

C.I.P.S.

MODELE MATHEMATIQUE DE LA
POLLUTION EN MER DU NORD

TECHNICAL REPORT

1975 /BIOL. LABO 01

This paper not to be cited without prior reference to the author.

ETUDE DE L'ADSORPTION DU MERCURE SUR
DES PARTICULES ORGANIQUES ET INORGANIQUES

Ch. PERPEET et M. VLOEBERGH

INTRODUCTION

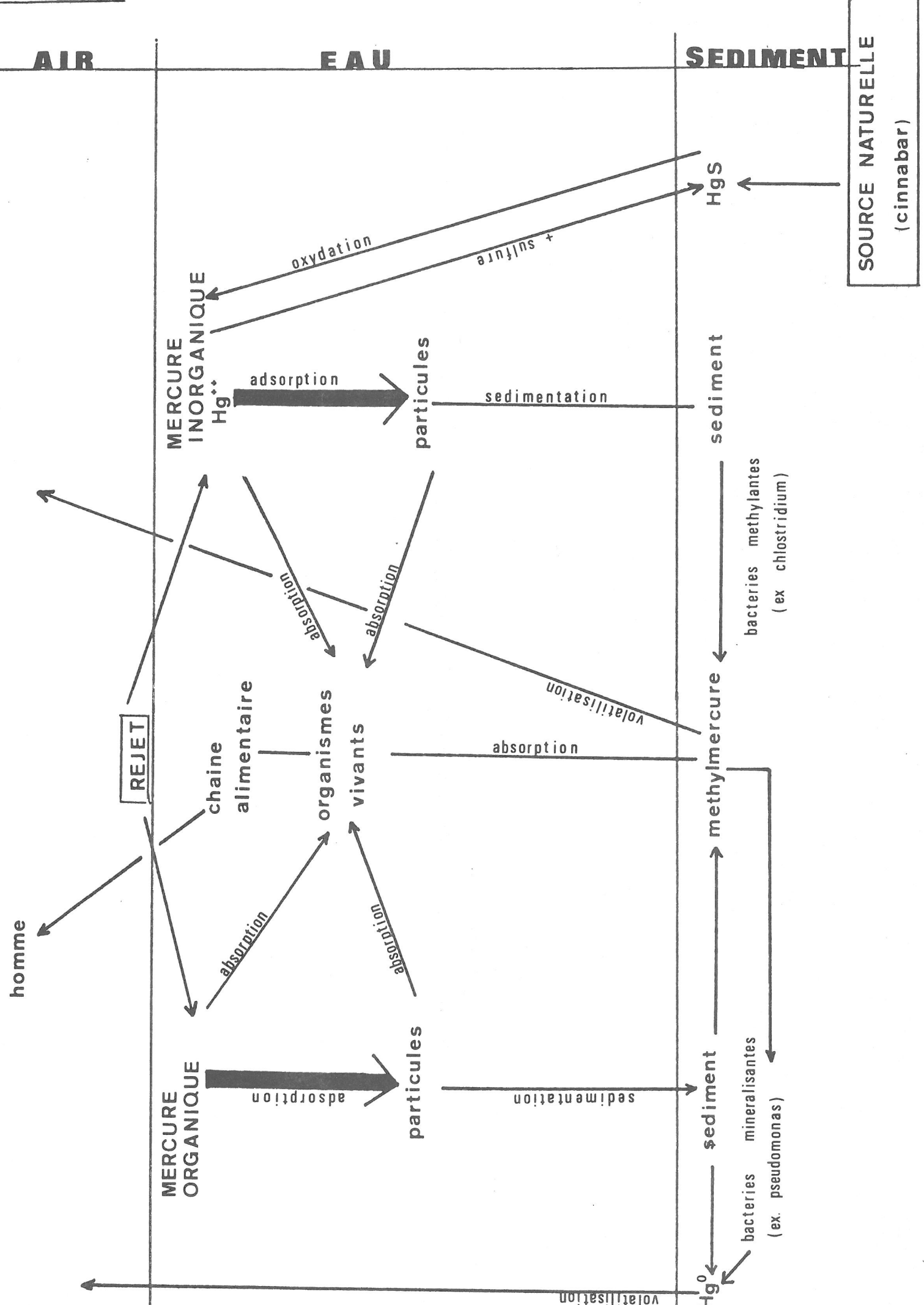
Le mercure présent dans le milieu marin a deux origines possibles; une origine naturelle (gisement de cinnabar principalement) et une origine humaine (déversement de déchets industriels, emploi d'organomercurels en agriculture) (Jonasson, 1970). Dans les deux cas, le mercure se retrouve dans l'eau, le sédiment et les animaux, localement autour de la source de rejet; sa concentration diminue rapidement quand on s'en éloigne (Klein and Goldberg, 1970 ; Hoggins and Brooks, 1973). De plus la concentration en mercure présente dans l'eau est toujours très faible alors qu'elle est plus élevée dans le sédiment (Hakanson, 1974). Ce fait s'explique par le phénomène d'adsorption. Le mercure s'adsorbe sur les particules en suspension qui sédimentent par la suite. Cette sédimentation dépend de plusieurs paramètres (salinité, turbidité ...) et explique donc la plus ou moins grande dispersion du polluant (Cranston and Buckley, 1972). Les particules impliquées dans cette action sont de type organique et inorganique. Des expériences ont montré que la matière inorganique et en particulier les boues siliceuses et à ferro-manganèse, jouent un rôle dans la floculation et la précipitation des particules et en conséquence dans la précipitation du mercure (Jenne, 1970; Lockwood and Chen, 1973; Reimers and Krenkel, 1974). Cette adsorption est même à la base de techniques d'épuration d'eau (Logsdon et Symons, 1973). Cependant il semble bien que les matières organiques jouent le rôle le plus important (Hakanson, 1974). En effet le mercure a une affinité toute particulière pour les liens SH nombreux dans les protéines (Gavis and Ferguson, 1972).

Parvenu dans le sédiment, le mercure subit plusieurs transformations suivant la nature de ce sédiment et les facteurs physicochimiques du milieu. En présence d'ions sulfures, le mercure divalent Hg^{++} forme du sulfure de mercure, composé stable et très peu soluble dans l'eau (cf. gisement de cinnabar) (Jernelov, 1973). Sans ions sulfures, en conditions aérobiques principalement, si on ajoute du mercure inorganique à un sédiment naturel, on remarque rapidement un dégagement de méthylmercure, qui, plus soluble et plus facilement assimilable, se retrouve dans des organismes vivants contrôlés tels que des poissons (Jernelov, 1970). En fait ces conditions ne doivent pas nécessairement être aérobiques, il faut que le milieu soit oxydant et que le sulfure de mercure ne soit pas stable; la méthylation dépend en fait des conditions Eh-pH (Wollast, Billen and Mackenzie, 1975).

En analysant le sédiment, Jacobs and Keeney (1974) constatent que la formation de méthylmercure est d'autant plus importante que le sédiment est plus riche en matière organique, la fraction importante étant les microorganismes (Gillespie, 1971 ; Langley, 1974). On connaît actuellement le mécanisme de cette réaction de méthylation du mercure. Il s'agirait de la synthèse de la vitamine B₁₂ obtenue à partir de méthylcobalamine (CH_3-B_{12}). La bactérie est capable de synthétiser la vitamine B₁₂ à partir de ce précurseur en libérant le groupe méthyl (Wood and all., 1968 ; Bertilson and Neujahr, 1971 ; Imura and all., 1971 ; Yamada and Tonomura, 1972). Tous les facteurs affectant l'activité microbienne influencent la méthylation.

Dans d'autres cas, Tonomura and all. (1968) découvrent des bactéries résistantes à l'action toxique du mercure. Ces bactéries du genre *Pseudomonas* sont capables de scinder le lien méthyl-mercure et de libérer ainsi du méthane et du mercure métallique (Furukawa and all., 1968 ; Tonomura and Kawasaki, 1969 ; Spangler and all., 1973).

Ce cycle du mercure est résumé dans le schéma I.



Lors du rapport précédent (Perpeet et Vloebergh, 1974) nous avons mis en évidence l'adsorption du mercure sur les particules de l'eau de l'Escaut à Terneuzen. Le but de ce présent rapport est de spécifier sur quel genre de particule et à quelle vitesse le mercure s'adsorbe, l'eau de l'Escaut contenant des matières organiques et inorganiques. Dans ce but nous avons étudié l'adsorption du mercure sur des particules simples et uniques, d'abord organiques : une culture d'algues (*Dunaliella viridis*), ensuite inorganiques : une solution de kaolinite. Afin de vérifier les résultats, nous avons testé notre expérience sur une eau naturelle riche en matière organique, l'eau d'une rivière égout : le Zandbeek.

