

TOXICITÉ RELATIVE

DE DEUX INSECTICIDES ORGANO-PHOSPHORÉS

L'ABATE ET LE FÉNITROTHION

par Pierre MAGGI

Introduction.

Au cours de la deuxième guerre mondiale, la mise en œuvre des insecticides organo-chlorés, pour lutter contre les vecteurs de maladies parasitaires, conduisit à des résultats spectaculaires. Dans les années qui suivirent la fin des hostilités, l'emploi de ces composés fut généralisé mais des faits troublants vinrent modérer les résultats obtenus. C'est ainsi que l'on s'aperçut que ces substances ne se dégradent pas comme les molécules organiques naturelles (COPE et SANDERS, 1963) et que l'on aboutit à un phénomène de concentration le long des chaînes alimentaires. Pour le DDT, le facteur de concentration peut atteindre 70 000 dans le cas d'huîtres vivant dans une eau contenant 1 à 2 ppb (parties par milliard) de ce composé (BUTLER, 1966).

Par ailleurs, les composés organo-chlorés sont très toxiques pour le plancton (UKELES, 1962), les crustacés (GEORGE et coll., 1957 ; ANDERSON, 1960 ; LOOSANOFF, 1960 ; MUNCY et OLIVER, 1963 ; CONNOR et PORTMANN, 1968) et les poissons (RUDD et GENELLY, 1956 ; HENDERSON et coll. 1959 ; HOFFMANN, 1960 ; GRAS, 1966). Les larves d'huîtres sont beaucoup plus sensibles à ces substances que les adultes (LOOSANOFF et coll., 1957 ; DAVIS, 1961).

L'accumulation des dérivés chlorés dans les graisses animales a été analysée très en détail par MARTH (1965). Les risques encourus par l'homme ont été beaucoup discutés et ont conduit à réglementer l'utilisation de certains composés organo-chlorés dans plusieurs pays. En Suède, les autorités ont même déclaré le foie de morue impropre à la consommation (OTTERLIND et coll., 1971) parce que des taux de DDT et de PCB (Biphényles polychlorés), estimés trop élevés, y avaient été trouvés.

Ces mesures ne paraissent pas inutiles lorsque l'on connaît le processus d'accumulation progressive des composés organo-chlorés le long des chaînes alimentaires. En effet l'homme, ultime étape de la plupart des chaînes, accumule dans les lipides les organo-chlorés provenant d'une alimentation contaminée. A l'occasion d'un amaigrissement brutal, ces composés seront libérés dans le sang en quantités importantes et pourront provoquer des troubles physiologiques sérieux.

Tous ces inconvénients ont conduit les chercheurs à s'intéresser à une autre famille d'insecticides ; les composés organo-phosphorés. En général, ces substances sont peu stables dans le milieu naturel où elles sont facilement dégradées, par les micro-organismes, en métabolites qui entrent dans les grands cycles de synthèses biologiques (AHMED et CASIDA, 1958 ; LICHTENSTEIN et SCHULTZ, 1964 ; GRAS, 1966 ; GETZIN et ROSEFIELD, 1966 ; GETZIN, 1967).

Par ailleurs, les composés organo-phosphorés sont, pour la plupart, nettement moins toxiques vis-à-vis des organismes vivants que les organo-chlorés (HENDERSON et PICKERING, 1957 ; HENDERSON et coll., 1959 ; PICKERING et coll., 1962).

Les organo-phosphorés sont avantageusement utilisés dans la lutte contre les moustiques qui constituent, dans de nombreuses régions, une nuisance certaine pour les habitants et un frein au développement touristique. La lutte anti-adulte a été remplacée par le traitement ponctuel des gîtes larvaires au moyen d'organo-phosphorés moins toxiques, pour la faune associée, et surtout moins rémanents que les organo-chlorés.

Les insecticides organo-phosphorés utilisables dans la lutte culicidienne ont été l'objet d'études en laboratoire. C'est ainsi que DUBOS (1967) a testé l'efficacité de quatre composés (chlorthion, trichlorfon, fenthion et fénitrothion) sur les larves de moustiques ainsi que leur toxicité vis-à-vis de quelques animaux des biotopes à moustiques. Cet auteur conclut que le chlorthion et le trichlorfon ne doivent pas être utilisés dans la lutte larvaire, à grande échelle, en raison de leur pouvoir larvicide relativement faible et de leur toxicité non négligeable pour les autres organismes vivants. Le fenthion est l'objet d'une métabolisation relativement lente qui libère des produits encore toxiques. Enfin le fénitrothion, aux doses larvicides, est le composé qui paraît le moins dangereux pour les animaux associés aux larves de moustiques.

