

***Elaboration d'une méthodologie pour  
établir des NQE dans des matrices  
pertinentes et alternatives à l'eau pour  
les substances listées dans la DCE et  
DCSMM.***

***Faisabilité d'une correspondance entre mesures de  
contaminants dans le biote et celles dans l'eau***

***Rapport d'étape***

**Alain Abarnou, Ifremer**

**Février 2012**

---

## Contexte de programmation et de réalisation

---

Les politiques mises en œuvre pour préserver la qualité des eaux (DCE) et celle du milieu marin (DCSM) visent à réduire les niveaux de contamination chimique. Cet objectif se traduit 1) par l'adoption d'une liste de diverses substances (Annexe à suivre en priorité selon une stratégie de prélèvement appropriée (matrices et fréquence notamment) 2) par l'évaluation des résultats de ces mesures selon des critères (concentrations de références, normes de qualité environnementale) qui permettent d'évaluer l'évolution de la qualité des eaux et ainsi les effets de ces mesures préventives. Ifremer a acquis une longue expérience de la surveillance de la qualité des eaux côtières (ROCCh-RNO), suivi réalisé pour un nombre limité de substances (PCB, pesticides organochlorés, hydrocarbures poly aromatiques et éléments métalliques) en ayant recours aux mollusques bivalves comme espèces indicatrices. Fort de cette expérience, l'institut a préconisé la mesure des contaminants dans les organismes. L'extension vers le large de la surveillance dans le contexte des nouvelles directives et la priorisation de substances non suivies jusqu'ici, conduisent à s'interroger d'une part sur la matrice la plus pertinente à suivre pour ces programmes de suivi (DCE, DCSMM) et d'autre part à rechercher les équivalences entre mesures réalisées dans l'une ou l'autre des matrices (eau, biote ou sédiment) notamment dans la perspective de l'évaluation des concentrations mesurées selon des critères fixés pour les mesures de contaminants effectuées sur l'eau.

Dans une première étape il est apparu essentiel de rappeler la difficulté de comparer ces différentes mesures et de déduire par des approches simples les concentrations de substances chimiques dans l'eau à partir de mesures réalisées dans les organismes.

### Les auteurs

---

**Alain Abarnou**  
**Chercheur**  
[Alain.Abarnou@ifremer.fr](mailto:Alain.Abarnou@ifremer.fr)

*Cellule d'analyse des Risques Chimiques  
Unité Biogéochimie et Ecotoxicologie  
Département Ressources Biologiques et Environnement*

*Ifremer, Centre Atlantique,  
Rue de l'Île d'Yeu  
BP21105, 44311 Nantes Cedex 03*

### Les correspondants

---

**Onema :**  
**Olivier Perceval, [olivier.perceval@onema.fr](mailto:olivier.perceval@onema.fr)**

**Pierre-François Staub, [pierre-francois.staub@onema.fr](mailto:pierre-francois.staub@onema.fr)**

<b>Droits d'usage :</b>	<i>Limité rapport intermédiaire , non-validé)</i>
Couverture géographique :	<b><i>national</i></b>
Niveau géographique	
Niveau de lecture [ <b>plusieurs choix possibles</b> ] :	<b><i>professionnels, experts</i></b>
Nature de la ressource [ <b>plusieurs choix possibles</b> ] :	<b><i>document,</i></b>

*APPROCHE METHODOLOGIQUE PERMETTANT LA CORRESPONDANCE ENTRE MESURES DE  
CONTAMINANTS DANS L'EAU ET MESURES DANS D'AUTRES MATRICES INTEGRATIVES*

**RAPPORT INTERMEDIAIRE**

**ALAIN ABARNOU**

## SOMMAIRE

Rappel du contexte : Les contaminants hydrophobes à l'état de traces dans l'eau, leur mesure et la correspondance entre matrices

### **I .- Définitions des termes**

- I.1.- Bioconcentration, Bioaccumulation, Biomagnification
- I.2.- Relations empiriques qui lient
- I.3. - Limites de ces relations empiriques, incertitudes du calcul des Kow et BCF et causes de ces incertitudes

### **II .- Les différentes approches permettant d'estimer cette « correspondance $c_{\text{eau}} - c_{\text{biote}}$**

II.a.- L'approche TGD, bases de l'approche, facteurs d'extrapolation

II.b.- L'approche d'un modèle générique (modèle Gemco)

- Les bases du modèle, discussion des valeurs entrées et de leur domaine de variation,
- Utilisation du modèle pour des substances théoriques pour en déduire les concentrations dans le biote, les BCF et BAF correspondant
- Domaine de variation du BCF et évaluer l'importance relative des facteurs causant cette incertitude

II.c.- Comparaison des deux approches

### **III.- Etude de cas**

- Situation réelles pour lesquelles les données existent  
données concentrations eau et biote pour quelles substances ?  
Calcul de BCF apparents
- Discussion de ces valeurs de BCF par rapports aux approches TGD et modèles

### **Conclusion**

- Bilan des différentes approches
- Correspondance entre concentration mesurée dans les organismes et concentration dans l'eau : Problème insoluble ou pistes de réflexion /études à développer

## NOTE D'AVANT PROPOS

Ce document constitue le pré-rapport de l'étude relative à l'action de la Convention Onema - Ifremer au titre de l'année 2011 intitulée : « *Elaboration d'une méthodologie pour établir des NQE dans les matrices pertinentes et alternative à l'eau pour les substances listées dans la DCE et la DCSM* ».

