



La fraction

biodisponible

des métaux en vue
d'évaluer leur **impact**
écotoxicologique

Avec la Directive Cadre européenne sur l'Eau de 2000, c'est à l'aune de « l'état écologique » des cours d'eau qu'est évalué le niveau de contaminants admissible. Cette évolution amène *de facto* à prendre en compte la biodisponibilité des micropolluants.



Les métaux se trouvent sous différentes formes (fraction particulaire, dissoute, libre, labile, biodisponible, toxique...) dans le milieu aquatique et ce sont des mesures opérationnelles qui permettent de les distinguer :

- la filtration permet de séparer les métaux dissous* des métaux associés aux matières en suspension (particulaires*) ;
- au sein de la fraction dissoute, la technique d'échantillonnage par capteur DGT* ou Gradient de Diffusion en Couche Mince permet de séparer *in situ* les métaux dissous labiles* , c'est-à-dire l'ion libre*, les complexes* minéraux (inorganiques), et les complexes organiques peu stables (voir encart page 27). Cette définition dépend du type de capteur DGT utilisé.

La figure 8 permet de positionner ces différentes fractions pour le cas du cuivre. On considère que les métaux labiles constituent une estimation de la fraction biodisponible* des métaux. Celle-ci varie selon le type d'organisme biologique et le niveau de contamination. Elle comprend généralement le métal associé à des ions minéraux et une partie des complexes labiles. Sur ce schéma, l'épaisseur de la flèche grise symbolise la fluctuation de la frontière entre dissous labile et dissous non labile.

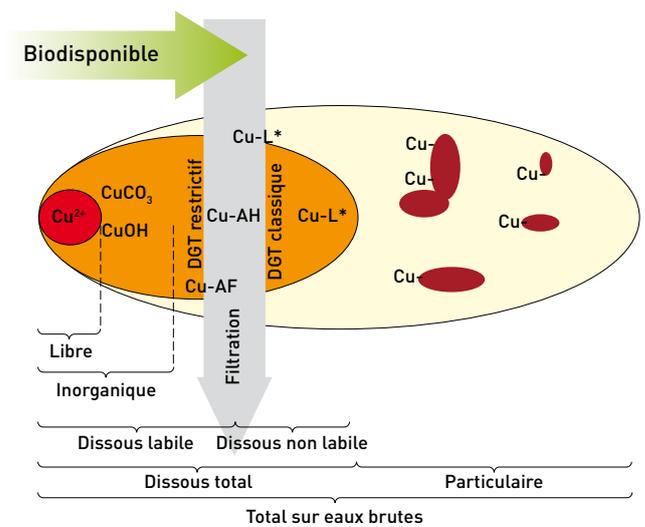


Figure 8 : Formes prises par les métaux dans un système fluvial : cas du cuivre.

La filtration (conventionnellement réalisée à 0,45 µm), permet de séparer les fractions dissoute et particulaire. Au sein de la fraction dissoute, la DGT ou Gradient de Diffusion en Couche Mince sépare la fraction la plus labile* et donc la plus susceptible d'être biodisponible. Cu-AH et Cu-AF : complexes organiques avec les acides humiques et fulviques ; Cu-L : autres complexes non biodisponibles.

LES NOTIONS CLÉS

Les métaux et la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE*)

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE du 23 octobre 2000) pose les bases d'une gestion des ressources aquatiques unifiée au niveau européen. Les États membres s'engagent à protéger, améliorer, restaurer les masses d'eau, dans l'objectif de retrouver un bon état écologique à l'échéance 2015 (éventuellement 2021 ou 2027 en cas de trop fortes contraintes techniques ou économiques).

Parmi les armes de lutte contre la pollution, figure la liste de substances prioritaires* présentant un risque significatif pour ou via l'environnement aquatique, déterminée par le parlement européen. Ces substances sont soumises à des contrôles particuliers des rejets dans l'eau, à des normes de qualité environnementale et à un programme spécifique de réduction des rejets. Au sein de cette liste, certaines sont qualifiées de dangereuses prioritaires. Pour celles-ci, les actions mises en place visent à arrêter ou supprimer progressivement les rejets, les émissions et les pertes. Pour les métaux, l'objectif des actions est de retrouver un niveau représentatif du fond géochimique naturel.

Pour l'instant, 4 métaux font partie des substances prioritaires : le cadmium, le mercure, le nickel et le plomb. Les 2 premiers sont des substances prioritaires dangereuses. À ce titre, leur rejet doit être supprimé de façon à ce que leur concentration dans l'eau revienne au niveau du bruit de fond naturel*.

La liste des substances prioritaires ainsi que leur classification comme dangereuses n'est pas figée. Plusieurs substances sont actuellement en cours d'évaluation, le cuivre par exemple.

