

CONCEPTS DE STOCKAGE DE DÉCHETS

UN ESSAI DE DÉFINITION DANS UNE LOGIQUE D'IMPACT

Dominique Guyonnet*, Bernard Côme**, Jean-Frédéric Ouvry**, Michel Barrès***

* École supérieure de l'énergie et des matériaux, ** Antea, *** Bureau de recherches géologiques et minières

La définition des constituants des sites de stockage de déchets non radioactifs a été basée dans une large mesure sur des objectifs de moyens (quels constituants doivent être mis en œuvre) plutôt que sur des objectifs de résultats (performances de l'ensemble). Cet article propose de définir les concepts de stockage en fonction de l'impact potentiel des sites sur le milieu. Différents types de déchets sont définis en fonction de l'évolution de leur toxicité et de leur mode d'émission de polluants. De même, plusieurs concepts de stockage sont définis sur la base de leur influence sur les flux de pollution. Les différentes combinaisons de types de déchets et de types de stockages sont illustrées par rapport à leurs impacts potentiels en termes de flux. Les résultats remettent notamment en question l'application du concept de la « capsule étanche » à des déchets dont la toxicité ne décroît pas en conditions de confinement total.

The design of non-radioactive waste-disposal sites is generally based on objectives of means (which constituents should be used) rather than on objectives of overall performance. This paper proposes to define the waste-disposal concepts as a function of the site's potential environmental impact. Various types of waste are defined based on the evolution of their toxicity and their behaviour with respect to the emission of pollutants. Similarly, several waste-disposal concepts are defined based on their influence on pollutant fluxes. The various combinations of wastes and storage concepts are illustrated with respect to their potential impact in terms of pollutant fluxes. The results question the application of the « dry entombment » concept to wastes which do not present a reduction of their toxicity in conditions of total isolation.

CONTEXTE ET OBJECTIFS

La définition des modes de stockage des déchets non radioactifs a été basée pour une large part sur des objectifs de moyens, plutôt que sur des objectifs de résultats. L'approche adoptée par la plupart des pays industrialisés a consisté, dans une certaine mesure, à multiplier les barrières autour des déchets, dans un souci de sécurité, mais sans véritable

réflexion de fond sur les performances de l'ensemble, ni parfois sur l'éventuelle justification d'associer certains types de barrières avec certains types de déchets.

On assiste actuellement à une évolution des approches, tandis que progresse le niveau de compréhension des différents acteurs concernant l'impact environnemental des déchets et des sites de stockage, dans le moyen et dans le long terme (voir par exemple Belevi et Baccini, 1989, Rowe, 1991, Kosson et al., 1996, Van der Sloot, 1996, Billard et al., 1996), et qu'augmente le retour d'expérience acquis sur sites réels.

Cette évolution se traduit notamment par l'introduction progressive d'une « logique d'impact » dans la gestion des déchets (voir Mayeux et Perrodin, 1996). Une telle logique consiste à déterminer quels flux de polluants émis par les déchets vers le milieu (c'est-à-dire quels impacts) peuvent être jugés acceptables, et à définir le contexte physique dans lequel les déchets peuvent être placés en fonction de ces flux. Dans l'état de l'Ontario (Canada) par exemple, la nouvelle réglementation relative au stockage des déchets ménagers et assimilés a été élaborée en s'appuyant notamment sur des résultats de calculs de l'impact potentiel des sites de stockage sur les eaux souterraines (Rowe, 1997).

Cet article a pour objectif de mettre en parallèle différents types de déchets, et différents concepts de stockage, en prenant en compte l'impact potentiel des types de sites de stockage ainsi définis. Il est montré notamment que si l'impact des sites est pris en compte, certaines combinaisons déchets/concept de stockage apparaissent comme n'étant pas satisfaisantes. L'approche choisie est volontairement simplifiée, le but visé étant de dégager des lignes directrices dans un contexte générique.

