

RAPPORT D'ÉTUDE
DRC-11-118981-08866A

05/08/2011

**Méthodologie utilisée pour la détermination de
normes de qualité environnementale (NQE)**

Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementale (NQE)

Verneuil-en-Halatte, Oise

Client : _ONEMA

Liste des personnes ayant participé à l'étude :

Laurène CHOCHOIS, Virginie MIGNÉ-FOUILLEN

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.



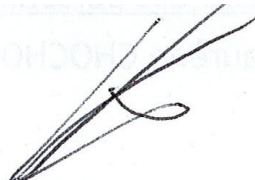
	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Virginie MIGNE-FOUILLEN	Sandrine ANDRÉS	Eric THYBAUD
Qualité	Ingénieur à l'unité « Évaluation en écotoxicologie »	Responsable de l'unité « Évaluation en écotoxicologie »	Responsable du pôle « Dangers et impact sur le vivant »
Visa			

TABLE DES MATIÈRES

1. PRESENTATION GENERALE	4
2. METHODOLOGIE	6
2.1 NORME DE QUALITE POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES	7
2.1.1 Détermination de la Moyenne Annuelle (AA-QS _{water_eco} et AA-QS _{marine_eco}) :	8
2.1.1.1 Méthode par extrapolation statistique	9
2.1.1.2 Méthode des facteurs d'extrapolation	9
2.1.2 Détermination d'une AA-QS _{water_eco} (Moyenne Annuelle pour l'eau douce)	10
2.1.3 Détermination d'une AA-QS _{marine_eco} (Moyenne Annuelle pour l'eau marine)	11
2.1.4 Détermination de la Concentration Maximum Acceptable (MAC et MAC _{marine}) :	13
2.1.4.1 Détermination d'une MAC (Concentration Maximale Acceptable pour l'eau douce)	13
2.1.4.2 Détermination d'une MAC _{marine} (Concentration Maximale Acceptable pour l'eau marine)	14
2.2 NORME DE QUALITE POUR LES SEDIMENTS	16
2.2.1 Méthode des facteurs d'extrapolation	17
2.2.1.1 Détermination de la QS _{sed} (norme de qualité pour le sédiment d'eau douce)	17
2.2.1.2 Détermination de la QS _{sed-marine} (norme de qualité pour le sédiment marin)	17
2.2.1.3 Dérivation de la QS _{sed} avec la méthode de l'équilibre de partage	18
2.2.1.4 Conversion de la QS _{sed} en poids humide ou poids sec.....	19
2.3 NORME DE QUALITE POUR LA PROTECTION DES PREDATEURS VIS-A-VIS DE L'EMPOISONNEMENT SECONDAIRE DES PREDATEURS	21
2.4 NORME DE QUALITE POUR LA PROTECTION DE LA SANTE HUMAINE	25
2.5 NORME DE QUALITE POUR LA PROTECTION DE LA SANTE HUMAINE VIS-A-VIS DE LA CONSOMMATION D'EAU POTABLE	27
2.6 NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE	29
2.7 BIBLIOGRAPHIE.....	32
3. ANNEXE : GLOSSAIRE	33

1. PRESENTATION GENERALE

La Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE (C.E., 2000) ou DCE établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Son objectif à long terme est l'atteinte par les États Membres d'ici 2015 du « bon état écologique et chimique » pour tous les cours d'eau naturels. On parle de « bon état chimique » pour une masse d'eau lorsque les concentrations de polluants n'y excèdent pas les Normes de Qualité Environnementale (NQE). Selon la définition 35 de l'article 2 de la DCE, une NQE représente « la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et l'environnement ».

Pour les substances prioritaires européennes, les groupes de travail européens ont proposé à la Commission en 2002 une méthodologie couvrant différents objectifs de protection, illustrés par la Figure 1, tenant compte des effets sur les organismes aquatiques (colonne d'eau et sédiments) et des effets indirects pour les prédateurs et la santé humaine (*via* la consommation de produits de la pêche et d'eau de boisson).

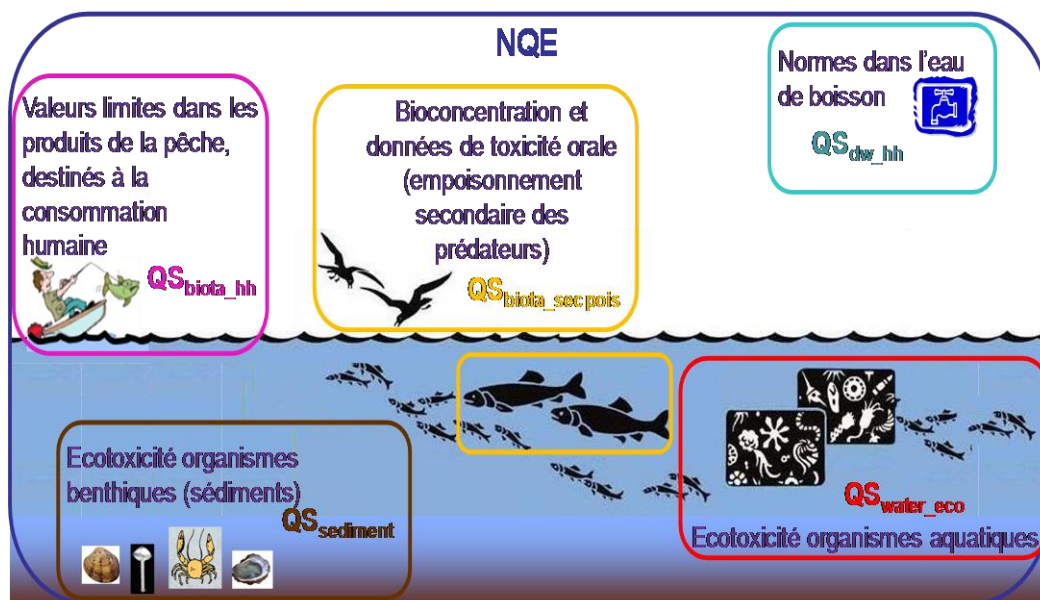


Figure 1 : Objectifs de protection de la norme de qualité environnementale.

La procédure retenue au départ pour la détermination des NQE a été celle proposée dans un rapport de Peter Lepper (Lepper, 2005) pour les substances prioritaires de l'Annexe X de la DCE (NQE européennes). Ce rapport, basé sur le Document Guide Technique de l'Évaluation des Risques (TGD¹) (E.C., 2003), est cohérent avec les nouveaux guides créés pour la mise en place du nouveau règlement REACH² (Règlement (CE) 1907/2006 ; C.E., 2006).

¹ Technical Guidance Document on Risk Assessment

² Registration Evaluation and Autorisation of Chemicals

Afin de prendre en compte l'évolution des connaissances, la Commission a proposé en 2007 de rediscuter cette méthodologie au sein d'un nouveau groupe de travail intégrant des experts des États Membres et des autres parties prenantes. Ce nouveau groupe de travail, nommé EG-EQS³, avait pour mandat d'actualiser la méthodologie de détermination des NQE de manière à tenir compte des nouvelles connaissances scientifiques acquises sur les substances prioritaires européennes mais aussi de proposer une méthodologie harmonisée et consensuelle entre les États Membres pour la détermination des NQE. La dernière version du projet de guide européen a été présentée par le groupe en février 2010 (E.C., 2010) et devrait être entérinée courant 2011.

Dans son Annexe V, la DCE prévoit une procédure d'établissement des NQE pour les substances figurant dans son Annexe VIII (liste des substances prioritaires au niveau national dites « substances de l'état écologique »). La méthodologie pour l'élaboration des NQE n'est toutefois pas clairement définie dans l'Annexe V de la DCE, c'est pourquoi il n'existe pas aujourd'hui de méthodologie harmonisée entre les États Membres pour la détermination de NQE nationales.

Pour la France, le tableau 7 de l'Arrêté du 30 juin 2005 identifie 83 substances devant faire l'objet d'un programme d'action pour lutter contre la pollution des eaux. La Direction de l'Eau et de la Biodiversité (DEB) a donc confié à l'INERIS la détermination des NQE pour ces 83 substances. Pour déterminer ces NQE, l'INERIS a choisi de suivre le cheminement permettant de déterminer les Normes de Qualité Environnementale (NQE), inspiré de la méthodologie européenne appliquée précédemment pour les substances prioritaires ; c'est-à-dire prenant en compte les objectifs de protection suivants : organismes vivant dans l'eau (ou organismes pélagiques), organismes vivant dans le sédiment (ou organismes benthiques), prédateurs supérieurs (vis-à-vis de l'empoisonnement secondaire) et santé humaine (vis-à-vis de la consommation des produits de la pêche ou de l'eau de boisson).

³ EG-EQS : *Expert Group on Environmental Quality Standards*

2. METHODOLOGIE

Le cadre méthodologique utilisé actuellement est celui du « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » ou « Projet de Guide Technique pour la Détermination des Normes de Qualité Environnementale » (TGD-NQE) (E.C., 2010), Ce guide s'articule autour des différentes étapes nécessaires à l'obtention d'une NQE (Figure 2), qui doivent être conformes aux exigences de l'Annexe V de la DCE.

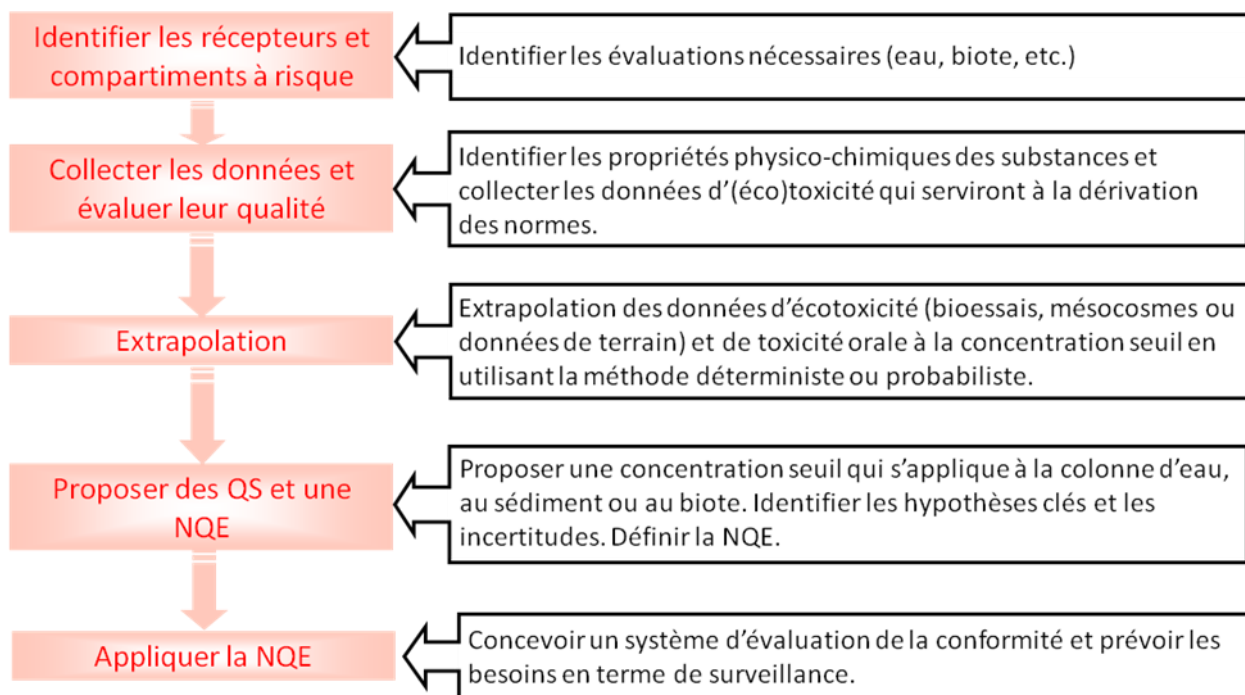


Figure 2 : Etapes clés de la mise en place d'une NQE. D'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010).