Les métaux font donc partie des substances dont il faut mesurer les concentrations dans les milieux aquatiques pour évaluer leurs niveaux de contamination et par là même leur impact écologique potentiel. Pour cela, bien que la réglementation actuelle ne l'impose pas, il nous semble indispensable de mesurer les métaux biodisponibles*, c'est-à-dire susceptibles d'interagir avec les organismes vivants.

Des normes de qualité environnementale (NQE*), basées sur les concentrations dissoutes, ont été fixées par la directive « fille » du 17 juin 2008 (voir « En savoir plus », page 33).

Les résultats des études pilotes sur la Seine (figure 10, page 28) montrent que si les concentrations de cadmium et de nickel dissous semblent bien inférieures aux NQE, il n'en est pas partout de même pour le cuivre et le cobalt dissous si l'on se réfère à la circulaire 2007/23. Cette circulaire définit des normes de qualité environnementale provisoires : 1,4 µg/l pour le cuivre et 0,3 µg/l pour le cobalt (valeurs auxquelles doivent être ajoutés les bruits de fond naturels* estimés respectivement à 0,08 et 0,12 µg/l pour calculer la concentration maximale admissible – CMA - par le milieu). Des campagnes de mesure par les équipes du PIREN-Seine sont en cours pour valider ces premiers résultats.

DGT et biotests : des approches efficaces mais délicates

Un des enjeux actuels du PIREN-Seine (2007-2010) consiste à acquérir des chroniques de métaux dissous biodisponibles* en Seine. La concentration en métal libre* cationique (Cu²⁺ dans le cas du cuivre) contrôle le plus souvent la biodisponibilité d'un métal, et donc sa toxicité. Plutôt que le métal total (somme des fractions dissoutes* et fixées sur les matières en suspension*), c'est donc ce paramètre qu'il convient d'évaluer dans l'eau brute, voire dans l'eau filtrée, pour évaluer son éventuelle toxicité (voir figure 8, page 25).

Cela pose malheureusement de grosses difficultés techniques pour deux raisons principales : d'une part, la fraction de métal libre est généralement très faible par rapport au métal total des eaux brutes, et donc forcément difficile à détecter. D'autre part, il est difficile de séparer strictement les fractions libres des autres formes de métal dissous.

Différentes méthodes existent, en particulier électrochimiques. Ces techniques restent l'affaire de spécialistes et ne sont pas directement applicables, pour la plupart, dans des milieux aquatiques très contaminés. De plus elles sont rarement assez sensibles. De ce fait, assez peu de mesures ont été réalisées en Seine, non seulement sur la fraction libre des métaux, mais également sur la totalité des métaux dissous. L'estuaire a, par contre, été plus suivi sur les métaux dissous (voir page 31).

Dans les années 90, différents types de capteurs passifs sont apparus, dont, pour les métaux, la technique du gradient de diffusion en couche mince (DGT*). Cette technique est robuste et permet d'échantillonner, *in situ* sans perturbation de l'échantillon*, les métaux labiles*, c'est à dire les métaux cationiques libres et une partie des complexes* dissous en milieu marin, lacustre, fluvial, et même dans les eaux usées.

De façon générale, cette méthode DGT a permis de montrer que la fraction toxique du cuivre pouvait être estimée de façon fiable par des mesures de cuivre labile dans les cours d'eau de tête de bassin, où la matière organique est essentiellement d'origine humique, c'est-à-dire résultant de la décomposition des végétaux.

En aval, en revanche, où se produisent les floraisons phytoplanctoniques et où sont rejetés les effluents de station d'épuration, la comparaison des biotests et des essais avec la DGT nous ont montré que la fraction toxique du cuivre est alors généralement surestimée par la concentration en cuivre labile.

Notons que ces résultats ont été obtenus pour des concentrations en métaux élevées (létales), rarement observées dans le milieu naturel. À des niveaux plus réalistes, la fraction biodisponible des métaux (et non nécessairement létale) pourrait être plus proche de la fraction labile.



AU PLUS PRÈS DE LA BIODISPONIBILITÉ EN UTILISANT LE GRADIENT DE DIFFUSION EN COUCHE MINCE (DGT)

L'échantillonneur passif DGT (« Diffusive Gradient in Thin film ») permet de surveiller le niveau de contamination en métaux labiles*, sur des périodes de plusieurs semaines, par un dispositif de prélèvement passif placé directement dans la rivière, puis relevé et analysé au laboratoire. Il est constitué de deux gels, l'un chélatant, c'est-à-dire complexant* fortement les ions métalliques qui l'atteignent, l'autre diffusif, c'est-à-dire permettant le transport naturel d'espèces métalliques depuis le milieu aquatique vers le gel chélatant. Ces deux gels sont superposés sur un support en plastique et maintenus par une bague. Le gel de diffusion*, en contact avec l'échantillon, contrôle la vitesse d'accès des métaux au gel chélatant, où les formes cationiques sont fixées irréversiblement et s'accumulent au cours du temps.

