



18519 RM

Agence de l'Eau Rhin-Meuse

SURVEILLANCE DES SUBSTANCES TOXIQUES DANS LE MILIEU AQUATIQUE

Fabrice GODET

Paule VASSEUR

Centre des Sciences de l'Environnement

1, rue des Récollets - B.P. 4025

57000 METZ Cedex 1

Tel. : 87.75.81.81

FAX : 87.75.81.89

Mars 1994

LISTE DES ABREVIATIONS



AET	<i>Apparent Effect Threshold</i>
CFE	Critère relatif à la Faune Terrestre
CL50	Concentration Létale 50
CE50	Concentration Effective 50
CMATI	Concentration Maximale Admissible dans les tissus
C.O.	Carbone Organique
CO	Critère Organoleptique
CQE	Critère de Qualité de l'Eau
CQS	Critère de Qualité des Sédiments
CRC	Critère de Risque de Cancer
CTH	Critère de Toxicité Humaine
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
FAC	<i>Final Acute Value</i>
FBCBS	Facteur de Bioconcentration - Bioaccumulation
FI	Facteur d'incertitude
FCV	<i>Final Chronic Value</i>
GMCV	Moyenne Géométrique des SMCV
HC5	<i>Hazardous Concentration (concentration dangereuse) présentant un risque pour 5 % des espèces</i>
Koc	Coefficient de partage sédiment/eau, normalisée en carbone organique
MENVQ	Ministère Environnement du Québec
MTC	<i>Maximum Tolerable Concentration</i>
NG	Niveau Négligeable
NOEC	<i>No observable Effect Concentration</i>
QMT	Quantité Maximale de Toxique sans effet chez l'Homme lors d'ingestion quotidienne
QSAR	Relations Quantitatives Structure-Activité
NEC	<i>No Effect Concentration</i>
SEM	Seuil d'effet mineur
SLC	<i>Screening Level Concentration ou Concentration de Dépistage</i>
SMCV	<i>Species Mean Chronic Value</i>
SSE	Seuil Sans Effet
SSLC	<i>Species Screening Level Concentration</i>
SEN	Seuil d'Effet Néfaste
EP	Equilibre de Partage Sédiment/Eau
TIE	<i>Toxicity Identification and Evaluation</i>

SOMMAIRE

	Pages
A. INTRODUCTION	2
B. DESCRIPTION DES METHODES DE CALCUL DES CONCENTRATIONS SECURITAIRES POUR LE MILIEU AQUATIQUE	2
I. METHODES EMPIRIQUES	3
II. MODELES STATISTIQUES	4
1) Modèle de Stephan et <i>al.</i> (1985)	5
2) Modèle de Aldenberg et Slob (1993)	5
C. DESCRIPTION DES METHODES D'ETUDE DE LA QUALITE DES SEDIMENTS	6
I. APPROCHE PAR REFERENCE A DES NIVEAUX DE CONTAMINATION ACCEPTABLES	
II. METHODES EN RELATION AVEC DES CRITERES TOXICOLOGIQUES	
1) Equilibre de partage sédiment/eau (Eq P)	6
2) Approche "concentration de dépistage" ou SLC (Screening Level Concentration).	8
3) Approche de la triade de qualité des sédiments	8
D. APPROCHES EMPLOYEES PAR DIFFERENTS PAYS POUR ETABLIR LEURS CRITERES DE QUALITE	11
1. QUEBEC	11
II. PAYS-BAS	13
III. EPA	14
IV. PLAN D'ACTION DU RHIN	15
V. ETAT DE WASHINGTON - USA	16
VI. OBJECTIFS DE QUALITE DES EAUX. Liste 1. CEE	17
E. DISCUSSION	18
F. CONCLUSION	22
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	
ANNEXE	

A) INTRODUCTION

La surveillance des substances toxiques dans le milieu aquatique repose actuellement sur la mesure des concentrations d'un certain nombre de substances chimiques (organiques et minérales) qu'il est jugé prioritaire de mesurer ; le problème est d'évaluer le niveau de gravité de la contamination observée et de déterminer l'attitude à suivre face à des niveaux de contamination plus ou moins élevés.

Le principe d'une évaluation du milieu aquatique basé sur trois niveaux de qualité a été posé par le conseil scientifique de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse ; ces trois niveaux devraient correspondre aux situations suivantes :

- **pas de perturbation** : état du milieu satisfaisant, il n'y a pas lieu d'intervenir,
- **perturbation de gravité incertaine** : il faut accroître la surveillance et affiner les investigations pour définir les mesures à prendre,
- **perturbation grave** : une intervention rapide est nécessaire.

Les seuils de concentration des contaminants qu'il faut fixer sont les suivants :

- "**concentration de référence**", qui correspond à un état du milieu aquatique considéré non perturbé, ce qui ne signifie pas cependant, absence totale de contaminants,
- "**concentration de surveillance accrue**" où des effets mineurs ("acceptables") sont constatés,
- "**concentration d'intervention**", correspondant à des effets majeurs en terme de toxicité.

Il s'agit de définir la méthodologie à employer pour fixer les seuils de surveillance accrue et d'intervention, celui des concentrations de référence faisant l'objet d'un travail parallèle au sein du groupe Inter-Agences.

B) DESCRIPTION DES METHODES DE CALCUL DES CONCENTRATIONS SECURITAIRES POUR LE MILIEU AQUATIQUE

Les méthodes de calcul des concentrations sécuritaires pour l'environnement, appliquées actuellement sont de deux types :

les méthodes empiriques basées sur un jugement d'expert,

les méthodes d'extrapolation basées sur des modèles statistiques.

Quel que soit le type de méthode utilisée, les données employées sont, dans la majorité des cas, des données de toxicité aiguë (**CL(E)S0** : concentration létale (ou effective) **50**) ou chronique (**NOEC** : no observed **effect** concentration) obtenues par des expériences de laboratoire sur une espèce à la fois. Il est beaucoup plus rare qu'il soit fait référence à des données obtenues à partir d'expérimentations en mésocosme ou d'études de terrain.

I) METHODES EMPIRIQUES

La concentration d'une substance dans l'environnement aquatique au delà de laquelle il existe un risque pour la vie aquatique, est déterminée en appliquant un facteur de **sécurité** aux données écotoxicologiques (CL(E)50 ou NOEC) ou aux valeurs calculées à partir des QSAR. Le facteur de sécurité est encore appelé facteur d'incertitude (FI), ce qui exprime bien qu'il intègre l'ensemble des lacunes de nos connaissances.

Plusieurs données obtenues sur des espèces différentes sont préférables à une **donnée** unique. Le niveau des facteurs de sécurité sera donc d'autant plus élevé que les renseignements sur les propriétés toxicologiques d'un produit seront plus succincts.

La valeur du facteur de sécurité appliqué dépend du nombre et de la qualité des données disponibles. Lorsque l'extrapolation est réalisée à partir de valeurs de CL50 ou CE50 d'essais de toxicité aiguë, ce facteur est de 1000, 200 ou 100 selon le nombre de données disponibles et le type de méthode suivie (EPA, OCDE ou CEE). Lorsque l'extrapolation est effectuée à partir d'essais de toxicité chronique et des valeurs de NOEC, le facteur de sécurité est plus faible : il peut être de **50**, 10 ou 5, selon les cas. Les données de terrain sont utilisées telles quelles sans application d'un facteur de sécurité (tableau 1).

Cette méthode faisant appel à l'application de facteurs d'incertitude a été appliquée pour la première fois en 1984 par **l'EPA** ; elle a été reprise ensuite par d'autres institutions.

Les améliorations qui ont pu être apportées portent sur les données utilisées pour le calcul (données de toxicité chronique au lieu de toxicité aiguë, le choix des espèces utilisées dans les tests...) et sur les valeurs des facteurs d'incertitude (tableau 1).

Avantages : la méthode des facteurs d'incertitude (FI) est simple et peut être appliquée même avec une seule donnée de toxicité. Le niveau des FI peut être modulé en fonction de la pertinence des données disponibles. Des paramètres tels que la bioaccumulation, la biodégradation, la génotoxicité ou la cancérogénèse peuvent être intégrés dans le facteur d'incertitude.

Inconvénients : Il est évident qu'un niveau de protection établi à partir de données de toxicité aiguë (**CL(E)50**) n'aura pas la même valeur que celui établi à partir de données de toxicité chronique (NOEC) ou de données de terrain (structure des populations...) dans la mesure où les **effets chroniques ne peuvent pas toujours être prédits à partir d'essais de toxicité aiguë**. En effet, il peut n'y avoir aucune relation qualitative et quantitative entre toxicité aiguë et toxicité chronique, si les mécanismes de toxicité responsables des effets à court et à long terme, diffèrent.