DÉFINITION DE DIFFÉRENTS TYPES DE DÉCHETS

Il est proposé de subdiviser les déchets sur la base de leur comportement général relatif au relargage d'éléments indésirables, ou à l'évolution de leur toxicité. On définit d'abord le flux de pollution comme étant une masse d'éléments indésirables émise par unité de temps. L'apparition d'un flux

suppose la mise en contact d'une source de pollution (les déchets) avec un vecteur de pollution. Ce vecteur est généralement soit de l'eau (cas du lixiviat), soit du gaz (cas du biogaz de décharge). La toxicité est définie ici comme étant une mesure du dommage subi par un organisme vivant (notamment l'homme) suite à une exposition directe aux polluants contenus dans les déchets. Cette toxicité est une toxicité « intrinsèque » au déchet qui est fonction des polluants qu'il contient. Contrairement aux flux, elle est indépendante des conditions de confinement. On distingue ici une toxicité de type chimique (liée par exemple à des métaux lourds) d'une toxicité de type radioactive (radiotoxicité). A noter que la subdivision proposée n'a nullement pour objectif de se substituer à d'autres classifications des déchets, telles qu'elles peuvent apparaître dans différents textes réglementaires. Cette subdivision a été sélectionnée strictement pour les besoins de l'illustration présentée plus loin. Trois types de déchets sont distingués ici (figure 1).

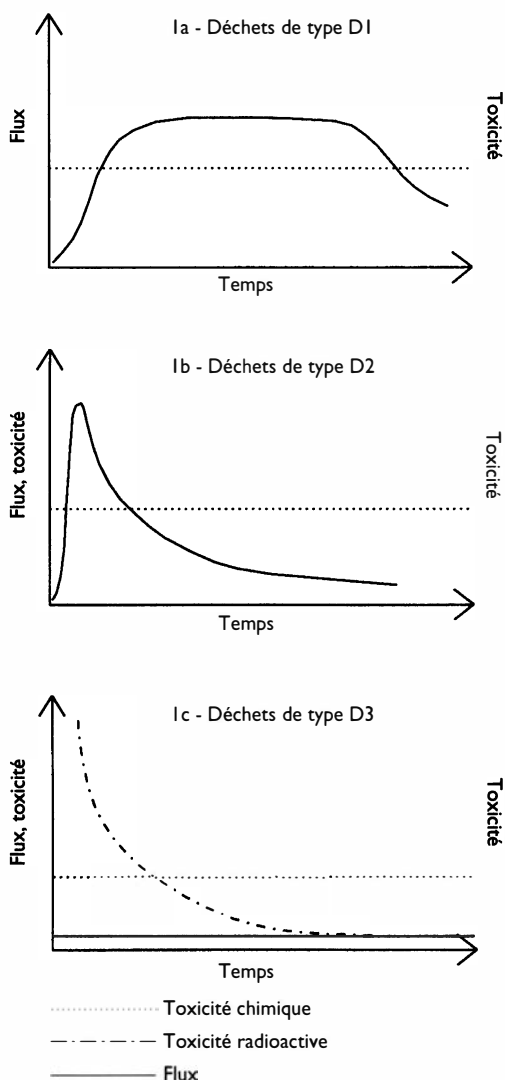


Figure 1 : Subdivision proposée pour les différents types de déchets

Type D1 : déchets qui, dans un système ouvert, ont un comportement à la lixiviation qui est contrôlé par des mécanismes chimiques et/ou biologiques

Le comportement de ce type de déchet se caractérise par (figure 1a) :

- une toxicité (intrinsèque) de type chimique qui, en première approximation, demeure constante au cours du temps,
- une augmentation initiale des flux, qui correspond à l'instauration des mécanismes,
- l'atteinte d'un palier de flux défini par un (ou des) facteur(s) limitant(s),
- une diminution des flux, suite notamment à une déplétion en éléments polluants.

Les mécanismes chimiques incluent des réactions de spéciation chimique, d'oxydoréduction, de complexation, etc. Les mécanismes biologiques concernent essentiellement la dégradation de la matière organique éventuellement contenue dans les déchets. Les facteurs limitants incluent les limites de solubilité des éléments chimiques, les cinétiques de réaction chimique ou biologique, la disponibilité de substrat, de nutriments, etc.