On peut démontrer que la vitesse d'accumulation des cations métalliques sur le gel chélatant dépend à la fois de la concentration en métal labile en solution, de l'épaisseur du gel de diffusion et du coefficient de diffusion du métal dans le gel. Cette vitesse d'accumulation est estimée en mesurant, pour différentes durées de contact de l'échantillonneur avec le milieu aquatique considéré, la quantité de métal accumulée sur le gel chélatant.

La concentration en métal labile ainsi obtenue est supérieure à la concentration en métal cationique libre*, car certains complexes métalliques peu stables se dissocient dans le gel de diffusion, libérant des formes cationiques qui sont piégées sur le gel chélatant (voir figure 8, page 25). Plus le gel de diffusion utilisé est épais, plus le temps de séjour des complexes y sera élevé, et plus importante sera leur dissociation.



La fraction labile des métaux dissous est donc directement liée au dispositif expérimental et à ses conditions d'utilisation qui doivent être étalonnées.

Les avantages opérationnels de la DGT sont importants :

- les cations métalliques s'accumulent dans le gel chélatant, leur détermination est beaucoup plus sensible que dans les analyses courantes des métaux dissous totaux ;
- l'échantillonnage est multi-éléments et intégratif dans le temps, ce qui signifie que le résultat apporte des informations sur les contaminations à la fois permanentes et transitoires pendant la durée d'immersion des DGT dans le milieu : les concentrations en métaux labiles sont ainsi lissées ;
- les analyses sont réalisées après élution acide de la résine chélatante, ce qui élimine les problèmes d'interférences analytiques rencontrés avec des échantillons de métaux dissous dans la matrice environnementale.



Figure 9 : Dispositifs DGT permettant d'échantillonner les métaux dissous labiles : préparation au laboratoire et immersion dans le milieu aquatique, ici une station d'épuration des eaux usées.

Évolution amont-aval des concentrations en métaux dissous et labiles

Les valeurs des concentrations moyennes en métaux dissous* totaux et labiles*, déterminées par DGT* sur le bassin de la Seine pendant la période 2002-2004 montrent que cette contamination augmente significativement de l'amont vers l'aval du bassin (figure 10) depuis la station du Theil (petit cours d'eau forestier situé sur le bassin de la Marne) jusqu'à la station d'Andrésey (Seine, à l'aval de la confluence Oise-Seine).

Néanmoins, pour le cadmium, l'augmentation de la fraction labile, de l'amont vers l'aval, est moins marquée.

Ces augmentations reflètent probablement la présence d'une multitude d'apports diffus (en particulier le ruissellement sur les surfaces urbaines ou agricoles contaminées) et de rejets ponctuels, urbains et industriels.

Ainsi, en ce qui concerne le cuivre et le nickel, les flux de métaux labiles rejetés par la station d'épuration Seine-Aval, entre Chatou et Andrésey, sont du même ordre de grandeur que ceux qui transitent dans le fleuve en amont de ce rejet. En revanche, les flux de cadmium dissous et de cobalt labile de ce rejet ne sont pas quantifiables, ce qui laisse supposer que les sources dominantes de ces métaux sont diffuses.

Contrairement aux mesures des fractions labiles lissées par les mesures de DGT (voir page 27), la variabilité temporelle des concentrations en métaux dissous, mesurées sur des prélèvements instantanés, est importante en Seine : il est probable que ces variations résultent d'une combinaison de rejets de ruissellement pluvial sur des surfaces contaminées et de relargage de métaux dissous par des sédiments contaminés lors d'épisodes de très faible oxygénation fluviale.