II) MODELES STATISTIQUES

Les modèles statistiques disponibles reposent sur la même hypothèse de base : la distribution de la sensibilité des espèces suit une loi statistique donnée à partir de laquelle sera **extrapolée** la concentration permettant de protéger 95 % des espèces.

Les modèles diffèrent essentiellement par le type de loi statistique, log-triangulaire (Stephan et *al.*, 1985) ou log-logistique (Aldenberg et Slob, 1993) et la **manière** dont est calculée la concentration de protection des espèces.



1) Modèle de Stephan et al. (1985)

L'EPA a été la première institution à proposer en 1985 un modèle d'extrapolation visant à protéger 95 % des espèces aquatiques.

Le modèle de Stephan et al. permet de calculer une valeur chronique finale (FCV) à partir de données de **toxicité chronique telles que la NOEC**. Une NOEC chronique est calculée pour chacun des 8 organismes testés appartenant à des familles différentes et comprenant :

- . **trois poissons :**
 - de la famille des **Salmonidae** (classe des **Osteichthiens**)
 - d'une famille autre que celle des **Salmonidae** et d'importance reconnue
 - d'une famille de l'embranchement des **Chordés**
- . **un crustacé planctonique**
- . **un crustacé benthique**
- . **un insecte**
- . **un organisme d'un embranchement autre que celui des arthropodes ou des chordés**
- . **un organisme d'embranchement non représenté ou autre famille d'insecte.**

La moyenne géométrique des NOEC est calculée pour chaque espèce (SMCV, species mean chronic value) ainsi que la moyenne géométrique des SMCV pour chaque genre (GMCV ou genus mean chronic value). Les GMCV sont ensuite classées par ordre croissant de valeur.

La FCV est calculée à partir des quatre plus faibles valeurs de GMCV (toutes familles confondues) qui sont supposées suivre une **distribution log-triangulaire** :

$$FCV = e^A$$

$$A = s \times \sqrt{10,05} + L$$

$$L = \left(\frac{\sum (\ln \text{GMCV})}{S} - S \times \left(\frac{\sum P}{4} \right) \right) / 4$$

$$S^2 = \frac{s^2 - \left(\frac{\sum (\ln \text{GMCV})^2}{S} - \left(\frac{\sum (\ln \text{GMCV})}{S} \right)^2 / 4 \right)}{\sum P - \left(\frac{\sum P}{4} \right)^2 / 4}$$

P : probabilité cumulée de chaque GMCV : $P_i = R_i / (N + 1)$

N: nombre de GMCV

R_i : rang correspondant à la GMCV_i

Avantages : les données de toxicité requises concernent différents types d'espèces appartenant à des embranchements et des familles variés, La méthode reste souple quant au choix **des espèces**, ce qui laisse la possibilité de l'adapter en fonction d'objectifs spécifiques.

Inconvénients : ils sont liés à la difficulté de réunir des données de toxicité chronique portant sur un grand nombre d'espèces.



2) Modèle de Aldenberg et Slob (1993)

La méthode d'extrapolation de Aldenberg et Slob (1993) est basée sur le modèle développé par Kooijman (1987) et modifié par Van Straalen et Denneman (1989). Le modèle utilise des données de **toxicité chronique, NOEC**, qui sont supposées suivre une distribution **log-logistique**. Le critère calculé par la méthode de Aldenberg et Slob est une concentration **présentant** un risque pour 5 % des espèces soit **HC 5 % (Hazardous Concentration 5 % ou HC5)**. La **HC 5 %** est estimée avec un certain niveau de confiance p % (50 % et 95 %). Ce niveau de confiance p % correspond à la probabilité que la **HC 5 %** calculée soit inférieure à la **HC 5 %** réelle. La **HC 5 %** est calculée à partir d'au moins 4 NOEC selon la formule suivante :

$$\log HCS\% = \bar{X}_m - (k \times S_m)$$

\bar{X}_m = moyenne géométrique et écart-type des valeurs log des NOEC

k = constante qui tient compte du nombre d'espèces m (valeurs de NOEC) utilisées pour l'estimation de **HC 5 %** et du niveau de confiance 50 % ou 95 %.

Selon Aldenberg et Slob (1993) une estimation correcte de la **HC 5 %** serait obtenue pour le niveau de confiance 50 %.

Avantages : le modèle n'est pas restrictif sur le choix des organismes ; il peut notamment intégrer des données sur les végétaux aquatiques. Il est basé sur l'utilisation de **données de toxicité chronique**. Bien que cela ne soit pas clairement exprimé dans l'article de Aldenberg et Slob, on peut supposer que des données de terrain peuvent être applicables à ce modèle.

Inconvénients : l'application de cette méthode ne peut se faire que dans le cadre du respect des hypothèses de départ (OCDE 1992) impliquant que :

- l'ajustement de la distribution des NOEC suit une loi logistique,
- les NOEC des m espèces testées résultent d'essais au hasard de la distribution logistique,
- chaque NOEC est une valeur fixe c'est-à-dire que la variation entre les NOEC pour différentes espèces, est uniquement due aux différences de sensibilité inter-espèces. En d'autres termes, les variations expérimentales sont considérées comme négligeables.

Le respect de cette dernière hypothèse est certainement le plus difficile. En effet, Emans et **al.** (1993) ont montré qu'il existait peu de données de NOEC fiables. La qualité du critère final dépendra donc de la qualité des données de départ.

C) DESCRIPTION DES METHODES D'ETUDE DE LA QUALITE DES SEDIMENTS

D) APPROCHE PAR REFERENCE A DES NIVEAUX DE CONTAMINATION ACCEPTABLES

Cette méthode consiste à mesurer les concentrations des **contaminants** d'un site donne et à comparer celles-ci à celles d'un site de référence pour lequel les niveaux de contamination sont considérés acceptables.

Avantages : méthode simple présentant un coût modéré.

Inconvénients : les principales difficultés de cette méthode sont la sélection du site de référence et la définition de la notion de "niveau de contamination acceptable". Selon Chapman *et al.* (1992), "...une zone de référence doit, idéalement, présenter des **caractéristiques** aussi proches que possible de celles de la zone polluée étudiée sans être sous influence anthropogénique ni être contaminée..."

Cette méthode n'intègre pas de données toxicologiques à proprement parler. La variable biologique est cependant prise en compte indirectement dans la notion de "niveau de contamination acceptable", ou n'entraînant pas d'effets délétères à terme.

H) METHODES EN RELATION AVEC DES CRITERES TOXICOLOGIQUES

Nous avons recensé plusieurs méthodes pouvant être utilisées pour le calcul des critères de qualité des sédiments.

Ces méthodes font appel aux essais de toxicité sur le sédiment ou l'eau interstitielle **et/ou** à l'étude de la structure des communautés de l'endofaune et des organismes benthiques.

Par ailleurs, des modèles ont également été développés pour déduire les concentrations sécuritaires pour le sédiment de celles établies pour l'eau.

Nous nous sommes plus spécialement arrêtés (i) au modèle de l'équilibre de partition, (ii) à la méthode SLC (screening **level** concentration) qui utilise des données de terrain et (iii) à la méthode **AET** (apparent **effect** threshold) qui intègre des données de terrain et d'essais en laboratoire.

Ces trois méthodes sont actuellement utilisées par le Québec, l'Etat de Washington, l'EPA et les Pays Bas.

Les autres méthodologies sont décrites en annexe ; ces méthodes ne sont pas actuellement utilisées par des instances officielles pour la gestion du milieu aquatique.

1) Equilibre de partage sédiment / eau (EqP)

Cette méthode n'est applicable qu'aux composés organiques apolaires.

En **théorie**, un composé adsorbé sur le sédiment atteint, après un temps donné, un équilibre de concentration entre le sédiment et l'eau interstitielle. Par conséquent, à l'équilibre, la concentration du contaminant présent dans une phase doit pouvoir être estimée à **partir** d'une mesure dans l'autre phase.

Les concentrations d'un composé **apolaire** dans l'eau interstitielle et le sédiment sont liées par le coefficient de partage **sédiment/eau** de ce composé, normalisé par rapport au carbone organique.

Koc

Sédiment ↔ Eau interstitielle

Le critère de qualité pour le sédiment (CQS) d'un composé donne est alors calculé à partir du critère de qualité pour l'eau (CQE) pris comme concentration maximale du composé à ne pas dépasser dans l'eau interstitielle :

$$CQS = K_{oc} \times CQE$$

Le CQS calculé est donc normalisé par rapport au carbone organique (C.O.).