Dans cette catégorie de déchets on fera une distinction entre des déchets à faible potentiel mobilisable (notés ici D1a), et ceux qui ont un potentiel mobilisable élevé (notés D1b). Les déchets D1a se réfèrent principalement aux déchets dits « inertes » (déblais de terrassement, certains déchets de démolition, etc.), tandis que les déchets D1b concernent les déchets ménagers et assimilés, ou des déchets inorganiques non stabilisés, à fort potentiel mobilisable.

Type D2 : déchets qui, dans un système ouvert, ont un comportement à la lixiviation qui est contrôlé par un mécanisme diffusionnel

Ce type de déchet concerne essentiellement les déchets dits « stabilisés ». Leur comportement se caractérise par (figure 1b) :

- une toxicité (intrinsèque) de type chimique qui demeure constante,
- une augmentation initiale des flux, qui correspond au début du lessivage du déchet,
- une diminution progressive des flux de pollution émis (voir explication ci-après).

Dans un système ouvert (ou semi-confiné) par rapport aux apports d'eau météorique, l'eau qui s'infiltre à travers la couverture lessive les déchets, qui émettent un flux de pollution proportionnel notamment au gradient de concentration entre le déchet et le lixiviat, et au coefficient de diffusion à partir de la matrice du déchet stabilisé. Au fur et à mesure que le déchet relargue des polluants, le gradient de concentration décroît, ce qui entraîne une diminution du flux.

A noter que le comportement de ces déchets peut également être influencé par des mécanismes chimiques. Par exemple le pic de la courbe de la figure 1b pourrait être représenté par un palier contrôlé par la limite de solubilité du polluant considéré.

Type D3 : déchets dont la toxicité décroît naturellement en situation de confinement total

Ce type de déchet concerne essentiellement les déchets radioactifs. En situation de confinement total, leur radiotoxicité décroît au cours du temps, tandis que le flux de pollution est nul. Si le système devient ouvert, suite à un dysfonctionnement des barrières ou à leur vieillissement naturel, il y a alors apparition d'un flux polluant. A noter que la diminution progressive de la radiotoxicité au cours du temps ne s'accompagne pas d'une diminution de la toxicité chimique (liée aux métaux lourds). En effet, les isotopes métalliques radioactifs, tels les produits de fission (radiotoxiques et chimiquement toxiques), se transforment progressivement en isotopes stables (chimiquement toxiques). Ainsi les déchets de type D3 non stabilisés, se transforment progressivement en déchets de type D1.

DÉFINITION DE DIFFÉRENTS CONCEPTS DE STOCKAGE DE DÉCHETS

L'impact sur le milieu naturel des déchets définis précédemment va dépendre, dans une large mesure, des conditions de stockage. Trois principaux concepts de stockage sont définis sur la base des flux de pollution émis (voir également Cherry *et al.*, 1987).

Type S1 : site à atténuation naturelle des flux

Pour ce type de site, il est supposé notamment que le milieu naturel est capable d'atténuer le flux de pollution émis par les déchets, de manière suffisante pour que ce flux n'ait aucune influence dommageable pour l'environnement. Ce type de site correspond, quant au principe, aux sites de stockage dits de « Classe III » (déchets « inertes »).

Type S2 : site à gestion active des flux

Il s'agit de sites dont les aménagements (notamment les couches drainantes, l'imperméabilisation du fond et des flancs, la barrière géologique, etc.) permettent la collecte des flux en vue de leur traitement. Il n'y a pas d'isolation totale par rapport aux précipitations météoriques afin de permettre l'évolution du déchet et l'atteinte d'un objectif de flux résiduel (voir plus loin). Ce type de site correspond, quant au principe, aux installations dites de « Classe II » (voir Journal Officiel, 1997).

A noter que la présence d'une couverture imperméable n'exclut pas une gestion active des flux, dès lors qu'il existe un système de réinjection de fluides au sein des déchets permettant leur évolution biochimique (cf. les expérimentations en cours sur le site de Montech près de Toulouse ; P. Labeyrie, comm. pers.).

