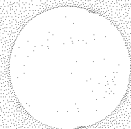


1988
ID
10

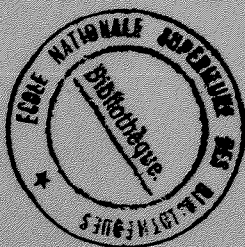


UNIVERSITE CLAUDE BERNARD
LYON I

D.E.S.S. D'INFORMATIQUE DOCUMENTAIRE
ANNEE 1988

L'ECOTOXICOLOGIE DU SEDIMENT

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE



1988
ID
10

Directeur de mémoire
Jeanne GARRIC

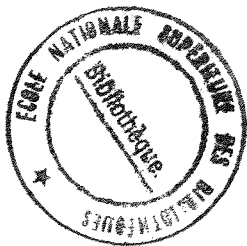
Edith IWEMA-CARLIER

UNIVERSITE CLAUDE BERNARD
LYON I

D.E.S.S. D'INFORMATIQUE DOCUMENTAIRE
ANNEE 1988

L'ECOTOXICOLOGIE DU SEDIMENT

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE



Directeur de mémoire
Jeanne GARRIC

Edith IWEMA-CARLIER

1988
ID
10

SOMMAIRE

<u>RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE</u>	Pages
I - <u>PRESENTATION DU SUJET DE RECHERCHE</u>	1
II - <u>LA RECHERCHE AUTOMATISEE</u>	3
1 - <u>Le choix des bases de données</u>	3
2 - <u>Interrogation de la base de données aqualine</u> ...	4
2.1 - Présentation de la base	4
2.2. - Interrogation	4
3 - <u>Interrogation de la base de données biosis</u>	6
3.1. - Présentation de la base	6
3.2. - Interrogation	7
4 - <u>Interrogation de la base de donnée embase</u>	7
4.1. - Présentation de la base	8
4.2. - Interrogation	8
5 - <u>Interrogation de la base de données pascal</u>	9
5.1. - Présentation de la base	9
5.2. - Interrogation	10
6 - <u>Interrogation de la base de données cas</u>	11
6.1. - Présentation de la base	11
6.2. - Interrogation	12
7 - <u>Récapitulatif sur les résultats de l'interrogation automatisée</u>	13
7.1. - Résultats de l'interrogation automatisée	14
7.2. - Les réponses obtenues	14
7.3. - La pertinence des réponses	15
7.4. - Comparaison des bases de données	15
7.5. - Conclusion	16

III - <u>LES RESULTATS DE LA RECHERCHE</u>	18
 <u>NOTE DE SYNTHESE</u>	
I - <u>INTRODUCTION</u>	19
II - <u>METHODES</u>	19
1 - <u>Culture des organismes et maintenance au laboratoire</u>	19
2 - <u>Méthodes concernant les essais de toxicité sans sédiment</u>	22
3 - <u>Méthodes concernant les essais avec sédiments</u>	23
A - Méthodes statiques	23
B - Méthodes avec circulation d'eau en continu	24
4 - <u>Méthodes concernant les essais avec extraits de sédiments</u>	27
III - <u>LES ORGANISMES</u>	28
IV - <u>TOXICITE LETALE</u>	31
<u>Tableau récapitulatif des essais de toxicité létale</u>	33
<u>Tableau II</u>	35
<u>Tableau III</u>	37
V - <u>TOXICITE SUBLETALE</u>	41
1 - <u>Effets des sédiments contaminés sur la reproduction et le cycle de vie</u>	41
2 - <u>Effets des sédiments contaminés sur la croissance et le développement</u>	43

3 - <u>Effets des sédiments contaminés sur le comportement</u>	44
4 - <u>Effets des sédiments contaminés sur la physiologie</u>	45
5 - <u>Effets des sédiments contaminés sur la morphologie</u>	46
6 - <u>Effets des sédiments contaminés sur l'histologie</u>	46

VI - CONCLUSION

BIBLIOGRAPHIE

RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

I - PRESENTATION DU SUJET DE RECHERCHE

Le sujet de la recherche bibliographique a été proposé par Jeanne Garric et Eric Vindimian, chercheurs au C.E.M.A.G.R.E.F. (Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural des Eaux et Forêts).

Les sédiments des rivières, des estuaires et des mers sont largement contaminés par des produits organiques non biodégradables et des métaux lourds variés. Certains de ces produits peuvent de plus, s'y accumuler.

La réglementation concernant la lutte contre la pollution des eaux est en place, des essais biologiques et chimiques standardisés permettent de contrôler la qualité des eaux, par contre l'évaluation de la qualité des sédiments, faute de méthodologies bien définies a pris un certain retard.

La mesure de la pollution de l'eau à un moment donné ne peut rendre compte à elle seule de la menace existant pour l'équilibre de l'écosystème aquatique.

Dans le cas d'une pollution de l'eau accidentelle par exemple, la seule analyse chimique de l'eau peut après un certain temps, faire penser que le danger est écarté si aucun toxique n'est détectable. Or, il y a un phénomène d'adsorption et d'accumulation d'un grand nombre de polluants au niveau du sédiment.

La faune et la flore vivant au contact de cette phase risquent d'être particulièrement touchées et par conséquent d'entraîner une perturbation de l'équilibre du système.

D'autre part, ces polluants, les métaux en particulier, peuvent être dans certaines conditions, relargués dans l'eau à nouveau à des concentrations élevées.

La toxicité du sédiment peut être estimée de deux façons différentes :

- 1 - En faisant des études sur le terrain et en pratiquant des analyses quantitatives et qualitatives de la faune d'habitats plus ou moins pollués.

Une comparaison de ces communautés avec celle d'un habitat de référence non pollué (ou presque !) permet de déterminer l'ampleur de la pollution.

La présence ou l'absence de certaines espèces, organismes indicateurs, plus tolérants ou au contraire plus sensibles à un certain type de pollution, permet de donner une indication sur l'intensité, éventuellement le type de pollution en cause, notamment pollution organique.

Ces études ne permettent de faire aucune prévision, elles enregistrent et décrivent une pollution à posteriori.

2 - En faisant des essais biologiques au laboratoire.

Il s'agit d'analyses biologiques définissant les effets toxiques aigus et chroniques de sédiments pollués sur des organismes.

Dans la mesure du possible, les conditions du terrain doivent être reconstituées tout en étant strictement contrôlées. Ces essais peuvent être effectués sur certaines espèces indicatrices.

Contrairement aux études précédentes, ces essais biologiques au laboratoire permettent de prévoir les effets d'une certaine pollution et de les expliquer.

Jeanne Garic et Eric Vindimian qui proposent une recherche sur l'évaluation de la toxicité des sédiments à partir d'essais de laboratoires m'ont demandé de faire l'inventaire de toutes les études qui ont été menées dans ce domaine.

Ils sont intéressés par :

- les différentes méthodes de laboratoires employées.
- les différentes analyses pratiquées.
- les différentes espèces animales utilisées (parmi les macro invertébrés, les poissons).
- les niveaux de tolérance et sensibilité des espèces vis à vis des différents polluants.

II - LA RECHERCHE AUTOMATISEE

Bien qu'il existe des bibliographies imprimées multidisciplinaires et spécialisées à partir desquelles la recherche aurait pu s'effectuer, la recherche automatisée s'est imposée pour plusieurs raisons :

elle est :

- plus rapide
- moins fastidieuse
- probablement plus performante et exhaustive (si elle est bien menée !) que la recherche manuelle.

Le fait que les bases de données ne contiennent en général pas de références antérieures à 1970, ne nous pose pas de problème réel car nous sommes plus particulièrement intéressés par les articles parus durant les dix dernières années, d'autre part, toute recherche antérieure mais fondamentale sur le sujet, sera citée et donc par ce biais retrouvée.

1 - LE CHOIX DES BASES DE DONNEES

Le choix des bases de données s'est effectué en consultant le Répertoire des Banques de Données en conversationnel 1987, publié par l'ANRT (Association Nationale de la Recherche Technique).

A partir de l'index sujet du répertoire et en choisissant pour entrées : eau, pollution, environnement on est arrivé à une première sélection de quinze bases de données.

En regardant avec précision la description de chacune de ces bases, on procède à un nouveau tri en fonction :

- de la taille de la base
- des domaines couverts. Certaines bases comme par exemple Pollution, Enviroline, sont des bases de taille relativement importante mais une grande partie de leurs références concernent le bruit, l'air, le sol, l'urbanisme, l'économie. Ces bases ne seront donc pas interrogées en priorité.
- de la nature des références. Dans le cas de notre recherche, seules les références bibliographiques nous intéressent, les bases factuelles comme ECDIN par exemple seront également éliminées.

- de la liste des périodiques dépouillés.

Nous avons sélectionné cinq bases de données : AQUALINE, EMBASE, BIOSIS, PASCAL, CAS.

2 - INTERROGATION DE LA BASE DE DONNEES AQUALINE

2.1 - Présentation de la base

Volume : 100 000, + 8 000 réf./an.

AQUALINE

DÉBUT 1960

ORIGINE Water Research Centre
Elder Way
STEVENAGE, HERTS SG1 1TH - GRANDE BRE-
TAGNE
Tél : (0438) 31 24 44 Télex : 826168

MISE À JOUR Bimensuelle.

PUBLICATIONS WRC Information Abstracts Journal (1974-84). Water Pollution Abstracts (1969-73). Aqualine Abstracts (1985-).

DOMAINES EAU

Ressources en eau ; traitement de l'eau ; qualité et surveillance de l'eau ; épandage des eaux résiduaires ; traitement des eaux résiduaires ; déchets industriels ; pollution des rivières ; eaux souterraines ; côtes ; estuaires ; tous les aspects du matériel pour la qualité et le contrôle de l'eau.

SERVICES Diffusion sélective de l'information. Traductions en anglais des données primaires. Publications techniques.

NATURE Références bibliographiques

AIDES Aqualine Thesaurus. Aqualine online user guide (1983). List of source journal.

DONNÉES Articles de 600 périodiques ; comptes rendus de conférences ; ouvrages ; rapports du gouvernement.

SERVEURS INFOLINE (AQUALINE) C.H. L 50* ; C.LIGNE L 0.16 ; C.DIFF. L 0.20

2.2 - Interrogation

L'interrogation a été réalisée au C.E.M.A.G.R.E.F. sur le serveur ORBIT-INFOLINE par l'intermédiaire du réseau transpac et Euronet.

Les différents opérateurs du logiciel d'interrogation orbit sont :

and, or, not : opérateurs booléens
: troncature sur une seule lettre
: : troncature sur plusieurs lettres
w : adjacence permettant de retrouver deux termes voisins
nw : adjacence permettant de retrouver deux termes à n termes l'un de l'autre.

a) Stratégie de recherche

Le choix des mots clés s'est fait :

- en lisant les articles fournis par Jeanne Garric dès le début.

Les auteurs proposent des mots clés dont on peut s'inspirer mais on sait cependant que ceux-ci ne correspondent pas forcément aux descripteurs choisis dans la base de données, ce serait donc une erreur de se limiter à eux seuls.

- en discutant avec les chercheurs,
- en consultant le thésaurus AQUALINE

b) Equation de recherche et résultats

	Réponses
1 : Sédiment #	7 578
2 : Toxicity	5 649
3 : 1 and 2	302
4 : Bioassay #	1 044
5 : 3 and 4	37
6 : CHAPMAN P.M./AU	15
7 : 1 and 6	9
8 : 5 or 7	38
9 : Toxicity (W) TEST#	730
10 : 9 and 3	23
11 : 10 or 8	56

Remarque :

Lorsqu'on ne spécifie pas le champ dans lequel doit se faire la recherche, elle se fait dans le "basic index" (le "basic index" contient les descripteurs et les mots significatifs des champs résumé, titre).

- Question 5 :

Le nombre faible de réponses à cette question nous permet de nous interroger sur le caractère peut être trop restrictif du terme bioassay.

- Questions 6 - 7 - 8 :

CHAPMAN P.M. est un chercheur qui a publié des articles intéressants sur le sujet.

Les questions 6, 7, 8 ont eu pour but :

- . de voir si les articles de CHAMPMAN étaient inclus dans les 37 réponses de la question 5. Ceci est vrai à une réponse près et montre ainsi que notre choix des mots clés est judicieux.
- . de visualiser les références de CHAPMAN et à partir de leur indexation, choisir des synonymes de bioassay.

- Questions 9, 10, 11 :

L'introduction du terme toxicity test a permis de récupérer 18 nouvelles références.

Après visualisation de quelques références parmi ces 56 réponses, nous les avons commandées en ligne.

Sur les 56 réponses, 17 seulement ont été retenues.

3 - INTERROGATION DE LA BASE DE DONNEES BIOSIS

3.1 - Présentation de la base

BIOSIS

ORIGINE BioSciences Information Service (BIOSIS)
2100 Arch Street
PHILADELPHIA, PA 19103 - USA
Tél : (215) 587 4800 Télèx : 831739

DOMAINES BIOLOGIE ; MEDICINE

Agriculture, bactériologie, botanique, biologie moléculaire, génétique, immunologie, nutrition, pharmacologie, zoologie.

NATURE Références bibliographiques.

DONNÉES Articles de 9 000 périodiques (Europe : 38%, Amérique du Nord : 25%, Asie et Océanie : 15%, Moyen Orient : 12%, Amérique du Sud et Centrale : 6%, Afrique : 6%), actes de congrès, rapports de recherches, ouvrages, brevets américains.

Volume : Suivant serveur, + 480 000 réf./an.

DÉBUT Suivant serveur

MISE À JOUR Mensuelle

PUBLICATIONS Biological Abstracts, Biological Abstracts / RRM (Reports, Reviews, Meetings).

AIDES BIOSIS Search Guide 1987 ; BIOSIS Training Course ; 1986 Serial Sources for the BIOSIS Database ; BIOSCENE (périodique) ; How to Search Biological Abstracts and Biological Abstracts/RRM by computer (1986) ; Sur DIALOG, ONTAP (On line Training and Practice), BIOSIS PREVIEWS (205) sous ensemble non mis à jour de 40 000 références destinées aux essais, démonstrations et formation : coût horaire : 15 \$.

SERVEURS IRS-ESA (7) DEB. 1973 ; VOL. 4000000 ; C.H. 575 F ; C.LIGNE 15F ; C.DIFF. 2,50 F
DIALOG (5) DEB. 1969 ; VOL.5000000 ; C.H. \$84 ; C.LIGNE \$0,24 ; C.DIFF.\$0,34
BRS (BIOZ,-) DEB. 1970 ; VOL. 4200000 ; C.H. \$ 75 ; C.LIGNE \$ 0,22 ; C.DIFF. \$ 0,16
DIMDI (BIOSIS PREV,-) DEB.1970.VOL.4200000.C.H.\$40**.C.LIGNE\$0,12.C.DIFF.\$0,16**
DATA-STAR (BIOL.-)DEB.1970.VOL.4200000.C.H.\$ 47***.C.LIGNE \$0,24 ; C.DIFF. \$0,18
MEAD (BIOSIS) DEB.1980 ; VOL. 1300000
STN (BIOSIS) DEB.1969 ; VOL.4700000 ; C.H. 591 F* ; C.LIGNE 1,95 F ; C.DIFF.2,6 F
Accès vidéotex.

COMMENTAIRES * Droit d'accès au serveur : 430 F** par heure ; DM 39 ; en différé : DM 0,10*** par heure ; FS 66
CAN/OLE (BA) DEB. 1969 ; VOL. 4700000 ; C.H. \$ 40 ; C.LIGNE \$ 0,12 ; C.DIFF. \$ 0,10

3.2 - Interrogation

L'interrogation a eu lieu au C.E.M.A.G.R.E.F. sur le serveur IRS/ESA (Information Retrieval Service - European Space Agency).

Les différents opérateurs du logiciel d'interrogation sont :

+ pour ou
 * pour et opérateurs booléens
 - pour sauf
 ? : troncature sur une lettre
 w : adjacence

a) Stratégie de recherche

Le choix des mots clés pour l'interrogation de la base BIOSIS s'est fait à l'aide du "Master Index" qui est une liste alphabétique de termes contrôlés.

Dans BIOSIS la recherche peut également se faire à l'aide de codes : codes de concept et codes biosystématiques dont la liste est donnée dans le BIOSIS Search Guide.

b) Equation de recherche - Résultats Réponses

1	: Bioassay ?	5 077
2	: Toxicity (w) Test ?	983
3	: Laboratory (w) method ?	380
4	: 1 + 2 + 3	6 411
5	: Toxicity	73 381
6	: 4 * 5	1 370
7	: Sediment ??	11 068
8	: 6 * 7	20

Sur ces 20 réponses, 13 sont pertinentes.