La Cellule Arc n'a pas été associée à la rédaction de la fiche d'étude et s'est montrée très prudente sur sa réalisation. Pour autant les objectifs concernent des questions majeures de la mise en application des Directives cadres (DCE et DCSMM et plus largement sur l'évaluation de la qualité environnementale. Actuellement et dans ce même contexte, la Cellule (M.Dallet, Ineris-Cellule Arc) mène avec le concours de l'Onema une étude sur « *l'Élaboration des normes de qualités environnementales pour le biote - Pertinences des méthodologies et valeurs produites. Problématiques associées et opportunités d'amélioration des niveaux de protection associés* ».

Pour tenter de préciser les limites de cet exercice de transposition de concentrations mesurées dans les tissus d'organismes marins à celles mesurées dans l'eau, la Cellule a proposé dans une première étape de s'appuyer sur des travaux réalisés il y a maintenant plus d'une dizaine d'années (Modèle Gemco).

## Contexte

La Directive Cadre européenne sur l'Eau définit la politique communautaire dans le domaine de l'eau, incluant les eaux marines côtières. Pour cela une liste de substances prioritaires a été établie<sup>1</sup> Il s'agit donc de suivre leurs niveaux de présence dans les masses d'eaux côtières et d'évaluer ces niveaux par rapport à des concentrations de références ou des niveaux d'effets. Un des critères d'évaluation est la norme de qualité environnementale (NQE) établie pour chaque contaminant selon une méthodologie recommandée (TGD)<sup>2</sup> qui prend en compte les niveaux de toxicité et les niveaux d'exposition. Selon la DCE, *une NQE représente la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote (terme regroupant les algues et plantes aquatiques, les poissons et les invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou dans les sédiments) qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et l'environnement.*

Si l'eau apparaît comme le compartiment prioritaire, la mesure de très nombreux contaminants y est difficile. Dans les eaux marines du large, leur présence à des niveaux très faibles requiert des techniques d'échantillonnage appropriées et un protocole analytique parfaitement maîtrisé (problème du blanc analytique) alors qu'à la côte et en estuaire la nécessité de les mesurer dans chacune des phases, dissoute et particulaire, représente une difficulté supplémentaire. Sans parler des contraintes logistiques propres aux interventions en milieu marin, le suivi de la matrice eau s'avère, tout au moins pour les substances hydrophobes, peu adapté à la surveillance continue. Leur détermination dans des matrices intégratives comme le sédiment superficiel et les organismes vivants peut résoudre ces difficultés précédentes mais présente aussi ses particularités (tableau 1) : présence d'interférence, interprétation des mesures qui requiert la mesure d'autres facteurs explicatifs.

<sup>1</sup> Liste des substances prioritaires (site consulté 28/02/2012) [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/priority\\_substances.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/priority_substances.htm)

<sup>2</sup> Guide technique d'évaluation des risques chimiques [http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our\\_activities/health-env/risk\\_assessment\\_of\\_Biocides/doc/tgd](http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/health-env/risk_assessment_of_Biocides/doc/tgd)

Intérêts et difficultés selon les matrices étudiées	
<b>EAU</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Véhicule les contaminants et conditionne leurs échanges et leur distribution entre et dans les compartiments environnementaux.</li> <li>- Intérêt pour l'évaluation des apports fluviaux.</li> <li>- <i>Représentativité problématique des prélèvements en zones côtières (variabilité).</i></li> <li>- <i>Concentrations très faibles en milieu océanique (prélèvements de grands volumes, pré-concentration, validation des blancs analytiques).</i></li> <li>- <i>Séparation des phases et mesure en solution et dans les matières en suspension.</i></li> </ul>
<b>SEDIMENT</b>	<p><b>Compartiments intégrateurs de la contamination</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Puits de contaminants et source de contamination des organismes benthiques</li> <li>- Etude de la chronologie des apports (carottes sédimentaires)</li> <li>- <i>Hétérogénéité du sédiment (éléments de normalisation ou facteurs explicatifs, granulométrie, carbone organique)</i></li> <li>- <i>Importance des étapes de purification, élimination du soufre</i></li> </ul>
<b>ORGANISMES</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bio-extracteurs et intégrateurs des contaminants persistants = espèces sentinelles de la qualité environnementale, «mussel watch».</li> <li>- Ecotoxicologie Transport trophique</li> <li>- Contrôle alimentaire. Exposition du consommateur</li> <li>- <i>Variabilité biologique, importance des facteurs biologiques agissant sur la bioaccumulation</i></li> <li>- <i>Importance de l'étape de purification, élimination des lipides</i></li> </ul>

