographiques (Knudsen, 1901).

TABLEAU 2

Position des stations de plage

Station n°	Eloignement du rejet (m)	Observations
I	0	
II	50	
III	100	
IV	200	
V	300	
VI	400	
VII	500	
VIII	600	
IX	800	
X (a)	850	Légèrement à droite de l'oued
X (b)		Oued
X (c)		Légèrement à gauche de l'oued
XI (a)		Légèrement à gauche de l'oued
XI (b)	1 300	Oued
XI (c)		Légèrement à droite de l'oued
XI (d)		Au débouché de l'oued en mer
XII	2 000	
XIII (a)	2 300	
XIII (b)	2 400	Oued
XIII (c)		Légèrement à gauche de l'oued
XIV	Plage de Gabès	Au sud du port de pêche
XV	Plage de Ghannouch	Au nord du port de commerce

Phosphore minéral ($\text{PO}_4 - \text{P}$)

Il est évalué par la méthode spectrophotométrique (Murphy et Riley, 1962), l'absorption étant mesurée à une longueur d'onde de 882 nm et à l'aide de cuves de 10 cm.

Les échantillons de fortes concentrations sont analysés après dilution.

Azote nitreux ($\text{NO}_2 - \text{N}$)

La méthode employée est celle de Bendschneider et Robinson (1952) légèrement modifiée (Koroleff, 1973. *in* F.A.O., 1975).

Azote nitrique ($\text{NO}_3 - \text{N}$)

La méthode décrite par Koroleff (1973) (*in* F.A.O., 1975) est directement utilisable pour la mesure de ce composé. Les nitrates sont réduits, par le cadmium amalgamé, en nitrites et la mesure revient ensuite à doser ces derniers par spectrophotométrie.

Fluor (F^-)

La méthode utilisée est celle décrite par Rodier (1975). Après addition de la

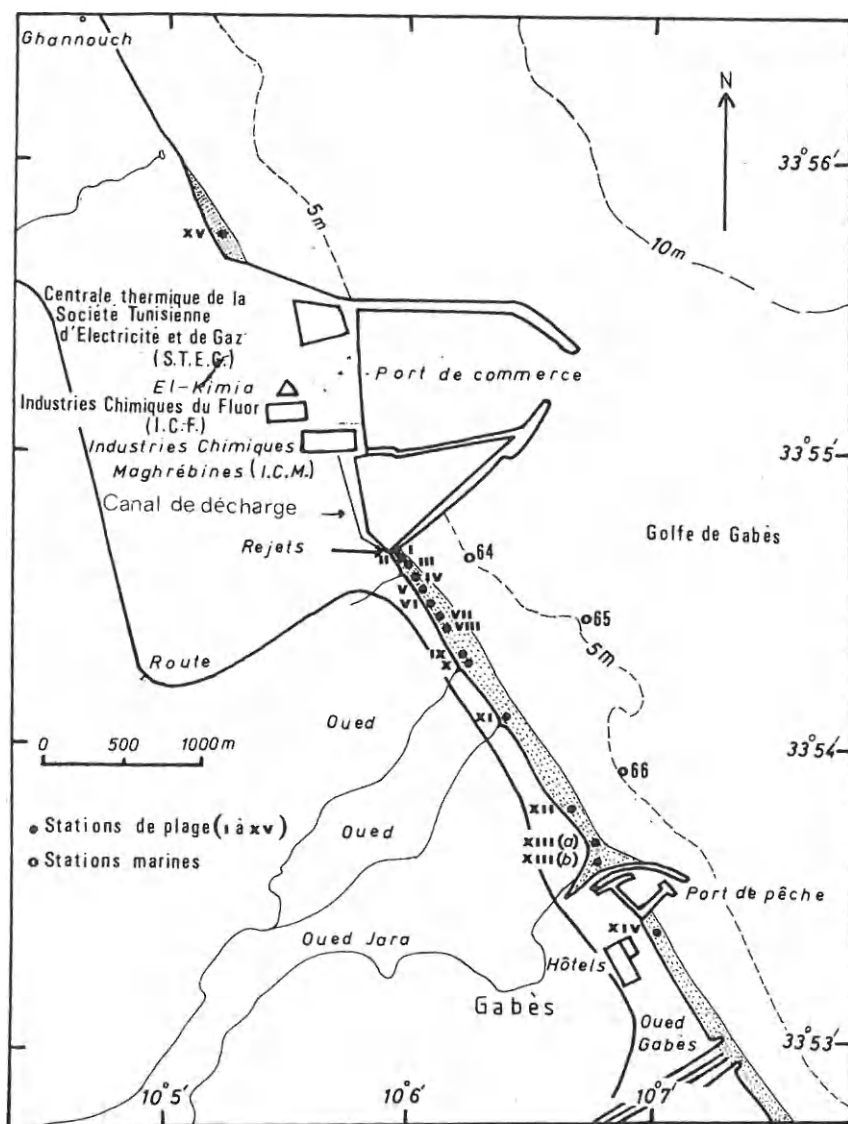


Fig. 4 : Golfe de Gabès : localisation des stations de plage

solution tampon à l'échantillon d'eau de mer, la mesure se fait par une électrode spécifique au fluor branchée sur un pH mètre -ionomètre permettant une lecture directe. L'appareil est préalablement étalonné à l'aide de solutions de fluor de concentrations connues.

2.2 METHODES DE PRELEVEMENTS ET D'ANALYSES DU SEDIMENT ET DU MACROBENTHOS

En mer, les sédiments sont prélevés au moyen d'une drague Charcot. Au niveau de la plage, le prélèvement du sédiment est fait à la main et à marée basse. Après tamisage, la faune et la flore recueillies sont conservées dans une solution d'eau de mer formolée à 10 %.

Les échantillons de sédiment ont servi à l'analyse du phosphore total. Ceux récoltés sur la plage ont fait l'objet d'une analyse granulométrique.

Phosphore total

Le phosphore total du sédiment sec est transformé après attaque et minéralisation par des solutions acides concentrées en phosphates qui sont analysés par la méthode spectrophotométrique (F.A.O., 1975).

Analyse granulométrique

Cette analyse est effectuée sur les sables de la plage par tamissage à sec, d'un échantillon de 100 g, sur une colonne de tamis. Les courbes cumulatives tracées à partir des pourcentages cumulés permettent l'évaluation de la médiane, indicatrice de la grossièreté du matériel sédimentaire et de l'indice de Trask, coefficient de classement du sédiment. Le mode, c'est-à-dire la dimension des grains les plus abondants, est également évalué.

IMPACT DES REJETS SUR LE MILIEU MARIN

1. Rejets

Les effluents des industries chimiques de Gabès sont acheminés jusqu'au bord de la mer, au sud du port de commerce, par trois canalisations. En juin 1978, des échantillons ont été recueillis au niveau de la bouche de déversement de chaque canal. Les résultats des analyses effectuées sur ces échantillons sont regroupés dans le tableau 3.

TABLEAU 3
Paramètres physico-chimiques des effluents

Canal	Nature du rejet	Température (°C)	Salinité (‰)	pH	PO ₄ — P µat. g/l	F ⁻ mg/l
I	Eaux résiduaires + phosphogypse	30,5	32,41	3,75	924	73,2
II	Phosphogypse	31	22,00	2,75	73 400	2065
III	Eaux résiduaires	28	24,29	6,25	764,4	29,2

La bouillie gypseuse transportée par le canal II contient l'essentiel du phosphogypse. Elle est de couleur brun-noir, très acide et fortement chargée en phosphore minéral et en fluor.

Les eaux résiduaires des canaux I et III en sont beaucoup moins chargées. Toutefois, dans le canal I, l'acidité est forte ($\text{pH} = 3,75$) et les concentrations en phosphore et en fluor sont supérieures à celles des eaux résiduaires du canal III. Au mois de mai 1977, le canal I véhiculait uniquement des eaux résiduaires incolores et l'analyse du phosphate inorganique avait donné un taux de $770 \mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$. L'augmentation en $\text{PO}_4 - \text{P}$ relevée en 1978 ($924 \mu\text{at. g/l}$) s'explique par l'addition de phosphogypse aux eaux résiduaires.

Sur la base de ces résultats, on remarque que le rejet de phosphogypse est la principale source de phosphates et de fluor et le premier responsable de l'acidité des eaux évacuées, ce qui explique les fortes concentrations dans les canaux I et II.

Les températures élevées, particulièrement dans les effluents des canaux I et II ($30,5$ et 31°C), résultent de la présence, dans ces effluents, d'eaux de refroidissement rejetées à une température supérieure à celle de l'eau de mer qui est de 25 à 27°C .

Les basses salinités, notamment dans les effluents des canaux II et III, s'expliquent par le mélange à l'intérieur de l'usine des eaux résiduaires avec l'eau de sondage.

2. Eau de mer

2.1. TEMPERATURE

Les températures des stations marines (tabl. 4) varient, en surface de 21 à $23,2^\circ \text{C}$ et près du fond de 21 à 23°C . En surface, les températures de l'eau

TABLEAU 4
Température de l'eau de mer

Station n°	Température ($^\circ \text{C}$)		Station n°	Température ($^\circ \text{C}$)	
	Surface	Fond		Surface	Fond
	Mai 1978			Mai 1978	
1	23,2	23	41	21,8	21,7
3	22,5	22,5	43	21,8	21,8
4	22,5	22,5	44	21,8	21,6
6	22,2	22	45	21,5	21,4
7	22,1	22	47	21,5	21
9	21,9	21,9	49	23	22,9
11	21,8	21,5	50	22,7	22,3
13	21,5	21,5	52	22,2	21,9
14	22,3	22	54	21,7	21
17	22,8	22,3	56	21,8	21
23	21,7	21,4	57	22,1	22
26	22	22	59	21,7	21,5
29	21,6	21,6	62	21	21
32	23	22,5	63	22,1	22
				Juin 1978	
36	22	21,7			
38	21,5	21	64	26,5	27
			65	26,5	27
39	23	22,5	66	24	26

sont légèrement supérieures ou parfois égales à celles notées au niveau du fond. D'autre part, nous remarquons une diminution de la température, pour chaque radiale, au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la côte, aussi bien pour l'eau de surface que pour l'eau de fond.

Les mesures préliminaires effectuées au mois d'avril 1977 ont donné des valeurs sensiblement inférieures : la température de l'eau étant, en surface de 18,5 à 22,5° C et au niveau du fond de 16,2 à 21,8° C.

Les relevés effectués au mois de juin 1978 pour les stations 64, 65 et 66 ont donné des températures nettement supérieures (24 à 26,5° C en surface et 26 à 27° C au niveau du fond).

Au niveau de la plage (tabl. 5), la température de l'eau de mer varie de 25° C à 27° C. A la station I, la température (29° C) est légèrement au dessus de celle de l'ensemble de la plage, la proximité des rejets apportant à la mer des eaux chaudes étant à l'origine de ce réchauffement localisé. Ce réchauffement n'est plus perceptible à la station II distante de 50 m.

TABLEAU 5

Température des eaux de la plage
(juin 1978)

Station n°	Température (°C)	Station n°	Température (° C)
I	29	XI (a)	26
II	26,9	XI (b)	25,8
III	27,1	XI (c)	26
IV	26,5	XI (d)	26
V	26,7	XII	26,2
VI	26,7	XIII (a)	26,5
VII	27	XIII (b)	25,6
VIII	27	XIII (c)	27
IX	26,6	XIV	26,5
X (a)	26,5	XV	26,5
X (b)	25		
X (c)	26,5		

En conclusion, les températures élevées des eaux du golfe de Gabès et plus particulièrement celles des eaux de la zone littorale sont la conséquence d'un climat chaud et de l'absence de courants importants. L'effet des eaux chaudes rejetées par les industries chimiques est très localisé.

2.2. SALINITE

Pour la plupart des stations marines (tabl. 6), la salinité est supérieure à 38,5 ‰, et dépasse, le plus souvent, 39 ‰.

Lors des recherches préliminaires effectuées au mois d'avril 1977, les salinités variaient de 38 à 38,9 ‰.

Ktari-Chakroun et Azouz (1971) et Azouz (1973) ont effectué des mesures hydrologiques dans le golfe de Gabès (de 0 à —50 m) et mentionné une variation saisonnière de la salinité comprise entre 37,5 ‰ et 39,26 ‰. Ces auteurs ont, en outre, indiqué pour la zone littorale située jusqu'à —20 m de profondeur, des salinités supérieures à 38 ‰ pendant toute l'année (38,61 ‰ en hiver et 39,26 ‰ en été) et en ont déduit l'absence dans le golfe de Gabès des eaux atlantiques (de salinité inférieure à 37 ‰).

TABLEAU 6
Salinité de l'eau de mer

Station n°	Salinité (‰)		Station n°	Salinité (‰)	
	Surface	Fond		Surface	Fond
1	39,58	39,34	41	39,22	39,34
3	39,04	39,47	43	39,11	39,11
4	39,25	39,25	44	39,22	39,25
6	38,77	38,77	45	39,07	39,05
7	39,42	39,56	47	39,07	39,42
9	39,40	39,18	49	38,80	39,36
11	39,07	38,98	50	39,00	39,45
13	38,68	38,71	52	38,82	39,49
14	38,19	39,38	54	38,89	38,95
17	39,31	39,34	56	39,00	39,27
23	38,86	38,77	57	39,02	39,42
26	38,55	38,42	59	39,60	39,31
29	38,62	38,82	62	39,25	38,53
32	39,13	39,18	63	38,49	38,51
36	39,04	38,73	64	39,14	38,49
38	39,04	39,38	65	38,77	38,72
39	39,52	39,32	66	38,96	39,13

Au niveau de la zone de plage (tabl. 7) la distribution des salinités est influencée par l'arrivée des eaux usées des industries chimiques et des eaux douces des petits cours d'eau qui se jettent sur la plage. Nous remarquons, d'après la figure 5, une baisse générale de la salinité des eaux de la plage située entre les deux ports de Gabès, par rapport à la situation définie au mois de mai 1977.

TABLEAU 7
Salinité des eaux de la plage

Station n°	Salinité (‰)	Station n°	Salinité (‰)
I	37,30	XI (a)	35,37
II	26,85	XI (b)	3,84
III	31,78	XI (c)	33,51
IV	36,38	XI (d)	36,53
V	36,09	XII	38,62
VI	36,92	XIII (a)	36,35
VII	36,45	XIII (b)	27,88
VIII	31,24	XIII (c)	36,11
IX	37,09	XIV	39,61
X (a)	28,93	XV	39,47
X (b)	4,20		
X (c)	22,45		

L'influence des eaux résiduelles déversées par les industries chimiques sur les salinités des eaux de cette plage est assez nette. En effet, la salinité de l'eau de mer descend, à proximité des rejets à 26,85 ‰ et à 800 m de ces rejets, elle atteint à peine 37 ‰. Cette salinité demeure jusqu'à 1 650 m des

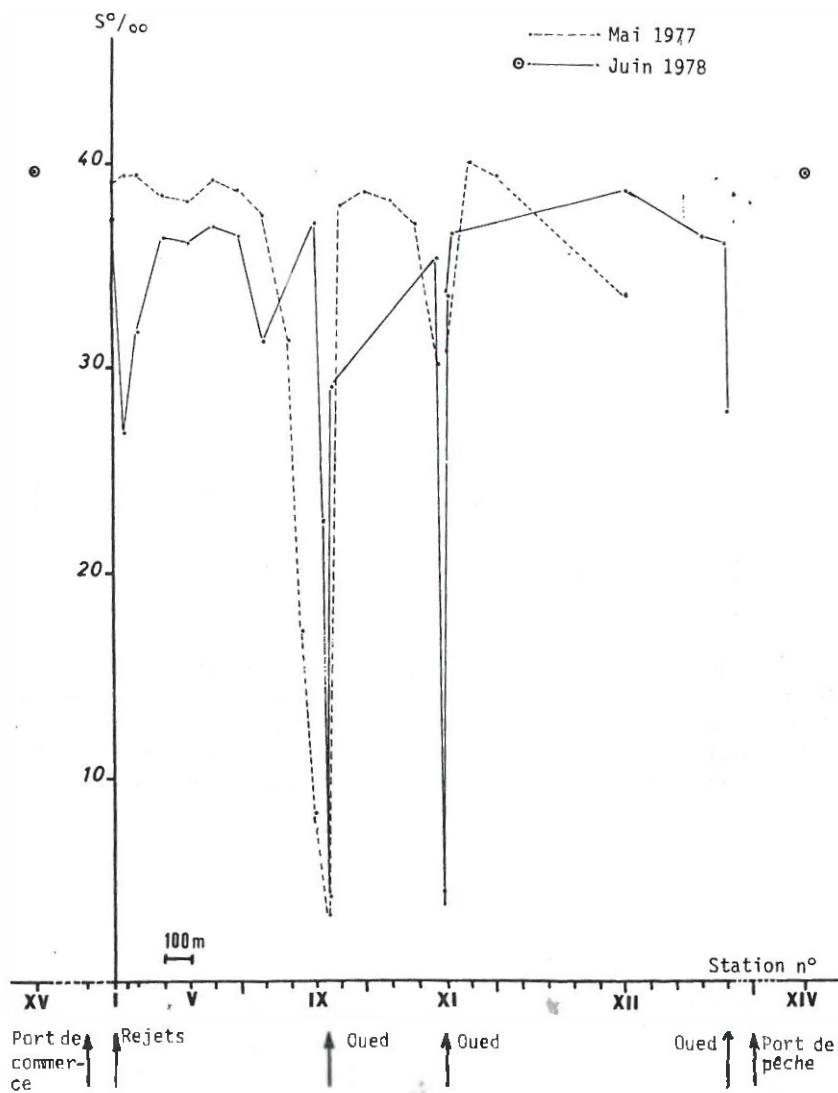


Fig. 5 : Variations de la salinité de l'eau au niveau de la zone de plage

rejets, inférieure à 37,50 ‰ et à 2 000 m (station XVII), elle commence à atteindre son niveau normal (38,62 ‰).

La diminution nette de la salinité aux points distants de 850 et 1 300 m des rejets s'explique par la présence des eaux douces de deux oueds. La baisse de la salinité causée par l'oued qui se jette à 2 400 m des rejets, près du port de pêche, est d'une moindre importance.