SINEGRE (1967) a étudié la toxicité de quatre composés organophosphorés vis-à-vis de quelques poissons rencontrés dans les gîtes larvaires. Cet auteur note, surtout pour l'abate, une marge de sécurité importante entre les doses d'utilisation sur le terrain et les doses toxiques pour *Anguilla anguilla* et *Gambusia affinis*.

Chez l'homme, l'abate a fait l'objet d'une expérimentation conséquente (LAWS et coll., 1967). C'est ainsi que des hommes absorbèrent des doses quotidiennes et croissantes d'abate allant de 2 mg, par jour et par individu au début, à 256 mg au bout de quatre semaines d'expérience. A aucun moment les taux de cholinestérases globulaires et plasmatiques ne montrèrent de variation notable.

Jusqu'alors les expérimentations, portant sur la toxicité des insecticides, ont été conduites surtout sur des animaux dulçaquicoles. Ceci est, en grande partie, dû au fait que les campagnes de démoustication se rapportent presque exclusivement aux eaux douces. Mais, de plus en plus, les aménagements touristiques nécessitent le traitement d'étendues d'eaux saumâtres ou salées telles que les marais salants inexploités, mis en eau lors de marées à forts coefficients.

Ainsi nous avons été amenés à étudier la nocivité, vis-à-vis de plusieurs organismes marins, des deux insecticides organophosphorés les plus utilisés par les organismes officiels de démoustication.

Méthodes.

Les insecticides utilisés sont des solutions à 50 pour cent de matière active de fénitrothion et d'abate dans des solvants dont nous ne connaissons pas la nature.

a) Mesure de l'inhibition de la croissance d'algues unicellulaires.

Nous avons utilisé deux diatomées : *Phaeodactylum tricornutum* et *Gyrosigma spenceri* ⁽¹⁾ qui sont cultivées dans le milieu de LOOSANOFF et DAVIS (1963).

Les cultures tests sont effectuées dans des tubes à essais recevant chacun :

0,5 ml d'inoculum contenant environ 100 000 cellules d'une culture de diatomées en phase exponentielle de croissance ;

9,5 ml de solution d'insecticide à différentes concentrations dans du milieu de culture.

Les tubes sont incubés à 20° C pendant dix jours, ils sont éclairés 12 heures par jour au moyen de tubes luminescents dont le spectre de rayonnement est très voisin de celui de la lumière solaire.

Pour limiter la sédimentation des cellules, les tubes sont agités mécaniquement deux fois au cours de la phase d'éclairage. La croissance des cultures est suivie, toutes les 48 heures, par mesure turbidimétrique au colorimètre en lumière jaune et en cuve de 1 cm d'épaisseur.

(1) Les souches de ces cultures nous ont été fournies par le laboratoire de Biologie Marine de Plymouth et le C.E.R.B.O.M. (Nice).

Le retard de croissance au dixième jour est exprimé, pour chaque concentration de matière active d'insecticide, par rapport à la croissance dans les tubes témoins. La courbe, donnant le pourcentage de croissance en fonction de la concentration en matière active d'insecticide, permet par extrapolation la détermination de la dose qui réduit la croissance de moitié par rapport à la culture témoin ou LC_{50} .

b) Mesure de l'influence des deux insecticides sur l'activité valvaire de l'huître.

Cette méthode a été l'objet d'une description détaillée, (ALZIEU, 1972) aussi nous ne donnerons que les détails propres à notre expérimentation.

Nous avons enregistré, graphiquement, l'activité valvaire d'huîtres portugaises (*Crassostrea angulata*) soumises, pendant 48 heures, à différentes concentrations de matière active d'abate et de fénitrothion, à la température de 20° C. Les doses d'utilisation sur le terrain sont de 0,02 ppm pour l'abate et de 0,1 ppm pour le fénitrothion. Nous avons testé l'influence de 10, 50, 200 et 500 fois cette dose pour le premier produit et 10, 20 et 50 fois la dose pour le second. Pour chaque concentration d'insecticide, nous avons expérimenté sur 9 huîtres.

c) Mesure de la toxicité aiguë.