MATERIEL ET METHODE

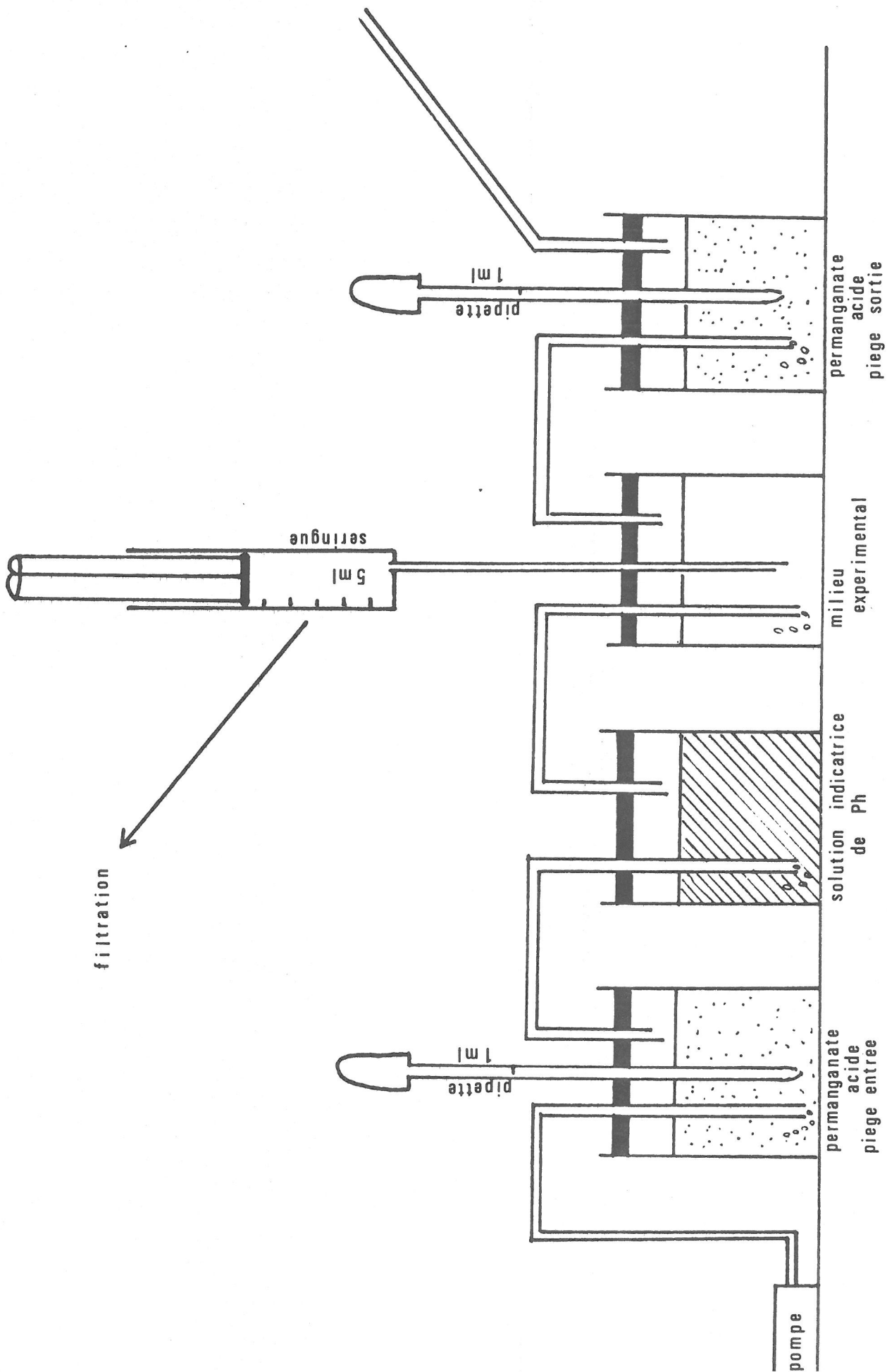
Les algues utilisées proviennent de culture de *Dunaliella viridis* réalisées à l'Université de Gand dans le laboratoire du professeur Persoone. Ces algues sont en bonnes conditions physiologiques lorsqu'on les utilise durant la phase maximale de croissance, ce qui correspond à 4 millions de cellules par millilitre (Persoone and Uyttersprot, 1972). A ce moment, le nombre de bactéries toujours associées aux algues dans la culture est minimal par rapport au nombre d'algues.

L'appareillage utilisé consiste en une série de récipients fermés mais communiquant entre eux. Ces récipients contiennent respectivement : 100 ml d'une solution acide de permanganate de potassium (H_2SO_4 10 % + quelques gouttes de $KMnO_4$ 5 %) ; 100 ml d'une solution indicatrice de pH ; 100 ml de culture d'algues en expérience et 100 ml de la solution acide de permanganate de potassium. Le permanganate de potassium acide a la propriété de capter le mercure et constitue donc un bon piège à mercure. La première solution étant un piège entrée pour éviter toute contamination dans le système et la seconde un piège sortie qui recueille le mercure s'échappant éventuellement du milieu expérimental. La solution indicatrice de pH nous donne la certitude que la culture ne reçoit pas d'acide. Une pompe insuffle de l'air dans le premier récipient et celui ci passe au travers de toutes les solutions (cf schéma 2).

Au 100 ml de culture est ajouté au temps 0 du mercure 203 sous forme de chlorure de mercure à des concentrations variant de 2 à 100 ppb. Après une brève agitation (15 secondes) des prélèvements de 5 ml sont effectués après 1, 2, ... et 5 minutes et jusqu'à 1 heure. Les 5 ml sont filtrés sur

6.

filtre millipore AA 0,80 u; le filtre et 1 ml du liquide filtré sont traités par un liquide scintillant (Dimilume) afin d'être comptés dans un compteur à scintillation liquide Packard TRICARB 3375. D'autre part, pour chacun des temps 1 ml de chacun des pièges est traité pareillement. Les résultats obtenus sont corrigés par un facteur de rendement étalonné au préalable (Quenching) et par la décroissance radioactive, le mercure 203 ayant une demi vie de 47 jours. Les manipulations remplaçant la solution d'algues par un blanc (milieu de culture des algues), l'eau du Zandbeek et une solution de kaolinite sont réalisés de la même façon.



RESULTATS EXPERIMENTAUX

A. Adsorption du mercure sur les algues

Nous disposons pour cette expérience d'une culture en bonnes conditions physiologiques à $4 \cdot 10^6$ cellules par ml; nous avons dilué cette culture 4 fois, ce qui nous amène à travailler avec un million de cellules/ml; faisons cependant remarquer qu'une culture diluée reste dans les mêmes conditions physiologiques que la culture initiale dans nos expériences.

Sur un tel milieu, nous avons testé respectivement 2, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 et 100 ppb de mercure inorganique.

Les résultats obtenus (tableau I, graphique I) montrent :

- qu'une adsorption sur les algues a bien lieu, on observe une augmentation de mercure sur les algues et une diminution dans le milieu.
- que celle ci est quasi immédiate et se poursuit au cours du temps
- qu'elle dépend de la concentration en mercure ajoutée
- qu'une partie du mercure s'échappe du milieu expérimental et est recueilli dans le piège sortie
- que le bilan de mercure est retrouvé en additionnant les quantités de mercure adsorbé sur les algues, volatilisé dans l'air et resté en solution dans le milieu. Nous avons du reste récupéré et calculé la quantité de mercure éventuellement adsorbée sur les parois du récipient, celle ci est négligeable étant de l'ordre de 0,5 à 1 %.

Lorsqu'on trace les isothermes d'adsorption (concentration de mercure sur les algues en fonction de la concentration dans le milieu (graphique 2) on obtient des droites.

B. Adsorption du mercure sur la matière organique

Une eau naturelle (eau de l'Escaut par exemple) contient outre de la matière organique vivante (algues) une grande fraction de matière organique non vivante (protéines, déchets...). Il était donc intéressant de comparer l'adsorption sur le vivant et le mort.

Pour réaliser cette expérience, nous avons comparé quatre fractions d'une même culture d'algues à 4 millions de cellules par ml :

- la culture telle quelle diluée 4 fois

- la culture diluée + 0,1 ml de chloroforme

- la culture diluée broyée aux ultrasons

- le broyat + 0,1 ml de chloroforme.

L'emploi du chloroforme se justifie en ce sens que nous espérons éliminer les bactéries présentes dans le milieu sans effet sur les algues.

Nous avons étudié l'effet de 4 concentrations de mercure (20, 50, 70 et 100 ppb) sur ces 4 fractions.

Nous pouvons ainsi constater que (tableau 2, graphique 3):

- les résultats obtenus avec la fraction algue coïncident avec les résultats de l'expérience précédente, le phénomène est donc reproductible.

- l'adsorption sur les algues détruites est de loin supérieure à l'adsorption sur les algues non traitées par ultrasons. Elle est non seulement plus élevée mais encore beaucoup plus rapide. En 6 à 14 % du mercure s'adsorbent sur les algues non traitées, plus de 50 % (jusqu'à 65 %) s'adsorbent sur les algues broyées.

- le chloroforme a une action importante sur les algues. En fait malgré sa faible concentration, ce produit a un effet évident, visible au microscope : les algues paraissent contractées. Leur état est donc altéré, ce qui expliquerait leur plus grande capacité d'adsorption.

- dans ce cas ci l'évaporation du mercure est insignifiante.

On distingue parfaitement les quatres fractions sur le graphiques des isothermes (graphique 4).

En broyant les algues, on offre bien sûr une surface plus grande au mercure ou on libère des substances de plus grande affinité pour le métal. Cependant, le chloroforme, tout en influençant les algues, ne les désintègre pas et l'adsorption est également accentuée; ce qui laisserait supposer que l'état de l'algue est très important dans le phénomène d'adsorption, si tôt que celle ci n'est plus en bonne condition physiologique, le mercure s'y adsorbe plus facilement.

Nous avons alors pensé à utiliser une mauvaise culture, c'est à dire, une culture dans laquelle les bactéries l'ont emportées sur les algues. Une telle culture n'arrive jamais à 4 millions de cellules par ml et présente deux parties testées séparément : une partie surnageant contenant encore des algues vivantes, mais aussi de nombreuses bactéries et flagellés et un dépôt constitué par un nombre élevé d'algues mortes, de bactéries et de flagellés. Les résultats obtenus avec un tel milieu expérimental confirme le fait que l'adsorption augmente sur la matière organique morte (tableau 3, graphique 5 et 10). L'expérience a été poursuivie pendant un temps plus long (une heure), mais on constate néanmoins que la première minute est la plus importante, le phénomène évolue encore quelque peu et se stabilise (graphique 6, tableau 3B).

Nous avons enfin vérifier les résultats d'adsorption sur des matières organiques non vivantes autres que la culture d'algues détériorées. Notre choix s'est porté sur une eau très chargée en matières organiques mortes, l'eau du Zandbeek, petit cours d'eau situé entre Forest et Drogenbos

chaussée de Ruysbroeck (Bruxelles) qui reçoit en fait les eaux d'égout.

Une forte teneur en mercure se retrouve également sur ces particules organiques (tableau 4, graphique 7 et 9).

C. Adsorption du mercure sur la matière inorganique

Nous avons choisi une suspension de particules de kaolinite dans l'eau de mer stérilisée. Il est connu que le mercure a une affinité d'adsorption pour ce composé (Fagerstrom and Jernelov, 1972 ; Reimers and Krenkel, 1974).

L'expérience montre , pour deux concentrations différentes de kaolinite (50 et 100 mg/L) qu'il y a adsorption , mais elle est relativement faible (tableau 5, graphique 8 et 9).

Nous avons calculé les surfaces adsorbantes de la kaolinite et des algues dans les concentrations utilisées. 100 ml d'une solution 50mg/L de kaolinite offre une surface adsorbante de 0,25 m² alors que 100 ml d'une culture d'algues contenant un million de cellules par ml offre une surface de 0,01 m² . Nous pouvons donc affirmer qu'à surfaces égales, le mercure s'adsorbe essentiellement sur des particules organiques qui plus est , des particules organiques non vivantes.

