

L'Oxygène Dissous dans une Lagune Eutrophisée à Salinité Variable (Etang de Berre; Méditerranée Nord-Occidentale) et dans les Eaux Douces et Marines Adjacentes

Marc Travers* and Ki-Tai Kim**

* Station Marine d'Endoume, r. Batterie-des-Lions, 13007 Marseille, France.

** Marine Science Institute, Yeungnam University, 632 Gyongsan, Korea.

北西地中海에 위치하며 염도변화가 심한 부영양화湖水 Etang de Berre와
隣接 淡水·海水의 溶存酸素量 研究

마크 트라베르* · 김 기태**

*프랑스 마르세이유 앙둠 해양연구소

**영남대학교 해양과학연구소

Abstract

Variations of dissolved oxygen were studied for two years in two brackish lakes, Etang de Berre and Etang de Vaïne related to the north-west Mediterranean Sea. The variations also were studied at the same time in nearby seawater, and in the four main tributaries of Etang de Berre.

The distributions of dissolved oxygen values and their spatio-temporal variations were well matched with the characteristics of the water masses in different environments.

The concentration of dissolved oxygen and the rate of oxygen saturation in seawater (Carry-le-Rouet) ranged from 5.0 to 6.0 ml. l⁻¹, and from 95 to 105%, respectively. The amount of dissolved oxygen in Etang de Berre oscillated between 0.17 and 11.43 ml. l⁻¹ with an average of 7.40 ml l⁻¹. The rate of oxygen saturation oscillated between 2.9 and 168.3%.

Annual values of the four tributaries are as follows (ml.l⁻¹ and %): Durance: 8.68 and 113.6; Arc: 6.87 and 95.3; Touloubre: 6.87 and 91.0; Durançole: 6.36 and 96.8

The data for the evolutions of dissolved oxygen in Etang de Berre on the period between 1965 and 1978 are presented. A rather good negative correlation links oxygen with temperatures.

요약: 北西地中海에 위치한 Etang de Berre와 이곳에 流入되는 4개 하천 및 이웃한 Carry-le-Rouet 海域에서, 1976년 12월부터 1978년 12월 까지 용존산소량의 농도와 포화도의 시공간적인 分布가 생태학적 한 요인으로서 조사·연구되었다.

INTRODUCTION

La valeur et les fluctuations de la teneur en oxygène dissous d'un milieu aquatique reflètent l'importance et l'évolution d'un ensemble d'influences conjuguées ou contradictoires.

Au niveau de l'interface eau-atmosphère les échanges tendent à ramener vers l'équilibre la concentration de l'oxygène

dissous dans l'eau. Or les teneurs à saturation varient en fonction des paramètres qui agissent sur la solubilité de l'oxygène, notamment la salinité et surtout la température. Il est donc indispensable de calculer le degré de saturation de l'eau en comparant les valeurs mesurées aux teneurs saturantes dans les conditions de température et de salinité observées.

Les fluctuations de ce taux de saturation

dépendent essentiellement du métabolisme gazeux des êtres vivants, qu'il s'agisse de production d'oxygène lors de la photosynthèse, ou de son utilisation par les divers organismes aérobies présents. Cette utilisation est sensiblement accrue par l'existence de polluants organiques (d'où son utilité comme indicateur de pollution) ou d'une impor-

tante production organique autochtone.

Tous ces facteurs jouent un rôle important dans l'étang de Berre (fig. 1). C'est en effet une lagune côtière peu profonde (moins de 7 m en moyenne et 10 m en maximum) et soumise à l'influence de vents souvent forts, alternant entre les secteurs NW et SE. Il en résulte une fréquente agitation super-

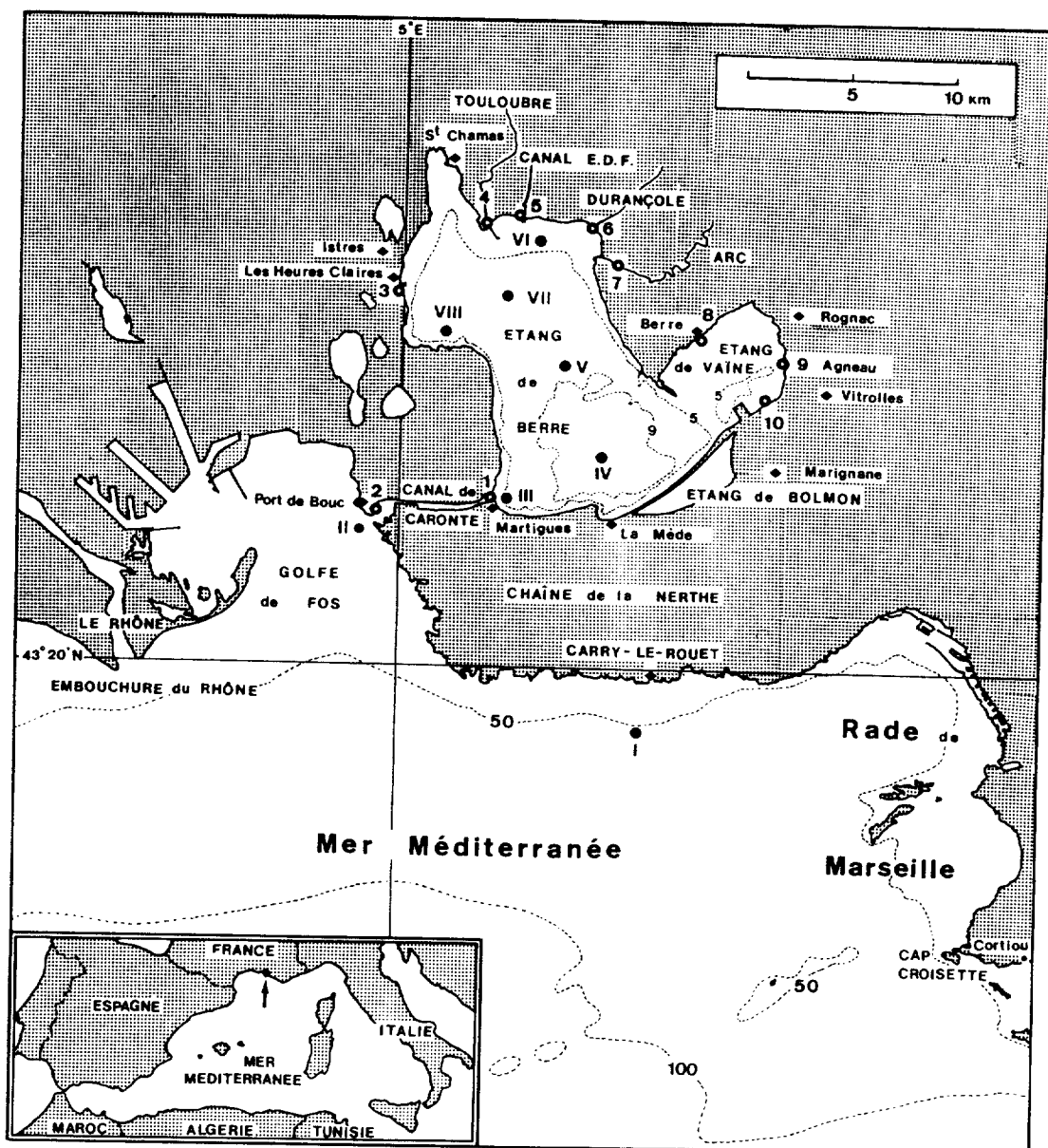


Fig. 1. Emplacement des stations de prélèvements.
Location of the stations.

ficielle et d'importantes variations de température (Kim, 1982).

La salinité est également très variable car, d'une part l'étang de Berre est relié en permanence avec la mer (37.5 à 38‰) par le canal de Caronte, profond de 9 m et d'autre part son affluent principal (canal E.D.F., fig. 1) a un débit très variable, entre 0 et 300 m³.s⁻¹, régulé par l'homme puisqu'il s'agit de la dérivation, pour la production d'électricité par l'Electricité de France (E.D.F.), du principal affluent du fleuve Rhône. Ainsi la salinité de l'étang de Berre varie-t-elle généralement, selon le lieu et la saison, entre 2 et 15‰, voire davantage au voisinage du fond.

La production photosynthétique est assez abondante dans l'étang de Berre proprement dit (Minas, 1976 a; Kim, 1983) et plus encore dans son annexe l'étang de Vaine (Kim et Travers, 1984), en particulier grâce aux apports massifs de nutriments par les affluents qui drainent des zones rurales où l'on pratique culture ou élevage intensifs (Kim et Travers, 1985 a, b).

Enfin les rives des étangs sont le siège d'un important développement urbain et économique du secteur secondaire depuis deux ou trois décennies, de sorte que des pollutions domestiques et industrielles viennent s'ajouter aux pollutions rurales préexistantes.

MATERIEL ET METHODES

18 stations ont été régulièrement visitées de décembre 1976 à décembre 1978, les unes au moyen d'un navire (st. I à VIII), les autres, très littorales, grâce à un véhicule terrestre (st. 1 à 10). Les caractéristiques de ces diverses stations ont été décrites en détail dans des publications antérieures (e.g. Kim, 1982 a, b; Kim et Travers, 1984). Leur localisation est indiquée sur la carte de la fig. 1. On voit que la plupart des stations sont situées en eau saumâtre, tandis que 4 concer-

nant les eaux douces, à l'embouchure des affluents principaux (st. 4 à 7) et que 2 autres se trouvent en mer, l'une en milieu typiquement marin (st. I), l'autre en milieu composite, marin en profondeur mais généralement très dessalé en surface (st. II). Les stations "littorales" (1-10) comportent seulement des mesures en surface; pour les autres, les niveaux de mesure apparaissent sur les figures, de même que les dates des mesures.

Dans tous les milieux la concentration d'oxygène dissous est mesurée par la méthode de Winkler. Les échantillons sont recueillis dans des flacons bruns normalisés de 250 ml et additionnés des réactifs immédiatement. Chaque échantillon est dosé par voie chimique, en utilisant une burette automatique Metrohm.