En dehors des deux ports de Gabès (stations XIV et XV), la salinité de l'eau de mer atteint sa valeur normale (39,61 et 39,47 ‰).

Les valeurs élevées de la salinité des eaux de la zone marine côtière du golfe de Gabès sont la conséquence d'une évaporation intense due à un climat chaud. Les petits cours d'eau débouchant au niveau de la plage de Gabès causent une dilution très forte mais très localisée et cela en raison des faibles quantités d'eau douce apportée.

2.3. OXYGENE DISSOUS

Les mesures de l'oxygène dissous dans l'eau de mer au niveau des stations marines (tabl. 8) ont donné des teneurs toujours supérieures aux taux de

TABLEAU 8
Teneurs en oxygène dissous et taux de saturation

Station n°	O ₂ dissous (m/l)		Taux de saturation en O ₂ (m/l)	
	Surface	Fond	Surface	Fond
3	6,40	6,15	4,82	4,81
5	6,45	6,44	4,87	4,87
7	5,88	5,78	4,85	4,85
9	6,09	6,47	4,85	4,87
11	6,10	6,57	4,88	4,91
13	5,81	6,08	4,91	4,88
14	5,69	6,16	4,87	4,85
17	6,42	6,23	4,78	4,83
19	6,50	4,95	4,84	4,81
21	6,13	6,08	4,84	4,87
23	5,99	6,38	4,89	4,92
25	6,19	5,30	4,88	4,88
28	6,33	6,56	4,91	4,89
30	6,83	6,11	4,97	4,95
32	7,16	9,48	4,78	4,82
34	7,32	7,11	4,84	4,87
37	7,06	7,13	4,78	4,91
40	7,39	7,18	4,85	4,87
43	8,74	6,25	4,88	4,88
45	6,36	6,23	4,91	4,92
47	6,25	6,18	4,91	4,94
51	8,09	7,98	4,90	4,87
54	6,96	7,21	4,89	4,95
56	7,21	6,72	4,88	4,94
57	7,02	7,50	4,86	4,85
58	7,00	6,94	4,88	4,89
59	7,17	6,28	4,93	4,94
60	7,86	6,91	4,95	4,97
62	6,86	6,90	4,95	4,97
64	6,49	5,47	4,51	4,48
65	6,06	8,22	4,51	4,51
66	5,98	6,08	4,70	4,54

saturation, aussi bien en surface qu'au niveau du fond. En effet, les quantités d'oxygène dissous varient en surface de 5,69 à 8,74 ml/l et dans l'eau de fond de 4,95 à 9,48 ml/l. Les pourcentages de saturation correspondants sont de 103 % à 196 %. Il n'y a donc aucune perturbation au niveau des taux d'oxygène dans l'eau de mer.

Au niveau de la plage, il n'a pas été prélevé d'eau pour l'analyse de l'oxygène dissous, le brassage continu de l'eau à ce niveau assurant une oxygénation toujours importante.

2.4. TURBIDITE

La bouillie gypseuse rejetée dans cette zone littorale, charge l'eau de mer en matières en suspension et la rend ainsi fortement turbide.

Les observations faites au moyen du disque de Secchi ont permis de délimiter une zone de forte turbidité (fig. 6) au niveau de laquelle le disque disparaît entre 2 et 5,5 m, et ceci pour des fonds variant de 7 à 11 m. Dans le reste du secteur maritime prospecté, le disque devient invisible presque toujours près du fond. Ceci pourrait avoir des effets négatifs sur la vie végétale puisque les matières en suspension dans l'eau réduisent considérablement le passage de la lumière et rendent, par conséquent, moins épaisse la couche euphotique.

En ce qui concerne la plage, l'eau de mer présente toujours une couleur noirâtre. Cette coloration, très forte jusqu'à 900 m des rejets, s'atténue à partir de 1 200 m. L'eau de la plage touristique de Gabès (station XIV) est aussi légèrement affectée par cette coloration noire.

2.5. ACIDITE (pH)

Ivanoff (1972) indique que le pH des eaux de surface varie généralement entre 8,0 et 8,3. Des valeurs plus élevées allant jusqu'à 8,9 peuvent toutefois se rencontrer en présence d'une très forte activité photosynthétique.

Nous remarquons que les stations marines (tabl. 9) présentent des valeurs normales de pH, soit 8,0 à 8,33, pour l'eau, en surface et au niveau du fond. Toutefois, une légère acidification est à signaler pour l'eau de fond des stations 64 et 14 qui ont respectivement un pH de 7,30 et 7,95.

Malgré la forte acidité des effluents, l'effet tampon de l'eau de mer rend négligeable et très localisée cette contamination acide ; la neutralisation des eaux acides évacuées se produit à une distance de 600 m (station 64) de la bouche de déversement, quoique jusqu'à 1 600 m (station 14), le pH reste, au voisinage du fond, légèrement inférieur à 8.

La situation au niveau de la plage (tabl. 10 fig. 7) est beaucoup plus perturbée par l'acidité des effluents. A la station la plus proche des rejets (station I) le pH est de 2,75 et demeure, jusqu'à 700 m, inférieur à 4 ; il atteint 6,90 à une distance de 2 000 m des rejets. Notons aussi la neutralisation localisée au niveau des arrivées des eaux douces des petits cours d'eau.

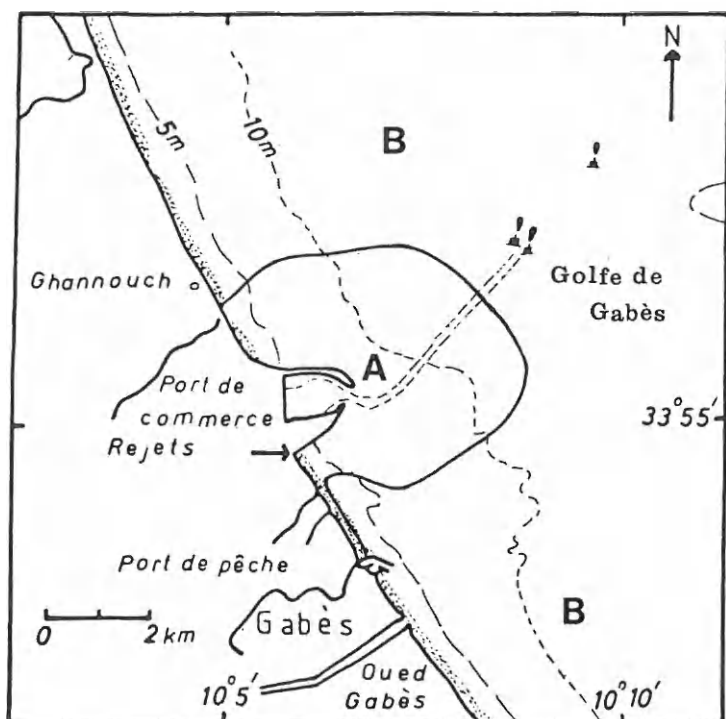


Fig. 6 : Répartition horizontale de la turbidité de l'eau

A : zone fortement turbide

B : zone légèrement turbide

TABLEAU 9

Acidité de l'eau de mer

Station n°	pH		Station n°	pH	
	Surface	Fond		Surface	Fond
1	8,18	8,20	39	8,05	8,11
3	8,22	8,22	40	8,35	8,35
6	8,25	8,33	41	8,15	8,30
7	8,15	8,18	43	8,20	8,11
9	8,16	8,24	45	8,15	8,29
11	8,25	8,26	46	8,25	8,10
13	8,25	8,20	48	8,18	8,22
14	8,00	7,95	49	8,30	8,35
15	8,08	8,08	50	8,35	8,28
16	8,30	8,05	51	8,42	8,39
17	8,08	8,18	52	8,35	8,35
18	8,22	8,10	53	8,20	8,28
20	8,05	8,18	54	8,20	8,15
22	8,05	8,18	55	8,15	8,30
24	8,05	8,17	56	8,15	8,20
25	8,10	8,20	57	8,30	8,35
27	8,10	8,22	58	8,40	8,40
29	8,05	8,18	59	8,30	8,40
31	8,00	8,15	62	8,30	8,30
32	8,30	8,25	63	8,30	8,32
33	8,10	8,20	64	8,25	7,30
35	8,15	8,15	65	8,05	8,30
36	8,10	8,16	66	8,25	8,20
37	8,16	8,20			

TABLEAU 10

Acidité des eaux de la plage

Station n°	pH	Station n°	pH
I	2,75	XI (a)	6,50
II	3,75	XI (b)	7,95
III	3,15	XI (c)	6,60
IV	3,80	XI (d)	6,10
V	3,66	XII	6,90
VI	3,57	XIII (a)	7,05
VII	3,65	XIII (b)	7,85
VIII	3,90	XIII (c)	7,86
IX	4,95	XIV	8,45
X (a)	6,72	XV	8,40
X (b)	8,05		
X (c)	7,25		

Les résultats obtenus permettent de conclure que la plage située entre les deux ports de Gabès est, sur toute son étendue, affectée par l'acidité des eaux résiduaires. En dehors de cette plage (stations XIV et XV), le pH de l'eau de mer reprend des valeurs normales (8,40 — 8,45).

Vaicum et al. (1968), étudiant l'influence des eaux résiduaires évacuées en mer Noire et provenant d'une usine d'acide sulfurique et de superphosphate, ont montré que, vers le large, la neutralisation de l'acidité est réalisée à des

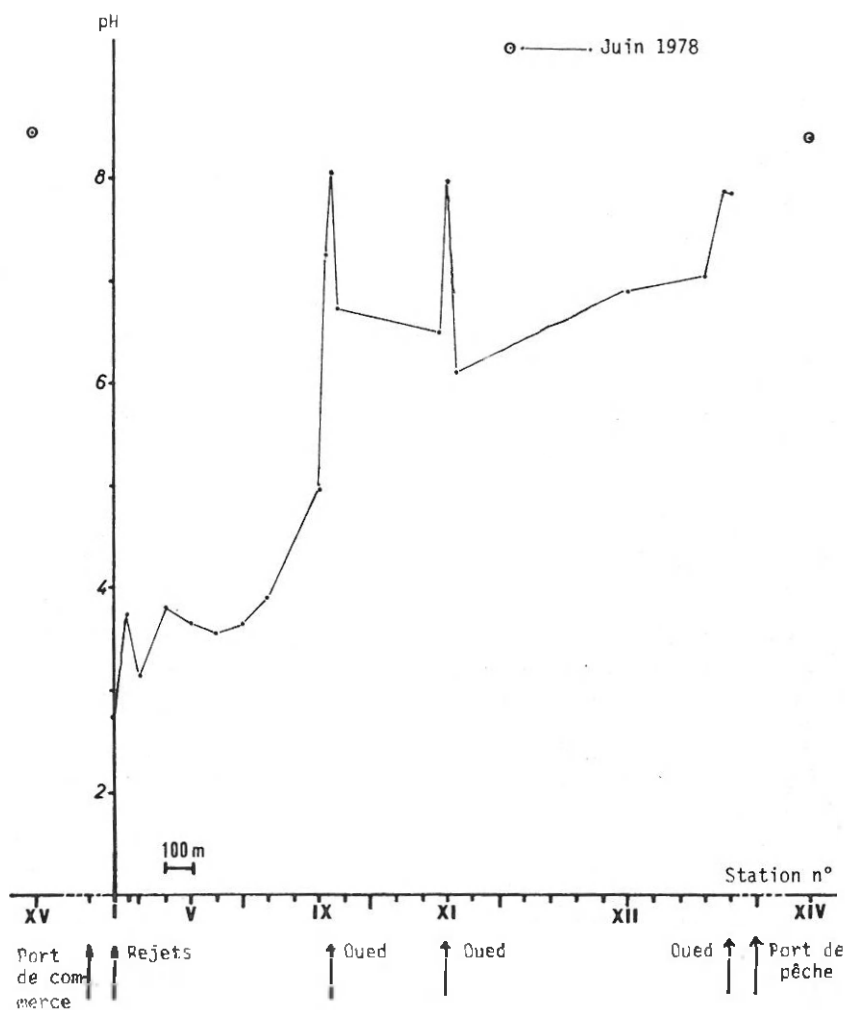


Fig. 7 : Variations de l'acidité de l'eau au niveau de la zone de plage

distances comprises entre 25 et 100 m, alors que, parallèlement au rivage, elle s'étend jusqu'à 200 et 500 m. Dans le cadre de leurs travaux toxicologiques, Beamish (1972) et Mendenez (1976) ont signalé que les pH inférieurs à 6,5 exercent des effets nocifs sur les animaux marins et causent chez les poissons diverses perturbations telles que mortalité et troubles dans la croissance et la reproduction.

2.6. PHOSPHORE MINÉRAL ($\text{PO}_4 - \text{P}$)

Le phosphore minéral dissous est présent dans l'eau de mer essentiellement sous forme d'orthophosphates ; sa concentration augmente avec la profondeur ; elle peut être nulle en surface et dépasse 3 $\mu\text{at. g/l}$ de phosphore dans les eaux océaniques profondes (Ivanoff, 1972). La Méditerranée, de part la faiblesse des réserves nutritives de ses eaux tant superficielles que profondes, est considérée comme une mer très pauvre (Sournia, 1973). Mc Gill (1965), indique pour la couche de surface des concentrations en phosphate ($\text{PO}_4 - \text{P}$) de l'ordre de 0,04 à 0,10 $\mu\text{at. g/l}$. Nulles en certains endroits, ces concentrations augmentent légèrement à partir de 1 000 m de profondeur et atteignent de 0,3 à 0,4 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$. Coste et Minas (1967) indiquent, dans les eaux de surface du golfe de Lion, des teneurs de l'ordre de 0,05 à 0,28 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$, teneurs qui atteignent à l'embouchure du Rhône, zone enrichie par les apports terrigènes, 1,14 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$.

2.6.1. STATIONS MARINES

Sur le tableau 11, nous rapportons les teneurs en phosphore minéral des eaux de surface et des eaux au voisinage du fond ; la figure 8 illustre la répartition de ces teneurs au niveau de chaque radiale.

Les valeurs trouvées montrent l'abondance des phosphates dans la quasi-totalité de la zone prospectée, donc la contamination de l'eau de mer par les phosphates charriés avec les eaux résiduelles et la bouillie gypseuse rejetées par les usines chimiques. Par ailleurs, les quantités de phosphates contenues dans l'eau de fond dépassent, presque toujours, celles contenues dans l'eau de surface. Nous remarquons aussi la diminution progressive de teneurs en phosphore minéral avec l'éloignement du foyer de pollution. Cependant, pour l'ensemble de l'aire maritime prospectée, à l'exception du secteur nord (radiales A et B), les taux de phosphates demeurent, jusqu'à 17 km environ de l'effluent, anormalement élevés puisqu'ils sont supérieurs à 1 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$. Pour la région nord, les taux correspondent à des valeurs très proches des taux caractéristiques des eaux méditerranéennes (0,04 à 0,08 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$ pour les stations 5 et 6 et 0,19 à 0,84 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$ pour les stations 11, 12 et 13).

D'après les variations des teneurs en phosphates en fonction de l'éloignement des rejets qui sont représentées sur la figure 9, on constate que :

- les taux de phosphates en surface et dans l'eau de fond évoluent parallèlement, leurs marges de variations étant presque identiques ;

- la régression des taux de phosphates au niveau de la radiale A et, à un degré moindre la radiale B, est mise en relief ; en effet, à partir de 6 km de la source de pollution, les concentrations en phosphates s'abaissent en dessous des valeurs caractérisant le reste de la région ; toutefois, si l'on considère comme normal le taux de 0,1 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$, on se rend compte que seule la radiale A présente, à 8,5 km des rejets, des taux ne dépassant pas cette limite.

TABLEAU 11

Concentrations en phosphore minéral dans l'eau de mer
* valeurs normales ou proches de la normale pour la Méditerranée

Station n°	µat. g/l PO ₄ — P		Station n°	µat. g/l PO ₄ — P	
	Surface	Fond		Surface	Fond
1	12,88	13,86	34	1,45	1,46
2	7,28	8,70	35	1,52	1,62
3	3,96	8,30	36	2,04	1,37
4	1,03	3,02	37	1,92	2,17
5	0,04*	0,08*	38	1,48	1,21
6	0,05*	0,06*	39	12,67	19,39
7	16,10	18,06	40	4,22	3,68
8	8,61	21,00	41	1,92	2,17
9	5,32	5,18	42	1,88	2,42
10	1,82	2,09	43	1,79	1,58
11	0,46*	0,36*	44	1,76	1,60
12	0,19*	0,84*	45	1,36	1,60
13	0,32*	0,27*	46	1,18	1,57
14	39,20	59,08	47	1,39	1,52
15	42,14	41,93	48	5,88	9,80
16	9,59	16,52	49	2,28	2,50
17	10,64	12,53	50	2,08	2,95
18	5,61	6,88	51	2,83	1,66
19	5,06	5,12	52	1,88	2,72
20	2,80	4,18	53	1,48	2,08
21	2,90	2,94	54	1,40	2,22
22	2,10	1,30	55	1,20	1,48
23	1,12	1,23	56	1,28	1,62
24	0,88	1,10	57	2,88	2,59
25	9,36	6,40	58	6,49	3,85
26	6,52	5,06	59	1,79	2,48
27	4,80	3,66	60	1,48	2,19
28	3,58	3,96	61	1,42	1,36
29	3,58	3,65	62	0,92	1,34
30	1,36	1,04	63	1,93	1,80
31	30,73	16,10	64	60,4	103,6
32	5,77	9,52	65	6,34	6,34
33	4,01	4,03	66	5,50	5,72

La figure 10 illustre la distribution horizontale des teneurs en phosphore minéral dans l'eau de surface et au voisinage du fond. Elle permet de constater la répartition presque similaire de cet élément dans les deux couches d'eau.

D'après la répartition des teneurs en phosphates, nous remarquons, en partant du foyer de pollution, quatre zones différentes.

