

Accumulation des sels nutritifs dans un sédiment lagunaire et environnement hydrodynamique

Elena GOMEZ ^a, Bertrand MILLET ^b, Bernadette PICOT ^a

^a Département sciences de l'environnement et santé publique, UMR CNRS 5556, 15, avenue Charles-Flahault, 34060 Montpellier cedex 2, France

dsetud@crit.univ-montp2.fr

^b Centre d'océanologie de Marseille, campus de Luminy, case 901, 13288 Marseille cedex 9, France

(Reçu le 29 mai 1998, accepté le 24 septembre 1998)

Abstract – Nutrient accumulation in a lagoon sediment relating to hydrodynamic conditions. The Méjean-Pérois Lagoon is situated on the French Mediterranean coast. It is a small (747 ha) and shallow (70 cm) lagoon. Some treated effluent from Montpellier flows into this hypereutrophic lagoon. The cartography of C, N and P concentrations in the sediment was studied based on 35 bottom samples. The nitrogen and organic carbon concentrations were more or less homogeneous, the highest concentrations being found in the middle of the lagoon. The phosphate was principally bound onto the sediment in the west zone. The observed distribution was independent of grain size, the distribution of which was rather homogeneous. In this lagoon water circulation is wind induced. Four different water flow structures were observed, as functions of the prevailing winds (NE, NW, SE, SW). The zones with the highest values of hydrodynamic variables, such as the velocity fields, corresponded to the highest mineral carbon and total phosphate concentrations and with lower organic carbon and nitrogen concentrations. Accumulation of organic carbon and organic nitrogen was related to the sedimentation of macroalgae biomass. The distribution of these two elements was dependent on the hydrodynamics, which stimulated their mineralization in the zones of turbulent water and their accumulation in the quieter ones. Phosphate distribution depended also on the external input from the watershed. Phosphate bound onto the sediment accumulated in the western part of the lagoon, as consequence of wind induced resuspension. It was principally present in inorganic form (70 % of total P). The concentration of phosphate extracted with Na-EDTA (calcium-bound) was higher than that of the phosphate extracted with Ca-NTA (iron-bound). The organic fractions represented 29 % and dissolved phosphate 1 % of the total P. The phosphate mobility accounted for 30 % of total phosphate. © Elsevier, Paris

sediment / coastal lagoon / hydrodynamics / nutrients / carbon

Résumé – L'étang de Méjean-Pérois est une lagune côtière du pourtour méditerranéen français, de faible surface (747 ha) et de profondeur moyenne de 70 cm. Cette lagune reçoit une partie des effluents traités de la ville de Montpellier et, par son degré de confinement élevé, constitue un milieu hypereutrophe. La distribution spatiale de N, P et C a été déterminée sur le sédiment de 35 stations. Les concentrations en azote et carbone organique dans le sédiment sont assez homogènes, les plus fortes valeurs étant trouvées au centre de la lagune. Le phosphore est retenu en quantité majeure à l'ouest. La répartition de ces éléments n'est pas fonction de la granulométrie, assez homogène dans l'étang en raison de l'importance des particules fines. Quatre structures apparaissent pour la circulation de l'eau dans cette lagune peu profonde, en fonction des vents dominants (NE, NW, SE, SW). Les zones présentant des valeurs élevées des variables hydrodynamiques, marquées par de forts courants, correspondent aux plus fortes concentrations en carbone minéral et phosphore total et aux plus faibles concentrations en carbone organique et azote. L'accumulation du carbone organique et de l'azote organique est produite par sédimentation de la biomasse macroalgale. La nature organique de ces deux éléments rend leur concentration principalement dépendante de l'hydrodynamisme, qui favorise leur minéralisation dans les zones agitées et leur accumulation dans les zones calmes. La répartition du phosphore est, de plus, influencée par les apports externes en provenance du bassin versant. Le phosphate, piégé par les sédiments mis en suspension sous l'action du vent, se trouve majoritairement

rement sous forme particulaire inorganique (70 % du P total), le phosphate extrait avec Na-EDTA (lié au calcium) étant majoritaire par rapport à celui extrait avec Ca-NTA (lié au fer). Les fractions particulières organiques représentent 29 % et le phosphate dissous dans l'eau interstitielle représente 1 % du phosphore total. La mobilité mesurée du phosphate est de 30 % du phosphore total. © Elsevier, Paris

sédiment / lagune côtière / hydrodynamique / sels nutritifs / carbone

1. INTRODUCTION

Les lagunes littorales, comme les lacs d'eau douce, sont des milieux soumis à l'eutrophisation par augmentation des rejets de leurs bassins versants. Malgré l'augmentation de la population raccordée à des stations d'épuration, les méthodes de traitement des eaux usées, conçues pour l'élimination du carbone organique, ne sont pas adaptées à l'élimination de l'azote et du phosphore. En effet, la réduction des quantités d'azote et de phosphore des effluents est encore très faible dans le sud de l'Europe (< 13 % pour le P) en comparaison avec les pays du nord de l'Europe (jusqu'à 90 % pour l'élimination du P en Suède) [19]. Le phosphore est connu comme l'élément limitant dans les écosystèmes d'eau douce et dans certains milieux côtiers [2].

Dans les lacs et lagunes, l'accumulation de l'azote, du phosphore et du carbone organique dans les sédiments a été longtemps considérée comme une perte pour les systèmes aquatiques. Or la minéralisation de la matière organique libère, en partie, l'azote et le phosphore et les rend disponibles pour la production du système. Une partie du phosphore particulaire, dépendant des conditions environnementales, peut changer d'une fraction à une autre ; c'est le phosphore mobilisable. Cependant, cette partie mobilisable peut ne pas atteindre l'eau surnageante et, en conséquence, ne pas être biodisponible.

L'objectif de ce travail est de déterminer la répartition des stocks en C, N et P dans les sédiments d'une lagune côtière eutrophisée, de comprendre les mécanismes responsables de leurs distributions et, pour le phosphore du sédiment, d'évaluer sa participation au processus d'eutrophisation en estimant sa mobilité potentielle.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. Description du milieu

L'étang de Méjean-Pérois (*figure 1*), d'une superficie de 747 ha et d'une profondeur moyenne de 0,70 m, est un étang saumâtre de deuxième ligne qui ne présente pas de relation directe avec la mer. Il se subdivise en deux zones séparées par un seuil de faible bathymétrie [12], connues

sous les noms de Pérois à l'est et Méjean à l'ouest. Les apports (*figure 1*) d'eaux saumâtres se font par les canaux qui relient l'étang à la mer. L'eau douce en provenance du Lez arrive par une canalette située au sud-ouest de l'étang. Par le Lez transitent les eaux usées du district de Montpellier (330 000 habitants). Deux petits cours d'eau à débit très faible et irrégulier (la Lironde et la Roubine) se jettent aussi dans l'étang. L'étang reçoit directement les eaux usées de la station de lagunage de Lattes (6500 habitants) au nord-ouest [9]. Les précipitations (200 à 1000 mm an⁻¹) peuvent dépasser en 24 h le dixième de leur total annuel. Elles surviennent en automne et au printemps [13]. Les vents, très fréquents, soufflent principalement du nord. Le confinement et les apports de sels nutritifs, pour la plupart d'origine domestique, rendent cet étang eutrophe.