Type S3 : site à inhibition des flux

Sur ce type de site on cherche, par la présence de barrières imperméables en fond et en couverture, à empêcher tout contact entre les déchets et le vecteur de migration qu'est l'eau. C'est le concept de la « capsule étanche », hérité dans une certaine mesure du stockage des déchets radioactifs. Ce type de site correspondrait, sur le principe, aux installa-

tions dites de « Classe I » (Journal Officiel, 1993), ainsi qu'aux sites de stockage de déchets faiblement radioactifs en subsurface (Izabel et Leveel, 1989).

QUELS TYPES DE DÉCHETS DANS QUELS TYPES DE SITES ?

Considérations sur les barrières

Avant de mettre en relation les différents types de déchets, tels que définis en figure 1, avec les différents concepts de stockage (figure 2), il est nécessaire d'énoncer le principe selon lequel les barrières artificielles (drainage, imperméabilité), en fond ou en couverture des déchets, ne sont pas éternelles. Ce principe, qui semble relever du bon sens, s'appuie également sur le recul dont on dispose actuellement concernant les performances à long terme des barrières étanches et des systèmes de drainage, et qui semble suggérer des durées de vie de l'ordre de quelques décennies (Brune *et al.*, 1991, Düllmann et Eisele, 1993). S'il n'est pas exclu que certaines barrières multicouches complexes puissent avoir une longévité de l'ordre de plusieurs siècles, l'ab-

