

ACTION DES EPANDAGES DE CRAIE (ou CaCO_3) SUR LES VASES DES CLAIRES ET DES PARCS OSTREICOLES

par Michelle FEUILLET et Dominique GOULEAU
avec la collaboration technique de F. GUERGUIN et G. LAVAUX ⁽¹⁾

Introduction.

Depuis quelques années, de nombreux ostréiculteurs essaient d'utiliser la technique des épandages de craie ou de carbonate de calcium pulvérisé dans leurs claires et leurs parcs, à l'image de ce qui se fait en pisciculture dulçaquicole. Ces traitements à la craie permettraient de lutter contre l'envasement, favoriseraient un meilleur développement du phytoplancton, et par là auraient une incidence bénéfique sur la croissance des huîtres.

En effet, en eau douce, l'emploi de calcaire est utilisé avec succès, depuis les travaux de SAWYER (1964), dans une rivière anglaise et dans une ancienne cressonnière, où il constata une amélioration de la croissance des truites. En France, on a essayé de traiter certains cours d'eau en Normandie (CAGNIARD, 1965) et certains étangs dans les Landes (MARTY, 1972), où l'on a constaté une diminution de l'épaisseur de la vase et la réinstallation des herbiers de fond (CAPDEVIELLE *et al.*, 1973).

Parallèlement à ces expériences d'épandage de craie, des recherches ont été menées pour comprendre l'action de ces traitements, tant du point de vue microbiologique (LAURENT et SÉCHET, 1973), biologique (CAVELIER-JACQUEMAIN, 1977) et physique (ROFES, 1973). Elles indiquent que le carbonate de calcium agit en favorisant la minéralisation de la matière organique sédimentée sur les fonds, en diminuant l'eutrophisation des eaux et en structurant les vases déposées qui deviennent alors beaucoup plus sensibles à l'érosion.

Dans le milieu marin, le problème se pose différemment, bien que certaines observations, après le chaulage des claires à huîtres, aient montré un effet bénéfique sur les mollusques, lorsque le sol était pauvre en carbonates (LAMBERT et LADOUCE, 1950). En effet, l'eau de mer est généralement saturée en calcium, malgré certaines déficiences rencontrées dans les zones ostréicoles telles que les claires et les estuaires (MOREAU, 1970 ; MARIN, 1971 ; PAULMIER, 1972). D'autre part, le sol se trouvant au-dessous des huîtres s'enrichit en matières organiques par une pluie de fèces et de pseudo-fèces (décharges organiques des huîtres, ITO et IMAI, 1955). De plus, les conditions hydrodynamiques sont aussi bien différentes :

- a) très grands volumes d'eau mis en jeu par les marées sur les vastes zones émergentes provoquant une dilution importante ;
- b) renouvellement total des masses d'eau sur les parcs deux fois par jour ;
- c) courants moins importants en mer qu'en rivière, mais la houle et le clapot favorisent la remise en suspension des sédiments.

(1) M. FEUILLET et F. GUERGUIN : I.S.T.P.M. La Rochelle ;
D. GOULEAU et G. LAVAUX : Laboratoire de Géologie Marine de Nantes, E.R.A. 606.

C'est pour préciser l'action du carbonate de calcium sur les modifications de la cohésion de la vase, sur la minéralisation de la matière organique, ainsi que son incidence éventuelle sur la croissance des huîtres que nous avons entrepris cette étude dans deux types d'exploitations ostréicoles : parcs et claires à huîtres.

I. Méthodologie.

1° Produits utilisés et techniques d'épandages.

Nous avons utilisé deux types de carbonate de calcium. Le premier, fréquemment utilisé, est le Nautex, dont la teneur en carbonate de calcium est voisine de 99 %, avec quelques impuretés : argile, carbonate de magnésium, silice, oxyde de fer. Il provient d'une craie des carrières de Champagne, constituée en grande partie de plaquettes calcaires microscopiques : les coccolithes. Le second, est l'Hydral, extrait des calcaires turoniens de Saint-Césaire (Saintes, Charente-Maritime) ; il présente une teneur en CO_3Ca semblable à celle du nautex.

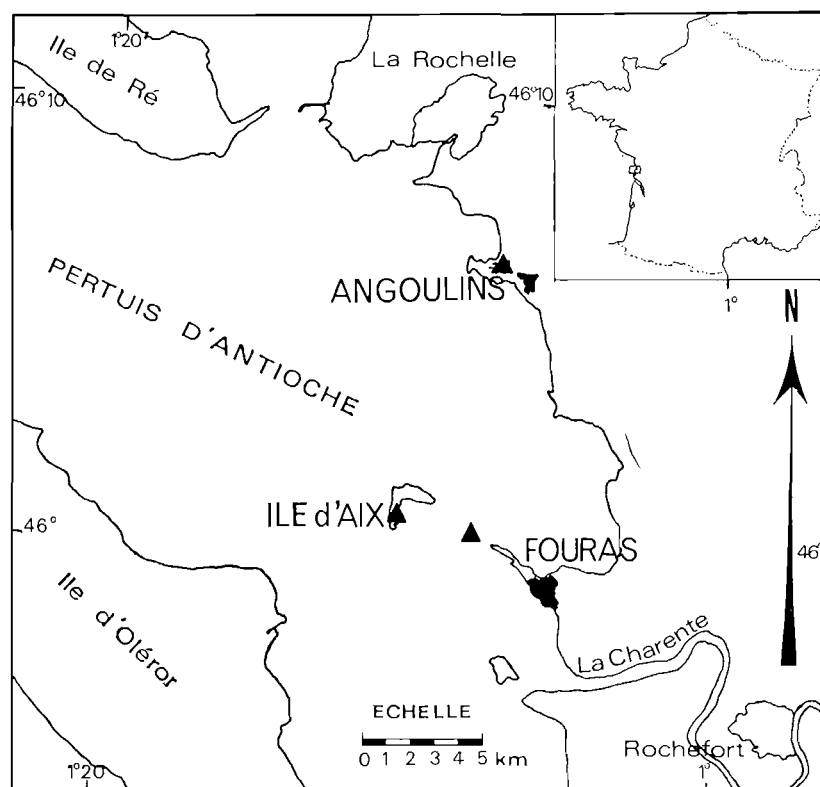


FIG. 1. — Emplacements des lieux d'observations.

Les deux produits ont une même finesse de mouture : 40 μm , mais l'hydral existe aussi en 80 μm . Ces amendements sont caractérisés par leur solubilité carbonique, de 95 % pour le nautex et l'hydral 40 μm , et de 85 % pour l'hydral 80 μm .

Les épandages, à raison de 0,5 kg au m^2 (CAPDEVIELLE *et al.*, 1973), ont été réalisés de plusieurs manières selon le site des expériences :

dans les claires, le carbonate est épandu comme un engrais à la surface de l'eau ; il tombe au fond, et le trouble formé disparaît rapidement : au bout de quelques jours la vase est recouverte d'une pellicule blanche ;

dans les parcs à huîtres, nous avons utilisé deux techniques : soit directement sur la vase découverte à marée basse, pour éviter une trop grande dilution, soit, pour les zones de parcs

très calmes, dans les premières vagues qui viennent recouvrir la vase lors de la remontée des eaux. Cette dernière technique a l'avantage de mieux répartir le carbonate de calcium et surtout de ne pas perturber l'interface du sédiment.

2° Lieux des expériences et chronologie des épandages (fig. 1).

1. Dans les claires.

La première série d'expériences a été réalisée à Angoulins (Charente-Maritime) entre mai 1973 et mars 1974, le premier épandage ayant eu lieu le 24 mai 1973. Un champ de douze claires mis à notre disposition nous a permis de répéter trois fois chaque traitement (une application de nautex 40 μm , deux d'hydral à 40 μm et à 80 μm) dans le but de comparer les actions du nautex et de l'hydral, et pour ce dernier l'efficacité du degré de mouture.

Une deuxième expérience a été conduite dans six claires de l'île d'Aix entre mars 1974 et avril 1975, avec de l'hydral seul.

L'incidence des traitements par le carbonate de calcium sur la croissance des huîtres a fait l'objet de deux expériences, l'une à L'Aiguillon (Vendée) entre juillet et novembre 1975, l'autre à Neyran (Soulac-sur-Mer, Gironde) au cours de l'année 1976. Malheureusement, au cours des années 1973 et 1974, les huîtres ont subi une mortalité naturelle très importante, ce qui nous a obligés à renouveler nos essais dans des régions différentes, et les résultats ne sont pas complets à ce jour.

2. Dans les parcs à huîtres.

Une étude plus importante a débuté en avril 1976, dans des parcs à huîtres de la région de Fort-d'Enet, Fouras (Charente-Maritime). Ces parcs sont situés au niveau moyen des basses mers de vives-eaux et accessibles seulement aux grandes marées pendant 1 h 30 à 2 h. Onze épandages ont été réalisés de mai 1976 à septembre 1977, soit tous les mois l'hiver, tous les deux mois l'été.

Actuellement, depuis septembre 1977, toujours à Fouras, nous traitons tous les deux mois une haute slikke, sans parc. Les actions hydrodynamiques n'y sont pas perturbées par la présence des tables à huîtres.

3° Paramètres étudiés et méthodes analytiques.

1. Sur les lieux d'observations.

Dans les claires à huîtres, nous avons procédé, avant tout épandage de carbonate de calcium, à des carottages en différents points (60 pour Angoulins, 30 pour Aix), pour obtenir un échantillonnage représentatif de la vase des parcelles. Le profil de chaque carotte est relevé, avec mention de la couleur, de l'odeur et de la présence de coquilles, avec prélèvements des différentes zones : vase ocre, vase noire et bri.