2.2. Analyse des sédiments

Pour caractériser le sédiment, 35 stations ont été choisies sur l'ensemble de l'étang (*figure 1*), réparties selon un quadrillage, en nombre comparable de part et d'autre de l'étang. La campagne de prélèvement a été effectuée en février 1993. Les cinq premiers centimètres du sédiment ont été prélevés à l'aide d'un carottier à main [33] et conservés à 4 °C à l'abri de l'air jusqu'à leur analyse au laboratoire. Toutes les analyses ont été effectuées en triple.

La granulométrie a été déterminée à l'aide d'un granulomètre laser Malvern. L'humidité et la porosité ont été mesurées par la perte de poids d'un échantillon de 5 mL. Le carbone, l'azote Kjeldahl et le phosphore total ont été déterminés sur le sédiment total (< 2 mm) et sur la fraction < 0,2 mm. Le phosphore total a été dosé par les orthophosphates, après minéralisation du sédiment au persulfate de potassium en milieu acide [21], selon la méthode colorimétrique de Murphy et Riley [30]. L'azote a été déterminée par la méthode Kjeldahl (norme Afnor T 90-110), le carbone total directement sur l'analyseur élémentaire Carlo Erba EA 1108 et le carbone minéral sur ce même analyseur après combustion des échantillons de sédiment sec. Le carbone organique est calculé par différence.

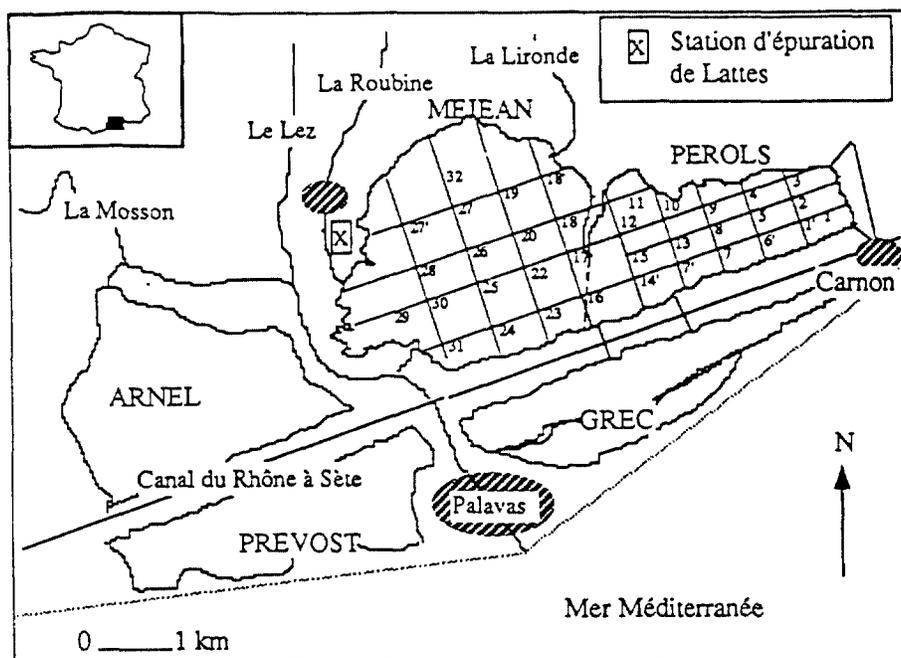


Figure 1. Situation des stations d'étude de l'étang de Méjean-Pérois (France).

Figure 1. Location of the sampling points in the Méjean-Pérois Lagoon (France).

Le fractionnement du P dans le sédiment de l'étang de Méjean-Pérois a été réalisé sur la fraction $< 0,2$ mm des douze points situés sur deux axes de l'étang, est-ouest et nord-sud, selon la méthode de Golterman et Booman [15]. Le phosphate soluble (o-P) est extrait en centrifugeant une suspension d'environ 0,5 g de sédiment sec dans 25 mL d'eau distillée restée en contact 5 min. Sur le résidu sont ajoutés 25 mL d'une solution de Ca-NTA (0,02 M) et dithionite (0,045 M), tamponnée à pH 8 avec du TRIS (24 g L^{-1}) pendant 1 h, ce qui permet d'extraire le phosphate lié au fer (Fe[OOH]-P). Le fer constitutif des hydroxydes de fer (Fe[OOH]) est extrait en même temps que Fe(OOH)-P et dosé par dosage colorimétrique selon la méthode proposée par Golterman et al. [16]. Cette extraction est répétée jusqu'à épuisement du fer dans l'extrait. Sur le résidu résultant sont ajoutés 25 mL d'une solution de $\text{Na}_2\text{H}_2\text{EDTA}\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0,05 M, pH 8) pendant 17 h autant de fois que l'épuisement du P extrait l'indique, ce qui permet d'extraire le phosphate lié au calcium ($\text{CaCO}_3\text{-P}$). Une seule extraction de 30 min, effectuée avec du H_2SO_4 0,25 M, permet d'extraire le phosphate organique soluble à l'acide (ASOP) [11] et la minéralisation du résidu en présence de persulfate permet d'extraire le phosphate organique résiduel (ROP).

La reproductibilité de cette méthode [24] présente les coefficients de variation suivants pour les fractions déterminées : 1,2 % o-P, 2,5 % pour Fe(OOH)-P, 0,8 % pour $\text{CaCO}_3\text{-P}$, 4,9 % pour ASOP et 1,3 % pour ROP.

Le fer total et le calcium du sédiment de Méjean-Pérois ont été mesurés, de manière à étudier leur rôle dans la rétention du phosphate à l'aide de régressions simples. Le fer total a été mesuré par colorimétrie [16] et le calcium par photométrie d'émission, après minéralisation du sédiment par attaque avec HCl/HNO_3 en milieu fermé à 105°C pendant 4 h. La mobilité des fractions a fait l'objet d'une étude saisonnière, qui a permis de déterminer les valeurs minimale et maximale atteintes par chaque fraction de phosphore. L'échantillonnage a été effectué sur la station située au centre de la partie occidentale (Méjean) aux mois de février, avril, juin, août et novembre 1994.

2.3. Modèle hydrodynamique

La structure des courants induits par le vent dans l'étang de Méjean-Pérois est une étape préliminaire importante dans la connaissance du fonctionnement biogéochimique

de la lagune. En effet, ce milieu lagunaire a une bathymétrie très faible (profondeur maximale 1,6 m), une situation géographique en seconde ligne par rapport à la mer (absence de signal de marée) et le régime climatique local est essentiellement dominé par la succession rapide de violents coups de vent. Il a été convenu que la connaissance des structures hydrodynamiques de l'étang de Méjean-Pérols serait abordée par une modélisation numérique des champs de courants moyennés sur la verticale et induits par les quatre principaux régimes du vent local : NW-300°, NE-20°, SW-200° et SE-140°.