Lorsque K_{oc} n'est pas disponible, celui-ci peut être approché par le coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}). Di Toro et *al.* (1991) donnent la relation suivante :

$$\log_{10} K_{oc} = 0,00028 + 0,983 \log_{10} K_{ow}$$

La méthode consiste à mesurer dans le sédiment la concentration du composé considéré ainsi que la teneur en carbone organique et à exprimer cette concentration par unité de C.O.

Le modèle de l'équilibre de partage permet alors de calculer la concentration théoriquement présente dans l'eau interstitielle. Celle-ci est ensuite comparée au CQE. Une valeur supérieure au critère de qualité implique un risque pour la vie aquatique.

Selon Di Toro *et al.* (1992) l'utilisation du CQE pour le calcul du CQS est justifiée par le fait que :

- * les organismes benthiques ont en général une sensibilité similaire à celle des organismes de la colonne d'eau,
- * le niveau de protection fourni par le CQE convient aux organismes benthiques.

Avantages : il n'est pas nécessaire de mesurer directement la concentration des polluants dans l'eau interstitielle. Le CQS d'un composé **apolaire** est lié aux données toxicologiques utilisées pour définir le CQE.

Inconvénients : la méthode est tributaire des critères de qualités pour l'eau qui auront dû être préalablement définis.

Lee et Jones (1992) ont également émis les critiques suivantes :

* cette méthode peut conduire à une surestimation de la toxicité d'un sédiment lorsqu'elle est appliquée à des composés dont une fraction est fortement adsorbée au sédiment, comme c'est le cas pour de nombreux pesticides, de sorte que cette fraction ne peut participer à l'équilibre de partage avec l'eau interstitielle. Cette fraction sera en revanche prise en compte lors de l'analyse du sédiment si elle fait appel à une extraction organique des micropolluants et conduira à une surestimation de la fraction biodisponible toxique,

* l'équilibre de partage entre sédiment et eau interstitielle, à la base de cette approche, n'est pas toujours atteint en milieu naturel,

* la méthode ne tient pas compte de la fraction soluble du C.O. qui **peut modifier** l'équilibre de partage et la biodisponibilité des **contaminants** organiques apolaires,

- * la contamination des organismes liée à l'ingestion de particules n'est pas considérée.

2) Approche “Concentration de dépistage” ou SLC (Screening Level Concentration)

Cette méthode permet de déterminer la plus forte concentration d'un composé **toléré** par un pourcentage donné des espèces aquatiques, par exemple 95 %. Elle utilise des données de terrain établissant la présence d'organismes benthiques en fonction de différentes concentrations de contaminants.

Pratiquement, la concentration d'un composé X (normalisée par rapport au C.O. pour les organiques apolaires) est mesurée à tous les points de prélèvements (20 minimum) où l'espèce “A” est présente.

Les concentrations sont classées par ordre croissant puis le **90^{ème}** percentile de la distribution est calculé. La valeur obtenue est appelée SSLC (Species Screening Level Concentration) ou concentration de dépistage des espèces. Cette étape est répétée pour toutes les espèces répertoriées.

Les SSLC de chacune des espèces répertoriées (10 minimum) sont classées par ordre croissant. La concentration de dépistage ou SLC est un percentile de la distribution des SSLC (figure 1). Par exemple, une SLC de 5 % représente la plus grande concentration tolérée par 95% des espèces benthiques.

Aucun des documents que nous avons consultés (Environnement Canada 1992, Ministère de l'**Environnement** de l'Ontario 1987) ne précise comment la diversité ou la densité des espèces répertoriées est prise en compte pour le calcul des SSLC. Ce point demande donc à être éclairci.

Avantages : cette approche utilise directement des données de terrain ce qui élimine le problème de l'extrapolation. Elle intègre les interactions entre contaminants. La méthode peut s'appliquer à toutes les classes de composés chimiques.

Inconvénients : comme toutes les études de terrain, elle ne permet pas de faire la distinction entre les facteurs naturels qui peuvent modifier la structure des communautés et l'effet réellement lié à des contaminants. L'effet observé peut également être dû à un composé non identifié. Cette approche nécessite un grand nombre de données car la SLC dépend directement de l'étendue de la gamme de concentrations qui servira à calculer les SSLC. En effet, si la gamme de concentration comprend une majorité de valeurs élevées, la plupart des espèces sensibles seront absentes du site d'étude ; la SLC sera basée sur les espèces les plus résistantes et risque d'être trop forte pour assurer une protection correcte des espèces benthiques.

3) Approche de la **triade** de qualité des sédiments et méthode **AET** (Apparent Effect Threshold) du seuil d'apparition des effets

Le concept de **triade** de qualité des sédiments selon Chapman (1986) est basé sur l'association de données issues de l'analyse chimique, de l'analyse toxicologique et d'études **in situ**. Les données chimiques et toxicologiques, acquises à partir de bioessais, sont **obtenues** par des mesures réalisées au laboratoire sur les sédiments collectés dans l'environnement. Les études **in situ** concernent préférentiellement la structure des communautés benthiques.

Les **données** produites par les trois composantes de la **triade** vont **générer** des informations qualitatives (identification des zones polluées...) mais aussi quantitatives telles que les concentrations de polluants toujours **associées** à des effets sur les organismes. En fonction des réponses obtenues pour chacune des composantes de la **triade**, les conclusions relatives au site étudié seront différentes (tableau 2).

Tableau 2 : Informations apportées par les réponses de la **triade**.

Contamination	Toxicité	Altération de structure des communautés	Conclusions possibles (Chapman <i>et al.</i> , 1992)
+	+	+	Forte évidence de dégradation liée à la pollution
-	-	-	Il n'y a pas de dégradation du milieu
+	-	-	Contaminants non biodisponibles
-	+	-	Contaminants non identifiés Autres paramètres responsables de l'effet observé non identifiés
-	-	+	Altération non due à des produits toxiques
+	+		Stress induit par des composés toxiques
+		+	Contaminants identifiés non responsables Autres paramètres non identifiés

+/- indique si la réponse est oui ou non statistiquement significative par rapport aux conditions de référence (d'après Chapman *et al.*, 1992).

Une application de ce concept de la **triade** est l'approche du **seuil d'apparition des effets** ou Apparent **Effect Threshold (AET)**

Cette méthode permet de définir la concentration d'un composé chimique au delà de laquelle un effet statistiquement significatif (mortalité, reproduction, diminution des communautés benthiques etc.) sera toujours observé.

Des données chimiques et biologiques, de terrain ou de laboratoire, sont collectées pour un grand nombre d'échantillon de sédiment puis les sédiments sont séparés en deux groupes :

- un groupe constitué par les échantillons induisant un effet biologique significatif par **rapport** à un site de référence,
- un second groupe constitué par les sédiments n'ayant pas d'effet biologique significatif.

La concentration **AET** est déterminée à partir des **échantillons** du second groupe. C'est la plus forte concentration d'une substance n'induisant pas d'effet biologique **significatif** pour l'ensemble des **échantillons**.

Ceci sous entend qu'un effet peut être observé pour certain(s) échantillon(s) à des concentrations inférieures à l'**AET**.

Un effet biologique sera par contre toujours observé lorsque la concentration d'un composé dans le sédiment sera supérieure à l'**AET**.

Des niveaux **AET** sont développés indépendamment pour chacun des effets biologiques étudiés. Par exemple, si trois tests de **toxicité** utilisant des critères différents sont employés, trois **AET** seront déterminés ; il en sera de même pour les études sur la structure des communautés benthiques.

Dés lors, une décision d'expert sera nécessaire pour décider de l'**AET** (le plus faible, le plus fort, ou une valeur intermédiaire) qui sera retenu comme critère de qualité. Un exemple de calcul de **AET** est donné figure 2 pour le plomb et le 4-méthylphénol.

Avantages : **AET** est directement lié à des données biologiques ou toxicologiques et ne nécessite pas d'extrapolation. L'**AET** intègre les interactions entre polluants, dans le cas des données de terrain.

Inconvénients : comme pour la méthode SLC, la concentration **AET** est fonction de l'étendue de la gamme de concentration à partir de laquelle cette valeur est établie. Elle nécessite un grand nombre de données. Le problème de la validité de la méthode d'évaluation de la toxicité des sédiments en laboratoire reste posé.

L'absence totale d'effet en dessous de l'**AET** n'est pas garantie.

D) APPROCHES EMPLOYEES PAR DIFFERENTS PAYS POUR ETABLIR LEURS CRITERES DE QUALITE

D) STRATEGIE ADOPTEE AU QUEBEC

1) Cas de l'eau

La stratégie de calcul des concentrations seuils adoptées pour l'eau par le Ministère de l'Environnement du Québec, MENVIQ, découle de la méthode de Stephan *et al.* (1985). Les différences essentielles tiennent au choix des espèces et à leur nombre.