4 - INTERROGATION DE LA BASE DE DONNEES EMBASE

4.1 - Présentation de la base

EMBASE

ORIGINE Elsevier Science Publishers
Biomedical Division
PO Box 1527
1000 BM AMSTERDAM - PAYS BAS
Tél : (20) 5803 911 Télex : 18682 ESPA NL

DOMAINES BIOMEDICAL
Anatomie, anthropologie, anesthésiologie, bioingénierie,
dermatologie, toxicomanie, médecine légale, génétique,
hématologie, immunologie, microbiologie, neurologie,
médecine nucléaire, toxicologie, etc.

NATURE Références bibliographiques.

DONNÉES Articles de périodiques (95%), livres, monographies, thèses (5%); (4 500 périodiques en provenance de 110 pays dont 367 français). Outre les fascicules imprimés 70 000 références sont ajoutées annuellement. Présence de résumés.
Volume : 3 100 000, + 250 000 réf./an.

DÉBUT Suivant serveur

MISE À JOUR Suivant serveur

PUBLICATIONS Editions de 44 fascicules imprimés et deux bulletins: Adverse reactions titles et Drug literature index.

AIDES MALIMET on microfiche. Mini-Malinet (1986). User manual (1984). Guide to the Classification and Indexing System (1985). List of Journals Abstracted (1986), (papier-microfiche). ONTAP (On line Training and Practice / EMBASE (272) sous-ensemble non mis à jour de 5&500 références destiné aux essais, démonstration et formation. Coût horaire \$ 15.

SERVEURS DIALOG (72) DEB. 1974 ; MAJ. bimens. ; C.H. \$ 84; C.LIGNE \$ 0,44; C.DIFF. \$ 0,33
DATA-STAR (EM78.-) DEB. 1973; MAJ. hebdo.; C.H. FS120*; C.LIGNE FS0,68; C.DIFF FS0,26
DIMDI (EM74.-) DEB. 1974 ; MAJ. mens. C.H. \$ 41**;
C.LIGNE \$ 0,23; C.DIFF. \$ 0,14
BRS (EMED) DEB. 1974; MAJ. mens. ; C.H. \$ 76 ; C.LIGNE \$ 0,42 ; C.DIFF. \$ 0,14
Fichiers éclatés sur Dialog, Data-Star, Dimdi

Bien que essentiellement orientée vers le domaine médical, cette base comporte une section "Environmental Health and Pollution Control" spécialisée dans les problèmes de pollution.

La liste des périodiques dépouillés permet de penser que l'interrogation de cette base a une utilité certaine.

4.2 - Interrogation

L'interrogation s'est effectuée à l'E.N.S.B. sur le serveur DATA-STAR.

a) Stratégie de la recherche

EMBASE produit une liste de termes contrôlés, malimet sur microfiche, qui nous a permis de sélectionner nos mots clés.

D'autre part, l'interrogation peut se faire en limitant la recherche dans certaines sections ou sous sections de la base, en interrogeant à l'aide de codes.

b) Equation de recherche - résultats

L'historique de cette interrogation n'a pas été conservé mais on peut le reconstituer. On a limité l'interrogation à une partie de la base en interrogeant par le code 460333

```

- 46      03      33
  |        |        |
  |        |        | effects on animals
  |        |        | effects of pollution
  |        |        | n° de la section : Environmental Health and
  |        |        | Pollution control
  
```

A l'intérieur de cette sous section, l'équation de recherche a été :

Sediment et (bioassay ou toxicity testing)

32 réponses ont été obtenues, 15 références ont été retenues comme pertinentes.

5 - INTERROGATION DE LA BASE DE DONNEES PASCAL

5.1 - Présentation de la base

PASCAL

ORIGINE CDST-CNRS
Centre de Documentation Scientifique et Technique
26, rue Boyer
75971 PARIS CEDEX 20 - FRANCE
Tél : (1) 43 58 35 59 Télèx : 220880

DÉBUT 1973

MISE À JOUR Mensuelle

PUBLICATIONS Bulletins signalétiques.

DOMAINES SCIENCES ET TECHNIQUES
Sciences physiques, sciences de l'ingénierie, chimie pure et appliquée, physique, chimie, cristallographie, sciences de la terre, sciences de la vie et médecine, sciences de l'information, technologie, sciences exactes et sciences appliquées.

SERVICES Profils documentaires, reproduction des documents signalés.

AIDES Lexiques, thesaurus, manuel d'utilisation PASCAL.

NATURE Références bibliographiques.

SERVEURS QUESTEL (PASC73, PASCAL) C.H. 420 F ; C.LIGNE 2,50 F ; C.DIFF. 2,70 F
IRS-ESA (14) C.H. 400 F ; C.LIGNE 2,15 F ; C.DIFF. 2,75 F
BNDO (PASCALO) C.H. 350 F ; C.LIGNE 1 F ; C.DIFF. 1 F
Accès videotex.

DONNÉES Ensemble de banques : PASCAL M et banques sectorielles : PASCAL Sciences de l'information, PASCAL Energie, PASCAL Métaux, PASCAL Soudage, PASCAL Bâtiment, PASCAL Biotechnologie, PASCAL Médecine Tropicale, PASCAL GEODE, PASCAL IALINE, PASCAL AGROLINE, PASCAL ZOOLINE. Analyse de tous les articles de périodiques majeurs français et étrangers ainsi que de rapports scientifiques, thèses, comptes-rendus de congrès. Langues d'interrogation: français, anglais et espagnol à partir de 1987.

Volume : 5 900 000, + 430 000 réf./an

5.2 - Interrogation

L'interrogation a été réalisée au C.E.M.A.G.R.E.F. sur le serveur IRS/ESA.

a) Stratégie de recherche

L'interrogation s'est faite sur l'ensemble de la base.

Les descripteurs ont été choisis dans le lexique sciences de la vie qui est une liste de termes contrôlés.

b) Equation de recherche - Résultats

	Réponses
1 : Toxicit ??	60 261
2 : Sediment ??	36 560
3 : 1 * 2	197
4 : Essai (w) biologique	537
5 : Bioassay ?	1 760
6 : 4 + 5	1 896
7 : 3 * 6	8

Sur les 8 réponses obtenues, 5 sont pertinentes.

6 - INTERROGATION DE LA BASE DE DONNEES CAS

6.1. - Présentation de la base

CA SEARCH

ORIGINE Chemical Abstracts Service (CAS)
2540 Olentangy River Road - PO BOX 3012
COLUMBUS OH 43210 - USA
Tél : (614) 421 36 98 Télex : 6842086 CHMAB

DOMAINES CHIMIE

Tous les aspects de la chimie : biochimie, chimie organique, chimie macromoléculaire, chimie physique, chimie analytique, génie chimique et ses applications aux différents domaines industriels : pétrochimie, cuirs, textiles, agro-alimentaire, métallurgie, pharmacie, cosmétique, polymères et plastiques, énergie, environnement.

NATURE Références bibliographiques.

DONNÉES Articles extraits de 14 000 périodiques (72 %) représentant 150 pays et 50 langues (dont 68 % en anglais). Brevets provenant de 26 pays soit 17 % des documents résumés (mais 29 % des documents signalés, les brevets équivalents étant cités dans le «Patent Concordance») dont 49 % de brevets japonais. Livres, comptes rendus de congrès, thèses, rapports techniques.
Volume : 7,3 millions, + 500 000 réf./an.

DÉBUT Suivant serveur

MISE À JOUR Bimensuelle

PUBLICATIONS Chemical Abstracts Weekly Issues avec Index semestriels et quinquennaux (imprimés, microfiches et microfilm)

SERVICES CA Selects (110 profils standards), CA Grouping Sections (5 grands thèmes), Chemical Titles (à partir de 700 périodiques), Chemical Industry Notes. Fourniture des documents primaires de la littérature russe citée.

AIDES CA Hedding List (1985), Qualified Substances in the CA file (1985), Index Guide, Subject Coverage, CA SEARCH Aids décrits dans le catalogue CAS Information Tools, CASSI (CAS Source index), répertorie les journaux signalés et les bibliothèques où ils sont disponibles. Patent compound Handbook, Registry Handbook. Sur DIALOG: ONTAP-Online Training and Practice CA SEARCH (204), sous-ensemble non mis à jour destiné aux essais, démonstrations et formations. Sur IRS-ESA: 38 CHEMABS.

SERVEURS BRS (CHEM*) DEB. 1967 ; C.H. \$ 89 ; C.LIGNE \$ 0,29 ; C.DIFF. \$ 0,25
IRS-ESA (2) DEB. 1967 ; C.H. 660 F ; C.LIGNE 2,20 F ; C.DIFF. 2,95 F
DIALOG (308,-) DEB. 1967 ; C.H. \$ 90 ; C.LIGNE \$ 0,23 ; C.DIFF. \$ 0,35
ORBOT (CAS 67,-) DEB. 1967 ; C.H. \$ 94 ; C.LIGNE \$ 0,25 ; C.DIFF. \$ 0,30
QUESTEL (CAS 1967,-*) DEB. 1967 ; C.H. 720 F ; C.LIGNE 2,20 F ; C.DIFF. 3 F
DATA-STAR (CHEM) DEB. 1967 C.H. \$ 64 FS 66 ; C.LIGNE \$ 0,26 ; C.DIFF. \$ 0,32
STN (CA FILE) DEB. 1975
Accès vidéotex.

COMMENTAIRES. * CHEB Chemical Condensates, 1970-76. * La recherche par termes peut être couplée avec une recherche structurale par le logiciel DARC (voir EURE-CAS/(DARC).CAN/OLE (CA SEARCH) C.H. CNS 40 ; \$ 44 ; C.LIGNE \$ 0,25 ; C.DIFF. \$ 0,25

AUTRES PRODUCTEURS CAS est représenté en France par : Le Centre National de l'Information Chimique (CNIC) 28 ter, rue Saint Dominique 75007 PARIS - FRANCE Tél : (1) 45 51 37 40

6.2. - Interrogation

Deux interrogations ont été effectuées : la première à l'I.N.S.A. de LYON, sur le serveur ESA, la seconde à l'E.N.S.B. sur le serveur Questel.

a) Stratégie de recherche

Le choix des mots clés a nécessité la consultation de l'index des sujets généraux.

On évitera les troncatures trop importantes pour éliminer le "bruit".

b) Equation de recherche sur ESA et résultats.

réponses

1 :	sédiments ?	44 822
2 :	MUD	4 387
3 :	MUDS	4 362
4 :	1 + 2 + 3	51 136
5 :	Toxicity	89 835
6 :	4 * 5	331
7 :	Bioassay	5 763
8 :	Test	41 801
9 :	Laboratory (w) Measurements ?	177
10 :	7 + 8 + 9	47 399
11 :	6 * 10	25
12 :	phytoplankton	3 248
13 :	Microorganism ?	33 146
14 :	12 + 13	36 285
15 :	11 - 14	24

On obtient donc 24 réponses. Sur ces 24 réponses commandées en ligne, 14 sont retenues comme pertinentes.

c - Equation de recherche sur Questel

Les différents opérateurs du logiciel Questel sont
- les opérateurs booléens et, ou, sauf

+ troncature illimitée
? troncature limitée (1 caractère)

Interrogation sur champ titre, mots clé et résumé

1 :	sédiment +	44 713
2 :	bioassay +	6 095
3 :	1 et (toxicity ou toxico log +)	241
4 :	3 et 2	19

puis une interrogation sur le champ titre :

sédiment + et (toxicity ou toxicolog +)

ont permis d'obtenir 17 références pertinentes.

7 - RECAPITULATIF SUR LES RESULTATS DE L'INTERROGATION
AUTOMATISEE

Le tableau I p. 17 montre que 41 références différentes ont été trouvées grâce à la recherche automatisée, 20 références ont été soit obtenues des chercheurs en début de recherche, soit elles ont été citées dans les articles précédents.

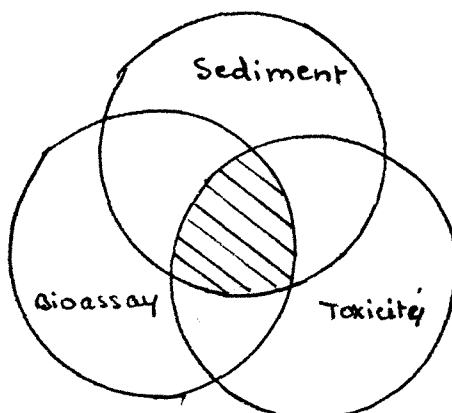
7.1 - Résultats de l'interrogation automatisée

	AQUALINE	BIOSIS	EMBASE	PASCAL	CAS	
					ESA	QUESTEL
Nombre de réponses	56	20	32	8	24	34
Références pertinentes	17	13	15	5	14	17

7.2 - Les réponses obtenues

Ces réponses ont été obtenues par l'intersection des trois mêmes ensembles.

SEDIMENT - TOXICITY - BIOASSAY



Cependant, le nombre de réponses obtenues dans les 5 bases est très différent.

- la supériorité d'AQUALINE n'étonne pas car c'est une base importante et bien spécialisée dont on attendait un bon nombre de résultats. CAS est également une base à interroger pour ce type de sujet.

- le faible score de la base PASCAL par contre nous fait nous interroger sur la stratégie employée.

La sélection des mots clés dans le lexique Pascal a restreint les ensembles de façon trop drastique, il aurait fallu peut-être rechercher beaucoup plus de synonymes des termes choisis, l'indexation étant probablement moins rigoureuse que dans la base AQUALINE et CAS.

7.3 - La pertinence des réponses

Le premier élément à l'origine du bruit vient du fait que n'ayant pas précisé la nature des essais biologiques que l'on recherche, nous avons un bon nombre de références d'articles traitant du phyto plancton, des micro organismes, des protozoaires, articles que nous avons éliminés, les chercheurs étant plus particulièrement intéressés par la macrofaune et les poissons.

Nous aurions pu avec le sauf booléen, extraire cet ensemble et rendre ainsi les résultats de l'interrogation plus pertinents mais le risque de perdre des articles de synthèse était grand, d'autre part, certains laboratoires font des recherches à la fois sur la micro et macro faune.

Le deuxième élément entraînant le bruit vient du fait que la recherche n'a pas été faite dans le champ descripteur mais dans le basic index, ainsi certains articles contenant le terme sédiment dans le résumé, sortent dans les réponses sans pour autant que ces références correspondent à ce que l'on cherche.

7.4 - Comparaison des bases de données

D'après le tableau I page 17 , on constate un certain recoupement entre les références obtenues dans les 5 bases de données.

Cependant, on voit que s'il y a recoupement partiel entre les bases AQUALINE, BIOSIS, EMBASE et CAS, il n'y a aucune référence commune entre AQUALINE et PASCAL.

Nombre de références trouvées uniquement dans une base

AQUALINE	5
BIOSIS	3
EMBASE	2
PASCAL	1
CAS	6

7.5 - Conclusion

On ne peut cependant tirer de conclusions importantes quant à la capacité des différentes bases à couvrir le sujet, les stratégies de recherche et les équations de recherche, pouvant, surtout en ce qui concerne l'interrogation de la base PASCAL, être améliorées.

TABLEAU I : RECAPITULATIF SUR L'ORIGINE DES REFERENCES

N° REF	AQUALINE	BIOSIS	EMBASE	PASCAL	CAS ESA	Q	Recherche manuelle
1	x						
2							x
3							x
4							x
5	x						
6				x		x	
7	x						
8							x
9	x				x		
10	x				x		
11					x	x	
12							x
13					x		
14				x			
15							x
16	x		x		x		
17					x		
18	x						
19							x
20	x	x	x				
21							x
22	x	x	x				
23							x
24		x				x	
25						x	
26					x	x	
27							x
28							x
29							x
30					x	x	
31		x					
32	x	x	x		x	x	
33		x					
34							x
35	x	x					
36	x		x				
37	x	x					
38							x
39			x				
40		x	x	x	x		
41						x	
42							
43							x
44			x				
45	x						
46	x	x	x				
47	x		x			x	
48						x	
49							x
50					x	x	
51	x	x	x				
52		x					
53					x		
54							x
55			x	x			
56			x				
57							x
58							x
59			x			x	
60		x	x	x	x	x	
61						x	

III - LES RESULTATS DE LA RECHERCHE

Les documents primaires ont été soit :

- trouvés sur place au centre de documentation du C.E.M.A.G.R.E.F.,
- commandés :
 - . à la bibliothèque Universitaire de Sciences de Villeurbanne,
 - . à l'A.F.E.E. (Association Française pour l'étude des eaux)
 - . au C.D.S.T.

Une première lecture des articles ou de leur résumé a permis d'établir le tableau II.

Nous pouvons déjà apercevoir que :

- les deux grandes catégories d'espèces les plus utilisées dans ces essais biologiques sont les crustacés et les annélides.
- la toxicité des métaux lourds a été plus souvent examinée que celle des composés organiques.
- la toxicité aigue, des polluants vis-à-vis des organismes, plus souvent évaluée que la toxicité chronique.
- si les critères de toxicité choisis dans les études, varient souvent en fonction des espèces utilisées, la létalité est le critère de toxicité que l'on retrouve dans 30 articles.