Le cadre méthodologique proposé par le TGD-NQE (E.C., 2010) définit différents « objectifs de protection » que sont les communautés pélagiques (eaux douces et marines) et benthiques, des prédateurs supérieurs de ces écosystèmes (vis-à-vis de l'empoisonnement secondaire) et de la santé humaine (via l'eau de boisson et l'ingestion des produits issus de la pêche) (Figure 3).

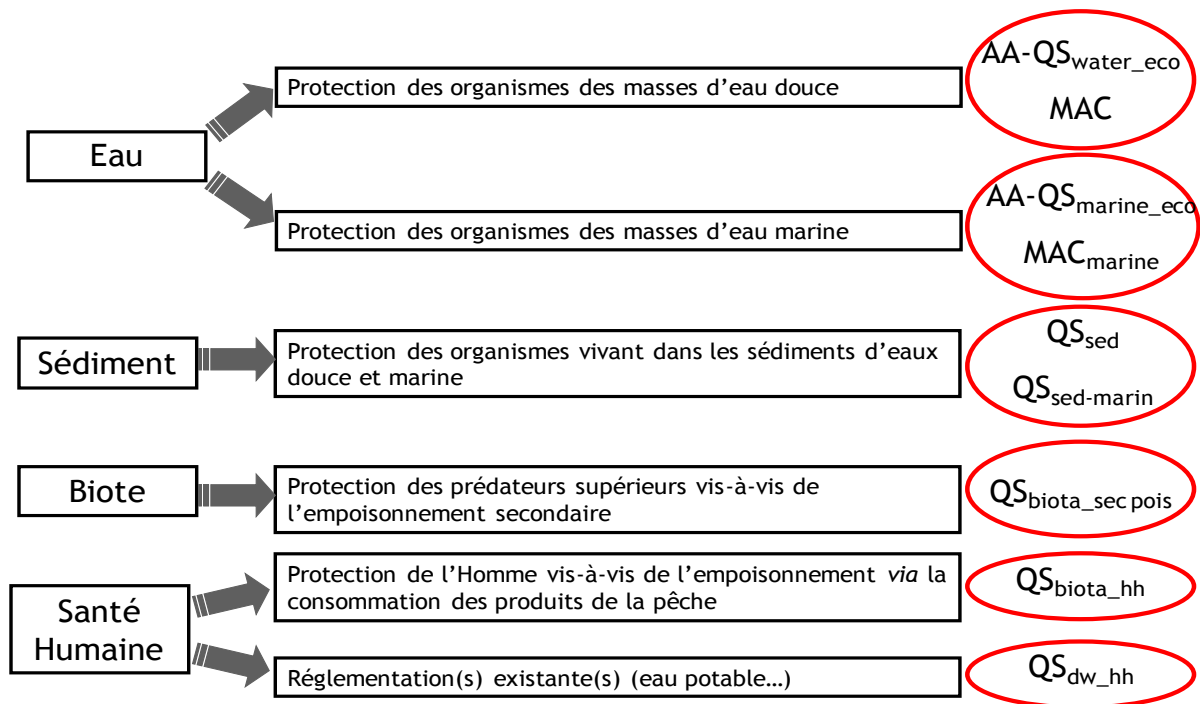


Figure 3 : Récepteurs pouvant nécessiter une évaluation des effets.

Une norme de qualité spécifique (QS, de l'acronyme anglais « *Quality Standard* ») peut être définie pour chacun de ces objectifs de protection (Figure 3). Cependant, au cours de l'évaluation, tous les récepteurs ne sont pas toujours retenus comme pertinents, cela dépend du devenir et du comportement de la substance dans l'environnement, du possible risque d'empoisonnement secondaire (est-elle bioaccumulable ?) et de sa toxicité pour la santé humaine.

La NQE est dérivée à la fois pour les écosystèmes aquatiques continentaux et marins. Cependant, lorsqu'il sera question de la détermination de la NQE marine, la norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable (QS_{dw_hh}) ne sera pas prise en compte.

Une norme de qualité environnementale globale (NQE) est déterminée à partir des normes de qualité spécifiques calculées pour chacun des compartiments. Afin de protéger le compartiment le plus sensible, la norme de qualité environnementale globale retenue sera la plus faible des normes de qualité « spécifiques » déterminée pour chaque compartiment.

N.B. : dans le projet du TGD-NQE (E.C., 2010), le calcul de la NQE globale n'inclut pas la norme de qualité pour les sédiments. Pour les normes déterminées au niveau national toutefois, la sensibilité des organismes benthiques sera considérée.

2.1 NORME DE QUALITE POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES

Le calcul d'une norme de qualité pour la protection des organismes vivant dans l'eau est obligatoire pour toutes les substances. Cette norme est déterminée à la fois pour les organismes d'eau douce et les organismes marins.

Cette norme est basée sur un jeu de données générées par des essais d'écotoxicité, menés sur des organismes aquatiques représentatifs. Selon le TGD-NQE (E.C., 2010), la sensibilité des espèces marines à la toxicité des substances organiques peut être considérée comme équivalente à celles des espèces d'eau douce, à moins qu'une différence de sensibilité ne soit démontrée. Après comparaison des données, les valeurs de toxicité pour les eaux douces et marines peuvent donc être combinées pour le calcul de la norme si aucune différence n'a pu être démontrée (préférentiellement de manière statistique). Les taxons utilisés dans ces tests doivent couvrir *a minima* trois niveaux trophiques : les producteurs primaires (algues ou plantes aquatiques), les invertébrés (les plus fréquents étant les Daphnies) présents dans la colonne d'eau et les sédiments et les poissons (les genres les plus fréquemment représentés étant *Oncorhynchus*, *Lepomis* et *Pimephales*).

Le jeu de données écotoxicologiques issues de tests menés sur des organismes aquatiques pertinents, est principalement issu de bases de données, de rapports monographiques d'envergure européenne ou internationale, ou d'articles scientifiques sur des études menées en laboratoire, en mésocosmes ou sur le terrain. Toutes les données collectées sont analysées afin d'évaluer la validité de l'étude et donc la pertinence de la donnée. La validité de ces études est basée sur la méthodologie de l'étude (matériel utilisé pour réaliser le test, les organismes testés, les critères d'effets et concentrations d'effets ou sans effet, critère de validité de l'essai), la certification que cette méthodologie est conforme à des lignes directrices nationales (AFNOR), internationales (ex. OCDE ou ISO) et/ou aux lignes directrices de l'US-EPA et qu'elles répondent aux Bonnes Pratiques de Laboratoire (BPL).

Les résultats d'écotoxicité à court terme sont exprimés sous forme d'EC₅₀ (*Effective Concentration*), concentrations produisant 50 % d'effets sur la population, tandis que les effets sub-létaux (croissance, reproduction et comportement) observés à long terme sont exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé ou d'EC₁₀, concentrations produisant 10 % d'effets sur la population.

Deux types de valeur seuil sont déterminés pour les organismes aquatiques : L'AA-QS, Concentration Annuelle Moyenne, pour protéger les organismes des expositions prolongées. Cette valeur seuil est prise en compte pour la détermination de la NQE. La MAC, Concentration Maximale Acceptable, destinée à protéger les organismes des effets à court terme correspondant par exemple à un pic de concentration et/ou des rejets intermittents d'une substance. Cette valeur seuil ne concerne que les organismes aquatiques et n'est pas pertinente pour les autres objectifs de protection.

2.1.1 DETERMINATION DE LA MOYENNE ANNUELLE (AA-QSWATER_ECO ET AA-QSMARINE_ECO) :

La concentration annuelle moyenne est déterminée pour protéger les organismes (d'eau douce et marins) de la colonne d'eau d'une possible exposition prolongée à une substance.

Les normes sont calculées conformément aux recommandations du projet guide technique pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2010). Cette détermination peut se faire suivant deux méthodes : la méthode par extrapolation statistique avec la SSD (*Species Sensitivity Distribution*) ou la méthode par facteur d'extrapolation.

2.1.1.1 METHODE PAR EXTRAPOLATION STATISTIQUE

Cette méthode est utilisée si les données sur les distributions de sensibilité des espèces (SSD) sont suffisantes. Deux hypothèses sont sous-jacentes à l'utilisation de cette méthode (OCDE, 1992) :

- La distribution de la sensibilité des espèces suit une fonction de distribution théorique connue,
- Le groupe d'espèces testées en laboratoire est un échantillon aléatoire de cette distribution.

Pour pouvoir utiliser la méthode SSD, huit groupes taxonomiques doivent être représentés à *minima* dans le jeu de données disponibles :

- une algue,
- une plante supérieure,
- un crustacé (copépodes, ostracodes, amphipodes, etc),
- un poisson (*Oncorhynchus*, *Ictalurus*, etc),
- une famille dans un *phylum* autre que celui des cordés et des arthropodes (rotifères, annélides, mollusque, etc),
- une autre famille du *phylum* des cordés (poisson, amphibien, etc),
- un insecte,
- une famille dans n'importe quel ordre d'insectes ou n'importe quel *phylum* pas encore représenté.

Cette méthode nécessite de disposer d'au moins 10 données de toxicité à long terme (de préférence 15 données) couvrant les 8 groupes taxonomiques cités ci-dessus. La méthode d'extrapolation SSD permet d'obtenir une concentration au-delà de laquelle seulement 5 % des organismes peuvent être affectés. Cette concentration est nommée HC5 (*Hazardous Concentration for 5 % of the species*).

On utilise alors le calcul suivant (E.C., 2010) :

$$AA-QS = \frac{HC5}{AF}$$

Avec :

- HC5 : 5^e percentile de la distribution de la sensibilité des espèces (valeur protégeant 95 % des individus),
- AF : Facteur d'extrapolation entre 1 et 5 (cf *Tableau 1* ci-dessous)

2.1.1.2 METHODE DES FACTEURS D'EXTRAPOLATION

Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur d'écotoxicité (EC₁₀, NOEC ou EC₅₀) valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*). La valeur du facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles.

2.1.2 DETERMINATION D'UNE AA-QS_{WATER_ECO} (MOYENNE ANNUELLE POUR L'EAU DOUCE)

Les règles détaillées pour le choix des facteurs d'extrapolation en fonction du jeu de données disponible pour la dérivation de l'AA-QS_{water_eco} sont données dans le tableau 3.2 du TGD-NQE (E.C., 2010) reproduit ici dans le *Tableau 1*.