Des données de toxicité pour au moins six familles d'organismes (huit pour Stephan *et al.*) sont requises (tableau 4) ; il peut s'agir de données de CL(E)50 ou de NOEC chroniques.

Tableau 4 : Comparaison des familles d'organismes requises, au minimum, dans la procédure du MENVIQ et de Stephan *et al.* (1985).

MENVIQ	Stephan <i>et al.</i> , 1985
famille des Salmonidae (e.g. Saumon et Truite)	famille des Salmonidae
famille des Cyprinidae (e.g. Morues) ou Centrarchidae (e.g. Crapets)	autre poisson osseux (socialement important)
famille de poissons osseux autre que les précédentes	famille de poisson de l'embranchement Chordata
famille des Daphnidae	un crustacé planctonique
famille des macroinvertebrés benthiques	un crustacé benthique
autre famille d' invertébrés	un insecte
	embranchement autre que <i>Arthropoda</i> et <i>Chordata</i>
	autre ordre d'insecte ou embranchement non représenté

La méthode de Stephan *et al.* (1985) est appliquée à des données de toxicité chronique, NOEC, et aiguë, CL(E)50, à partir desquelles sont calculées les **critères de vie aquatique** comprenant :

- une valeur chronique finale, FCV (final chronic value),
- et une valeur aiguë finale, FAV (final acute value).

La stratégie adoptée par le MENVIQ ne se limite pas au calcul des critères de protection de la vie aquatique. La démarche intègre également le calcul des critères suivants :

§ Critère de toxicité humaine : concentration maximale, qui théoriquement, n'entraînera aucun effet toxique chez les humains et leur progéniture lors d'une exposition pendant toute la vie,

$$CFTH = QMT \times K / (Vh + (N \times FBC))$$

QMT = quantité maximale du toxique sans effet chez l'homme lorsqu'elle est ingérée quotidiennement (**mg/j**). La procédure d'estimation de la QMT est fonction du type de donnée disponible (chronique, aiguë)

Vh = volume d'eau consommé quotidiennement (**L/j**)

N = quantité moyenne de chair d'organisme aquatique consommée par jour (**kg/j**)

K = pourcentage de l'exposition due à l'ingestion d'eau et de chair d'organismes aquatiques

FBC = facteur de bioconcentration

- **Critère de risque de cancer** : concentration maximale d'une substance qui théoriquement, n'induirait pas plus de 1 cas de cancer supplémentaire pour **10⁶** individus dans une population exposée à la substance de manière chronique. Le CRC est calculé à partir de la **dose quotidienne** qui est estimée par modélisation, du **poids moyen** d'un adulte, de **Vh**, de N et de FBC.

- **Critère de faune terrestre** : il est calculé à partir de données toxicologiques, NOAEL (no observe adverse **effect level**) sur mammifères **et/ou** oiseaux. L'équation de calcul du **CFT** est fonction du type de données disponibles ; il fait intervenir un facteur d'incertitude **et/ou** le facteur de bioaccumulation

- **Critère organoleptique** : concentration à ne pas dépasser pour protéger les eaux de surface d'effets organoleptiques indésirables (goût, odeur de l'eau **et/ou** de la chair de poisson). Ce critère est calculé à partir d'un seuil organoleptique et d'un facteur de sécurité.

Le plus contraignant des critères précédemment décrits est retenu comme concentration à ne pas dépasser dans l'eau

2) Cas des sédiments

Les critères de qualité pour les sédiments sont calculés indépendamment de ceux de l'eau.

Les approches "Concentrations de référence" et SLC ont été retenues pour l'élaboration des niveaux de qualité applicables aux sédiments du fleuve Saint-Laurent.

Trois niveaux seuil ont été définis pour les sédiments :

- **Seuil sans effet (SSE)** : il correspond à **la teneur de base** sans effet aigu ou chronique. Les SSE ont été établis par l'approche "Concentration de référence".

Pour les substances inorganiques, la moyenne arithmétique des valeurs des concentrations les plus faibles a été prise comme critère de qualité.

Pour **les** substances organiques d'origine synthétique, la limite de détection analytique, par les méthodes actuelles, a été retenue.

- **Seuil d'effet mineur (SEM)** : teneur pour laquelle sont observés des effets **tolérés** par la majorité des organismes.

- **Seuil d'effet néfaste** (SEN) : teneur induisant des effets nuisibles pour la **majorité** des organismes.

Les SEM et **SEN** sont établis par l'approche. "Concentration de **dépistage** (SLC)". Le SEM correspond au **15^{ème}** percentile et le SEN au **90^{ème}** percentile de la méthode SLC. Il est précisé que les teneurs de fond ont été retenues pour le SEM lorsqu'elles étaient supérieures aux **15^{ème}** percentile. Les critères calculés pour les différents niveaux de qualité sont donnés dans le tableau 5

La figure 3 résume l'ensemble de la démarche utilisée au Québec.

II) STRATEGIE ADOPTEE AUX PAYS-BAS

1) Cas de l'eau

Les données sur la stratégie d'établissement des critères de qualité des eaux **utilisée** par les **Pays-Bas** ont été tirées du compte-rendu de mission du Conseil Scientifique du Comité de Bassin **Rhin-Meuse** (13, 14, 15 décembre 1993) auprès des instances responsables de la qualité de l'environnement de ce pays.

La démarche hollandaise est basée sur deux niveaux de qualité (figure 4) :

- **Niveau négligeable (NG)**
- **Concentration maximum tolérable (MTC)**

Le niveau négligeable est extrapolé à partir de la MTC par application d'un facteur 100. Il constitue l'objectif de qualité à terme. Le NG est pris égal au niveau naturel lorsque la valeur de NG calculée à l'aide du facteur d'incertitude lui est inférieure.

L'atteinte du niveau négligeable se fera en passant par un niveau intermédiaire qui pourra être inférieur ou supérieur à la MTC suivant l'état de contamination du milieu.

Le calcul de la MTC sera réalisé par la méthode des facteurs d'incertitudes si le nombre de données de toxicité (NOEC chronique) est inférieur à 4 ; cette MTC est dite "indicative", elle est révisable en fonction de l'acquisition de nouvelles données.

Pour plus de 4 valeurs de toxicité, la méthode de Aldenberg et Slob est utilisée. La MTC correspond alors à la HC5 prise avec un seuil de confiance de 50 %.

Lorsque la substance est bioaccumulable, la MTC est calculée par:

$$\text{MTC}_{\text{bioac}} = \text{NEC poisson} / \text{FBC}$$

NEC = concentration sans effet dans l'espèce qui est consommée

FBC = facteur de bioconcentration mesuré par des essais en laboratoire ou estimé par **les** QSAR à partir de **logP**

Afin de hiérarchiser les priorités d'intervention **un critère de contamination sérieuse** est également déterminé. Il correspond à la concentration néfaste pour 50 % des espèces au risque de 50 %, défini par la **méthode** de Aldenberg et Slob. Le rapport du **Comité** Scientifique ne **précise** pas de quelle façon est déterminée cette HC50 dans le cas des composés bioaccumulables (MTCbioac).

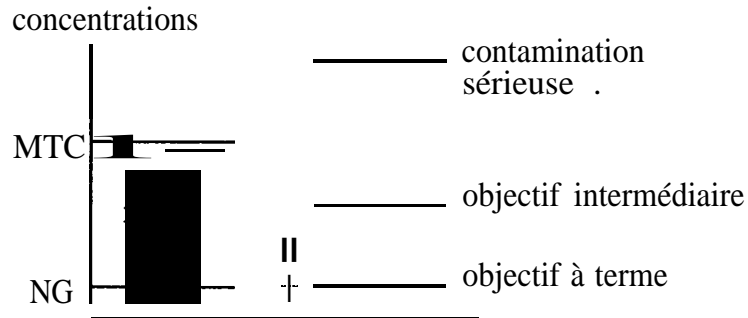


Figure 4 : Schéma général de la stratégie hollandaise

2) Cas des sédiments

Le critère de qualité des sédiments, MTCsed, est extrapolé à partir de la **MTCeau** par la méthode de l'équilibre de partition. Dès lors, toutes modifications de la **MTCeau**, liées à l'acquisition de nouvelles données toxicologiques pourra être facilement répercutée sur la **MTCsed**. Cette démarche est beaucoup plus souple dans sa conception que celle des québécois qui appliquent la méthode SLC, lourde à mettre en oeuvre.

La figure 5 résume la démarche hollandaise de calcul des critères de qualité de l'eau et des sédiments.