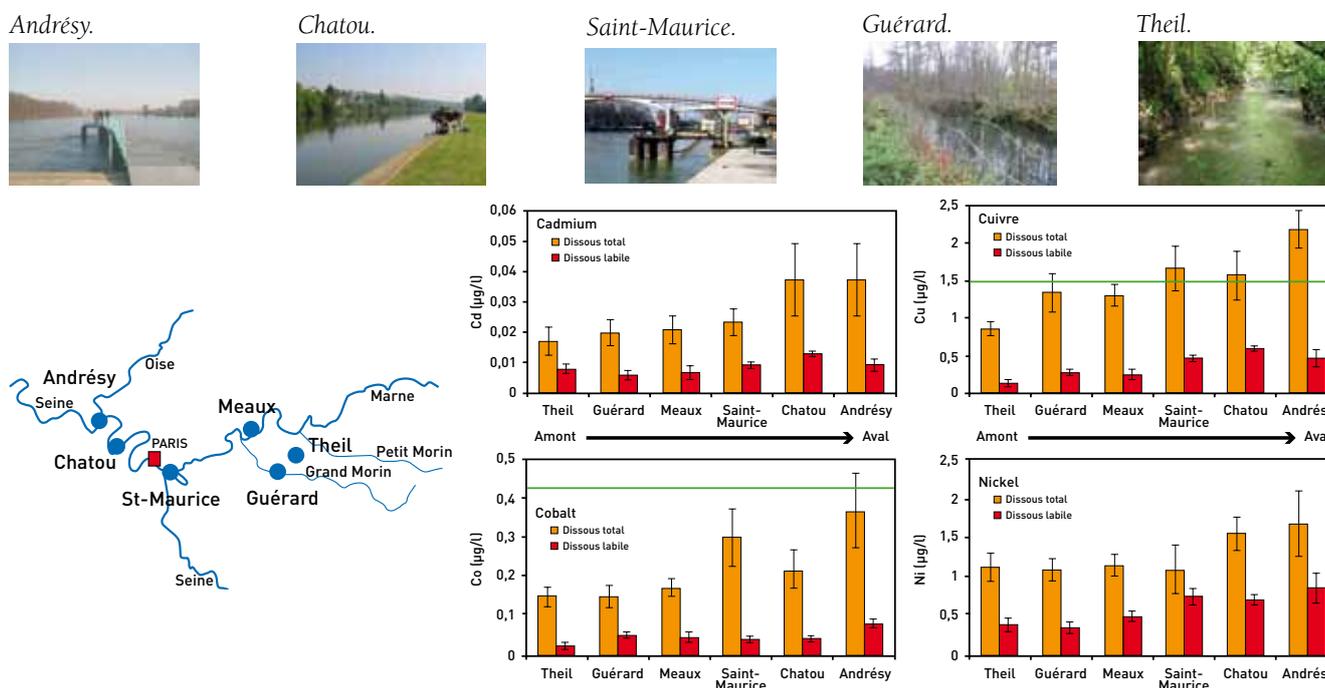


Figure 10 : Sites d'échantillonnage des métaux dissous et labiles et variations de l'amont vers l'aval des concentrations médianes (µg/l) en cadmium, cuivre, cobalt et nickel dissous totaux obtenus après filtration conventionnelle (0,45 µm) sur échantillons* ponctuels (barres oranges) et dissous labiles obtenus par DGT (barres rouges), mesurées pendant quelques semaines sur 6 sites du bassin de la Seine. Le rejet de la station d'épuration Seine-Aval (STEP S-A) se trouve entre Chatou et Andrésey. Les barres verticales noires représentent la variabilité temporelle entre 2002 et 2004. Les lignes horizontales vertes montrent que le cuivre et le cobalt sont parfois supérieurs aux normes de qualité environnementales provisoires - NQE* (Tableau 3, page 33) prenant en compte nos estimations des bruits de fond naturels ; par contre, les concentrations en cadmium et nickel sont toujours inférieures aux NQE-CMA tenant également compte des bruits de fond naturels (0,10 à 0,26 µg/l pour Cd et 20 µg/l pour Ni).

L'épuration des métaux dans les eaux urbaines

Les stations d'épuration ne sont pas spécifiquement conçues pour éliminer les métaux des eaux résiduaires urbaines. Le comportement des métaux dans les installations dépend en fait de la distribution de ces fractions dissoutes* et particulaires* dans les eaux brutes.

Pour la station d'épuration Seine-Aval, dans l'effluent brut issu du traitement primaire, 80% du cuivre et du plomb sont associés aux matières en suspension, alors que 80% du nickel est sous forme dissoute et environ 50% labile* (figure 11).

Le rendement total d'épuration sur les métaux est généralement élevé (supérieur à 75%) : il résulte en fait de la décantation des matières en suspension sur lesquels de nombreux métaux sont fixés.

En revanche, les fractions dissoutes et labiles sont moins bien retenues par les stations d'épuration, qui sont généralement optimisées pour le traitement du carbone, de l'azote et du phosphore. En sortie du traitement biologique, on trouve ainsi encore 75% du nickel dissous des eaux résiduaires. De plus, l'ajout de réactif – ici du chlorure ferrique – pour provoquer la floculation en traitement tertiaire de déphosphatation peut se révéler être une source de métaux (impuretés) non négligeable : pour le nickel, cet ajout compense l'efficacité du traitement.

