

Comprendre les pollutions par les métaux

Hubert Bril et Jean-Claude Bollinger

- Résumé** D'origine naturelle ou anthropique, normale ou accidentelle (Tchernobyl), les éléments métalliques (EM) sont présents partout dans notre environnement. Après une présentation de leur répartition et des raisons de leur mobilité dans les eaux, les sédiments et les sols, cet article montre les mécanismes régissant leur dispersion ou leur concentration. Puis sont examinés leurs transferts d'un milieu à un autre, avant d'évoquer diagnostic, réhabilitation et gestion à long terme des sites pollués.
- Mots-clés** **Environnement, métaux, mobilité, sites pollués.**
- Abstract** **Understanding metals pollutions**
Either from natural or anthropic origin, be it normal or accidental (Tchernobyl), metallic elements are found everywhere in our environment. After a presentation of their repartition and mobility in water, sediments or soils, the mechanisms allowing their dispersion or their concentration are shown. Finally, transfers between environmental compartments are presented, before evoking the case of polluted sites: diagnostic, remediation and long-time management.
- Keywords** **Environment, metals, mobility, polluted sites.**

Les vicissitudes liées à la fermeture, début 2003, du site de Métaeurop-Nord à Noyelles-Godault dans le Pas-de-Calais ont placé pour quelques semaines au premier plan de l'actualité les problèmes environnementaux liés à l'extraction et à la transformation de matières premières riches en éléments métalliques (EM) (minerais), puis à la gestion des déchets qui en résultent (voir encadré 1).

Dans ce domaine, rares sont les vraies catastrophes comme celle de Minamata au Japon qui, dans les années 1950, fit en peu de temps des milliers de victimes. En effet, les EM, ou plus largement ce que l'on appelle les « éléments métalliques en traces » (ETM), font rarement la une de l'actualité : ils n'explorent ni ne brûlent. Cependant, par le biais des dépendances trophiques, ils s'accumulent lentement dans les organismes végétaux, animaux et humains, où leurs effets néfastes ne se font sentir que

plusieurs années après le premier contact. Les victimes connaissent rarement l'origine de leurs maux : seules des études épidémiologiques précises attestent après coup de l'implication des EM dans telle maladie ou tel groupe de décès.

Pour mieux comprendre, nous ferons une revue des contextes naturels ou anthropiques au sein desquels les EM sont présents, nous étudierons leur répartition et les raisons de leur mobilité. Nous examinerons ensuite les mécanismes qui régissent la dispersion des EM dans l'environnement, du minerai à la chaîne alimentaire dont nous dépendons, avant de conclure sur les questions de réhabilitation.

Que sont les EM ?

A très faible concentration et en équilibre les uns avec les autres, certains EM (cobalt, nickel, cuivre ou zinc...) sont indispensables aux organismes vivants : ce sont les oligo-éléments ; le cobalt est un régulateur du système neurovégétatif tandis que le cuivre est un anti-infectieux et un anti-inflammatoire. D'autres EM sont toujours toxiques : même à faible concentration, le plomb ou le mercure provoquent des troubles neurologiques quelle que soit leur forme chimique. Par contre, seuls les composés organiques de l'étain ou les composés inorganiques de l'arsenic sont toxiques [2-4].

Extraits du sous-sol dans les mines ou les carrières, les EM interviennent dans de multiples activités industrielles, de la métallurgie à la fabrication de peintures, d'engrais, de piles, ou à la mise au point de composants électroniques. Le devenir des EM n'étant pas contrôlé à 100 %, leur utilisation comporte des risques qui sont fonction des quantités, de la mobilité potentielle de chaque élément dans des conditions données, et de la toxicité, directe (ingestion accidentelle, inhalation) ou indirecte par le biais de la chaîne alimentaire.

Encadré 1

Les métaux lourds

Quand on parle de contamination (de l'eau, des sols, de l'alimentation...), les publications scientifiques, la législation ou l'usage courant font souvent référence aux métaux « lourds » auxquels on attribue une (éco)toxicité élevée. En fait, cette vieille expression représentait essentiellement pour les chimistes des éléments métalliques (c'est-à-dire de transition), de numéro atomique élevé et de masse volumique supérieure à 5 g/cm³ [1].

Parmi ceux-ci, les plus fréquents dans l'environnement sont : Cd, Mn, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni et Zn ; on leur associe également Pb et As (qui est en fait un métalloïde). Pour la législation française (arrêté du 2 février 1998), il faut prendre en compte : Cd, Hg, Ni, As, Co, Pb, Sb, Cr, Cu, Mn, V, Sn, Se, Te, Zn et Tl.

La toxicité d'un élément dépend des formes chimiques sous lesquelles il se trouve et de sa biodisponibilité ; c'est donc plutôt la structure atomique de l'élément et ses possibilités de former des liaisons chimiques qui doivent être prises en compte.



Figure 1 - Terril de mine.

Le terril minier de Chéni en Haute-Vienne contient 600 000 t de déchets à 0,7 % d'arsenic provenant de l'exploitation entre 1920 et 1944 d'un filon qui a produit 7 t d'or. Abandonné depuis 1944, il n'a pas été recolonisé par la végétation pour des raisons à la fois géotechniques (instabilité) et de toxicité. Pour être moins spectaculaires, les résidus des anciennes mines parsèment encore aujourd'hui les régions françaises et relarguent progressivement leur contenu métallique. (Cliché H. Bril).

Dans tous les cas, les seuils de toxicité sont très bas : les concentrations maximales admissibles des EM dans l'eau potable ou les aliments sont de quelques microgrammes par litre ($\mu\text{g/L}$) ou par kilogramme ($\mu\text{g/kg}$ ou ppb) (Décret n° 2001-1220 du 21 décembre 2001).

Où sont les EM à la surface de la Terre ?

Qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, les EM se présentent de manière concentrée (fortes teneurs sur des volumes restreints et une source bien identifiée) dans le cas de sources ponctuelles comme les gisements de métaux, les zones industrielles ou les villes, ou bien de manière diffuse (faibles teneurs sur de grands volumes) pour les anomalies géochimiques naturelles ou les pollutions d'origine agricole. Tous les éléments chimiques sont incorporés à des phases cristallisées ou amorphes, ou encore adsorbés sur des surfaces. Les EM sont souvent associés au soufre (exemple : la galène PbS pour le plomb), mais ils se présentent aussi sous forme de carbonates, de sulfates et dans des centaines d'autres minéraux. De manière générale, on parle de spéciation chimique pour rendre compte de la forme atomique (degré d'oxydation) ou moléculaire (complexant) sous laquelle se trouve un élément. Chaque phase solide se forme dans un milieu spécifique : les sulfures apparaissent en milieu réducteur et souvent en profondeur ; les sulfates ou les oxydes se forment dans des milieux oxydants, plus superficiels...