Par la suite, pour suivre l'action des épandages, nous avons fait 240 carottages et prélevé 120 échantillons pour les dosages du carbone et de l'azote organiques (les caractéristiques des couleurs ont été établies en utilisant le Munsell-Soil-color-chart sur des échantillons à l'état mouillé).

Dans les parcs à huîtres, pour suivre les conséquences des traitements par le carbonate de calcium sur la sédimentation et l'érosion des vases, nous avons effectué douze séries de prélèvements, avant chaque épandage. La vase superficielle était « écrémée » sur trois niveaux : 0 à 1 mm, 1 à 2 mm, 2 à 3 mm environ, toutes les 45 minutes pendant l'émersion, dans deux zones traitées et dans une zone témoin. 243 échantillons ont été récoltés.

Dans les claires et dans les parcs, les mesures de pH, de Eh et de température étaient faites immédiatement après les prélèvements. Le pH est déterminé avec un pH-mètre Taccussel comportant une électrode double concentrique, type TCBC II/HS, enfoncée directement dans les différentes zones de carottes étudiées ou dans le sédiment superficiel. Les mesures de Eh

ont été réalisées avec deux électrodes, celle du pH et une électrode de platine, type Pt2, toutes deux enfoncées comme précédemment.

2. Au laboratoire.

Après la récolte des échantillons sur les lieux d'observations, les études de laboratoires se répartissent selon deux types : analyses des échantillons et expériences *in vitro*.

a) Analyses.

Physiques.

Teneur en eau : exprimée comme le rapport du poids d'eau sur le poids de sédiment sec, multiplié par 100.

Granulométrie : la séparation de la fraction grossière de la fraction fine, limite 44 μm , est effectuée sous l'eau. La fraction fine, après destruction des carbonates par l'acide acétique (solution 0,3 M) et de la matière organique par l'eau oxygénée, est analysée par la méthode de la pipette d'Andreasen avec dispersion et défloculation au pyrophosphate de sodium.

Cohésion ou limite d'écoulement des vases des parcs. Mesure physique exprimée en dynes/cm², la cohésion représente les forces qui relient les particules sédimentaires entre elles. Elle est mesurée avec un viscosimètre Rhéotest type RV à corps tournant, à 12 vitesses de rotation, allant de 5/9 tr/mn à 253 tr/mn (GOULEAU, 1973).

Chimiques.

Sur le sédiment :

Carbonate de calcium ; l'échantillon est séché à l'air, désagrégé, passé sur un tamis de 0,200 mm afin d'éliminer les coquilles. Le CO_3Ca est dosé à l'aide du calcimètre Bernard sur le matériel finement broyé.

La matière organique ;

le carbone organique par la méthode d'ANNE (1945) par voie humide,

l'azote organique est dosé selon la méthode de KJELDAHL.

La capacité totale d'échange a été évaluée selon le protocole établi par B. Dabin (sd) pour les sols salés et calcaires. L'échantillon est saturé par un excès d'acétate de sodium ; les sels solubles et l'excès d'acétate sont entraînés par lavages à l'alcool, puis une percolation à l'acétate d'ammonium neutre déplace le sodium échangé qui correspond à la capacité totale d'échange. Le sodium est dosé par spectro-photométrie de flamme.

Les bases échangeables ont été déterminées en deux parties : $\text{Ca}^{++} - \text{Mg}^{++}$ d'une part. $\text{Na}^+ - \text{K}^+$ d'autre part selon la méthode de B. Dabin (Sogreah).

Sur l'eau interstitielle :

L'extraction des eaux interstitielles est faite dans les 24 heures après la récolte des échantillons par centrifugation à 3 000 tours pendant 10 mn. Les eaux sont filtrées sur membrane de 0,2 μm . Les éléments suivants ont été dosés : les chlorures par la méthode de Mohr ; la silice dissoute est déterminée par la méthode adaptée de Mullin et Riley (1955) ; les cations majeurs. L'ion Ca^{++} est dosé sur 5 cm³ d'échantillon, par complexométrie EDTA 5 g/l, avec la murexide comme indicateur ; précision de $\pm 2\%$.

5 cm³ d'eau sont dilués dans 50 cm³ et servent aux dosages suivants :

la somme $\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$ est dosée par complexométrie EDTA sur une aliquote de 5 cm³, avec le noir ériochrome. Le magnésium s'obtient par différence (précision $\pm 2\%$) ;

le potassium et le sodium sont dosés par photomètre de flamme (Electrosynthèse Ph. F. 62). La précision, étant donné les interactions possibles d'ions gênants, est de $\pm 5\%$, pouvant atteindre $\pm 10\%$ pour les concentrations plus élevées.

Les sels nutritifs dissous :

L'ammoniac a été dosé selon la méthode de KOROLEFF (1969) : en milieu basique ($8 < \text{pH} < 11,5$). Il réagit sur l'hypochlorite pour former une monochloramine qui, en présence de phénol et en

milieu oxydant (excès d'hypochlorite) forme un bleu d'indophénol. L'absorption est mesurée à 630 nm.

Les ions nitrates sont réduits en nitrites par passage de l'échantillon sur une colonne de limaille de cadmium amalgamée (méthode de MORRIS et RILEY, 1963, modifiée par STRICKLAND et PARSONS, 1968).

Les ions nitrites sont dosés au spectrophotomètre après avoir développé une teinte rose en ajoutant à l'échantillon une solution acide de sulfanilamide et une solution de N-(1-naphtyl)-éthylènediamine.

Le phosphore minéral soluble est déterminé selon la méthode de MURPHY et RILEY (1962). Les ions phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe que l'on réduit par l'acide ascorbique ; cette forme réduite, de coloration bleue, a un maximum d'absorption à 885 nm. La réaction de réduction est catalysée par l'antimonyl tartrate.

b) Expériences sur l'activité biologique du sol.

Activité biologique du sol : technique employée. Nous avons repris le protocole expérimental conseillé par RIGOMIER *et al.* (1968).

Les échantillons destinés à l'étude de la minéralisation carbonée par incubation (20 g de sédiment frais, ce qui correspond à l'humidité équivalente pF 3) ont été disposés au fond de bocaux de 1 litre, autour d'un béccher contenant une solution aqueuse de soude. La soude carbonatée est dosée par l'acide chlorhydrique. Certains bocaux reçoivent 1 gramme de carbonate pour 100, ce qui correspond aux 5 tonnes à l'hectare mises dans les claires. Deux bocaux sont traités, deux sont non traités et deux servent de témoins (« à blanc » avec les seuls réactifs). Le dégagement de CO₂ est suivi pendant sept jours.

L'incubation à 28° C de l'azote a été réalisée dans des flacons à plasma de 500 ml contenant 50 g de sédiments laissés à leur humidité naturelle. L'extraction de l'azote ammoniacal et nitrique a été réalisée par agitation mécanique avec 400 ml de Cl₂Ca en solution normale, le premier jour (témoin), puis les 7^e, 15^e, 30^e, 45^e, 60^e et 90^e jours. L'ammoniaque est dosé après distillation en présence de magnésie fraîchement calcinée.

La réduction des nitrates en ammoniaque est assurée par l'alliage Dewarda. Après une seconde distillation, on dose l'azote nitrique.

II. Variations chimiques.

Dans un premier temps nous examinerons les variations chimiques au sein du sédiment en suivant chronologiquement les essais effectués dans les différents sites. Puis nous décrirons les tests de minéralisation de la matière organique et les conséquences sur l'enrichissement en éléments nutritifs dissous dans les eaux interstitielles.

1° Variations chimiques au sein du sédiment.

1. Angoulins, mai 1973 - mars 1974 (voir profil et le schéma des claires traitées).

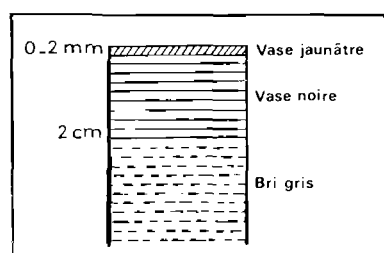


FIG. 2. — Profil type du sol des claires d'Angoulins.

a) Description du sédiment (fig. 2).

Toutes les carottes sont uniformes et présentent :

une pellicule superficielle jaunâtre épaisse de 0 à 0,2 cm, de couleur 10 YR 5/4 ;

une vase noire de 0,2 à 2 cm, couleur N 2/0 ;

au-dessous le bri, de couleur 5 GY 5/1.

La vase en surface contient en moyenne 95 % d'argile SL et 5 % de sable compris entre 650 μ m et 50 μ m. La teneur en calcaire varie entre 3 et 10 %.