CONCLUSION ET DISCUSSION

Nous avons donc étudié la première étape du cycle du mercure : l'adsorption. Nous pouvons dire que le métal s'adsorbe très facilement sur des particules tant organiques que certaines inorganiques (kaolinite), mais la vitesse et la capacité d'adsorption l'emportent de loin dans le cas de particules organiques mortes.

Ces particules précipitent et forment à la surface du sédiment une mince couche organique particulièrement propice au développement des bactéries méthyloxydantes et minéralisantes dans des conditions adéquates (Oxygène, pH....). Nous nous proposons dès lors de poursuivre ce travail et après le milieu "eau" d'étudier le milieu "sédiment". Comment, sous quelles conditions, à quelle vitesse, dans quelles proportions le mercure quitte-t-il ce sédiment et se retrouve dans les organismes vivants?

Il serait également intéressant d'analyser la fraction de mercure évaporée et recueillie par le piège sortie dans nos expériences. S'agit-il de mercure organique ou de mercure métallique tous deux très volatils ? Dans le cas d'homogénéat de tissus, de plasma ou d'urine, Magos and all. (1964) remarquent une perte en mercure après une petite période de latence. Ils en rendent responsables les microorganismes présents dans ces milieux et identifient le mercure volatilisé comme étant métallique.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier et à témoigner toute notre sympathie à Monsieur Wollast pour ses bons conseils; au laboratoire de Monsieur Persoone à Gand pour les cultures d'algues et à Monsieur Bette pour le comptage de nos échantillons.

BIBLIOGRAPHIE

- BERTILSON L. and H.Y. NEUJARH, 1971 : Methylation of mercury compounds by methylcobalamin. *Biochemistry* 10 (14) , 2805.
- CRANSTON E. and D. BUCKLEY , 1972 : Mercury pathway in a river and estuary. *Environ. Sc. and Tech.* 6 (3), 274-278.
- FAGERSTROM T. and A. JERNELOV , 1972 : Some aspects of the quantitative ecology of mercury. *Water Res.* 6, 1193-1202.
- FURUKAWA K. , T. SUZUKI and K. TONOMURA , 1969 : Decomposition of organic mercurial compounds by mercury resistant bacteria. *Agr. Biol. Chem.* 33 (1), 128-130.
- GAVIS J. and F. FERGUSON , 1972 : The cycling of mercury through the environment. *Water Res.* 6 (9), 989-1008.
- GILLESPIE D. , 1972 : Mobilisation of mercury from sediment into guppies. *Can. Fish. Res. Bd. J.* 29 (7), 1035-1041.
- HAKANSON L. , 1974 : Mercury in some Swedish lake sediments. *Ambio* 3 (1), 37-43.
- HOGGINS F. and BROOKS R. , 1973 : Natural dispersion of mercury from Puhipuhi, Northland, New Zealand. *New Zealand J. of Mar. and Freshwat. Res.* 7 (162), 125-132.
- IMURA N. and all. , 1971 : Chemical methylation of inorganic mercury with methylcobalamin, a vitamin B 12 analog. *Science* 172, 1248-1249.
- JACOBS L. and KEENEY D. , 1974 : Methylation formation in mercury treated river sediments during in situ equilibration. *J. of Environ. Sc.* 3 (2), 121-126.
- JENNE E. , 1970 : Atmospheric and fluvial transport of mercury. *Geol. Survey* 713, 40-45.
- JERNELOV A. , 1970 : Release of mercury from sediment with layers containing inorganic mercury at different depths. *Limn. and Oceanog.* 15 (6), 958-960.

- JERNELOV A. , 1972 : Mercury- A case study of marine pollution.
in The changing chemistry of the Ocean. John Wiley and
Sons, Inc. Wiley Interscience Division, New York , 161-169.
- JONASSON I.R. , 1970 : Mercury in the natural environment,
a review of recent work. Geol. survey of Can. paper 70-57.
- KLEIN D.H. and E.D. GOLDBERG , 1970 : Mercury in the marine
environment. Environ. Sc. and Technol. 4 (9) 765-768.
- LANGLEY D. , 1973 : Mercury methylation in aquatic environ-
-ment. J. Wat. Poll. Control 45 (1), 44-51.
- LOCKWOOD R.A. and K.Y. CHEN , 1973 : Adsorption of Hg (II) by
hydrous manganese oxides. Environ. Sc. and Technol. 7 (II),
1028-1034.
- LOGSDOM G.S. and J.M. SYMONS , 1973 : Mercury removal by
conventional water treatment techniques. Amer. Water
Works Ass. J. 65 (8), 554-562.
- MAGOS L. and all. , 1964 : Volatilization of mercury by bacteria.
British J. Ind. Medicine 21, 294.
- PERPEET C. et M. VLOEBERGH , 1974 : Etude de l'intoxication des
moules et des étoiles de mer par le mercure. CIPS Technical
report/ Physiologie 01.
- PERSOONE G. and G. UYTERSROT , 1972 : Invloed van de kwaliteit
van zeewater op de groeisnelheid van mariene eencellige
wieren. CIPS Technical report/ Physiologie 04.
- REIMERS R.S. and P.A. KRENKEL , 1974 : Kinetics of mercury
adsorption and desorption in sediments. J. of Water Poll.
Control 46, 352-365.
- SMITH J.D. and all. , 1971 : Mercury in water of the tidal Thames.
Nature 232, 393-394.
- SPANGLER W.J. and all. , 1973 : Methylmercury : Bacterial
degradation in lake sediments. Science 180, 192-193.
- TONOMURA K. and all. , 1968 : The isolation of mercury resistant
Bacterium and the binding of mercurials to the cells. J.
Ferment. Technol. 46 (6), 506-512.

- TONOMURA K. and F. KANSAKI , 1969 : The decomposition of organic mercurials by cell free extracts of a mercury resistant *Pseudomonas*. *J. Ferment. Technol.* 47 (7), 430-37.
- WOLLAST R., G. BILLEN and F.T. Mackenzie , 1975 : Behavior of mercury in natural systems and its global cycle. *Sous presse*.
- WOOD J.M. and all. , 1968 : Synthesis of methylmercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. *Nature* 220 (5163) , I63-I74.
- YAMADA M. and K. TONOMURA , 1972 : Formation of methylmercury compounds from inorganic mercury by *Clostridium cochlearium*. *J. Ferment. Technol.* 50 (3), I59-I66.

TABLEAU I

Adsorption de diverses concentrations de mercure sur les algues (ppb).

temps min.	filtre	filtrat	filtre	filtrat	filtre	filtrat
	BLANC 100 ppb Hg		2 ppb Hg		10 ppb Hg	
1	2,2	88,9	0,87	2,3	1,1	8,2
2	2,2	87,8	0,79	1,8	1,5	7,6
3	2,3	90,8	0,70	1,7	1,6	7,4
4	2,2	87,4	0,85	1,4	1,9	7,0
5	2,3	87,4	0,91	1,4	1,8	6,6
	20 ppb Hg		30 ppb Hg		40 ppb Hg	
1	1,5	15,8	1,9	26,3	2,2	33,9
2	2,0	16,4	2,3	24,5	3,3	30,7
3	2,4	15,6	3,1	24,4	3,8	30,5
4	2,8	15,4	3,4	22,3	4,6	30,4
5	3,2	14,5	3,7	22,8	5,0	30,1
	50 ppb Hg		60 ppb Hg		70 ppb Hg	
1	2,7	43,0	2,9	53,4	7,5	56,3
2	3,9	42,1	4,3	51,2	13,3	43,5
3	5,1	38,1	5,0	50,3	16,7	44,6
4	6,3	37,3	5,9	48,4	18,4	43,0
5	7,3	37,8	6,7	47,7	20,3	41,5
	80 ppb Hg		90 ppb Hg		100 ppb Hg	
1	4,3	72,8	4,1	81,1	4,6	87,8
2	6,2	67,3	5,3	79,8	6,8	84,8
3	7,9	60,9	6,8	78,1	8,5	-
4	10,0	62,0	8,6	74,0	9,7	76,9
5	10,9	60,6	9,5	68,3	12,1	67,7

TABLEAU 2

Adsorption de 4 concentrations de mercure sur 4 fractions différentes d'une culture d'algues.(ppb)

temps min.	20 ppb Hg		50 ppb Hg		70 ppb Hg		100 ppb Hg	
	filtre	filtrat	filtre	filtrat	filtre	filtrat	filtre	filtrat
A L G U E S								
I	2,8	17,4	6,1	40,4	4,7	58,7	6,8	76,8
2	3,6	15,1	6,6	40,6	6,9	52,7	7,0	79,7
3	4,2	15,8	6,5	39,8	7,4	59,1	11,0	75,7
4	5,0	14,6	7,4	38,9	8,7	56,5	13,5	72,3
5	5,4	12,3	10,8	35,8	10,2	49,4	16,5	70,3
A L G U E S + C H L O R O F O R M E								
I	9,8	10,7	20,2	23,0	28,7	33,3	37,7	43,7
2	10,1	9,0	23,3	21,0	33,3	30,3	41,3	42,0
3	10,2	8,0	24,7	19,9	36,2	28,5	44,7	38,6
4	10,9	7,8	25,6	16,8	37,3	31,8	45,8	34,7
5	11,3	6,7	26,1	19,0	34,1	25,2	46,8	29,7
A L G U E S B R O Y E E S								
I	13,1	6,3	28,3	12,9	40,7	19,7	59,6	20,6
2	14,3	6,2	28,9	12,1	41,4	17,5	60,5	19,0
3	15,6	3,6	29,7	12,0	43,5	17,7	58,8	18,0
4	14,9	3,1	32,1	10,3	45,0	15,9	62,0	18,0
5	15,9	2,5	32,5	8,8	45,8	13,8	59,2	18,1
A L G U E S B R O Y E E S + C H L O R O F O R M E								
I	22,4	4,4	41,1	3,4	59,2	7,9	67,7	8,6
2	17,9	2,1	37,5	3,9	56,5	5,4	64,7	7,9
3	16,6	1,7	38,4	3,1	59,1	5,9	63,4	8,6
4	16,1	1,6	36,4	4,0	59,5	5,9	60,3	9,6
5	16,3	1,6	36,0	3,1	56,9	5,1	60,0	7,2