Les animaux utilisés au cours des essais sont :

- 4 gastéropodes : *Gibbula umbilicalis*, *Purpura lapillus* (petite pourpre), *Littorina littorea* (bigorneau), *Patella vulgata* ;
- 2 lamellibranches : *Mytilus edulis*, *Cardium edule* ;
- 5 crustacés : *Artemia salina*, *Clinabarius* (1), *misanthropus* (bernard l'ermite), *Carcinus maenas*, *Crangon crangon*, *Palaemonetes varians* ;
- 1 cœlenthéré : *Actinia equina* (anémone de mer) ;
- 3 poissons : *Gasterosteus aculeatus* (épineche), *Pomatoschistus minutus* (gobie de sable) et *Anguilla anguilla* dont nous avons utilisé la post-larve (civelle) et de jeunes individus d'un poids moyen de 3 g.

Les expériences sont conduites sur des lots de 20 animaux dans des cristallisoirs en verre d'une contenance de 4 l qui reçoivent chacun 2 l de solution. L'aération est obtenue par un bullage au moyen de tube de verre de 1 mm de diamètre intérieur.

Les concentrations de pesticides testées sont choisies, suivant la sensibilité particulière de l'espèce, dans la gamme suivante : 0,0005 - 0,001 - 0,005 - 0,01 - 0,1 - 0,5 - 1 - 2 - 4 - 5 - 10 - 15 - 20 - 25 et 30 ppm (parties par million) en volume.

Pendant toute la durée des expériences, la température est restée très voisine de 20° C. Les animaux morts sont enlevés et totalisés après 48 et 96 heures. Pour chaque produit, les résultats sont alors exprimés en parties de matière active par million en volume (ppm) qui provoquent la mort de la moitié de la population après 48 et 96 h d'expérience (DL_{50}). Ces valeurs sont obtenues par l'interprétation graphique des résultats.

Pour la plupart des animaux, nous avons expérimenté sur des individus adultes ; toutefois dans le cas des moules, des considérations d'ordre pratique nous ont conduit à choisir des individus mesurant 1 à 2 cm de longueur.

Dans le cas de *Carcinus maenas*, pour chaque concentration, nous n'avons expérimenté que 3 mois.

Les Artémies sont obtenues par éclosion d'œufs dans le milieu de LOOSANOFF et DAVIS (1963), Les larves sont nourries avec des cultures de diatomées (*Phæodactylum tricorutum*, *Gyrosigma spenceri*, et de chlorophycées (*Diogenes sp.*). Les individus adultes utilisés étaient âgés de 3 mois.

Résultats.

Le tableau 1 résume les doses de matière active d'abate et de fénitrothion qui réduisent la croissance de *Phæodactylum tricorutum* et de *Gyrosigma spenceri* de moitié par rapport aux cultures témoins. Le tableau 2 montre l'influence de la teneur en matière active d'insecticides, de

(1) *Clibanarius* DANA.

l'eau de mer, sur l'activité valvaire de *Crassostrea angulata*. Enfin le tableau 3 regroupe les DL₅₀ obtenues pour les espèces animales testées.

Discussion.

Le tableau 1 montre que le fénitrothion a, vis-à-vis de *Phæodactylum tricornutum* et *Gyrosigma spenceri*, des LC₅₀ qui sont très voisines l'une de l'autre. Il en est à peu près de même pour l'abate mais avec des valeurs de LC₅₀ nettement plus élevées.

	Abate	Fénitrothion
<i>Phæodactylum tricornutum</i>	23,5	3,5
<i>Gyrosigma spenceri</i>	32	3

TABL. 1. — LC₅₀ pour *Phæodactylum tricornutum* et *Gyrosigma spenceri* après 10 jours. Les valeurs sont données en parties de matière active d'insecticides par million en volume (ppm).

Sur le terrain, les doses d'utilisation de ces deux insecticides sont différentes suivant le produit employé : 0,1 ppm pour le fénitrothion et 0,02 ppm pour l'abate. Si l'on compare les LC₅₀ obtenues à ces doses de traitement, on note que les LC₅₀ du fénitrothion représentent environ

Témoins		91,6	± 1,9	(9)
Abate	0.2 ppm	89,3	± 2,2	(9)
	1 ppm	92,0	± 2,4	(9)
	4 ppm	93,8	± 1,9	(9)
	10 ppm	9,1	± 1,2	(8)
Fénitrothion	1 ppm	88,3	± 2,9	(9)
	2 ppm	89,1	± 3,0	(9)
	5 ppm	7,6	± 1,5	(9)

TABL. 2. — Moyennes des pourcentages d'ouverture de *Crassostrea angulata* en eau de mer contenant différentes doses de matière active d'abate ou de fénitrothion. Les valeurs moyennes sont exprimées en pourcentages et suivies de leur erreur-standard. Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de mesures.