Tableau 1: Facteurs d'extrapolation pour la détermination de l'AA-QS_{water_eco}. D'après le «Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Jeu de données disponible	Facteur d'extrapolation
Une donnée court terme pour 3 niveaux trophiques (EC ₅₀ ou LC ₅₀)	1000 ^(a)
Une donnée long terme (NOEC ou EC ₁₀) poissons ou daphnies	100 ^(b)
Deux données long terme (NOEC ou EC ₁₀) pour deux niveaux trophiques (poissons et/ou daphnies et/ou algues)	50 ^(c)
Trois données long terme (NOEC ou EC ₁₀) pour trois niveaux trophiques (poissons, daphnies et algues)	10 ^(d)
Méthode statistique lorsque le jeu de données disponibles est important (SSD : <i>Species Sensitivity Distribution method</i>)	5-1 (attribué au cas par cas)

- (a) L'utilisation d'un facteur de 1000 sur les données de toxicité à court terme est un facteur protecteur et conservateur et est conçu pour garantir que les substances pouvant causer des effets indésirables sont identifiés. Il suppose que les incertitudes mentionnées ci-dessus apportent une contribution significative à l'incertitude générale. Pour certaines substances données, il est possible qu'une des composantes de l'incertitude soit plus importante qu'une autre. Dans ce cas là, il peut être nécessaire de modifier le facteur. Cette variation peut conduire à une augmentation ou diminution de ce facteur en fonction des informations disponibles. Un facteur inférieur à 100 ne doit pas être utilisé pour calculer une AA-QS_{water_eco} à partir de données de toxicité court terme.
- (b) Un facteur de 100 est appliqué à une seule donnée long terme (EC₁₀ ou NOEC) (poisson ou daphnie) si ce résultat est généré pour le niveau trophique présentant la plus faible L(E)C₅₀ pour les essais court terme. Si le seul résultat long terme disponible vient d'une espèce (organisme standard ou non standard) qui ne génère pas la plus basse L(E)C₅₀ pour les essais court terme, appliqué un facteur d'extrapolation de 100 n'est pas considéré comme protecteur pour les autres espèces plus sensibles. Ainsi, l'évaluation des risques est basée sur les données court terme et un facteur d'extrapolation de 1000 est appliqué. Cependant la QS obtenue à partir des données court terme ne peut pas être supérieure à la QS basée sur les données long terme disponibles.
Un facteur d'extrapolation de 100 peut aussi être appliqué à la plus faible des deux données long terme couvrant deux niveaux trophiques lorsque ces résultats ne sont pas générés à partir de ceux montrant la plus L(E)C₅₀ des essais court terme. Cela ne s'applique pas dans le cas où l'espèce la plus sensible a une valeur de L(E)C₅₀ plus faible que la plus faible valeur des essais long terme. Dans ce cas, la QS peut être dérivée en utilisant un facteur d'extrapolation de 100 à la plus faible données des essais court terme.
- (c) Un facteur d'extrapolation de 50 est appliqué à la plus faible des deux données long terme couvrant deux niveaux trophiques lorsque les résultats générés couvrent le niveau présentant la plus faible donnée des essais court terme. Ce facteur est également appliqué à la plus faible des trois données long terme couvrant trois niveaux trophiques lorsque les résultats ne sont pas générés à partir du niveau trophique présentant la plus faible donnée des essais court terme.
Cela ne s'applique pas dans le cas où l'espèce la plus sensible a une valeur court terme inférieure à la plus faible des données long terme. Dans ces cas là, la QS est dérivée en utilisant un facteur d'extrapolation de 100 à la plus faible des données des essais court terme.

- (d) Un facteur d'extrapolation de 10 est normalement utilisé lorsque des données long terme sont disponibles pour au moins trois espèces pour les trois niveaux trophiques (poissons, daphnies et algues ou un organisme non standard à la place d'un organisme standard).
En examinant les essais sur la toxicité à long terme, l'AA-QS_{water_eco} devrait être calculée à partir de la plus faible donnée long terme disponible. L'extrapolation à l'écosystème peut être faite avec beaucoup plus de confiance, et donc une réduction du facteur d'évaluation de 10 est possible. Cependant, ceci est suffisant que si les espèces testées peuvent être considérées comme le groupe le plus sensible.

2.1.3 DETERMINATION D'UNE AA-QS_{MARINE_ECO} (MOYENNE ANNUELLE POUR L'EAU MARINE)

Le TGD-NQE (E.C., 2010), recommande que le facteur d'extrapolation appliqué pour le calcul de la norme en milieu marin prenne en compte le fait que la diversité des espèces marines est plus importante qu'en eau douce, ce qui peut conduire à la sous-représentation de certains taxons dans le jeu de données utilisé. Un facteur d'extrapolation additionnel de 10 est donc préconisé par rapport aux facteurs d'extrapolation communément utilisés pour la dérivation des normes d'eau douce. Ce facteur d'extrapolation peut être réduit si des données d'écotoxicité sont disponibles pour des groupes taxonomiques marins autres que les poissons, les crustacés et les algues et présentant des modes de vie et/ou d'alimentation différents des espèces déjà présentes dans le jeu de données (par exemple les mollusques filtreurs ou les échinodermes).

Les règles détaillées pour le choix des facteurs d'extrapolation en fonction du jeu de données pour la dérivation de l'AA-QS_{marine_eco} sont données dans tableau 3.3 du TGD-NQE (E.C., 2010), reproduit ici dans le *Tableau 2*.

Tableau 2 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination de l'AA-QS_{marine_eco}. D'après le «Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Jeu de données disponible	Facteur d'extrapolation
Plus faible donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour 3 taxons représentatifs d'eau douce ou marine (poissons, crustacés et algues) représentant 3 niveaux trophiques	10 000 ^(a)
Plus faible donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour 3 taxons représentatifs d'eau douce ou marine (poissons, crustacés et algues) représentant 3 niveaux trophiques plus 2 taxons marins additionnels (mollusques, échinodermes...)	1000 ^(b)
Une donnée long terme (NOEC ou EC ₁₀) (à partir d'études sur la reproduction des crustacés d'eau douce ou marine ou sur la croissance des poissons)	
Deux données long terme (NOEC ou EC ₁₀) d'eau douce ou marine représentant 2 niveaux trophiques (poissons et/ou crustacés et/ou algues)	500 ^(c)
Plus faible donnée long terme (NOEC ou EC ₁₀) pour 3 espèces d'eau douce ou marine (normalement poissons et/ou crustacés et/ou algues) représentant 3 niveaux trophiques	100 ^(d)
Deux données long terme (NOEC ou EC ₁₀) d'eau douce ou marine représentant 2 niveaux trophiques (poissons et/ou crustacé et/ou algues) plus une donnée long terme d'un taxon marin additionnel (échinodermes, mollusques...)	50
Plus faible donnée long terme (NOEC ou EC ₁₀) pour 3 espèces d'eau douce ou marine (normalement poissons et/ou crustacés et/ou algues) représentant 3 niveaux trophiques plus deux données long terme de taxons marins additionnels (échinodermes, mollusques...)	10 ^(e)

- (a) L'utilisation d'un facteur de 10 000 sur des données de toxicité court terme est un facteur conservateur et protecteur et est conçu pour garantir que les substances pouvant causer des effets indésirables sont identifiés. Il suppose que les incertitudes mentionnées ci-dessus apportent une contribution significative à l'incertitude générale. Pour certaines substances données, il est possible qu'une des composantes de l'incertitude soit plus importante qu'une autre. Dans ce cas là, il peut être nécessaire de modifier le facteur. Cette variation peut conduire à une augmentation ou diminution de ce facteur en fonction des informations disponibles. La variation de ce facteur d'extrapolation peut inclure un ou plusieurs de ces éléments :
- les preuves obtenues à partir d'éléments structurellement similaires peuvent démontrer qu'augmenter ou réduire le facteur d'extrapolation peut être nécessaire,
 - En raison de leur structure, le mode d'action de certaines substances peut être connu comme étant non spécifique. Un facteur plus faible, peut donc être envisagé. De même si le mode d'action connu est spécifique, cela peut conduire à un facteur plus élevé,
 - la disponibilité des données à partir d'une grande variété d'espèces couvrent les groupes taxonomiques présents dans au moins trois niveaux trophiques. Dans ce cas le facteur peut seulement être réduit lorsque plusieurs données sont disponibles pour le groupe taxonomique le plus sensible (à savoir le groupe présentant une toxicité aiguë de plus de 10 fois plus faible que pour les autres groupes).
- (b) Un facteur d'extrapolation de 1000 est appliqué lorsque des données pour une large sélection d'espèces sont disponibles pour les groupes taxonomiques additionnels (tels que mollusques ou échinodermes) autres que ceux représentés par les algues, crustacés et poissons et si ces données sont disponibles pour deux groupes taxonomiques additionnels représentatifs des espèces marines.
- Un facteur d'extrapolation de 1000 est appliqué à un résultat long terme (eau douce ou marine, crustacés ou poissons) si ce résultat est généré pour le groupe taxonomique présentant la plus faible L(E)C₅₀ dans les essais court terme pour les algues, crustacés ou poissons.
- Si le seul résultat à long terme disponible est d'une espèce qui n'a pas la plus basse L(E)C₅₀ dans les essais à court terme, le facteur d'évaluation de 1000 n'est pas considérée comme protecteur pour les autres espèces plus sensibles. Ainsi, l'évaluation des risques est fondée sur les données à court terme avec l'application d'un facteur d'évaluation de 10.000.
- Un facteur de 1000 peut également être appliqué à la plus faible des deux données long terme couvrant deux niveaux trophiques (eau douce ou marine, algues et/ou crustacés et/ou poissons) lorsque ces résultats ne sont pas générés par les espèces présentant la plus faible L(E)C₅₀ des essais à court terme.
- Cela ne devrait pas s'appliquer dans les cas où les espèces les plus sensibles ont une valeur de L(E)C₅₀ inférieure à la valeur la plus faible des essais long terme. Dans ce cas, l'AA-QS_{marine_eco} pourrait être obtenue en appliquant un facteur d'évaluation de 1000 à la plus basse L(E)C₅₀ des essais à court terme.
- (c) Un facteur d'extrapolation de 500 est appliqué à la plus faible des deux données long terme couvrant deux niveaux trophiques (eau douce ou marine, algue et/ou crustacé et/ou poisson) quand ces résultats générés couvrent les niveaux trophiques possédant la plus faible L(E)C₅₀ des tests court terme avec ces espèces. Il peut être envisagé de baisser le facteur d'extrapolation dans les cas suivants :
- s'il est possible de déterminer que le groupe taxonomique non testé est moins sensible que les deux groupes testés, alors un facteur d'extrapolation de 100 peut être appliqué,
 - un facteur d'évaluation réduit (à 100 si seulement un essai à court terme, à 50 si deux essais à court terme sont disponibles pour des espèces marines) appliqué à la plus faible donnée court terme à partir de seulement deux espèces peut être approprié lorsque :
 - des tests court terme pour les espèces additionnelles représentant les groupes taxonomiques marins (par exemple mollusques ou échinodermes) ont été effectués et ne représentent pas les groupes les plus sensibles, et,
 - il a été déterminé avec une forte probabilité que les résultats long terme générés ne seront pas plus faibles que ceux déjà obtenus. Ceci est particulièrement important pour les substances n'ayant pas un potentiel de bioaccumulation.
- (d) Le facteur d'extrapolation de 100 peut être réduit au minimum à 10 pour les situations suivantes :

- des tests court terme pour les espèces additionnelles représentant des groupes taxonomiques marins (par exemple, mollusques ou échinodermes) ont été effectués et indiquent que ces espèces ne sont pas les plus sensibles, et il a été démontré avec une forte probabilité que les résultats long terme générés pour ces espèces ne sont pas plus faibles que ceux déjà obtenus,
 - des tests à court terme sur des groupes taxonomiques marins (par exemple, mollusques ou échinodermes) ont indiqué qu'un de ces groupes est le plus sensible et un test long terme a été effectué pour ce groupe. Cette mesure ne s'appliquera que lorsqu'il sera déterminé avec une forte probabilité que d'autres résultats à long terme générés à partir d'autres taxons ne seront pas inférieurs aux résultats à long terme déjà disponibles.
- (e) Un facteur de 10 ne peut être diminué sur la base d'études en laboratoire seulement. Il peut être autorisé s'il est justifié par les données mésocosme ou sur le terrain.