Le modèle hydrodynamique est bidimensionnel horizontal ; il résout par une méthode numérique aux différences finies les équations de la dynamique des fluides intégrées sur la verticale :

$$\delta U/\delta t + U\delta U/\delta x + V\delta U/\delta y + g\delta\zeta/\delta x - \tau_{sx}/\rho H + \tau_{bx}/\rho H = 0$$

$$\delta V/\delta t + U\delta V/\delta x + V\delta V/\delta y + g\delta\zeta/\delta y - \tau_{sy}/\rho H + \tau_{by}/\rho H = 0$$

$$\delta z/\delta t + \delta(HU)/\delta x + \delta(HV)/\delta y = 0$$

avec :

τ_{sx} et τ_{sy} : tensions de surface dues au vent

$$\tau_{sx} = C_d \rho_a W^2 \sin\alpha \quad \tau_{sy} = C_d \rho_a W^2 \cos\alpha$$

τ_{bx} et τ_{by} : tensions de frottement sur le fond

$$\tau_{bx} = [\rho g U(U^2 + V^2)^{1/2}]/C^2 \quad \tau_{by} = [\rho g V(U^2 + V^2)^{1/2}]/C^2$$

U and V : composantes horizontales de la vitesse moyennée sur la verticale

ζ : surélévation de la surface de l'eau

H : profondeur totale de la colonne d'eau

ρ : masse volumique de l'eau (1027 kg m⁻³)

ρ_a : masse volumique de l'air (1025 kg m⁻³)

g : accélération de la pesanteur

C_d : coefficient de traînée du vent (3,5 10⁻³)

α : direction du vent

W : vitesse du vent

C : coefficient de frottement de Chézy (variant spatialement entre 37 et 58 SI)

Les équations sont résolues à l'aide d'un schéma numérique semi-implicite en direction alternée qui fonctionne avec un pas d'espace régulier de 78 m dans les deux directions du plan, et un pas de temps de 18 s. Le domaine de calcul représente un maillage de 70 sur 32 mailles carrées régulières. Le modèle permet de quantifier à l'intérieur de la lagune les composantes horizonta-

les du courant dans des conditions de forçages induits par différentes situations de vent considérées successivement à l'état stationnaire. En raison de la faiblesse des vitesses de courant induites par les échanges entre l'étang et le canal du Rhône à Sète, la circulation des eaux induite par le vent à l'intérieur de la lagune a été modélisée en considérant un domaine fermé. Plusieurs approches similaires de modélisation ont déjà donné des résultats satisfaisants dans les milieux lagunaires voisins du bassin de Thau [4, 25, 26], et de l'étang du Prévost [27].

La couverture bathymétrique de l'étang, nécessaire à la mise en place du modèle hydrodynamique, a été obtenue à partir du plan n°2431-C au 1/10 000^e du Service maritime et de navigation du Languedoc-Roussillon, ainsi que de plusieurs relevés récents effectués par le Cemagref de Montpellier.

L'utilisation du modèle de manière typologique nécessite la connaissance du régime interannuel du vent local, qui a été obtenue à partir des statistiques interannuelles (1951–1980) de la station Météo-France de Fréjorgues. Des relevés de hauteurs d'eau, nécessaires à la calibration et la validation du modèle, ont été effectués biquotidiennement à deux échelles limnimétriques situées aux extrémités NW (échelle de Lattes) et SE (échelle du Canal) de l'étang, entre le 1^{er} janvier et le 31 décembre 1993. Ces relevés ont été assurés avec la plus grande régularité par un agent de la commune de Lattes (échelle de Lattes) et un agent du Service maritime et de navigation du Languedoc-Roussillon (échelle du Canal).

2.4. Méthodes statistiques

Les relations entre les variables ont été contrôlées par des méthodes de régression simple et des méthodes de régression multiple. L'algorithme itératif *alternating conditional expectation* (ACE), développé par Breiman et Friedman [6], permet de calculer empiriquement les transformations optimales pour des régressions multiples. Cette méthode statistique multivariante a été appliquée pour trouver l'influence des variables hydrodynamiques et de la granulométrie sur la distribution des sels nutritifs dans le sédiment de l'étang.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Modèle hydrodynamique

La figure 2 présente les champs de courant dans l'étang de Méjean-Pérols, modélisés selon les quatre secteurs de vent représentatifs de la typologie du régime local et

assortis de leurs fréquences interannuelles respectives : NW 300° (23,5 %) ; NE 20° (22,6 %) ; SE 140° (8,6 %) et SW 200° (10,2 %). L'intensité du vent a été considérée stationnaire à 8 m s⁻¹ pour chacun des secteurs retenus.

Les champs de courant présentent dans toutes les simulations des structures de circulation très différentes dans les parties orientale et occidentale de l'étang, avec un régime d'échange assez faible entre ces deux parties de la lagune. Cette discontinuité hydrodynamique qui partage la lagune par le milieu et qui impose des intensités de courant et des temps de résidence très différents, est supposée avoir des conséquences importantes sur la biologie des organismes benthiques et pélagiques, ainsi que sur la répartition spatiale de la matière organique dans la lagune.

D'une façon générale, il apparaît dans la partie occidentale de la lagune, un champ de courant homogène s'articulant autour d'une seule (secteurs NE et SW) ou de deux gyres (secteurs NW et SE), alors que dans la partie orientale apparaît, quel que soit le secteur de vent, un champ de courant hétérogène caractérisé par la juxtaposition de plusieurs gyres de petites tailles.

Il est intéressant de noter la grande hétérogénéité spatiale que présentent les intensités des vitesses de courant. Les résultats du modèle hydrodynamique permettent, en effet, de localiser les vitesses maximales de courant sur toute la périphérie de la partie occidentale de la lagune, et seulement le long de la rive sud de la partie orientale de la lagune. À l'inverse, le centre de la partie occidentale de la lagune, ainsi que la rive nord de la partie orientale de la lagune sont des lieux de très faible circulation, quelle que soit l'orientation du vent.

3.2. Caractéristiques granulométriques

Les sédiments de l'étang de Méjean-Pérols se caractérisent par une porosité de 75 % (écart type 4) et par une humidité de 59 % (écart type 4). La granulométrie (*tableau I*) est assez homogène et les sédiments extrêmement fins, avec présence de débris coquillés. Aucune corrélation n'a été mise en évidence entre les variables hydrodynamiques et la granulométrie des sédiments. La taille réduite de la lagune et l'homogénéité de ses sédiments sont à l'origine de cette absence de corrélation.

3.3. Caractéristiques et répartition du carbone, de l'azote et du phosphore au sein du sédiment de l'étang de Méjean-Pérols

Le bassin versant de l'étang de Méjean-Pérols apporte les éléments nutritifs responsables de l'eutrophisation du

Tableau I. Répartition granulométrique des sédiments de l'étang de Méjean-Pérols.

Table I. Size distribution of the sediment in the Méjean-Pérols Lagoon.

<i>n</i> = 35	0–20 µm	20–63 µm	63–200 µm	200 µm–2 mm
min	34,4	24,6	12,9	28,3
max	59,4	26,1	11,5	3,0
moyenne	45,9	24,7	11,4	18,0
écart type	6,0	7,6	8,1	8,1
CV %	13,0	10,7	9,9	9,9

milieu. L'apport des nutriments [1] se fait par le lessivage du bassin versant (constitué de 10 % de zones urbaines et 30 % de zones cultivées, le reste étant occupé par la garrigue) et par la station d'épuration de Lattes et du Lez. Le rejet de la station d'épuration de Montpellier représente l'essentiel du débit du Lez en période d'étiage [20] et constitue la source incontestable des apports en P et N dans l'étang de Méjean-Pérols. Dans cet étang, les apports du bassin versant [1] sont dus, pour l'azote, à 52 % aux apports domestiques, à 36 % aux apports agricoles et à 4 % aux apports atmosphériques. Pour le phosphore, 79 % des apports sont dus aux apports domestiques, 14 % aux apports agricoles et 1 % aux apports atmosphériques.