		C %	N %	C/N	pH	Eh
I (Nautex)	Mai	1,20	0,10	11	7,3	+ 130
	Septembre	1,32	0,11	11,4	7,6	+ 110
	Novembre	1,23	0,14	8,7	7,4	+ 90
	Mars	1,04	0,15	6,8	7,2	+ 230
II (H ₈₀)	Mai	1,15	0,13	8,7	7,2	+ 50
	Septembre	1,35	0,11	11,3	7,8	+ 110
	Novembre	1,29	0,13	9,2	7,6	+ 30
	Mars	0,89	0,15	5,9	7,1	+ 170
III (H ₆₀)	Mai	1,50	0,15	9,5	7,3	+ 90
	Septembre	1,70	0,14	11,5	7,2	+ 90
	Novembre	1,70	0,14	11,4	7,4	+ 90
	Mars	1,32	0,18	7,2	7,2	+ 210
IV (H ₈₀)	Mai	0,78	0,09	8	7,5	+ 200
	Septembre	1,20	0,10	11,4	7,8	+ 160
	Novembre	1,10	0,13	8,2	7,4	+ 100
	Mars	0,79	0,10	7,6	6,8	+ 220
V (H ₄₀)	Mai	1,12	0,13	9,4	7,2	+ 230
	Septembre	1,05	0,14	11,2	8,1	+ 130
	Novembre	1,20	0,15	7,9	7,4	+ 80
	Mars	0,93	0,14	6,5	7,4	+ 150
VI T	Mai	1,35	0,15	9	7,2	+ 190
	Septembre	1,12	0,09	12,2	8,1	+ 190
	Novembre	1,44	0,15	9	7,5	+ 190
	Mars	1,41	0,15	9,2	7,2	+ 200
VII (Nautex)	Mai	1,07	0,13	8	7,5	+ 200
	Septembre	0,96	0,09	9,5	7,8	+ 180
	Novembre	1,21	0,12	9	7,4	+ 130
	Mars	1,15	0,11	10,3	7,1	+ 210
VIII T	Mai	1,10	0,13	9	7,3	+ 170
	Septembre	1,24	0,11	10,7	8,1	+ 170
	Novembre	1,15	0,12	9	7,4	+ 85
	Mars	1,38	0,12	11,2	7,8	+ 40
IX (H ₆₀)	Mai	1,38	0,14	9,4	7,5	+ 50
	Septembre	1,44	0,15	9,3	7,7	+ 70
	Novembre	1,26	0,14	8,5	7,4	+ 85
	Mars	1,57	0,15	10,2	7,8	+ 60
X (H ₈₀)	Mai	1,38	0,19	7	7,1	+ 90
	Septembre	1,63	0,18	9,5	8,4	+ 90
	Novembre	1,63	0,19	8,2	7,5	+ 70
	Mars	1,87	0,18	9,6	7,8	+ 20
XI (Nautex)	Mai	1,44	0,18	7,9	7,3	+ 140
	Septembre	1,60	0,13	11,8	8,4	+ 130
	Novembre	1,48	0,17	8,4	7,5	+ 160
	Mars	1,88	0,21	8,9	7,7	+ 190
XII T	Mai	1,63	0,21	7,5	7,6	+ 150
	Septembre	1,58	0,11	9,5	8,7	+ 200
	Novembre	1,59	0,19	8	7,6	+ 200
	Mars	1,37	0,22	6,2	7,6	+ 100

TABL. 1. *Clares d'Angoulins.*

b) Le pH (tabl. 1).

Le pH varie de 7,1 à 7,5 dans la vase noire. Il augmente en septembre, cette variation semblant saisonnière et non due à l'apport de CO_3Ca . En novembre, on note une diminution du pH. Des observations antérieures nous ont permis de faire des constatations analogues : pH plus élevé pendant les périodes hivernales et automnales qu'au cours du printemps et de l'été (FEUILLET (M.). — Contribution à l'étude des fonds ostréicoles du Marais des Loirs aux Sables-d'Olonne. — (à paraître) *Bull. Soc. Linnéenne de Normandie*). C'est ce qui se passe dans les sols agricoles où les pH baissent chaque fois qu'il y a production de CO_2 .

Une analyse de variance concernant les valeurs de pH rencontrées montrent que les traitements ne créent pas de différences significatives entre les claires traitées et les claires-témoins. Par contre, les pH varient de façon significative entre les différentes périodes saisonnières rencontrées.

c) Le Eh (tabl. 1).

Le Eh est le reflet direct de la teneur en oxygène de l'activité bactérienne et de la matière organique (ALGIER *et al.*, 1941 ; BURRONS et GORDON, 1936 ; WILLIS, 1943).

Pour que le fer ferrique soit réduit, il faut un potentiel inférieur à + 350 mV ; au-dessous de cette limite, le fer ferreux peut diffuser (PEARSALL et MORTIMER, 1939).

Pour un Eh de zéro millivolt, il y a apparition d'hydrogène sulfuré (EMERY, 1960).

L'échelle de corrosion suivie par les pédologues est :

moins de 100 mV : corrosion anaérobie très forte ;

100 à 200 mV : corrosion moyenne ;

200 à 400 mV : corrosion légère ;

au-dessous de 400 mV : plus de corrosion anaérobie (BERTHOIS, 1957).

Les sols des claires I, II IV et IX présentent une corrosion anaérobie très forte. Les autres claires ont une corrosion moyenne ; une seule claire, la V, n'est pas très affectée. Une odeur d'hydrogène sulfuré se dégage presque en permanence de la claire IX.

Au cours de la période de sédimentation considérée, la corrosion anaérobie a toujours existé dans toutes les claires. Une analyse de variance, suivie d'une décomposition orthogonale, montre que dans tous les cas, le milieu devient plus réduit après l'application des différentes sortes de carbonates.

d) La matière organique (tabl. 1).

La matière organique d'un sédiment est dosée indirectement par une détermination de la quantité du carbone organique ou de l'azote organique. Globalement, le pourcentage de matière organique totale ($\text{C} \times 1,8$) par rapport au poids de sédiment sec est relativement faible : aux environs de 3 %.

En considérant l'un et l'autre des composés organiques dosés, nous trouvons :

l'azote organique varie de 0,09 à 0,21 % du poids de sédiment sec avant traitement, et de 0,10 à 0,22 % après traitement. Sur le cycle d'observations, l'azote organique augmente presque toujours, que ce soit dans les claires traitées ou dans les claires-témoins ;

le carbone organique varie de 0,78 à 1,63 avant traitement, et de 0,79 à 1,88 % après traitement. Au cours du temps, la quantité de carbone organique subit de légères fluctuations.

Le rapport C/N traduit à la fois l'origine et le degré d'évolution de la matière organique : des valeurs élevées rendent compte d'une origine terrigène ; dans le cas contraire, la source serait plutôt planctonique, les organismes marins étant enrichis en composés azotés. De plus, le rapport C/N renseigne sur l'état d'avancement de la dégradation bactérienne des composés azotés, ceux-ci étant plus rapidement décomposés que les autres corps organiques. On sait que si la teneur en azote organique est faible, de l'azote minéral doit être introduit dans le milieu pour accélérer la décomposition.

Les claires I, II, III, IV et V présentent des rapports C/N inférieurs à 8 (TRASK, 1932, donne une moyenne de 8,4 pour les sédiments marins), qui peuvent atteindre 5,9, valeur correspondant au rapport rencontré dans le phytoplancton (BORDOVSKY, 1965).

Au cours de l'année de traitement, le rapport C/N fluctue. Au départ de l'expérimentation, il n'est pas très élevé : 8,5 en moyenne, les claires viennent de subir un assec⁽¹⁾ de trois mois et l'alternance dessiccation-humectation favorise la minéralisation de la matière organique (ARSJAD et GIDDENS, 1966 ; SAUERBECK, 1963). D'autre part on sait que dans les sols l'alternance des phases d'anaérobiose (saison humide) et d'aérobiose (saison sèche) sont prépondérantes dans l'évolution de la matière organique (DUCHAUFOUR, 1965).

En septembre, une diminution du taux d'azote organique et un apport du phytoplancton font remonter le rapport C/N à 11,0 en moyenne. La minéralisation semble plus aisée dans les claires traitées à l'hydral 40 µm et au nautex (accroissements moyens du C/N de 1,25 pour l'hydral 40 µm et de 1,9 pour le nautex), alors qu'elle est plus difficile dans les claires traitées à l'hydral 80 µm et dans les claires-témoins (accroissement moyen de 2,3).

En novembre, le rapport C/N diminue à nouveau (voir tableau). Après une année d'expérience, la vitesse de minéralisation est améliorée dans toutes les claires dites « anciennes » traitées. Dans les claires nouvellement creusées, le rapport C/N ne diminue pas.

La différence des résultats trouvés entre ces deux types de claires peut provenir de l'insuffisance de signification du rapport C/N. Ce rapport ne donnerait pas une image assez précise du phénomène de minéralisation comme nous le verrons plus loin.

Ce résultat peut être tributaire de la dose employée. L'influence de la quantité de carbonate à répandre par hectare a été étudiée dans une seconde expérience avec les doses suivantes : 2,5 tonnes, 5 et 10 t, avec trois répétitions pour chacune. Les apports de carbonate ont été fractionnés de façon à éviter une modification brutale des propriétés physico-chimiques du sol. Une analyse de variance montre que les différents tonnages n'influencent pas de façon significative les rapports C/N.

2. Ile d'Aix (mai 1974 - avril 1975).

Trois claires ont reçu de l'hydral 40 µm, trois autres ont servi de témoin. Nous avons procédé aux mêmes observations physico-chimiques que précédemment (voir tableau).

a) Description du sédiment (fig. 3).

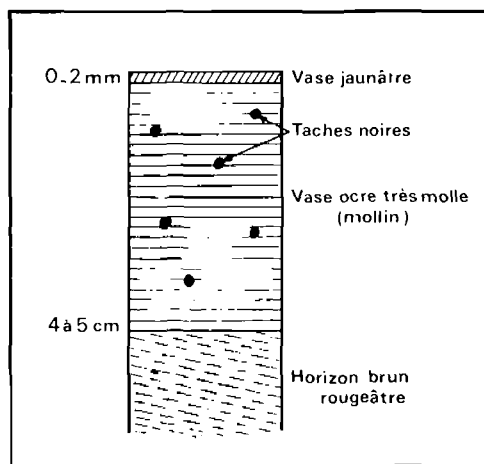


FIG. 3. — Profil type du sol des claires de l'île d'Aix.