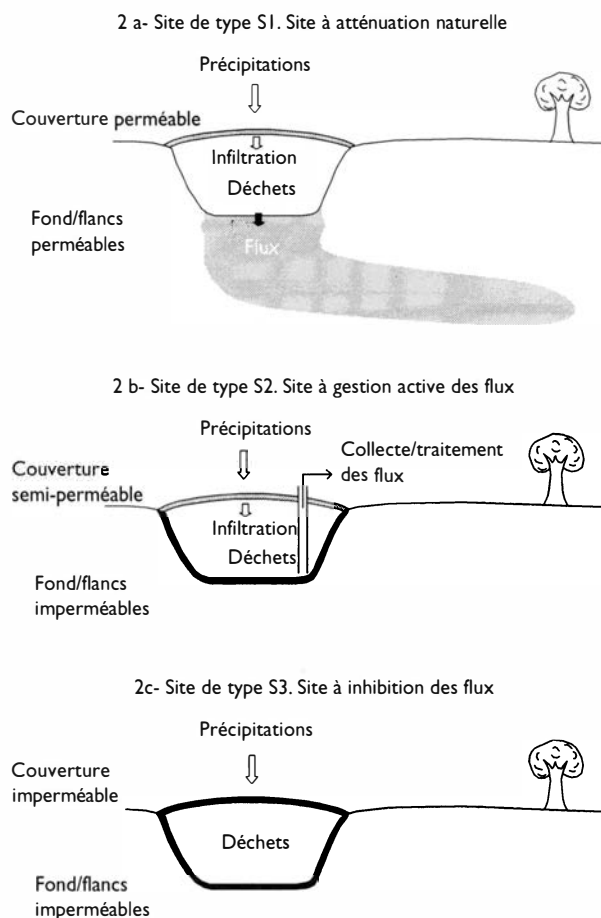


Figure 2 : Subdivision proposée pour les différents concepts de stockage

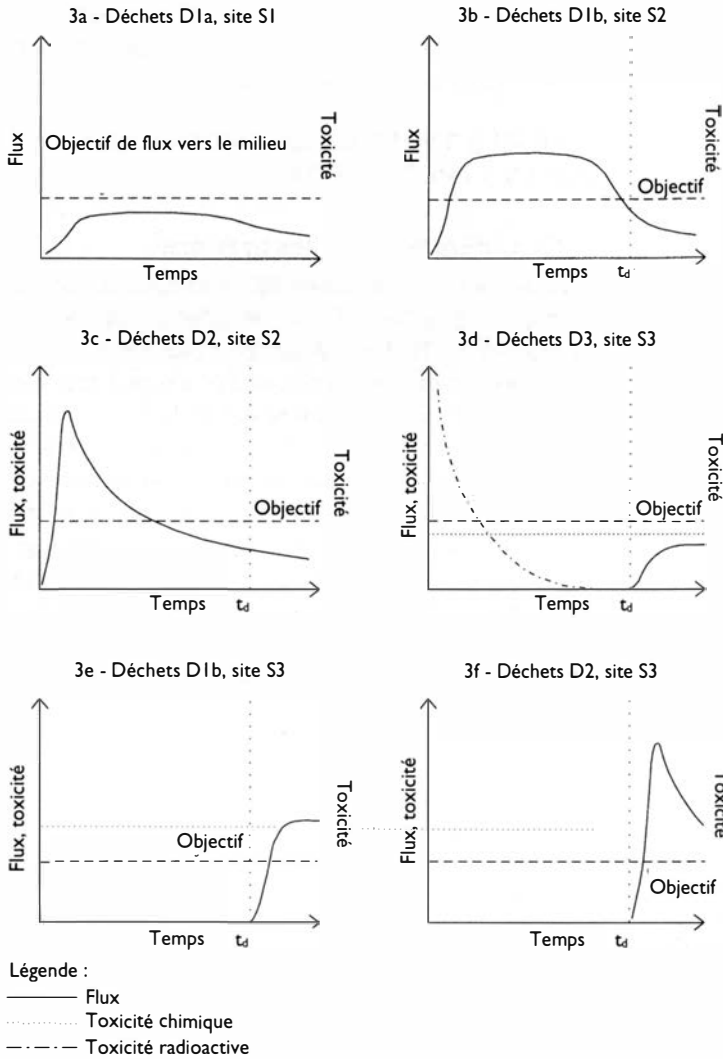


Figure 3 : Évolutions schématiques des flux et de la toxicité pour différentes combinaisons déchets/sites de stockage

sence de recul est tel qu'il est difficile de conclure quant aux performances de ces barrières. A noter que les contraintes auxquelles sont soumises les barrières en subsurface sont multiples :

- érosion des pentes en couverture,
- animaux fouisseurs,
- racines de végétaux,
- dessiccation, fentes de retrait,
- tassements différentiels des déchets,
- réajustements mécaniques des matériaux synthétiques,
- vieillissement des soudures,
- interaction des polluants avec les matériaux synthétiques,
- problèmes de dégradation ou de gonflement de certains matériaux synthétiques,
- colmatage des couches drainantes par précipitations minérales et/ou organiques,
- etc.

La durée de vie des barrières est symbolisée ici par un « temps de défaillance », noté t_d . La figure 3 illustre le comportement, en terme de flux émis vers le milieu, de plu-

sieurs combinaisons déchets/concepts de stockage. Ce comportement est comparé à un « objectif de flux résiduel vers le milieu » (un flux jugé « écompatible » ; Mayeux et Perrodin, 1996). La question de la définition de cet objectif est abordée dans le dernier chapitre.

Typologie des couples déchets-stockages

En figure 3a, des déchets à faible potentiel mobilisable (type D1a), sont stockés sur un site à atténuation naturelle (type S1). Compte tenu de l'absence de gestion véritable des flux sur ce type de site, le principal effort devra porter notamment sur un contrôle particulièrement rigoureux des déchets à l'entrée, afin de garantir que le flux émis soit toujours inférieur à l'objectif de flux maximal fixé. En figure 3b, des déchets à fort potentiel mobilisable (type D1b) sont stockés sur un site à gestion active (type S2). Il est supposé que, pour la période précédant le temps t_d (temps de défaillance de l'étanchéité en fond), le flux polluant est collecté et traité. Le flux émis par le site après le temps t_d est le flux résiduel vers le milieu. L'objectif du site à gestion active est de permettre d'atteindre un flux écompatible avant le temps t_d .

S'il s'agit de déchets à forte proportion de matière organique, il est envisageable d'accélérer l'atteinte de l'objectif de flux résiduel, en stimulant les réactions biologiques à l'intérieur du système. C'est le concept du bio-réacteur (Baccini, 1989 ; Pohland, 1996) qui peut faire appel, notamment, à la recirculation des lixiviats dans les déchets afin de stimuler la production de biogaz. Cette production est particulièrement bénéfique car elle constitue un transfert de la charge polluante depuis la phase aqueuse (les lixiviats, dont le traitement est difficile et coûteux), vers la phase gazeuse (le biogaz, dont le traitement est comparativement beaucoup plus aisé, et qui peut être valorisé).