**Tableau I: Comparaison des différentes matrices à étudier.**

Si par le passé Ifremer a plaidé pour une surveillance des contaminants en ayant recours au biote, il paraît nécessaire de souligner que mesures dans l'eau et mesures dans une matrice intégrative n'ont pas le même sens. Une mesure de contaminant chimique donne un « image instantanée » de la présence de ce contaminant dans la masse d'eau échantillonnée à un moment précis. La mesure dans la chair d'un organisme vivant donne le résultat d'une exposition au contaminant, qui reflète les effets conjugués de processus dynamiques qui dépendent de facteurs biologiques (espèce, âge, saison, état physiologique, capacité d'accumulation ou de biotransformation, ...) de facteurs environnementaux (qualité de l'eau, présence de matière en suspension, régime hydrographique, MES, hydrodynamiques,...) et des caractéristiques des substances chimiques (propriétés physico-chimiques, réactivité chimique, apports,...). Prenons l'exemple d'un suivi en estuaire d'un contaminant chimique : un échantillonnage de la masse d'eau avec une fréquence élevée permettrait de suivre les variations de sa contamination à l'échelle semi diurne (basse mer - pleine mer en ce qui concerne les façades Manche ou Atlantique) et/ou en relation avec les régimes de crue ou d'étiage du fleuve. Au contraire, dans ces mêmes situations la mesure dans les tissus biologiques renverra une image lissée de cette contamination, qui résulte d'une exposition aux contaminants présents dans la colonne et intégrée sur un période de temps pré-définie. Il s'agit donc d'une concentration qui témoigne d'une dose reçue par l'espèce indicatrice. Cette concentration dans le biote traduit une accumulation modulée par de nombreux facteurs comme ceux brièvement énoncés précédemment. La surveillance environnementale au moyen d'espèces indicatrices repose sur le postulat selon lequel les espèces indicatrices reflètent la contamination du milieu aquatique environnant. Cependant il n'y a pas de relation mathématique simple et générique qui permette de lier concentrations dans le biote et concentrations dans l'eau.

Dans ce qui suit il est proposé différentes approches, basées soit sur des relations empiriques soit sur des modèles à l'équilibre dans le but de préciser les liens entre mesures dans le biote et mesures dans l'eau et d'en cerner les limites.

## I. Rappels de définition des termes.

### a. Bioconcentration, bioaccumulation et biomagnification

Indépendamment des sources de contamination et des mécanismes qui y conduisent il y a bioaccumulation lorsque les apports de contaminants à l'organisme dépassent les quantités éliminées. Ces apports peuvent se faire à partir de l'eau lors de la respiration, par l'alimentation ou par contact.

La **bioconcentration** est l'accumulation par un organisme d'un contaminant à partir de l'eau uniquement.

Au contraire, la **bioaccumulation** est l'accumulation d'une substance à partir de l'eau et à partir de la nourriture. L'apport de contaminant par voie alimentaire implique donc qu'il y ait eu bioconcentration aux niveaux trophiques inférieurs.

La **biomagnification** traduit l'augmentation de la contamination d'un niveau trophique à l'autre.

En ce domaine, pour les organismes aquatiques un des concepts les plus anciens en ce domaine repose sur la considération du facteur de bio-concentration (**BCF**) reliant la concentration dans le biote  $C_B$  à celle mesurée dans l'eau  $C_E$ .

L'équation de la bioconcentration traduit un bilan de masse entre apport et élimination par l'organisme

$$(1) \quad dC_B/dt = k_1 C_E - k_2 C_B$$

Une fois l'équilibre atteint, la concentration dans l'organisme reste constante ce qu'exprime le facteur de bioconcentration déduit de (1) à l'équilibre

$$(2) \quad BCF = C_B/C_E = K_1/K_2$$

Diverses relations empiriques ont été proposées pour relier le facteur de bioconcentration aux caractéristiques physico-chimiques des contaminants et plus particulièrement avec le coefficient de partage octanol-eau ( $K_{ow}$ ). Elles s'écrivent selon la forme :

$$(3) \quad \log(BCF) = a \log(K_{ow}) + b.$$

dans laquelle  $a$  est voisin de l'unité et  $\log b$  dépend de la teneur en lipides dans les tissus

Les meilleures corrélations ont été obtenues pour les composés persistants, la plupart des hydrocarbures aromatiques poly-halogénés (PCB, pesticides organochlorés, PBDE)

A ce niveau il paraît essentiel de rappeler plusieurs points :

- la bioconcentration décrite par ces relations empiriques concerne des contaminants organiques hydrophobes, persistants et présents dans la colonne d'eau dans la phase dissoute. En sont donc écartées les éléments, les constituants volatils ainsi que les constituants réactifs. Ces composés possèdent généralement des groupements chimiques réactifs à caractère polaire (qui abaissent le  $K_{ow}$ )

- deux types d'incertitudes entachent les résultats d'estimations basées sur les coefficients de partage octanol-eau pour déterminer les échanges entre compartiments environnementaux. En premier lieu, cette caractéristique est obtenue expérimentalement (« shake flask method »), ou mesure par chromatographie liquide en phase inverse ou

encore par des modèles d'incrémentaux structuraux (modèles QSAR de complexité croissante). D'une manière générale cette caractéristique simple n'est pas aisément accessible dans le cas de composés très hydrophobes ( $K_{ow}$  supérieurs à  $10^6$ ) et une incertitude sur la détermination peut atteindre une demie à une unité log. La deuxième source d'incertitude est liée à l'utilisation de relations empiriques telles que la relation (3) établies pour une série de substances aux  $K_{ow}$  connus et transposés tels quels à d'autres substances aux caractéristiques distinctes et/ou en utilisant des  $K_{ow}$  définis par une autre méthode.