Compte tenu de l'apport majoritaire en provenance de Montpellier par le Lez, les apports en N et P arrivent essentiellement dans la partie ouest de l'étang. L'hydrodynamique de la lagune favorisant une dissociation en deux zones (Méjean et Pérols), les concentrations d'azote et de phosphore dissous sont plus faibles dans la partie orientale (Pérols). Ainsi, les concentrations moyennes d'azote ammoniacal et de phosphore dissous peuvent être, respectivement, 5 fois et 2 à 3 fois plus faibles dans la partie Pérols que dans la partie Méjean [12].

Le carbone minéral ne représente que 37 mg g⁻¹ en moyenne contre 51 mg g⁻¹ de carbone organique (*tableau II*). Celui-ci est réparti de façon assez homogène dans la lagune, avec des concentrations plus élevées au centre (*figure 3*).

Les plus fortes concentrations en azote Kjeldahl des sédiments se trouvent aussi dans la partie centrale de l'étang. La concentration moyenne (*tableau II*) est de 3,8 mg g⁻¹ de sédiment sec et la variation spatiale est faible (*figure 3*).

La concentration moyenne en phosphore total (*tableau II*) est de 693 µg g⁻¹ de sédiment sec. La répartition spatiale (*figure 3*) montre les plus faibles concentrations dans la

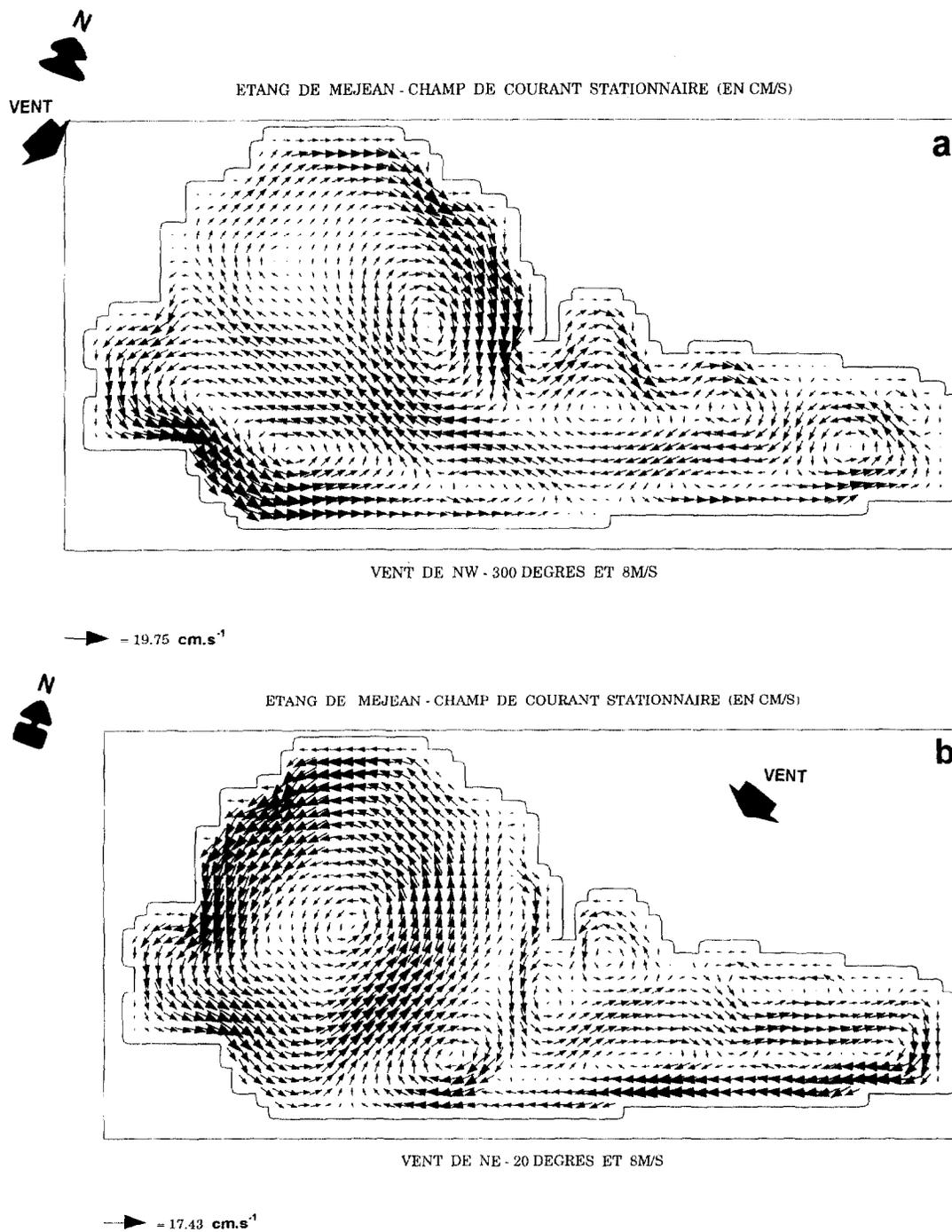
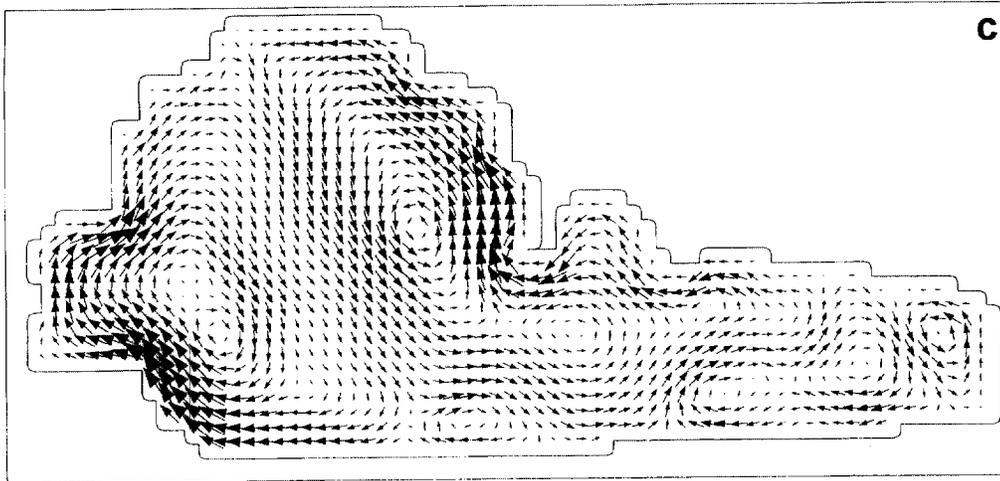


Figure 2. Cartes des champs de courant simulés dans l'étang de Méjean-Pérois soumis à un forçage de vent stationnaire de 8 m s^{-1} et selon les secteurs dominants du régime local du vent, accompagnés de leurs fréquences interannuelles : (a) vent NW 300° , 23,5 %; (b) vent NE 20° , 22,6 %; (c) vent SE 140° , 8,6 %; (d) vent SW 200° , 10,2 %.