30 fois la dose d'utilisation, ce qui laisse une marge de sécurité notable. En ce qui concerne l'abate, cette marge est encore plus importante puisque les LC₅₀ sont égales à plus de 1000 fois la dose d'utilisation.

Espèces animales testées		Abate DL ₅₀		Fénitrothion DL ₅₀	
		48 h	96 h	48 h	96 h
Mollusques	<i>Mytilus edulis</i>	29	8,6	5	5
	<i>Cardium edule</i>	> 30	30	15	6,7
	<i>Purpura lapillus</i>	> 30	22,5	3,5	3
	<i>Gibbula umbilicalis</i>	> 30	18	10	2,5
	<i>Littorina littorea</i>	17	13	16	6
	<i>Patella vulgata</i>	> 30	29	3,6	3
Crustacés	<i>Artemia Salina</i>	3,8	0,35	1,90	0,41
	<i>Clinabarius misanthropus</i>	14	6,5	0,15	0,15
	<i>Carcinus mænas</i>	0,75	0,15	0,01	0,009
	<i>Palæmonetes varians</i>	1,80	0,75	0,006	0,004
	<i>Crangon crangon</i>	2	1,55	0,003	0,002
Coelenthé	<i>Actinia equina</i>	> 30	> 30	> 30	> 30
Poissons	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	7,6	7,6	6,4	5
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	28	28	3,5	3,5
	<i>Anguilla anguilla</i>	5	4,8	1,85	1,70
	Civelles (<i>A. anguilla</i>)	> 30	> 30	4,7	3

TABL. 3. — DL₅₀ après 48 et 96 heures d'expérience. Les valeurs sont données en parties de matière active d'insecticides par million en volume (ppm).

L'étude de l'influence de ces deux pesticides, sur l'activité valvaire de l'huître portugaise, donne des résultats comparables (tabl. 2). Le fénitrothion à 2 ppm demeure sans action tandis qu'à 5 ppm, soit 50 fois la dose de traitement, l'activité valvaire des huîtres est réduite considérablement. La marge de sécurité est encore plus importante pour l'abate puisque 4 ppm, soit 200 fois la dose d'utilisation, ne modifient pas l'activité valvaire des huîtres.

Dans le tableau 3 qui résume les DL_{50} de l'abate et du fénitrothion, nous constatons que l'abate est beaucoup moins toxique que le fénitrothion pour les animaux testés.

Les mollusques ont des DL_{50} élevées surtout en ce qui concerne l'abate. Les DL_{50} du fénitrothion, bien que plus basses, se trouvent encore très supérieures à la dose d'utilisation, de cet organo-phosphoré, dans la lutte culicidienne.

Le coelentéré testé (*Actinia equina*) se montre très résistant puisque nous ne notons aucune mortalité à la concentration maximale étudiée de 30 ppm.

Les poissons utilisés ne montrent pas une grande sensibilité vis-à-vis du fénitrothion et surtout de l'abate; cependant les résultats obtenus avec *Anguilla anguilla* soulèvent un problème particulier. En effet, il est à noter que les civelles sont beaucoup plus résistantes aux deux insecticides que les anguilles proprement dites. Ce fait est surtout marqué pour l'abate dont les DL_{50} sont supérieures à 30 ppm pour les civelles tandis qu'elles sont voisines de 5 ppm pour l'anguille.

Les crustacés, dont la physiologie présente beaucoup d'analogies avec celle des insectes, manifestent une sensibilité particulière pour les insecticides. Si l'on compare les DL_{50} trouvées pour ces animaux, aux doses d'utilisation des deux organo-phosphorés dans les eaux, l'abate donne une certaine marge de sécurité pour *Clinabarius misanthropus*, *Crangon crangon* et *Palæmonetes varians*. Par contre pour *Artemia salina* et *Carcinus mænas* cette marge n'est pas très importante.

Le fénitrothion, lui, est très toxique pour les 5 espèces de crustacés et souvent même à des doses infiniment plus faibles que la dose de traitement comme c'est le cas pour *Crangon crangon*, *Palæmonetes varians* et *Carcinus mænas*.

Conclusions.

L'étude comparative de la toxicité à court terme, de deux composés organo-phosphorés utilisés dans la lutte culicidienne montre que l'abate se présente comme un insecticide nettement moins toxique que le fénitrothion vis-à-vis des organismes vivants dans les milieux marins ou saumâtres.