Les calculs des pourcentages de saturation d'oxygène dissous ont été effectués selon les tables océanographiques internationales (Anon., 1973).

RESULTATS

Oxygène Dissous de l'Etang de Berre

La répartition des valeurs de la teneur en oxygène ou du degré de saturation des eaux (fig. 2 à 9) montre une intrication des variations temporelles dues essentiellement à l'influence de la température et accessoirement à celle des vents et des variations spatiales surtout liées aux proportions d'eaux douces ou d'origine marine. En outre peuvent s'y ajouter les effets de l'activité variable des populations phototrophes.

Ces divers facteurs peuvent expliquer que les variations saisonnières de la teneur en oxygène ne présentent pas un schéma simple. On constate cependant des valeurs plus élevées pendant la saison froide que pendant la saison chaude ce qui dépend certainement de la température qui permet la dissolution d'une quantité supérieure de gaz. Au con-

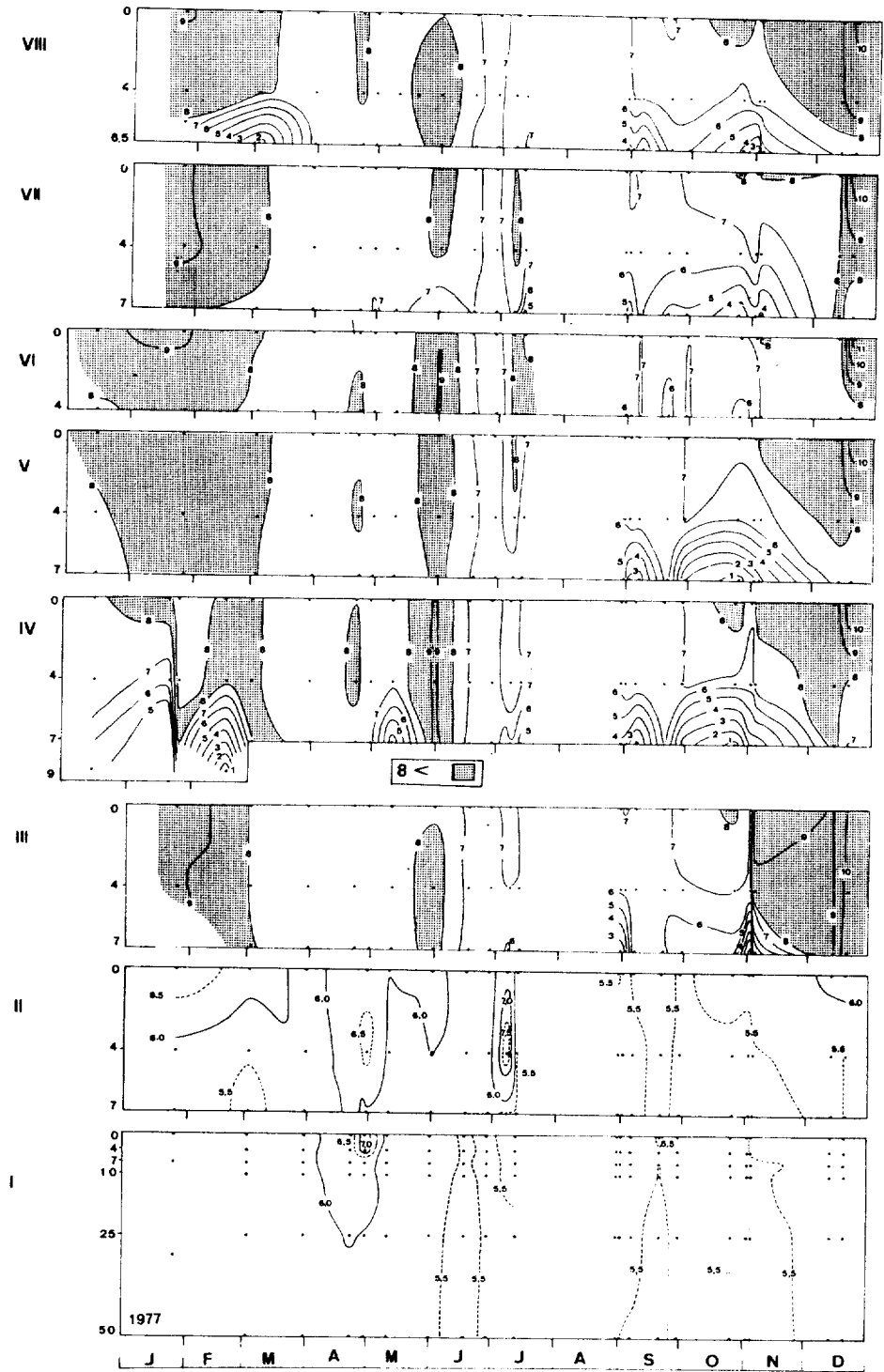


Fig. 2. Evolution annuelle de l'oxygène dissous (ml.l^{-1}) au cours de l'année 1977 aux stations VIII-I.
Annual evolution of dissolved oxygen (ml.l^{-1}) at stations VIII-I during 1977.

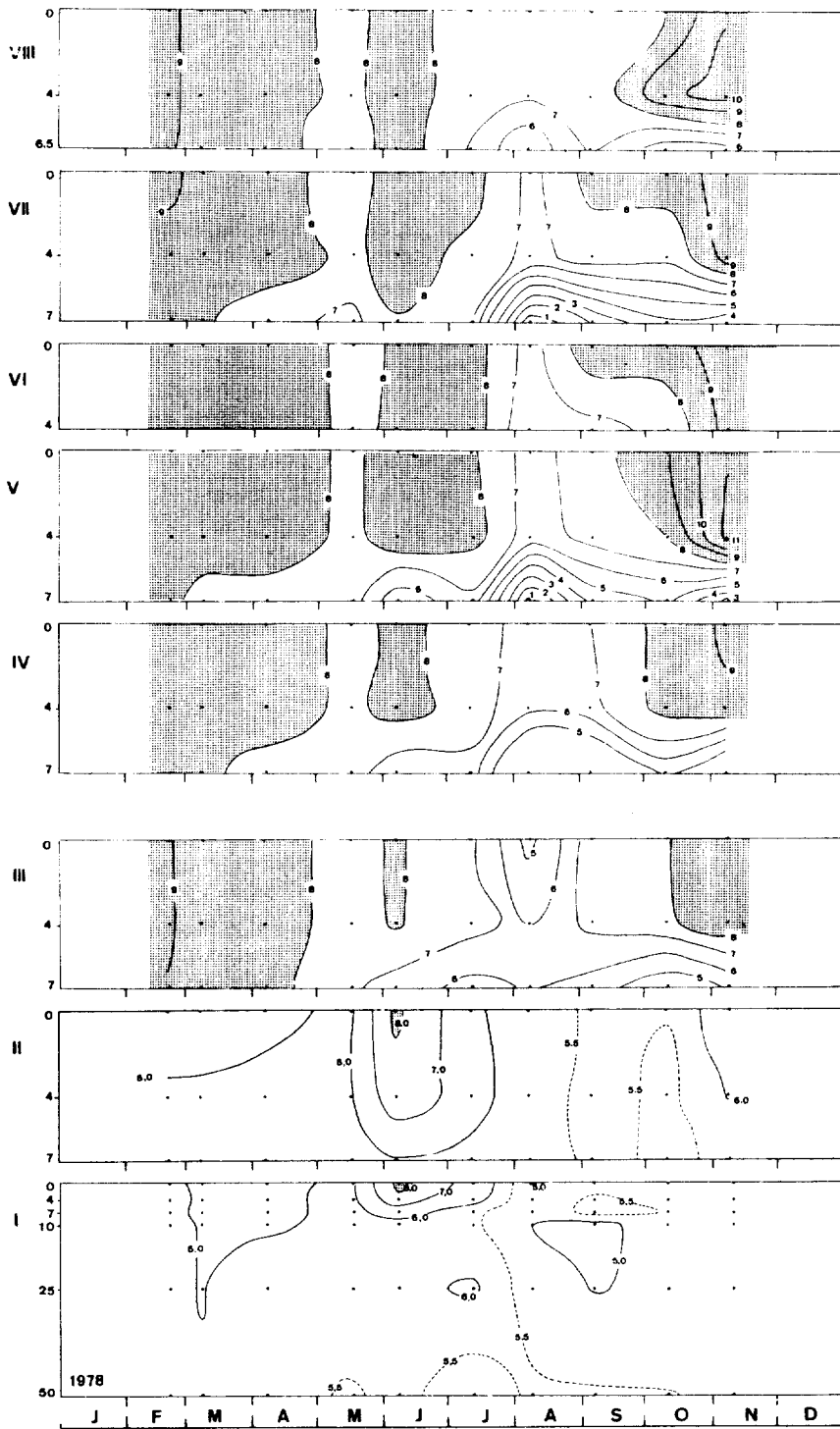


Fig. 3. Evolution annuelle de l'oxygène dissous (ml.l^{-1}) au cours de l'année 1978 aux stations VIII-I. Annual evolution of dissolved oxygen (ml.l^{-1}) at stations VIII-I during 1978.