A — Zone où la charge en phosphate est maximale (plus de 30 µat. g/l PO₄ — P). Cette zone est un peu plus étendue en surface qu'au niveau du fond puisqu'elle englobe la station 31, en plus des stations 64, 14 et 15. A proximité des effluents les taux sont extraordinairement élevés ; en effet, l'eau de mer au niveau de la station la plus proche des effluents (station 64) contient 60,4 µat. g/l PO₄ — P en surface et 103,6 µat. g/l au niveau du fond ; lors de notre prospection préliminaire (avril 1977), nous avons remarqué une station située à 4 m de profondeur (donc plus proche des rejets que la station 64), où les taux en phosphate atteignent 185,50 µat. g/l PO₄ — P en surface et 387,00 µat. g/l au fond. A 1,8 et 2,4 km (stations 14 et 15), les taux des phosphates ne dépassent plus 42,14 µat. g/l en surface et 59,08 au niveau du fond, ce qui

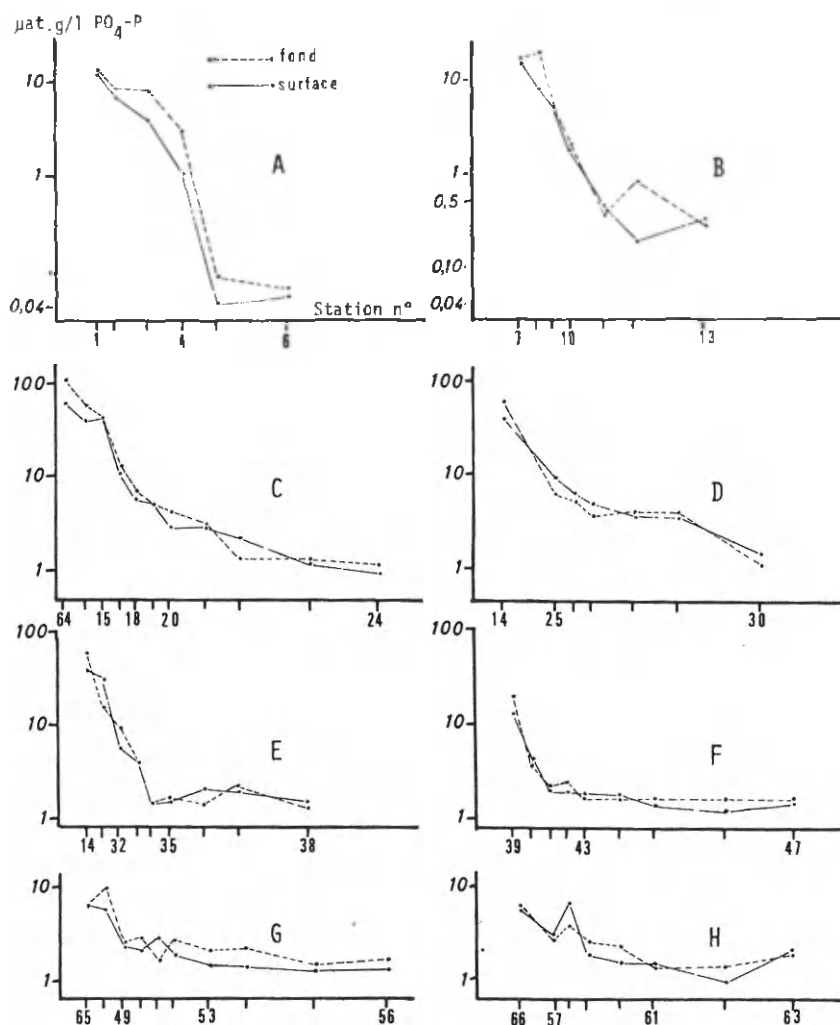


Fig. 8 : Evolution de la teneur de l'eau en phosphore minéral, sur chaque radiale (A, B, C...), en fonction de l'éloignement du site des rejets

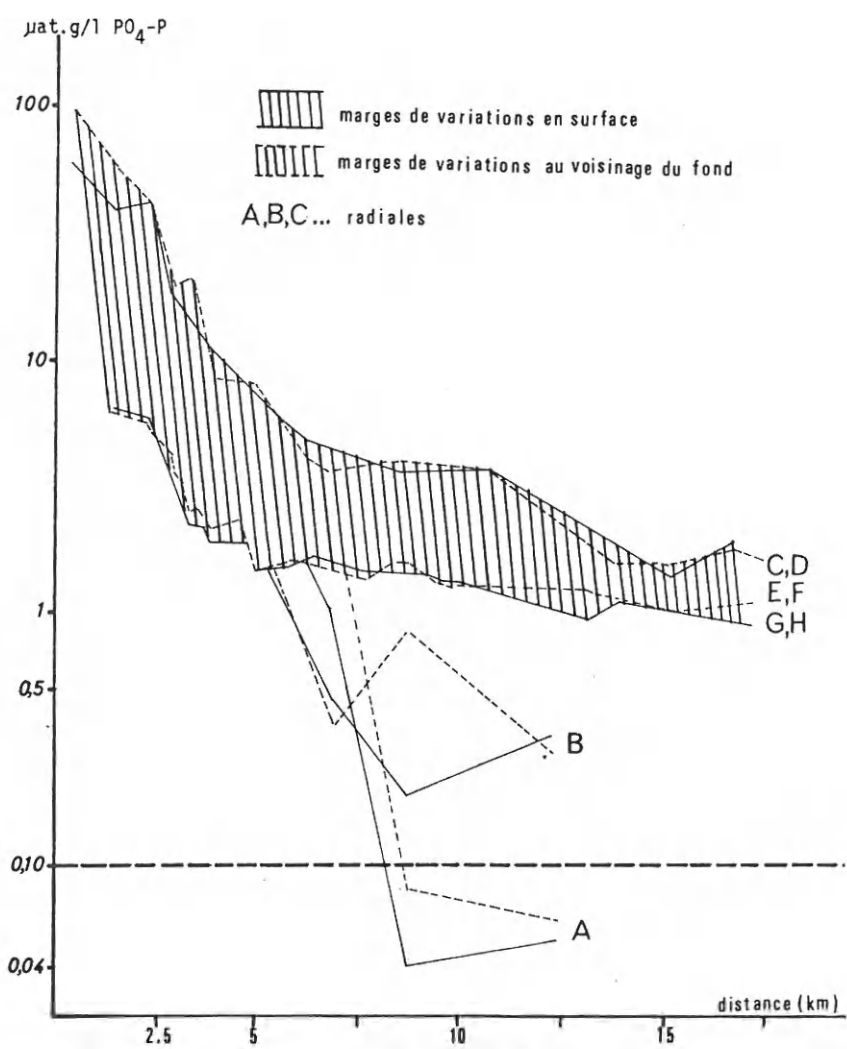


Fig. 9 : Marges de variations des teneurs de l'eau en phosphore minéral en fonction de l'éloignement du site des rejets

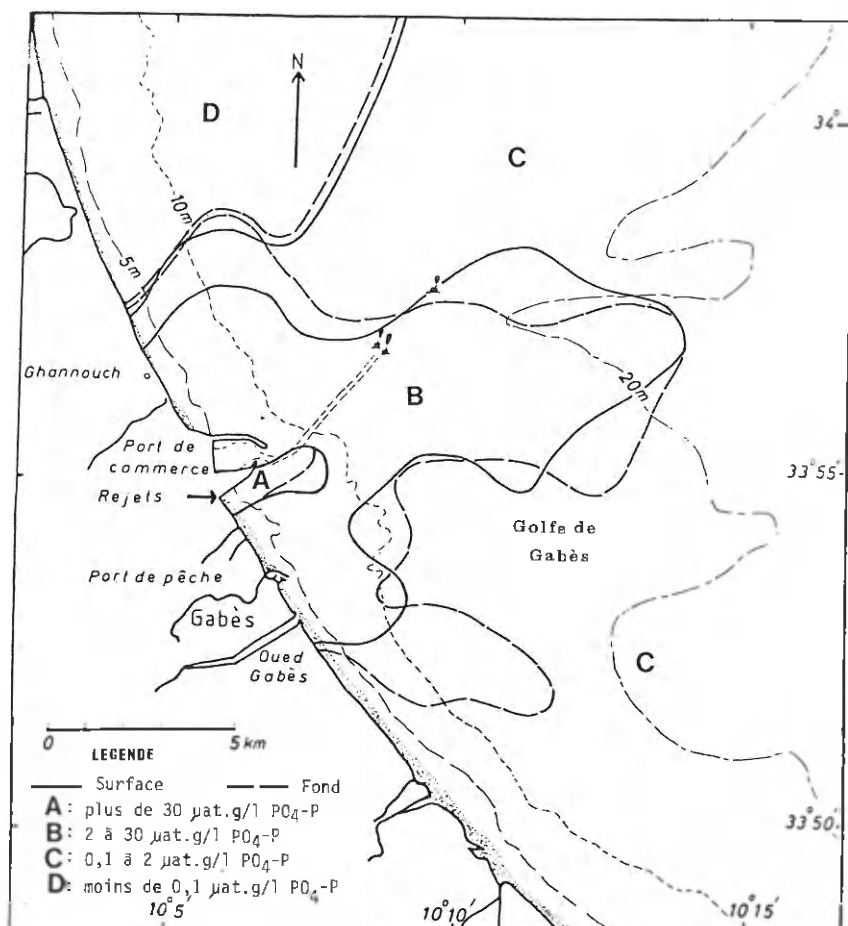


Fig. 10 : Distribution horizontale des teneurs de l'eau en phosphore minéral

indique que les concentrations en phosphate diminuent rapidement vers le large en raison d'une importante dilution par la mer.

B — Zone où l'eau de mer contient de 2 à 30 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$ ce qui représente toujours des valeurs très élevées. Cette zone s'étend, dans l'axe des rejets, c'est-à-dire suivant les directions est et nord-est et également selon la direction sud-est, beaucoup plus loin au niveau du fond que dans la couche de surface. Du côté nord, son extension est sensiblement moins importante.

C — Zone caractérisée par des taux de phosphore minéral de l'ordre de 0,1 à 2 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$. C'est une zone de transition légèrement chargée qui s'étale, en particulier, suivant les directions nord-est, est et sud-est ; son extension précise n'a pu être délimitée sauf vers le secteur nord, car les stations les plus éloignées ont encore des taux supérieurs à 0,1 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$.

D — Zone où les taux de phosphates sont inférieurs à 0,1 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$. Cette zone, nettement matérialisée du côté nord (stations 5 et 6), paraît être à l'abri de la pollution par les phosphates.

En conclusion, on peut dire que la pollution de l'eau de mer par les phosphates n'affecte pas le secteur nord (à partir de 8,5 km des rejets), alors que les régions nord-est, est et sud-est gardent, au moins jusqu'à 17 à 19 km, des rejets, des teneurs en phosphore minéral supérieures à la normale. Il n'a pu être précisé l'extension totale vers le large et le sud-est de la zone polluée puisqu'elle dépasse la zone étudiée. Au voisinage immédiat des rejets, les valeurs sont extraordinairement élevées puis décroissent rapidement.

2.6.2. STATIONS DE PLAGE

Les concentrations en phosphore minéral dans les eaux de plage sont mentionnées dans le tableau 12.

Nous remarquons, d'après la figure 11, une décroissance assez régulière des concentrations en phosphore minéral avec l'éloignement ; ces concentrations restent néanmoins très élevées. Deux zones peuvent être distinguées :

— une zone qui s'étend depuis les rejets jusqu'à une distance de 800 m (station IX) ; les concentrations en phosphore minéral y sont nettement

TABLEAU 12
Concentrations en phosphore minéral
dans les eaux de la plage

Station n°	$\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$	Station n°	$\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$
I	8 350	XI (a)	747,6
II	2 254	XI (b)	4,20
III	3 031	XI (c)	710,5
IV	1 190	XI (d)	1137,5
V	3 108	XII	571,2
VI	3 276	XIII (a)	618,8
XII	2 814	XIII (b)	143,5
VIII	2 016	XIII (c)	226,8
IX	2 219	XIV	25,20
X (a)	536,2	XV	90,86
X (b)	6,46		
X (c)	198,8		

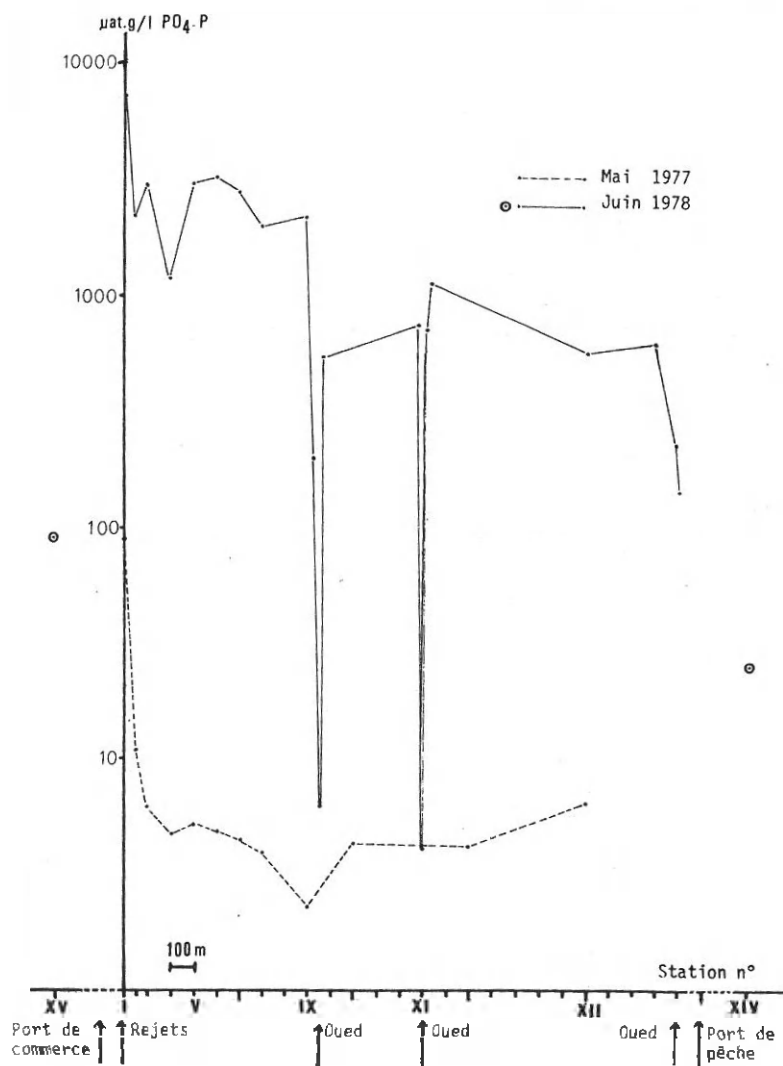


Fig. 11 : Variations des teneurs de l'eau en phosphore minéral au niveau de la zone de plage

supérieures à 2 000 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$; à la station I, le taux en phosphates atteint même 8 350 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$;

— une zone qui couvre le reste de la plage située entre les deux ports ; les teneurs en phosphore inorganique y sont aussi extrêmement élevées puisque supérieures à 500 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$; les petits oueds débouchant sur la plage, particulièrement ceux situés à 850 m et à 1 300 m des rejets, abaissent considérablement, mais très localement, les teneurs en phosphates ; en effet, les eaux douces de ces deux petits cours d'eau contiennent, à leur arrivée sur la plage, 6,46 et 4,20 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$; à proximité du port de pêche, la baisse des teneurs en phosphates, due au débouché d'un petit oued, est beaucoup moins importante ; à ce niveau, la concentration est de l'ordre de 140 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$.

Aux stations XIV et XV, situées respectivement au sud du port de pêche et au nord du port de commerce, les concentrations atteignent respectivement 25,20 et 90,86 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$.

Vers le large, la dilution est très accentuée. En effet, à la station 64, les teneurs en phosphore minéral quoique toujours élevées (60,4 $\mu\text{at. g/l}$ en surface et 103,6 au voisinage du fond), sont beaucoup plus faibles que celles signalées pour la zone I définie précédemment. Les eaux des stations 65 et 66 sont également beaucoup moins riches en phosphate que les eaux de la zone II. Ceci montre que les phosphates s'accumulent au niveau de la plage en fonction de la topographie du site des rejets et de l'action des vents, des courants dominants et de la marée.

Sur la figure 11, nous représentons également les résultats des analyses effectuées au mois de mai 1977 et au mois de juin 1978. La comparaison de ces résultats montre qu'au cours d'une année, les eaux de la plage se sont excessivement enrichies en phosphore minéral et sont ainsi très fortement influencées par les effluents des industries chimiques.

2.7. AZOTE NITREUX ($\text{NO}_2 - \text{N}$) ET NITRIQUE ($\text{NO}_3 - \text{N}$)

On remarque que les concentrations en nitrites, au niveau des stations marines (tabl. 13), sont comprises entre 0,17 et 0,07 $\mu\text{at. g/l NO}_2 - \text{N}$, donc inférieures à celles obtenues par Coste et Minas (1967) dans le golfe du Lion (0,92 à 0,04 $\mu\text{at. g/l NO}_2 - \text{N}$).

Les nitrates, représentant la combinaison chimique la plus importante de l'azote minéral dans l'eau de mer, ont des teneurs variant de 1,80 à moins de 0,01 $\mu\text{at. g/l}$ en surface et de 1,70 à moins de 0,01 $\mu\text{at. g/l}$ au voisinage du fond. Ces concentrations dépassent légèrement celles signalées par Mc Gill (1965) pour les eaux méditerranéennes de surface (0 à 0,5 $\mu\text{at. g/l NO}_3 - \text{N}$). Par contre, elles sont à rapprocher de celles de Coste et Minas (1967) dans le golfe du Lion (2,60 à 0,14 $\mu\text{at. g/l NO}_3 - \text{N}$).

Les valeurs trouvées en avril 1977 sont du même ordre de grandeur puisqu'elles sont comprises entre 0,00 et 0,20 $\mu\text{at. g/l NO}_2 - \text{N}$ et entre 0,05 et 4,05 $\mu\text{at. g/l NO}_3 - \text{N}$.

Au niveau de la plage (tabl. 14), les concentrations des nitrites sont aussi très faibles (0,12 à moins de 0,01 $\mu\text{at. g/l}$). Celles des nitrates sont, par contre, très proches des taux habituels (3,12 à moins de 0,01 $\mu\text{at. g/l NO}_3 - \text{N}$).