TABLEAU 3

Adsorption du mercure (4 concentrations) sur une culture d'algues "ratée"

temps min.	20 ppb Hg		50 ppb Hg		70 ppb Hg		100 ppb Hg			
	filtre	filtrat	filtre	filtrat	filtre	filtrat	filtre	filtrat		
			F R A C T I O N				S U R N A G E A N T E			
I	4,9	16,9	6,8	44,0	8,2	61,5	11,3	81,0		
2	6,0	16,2	10,2	38,4	12,2	53,0	16,2	77,1		
3	7,6	14,4	13,2	33,7	15,9	50,2	22,2	74,2		
4	8,6	13,1	14,9	31,4	18,4	44,5	24,0	69,4		
5	8,7	13,3	17,4	27,9	20,6	44,9	26,8	65,8		
			D E P C T							
I	9,4	8,2	25,6	15,2	34,8	24,1	51,1	31,6		
2	10,4	6,9	29,0	7,9	40,1	13,9	60,6	18,2		
3	10,5	5,9	30,7	9,7	42,4	12,2	60,7	14,7		
4	11,1	5,4	29,8	8,3	42,8	10,8	60,8	13,4		
5	11,0	4,6	30,6	7,8	43,8	9,7	62,4	11,6		
			B L A N C							
I	2,4	17,1					1,8	94,8		
2	2,0	17,5					1,8	95,8		
3	1,5	16,8					1,9	95,0		
4	1,5	18,2					1,7	98,9		
5	1,4	17,8					1,8	94,3		

TABLEAU 3 B

Adsorption de 10 ppb de mercure sur le dépôt pendant une heure (ppb).

temps min.	filtre	filtrat	piège sortie
0			0,12
1	4,0	4,7	0,17
5	4,5	3,3	0,93
10	4,7	2,6	1,27
15	5,0	2,3	1,50
20	4,7	1,8	1,7
25	4,3	1,6	1,9
30	4,7	1,4	1,4
35	4,8	1,4	2,1
40	4,8	1,2	2,1
45	4,4	1,1	1,8
50	4,4	1,2	1,8
55	4,8	1,3	2,1
60	-	1,3	2,2

TABLEAU 4

Adsorption de diverses concentrations de mercure sur des particules organiques (eau du Zandbeek) (ppb).

temps min.	20 ppb Hg		70 ppb Hg		100 ppb Hg	
	filtre	filtrat	filtre	filtrat	filtre	filtrat
1	10,5	7,6	26,9	27,8	33,7	49,4
2	11,9	6,0	36,1	20,5	41,9	43,9
3	12,6	5,2	40,5	19,6	48,0	39,0
4	12,6	4,5	43,4	17,0	52,7	34,1
5	13,0	4,5	44,3	15,9	54,9	32,9

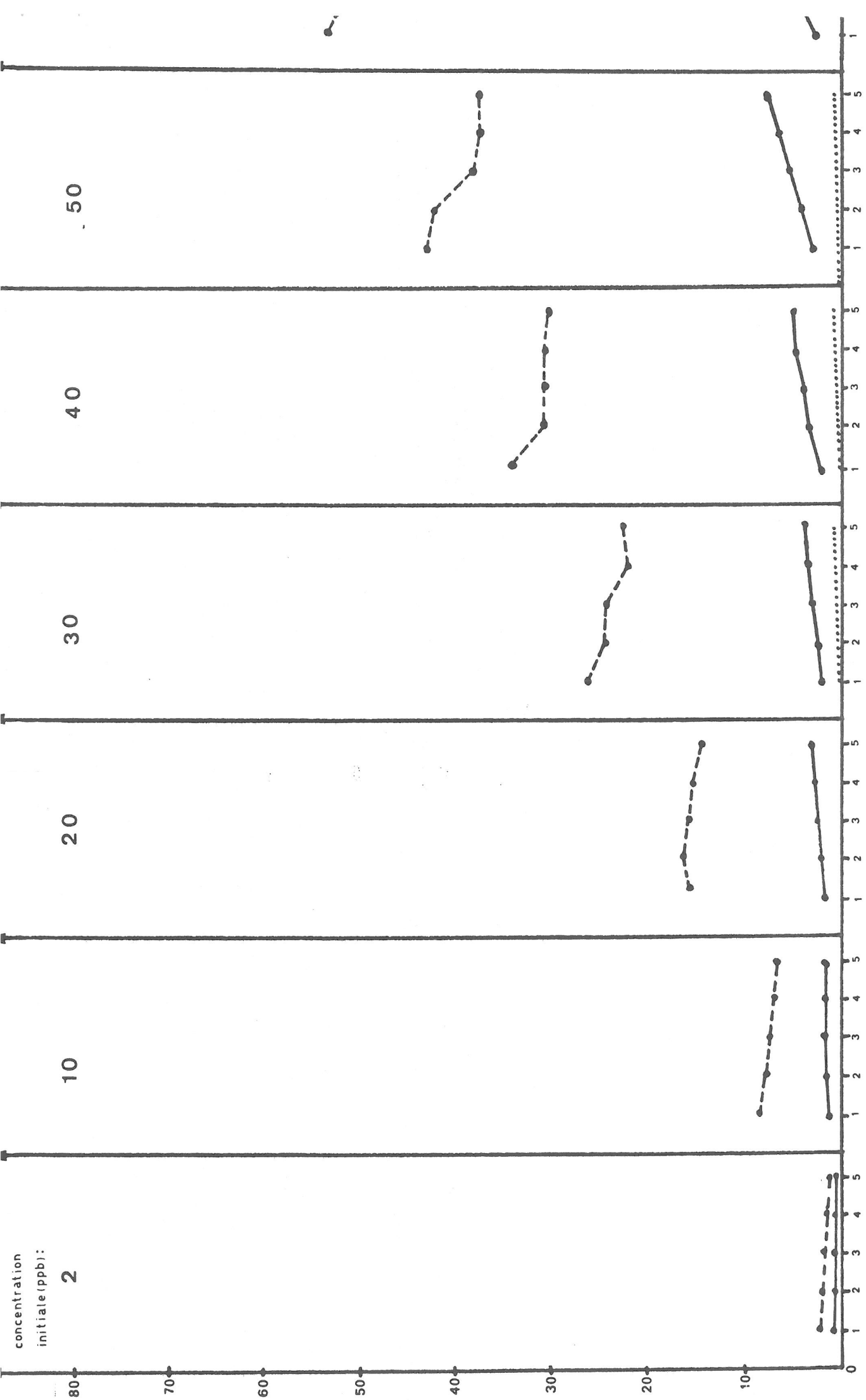
TABLEAU 5

Adsorption de diverses concentrations de mercure sur des particules inorganiques (kaolinite) (ppb).

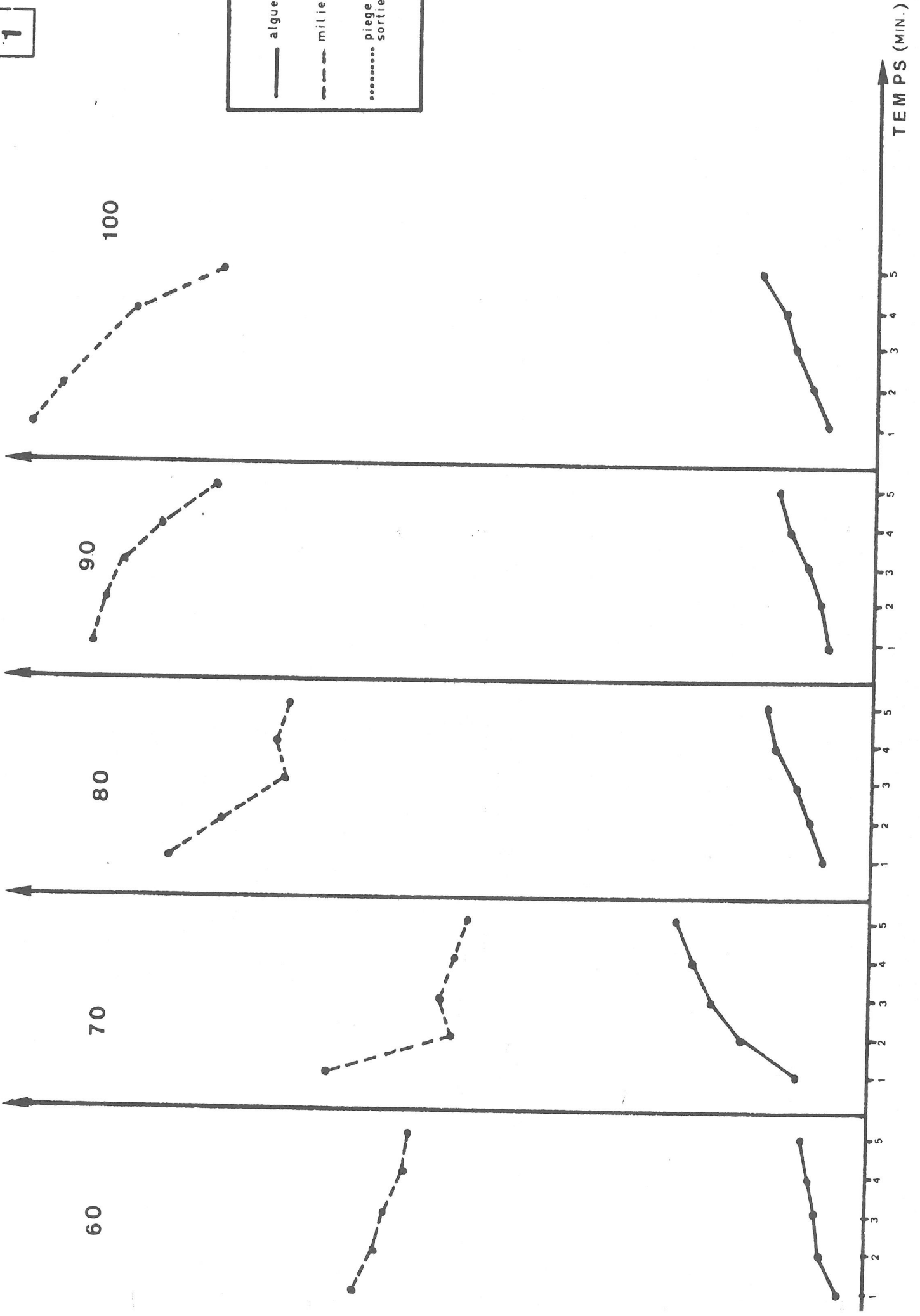
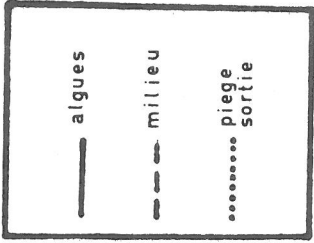
temps min.	20 ppb Hg		50 ppb Hg		70 ppb Hg		100 ppb Hg	
	filtre	filtrat	filtre	filtrat	filtre	filtrat	filtre	filtrat
	50 mg KAOLINITE / L							
1	5,0	9,3	6,5	29,4	8,7	39,1	13,9	49,7
2	5,1	8,4	6,4	29,2	9,6	42,5	15,6	50,4
3	4,9	8,8	6,9	29,4	8,8	42,9	15,0	47,5
4	4,5	8,5	6,9	28,1	9,1	40,0	15,5	50,5
5	4,3	8,7	6,6	28,0	8,5	44,0	15,3	51,3
	100 mg KAOLINITE / L							
1	12,7	7,8	7,1	26,7	10,8	44,0	14,8	50,6
2	12,0	4,3	5,6	34,0	11,3	41,8	15,5	50,7
3	12,2	3,8	6,3	32,2	11,2	40,4	18,3	43,5
4	11,9	3,4	6,5	33,0	11,6	37,4	19,0	49,5
5	11,6	3,8	6,5	29,0	11,4	41,4	19,0	50,5