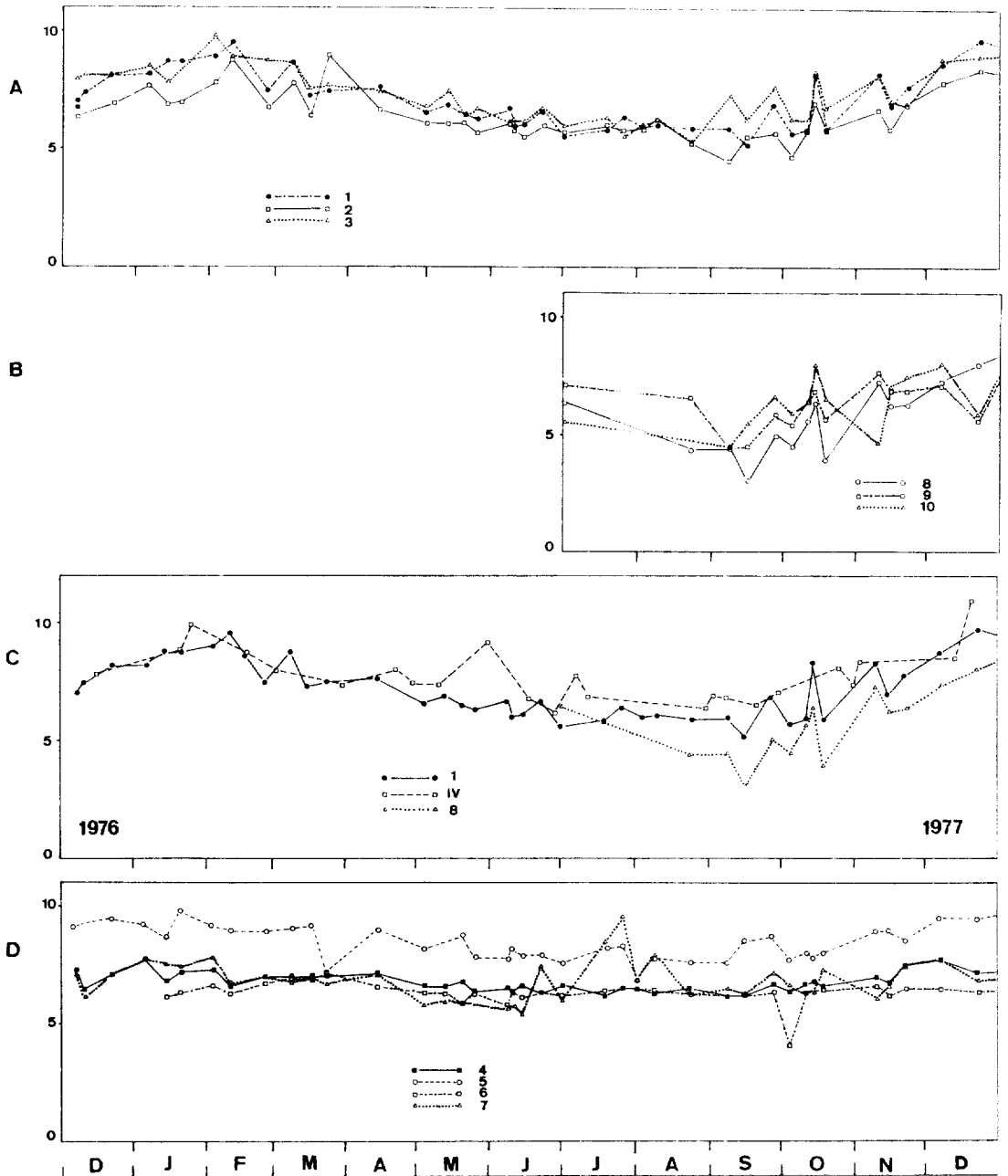


Fig. 4. Evolution annuelle de l'oxygène dissous (ml.l⁻¹) de surface de décembre 1976 à décembre 1977 aux stations: 1, 2 et 3(A); 8, 9 et 10(B); 1, IV et 8(C); 4, 5, 6 et 7(D).
Annual evolution of surface dissolved oxygen (ml.l⁻¹) at stations 1, 2 and 3(A); 8, 9 and 10(B); 1, IV and 8(C); 4, 5, 6 and 7(D) from December 1976 to December 1977.

traire, les teneurs élevées constatées en mai-juin 1977 et en juin 1978 sont à rattacher incontestablement au développement massif

du phytoplancton. De même, les sursaturations observées en automne, surtout en 1978, sont certainement liées à l'activité photosyn-

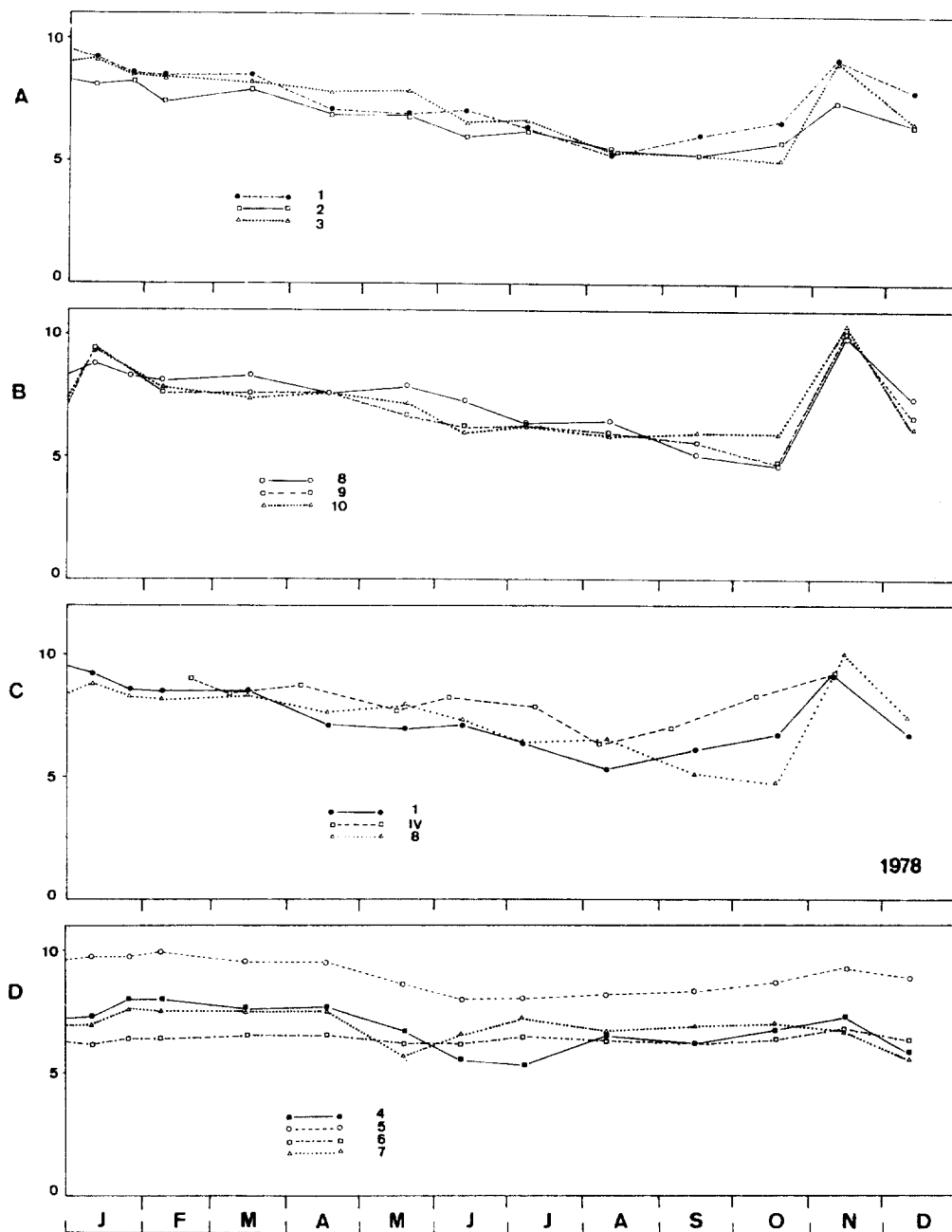


Fig. 5. Evolution annuelle de l'oxygène dissous (ml.l⁻¹) de surface en décembre 1978 aux stations: 1, 2 et 3(A); 8, 9 et 10(B); 1, IV et 8(C); 4, 5, 6 et 7(D).

Annual evolution of surface dissolved oxygen (ml.l⁻¹) at stations 1, 2 and 3(A); 8, 9 and 10(B); 1, IV and 8(C); 4, 5, 6 and 7(D) during 1978.

thétique. Remarquons que cette influence du phytoplancton est moins marquée dans le Nord de l'étang, en particulier à la station

VIII, où elle est partiellement suppléée par l'agitation des eaux provenant du canal de dérivation EDF.

A part les eaux profondes, il est rare de constater une sous-saturation en oxygène. Elle a cependant été observée quelquefois même en surface, comme à la fin de mars 1977 où elle concerne toutes les stations. Cette absence de saturation superficielle pourrait être due au fait que le film d'hydrocarbures qui recouvre l'étang, surtout par temps calme, l'empêche de recevoir de l'atmosphère l'oxygène qui remplacerait celui qui est utilisé pour dégrader la matière organique abondamment présente à toutes profondeurs.

Dans les eaux proches du fond, au contraire, il est très fréquent de rencontrer une forte hypoxie, voire une anoxie pratiquement totale. Encore les prélèvements n'étaient-ils jamais effectués tout-à-fait au niveau du fond, mais un peu au-dessus de celui-ci, à une distance dépassant même 2 m à la station IV, station la plus profonde.

De façon schématique, on peut dire que les eaux sont généralement sous-saturées à 7 m et sursaturées à 4 et 0 m. Il en résulte donc un gradient vertical des teneurs ou du degré de saturation, gradient qui a cependant une intensité très variable, plus ou moins liée aux saisons, depuis une quasi-homogénéité des valeurs jusqu'à des oxyclines très marquées.

Les teneurs extrêmes observées dans l'étang de Berre sont de 11,43 ml.l⁻¹ (st. VI, 0 m, 20 décembre 1977) et 0,17 ml.l⁻¹ (st. VII, 7 m, 7 août 1978). Quant aux valeurs extrêmes de saturation et sous-saturation, elles ont atteint 168,3% (st. V, 4 m, 7 novembre 1978) et 2,9% (st. VII, 7 m, 7 août 1978).

Les figures 2, 3, 6 et 7 montrent que les répartitions spatio-temporelles des valeurs se ressemblent beaucoup dans les stations VIII à III. On peut cependant déceler un faible gradient Nord-Sud, un peu plus apparent en 1978. Il est confirmé par les deux seules moyennes bisannuelles pondérées qui ont été calculées: l'une typique de la moitié Nord de l'étang; 7,56 ml.l⁻¹ à la station VII, l'autre concernant la moitié sud; 7,24 ml.l⁻¹ à la sta-

tion IV.