Les sources naturelles des EM

Les anomalies géochimiques

Les gisements de métaux (plomb, zinc, or, uranium...) sont des anomalies géochimiques économiquement rentables. Ils ont été formés naturellement par la circulation de fluides chauds dans des fractures de la croûte terrestre qui ont mis en solution une partie des EM rencontrés sur leur trajet, les ont concentrés puis déposés à des kilomètres de leur point de départ : dans un gisement de plomb à 3 % (30 000 ppm), cet élément est 1 700 fois plus concentré que dans la moyenne de la croûte terrestre. Cependant, lorsqu'ils ne sont pas exploités, les gisements de métaux sont isolés

de la surface de la Terre par la présence des terrains qui les recouvrent.

Les volcans

Chaque année, une soixantaine de volcans entrent en éruption. Ils émettent des quantités considérables d'EM : en Sicile, l'Etna rejette annuellement 1 100 t de zinc, 130 t de plomb et 40 t d'arsenic sous forme gazeuse [5]. Les EM se trouvent également dans les magmas qui donnent les roches volcaniques : avec des teneurs moyennes de 200 mg/kg (ou ppm) de nickel, une coulée de basalte de 10 km de long, 10 m de large et 10 m de haut contient 600 t de ce métal !

Les EM concentrés par les activités humaines

La fabrication et l'utilisation de nombreux produits manufacturés d'usage courant sont à l'origine de quantités impressionnantes de déchets solides et liquides (voir encadré 2).

Les mines

Les exploitations minières laissent des terrils de déchets appelés abusivement « stériles » qui contiennent des milliers de tonnes de métaux et de substances connexes [7]. Ainsi, l'arsenic est un déchet des gisements d'or et d'uranium : un minerai aurifère contient environ 1 kg d'arsenic pour 1 g d'or. Les travaux miniers laissent aussi des galeries souterraines et des carrières remplies de déchets miniers (figure 1). En utilisant des explosifs pour extraire le minerai et en le broyant pour faciliter la récupération des métaux, on augmente les possibilités de contact (voies de circulation des eaux,

Encadré 2

Le poids du passé

De nombreux composés chimiques, organiques et minéraux, ont été stockés dans les sols et les sédiments au cours des siècles, en raison des rejets des industries et des épandages à usage agricole. Malgré une sensibilisation croissante de l'opinion publique, la protection des sols ne fait pas encore l'objet d'une législation d'ensemble : la Commission européenne a attendu 2002 pour élaborer une stratégie [6], qui devrait aboutir à une Directive-Cadre sur la protection des sols.

Toutefois, cette pollution « historique » est importante et la capacité de stockage des sols n'est ni infinie ni constante : elle varie en fonction de nombreux facteurs (saturation du matériau, pH, potentiel d'oxydoréduction, salinité, teneur en matière organique...), qui peuvent favoriser la remobilisation de ces produits chimiques vers l'environnement aquatique, et donc compromettre la qualité des ressources en eau. C'est ce que l'on a désigné par « chemical time bombs ».

Encadré 3

Surface spécifique

La surface spécifique s'exprime en mètres carrés par gramme (m^2/g). On peut la définir comme une surface de contact potentielle (donc d'échanges potentiels) entre un solide et le liquide dans lequel il baignerait. Un cube de 1 cm de côté pesant 100 g, sans aucun trou ni fissure, a une surface de contact potentielle de 6 cm^2 (la somme de la surface de chacune de ses faces). Le même cube divisé en 1 000 sous-cubes de 1 mm de côté chacun, a une surface spécifique égale à 6 mm^2 multipliés par le nombre de sous-cubes, c'est-à-dire 60 cm^2 . Si les particules sont des cubes de 1 nm de côté, la surface spécifique sera de 60 000 000 cm^2 pour ce solide de 100 g. Dans ce dernier cas, les échanges potentiels entre ce solide finement divisé et un liquide seront 10 millions de fois plus importants que dans le premier cas.



Figure 2 - Oxydes de fer à l'arsenic en contexte minier.

Ces arbres baignent dans une eau colorée par des oxydes et hydroxydes de fer qui contiennent jusqu'à 5 % d'arsenic et qui sont à un pH de l'ordre de 4. Les eaux souterraines circulent le long des anciennes galeries de mines où elles altèrent les sulfures et d'autres minéraux qui s'y trouvent. Ce faisant, elles s'acidifient et se chargent en métaux (EM). Lorsqu'elles arrivent à la surface, le changement des conditions (par ex. : passage d'un milieu réducteur à un milieu oxydant, augmentation du pH ambiant) provoque le dépôt des substances qui étaient dissoutes dans les eaux souterraines. (Cliché J. Gautier).

surfaces spécifiques – voir encadré 3) entre des phases solides riches en soufre et en EM et les eaux. On crée des fissures dans des zones autrefois imperméables ou on les agrandit, favorisant un contact prolongé entre les eaux souterraines et des polluants potentiels.

Le résultat est connu : ce sont les « rejets miniers acides » qui affectent tous les sites, colorant en orange les eaux et les sédiments qui en sont issus (figure 2) ; l'oxydation des sulfures, telles la pyrite (FeS_2), l'arsénopyrite (FeAsS) ou la galène (PbS , 85 % de plomb), libère les métaux (figure 3) et acidifie l'eau, produisant de l'acide sulfurique concentré. Sur certains sites, les pH, qui atteignent - 2 (soit plus de 500 g de H_2SO_4 par kg d'eau), sont les plus bas connus à la

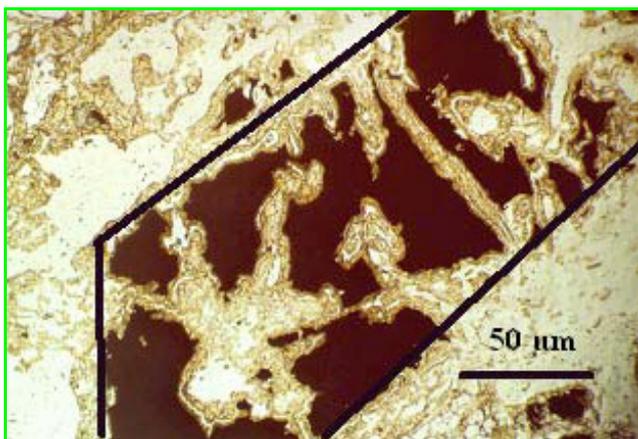


Figure 3 - Altération d'un sulfure.

Vue au microscope de l'altération d'une arsénopyrite FeAsS (en brun foncé massif sur la photographie) : on constate la corrosion du minéral primaire et le dépôt de produits secondaires d'oxydation très fins dans les trous ainsi formés. Ces produits secondaires étant moins riches en arsenic que le minéral primaire, cela signifie qu'une partie de l'arsenic a été exportée, enrichissant ainsi les eaux qui étaient au contact. Les traits noirs correspondent approximativement aux limites du minéral avant l'altération. (Cliché A. Courtin, thèse de l'Université de Limoges, 2001).

surface de la Terre [8]. Cette eau acide mobilise les métaux qu'elle dépose ensuite lorsque les conditions changent (confluents, estuaires). De son côté, le broyage du minerai crée des particules fines riches en métaux, exportées lors des pluies sous forme de matières en suspension.