Les expériences qui ont porté sur la toxicité aiguë nous ont permis de noter l'extrême sensibilité des crustacés, pour le fénitrothion surtout. Ceci était prévisible lorsque l'on connaît les analogies physiologiques qui existent entre les insectes et les crustacés. L'influence de ces deux organo-phosphorés, sur la croissance et la multiplication des diatomées, fournit des indications non négligeables étant donné le rôle joué, par les algues unicellulaires, dans la biomasse des océans. Les valeurs trouvées pour l'abate nous mettent à l'abri d'effets notables car il est impensable de rencontrer de telles quantités de ce composé (20 à 30 ppm) après un traitement des eaux à la dose de 0,02 ppm.

Enfin la mesure des réactions physiologiques de l'huître (activité musculaire et filtration) permet de confirmer la marge de sécurité qui existe entre les doses d'utilisation et les doses toxiques. Il ne faut certes pas oublier que des doses subléthales d'insecticides peuvent modifier le comportement des animaux. C'est le cas du D.D.T. (ANDERSON et ELSON, 1971) ainsi que du fénitrothion (HATFIELD et ANDERSON, 1972) qui modifient les réponses comportementales du saumon à l'égard de ses prédateurs.

Toutefois, dans le contexte bien précis de la démoustication, il est à noter que les zones traitées sont bien délimitées et ne sont mises en eaux que par les précipitations atmosphériques ou lors de marées à forts coefficients. De ce fait les périodes humides sont séparées par des périodes d'élévation de température et d'assèchement qui condamnent la plupart des organismes vivant dans le milieu et qui, par ailleurs, favorisent la dégradation des organo-phosphorés. Cependant les effets, à longs termes, de doses subléthales de pesticides, en particulier dans le cas des traitements des cultures à proximité des voies d'eau, ne sont pas à négliger et méritent de faire l'objet d'études plus poussées.

Nous sommes reconnaissants à MM. GESNOT (mareyeur à Gron), LE MOINE (conchyliculteur au Croisic) et PEDRON (Société d'élevages agricoles sous-marins au Croisic) des facilités qu'ils nous ont accordées au cours de la réalisation de ce travail.