A la différence de la bioconcentration, la bioaccumulation est un phénomène dynamique qui résultent de nombreux processus biologiques propres à chaque espèce : la respiration et l'alimentation agissent sur l'apport de contaminant à l'organisme (uptake) tandis que l'excrétion, la métabolisation (biotransformation), la reproduction et la dilution par la croissance participent à leur élimination de la contaminants (clearance). De nouveau l'équation générale de la bioaccumulation traduit le bilan de masse au niveau de l'individu :

$$(4) \quad \frac{dC_i}{dt} = R_i a_E C_E + \sum_j F_{ij} P_{ij} C_j - (E_i + G_i + Rep_i + METAB_i) C_i$$

La concentration dans l'organisme  $C_i$  dans l'organisme  $i$  dépend des vitesses de la respiration  $R_i$ , d'alimentation  $F_i$ , d'excrétion  $E_i$ , de la croissance  $G_i$ , de la reproduction  $Rep_i$  et de la métabolisation  $Metab_i$ . Ces vitesses de processus biologiques, propres à chaque espèce sont basées sur les résultats de recherches bibliographiques.

Notons l'analogie des relations (1) et (4) qui montrent que le BCF effectif traduit le rapport des deux membres de l'équation (4) à savoir les vitesses des apports (respiration, alimentation) sur celles des processus contribuant à leur élimination. Cette relative complexité du BCF peut expliquer pour une bonne part les larges incertitudes qui « entourent » la détermination in situ de bioconcentration en relation avec la variabilité des processus biologiques.

Divers auteurs ont proposé des modèles mathématiques basés sur l'équation (4) permettant de décrire la contamination au niveau de l'individu ou dans les organismes tout au long de un réseau trophique simplifié. Ces approches supposent une connaissance des espèces de leur biologie, de la structure et du fonctionnement des réseaux trophiques. (cit ...).

La composante réseau trophique du modèle Gemco (*Generic estuary modelling system to evaluate transport fate and impact of contaminants*) est une version générique et simplifiée du mode de bioaccumulation des PCB dans le réseau trophique du bar en estuaire de Seine (Loizeau et al. 2001). Le modèle Gemco a été validé par l'université d'Amsterdam, partenaire du projet, dans d'autres situations estuariennes et pour d'autres substances.

C'est cet outil qui a été utilisé ici pour tester l'effet de différents de  $K_{ow}$  sur le BCF.

## **II.- Les différentes approches permettant d'estimer cette correspondance $c_{eau} - c_{biote}$**

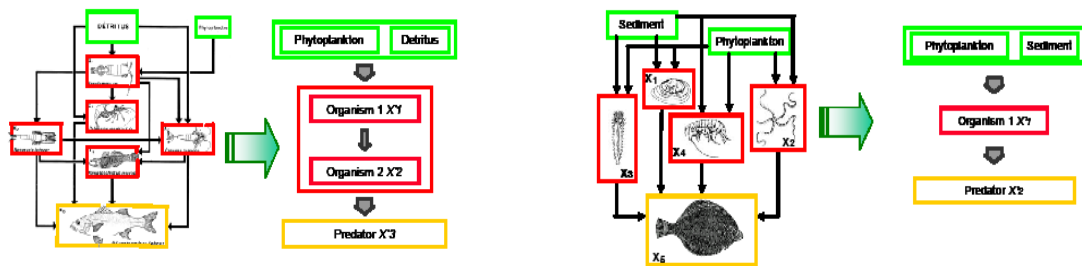
### **II.1.- l'approche TGD, bases de l'approche, facteurs d'extrapolation**

(à rédiger, compléments à rechercher dans le travail en cours Dallet, Cellule Arc - Ineris)

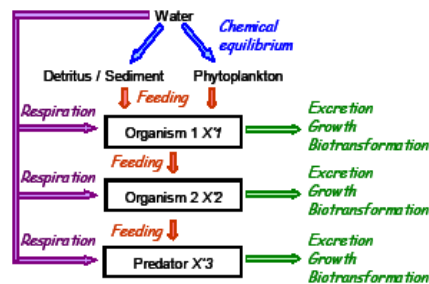
### **II.2.- l'approche d'un modèle générique (modèle Gemco)**

#### **II. 2. a. - Les bases du modèle Gemco**

Ce modèle a pour objectif de relier les concentrations mesurées dans l'eau à celles mesurées dans deux poissons le bar et le flet caractéristique d'espèces pélagiques et benthiques et les réseaux trophiques correspondant (Figure 1). Ce modèle se veut générique et simple d'utilisation. Il n'est pas propre à un site donné, ni à une espèce précise et ni à une classe de contaminants donnée.



### Réseaux trophiques simplifiés du bar et du flet



### Réseau trophique « Gemco »

**Figure 1 ; les réseaux trophiques de type pélagique (réseau-bar) et de type benthique (réseau-flet) et le réseau trophique générique (d'après Le Gall et al.,2003).**

Le transfert des contaminants de l'eau vers les espèces prédatrices sommitales se fait selon le schéma du modèle générique. Pour notre approche les contaminants X sont caractérisés par leur coefficient de partage octanol-eau  $K_{ow}$  et présents en concentrations constante dans l'eau (phase dissoute). Une fois cette concentration dans l'eau fixée, les concentrations dans le matériel particulaire et détritique à partir de lois de partage à l'équilibre. A la base du réseau trophique, les échanges de contaminants entre l'eau et le matériel en suspension sont des processus de concentration par adsorption. Ils sont décrits par des relations empiriques établissant le partage entre l'eau et le matériel particulaire ( $K_D$ ), qui dépend du composé ( $K_{ow}$ ) et des teneurs en lipides ou en matière organique. Les concentrations aux différents niveaux intermédiaires, deux espèces intermédiaires pour le réseau de type pélagique, un seule dans le cas du réseau benthique, sont calculés à partir de la relation (4) en prenant en compte des données physiologiques obtenues dans les publications pour décrire les lois de vitesses.