L'industrie

Les industries de transformation sont à l'origine de nombreuses pollutions métalliques. Comme les terrils miniers, chaque crassier industriel contient des centaines de milliers de tonnes de déchets renfermant des EM à des teneurs de plusieurs pour cent (figure 4). Les fumées des centres industriels ou des centrales thermiques sont riches en métaux et en soufre : en 2002, 18 t d'arsenic ont été émises de cette manière en Franc ; dispersées par le vent, les microparticules solides des fumées se déposent sur les sols avoisinants jusqu'à plusieurs kilomètres de la cheminée émettrice.



Figure 4 - Haldes* industrielles.

Terril industriel dans la région de Katowice (Pologne). Ces terrils, situés en pleine zone urbanisée, contiennent en moyenne plus de 2 % de zinc, plomb, cadmium et quelques autres métaux qu'ils relarguent progressivement faute d'une réhabilitation adéquate. Cependant, cette remise en état est très problématique : comment traiter ces déchets qui ne sont pas assez riches pour être considérés comme un minerai et qui relarguent jour après jour les métaux qu'ils contiennent ? (Cliché J.-C. Bollinger).

* tas de déchets miniers ou industriels.

Le recyclage des ferrailles (qui sont en fait des alliages) nécessite une bonne gestion des métaux connexes. Les traitements anticorrosion (traitements de surface) sont des sources de métaux; leurs déchets sont des solutions acides, très polluantes.

Au cours des dernières années, les rejets d'EM d'origine industrielle ont diminué en France en raison de la mise en place d'équipements adaptés ou de l'arrêt des activités concernées. Les rejets atmosphériques de Métaleurop-Nord à Noyelles-Godault sont passés de 350 t de plomb par an en 1970 à 150 t en 1978, puis à 17 t en 2002. Les rejets dans l'eau ont également chuté : sur le même site, la mise en place d'une station d'épuration en 1988 avait permis de réduire les rejets de plomb de 150 t à 4,5 t, associées à 1,9 t de cadmium et 10 t de zinc (source : Ademe/MEDD).

Par ailleurs, il est bien connu que les activités nucléaires passées, militaires ou civiles (comme l'accident de Tchernobyl), ont été à l'origine de pollution par les EM, radioactifs ou non. Nous n'en traitons pas dans le présent article.

Les villes

Les déchets ménagers (400 kg par habitant et par an en France) sont mis en décharge (50 %), incinérés (40 %) ou

recyclés (métaux, verre, plastiques, papier/carton...). La sécurité sanitaire des décharges d'ordures ménagères qui ornaient il y a peu les entrées de nos villages a été améliorée depuis la loi de juillet 1992 sur la modernisation de la gestion des déchets. Le but, quelque peu théorique, est la disparition de toutes les décharges. Certaines ne sont pas encore aux normes ou sont insuffisamment réhabilitées : une couverture de terre occulte mais n'empêche pas le contact entre l'eau et les déchets, ni l'exportation durable d'EM par les lixiviats (concentrations moyennes indicatives des lixiviats en $\mu\text{g/L}$: Cd = 30, Cr = 500, Cu = 300, Pb = 300, Ni = 880, Zn = 2 000 [9]).

L'incinération, qui paraît intéressante, produit cependant des « résidus de fumées d'incinération » (REFIOM), représentant environ 4 % des déchets brûlés. Les 123 incinérateurs français produisent en outre 4 millions de tonnes annuelles de mâchefers d'incinération (MIOM), soit 25 % de la masse des déchets brûlés. Ces résidus sont des phases solides cristallisées, peu stables dans les conditions atmosphériques, qui concentrent les EM et d'autres substances indésirables. Ils doivent donc être stockés après solidification et stabilisation [10] dans des décharges très imperméabilisées (dites de classe I) ou inertés (enrobés ou vitrifiés) avant réutilisation.

Les transports

Jusqu'à la généralisation de l'essence sans plomb (en 1995), les transports terrestres étaient responsables de plus de 80 % des émissions de plomb. On leur doit encore le relargage à proximité des axes routiers, de zinc et de cadmium (présents dans les pneus), et de plomb (additif des disques de freins). Exportés lors du lessivage des revêtements routiers par la pluie, ces polluants gagnent à terme sols environnants, cours d'eau et océans. Il peut en résulter une surmortalité de la faune aquatique.

Selon une étude norvégienne [11], la circulation routière reste une grande pourvoyeuse de cuivre dans l'atmosphère : sur près de 20 t de cuivre émises en 2003, plus de la moitié provient des plaquettes de freins (55 %) ou de la combustion du carburant (26 %). Le reste est d'origine industrielle (13 %) ou lié aux caténaires des trains (5 %).

Les épandages de boues de stations d'épuration

La richesse en éléments fertilisants des boues produites par les stations d'épuration des eaux domestiques est un argument fort pour leur utilisation en agriculture : épandues lors des périodes au cours desquelles la végétation a des besoins importants en azote et en phosphore, elles constituent un engrais efficace et presque gratuit (figure 5).

Malheureusement, ces boues contiennent aussi des EM (en moyenne plus de 1 000 mg/kg de chrome + cuivre + nickel + plomb + zinc) qui sont retenus dans le sol, utilisés par le métabolisme des plantes ou entraînés vers les rivières, ce qui les rend disponibles pour la suite de la chaîne alimentaire, à tel point que certaines sociétés agroalimentaires n'achètent pas les récoltes obtenues dans des champs ayant fait l'objet de tels épandages. Afin d'éviter les risques de relargage, il importe donc d'épandre seulement sur des terrains plats, hors des périodes de forte pluie ou de gel, de ne pas dépasser les quantités que le sol et la végétation sont capables d'absorber en prenant en compte la nature des sols [12]. De manière schématique, plus un sol est riche en humus et basique (présence d'argiles gonflantes), plus sa capacité de rétention est élevée.



Figure 5 - **Épandage agricole de boues de station d'épuration.** Ces boues issues des stations de traitement des eaux contiennent des fertilisants (azote et phosphore), mais aussi un grand nombre de produits indésirables, notamment des EM. Quel est le devenir de ces EM vis-à-vis des végétaux ou de la faune du sol dans les parcelles épandues ? (Cliché M. Soubrand).

L'agriculture

Les pollutions par les EM d'origine agricole sont localisées à proximité de certaines cultures spécifiques : traitement des vignes à la bouillie bordelaise (cuivre), utilisation des déjections d'animaux ayant consommé des aliments enrichis en EM. En raison de la présence naturelle de cadmium dans les principales roches à partir desquelles sont fabriqués les engrais phosphatés (1 à 600 mg Cd/kg P_2O_5), leur épandage contribue à la dissémination de ce métal : on peut ainsi calculer que, pour une teneur moyenne de 58 g Cd/t d'engrais, on dissémine 2,6 g Cd/ha/an.