Les figures 12 et 13 illustrent la répartition des teneurs en nitrites et nitrates le long de la plage. Nous remarquons que les taux obtenus en juin 1978 sont inférieurs à ceux signalés en mai 1977, aussi bien pour les nitrates que pour les nitrites. Nous relevons aussi l'évolution parallèle, le long de la plage, et pour les deux périodes, des concentrations de ces deux formes de l'azote.

TABLEAU 13

Concentrations en azote nitreux et en azote nitrique
dans l'eau de mer

Station n°	µat. g/l NO ₂ — N		Station n°	µat. g/l NO ₃ — N	
	Surface	Fond		Surface	Fond
1	0,11	0,08	1	< 0,01	< 0,01
4	0,13	0,08	4	< 0,01	< 0,01
6	0,09	0,14	6	0,20	0,01
8	0,07	0,09	8	0,50	0,01
10	0,09	0,13	10	0,40	0,02
13	0,09	0,09	13	0,05	< 0,01
14	0,17	0,12	14	1,80	0,30
17	0,12	0,10	17	0,19	0,05
19	0,10	0,09	19	< 0,01	0,06
25	0,12	0,08	25	0,08	0,03
30	0,09	0,12	30	1,45	1,36
33	0,10	0,09	33	0,03	0,01
35	0,09	0,11	35	< 0,01	0,01
37	0,09	0,10	37	< 0,01	0,01
39	0,09	0,08	39	0,25	0,04
41	0,13	0,10	41	< 0,01	< 0,01
43	0,13	0,11	43	0,40	0,01
47	0,08	0,08	47	< 0,01	< 0,01
48	0,07	0,11	48	0,02	0,04
51	0,13	0,17	51	0,02	0,90
53	0,11	0,10	53	1,45	0,80
56	0,08	0,08	56	< 0,01	0,01
57	0,15	0,12	57	< 0,01	0,40
59	0,10	0,11	59	0,01	0,10
61	0,10	0,13	61	< 0,01	1,70
63	0,11	0,12	63	0,01	0,40
64	0,12	0,08	64	0,30	0,08
65	0,10	0,09	65	0,22	0,01
66	0,10	0,11	66	1,06	< 0,01

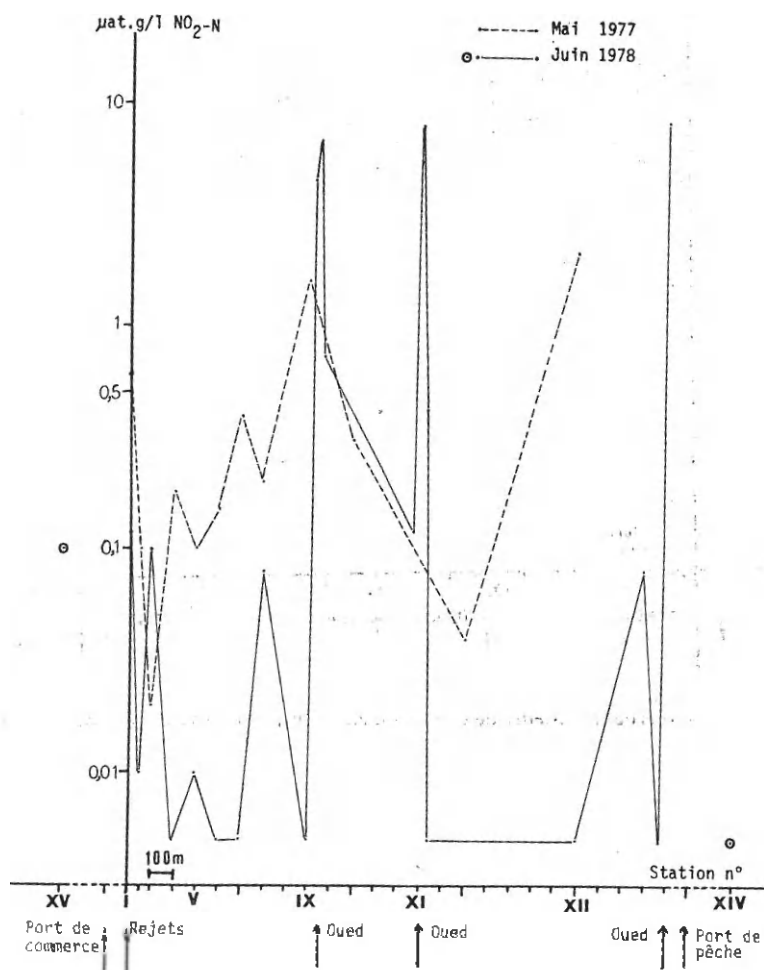
TABLEAU 14

Concentrations en azote nitreux et en azote nitrique
dans les eaux de la plage

Station n°	µat. g/l		Station n°	µat. g/l	
	NO ₂ — N	NO ₃ — N		NO ₂ — N	NO ₃ — N
I	0,12	< 0,01	XI (a)	0,12	1,20
II	0,01	1,59	XI (b)	7,90	117,10
III	0,10	< 0,01	XI (c)	0,42	11,18
IV	< 0,01	2,24	XI (d)	< 0,01	7,72
V	0,01	1,77	XII	< 0,01	2,36
VI	< 0,01	2,08	XIII (a)	0,08	1,10
VII	< 0,01	2,54	XIII (b)	8,20	< 0,01
VIII	0,08	3,12	XIII (c)	< 0,01	0,04
IX	< 0,01	2,22	XIV	< 0,01	3,60
X (a)	0,72	13,78	XV	0,10	0,50
X (b)	6,80	133,20			
X (c)	4,50	130,50			

Fig. 12 :

Comme pour la salinité de l'eau et sa concentration en phosphate inorganique, les apports d'eaux douces par les petits oueds exercent une influence considérable, mais cette fois-ci dans le sens d'une augmentation des teneurs en composés de l'azote ; en effet, à 850 m (1er oued) le taux des nitrites atteint 6,80 $\mu\text{at. g/l}$ et celui des nitrates 133,20 $\mu\text{at. g/l}$; à 1 300 m (2ème oued), ces teneurs sont respectivement de 7,90 et de 117,10 $\mu\text{at. g/l}$. Contrairement à ces deux oueds qui apportent principalement des nitrates, celui débouchant à proximité du port de pêche semble apporter exclusivement des nitrites dont le taux atteint à ce niveau 8,20 $\mu\text{at. g/l}$ contre moins de 0,01 $\mu\text{at. g/l NO}_3 - \text{N}$.



2 : Variations des teneurs de l'eau en azote nitreux au niveau de la zone de plage

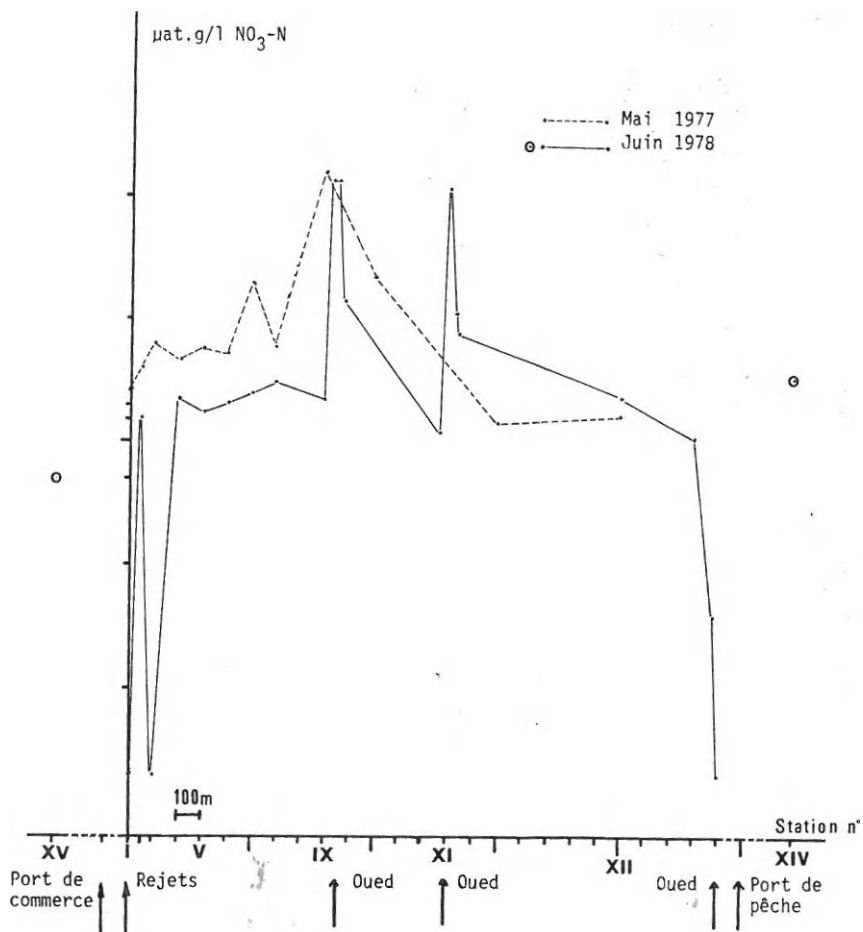


Fig. 13 : Variations des teneurs de l'eau en azote nitrique au niveau de la zone de plage

Il existe dans les eaux océaniques un rapport sensiblement constant entre la teneur en azote minéral et celle en phosphore inorganique, rapport approximativement égal à celui des concentrations de ces deux éléments dans le plancton. De nombreux auteurs considèrent ce rapport égal à 7,2 en poids, soit à 16 en nombre d'atomes (Ivanoff, 1972).

En Méditerranée, on note un déséquilibre important (dystrophie). En effet, des centaines de mesures effectuées en diverses régions de cette mer au cours des croisières de l'*Atlantis* et du *Chain* de 1959 à 1961 fournissent des rapports moyens de N/P variant, en nombre d'atomes, de 2 à 23 (Mc Gill, 1965) ; en certains points de la Méditerranée où les taux de phosphates sont nuls, le rapport N/P est infini, tel est le cas pour les eaux de la région Tunisie-Sardaigne (Cooper, 1937).

Nous avons calculé, à partir des concentrations en $\mu\text{at. g/l}$ de N et de P, les valeurs du rapport N/P ; les résultats trouvés, groupés dans le tableau 15 pour la zone marine et dans le tableau 16 pour la zone de plage, montrent que ce rapport N/P est très bas, mis à part la station 6 où il se rapproche des valeurs habituelles des eaux de la Méditerranée occidentale.

Cette importante dystrophie notée pour l'ensemble du secteur étudié, est due aux fortes concentrations de l'eau de mer en phosphate minéral provenant des rejets de phosphogypse et des eaux résiduaires.

TABLEAU 15

Rapport N/P pour l'eau de mer des zones prospectées

Station n°	Rapport N/P (en nombre d'atomes)		Station n°	Rapport N/P (en nombre d'atomes)	
	Surface	Fond		Surface	Fond
1	< 0,0008	< 0,0007	41	< 0,0052	< 0,0046
4	< 0,0097	< 0,0033	43	0,2234	0,0063
6	4,0000	0,1666	47	< 0,0072	< 0,0066
8	0,058	0,0004	48	0,0034	0,0040
10	0,2197	0,0095	51	0,0070	0,5421
13	0,1562	< 0,0370	53	0,9797	0,3846
14	0,0459	0,0050	56	< 0,0078	0,0061
17	0,0178	0,0039	57	< 0,0035	0,1544
19	< 0,0020	0,0117	59	0,0055	0,0403
25	0,0085	0,0046	61	< 0,0070	1,25
30	1,0661	0,3461	63	0,0051	0,2222
33	0,0074	0,0024	64	0,0049	0,0104
35	< 0,0066	0,0061	65	0,0347	0,0015
37	< 0,0052	0,0046	66	0,1854	< 0,0017
39	0,0197	0,0020			

TABLEAU 16

Rapport N/P pour les eaux de la plage

Station n°	N/P	Station n°	N/P
I	$< 1,19 \times 10^{-6}$	XI (a)	$1,60 \times 10^{-3}$
II	$7,05 \times 10^{-4}$	XI (c)	$15,73 \times 10^{-2}$
III	$< 3,29 \times 10^{-5}$	XI (d)	$6,78 \times 10^{-3}$
IV	$1,88 \times 10^{-3}$	XII	$4,13 \times 10^{-3}$
V	$5,69 \times 10^{-4}$	XIII (a)	$1,77 \times 10^{-3}$
VI	$6,34 \times 10^{-4}$	XIII (c)	$2,00 \times 10^{-4}$
VII	$9,02 \times 10^{-4}$	XIV	$14,28 \times 10^{-2}$
VIII	$1,54 \times 10^{-3}$	XV	$5,50 \times 10^{-3}$
IX	$1,00 \times 10^{-3}$		
X (a)	$2,56 \times 10^{-2}$		
X (c)	$65,64 \times 10^{-2}$		

2.9. LE FLUOR

Selon Ivanoff (1972), le rapport à la chlorinité des fluorures, relativement peu étudié, est assez variable avec la région et la profondeur ; cet auteur indique pour les eaux marines un taux de fluorures égal à $1\ 300\ \text{mg/m}^3$, soit $1,3\ \text{mg/l}$ d'eau de mer ; Lyman et Fleming (1940) donnent aussi, pour une eau de mer de salinité égale à $34,48\ ‰$, une concentration en fluorure de l'ordre de $1,3\ \text{mg/kg}$ (*in* Pèrès et Devèze, 1963).

2.9.1. Stations marines

Les concentrations en fluorure (F^-), exprimées en mg/l sont, pour l'ensemble des stations, portées dans le tableau 17. Ces concentrations sont, pour les eaux de surface et de fond, représentées graphiquement dans la figure 14, et ce pour chaque radiale.

Dans le golfe de Gabès, les stations les plus éloignées de la source de pollution ont des teneurs en fluor voisines de $1\ \text{mg/l F}^-$, teneurs qui peuvent être considérées comme normales et doivent être utilisées comme élément de référence. Les résultats trouvés (tableau 17 et figure 14) permettent de faire les constatations suivantes :

- les teneurs en fluor sont, pour une grande partie de la zone prospectée, assez élevées, et même très élevées en certains points proches du déversement ;
- les taux de fluor diminuent avec l'éloignement de la source de pollution ;
- les teneurs en fluor de l'eau de fond sont, dans la plupart des cas, supérieures à celles enregistrées pour l'eau de surface ;
- comme pour le phosphate minéral, la région nord est beaucoup moins affectée par les fluorures ; en effet, au niveau des radiales A et B, les concentrations en fluor sont inférieures à $1,30\ \text{mg/l}$, aussi bien en surface qu'au niveau du fond, à partir des stations 2 et 10 situées respectivement à $3,2$ et à $5\ \text{km}$ des rejets et la teneur est normale à une distance variant de $6,5$ à $8,5\ \text{km}$ des rejets.

Sur la figure 15, nous avons représenté la variation des concentrations en fluor, en fonction de l'éloignement des rejets. Ces variations montrent :

TABLEAU 17

Concentrations en fluor (F^-) dans l'eau de mer

Station n°	mg/l F^-		Station n°	mg/l F^-	
	Surface	Fond		Surface	Fond
1	1,82	1,85	34	1,07	1,20
2	1,13	1,17	35	1,02	1,06
3	1,02	1,34	36	0,97	0,98
4	1,10	1,16	37	1,04	1,04
5	0,86	0,94	38	0,98	0,94
6	0,86	0,93	39	1,58	1,98
7	2,00	2,02	40	1,35	1,14
8	1,50	1,50	41	1,06	1,06
9	1,42	1,41	42	1,12	1,20
10	1,09	1,13	43	1,05	1,12
11	1,10	1,06	44	0,96	1,05
12	1,05	1,09	45	0,78	0,90
13	0,96	0,93	46	0,95	0,94
14	3,66	4,32	47	1,05	1,08
15	3,60	3,79	48	1,41	1,48
16	1,80	2,14	49	0,91	1,27
17	1,50	1,62	50	1,05	1,21
18	1,51	1,32	51	1,17	1,17
19	1,24	1,26	52	1,10	1,05
20	1,21	1,28	53	0,93	0,95
21	1,14	1,14	54	0,93	0,91
22	1,09	1,02	55	1,16	1,16
23	1,38	0,94	56	0,93	0,97
24	0,97	0,93	57	0,83	0,86
25	1,58	1,55	58	1,24	0,93
26	1,45	1,30	59	0,84	0,86
27	1,16	1,35	60	1,00	1,17
28	1,28	1,13	61	0,85	0,87
29	1,25	1,30	62	1,10	1,11
30	1,07	1,11	63	0,92	0,92
31	2,78	1,64	64	5,30	11,50
32	1,39	1,50	65	1,54	1,45
33	1,02	0,79	66	1,63	1,52

— que l'évolution des taux de fluor dans les eaux de surface est analogue à celle des eaux du fond ; les marges de variations étant presque les mêmes ;

— que dans un rayon de 2,5 km autour du point de déversement, les teneurs en fluorures sont de l'ordre de 1,5 à 4 mg/l F^- ;

— pour le reste de la région, ces teneurs oscillent entre 0,80 et 1,50 mg/l ; cette marge est assez étendue et peut s'expliquer par le fait que l'entraînement des ions F^- ne se fait pas de la même façon suivant toutes les directions.

Sur la figure 16, nous illustrons la distribution horizontale des teneurs en fluor dans l'eau de surface et au voisinage du fond. Nous relevons, d'après cette carte, la répartition presque similaire des fluorures dans les deux couches d'eau. La diffusion des fluorures se fait surtout selon deux directions, la première dans l'axe du rejet vers le large (radiales C et D), la deuxième parallèlement à la côte en direction du sud-est où l'on relève des taux supérieurs à 1 mg/l jusqu'à 15 km du point de rejet (station 55). L'embouchure de l'oued Gabès crée une certaine dilution et à partir de ce niveau la zone de pollution est repoussée à une certaine distance de la côte (entre 1 et 2 km).