III) STRATEGIE ADOPTEE PAR L'EPA

L'ensemble des renseignements concernant les méthodes utilisées par l'EPA pour calculer les critères applicables à l'eau et aux sédiments a été obtenu par recoupement avec les documents dont nous disposons, car nous n'avons pas encore reçu les documents officiels relatifs à ces méthodes. Le schéma présenté figure 6 demande donc à être confirmé.

1) Cas de l'eau

Les **critères** de qualité de l'eau (valeur chronique finale, FCV) seraient calculés par la méthode de Stephan **et al.** (1985) ou par celle des facteurs d'incertitudes selon le nombre des **données** disponibles.

2) Cas des sédiments

Le **passage** de la FCV au critère de qualité pour les sédiments se ferait par la méthode de l'**équilibre** de partage.

IV) LE PLAN D'ACTION DU RHIN

Le Plan d'Action du Rhin (P.A.R., 1993) prévoit la réalisation des objectifs suivants pour l'an 2000:

- réapparition d'espèces autrefois présentes dans le Rhin,
- utilisation possible de l'eau du Rhin pour l'alimentation en eau potable,
- **dépollution** des sédiments des substances nuisibles.

Des objectifs de qualité ont été établis pour les eaux, les matières en suspension, les sédiments **et/ou** les organismes aquatiques et les biocénoses.

1) Biocénoses aquatiques

Le calcul des critères de qualité pour la vie aquatique est basé sur des données de toxicité chronique, NOEC, pour chacun des niveaux trophiques :

- producteurs primaires (algues vertes),
- consommateurs primaires (daphnies),
- consommateurs secondaires (poissons),
- réducteurs (bactéries).

La NOEC la plus faible est retenue comme critère de qualité. En fonction des résultats disponibles ou d'autres critères tels que la biodégradabilité, les effets de synergie avec d'autres substances, etc., un facteur de sécurité de 10, **100** ou 1000 peut être appliqué à la NOEC.

Lorsque la substance est bioaccumulable, les valeurs limites ou les valeurs maximales tolérables pour le poisson prévues par la législation sur les denrées alimentaires, sont prises en compte. La conversion de ces valeurs de référence pour le poisson, en valeur pour l'eau se fera à l'aide du facteur de bioconcentration.

2) Matières en suspension et sédiments

Les objectifs de qualité sont calculés pour les matières en suspension, lesquelles sont à l'origine de la contamination des sédiments. Les critères visent à protéger :

- les sédiments utilisés pour l'épandage,
- les sédiments déversés en mer,
- les organismes vivant sur et dans le sédiment.

Le document P.A.R. (1993) n'indique pas la méthodologie utilisée pour le calcul **des** critères applicables aux matières en suspension. Il est simplement précisé qu'en l'absence de données adéquates concernant les deux derniers domaines de protection, les valeurs de référence appliquées aux boues de station d'épuration pour l'épandage agricole seront retenues.

3) **Espèces** indicatrices de la **qualité** du milieu

La recolonisation du Rhin par les espèces piscicoles suivantes sera l'objectif et le témoin de la restauration de la **biocénose** et de la qualité des eaux du fleuve :

le saumon
 la truite de mer
 l'esturgeon
 la lamproie de mer
 l'alose

4) Source d'eau potable

La restauration de la qualité de l'eau du Rhin pour l'alimentation en eau potable est basée sur les directives CEE relatives à la "Qualité des eaux superficielles destinées au traitement de l'eau" et aux "Eaux destinées à la consommation humaine".

V) STRATEGIE APPLIQUEE PAR L'ETAT DE WASHINGTON AUX SEDIMENTS DU PUGET SOUND (USA)

Tous les critères de qualité ont été établis par l'approche **AET** sauf celui du phénanthrène pour lequel l'approche **EqP** a été utilisée (Ginn et Pastorok, 1992).

Les critères **AET** pour le Puget Sound ont été établis à partir des indicateurs biologiques suivants :

- mortalité sur l'amphipode ***Rhepoxinius abronius*** adulte,
- tératogénèse larvaire de l'huître ***Crassostrea gigas***,
- **Microtox®**,
- étude ***in situ*** de la densité des principales espèces de l'endofaune benthique.

Il faut souligner que le test sur larve d'huîtres et le test **Microtox®** ne sont pas des bioessais d'exposition directe au sédiment.

Deux types de critères ont été calculés pour la gestion des sédiments contaminés (tableau 6) :

- un critère de base correspondant au plus faible **AET** calculé pour le composé considéré,
- un critère d'assainissement correspondant au second **AET** le plus faible.

VI) ETABLISSEMENT DES OBJECTIFS DE QUALITE DES EAUX DES SUBSTANCES DANGEREUSES POUR L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE FIGURANT EN LISTE 1 DE LA DIRECTIVE 76/464/EEC

Les objectifs de qualité des eaux (W.Q.O.) sont établis pour les substances classées dangereuses pour l'environnement aquatique compte tenu de leur **toxicité** et de leur caractère **persistant** et **bioaccumulable**. Les propriétés suivantes définies par le Comité Scientifique sur la Toxicité et l'**Ecotoxicité** des substances chimiques (C.S.T.E., 1993) impliquent l'inclusion en liste 1 :

- **LC₅₀** (ou **EC₅₀**) inférieure ou égale à **10 mg/l**, lors d'essais de toxicité aiguë avec des organismes aquatiques,
- **ou pour les substances dont la LC₅₀ (ou EC₅₀) serait supérieure à 10 mg/l :**
 - . potentialités de **dégradation limitées**,
capacités à se bioaccumuler exprimées par $\log Pow > 3.0$ ou Facteur de **bioconcentration** > 100 ,
 - . potentialités **mutagènes ou cancérogènes**.

Ces objectifs de qualité des eaux doivent être inférieurs aux valeurs de NOEC définis pour les écosystèmes. Ces valeurs ne peuvent théoriquement être déterminées qu'à partir d'expérimentations à long terme incluant plusieurs espèces. Ces expérimentations étant le plus souvent manquantes, il a été admis d'utiliser les données de toxicité disponibles et de leur appliquer un facteur de sécurité (encore appelé facteur d'extrapolation ou d'application).

Le facteur de sécurité sera de 1000, **100** ou 10 selon le type et le nombre de données disponibles. Il est appliqué à la valeur la plus faible des **LC(E)₅₀** pour la toxicité aiguë, ou des NOEC chroniques. Le facteur sera de :

- **1000** s'il est appliqué à une **LC(E)₅₀ aiguë** et si le nombre de données est limité ou la variété des espèces étudiées restreinte,
- **100** si le nombre de **LC(E)₅₀ aiguës** disponibles couvre une gamme phylogénétiquement **large** d'espèces testées,
- **10** s'il est appliqué à une donnée de NOEC **chronique** et que le nombre d'espèces étudiées est suffisant et représentatif du risque encouru.

Lorsque l'on dispose des deux types de données, aiguës et chroniques, c'est la valeur la plus sécurisante (W.Q.O. la plus basse) qui est adoptée pour l'extrapolation.

Le tableau 6 résume les valeurs des objectifs de qualité fixées pour les substances réglementées au **21/08/93**. Les facteurs d'application utilisés ont été mentionnés simultanément.

Ce ~~tableau~~ montre que ce sont essentiellement les substances pesticides qui ont fait l'objet d'études de toxicité chronique.

Il souligne aussi que les **niveaux** ont été fixés à des valeurs globales de :

10, 1, 0.1, 0.01 ou **0.001 µg/l** ; viser plus de précision serait en effet **totalément** illusoire.

E) DISCUSSION

Le problème posé est celui de la détermination de deux seuils devant délimiter trois situations. La première est celle où le milieu naturel est considéré comme **sain**. La seconde est associée à une pollution **susceptible de perturber l'écosystème à terme**. Cette situation justifie d'une surveillance accrue qui pourra conduire à une intervention si des **effets délétères** sont observés. Cet état correspond à la troisième situation.

Il s'agit donc de définir les critères permettant de discriminer entre une situation "saine", "**tolérable mais inquiétante**" et "**inacceptable**".