Pour notre estimation de la distribution des contaminants nous considérons le modèle à l'équilibre. Typiquement sont considérés des contaminants très persistants non



métabolisés, accumulés par un poisson adulte mâle. Les processus de biotransformation des contaminants et de perte lors de la ponte ne sont pas considérés (dans l'équation (4) seuls  $E_i$  et  $G_i$  sont pris en compte), ce qui signifie que les facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation sont surestimés par rapport à la réalité.

## **II. 2 b . – Evaluation des données entrées dans le modèle.**

Il a été rappelé précédemment que bioconcentration et bioaccumulation dépendaient de nombreux facteurs biologiques, environnementaux et chimiques.

### ***Les facteurs biologiques***

S'intéressant aux facteurs de bioconcentration et aux correspondances entre concentration dans le biote et concentration dans l'eau il est évident que ces coefficients varient dans de très large domaines. Le biote couvrant tout le domaine du vivant du phytoplancton aux mammifères marins et aux oiseaux on peut rencontrer des cas extrêmes. On peut rencontrer des cas extrêmes comme celui des PCB (qui ne sont pas dans la liste de l'annexe DCE) : présents dans l'eau de mer du large au niveau du  $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$  ou même en dessous, leurs teneurs mesurées dans le tissu adipeux des mammifères marins sont de l'ordre du  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  soit à des facteurs de bioconcentration de  $10^9$ .

Dans le cadre de programmes de surveillance tels qu'envisagés on s'intéressera aux mollusques et aux poissons. Les critères de choix d'espèces sentinelles ont fait l'objet de diverses discussions. Une attention particulière doit être portée sur leur représentativité géographique liée à leur sédentarité. Très peu d'espèces de poissons sont strictement sédentaires et nombre d'entre elles migrent lors de la période de reproduction. L'espèce doit être largement distribuée de façon à permettre les comparaisons entre zones. De plus, l'échantillonnage doit être optimisé pour réduire toute source de variabilité liées aux caractéristiques du cycle de vie : standardisation des tailles, de la période de collecte, du genre, du type de tissus.

Dans l'utilisation du modèle qui sera faite on ne cherche pas à valider cet outil et les fonctions biologiques qu'il décrit ne seront pas modifiées ou très peu. Son utilisation sans précisions supplémentaire sur les espèces et leurs caractéristiques physiologiques vise à préciser l'étude de facteurs chimiques.

### ***Les facteurs environnementaux***

Ces facteurs comme la température et les conditions hydro-biologiques sont entrées dans le modèle (variables forçantes) et conditionnent le fonctionnement des tous premiers maillons des réseaux trophiques.

Ces variables sont entrées dans la modèle Gemco qui est un modèle de fonctionnement estuarien.