La comparaison des résultats moyens obtenus en surface aux stations 3 et 1 montrent aussi une très légère diminution de la teneur et de la saturation du Nord au Sud: respectivement de 7,31 à 7,25 ml.l⁻¹ et de 101,7 à 98,2%.

Les figures 4 C, 5 C, 8 C et 9 C montrent encore que les teneurs et surtout les pourcentages de saturation sont nettement plus élevés à la station IV qu'à la station 1.

Les valeurs s'abaissent encore au cours de la traversée du chenal de Caronte puisqu'on trouve seulement 6,62 ml.l⁻¹ et 97,6% à la station 2 (Port-de-Bouc). Quant aux variations saisonnières dans ces trois stations les figures 4 A et 5 A montrent qu'elles sont extrêmement voisines.

Les recherches sur l'oxygène dissous dans les eaux de l'étang de Berre n'ont commencé qu'assez récemment (Minas, 1961: Blanc et al., 1967). Il faut surtout mentionner la monographie concernant l'hydrologie et la production primaire de cet étang, réalisée par Minas (1973, 1976 a-d) et qui présente des résultats de mesures d'oxygène dissous effectuées pendant plusieurs années (1965-1969). Cet auteur a déjà décrit les changements intervenus pour ce paramètre à la suite de la dérivation des eaux de la Durance en 1966. Comme le montrent les tableaux 1 et 2, les valeurs mesurées en 1977 et 1978 s'intègrent assez bien, dans l'ensemble, avec celles obtenues par Minas au cours des années 1968 et 1969 (Minas, 1973, 1976 d) et plus récemment, en 1975 et 1976 (Minas, comm. pers.)

Oxygène Dissous de l'Étang de Vaïne

Les teneurs et saturations des 3 stations étudiées présentent (fig. 4 B, 5 B, 8 B et 9 B) des valeurs et des variations temporelles extrêmement comparables. L'évolution saisonnière ressemble à celle que l'on observe dans l'étang de Berre, mais elle est plus con-

Table 1. Evolution de la teneur en oxygène dissous en divers points de l'étang de Berre (S: en surface; F: près du fond).
Evolution of dissolved oxygen concentration at four stations (S: surface; F: near bottom).

Année	Sta.	J		P		M		A		J		O		N		D	
		S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F
1965	VII	-	-	-	-	-	-	6,4/5,8	7,1/6,6	5,7/4,3	-	5,8/5,0	6,2/5,6	-	-	-	6,2/6,2
	V	-	-	-	-	-	-	5,8/5,6	6,6/6,7	5,3/5,2	-	5,6/5,6	5,4/4,7	-	-	-	6,1/6,2
	IV	-	-	-	-	-	-	5,9/5,5	6,5/6,5	5,4/5,3	-	6,0/5,6	6,0/4,9	-	-	-	6,3/6,2
1966	VII	-	10,7/6,9	7,1/6,2	7,1/5,0	7,5/5,4	6,9/4,1	5,5/2,5	8,1/4,9	8,1/4,9	8,1/4,9	6,0/3,1	-	-	-	-	-
	V	-	9,9/7,1	7,3/6,8	6,8/4,7	7,4/5,8	6,6/2,9	6,3/8,0	7,6/3,6	7,6/3,6	7,6/3,6	6,4/4,1	-	-	-	-	-
	IV	-	10,4/8,1	7,3/6,3	6,6/6,2	7,5/7,2	7,0/3,2	6,3/6,2	8,0/4,1	8,0/4,1	8,0/4,1	6,3/5,0	-	-	-	-	-
1967	VII	9,6/3,8	9,3/8,7	7,8/7,1	6,9/5,8	9,0/5,8	6,5/4,7	5,7/2,8	5,5/4,9	7,8/6,8	6,8/4,2	7,3/5,6	8,3/7,3	-	-	-	-
	V	9,6/8,8	9,7,8,7	7,3/6,8	6,9/4,4	8,3/1,1	6,3/1,8	5,6/2,1	5,7/1,0	6,3/1,5	7,1/3,4	6,9/2,6	7,8/7,4	-	-	-	-
	IV	9,5/8,7	9,9/9,2	7,5/7,3	7,0/4,4	8,1/0,9	6,3/3,9	5,9/2,2	5,7/0,9	6,5/2,4	7,4/2,8	7,4/1,9	7,8/5,4	-	-	-	-
1968	VII	8,6/7,3	7,4/5,1	7,2/6,7	8,0/7,6	-	-	6,9/5,6	5,4/5,2	6,2/5,4	7,3/4,9	7,4/5,8	7,1/6,8	-	-	-	-
	V	8,1/7,8	7,3/1,2	7,2/4,2	8,2/0,9	-	-	6,8/1,6	5,1/0,0	6,3/0,0	6,1/0,0	-	-	-	-	-	-
	IV	8,6/5,9	7,3/3,4	7,2/5,5	8,1/4,1	-	-	6,8/2,4	5,5/1,6	6,5/0,0	7,4/1,1	7,5/0,0	7,4/2,4	-	-	-	-
1969	VII	9,1/7,8	8,9/8,1	7,6/7,6	7,7/8,0	6,9/6,9	7,8/4,2	6,6/3,6	5,7/0,0	6,6/4,9	7,7/4,9	-	-	-	-	-	-
	IV	8,4/1,6	8,6/7,3	8,9/1,8	9,4/3,4	7,3/0,0	7,6/3,0	7,1/3,9	7,0/0,0	7,3/0,0	9,3/0,0	-	-	-	-	-	-
1975	VII	-	-	-	-	-	-	7,6/1,2	-	-	8,0/5,0	-	-	-	-	-	-
	V	-	-	-	-	-	-	7,1/0,0	-	-	9,3/0,0	-	-	-	-	-	-
	IV	-	-	-	-	-	-	7,4/5,5	-	-	8,4/0,9	-	-	-	-	-	-
	III	-	-	-	-	-	-	7,4/4,1	-	-	8,9/1,7	-	-	-	-	-	-
1976	VII	-	9,1/7,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	V	-	9,2/6,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	IV	-	9,1/4,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,5/-
	III	-	9,0/7,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,9/5,9
1977	VII	9,1/8,2	-	7,8/7,6	7,7/7,7	7,8/6,8	6,9/6,5	7,8/6,0	6,4/5,5	7,0/5,0	8,1/3,2	7,9/4,2	9,3/7,8	-	-	-	-
	V	9,3/8,3	-	7,7/7,8	7,6/7,6	7,6/7,8	6,6/6,4	7,3/6,1	6,2/2,0	7,0/5,3	8,2/5,5	8,2/2,5	9,5/9,9	-	-	-	-
	IV	9,3/5,2	8,7/0,2	7,7/7,7	7,7/7,6	8,3/6,4	6,5/6,3	7,4/5,2	6,4/3,8	8,4/3,4	8,1/0,6	7,8/3,3	9,7/7,6	-	-	-	-
	III	9,8/-	8,6/-	7,7/7,7	7,6/7,5	8,0/7,7	6,6/6,6	7,7/6,6	5,2/4,4	6,8/3,3	7,0/0,5	7,8/2,3	9,6/7,4	-	-	-	-
1978	VII	-	9,4/8,2	8,5/8,1	8,6/7,5	7,7/6,7	8,3/7,9	8,4/7,1	6,7/0,2	8,0/2,0	8,6/3,9	9,3/3,1	-	-	-	-	-
	V	-	9,0/8,3	8,7/7,6	8,7/7,5	7,8/7,5	8,8/5,3	8,1/6,7	6,6/0,7	7,6/4,3	9,0/5,1	10,9/2,6	-	-	-	-	-
	IV	-	9,0/8,6	8,4/8,3	8,7/7,5	7,7/7,5	8,2/6,4	7,8/6,6	6,3/2,5	7,0/2,1	8,3/5,3	9,2/3,1	-	-	-	-	-
	III	8,9/-	9,1/9,0	8,5/8,3	8,4/8,4	7,7/7,2	8,1/6,6	7,3/5,7	4,7/6,1	7,5/5,6	7,9/4,1	8,9/5,1	-	-	-	-	-

trastée dans l'étang de Vaïne (cf. fig. 4, 5, 8 et 9). En hiver et au printemps, la répartition des valeurs est la plus homogène alors qu'en été et automne les différences entre stations et milieux s'accroissent, les teneurs en oxygène s'abaissent alors davantage dans l'étang de Vaïne que dans l'étang de Berre (moyennes annuelles générales des teneurs aux stations 8, 9 et 10: respectivement 7,08; 6,95 et 6,94 ml.l⁻¹, contre 7,31 et 7,25 aux stations 3 et 1). Il faut cependant tenir compte du fait que la station 8, en été, est la moins oxygénée des 3 stations étudiées dans l'étang de Vaïne.

La production photosynthétique, plus active dans l'étang de Vaïne (Kim 1983; Kim et Travers 1984) semble aller à l'encontre de cette différence estivale entre les étangs. Pour l'expliquer, il faut faire appel, d'une

part au calme relatif des eaux de l'étang de Vaïne, ainsi moins oxygénées en surface que celles de l'étang de Berre, et d'autre part, à une utilisation particulièrement intense d'oxygène pour la dégradation de la matière organique.

Quant à la saturation des eaux, en moyenne très comparable à celle des bords de l'étang de Berre (respectivement 101,0: 100,2 et 102,1% aux stations 8, 9 et 10), mais sans doute inférieure à celle du centre de l'étang, elle s'abaisse beaucoup en été également.

Oxygène Dissous des Eaux Douces

Les teneurs varient très peu au cours de l'année, bien que les valeurs hivernales dépassent un peu celles de l'été (fig. 4 D et 5

Table 2. Evolution de la saturation en oxygène dissous en divers points de l'étang de Berre (saturation exprimée en %; S: en surface; F: près du fond)

Evolution of dissolved oxygen saturation (%) at four stations (S: surfac; F: near bottom).