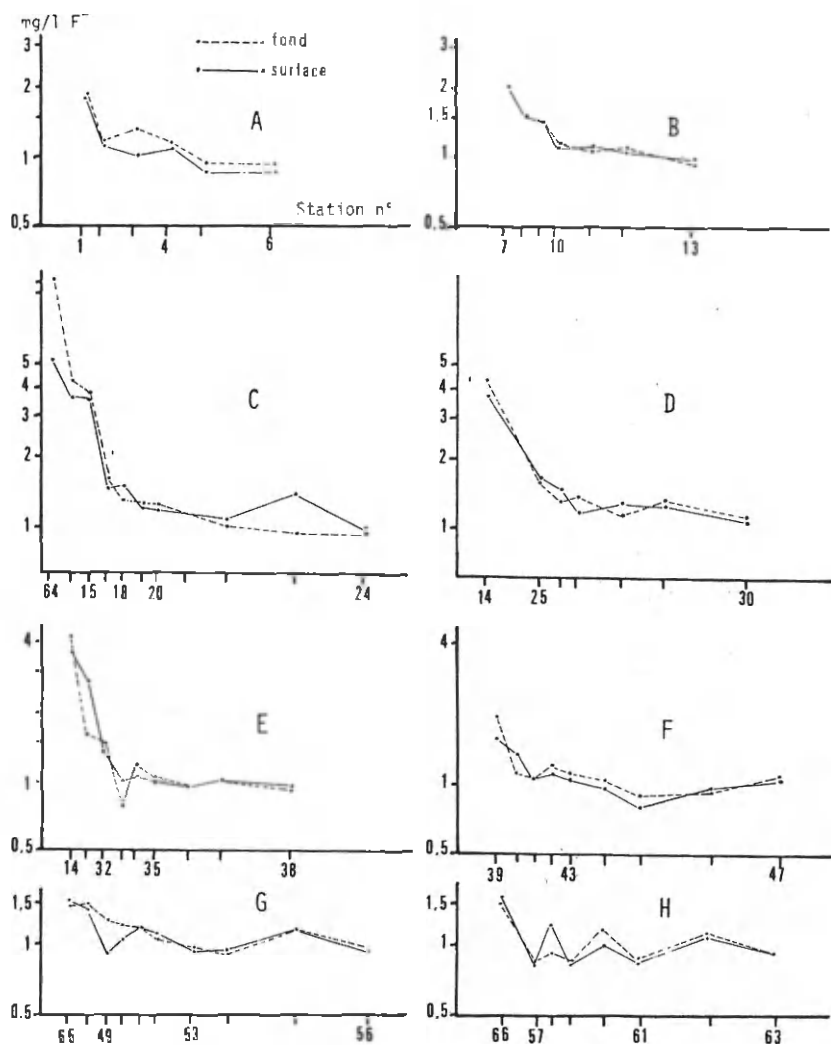


Fig. 14 : Evolution de la teneur de l'eau en fluor ionique, sur chaque radiale (A, B, C,...), en fonction de l'éloignement du site des rejets

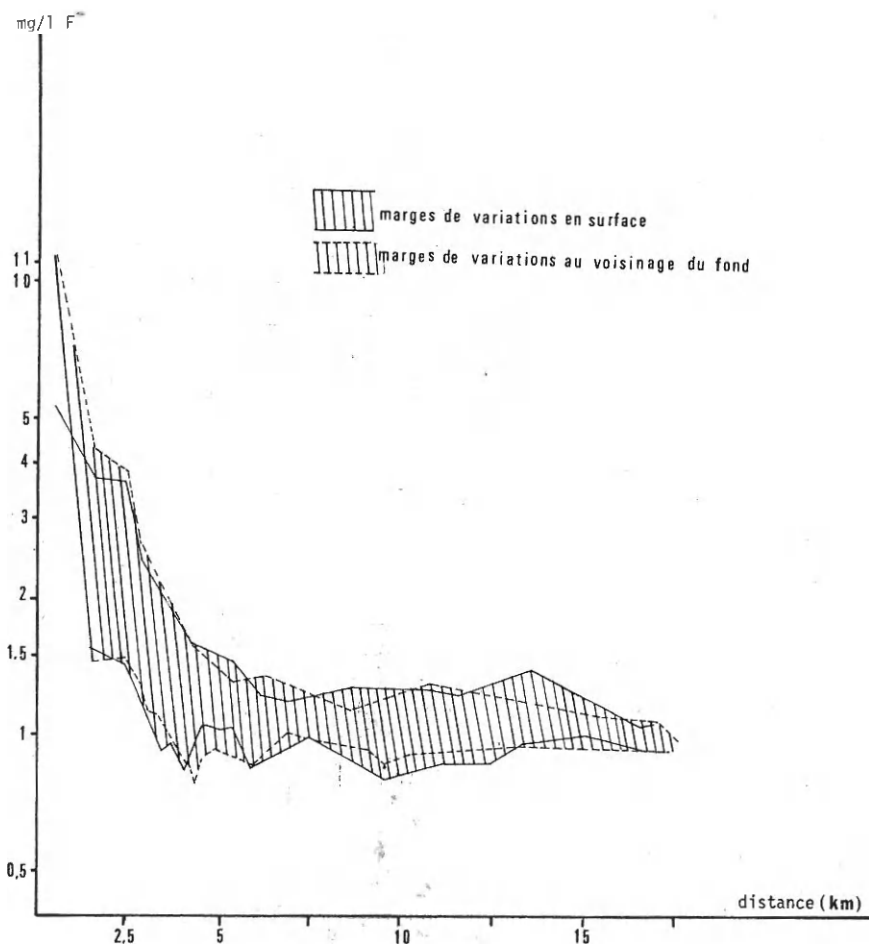


Fig. 15 : Marges de variations des teneurs de l'eau en fluor ionique en fonction de l'éloignement du site des rejets

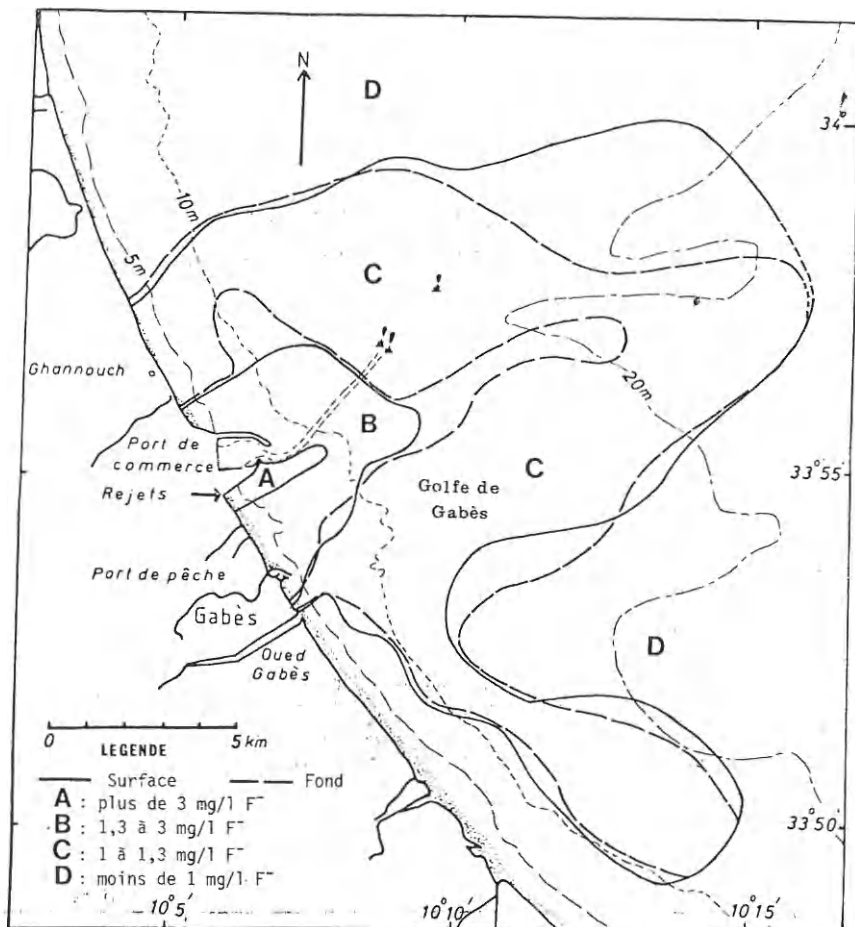


Fig. 16 : Distribution horizontale des teneurs de l'eau en fluor ionique

D'après les concentrations en fluor, nous pouvons distinguer quatre zones.

A — Zone de charge maximum en fluor (plus de 3 mg/l F^-) dont l'étendue est exactement la même en surface et au voisinage du fond. A la station 64, très proche des rejets, le taux de fluor atteint 5,30 mg/l en surface et 11,50 mg/l au niveau du fond. Aux stations 14 et 15, un peu plus éloignées, les concentrations sont respectivement de l'ordre de 3,66 à 3,60 mg/l F^- en surface et de 4,32 à 3,79 mg/l F^- à proximité du fond.

B — Zone où la concentration en fluor varie entre 1,3 et 3 mg/l F^- . Elle s'étend, particulièrement au niveau du fond, suivant la direction nord-est et, à un degré moindre, suivant la direction nord.

C — Zone caractérisée par des taux de fluor allant de 1 à 1,3 mg/l F^- et qui constitue une zone de transition faiblement affectée par les rejets. Elle s'étend, en particulier, suivant les directions nord-est et sud-est. Du côté nord, son extension est très réduite.

D — Zone non affectée où les taux des fluorures descendent en dessous de 1 mg/l.

Si l'on compare la répartition des fluorures à celle du phosphore inorganique, nous constatons que ce dernier affecte beaucoup plus l'aire maritime prospectée. En effet, les zones considérées comme non touchées par le fluor sont nettement chargées en phosphore minéral.

En conclusion, on peut dire que les masses d'eau chargées en fluor s'étalent principalement du côté nord-est et, à un degré moindre, suivant la direction sud-est. La région nord est, par contre, la moins touchée. La diffusion du phosphore inorganique et du fluor se fait, donc, presque de la même façon. Toutefois, la contamination de l'eau de mer par le phosphate minéral est non seulement plus intense mais également plus étendue.

2.9.2. STATIONS DE PLAGE

L'évolution des teneurs en fluor avec l'éloignement des rejets (tabl. 18, fig. 17) est similaire à celle du phosphate inorganique. En effet, deux zones, toutes deux extrêmement chargées en fluor, peuvent être reconnues.

TABLEAU 18
Concentrations en fluor (F^-) dans les eaux de la plage

Station n°	mg/l F^-	Station n°	mg/l F^-
I	286	XI (a)	38,2
II	93	XI (b)	2,48
III	254	XI (c)	59,4
IV	53	XI (d)	47,2
V	84,8	XII	34,9
VI	102,25	XIII (a)	32,5
VII	91,1	XIII (b)	7,2
VIII	56,4	XIII (c)	19,5
IX	70	XIV	2,99
X (a)	32,1	XV	1,85
X (b)	3,04		
X (c)	16,4		

La zone I couvrant la fraction de la plage s'étendant depuis le port industriel jusqu'à la station IX située à 800 m des rejets ; les concentrations en fluor sont

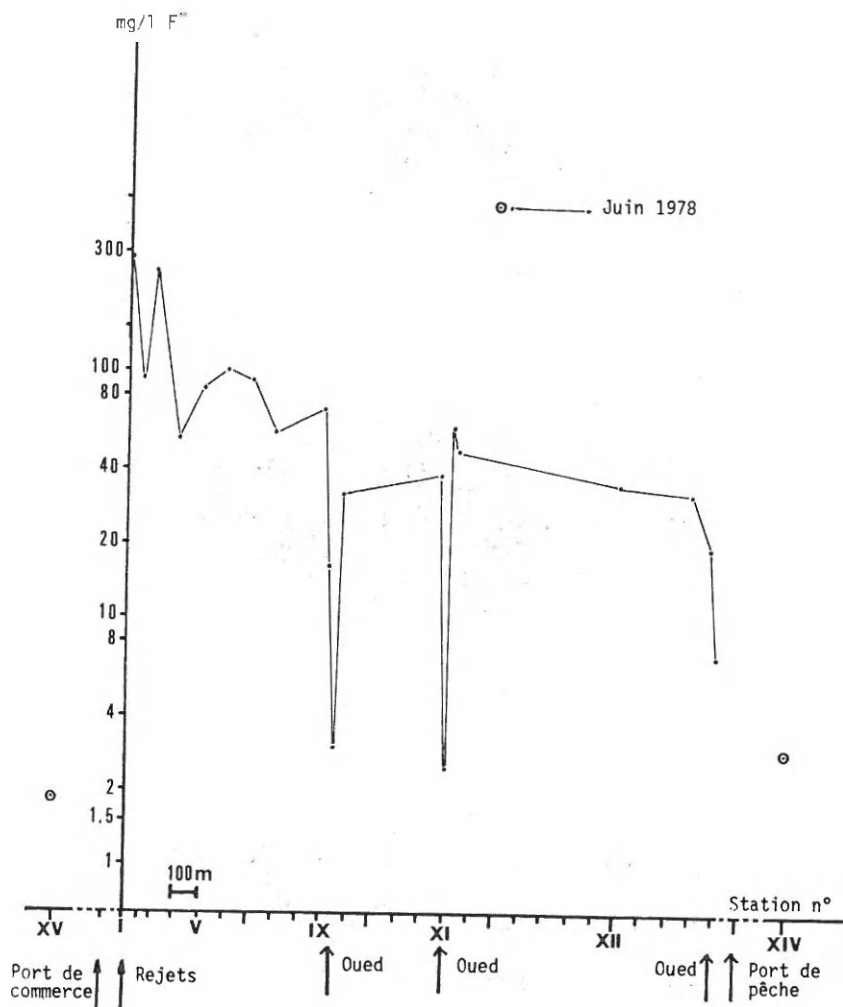


Fig. 17 : Variations des teneurs de l'eau en fluor ionique au niveau de la zone de plage

supérieures à 70 mg/l F^- et atteignent en certains points des valeurs supérieures à 250 mg/l F^- . Il est aussi à remarquer la variation en dents de scie des concentrations en fluor à ce niveau, en raison des phénomènes dûs à l'action des vents et de la marée.

La zone II concernant le reste de la plage délimitée par les deux ports ; les concentrations en fluor demeurent élevées puisque supérieures à 30 mg/l F^- jusqu'à la station la plus proche du port de pêche. La dilution localisée causée par les petits cours d'eau débouchant sur la plage se fait particulièrement sentir à 850 m et à 1 300 m des rejets, les concentrations en fluor étant respectivement de 3,04 et $2,48 \text{ mg/l F}^-$. Le petit cours d'eau débouchant à proximité du port de pêche, cause une dilution beaucoup moins forte ; la teneur en fluor à ce niveau est de $7,2 \text{ mg/l F}^-$.

Aux stations XIV et XV, le taux de fluor, malgré une baisse sensible, reste toujours important ($2,99$ et $1,85 \text{ mg/l F}^-$).

En comparant les valeurs obtenues pour les eaux de la plage avec celles des stations marines les plus proches du rivage (station 64, 65 et 66), nous constatons pour ces dernières une diminution de la contamination par le fluor. En effet, sous l'action de vents dominants et des courants de marée, les fluorures provenant des rejets industriels sont ramenés sur la plage. Vers le large, la dilution et la dispersion rendent la pollution moins aiguë.

Le fluor n'ayant pas été analysé en 1977, il n'est pas possible de se prononcer sur l'évolution de la situation à l'instar de ce qui a été fait pour le phosphate inorganique.

En résumé, les eaux de la plage de Gabès sont, en plus de leur contamination par les phosphates, nettement chargées en fluor ; celui-ci provient du phosphogypse et des eaux résiduaires industrielles. Par ailleurs, les concentrations en fluor au niveau de la plage sont beaucoup plus fortes que celles signalées pour la zone marine.

2.10. DISCUSSION

Parmi les substances polluantes étudiées, des eaux résiduaires industrielles rejetées en mer par les usines de traitement de phosphate, les composés du phosphore minéral, du fluor ainsi que l'acidité constituent les facteurs prépondérants. La mise en corrélation de la distribution de ces différents paramètres permet de refléter une image de l'impact de la pollution par les eaux résiduaires sur le milieu marin récepteur.

1°) La répartition des phosphates et du fluor pour toute la couche d'eau, au niveau de la zone marine (fig. 18) permet de reconnaître, en partant de la source de pollution, quatre zones distinctes.

A — Zone de pollution maximale où les teneurs en fluor et en phosphates sont respectivement supérieures à 3 mg/l F^- et à $30 \mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$. Si l'on considère, 1 mg/l F^- et $0,1 \mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$ comme teneurs normales des eaux méditerranéennes, on se rend compte que les concentrations dans cette zone sont respectivement 3 fois et 300 fois plus élevées.

Quant à l'acidité, elle affecte localement cette zone, l'effet tampon permettant de revenir aux pH habituels sauf au niveau de la plage.

B — Zone polluée ($1,3$ à 3 mg/l F^- et 2 à $30 \mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$). Les concentrations dépassent respectivement les taux normaux de $1,3$ à 3 fois et de 20 à 300 fois. L'aire affectée par les phosphates est sensiblement plus étendue que celle atteinte par le fluor.

C — Zone légèrement polluée ou zone « subnormale ». Les teneurs en phosphate, comprises entre $0,1$ et $2 \mu\text{at. g/l}$ et dépassant le plus souvent $1 \mu\text{at. g/l}$.