Pour la détermination de l'AA-QS_{water_eco} et l'AA-QS_{marine_eco}, on obtient le calcul suivant :

$$\begin{array}{lcl} \text{AA-QS}_{\text{water_eco}} \text{ } [\mu\text{g/L}] & = & \text{min (donnée valide)} / \text{AF} \\ \text{AA-QS}_{\text{marine_eco}} \text{ } [\mu\text{g/L}] & = & \text{min (donnée valide)} / \text{AF} \end{array}$$

Lorsque parmi les données de toxicité chroniques des EC₁₀ sont disponibles, celles-ci seront préférées aux valeurs de NOEC pour le calcul de l'AA-QS.

Il est également possible que la plus faible valeur de toxicité chronique soit une LOEC. Dans ce cas là, si dans l'étude correspondante à la LOEC moins de 20 % d'effet est observée pour l'unique ou la plus faible concentration d'exposition utilisée dans les essais, il sera alors possible de dériver une NOEC à partir de la LOEC en utilisant le calcul suivant : NOEC = LOEC/2. Si les effets dépassent 20 %, la LOEC ne peut pas être utilisée et ce sera la seconde valeur chronique ou la donnée aigüe la plus faible qui sera utilisée pour le calcul de l'AA-QS.

2.1.4 DETERMINATION DE LA CONCENTRATION MAXIMUM ACCEPTABLE (MAC ET MAC_{MARINE}) :

La Concentration Maximale Acceptable est calculée pour protéger les organismes de la colonne d'eau (eau douce et marine) contre de possibles effets dus à des fortes concentrations de courtes durées. Elle est calculée à partir de l'EC₅₀ ou de la LC₅₀ valide la plus basse divisée par un facteur d'extrapolation. Cette valeur seuil ne concerne que les organismes aquatiques, car les études de toxicité aigüe ne sont pas pertinentes pour les autres compartiments étudiés (l'exposition à des substances chimiques se faisant dans ce cas sur des longues durées).

2.1.4.1 DETERMINATION D'UNE MAC (CONCENTRATION MAXIMALE ACCEPTABLE POUR L'EAU DOUCE)

Les règles détaillées pour le choix des facteurs d'extrapolation en fonction du jeu de données disponible pour la dérivation de la MAC sont données dans le tableau 3.4 du TGD-NQE (E.C., 2010), reproduit ici dans le *Tableau 3*.

Tableau 3 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination de la MAC. D'après le «Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Jeu de données disponible	Informations supplémentaires	Facteur d'extrapolation
Base de données incomplète (moins de 3 données de toxicité aiguë disponibles)	La MAC n'est pas dérivée	
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour chaque niveau trophique (poissons, crustacés et algues)	-	100
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour chaque niveau trophique (poissons, crustacés et algues)	Les données de toxicité aiguës pour les différentes espèces n'ont pas un écart-type supérieur à 3	10
	Le mode d'action du toxique est connu et les espèces représentatives de la plupart des groupes taxonomiques sensibles figurent dans l'ensemble des données	

2.1.4.2 DETERMINATION D'UNE MAC_{MARINE} (CONCENTRATION MAXIMALE ACCEPTABLE POUR L'EAU MARINE)

Les règles détaillées pour le choix des facteurs d'extrapolation en fonction du jeu de données disponible pour la dérivation de la MAC_{marine} sont données dans le tableau 3.5 du TGD-NQE (E.C., 2010), reproduit ici dans le *Tableau 4*.

Tableau 4 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination de la MAC_{marine}. D'après le «Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Jeu de données disponible	Informations supplémentaires	Facteur d'extrapolation
Base de données incomplète (moins de 3 données de toxicité aiguë disponibles)	La MAC n'est pas dérivée	
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour chaque niveau trophique (poissons, crustacés et algues)	-	1000
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour chaque niveau trophique (poissons, crustacés et algues) plus une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour un taxon marin additionnel spécifique	-	500
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour chaque niveau trophique (poissons, crustacés et algues)	Les données de toxicité aiguës pour les différentes espèces n'ont pas un écart-type supérieur à 3	100
	Le mode d'action du toxique est connu et les espèces représentatives de la plupart des groupes taxonomiques sensibles figurent dans l'ensemble des données	
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour chaque niveau trophique (poissons, crustacés et algues) plus au moins deux données court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour des taxons marins additionnels spécifiques	-	
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour chaque niveau trophique (poissons, crustacés et algues) plus une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour un taxon marin additionnel spécifique	Les données de toxicité aiguës pour les différentes espèces n'ont pas un écart-type supérieur à 3	50
	Le mode d'action du toxique est connu et les espèces représentatives de la plupart des groupes taxonomiques sensibles figurent dans l'ensemble des données	
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour chaque niveau trophique (poissons, crustacés et algues) plus au moins deux données court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour des taxons marins additionnels spécifiques	Les données de toxicité aiguës pour les différentes espèces n'ont pas un écart-type supérieur à 3	10
	le mode d'action du toxique est connu et les espèces représentatives de la plupart des groupes taxonomiques sensibles figurent dans l'ensemble des données	

Pour la détermination de la MAC et MAC_{marine}, on obtient le calcul suivant :

$$\begin{aligned} \text{MAC} [\mu\text{g/L}] &= \min (\text{EC}_{50} \text{ ou } \text{LC}_{50}) / \text{AF} \\ \text{MAC}_{\text{marine}} [\mu\text{g/L}] &= \min (\text{EC}_{50} \text{ ou } \text{LC}_{50}) / \text{AF} \end{aligned}$$

Selon le TGD-NQE (E.C., 2010), lorsque le calcul de la MAC conduit à une valeur plus faible que celle de l'AA-QS, la MAC est fixée à une valeur égale à celle de l'AA-QS.

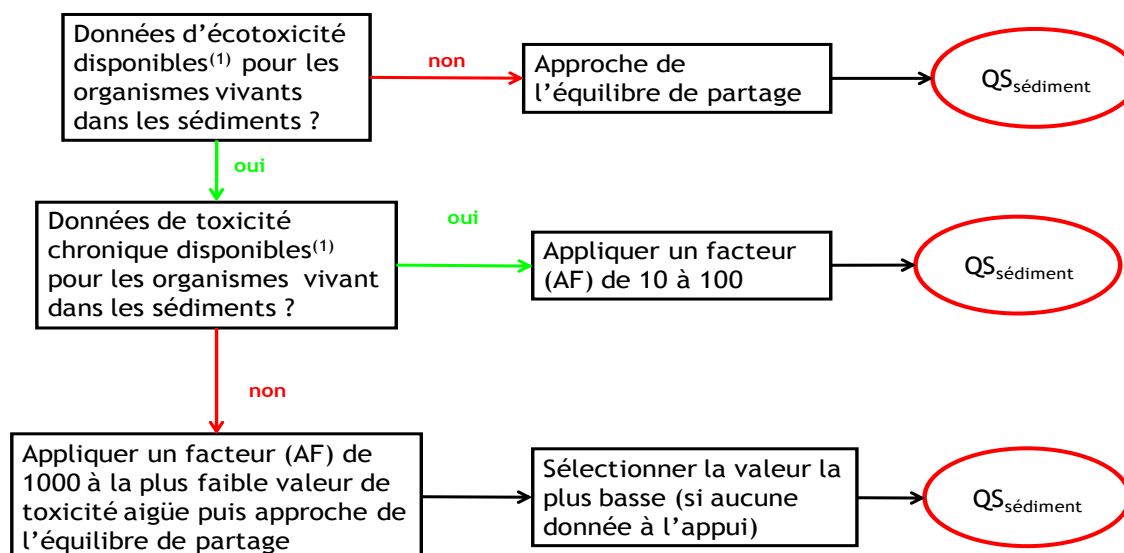
2.2 NORME DE QUALITE POUR LES SEDIMENTS

La prise en compte de la protection des organismes benthiques passe par le calcul d'une norme de qualité pour le sédiment. La dérivation d'une norme de qualité pour le sédiment est notamment pertinente lors de la mise en place d'une norme concernant les substances hydrophobes ou les métaux.

Cette norme de qualité a plusieurs rôles, tels que :

- Identifier les sites soumis à un risque de détérioration chimique (dans ce cas la norme sédiment est dépassée).
- Déclencher des études pour l'évaluation qui peuvent conduire à des études plus poussées et potentiellement à des programmes de mesures.
- Identifier des tendances en terme de la qualité environnementale (Art. 4 Directive 200/60/CE (C.E., 2000)).

Il existe deux méthodologies pour la détermination de la norme pour les sédiments et celles-ci sont présentées dans le « Projet de Guide Technique pour la Détermination des Normes de Qualité Environnementale », TGD-NQE (E.C., 2010). La détermination peut donc se faire soit par la méthodologie des facteurs d'extrapolation soit par celle de l'équilibre de partage (Figure 4). Pour certaines substances la valeur de la norme est disponible dans la littérature et est directement utilisée.



(1) Lors des essais écotoxicologiques la contamination se fait par mélange du toxique avec le sédiment.

Figure 4 : Processus de dérivation d'une QS_{sed} . D'après le «Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

2.2.1 METHODE DES FACTEURS D'EXTRAPOLATION

Sur le même principe que l'AA-QS, une recherche bibliographique est réalisée afin de prélever tous les résultats de tests réalisés sur les organismes benthiques. La plupart des données récoltées proviennent d'essais effectués en laboratoire et réalisés selon les lignes directrices de l'OCDE. Les données le plus souvent disponibles proviennent de tests effectués sur des invertébrés aquatiques tels que *Chiromonus riparius*.

La méthode des facteurs d'extrapolation sera seulement utilisée lorsque la contamination lors des essais écotoxicologiques correspondra à un mélange direct du toxique avec le sédiment. Lorsque les données récoltées proviendront d'essais où la contamination s'est faite par mélange du toxique avec l'eau, ce sera la méthode de l'équilibre de partage qui sera utilisée pour le calcul des QS_{sed} et $QS_{sed-marine}$. Cette norme est à la fois calculée pour les sédiments d'eau douce et pour les sédiments marins. Le calcul se fait à partir de la plus faible donnée pertinente et valide à laquelle on applique un facteur d'extrapolation.

2.2.1.1 DETERMINATION DE LA QS_{SED} (NORME DE QUALITE POUR LE SEDIMENT D'EAU DOUCE)

Les détails sur le choix du facteur sont disponibles dans le tableau 5.1 du TGD-NQE (E.C., 2010), reproduit ici dans le *Tableau 5*.

Tableau 5 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination de la QS_{sed} . D'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Jeu de données disponibles	Facteur d'extrapolation
Une donnée court terme (EC_{50} ou LC_{50})	1000 ⁽¹⁾
Une donnée long terme (NOEC ou EC_{10})	100
Deux données long terme (NOEC ou EC_{10}) pour des espèces présentant différents régimes alimentaires et différents modes de vie	50
Trois données long terme (NOEC ou EC_{10}) pour des espèces présentant différents régimes alimentaires et différents modes de vie	10

⁽¹⁾Facteur d'extrapolation à appliquer lorsque seulement des données de toxicité aiguës sont disponibles.