Année	Sta.	J		F		M		A		M		J		J		A		S		O		N		D	
		S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F	S/F
1965	VII	-	-	-	-	-	-	139/107	143/129	119/ 99	-	113/ 98	118/108	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	95/ 84	
	V	-	-	-	-	-	-	111/103	133/133	112/109	-	111/109	105/ 91	-	-	-	-	-	-	-	-	-	95/ 95		
	IV	-	-	-	-	-	-	105/101	130/122	114/111	-	118/111	116/ 95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	98/ 97		
1966	VII	-	161/100	111/ 97	111/ 80	129/ 82	122/ 73	97/ 45	-	-	-	151/ 89	99/ 58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	V	-	149/103	117/107	113/ 74	130/ 99	119/ 51	115/109	-	-	-	139/ 65	115/ 75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	IV	-	153/117	116/ 99	108/ 99	129/121	128/ 56	115/113	-	-	-	146/ 75	112/ 89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
1967	VII	111/105	115/111	105/100	102/ 86	153/ 98	118/ 85	110/ 56	109/ 97	147/127	121/ 78	113/ 93	101/ 96												
	V	113/104	124/110	102/ 96	99/ 88	140/ 19	113/ 33	111/ 40	114/ 19	121/ 28	148/ 87	112/ 45	100/ 98												
	IV	114/104	126/117	103/102	100/ 85	137/ 16	113/ 71	115/ 43	112/ 17	122/ 45	132/ 82	116/ 34	100/ 73												
1968	VII	103/ 93	96/ 72	101/ 96	131/121	-	-	128/100	94/ 95	101/ 96	119/ 73	102/ 86	95/ 95												
	V	101/101	100/ 18	102/ 60	134/ 17	-	-	128/ 29	92/ 0	108/ 0	102/ 0	-	-												
	IV	107/ 91	99/ 54	103/ 84	133/ 67	-	-	127/ 43	101/ 31	112/ 0	99/ 20	107/ 0	100/ 42												
1969	VII	108/ 98	104/ 98	103/103	111/117	108/107	124/ 65	121/ 64	92/ 0	110/ 85	119/ 79	-	-												
	V	105/ 26	101/ 99	122/ 28	141/ 57	116/ 0	120/ 50	129/ 73	118/ 0	125/ 0	148/ 0	-	-												
	IV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-												
1975	VI	-	-	-	-	-	127/ 21	-	-	136/ 90	-	-	-												
	V	-	-	-	-	-	116/ 0	-	-	171/ 0	-	-	-												
	IV	-	-	-	-	-	123/ 90	-	-	152/ 18	-	-	-												
	III	-	-	-	-	-	123/ 72	-	-	159/ 32	-	-	-												
1976	VII	-	118/102	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-												
	V	-	122/ 85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	98/ 96												
	IV	-	118/ 64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	94/ 79												
	III	-	117/103	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-												
1977	VII	98/112	-	101/ 97	107/100	117/ 89	111/102	136/100	104/ 80	111/ 81	116/ 51	112/ 65	114/ 97												
	V	111/100	-	102/100	108/104	119/114	108/105	131/109	102/ 74	111/ 55	113/ 7	114/ 37	118/ 93												
	IV	110/ 66	110/ 3	102/100	109/105	126/100	107/101	126/ 85	105/ 64	110/ 55	122/ 10	116/ 53	118/ 95												
	III	119/	108/	99/101	107/105	114/118	106/102	122/101	100/ 34	111/ 89	122/ 86	120/ 46	113/119												
1978	VII	-	112/ 94	107/102	114/ 99	111/ 95	135/123	133/111	117/ 3	133/ 36	136/ 60	139/ 48	-												
	V	-	106/ 95	111/ 96	118/102	113/108	142/ 80	131/105	114/ 12	125/ 72	143/ 79	165/ 40	-												
	IV	-	108/ 99	108/104	117/100	111/108	134/ 95	123/103	110/ 42	115/ 35	135/ 81	136/ 47	-												
	III	104/	108/106	105/106	113/112	101/102	127/ 99	117/ 97	82/123	126/ 92	127/ 64	132/ 94	92/												

D). On remarque que la Durance est beaucoup plus riche en oxygène que les trois autres affluents (en moyenne 8,68 ml.l⁻¹ alors que cette valeur s'abaisse à 6,87 dans l'Arc et la Touloubre et à 6,36 seulement dans la Durançole). Cette différence entre la Durance et les autres est à rattacher à sa température plus basse. Cependant cette cause est loin d'être suffisante car le degré de saturation de la Durance est, lui aussi, pratiquement toujours très supérieur à celui des autres cours d'eau (moyenne bisannuelle: 113,6% contre 96,8 dans la Durançole, 95,3 dans l'Arc et 91,0 dans la Touloubre). La cause principale de cette richesse en oxygène doit donc résider dans l'intense agitation des eaux à la station de prélèvement.

Quant à la teneur constante et faible de la

Durançole, elle est surtout liée à sa température constamment élevée, puisque son degré de saturation moyenne est supérieur à ceux de l'Arc et de la Touloubre.

On peut en outre penser que la différence de saturation de la Touloubre et de l'Arc, malgré leurs teneurs moyennes égales est liée à la charge polluante plus importante de la Touloubre comme en témoigne d'ailleurs l'étude du seston.

Oxygène Dissous de l'Eau de Mer

Station II (Golfe de Fos): Les figures 2, 3, 6 et 7 montrent une répartition perturbée de la teneur en oxygène dissous des eaux de la station II et de leur degré de saturation. En effet, les valeurs de la teneur varient de 5,08 à

7,98 ml.l⁻¹. A 0 m, les valeurs sont relativement élevées par rapport à l'eau de mer, mais faibles par rapport aux étangs. Au contraire, à 7 m, elles rappellent celles de l'eau de mer.

Les teneurs et degrés de saturation remarquables observés en juillet 1977 (atteignant 7,98 ml.l⁻¹ et 154,1%), ainsi qu'en juin 1978 (jusqu'à 8,18 ml.l⁻¹ et 149,8%) sont certainement liées à une invasion importante d'eaux provenant du Rhône, et dont l'effet sera d'ailleurs nettement ressenti jusqu'à la station I en 1978.

Hormis ces cas exceptionnels, les teneurs sont presque toujours comprises entre 5 et 6,5 ml.l⁻¹ et les valeurs de saturation généralement un peu supérieures à 100%. La sous-saturation n'apparaît guère qu'en hiver. Il n'y a cependant pas de cycle saisonnier très net, autre que celui lié à la température des eaux.

L'étude du golfe de Fos par Benon et al., (1976, 1977) comporte des séries de dosages d'oxygène dont les résultats se révèlent extrêmement voisins des données présentées ici.

Station I: Les valeurs de la concentration d'oxygène dissous y sont, en général, comprises entre 5,0 et 6,0 ml.l⁻¹. La valeur la plus faible est de 4,78 ml.l⁻¹ au niveau de 10 m, le 5 septembre 1978 et la valeur la plus forte, de 8,33 ml.l⁻¹ en surface et de 7,80 ml.l⁻¹ au niveau de 4 m, le 6 juin 1978, lors d'un afflux d'eau provenant du Rhône (Kim, 1979). Les valeurs maximales ci-dessus sont analogues à celles observées à la station II ou près de l'embouchure du Rhône (Benon et al., 1976, 1977).

La plus souvent, les eaux sont sursaturées et oscillent entre 95% et 105%. En fait, on voit que la couche superficielle est saturée d'oxygène et que les eaux plus profondes sont moins oxygénées ou sous saturées. La dessalure entraîne des sursaturations parfois considérables: 150,4% en surface, le 6 juin

1978. La plus faible valeur observée atteignait seulement 87,5% (à 25 m, le 5 septembre 1978). Les observations ci-dessus se différencient peu des données obtenues par Minas (1971) entre 1961 et 1965 dans les parages du golfe de Marseille (valeurs comprises entre 4,86 et 7,13 ml.l⁻¹, d'une part, et environ 90% à 125%, d'autre part).

Relations avec la Température et la Salinité

Le diagramme température-oxygène dissous de la figure 10 comporte les tracés des courbes de saturation de 20% à 160%, d'après les tables océanographiques internationales (Anon., 1973) pour une salinité moyenne de 5,5‰. Les points figuratifs expriment les valeurs d'oxygène dissous pour les stations IV et VII au cours des deux années 1977 et 1978 (Kim, 1985). Bien que les points soient très dispersés, ce diagramme montre une corrélation négative assez nette, tendant en moyenne vers le maintien du niveau de saturation, en particulier d'août à décembre.

Il est manifeste que la dispersion des valeurs des teneurs varie beaucoup avec la température: dispersion faible au-dessous de 14°C, où les eaux présentent une forte homogénéité verticale, et, au contraire, différences très marquées, à plus de 14°C, entre les teneurs des eaux proches du fond, à gauche de la figure, et celles des eaux sus-jacentes, toujours sursaturées et parfois fortement.

Quant à l'évolution très nette et très semblable dans les deux stations, des moyennes mensuelles des teneurs, et, par suite, des degrés de saturation, elle est évidemment liée au cycle de température.