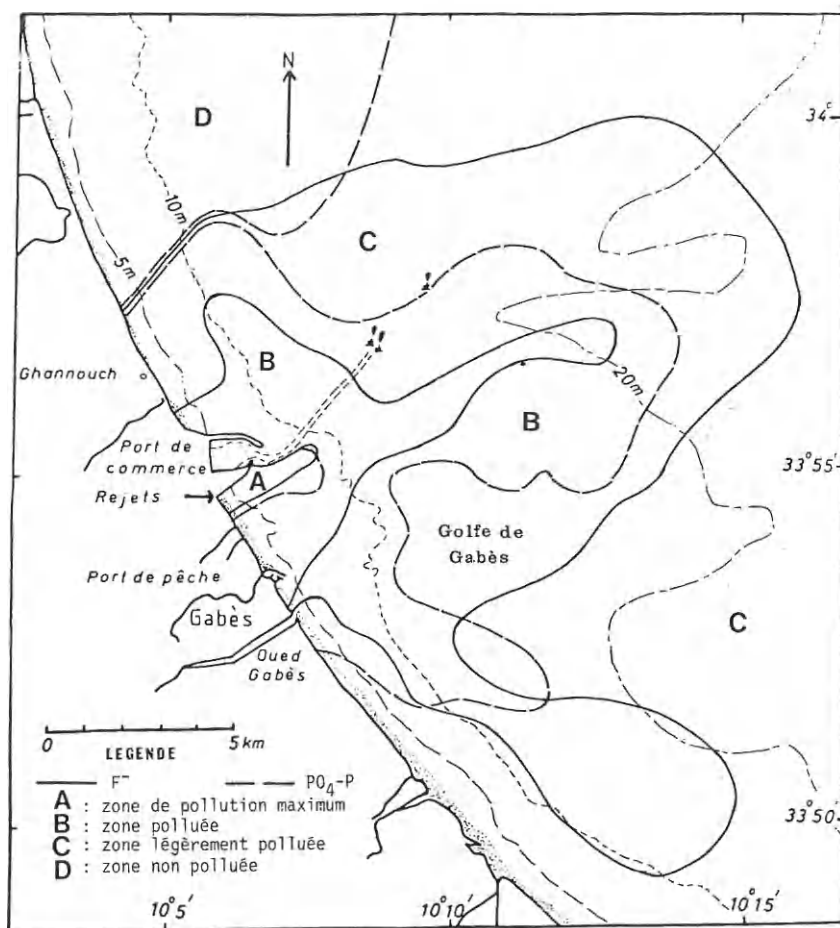


Fig. 18 : Distribution horizontale des teneurs de l'eau en phosphore minéral et en fluor ionique

g/l, sont de 10 à 20 fois plus importantes que les taux rencontrés en Méditerranée. La pollution par le phosphate affecte la presque totalité de la zone prospectée mais la limite de son extension vers le large n'a pu être précisée. Quant au taux de fluor, il varie de 1 à 1,3 mg/l F^- et peut être considéré comme normaml. Toutefois, en s'éloignant davantage de la source de pollution, des teneurs inférieures ou égales à 1 mg/l F^- ont été enregistrées. On peut donc considérer cette zone comme encore affectée par le fluor, mais plus faiblement.

D — Zone non polluée ou zone normale dont les teneurs en fluor et en phosphate sont, respectivement, inférieures à 1 mg/l F^- et à 0,1 uat. g/l PO_4 — P.

La figure 18 montre que les phosphates fournissent une meilleure indication sur la pollution de la zone marine considérée. En effet, les eaux chargées en phosphate sont plus étendues que celles contaminées par le fluor. Le phosphate peut être utilisé ainsi comme traceur pour suivre l'étendue de la zone affectée.

2°) Au niveau de la plage, l'examen des concentrations en fluor et en phosphore (fig. 19) permet de distinguer deux zones où les teneurs en ces deux éléments évoluent d'une façon sensiblement parallèle :

- une zone proche des rejets qui s'étend jusqu'à 800 m de ceux-ci et qui se caractérise par une très forte acidité et par des concentrations extrêmement élevées en phosphate et en fluor ;

- une zone située au-delà de 800 m des rejets se caractérisant par des concentrations toujours élevées en phosphate et en fluor et un pH anormalement bas.

Aux stations XIV et XV, malgré la neutralisation complète de l'acidité de l'eau, les teneurs en phosphate et en fluor demeurent beaucoup plus fortes que les taux habituels.

Les concentrations des eaux de la plage en phosphate et en fluor sont respectivement de 250 à 83 500 fois et de 1,8 à 286 fois plus fortes que celles des eaux méditerranéennes non affectées. L'acuité de la pollution au niveau de la plage et son extension préférentielle vers le sud peuvent s'expliquer par le régime des vents ; en effet, dans le golfe de Gabès, à partir du mois d'avril et jusqu'au mois de septembre, les vents dominants sont de secteur est, nord-est et est-nord-est ; toutefois, l'action des courants de marée, importants dans ce golfe, augmente la propagation des polluants le long du littoral ; de plus, la situation même du rejet intervient pour limiter la pollution en direction du secteur sud, celui-ci étant en effet effectué à l'abri d'une digue qui forme un écran à la propagation vers le nord.

3°) Les renseignements sur la pollution des milieux aquatiques par les résidus des usines de transformation du minerai de phosphate sont rares et fragmentaires. Toutefois, quelques travaux réalisés en mer Noire, et en Pologne sur les eaux d'une rivière débouchant en mer Baltique, peuvent être cités.

Vaicum et Cüte (1964) ont abordé le problème de l'évacuation dans la mer Noire des eaux résiduelles provenant d'une usine d'acide sulfurique et de superphosphate ; ils ont signalé la neutralisation des eaux acides à une distance de 10 à 20 m de la bouche de déversement et la diminution constante de la concentration des ions fluor dont les valeurs sont à nouveau normales à 500 m environ ; ils ont aussi constaté que la pollution s'est manifestée sur une distance plus grande dans la direction du vent ou du courant dominant au moment du prélèvement. Vaicum et al. (1968) ont poursuivi cette étude et

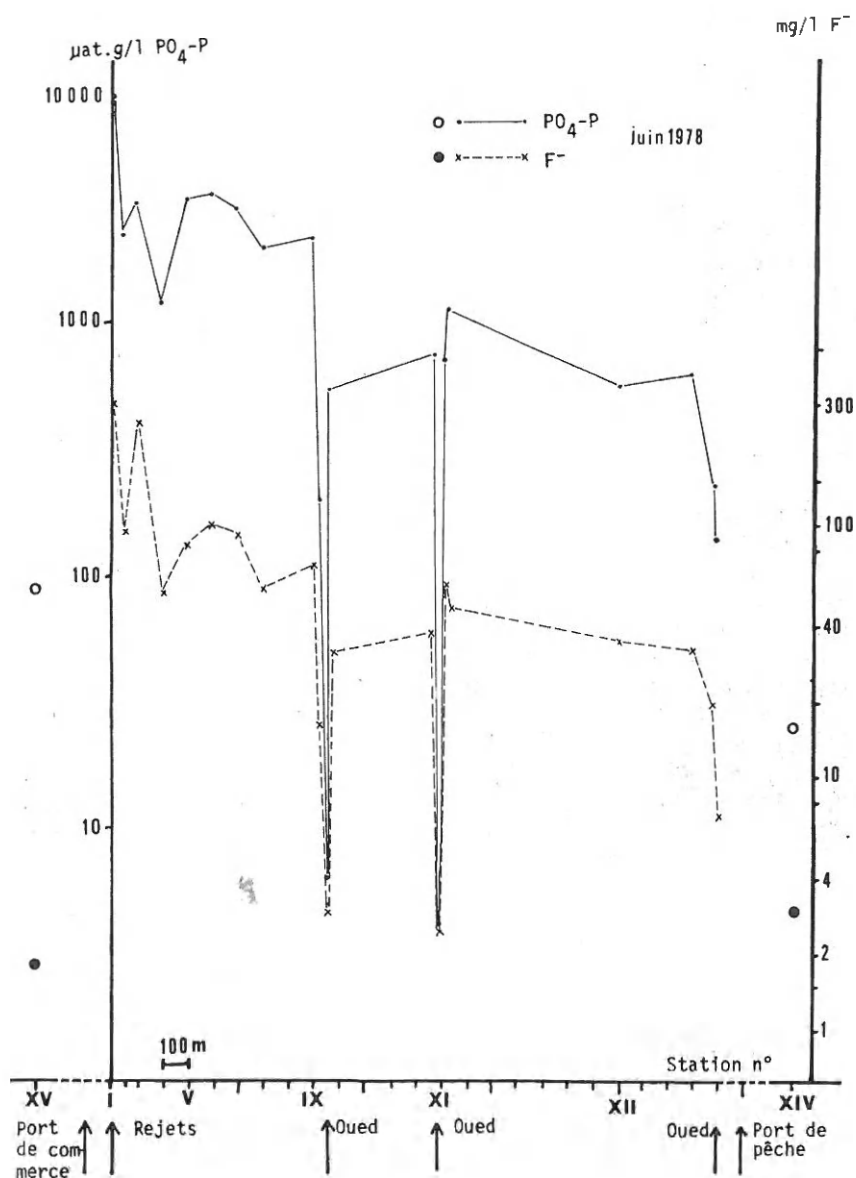


Fig. 19 : Variations des teneurs de l'eau, en phosphore minéral et en fluor ionique, au niveau de la zone de plage

donné pour l'effluent un pH de 2,0 à 3,5 et une teneur en fluor de 100 à 289 mg/l F^- ; ils ont constaté que l'étalement des eaux acides vers le large se fait jusqu'à une distance de 25 à 100 m, alors que parallèlement au rivage, la neutralisation se produit à des distances comprises entre 200 et 500 m ; d'autre part, la concentration des ions fluor, à 500 m au large, a varié entre 0,75 et 2 mg/l. De 1964 à 1968, l'étendue de la zone polluée a sensiblement augmenté, ce que les auteurs ont attribué, en grande part, à la localisation du déversement à proximité du rivage, ce qui empêche la dilution et la dispersion des polluants ; ils ont proposé pour remédier à cette situation de prolonger en mer et vers le large la conduite d'évacuation.

Les mêmes remarques pourraient être formulées à propos des rejets dans le golfe de Gabès où la situation du milieu marin est plus profondément modifiée ; il ne s'agit pas seulement d'évacuation d'eaux résiduelles, comme c'est le cas pour la mer Noire, mais en plus, de grandes quantités de phosphogypse.

Taylor et al., (1977) ont étudié l'influence des rejets des usines de fabrication d'engrais phosphatés installées à Gdansk, dans le nord de la Pologne, sur la rivière « Martwa Wisła » débouchant dans la mer Baltique. Alors que dans le canal de décharge, le pH est de 6,9, la concentration en phosphate de 1 394 μ at. g/l $PO_4 - P$ et la teneur en fluor de 70 mg/l F^- , dans la rivière les phosphates augmentent de 2 à 91 fois et le fluor de 1,6 à 20 fois. En comparaison, la région de Gabès, et en particulier la zone de plage, subit une pollution beaucoup plus forte. Signalons aussi, que ces auteurs ont remarqué l'accroissement de la pollution entre les années 1971 et 1974 et l'eutrophisation des eaux d'une partie de la rivière.

En conclusion, la pollution en mer Noire et dans la rivière « Martwa Wisła », paraît moins prononcée que celle de la plage de Gabès et d'une partie de la zone marine correspondante. Ceci peut être expliqué par le fait que les rejets effectués à Gabès sont beaucoup plus polluants en raison de la présence du phosphogypse.

3. Sédiment

3.1. ANALYSE GRANULOMETRIQUE

Les sédiments des stations marines sont constitués de vase très fine ou de vase sableuse de couleur grisâtre. Cette tendance des fonds à l'envasement a déjà été constatée par Poizat (1970) dans son étude sur la sédimentologie du golfe de Gabès. En effet, cet auteur signale l'augmentation du pourcentage de la fraction fine au débouché des oueds de la région sud du golfe où le mode est calme par suite de la situation géographique à l'abri de l'île Jerba et note l'extension des zones envasées à la limite inférieure de l'herbier des Posidonies ; cet important envasement concerne aussi les herbiers à proximité immédiate du littoral de Gabès et l'auteur conclut que l'hydrodynamisme modéré dans l'ensemble du golfe de Gabès représente la cause majeure de cette progression de l'envasement.

En ce qui concerne les stations de plage, les caractéristiques granulométriques des sables sont regroupées dans le tableau 19 et représentées dans la figure 20.

Sur la plus grande partie de la plage, le sable est presque de même grossièreté, les médianes des divers échantillons étant comprises entre 0,18 et 0,24 et le mode est de 0,125 mm. Cependant, entre les stations IX et XI, la grossièreté du matériel sédimentaire augmente sensiblement et atteint son maximum à la station X où la médiane s'élève à 0,62 et le mode devient égal à

0,4 mm. La figure 20 illustre nettement cette différence de grossièreté qui se manifeste dans les trois stations précitées. En effet, la courbe cumulative représentant le sédiment de la station X se trouve nettement du côté des grandes classes de taille. Les courbes correspondant aux stations IX et XI se trouvent, par contre, légèrement en dehors du spectre granulométrique relatif à l'ensemble de la plage, ce qui pourrait s'expliquer par l'arrivée d'un petit oued à proximité de la station X (à 850 m du rejet) qui entraîne les particules sédimentaires fines et cause par conséquent l'augmentation de la fraction grossière. Nous avons constaté, aussi, l'abondance, à ce niveau de valves et de fractions de valves de *Donax* qui constituent un apport de particules grossières.

Ces sables sont très bien classés, leur indice de Trask étant compris entre 0,64 et 0,90, et ils appartiennent à la catégorie des sables moyens à fins (sables moyens : 0,5 à 0,2 mm, sables fins : 0,2 à 0,05 mm).

Enfin, nous remarquons une nette concordance entre les résultats exposés ici et ceux obtenus au mois de mai 1977, mis à part les sédiments des stations IX, X et XI qui se sont montrés plus grossiers. Le matériel fin du résidu de phosphogypse est entraîné, grâce aux mouvements des eaux, un peu vers le large, et ne peut ainsi modifier la structure granulométrique du sédiment de la plage.

TABLEAU 19

Caractéristiques granulométriques des échantillons de sédiment

(Q₁ = premier quartile ; Q₃ = troisième quartile ;
Md = médiane ; So = indice de Trask)

Station n°	Caractéristiques granulométriques			
	Q ₁ (mm)	Q ₃ (mm)	Md (mm)	So
I	0,23	0,17	0,20	0,86
II	0,22	0,18	0,20	0,90
III	0,30	0,17	0,21	0,75
IV	0,21	0,16	0,18	0,87
V	0,20	0,16	0,18	0,89
VI	0,22	0,17	0,19	0,88
VII	0,21	0,16	0,18	0,87
VIII	0,22	0,17	0,20	0,88
IX	0,47	0,21	0,26	0,67
X	0,78	0,33	0,62	0,65
XI	0,54	0,22	0,27	0,64
XII	0,24	0,16	0,20	0,82
XIII	0,30	0,17	0,22	0,75
XIV	0,28	0,21	0,24	0,87
XV	0,22	0,14	0,18	0,80

3.2. PHOSPHATE TOTAL (PO₄ — P) DANS LE SÉDIMENT

En mer (tabl. 20, fig. 21), deux zones peuvent être distinguées :

— une zone à recouvrement épais en phosphogypse où les sédiments sont assez fortement enrichis en phosphate ; elle comprend les stations 64 et 14 ayant des concentrations respectives en phosphate de 5 650 et 6 650 µg PO₄ — P/g ;

TABLEAU 20

Teneurs du phosphate total dan les sédiments marins

Station n°	$\mu\text{g PO}_4 - \text{P/g}$ sédiment	Station n°	$\mu\text{g PO}_4 - \text{P/g}$ sédiment
1	350	33	405
3	475	36	390
5	325	38	240
6	570	39	580
7	440	40	385
8	410	43	225
10	385	45	585
12	255	47	290
13	255	48	810
14	6 650	49	440
15	730	50	590
16	775	51	525
17	370	55	550
18	505	57	725
19	415	58	560
20	325	59	475
22	295	60	590
24	260	61	590
25	330	62	590
27	360	63	585
29	340	64	5 650
30	510	65	390
31	730	66	305

— une zone de dépôt latéral moins épais où les quantités de phosphate varient de 730 à 810 $\mu\text{g PO}_4 - \text{P/g}$ de sédiment ; malgré une baisse sensible, les teneurs enregistrées à ce niveau révèlent une contamination certaine des sédiments, par les rejets de phosphogypse ; ce dépôt latéral, en plus de son extension dans l'axe des rejets, semble aussi s'écouler, parallèlement au rivage, suivant la direction sud (les stations 48 et 57 ont des teneurs respectives en phosphate de 810 et 725 $\mu\text{g PO}_4 - \text{P/g}$).

Le dépôt de phosphogypse sur les fonds de l'ensemble de ces deux zones (mis à part les stations 48 et 57) a eu pour effet la destruction de la vie benthique, les dragages effectués n'ayant ramené aucun organisme vivant. Par ailleurs, au cours de plongées effectuées en janvier 1978, des poissons morts ont été observés sur ces fonds.

Les sédiments des stations de plage (tabl. 21, fig. 22) sont assez fortement contaminés par les dépôts de phosphogypse et ont une coloration noirâtre assez nette. La teneur en phosphate total s'élève dans la station I à 15 500 $\mu\text{g PO}_4 - \text{P/g}$ de sédiment et demeure, sur une distance de 200 m, supérieure à 10 000 $\mu\text{g/g}$. A la station XIII située à proximité du port de pêche, cette teneur atteint 950 $\mu\text{g PO}_4 - \text{P/g}$ de sédiment ; ce qui représente toujours un taux assez élevé. Aux stations XIV et XV, situées de part et d'autre de cette plage, et pouvant donc servir de références, les teneurs de sédiments en phosphate total sont beaucoup plus faibles (290 et 190 $\mu\text{g PO}_4 - \text{P/g}$ de sédiment).