Les carottes prélevées dans les différentes claires montrent des aspects différents. Le profil type est le suivant :

une pellicule superficielle jaunâtre (couleur IO YR 5/4), épaisse de 1 à 2 mm ;

une vase très molle (ou mollin) de couleur 2-5 Y 5/2 avec quelques tâches noires, épaisse de 4 à 5 cm en moyenne ;

un horizon brun rougeâtre 10 YR 3/3.

Ce profil varie cependant suivant les claires, des concrétions rouilles (accumulation de fer ferrique) de couleur 5 Y 4/5 apparaissent en certains endroits, et la vase noire caractéristique de l'apparition de mono-sulfure de fer peut varier en épaisseur.

Ces sédiments présentent une granulométrie comprenant 5 à 9 % de sables fins supérieurs à 40 µm et 91 à 95 % d'argiles comprises entre 20 et 40 µm. La teneur en carbonate varie de 4,7 à 7,3.

(1) Assec : lorsque les claires ne sont plus en service (à la fin de la saison, vente de Noël), en général en hiver, la claire est vidée et se déshydrate au soleil ; c'est alors qu'apparaissent les craquelures ou fentes de retrait, caractéristiques des argiles qui perdent leur eau. Pour remettre une claire en exploitation, les ostréiculteurs font boire la claire, c'est ce qu'on appelle « la mise en humeur ».

b) Le pH.

Avant l'épandage de l'hydral, le pH des sols varie entre 7,2 et 7,6. L'addition d'hydral ne modifie pas de façon significative.

c) Le Eh.

Le Eh atteint 300 à 370 mV, ce qui indique une corrosion relativement faible. On trouve cependant des valeurs atteignant seulement 50 mV, donc la corrosion anaérobie peut affecter ces sédiments.

d) La matière organique.

Le carbone organique varie de 0,93 à 1,52 % avant amendement, et de 0,84 à 1,12 % après traitement. L'azote organique varie de 0,12 à 0,18 % avant et de 0,13 à 0,15 % après. Le rapport C/N varie entre 5,6 et 8,5. Dans ces essais, la minéralisation de la matière organique ne semble pas être influencée de façon significative par le traitement à l'hydral.

e) Le complexe absorbant (tabl. 2).

Dans ces essais d'amendement, le complexe absorbant des sédiments traités et non traités a été suivi pendant l'année d'expérience. Le complexe absorbant représenté par les colloïdes électro-négatifs du sol est caractérisé par différentes constantes, comme la capacité totale d'échange T et la somme des cations échangeables S. Avant traitement, la capacité totale d'échange T reste voisine de 32 meq/100 g de sédiment.

N° des claires à huitres	Na+	K+	Ca++	Mg++	S	T	$\frac{S}{T} \times 100 = V$
A (Témoin)	9,69	3,33	10,30	2,50	25,82	27,66	93
B (Amendée)	9,51	3,46	7,76	0,50	21,23	21,9	96
C (Témoin)	9,17	3,889	12,70	4,0	29,76	30,9	96
D (Amendée)	8,73	4,82	7,76	1,0	22,31	22,9	97,4
E (Témoin)	9,69	3,89	12,94	4,5	31,02	34,6	89,6
F (Amendée)	9,69	4,53	10,40	2,0	26,62	27,64	96,30
Moyenne (Témoin)	9,51	3,70	11,98	3,66	28,87	31,05	92,87
Moyenne (Amendée)	9,31	4,27	8,64	2,66	23,39	24,14	96,56

TABL. 2. — Capacité totale d'échange, taux de saturation et éléments échangeables selon le protocole de B. Dabin pour sols salés et calcaires ; résultats exprimés en meq pour 1 000 g de sédiment sec.

RIGOMIER *et al.* ont trouvé des valeurs analogues dans les vases de la slikke de l'anse de L'Aiguillon. Le complexe absorbant est principalement constitué de sodium et de calcium. Le

rapport $\frac{S}{T} \times 100$, ou taux de saturation (V), indique que les sédiments sont encore loin de la saturation : 74 à 86 %, et que les ions H⁺ absorbés, ou acidité potentielle, peuvent être remplacés par des cations métalliques.

Après traitement, le taux de saturation a augmenté dans les sédiments-témoins et dans les sédiments amendés : 93 et 97 % ; le calcium a augmenté au détriment du sodium ; les autres cations restent en proportion équivalente. Il semble donc que les ions H⁺ ont été remplacés par des ions Ca⁺⁺, mais, comme le calcium a augmenté dans les deux types de sédiment, il est difficile de délier le traitement à l'hydral et les accroissements observés. Les variations

saisonniers seraient plus importantes que les effets de l'hydral et masqueraient en partie les bienfaits des traitements au carbonate de calcium.

2° Minéralisation de la matière organique. Incubation « in vitro ».

1. But des mesures « in vitro ».

L'intérêt des épreuves d'incubation *in vitro* est admis depuis longtemps. Il est reconnu qu'elles permettent de mieux se rendre compte des modalités de la minéralisation (FROMENT et TANCHE, 1972) : « mieux que ne feraient des dosages répétés effectués sur des échantillons fraîchement récoltés ». Ces tests d'activité biologique *in vitro* employés depuis longtemps en pédologie, définissent l'aptitude à la minéralisation d'un sol.

Cette aptitude s'exprime soit par le coefficient de minéralisation du carbone qui est le pourcentage de carbone minéralisable sous forme de CO_2 , au cours d'une incubation de sept jours par rapport au carbone total, soit le pourcentage d'azote minéralisé ($\text{NO}_3 + \text{NH}_3$) par rapport à l'azote total après une incubation de trente jours à 28°C . Le rapport carbone minéralisable / azote minéralisable donne selon DOMMERGUES (1960 a) des résultats plus nuancés que le classique rapport C/N « bien que ces deux coefficients soient entachés d'un caractère artificiel et conventionnel et qu'ils ne donnent des phénomènes de minéralisation qu'une image globale, ils n'en sont pas moins très pratiques, car ils permettent de se faire rapidement une idée assez précise du métabolisme de carbone et de l'azote dans le sol » (DOMMERGUES, 1960).

L'activation de la minéralisation de la matière organique par adjonction de CO_3Ca est un phénomène bien connu des agronomes (DOMMERGUES, 1960 : minéralisation du carbone ; BANG, 1970 : minéralisation de l'azote).

Nous savons d'après les travaux de BANG (1970) et BACHELIER (1968) que l'effet de CO_3Ca sur la minéralisation des produits azotés et carbonés est extrêmement net sur les sols hydro-morphes et acides.

Dans le sol des claires, nous avons vu que le pH était proche de la neutralité, parfois faiblement alcalin 7 à 8 ou légèrement acide. L'acidité se rencontre le plus souvent en dessous de 4 cm de profondeur. Ces variations sont dues aux processus biologiques. Par suite du métabolisme microbien, des dégagements acides assurent le passage du carbonate au bicarbonate.

L'action du carbonate ne peut être séparée de l'action du pH. Au cours de la minéralisation du carbone organique et la reprise de la vie microbienne, se trouvent libérés des acides organiques, qui eux peuvent favoriser la décarbonation des sédiments.

2. Techniques d'incubation « in vitro ».

On a suivi les techniques de DOMMERGUES (1960 a), sur une vase noire d'Angoulins, contenant 91 % d'argiles, 3 à 10 % de CO_3Ca , de 1,30 à 1,40 de carbone organique, de 0,13 à 0,14 d'azote organique, d'un pH de 7,5 à 7,7, d'un Eh de 150 à 200 mV.

3. Minéralisation du carbone.

L'activité biologique étudiée par le dégagement du CO_2 est très souvent employée en pédologie (DOMMERGUES, 1960 b ; BACHELIER, 1968 ; FROMENT, 1968 ; CALLEJA, 1964) et aussi en pédologie marine (RIGOMIER *et al.*, 1968 ; GHESTEM, 1965).

Résultats :

Sous l'influence du traitement par l'hydral, l'accélération de la minéralisation de la matière organique se fait sentir uniquement sur le dégagement journalier de CO_2 (voir fig. 4). Une analyse de variance sur l'accroissement du dégagement de CO_2 permet de conclure que le traitement a une influence sur le dégagement de CO_2 , et que le seuil est significatif à 1 %.

On peut exprimer les résultats de plusieurs manières.

Soit en milligrammes de carbone minéralisé pour 100 g de carbone organique total. C'est ce qu'on appelle « l'aptitude à la minéralisation » ou « coefficient de minéralisation » de DOMMERGUES (1960 a) :

$$\frac{C - CO_2 \times 100}{C \text{ total}}$$

où C- CO₂ représente la quantité, exprimée en mg. de gaz carbonique dégagé pour 100 g de sédiment en sept jours. Si on considère les moyennes, les sédiments non traités ont un coefficient inférieur à 4 (entre 3,2 et 4), les sédiments traités, supérieurs à 4 (de 3,4 à 4,8), or selon DOMMERGUES, plus le coefficient de minéralisation est élevé, plus le rendement est meilleur, surtout à partir de 4 (1960 a).

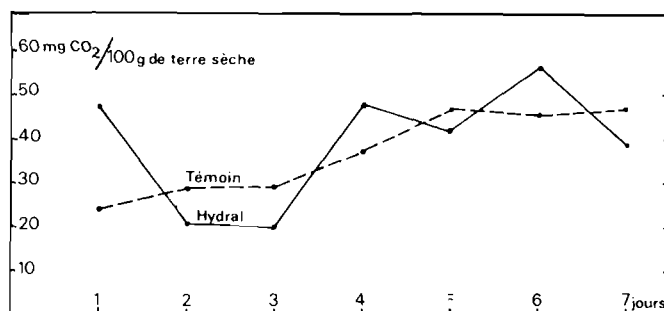


FIG. 4. — Incubation in vitro : évolution journalière de dégagement de CO₂.