NOTE DE SYNTHÈSE

NOTE DE SYNTHÈSE

I - INTRODUCTION

Les essais biologiques au laboratoire nécessitent d'une part la maintenance, et parfois la culture au laboratoire, des organismes utilisés. Pour de nombreux auteurs, le choix des espèces est en partie conditionné par leur plus ou moins grande facilité de culture au laboratoire.

Les organismes sont ensuite exposés aux polluants associés aux sédiments ; cette exposition peut se réaliser selon différentes méthodes et les critères choisis pour détecter la toxicité du sédiment sont également variables.

On différencie :

- une toxicité aigue entraînant la mort des organismes à la suite d'une exposition courte aux polluants,

- une toxicité chronique qui elle, n'entraîne pas la mort rapide des organismes, mais modifie leur comportement, leur morphologie, leur physiologie... et laisse prévoir à long terme un danger pour la population concernée.

Nous faisons donc un bilan des méthodes employées, des critères de toxicité utilisés et des espèces d'organismes concernées par ces essais de toxicité au laboratoire.

II - METHODES

1 - CULTURE DES ORGANISMES ET MAINTENANCE AU LABORATOIRE

- Daphnia magna est un crustacé d'eau douce très utilisé dans les essais de toxicité et très facilement cultivé en laboratoire.

Nebeker, A.V. et al., 1984 (42) définissent les conditions optimales de culture. Les daphnies sont élevées en cultures statiques dont l'aération n'est pas nécessaire si la densité n'excède pas 50 individus par 3 litres d'eau. L'eau est changée 2 à 3 fois par semaine.

La dureté de l'eau doit être environ 200 mg/l (l'eau dure est nécessaire à la bonne reproduction et survie des daphnies), la température de $19^{\circ} + 1^{\circ}$ C et la périodicité d'éclairement de 16 h de lumière et $\frac{8}{8}$ h d'obscurité.

Les daphnies sont nourries d'un mélange de (OMP) Oregon Moist Pellet, et de levure.

- Gammarus lacustris est également un petit crustacé d'eau douce mais il vit dans une eau plus aérée et sa culture nécessite donc une circulation d'eau en continu à une température de 16° C (42) ou de 19° C (7). La période d'éclairement est également de 16 h contre 8 h d'obscurité.

Par contre, Nebeker A.V., et al., 1984 (42) préconisent une période de plusieurs semaines avec de courtes périodes d'éclairement : 10 h, pour activer la reproduction.

Les aliments utilisés sont : des crevettes congelées, OMP et Cerophyl, des feuilles d'érable.

- Hyalella azteca se cultive dans les mêmes conditions que les gammares (42).

- Chironomus tentans. Les larves d'insectes sont cultivées dans un aquarium de 10 litres avec un renouvellement de l'eau en continu (débit de 50 - 100 ml/mn).

Les oeufs sont placés dans l'aquarium et à l'éclosion la nourriture est distribuée.

Nebeker A.V. et al (42) précise le régime alimentaire des larves.

A une température de 20° C, il faut 10 jours pour obtenir des larves à un stade utilisable dans les essais de toxicité.

- Hexagenia limbata, est cultivée à peu près dans les mêmes conditions (42) c'est à dire avec un renouvellement d'eau en continu mais il est nécessaire d'ajouter un substrat dans le fond de l'aquarium (on choisira de préférence le substrat naturel de l'animal, un sédiment généralement de texture fine) pour leur conserver la possibilité de s'enfouir.

- Les oligochètes. Un grand nombre d'espèces d'oligochètes d'eau douce et d'eau de mer est utilisé dans les essais biologiques.

Bailey H.C. et al., 1980 (3) réussissent à cultiver dans des conditions artificielles au laboratoire *Lumbriculus variegatus*.

Lumbriculus variegatus (bien que son habitat naturel soit le sédiment) est cultivé dans de l'eau uniquement, en circulation continue, le débit étant tel que le renouvellement complet est de 4 fois par jour. L'eau de distribution utilisée a une dureté de 30 mg/l un PH 7,8 et une température de 20° C environ. La périodicité d'éclairement est de 16 h de lumière 8 h d'obscurité.

Les vers sont nourris avec l'aliment commercialisé pour truite.

Wiederholm T. et al., 1987 (59) et Milbrink G., 1987 (41) cultivent, pour les premiers 5 espèces d'oligochètes, pour le second *Tubifex tubifex*, dans des sédiments préalablement tamisés et non pollués recouverts d'eau aérée.

Les sédiments sont changés deux fois par mois et l'eau une fois par semaine.

Les cultures sont maintenues à $21 \pm 1^\circ$ C et dans l'obscurité.

Les vers sont alimentés avec des épinards.

Chapman P.M. et al., 1981 (16) qui comparent la sensibilité d'un certain nombre d'oligochètes d'eau douce et d'eau de mer vis à vis de différents polluants, sélectionnent les différentes espèces à partir d'échantillons de sédiments de localisations géographiques variables. Les espèces sont identifiées à l'aide du microscope puis les vers sont conservés à 10° C dans le noir dans de l'eau de distribution déchlorée pour les espèces d'eau douce dans de l'eau de mer filtrée dont la salinité est ajustée à 20 ppt pour les espèces marines.

- Les nématodes *Chromadorina germanica* et *Diplolaimella punicæ* sont élevés en culture continue au laboratoire (56).

Le stock de nématodes est maintenu en boîte de pétri dans de l'eau de mer filtrée, à l'obscurité et à une température de 25° C. La nourriture utilisée est un substrat pour bactéries.

- *Dinophilus gyrociliatus* est un annélide marin maintenu en culture au laboratoire dans de l'eau de mer filtrée et aérée. L'aliment distribué est une suspension d'épinards congelés. La température de l'eau est de $20 \pm 3^\circ$ C et la salinité de 32 pour mille (8).

2 - METHODES CONCERNANT LES ESSAIS DE TOXICITE SANS SEDIMENT

Ces essais permettent de comparer la sensibilité des différents organismes et espèces vis à vis d'un polluant donné, (7) (3), d'apprécier l'effet des facteurs environnants (température, PH, salinité) sur cette toxicité (17) et de comparer ces mesures à celles obtenues en présence de sédiments (16), (43), (44).

Bailey H.C. (3) met en place des essais statiques sans renouvellement de milieu, exposant les organismes pendant 48 h (96 h pour les poissons et les vers) aux polluants en solution dans l'eau.

Le but de son expérience est de comparer la sensibilité de l'oligochète *Lumbriculus variegatus* vis à vis de différents polluants par rapport à celle de nombreux organismes déjà utilisés dans des essais biologiques de toxicité.

Les conditions d'expériences sont standardisées, l'eau employée pour les dilutions de la solution stock des polluants, est de l'eau de distribution déchlorée.

La température est de $20^{\circ} \text{C} \pm 1$, le PH est compris entre 7 et 8.2.

Tous les essais se font en 4 exemplaires et avec essais témoins.

Chapman P.M. et al., 1981, (16) (17), comparent la sensibilité de différents oligochètes vis à vis de la pollution chimique et examinent l'influence de différents facteurs ($T^{\circ} \text{C}$, PH, salinité) sur cette sensibilité. Pour cela, ils réalisent le même type d'essai que ceux de Bailey H.C.

Les oligochètes sont exposés en boîte de pétri durant 96 h, à une série de dilution logarithmique des polluants. Les essais se font en 3 exemplaires avec témoins, l'expérience est renouvelée si une différence significative est observée entre les triplicats.

Dans un premier temps, les conditions d'expérience sont température 10°C PH 7 ± 0.2 salinité 0 pour mille et 20 pour mille suivant espèce et obscurité.

Dans une autre série d'expériences, ils font varier la température : 1° , 10° , 20°C et le PH : 6, 7, 8.

La mortalité est comptabilisée toutes les 24 h. Pour Bailey, H.C. et al. un animal mort est un organisme sans mouvement, sans réaction si on le touche. Chapman P.M. et al., considère également qu'un ver est considéré mort s'il ne répond pas à une stimulation physique.

3 - METHODES CONCERNANT LES ESSAIS AVEC SEDIMENTS

A - Méthodes statiques

Ces méthodes consistent à disposer dans un récipient le sédiment contaminé à tester, le recouvrir d'eau généralement aérée artificiellement, et mettre les organismes en présence de ces sédiments durant un temps déterminé et dans des conditions de nourriture, éclaircissement, température, PH et salinité fixées et contrôlées.

Les sédiments testés sont de deux sortes soit des sédiments présumés contaminés dont on fait préalablement l'analyse, soit des sédiments "propres" que l'on contamine artificiellement avec des concentrations connues de polluants.

CAIRNS V.A. et al, 1984 (7) qui étudient l'influence du sédiment sur la toxicité du cuivre sur plusieurs organismes d'eau douce, récoltent des sédiments (de texture et de composition organique différentes). Ces sédiments sont recouverts de solution de cuivre de telle sorte à atteindre une concentration en cuivre désirée. Le sédiment et la solution de cuivre sont agités avec un barreau aimanté durant 5 minutes. Nebeker A.V. et al, 1986 (43) procèdent de la même façon pour analyser l'effet du sédiment vis à vis de la toxicité du cadmium pour *Daphnia magna* et *Hyalella azteca*.

Le sédiment et l'eau (dans une proportion de 1 : 4) sont mélangés activement durant 6 h et l'expérience de toxicité est menée après décantation.

Chapman P.M. et al (16) emploient la même méthode pour montrer l'influence du sédiment sur la toxicité des polluants vis à vis des oligochètes. Ils couvrent le fond des boîtes de pétri de 5 mm de sédiment naturel préalablement congelé (pour les débarrasser de tout organisme) et analysé et ce sédiment "propre" est recouvert de la solution de polluant en l'occurrence du cadmium, du mercure, de la liqueur noire, du pentachlorophénol.

Ces essais ainsi que les travaux de Pesh C.E., 1978 et 1979 (46) (44) mettent en évidence que la présence de sédiments augmente considérablement la tolérance des organismes aux polluants, ceux-ci se fixant en grande partie aux sédiments et n'étant plus disponibles pour les organismes.

Cette observation est également valable dans le cas des vers, oligochètes (16) polychètes (46) (44), organismes vivant pourtant en contact étroit avec le sédiment.

La texture et la composition organique du sédiment jouent un rôle important dans l'absorption des polluants (44).

Les essais biologiques pratiqués sur l'amphipode *Rhepoxynius abronius* permettant à Swartz R.C. et al, 1985 (52) de déterminer la toxicité aigue et chronique de sédiments présumés contaminés sont également des essais statiques. Swartz R.C. en détaille la méthodologie.

Il conseille de stocker les sédiments récoltés à 4° C et de les utiliser pour les essais dans un laps de temps n'excédant pas 5 jours (la congélation des sédiments entraînant selon lui une modification possible de leurs propriétés).

Les sédiments sont préalablement analysés (texture, enrichissement organique, métaux, composés chimiques organiques, hydrocarbures, huiles, température, salinité).

Les propriétés géochimiques du sédiment devront être tolérées par l'espèce animale choisie pour l'essai biologique.

D'autres auteurs utilisent ces essais statiques en présence de sédiments contaminés et en employant des organismes variés.

Nebeker et al., (42) avec *Daphnia*, *Hyalella*, *chironomus*, *Gammarus*, *Hexagenia*, Wentzel et al., (57) avec *Chironomus*.

Wiederholm et al., 1987 (59) évaluent la toxicité chronique de sédiments pollués vis à vis de plusieurs oligochètes et pour ce faire, pratiquent des essais semi statiques. Ces essais sont de longue durée, jusqu'à 500 jours et l'eau est changée toutes les semaines.

Dans les essais où la nourriture n'est pas ajoutée, le sédiment est lui-même changé, au moment du comptage des vers, afin de renouveler le stock alimentaire.

B - Méthodes avec circulation d'eau en continu

Prater B.L. et Anderson M.A., 1977 (47) ont mis au point un appareil permettant d'avoir une recirculation de l'eau en continu, le taux de renouvellement de l'eau étant 2 l/h.

Les sédiments contaminés à tester sont placés dans le fond du bac à essais biologiques.

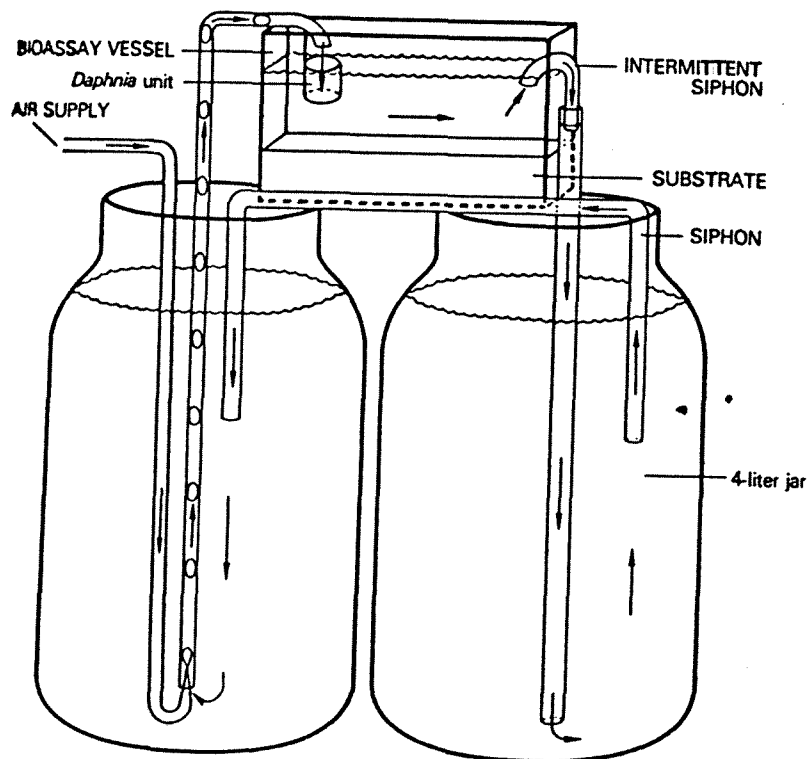


Figure 1. Recycling bioassay apparatus.

Prater B.L. et al., étudient à l'aide de cette méthode la toxicité aigue (léthalité après 96 h d'exposition) des sédiments de l'Otter Creek pour *Daphnia magna*, *Hexagenia limbata*, *Asellus communis*.

Cette méthode, avec le même appareil légèrement modifié, sera utilisée par Malueg K.W. et al., 1982 et 1983 (35) (36) (37) qui mesurent la toxicité des sédiments sur *Daphnia magna* et *Hexagenia* et par Pesch C.E. et Morgan D. (46) qui comparent la toxicité du cuivre pour le polychète *Neanthes arenacedentata* en présence et absence de sédiment.

LeBlanc G.A. et Surprenant D.C., 1985 (31) mettent au point un appareil basé sur le même principe de recirculation d'eau en continu. Cet appareil plus complexe que celui de Prater va leur permettre d'estimer la toxicité du sédiment sur des organismes différents : le poisson, *Pimephales promelas*, la larve d'insecte, *Paratanytarsus parthenogenica*, le crustacé, *Daphnia magna*.

The test apparatus was a modification of the Prater and Anderson [5] design and consisted of three chambers constructed of glass, silicone glue, and stoppers (Fig. 1). Eight litres of water were added to Chamber 1 and approximately 1200 cm³ of sediments were added to Chamber 2. Air was bubbled through a piece of glass tubing connecting Chambers 1 and 2, providing a water lift filling Chamber 2 at a flow rate of 60 to 70 mL/min (~ 12 volume circulations per day). Chambers 3 and 2 were connected with an inverted U-shaped siphon tube; therefore they filled simultaneously. Once filled, a siphon tube in Chamber 3 drained approximately 30% of the water in this chamber to Chamber 1, providing a recirculating system. Four glass cups, with 40-mesh Nitex screened bottoms, were placed in Chamber 3. Two of these cups housed the daphnids and two housed the fathead minnows. A 2.5 by 7.5 cm glass slide was placed on the bottom of Chamber 1 to serve as a substrate for microbial colonization. This slide was removed and microscopically examined for colonization at the end of the test.

Sediments were added to Chamber 2 and then flooded with 1000 mL of diluent water removed from Chamber 1. The sediments were mixed in the water.