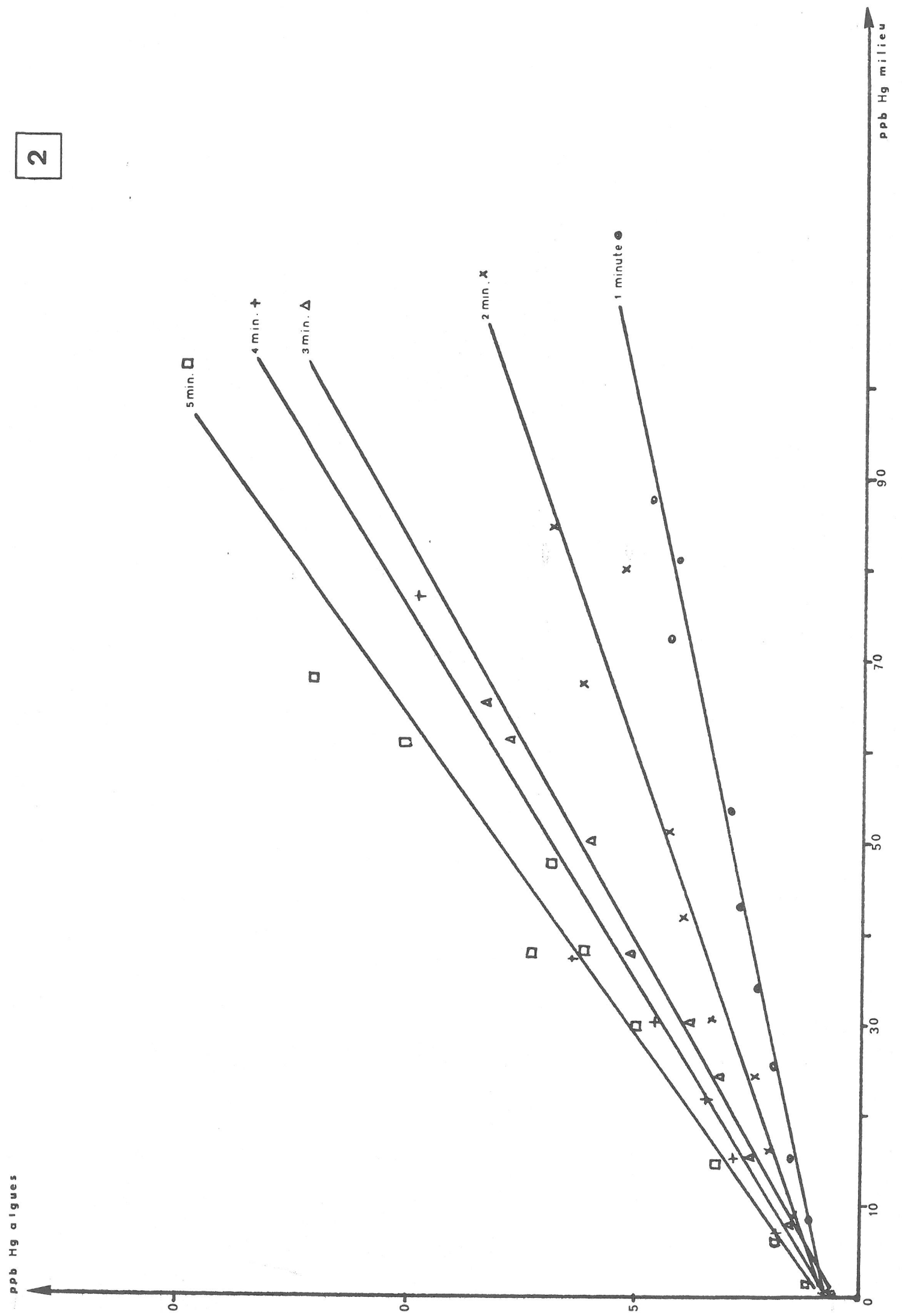
LEGENDES

- Graph. 1 : Adsorption du mercure sur les algues
- Graph. 2 : Isothermes d'adsorption du mercure sur les algues
- Graph. 3 et 3 Bis : Adsorption du mercure sur des algues,
un broyat d'algues, des algues chloro-
-formées et un broyat d'algues chloro-
-formé
- Graph. 4 : Isothermes d'adsorption du mercure sur les algues,
le broyat, les algues chloroformées et le broyat
chloroformé
- Graph. 5 : Adsorption du mercure sur une culture d'algues
"ratée"
- Graph. 6 : Adsorption du mercure sur la fraction dépôt de la
culture d'algues "ratée" pendant une heure
- Graph. 7 : Adsorption du mercure sur les particules de l'eau
du Zandbeek
- Graph. 8 : Adsorption du mercure sur la kaolinite
- Graph. 9 : Isothermes d'adsorption du mercure sur les deux
fractions de la culture d'algues "ratée", sur les
particules de l'eau du Zandbeek et sur la kaolinite



1





3

ALGUES

BROYAT

TEMPS (min)

PPB HG

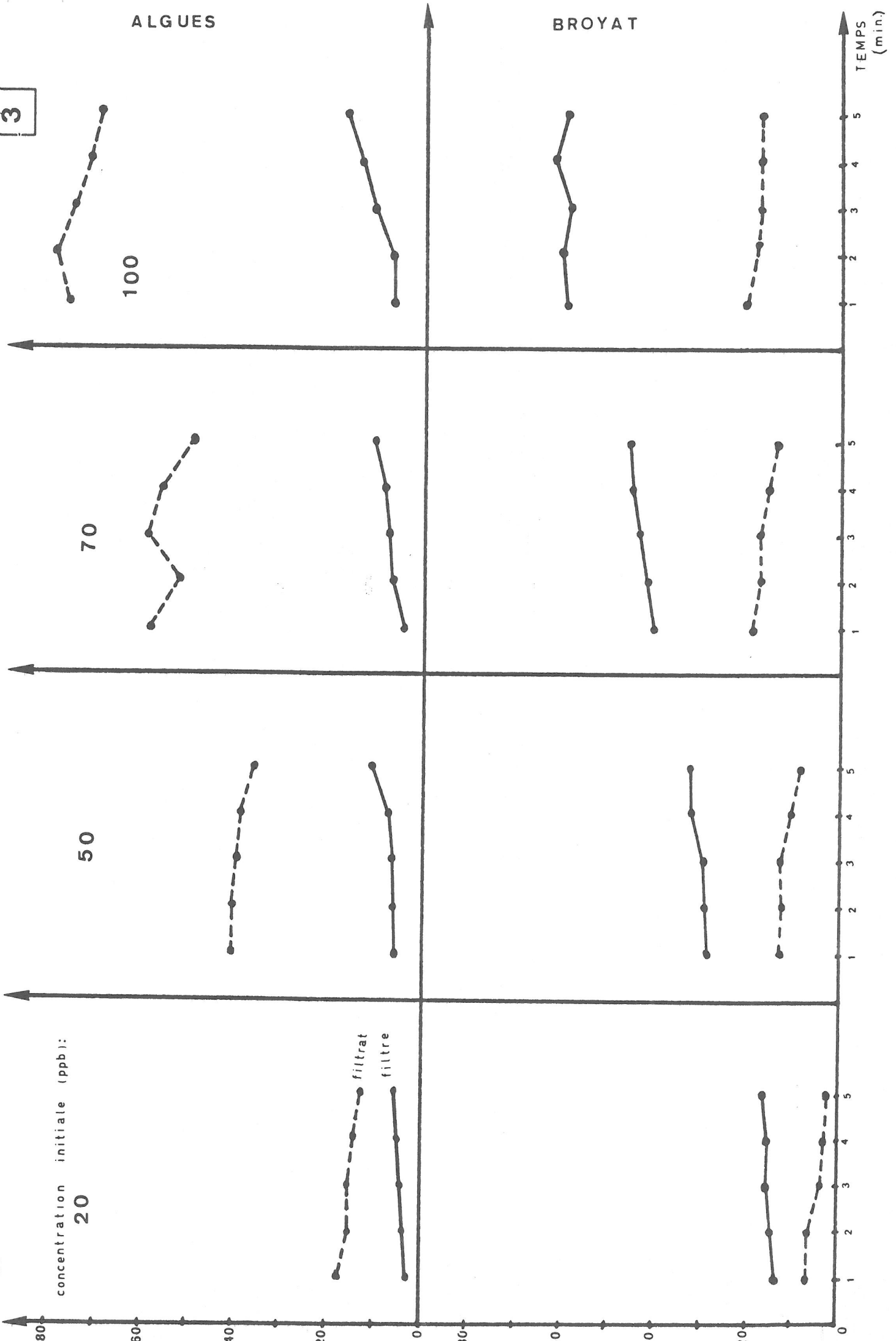
concentration initiale (ppb):
20

100

70

50

filtrat
filtre



3

ALGUES

CHLOROFORMEES

BROYAT

CHLOROFORME

temps (min.)