En figure 3c, des déchets de type D2 (stabilisés) sont stockés sur un site à gestion active (S2). Il est supposé de nouveau que tout le flux émis avant le temps de défaillance de l'étanchéité en fond, est collecté et traité. Compte tenu du fort potentiel mobilisable des déchets avant stabilisation (notamment pour le cas des Refiom), l'intérêt de la stabilisation est notamment de permettre l'atteinte de l'objectif de flux en un temps raisonnable, et en tout cas inférieur à t_d . En figure 3d, des déchets de type D3 (faiblement radioactifs) sont stockés sur un site à inhibition des flux (S3). Le flux n'apparaît qu'après la défaillance du système de barrières, mais le concept suppose que la toxicité a suffisamment diminué pour que ce flux n'ait pas d'impact dommageable. La toxicité qui demeure étant de type chimique, et les déchets étant supposés non-stabilisés, le flux résiduel de la figure 3d présente un plateau stabilisé comme pour les déchets de type D1.

Tandis que les figures précédentes présentent des configurations de stockage pouvant être jugées satisfaisantes quant à leurs performances environnementales (en tout cas conformes aux objectifs fixés de flux résiduel émis vers le milieu), les deux figures suivantes présentent des configurations qui ne répondent pas aux objectifs.

En figure 3e, des déchets de type D1b (par exemple ménagers) sont stockés sur un site de type S3. En l'absence d'infiltration d'eau, il y a absence de flux polluant jusqu'à ce qu'il y ait défaillance des barrières en couverture. Ce temps n'étant pas prévisible de manière précise en l'état actuel des connaissances, il est à craindre que le flux polluant n'apparaisse à un moment où il n'existera plus les moyens techniques et financiers nécessaires à sa gestion dans des conditions satisfaisantes.

En figure 3f, des déchets de type D2 (déchets stabilisés) sont stockés sur un site de type S3. Comme précédemment, le confinement total préserve le potentiel polluant des déchets, et ne fait que différer l'apparition du flux de pollution. Ce flux apparaît suite à la défaillance des barrières. Il est possible d'envisager toutes les combinaisons possibles qui ne sont pas illustrées dans la figure 3. Elles peuvent généralement être écartées en appliquant des règles de bon sens. Par exemple le stockage de déchets de type D1a sur un site de type S2 ou S3 représenterait un coût qui ne serait pas justifié compte tenu de la faible dangerosité des déchets. Le stockage de déchets de type D1b, D2 et D3 sur un site de type S1 représenterait un risque inacceptable pour le milieu. Le stockage de déchets de type D3 sur un site de type S2 présente peu d'intérêt dans la mesure où le flux polluant peut difficilement être traité.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Il est rappelé que les illustrations présentées ci-dessus sont volontairement simplifiées, dans un souci de clarté, mais que les simplifications introduites ne sont pas de nature à infirmer les conclusions que l'on peut en déduire. Le principal résultat de cet article est de remettre en question l'application du concept de la « capsule étanche » au stockage de déchets qui ne sont pas de type D3. Lorsque le temps ne joue pas en notre faveur, l'application de ce concept de stockage revient à différer sans traiter, et n'est donc pas compatible avec une approche « responsable » de la gestion des déchets. Une telle approche voudrait, en effet, que les générations qui bénéficient des avantages offerts par une technologie ou un mode de vie, en assument également les nuisances ou les risques. Le stockage en capsule étanche de déchets autres que D3, lègue obligatoirement le problème de la gestion des flux aux générations futures.

A noter qu'en ce qui concerne les déchets de type D3, il convient de s'assurer que les flux liés à la toxicité chimique (qui elle ne décroît pas avec le temps), est effectivement acceptable à long terme. Si ce n'est pas le cas, il est possible d'envisager la réversibilité du stockage (c'est-à-dire

la récupérabilité des déchets), en vue de leur conditionnement (stabilisation).