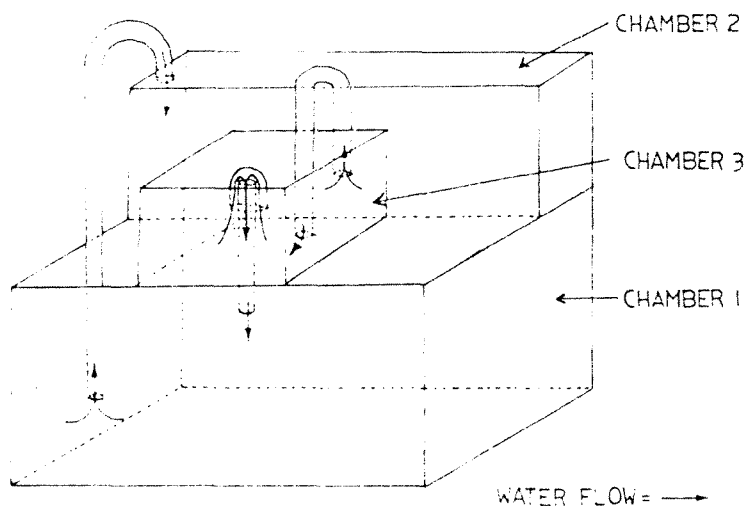


FIG. 1.—Test apparatus used for the sediment toxicity tests.

4 - METHODES CONCERNANT LES ESSAIS AVEC EXTRAITS DE SEDIMENTS

Cette méthode consiste à collecter des sédiments présumés contaminés, ajouter de l'eau dont les qualités permettent l'utilisation pour les essais biologiques, agiter le mélange et à laisser décanter. Le surnageant est ensuite utilisé comme milieu dans les essais biologiques.

Chapman P.M. et Fink R., 1984 (18) procèdent de cette façon pour estimer la toxicité de 22 échantillons de sédiments et leur effet sur le développement et la croissance du polychète marin *Capitella capitata*.

Les mesures de vitesses de respiration sur l'oligochète *Monopylephorus cuticulatus* en fonction de la contamination des sédiments sont également pratiquées en utilisant des extraits de sédiments (Chapman P.M., 1987).

Dawson D.A. et al., 1984 (24) procèdent à des extractions de sédiments en faisant varier le PH de 7 à 4.

Le sédiment est suspendu dans un milieu adéquat (MFS) à raison de 50 g/l puis le PH est ajusté soit à 4, 5, 6, 7 - le mélange est agité durant 24 h puis centrifugé, le surnageant est filtré et son PH est réajusté à 7 afin d'éviter l'effet toxique d'un PH trop bas.

Les effets toxiques provoqués par les extraits PH4 et PH5 (malformations et mortalité des larves de poissons et des embryons de batraciens) étant plus importants que ceux obtenus par les extraits PH7, montrent l'intérêt de cette technique qui permet d'estimer la toxicité potentielle d'un sédiment lors d'un relargage de métaux du à une acidification du milieu.

Nebeker A.V. et al., 1984 (42) engagent une discussion sur les avantages et inconvénients des trois grands types de méthodes.

Généralement, la plupart des sédiments qui provoquent la létalité d'une espèce sont décelés toxiques dans les deux types d'essais : extraits de sédiments et statiques avec sédiments, ceci étant du à la concentration élevée de polluant accumulée dans le sédiment dont une partie est relarguée dans l'eau.

Chapman M.P. et al., 1984 (18) comparent également les résultats de ces deux méthodes en testant 22 échantillons de sédiments, 14 donnent les mêmes résultats de toxicité en utilisant les deux méthodes, 2 sont toxiques seulement avec la méthode des extraits, et 6 sont toxiques seulement avec la méthode statique avec présence de sédiment. Ces résultats montrent l'utilité d'utiliser conjointement les deux types d'essais pour bien cerner la potentialité toxique du sédiment.

III - LES ORGANISMESMollusques

Cardium edule	Amiard J.C. (2)
Crassostrea gigas	Chapman M.P. (20)
Macoma balthica	Mc Leese D.W. (49)

Crustacés

Daphnia magna	Bailey H.C. (3) Cairns M.A. (7) Hoke R.A. (26) (30) Prater B.L. (47) Leblanc G.A. (31) Malueg K.W. (35) (36) (37) Nebeker A.V. (42) Ziegenfuss P.S. (61)
Rhepoxynius abronius	Chapman P.M. (10) Mearns A.J. (40) Zwartz R.C. (52)
Hyalella azteca	Baile H.C. (3) Cairns M.A. (7) Nebeker A.V. (42)
Gammarus lacustris	Cairns M.A. (7) Nebeker A.V. (42)
Asellus communis	Prater B.L. (47)

Nématodes

Panagrellus redivivus	Samollof M.R. (50)
Chromadorina germanica	Tietjen J.H. (56)
Diplolaimella punicea	Tietjen J.H. (56)

Annelides

Oligochètes

Tubifex tubifex	Chapman R.M. (12) (13) (17) Milbrink G. (41) Wiederholm T. (59)
-----------------	---

<i>Lumbriculus variegatus</i>	Bailey H.C. (3)
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Chapman P.M. (4)(12)(16)(17) Wiederholm T. (59)
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	Wiederholm T. (59)
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	Wiederholm T. (59)
<i>Potamothrix hammoniensis</i>	Wiederholm T. (59)
<i>Branchiura sowerbyi</i>	Chapman P.M. (12)(13)(17)
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	Chapman P.M. (12) (17)
<i>Spirosperma ferox</i>	Chapman P.M. (12) (16)
<i>Spirosperma mikolsskyi</i>	Chapman P.M. (12) (16)
<i>Stylodrilus heringianus</i>	Chapman P.M. (4)(12)(16)(17)
<i>Rhyacodrilus montana</i>	Chapman P.M. (12) (16)
<i>Varichaeta pacifica</i>	Chapman P.M. (12) (16)
<i>Nais communis</i>	Chapman P.M. (13) (19)
<i>Specaria fraseri</i>	Chapman P.M. (13)
<i>Ilyodrilus frantzi</i>	Chapman P.M. (13)
<i>Tubificoides gabriellae</i>	Chapman P.M. (12) (16)
<i>Limnodriloides verrucosus</i>	Chapman P.M. (12) (16)
<i>Monopylephorus cuticulatus</i>	Chapman P.M. (4)(10)(11)(17)

Polychètes

<i>Capitella capitata</i>	Chapman P.M. (18)
<i>Nereis Virens</i>	Mc Leese (39) (49)
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Pesh C.E. (44) (46)

Archiannelide

<i>Dinophilus gyrociliatus</i>	Carr R.S. (8)
--------------------------------	---------------

Insectes

Chiromomus tentans	Cairns M.A. (7) Nebeker A.V. (42) Wentzel R. (57) (58) Ziegenfuss P. (61)
Hexagenia limbata	Hoke R.A. (26) (30) Malueg K.W. (35) (36) (37) Nebeker A.V. (42) Prater B.L. (47)
Tanytarsus dissimilis	Bailey H.C. (3)
Paratanytarsus parthenogenica	LeBlanc (31)

Poissons

Lepomis macrochirus	Bailey H.C. (3)
Salmo gairdneri	Bailey H.C. (3)
Pimephales promelas	Hoke R.A. (26) (30) Bailey H.C. (3) Dawson D.A. (24) LeBlanc G.A. (31)
Ictalurus punctatus	Bailey H.C. (3)
Parophrys vetulus	Chapman P.M. (10) Malins D.C. (34)

Batraciens

Xenopus laevis	Dawson D.A. (24)
----------------	------------------

Les crustacés sont largement utilisés dans les essais de toxicité de sédiments car ils présentent plusieurs avantages :

- leur culture et maintien au laboratoire sont faciles et les méthodes bien connues,
- on possède déjà beaucoup de données sur leur sensibilité vis à vis d'un certain nombre de polluants car ils ont été utilisés dans les essais de toxicité de l'eau contaminée,
- Daphnia en particulier est un organisme très sensible à la pollution, en particulier aux métaux.

Cependant, *Daphnia* vivant dans l'eau, on peut se demander si il est l'organisme de choix pour évaluer la pollution du sédiment. Pour palier à cet inconvénient, Nebeker A.V. et al., 1984 (42) proposent d'associer aux essais statiques avec sédiment, des essais avec extraits de sédiment.

Malueg K.W. et al., 1982 (35) qui utilisent la méthode avec recirculation d'eau en continu, montrent l'utilité d'employer *Daphnia* et *Hexagenia* (beaucoup moins sensible que *Daphnia*) dans les mêmes essais. *Hexagenia* par son activité de fouisseur augmente les particules de sédiment en suspension et ainsi *Daphnia* est placé davantage en contact avec le sédiment.

Chapman P.M. au Canada et Wiederholm T. en Suède ont effectué de nombreux travaux sur la toxicité des sédiments vis à vis des oligochètes.

Les oligochètes, organismes benthiques vivant en contact direct avec le sédiment semblent être des organismes de choix pour ce type d'essais. Cependant, il y a une très grande variation de sensibilité à la pollution entre les différentes espèces.

Pour sa grande sensibilité, Bailey H.C. et al., 1980 conseille l'utilisation de *Lumbriculus variegatus*.

Chapman P.M. et al., (16) compare la sensibilité à la pollution de 12 espèces d'oligochètes et ceci en fonction des facteurs environnants. Wiederholm T. 1987, (59) montre l'influence du type de sédiment (oligotrophique, mesotrophique, entrophique) sur la tolérance des différentes espèces.

Le poisson plat *Parophrys vetulus* est également un animal dont la vie est très liée au sédiment et présente pour cela un intérêt particulier tandis que les insectes ne sont au contact du sédiment qu'à l'état larvaire. Le retard dans le développement larvaire est un critère permettant d'estimer la pollution du sédiment.

Les mollusques bivalves eux ont une autre façon de réagir à la pollution, ils perdent leur capacité à s'enfouir (2) (38).

IV - TOXICITE LETALE

Les essais de toxicité létale consistent à mesurer la mortalité des organismes en fonction de concentrations variables de polluants.

Ces essais présentent l'avantage d'être simples et surtout de courte durée (généralement 48 ou 96 heures) et sont donc relativement peu chers.

La comparaison des CL 50 (CL 50 = concentration du polluant, causant la mort de 50 % de la population testée) permet de comparer :

- la sensibilité de différents organismes à même polluant,
- la toxicité d'une série de polluants vis à vis d'un organisme donné.

I - TABLEAU RECAPITULATIF DES ESSAIS DE TOXICITE LETALE

	CL 50 (Toxicité dans l'eau)	CL 50 (Toxicité du sédiment)
<u>cuivre</u>		
Aphnia magna	30 mg/l 48 H (7)	0.68 - 0.93 mg/kg - 48 h (7)
Galeella azteca	39 mg/l 10 J (7)	1.07 mg/kg - 10 J (7)
Amarrus lacustris	61 mg/l 10 J (7)	0.96 mg/kg - 10 J (7)
Chironomus tentans	38 mg/l 10 J (7)	0.85 mg/kg - 10 J (7)
Hydrates Arenaceodontata	0.07 mg/l 96 H (46)	0.2 mg/l 96 H (46)
Limbriculus variegatus	0.23 mg/l 48 H (3) 0.15 mg/l 96 H (3)	
fathead minnow	0.84 mg/l 96 H (3)	
<u>cadmium</u>		
Aphnia magna	36 mg/l 48 H (43)	122 mg/l 48 H (43)
Galeella azteca	8 mg/l 96 H (43)	74 mg/l 96 H (43)
oligochètes d'eau douce (détails voir tableau II)	0.17 - 0.63 mg/l 96 H (16)	3.5 - 12 mg/l 96 H (16)
oligochètes marins	10 - 135 mg/l 96 H (16)	18 - 135 mg/l 96 H (16)
rainbow trout	0.00095 mg/l 96 H (3)	
<u>zinc</u>		
Limbriculus variegatus	8.1 mg/l 48 H (3)	
rainbow trout	0.41 mg/l 96 H (3)	
omphales promelas (embryons)		3.6 mg/l 96 H (24)
Enoplos laevis (embryons)		34.5 mg/l 96 H (24)

mercure

Ambriculus variegatus	0.11 mg/l 48 H (3)	
ligochètes d'eau douce détails tableau II)	0.08 - 0.50 mg/l 96 H (16)	1.25 - 7.5 mg/l 96 H (16)
ligochètes marins	0.09 - 0.2 mg/l 96 H (16)	1.1 - 1.8 mg/l 96 H (16)

liqueur noire

ligochètes d'eau douce détails tableau II)	0.37 - 1.8 mg/l 96 H (16)	1.35 - 5.0 mg/l 96 H (16)
ligochètes marins	0.36 - 6 mg/l 96 H (16)	0.55 - 12.0 mg/l 96 H (16)

pentachlorophenal

ligochètes d'eau douce détails tableau II)	0.10 - 0.9 mg/l 96 H (16)	0.56 - 1.35 mg/l 96 H (16)
ligochètes marins	0.25 - 0.55 mg/l 96 H (16)	0.7 - 1.3 mg/l 96 H (16)
inophilus gyrotilatus	611.9 mg/l 96 H (8)	

epone

insecticide organochloré)

aphnia magna		19.2 - 26.5 mg/kg 48 H (61)
ironomus tentans		9.4 - 29.6 mg/kg 48 H (61)

alathion

Ambriculus variegatus	20.5 mg/l 96 H (3)	
athead minnow	12.5 mg/l 96 H (3)	
ainbow trout	0.17 mg/l 96 H (3)	

lordane

Ambriculus variegatus	1.4 mg/l 96 H (3)	
athead minnow	0.052 mg/l 96 H (3)	
ainbow trout	0.010 mg/l 96 H (3)	
ereis Virens	0.22 mg/l 12 J (39)	5.8 mg/kg 12 J (39)

<u>Endosulfan</u>		
<i>Limnodrilus gyrociliatus</i>	933 mg/l 96 H (8)	
<i>Coris virens</i>	0.10 mg/l 12 J (39)	0.3 mg/kg 12 J (39)

TABLEAU II

5-h LC 50 values for oligochaete species exposed to various pollutants. pH = 7.0, temperature = 10° C, salinity = 0‰ (freshwater species) or 20 ‰ (salt-water species).

Species	NaPCP(mg/l)		Black liquor (%)		Hg(mg/l)		Cd (mg/l)		Sewage (%)	
	No sed	Sed	No sed	Sed	No sed	Sed	No sed	Sed	No sed	Sed
FRESH WATER										
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0.33	1.25	0.58	1.35	0.18	3.2	0.17	3.5	5.5	12.0
<i>Branchiura sowerbyi</i>	0.28	0.56	0.79	1.4	0.08	3.2	0.24	5.7	2.5	7.6
<i>Tubifex tubifex</i>	0.38	0.82	0.64	3.5	0.14	1.25	0.32	3.8	3.0	8.6
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	0.57	0.92	0.75	3.6	0.25	6.0	0.32	7.4	2.7	7.2
<i>Spirosperma nikilskyi</i>	0.98	3.6	0.37	5.0	0.50	7.5	0.45	12.0	1.3	5.6
<i>Spirosperma ferox</i>	0.43	N.D.	0.37	N.D.	0.33	N.D.	0.35	N.D.	1.1	N.D.
<i>Stylodrilus heringianus</i>	0.63	1.35	0.83	2.3	0.14	6.0	0.55	7.5	2.8	5.9
<i>Rhyacodrilus montana</i>	0.75	N.D.	1.8	N.D.	0.24	N.D.	0.63	N.D.	1.8	5.5
<i>Varichaeta pacifica</i>	0.105	N.D.	0.60	N.D.	0.10	N.D.	0.38	N.D.	N.D.	N.D.
SALT WATER										
0 <i>Monopylephorus cuticulatus</i>	0.55	1.3	6.0	12.0	0.23	1.8	135	135	18	35
1 <i>Tubificoides gabriellae</i>	0.46	0.7	0.67	0.98	0.098	1.2	24	62	7.5	29
2 <i>Limnodriloides verrucosus</i>	0.25	0.98	0.36	0.55	0.12	1.1	10	18	2.7	6.4

sed = sediment ; N.D. = no data

Il faut noter que ces résultats de CL 50 ont été obtenus dans différents laboratoires avec des méthodes variées et des conditions d'expériences différentes.

Exemple, les expériences de toxicité aigue de Bailey H.C. (3) sur *Lumbriculus variegatus* sont effectuées à 20 °C alors que Chapman M.P. (16) opère à 10°C avec les oligochètes, or Chapman a montré l'influence de la température sur la toxicité.

En dehors de la variation de tolérance des différents organismes aux polluants, les crustacés apparaissant dans l'eau beaucoup plus sensibles que les oligochètes, Chapman P.M. et al. (16) montre que la tolérance varie même en fonction de l'espèce.

Il choisit les espèces à tester en fonction de leur abondance (la collecte est ainsi facilitée) de leurs caractéristiques morphologiques permettant de les identifier sans ambiguïté, de leur importance comme indicateur de pollution organique.

TABLEAU III

List of species, their status as trophic indicators, and collection locations.