2.2.1.2 DETERMINATION DE LA $QS_{SED-MARIN}$ (NORME DE QUALITE POUR LE SEDIMENT MARIN)

Les détails sur le choix du facteur sont disponibles dans le tableau 5.3 du TGD-NQE (E.C., 2010), reproduit ici dans le *Tableau 5*.

Tableau 6 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination de la QS_{sed-marin}. D'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Jeu de données disponibles	Facteur d'extrapolation
Une donnée court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) pour des essais d'eau douce ou marins	10000
Deux données court terme (EC ₅₀ ou LC ₅₀) incluant au minimum un essai marin sur un organisme d'un taxon sensible	1000
Une donnée long terme (NOEC ou EC ₁₀) pour les sédiments d'eau douce	
Deux données long terme (NOEC ou EC ₁₀) pour les sédiments d'eau douce avec des espèces présentant des modes de vie et d'alimentation différents	500
Une donnée long terme (NOEC ou EC ₁₀) pour les sédiments d'eau douce et une pour les sédiments marins avec des espèces présentant des modes de vie et d'alimentation différents	100
Trois données long terme (NOEC ou EC ₁₀) pour les sédiments avec des espèces présentant des modes de vie et d'alimentation différents	50
Trois données long terme (NOEC ou EC ₁₀) avec des espèces présentant des modes de vie et d'alimentation différents et incluant au minimum deux essais pour des espèces marines	10

Pour la détermination de la QS_{sed} et de la QS_{sed-marin}, les calculs suivant sont utilisés :

$$\begin{aligned}
 QS_{sed} [\mu\text{g}/\text{kg}] &= \min(\text{donnée valide}) / AF \\
 QS_{sed-marin} [\mu\text{g}/\text{kg}] &= \min(\text{donnée valide}) / AF
 \end{aligned}$$

2.2.1.3 DERIVATION DE LA QS_{SED} AVEC LA METHODE DE L'EQUILIBRE DE PARTAGE

Les tests sur les organismes benthiques sont rares. C'est pourquoi, lorsque le nombre de données de toxicité est vraiment très limité ou même nul, la méthode de l'équilibre de partage peut être une alternative aux données de bio-essais pour la dérivation de la QS_{sed}. C'est généralement la méthode la plus souvent utilisée dans la détermination de la QS_{sed}.

Cette méthode suppose que :

- il existe un équilibre entre la fraction de substance adsorbée sur les particules sédimentaires et la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle du sédiment,
- la fraction de substance adsorbée sur les particules sédimentaires n'est pas biodisponible pour les organismes et que seule la fraction de substance dissoute dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter les organismes,
- la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux toxiques est équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau. Ainsi, la norme de qualité de la colonne d'eau peut être utilisée pour définir la concentration à ne pas dépasser dans l'eau interstitielle.

Sur les bases de ces postulats, la Q_{sed} peut être calculée selon l'équation suivante (équation 7, page 125 du TGD-NQE (E.C., 2010)) :

$$QS_{sed \text{ poids humide}} [\mu\text{g}/\text{kg}] = \frac{K_{sed-eau}}{RHO_{sed}} * AA-QS_{water-eco} [\mu\text{g}/\text{L}] * 1000$$

La même équation peut être utilisée pour calculer une QS_{sed} pour le milieu marin. On obtient l'équation suivante :

$$QS_{sed\text{-marin poids humide}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{K_{sed\text{-eau}}}{RHO_{sed}} * AA\text{-}QS_{marine\text{-eco}} [\mu\text{g/L}] * 1000$$

Avec (pour les deux équations) :

RHO_{sed} : masse volumique des sédiments en $[\text{kg}_{sed}/\text{m}^3_{sed}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le TGD-NQE (E.C., 2010) est utilisée : $1300 \text{ kg}/\text{m}^3$.

$K_{sed\text{-eau}}$: coefficient de partage sédiment/eau en m^3/m^3 . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par le guide TGD-NQE (E.C., 2010) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $0.8 + 0.025 * Koc$ soit $K_{sed\text{-eau}} [\text{m}^3/\text{m}^3]$,

$AA\text{-}QS_{water_eco}$: norme de qualité pour la protection des organismes de la colonne d'eau douce,

$AA\text{-}QS_{marine_eco}$: norme de qualité pour les organismes marins.

N.B. : Pour une même substance, il est possible de trouver dans la littérature non pas une seule valeur mais une gamme de valeurs pour le Koc. Lorsque ce cas se produit, un coefficient de partage sédiment/eau ($K_{sed\text{-eau}}$) est calculé pour chaque valeur de Koc définissant la gamme. Ainsi, on obtiendra une gamme de valeurs pour les QS_{sed} et $QS_{sed\text{-marin}}$. La valeur finale retenue pour les normes de qualité du sédiment correspondra à la plus faible valeur de la gamme.

2.2.1.4 CONVERSION DE LA QS_{SED} EN POIDS HUMIDE OU POIDS SEC

Selon la méthode utilisée, la norme de qualité pour le sédiment peut être exprimée en poids sec ou en poids humide. Un facteur de conversion est alors utilisé pour passer d'une QS_{sed} en poids humide à une QS_{sed} en poids sec et inversement.

Le facteur de conversion utilisé est le suivant :

$$\frac{RHO_{sed}}{F_{solid_{sed}} * RHO_{solide}} = \frac{1300}{500} = 2.6, \text{ soit } \frac{QS_{sed \text{ poids sec}}}{QS_{sed \text{ poids humide}}} = 2.6$$

Avec :

$F_{solid_{sed}}$: fraction volumique en solide dans les sédiments en $[\text{m}^3_{solide}/\text{m}^3_{sed}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen (E.C., 2010) est utilisée : $0.2 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

RHO_{solide} : masse volumique de la partie sèche en $[kg_{solide}/m^3_{solide}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen (E.C., 2010) est utilisée : $2500 kg/m^3$,

RHO_{sed} : masse volumique des sédiments en $[kg_{sed}/m^3_{sed}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le TGD-NQE (E.C., 2010) est utilisée : $1300 kg/m^3$.

Pour les sédiments d'eau douce et marins :

- la concentration correspondant en poids sec se calcule de la manière suivante :

$$\begin{aligned} QS_{sed \text{ poids sec}} [\mu g/kg] &= QS_{sed \text{ poids humide}} [\mu g/kg] * 2.6 \\ QS_{sed\text{-marin} \text{ poids sec}} [\mu g/kg] &= QS_{sed\text{-marin} \text{ poids humide}} [\mu g/kg] * 2.6 \end{aligned}$$

- la concentration correspondant en poids humide se calcule de la manière suivante :

$$\begin{aligned} QS_{sed \text{ poids humide}} [\mu g/kg] &= QS_{sed \text{ poids sec}} [\mu g/kg] / 2.6 \\ QS_{sed\text{-marin} \text{ poids humide}} [\mu g/kg] &= QS_{sed\text{-marin} \text{ poids sec}} [\mu g/kg] / 2.6 \end{aligned}$$

Dans le cas où la méthode de l'équilibre de partage est utilisée, un facteur additionnel de 10 sera pris en compte lors du calcul de la QS sédiment si le $\log K_{ow}$ de la substance étudiée est supérieur à 5.

Il faut rappeler que les incertitudes liées à l'application du modèle de l'équilibre de partage sont importantes. Les sédiments naturels peuvent avoir des propriétés très variables en termes de composition (nature et quantité de matières organiques, composition minéralogique), de granulométrie, de conditions physico-chimiques, de conditions dynamiques (taux de déposition/taux de remise en suspension). Par ailleurs ces propriétés peuvent évoluer dans le temps en fonction notamment des conditions climatiques et de la morphologie de la masse d'eau. Si bien que le partage entre la fraction de toxique adsorbé et la fraction de toxique dissous peut être extrêmement variable d'un sédiment à un autre et l'hypothèse d'un équilibre entre ces deux fractions peut ne pas être très réaliste pour des conditions naturelles.

Par ailleurs, certains organismes benthiques peuvent ingérer les particules sédimentaires, et donc être contaminés par la fraction de substance adsorbée sur ces particules, ce qui n'est pas pris en compte lors de l'application de la méthode de l'équilibre de partage.

En se référant au « Projet de Guide Technique pour la Détermination des Normes de Qualité Environnementale » (E.C., 2010), un suivi pour le sédiment sera mise en œuvre lorsque le $\log K_{ow}$ de la substance sera supérieur ou égal à 3.

2.3 NORME DE QUALITE POUR LA PROTECTION DES PREDATEURS VIS-A-VIS DE L'EMPOISONNEMENT SECONDAIRE DES PREDATEURS

Lorsqu'une substance peut entraîner un risque de toxicité indirecte, il est jugé nécessaire de calculer une norme pour le biote afin d'assurer une certaine protection à différents niveaux :

- protection des grands prédateurs (oiseaux et mammifères) contre les risques d'empoisonnement dus à l'ingestion de leurs proies (dit « empoisonnement secondaire »).
- protection des organismes benthiques et pélagiques aussi exposés à un empoisonnement secondaire. Il est en revanche considéré que la norme obtenue pour la protection des mammifères et des oiseaux est suffisamment protectrice pour ces organismes benthiques.

L'établissement de cette norme, ou $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$, concerne donc l'empoisonnement secondaire qui se fait *via* un transfert par la chaîne alimentaire. L'empoisonnement secondaire prend alors en compte les effets toxiques aux niveaux les plus élevés de la chaîne alimentaire, résultant de l'ingestion d'organismes aquatiques (poissons, invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou les sédiments) contaminés à des niveaux trophiques inférieurs. De façon générale, l'établissement de la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$ est basé sur une chaîne alimentaire simplifiée et suppose que toutes les espèces, à un certain niveau trophique, contiennent des concentrations similaires de contaminants (toutefois, si une évaluation spécifique au site est nécessaire, cette hypothèse peut être plus détaillée). Cette chaîne alimentaire simplifiée avec les différents niveaux trophiques peut être résumée telle que dans la Figure 5.

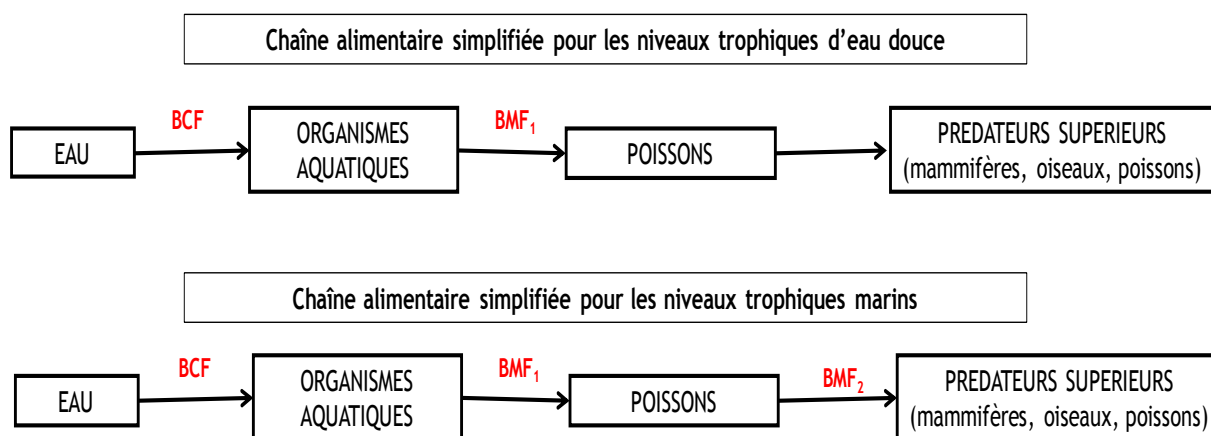


Figure 5 : Chaînes alimentaires simplifiées avec les différents niveaux trophiques utilisés pour la détermination de la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$. D'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010).