Cette interdépendance entre température et oxygène dissous, selon une corrélation négative, a été également constatée à la station I (Kim, 1979). De même, quoique moins nettement, on y observe une relation inverse

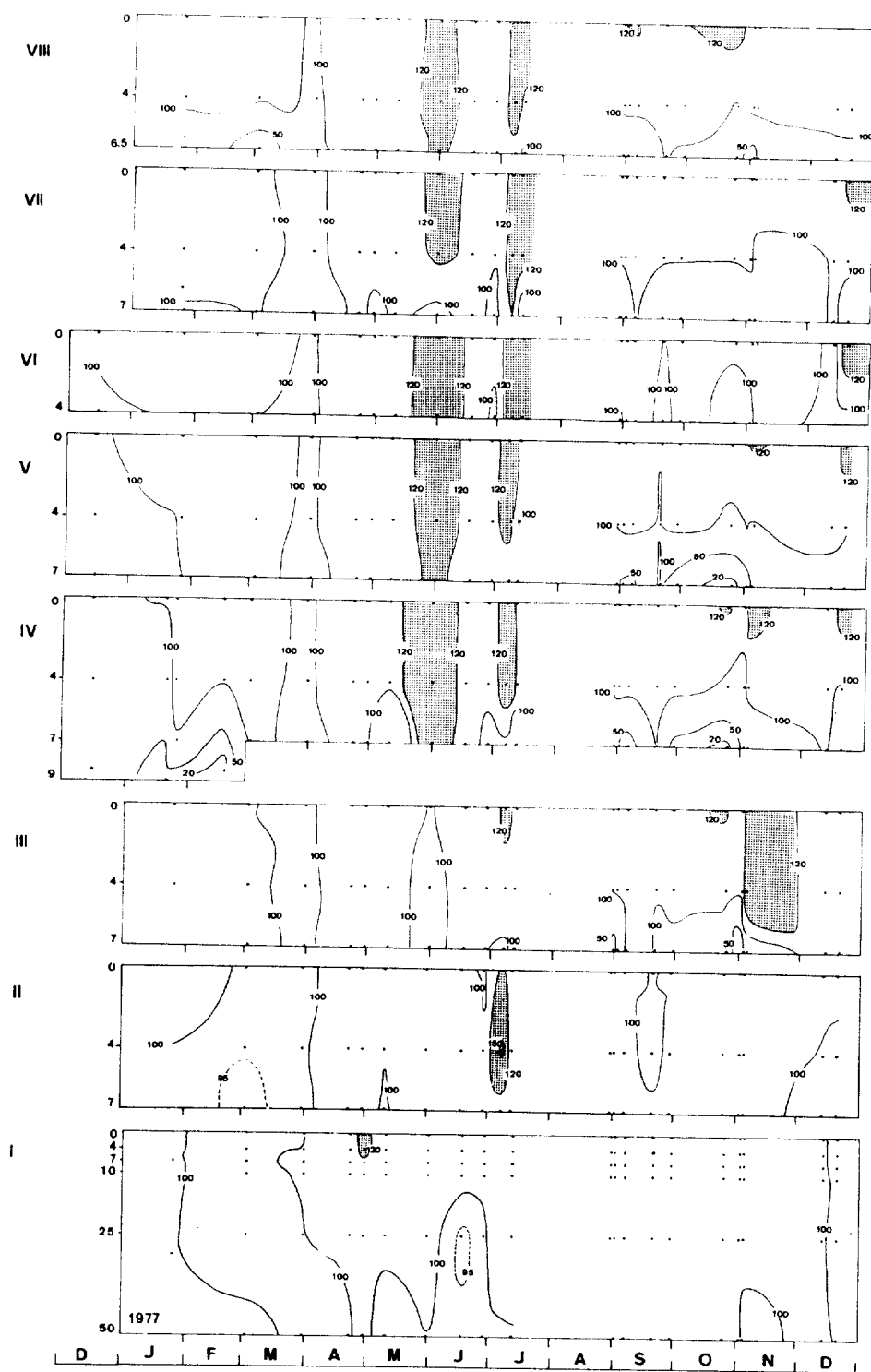


Fig. 6. Evolution annuelle du degré de saturation des eaux en oxygène dissous (exprimé en %) au cours de l'année 1977 aux stations VIII-I.
Annual evolution of dissolved oxygen saturation (%) at stations VIII-I during 1977.

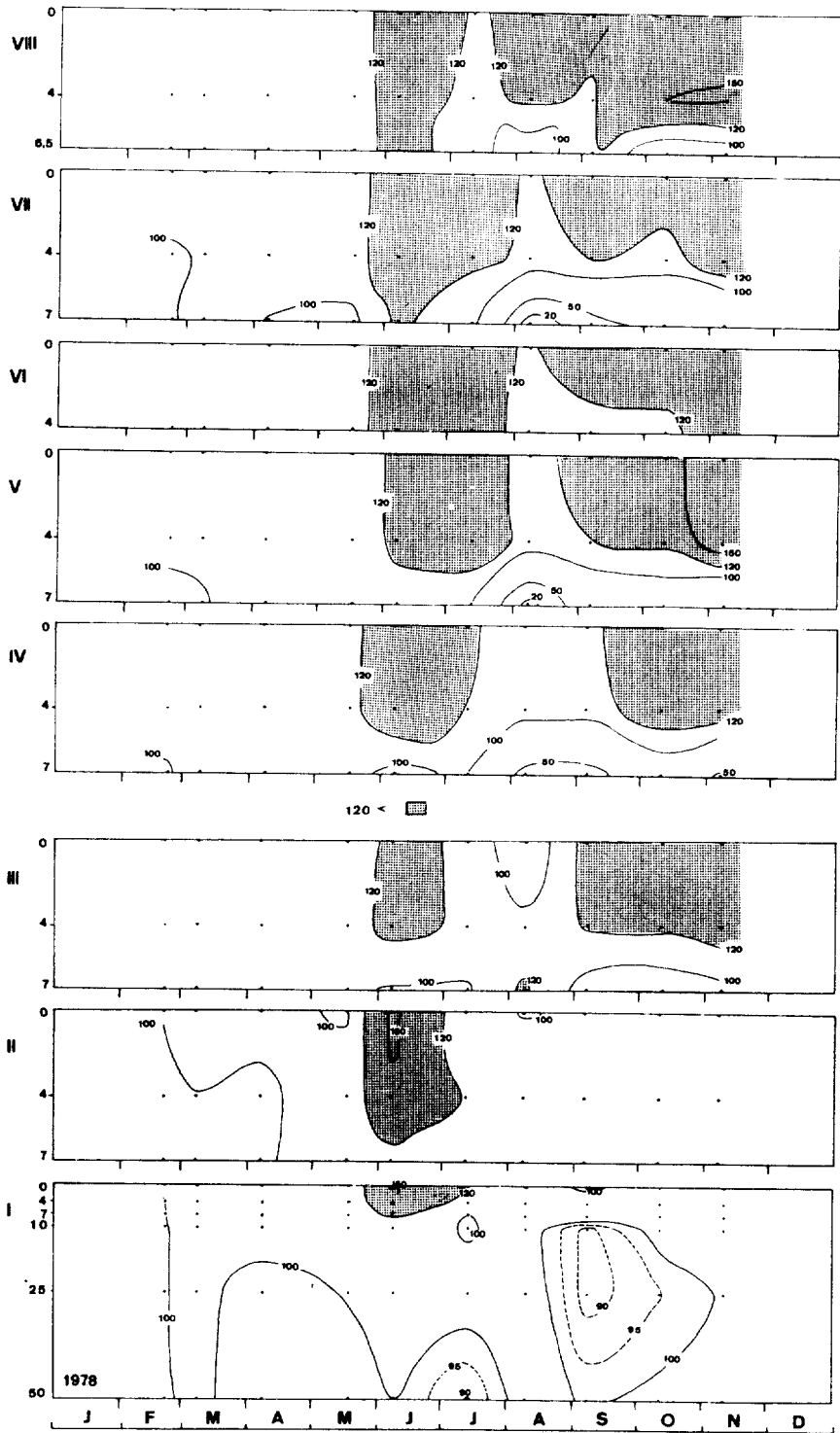


Fig. 7. Evolution annuelle du degré de saturation des eaux en oxygène dissous (exprimé en %) au cours de l'année 1978 aux stations VIII-I.
 Annual evolution of dissolved oxygen saturation (%) at stations VIII-I during 1978.