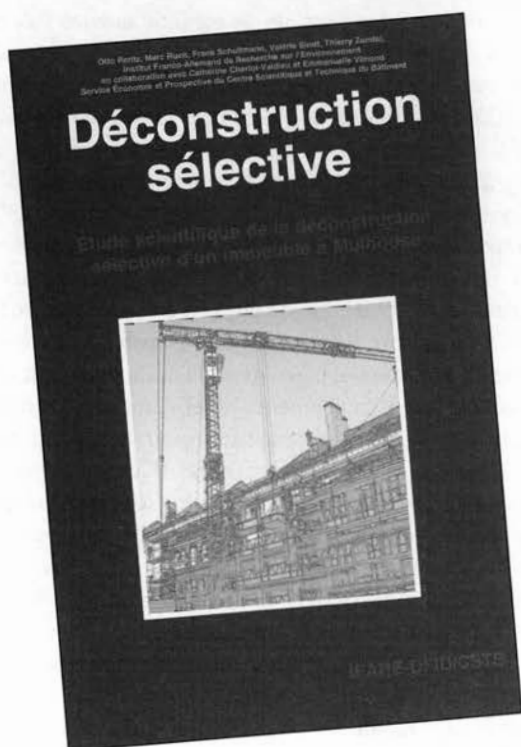
Une des principales difficultés par rapport au schéma théorique présenté ci-dessus, est celle qui a trait à la « prédictibilité » des flux. La combinaison (D1a, S1) n'est satisfaisante que s'il est possible de garantir que les flux émis par les déchets D1a seront toujours suffisamment faibles pour que l'objectif soit respecté. De même, la combinaison (D2, S2), suppose que le comportement à la lixiviation du déchet stabilisé ne sera pas sensiblement modifiée suite à une altération de la matrice du déchet (fissuration, dégradation, gonflement, etc.).

Compte tenu des incertitudes qui demeurent concernant le comportement à long terme des systèmes de stockage, le principe de précaution ne peut être écarté *a priori*. Pour orienter les choix, il est néanmoins possible de faire appel aux tests de potentiel polluant et de comportement à long terme, qui font actuellement l'objet d'importants travaux de recherche et de normalisation, ou encore d'étudier des analogues naturels des déchets (Côme, 1995). Mais on peut recourir également aux modèles de calcul prévisionnel, qui tentent d'extrapoler vers le long terme les observations effectuées sur le court à moyen terme. Sachant que la fiabilité des extrapolations diminue sensiblement avec l'augmentation de la période de temps considérée, il est sans doute préférable de concevoir des systèmes de stockage permettant d'atteindre les objectifs de flux résiduels le plus rapidement possible (en tout cas bien avant la valeur estimée de t_d).

Les objectifs de flux résiduel vers le milieu devraient, en toute logique, être définis en considérant la vulnérabilité de ce milieu. En effet, le but recherché consiste à réduire l'éventualité de dommages subis par des cibles potentielles, et à ce titre la vulnérabilité des cibles est un aspect essentiel. Le flux jugé acceptable pourrait être déterminé au travers d'une approche similaire à celle adoptée pour la définition de seuils de dépollution à l'aide d'outils d'évaluation détaillée des risques (voir par exemple Connor *et al.*, 1995). Les objectifs de flux résiduel pourraient aussi être définis de manière plus arbitraire, dans le cas où il serait jugé préférable de ne pas favoriser l'implantation des sites sur des milieux à forte atténuation naturelle (notamment sur des aquifères à forte circulation d'eau souterraine).

Étant donné l'incertitude inhérente à la prévision de l'impact à long terme des sites de stockage, la surveillance *post-exploitation* des sites est un aspect fondamental de leur bonne gestion. Pour permettre la surveillance optimale des sites à gestion active des flux (type S2), il paraît souhaitable que la collecte gravitaire des lixiviats puisse être garantie dans le moyen et le long terme (conformément à l'article 24 de l'arrêté du 18 décembre 1992). Ceci nécessiterait une configuration des sites de stockage en « butte », plutôt qu'en « fosse » comme c'est généralement le cas actuellement en France. A noter que la configuration en butte est comparativement beaucoup plus répandue dans les pays germaniques qu'en France (voir par exemple la

VIENT DE PARAÎTRE



Le développement du recyclage des gravats de démolition nécessite une amélioration des caractéristiques des déchets de démolition. Un tri peut être obtenu grâce à une déconstruction sélective qui permet une séparation des constituants et évite un mélange de différents matériaux. L'opération consiste alors en une déconstruction sélective, au cours de laquelle le bâtiment est démonté selon une séquence d'opérations d'ordre inverse par rapport à la construction. Le tri obtenu permet l'amélioration des matériaux recyclés ce qui facilite leur réemploi dans le BTP.