Cette norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire, $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$, est donc la concentration prédite sans effet pour les prédateurs supérieurs.

La dérivation de cette $QS_{\text{biota_sec}} \text{ pois}$ permet de traiter la toxicité chronique qu'une substance peut induire chez un prédateur. Il s'agit donc d'évaluer la toxicité chronique de la substance par la voie d'exposition orale uniquement, mais aussi les effets toxicologiques pertinents susceptibles d'avoir un effet sur les populations d'espèces et donc l'écosystème (particulièrement des effets sur la reproduction, sur la croissance des populations, etc). Pour l'évaluation de l'empoisonnement secondaire, les effets cancérogènes et mutagènes ne sont pas pris en compte ; sauf s'ils ont un impact sur la reproduction ou la croissance des populations. Les données retenues se basent sur des données de toxicité orale chez les mammifères et les oiseaux. Ces résultats sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), plus forte dose testée sans effet néfaste observé, ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*), plus faible dose testée induisant un effet néfaste observé, et sont exprimés en termes de quantité de toxique administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé et par jour.

Pour évaluer l'empoisonnement secondaire des prédateurs, il est nécessaire de connaître la concentration de toxique dans le biote qui n'induit pas d'effets observés pour ces prédateurs. Cette concentration est exprimée sous forme de NOEC qui est déduite à partir de la NOAEL grâce à des facteurs de conversion empiriques variables selon les espèces testées, la durée de l'essai et le type d'essai. Les facteurs utilisés sont ceux recommandés par le TGD-NQE (E.C., 2010) dans son tableau 4.1. Ils sont reportés ci-après dans le tableau suivant (*Tableau 7*).

Tableau 7: Facteurs de conversion permettant d'obtenir une NOEC à partir de la NOAEL. D'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Espèce		Informations sur le test de toxicité	Facteur de conversion
Chien	<i>Canis domesticus</i>	Individus testés adultes	40
Macaque	<i>Macaca sp.</i>	-	20
Souris	<i>Mus musculus</i>	Étude sur 28 - 90 jours	8.3
Campagnol	<i>Microtus spp</i>	-	8.3
Lapin	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	-	33.3
Rat	<i>Rattus norvegicus</i>	Individus testés âgé > 6 semaines	20
		Individus testés âgé ≤ 6 semaines	10
	<i>Rattus</i>	Étude sur 28 - 90 jours	10
		Étude sur 2 générations : effets observés lors du premier accouplement ou seulement sur les mâles F ₀	12.5
		Étude sur 2 générations : tous les effets sauf ceux cités ci-dessus	8.33
Poulet	<i>Gallus domesticus</i>	-	8

Il est à noter que lorsque celles-ci sont disponibles, les NOEC ou les facteurs de conversions spécifiques de l'étude sont toujours préférés aux facteurs de conversion par défaut recommandés ci-dessus.

Les valeurs de ces facteurs de conversion dépendent de la masse corporelle des animaux et de leur consommation journalière de nourriture. Celles-ci peuvent varier de façon importante selon le niveau d'activité et le métabolisme de l'animal, la valeur nutritive de sa nourriture, etc. De même, elles peuvent être très différentes entre un animal élevé en laboratoire et un animal sauvage. Pour couvrir ces sources de variabilité, mais aussi tenir compte des autres sources de variabilité ou incertitudes (variabilité inter et intra-espèce, extrapolation du court terme au long terme, etc), des facteurs d'extrapolation sont nécessaires pour le calcul de la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$ à partir des NOEC estimées.

Dans le cas où la toxicité a été établie à partir d'une LOAEL plutôt qu'une NOAEL, un facteur d'extrapolation supplémentaire ($AF_{\text{dose-réponse}}$) sera alors appliqué. Ce facteur dépend de la gravité des effets toxiques, mais aussi de la réglementation existante. Dans le cas où une norme est déjà définie par l'OMS⁴, le facteur d'extrapolation supplémentaire utilisé pour le calcul de la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$ à partir de la LOAEL est souvent un facteur de 10 (le facteur issu du TGD-NQE (E.C., 2010) ne sera alors pas appliqué). Dans le cas contraire, le facteur d'extrapolation supplémentaire utilisé est celui recommandé par le TGD-NQE (E.C., 2010) et correspond à un facteur de 3.

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire est calculée conformément au TGD-NQE (E.C., 2010). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC observée par un facteur d'extrapolation qui est variable selon la durée du test. Les valeurs recommandées pour ces facteurs d'extrapolation sont données dans le tableau 4.3 TGD-NQE (E.C., 2010) reporté ci-dessous dans le *Tableau 8*.

Tableau 8 : Facteurs d'extrapolation pour la détermination de la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$. D'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Toxicité orale	Durée du test	Facteur d'extrapolation
NOEC _{Oiseau, nourriture}	Chronique	30
NOEC _{Mammifères, nourriture}	28 jours	300
	90 jours ou études de reproduction	90
	Chronique	30

L'équation extraite du TGD-NQE (E.C., 2010) est utilisée pour calculer la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$:

$$QS_{\text{biota_sec\ pois}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \text{NOEC} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / \text{AF}$$

La $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$ est exprimée dans un premier temps en termes de quantité de toxique par unité de masse de l'individu. Dans un second temps, elle peut être ramenée à une concentration dans l'eau douce ou une concentration dans les eaux côtières et de transition.

Pour l'eau douce, la formule suivante est utilisée :

$$QS_{\text{water-sp}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{QS_{\text{biota_sec\ pois}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L}/\text{kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}_1}$$

⁴ OMS : Organisation Mondiale de la Santé (WHO : World Health Organization)

Pour le milieu marin (eaux côtières et de transition), la formule suivante est utilisée :

$$QS_{\text{marine-sp}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota_sec pois}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{BCF [L/\text{kg}_{\text{biota}}] * BMF_1 * BMF_2}$$

Avec:

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF₁ : facteur de biomagnification,

BMF₂ : facteur de biomagnification additionnel pour les organismes marins.

Le facteur de bioconcentration (BCF) représente le ratio à l'équilibre entre la concentration dans le biote et la concentration dans l'eau. Le facteur de biomagnification (BMF) représente le ratio à l'équilibre entre la concentration dans l'organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire et la concentration dans sa proie.

Des valeurs de BCF sont couramment reportées dans la littérature et la valeur retenue pour le calcul est celle mesurée chez les poissons. En absence de valeurs mesurées pour le BMF, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF ou du log K_{ow} selon le tableau 4.6 du TGD-NQE (E.C., 2010), tels que reporté dans le *Tableau 9*.

Tableau 9 : Valeurs de BMF par défaut pour des substances organiques, déterminées à partir du log K_{ow} ou du BCF chez le poisson. D'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010)

Log K _{ow}	BCF (poisson)	BMF ₁	BMF ₂
< 4.5	< 2000	1	1
4.5 - 5 inclus	2000 - 5000	2	2
5 - 8 inclus	> 5000	10	10
> 8 - 9 inclus	2000 - 5000	3	3
> 9	< 2000	1	1

Cette conversion de la QS_{biota_sec pois} en QS_{water-sp} et QS_{marine-sp} suppose que la substance présente dans l'eau peut se bioaccumuler dans le biote et que la concentration dans le biote peut se déduire de la concentration dans l'eau. Le calcul proposé ci-dessus permet donc d'obtenir la concentration à ne pas dépasser dans l'eau afin de respecter la valeur de la QS pour l'empoisonnement secondaire déterminée dans le biote.

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il fait, en effet, l'hypothèse qu'un équilibre a été atteint entre l'eau et le biote, ce qui n'est pas véritablement réaliste dans les conditions du milieu naturel. Par ailleurs, ce calcul, repose sur un des facteurs de bioaccumulation et de biomagnification qui peuvent en réalité varier de façon importante entre les espèces considérées et la localisation géographique, donc en fonction de la concentration de la substance dans le milieu.

2.4 NORME DE QUALITE POUR LA PROTECTION DE LA SANTE HUMAINE

La norme de qualité pour la protection de la santé humaine traite de la toxicité chronique qui est induite par une substance sur l'être humain, *via* la consommation des produits de la pêche ou *via* la consommation d'eau de boisson.

Pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation des produits de la pêche une norme de qualité exprimée dans le biote est calculée sur la base des propriétés de bioaccumulation et de dangerosité de la substance chimique considérée, notamment :

- Les substances avérées ou suspectées cancérogènes,
- Les substances avérées ou suspectées mutagènes / génotoxiques,
- Les substances avérées ou suspectées reprotoxiques,
- Risques de dommages irréversibles,
- Toute autre propriété d'un niveau dit « équivalent de préoccupation ».

Pour prendre en compte les effets indirects sur la santé humaine il est nécessaire de disposer de valeurs toxicologiques de référence (VTR). Les VTR sont des indices toxicologiques de référence qui permettent de qualifier ou de quantifier les risques pour la santé humaine liés à une exposition aiguë, continue ou répétée dans le temps. Il existe des VTR avec ou sans seuil et chaque VTR est valable pour un type d'effet sanitaire, une durée et une voie d'exposition donnée. Ces VTR peuvent être établies par des instances nationales ou internationales comme l'OMS et par des structures nationales reconnues telles que l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (US-EPA), l'Agence Américaine sur les Substances Chimiques (ATSDR), Santé Canada ou encore l'Agence de Santé Publique des Pays-Bas (RIVM).

Pour les NQE déterminées par l'INERIS, le choix ou la détermination de ces VTR est faite sous la responsabilité des experts toxicologues de l'INERIS. Dans la pratique, le choix d'une VTR se veut être un compromis sécuritaire entre l'approche scientifique et les réalités du terrain. Pour ce faire, l'INERIS a rédigé un document précisant la méthodologie suivie pour le choix et la détermination des VTR (INERIS, 2006⁵).

Pour l'évaluation des effets sur la santé humaine *via* le biote aquatique, seuls les résultats sur mammifères sont considérés comme pertinents. De même, compte tenu du mode d'exposition envisagé pour l'établissement de la norme, seuls les tests sur mammifères usant d'exposition par voie orale (*via* l'alimentation ou le gavage) sont exploités. Les résultats de toxicité trouvés sont généralement exprimés sous forme de NOAEL ou LOAEL. Ces NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle et par jour.

Contrairement à l'évaluation des effets pour les prédateurs supérieurs, les effets de type cancérogènes ou mutagènes doivent être pris en compte en plus des effets reprotoxiques ou systémiques. Les résultats des études en toxicologie peuvent faire état d'effets à seuil ou d'effets sans seuil (en particulier pour certains cancérogènes et mutagènes). Dans ce dernier cas, il n'est pas possible de déterminer une concentration sans effet, car il existe toujours une probabilité d'effet même aux faibles doses. Il est alors généralement proposé une concentration correspondant à un excès de risque de cancer ou de mutation de 10^{-6} (c'est-à-dire une probabilité d'obtenir un effet sur une personne parmi un million).