D'autres pollutions sont liées à l'utilisation d'amendements ou de pesticides agricoles enrichis en EM (arséniate de plomb...). Les effets de ces pollutions sont identiques à celles qui résultent des épandages de boues de stations d'épuration, mais les accumulations locales, plus importantes, dépassent souvent les capacités de rétention des sols.

D'un milieu vers un autre

Quel est le devenir des EM dans les conditions normales de l'environnement, c'est-à-dire en milieu oxydant, à une température inférieure à 50 °C et avec une pluviométrie comprise entre 0,5 et 3 m par an selon les régions ?

L'altération des solides (roches ou déchets) permet la mobilisation des EM

Lors de leur exposition à des conditions différentes de celles de leur formation, les minéraux, naturels ou artificiels, sont hydrolysés. On peut définir l'altération dans les conditions de l'environnement par les transformations suivantes :

- *roche (ou déchet) + eau* → *résidus de roche + argiles + (hydr)oxydes + ions en solution*
- *de plus : matière bien cristallisée à faible surface spécifique* → *matière faiblement cristallisée à forte surface spécifique*

Cette altération se développe d'autant plus que l'eau pénètre mieux à l'intérieur d'une formation géologique ou d'un solide (fractures, faible taille des grains). C'est l'altération qui, à partir de roches de toutes origines, développe les sols

qui nous nourrissent, ou qui donne la minéralisation de l'eau que nous consommons. Lorsqu'elle déstabilise des phases contenant des éléments potentiellement toxiques, c'est à l'altération des roches ou des déchets que nous devons les pollutions. Son intensité et la nature des produits secondaires qui en résultent dépendent à la fois de facteurs propres aux matériaux concernés et de facteurs environnementaux. Citons par exemple :

- la *composition chimique et minéralogique* : dans les mêmes conditions, l'altération d'un granite, pauvre en fer et riche en potassium, donne des argiles potassiques et de rares oxydes de fer, et l'altération d'un basalte, riche en fer et en magnésium, donne des oxydes de fer abondants et des argiles, riches en ces deux éléments ; d'autres produits secondaires se forment par altération de déchets solides ;
- une *température* élevée augmente la vitesse des réactions et donc l'importance de l'altération ; le gel, qui fracture roches ou déchets, favorise la pénétration de l'eau et l'altération chimique ;
- la *quantité d'eau* par rapport aux volumes des solides exposés influe sur la mise en solution et sur la mobilité des éléments ;
- on peut citer encore le *relief*, la *pente*, la *perméabilité*, l'importance du *couvert végétal*, etc.

Si les sols tropicaux sont beaucoup plus épais (20 à 50 m) que les sols qui se développent en climat tempéré (quelques dizaines de cm), c'est que les processus d'hydrolyse sont accélérés par la chaleur, les précipitations et le couvert végétal.

Une fois mobilisés, les éléments chimiques peuvent être transférés en solution par les eaux, d'un milieu vers un autre. Ils peuvent aussi être emmenés sous forme solide par les processus de l'érosion (transport particulaire) ou gagner la chaîne alimentaire *via* les végétaux et l'eau. A chaque étape de ces processus, chaque élément chimique, chaque isotope, a une affinité plus forte pour un milieu ou pour un autre. Sur un sol donné, une plante ne capte pas les mêmes oligoéléments que sa voisine ; et au sein d'une même plante, les différents organes (racines, feuilles, graines) ne s'enrichissent pas de la même façon en EM.

Le transfert des EM vers un milieu récepteur

Sans transfert vers la biosphère, il n'y a pas de risque. C'est sur ce principe que reposent toute l'économie du stockage des déchets et le confinement des décharges de toutes sortes.

Les eaux

Les eaux sont à la fois un vecteur du transfert et un milieu récepteur (nappes, sources, rivières, lacs, océans). Superficielles ou souterraines, elles se chargent en divers éléments, polluants ou non, au contact des matériaux solides, puis elles les restituent à la faveur de changements dans les conditions physiques ou chimiques qui les affectent durant leur parcours (*figure 6*). Elles interviennent dans tous les milieux superficiels : sols, sédiments, biosphère. Les eaux transportent les éléments chimiques en solution, en suspension ou sous forme de colloïdes.

Cette mobilité des EM *via* les cours d'eau est considérable : par exemple dans l'estuaire de la Seine, les flux journaliers avoisinent 3 t pour le zinc et dépassent 700 kg pour le chrome et 50 kg pour le cadmium. Pour le même fleuve, on estime que la masse totale des éléments transportés en solution est de 35 t par km² et par an [13].

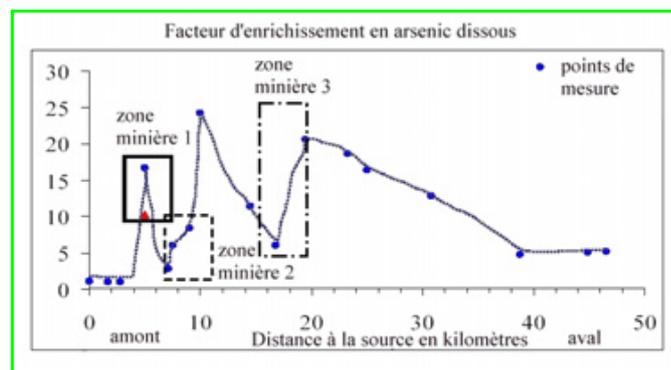


Figure 6 - Exemple d'impact minier sur une rivière dans le sud-ouest de la France.

On constate que les rejets de chacun des districts miniers répertoriés enrichissent fortement la rivière en arsenic dissous. Une atténuation se produit avec la distance par rapport aux émissions, mais à l'aval, la rivière est cinq fois plus chargée en arsenic qu'à l'amont des points de pollution (d'après Grosbois et al., à paraître).

Le rôle des colloïdes dans le transport des eaux souterraines a été récemment montré par l'étude d'anciens sites d'expérimentation atomique (Nevada, États-Unis...). Ainsi le plutonium, dont la solubilité dans l'eau (quelques milliardièmes de µg/L) dépend du degré d'oxydation, peut être transporté sur de très longues distances (> 1 km) dans/par des eaux profondes, à la vitesse de celles-ci (env. 80 m/an) [14].

Les sédiments

Les sédiments correspondent au dépôt dans un bras de rivière, un estuaire, une plage..., de particules arrachées aux sols et aux roches par l'eau de pluie et entraînées vers le réseau hydrographique (érosion mécanique). Le dépôt se produit lorsque la force du courant faiblit dans l'espace (obstacle, arrivée dans un lac...), ou dans le temps (retour à des basses eaux après une crue). Les dépôts sédimentaires enregistrent ainsi l'histoire de leurs bassins versants (*figure 7*) : en aval des sites miniers, urbains ou industriels, les crues emmènent puis déposent des particules riches en métaux, qui sont ensuite reprises puis déposées à nouveau.