Species	Status as indicators	Sampling location	
FRESH WATER			
<i>Monodrilus hoffmeisteri</i>	eutrophic Wiederholm, 1980 Milbrink, 1979, 1980 mesotrophic Lang & Lang-Dobler, 1980	Fraser River, B.C.	1
<i>Abifex tubifex</i>	eutrophic Lang & Lang-Dobler, 1980		3
<i>Panchiura sowerbyi</i>	eutrophic Brinkhurst, 1980	Prospect Lake, B.C.	2
<i>Distadrilus multisetosus</i> (previously <i>Pelosclex</i> <i>multisetosus</i>)*	eutrophic Brinkhurst, 1980	Piscataway Creek, Md	4 6
<i>Dirosperma ferox</i> (previously <i>Pelosclex</i> <i>ferox</i>)*	eutrophic Lang, 1978 Lang & Lang-Dobler, 1980 mesotrophic Wiederholm, 1980 oligotrophic Milbrink, 1979, 1980	Lake Ontario west of Rochester, N.Y.	
<i>Dirosperma nikolskyi</i> (previously <i>Pelosclex</i> <i>ariegatus</i> *)	oligotrophic Brinkhurst, 1980 Lang & Lang-Dobler, 1980 oligotrophic Milbrink, 1979, 1980	Mowich Lake, Wash	5
<i>Cylodrilus heringianus</i>	Wiederholm, 1980 Brinkhurst, 1980 Lang & Lang-Dobler, 1980	Lake Michigan near Waukegan, Ill	7
<i>Hyacodrilus montana</i>	oligotrophic Brinkhurst, 1980	Mowich Lake, Wash	8
<i>Parichaeta pacifica</i>	probably oligotrophic	Mowich Lake, Wash	9
SALT WATER			
<i>Monopylephorus cuticulatus</i>	probably eutrophic	Patricia Bay, B.C.	10
<i>Abificoides gabriellae</i>	probably eutrophic	Fraser River estuary B.C.	11
<i>Limnodriloides verucosus</i>	unknown	Tsehum Harbour B.C.	12
<i>Limnodriloides victoriensis</i>	unknown	Tsehum Harbour, B.C.	

A partir des résultats des essais de toxicité des différents polluants sur les oligochètes rassemblés dans le tableau II, on peut établir un ordre décroissant de tolérance des différentes espèces pour chaque polluant.

- . eaux d'égouts 10 > 11 > 1 > 3 > 2 > 4 > 12 > 7 > 5 > 8
- *. anoxie 10 > 8 > 1 > 3 > 2,11 > 7 > 12
- . Cd 10 > 11 > 12 > 5 > 7 > 4 > 2 > 3 > 1
- . Hg 5 > 7,4 > 1,2 > 10 > 3 > 11 > 12
- . liqueur noire 10 > 5 > 4 > 3 > 7 > 2 > 1 > 11 > 12
- . NaPCP 5 > 10 > 1 > 12 > 4 > 3 > 11 > 2

* Chapman P.M., et al (1982)

Chapman et al., 1982 constate qu'il n'y a pas d'ordre précis se répétant pour les différents polluants en ce qui concerne les espèces d'eau douce.

Par contre, pour les espèces marines, l'ordre décroissant de la tolérance à la pollution est *M. cuticulatus* > *T. gabriellae* > *L. verrucosus* sauf pour le mercure ou *L. verucosus* > *T. gabrella*.

Les espèces marines ont une tolérance beaucoup plus grande au cadmium que les espèces d'eau douce. Cette tolérance pourrait être due soit au pouvoir de produire certaines protéines capables de fixer le cadmium, soit au fait qu'en milieu salin la formation de complexes du cadmium avec des chlorides serait favorisée, rendant le cadmium moins disponible pour l'organisme.

Il ressort toujours des résultats de Chapman et al., 1982 (16) que la tolérance relative des espèces d'eau douce vis à vis du cadmium et du mercure est inverse de celle vis à vis des eaux d'égouts indiquant que les espèces oligotrophiques sont plus tolérantes au regard de la pollution chimique que les espèces eutrophiques. En conclusion, l'index biotique pour la pollution chimique des eaux douces ne sera pas le même que celui définissant la pollution organique.

L'examen du tableau I montre une très nette augmentation de la tolérance des polluants en présence de sédiment et ceci, quel que soit l'organisme testé.

Cette différence de mortalité en présence et absence de sédiment peut avoir plusieurs origines, d'une part l'adsorption des polluants aux sédiments, d'autre part Pesch C.E. (44) et Chapman P.M. (16), travaillant avec des annélides (polychètes

et oligochètes) suggèrent qu'une partie de l'augmentation de la tolérance viendrait du fait que les vers seraient moins stressés, plus proches de leurs conditions naturelles de vie, en présence de sédiment et par ce fait, plus résistants.

Bien sur, l'adsorption des polluants aux sédiments sera fonction des qualités géochimiques du sédiment. Pesch C.E. (44) montre que la toxicité du cuivre, pour *Neanthes arenaceodentata* est supérieure en présence de sable à celle constatée en présence de boue.

Les valeurs de CL 50 déterminant la toxicité du cuivre pour *Daphnia magna* varient également en fonction de la qualité du sédiment. Cairns M.A., 1984 (7).

	% carbone organique	% sable	% limon	% argile	CL 50
sédiment 1	1.8	40.7	47.5	11.8	0.93 mg/kg (poids sec)
sédiment 2	3.0	15.2	28.9	55.9	0.681 mg/kg

Les résultats de Ziegenfuss P.S. et al., 1986 (61) illustrent toujours l'importance des caractères du sédiment sur sa toxicité.

TABLE 7— The LC_{50} values for *Daphnia magna* and *Chironomus tentans* exposed to ^{14}C -kepone spiked soils calculated on the basis of three routes of exposure.

Soil Type	Column Water, 48-h LC_{50} (mg/L)		Interstitial Water, 48-h LC_{50} (mg/L)		Soil Concentration, 48-h LC_{50} (mg/kg)	
	<i>D. magna</i>	<i>C. tentans</i>	<i>D. magna</i>	<i>C. tentans</i>	<i>D. magna</i>	<i>C. tentans</i>
Drummer (1.75% OC)	0.14	0.22	0.16	0.18	26.5	29.6
Drummer/Sarpy (0.9% OC)	0.28	0.23	0.23	0.18	20.6	17.8
Sarpy (0.4% OC)	0.69	0.23	0.78	0.29	19.2	9.4
Mean LC_{50} (Standard deviation)	0.38 (0.29)	0.22 (0.01)	0.39 (0.34)	0.22 (0.06)	22.1 (3.9)	18.9 (10.1)

La toxicité du sédiment dépendant de sa capacité d'adsorption et de désorption des polluants, cette capacité doit être conservée lors des bioessais. Plusieurs auteurs mettent en garde contre les traitements de stérilisation des sédiments à haute température (Milbrink, G. 1986) qui modifient leurs propriétés, ainsi que leur congélation (Swartz R.C., et al, 1985).

Chapman P.M., et al. (17) effectue des essais de toxicité létale sur les oligochètes montrant l'influence des facteurs de l'environnement tels que la température, le PH, la salinité.

La tolérance du cadmium diminue lorsque la température s'élève et ceci, quelle que soit l'espèce. Cette observation avait été précédemment faite sur d'autres invertébrés.

La tolérance au NaPCP est augmentée de façon significative quelle que soit l'espèce lorsque les essais sont pratiqués à 1° C ou 20° C (t° C des essais standardisés : 10° C).

Relative tolerances to pollutants under different environmental conditions. Significant differences are indicated by > ; non-significant differences are bracketed.

Environmental conditions						
pH	Temperature (°C)	Salinity (ppt)	NaPCP	Black liquor	Cadmium	Mercury
7	10	0/20*	4 > 3 A > 2 > 1 > B	A > 4 > 2 I > B	A > B > 4 3 2 I	A > 1 2 4 B
7	1	0/20	4 A > B > 2 > 1	A > 4 > 1 2 > B	A > B > 4 > 2 > 1	A > 4 2 > B I
7	20	0/20	4 > A > 1 2	A > 1 2 > 4	A > 4 2 > 1	4 I > A > 2
6	10	0/20	4 > A 2 > 1 > B	A > 4 > 2 > 1 > B	A > B > 4 > 2 > 1	4 I > 2 A > B
8	10	0/20	4 A > 2 > B > 1	A > 4 2 I > B	A > B > 4 > 2 > 1	1 > 4 2 > A B
7	10	5/10	4 > 1 2 > 3 A	A > 4 > 1 2	A > 4 2 > 3 I	A > 4 > 1 2

*Freshwater species/salt-water species. Freshwater species: 1 = *L. hoffmeisteri*; 2 = *T. tubifex*; 3 = *Q. multisetosus*; 4 = *S. heringianus*. Salt-water species: A = *M. cuticulatus*; B = *L. verrucosus*.

D'après le tableau ci-avant, on constate que la tolérance relative des différentes espèces au mercure est très variable en fonction des conditions de l'environnement ce qui rend difficile la prédiction de la toxicité dans le milieu naturel.

V - TOXICITE SUBLETALE

L'impact d'une pollution du sédiment ne peut être uniquement estimé au moyen d'essais de létalité à court terme.

Des concentrations* sublétales de polluants bien inférieures aux valeurs de CL 50 peuvent entraîner des effets sur les organismes qui à long terme provoquent un déséquilibre des biocénoses.

Ces effets sont observés sur :

- la reproduction et la modification du cycle de vie,
- le développement et la croissance,
- le comportement,
- la physiologie,
- la morphologie,
- l'histologie.

1 - EFFETS DES SEDIMENTS CONTAMINES SUR LA REPRODUCTION ET LE CYCLE DE VIE

Nebeker A.V. et al., 1984 (42) proposent d'étudier la reproduction de Daphnia en milieu contaminé.

Ils utilisent la méthode statique en présence de sédiments contaminés et exposent durant 10 jours les daphnies, âgées au départ de 5 jours. La comparaison en fin d'expérience, avec les essais témoins, du nombre d'adultes et de jeunes, permet d'estimer la toxicité du sédiment.

Ce même type d'expériences est pratiqué avec Hyalella azteca et un temps d'exposition supérieur (28 jours).

LeBlanc G.A. et al., 1985 (31) avec la méthode de recirculation de l'eau en continu, testent la toxicité de 86 sédiments en employant plusieurs organismes et critères de toxicité.

Il existe une relation entre le degré de pollution des sédiments et l'effet sur la reproduction des daphnies.

Si 13 échantillons de sédiment entraînent une diminution de la survie de *Daphnia*, 25 échantillons produisent une diminution de sa reproduction.

Wiederholm T. et al., 1987 (59) mesurent la toxicité de divers sédiments en utilisant, des essais statiques en présence de sédiments, cinq espèces d'oligochètes, et le critère de la reproduction comme critère de toxicité.

Les vers utilisés en début d'expérience sont âgés de moins d'une semaine.

La reproduction commence entre 40 et 60 jours après le début de l'essai et la vitesse de reproduction moyenne est environ 0.555 jeunes par individu et par jour. Les résultats montrent que cette vitesse de reproduction diminue de façon significative en présence de sédiments fortement contaminés en métaux lourds.

Pour *Tubifex tubifex*, elle passe de 0.555 à 0.444, pour *Limnodrilus hoffmeisteri*, la reproduction est nulle en présence de ce même sédiment ; par contre, la vitesse de reproduction de *Limnodrilus claparedeanus* est peu modifiée indiquant une tolérance relative de cette espèce vis à vis de ce type de contamination.

Tietjen J.H. et al., 1984 (56) utilisent deux espèces de nématodes comme indicateurs de la qualité du sédiment et à partir de ces essais biologiques sur 24 jours, il calcule la vitesse d'accroissement de la population.

Ils trouvent une corrélation entre la mesure de cet accroissement et la concentration de PCB et PAH dans les sédiments.

Une concentration de 270 ppb de PCB et de 8 700 ppb de PAH entraîne une baisse de moitié de l'accroissement de la population.

Les essais toxicologiques de Wentzel R. et al., 1977 (57) montrent que le cycle de vie de *Chironomus tentans* est interrompu par l'exposition des larves à des sédiments contaminés par des métaux lourds. Un sédiment contenant 1 030 ppm de cadmium, 17 300 ppm de zinc et 1 640 ppm de chrome provoque une diminution significative (3 x) du nombre de naissances à partir des larves.

2 - EFFETS DES SEDIMENTS CONTAMINES SUR LA CROISSANCE ET LE DEVELOPPEMENT

Nebeker A.V. et al., 1984 (42) décrivant l'ensemble des procédures permettant d'estimer l'impact des sédiments contaminés sur la vie aquatique signalent entre autre comme critère de toxicité, le poids et la longueur des larves de chironomus.

Wentzel R. et al., 1977 (57) constatent également l'inhibition de la croissance de Chironomus tentans exposés durant 17 jours à des sédiments contaminés par du cadmium, du zinc et du chrome. Ils trouvent une relation linéaire entre la concentration métallique du sédiment et la racine carrée de la longueur de la larve.

Wiederholm T. et al., 1987 (59) expriment la vitesse de croissance des oligochètes en mg / individu / jour et en mesurant cette vitesse durant les 90 premiers jours d'expérience, ils constatent une diminution de celle-ci en présence de sédiments pollués.

La vitesse moyenne de croissance de Tubifex tubifex étant de 0.127 mg/j dans un sédiment témoin, passe à 0.029 mg/j dans un sédiment fortement contaminé par des métaux lourds.

La croissance du poisson Pimephales promelas est affectée de façon significative par la pollution des sédiments. Sur l'ensemble des sédiments testés par LeBlanc A.G. et al., 1985 (31), 2 échantillons ont un effet sur la survie du poisson, 5 sur sa croissance.

Dawson D.A. et al., 1988 (24) montrent l'effet d'extraits de sédiment contaminé par le zinc, sur la croissance des embryons de batraciens et de poissons.

La concentration minimale provoquant l'inhibition de la croissance de l'embryon du poisson Pimephales est de 0.6 - 0.9 mg/l tandis que le CL 50 est de 3.6 mg/l. Dans le cas de l'embryon du batracien Xenopus laevis, les chiffres sont 4.2 mg/l et 34.5 mg/l pour le CL 50.

Ces résultats montrent comment des concentrations de polluants bien inférieures aux CL 50 ont des effets mesurables sur les organismes et comment grâce à ces effets on peut détecter une toxicité sublétale.

Le développement des embryons peut être aussi un critère de toxicité. Dawson D.A. et al., (24) montrent que le taux de malformation des embryons croît en fonction de l'augmentation de la concentration du zinc dans les extraits de sédiments.

Chapman P.M. et al., 1983 (20) conduisent des essais de toxicité du sédiment avec des larves d'huitres et considèrent que le taux de larves se développant de façon anormale peut être utilisé comme indicateur de pollution du sédiment.

Les résultats de ces expériences recourent les résultats obtenus précédemment avec d'autres organismes et d'autres critères. L'avantage de cette méthode est son coût très bas.

3 - EFFETS DES SEDIMENTS CONTAMINES SUR LE COMPORTEMENT

Le comportement d'enfouissement des bivalves est perturbé par la pollution du sédiment.

Amiard J.C. et al., 1984 (2) montre les effets de quatre métaux Cd, Pb, Cu, Zn sur la vitesse d'enfouissement de *Cardium edule*.

Dans le cas du cuivre, du zinc et du plomb, la concentration qui provoque une inhibition partielle de l'enfouissement est voisine de la CL 50 à 96 h par contre dans le cas du Cadmium, l'effet sur l'enfouissement se produit à des concentrations très inférieures aux CL 50.

inhibition partielle de l'enfouissement	0.05 mg/l Cd
inhibition totale de l'enfouissement	0.5 mg/l Cd
LC 50 96 H	10 mg/l Cd

McGreer E.R., 1979 (38) enregistre également une inhibition de l'enfouissement d'un autre bivalve, *Macoma balthica*, en présence de mercure et de cadmium dans les sédiments.

Amiard J.C. et al., font remarquer cependant que ce type d'essai est délicat à mettre en place, ce comportement d'enfouissement présentant des variations naturelles importantes (taille des animaux, saisons ...).

Swartz R.C. et al., 1985 (52) dans sa série d'essais avec l'amphipode *Rhepoxynius abronius* note un comportement de fuite vis à vis du sédiment pollué avec du cadmium. Une grande quantité d'individus émerge, quantité croissante en fonction de la concentration du cadmium.

Cette modification du comportement met la population en danger, les organismes étant plus exposés aux prédateurs.

4 - EFFETS DES SEDIMENTS CONTAMINES SUR LA PHYSIOLOGIE

Brinkhurst R.O. et al., 1983 (4) montrent que des concentrations sublétales de polluants comme le mercure, le cadmium et le pentachlorophénole provoquent chez plusieurs espèces d'oligochètes un stress physiologique mesurable : il s'agit de la modification de la vitesse de respiration.

Comparaison des CL 50 et de la concentration de polluant entraînant une modification de la vitesse respiratoire (à PH 7 - 20°C - 0 ou 20 ppt).