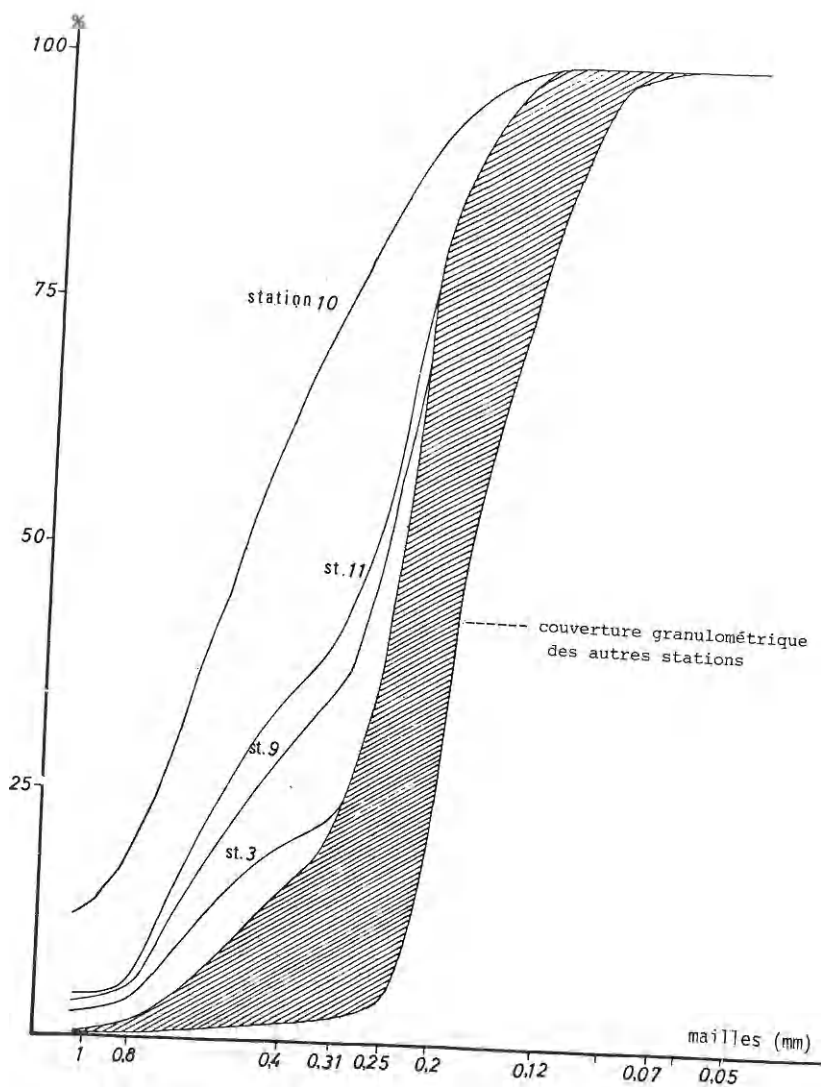


Fig. 20 : Granulométrie des sables de plage : courbes cumulatives

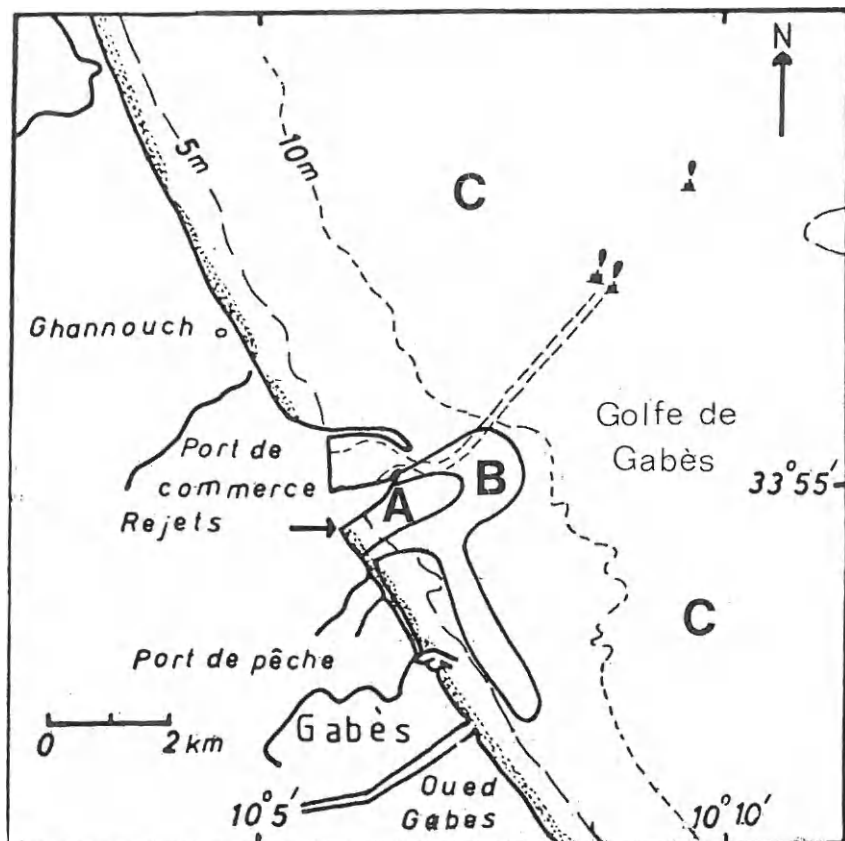


Fig. 21 : Distribution des teneurs du phosphate total dans les sédiments marins
 A : plus de 5 500 $\mu\text{g PO}_4$ — P/g sédiment ;
 B : 730 à 810 $\mu\text{g PO}_4$ — P/g sédiment
 C : moins de 600 $\mu\text{g PO}_4$ — P/g sédiment

Au mois de mai 1977, les analyses effectuées ont donné des concentrations comprises entre 6 420 et 660 $\mu\text{g PO}_4$ — P/g de sédiment. La détérioration de la qualité des sables de cette zone, entre les deux périodes (mai 1977 et juin 1978), est évidente.

TABEAU 21

Teneur en phosphate total dans les sédiments de la plage

Station n°	$\mu\text{g PO}_4$ — P/g sédiment	Station n°	$\mu\text{g PO}_4$ — P/g sédiment
I	15 500	IX	3 175
II	14 400	X	2 050
III	14 400	XI	1 065
IV	11 100	XII	870
V	9 800	XIII	950
VI	7 625	XIV	290
VII	3 700	XV	190
VIII	3 850		

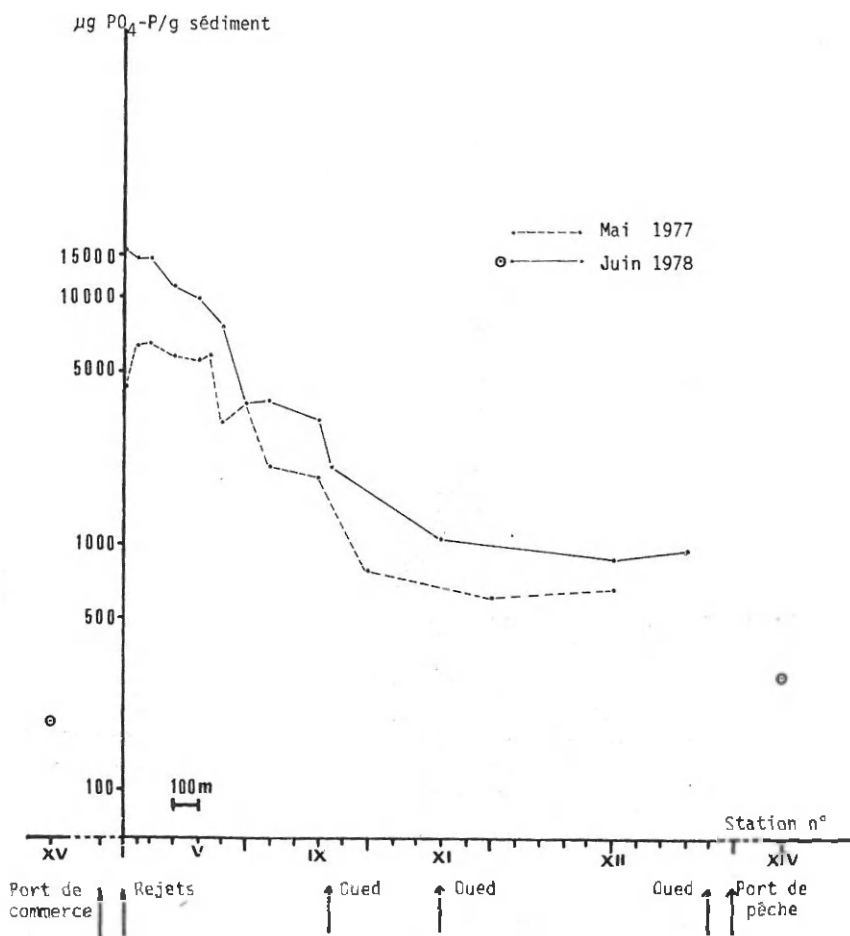


Fig. 22 : Variations des teneurs des sédiments de la plage en phosphate total

4. Vie benthique

Dans le golfe de Gabès, les peuplements benthiques superficiels de la zone côtière se présentent, dans les conditions normales, de façon assez homogène. A la plage sableuse en pente douce fait suite une communauté de sables fins peuplés en particulier par le Pélécypode *Donax trunculus* et qui, jusqu'à une profondeur de 1,50 à 2 mètres, forme une bande assez étroite parallèle au rivage. Les fonds qui lui succèdent sont occupés par un mélange d'herbier de *Posidonia oceanica* et de pelouse à *Caulerpa prolifera*. La faune inféodée à cette couverture végétale est riche et diversifiée (cf. annexe). Les espèces les plus fréquentes et les plus représentatives sont le Pélécypode *Pinctada radiata*, très abondant, les Echinodermes *Paracentrotus lividus*, *Holothuria tubulosa* et *Ophiomyxa pentagona*, les Gastéropodes *Murex trunculus*, *Cerithium vulgatum* et *Gibbula umbilicaris* et les Décapodes *Pilumnus hirtellus*, *Labrus angulifrons* et *Paguristes oculatus*. On y trouve également l'algue *Codium bursa*, les Gastéropodes *Euthria cornea* et *Conus mediterraneus*, les Pélécypodes *Venericardia antiquata* et *Venus verrucosa*, le Sipuncle *Sipunculus nudus*, les Décapodes *Ethusa mascarone*, *Ilia nucleus* et *Upogebia littoralis* ainsi que le Polychète *Pontogenia chrysocoma*.

L'herbier de Posidonies qui occupait autrefois, dans le golfe de Gabès, de grandes superficies s'étendant jusqu'à — 30 m (Le Danois, 1925) est de nos jours en régression, laissant place à une extension de la Chlorophycée *Caulerpa prolifera*. De Gaillande (1970), et Ktari-Chakroun et Azouz (1971) ont fixé la limite inférieure de cet herbier à la profondeur de — 15 m, la pelouse à *Caulerpes* lui succédant, sans séparation bien nette entre les deux ensembles, jusqu'à environ — 35 m. Parmi les facteurs responsables de la dégradation des Posidonies, De Gaillande (1970) insiste, d'une part, sur l'envasement progressif des fonds du golfe de Gabès et, d'autre part, sur l'encroûtement de la tige des plants par des algues calcaires comme *Peyssonnelia polymorpha*, encroûtement qui empêche le développement printanier du bourgeon terminal et cause ainsi la mort de la plante. Le même auteur signale la présence de quelques rares plants de Posidonies en dessous de 20 m de profondeur ce qui témoigne, d'après lui, de la régression de cet herbier.

Cette dégradation de l'herbier se poursuit actuellement de façon naturelle mais semble localement accentuée par les rejets industriels qui ont constitué, dans la zone de déversement, un cône de déjection sous-marin couvrant une superficie de 230 hectares (2,3 km²) et s'étalant au large jusqu'à une distance de 3 km. Toute vie a disparu de ce secteur dont le fond est totalement recouvert d'un dépôt noirâtre très fin. Au large de cette zone azoïque ou zone de pollution maximale, par suite de l'envasement et de l'augmentation de la turbidité des eaux, les Posidonies, plantes photophiles, ont disparu. L'extension ancienne de l'herbier peut être décelée par la présence de débris morts de rhizomes en place sous un sédiment envasé ; par contre, les *Caulerpes* et la faune présentent une vitalité normale (fig. 23).

Une telle régression de l'herbier de Posidonies, par suite de l'augmentation de la turbidité des eaux due à la pollution est également signalée dans le golfe de Marseille (Pérès, 1977). Cet auteur rappelle le rôle principal que tient l'herbier de Posidonies dans l'équilibre écologique de la vie marine et souligne que tout préjudice qui lui est porté, aura des effets néfastes sur l'ensemble du plateau continental. En ce sens, il considère l'altération de l'herbier de Posidonies comme l'une des causes de l'appauvrissement très marqué du plateau continental français de Méditerranée.

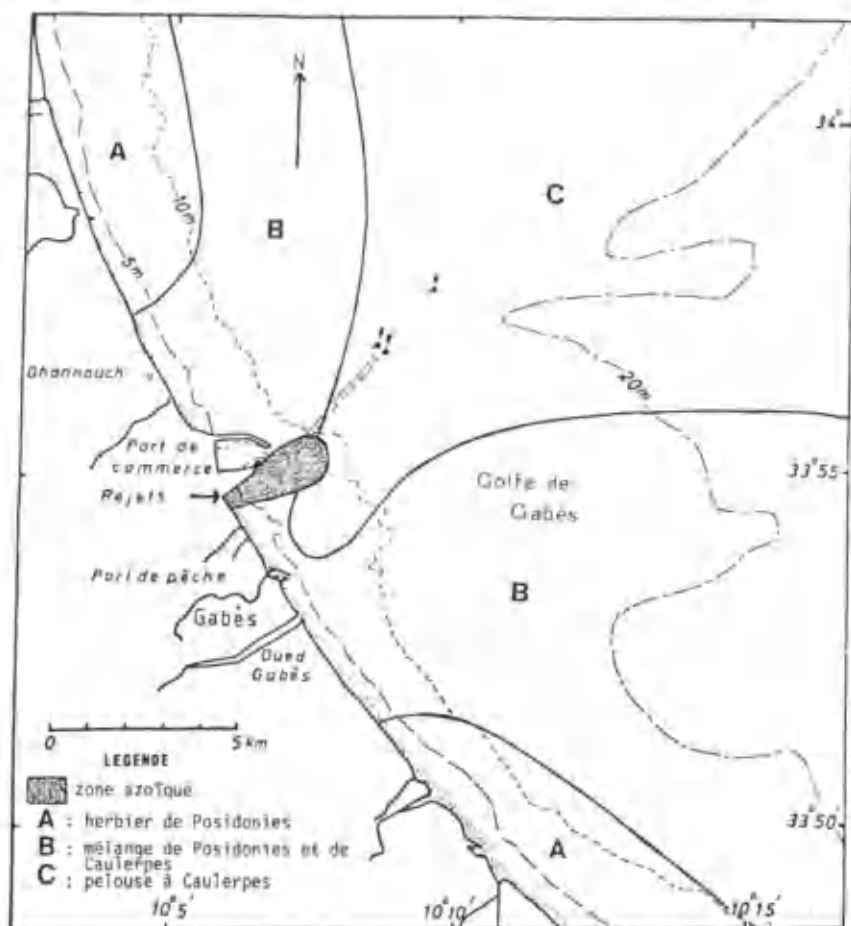


Fig. 23 : Délimitation des biocénoses et des fonds recouverts de phosphogypse

Ces constatations sont à rapprocher de celles de Maggi *et al.* (1977) mettant en évidence la réduction des tailles moyennes des feuilles des Posidonies au voisinage des rejets d'effluents urbains dans le golfe de Giens (Var). Ces auteurs supposent que l'accroissement de la turbidité de l'eau et le dépôt de particules fines sur les feuilles, entre autres, forment un écran à la pénétration de la lumière et réduisent ainsi la photosynthèse et, par conséquent, la vitalité de l'herbier.

En ce qui concerne l'effet des dépôts de phosphogypse, Taylor *et al.* (1977), dans leur étude sur les rejets effectués dans la rivière « Martwa Wisla » constatent la disparition de la vie benthique dans la zone de déversement. Ces perturbations sont attribuées à l'accumulation du phosphogypse sur le fond, aux fortes concentrations de l'eau en fluor et au déficit en oxygène causé par l'abondance des matières organiques.

Au niveau de la frange côtière du golfe de Gabès (estran et infralittoral supérieur), aucun organisme macrobenthique n'est présent jusqu'à une distance de 300 m des effluents ; apparaissent ensuite quelques Polychètes puis, à partir de 600 m, des Pélécy-podes (*Donax trunculus*) et Isopodes (*Eurydice sp*) mais en faible quantité ; leur nombre ne s'accroît qu'à 1 500 m du lieu de rejet.

A la lumière de nos résultats, il semble que les rejets industriels affectent d'une manière notable la vie benthique dans le milieu marin récepteur. Le phosphogypse évacué en mer s'est déposé, grâce au calme hydrodynamique de la région, sur une grande surface en y rendant toute vie impossible. Les matières organiques qui flottent à la surface de l'eau, en augmentant la turbidité de celle-ci, réduisent considérablement la pénétration de la lumière dans les masses d'eau. Ces effets, ajoutés à l'envasement constaté dans le golfe de Gabès, sont responsables de la dégradation et de la régression de l'herbier de Posidonies, qui joue un rôle essentiel dans l'équilibre du plateau continental.

CONCLUSIONS

Le golfe de Gabès, de part l'étendue de son plateau continental et la richesse de ses ressources halieutiques, offre de grandes possibilités pour la pêche et présente donc un intérêt économique important. Les recherches océanographiques et biologiques dont il a fait l'objet permettent de retenir, comme principales caractéristiques hydrologiques, l'importance des marées, surtout celles de vives-eaux, les salinités élevées de la zone littorale (presque toujours supérieures à 38 ‰) et l'éloignement du courant atlantique. Du point de vue sédimentologique, il a été constaté un envasement progressif des fonds par suite d'un régime hydrodynamique modéré.

Les industries chimiques établies à Ghannouch, et en particulier celles traitant le minerai de phosphate pour la fabrication de l'acide phosphorique et des engrais, rejettent dans le milieu marin des quantités importantes d'eaux résiduelles chargées de phosphogypse. Ces effluents sont fortement acides et très riches en phosphate et en fluor (dans la bouillie phosphogypseuse, le pH est de 2,75 et les concentrations en phosphate et en fluor atteignent respectivement 73 400 μat . $\text{g/l PO}_4 - \text{P}$ et 2 065 mg/l F^-).