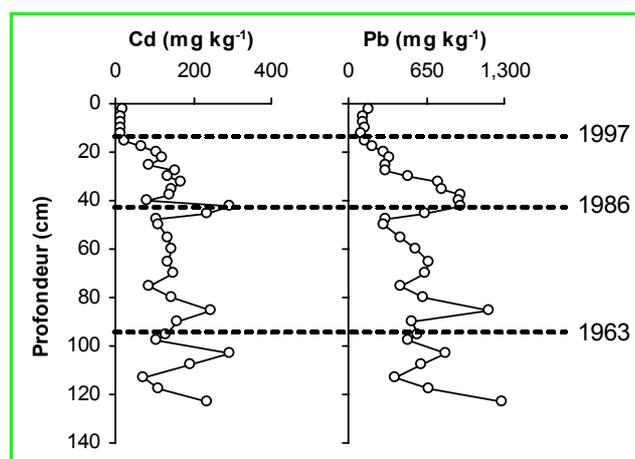


Figure 7 - Enregistrement d'une pollution par des sédiments.

Reconstitution de l'histoire d'une pollution en zinc et en cadmium d'après les teneurs mesurées sur les phases solides des sédiments d'une rivière du sud-ouest de la France. On remarquera que le plomb et le cadmium sont des éléments qui ont un comportement identique. Ce sont des datations au ¹³⁷Cs qui ont permis de tracer les repères chronologiques. 1986 est l'année d'une pollution accidentelle après laquelle commence un programme de réhabilitation qui se termine en 1997 (d'après [15], modifié).

Sauf à mettre en œuvre des dispositifs de rétention performants, toutes les anciennes mines, toutes les industries expédient dans le réseau hydrographique aval des dizaines de tonnes d'EM potentiellement toxiques.

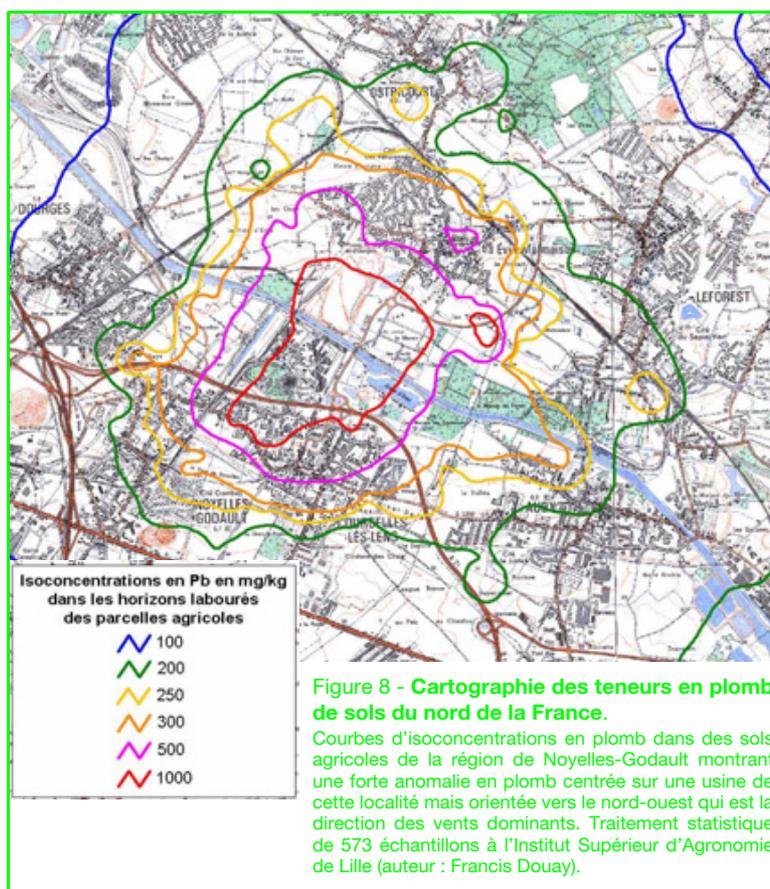
Le changement saisonnier des conditions physiques ou chimiques influe sur le relargage : un sédiment est soumis à un environnement réducteur lorsqu'il est recouvert, mais sa reprise lors d'une crue le place en milieu oxydant [15]. L'exemple de l'uranium est significatif : le ruissellement sur les sites des anciennes mines provoque l'exportation de particules fines chargées en oxydes d'uranium. Lorsqu'elles sédimentent, elles se mêlent à de la vase réductrice et riche en matière organique qui piège efficacement l'uranium. Lors des vidanges décennales effectuées par les gestionnaires des lacs artificiels, cette vase s'oxyde, l'uranium qu'elle contient est solubilisé et remis à la disposition de la faune et de la flore aquatiques.

A l'interface entre les eaux douces et les eaux salines, les estuaires et les deltas sont des réservoirs de contaminants métalliques potentiels du fait de leur position à proximité de villes et de centres industrialisés de longue date (Bordeaux, Nantes, Bilbao...) [16]. Des processus naturels (crues ou différences de salinité) ou anthropiques (curage, aménagements divers) mettent au jour des sédiments anciens pollués et changent les conditions du milieu, favorisant le relargage ou le dépôt de polluants potentiels.

Les sols

En raison de la variété des pratiques culturales et des différences de métabolisme entre les espèces végétales, il n'est pas possible d'établir de corrélations simples entre les concentrations de polluants dans les sols et celles des végétaux qui s'y développent. Toutefois, on a montré à Noyelles-Godault [17 et documents Ademe/MEDD] que les terres des jardins sont plus contaminées que les parcelles agricoles environnantes (*figure 8*), et que les teneurs en métaux des végétaux y sont plus élevées. Comme la production des jardins familiaux est consommée par un nombre limité de personnes, celles-ci sont donc plus exposées à une contamination alimentaire. On peut calculer par exemple que la consommation de 2 kg de pommes de terre (épluchées et lavées trois fois), de 1 kg de carottes (épluchées et lavées trois fois), ou de 1 kg de poireaux (coupés et lavés) par personne et par semaine, suffirait pour atteindre la dose maximale admissible en cadmium. Par contre, pour dépasser les doses recommandées pour le plomb, il serait nécessaire d'ingérer chaque semaine 3 kg de poireaux ou de salades, ou 4,5 kg de radis...

Les systèmes environnementaux n'ont pas une capacité illimitée à assimiler les polluants : dans le cas d'un apport continu, le sol finit par ne plus rien retenir et les polluants gagnent les eaux (de surface ou souterraines) ou sont fixés par les plantes, les animaux et finalement les humains. Il est donc important d'estimer les temps de séjour des métaux dans les sols (de 75 à 380 ans pour Cd, et de 1 000 à 3 000 ans pour Cu, Pb, Zn). Toutefois, ces valeurs moyennes doivent être modulées par l'intervention des facteurs qui affectent la force de complexation des métaux dans les sols, et donc leur capacité de rétention. La rétention des EM par



un sol est souvent corrélée avec la présence de matière organique qui possède une forte affinité pour les cations métalliques [18]. La formation de complexes organiques avec les cations métalliques divalents les rend moins disponibles pour les plantes, et par conséquent moins sensibles au lessivage.