Espèces	Cd		Hg		NaPCP	
	CL 50 mg/l	CMVR mg/l	CL 50 mg/l	CMVR mg/l	CL 50 mg/l	CMVR mg/l
L.Hoffmeisteri	0.1	0.056	0.35	0.056	0.49	0.10
S.Heringianus	0.24	0.1	0.36	0.056	0.75	0.10
M.Cuticulatus	60	56	0.42	0.056	0.39	0.10

Chapman P.M., 1987 (11) met en pratique l'utilisation de la mesure de la vitesse respiratoire chez les oligochètes pour estimer la pollution des sédiments.

Il expose l'oligochète marin *Monopylephorus cuticulatus* aux extraits de 96 échantillons de sédiments collectés sur le terrain, et enregistre les effets sur sa respiration.

Les résultats de cette méthode donnent dans 40 cas une modification de la vitesse respiratoire détectant ainsi un niveau sublétal de pollution dans 40 points géographiques. Ces résultats coïncident avec les résultats obtenus au moyen d'autres essais biologiques.

5 - EFFETS DES SEDIMENTS CONTAMINES SUR LA MORPHOLOGIE

Chapman P.M. et al., 1987 (13) font le point sur les variations morphologiques et en particulier au niveau des soies induites par des conditions stressantes du milieu environnant (PH, salinité, mercure).

6 - EFFETS DES SEDIMENTS CONTAMINES SUR L'HISTOLOGIE

Une étude menée par Malins D.C. et al., 1984 (34) a permis de faire l'inventaire des produits chimiques accumulés, dans les sédiments du Puget Sound, dans les tissus du poisson plat *Parophrys vetulus* et montre une corrélation entre la présence de certains groupes de polluants dans les sédiments et les différents types de lésions hépatiques.

VI - CONCLUSION

Il reste difficile de comparer les différentes méthodologies et leurs résultats étant donné que souvent les conditions d'expérimentation ne sont pas identiques : plusieurs facteurs par exemple comme la T° C et l'âge de l'organisme testé, varient en même temps d'une expérience à l'autre.

Pour sa très grande sensibilité à la pollution *Daphnia magna* est très largement utilisé pour tester la toxicité des produits chimiques sur la faune aquatique.

Cependant, si les oligochètes beaucoup moins sensibles, ne peuvent être utilisés comme indicateurs de pollution, ils restent, grâce à leur mode de vie inféodé aux sédiments, des organismes de grand intérêt pour renseigner sur le comportement des polluants dans le compartiment sédiment.



BIBLIOGRAPHIE

- 1 - ADAMS W.J. ; KIMERLE R.A. ; HEIDOLPH B.B. ; MICHAEL P.R..
- Field comparison of laboratory derived acute and chronic toxicity data. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, ASTM Publ. STP 802, 1983, P. 367 - 385

A comparison of the results of toxicity tests performed under standard laboratory conditions, and under conditions simulating those in the natural environment (in 3 m diameter tanks) is reported. The test material was a commercial phosphate ester containing mixed diphenyl and butylphenyl esters, and the organisms comprised *Daphnia magna* and fathead minnows. For the field exposure tests, six of the tanks contained only water and six contained water over a 10 cm sediment layer. Five concentrations and a control were tested in each series of tanks. The results showed surprisingly good agreement between laboratory and tank test for both acute and chronic data. Based on an examination of the test results and published data, the authors conclude that the critical proviso for accurately predicting field data is an understanding of the impact of environmental conditions in the exposure concentration is the water-soluble fraction of the compound concerned.

- 2 - AMIARD J.C. ; AMIARD-TRIQUET C.. - Influence of ecological factors and experimental metallic contaminations on the burrowing behavior of *Cardium edule* L. Water, Air and Soil Pollution, 1987, 27, 1/2 p. 117-130

The development of the sub-lethal toxicity test on the behavior of *Cardium edule* has been carried out in three stages :

- a preliminary experiment used to determine the optimal conditions of burrowing (initial position of the animal on the sediment surface)
- a study of the influence of ecological and biological factors (illumination, season, size)
- a definitive experiment of the effect of Cd, Pb, Cu and Zn on the behavior which was quantified using the percentage of non-burrowed cockles related to the length of contact with the sediment.

The animals were reared in artificial seawater. For the experimental contamination they were exposed during 96 hr to the inputs of metals shown in Table I and the medium was renewed every day. At the end of the behavioral test, the soft tissues of cockles were prepared in order to analyse their metal content.

3 - BAILEY H.C. ; LIU D.H.W.. - *Lumbriculus Variegatus*, a benthic oligochaete, as a bioassay organism. *Aquatic Toxicology*, ASTM Publ. STP 707, 1980, p. 205 - 215.

The potential of the freshwater oligochaete *Lumbriculus variegatus* as a bioassay organism was investigated using various heavy metals and organic compounds as toxicants. Except in the cases of the pesticides tested, the sensitivity of this organism to chemical toxicants compared well with that reported for various fish and other invertebrate species. In addition, *L. variegatus* exhibited highly visible sublethal responses, such as color changes and fragmentation, to many of the chemicals tested. *Lumbriculus variegatus* can be cultured under laboratory conditions with little effort.

4 - BRINKHURST R.O. ; CHAPMAN P.M. ; FARRELL M.A. - A comparative study of respiration rates of some aquatic oligochaetes in relation to sublethal stress. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie*, 1983, 68, p. 683-699

Aquatic oligochaete species selected on the basis of pollution tolerance or intolerance as determined from field studies were used to determine respiration rates under standard conditions, after exposure to sublethal levels of environment variables (pH, salinity, temperature) or toxicants (Cd, Hg, NaPCP) alone or in pairs. Respiration rates, critical oxygen levels and degree of regulation were not correlated with field-determined tolerance to organic pollution. Stress factors caused increased or lowered respiration rate, loss of regulation (partial or total) and sometimes shifts in critical oxygen level. Regulation was improved in the face of some stresses. Combined stresses produced additional changes in respiration rates and regulation. These responses were complex, which makes them useful indicators of specific stress factors but also indicate complex mechanisms behind the observed changes.

5 - BUIKEMA A.L. ; RUTHERFORD C.L. ; CAIRNS J.L.. - Screening sediments for potential toxicity by in vitro enzyme inhibition. Contaminants and sediments, V.1, Ann Arbor Science Publishers inc. Ann Arbor, Mich, 1980, p. 463-476

Sediment samples collected from seven contaminated sites in Duluth harbour area and from a control site in lake Superior were tested for their inhibitory effect towards four purified enzymes (catalase, acetylcholinesterase, ribonuclease and acid phosphatase). In addition bioassays were performed using *Daphnia magna* and *Hexagenia limbata* as indicator organisms for potential toxicity of the sediments. The extent of enzyme inhibition was compared with the mortality rates for *Daphnia* and the mayflies, and the heavy metal contents and clay fraction in the sediments were also determined. Of the four enzymes, catalase appeared to be the most reliable indicator of heavy metal toxicity in the sediment samples examined, although the results could be adversely affected by the presence of small clay particles.

6 - BURTON G.A. JR ; LAZORCHAK J.M. ; WALLER W.T. ; LANZA G.R.. - Arsenic toxicity changes in the presence of sediment. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 1987, 38, n° 3, p. 491-499.

7 - CAIRNS M.A. ; NEBEKER A.V. ; GAKSTATTER J.H. ; GRIFFIS W.L.. - Toxicity of copper spiked sediments to freshwater invertebrates. Environmental toxicology and chemistry, 1984, 3, n° 3, p. 435-445.

Freshwater sediments from two sites were spiked with different concentrations of copper, ranging from 59 to 10,600 mg per kg dry sediment, and repeatedly rinsed to lower the aqueous copper concentrations and allowed to equilibriate. LC50 values (48 h for *Daphnia magna*, 10 days for other animals) in the midge *Chironomus tentans*, the cladoceran *D. magna* and the amphipods *Hyalella azteca* and *Gammarus lacustris*, used in the solid-phase sediment toxicity bioassays, ranged from 691 to 2296 mg copper per kg dry sediment.

8 - CARR R.S. ; CURRAN M.D. ; MAZURKIEWICZ M.. - Evaluation of the archiannelid *Dinophilus Gyrocilatus* for use in short-term life - cycle toxicity tests. Environmental Toxicology and chemistry, 1986, 5, p. 703-712.

The use of the archiannelid *Dinophilus gyrociliatus* O. Schmidt in short-term (7 to 10 d) life cycle tests with reference toxicants and industrial effluents was evaluated. Culture techniques and test protocols were developed and evaluated. The life history of this archiannelid was also studied and is described. Because this species has a very short life cycle (10 d from juvenile to juvenile at 20° C and 30 ‰ salinity), reproductive information can be obtained during a short-term test. The results of tests with industrial effluents and reference toxicants indicate that this species is suitable for toxicity testing and appears to be quite sensitive to the industrial effluents tested in this study. The animals are easily cultured and the testing procedure requires very little time for setup and maintenance (1 to 2 h/d). It has been determined that reproductive information can be obtained during a 7-d test that starts with newly emerged juveniles.

9 - CHAPMAN P.M. . - Effects of gut sediment contents on measurements of metal levels in benthic invertebrates. A cautionary note. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 1985, 35, n° 3, 345-347.

Studies of heavy metal levels in benthic organisms typically do not correct for gut sediment metal levels other than by allowing a period of depuration in clean water. The effectiveness of depuration has recently been questioned in British Columbia in the particular case of the marine clam *Yoldia*. This clam has been used in a variety of bioaccumulation studies with mine tailings, but recent evidence suggests that previous bioaccumulation results may be an artifact of high gut tailings levels (Amax of Canada 1984). In light of this controversy, it appears appropriate to present data from a study of heavy metal levels in sediments and benthic organisms in the Lower Fraser River, B.C. (Chapman 1979 ; Chapman et al. 1980) regarding the effects of gut sediment contents.

10 - CHAPMAN P.M.. - Sediment quality criteria from the sediment quality triad ; an example. *Environmental Toxicology and chemistry*, 1986, 5, n° 11, p. 957-964.

Bulk sediment chemistry, sediment bioassay results, and data from in situ studies were used to develop quantitative site-specific sediment criteria for lead, combustion polyaromatic hydrocarbons (CPAH) and polychlorinated biphenyls (PCB) in Puget Sound. The data were compiled from different studies involving different techniques, and collected at different times. Bioassay data were obtained from the Rhepoxynius abronius acute lethality test, the Monopylephorus cuticulatus respiration effects test, and the fish anaphase aberration test. In situ data related to the frequency of selected liver lesions in English sole (*Parophrys vetulus*) from different areas of Puget Sound.

Concentrations at or below which biological effects would be minimal were 50 ug lead per g, 3.8 ug CPAH per g, and 0.1 ug total PCB per g. Concentrations at or above which major biological effects would occur were 130 ug lead per g, 6.8 ug CPAH per g, and 0.8 ug total PCB per g.

11 - CHAPMAN P.M.. - Oligochaete respiration as a measure of sediment toxicity in Puget Sound, Washington. *Hydrobiologia*, 1987, 155, p. 249 - 258.

Respiration rate measurements were conducted with the marine oligochaete *Monopylephorus cuticulatus* Baker and Brinkhurst to determine the sublethal toxicity of sediments collected from Puget Sound, Washington. Worms were exposed at high dissolved oxygen levels for each sample tested and were compared with control and other test results. A total of 97 sediment sample were tested ; 40 samples demonstrated significant respiration effects (elevation or depression). Comparison with results of other tests conducted at the same stations or geographic locations (genotoxicity to fish cells, lethality to sensitive species, reproductive impairment tests) indicated very good agreement on broad scale toxicity patterns at different geographical areas, and that respiration measurements effectively determined sublethal toxicity of sediments. This study represents the first application of respiration measurements as a sublethal toxicity test for field-collected sediments.

12 - CHAPMAN P.M. ; BRINKHURST R.O.. - Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution. *Hydrobiologia*, 1984, 115, p. 139-144.

A series of recent studies have been completed by the authors involving : 1) determining the lethal tolerances of 12 oligochaete species classified (from ecological studies) as tolerant, moderately tolerant and intolerant to selected chemical toxicants and environmental factors under defined bioassay conditions with and without sediment ; 2) determining lethal tolerances of candidate species to toxicants in combination with a range of abiotic factors ; 3) measuring respiratory stress imposed by exposure to individual and combined sublethal concentrations of toxicants and environmental factors ; and, 4) determining differences in lethal tolerance and respiratory stress between individual and mixed species. Surprisingly few previous studies have been done in this area considering the importance of oligochaetes as field pollution indicators. The results of the above major studies coupled with histopathological work are reviewed. Data from these studies substantiate the present use of oligochaete species assemblages as indicators of organic pollution and suggest their use in the laboratory for toxicant screening tests. The range of responses of different oligochaete species to individual and combined stress is complex, particularly in mixed species, which provides useful indications of specific stress factors. The application of these experimental laboratory studies to field situations is described.

13 - CHAPMAN P.M. ; BRINKHURST R.O.. - Hair today, gone tomorrow : induced chaetal changes in tubificid oligochaetes. *Hydrobiologia*, 1987, 155, p. 45 - 55.

Laboratory experiments were conducted to determine the extent of chaetal variation in the tubificids *Tubifex tubifex* and *Ilyodrilus frantzi* and the naidids *Specaria fraseri* and *Nais communis* under varying environmental conditions. Univariate exposures were carried out using different levels of pH, salinity, water hardness and mercury. We were not able to induce chaetal changes in the two naidids tested. However, we were able to reduce the hairs and pectinations of *T. tubifex* with exposure to pH, salinity and to hard water such that the

bergi form was produced. Prolonged exposure to low or high pH resulted in the total loss of hairs and pectinates such that the blanchardi form was produced. We were able to eliminate the hairs and pectinates of *I. frantzi* (capillatus) in soft, freshwater exposures such that the bifidus form of *I. frantzi* was produced. Conversely in hard or saline water we were able to induce formation of hairs and pectinates on the bifidus form such that the capillatus form was produced. These changes occurred at time intervals ranging from a few days to two months.

14 - CHAPMAN H.F. ; CONNELL D.W. . - Uptake and clearance of diesel alkanes from sediments by the Great Barrier Reef gastropod *Strombus luhuanus*. *Marine Biology*, 1986, 92, p. 15-19.

Sediments from the reef flat at Heron Island, Great Barrier Reef, were treated with known amounts of diesel and the uptake and clearance characteristics of the diesel alkanes by the gastropod *Strombus luhuanus*, in the field and aquaria, were measured. In each case, the uptake curve was unusual in that the concentration expressed in terms of wet weight, reached a maxima within 24 h and then declined to relatively low levels. The maximum concentrations reached were below that in the sediments. Within the range investigated, the alkanes exhibited a substantial decline in the uptake rate-constant with increasing carbon number, tricosane exhibiting approximately 25 % of the uptake rate-constant of dodecane. On the other hand, persistence, measured as the half-life, showed an increase with carbon number. Dodecane had a half life of 0.6 d and octadecane one of 2.2 d.

15 - CHAPMAN, P.M. ; DEXTER R.N. ; RICHARD M.K. ; LONG E.R. . - An overview of biological effects testing in Puget sound, Washington : Methods, results, and implications. *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, ASTM Publ. STP 864, 1985, p. 345-363.

There are relatively few broad-scale studies in which the toxicity (including mutagenicity) of complex contaminant mixtures found in the marine environment has been directly tested. The authors recently completed a series of biological effects studies in Puget Sound, Washington, which involved testing the toxicity of sediments from a variety of sites including heavily industrialized embayments and reference and control areas. Areas chosen for testing encompassed gradients of chemical contami-

nation ranging from lightly to heavily impacted. The following tests were done : (1) acute lethality to a marine fish species (stickleback) and two invertebrate species (an oligochaete and an amphipod) ; (2) sublethal effects on the respiration rate of an oligochaete species ; (3) effects on mitosis of fish cells in culture ; (4) lethal and sublethal effects on oyster larvae ; (5) lethal and sublethal effects on surf smelt eggs and larvae ; (6) lethal and sublethal effects on a polychaete's life-cycle ; and (7) in vitro fish cell reproduction studies. Up to 97 sites were investigated and one or more tests were applied to sediments from each site.

The results indicated that sediments collected from areas shown by other studies to be contaminated with a variety of toxic chemicals were capable of causing lethal and sublethal effects to tested biota in the laboratory. There was good correspondence among the results of the different tests. Sediments from badly contaminated areas overall were the most toxic, while those from the least contaminated areas were the least toxic. Data from field and laboratory studies performed by others with fish and benthos supported the geographic trends observed here. Together, the data from this and other studies have shown effects at the subcellular, cellular, organ, organism, and assemblage levels in parts of Puget Sound.

16 - CHAPMAN P.M. ; FARREL M.A. ; BRINKHURST R.O.. - Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. *Aquatic Toxicology*, 1982, 2, p. 47-67.