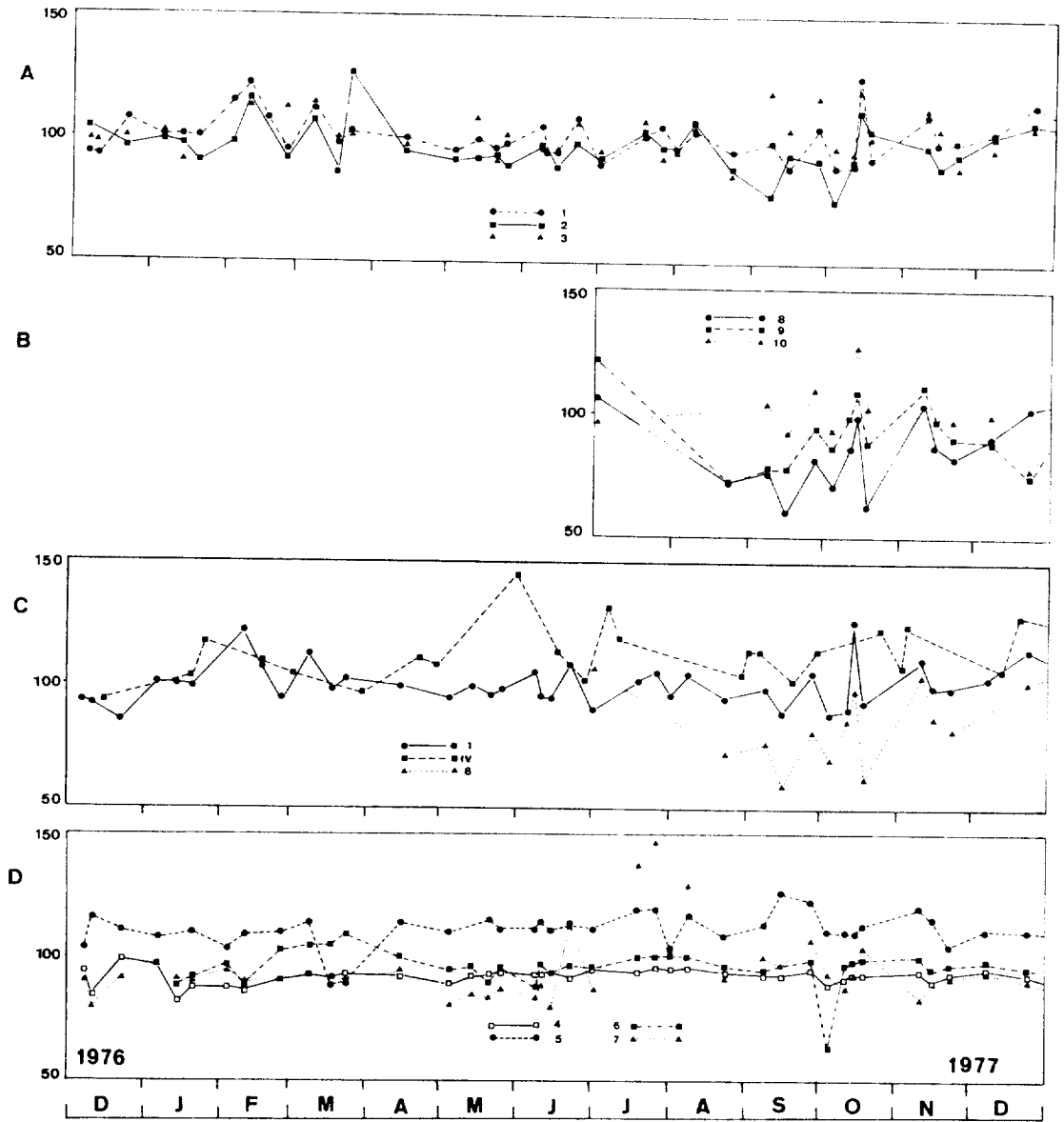


Fig. 8. Evolution annuelle du degré de saturation des eaux de surface en oxygène dissous, de décembre 1976 à décembre 1977 aux stations: 1, 2 et 3(A); 8, 9 et 10(B); 1, IV et 8(C); 4, 5, 6 et 7(D).
Annual evolution of surface dissolved oxygen saturation at stations: 1, 2 and 3(A); 8, 9 and 10(B); 1, IV and 8(C); 4, 5, 6 and 7(D) from December 1976 to December 1977.

entre salinité et oxygène dissous (Kim, 1979). En revanche nous n'avons pas observé une telle corrélation dans l'étang de Berre.

CONCLUSION

La figure 11 compare les moyennes an-

nuelles de surface des divers milieux et stations. Bien sûr, les différences constatées dans les graphiques de concentrations (en haut) sont beaucoup plus importantes que celles qui apparaissent dans les graphiques représentatifs du degré de saturation (en bas), puisque des derniers ont éliminé l'in-

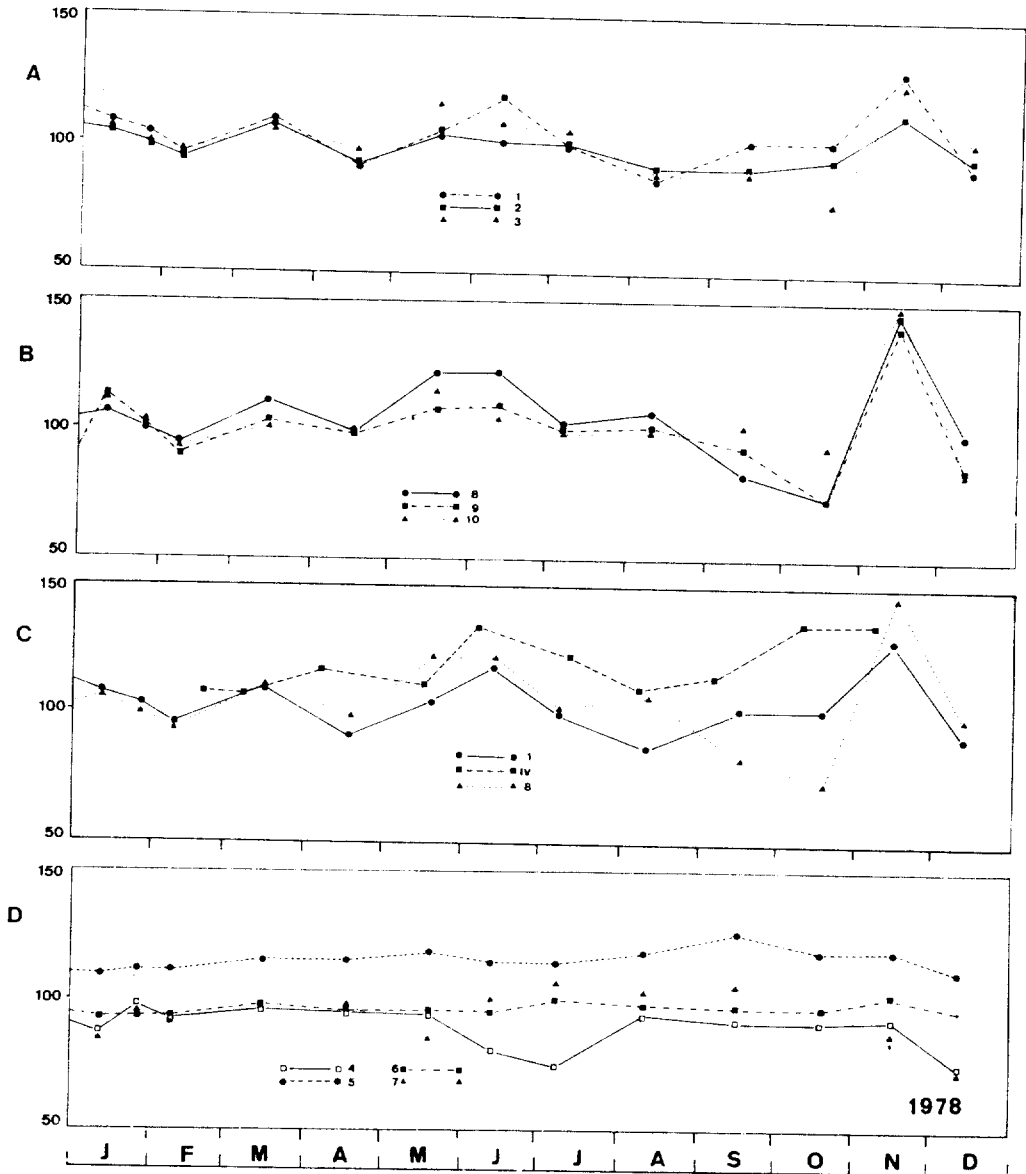


Fig. 9. Evolution annuelle du degré de saturation des eaux de surface en oxygène dissous en 1978 (voir légende de la figure 8).

Annual evolution of surface dissolved oxygen saturation during 1978 (see legend of the figure 8).

fluence thermohaline sur la dissolution de l'oxygène dans l'eau.

De toute manière, les eaux superficielles de l'étang de Berre sont les seules dont la richesse en oxygène puisse être comparée à celle des eaux du chenal de dérivation de la Durance, à leur arrivée dans l'étang. En

réalité, il y a lieu de considérer aussi que les valeurs moyennes varient beaucoup d'une année à l'autre, surtout dans l'étang de Berre. En effet, si l'on excepte sa partie la plus méridionale, on y voit les moyennes passer de 7,75 ml.l⁻¹ en 1977 à 8,36 en 1978, le degré de saturation s'élevant de 112% en

1977 à 123% en 1978.

La principale cause de cette différence interannuelle réside probablement dans un développement phytoplanctonique beaucoup plus intense en 1978 qu' en 1977.

Ces différences interannuelles importantes se trouvent dans l'étang de Vaïne dont la richesse en oxygène est cependant bien inférieure à celle de l'étang de Berre.

A part la Durance, les eaux douces sont également beaucoup moins riches que l'étang de Berre en oxygène, de même que les eaux de mer et du chenal de Caronte. Cependant, si la teneur moyenne de surface décroît régulièrement de Martigues à Carry-le-Rouet, il n'en est pas de même du degré de saturation. A cet égard, les valeurs mini-

males sont celles des stations 1 et 2, aux extrémités du chenal. On peut penser que cette situation est due à l'influence de la forte demande d'oxygène, dans les eaux sous-jacentes, pour la réduction de la matière organique, conjuguée, pour la station de Port-de-Bouc, à sa situation relativement abritée.

En réalité, ce sont là des moyennes et l'on a vu qu'il y avait d'importantes variations spatio-temporelles, notamment dans les eaux saumâtres.

Les teneurs en oxygène dissous d'une eau aussi instable que celle de l'étang de Berre sont en effet extrêmement variées. Ceci est le résultat de l'action de facteurs écologiques divers: physiques (température et salinité),

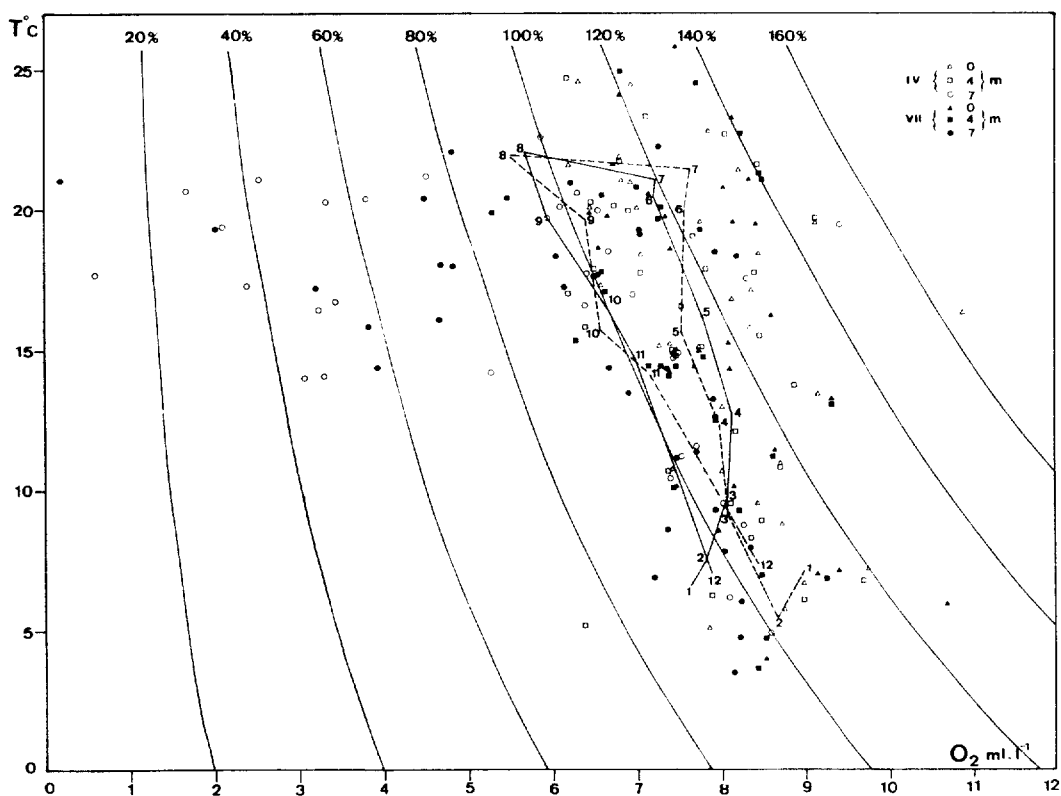


Fig. 10. Relations entre température et oxygène dissous aux stations IV et VII. Les graphiques joignent les valeurs moyennes de chaque mois (exprimé en chiffres arabes) pour deux stations: le tracé continu correspond à la station IV et le tracé discontinu à la station VII.