Du diagnostic à la réhabilitation

Diagnostic

Pour chaque site pollué, un diagnostic doit précéder la réhabilitation (voir *encadré 4*) car il n'est pas possible de mettre en décharge tous les déchets, condamnant ainsi des dizaines d'hectares situés souvent à proximité des villes. Il faut répondre aux questions suivantes :

- Quels métaux sont concernés ?
- Quelles sont les quantités totales disponibles ?
- Quelles sont les teneurs dans les sols (en mg/kg) ou dans les eaux (mg/L) ?
- Quelles sont les formes (chimiques et minéralogiques) sous lesquelles les EM sont présents ?
- Quelles quantités sont susceptibles de sortir du site par le biais des eaux de ruissellement ou des eaux souterraines ? A quelle vitesse ?
- Quelles quantités peuvent être absorbées par les plantes qui se développent sur le site ?

Ce diagnostic implique la mise en œuvre raisonnée et hiérarchisée selon le but à atteindre de nombreuses techniques analytiques. Pour les solides, on utilise la diffraction des rayons X, la microscopie électronique, la spectroscopie infrarouge ou la microsonde électronique qui donne des compositions chimiques à l'échelle de quelques

Encadré 4**Évaluation des risques et réhabilitation des sites**

L'approche française de la gestion et de la réhabilitation des sites contaminés peut se résumer en trois verbes : *inventorier-caractériser-traiter*. Elle est fondée sur les principes suivants :

1. **Le principe de précaution** selon lequel l'absence de certitudes, avec les connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement si le coût est économiquement acceptable.
2. **Le principe de proportionnalité**, qui conduit à la mise en place d'une démarche itérative : « étude simplifiée des risques » (ESR), dont les connaissances sont utiles pour mieux concevoir et dimensionner études et travaux complémentaires d'une « étude détaillée des risques » (EDR).
3. **Le principe de spécificité** : l'objectif de réhabilitation est déterminé au cas par cas par une approche spécifique des sites sur la base de l'évaluation des risques, en fonction de l'usage auquel le détenteur destine le site.
4. **Le principe de transparence**, selon lequel les choix (hypothèses de travail, outils utilisés, degré d'approfondissement, éléments de connaissance et incertitudes...) inhérents à la démarche d'évaluation des risques doivent être présentés et discutés, lors de concertations entre les différentes parties intéressées (collectivités, associations...).

Ces principes reposent sur le constat que le risque essentiel est celui du transfert des polluants vers des cibles identifiées. Plusieurs guides méthodologiques ont été élaborés ces dernières années au sein de groupes de travail nationaux pilotés par le Ministère chargé de l'Environnement. Ils constituent une « boîte à outils », dans laquelle il faut puiser selon les questions que l'on se pose sur un site (d'après le « Portail sites et sols (potentiellement) pollués ou radiocontaminés », www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr).

micromètres. Pour les liquides, ce sont les analyses chimiques de divers types ou les extractions artificielles. La plupart de ces méthodes font l'objet de protocoles normalisés ; d'autres, beaucoup plus lourdes (émission X, absorption X), peuvent rendre de grands services en précisant la situation d'un élément par rapport au solide porteur. Il importe de connaître les forces et les limites de chaque méthode : par exemple, peut-on considérer ensemble le tout (composition globale) et les parties (chacune des phases) ou encore, quelle est la représentativité à l'échelle des sites concernés des phases analysées à l'échelle de quelques nanomètres ?

Les extractions chimiques séquentielles ou sélectives [19], trop souvent pratiquées sans diagnostic préalable ni investigations ultérieures sur la phase solide restante, permettent d'avoir une idée statistique sur la façon dont un élément est lié à son support ; on met en contact un échantillon avec des réactifs chimiques de plus en plus agressifs (par exemple, de plus en plus acides et/ou oxydants). La stabilité de l'élément est estimée en fonction de l'agressivité de l'extractant utilisé pour sa mise en solution. Dans certains cas, le risque est faible, comme pour le nickel des roches volcaniques basaltiques dont nous avons parlé [20]. Cependant, ces réactifs chimiques n'engagent qu'eux-mêmes et la transposition des résultats en termes de relargage potentiel est souvent hasardeuse car on maîtrise mal le paramètre du temps : en laboratoire, on doit reproduire en quelques semaines ce qui se passe en plusieurs dizaines d'années dans la nature.

Réhabilitation et suivi

À la différence des molécules organiques, les EM ne sont pas sécables et les techniques de destruction des polluants

par oxydation qui se sont développées dans le cadre des pollutions organiques ne sont pas applicables. L'idéal pour les métaux potentiellement mobiles serait leur récupération, sous une forme économiquement viable, ce qui reviendrait à faire de nos déchets des gisements de métaux. C'est ce qui se passe déjà lorsqu'un industriel recueille sur des filtres une fraction des particules solides qui s'échappent des fumées d'une usine. Pour les déchets solides, on développe actuellement des procédés électrolytiques pour récupérer les métaux. Mais il s'agit encore de prototypes à des prix incompatibles avec les conditions économiques actuelles. La première difficulté concerne en effet les teneurs en EM, trop basses dans les déchets pour une valorisation économique ; la seconde est la multiplicité des formes sous lesquelles un élément chimique peut se trouver : le mode d'extraction dépend en effet de la spéciation de l'élément considéré. Enfin, la rentabilité d'une telle opération est meilleure lorsque la pollution est concentrée, ce qui laisse sans solution les cas de pollution diffuse.

Pollutions concentrées

Jusqu'à récemment, les sites pollués par les EM étaient abandonnés en l'état (*figure 1*). Depuis quelque temps, on les isole au moyen de barrières imperméables artificielles (géotextiles) ou/et naturelles (argiles). Lorsque les teneurs sont irrégulières, après une cartographie en trois dimensions de l'étendue de la pollution, on ne met en décharge que les terres les plus polluées, en les excavant. Cependant, des techniques alternatives se développent de plus en plus.

Ainsi, des déchets (scories métallurgiques, mâchefers d'incinération d'ordures ménagères, résidus miniers...) sont incorporés en fonction de leurs caractéristiques physiques et chimiques à des bétons (immeubles, ouvrages d'art...) ou au bitume de nos routes. Cette solution séduisante a des limites : ces matériaux ont des propriétés mécaniques ou de porosité (rétention de l'eau) inférieures à celles des matériaux naturels couramment utilisés. De plus, comme les bétons sont eux aussi susceptibles de s'altérer, le relargage peut n'être que différé.

On s'achemine là encore vers un traitement particulier pour chaque type de matériaux : une usine d'incinération d'ordures ménagères qui brûle des déchets et des boues de station d'épuration produit à la fois des MIOM (mâchefers) et des REFIOM (poussières). Les MIOM sont triés selon leur aspect physique et les risques de relargage. Les plus stables sont utilisés tels quels ; ceux qui ne présentent que peu de risques sont soumis à une lixiviation artificielle en tas pour récupérer les éléments les plus mobiles ; seule la fraction qui contient les EM les plus mobiles est mise en décharge ou traitée avec les REFIOM. Ces derniers matériaux sont plus difficilement utilisables, car constitués de cendres volantes. Dans l'état actuel des choses, le seul traitement qui fonctionne à l'état industriel est coûteux en énergie : les déchets sont vitrifiés à 1 500 °C au moyen d'une torche à plasma. Les verres produits sont incorporés à des ciments, par exemple pour la fabrication de pavés (cas de l'usine d'incinération de Cenon près de Bordeaux). Des techniques mixtes (récupération et inertage) existent au stade préindustriel. Elles consistent à recycler les principaux EM (Zn et Pb) comme matière première dans l'industrie métallurgique et à vitrifier la fraction restante [10].