Figure 2. Velocity fields within the Méjean-Pérois Lagoon, in relation to the local wind stochastic range of 8 m s^{-1} , and computed at steady state from the two-dimensional numerical model, considering their interannual frequency. (a) NW 300° , 23.5 %; (b) NE 20° , 22.6 %; (c) SE 140° , 8.6 %; (d) SW 200° , 10.2 %.



ETANG DE MEJEAN - CHAMP DE COURANT STATIONNAIRE (EN CM/S)

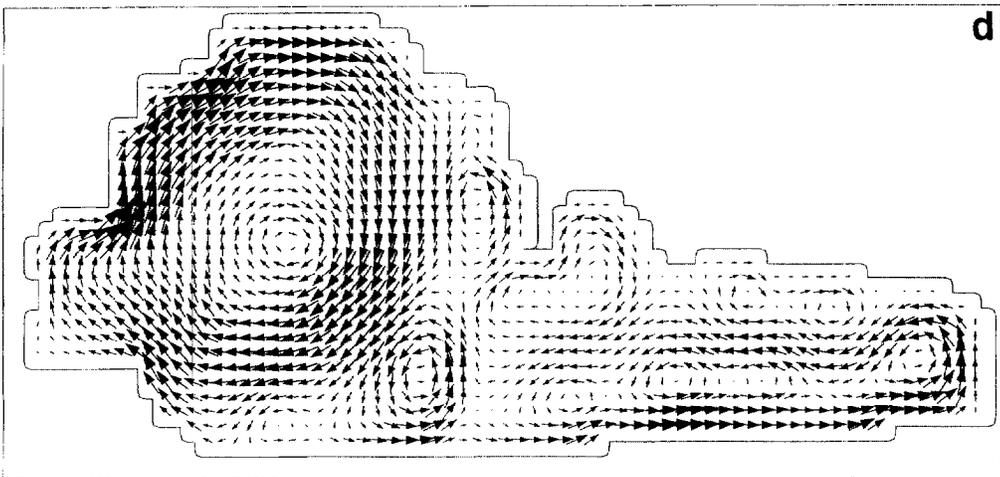


VENT DE SE - 140 DEGRES ET 8M/S

→ = 20.03 cm.s⁻¹



ETANG DE MEJEAN - CHAMP DE COURANT STATIONNAIRE (EN CM/S)



VENT DE SW - 200 DEGRES ET 8M/S

→ = 18.79 cm.s⁻¹



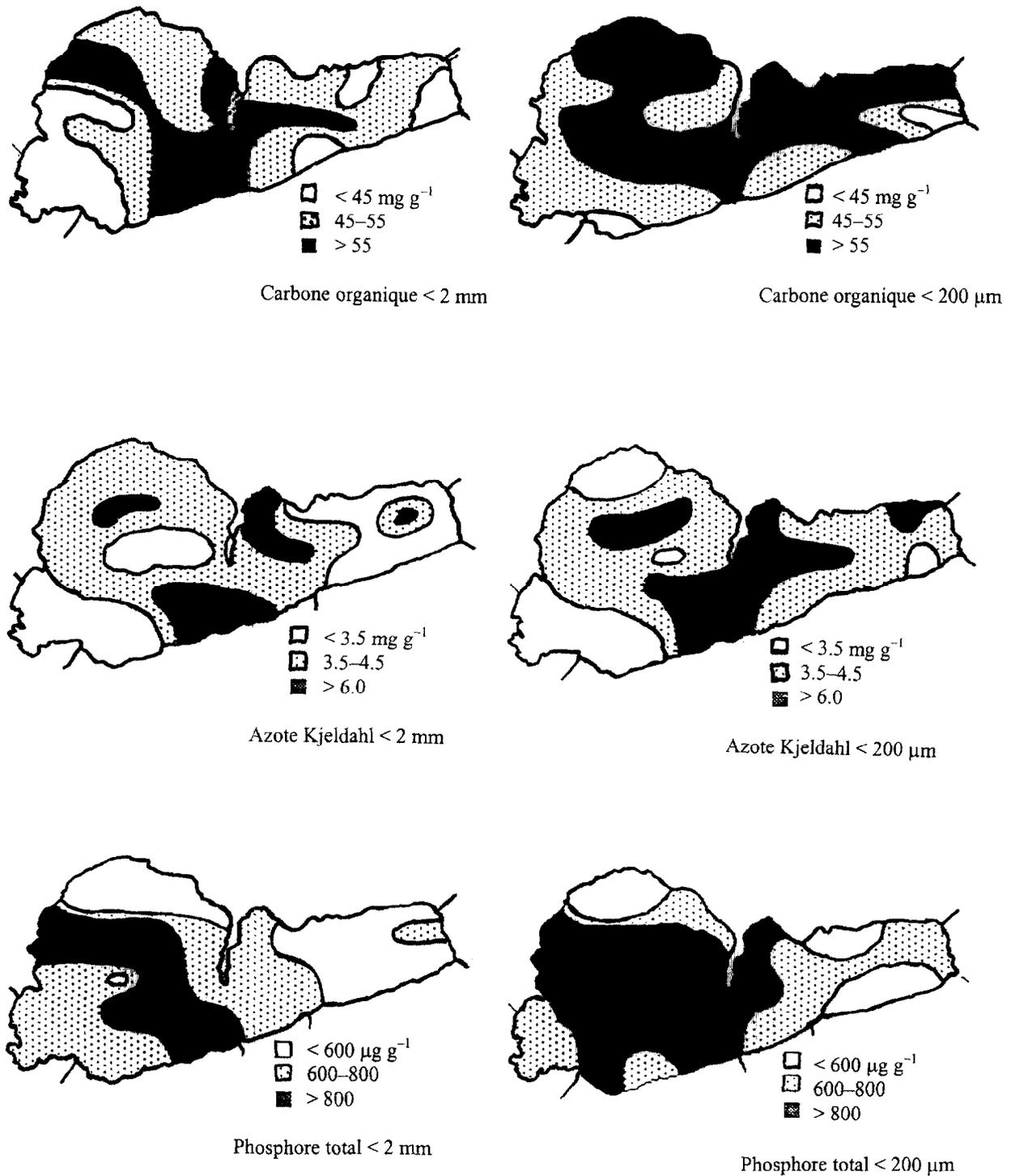


Figure 3. Répartition du phosphore total ($\mu\text{g g}^{-1}$ de sédiment sec), de l'azote Kjeldahl (mg g^{-1} de sédiment sec) et du carbone organique (mg g^{-1} de sédiment sec) du sédiment superficiel (0-5 cm) de l'étang de Méjean-Pérois.

Figure 3. Total phosphate ($\mu\text{g g}^{-1}$ of dry sediment), Kjeldahl nitrogen (mg g^{-1} of dry sediment) and organic carbon (mg g^{-1} of dry sediment) distributions in the superficial layer (0-5 cm) of sediments from the Méjean-Pérois Lagoon.