Soit en milligrammes de gaz carbonique dégagé pour 100 g de sédiment sec, ce qui exprime l'activité potentielle globale du sédiment. Celle-ci est toujours supérieure dans les échantillons traités à l'hydral.

4. Minéralisation de l'azote.

Dans les sols, une fraction plus ou moins importante de l'azote organique se transforme en azote minéral sous l'action de la microflore, lorsque les sols sont placés dans des conditions bien précises. L'incubation est une méthode qui permet de suivre les étapes de la minéralisation des éléments organiques azotés. Cette technique a été utilisée, notamment en agronomie littorale, lors d'amendement de sols de polder (HARMSSEN, 1935, et VAN SCHREVEN, 1951).

Dans nos essais, nous avons suivi l'évolution de la minéralisation de la vase traitée et de la vase-témoin au cours des 7^e, 15^e, 30^e, 45^e, 60^e et 90^e jours. Comme pour le carbone, les résultats de la minéralisation de l'azote peuvent s'exprimer de deux manières différentes :

Jours d'incubation	Témoin Angoulins (moyenne)	Hydral Angoulins (moyenne)	Témoin Neyran (moyenne)	Hydral Neyran (moyenne)
7	0,56	0,75	0,77	0,74
15	0,45	0,45	0,31	0,49
30	0,45	0,86	0,77	0,93

TABL. 3. — Dynamique de la production d'ammoniaque au cours d'une épreuve d'incubation à 28° C (teneur exprimée en mg N(NH₃)/100 g de terre sèche).

en mg d'azote minéralisé pour 100 g de terre sèche, ce qui renseigne sur la quantité potentielle d'azote minéral mis à la disposition du zoo et du phytoplancton ;

en pourcentage par rapport à l'azote total, ce qui indique l'aptitude plus ou moins grande à la minéralisation de la matière organique (DROUINEAU et LEFÈVRE, 1949).

La production d'azote ammoniacal (tabl. 3) est plus importante dans les vases traitées à l'hydral où elle atteint 9,3‰, alors que dans les témoins, elle ne dépasse pas 7,7 mg‰ (valeurs

correspondant aux résultats de GHESTEM, 1965, dans une étude sur des prés salés). Quant à la production d'azote nitrique (tabl. 4), tout en restant faible (valeur maxima 7,7), elle se trouve supérieure à celle trouvée par GHESTEM. L'addition d'hydral permet d'élever légèrement cette valeur.

Jours d'incubation	Témoin (Angoulins)	Hydral (Angoulins)	Témoin (Neyran)	Hydral (Neyran)
7	0,18	0,34	0,15	0,19
15	0,43	0,90	0,5	0,69
30	0,30	0,45	0,31	0,77

TABL. 4. — Production de nitrates au cours de l'incubation des sols (teneur exprimée en mg $N(NO_3)/100$ g de terre sèche).

Le taux de minéralisation, en accord avec ceux trouvés par GEHU et GHESTEM (1965), RIGOMIER *et al.* (1971), reste faible, mais se trouve amélioré par l'apport de carbonate (de 70 % à Angoulins et de 60 % à Neyran) (tabl. 5). Une analyse de variance à deux facteurs contrôlés montre que l'action de l'hydral est bénéfique sur la formation d'azote minéral au cours d'une période d'incubation de 45 jours, au seuil de 1 %.

Nature des échantillons	Taux de minéralisation globale (en 30 jours) (moyenne)	Taux de nitrification (en 30 jours) (moyenne)
Témoin Angoulins	0,41	0,16
Témoin Neyran	0,5	0,16
Vase traitée (Angoulins)	0,72	0,25
Vase traitée (Neyran)	0,8	0,39

TABL. 5. — Coefficients de minéralisation (vases d'Angoulins et Neyran).

Enfin, un graphique (fig. 5), avec en abscisse le temps et en ordonnée la quantité d'azote minéral formé, montre que non seulement l'hydral assure une minéralisation moyenne supérieure,

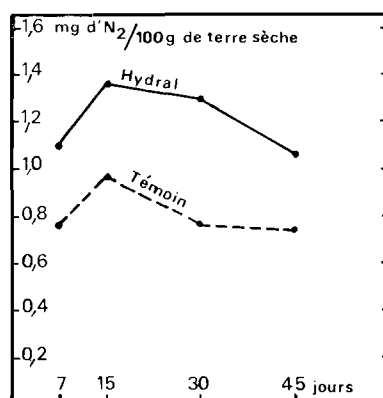


FIG. 5. — Azote minéralisable, au cours d'une incubation de 45 jours (mg d' N_2 pour 100 g de terre sèche).

mais qu'il prolonge cette minéralisation par rapport aux vases-témoins où la minéralisation se ralentit nettement au bout du 15^e jour. Ces résultats concernent des échantillons prélevés dans les claires d'Angoulins. Le même test présente quelques différences avec la vase des claires de Neyran. Dans cette dernière, la production d'ammoniac n'est pas favorisée par l'apport de carbonate, comme elle l'est dans la vase d'Angoulins ; l'augmentation par rapport au témoin est faible. La production de nitrates est plus lente à se produire. Si les taux de minéralisation globale sont semblables pour les deux vases, le taux de nitrification présente une différence. Le traitement semble ne pas avoir la même action sur ces deux échantillons d'origine différente.

L'analyse de variance effectuée pour les vases de Neyran ne permet pas de prouver que l'adjonction d'hydral accélère la minéralisation de la matière organique ; cette analyse n'est pas significative.

Si nous considérons ce qui se passe au niveau des témoins, nous constatons que la formation d'ammoniac se fait aussi bien sans apport d'hydral. La minéralisation de la matière organique

à Neyran se fait sans trop de difficultés, du moins en surface (2 cm). La couleur ocre de la vase est déjà un indice d'un milieu plus aéré.

Ces incubations *in vitro* montrent que le carbonate ne devra pas être ajouté à n'importe quelles claires, mais seulement aux vases présentant des difficultés dans la minéralisation de leur matière organique.

5. Conclusion sur ces incubations « *in vitro* ».

Ces résultats sur ces incubations *in vitro* démontrent que le carbonate de calcium accélère l'enrichissement du milieu vase + eau en éléments assimilables par le phytoplancton. De nombreux auteurs s'accordent pour considérer l'azote comme un facteur limitant de la photosynthèse, RYTHER et DUNSTAN (1971), VINCE et VALIELA (1973). L'épandage de carbonate de calcium a donc un effet bénéfique pour la production primaire dans des vases à faible minéralisation, et non dans les vases à forte minéralisation par un enrichissement au sein du sédiment qui se transmet au milieu marin par l'intermédiaire des eaux interstitielles. En effet, les eaux interstitielles dans les claires à huîtres sont riches en ammoniac (FEUILLET, 1971). Il existe un gradient entre les eaux d'imbibition de la vase et l'eau susjacente. C'est dans l'interface eau/sédiment que se font les enrichissements et échanges entre sédiment et eau libre. L'épandage de carbonate de calcium accélérant et maintenant un haut niveau de minéralisation de la matière organique va donc enrichir les eaux interstitielles et augmenter les échanges avec l'eau libre. C'est ce que l'on va décrire maintenant, dans les parcs à huîtres de Fouras.

3° *Éléments nutritifs dans les eaux interstitielles des parcs à huîtres de Fouras (avril 1976 à octobre 1977).*

Dans certains parcs à huîtres de Fort-Enet, à Fouras (Charente-Maritime), la sédimentation fine est très active, au point de gêner l'exploitation. Un essai de dévasement par épandage d'hydral, à marée basse, a permis de suivre l'évolution de la reminéralisation de la matière organique en milieu marin.

1. Caractéristiques du sédiment.

Les vases sont très fines : 90 % de particules inférieures à 40 μm . Leur teneur en eau varie de 400 % à 250 % au cours des brefs moments d'émersion. Elles contiennent entre 1,5 et 2 % de carbone organique et de 7 à 12 % de carbonates naturels.

Les paramètres sont suivis dans trois niveaux, à partir de l'interface : 0 à 1 mm environ, 1 à 2 et 2 à 3 mm. La coloration des vases est peu variable, en général ocre, mais avec parfois des passées noires, surtout dans le 3^e niveau, marquant ainsi la présence de monosulfure de fer.

2. Propriétés physico-chimiques.

Variations du pH (moyenne de 80 échantillons)			
en fonction du niveau sans considérer le traitement		en fonction du traitement pour les trois niveaux	
0 - 1 mm	7,45	Zone témoin	7,50
1 - 2 mm	7,30	Zone traitée (aval)	7,15
2 - 3 mm	7,25	Zone traitée (amont)	7,25

Le *pH* reste compris entre 7,0 et 7,7, avec des fluctuations saisonnières, abaissement général au cours de la période hivernale, analogues à celles rencontrées dans les claires d'Angoulins. Mais d'autres variations sont plus intéressantes, comme le montre le tableau ci-dessus.

variations verticales : pH plus alcalin en surface,

variations provoquées par le traitement : acidification des trois couches observées.