Toute valorisation dépend des conditions économiques ; mais l'augmentation des prix du stockage des déchets ultimes (> 300 € par tonne) conduira à développer les

solutions de valorisation décrites plus haut, et d'autres encore. Les dépenses en énergie des procédés de vitrification seront mieux amorties dans les années qui viennent...

Pollutions diffuses

Dans le cas des pollutions diffuses, les EM présents sont trop dispersés pour être valorisables. Les solutions passent donc par un traitement indirect *in situ*.

Les amendements (épandages de chaux, de phosphates de calcium, ou enrichissement en matière organique) modifient les capacités de rétention d'un sol. Bien employés après un diagnostic minutieux, ils peuvent conduire à des relargages ménagés ou étalés dans le temps.

La bioréhabilitation connaît une vogue grandissante. Il s'agit de transférer vers la biosphère, par l'intermédiaire de plantes dont le métabolisme utiliserait tel ou tel élément, les métaux contenus dans les sols. Ce transfert consiste en un changement de spéciation : un élément très mobile (biodisponible) dans un sol devient moins mobile lorsqu'il est incorporé aux racines ou aux parties aériennes d'une plante. Dans le même domaine, l'aptitude de certaines souches microbiennes à fixer un élément a conduit à leur sélection en fonction du problème à résoudre et à leur injection dans le sol par l'intermédiaire de supports adaptés. Cependant, les conséquences de ces manipulations sont mal connues et il ne s'agit là que de protocoles expérimentaux limités au laboratoire.

Ces techniques, souvent à l'état de prototype, permettent de comprendre que la réhabilitation soit chère, de 80 à plus de 500 € (selon le type de pollution ou le niveau de dépollution souhaité) par tonne de matériel traité. Il en est de même pour l'eau : il en coûte de 0,15 à 0,5 €/m³ pour rendre potable une eau de rivière. Toute réhabilitation est fonction des sommes que l'on peut y investir, c'est-à-dire de l'utilisation que l'on souhaite faire de la zone considérée : zone industrielle ou résidentielle par exemple.

Conclusion : les pollutions par les EM sont-elles vraiment dangereuses ?

Les EM sont partout à la surface et à l'intérieur de la Terre. Leur mobilité potentielle dans l'environnement et leur concentration dans certains milieux (sols, eaux, sédiments) sont dues en majorité aux activités humaines. Leur passage dans la chaîne alimentaire est influencé par les modifications des conditions environnementales.

Même si les conséquences sanitaires des pollutions par les EM sont généralement discrètes, il existe des exceptions, comme les pollutions à l'arsenic des eaux souterraines qui menacent de 30 à 70 millions de personnes (les estimations dépendent des seuils d'alerte retenus) au Bangladesh ou au Bengale [21]. Les effets, en cours d'étude, se manifestent par de nombreuses maladies et *in fine* par une surmortalité difficile à évaluer. Dans d'autres régions du monde (Mexique, Chili), les menaces à l'arsenic identifiées ne concernent « que » quelques dizaines de milliers de personnes. Pour d'autres éléments, on peut citer les empoisonnements chroniques au mercure *via* certaines espèces de poissons dans des bassins miniers aurifères d'Amérique du Sud [22]. Il faudrait parler aussi d'expositions plus ciblées, comme celle à l'uranium « appauvri » utilisé pour lester des projectiles, qui concerne une partie des soldats engagés dans la première Guerre du Golfe, ou plus simplement l'impact des amalgames dentaires au mercure... ou bien

entendu les conséquences des accidents nucléaires (Tchernobyl).

En fait, pour que l'on sache ce qu'il en est et pour que l'on entreprenne des études épidémiologiques précises, il faut soit des empoisonnements massifs, soit un soupçon ciblé sur un élément et un site. Et dans ce domaine comme dans beaucoup d'autres, les scientifiques possèdent souvent des données qui sortent peu des laboratoires, des revues spécialisées ou des rapports parlementaires [23] parce que « la société civile », du journaliste au téléspectateur en passant par l'industriel ou le politique, ne peut pas ou ne veut pas les recevoir. Cette prise en compte se fait néanmoins très progressivement avec la mise en place de valeurs guides ou de normes (plus contraignantes) qui sont des compromis entre un état des connaissances scientifiques et les données économiques du moment. Enfin, la surmortalité ou la surmorbidity sont des concepts difficiles à définir quand il ne s'agit que de quelques individus qui meurent ou qui sont malades plus tôt qu'ils ne le devraient dans un village reculé du Brésil ou même dans les villes européennes lors des pics de pollution. En matière d'EM, il ne faut pas oublier que l'on travaille sur le long terme dans le cadre de l'augmentation de notre confort et notre durée de vie – au XIX^e siècle, l'opinion publique acceptait de voir les mineurs mourir dix ans plus jeunes que le reste de la population. Plus près de nous, le problème de l'amiante a mis des décennies à émerger.

Cette spécificité des pollutions par les EM existe même dans le cas des rares pollutions brutales, comme la rupture d'une digue en avril 1998 en amont du Parc naturel de la Doñana en Andalousie [24], dans le district minier à cuivre et or de Rio Tinto, qui est à l'origine du rejet dans un affluent du Guadalquivir de 5 millions de m³ (entre 8 et 10 millions de tonnes) de stériles pyriteux contenant entre 3 et 4 % de divers EM et d'arsenic, et baignant dans une eau à pH 2. Au-delà d'une mortalité immédiate massive des espèces aquatiques (30 t de poisson), les conséquences à long terme sont difficiles à estimer : 2 500 hectares de terres ne sont plus cultivables, de nombreuses espèces animales renferment pour longtemps des teneurs élevées en cuivre, cadmium, zinc, plomb et arsenic. Et maintenant, quelle est la nature exacte de la récupération qui s'amorce ? Un retour à l'état initial est-il encore possible et dans combien de temps ?

C'est dire l'importance de l'action des pouvoirs publics en matière d'environnement en général et de pollution par les EM en particulier : un industriel, un agriculteur ou même un particulier ne peuvent prendre en compte les surcoûts liés à une dépollution (qui profite à très long terme et de manière peu visible à l'augmentation de la durée de vie de leurs concitoyens) que s'ils y sont fortement encouragés. L'augmentation du coût des matières premières, les stratégies de développement industriel, le durcissement des normes environnementales au niveau européen (...) sont de puissants incitateurs.