Tableau II. Concentrations minimale, maximale, moyenne, écart type et coefficient de variation en phosphore (P-Tot), azote Kjeldahl (N-Kj), carbone total (C-Tot), carbone organique (C org), calcium et fer total (Fe-Tot) dans les sédiments de l'étang de Méjean-Pérois, dans les sédiments de la partie orientale (Pérois) et dans ceux de la partie occidentale (Méjean).

Table II. Minimum, maximum, mean, standard deviation and coefficient of variation of total phosphate (P-Tot), Kjeldahl nitrogen (N-Kj), total carbon (C-Tot), organic carbon (C org), calcium and total iron (Fe-Tot) concentrations in the sediments of the whole Méjean-Pérois Lagoon, the east part (Pérois) and the west part (Méjean).

	P-tot < 0,2 mm µg g ⁻¹	P-Tot < 2 mm µg g ⁻¹	N-Kj < 0,2 mm mg g ⁻¹	N-Kj < 2 mm mg g ⁻¹	C-Tot < 0,2 mm mg g ⁻¹	C-Tot < 2 mm mg g ⁻¹	C org < 0,2 mm mg g ⁻¹	C org < 2 mm mg g ⁻¹	Ca < 2 mm mg g ⁻¹	Fe-Tot < 2mm mg g ⁻¹
<i>Étang</i>										
min	454	398	1,9	1,2	57	63	28	26	71	7
max	1074	1147	6,0	5,8	95	96	68	71	165	21
moyenne	766	693	4,3	3,8	83	88	57	51	124	15
écart type	173	185	0,9	0,9	7	7	8	9	22	3
CV %	22	26	20	23	8	7	14	18	20	24
<i>Pérois</i>										
min	464	398	2,3	2,5	57	63	44	41	72	7
max	896	787	5,4	4,8	86	94	68	71	164	21
moyenne	681	581	4,3	3,7	81	88	59	50	122	13
écart type	122	134	0,7	0,6	7	7	7	7	27	3
CV %	18	23	17,0	17	9	8	11	15	22	23
<i>Méjean</i>										
min	693	570	1,9	1,2	66	69	28	26	71	9
max	1074	1147	6,0	5,8	95	96	67	65	165	21
moyenne	884	821	4,2	3,8	85	88	55	51	125	16
écart type	118	152	1,0	1,1	6	6	8	1	24	3
CV %	13	18	23,6	29	7	7	15	20	19	22

partie orientale (Pérois) et les plus fortes dans la partie occidentale (Méjean).

La concentration en fer (*tableau II*) des sédiments est de 15 mg g⁻¹ de sédiment sec. La distribution, comme pour le phosphore, présente les concentrations les plus faibles en bordure de l'étang et les valeurs plus fortes dans la partie occidentale (Méjean).

Le calcium (*tableau II*) présente une concentration moyenne de 124 mg g⁻¹ de sédiment sec. Les concentrations les plus fortes se situent aux deux extrémités est et ouest de l'étang, à proximité des passes d'entrée d'eau de mer.

La répartition spatiale du carbone organique, de l'azote et du phosphore ne peut s'expliquer dans cette lagune par la granulométrie, même si des corrélations ont souvent été mises en évidence entre la granulométrie et les éléments constituant les sédiments, dans d'autres lagunes [3, 32]. Ici, elle est expliquée par l'hydrodynamique. La discontinuité hydrodynamique observée, qui partage la lagune par le milieu et qui impose des intensités de courant et des temps de résidence très différents dans chacune des

parties (orientale et occidentale), a des conséquences sur la rétention des sels nutritifs dans le sédiment.

Le gradient observé dans le cas du phosphore peut s'expliquer par le fait que le phosphate amené par le bassin versant est, en partie, adsorbé par les matières en suspension et les hydroxydes de fer ou précipité avec le calcium. Il se transforme donc à proximité des points d'apports en formes particulières susceptibles de sédimenter : les plus fortes concentrations sont dans la partie occidentale (Méjean) de l'étang, soumise aux plus forts apports anthropiques. L'azote arrive dans l'étang sous formes solubles (NH₄⁺, NO₃⁻) et est consommé par macrophytes et phytoplancton. L'azote dans les sédiments est presque exclusivement organique et provient en grande partie de la sédimentation de la biomasse autochtone. Sa répartition est moins dépendante des zones d'apport.

La grande hétérogénéité spatiale des intensités des vitesses du courant a une influence importante dans la répartition spatiale du carbone organique, de l'azote et du phosphore. En effet, aucune relation n'a été trouvée entre la granulométrie (utilisée comme variable indépendante)

et les sels nutritifs. En revanche, phosphore total, azote Kjeldahl et carbone organique sont corrélés (corrélation linéaire) avec les descripteurs hydrodynamiques. Dans le cas des vents les plus fréquents (300° et 140°) des corrélations significatives négatives sont apparues entre les variables hydrodynamiques (énergie cinétique) comme variable indépendante et l'azote Kjeldahl et le carbone organique comme variables dépendantes ($R^2 = -0,35$; $-0,33$). La corrélation trouvée avec le phosphore est positive. Dans le cas des vents les moins fréquents (20° et 200°) seule la corrélation avec le phosphore est maintenue.

L'interprétation de ces résultats peut être faite comme suit : les zones de la lagune soumises à de forts courants, ce qui s'accompagne localement d'une meilleure oxygénation de la colonne d'eau et du sédiment, correspondent effectivement aux zones qui présentent un degré de minéralisation maximal, traduit par les plus faibles concentrations en carbone organique et azote Kjeldahl. De plus, ces zones fortement débitantes sont le lieu d'une plus forte remise en suspension du sédiment dans une colonne d'eau oxygénée, ce qui favorise l'adsorption du phosphore, comme il a été observé en laboratoire [17].

3.4. Comparaison avec d'autres lagunes du pourtour méditerranéen

L'étang de Méjean-Pérols présente des concentrations en N et P du même ordre que les autres lagunes palavasiennes [8, 28], connues par l'importance de leurs apports trophiques. Leurs sédiments sont relativement chargés en P (entre 400 et $1000 \mu\text{g g}^{-1}$) et azote (entre $2,5$ et 5mg g^{-1}) [8, 29]. Les étangs du Narbonnais (Bages-Sigean, Campagnol, Ayrolle et Gruissan), recevant moins d'apports, présentent des concentrations nettement plus faibles dans leurs sédiments ($\text{P} < 500 \mu\text{g g}^{-1}$ et $\text{N} < 2,5 \text{mg g}^{-1}$ [7]). L'étang de Thau diffère des lagunes palavasiennes par sa taille et sa profondeur, mais la valeur moyenne de P total est du même ordre de grandeur que celle de l'étang de Méjean-Pérols, malgré une plus forte dispersion des résultats. Ces sédiments, moins affectés par les apports anthropiques, présentent les concentrations les plus élevées en C, N et P dans la zone soumise à l'impact de la conchyliculture [22, 31, 32]. L'étang de Berre, située en zone industrielle et très artificialisé, reçoit des apports riches en micropolluants organiques et minéraux [8], aussi, les concentrations moyennes en N et C dans ses sédiments sont faibles, respectivement de $2,3$ et $29,8 \text{mg g}^{-1}$ [5].

L'étang de Biguglia (Corse), comme les étangs du Narbonnais, présente des sédiments peu chargés en P ($< 500 \text{mg g}^{-1}$) et avec des concentrations en N du même ordre que les étangs palavasiens.