Le *Eh* : le potentiel d'oxydo-réduction est très variable au cours des deux années de mesures (fig. 6) et semble suivre les évolutions du phytobenthos. Le traitement à l'hydral abaisse le *Eh*

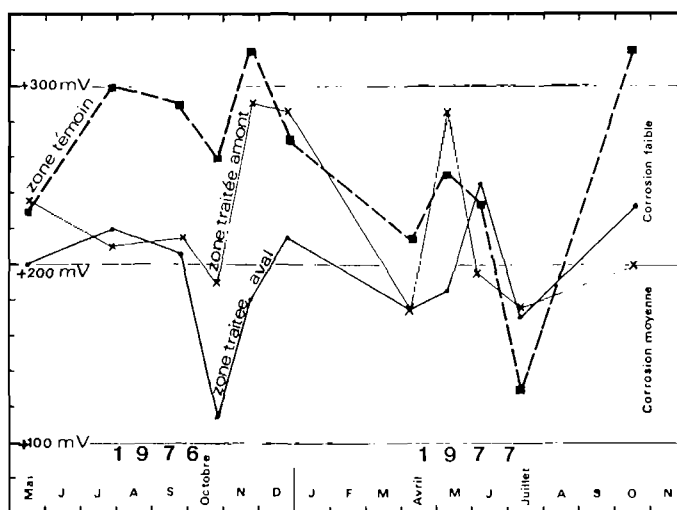


FIG. 6. — Variations saisonnières du *Eh* de l'ensemble des trois niveaux des zones-témoins et traitées, en aval et en amont.

de 30 à 60 mV en moyenne par rapport à la zone-témoin, ce qui a pour résultat d'augmenter la corrosion anaérobie, principalement dans les niveaux 1-2 mm et 2-3 mm, voir le tableau ci-dessous, analogue à celui du pH.

Variations du <i>Eh</i> (moyenne de 80 échantillons)			
en fonction du niveau sans considérer le traitement		en fonction du traitement pour les trois niveaux	
0 - 1 mm	+ 255 mV	Témoin	255 mV
1 - 2 mm	+ 210 mV	Zone traitée (aval)	195 mV
2 - 3 mm	+ 195 mV	Zone traitée (amont)	225 mV

3. Chlorosité des eaux interstitielles (fig. 7).

Les eaux interstitielles ont une chlorosité légèrement influencée par l'estuaire de la Charente dont les eaux saumâtres s'écoulent sur les parcs vers la fin du jusant. L'abaissement de la chlorosité peut atteindre 30 %, en mars 1977 par exemple, mais est de l'ordre de 10 % en moyenne pour la période d'observation. Il faudra en tenir compte, car les eaux continentales sont riches en sels nutritifs, hérités des engrais agricoles ou des pollutions par les usines et les agglomérations situées le long du cours de la Charente (SALVADORI, 1976). On ne trouve pas l'augmentation de la chlorosité par évaporation (GOULEAU, 1975), car les temps d'émersion sont très brefs sur ces parcs situés au niveau des basses mers de vives-eaux.

4. Les sels nutritifs dissous.

Les eaux interstitielles des vases de ces parcs à huîtres sont plus riches en sels nutritifs dissous de quatre à cinq fois par rapport aux eaux qui baignent ces parcs. Le sédiment va donc

pouvoir procurer aux eaux de l'interface, une grande partie des éléments nutritifs assimilables nécessaires à la productivité primaire.

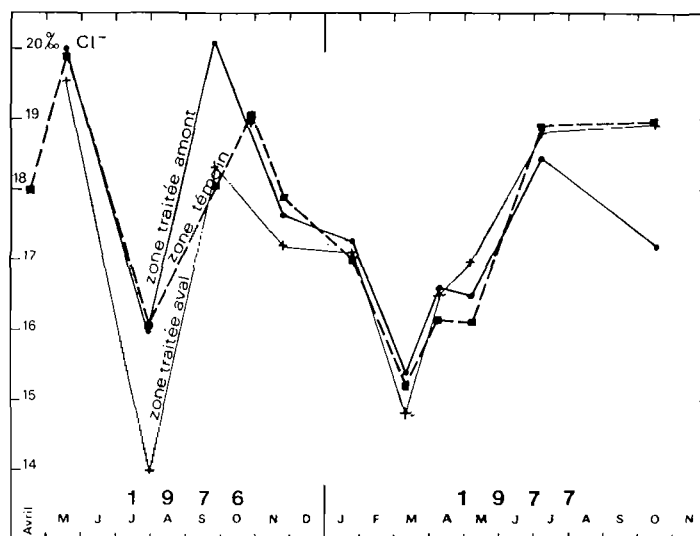


FIG. 7. — Variations de la chlorosité moyenne, sur trois niveaux, des eaux interstitielles des zones-témoins et traitées, en aval et en amont.

a) Les éléments azotés (fig. 8).

Trois courbes montrent les productions azotées $N-NH_3$, $N-NO_3$ et $N-NO_2$ en fonction du temps, dans les zones traitées (amont et aval) au carbonate de calcium et dans la zone-témoin.

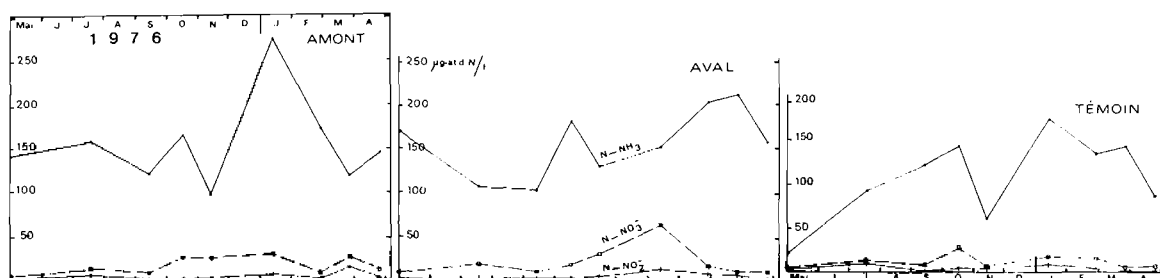


FIG. 8. — Variations des éléments nutritifs azotés dissous dans les eaux interstitielles des zones-témoins et traitées, en aval et en amont (moyenne sur les trois niveaux d'observations).

Dans les parcs traités ou dans le parc-témoin, l'ammoniac est toujours la forme d'azote la plus abondante avec jusqu'à 213 µatg N/litre. Les maxima se présentent avec un léger décalage en octobre et janvier pour la zone aval, en octobre et en mars-avril pour la zone amont.

Enfin les valeurs dans la zone-témoin sont toujours plus faibles que celles des autres zones, avec un appauvrissement très marqué en mai, correspondant à un début d'épuisement en ammoniac à la suite des explosions phytobenthiques et phytoplanctoniques.

Les nitrites sont toujours présents, parfois en quantité très faible, comme au cours des mois de mai et de septembre. L'apport de carbonate ne semble pas modifier leur concentration.

Par contre la production de nitrates est plus élevée, dans son ensemble, dans les parcs traités que dans le parc-témoin, les fluctuations saisonnières suivent celles de l'ammoniac.

b) La silice (fig. 9).

La silice est presque constamment plus élevée dans les zones traitées que dans la zone-témoin et subit aussi des fluctuations saisonnières. Les minima se situent en septembre-novembre pour

le parc-témoin. Pour les parcs traités, les minima sont moins nets et on note des enrichissements en octobre et en avril-mai. Le traitement par le carbonate de calcium semble donc éliminer la chute de production de silice de septembre-novembre.

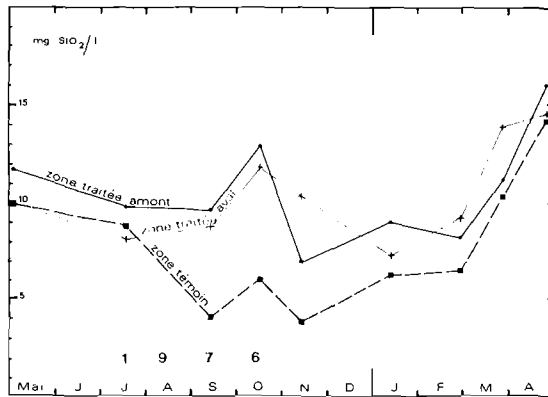


FIG. 9. — Variations saisonnières de la silice dissoute des eaux interstitielles des zones-témoins et traitées, en aval et en amont (moyenne sur les trois niveaux d'observation).

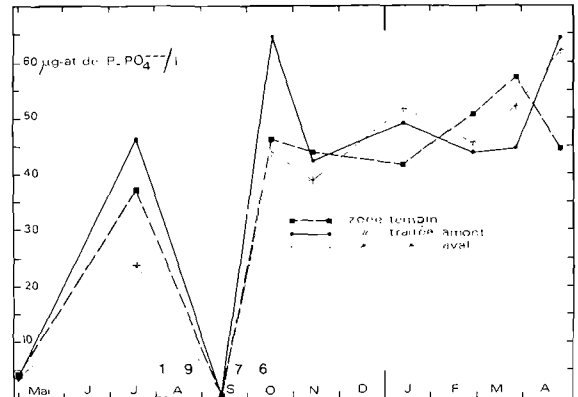


FIG. 10. — Variations saisonnières du $P-PO_4$ dissous dans les eaux interstitielles des zones-témoins et traitées, en aval et en amont (moyenne sur les trois niveaux d'observation).

c) Les phosphates (fig. 10).

Les phosphates présentent deux minima très marqués, en mai et en septembre ($0,5 \mu\text{atg/l}$). Il n'existe pas de différence notable entre les zones traitées et non traitées, lorsque les teneurs sont très fortes (entre 40 et $60 \mu\text{atg/l}$ de $P-PO_4$).

5. Interactions entre les facteurs : date, profondeur, durée d'émersion et le traitement à l'hydral.

Pour déterminer les interactions entre les facteurs, traitement à l'hydral, date, profondeur et durée d'émersion, nous avons testé statistiquement tous nos résultats. L'analyse factorielle sur ordinateur permet de déceler l'influence réciproque des différents facteurs dans l'évolution de la production de certains éléments nutritifs (1).