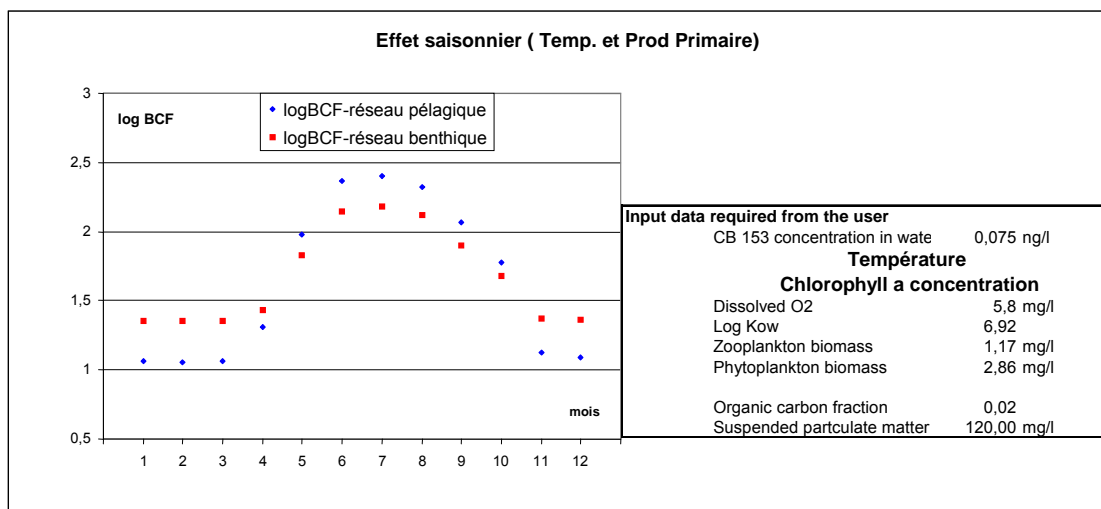
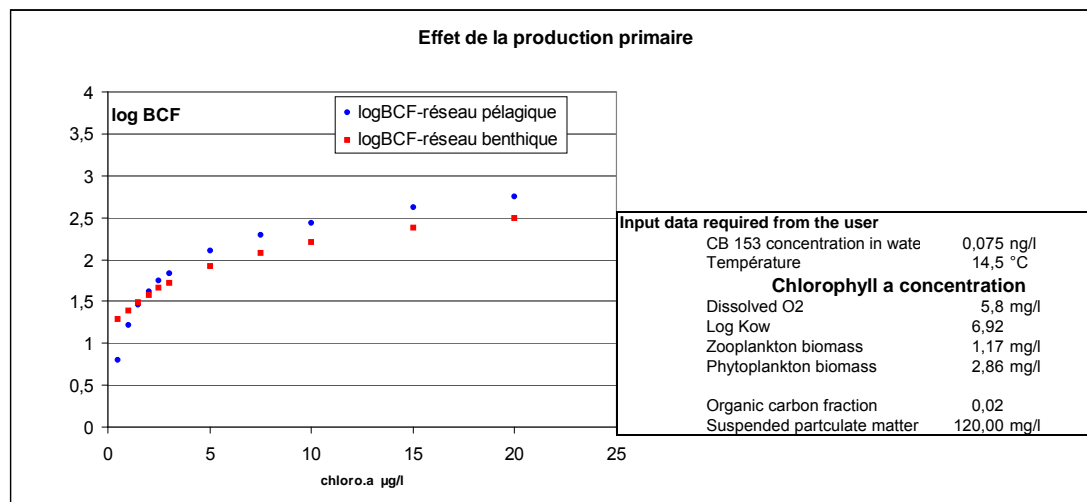
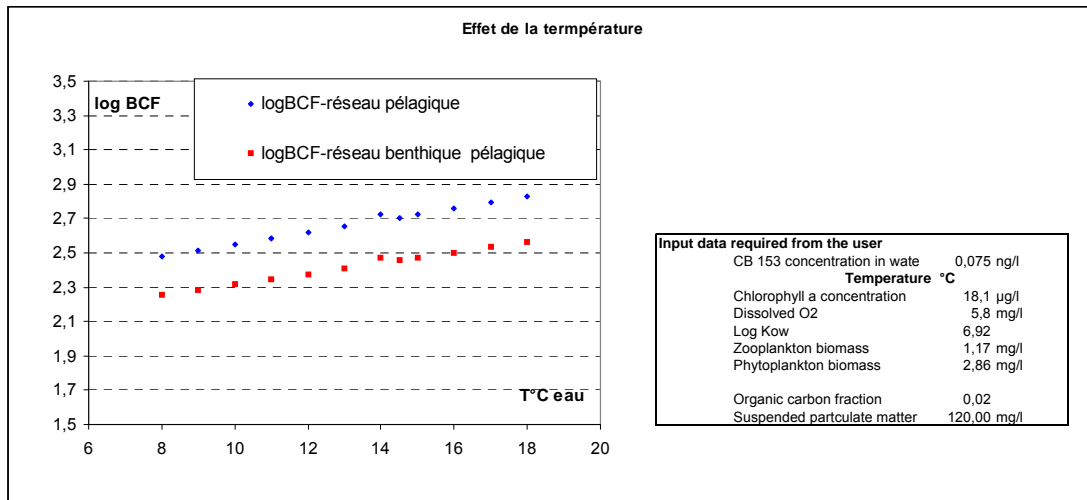
Elles ont été testées et ensuite fixées pour la suite des estimations .

Les figures 2 a, b, et c et représentent les variations de facteurs environnementaux dues à l'action de la température de l'eau, de la production primaire (chlorophylle a) et de variations saisonnières liées aux effets conjugués de la température et de la production primaire. Ces estimations montrent un effet sensible de la production primaire et en conséquence un effet saisonnier important. La température et l'oxygène dissous (non présenté) ont un effet insignifiant sur les BCF.

Ces tests ont surtout permis de montrer que le modèle générique estuarien répondait aux conditions variables du milieu.

### ***Les facteurs chimiques***

Le modèle est ensuite utilisé pour différents contaminants chimiques. Ce sont des substances virtuelles qui sont testées, elles sont non réactives et donc très persistantes et définies seulement par leur caractère hydrophobe variant de 1 (substance soluble non bioaccumulable) à 10 (substances hydrophobes).



**Figure 2 Effets des conditions du milieu sur le BCF.**

## II. 2 c . – Evaluation des substances.

### *Les facteurs chimiques*

Le modèle est ensuite utilisé pour différents contaminants chimiques. Ce sont des substances virtuelles qui sont testées, elles sont non réactives et donc très persistantes et définies seulement par leur caractère hydrophobe variant de 1 (substance soluble non bioaccumulable) à 10 (substances très hydrophobes).