Mis à part le nickel, les concentrations en métaux labiles dans les eaux traitées sont généralement faibles, voire non quantifiables ou non détectables.

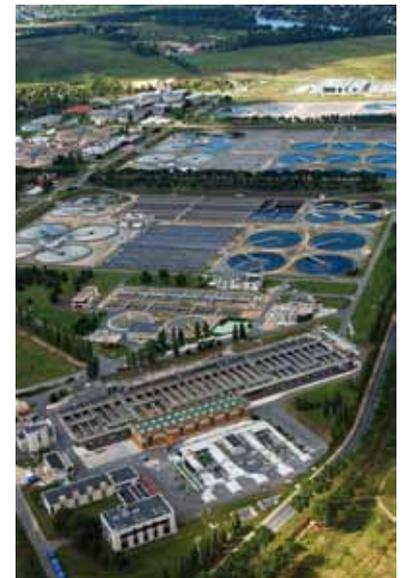
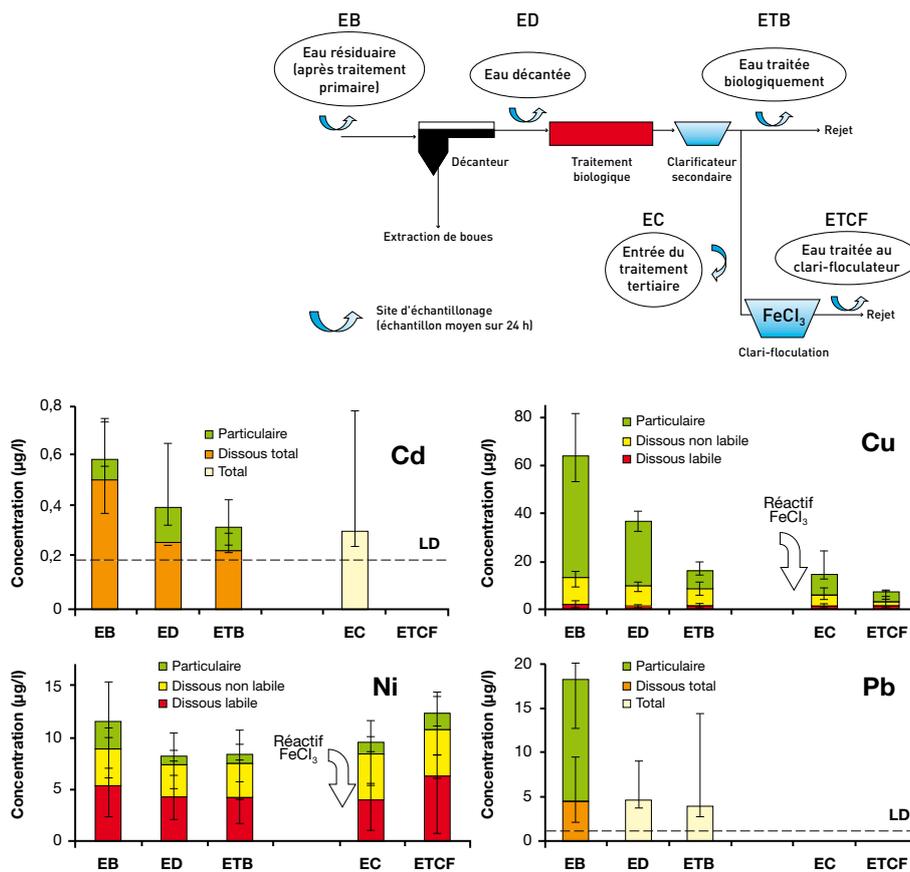
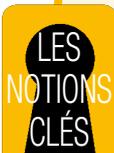


Figure 11 : Photo aérienne de la station d'épuration Seine-Aval (STEP-SA) et schéma des filières de traitement : sites de prélèvement d'échantillons* moyens sur 24 h. Valeurs médianes ($\mu g/l$) et variabilité (barres verticales noires) des concentrations en métaux dans les eaux usées au cours de leur traitement : fractions particulaires, dissoutes non-labiles et dissoutes labiles. Principaux stades de traitement des eaux usées : eau brute issue du traitement primaire (EB), décantée (ED), traitée biologiquement (ETB), après clarification (EC) et en sortie du traitement final de clari-floculation (ETCF). $FeCl_3$: représente l'apport de métaux par les réactifs de clari-floculation. LD : limite de détection du métal considéré.