Trois des « effets principaux », le traitement, la profondeur, la date, sont hautement significatifs, au seuil de 1 %, et favorisent une augmentation d'ammoniac, de nitrate et de silice.

Une décomposition orthogonale (test de comparaison) entre la zone-témoin et les parcelles traitées montre que l'ensemble du traitement à l'hydral est significativement différent des témoins, au seuil de 1 %.

Seul le temps d'émersion n'apparaît pas significatif, car il n'est pas suffisamment long pour se faire sentir d'une manière globale.

La production d'ammoniac, de nitrate et de silice est modifiée par le traitement et la date, interaction du 1^{er} degré, comme le laissaient prévoir les graphiques.

Pour la silice, deux interactions supplémentaires interviennent. L'une du premier degré entre le traitement et la profondeur : influence du niveau de prélèvement en fonction du traitement : plus de silice dans les zones traitées et augmentation en fonction de la profondeur. L'autre est du 2^e ordre : traitement, profondeur et date où dans ce cas intervient la consommation de silice par les diatomées (printemps et automne).

Cette étude statistique nous permet donc de vérifier la signification, au cours d'une année, des augmentations en ammoniac, en nitrate et en silice par apport de CO_3Ca en poudre dans les parcs à huitres. Ceci est particulièrement important pour la production d' NH_3 ; d'après ROWE *et al.* (1975), l'ammoniac reminéralisé à partir de la matière organique sédimentée pourrait procurer une grande fraction de l'azote nécessaire à la photosynthèse.

(1) Les calculs ont été faits au Centre de Nantes et nous tenons à remercier MM. Cadiou et Delaporte. M. Chevalier doit être particulièrement remercié pour avoir fait l'interprétation statistique des résultats.

Nous constatons une grande richesse des eaux interstitielles en NH_3 , mais nous pouvons maintenant, à la demande, l'augmenter encore par traitement des vases avec du carbonate de calcium pulvérisé, de même pour les nitrates et la silice.

Conclusion.

L'épandage de carbonate de calcium pulvérisé a donc une action physico-chimique sur les vases : abaissement du pH de 0,2 à 0,4 unité, abaissement du Eh de 30 à 60 mV, d'où corrosion anaérobie plus élevée ; une action chimique sur les eaux interstitielles, augmentation des sels nutritifs et régulation des teneurs lors des déficits créés par les floraisons du phytoplancton en améliorant la minéralisation de la matière organique sédimentée ; enfin une action biologique en favorisant une plus forte productivité primaire.

III. Variations des propriétés physico-mécaniques.

Le traitement des vases par le carbonate de calcium pulvérisé agit aussi sur les propriétés physico-mécaniques des sédiments : teneur en eau, cohésion, résistance à l'érosion, dont voici les résultats.

1° La teneur en eau.

Elle est définie comme étant le rapport du poids de l'eau sur le poids du sédiment sec exprimé en pourcentage, la teneur en eau traduit un état de consistance du mélange eau-sédiment (pour des sédiments ayant une composition granulométrique voisine, ce qui est le cas dans la zone des parcs à huîtres étudiés).

En considérant les trois niveaux, 0-1, 1-2, 2-3 mm, la teneur en eau varie, en moyenne, de 355 % à 250 % dans la zone-témoin, et de 300 % à 255 % pour les zones traitées. On remarque, aussi bien niveau par niveau que heure par heure, que la teneur en eau est toujours plus élevée dans le parc-témoin que dans les parcs traités. Ceci résulte de deux phénomènes :

l'un est le dépôt continu de « mollin » dans la zone-témoin alors qu'il semble que cette sédimentation ne se fasse plus dans les zones traitées ;

un tassement plus rapide de l'interface et des couches plus profondes se produirait par l'action de l'hydraul, et sans dépôt de « mollin ».

2° La cohésion.

Mesure physique, exprimée en dynes/cm², la cohésion des vases représente les forces qui relient les particules sédimentaires entre elles dans le milieu aqueux. Elle est donc une fonction directe de la concentration en sédiment sec, ou une fonction inverse de la teneur en eau (fig. 11). Les sédiments traités et non traités présentent sur le graphe « cohésion-concentration en sédiment sec » deux familles de points, bien qu'appartenant au même ensemble. L'une a une faible cohésion de 200 à 600 dynes/cm² pour des concentrations de 250 g/l à 360 g/l correspondant aux vases non traités ; l'autre a une cohésion plus forte, de 300 à 1 100 dynes/cm², pour des

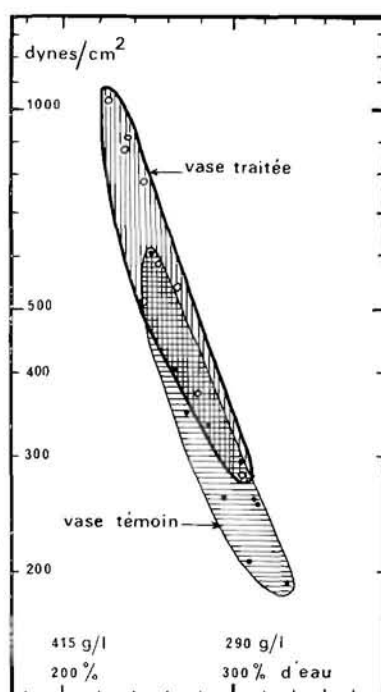


FIG. 11. — Relations « Cohésion-Concentration en sédiment sec (ou teneur en eau) » des vases-témoins et traités à l'Hydral ; deux familles d'un même ensemble se distinguent ; vase traitée et vase-témoin.

concentrations en sédiment sec plus élevées, de 290 g/l à 385 g/l, représentant les vases traitées. Cette dualité reflète les observations précédentes sur les teneurs en eau, présence de « mollin » dans la zone non traitée, vase plus dure dans les parcs traités.

3° Erosion et courants.

Les vitesses de courant nécessaires pour éroder les vases sont directement corrélables à la teneur en eau et à la cohésion des sédiments (MIGNOT, 1968 ; GOULEAU, 1975). Ainsi pour une vase de 335 % d'eau, soit 260 g/l de sédiment sec, de cohésion 200 dynes/cm², il faudrait un courant de 1 nœud environ pour remettre les particules en suspension. Pour une vase de 225 % d'eau, soit 380 g/l, et de cohésion 1 050 dynes/cm², le courant nécessaire serait de 2 nœuds. Ces vitesses se rencontrent parfois dans le milieu marin côtier, lors des vives-eaux et aux moments de montée et de descente maximum. De plus, l'érosion est facilitée par la houle, le déferlement des vagues et le clapot. Ces derniers facteurs, avec une énergie beaucoup plus faible que celle nécessaire à l'arrachement des particules du substrat, assurent le maintien en suspension et le transport des sédiments, longtemps après une tempête ou un vent violent qui leur a donné naissance.

Mais dans les parcs à huîtres étudiés jusqu'à présent, les actions érosives des facteurs énumérés ci-dessus sont amoindries par les tables qui, au contraire, favorisent la sédimentation par décantation en eau plus calme.

On est alors confronté à un problème fondamental : le carbonate de calcium peut aider à dévaser les parcs, mais il est absolument nécessaire d'avoir un courant important. Une expérience, en milieu semi-artificiel, le prouve de façon très nette. Un canal d'évacuation d'un bassin, dans un établissement ostréicole, d'une longueur de 2 m, présentait sur le fond une épaisseur de vase d'environ 10 cm. On a déversé environ 1 kg d'hydral sur toute la longueur du canal. Quatre jours après l'épandage, on observait des boursofflures, et peu à peu, le niveau de la vase se mit à baisser. En huit jours, le canal fut nettoyé. L'hydral avait déstructuré la vase, et le courant de chasse du bassin avait entraîné le sédiment vers la mer, aux grandes surprises et satisfaction du propriétaire qui devait curer régulièrement son canal avec une pelle.

Conclusion.

Ces essais de dévasement des parcs à huîtres, par épandage de carbonate de calcium pulvérisé, sont très prometteurs. Le milieu marin se prête à ce genre de traitement, de la même manière que les lacs et les cours d'eau. Une exigence demeure cependant : l'existence de courants suffisamment forts pour éroder et évacuer les vases traitées. A l'intérieur des parcs à huîtres, entre les tables, les courants sont souvent trop faibles pour que le traitement soit efficace, rapide et complet. Des essais, actuellement en cours dans une zone sans parcs, permettront sans doute d'améliorer les techniques et de définir un processus de mise en application aisé et efficace.

Conclusions générales.

Ces expériences d'amendement des sols des claires à huîtres et de dévasement des parcs à huîtres par épandage de carbonate de calcium pulvérisé (hydral ou nautex) montrent que le carbonate agit de la même façon dans les eaux salées que dans les eaux douces, bien que les domaines d'application soient très différents.

En milieu marin, de nombreux problèmes se posent et compliquent les possibilités d'action du carbonate.

L'eau de mer est presque toujours saturée en ion calcium.

La sédimentation est très active, surtout dans les parcs à huîtres où les coquillages filtrent l'eau et rejettent des fèces.

Les installations conchylicoles favorisent les dépôts en brisant les courants et la houle qui ont un pouvoir d'érosion important.

Il y a un renouvellement biquotidien des masses d'eau qui baignent les concessions ostréicoles.

Néanmoins, l'action des épandages de carbonate de calcium se traduit par :

Une action physico-chimique : abaissement du pH et du potentiel d'oxydo-réduction des vases, ce qui favorise une corrosion anaérobie de la matière organique.

Une action minéralisatrice de la matière organique : lorsque les processus de sa transformation sont bloqués.