- Un écosystème sain est souvent difficile à définir. Il peut se caractériser par sa capacité de récupération à la suite d'une agression, et donc, par sa stabilité dans le temps. Une perturbation passagère est acceptable tant qu'elle est réversible. Par contre, la situation devient critique lorsque la dérive persiste et s'accroît pour aboutir, à moyen ou long terme, à un déséquilibre entre les différents niveaux trophiques. Une perturbation grave de l'écosystème est inéluctable dans ce cas. Si la disparition d'un niveau trophique a des conséquences irrémédiables pour l'écosystème, celle d'une espèce est moins cruciale dans la mesure où des mécanismes de compensation peuvent mettre en place, d'autres espèces prenant le relais de l'espèce fragilisée pour maintenir la structure et le fonctionnement du système. Actuellement, nos connaissances sont encore limitées sur le fonctionnement des écosystèmes naturels et ne nous permettent pas de dire si la substitution d'une espèce par une autre, appartenant au même niveau trophique, est préjudiciable ou non. Dans le cadre d'une stratégie de prévention, il est prudent pour le moment d'adopter une attitude conservatrice et de préserver l'ensemble des espèces sans considération de leur importance respective au sein de l'écosystème. L'absence d'effets sur les populations à court et long terme est donc considérée comme seule compatible avec la qualité de l'écosystème. A partir du moment où des effets sont probables voire attendus, l'environnement peut être considéré comme perturbé, ce qui justifie d'une surveillance intensifiée ou d'une intervention.

Le seuil de surveillance accrue pourrait correspondre à un niveau au delà duquel les effets délétères sont probables à long terme. Ces effets de toxicité à long terme peuvent résulter de phénomènes de bioaccumulation ou d'un ensemble de lésions non réparées et non compensées au plan fonctionnel. Des altérations du génome ou/et un dérèglement des mécanismes de contrôle du cycle cellulaire et de la prolifération cellulaire pourront aussi, à long terme, se traduire par des effets **cancérogènes**. Les effets de toxicité chronique seront donc d'autant plus probables que les polluants sont potentiellement :

. bioaccumulables,

. mutagènes et **cancérogènes**,

. et qu'ils persisteront plus longtemps dans les écosystèmes. Le caractère dégradé constitue, par conséquent, un facteur important de toxicité environnementale.

Il apparaît indispensable d'intégrer ces facteurs dans la notion d'écotoxicité et de celle de risque environnemental.

Le seuil de **surveillance accrue** peut être assimilé aux (1) objectifs de qualité des eaux pour les substances dangereuses pour l'environnement aquatique, (2) concentrations maximum tolérées (MTC chronique) de la méthode hollandaise, (3) ou à la valeur chronique finale (FVC) de l'approche québécoise. Il pourrait correspondre aux concentrations maximales sans effets toxiques à long terme pour l'environnement, c'est à dire aux valeurs de NOEC chronique ou aux concentrations protégeant 95 % des espèces au sein de l'écosystème concerné.

Le seuil d'intervention serait le stade au delà duquel des effets sont (susceptibles d'être) observés à **court terme** et peuvent affecter un pourcentage significatif, même s'il est faible, d'individus de la population **exposée** et ce, quelle que soit l'espèce **considérée**. Ce seuil de significativité peut correspondre à un taux de **réponse** de 20 % de la population exposée, voire à une **NOEC aiguë**. L'évaluation d'une CL(E)20 **court terme** nous semble préférable à celle d'une valeur de NOEC souvent difficile à évaluer avec précision.

♦ Comment évaluer les valeurs de NOEC ou de CL(E)20 à court ou à long terme permettant de fixer les seuils précédents ?

Seules les **études de "terrain"**, conduites au sein même des écosystèmes naturels pendant des temps suffisamment longs permettent d'évaluer les conséquences, néfastes ou non, des pollutions. L'intérêt de ces études **épidémiologiques** est d'intégrer l'ensemble des processus qui conditionne la biodisponibilité et par conséquent la toxicité envers les populations exposées et de rendre compte des interactions qui s'établissent entre polluants d'une part, et entre polluants et constituants du milieu récepteur d'autre part.

Malheureusement, les inventaires de pollution en relation avec les perturbations des biocénoses sont très rares. De sorte qu'il est difficile actuellement de prédire si des perturbations peuvent être attendues d'un état de pollution donné, hormis les cas où les niveaux de contamination sont si élevés que les effets à terme sont inéluctables. Il serait très utile de connaître (i) les relations entre niveaux de pollution et effets au sein des milieux environnementaux, (ii) les profils de pollution dénués d'effets à long terme ou au contraire, ceux responsables d'effets délétères, ainsi que (iii) les facteurs de risque d'ordre écologique, abiotique et biotique.

Les autres approches développées pour évaluer le risque environnemental et pallier au manque des données de terrain font appel aux **données de toxicité expérimentales portant sur chacun des polluants** identifiés dans le milieu concerné.

L'évaluation d'une concentration théorique protégeant 95 % des espèces à long terme, **selon les méthodes d'Aldenbergh et Slob (1993) et de Stephan et al. (1985)**, paraît satisfaisante. Cette évaluation est réalisée à partir des **NOEC chroniques** obtenues, selon l'une ou l'autre de ces deux méthodes, sur au moins 4 ou 8 espèces, appartenant à des familles et genres différents.

Il existe cependant peu de polluants pour lesquels le nombre de données de toxicité chronique disponible est suffisant pour pouvoir faire cette évaluation. Par exemple, dans la liste 1 des substances dangereuses pour l'environnement aquatique, seuls quelques composés comme le cadmium, le DDT et l'HCH ont été évalués selon cette procédure (tableau 6).

Dans le cas où le nombre de **données** de toxicité chronique est inférieur à 4, il devient indispensable de recourir à l'utilisation de facteurs d'incertitude pour passer d'un **résultat expérimental** à une NOEC environnementale. Ces facteurs seront appliqués aux données de toxicité aiguë, ou aux quelques valeurs de NOEC chronique existantes. La valeur du facteur appliqué dépendra du nombre et de la qualité des données ; celles-ci doivent se rapporter à des espèces représentant des niveaux trophiques différents. Des valeurs comprises entre 1000 et 100, selon la gamme de données -disponibles, seront choisies pour extrapoler des valeurs de toxicité aiguë (**CL(E)50**) ; pour des valeurs de NOEC chronique, le facteur peut être plus faible, il est de 10 en général.

Les limites d'une approche basée sur l'extrapolation de données expérimentales sont évidentes. Elles concernent les points suivants :

(1) difficulté d'extrapoler des données de toxicité chronique à partir de données de toxicité aiguë

Rien ne garantit qu'une relation dose-effet-temps établie à partir d'essais de toxicité aiguë avec des concentrations élevées de polluant puisse être extrapolée à des situations caractérisées par une exposition à long terme à des niveaux de concentration très faibles de polluants : en effet, les mécanismes de toxicité dans les deux cas peuvent être différents.

Par exemple, des hydrocarbures de type solvants sont toxiques pour le système nerveux à court terme et à concentrations fortes. A doses faibles et à long terme, les effets concernent au contraire les organes de détoxification (foie ou hépatopancréas), les organes excréteurs (rein) ou le génome (caractère **mutagène** des solvants chlorés et **cancérogène** des hydrocarbures de type benzène).

(2) limites de l'extrapolation de données de toxicité chronique expérimentales à une NOEC environnementale

Les essais de toxicité dits "prolongés" présentent-ils une durée suffisante pour que des potentialités toxiques à long terme puissent s'exprimer à coup sûr ? Les critères croissance, reproduction, létalité sont-ils toujours adéquats pour dépister de telles potentialités ?

Nous sommes loin de pouvoir garantir que ces essais prolongés sont infaillibles : surtout s'ils ne couvrent qu'une période relativement limitée de la vie de l'espèce testée. Par exemple, un essai de 15 jours sur poissons testés à l'état adulte est relativement court à l'échelle de vie de cet organisme ; tandis qu'un essai de 21 jours sur daphnies qui porte sur près d'un tiers de la durée de vie totale du microcrustacé, en incluant les premiers stades larvaires, peut être plus performant pour détecter des effets chroniques, sur la reproduction en particulier. Ceci étant, des effets cancérogènes ne pourront s'exprimer dans un laps de temps de quelques semaines, ce qui explique la nécessité de détecter des propriétés cancérogènes par la recherche d'indices précoces de génotoxicité, comme les mutations à l'**ADN**.

On **pourrait** discuter de la même façon de la toxicité à long terme liée à un caractère **bioaccumulable**. Un autre exemple est celui des polychlorobiphényles (PCB) : ce ne sont certes pas les critères classiques cités précédemment qui permettraient de détecter les **perturbations** biochimiques et immunologiques induites par les PCB et liées en partie à leurs **capacités** d'accumulation. C'est la raison pour laquelle, l'examen des propriétés **physicochimiques** comme la lipophilie, est indispensable pour compléter le diagnostic toxicologique.

(3) limites des expérimentations en laboratoire à refléter les situations de terrain

Les essais de toxicité en laboratoire sont réalisés avec une seule substance toxique, testée sur une seule espèce à la fois et avec un milieu "test" de composition définie.

* Les constituants du milieu peuvent interagir avec les polluants, modifier leur biodisponibilité et par conséquent leur profil de toxicité. La température, le pH, le taux d'oxygénation, la dureté, la salinité, les phénomènes de complexation, . . . sont autant de facteurs susceptibles d'interférer sur la toxicité.