Aquatic oligochaete distributions are a recognized indicator of environmental quality. The purpose of this study was to investigate the tolerances of 12 oligochaete species to specific pollutants and environmental factors and to relate tolerances to the use of oligochaetes as indicator species. Species were chosen for experimentation based on their present or potential importance as indicators of organic pollution. Acute toxicity data (96-h LC50 values) were obtained for 9 freshwater (Limnodrilus hoffmeisteri, Tubifex tubifex, Branchiura sowerbyi, Varichaeta pacifica, Quistadrilus multisetosus, Rhyacodrilus montana, Spirosperma nikolskyi, Spirosperma ferox and Stylodrilus heringianus) and 3 salt-water species (Monopylephorus cuticulatus, Tubificoides gabriellae and Limnodriloides verrucosus). The tolerances of these species were deter-

mined for 5 pollutants (cadmium, mercury, pentachlorophenol, pulp mill effluent and sewage sludge) and 4 environmental factors (pH, temperature, salinity and anoxia) both with and without sediment.

Species considered to be eutrophic indicators were the most tolerant to sewage sludge, and oligotrophic species were the least tolerant. However, this was not true for pulp mill effluent or the chemical pollutants. The results confirmed the use of present oligochaete assemblages to indicate the degree of trophic in natural systems, but also suggested new assemblages for indicating the presence of particular chemical contaminants. The presence of sediments resulted in increased tolerances for all species, demonstrating the role of sediments as important modifiers of toxic effects on oligochaetes.

17 - CHAPMAN P.M. ; FARREL M.A. ; BRINKHURST R.O. . - Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to combinations of Pollutants and environmental factors. *Aquatic Toxicology*, 1982, 2, n° 1, p. 69-78.

The field distributions of many species of aquatic oligochaetes have been interpreted as indicating their tolerance to pollution in general and organic pollution in particular, but these tolerances have not been tested in the laboratory. The purpose of this study was to investigate the tolerances of selected oligochaete species to combinations of pollutants and environmental factors. Species were chosen for experimentation based on the results of a previous study on the tolerance of oligochaetes to individual pollutants and environmental factors (Chapman et al., 1982) 96-h LC50 values were determined for 3 freshwater (Limnodrilus hoffmeisteri, Tubifex tubifex and Stylodrilus heringianus) and 2 salt-water species (Monopylephorus cuticulatus and Limnodriloides verrucosus) in relation to 4 pollutants (cadmium, mercury, pentachlorophenol and black liquor, a toxic component of pulp mill effluent) with freshwater species : Quistadrilus (= Peloscoclex) multisetosus LC50 values were shown to depend on the environmental factors, but the relative tolerance rankings of most species to cadmium, pentachlorophenol and black liquor remained reasonably consistent throughout. Tolerance rankings for mercury were not consistent under varying environmental conditions.

18 - CHAPMAN P.M. ; FINK R. . - Effects of Puget Sound Sediments and their elutriates on the life cycle of *Capitella capitata*. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 1984, 33, n° 4, p. 451-459.

Survival of *C. Capitata* was generally lower in whole sediment (range 0-80 per cent- than in elutriates (40 - 90 per cent). larvae were more sensitive than adults, significant mortalities only occurring prior to completion of metamorphosis. Induction of abnormal larval metamorphosis, resulting in death, was noted for 7 of the 22 elutriate samples. Growth of *C. capitata* in whole sediments was approximately half that observed in the elutriate samples. Females recovered from whole sediment were sexually mature at a smaller size than females exposed to sediment elutriates. Despite the high level of chemical contamination in Puget Sound, *C. capitata* was able to complete its life cycle in all sediments.

19 - CHAPMAN P.M. ; MITCHEL D.G.. - Acute tolerance tests with oligochaetes *Nais communis* (Naididae) and *Ilyodrilus frantzi* (Tubificidae). Hydrobiologia, 1986, 137 p. 61 - 64.

20 - CHAPMAN P.M. ; MORGAN J.D.. - Sediment bioassays with Oyster Larvae. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 1983, 31, n° 4, p. 438-444.

The oyster (*Crassostrea gigas*) larvae bioassay technique is described in Standard Methods (APHA 1980) as a rapid and reliable indicator of environmental quality. During the first 48 h of embryonic development, fertilized oyster eggs normally develop into free-swimming, fully shelled veliger larvae. Failure of the eggs to survive or the proportion of larvae developing in an abnormal manner, is used as an indicator of polluted conditions.

Numerous authors have used this technique to evaluate environmental contaminant effects (e.g. WOELKE 1967, 1972 ; BOURNE et al. 1981 ; COGLIANESE 1982). However, tests with naturally-occurring sediments are rare, sediment testing methodology is not standardized, and the results to date have been highly variable. In the present paper we present a simple methodology for undertaking sediment bioassays with oyster larvae, and present data from a recent study to prove the utility of this method.

21 - CHAPMAN P.M. ; ROMBERG G.P. ; VIGERS G.A. . - Design of monitoring studies for priority pollutants. Journal of Water Pollution Control federation, 1982, 54, n° 3, p. 292-297.

The authors review current knowledge regarding the fate and effects of the 129 chemicals listed as priority pollutants by the EPA, with a view to suggesting what types of material (water, sediment, biota) should be sampled for each compound during a monitoring programme. The conclusions are summarized in a table.

22 - CUNNINGHAM P.A. . - A review of toxicity testing and degradation studies used to predict the effects of Diflubenzuron Diurilin on estuarine crustaceans. Environmental Pollution SER A Ecol. Biol, 1986 40, n° 1, p. 63-86.

This review surveys the pertinent literature on the effects of diflubenzuron (Dimilin) on non-target crustacean species when applied for mosquito control to freshwater and saltwater habitats. Freshwater research has focused on field testing, while estuarine research has been limited almost exclusively to laboratory toxicity studies. Several experimental design factors may affect the toxicity and persistence of diflubenzuron. These factors include formulation frequency of application (exposure), presence of organic matter and sediment in the test system, pH and water temperature. Biological factors such as the age of the test organism and the frequency and synchrony of moulting during the exposure period also influence the observed response of the experimental crustacean population. Assessment of the impact of DFB on estuarine crustaceans is difficult as few studies have been conducted under conditions appropriate to its use in saltmarsh mosquito control.

23 - CUNNINGHAM P.A. ; WILSON J.E.H. ; EVANS D.W. ; CONSTLOW J.J.. - Effect of sediment on the persistence and toxicity of Diflubenzuron Dimilin using larvae of two estuarine crustaceans. Marine Science (U.S.), 1987, p. 299-332.

24 - DAWSON D.A. ; STEBLER E.F. ; BURKS S.L. ; BANTLE J.A.. - Evaluation of the developmental toxicity of metal-contaminated sediments using short-term Fathead Minnow and frog embryol larval assays. Environmental toxicology and Chemistry, 1988, 7, p. 27-34.

The effects of metal-contaminated sediment extracts and a reference toxicant (zinc sulfate) were deter-

mined by examining the developmental morphology, growth and mortality of exposed fathead minnow (Pimephales promelas) and frog (Xenopus laevis) embryos. Sediments from two contaminated stream sites were extracted with reconstituted culture water at various pH values for 24 h. Developmental toxicity tests were performed using the frog embryo teratogenesis assay-Xenopus (FETAX) protocol. The results suggest that Zn was the major developmental toxicant in the sediment extracts. The measured Zn concentration in the sediment extracts that caused malformation in 50 % of the fish embryos (EC50) was 0.5 to 1.4 mg/L (normalized to 100 mg/L hardness). EC50 values for the reference toxicant tests were 0.6 and 0.8 mg/L Zn. The frog embryo EC50 for the extracts ranged from 2.2 to 3.6 mg/L Zn and was 3.6 mg/L Zn in the reference toxicant test. In 67 % of the tests, malformation was a more sensitive endpoint than growth inhibition. Mortality was the least sensitive endpoint, that is, the LC50s in the reference toxicant tests were 3.6 mg/L Zn for the fathead minnow and 34.5 mg/L for the frog. The extraction procedure may be useful for determining potential toxicity in the event metals are leached from aquatic sediments by dredging or acidification.

25 - GUO Y. ; OU D. ; XIE J. ; ZHOU Q. ; LAI Q. ; WEI R. ; LIU Y.. - Toxicological histology of common carp (*Cyprinus carpio*) poisoned by lead in sediments. Hunan Shifan Daxue xuebao, zizhan Kexueban (HSXKEE), 1986, 9, n2, p. 46-52.

26 - HOKE R.A. ; PRATER B.L.. - Relationship of per cent mortality of four species of aquatic biota from 96 hour sediment bioassays of five lake Michigan harbors and elutriate chemistry of the sediments. Bulletin for environmental contamination and toxicology, 1980, 25, n° 3, p. 394-399.

27 - HOSS D.E. ; COSTON L.C. ; SCHAAF W.E.. - Effects of sea water extracts of sediments from Charleston Harbor south Carolina on larval estuarine fishes. Estuarine and Coastal Marine Science, 1974, 2, n° 4, p. 323-328.

28 - KLERKS P.L. ; LEVINTON J.S.. - Effects of Heavy metals in a polluted aquatic ecosystem. Ecotoxicology. - Berlin, Springer Verlag 1987.

29 - KLERKS P.L. ; WEIS J.S.. - Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms : a Review. Environmental Pollution, 1987, 45, n° 3, p. 173-205.

Natural populations in polluted areas are possibly subjected to selective pressures for an increased resistance to toxicants. This can result in the evolution of resistance, which may have important implications for decisions regarding safe ambient toxicant levels. By reviewing the evolution of resistance to heavy metals in aquatic organisms, we aimed to determine if all populations negatively affected by toxicants do adapt to them. If the published literature accurately represents the situation in polluted areas (i.e. negative results having an equal chance of being published), it can be concluded that most, but not all, populations in polluted areas do have an increased resistance has a genetic basis. There is less evidence for the evolution of resistance in metazoans (especially fish) than in micro-organism. Additional information strongly indicates that many populations fail to survive in polluted environments. It thus seems dangerous to relax water quality criteria on the assumption that all populations in polluted environments will evolve an increased resistance. But the fact that the evolution of resistance to environmental pollutants does seem to occur in some populations in polluted environments warrants taking that possibility into consideration when evaluating the results of bioassays and monitoring programs.

30 - LASKOWSKI - HOKE R.A. ; PRATER B.L.. - Relationship of mortality of aquatic biota from 96 hour sediment bioassays and the change in chemical composition of the test water. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 1981, 26, M3, p. 323-327.

31 - LEBLANC G.A. ; SURPRENANT D.C.. - A method of Assessing the toxicity of contaminated freshwater sediments. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, ASTM Publ. STP 854, 1985, p. 269-283.

A test method was developed to assess the toxicity of freshwater dredged sediments. Toxicity of contaminated sediments was detected by monitoring survival and growth of fathead minnows (Pimephales promelas), emergence and egg hatchability of midges (Paratanytarsus parthenogenica), survival and reproduction of daphnids (Daphnia magna), and changes in microorganism populations. All organisms

were exposed for 21 days in an apparatus that recirculated water through a compartment containing the sediments. In addition, a ranking scheme was proposed with which bulk sediment analyses for chemical contaminants could be condensed into a single value termed the hazard index. The hazard index was calculated for each sediment sample and was indicative of the degree of chemical contamination of the sediment. Sediments were classified as highly polluted, moderately polluted, or relatively nonpolluted, based on their hazard index. Eighty-six dredged sediment samples were tested. All biological parameters measured, except midge egg hatchability, were instrumental in detecting toxicity associated with the sediments. Effects were observed with 74 % of the highly polluted sediments, 38 % of the moderately polluted sediments, and 36 % of the relatively nonpolluted sediments. The sublethal parameters measured were important indicators of toxicity.

32 - LONG E.R. ; CHAPMAN P.M.. - A sediment quality triad : measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. Marine Pollution Bulletin, 1985, 16, N ° 10, p. 405 - 415.

The sediment chemical data comprised the sums of three trace metals (copper, zinc, lead) and the sums of selected organic compounds (PCB, combustion PAH). Bioassay data included amphipod lethality, oligochaete respiratory effects, oyster larval development.

Mutagenicity and cytotoxicity in cultured fish cells, and results of polychaete life cycle tests. Infaunal data comprised the percentage representation of polychaete and molluscs, and the presence-absence of phoxocephalid amphipods. Overall, there was good correspondence between mean values for the 3 components ; samples from chemically contaminated areas usually elicited a toxic response in bioassays and had generally modified resident infauna. However, correspondence between values was not nearly as consistent on a station-to-station basis, indicating that no one component on its own was a reliable indicator of pollution status. These findings substantiated the importance and usefulness of the triad.

33 - LYES M.C.. - Bioavailability of a hydrocarbon from water and sediment to marine worm Arenicola marina. *Marine Biology*, 1979, 55, p. 121-127.

The uptake, accumulation and depuration of a labeled hydrocarbon (¹⁴C-1-naphthalene) by the marine annelid Arenicola marina were studied. Naphthalene was chosen because it is an important component of oil and is known to be toxic to marine organisms. The bioavailability of the hydrocarbon to the worm from contaminated sediment is examined and the results discussed with reference to the rehabilitation of oiled environments, as A. marina is thought to be capable, in high numbers, of greatly reworking sediments.

34 - MALINS D.C. ; MCCAIN B.B. ; BROWN D.W.. - Chemical pollutants in sediments and diseases of bottom-dwelling fish in Puget Sound, Washington. *Environmental Science and Technology*, 1984, 18, n9, p. 705 - 713.

A 4-year multidisciplinary study was conducted on relationships between pollutants and diseases of fish in Puget Sound, WA. In this study, high concentrations of a large number of anthropogenic chemicals were found in certain Puget Sound sediments. For example, over 900 individual organic compounds were detected in sediment from one urban bay (Commencement Bay) and evidence was obtained for the presence of numerous additional compounds. Many of the chemicals accumulated in bottom-dwelling fish, and high levels of certain toxic chemicals in the urban bays were linked to serious diseases (e.g., liver carcinomas) of English sole (Parophrys vetulus) and other demersal fish species.

35 - MALUEG K.W. ; SCHUYTEMA G.S. ; GAKSTATTER J.H. ; KRAWCZYK D.F.. - Effect of Hexagenia on Daphnia response in sediment toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1983, 2, p. 73-82.

The toxicity of 12 freshwater sediments to Daphnia magna and Hexagenia, both singly and together, was tested in recycling laboratory microcosms. Hexagenia alone was a less sensitive indicator than D. magna but its presence usually intensified the

Daphnia response. The physical disturbance of the sediment by Hexagenia increases the number of suspended particulates available to the Daphnia. Tests that combine Hexagenia and D. magna are therefore recommended.

36 - MALUEG K.W. ; SCHUYTEMA G.S. ; GAKSTATTER J.H. ; KRAWCZYK D.F.. - Toxicity of sediments from three metal contaminated areas. Environmental Toxicology and chemistry, 1984, 3, p. 279-291.

Sediments from Philips Chain of Lakes (Wisconsin), Torch Lake (Michigan) and Little Grizzly Creek System (California) were tested for acute toxicity using the water flea, Daphnia magna, and the burrowing mayfly nymph, Hexagenia limbata. The organisms were tested simultaneously in a laboratory recirculating bioassay apparatus ; Daphnia were tested during the first two (Daphnia I) and the last two (Daphnia II) days of 10-d Hexagenia tests.

Sediment from one of six sampling locations from the Philips Chain of Lakes was toxic to Daphnia I, but not Daphnia II. None of these sediments was toxic to Hexagenia.

Contaminated sediments from Torch Lake and the Little Grizzly Creek System were highly toxic to Daphnia I and II, and Hexagenia.

In general, numbers of organisms, biomass, species diversity and dominant types of organisms correlated with metal content and acute laboratory toxicity.

37 - MALUEG K.W. ; SCHUYTEMA G.S. ; KRAWCZYK D.F. ; GAKSTATTER J.H.. - Laboratory sediment toxicity tests, sediment chemistry and distribution of benthic macroinvertebrates in sediments from the Keweenaw waterway, Michigan. Environmental Toxicology and Chemistry, 1984, 3, p. 233-242.

Abstract - Acute laboratory sediment toxicity tests using the water flea Daphnia magna and the burrowing mayfly nymph Hexagenia limbata were conducted on sediments from two areas of the Keweenaw Waterway, Michigan, to determine whether the tests reflected the condition of benthic macroinvertebrate communities. The organisms were tested simultaneously in a recirculating bioassay chamber in which Daphnia were tested during the first two and last two days of a 10-d Hexagenia test. Sediment from the northern, copper-impacted portion of the

waterway was generally acutely toxic to *Daphnia*, but not to Hexagenia, while sediment from the southern less-impacted portion was not toxic to either organism. Positive relationships existed between organism mortality, copper content of the sediment and field distribution of macroinvertebrates.

38 - McGREER E.R.. - Sublethal effects of heavy metal contaminated sediments on the bivalve Macoma balthica (L) Marine Pollution Bulletin, 1979, 10, p. 259-262.