Aujourd'hui l'épandage agricole des boues traitées de l'usine de Seine-Aval soit 41 000 t de matière sèche par an, est réalisé selon des plans précis de rotation des parcelles réparties sur de grands territoires : son impact est donc limité et du même ordre de grandeur que celui des retombées atmosphériques de la région parisienne ou, pour le cadmium, de l'utilisation d'engrais phosphatés qui en sont riches (figure 14, page 36).

Il n'en était pas de même des effluents liquides de l'agglomération parisienne qui ont été épandus pendant un siècle sur des sols agricoles et forestiers du plateau de Pierrelaye (Achères), générant ainsi une très forte contamination locale des sols, en cours d'étude.



Épuration des eaux usées domestiques : un mastodonte, la station d'épuration de Seine-Aval (STEP S-A) à Achères

La station d'épuration des eaux usées Seine-Aval à Achères a collecté et traité, jusqu'au milieu des années 1990, les effluents de 8 millions de Franciliens (aujourd'hui 6,5 millions), ce qui en fait la plus grande usine d'épuration d'Europe et la seconde au monde (figure 2, page 13).

Elle est située à près de 80 km à l'aval de Paris, juste en amont de la confluence entre la Seine et l'Oise.

Les débits rejetés après traitement atteignent en moyenne 25 m³/s, soit le quart du débit de la Seine à l'étiage après soutien par les barrages réservoirs situés à 200 km en amont.

Les eaux traitées par cette usine proviennent de sources multiples : égouts domestiques, industries raccordées au réseau et eaux de ruissellement urbain (une partie seulement en période de fortes pluies).

Les sources de métaux y sont donc multiples et, vu la taille de la surface collectée (voisine de 2 500 km²) et la population raccordée, l'usine Seine-Aval est sans doute bien représentative des effluents mixtes, urbains (eaux domestiques et ruissellement sur les chaussées et toitures) et industriels, générés en France. Elle ne collecte toutefois pas d'effluents miniers, cette activité étant absente du bassin de la Seine.

L'impact des rejets de l'usine Seine-Aval est considérable du seul fait du rapport débits traités / débit fluvial récepteur : il faudrait donc des efficacités d'abattement des métaux et des autres substances polluantes ou indésirables, de bien plus de 99% pour que cet impact soit négligeable (une efficacité de 99% revient à rejeter sans traitement les eaux usées de 65 000 équivalents-habitants).

Le Syndicat Interdépartemental pour L'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), qui gère l'usine de Seine-Aval, a été la première institution du bassin, et peut-être en France, à mettre en place une surveillance régulière de la contamination métallique des eaux usées brutes et traitées, et des boues de traitement biologique. Ces dernières, après traitement et séchage, sont utilisées en amendement agricole depuis des décennies, du fait de leur grande richesse en carbone organique, phosphore et azote (flux F, figure 3, page 14).

Le pic du cadmium dissous dans l'estuaire de la Seine : un phénomène explicable

Lorsque l'on mesure le cadmium dissous le long de l'estuaire de la Seine, on observe une augmentation très marquée, caractéristique de cet élément, observée dans de nombreux estuaires macrotidaux* du même type (Loire, Gironde, Escaut) où l'influence de la marée dynamique se fait ressentir très en amont (jusqu'à 150 km de la ligne de côte dans le cas de la Seine), et génère un maximum de turbidité de l'ordre du g/l de matières en suspension (MES*) et des zones de dépôt de vases très importantes (figure 12).

De tous les milieux aquatiques, les estuaires macrotidaux présentent la plus grande variabilité des facteurs physico-chimiques et biologiques qui contrôlent les espèces chimiques de métaux (pH*, potentiel d'oxydo-réduction*, salinité*, agents complexants* et composition des particules). Ces facteurs, du fait du cycle des marées, des crues..., présentent des variations temporelles et spatiales multiples, d'amont à l'aval, du centre de l'estuaire à ses vasières. Par exemple la salinité varie de 0,5 à 35‰ et les matières en suspension évoluent de 20 mg/l en amont à 10 g/l dans la couche de vase fluide qui oscille avec les marées au centre de l'estuaire, pour redescendre à quelques mg/l en baie de Seine.



Figure 12 : Vasière dans l'estuaire de la Seine, site de solubilisation de cadmium particulaire.

Le comportement des contaminants au cours du transit estuarien peut être classé de façon schématique : conservatif (comportement d'un élément qui va « passer à travers » un estuaire sans changer de phase, comme le sodium dissous ou l'aluminium particulaire) ou non-conservatif (lorsqu'il existe un processus qui change la distribution d'un contaminant entre dissous et particulaire, comme pour le cadmium).

Le devenir du cadmium dans l'estuaire de la Seine a été particulièrement étudié dans le cadre du programme de recherche multidisciplinaire Seine-Aval (<http://seine-aval.crihan.fr/>) en raison du fort niveau de contamination dans le bassin et l'estuaire et de la toxicité très élevée de cet élément (tableau 1, page 16).