On peut donc s'attendre à ce qu'un même polluant présente des effets de toxicité d'intensité différente selon la composition des milieux récepteurs. Ceci explique que **des différences dans le-s valeurs de toxicité de plus d'un ordre de magnitude peuvent être trouvées dans la littérature pour une même substance testée**, sur des **espèces proches** sinon identiques.

L'exemple des valeurs de CL50 et NOEC aiguës de l'ortho **crésol** relevées dans deux fichiers de données est assez démonstratif de ces variations (tableau 7) : certaines valeurs sans effet (NOEC) apparaissent supérieures aux concentrations létales 50.

* La simplicité des conditions expérimentales contraste avec la complexité de l'environnement caractérisé par :

- la multiplicité des polluants présents dans les milieux naturels,
- la diversité des espèces qui peuplent les écosystèmes, établissant entre elles des relations trophiques,
- la diversité des milieux récepteurs.

Ces éléments soulignent la nécessité de relativiser les résultats expérimentaux en vue de leur extrapolation au milieu naturel. Toute donnée de toxicité doit être assortie d'un écart type ou d'une marge suffisante en terme de probabilité et de fiabilité qui rende compte de la variabilité possible inter-espèces et inter-genres. La valeur de la NOEC environnementale extrapolée devra être exprimée en termes identiques, par exemple par une gamme de valeur.

Il faut souligner que la variabilité des valeurs de NOEC est certainement plus marquée que celle des valeurs de CL(E) 50 : les concentrations maximales sans effet sont ~~effectivement~~ difficiles à évaluer avec précision.

(4) abstraction des interactions lors d'une approche substance par substance

Les approches évoquées précédemment considèrent les polluants chacun séparément ; elles font donc abstraction de toutes les interactions qui ont lieu inmanquablement dans les milieux naturels. Ces polluants peuvent avoir des effets additifs, des effets antagonistes dans le meilleur des cas, mais aussi synergiques dans les situations moins favorables.

Une exposition à de multiples polluants peut sensibiliser les organismes, affaiblir leurs capacités de **résistance** et de récupération.

La réponse d'un individu à un polluant sera très différente si ce dérivé est le seul polluant du milieu ou s'il est mélangé à une multiplicité d'autres substances potentiellement toxiques. Il semble évident que les effets de toxicité seront bien plus marqués dans le deuxième cas.

Les essais n'évaluent le risque que de la substance testée isolément ; le **risque environnemental** par contre, se caractérise par **l'exposition simultanée à une multiplicité de polluants**.

L'évaluation de la toxicité du milieu hydrique incriminé dans sa **globalité**, permettrait de remédier en partie à ce problème ; cette stratégie n'éliminerait pas toutefois les limites évoquées aux **alinéa** 2 et 3 précédents.

F) CONCLUSION

L'évaluation des seuils de surveillance accrue et d'intervention implique de prendre des décisions en ne disposant que d'un ensemble assez mince d'informations toxicologiques. Connaissant les limites des modèles expérimentaux à refléter l'environnement naturel, il est nécessaire d'éviter toute précision illusoire dans l'extrapolation des données expérimentales à une valeur de NOEC environnementale et de **considérer l'ordre de grandeur ou une marge de concentrations plutôt qu'une valeur précise.**

Les seuils de **surveillance accrue** correspondraient à des niveaux maximum de concentrations **sans effets toxiques à long terme.** Les seuils **d'intervention** seraient des niveaux au delà desquels des effets délétères sont susceptibles à court terme, d'être **observés, se** traduisant par des effets de mortalité, ou plus insidieusement par une diminution perceptible de la qualité et de l'effectif des **biocénoses** concernées.

L'approche la plus appropriée consisterait à évaluer la qualité des milieux hydriques incriminés **dans leur globalité et par des essais de toxicité** ; parallèlement aux essais à court terme doivent impérativement être réalisés des essais de toxicité à **long terme** qui rendent compte des effets sur différentes espèces appartenant à **chacun des niveaux trophiques** de l'écosystème considéré. Les essais sur organismes photosynthétiques doivent être inclus dans cette stratégie d'essais au même titre que les essais prolongés sur microcrustacés, sur poissons et sur microorganismes. La durée des essais et les organismes tests seront choisis de telle sorte qu'ils puissent révéler des effets de toxicité à long terme, voire des effets biochimiques et des effets de génotoxicité.

Cette approche n'est pas sans faille, puisqu'il ne peut être exclu que des manifestations toxiques à très long terme échappent à une détection conduite en laboratoire sur des périodes de quelques semaines. L'expérimentation a ses limites.

C'est pourquoi il nous semble utile de **coupler cette stratégie à une approche traditionnelle basée sur l'analyse et l'examen des polluants** présents dans le milieu incriminé. Cette démarche est également loin d'être exempte de critiques : par exemple, l'identité et le niveau de concentration de ces polluants seront les paramètres pris en compte, à défaut de pouvoir considérer leur spéciation et leur biodisponibilité, pourtant essentiels d'un point de vue toxicologique. Il faut souligner que le **screening** analytique n'est pas toujours exhaustif ; des polluants **dont la** présence peut avoir des répercussions importantes au plan toxicologique peuvent échapper à la détection ; ceci peut fausser l'évaluation des risques.

Cette approche traditionnelle consistera à extrapoler une valeur de NOEC environnementale, soit une concentration sans effet pour l'environnement, à partir de données expérimentales de toxicité aiguë **et/ou** chronique. Les méthodes développées précédemment, basées sur la distribution des NOEC chroniques ou sur l'application de facteurs de sécurité pourront être utilisées. Leur choix sera fonction du nombre et de la qualité des données expérimentales lesquelles pourront être tirées de la littérature.

L'évaluation du risque environnemental doit intégrer les notions de bioaccumulation, de **biodégradabilité** et de **cancérogénèse** au même titre que les valeurs de toxicité aiguë et à long terme! **L'étude des propriétés physicochimiques** peut être utile dans ce contexte.

Il nous semble que cette démarche soit la seule applicable actuellement, compte tenu **du** manque de données **de terrain**, concernant en particulier les relations entre les profils de pollution et le degré de **perturbation des biocénoses** exposées.

Il serait **souhaitable de promouvoir des études écologiques ou écoépidémiologiques** qui puissent nous permettre **de déterminer quels profils de pollution sont sans effet sur les populations ;** ou au contraire, **lesquels seraient associés à des perturbations ?** Dans ces cas, l'identification des **facteurs de risque serait souhaitable.**

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adams W.J., Kimerle R.A. & Barnett J.W., 1992,
Sediment quality and aquatic life assessment.
Environmental Science and Technology, 26 (10), 1864-1876.
- Aldenberg** T. & Slob W., 1993,
Confidence **limits** for **hazardous concentrations** based on **logistically distributed**
NOEC **toxicity** data.
Ecotoxicology and Environmental Safety, 25, 48-63.
- Babut M., **Block** J.C. & Cases J.M., 1993,
Mission d'une délégation du Conseil Scientifique du Comité de **Bassin Rhin-**
Meuse aux Pays-Bas. **13-15** Décembre.
- Chapman P.M., 1986,
Sediment quality **criteria** from the sediment quality **triad** : an example.
Environmental Toxicology and Chemistry, 5, 957-964.
- Chapman P.M., Power E.A. & Burton A.G., 1992,
Integrative assessments in aquatic ecosystems.
In : Sediment toxicity assessment. **A.G.** Burton (ed), Lewis Publisher, 313-340.
- De Bruijn J., 1993,
Strategy in ecotoxicity **testing** : when **requiring** complementary bioassays ?
Directorate-General for Environmental Protection **Risk Assessment** and
Environmental Quality Division.
- Di Toro D.M., Zarba C.S., **Hansen** D.L., Berry W.J., Swartz R.C., **Cowan** C.E.,
Pavlou S.P., Allen H.E., Thomas N.A. & Paquin P.R., 1991,
Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonaionic organic
chemicals using equilibrium partitioning.
Environmental Toxicology and Chemistry, 10, 1541-1583.
- ECETOX. **European** Centre for Ecotoxicology and Toxicology of **Chemicals**, 1993,
Environmental hazard assessment of substances. Technical Report n° 51.
- Emans H.J.B., Plassche E.J.V.D., Canton J.H., Okkerman P.C. & Sparenburg
P.M., 1993,
Validation of **some** extrapolation methods used for **effect** assessment.
Environmental Toxicology and Chemistry, 12, 2 139-2 154.
- Environnement Canada. Centre Saint Laurent et Ministère de l'**Environnement**
du Québec, 1992,
Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du **Saint-**
Laurent, 34 pages.