100

70

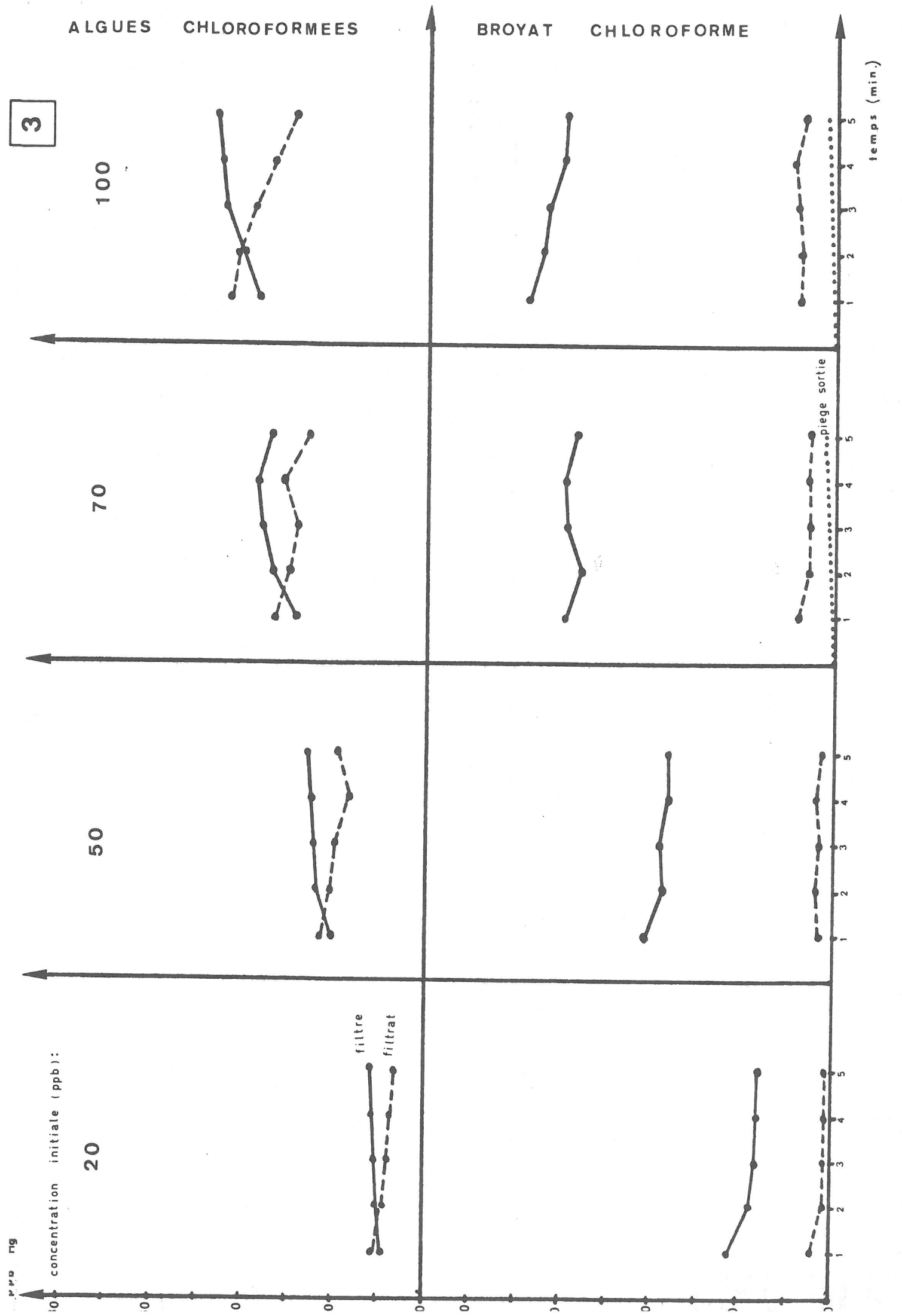
50

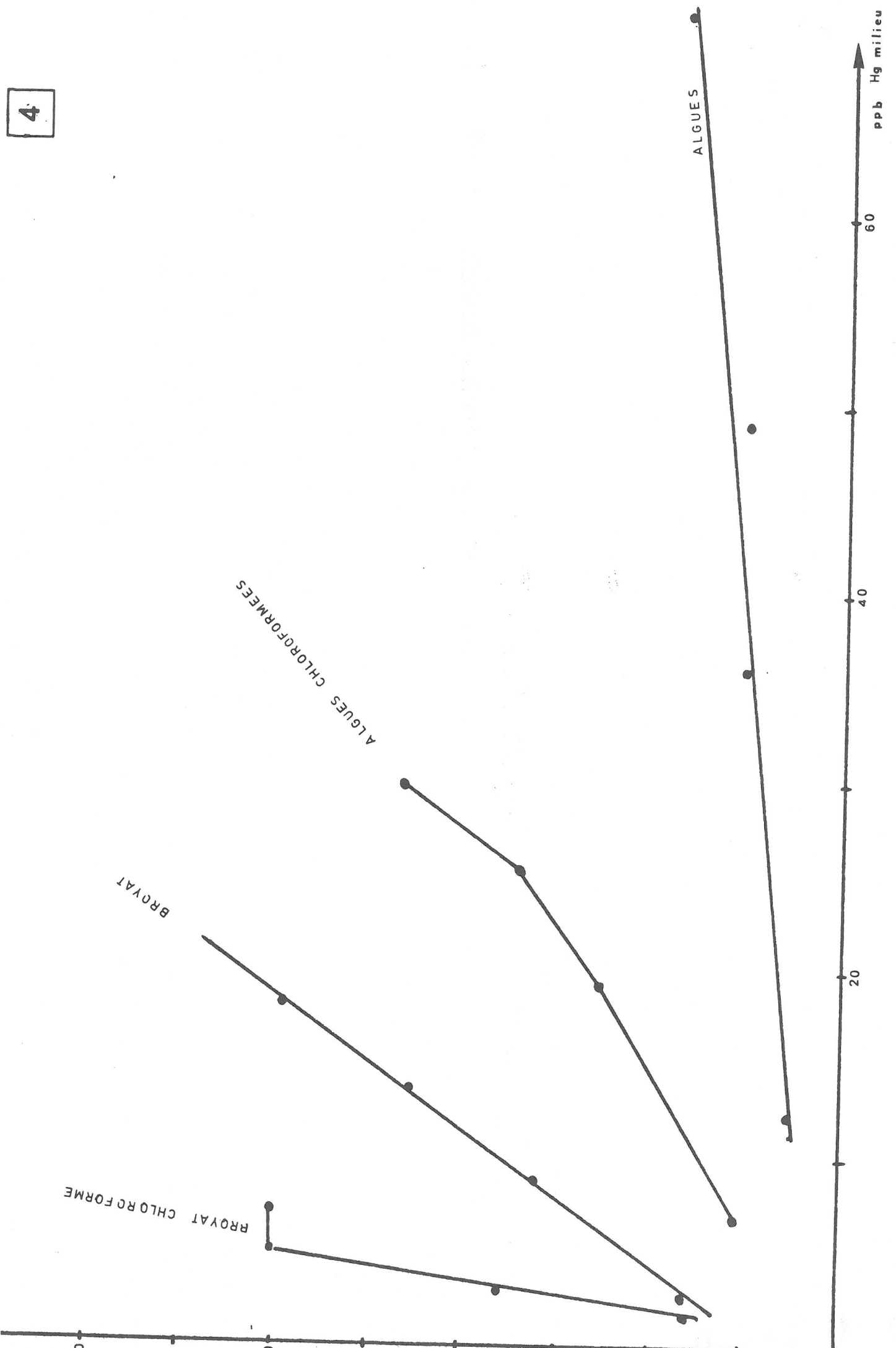
20

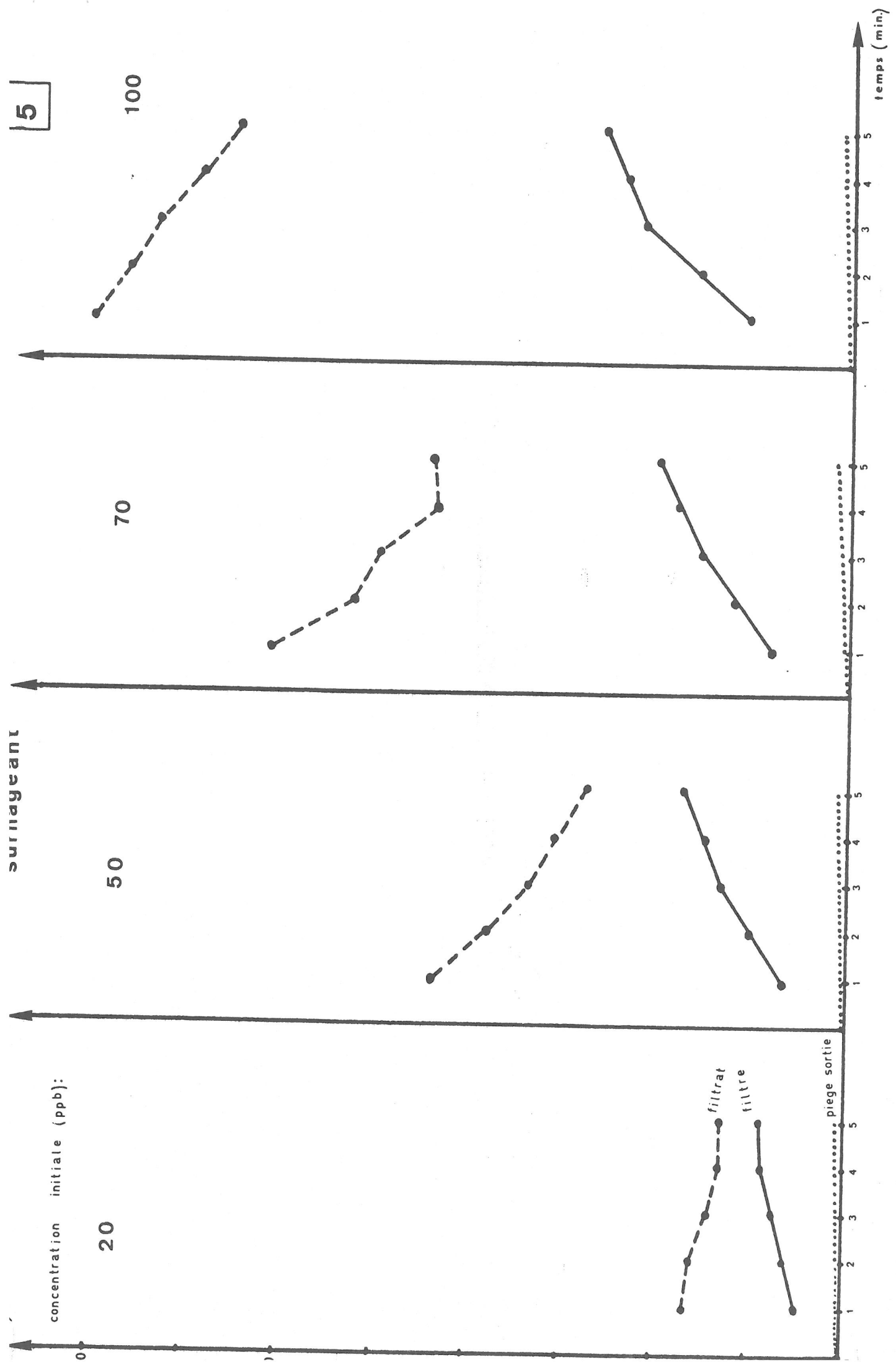
concentration initiale (ppb):