La lagune de Venise (Italie), plus ouverte sur la mer, présente des concentrations intermédiaires entre les étangs du Narbonnais et les palavasiens, Méjean-Pérols y compris (C entre 10 et 18mg g^{-1} , N entre $1,8$ et $3,1 \text{mg g}^{-1}$ et P entre 350 et $650 \mu\text{g g}^{-1}$; [34]).

Ces résultats mettent indiquer une relation entre les apports reçus et les concentrations en C, N et P des sédiments, soulignant l'importance des lagunes côtières dans la rétention des sels nutritifs.

3.5. Appréciation de la mobilité du phosphore

Les résultats des extractions séquentielles du phosphore des sédiments (*tableau III*) montrent que la distinction entre les parties Méjean et Pérols, déjà remarquée lors de l'analyse du phosphore total, est également marquée pour ses fractions.

Sur l'ensemble de l'étang, les fractions inorganiques sont plus importantes que les organiques. En effet, 70% du P se trouvent sous forme inorganique (o-P, Fe(OOH)-P, CaCO_3 -P) et seulement 30% sous forme organique (ASOP, ROP). Cette répartition est du même type que celle trouvée dans des étangs voisins, c'est-à-dire prépondérance de la fraction liée au calcium, suivie des fractions ROP, liée au fer et ASOP [22, 28].

Une étude saisonnière effectuée en 1993 (14 prélèvements réalisés régulièrement au cours de l'année, données non publiées) nous a permis de choisir les périodes de prélèvement des cinq échantillons en 1994 [18]. Les valeurs minimales et maximales (*tableau IV*) sont montrées pour chaque fraction.

Le phosphate soluble (o-P) ne représente que 1% de la somme des différentes fractions mais il est entièrement disponible. Au cours de l'année (*tableau IV*) la totalité peut passer dans l'eau surnageante.

La fraction liée au fer est mobilisable lors des augmentations du pH et en conditions réductrices. Elle est, dans l'étang de Méjean-Pérols, comparable en pourcentage (20% du P total) à celle des sédiments de la zone conchylicole de l'étang de Thau [23]. Dans les étangs voisins, les variations de cette fraction sont en relation avec le cycle annuel du fer [29]. La similitude observée dans les répartitions du phosphore total et du fer ne se traduit pas par une corrélation mathématique. Les hydroxydes de fer,

Tableau III. Concentrations moyennes et écart type des différentes fractions de P obtenues selon la méthode de Golterman et Booman [15] dans les parties Pérols et Méjean de l'étang de Méjean-Pérols. Pourcentage du phosphore total représenté pour chaque fraction.

Table III. Mean and standard deviation of the P fraction concentrations obtained following the Golterman and Booman [15] method for the sediments of the Pérols and Méjean parts of the Méjean-Pérols Lagoon. Phosphate percent of every fraction.

	Étang				Partie Méjean				Partie Pérols			
	Moy	écart type	n	%	Moy	écart type	n	%	Moy	écart type	n	%
o-P ($\mu\text{g g}^{-1}$)	6	5	12	0,8	6	6	7	0,7	10	8	5	1,8
Fe(OOH)-P ($\mu\text{g g}^{-1}$)	158	37	12	20	173	37	7	21	62	16	5	12
CaCO ₃ -P ($\mu\text{g g}^{-1}$)	390	35	12	50	401	35	7	50	272	38	5	50
ASOP ($\mu\text{g g}^{-1}$)	47	20	12	6	48	20	7	6	59	21	5	11
ROP ($\mu\text{g g}^{-1}$)	176	24	12	23	179	24	7	23	137	26	5	25
Σ fractions ($\mu\text{g g}^{-1}$)	777	91	12	-	807	58	7	-	539	76	5	-
Fe(OOH)/Fe(OOH)-P	14	6	12	-	10	6	7	-	30	11	5	-

véritables responsables de l'adsorption du phosphore, ne représentent qu'un faible pourcentage du fer total dans ces sédiments où les sulfures de fer sont mieux représentés [22].

Le rapport Fe/P (*tableau III*), qui montre la relation entre Fe(OOH)-P et Fe(OOH) en mg mg^{-1} , est de 10 dans la partie occidentale (Méjean) et de 30 dans la partie orientale (Pérols), ce qui signale une intervention des hydroxydes ferriques dans l'adsorption du phosphate plus forte à l'ouest qu'à l'est.

La fraction liée au calcium a été longtemps considérée comme peu mobilisable, mais elle peut entraîner une libération de phosphate suite à une baisse de pH. L'importance de la fraction liée au calcium réside dans ses concentrations élevées (50 % du P total). En effet, de faibles variations de cette fraction entraînent une libération massive de phosphate, dans notre cas jusqu'à 20 % du P total (*tableau IV*). Si le phosphore libéré atteint l'eau, il peut combler les besoins de la production primaire.

Tableau IV. Pourcentage maximal et minimal représenté pour chaque fraction de phosphore total au cours d'une année ; différence en pourcentage entre le maximum et le minimum.

Table IV. Annual minimum and maximum percent of total phosphate measured for P fraction; range between the maximum and the minimum.

	o-P	Fe(OOH)-P	CaCO ₃ -P	ASOP	ROP
% max	4	31	48	23	44
% min	0	13	28	9	24
différence %	4	18	20	14	20

Aucune relation n'a été trouvée entre le calcium, le phosphore total et la fraction liée au calcium, ce qui est en accord avec Golterman [14], qui indique que le calcium intervenant dans les équilibres est dissous.

La fraction organique soluble à l'acide (ASOP) représente en moyenne 6 % du P total, mais elle peut à certaines saisons constituer jusqu'au 23 % du P total. La fraction organique résiduelle (ROP) est assez régulièrement répartie sur l'étang et représente, en moyenne, 23 % du P total. Les travaux de De Groot [10] sur la fraction organique résiduelle ont mis en évidence la présence de phytates dans cette fraction, ce qui devrait la rendre difficilement mobilisable. Or, l'étude saisonnière indique une mobilité non négligeable de cette fraction. Notre travail montre que toutes les fractions du phosphore des sédiments peuvent varier au cours d'un cycle annuel. Exceptée la fraction soluble (o-P) qui peut être entièrement mobilisée, les autres fractions sont capables de libérer ou de stocker, chacune, près de 20 % du P total. L'amplitude des variations mesurées pour le phosphore total lors du cycle saisonnier (maximum 901 mg g^{-1} , minimum 603 mg g^{-1}) représente seulement environ 30 % du phosphore total. Cela veut dire qu'il existe une différence entre la mobilité considérée par fraction et la mobilité totale, observées lors d'un cycle annuel. Ce décalage apparent s'explique par la mobilité interne, au sein du sédiment, entre les différentes fractions. Les conditions environnementales en sont responsables puisqu'elles favorisent le relargage par une fraction en même temps que le stockage par une autre. Ainsi, l'augmentation de la température au printemps produit une baisse du pH dans le sédiment suite à l'activation biologique [18]. La baisse de pH entraîne, d'une part, la mobilisation du

phosphore piégé dans la fraction liée au calcium et, d'autre part, une augmentation dans la capacité d'adsorption des hydroxydes de fer. Le phosphate libéré par la fraction liée au calcium sera donc récupéré par la fraction liée au fer, et ce transfert entre fractions pourra se faire sans incidence apparente sur le stock total de phosphore sédimentaire.