Dans la Seine, comme dans la plupart des estuaires contaminés (la Gironde par exemple), l'évolution longitudinale des concentrations dissoutes* en fonction de la salinité est caractérisée par une « courbe en cloche » (figure 13A) qui met en évidence un maximum de concentration (200 ng/l) pour les salinités moyennes par rapport aux entrées fluviales (20 ng/l) et à la valeur marine à 35‰ de salinité (30 ng/l). La plupart des études menées sur le terrain ou en laboratoire attribuent ce maximum très important en cadmium dissous à la désorption du cadmium associé aux particules du fait de la présence de chlorures dans l'estuaire.

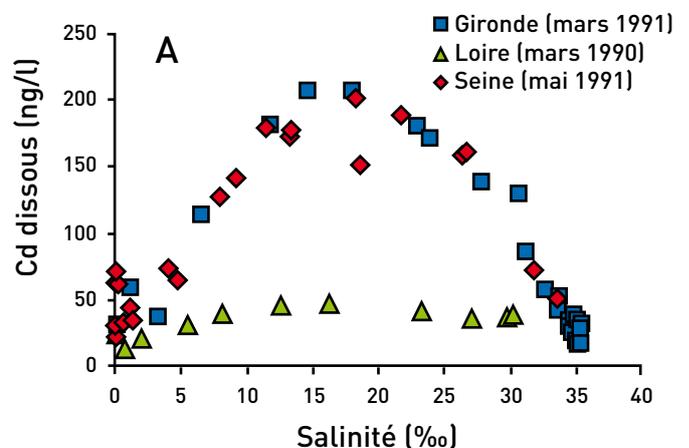


Figure 13A : Évolution des concentrations en cadmium dissous dans l'estuaire en fonction de la salinité (‰) : (A) comparaison des estuaires de la Gironde, de la Loire et de la Seine.

Par ce processus, les apports de la Seine en cadmium dissous*, donc biodisponible*, à la zone côtière sont multipliés par un facteur supérieur à vingt.

Ce processus est spécialement important dans les estuaires macrotidaux*, où le temps de résidence de l'eau et des particules est élevé et où les concentrations en matières en suspension sont très importantes, ainsi que dans les systèmes fluviaux les plus contaminés : dans l'estuaire de la Loire le pic est beaucoup moins marqué (figure 13A, page 31).

En revanche, l'excès de cadmium dissous (par rapport à une simple dilution) est faible à inexistant dans les estuaires microtidaux (marées < 2 m) et relativement peu contaminés comme le Rhône, le Danube ou la Lena en Sibérie.

La « réactivité » du cadmium en milieu estuarien illustre l'importance des processus estuariens sur le devenir de certains contaminants métalliques à l'interface continent-océan et leur impact sur la modification des flux (dissous et particulaires) exportés vers les zones côtières.

Au sein d'un même estuaire, le pic de cadmium dissous peut varier suivant les régimes hydrauliques et les saisons (figure 13B). Il est toujours observé entre 15 et 25‰ de salinité*. Comme la salinité de l'estuaire de la Seine varie avec la marée, ce maximum se déplace deux fois par jour sur des dizaines de kilomètres.

En ce qui concerne les teneurs en cadmium des particules qui décroissent très fortement entre Poses, c'est-à-dire la référence fluviale, et le site à 2‰ de salinité, le processus invoqué est différent. En effet dans cette gamme de salinité, l'augmentation en cadmium dissous n'est pas encore effective, il s'agit là de la dilution des particules fluviales très contaminées par un stock ancien de particules estuariennes beaucoup moins contaminées, du fait, d'ailleurs, de la désorption générale du cadmium liée aux particules, en dépit des apports directs du cadmium dans l'estuaire, importants dans les années 1985-1995.

D'autres processus peuvent aussi contribuer à la modification de la spéciation* du cadmium et à sa remise en solution en milieu estuarien :

- le flux de cadmium à partir des sédiments de vasières vers la colonne d'eau,
- la minéralisation du cadmium associé aux oxydes de fer et à la matière organique dans le bouchon vaseux au maximum de turbidité.

Ces processus ont fait l'objet d'études spécifiques et d'un modèle de complexation de surface (MOCO) dans le cadre du programme Seine-Aval (<http://seine-aval.crihan.fr/>).