filtre

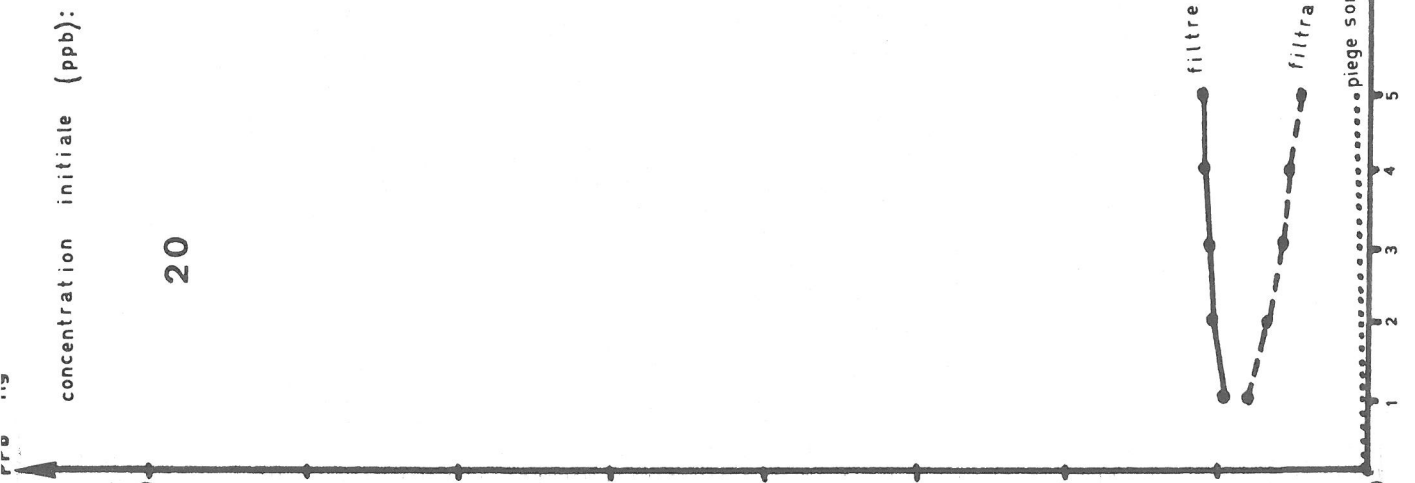
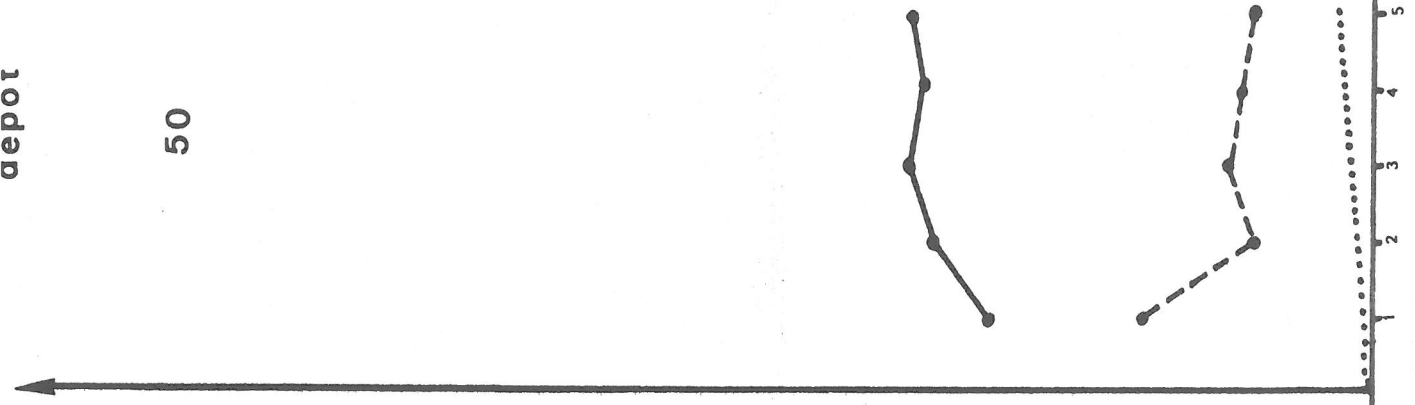
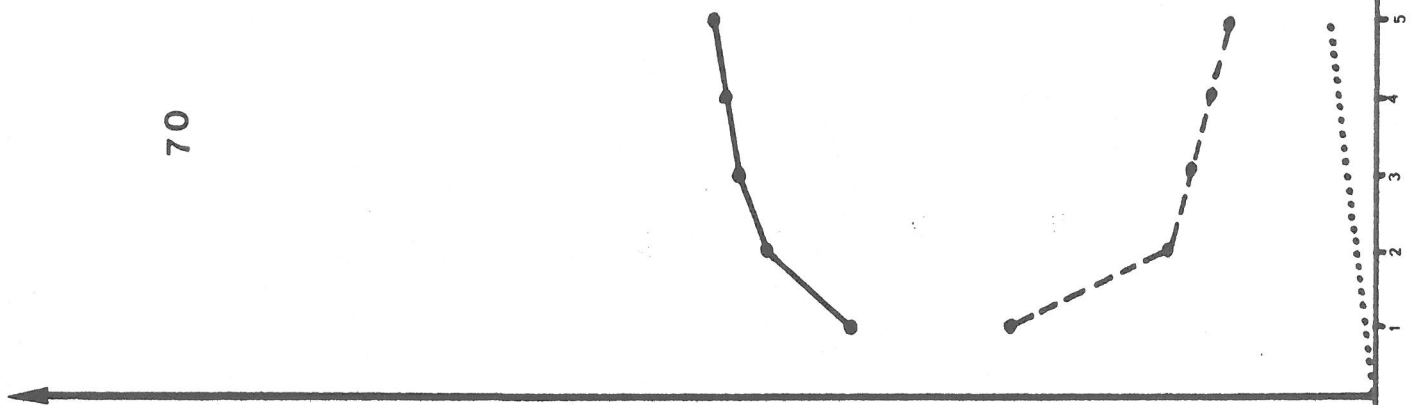
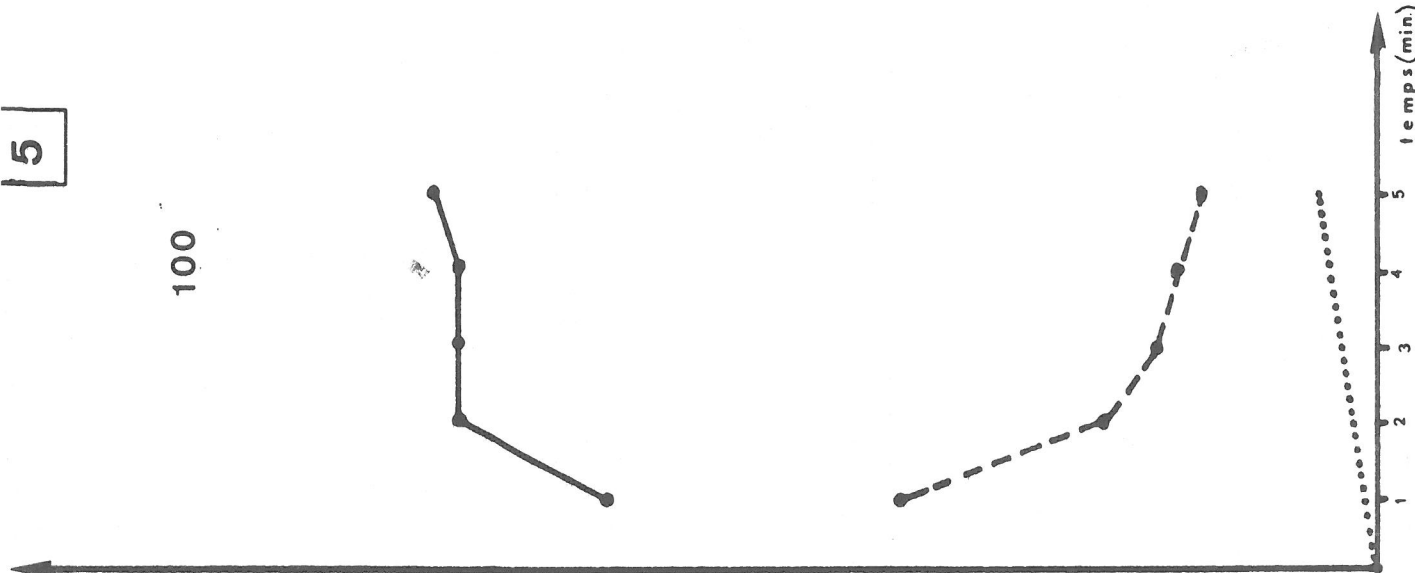
filtrat