Références

- [1] Duffus J.H., Heavy metals - a meaningless term?, *Pure Appl. Chem.*, **2002**, 74, p. 793; Erratum : *Pure Appl. Chem.*, **2003**, 75, p. 1357.
- [2] Traina S.J., Laperche V., Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **1999**, 96, p. 3365.
- [3] Hill S.J., Speciation of trace metals in the environment, *Chem. Soc. Rev.*, **1997**, 23, p. 291.
- [4] Ochiai E.I., Global metabolism of elements (Principles and applications in bioinorganic chemistry - XI), *J. Chem. Educ.*, **1997**, 74, p. 926.

- [5] Allard P., Gaz volcaniques et éruptions gazeuses, *Le volcanisme*, J.L. Bourdier (ed.), édition BRGM, Orléans, 1995, p. 88.
- [6] *Vers une stratégie thématique pour la protection des sols*, Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, au Comité économique et social et au Comité des régions, COM/2002/0179 final, 10 oct. 2003.
- [7] Bril H., Floc'h J.P., Le devenir des métaux provenant des anciennes mines ; l'exemple du Massif central français, *Géologues*, 2002, 131, p. 233.
- [8] Nordstrom D.K., Alpers C.N., Ptacek C.J., Blowes D.W., Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California, *Environ. Sci. Technol.*, 2000, 34, p. 254.
- [9] www.invs.sante.fr/publications/2005/dechets
- [10] Pichat P., Aller jusqu'au bout de la dépollution : le traitement ultime des déchets toxiques, *L'Act. Chim.*, 2004, 277-278, p. 70.
- [11] Statistics Norway: emissions to air of heavy metals and persistent organic pollutants, 1990-2003, 9 fév. 2005, http://www.ssb.no/english/subjects/01/04/10/milgiftn_en/
- [12] Baize D., Tercé M., *Les éléments traces métalliques dans les sols ; approches fonctionnelles et spatiales*, INRA éditions, Paris, 2002.
- [13] Grosbois C., Meybeck M., Horowitz A., Ficht A., The spatial and temporal trends of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in Seine river floodplain deposits (1999-2000), *Sci. Total Environ.*, 2006, 356, p. 22.
- [14] Honeyman B.D., Colloidal culprits in contamination, *Nature*, 1999, 397, p. 23.
- [15] Audry S., Schäfer J., Blanc G., Bossy C., Lavaux G., Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot-Garonne fluvial system (France), *Appl. Geochem.*, 2004, 19, p. 769.
- [16] Cundy A.B., Croudace I.W., Cearreta A., Irabien M.J., Reconstructing historical trends in metal input in heavily-disturbed, contaminated estuaries: studies from Bilbao, Southampton water and Sicily, *Appl. Geochem.*, 2003, 18, p. 311.
- [17] Sterckeman T., Douay F., Proix N., Fourrier H., Perdrix E., Assessment of the contamination of cultivated soils by eighteen trace elements around smelters in the North of France, *Water Air Soil Pollut.*, 2002, 135, p. 173.
- [18] Merrington G., Alloway B.J., Determination of the residual metal binding characteristics of soils polluted by Cd and Pb, *Water Air Soil Pollut.*, 1997, 100, p. 49.
- [19] Bermond A., Métaux traces des sols et chimie analytique, *L'Act. Chim.*, 2004, 277-278, p. 27.
- [20] Soubrand-Colin M., Bril H., Néel C., Courtin-Nomade A., Martin F., Weathering of basaltic rocks from the French Massif Central: origin and fate of Ni, Cr, Zn and Cu, *Canad. Mineral.*, 2005, 43, p. 1103.
- [21] Hassan M.M., Atkins P.J., Dunn C.E., The spatial pattern of risk from arsenic poisoning: a Bangladesh case study, *J. Environ. Sci. Health*, 2003, 38A, p. 1.
- [22] Olivero-Verbel J., Johnson-Restrepo B., Mendoza-Marin C., Paz-Martinez R., Olivero-Verbel R., Mercury in the aquatic environment of the village of Caimito at the Mojana region, North of Colombia, *Water Air Soil Pollut.*, 2004, 159, p. 409.
- [23] Miquel G., *Rapport 261*, Office Parlementaire d'Évaluation des Choix Scientifiques et Technologiques, 2001.
- [24] Achterberg E.P., Braungardt C., Morley N.H., Elbaz-Poulichet F., Leblanc M., Impact of Los Frailes mine spill on riverine, estuarine and coastal waters in southern Spain, *Water Res.*, 1999, 33, p. 3387.



H. Bril

Hubert Bril

est professeur de géosciences à l'Université de Limoges et responsable de l'équipe « Éléments en traces métalliques » au sein de l'UMR CNRS « Hydrogéologie, argiles, sols, altérations »*.



J.-C. Bollinger

Jean-Claude Bollinger

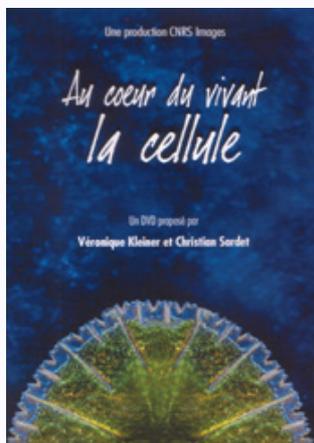
est professeur de chimie à l'Université de Limoges et directeur de l'Institut Fédératif de Recherche « Environnement et Eau »**. Il fait partie d'un groupe d'experts sur les sites et sols pollués auprès du Ministère chargé de l'Environnement.

* HydrASA, UMR 6532 CNRS, Équipe ETM, Immeuble Les Dryades, Faculté des Sciences & Techniques, 123 avenue Albert-Thomas, 87060 Limoges Cedex.

Tél. : 05 55 45 74 14. Courriel : hubert.bril@unilim.fr

** Laboratoire des Sciences de l'Eau & de l'Environnement, Faculté des Sciences et Techniques, 123 avenue Albert-Thomas, 87060 Limoges Cedex.

Tél. : 05 55 45 74 69. Courriel : jean-claude.bollinger@unilim.fr



Destiné aux curieux comme aux spécialistes, ce DVD trilingue produit par le CNRS Images, propose de partir à la découverte de l'unité de base du vivant, la cellule.

De l'histoire de sa découverte aux grands débats actuels, les auteurs nous invitent à un voyage intérieur au cœur de la cellule. Au fil des rencontres avec les scientifiques – dont de nombreux biologistes internationaux de renom – et les étudiants des grands laboratoires européens, ce DVD déroule un panorama de la recherche dans ce domaine et offre des images rares et singulières.

Ce DVD thématique multimédia est le premier de la collection lancée en 2004 par le CNRS Images. Le prochain sera consacré aux nanosciences et nanotechnologies.

Tarif : 35 euros (usage privé), 45 euros (usage institutionnel).

- Vente par correspondance : CNRS Images, Vidéothèque – Tél. : 01 45 07 59 69. Courriel : videothèque.vente@cnrs-bellevue.fr – www.cnrs.fr/cnrs-images