Relations between temperature and dissolved oxygen at stations IV and VII. The graphs join average values for each month (shown by a number): continuous line: st. IV; broken line: st. VII.

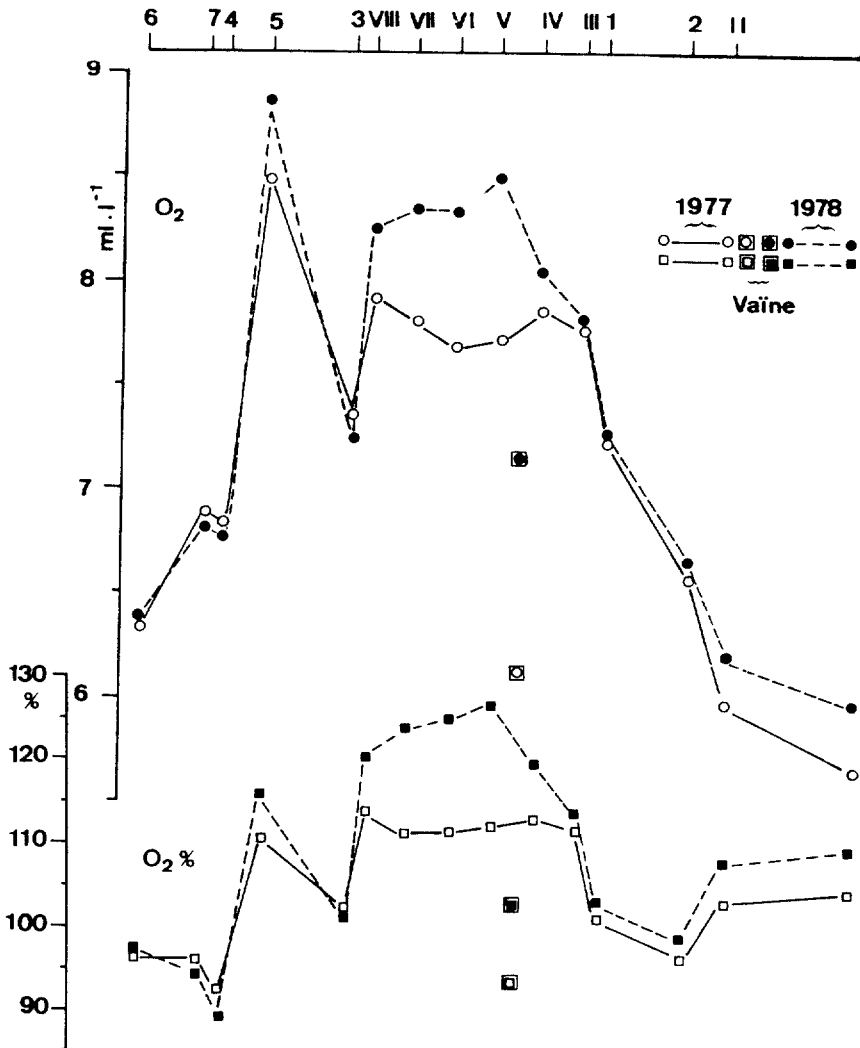


Fig. 11. Oxygène dissous et degré de saturation des eaux en oxygène dissous dans la plupart des stations étudiées au cours des deux années 1977 et 1978 (moyennes annuelles de surface).

Disolved oxygen concentration and saturation rate at most stations in 1977 and 1978 (surface annual averages).

chimiques (oxydations des polluants et autres matières organiques), biologiques (photosynthèse et respiration), météorologiques (vents) ou topographiques (profondeur faible), soit encore de facteurs liés aux apports d'eaux douces (Durance, Touloubre, Arc, Durançole), aux affluents industriels et aux passages fréquents de bateaux (pétroliers). En fait, il est difficile de connaître avec précision la part que prend l'impact de chacun de ces facteurs sur le bilan global des

concentrations d'oxygène dissous.

Il semble cependant que les apports dus à l'activité photosynthétique parfois considérable du phytoplancton et les besoins liés à l'oxydation de la matière organique aient des influences opposées et prépondérantes dans les étangs, influences auxquelles s'ajoutent celle des apports riches en oxygène de la Durance et celle des vents qui agitent fréquemment la surface des eaux.

En ce qui concerne les faibles valeurs con-

statées dans l'Arc et surtout dans la Touloubre, sans doute résultent-elles de la présence de matières organiques en grande abondance, alors que la production végétale demeure relativement réduite.

REFERENCES

- Anonyme, 1973. *International oceanographic tables*, vol. 2. Wormley, Nat. Inst. Oceanogr. and Paris, UNESCO: 1-141.
- Benon P., Blanc F., Bourgade B., Charpy L., Kantin R., Kerambrun P., Leveau M., Romano J.C., Sautriot D., 1976. Golfe de Fos. Impact de la pollution sur un écosystème méditerranéen côtier. *Bull. Observatoire de la Mer*. 3 suppl. 1: 1-12.
- Benon P., Blanc F., Bourgade B., David P., Kantin R., Leveau M., Romano J.C., Sautriot D., 1977. Impact de la pollution sur un écosystème méditerranéen côtier. 2 Relations entre la composition spécifique des pollutions phytoplanctoniques et les taux de pigments et de nucléotides adényliques (ATP, ADP, AMP). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 62(5): 631-648.
- Blanc F., Coste B., Minas H.J., Szekiela K.H., 1967. Distribution et corrélations des principaux facteurs hydrobiologiques dans un milieu de forte production organique (Étang de Berre). *Mar. Biol.*, 1(1): 43-55.
- Kim K.-T., 1979. Contribution à l'étude de l'écosystème pélagique dans les parages de Carry-le-Rouet (Méditerranée nord-occidentale). 1. Caractères physiques et chimiques du milieu. *Téthys*, 9(2): 149-165.
- Kim K.-T., 1982 a. Un aspect de l'écologie de l'étang de Berre (Méditerranée nord-occidentale): les facteurs climatologiques et leur influence sur le régime hydrologique. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*. T. 42: 51-67.
- Kim K.-T., 1982 b. La température des eaux des étangs de Berre et de Vaine en relation avec celles des cours d'eau afférents et du milieu marin voisin (Méditerranée nord-occidentale) *Téthys* 10(4): 291-302.
- Kim K.-T., 1983. Production primaire pélagique de l'étang de Berre en 1977 et 1978. Comparaison avec le milieu marin (Méditerranée nord-occidentale). *Mar. Biol.*, 73(3): 325-341.
- Kim K.-T., 1985. La salinité et la densité des eaux des étangs de Berre et de Vaine (Méditerranée nord-occidentale). Relations avec les affluents et le milieu marin voisin. *J. nat. Sci. Yeungnam Univ.* 5: 221-246.
- Kim K.-T. et Travers M., 1984. Le phytoplancton des étangs de Berre et Vaine (Méditerranée nord-occidentale). *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 69(3): 361-388.
- Kim K.-T. et Travers M., 1985 a. Apports de l'Arc à l'étang de Berre (côte méditerranéenne française). Hydrologie, caractères physiques et chimiques. *Ecol. médit.* 11(2/3): 25-40.
- Kim K.-T. et Travers M., 1985 b. L'étang de Berre: un bassin naturel de culture du phytoplancton. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 29(4): 101-103.
- Minas H.J., 1961. Etude comparée de quelques facteurs physicochimiques des eaux portuaires et des eaux du golfe de Marseille. *Rec. Trav. Sta. Mar. Endoume*, 34(Bull. 21): 5-58.
- Minas H.J., 1971. Observations hydrologiques dans le golfe de Marseille (Années 1961 à 1965) *Téthys*, 3(3): 447-457.
- Minas M., 1973. Sur la synthèse et la dégradation de la matière organique dans l'écosystème de l'étang de Berre. Dynamique et bilans. Rapports avec le régime hydrologique. Univ. Aix-Marseille, Thèse Doct. Etat: 1-339.
- Minas M., 1976 a. Production organique primaire dans un milieu saumâtre eutrophes (Étang de Berre). Effets d'une forte dilution (dérivation des eaux de la Durance) *Mar. Biol.*, 35: 13-29.
- Minas M., 1976 b. Evolution saisonnière de plusieurs paramètres indicateurs de la biomasse dans les eaux de Berre et leurs relations. *Téthys*, 7(2-3): 115-130.
- Minas M., 1976 c. Relations entre la production photosynthétique et la pénétration de la lumière dans les eaux de l'étang de Berre. *Ibid.*, 7(2-3): 131-136.
- Minas M., 1976 d. Oxygène dissous et saturation dans un milieu de forte production organique (étang de Berre), rôle d'une halocline sur leur distribution et sur les rapports oxygène-phosphate. Notion de bilan. *Hydrobiologie*, 51(2): 149-162.

Received July 30, 1986

Accepted August 25, 1986