La circulation des eaux dans la zone de déversement étant faible, la diffusion des polluants se trouve ainsi défavorisée. D'autre part, les courants de marée parallèles à la côte et les vents dominants, de secteur est et nord-est

pendant une grande partie de l'année, provoquent l'accumulation des rejets au niveau de la zone littorale côtière : ce qui pourrait menacer l'équilibre biologique et écologique de l'ensemble du golfe de Gabès.

Afin d'évaluer les modifications apportées au milieu marin par ces rejets, nous avons réalisé deux séries de prospections. En 1977, deux campagnes préliminaires ont porté, l'une (avril 1977) sur la baie où sont rejetés les résidus, la deuxième (mai 1977) sur la zone de plage comprise entre les deux ports de Gabès. Diverses perturbations ont pu être constatées : augmentation de la turbidité de l'eau, enrichissement excessif du milieu en phosphate inorganique, déséquilibre du rapport N/P et destruction des peuplements benthiques sur une superficie importante par les dépôts de phosphogypse. Les travaux effectués en mai et juin 1978 ont permis de compléter ces observations préliminaires tout en précisant l'étendue des perturbations dues aux principales sources de pollution : fluor, acidité excessive et phosphore minéral.

Les analyses de l'eau de mer permettent de constater la forte accumulation des matières polluantes au niveau de la plage et leur dilution progressive avec l'éloignement de la source de pollution.

Les eaux de la plage comprise entre les deux ports de Gabès sont devenues très acides, leur pH étant inférieur à 4 jusqu'à 700 m et à 5 jusqu'à 900 m des rejets ; celui-ci demeure ensuite au dessous de 7,1 sur toute la longueur de la plage (2,5 km) où il doit sa relative augmentation à la présence de trois oueds. En mer, l'effet tampon de l'eau de mer limite cette acidification et le pH se régularise rapidement en surface (pH de 8,25 à 600 m des rejets), un peu plus lentement en profondeur (pH de 7,30 à 400 m et 7,95 et 1 600 m).

En ce qui concerne le phosphore minéral ses teneurs atteignent, au niveau de la zone de plage, des valeurs extrêmement élevées avec un gradient de 571 à 8 350 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$; elles sont, environ 100 fois plus fortes que celles notées en mai 1977 (88 à 4 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$) ; les eaux de la zone balnéaire (station XIV) sont également fortement chargées en phosphates (25,20 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$) et ceci malgré l'abri offert par le port de pêche. Au niveau de la région marine étudiée, seul le secteur situé au nord paraît peu chargé en phosphates (moins de 0,06 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$ en surface et de 0,09 au fond) ; le reste de la région prospectée es anormalement enrichie en phosphate inorganique avec des taux supérieurs à 1 $\mu\text{at. g/l}$ sur 17 km environ à partir du point de rejet ; au niveau de la zone azoïque (zone de pollution maximale) qui s'étale au large jusqu'à une distance de 3 km, les concentrations en phosphate dépassent 30 $\mu\text{at. g/l PO}_4 - \text{P}$ et sont ainsi plus de 300 fois plus fortes que la normale ; ces taux atteignent à proximité immédiate des rejets (station 64) 60,4 $\mu\text{at. g/l}$ en surface et 103,6 $\mu\text{at. g/l}$ au fond. Cet enrichissement excessif en phosphates a pour conséquence le déséquilibre du rapport Nitrate/phosphate ; les valeurs de celui-ci sont presque toujours inférieures à 1 et beaucoup plus faibles, par conséquent, que celles retenues pour la Méditerranée (2 à 23) ; ce n'est qu'à la station 6 située au nord du port de commerce dans une zone non affectée que ce rapport présente une valeur qui se rapproche des valeurs normales ($N/P = 4$ en surface).

Quant au fluor dont la teneur moyenne dans l'eau de mer est habituellement de l'ordre de 1 à 1,3 mg/l F^- , on constate qu'il atteint des valeurs très élevées en bordure de plage (gradient de 32,5 à 286 mg/l) ; des baisses très localisées étant seulement constatées aux débouchés des petits cours d'eau ; en dehors des deux ports le taux en fluor ionique baisse considérablement mais demeure tout de même au-dessus des valeurs habituelles (2,99 mg/l F^- à la station XIV et 1,85 à la station XV). En mer, les teneurs dépassent 3 mg/l

dans la zone azoïque et atteignent 11,5 mg/l à proximité des rejets : elles décroissent ensuite selon des ceintures concentriques, mais restent toujours supérieures à 1,3 mg/l F^- (jusqu'à 6 km au large dans l'axe de l'écoulement). L'extension vers le large de la contamination par le fluor ionique est beaucoup plus réduite que celle du phosphore minéral.

Le fluor rejeté par les industries chimiques se présente essentiellement sous la forme de fluosilicates de sodium (Na_2SiF_6) qui, dans l'eau de mer, peut partiellement se dissocier pour libérer l'ion F^- . Dans cette étude, seul le fluor ionique (F^-) a été dosé. Les chiffres obtenus ne reflètent pas par conséquent les taux de fluor total dans la zone considérée ; cependant, il nous paraît utile de rappeler que le fluor est nuisible pour les organismes lorsqu'il se trouve à l'état d'ions fluorure (Wright et Davison, 1975 ; Wright, 1977).

Les masses d'eau marine affectées par le phosphore minéral et le fluor ionique sont, en fonction de la topographie du site des rejets, de l'action des vents dominants et des courants de marée, localisées sur la plage et étalées suivant les directions est, nord-est et sud-est alors que le secteur nord reste non affecté.

Les sables de la plage ont acquis une coloration noirâtre très nette et subi une forte contamination par les phosphates : entre les deux ports, les sédiments contiennent de 15 500 à 950 μg de phosphate total par g de sédiment, donc des taux de 1,5 à 4 fois plus élevés que ceux constatés en mai 1977 ; les plages de Gabès et de Ghannouch situées respectivement de part et d'autre de la zone polluée ont des teneurs de 190 à 290 $\mu g PO_4 - P/g$. Au niveau de cette frange médiolittorale, la faune benthique est très pauvre et la plage est complètement dépourvue d'animaux jusqu'à 300 m des rejets. Cet appauvrissement net de la faune n'est pas en relation directe avec le dépôt lui-même de phosphogypse puisque le sédiment de la plage est un sable moyen à fin, de mode égal à 0,125 mm, très bien classé et dont la teneur en fraction fine n'atteint pas 1 %, mais il semble dépendre de l'abaissement très net du pH, de la forte contamination de l'eau par le fluor ionique et le phosphore minéral et de l'abondance des matières organiques : celles-ci forment une pellicule moussante qui confère à l'eau une coloration noirâtre et qui se dépose à marée haute dans les niveaux supérieurs de l'estran, sur 600 m de plage.

Les résidus de phosphogypse rejetés par les industries chimiques constituent, en raison de la topographie de la digue du port de commerce et de la faible turbulence des eaux, un cône de déjection sous-marin couvrant une superficie de 230 hectares (2,3 km²) et s'étalant au large jusqu'à une distance de 3 km. Les teneurs en phosphate total dans les sédiments permettent de distinguer dans cette région une zone de recouvrement épais en phosphogypse (où le phosphate total dépasse 5 000 $\mu g PO_4 - P/g$ de sédiment) et une zone de dépôt latéral moins épais où les quantités de phosphate varient de 730 à 810 $\mu g/g$. Le dépôt sur l'ensemble de ce secteur est noirâtre et très fin, preuve d'un enrichissement des sédiments en matières organiques, en plus de leur contamination massive par les phosphates. Toute vie benthique a disparu de ces superficies et des poissons morts y ont été observés en plongée.

Les fonds côtiers du golfe de Gabès sont occupés par un peuplement à faune riche et diversifiée et constitué d'un mélange d'herbier de *Posidonia oceanica* et de pelouse à *Caulerpa prolifera*. Dès 1970, De Gaillande a montré que l'herbier qui, autrefois, s'étendait jusqu'à — 30 m de profondeur, se limitait à — 15 m par suite d'une régression naturelle due à l'envasement progressif. Nos observations montrent que cette régression se poursuit encore, car sur les fonds même de l'herbier de Posidonies, les Caulerpes sont

devenues aujourd'hui très abondantes. Au niveau de la région de Ghannouch, les grandes quantités de phosphogypse rejetées accélèrent ce processus d'envasement tout en freinant l'activité photosynthétique des Posidonies par augmentation de la turbidité. Dans ces conditions, il est à prévoir et à craindre une dégradation voire une disparition de l'herbier.

Les modifications apportées au milieu marin, dans le golfe de Gabès, sont plus profondes que celles constatées en mer Noire et en Pologne (rivière « Martwa Wisla ») ; dans ces deux derniers cas, les usines d'engrais phosphatés ne rejettent en mer que des eaux résiduaires mais pas de phosphogypse. On peut donc estimer que le stockage à terre de ce résidu gypseux atténuerait considérablement l'intensité de la pollution dans le golfe de Gabès.

BIBLIOGRAPHIE

- ALLAIN C., FURNESTIN M.L. et MAURIN C. (1966). — Essai de synthèse sur l'océanographie physique et biologique dans la zone d'influence du courant atlantique en Méditerranée sud et du Levant. *Comm. int. Explor. scient. Mer Médit.*, Schéma présenté à la conférence d'experts réunis à Split (4-11 déc. 1965) : 1-38.
- AZOUZA. (1973). — Les fonds chaurables de la région nord de la Tunisie. I. Cadre physique et biocoenoses benthiques. *Bull. Inst. natn. scient. tech. Océanogr. Pêche Salammbô*, 2 (4) : 473-563.
- BEAMISH R.J. (1972). — Lethal pH for the white Sucker *Catostomus commersoni* (Lacepède). *Trans. amer. Fish. Soc.*, 2 : 355-358.
- BENDSCHNEIDER K. and ROBINSON R.J. (1952). — A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. *J. mar. Res.*, 11 (1) : 87-96.
- CARRITT D.E. and CARPENTER J.H. (1966). — Comparison and evaluation of currently employed modifications of the Winkler method for determining dissolved oxygen in sea water. *J. mar. Res.*, 24 (3) : 286-318.
- COOPER L.H.N. (1937). — On the ratio of nitrogen to phosphorus in the sea. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 22 (1) : 177-182.
- COSTE B. et MINAS H.J. (1967). — Premières observations sur la distribution des taux de productivité et des concentrations en sels nutritifs des eaux de surface du golfe de Lion. *Cah. océanogr.*, 19 (5) : 417-429.
- F.A.O. (1975). — Manual of methods in aquatic environment research. Part. 1. Methods for detection, measurement and monitoring of water pollution. *F.A.O. Fish. tech. Pap.*, 137 : 1-238.
- GAILLANDE D. de (1970). — Peuplements benthiques de l'herbier de *Posidonia oceanica* (Delile), de la pelouse à *Caulerpa prolifera* Lamouroux et du large du golfe de Gabès. *Téthys*, 2 (2) : 373-384.
- IVANOFF A. (1972). — Introduction à l'océanographie. I. Propriétés physiques et chimiques des eaux de mer. Paris : Vuibert. 1-208.
- KNUDSEN M. (1901). — Hydrographical tables. Copenhagen : G.E.C. GAD ; London : Williams et Norgate. 1-63.
- KTARI-CHAKROUN F. et AZOUZA A. (1971). — Les fonds chaurables de la région sud-est de la Tunisie (golfe de Gabès). *Bull. Inst. natn. scient. tech. Océanogr. Pêche Salammbô*, 2 (1) : 5-47.
- MAGGIP., GRUETTY. et LASSUS P. (1977). — Influence de la pollution urbaine sur la vitalité des herbiers à Posidonies dans le golfe de Giens (Var.). *Science et Pêche*, 269 : 5-13.
- MC GILL D.A. (1965). — The relative supply of phosphate, nitrate and silicate in the Mediterranean sea. *Rapp. Proc. verb. Reun. Comm. int. Explor. scient. Mer Médit.*, 18 (3) : 737-744.
- MENDENEZ R. (1976). — Chronic effects of reduced pH on Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) J. *Fish. Res. Board Can.*, 33 (1) : 118-123.
- MURPHY J. and RILEY J.P. (1962). — A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. chem. Acta*, 27 : 31-36.
- NATIONAL INSTITUTE OF OCEANOGRAPHY OF GREAT BRITAIN - UNESCO (Ed.). (1973). — Tables océanographiques internationales 2 : 141.
- OXNER A. (1920). — Chloruration par la méthode de Knudsen. *Bull. Comm. int. Explor. Mer Médit.*, 3.
- PERES J.M. et DEVEZE L. (1963). — Océanographie biologique et biologie marine. II. La vie pélagique. Paris : P.U.F. 1-514.

- PERES J. M. (1977). — Utilité et importance de l'herbier de Posidonies en Méditerranée. *Bull. Off. nat. Pêche Tunisie*, 1 (1) : 3-8.
- POIZAT C. (1970). — Hydrodynamisme et sédimentation dans le golfe de Gabès. *Téthys*, 2 (1) : 267-296.
- RODIER J. (1975). — L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer ; tome 1. 5ème ed., Paris : Dunod. 1-629.
- SEURAT L. G. (1924). — Observations sur les limites, les faciès et les associations animales de l'étage intercotidal de la petite Syrte (Golfe de Gabès). *Bull. Stn océanogr. Salamm-bô*, 3 : 1-72, 2 Cartes.
- SOURNIA A. (1973). — La production primaire planctonique en Méditerranée. Essai de mise à jour. *Bull. Et. commun Médit.*, n° sp. 5 : 1-128.
- TAYLOR R., BOGACKA T., GROBA J., MAJEWSKI A., (1977). — Effect of wastes from phosphatic fertilizers production on the Marrwa Wisla River. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 24 (1) : 155-175.
- VAICUMIL., CUTE E. (1964). — Preliminary physico-chemical investigations on the discharge of waste waters from a sulphuric acid and superphosphate factory into the Black sea. *Stud. Prot. Epur. Apel., Bucarest*, 5 : 95-112.
- VAICUMI L., GOIDEANU S., EMINOVICI A., CUTE E., (1968). — The influence of waste waters from a superphosphate and sulphuric acid factory on the sea in the discharge area. *Rev. int. Océanogr. méd.*, 12 : 49-61.
- WRIGHT D. A., DAVISON A. W. (1975). — The accumulation of fluoride by marine and intertidal animals. *Environ Pollut.*, 8 : 1-13.
- WRIGHT D. A. (1977). — Toxicity of fluoride to Brown Trout fry (*salmo trutta*). *Environ Pollut.*, 12 (1) : 57-62.

ANNEXE

Liste des espèces benthiques récoltées dans la zone prospectée

ALGUES

Caulerpa prolifera (Forsk.)
Lamouroux
Codium bursa (Linné) J. Agardh
Halimeda tuna Lamouroux (Ellis et
Solander)

PHANEROGAMES

Posidonia oceanica Delile

SPONGIAIRES

Ircinia variabilis (Schmidt) (1)

CNIDAIRES

Cladocora cespitosa Linné

ECHINODERMES

Asteridae

Asterina gibbosa Pennant
Astropecten bispinosus Otto
Echinaster sepositus Gray

Ophiuridae

Amphiura chiajei Forbes
Ophiomyxa pentagona Müller et Troschel
Ophiotrix fragilis Abildgaard

Holothuridae

Holothuria tubulosa Gmelin
Holothuria impatiens (Forsskal) (2)
Ludwigia planici (Brandt) (2)

Echinidae

Paracentrotus lividus Lamarck
Psammochinus microtuberculatus Blainville

MOLLUSQUES

Gastéropodes

Apporrhais pespelecani Linné
Cerithium vulgatum Bruguière
Chiton olivaceus Spengler
Clanculus corallinus Gmelin
Clanculus cruciatus (Linné)
Columbella rustica Linné
Coccus mediterraneus Bruguière
Euthria cornea Linné
Fissurella graeca Linné
Fusus syracusanus Linné
Gibbula umbilicaris (Linné)
Haliothis lamellosa Lamarck
Haminea navicula Da Costa
Murex brandaris Linné
Murex erinaceus Linné
Murex trunculus Linné
Natica hebraea Martyn
Phasianella pullus Linné
Trochus dubius Philippi
Trochus fanulum Gmelin
Turbo rugosus Linné

Pélécy-podes

Arca barbata Linné
Arca noe Linné
Cardita trapezia (Linné)
Cardium exiguum Gmelin
Cardium sp.
Corbula gibba Olivi
Donacilla cornea Poli
Donax trunculus Linné
Jagonia reticulata Poli
Meretrix rustis Poli
Modiola barbata Linné
Nucula nucleus Linné
Pecten glaber Linné
Pecten varius Linné
Pectunculus pilosus Linné
Pinctada radiata (Leach)

(1) dét. Dr. J. VACHELET.

(2) dét. Dr. J.P. REYS

Solen marginatus Pennant
Solenocurtus antiquatus Pulteney
Tapes pullastra var. *marmorata* Philippi
Tapes rhomboides Pennant
Tellina tenuis Da Costa
Venericardia antiquata Linné
Venus verrucosa Linné

Lumbriconereis sp
Nephtys sp
Vereis sp
Pontogenia chrysocoma (Claparède)

SIPUNCULIDES

Sipunculus nudus Linné

Scaphopodes

Dentalium lentalis Linné

CRUSTACEES

Décapodes

Callinassa sp
Oreonia vulgaris Milne Edwards
Eithusa mascarone Herbst
Inachus sp
Ilia nucleus Herbst
Lambrus angulifrons Latreille
Leander sp
Macropodia longirostris Fabricius
Maia verrucosa Milne Edwards
Pachygrapsus marmoratus Fabricius
Paguristes oculatus (Fabricius)
Pilumnus hirtellus (Linné)
Pisa gibbsi Leach
Pisa nodipes Leach
Portunus biguttatus Risso
Sicyonia carinata Olivi
Upogebia littoralis Risso

Isopodes

Cirolana borealis Lilljeb
Cymodoce truncata (Montagu)

POLYCHETES

Chaetopterus variopectatus (Renier)
Clymene palermitana Grube
Clymene sp
Eunice torquata Quatrefages
Eunice vitata (Delle Chiaje)
Eunice sp
Goniata enerita Audouin et Milne Edwards
Glycera alba Rathke
Glycera rousii Audouin et Milne Edwards
Glycera sp
Hermione hystrix Savigny