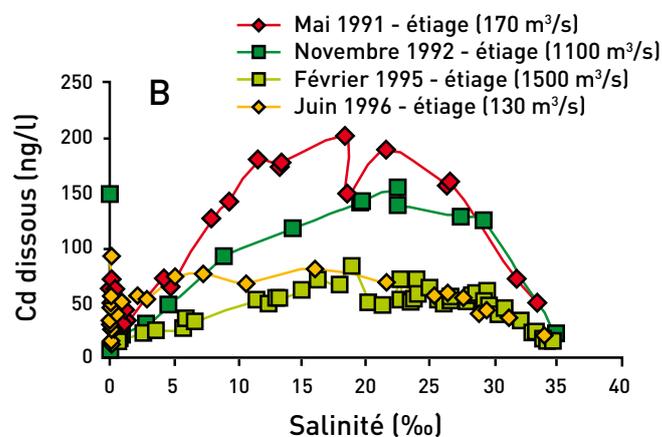


Figure 13B : Évolution des concentrations en cadmium dissous dans l'estuaire en fonction de la salinité (‰) : (B) évolution saisonnière dans l'estuaire de la Seine. Ces données ont été acquises dans le cadre du programme Seine-Aval.



NORMES DE QUALITÉ ENVIRONNEMENTALE

Très récemment, une directive européenne a établi des normes de qualité environnementale (NQE*) dans le domaine de l'eau et modifié la directive 2000/60/CE : elle a été adoptée par le Parlement européen le 17 juin 2008 (www.europarl.europa.eu/). Celle-ci précise que pour le cadmium, le mercure, le plomb et le nickel, les concentrations utilisées ne seront pas, comme pour les autres polluants prioritaires, les concentrations totales dans l'eau mais celles dissoutes*, mesurées après passage à travers un filtre de 0,45 µm de diamètre de pores ou par tout autre traitement préliminaire équivalent.

Le **Tableau 3** présente les NQE de ces 4 éléments pour les eaux de surfaces intérieures (les rivières et les lacs et les canaux et réservoirs qui y sont reliés) et les autres eaux de surface (les eaux côtières et les estuaires). Les NQE sont exprimées en valeur moyenne annuelle (NQE-MA) et en concentration maximale admissible (NQE-CMA). Lorsque les NQE-CMA sont indiquées comme étant « sans objet », les valeurs retenues pour les NQE-MA sont considérées comme celles assurant une protection contre les pics de pollution à court terme dans les rejets continus, dans la mesure où elles sont nettement inférieures à celles définies sur la base de la toxicité aiguë.

Cette directive européenne autorise les États membres à prendre en compte :

1. les bruits de fond naturels* métalliques. S'ils entravent la conformité avec la valeur fixée dans les NQE; la concentration maximale admissible dans le milieu est obtenue dans ce cas en ajoutant les bruits de fond* sur eau aux NQE;
2. la dureté, c'est-à-dire la concentration en calcium et magnésium, le pH* ou d'autres paramètres liés à la qualité de l'eau qui affectent la biodisponibilité des métaux.

La directive offre aussi la possibilité d'établir et d'appliquer des NQE aux sédiments et/ou aux compartiments biologiques au lieu de celles pour l'eau, sous réserve qu'elles offrent un niveau de protection au moins identique à celui assuré par les NQE pour l'eau. Ainsi pour le mercure, la directive fixe une NQE de 20 µg/kg s'appliquant aux tissus (poids à l'état frais), en choisissant l'indicateur le plus approprié parmi les poissons, mollusques, crustacés et autres organismes aquatiques.

L'estimation du bruit de fond naturel* en cobalt et cuivre dissous (Co : 0,12 µg/l ; Cu : 0,08 µg/l) conduit à des NQEp de 0,42 et 1,5 µg/l pour ces deux métaux dans le bassin de la Seine.

Élément métallique	Dureté de l'eau (mg CaCO ₃ /l)	NQE-MA Eaux de surface intérieures (µg/l)	NQE-MA Autres eaux de surface (µg/l)	NQE-CMA Eaux de surface intérieures (µg/l)	NQE-CMA Autres eaux de surface (µg/l)	Bruit de fond naturel en Seine (µg/l)
Cadmium et ses composés	< 40 40 à < 50 50 à < 100 100 à < 200 ≥ 200	≤ 0,08 0,08 0,09 0,15 0,25	0,2 (sans notion de classe de dureté de l'eau)	≤ 0,45 0,45 0,6 0,9 1,5		0,01
Plomb et ses composés		7,2	7,2	sans objet	sans objet	0,93
Mercure et ses composés		0,05	0,05	0,07	0,07	non disponible
Nickel et ses composés		20	20	sans objet	sans objet	1,9

Tableau 3 : Normes de qualité environnementales (NQE) adoptées par le Parlement européen, le 17 juin 2008, pour les métaux dissous et estimations du bruit de fond naturel pour le bassin de la Seine (µg/l).