⁵ <http://www.ineris.fr/centredoc/41113-etsc-r01a%5B3%5D.pdf>

La norme de qualité pour la santé humaine est calculée de la façon suivante, selon le TGD-NQE (E.C., 2010) :

$$QS_{\text{biota_hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour,
- une consommation moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- un facteur correctif de 10 % (soit 0.1) : la VTR donnée ne tient compte en effet que d'une exposition par voie orale, et pour la consommation de produits de la pêche uniquement. Mais la contamination peut aussi se faire par la consommation d'autres sources de nourriture, par la consommation d'eau, et d'autres voies d'exposition sont possibles (inhalation ou contact cutané). Le facteur correctif de 10 % (soit 0.1) permet de rendre l'objectif de qualité plus sévère d'un facteur 10 afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles,
- $F_{\text{sécurité}}$: facteur de sécurité supplémentaire de 10 prenant en compte les effets cancérogènes et/ou mutagènes et/ou perturbateurs endocriniens de la substance étudiée. Lorsque ces effets sont déjà pris en compte dans les études de toxicité à long terme utilisées comme références pour le calcul de la VTR, le facteur de sécurité supplémentaire de 10 n'est alors pas appliqué au calcul de la $QS_{\text{biota_hh}}$.

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10 % n'est donné que par défaut, mais la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement).

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante dans l'eau (douce et marine) peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation et de la biomagnification de la substance.

Pour l'eau douce, la formule suivante est utilisée :

$$QS_{\text{water_hh food}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{QS_{\text{biota_hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}]}{BCF [\text{L}/\text{kg}_{\text{biota}}] * BMF_1}$$

Pour le milieu marin (eaux côtières et de transition), la formule suivante est utilisée:

$$QS_{\text{marine_hh food}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota_hh}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{BCF [L/\text{kg}_{\text{biota}}] * BMF_1 * BMF_2}$$

2.5 NORME DE QUALITE POUR LA PROTECTION DE LA SANTE HUMAINE VIS-A-VIS DE LA CONSOMMATION D'EAU POTABLE

La protection de la santé humaine passe par l'atteinte de deux objectifs de protection. Le premier, correspondant à la voie d'exposition *via* la consommation des produits de la pêche, a été traité ci-dessus. Le second objectif correspond à la voie d'exposition liée à la consommation d'eau de boisson.

Pour certaines substances des normes de qualité réglementaires pour l'eau de boisson sont données dans la Directive 98/83/CE (C.E., 1998). L'OMS recommande également des valeurs guides pour un certain nombre de substances qui, *via* l'eau de boisson vont avoir des effets néfastes sur la santé humaine⁶. Les valeurs réglementaires de la Directive 98/83/CE doivent être privilégiées par rapport aux valeurs de l'OMS qui ne sont que de simples recommandations. Il faut signaler que les normes données dans la Directive 98/83/CE ne sont pas nécessairement établies sur la base de critères toxicologiques (par exemple les normes pour les pesticides ont été établies par rapport à la limite de quantification analytique de l'époque pour ce type de substance, soit 0.1 µg/L).

Ces valeurs réglementaires, si elles sont disponibles, sont alors comparées à la valeur de la norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable calculée selon la méthode proposée dans le TGD-NQE (E.C., 2010).

De manière générale, selon le TGD-NQE, la dérivation d'une norme pour l'eau de boisson peut être schématisée selon la description faite en Figure 6.

⁶ http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506_12.pdf

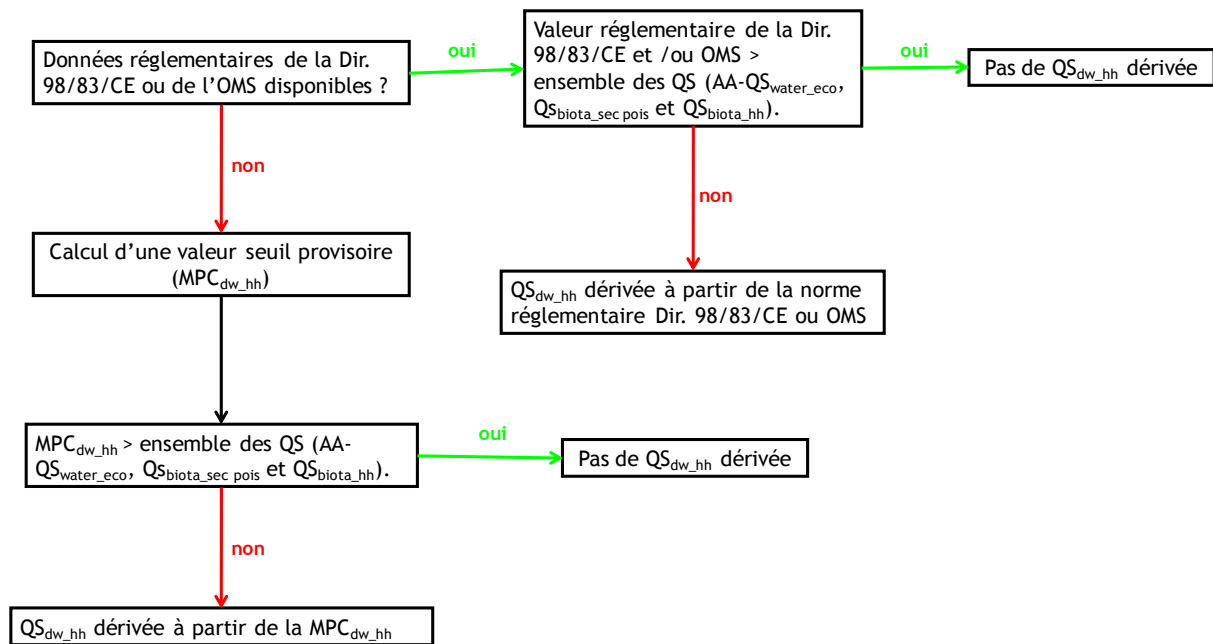


Figure 6 : Aperçu de la dérivation de la norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable, QS_{dw_hh} . D'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010).

Selon le TGD-NQE (E.C., 2010), lorsque qu'une valeur réglementaire pour l'eau de boisson est disponible, c'est celle-ci qui est choisie comme norme de qualité pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation d'eau potable (les données réglementaires de la Directive 98/83/CE étant privilégiées par rapport à celles de l'OMS). Cependant, l'INERIS a fait le choix de toujours calculer une valeur seuil provisoire pour l'eau de boisson qui est calculée de la manière suivante (E.C., 2010) :

$$MPC_{dw_hh} [\mu\text{g/L}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g/kg}_{corporel}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{corporel}]}{2 [\text{L/j}]} * \frac{1}{F_{sécurité}}$$

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose admissible par jour,
- une consommation d'eau moyenne de 2 L par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- un facteur correctif de 10 % (soit 0.1) afin de tenir compte de des autres sources de contamination possibles,
- $F_{sécurité}$: facteur de sécurité supplémentaire de 10 prenant en compte les effets cancérigènes et/ou mutagènes et/ou perturbateurs endocriniens de la substance étudiée. Lorsque ces effets sont déjà pris en compte dans les études de toxicité à long terme utilisées comme références pour le calcul de la VTR, le facteur de sécurité supplémentaire de 10 n'est pas appliqué au calcul de la QS_{dw_hh} .

L'eau de boisson est obtenue à partir de l'eau brute du milieu après traitement pour la rendre potable. La fraction éliminée lors du traitement dépend de la technologie utilisée ainsi que des propriétés de la substance. La norme de qualité dans l'eau brute est alors calculée de la manière suivante :

$$QS_{dw_hh} [\mu\text{g/L}] = \frac{MPC_{dw_hh} [\mu\text{g/L}]}{1 - \text{fraction éliminée}}$$

En l'absence d'information, on considèrera que la fraction éliminée est nulle et le critère pour l'eau de boisson s'appliquera alors à l'eau brute du milieu. Par ailleurs, on rappellera que ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif et peut s'avérer inadéquat pour certaines substances (le calcul utilisé pour la dérivation de la QS_{dw_hh} ne prend pas en compte les caractères organoleptiques (odour, couleur...) de la substance) et certaines populations. Cependant si la QS_{dw_hh} calculée est déterminante, la fraction éliminée des substances concernées sera recherchée

La QS_{dw_hh} dérivée à partir du calcul précédent est choisie comme norme de qualité pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation d'eau potable lorsqu'aucune norme réglementaire n'est disponible pour la substance traitée, ou si celle-ci est supérieure.

2.6 NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE

Une fois les normes de qualité « spécifiques » (QS) estimées, une norme de qualité globale (NQE) est déterminée à partir de ces dernières, pour les écosystèmes aquatiques continentaux et marins. Les valeurs obtenues pour la dérivation de la MAC ne sont pas prises en compte lors de la détermination de la NQE qui représente une valeur seuil de protection vis-à-vis des potentiels effets à long terme des rejets de substances chimiques.

Afin de protéger le compartiment le plus sensible, le principe de précaution est appliqué : la norme de qualité globale est déterminée comme la plus faible des normes de qualité « spécifiques », qui correspond à la plus protectrice parmi tous les compartiments étudiés :

$$\begin{aligned} NQE_{\text{EAU DOUCE}} &= \text{valeur mini (AA-} QS_{\text{water_eco}}, QS_{\text{water-sp}}, QS_{\text{water_hh food}}, QS_{\text{dw_hh}}) \\ NQE_{\text{EAU MARINE}} &= \text{valeur mini (AA-} QS_{\text{marine_eco}}, QS_{\text{marine-sp}}, QS_{\text{marine_hh food}}) \end{aligned}$$

Pour la norme de qualité du sédiment un suivi spécifique de ce compartiment peut être mis en œuvre. Ainsi, selon le TGD-NQE (E.C., 2010), lorsque le $\log K_{ow}$ est supérieur ou égal à 3, la mise en place d'un suivi pour le sédiment (d'eau douce et marine) sera suggérée et le seuil pris en compte correspondra à la valeur de QS_{sed} (poids humide et poids sec). Lorsque le $\log K_{ow}$ est inférieur à 3, le suivi ne sera pas recommandé.

De façon générale, le cheminement utilisé pour déterminer la norme de qualité environnementale peut être résumé selon le schéma illustré par la Figure 7.