5



6

concentration initiale : 10 ppb

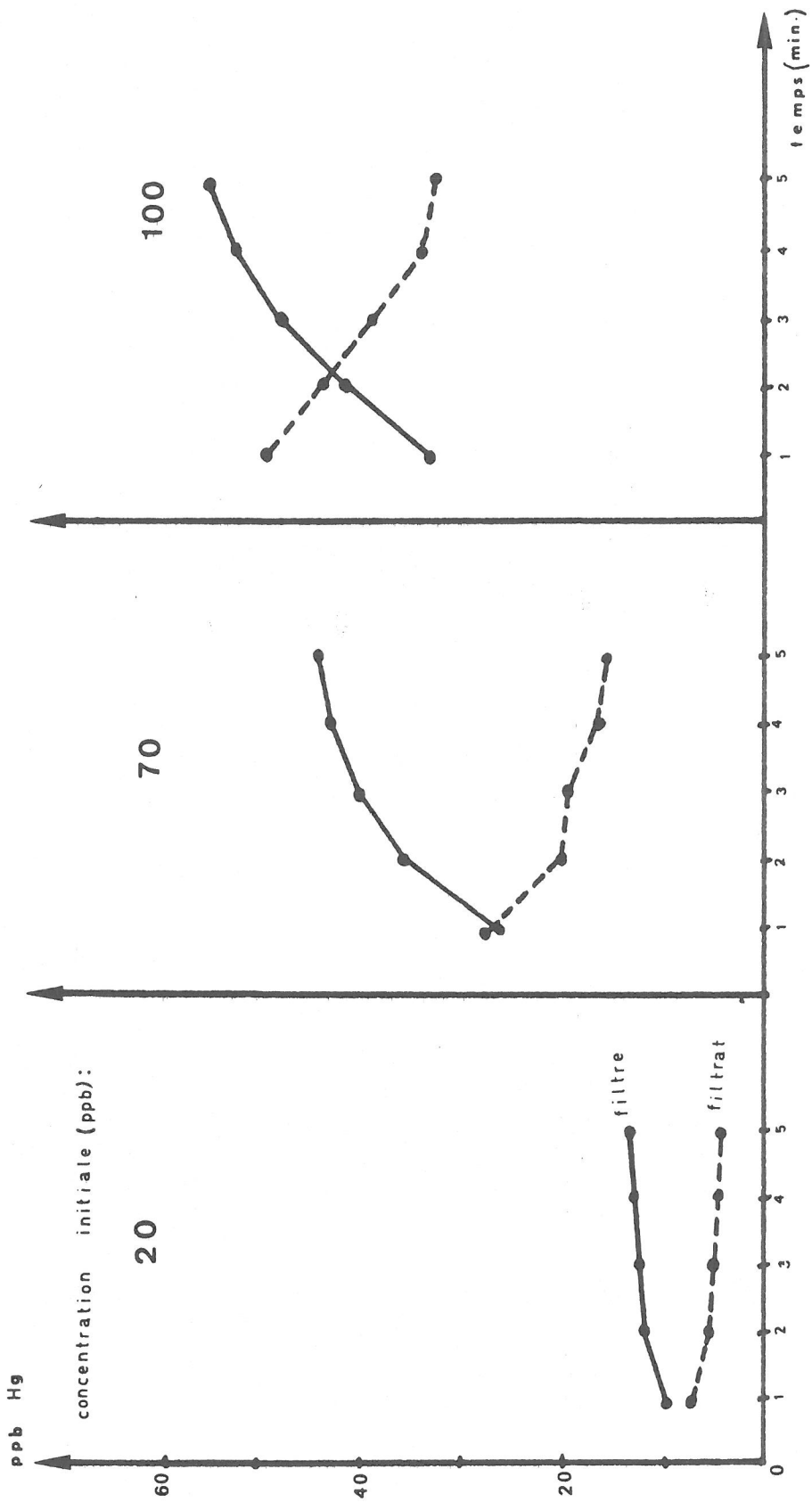
filtre

piège sortie

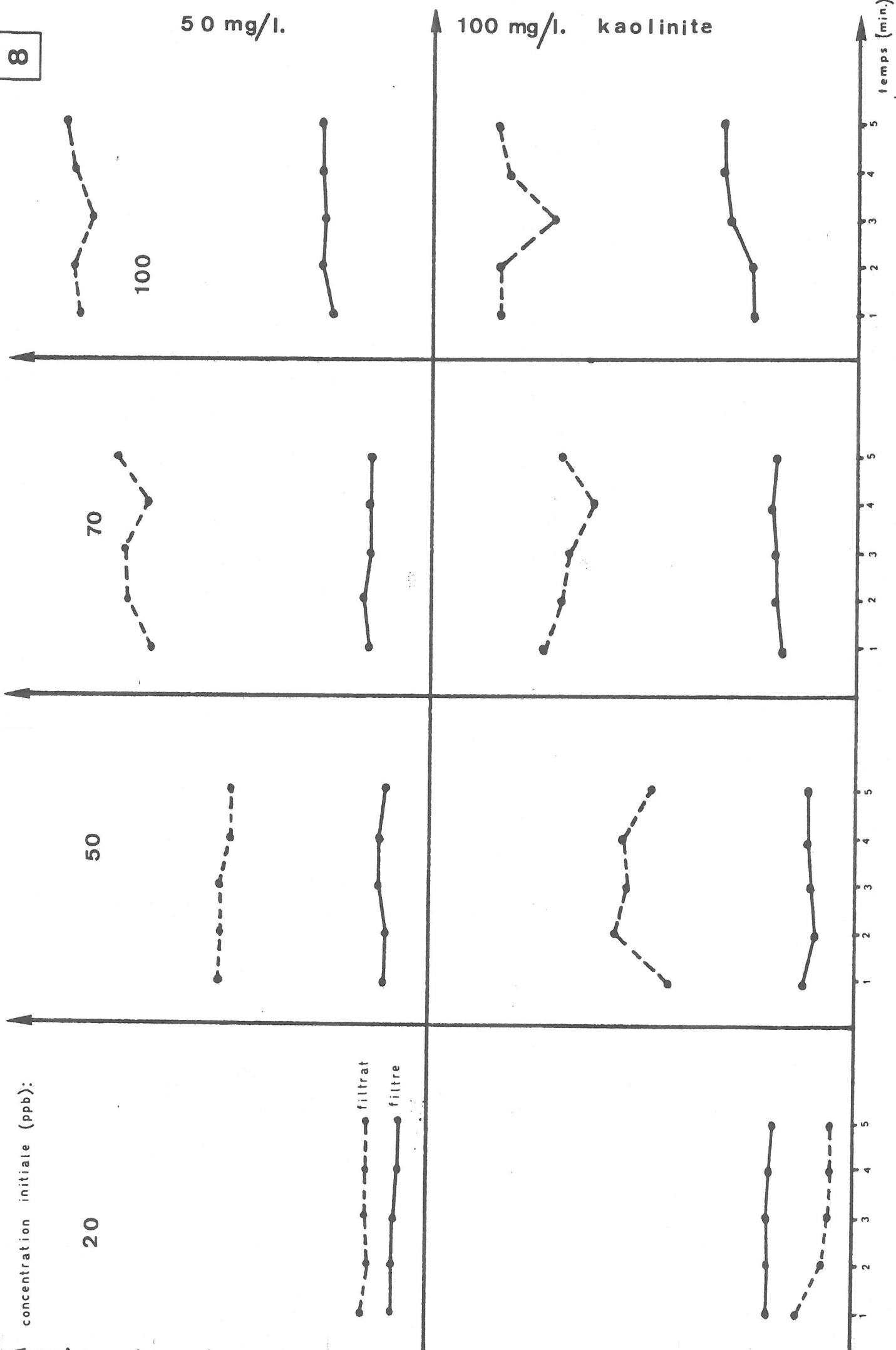
filtrat

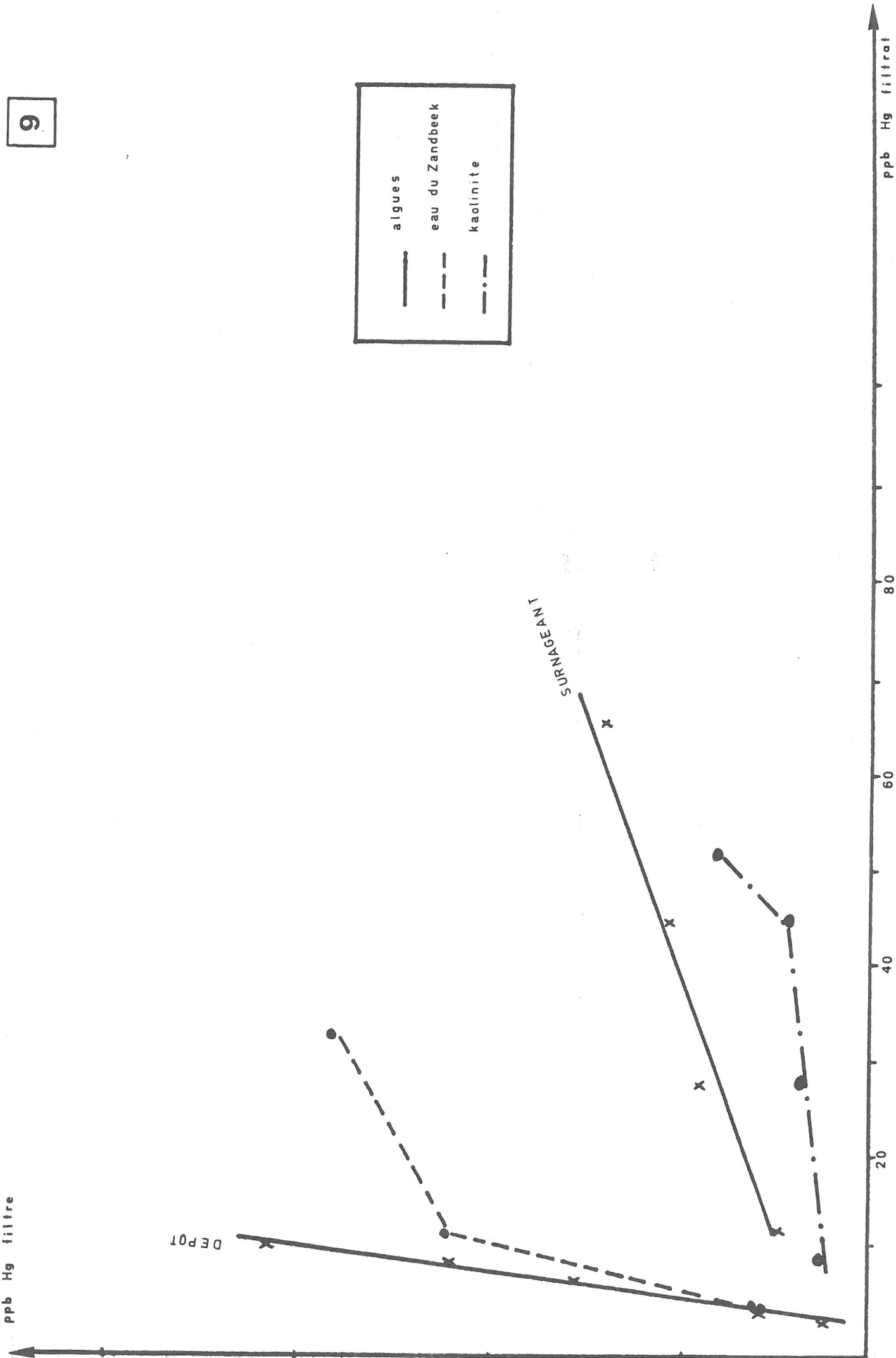
temps (min)





8





algues
eau du Zandbeek
kaolinite

SURNAGEANT I

DEPOT

ppb Hg filtrat

ppb Hg filtrat