Pour évaluer ces substances, le modèle est utilisé en entrant des conditions plus compatibles avec celles rencontrées en milieu côtier et qui correspondent à une situation moyenne (tableau 2)

**Tableau 2 : Conditions imposées par le modèle lors de l'évaluation des substances.**

Substance X	logKow entre 1 et 10	
Concentration de X dans l'eau	0,1	ng.l <sup>-1</sup>
Température	10	°C
Oxygène dissous	11,5	mg.l <sup>-1</sup>
Chlorophylle a	5	µg.l <sup>-1</sup>
Biomasse phytoplanctonique	1,6	mg.l <sup>-1</sup>
Biomasse zooplanctonique	0,6	mg.l <sup>-1</sup>
MES	20	mg.l <sup>-1</sup>
Fraction de carbone organique dans les MES	0,02	
Biomasse phytoplanctonique	1,6	mg.l <sup>-1</sup>
Biomasse zooplanctonique	0,6	g.l <sup>-1</sup>

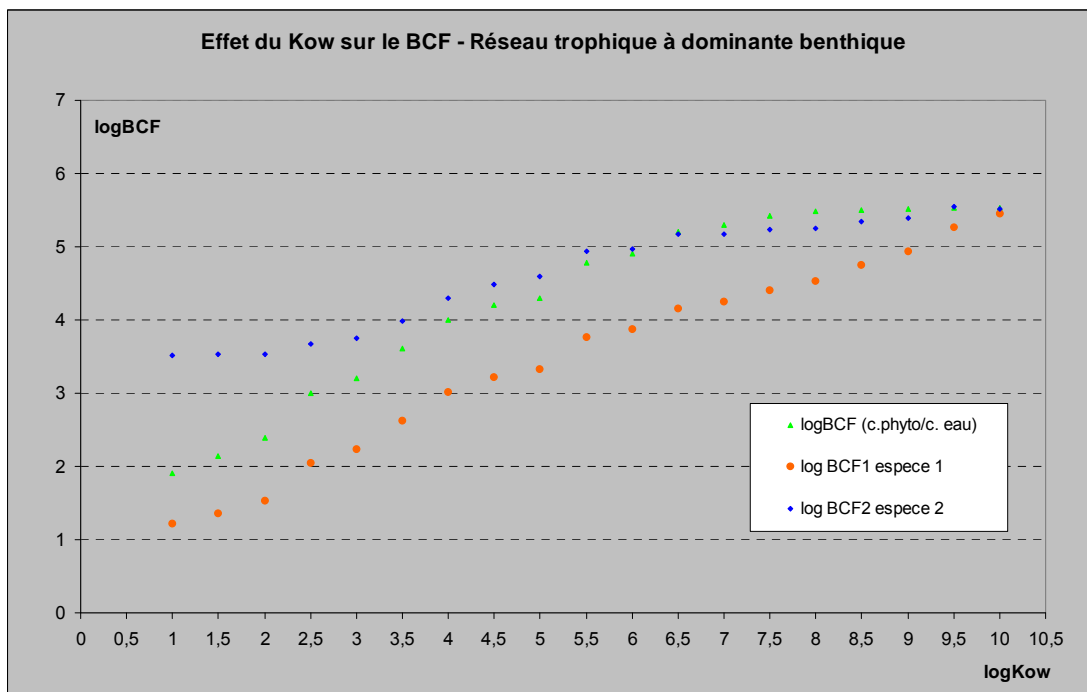
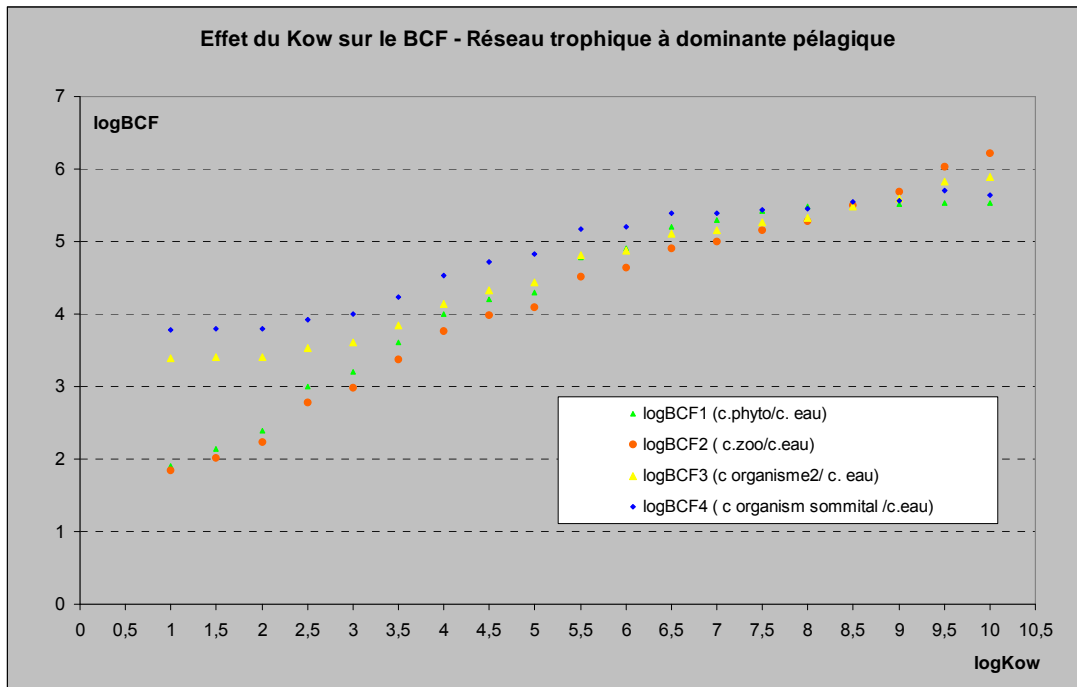
Les paramètres d'assimilation ont également été ajustés, ce sont des coefficients d'assimilation du contaminant lorsqu'il est absorbé lors par la respiration à partir de l'eau, par l'alimentation à partir des proies ou du matériel détritique.