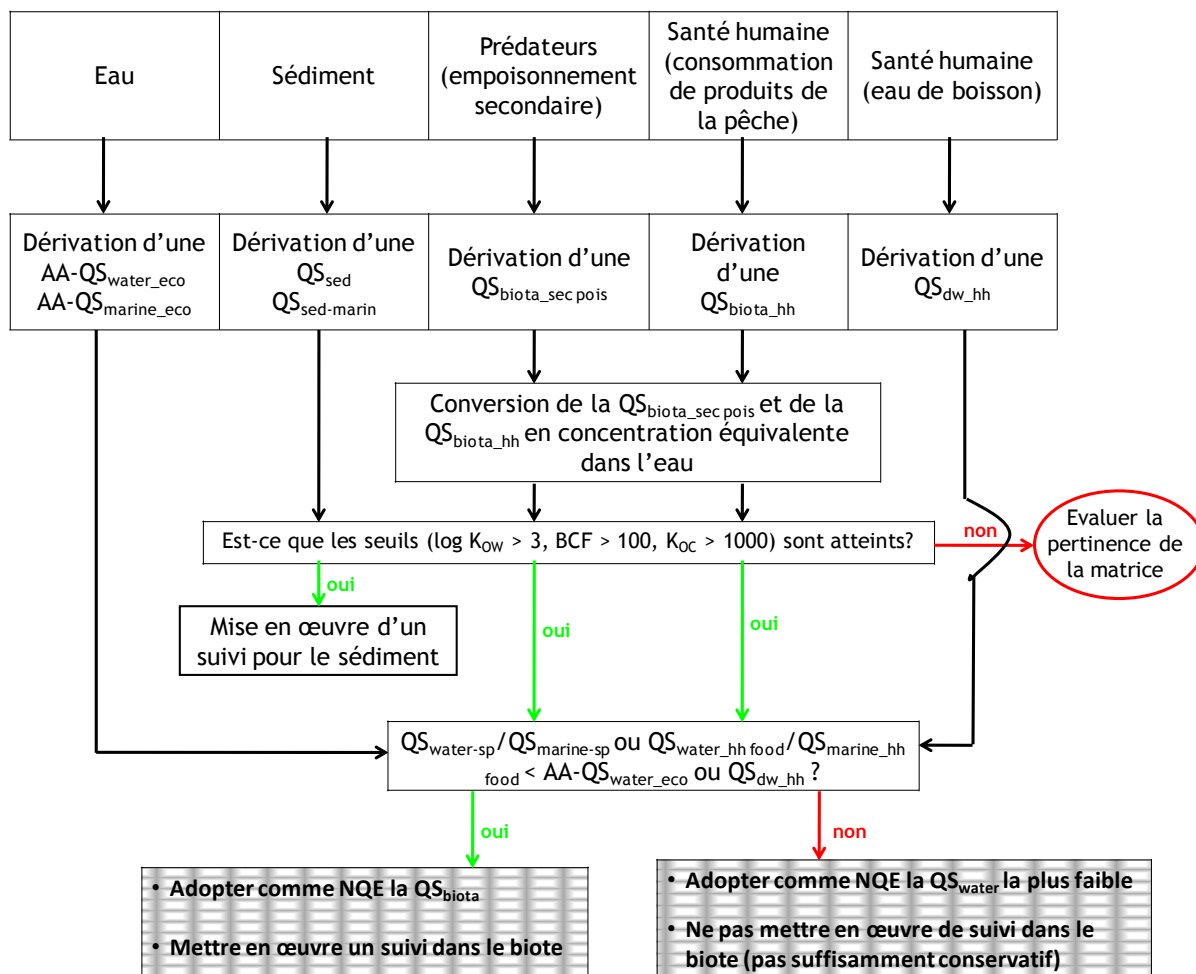


Figure 7 : Aperçu des évaluations nécessaires et de sélection d'une NQE globale. Adapté d'après le « Draft Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » (E.C., 2010).

Cas particulier des polluants très hydrophobes :

Certains polluants peuvent présenter la particularité d'être extrêmement hydrophobes, c'est le cas notamment des substances possédant un log K_{ow} supérieur à 6. Ces substances sont alors plus susceptibles de s'accumuler dans la matière en suspension que d'être dissoutes librement dans la colonne d'eau.

Les QS utilisées pour la détermination des NQE sont calculées à partir de données d'essais effectués en laboratoire et se réfèrent donc le plus souvent à des concentrations dissoutes. Dans le cas des substances très hydrophobes, la fraction de matière en suspension est relativement importante ce qui creuse un écart entre les concentrations totales (c'est-à-dire la quantité de substance dans la solution vraie plus la partie adsorbée dans la matière en suspension) et dissoutes.

Il a été fait le choix que lorsqu'une substance possède un log K_{ow} supérieur à 6, la norme de qualité environnementale (NQE) soit exprimée en concentration totale (QS_{water_total} et QS_{marine_total}) dans l'eau, et ce pour l'eau douce et l'eau marine.

Le passage d'une NQE exprimée en termes de concentration dissoute à une NQE exprimée en termes de concentration totale ($QS_{\text{water_total}}$) se fait selon le calcul du TGD-NQE (E.C., 2010) :

Pour l'eau douce :

$$QS_{\text{water_total}} = NQE_{\text{EAU DOUCE}} * (1 + K_{\text{p-susp}}) * C_{\text{SPM}} * 10^{-6}$$

- Pour le milieu marin (eaux côtières et de transition) :

$$QS_{\text{marine_total}} = NQE_{\text{EAU MARINE}} * (1 + K_{\text{p-susp}}) * C_{\text{SPM_marine}} * 10^{-6}$$

Avec (pour les deux équations) :

$NQE_{\text{EAU DOUCE}}$: Norme de Qualité Environnementale pour l'eau douce,

$NQE_{\text{EAU MARINE}}$: Norme de Qualité Environnementale pour le milieu marin,

$K_{\text{p-susp}}$: coefficient de partage de la matière en suspension (L/kg). En absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par le TGD-NQE (E.C., 2010) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $K_{\text{oc}} * foc_{\text{susp}}$ (foc_{susp} étant la teneur en carbone organique dans la matière en suspension, la valeur générique utilisée est celle proposée par le TGD-NQE (E.C., 2010) : $foc_{\text{susp}} = 0.1 \text{ kg}_{\text{oc}}/\text{kg}_{\text{solide}}^{-1}$),

C_{SPM} : concentration de matière en suspension dans l'eau douce (mg/L). En absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le TGD-NQE (E.C., 2010) est utilisée : $C_{\text{SPM}} = 15 \text{ mg/L}$,

$C_{\text{SPM_marine}}$: concentration de matière en suspension dans l'eau marine (mg/L). En absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le TGD-NQE (E.C., 2010) est utilisée : $C_{\text{SPM_marine}} = 3 \text{ mg/L}$,

10^{-6} : facteur de conversion permettant de passer du mg au kg.

2.7 BIBLIOGRAPHIE

- C.E. (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Journal Officiel L 330/32 du 5.12.1998: 32-54.
- C.E. (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JO L 327 du 22.12.2000: 1-86.
- C.E. (2006). Règlement (CE) N° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) N° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) N° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission, JO L 396 du 30.12.2006: p. 1-849.
- E.C. (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council Concerning the Placing of Biocidal Products on the Market. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- E.C. (2010). Draft Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards (February 2010 version). Not yet published.
- INERIS (2006). Pratique INERIS de choix des valeurs toxicologiques de référence dans les évaluations de risques sanitaires. INERIS. 21 Mars 2006. <http://www.ineris.fr/centredoc/41113-etsc-r01a%5B3%5D.pdf>.
- Lepper P. (2005). Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany.
- OCDE (1992). Report of the OECD Workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data on the real environment. OCDE Environment Monography, N°59. OCDE, Paris <http://www.oecd.org/dataoecd/30/48/34528236.pdf>.

3. GLOSSAIRE

AA-QS	Concentration Moyenne Annuelle
AA-QS _{water_eco}	Concentration Moyenne Annuelle à ne pas dépasser dans l'eau pour la protection des organismes d'eau douce (hors prédateurs)
AA-QS _{marine_eco}	Concentration Moyenne Annuelle à ne pas dépasser dans l'eau pour la protection des organismes marins (hors prédateurs)
AF	<i>Assessment Factor</i>
AF _{dose-réponse}	Facteur d'extrapolation supplémentaire pour la conversion d'une LOAEL en NOAEL
AFNOR	Agence Française de NORmalisation
ASTDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BCF	Facteur de Bioconcentration
BMF ₁	Facteur de Biomagnification
BMF ₂	Facteur de Biomagnification additionnel pour les organismes marins
BPL	Bonnes Pratiques de Laboratoire
CE	Commission Européenne
C _{spm}	Concentration de matière en suspension dans l'eau douce
C _{spm_marine}	Concentration de matière en suspension dans l'eau marine
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DEB	Direction de l'Eau et de la Biodiversité
EC	<i>European Commission</i>
EC ₁₀	Concentration produisant 10 % d'effets sur les individus utilisés dans un essai de toxicité
EC ₅₀	Concentration produisant 50 % d'effets sur les individus utilisés dans un essai de toxicité
EG-EQS	<i>Expert Group on Environmental Quality Standards</i>
F _{sécurité}	Facteur de sécurité supplémentaire prenant en compte les effets cancérogènes, mutagènes et perturbateurs endocriniens
F _{oc_susp}	Teneur en carbone organique dans la matière en suspension
F _{solid_sed}	Fraction volumique en solide dans les sédiments
HC5	<i>Hazardous Concentration for 5 % of the species</i>
INERIS	Institut National de l'EnviRonnement et des rISques
ISO	International Organization for Standardization
K _{oc}	Coefficient d'adsorption normalisée au taux de carbone organique
K _{p-susp}	Coefficient de partage de la matière en suspension
K _{sed-eau}	Coefficient de partage sédiment/eau
LOAEL	<i>Lowest Observable Adverse Effect Level</i>
LC ₅₀	Concentration létale pour 50 % des individus utilisés dans un essai de toxicité
LOEC	<i>Lowest Observed Effect Concentration</i>
Log K _{ow}	Logarithme du coefficient de partage octanol/eau
MAC	Concentration Maximale Acceptable pour les organismes d'eau douce
MAC _{marine}	Concentration Maximale Acceptable pour les organismes marins
MPC _{dw_hh}	<i>Provisional Drinking Water Standard</i>
NOAEL	<i>No Observed Adverse Effect Level</i>
NOEC	<i>No Observed Effect Concentration</i>
NQE	Norme de Qualité Environnementale
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economique
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
QS	<i>Quality Standard (= NQ : Norme de Qualité)</i>
QS _{biota_hh}	Norme de qualité pour la santé humaine

QS _{biota_sec} pois	Norme de qualité pour l’empoisonnement secondaire des prédateurs
QS _{dw_hh}	Norme de qualité pour l’eau destinée à la production d’eau potable
QS _{marine_hh} food	Norme de qualité pour la santé humaine exprimée en termes de concentration dans l’eau marine
QS _{marine-sp}	Norme de qualité pour l’empoisonnement secondaire des prédateurs exprimée en termes de concentration dans l’eau marine
QS _{marine_total}	Norme de qualité pour l’eau marine exprimée en termes de concentration totale
QS _{sed}	Norme de qualité pour le sédiment d’eau douce
QS _{sed-marin}	Norme de qualité pour le sédiment marin
QS _{sed} poids humide	Norme de qualité pour le sédiment correspondant à la concentration en poids humide pour l’eau douce
QS _{sed} poids sec	Norme de qualité pour le sédiment correspondant à la concentration en poids sec pour l’eau douce
QS _{sed-marin} poids humide	Norme de qualité pour le sédiment correspondant à la concentration en poids humide pour l’eau marine
QS _{sed-marin} poids sec	Norme de qualité pour le sédiment correspondant à la concentration en poids humide pour l’eau marine
QS _{water_hh} food	Norme de qualité pour la santé humaine exprimée en termes de concentration dans l’eau douce
QS _{water-sp}	Norme de qualité pour l’empoisonnement secondaire exprimée en termes de concentration dans l’eau douce
QS _{water_total}	Norme de qualité pour l’eau douce exprimée en termes de concentration totale
REACH	<i>Registration Evaluation and Autorisation of Chemicals</i>
RHO _{sed}	Masse volumique des sédiments
RHO _{solid}	Masse volumique de la partie sèche
RIVM	<i>National Institute for Public Health and the Environment</i>
SSD	<i>Species Sensitivity Distribution method</i>
TGD	Guide Technique de l’Evaluation des Risques
TGD-NQE	Projet Guide Technique pour la Détermination des Normes de Qualité Environnementale
US-EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VTR	Valeur Toxicologique de Référence
WHO	<i>World Health Organization</i>