Une action chimique et nutritive : régularisation des teneurs en sels nutritifs des eaux interstitielles de l'interface qui enrichissent les eaux baignant les parcs ou les claires. En effet, il y a atténuation des déficits saisonniers en sels nutritifs dus aux poussées de production primaire au printemps et à l'automne ; ce qui permet une activité biologique plus régulière pendant toute l'année.

Une action mécanique sur les vases : destructuration ou défloculation, permettant une érosion plus facile lorsque les courants sont suffisamment forts pour entraîner les particules.

Manuscrit déposé le 15 janvier 1979.

BIBLIOGRAPHIE

- ALGEIER *et al.*, 1941. — Oxydation, reduction potentials and pH of lake waters and lake sediments. — *Eidvondin sosfrmy Dvi. Ytsnd*, **44** : 115-133.
- ANNE (P.), 1945. — Sur le dosage rapide du carbone organique des sols. — *Ann. Agron.*, **2** : 161-172.
- ARSJAD (S.) et GIDDENS (J.), 1966. — Effect of added plant tissue on decomposition of soil organic matter under different wetting and drying cycles. — *Soil. Sci. Amer. Proc.*, **30** : 457-460.
- BACHELIER (G.), 1968. — Contribution à l'étude de la minéralisation du carbone des sols. — *Mém. O.R.S.T.O.M.*, **30** : 145 p.
- BANG (N.-C.), 1970. — Evolution de l'azote assimilable dans les sols tropicaux (Effet de divers facteurs sur la minéralisation, température, pH, degré d'humidité, engrais de diverses natures). — *Agronomie trop.*, **25** (12) : 1044-1047.
- BERTHOIS (L.), 1957. — Recherches sur les sédiments de la mer du Nord et de la mer d'Irlande. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **21** (4) : 485-554.
- BORDOWSKIY (O.K.), 1965. — Transformation of organic matter in bottom sediments and its early diagenesis. — *Mar. geol.*, **3** : 83-114.
- BURROWS (W.) et GORDON (T.C.), 1936. — The influence of the decomposition of organic matter on the oxidation-reduction of soils. — *Soil Sci.*, **42** : 1-10.
- CAPDEVIELLE *et al.*, 1973. — La lutte contre l'envasement des étangs landais par épandage de craie. — *Bull. cent. Etud. Rech. sci. Biarritz*, **9** (3) : 251-253.
- CAVELIER-JACQUEMAIN, 1977. — Traitement du bassin de Sainte-Suzanne par la craie en poudre. Thèse 3^e cycle, Université de Rennes, 1 vol.
- COLLIER (A.), 1959. — Some observations on the respiration of the American oyster *Crassostrea virginica* (GMELIN). — *Publ. Ins. mar. Sci.*, **6** : 92-108.
- DABIN (B.), (s.d.). — Dosage des bases échangeables et de la capacité d'échange dans les sols salés. — O.R.S.T.O.M., Paris, 5 p.
- DOMMERGUES (Y.), 1960 a. — La notion de coefficient de minéralisation du carbone dans les sols. — *Agronomie trop.*, **1** : 54-60.
- 1960 b. — Un exemple d'utilisation des techniques biologiques dans la caractérisation des types pédologiques. — **15** (1) : 61-72.
- DROUINEAU (G.) et LEFEBVRE (G.), 1949. — Première contribution à l'étude de l'azote minéralisable dans les sols. — *Ann. Agron.*, **19** : 518-536.
- DUCHAUFOUR (Ph.), 1965. — Précis de Pédologie. — Paaris, MASSON et C^{ie}, éd., 482 p.
- EMERY (K.O.), ORR (W.L.) et RITTENBERG (S.C.), 1955. — Regeneration of nutrient in sediments of marine basins. — *Deep-Sea Res.*, **13** : 23 p.
- FEUILLET (M.), 1971. — Relations entre les eaux interstitielles des fonds sédimentaires ostréicoles et le milieu hydrobiologique, le bassin des Chasses des Sables-d'Olonne. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (4) : 435-442.
- FROMENT (A.) et TANCHE (M.), 1972. — L'utilisation du facteur azote dans la caractérisation des groupes écologiques le long d'un transect de la région d'Eprave-Rochefort. — *Bull. Soc. roy. Bot. Belg.*, **105** : 157 p.

- GAGNIARD (A.), 1966. — Bilan d'une année « de craie ». — *Piscicult. fr.*, **6** : 31-34.
- GALTSOFF (P.S.), 1964. — The American oyster, *Crassostrea virginica* (GMELIN). — *Fish. Bull. Fish. Wild. Serv.*, **64** : 1-480.
- GEHU (J.-M.) et GHESTEM (A.), 1965. — La minéralisation expérimentale de l'azote organique de deux systèmes pédobiotiques littoraux naturels : dunes et prés salés. — *Ann. Inst. Pasteur*, **109** : 136-152.
- GHESTEM (A.), 1966. — Etude des prés salés de la baie de Canche en relation avec les caractères physico-chimiques, biochimiques et microbiologiques des sédiments. — Thèse pharmacie, Lille, 148 p.
- GOULEAU (D.), 1973. — Sur trois états de la couche superficielle des vasières littorales atlantiques définis par leurs propriétés rhéologiques et leur microstructure. — *C.R. Acad. Sciences Paris*, série D, **276** : 3119-3122.
- 1975. — Les premiers stades de la sédimentation sur les vasières littorales atlantiques. Rôle de l'émersion. — Thèse d'Etat, Université de Nantes, 2 vol.
- HARMSSEN (G.W.), 1935. — De microbiologie der Zuiderzee gronden Landbouwk. tijdschr **47** : 852-875.
- ITO (S.) et IMAI (T.), 1955. — Ecology of oyster bed I. on the decline of productivity due to repeated Cultures. — *Tohoku j. agric. Res.*, **5** (4) : 251-268.
- LAMBERT (L.) et LADOUCE (R.), 1950. — Application des engrais à l'ostréiculture. — *Bull. inform. et doc. Off. Pêches marit.*, n° 5.
- LAURENT (M.) et SECHET (J.), 1973. — Etude microbiologique de l'influence de la craie sur la vase des étangs. — *Ann. Hydrobiol.*, **11**.
- LOOSANOFF (V.), 1958. — Some aspects of behaviours of oyster at different temperatures. — *Biol. Bull.*, **114** : 57-70.
- MARIN (J.), 1971. — Etude physico-chimique de l'estuaire du Belon. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **35** (2) : 109-152.
- MARTY (C.), 1972. — Etude microbiologique de l'influence du carbonate de calcium sur la vase de l'étang de Léon. — Dip. Et. Sup. Univ. Bordeaux, 67 p.
- MIGNIOT (C.), 1968. — Etude des propriétés physiques de différents sédiments très fins et de leur comportement sous des actions hydrodynamiques. — *La Houille Blanche*, **7** : 591-620.
- MOREAU (J.), 1970. — Contribution aux recherches écologiques sur les claires à huîtres du bassin de Marennes-Oléron. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **34** (4) : 381-466.
- MULLIN (J.B.) et RILEY (J.P.), 1955. — The spectrophotometric determination of nitrate in natural waters with particular reference to sea water. — *Anal. chem. Acta*, **12** : 464-480.
- PAULMIER (G.), 1972. — Seston, phytoplancton et microphytobenthos en rivière d'Auray. Leur rôle dans le cycle biologique des huîtres (*Ostrea edulis* L.). — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **36** (4) : 373-498.
- RIGOMIER (D.), DUPUIS (J.) et JAMBU (P.), 1971. — Les phénomènes de maturation du sol et leur incidence sur les modifications de l'activité biologique dans une séquence d'assèchement de vases marines (prés salés et polders de l'anse de l'Aiguillon). — *Rev. géophys. et géodyn.*, **13** (2) : 101-122.
- RYTHER (J.H.) et DUNSTAN (W.M.), 1971. — Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the costal marine environment. — *Science*, N.Y., **171** : 1008-1013.
- ROFES (G.), 1975. — Influence de la craie en poudre sur les fonds envasés en eau courante. — *Bull. fr. piscicult.*, **258** : 1-14.
- ROWE *et al.*, 1975. — Benthic nutrient regeneration and its coupling to primary productivity in coastal waters. — *Nature*, Londres, **255** : 215-217.
- SALVADORI (F.), 1976. — Etude de quelques paramètres chimiques de la qualité des eaux dans l'estuaire de la Charente. — Thèse 3^e cycle, 71 p.
- SAUERBECK (D.), 1963. — A critical evaluation of incubation experiments on the priming effect of green manure. — Colloque I.A.E.A. : The use of isotopes in soil organic matter studies. Brunswick 9-14 sept. 1963. Pergamon Press.
- SAWYER (F.), 1964. — La craie joue-t-elle un rôle essentiel dans la croissance de la truite ? — *Plaisirs Pêche*, **98** : 332-338.
- 1965. — La craie joue-t-elle un rôle essentiel dans la croissance de la truite ? — *Ibid.*, **100** : 28-35.
- SCHREVEN (D.A. Van), 1951. — De microbiologie von de Noordoostpolderboden. Zwolle (Van Zee totland).
- VINCE (S.) et VALIELA, 1973. — The effects of ammonium and phosphate Enrichments on chlorophylla, Pigment ratio species composition of phytoplankton of Vineyard sound. — *Mar. Biol.*, **19** (1).
- TRASK (P.D.), 1932. — Origin and environment of source sediments of the Barents Sea. — *Dokl. Akad. Nank S.S.S.R.*, vol. 23, n° 9.
- WILLIS (C.G.), 1943. — Oxidation-reduction potentials and the hydrogen ion concentration of a soil. — *J. Agric. Res.*, **45** : 571-575.