Le phosphore n'est donc pas entièrement stabilisé dans les sédiments, comme le montre l'étude de la mobilité des fractions. L'étude des variations du stock en phosphore total donne une idée approximative de la mobilité

entre l'eau et le sédiment qui, dans cet étang, est proche du 30 %.

Remerciements

Ce travail a été financé et réalisé dans le cadre du Programme National d'Océanographie Côtière « Eutrophisation du milieu et cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore ».

RÉFÉRENCES

- [1] Albiges C., Pierre D., Saggioco M., Évaluation des apports en azote et en phosphore des bassins versants (données statistiques et bibliographiques), Application aux étangs du département de l'Hérault, Extrait de Efficacité de la réduction des masses de nutriments dans la prévention des Malaïgues, Cemagref-USTL/Faculté de pharmacie (1991).
- [2] Berland B.R., Bonin D.J., Maestrini S.Y., Azote ou phosphore ? Considérations sur le paradoxe nutritionnel de la mer Méditerranée, *Oceanol. Acta* 3 (1) (1980) 135-142.
- [3] Bidet J.C., Carruesco C., Étude sédimentologique de la lagune de Qualidia (Maroc), *Oceanol. Acta Proceedings International Symposium on coastal lagoons, Scor/labo/Unesco, Bordeaux, 8-14 September, 1981* (1982) 29-37.
- [4] Borsa P., Millet B., Recruitment of the Clam *Ruditapes decussatus* in the Lagoon of Thau (Mediterranean), *Est. Coast. Shelf Sci.* 35 (1992) 289-300.
- [5] Bouchard P., Étude de l'état de pollution des sédiments de l'étang de Berre, 1^{re} partie : la pollution organique, thèse doct. univ. pharmacie, Marseille (1981) 184 p.
- [6] Breiman L., Friedman J.H., Estimating optimal transformations for multiple regression and correlation, *J. Am. Stat. Assoc.* 80 (1985) 580-619.
- [7] BRL., Bilan des apports toxiques et trophiques dans les étangs du Narbonnais, Ministère de l'Agriculture, Région Languedoc-Roussillon (éd.) (1996) 158 p.
- [8] Cemagref-Iare, Recherche d'indicateurs de niveaux trophiques dans les lagunes méditerranéennes, Agence de l'eau RMC (éd.) (1994) 115 p.
- [9] Cephal-Mar, Languedoc-Roussillon, étangs côtiers du Languedoc-Roussillon 1, Situation actuelle, Rapport d'étude pour enquête préparatoire CEE, Programme intégré méditerranée (1984) 294 p.
- [10] De Groot C.J., Flux et transformations du phosphate et de l'azote dans les zones humides : la Camargue (delta du Rhône), Thèse univ. Claude-Bernard - Lyon-I (1992) 68 p.
- [11] De Groot C.J., Golterman H.L., Sequential fractionation of sediment phosphate, *Hydrobiologia* 192 (1990) 143-148.
- [12] Fillit M., Eutrophisation et macroalgues dans une lagune littorale méditerranéenne (étang de Méjean-Pérols) : l'étang change, les ulves prospèrent, thèse doct. univ. Montpellier-II (1995) 199 p.
- [13] Frisoni G.F., Les espaces naturels du Languedoc-Roussillon : connaissance et aménagements, Iare Montpellier (éd.) (1990) 95 p.
- [14] Golterman H.L., The labyrinth of nutrients cycles and buffers in wetlands; results based on research in the Camargue (Southern France), *Hydrobiologia* 315 (1995) 39-58.
- [15] Golterman H.L., Booman A., Sequential extraction of iron-phosphate and calcium-phosphate from sediments by chelating agents, *Verh. Internat. Verein Limnol.* 23 (1988) 904-909.
- [16] Golterman H.L., Clymo R., Ohnstad M.A.M., Methods for physical and chemical analysis of fresh waters, IBP Manual N° 8, Blackwell Sci., Oxford, 1978, 213 p.
- [17] Gomez E., Rôle des sédiments dans l'eutrophisation d'une lagune littorale méditerranéenne (étang du Méjean-Hérault) : échanges du phosphate entre le sédiment et l'eau en fonction des conditions environnementales, thèse univ. Montpellier-I, 198 p + annexes (1996).
- [18] Gomez E., Fillit M., Ximenes M.C., Picot B., Phosphate mobility at the sediment-water interface of a mediterranean lagoon (étang du Méjean), seasonal phosphate variation, *Hydrobiologia* 373/374 (1998) 203-216.
- [19] Henze M., Biological phosphorus removal from wastewaters: processes and technology, *Water Quality International*, July/August (1996) 32-36.
- [20] Hydratec/Aquascop, Étude du fleuve Lez : milieu prioritaire, rapport d'étude pour l'Agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse (1989).
- [21] Martin G., Point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau, air) 3. Le phosphore, Techn. doc. Lavoisier (1987) 297 p.
- [22] Mesnage V., L'étude de la mobilité des formes de phosphate à l'interface eau-sédiment dans les écosystèmes lagunaires, thèse univ. Montpellier-I (1994) 253 p.

- [23] Mesnage V., Picot B., The distribution of phosphate in sediments and its relation with eutrophication of a mediterranean coastal lagoon, *Hydrobiologia* 297 (1995) 29–41.
- [24] Mesnage V., Picot B., Comparaison de deux méthodes d'extraction sélectives pour évaluer la mobilité des phosphates dans des sédiments de lagunes littorales, *J. Fr. Hydrol.* 24 (1) (1993) 55–68.
- [25] Millet B., Fonctionnement hydrodynamique de l'étang de Thau : validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau), *Oceanol. Acta* 12 (1989) 37–46.
- [26] Millet B., Guelorget O., Relationships between benthic communities and physical environment in a lagoon ecosystem, *J. Coast. Res.* 9 (2) (1993) 378–389.
- [27] Millet B., Guelorget O., Spatial and seasonal variability in the relationships between benthic communities and physical environment in a lagoon ecosystem, *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 108 (1–2) (1994) 161–174.
- [28] Moutin T., Contribution à l'étude du cycle du phosphate dans les écosystèmes lagunaires, thèse doct. univ. Montpellier-II (1992) 251 p.
- [29] Moutin T., Picot B., Ximenes M.C., Bontoux J., Seasonal variations of P compounds and their concentrations in two coastal lagoons (Hérault, France), *Hydrobiologia* 252 (1993) 45–59.
- [30] Murphy J., Riley J.P., A modified single solution for the determination of phosphate in natural waters, *Anal. Chim. Acta* 24 (1962) 31–36.
- [31] Pena G., Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : étang de Thau, thèse doct. univ. Montpellier-II (1989) 143 p.
- [32] Pena G., Picot B., Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau, *Oceanol. Acta* 14 (5) (1991) 459–472.
- [33] Rofés G., Savary M., Description d'un nouveau modèle de carottier pour sédiments fins, *Bull. Fr. Pisciculture* 283 (1981) 102–113.
- [34] Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., Orio A., Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice, *Mar. Poll. Bull.* 19 (2) (1988) 54–60.