BIBLIOGRAPHIE

- AHMED (M.K.) et CASIDA (J.E.), 1958. — Metabolism of some organo-phosphorus insecticides by microorganisms. — *J. econ. Ent.*, **51**, p. 59-63.
- ALZIEU (C.), 1972. — Toxicité relative de produits antipétrole sur deux organismes marins. — *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.* **36** (1), p. 103-119.
- ANDERSON (B.G.), 1960. — The toxicity of organic insecticides to *Daphnia*. — Robert A. Taft Sanitary engineering Center, *U.S. Publ. Health Serv., Tech. Rept.*, W 60-3, p. 94-95.
- ANDERSON (J.M.) et ELSON (P.F.), 1971. — Effect on adult returns of exposure of native wild smolt to sublethal D.D.T. — *I.C.E.S., C.M.*, 1971/M: 7.
- BUTLER (P.A.), 1966 a. — The problem of pesticides in estuaries. — *Spec. Publ. Am. Fish. Soc.*, **3** p. 110-115.
— 1966 b. — Pesticides in the marine environment. — *J. appl. Ecol.*, **3** (Suppl.), p. 253-259.
- CONNOR (P.M.) et PORTMANN (J.E.), 1968. — The toxicity of pesticides to marine animals, and further date on the occurrence of pesticides in oysters. — *I.C.E.S., C.M.*, 1968/K: 13.
- COPE (O.B.) et SANDERS (H.O.), 1963. — Microorganisms and hydrocarbons. — Pesticide — Wildlife studies, investigation during 1961-1962. — *U.S. Fish Wild. Serv., Circ.*, **167**, 27.
- DAVIS (H.C.), 1961. — Effects of some pesticides on eggs and larvæ of oysters (*Crassostrea virginica*) and clams (*Venus mercenaria*). — *U.S. Fish. Wild. Serv., comm. Fish. Rev.*, **23** (12), p. 8-23.
- DUBOS (M.), 1967. — Etude du comportement « in vitro » de l'huître portugaise, de quelques mollusques dulçaquicoles et du microplancton d'eau douce, en présence d'insecticides organo-phosphorés. — Thèse de Doctorat de Médecine, Bordeaux.
- GEORGE (J.L.), DARSIE (R.F.) et SPRINGER (P.F.), 1957. — Effects of Wildlife of aerial applications of strobane, D.D.T. and B.H.C. to tidal marshes in Delaware. — *Jour. Wildl. Mgt.*, **21** (1), p. 42-53.
- GETZIN (L.W.), 1967. — Metabolism of Diazinon and Zinophos in soils. — *J. econ. Ent.*, **60** (2), p. 505-508.
- GETZIN (L.W.) et ROSEFIELD (I.), 1966. — Persistence of Diazinon and Zinophos in soils. — *J. econ. Ent.*, **59**, p. 512-526.
- GRAS (G.), 1966. — Toxicité du Fénitrothion pour *Aedes (O.) detritus*, *Gambusia affinis*, *Anguilla anguilla* et *Pelodytes punctatus*. — Société Pharmacie Montpellier, **26** (4), p. 375-404.
- HATFIELD (C.T.) et ANDERSON (J.M.), 1972. — Effects of two insecticides on the vulnerability of atlantic Salmon (*Salmo salar*) Parr to brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) predation. — *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **29** (1) p. 27-29.
- HENDERSON (C.) et PICKERING (Q.H.), 1957. — Toxicity of organic phosphorus insecticides to fish. — *Trans. Am. Fish. Soc.*, **87**, p. 39-51.
- HENDERSON (C.), PICKERING (Q.H.) et TARZWELL (C.M.), 1959. — Relative toxicity of ten chlorinated hydrocarbon insecticides to four species of fish. — *Trans. Am. Fish. Soc.*, **88** (1), p. 23-32.
- HOFFMANN (C.H.), 1960. — Are insecticides required for insect control hazardous to aquatic life? — Robert A. Taft Sanitary Engineering Center, *U.S. Publ. Health Serv., Tech. Rept.*, W 60-3, p. 51-61.
- LAWS (E.R. J^r), MORALES (F.R.), HAYES (W.J. J^r) et JOSEPH (C.R.), 1967. — Toxicology of Abate in volunteers. — *Arch. Environ. Health*, **14** (2), p. 291-298.
- LICHTENSTEIN (E.P.) et SCHULTZ (K.R.), 1964. — The effects of moisture and microorganisms on the persistence and metabolism of some organo-phosphorus insecticides in soils, with special emphasis on Parathion. — *J. econ. Ent.*, **57**, p. 618-627.
- LOOSANOFF (V.L.), 1960. — Recent advances in the control of shell-fish predators and competitors. — *Proc. Gulf Caribbean Fish Inst.*, p. 113-128.
- LOOSANOFF (V.L.) et DAVIS (H.C.), 1963. — Rearing of Bivalve mollusks. — *Advance in marine biology*, Academic press, London, F.S. RUSSEL Edit., **1**, p. 1-136.
- LOOSANOFF (V.L.), HANKS (J.E.) et GANAROS (A.E.), 1957. — Control of certain forms of zooplankton in mass algal cultures. — *Science*, **125**, p. 1092-1093.
- MARTH (E.H.), 1965. — Residues and some effects of chlorinated hydrocarbon insecticides in biological material. — *Resid. Rev.*, **9**, p. 1-89.
- MUNCY (R.J.) et OLIVIER (A.D. J^r), 1963. — Toxicity of ten insecticides of the red crawfish, *Procambarus clarki* (GIRARD). — *Trans. Am. Fish. Soc.*, **92** (4), p. 428-431.

- OTTERLIND (G.), JENSEN (S.) et OLSSON (M.), 1971. — D.D.T. and P.C.B. in Baltic fish. — I.C.E.S., C.M., 1971/E : 31.
- PICKERING (Q.H.), HENDERSON (C.) et LEMKE (A.E.), 1962. — The toxicity of organic phosphorus insecticides to different species of warmwater fishes. — *Trans. Am. Fish. Soc.*, **91** (2), p. 175-184.
- RUDD (R.L.) et GENELLY (R.E.), 1956. — Pesticides, their use and toxicity in relation to wildlife. — Game Bull. N° 7, Calif. Dept. of Fish and Game 209 p.
- SINEGRE (G.), 1967. — Toxicité de quatre insecticides sur quelques espèces de culicidés et sur la faune des gîtes larvaires. — Laboratoire d'entomologie de l'E.I.D., Montpellier, Document n° 8.
- UKELES (R.), 1962. — Growth of pure cultures of marine phytoplankton in the presence of toxicants. *Appl. Microbiol.*, **10**, p. 532-537.