CSTE, The **Scientific** Advisory Committee on **Toxicity** and Ecotoxicity of Chemicals, Ecotoxicity Section, 1993,
The setting of Water **Quality** Objectives for Chemicals **Dangerous to** the Aquatic Environment - List 1 chemicals - in Accordance **with European** Council Directive **76/464/EEC**. Final Draft - 3rd **revision** - 21/08/93.

Ginn T.C. & Pastorok R.A., 1992,
Assessment and Management of contaminated sediments in Puget Sound.
In : Sediment toxicity assessment, A.G. Burton (ed) Lewis Publi&er, 371-401.

Hoekstra J.A. & Van Eijuk P.H., 1993,
Alternatives for the no-observed-effect level.
*Environmental **Toxicology** and Chemistry*, 12, 187- 194.

Kooijman S.A.L.M., 1987,
A safety **factor** for **LC50** values allowing for **differences** in sensitivity among species.
Water Research, 21, 269-276.

Lee D.F. & Jones R.A., 1992,
Sediment quality **criteria** development : **technical difficulties** with **current approaches** and suggest alternatives.
Report of G. Fred Lee & Associates, **El Macero**, CA, January.

Ministère de l'**Environnement** du Québec, 1990,
Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques, 147 pages.

Okkerman P.C., Plassche E.J.V.C., Emans H.J.B. & Canton J.H., 1993,
Validation of some extrapolation methods with toxicity data derived from multiple species experiments.
Ecotoxicology** and **Environmental Safety, 25, 341-359.

Ontario, Ministry of Environment, 1987,
Development of sediment quality objectives : Phase 1 - Options. Final report 2369.1, prepared by Beak Consultants LTD, 315 pages.

OECD, Organisation for **Economic** Co-operation and Development, 1992,
Report of the OECD Workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data **to** the real environment. Environment monograph n° 59. Paris, 43 pages.

P.A.R., 1993,
Objectifs de référence : détermination et tableau synoptique. Plan de réalisation du point A.2 du programme d'Action Rhin (Rotterdam, **1.12.7.93**).

Roman G., 1993,
Analyse critique des méthodes dévaluation des concentrations sans effet dans l'environnement.
DEA de Toxicologie de l'**Environnement**, Université de Metz, Rhône-Poulenc Industrialisation **Décines** F.

Sloof W., Canton J.H. & Hermens J.L.M., 1983,
Comparison of the **susceptibility** of 22 **freshwater** species to 15 **chemicals**
compounds I. Subacute **toxicity** tests.
Aquatic Toxicology, 4, 113-128.

Stephan C.E., Mount D.I., **Hansen** D.J., **Gentile** J.H., Chapman **G.A.** & Brung
W.A., 1985.
Guidelines for deriving **numerical** national water **quality** criteria for the
protection of aquatic organisms and their uses.
USEPA. PB **85-227049**, **98** pages.

Van Straalen N.M. & Dennemann **C.A.J.**, ~~1989~~,
Ecotoxicological evaluation of **soil quality** criteria.
Ecotoxicology and Environmental Safety, 18, 241-251.

Wagner C. & **Lokke** H., 1991,
Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data.
Water Research, 25 (**10**), 1237-1242.

ANNEXE

AUTRES METHODES DE CALCUL POUR LES CRITERES DE QUALITE DES SEDIMENTS

1) Toxicité de l'eau interstitielle

Deux types d'approche peuvent être envisagés :

a) Par mesure directe

Des tests de toxicité sont réalisés directement sur l'eau interstitielle du sédiment. Ces essais peuvent être suivis par une identification des causes de la toxicité réalisée après extraction des principaux groupes chimiques (extraction organiques). C'est la méthode "d'évaluation et d'identification de la toxicité" dont l'abréviation anglo-saxonne est TIE (**toxicity** identification and evaluation).

Avantages : la toxicité est mesurée directement. Des relations causes-effets peuvent être établies à condition que la procédure TIE soit utilisée.

Inconvénients : les limites de cette approche sont directement liées au volume d'eau interstitielle dont l'expérimentateur pourra disposer. Ainsi, le choix des essais de toxicité s'orientera vers des méthodes statiques plutôt qu'en flux continu. Elle ne donne qu'une mesure globale de la toxicité qui ne peut servir à elle seule à déterminer un critère de qualité.

b) Par comparaison avec les critères de qualité de l'eau (COE)

La concentration du ou des composés chimiques, mesurée directement dans l'eau interstitielle, est comparée avec le CQE établi pour ces produits. Si la concentration mesurée dans l'eau interstitielle est supérieure à celle du CQE, le sédiment est considéré toxique pour la vie aquatique.

Avantages : cette méthode est liée aux données toxicologiques utilisées pour établir les CQE.

Inconvénients : elle ne peut être appliquée aux produits pour lesquels il n'existe pas de CQE. Elle ne prend pas en compte des données toxicologiques propre à l'eau interstitielle.

2) Bioessais sur sédiment

La toxicité du sédiment prélevé sur le terrain est déterminée au laboratoire. Les effets sur la croissance, la survie et la reproduction de diverses espèces benthiques peuvent être étudiés.

Avantages : la réponse des organismes à la toxicité du sédiment intègre les effets d'interaction entre polluants.

Inconvénients : mesure une toxicité globale sans pouvoir déterminer de relations causes-effets. Les manipulations subies par l'échantillon de sédiment pour la réalisation des essais risquent de modifier ses caractéristiques physico-chimiques (pH, potentiel redox, oxygénation du milieu, ...) et d'induire des modifications de la toxicité réelle du sédiment étudié.

En ce que cette méthode soit utile pour déterminer les zones à risques, elle ne permet pas d'établir des critères de qualité mais doit être intégrée à d'autres méthodes de terrain telles que celles du seuil d'apparition des effets (Apparent **Effects** Threshold, **AET**).

3) Bioessais sur sédiment artificiel dopé (spike bioassay)

Cette **méthode** consiste à tester la toxicité d'un composé, mélangé à différentes concentrations, à un sédiment artificiel. Les critères tels que CE50 ou CL50 ou encore NOEC et LOEC seront déterminés en fonction du type d'essai réalisé.

Avantages : des relations causes-effets peuvent être établies. Les composés chimiques peuvent être étudiés individuellement ou en mélange, sur différents types de sédiments artificiels.

Inconvénients : les principales difficultés de ce type de bioessai est l'élaboration du sédiment artificiel (proportion de matière organique, des fractions fines et grossières etc) et des conditions opératoires telles que le temps nécessaire pour qu'un équilibre soit atteint entre le sédiment et le composé chimique étudié, le temps de "vieillessement" du mélange, etc.

Cette méthode est prometteuse mais les données actuelles sont encore insuffisantes pour pouvoir générer des critères de qualité.

4) Approche basée sur la présence de résidus dans les organismes

Cette approche consiste à déterminer la concentration d'un polluant contenu dans le sédiment qui conduira à une concentration acceptable dans les tissus des organismes aquatiques et de leurs consommateurs. Cette approche concerne donc les **contaminants** bioaccumulables.

Cette méthode nécessite deux étapes (Adams *et al.*, 1992) :

a) Relier la présence de résidus dans les tissus des organismes à la concentration du polluant dans le sédiment.

Ceci est effectué en mesurant les concentrations dans le sédiment (normalisées par rapport au C.O. pour les composés organiques apolaires) et dans les organismes prélevés sur le site contaminé (concentrations normalisées par rapport à la teneur en lipides). Le facteur de bioconcentration **biota-sédiment (FBC_{BS})** est déterminé.

b) Relier un effet toxique à la présence de résidus dans les organismes par des essais de laboratoire où sont mesurées les concentrations d'exposition et dans l'organisme. Il n'est pas précisé dans l'article de Adams *et al.* (1992) si les essais en laboratoire sont réalisés avec ou sans sédiment.

La concentration maximale admissible dans les tissus (**CMAT_i**) est alors calculée à partir de la concentration sans effet observée, obtenue pour un organisme sensible (NOEC) ou mieux, à partir du critère de qualité de l'eau (CQE) du composé étudié, s'il existe.

Le critère de qualité pour le sédiment est donné par :

$$CQS_s = CMAT_i / FBC_{BS}$$

Avantages : cette méthode est basée sur des mesures réalisées directement sur le sédiment et les organismes. Elle n'est pas limitée à une seule classe de composés. Les effets d'interactions entre le composé étudié et d'autres polluants sont intégrés par le **FBC_{BS}**.

Inconvénient : cette méthode est en développement et encore peu utilisée. Elle ne prend pas en compte la biotransformation des composés métabolisables.