Sublethal effects of estuarine sediments containing high levels of heavy metals were studied using the marine bivalve, Macoma Balthica. Burrowing behaviour was inhibited in all contaminated sediments compared to the control. The time required for 50 % of the population to burrow (ET50) ranged from 0.17 h in the control to 4.8 h in the most contaminated substrate. A comparison of linear regressions of the concentrations of individual metals in the sediments vs the burrowing response times showed the regressions for mercury and cadmium to be significant ($P < 0.05$ and < 0.001 respectively). An active threshold avoidance response by burrowed M. balthica was also demonstrated as clams showed a significant ($P < 0.05$) avoidance of the sediment containing the highest metal levels. Both behavioural responses were considered useful sublethal tests to assess the impact of polluted sediments.

39 - Mc LEESE D.W. ; BURRIDGE L.E. ; VAN DINTER J.. - Toxicities of five organochlorine Compounds in Water and sediment to Nereis Virens. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 1982, 28, p. 216-220.

The polychaete worm, Nereis virens, lives in more direct contact with sediment than the shrimp, Cran-gon septemspinosa, and it is possible, therefore, that organochlorine compounds adsorbed to the sediment could be more toxic to the worm. However, the long-term LC50 of dieldrin in water for the polychaete worm, Ophrytrocha diadema, was greater than 10 ug/L for larvae and about 60 ug/L for adults (HOOFMAN and VINK 1980). These values are considerably higher than the 96-h LC50 of dieldrin with shrimp (0.4 ug/L, McLEESE and METCALFE 1980), possibly indicating that polychaete worms generally may be more resistant to organochlorine compounds than shrimp.

40 - MEARNS A.J. ; SWARTZ R.C. ; CUMMINS J.M. ; DINNEL P.A. ; PLESHA P. ; CHAPMAN P.M.- Inter-Laboratory Comparison of a sediment toxicity test using the Marine Amphipod, Rhepoxynius abronius. Marine Environmental Research, 1986, 19, p. 13-37.

An inter-laboratory comparison of the Swartz et al. (1985) amphipod sediment toxicity test was performed for seven marine sediments of varying toxicity. Five laboratories participated. Four a priori and one a posteriori hypotheses or criteria were tested for three end points (survival, emergence and reburial). The bioassay met the a priori criterion of success, acceptable survival and behavior (emergence and reburial) of controls. It also met two of three a priori hypotheses : acceptable agreement on the rank order of toxicity for all three end points and acceptable agreement on mean values for the end points. The third hypothesis, classification of sediments as toxic or non-toxic, was only met for the emergence end point ; however, this was probably due to the narrow range of toxic sediments tested (four of the seven sediments tested were only marginally toxic). Review of these and other amphipod sediment toxicity test data indicates that sediments that are clearly non-toxic (survival is greater than 87 %) and those that are clearly toxic (survival is less than 76 %) will be accurately classified whereas those of marginal toxicity (survival is between 76 % and 87 %) can only be classified based on emergence data. An a posteriori comparison indicated that the amphipod sediment toxicity test was more precise in LC50 and EC50 determinations with a reference toxicant (cadmium-amended sediments) than has previously been shown in inter-laboratory comparisons. Based on the results of this study, we recommend the wider use of this toxicity test to determine the toxicity of field-collected marine sediments and for laboratory studies with contaminant-amended sediments.

41 - MILBRINK G.. - Biological characterization of sediments by standardized tubificid bioassays. Hydrobiologia, 1987, 155, p. 267 - 275.

Young tubificids exposed to Lake Runn sediments did not grow much and died off within a short period of time. No reproduction occurred. Sediments from Lake Runn, when mixed with sediments from the eutrophic Lake Hjalmarén, made reproduction of *T. tubifex* occur only in mixtures containing less than 50 % L. Runn sediments. The growth rate, reproductive success and the very timing of consecutive reproductive events of cohort individuals were

found to be highly indicative of toxic effects. When additional food sources were available, however, these effects were largely masked. Therefore, extra food rations were excluded from the original method.

42 - NEBEKER A.V. ; CAIRNS M.A. ; GAKSTATTER J.H. ; MALUEG K.W. ; SCHUYTEM G.S. ; DRAWCZYK D.F.. - Biological methods for determining toxicity of contaminated freshwater sediments to invertebrates. Environmental toxicology and Chemistry, 1984, 3, p. 617 - 630.

Methods are presented for using *Daphnia magna*, *Hyalella azteca*, *Gammarus lacustris*, *Chironomus tentans* and *Hexagenia limbata* to screen freshwater sediments for acute and chronic toxicity, bioaccumulation potential and in situ toxicity. The 48 h *Daphnia* tests are recommended as inexpensive, uncomplicated and sensitive acute methods. *Hyalella* and *Chironomus* are the recommended benthic test organisms, as they are easy to rear and test, they remain in intimate contact with the sediment and they exhibit high control survival. Verification studies (published elsewhere) evaluating the recommended methods and organisms are briefly summarized.

43 - NEBEKER A.V. ; ONJUKKA S.J. ; CAIRNS M.A. ; KRAWCZYK D.F.. - Survival of *Daphnia magna* and *Hyallela azteca* in cadmium spiked water and sediment. Environmental Toxicology and chemistry, 1986, 5, n° 10, p. 933-938.

44 - PESCH C.E.. - Influence of three sediments types on copper toxicity to the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. Marine biology, 1979, 52, 237-245.

Adult male *Neanthes arenaceodentata* were exposed to $0.10 + 0.015 \text{ mg l}^{-1}$ copper in the seawater of a continuous-flow bioassay system in the presence of a sand, a mud, a mixture of the sand and mud, and no sediment, to assess the influence of sediment type on Cu-induced mortality. The sediment type did influence mortality. The time to 50 % mortality was 7.8 days without sediment, 36.5 days with sand, 54.5 days with the mixture, and 50.0 days with mud.

there was no threshold Cu body burden that caused death. The mean Cu concentration per gram of *N. arenaceodentata* (524 h after death) without sediment was 270 ug, in sand 994 ug, in the mixture 1047 ug, and in mud 1464 ug. The differences in the toxic responses are discussed.

45 - PESCH C.E. ; HOFFMAN G.L.. - Interlaboratory comparison of a 28 day toxicity test with the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. Aquatic Toxicology and hazard Assesement. ASTM Publ. STP 802, 1983, p. 482-493.

46 - PESCH C.E. ; MORGAN D.. - Influence of sediment in copper toxicity tests with the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. Water research, 1978, 12, 747-751.

Experiments on the effects of sand on the results of continuous-flo bio-assays with adult male polychaete in the presence of copper showed that the presence of sand increase the LC50 value for both short-term and long-term tests. Possible reasons for this are discussed, and aspects in which further studies are required are indicated.

47 - PRATER B.L. ; ANDERSON M.A.. - A 96 hour bioassay of Otter creek, Ohio. Journal of Water Pollution Control Federation, 1977, 49, n° 10, p. 2099-2106.

Details are given of a bio-assay procedure developed to evaluate the toxicity of sediments, using *Hexagenia limbata*, *Asellus communis*, and *Daphnia magna* as test organisms. Tabulated result are given from the application of the method to bottom deposits from Otter creek, Ohio, which showed that the lower reaches of the stream are heavily polluted and unable to support aquatic organisms.

48 - PRATER B.L. ; ANDERSON M.A.. - A 96 hour sediment bioassay of Duluth and Superior Harbor Basins (Minnesota) using *Hexagenia limbata*, *Asellus communis*, *Daphnia magna*, and *Pimephales promelas* as test organisms. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1977, 18, n 2, p. 159 - 169.

49 - RAY S. ; McLEESE D.W.; PETERSON M.R.. - Accumulation of copper, zinc, cadmium and lead from two contaminated sediments by three marine invertebrates. A laboratory study. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1981, n° 26, p. 315-322.

Ocean disposal of dredged estuarine sediments can result in the release of toxic constituents to the aquatic environment (ANDREN & HARRIS 1973 ; WOLFE & RICE 1972) which, in turn, may lead to the accumulation of some of the constituents in aquatic organisms. Animals from areas with contaminated sediments have been shown in some cases to contain high levels of trace metals (RATKOWSKI et al. 1974 ; AYLING 1974 ; BRYAN & UYSAL 1978). In other cases, the tissue levels of contaminants were relatively constant regardless of the metal contents of the sediments (BRYAN 1974 ; RAY et al. 1979a). The availability of sediment-bound metals to bottom-dwelling organisms has been the subject of a few studies (JENNE & LOUMA 1977 ; NEFF et al. 1978 ; RAY et al. 1980). In an extensive laboratory study, NEFF et al. (1978) found that, out of 136 combinations (3 sediments, 5 invertebrates, 8 heavy metals and 3 salinities), only 36 % of the combinations demonstrated a statistically significant relationship between heavy metal concentrations in the sediment and in the tissues of the exposed animals.

This study describes the uptake of copper, zinc, cadmium and lead from natural, highly contaminated sediments by three marine invertebrates : Nereis virens, Macoma balthica and Crangon septemspinosa.

50 - SAMOILOFF M.R. ; BELL J. ; BIRKHOLZ D.A.; WEBSTER G. ; ARNOTT E.G. ; PULAK R. ; MADRID A.. - Combined bioassay - chemical fractionation scheme for the determination and ranking of toxic chemicals in sediments. *Environmental Science Technology*, 1983, 17, n6, p. 329 - 334.

A protocol for the chemical fractionation of sediments and biological testing of these fractions has been developed. Fractions obtained were directly tested for toxicity by using both the *Salmonella typhimurium* test and the *Panagrellus redivivus* test. When applied to sediments from Tobin Lake, Saskatchewan, this method demonstrated that the major toxic constituents of the sediment were neutral compounds that eluate from Florisil columns by 1 : 1 hexane - dichloromethane. This most toxic fraction contained none of the priority toxic chemicals. These tests demonstrate agreement between the two biological assay systems.

51 - SWARTZ R.C. ; DEBEN W.A. ; COLE F.A.. - A bio-assay for the toxicity of sediment to marine macrobenthos. Journal of Water Pollution Control Federation, 1979, 51, N° 5, P. 944-950.

Details are given of a bio-assay designed to test the acute toxicity of the settleable components of dredged material to marine invertebrates, and results are given of tests using sediments from the Atlantic ocean, Gulf of Mexico, and Pacific coast of U.S.A. Various possible applications of the test in pollution control are indicated.

52 - SWARTZ R.C. ; De BEN W.A. ; JONES J.K.P. ; LAMBERSON J.O. ; COLE F.A.. - Phoxocephalid Amphipod bioassay for marine sediment toxicity. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, ASTM Publ. STP 854, 1985, p. 284-307.

The relative toxicity of marine sediment can be accurately determined through acute, static bioassays with the phoxocephalid amphipod Rhepoxynius abronius. Mortality and sublethal effects on emergence from sediment and reburial behavior are determined after ten day exposure in 1-L beakers containing 175 mL of test sediment, 775 mL of seawater (25 ppt, 15° C) and 20 amphipods. Response of amphipods to test sediment is compared with response in control sediment collected from the species' natural habitat. Mean survival under control conditions is 95 %. With five replicates the bioassay is 75 % certain of detecting statistical significance when mean survival is reduced by 15 %. The method can be applied to a great variety of sediment types because of the tolerance of R. abronius to a broad range of sediment grain sizes and levels of organic enrichment. The bioassay can be applied to determine (1) the toxicity of sediment subject to regulatory decision (e.g. dredging or disposal), (2) the spatial distribution of sediment toxicity along pollution gradients or near point sources, and (3) the LC50 of contaminants added to unpolluted sediment. The species' sensitivity to low salinity limits the method to sediment from the coastal zone and lower portion of estuaries. A detailed description of the bioassay procedures is appended to this report.

53 - TABATA, MASAKO ; NISHIZONO, HIROMI ; BANNAI, ERIKO ; SUZUKI, SHIZUO. - Evaluation of toxicity of organic matter in Tama and Ayase River sediments on the basis of their cholinesterase inhibition. Suishitsu Odaku Kenkyu, 1984, 7, 10, p. 640-3 (in Japan).

54 - TAGATZ M.E. ; PLAIA G.R. ; DEANS C.H.. - Toxicity of creosote contaminated sediment to field colonized and laboratory colonized estuarine benthic communities. Environmental Toxicology and Chemistry, 1983, 2, n° 4, p. 441-450.

55 - TAGATZ M.E. ; PLAIA G.R. ; DEANS C.H.. - Toxicity of di-butyl phthalate contaminated sediment to laboratory and field colonized estuarine benthic communities. Bulletin of Environmental and Contamination Toxicology, 1986, 37, N° 1, p. 141 - 150.

56 - TIETJEN J.H. ; LEE J.J.. - The use of free living nematodes as a bioassay for estuarine sediments. Marine Environmental Research, 1984, 11, n° 4, p. 233 - 251.

57 - WENTSEL R. ; McINTOSH A. ; ATCHISON G.. - Sublethal effects of heavy metal contaminated sediment on midge larvae (Chironomus tentans). Hydrobiologia, 1977, 56, p. 153-156.

Chironomid larvae were maintained for 17 days in sediments with various heavy metal levels. The control sediment had levels of 0.6 ppm cadmium, 17 ppm chromium and 77 ppm zinc. The most contaminated sediment had levels of 1030 ppm cadmium, 1640 ppm chromium, and 17300 ppm zinc.

The mean length and weight of the larvae from the control sediment were 1.83 cm and 2.86 mg. The mean length and weight of larvae from the most contaminated sediment were 0.82 cm and 0.20 mg. A linear relationship was found for the square root of length versus metals levels in the sediment.

58 - WENTSEL R. ; Mc INTOSH A. ; Mx CAFFERTY W.P.. - Emergence of the midge Chironomus tentans when exposed to heavy metal contaminated sediment. Hydrobiologia, 1978, 57, p. 195 - 196.

The experiment tested the effects of heavy metal contaminated sediment on emergence of chironomids. The number of adults emerging from test chambers containing an uncontaminated sediment and ones with sediment containing 1030 ppm cadmium (Cd), 17300

ppm zinc (Zn), and 1640 ppm chromium (Cr) were observed for 14 days. It was found that emergence was reduced by over three times and delayed for two days in the heavy metal contaminated sediment.

59 - WIEDERHOLM T. ; WIEDERHOLM A.M. ; MILBRINK G.. - Bulk sediment bioassays with five species of fresh water oligochaetes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1987, 36, p. 131-154.

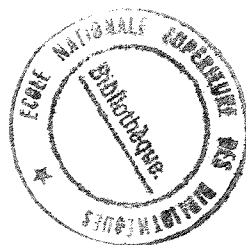
A semistatic test procedure was developed to measure the toxicity of contaminated sediments. *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. udekemianus*, *L. claparedeanus*, and *Potamothrix hammoniensis* were cultured in unpolluted and variously polluted lake sediments for 0.5 to 1.5 yr at c 20° C with and without additions of food. Growth and reproduction were generally affected earlier than survival in sediments polluted by heavy metals. The worms were generally much more sensitive to pollutants in sediments from oligotrophic to mesotrophic lakes than in those from eutrophic lakes. Addition of food weakened the response to pollutants.

60 - WILLIAMS L.G. ; CHAPMAN P.M. ; GINN T.C.. - A comparative evaluation of marine sediment toxicity using bacterial luminescence oyster embryo and amphipod sediment bioassays. *Marine Environmental Research*, 1986, 19, p. 225 - 249.

The toxicity of fifty sediment samples from a heavily industrialized urban embayment (Commencement Bay, Washington) and a non-urban inlet (Carr Inlet, Washington) was measured by three bioassay techniques : Microtox (bacterial luminescence), oyster embryo and amphipod tests. In comparison with Carr Inlet sediments, twenty-nine of the Commencement Bay sediments caused a significant ($P < 0.05$) decrease in bacterial luminescence, seventeen caused a significant ($P < 0.05$) increase in amphipod mortality and sixteen caused a significant ($P < 0.05$) increase in oyster embryo abnormality. Overall, nineteen (41 %) of the Commencement Bay sediments were either toxic in all three bioassays or non-toxic in all three bioassays.

61 - ZIEGENFUSS P.S. ; RENAUDETTE W.J. ; ADAMS W.J.. - Aquatic Toxicology Environmental Fate ; ASTM Publ. STP 921, 1986, p. 479-493.

A method was developed to assess the acute toxicity of neutral hydrophobic organic compounds sorbed on sediments to the midge, *Chironomus tentans* and the daphnid *Daphnia magna*. Three soils with different organic carbon content were spiked with ^{14}C labeled kepone, placed in 250 ml clear polycarbonate centrifuge bottles, mixed with dilution water at a 4 : 1 water to soil ratio, shaken for 24 h, centrifuged, and tested. Midges and daphnids (five each) were tested together in the same bottles. The 48 h LC 50 values were calculated for each species. The LC 50 values were calculated on the basis of the concentration of kepone on the sediment, the column water, and the sediment interstitial water.





* 9 5 4 0 9 6 5 *