## II. 2 c . – Evaluation des substances.

Les résultats de cette première estimations sont présentés dans les graphes des figures 3 pour chacun des réseaux trophiques type. Ils conservent un caractère préliminaire. Les différences notées pour les BCF dans le cas des espèces benthiques espèces dans le cas des reste inexplicable et pourrait provenir d'un ajustement inapproprié des facteurs d'assimilation

La représentation figure, peut être plus explicite, montre que les BCF varient relativement peu en fonction du type de biote pour différentes valeur de Kow. Elle montre aussi que le Kow est un facteur limitant à la bioconcentration et à la bioaccumulation dans le cas de substances très hydrophobes.

Ces résultats préliminaires devront être discutés par rapport aux estimations faites selon l'approche TGD et surtout par la considération de mesures obtenues en situation réelles. Ce travail ne concerne bien évidemment que les substances hydrophobes et persistantes et ne convient absolument pas aux substances partiellement bio-transformables comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Finalement, très peu de contaminants de la DCE satisfont les conditions de persistance et du caractère d'hydrophobe.



**Figure3**

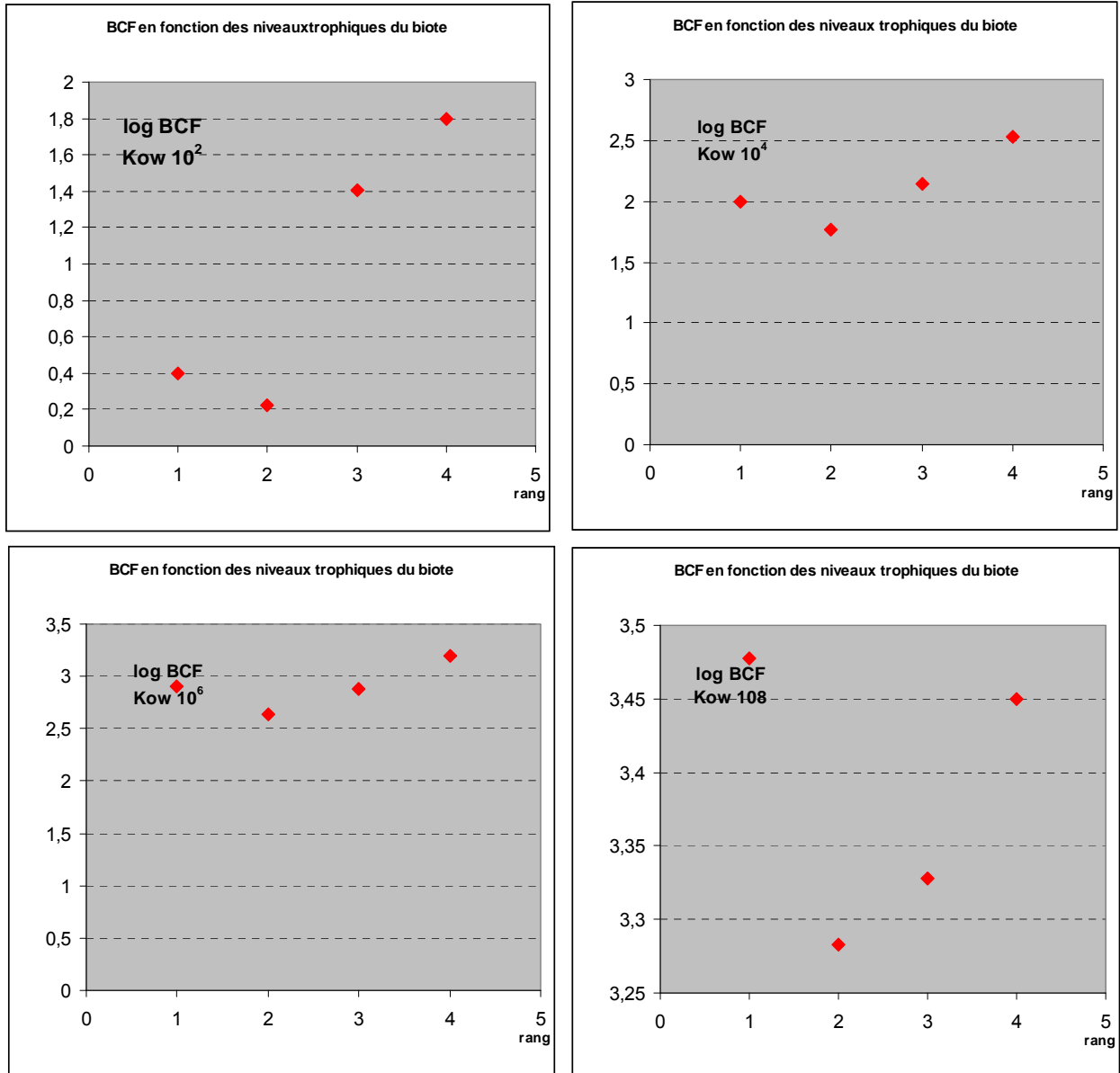


Figure 4.

**REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.**

---