A travers la déconstruction sélective d'un immeuble à Mulhouse les auteurs de l'Institut Franco-Allemand de recherche sur l'environnement, assistés de spécialistes du CSTB livrent le détail d'une expérience reproductible et généralisable.



Format 15*24, 104 pages
 Prix : 132 F TTC
 (125,12 F HT, TVA 5,5 % :
 6,88 F), franco de port.

SAP - 7, chemin de Gordes - 38100 Grenoble
 Tél. 04 76 43 28 64 - Fax 04 76 56 94 09

décharge de Vienne en Autriche). L'application d'une telle configuration au contexte français nécessiterait toutefois une meilleure acceptation du public par rapport à la gestion finale des déchets. En effet, une des principales raisons pour lesquelles les sites en « fosse » sont préférés aux sites en « butte » est que les premiers présentent l'avantage de ne pas se voir. Il apparaît clairement que la mise en œuvre d'une politique de gestion finale des déchets qui soit cohérente avec une minimisation de l'impact des sites, passe nécessairement par une meilleure information du public et par une réelle prise de conscience du fait que la gestion des déchets est l'affaire de tous.

* Dominique Guyonnet,

École supérieure de l'énergie et des matériaux - 8, rue Léonard de Vinci - 45072 Orléans

** Bernard Côme, Jean-Frédéric Ouvry,

Antea - 3, avenue C. Guillemin, BP 6119 - 45061 Orléans

*** Michel Barrès

Bureau de recherches géologiques et minières - 3, avenue C. Guillemin, BP 6009 - 45061 Orléans

Bibliographie

- Baccini, P. (Ed.), 1989 : The landfill : reactor and final storage. Springer-Verlag, New-York.
- Belevi, H., Baccini, P., 1989 : Long term behaviour of municipal solid waste landfills. Waste Management & Research, 7, 43-56.
- Brune, M., Ramke, H., Collins, H., Hanert, H., 1991 : Incrustation problems in landfill drainage systems. Dans : Landfilling of waste : barriers. Christensen, Cossu & Stegmann (eds.), pp. 569-605.
- Billard, H., Bouchelaghem, A., Côme, C., Viennot, P., 1996 : Modélisation du comportement à long terme de déchets industriels ultimes et stabilisés confinés dans un stockage. Déchets Sciences et Techniques, no.2, pp. 32-38.
- Cherry, J., MacQuarrie, K., Ruland, W., 1987 : Hydrogeologic aspects of landfill impacts on groundwater and some regulatory implications. Séminaire du ministère de l'Environnement Canadien sur les réglementations proposées pour les décharges de déchets municipaux, Toronto, Canada.
- Côme, B., 1995 : Analogues naturels de déchets industriels : Résultat d'une étude d'orientation. Mines et Carrières - Industrie Minérale, février 1995.
- Connor, J., Nevin, J., Malander, M., Stanley, C. et DeVaul., G., 1995. RBCA (Risk Based Corrective Action). Tier 2 Guidance manual. Groundwater Services, Inc. Houston, Texas, U.S.A.
- Izabel, C., Leveel, S., 1989 : Analyse de sûreté du Centre de Stockage de l'Aube. Actes du Symposium International « Analyse de la sûreté des dépôts de déchets radioactifs », Paris, Octobre 1989, Presses de l'OCDE, pp117-128.
- Journal Officiel, 1993 : Arrêté du 18 décembre 1992 relatif au stockage de certains déchets industriels spéciaux ultimes et stabilisés pour les installations nouvelles. Journal Officiel de la République Française.
- Journal Officiel, 1997 : Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux décharges existantes et aux nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés. Journal Officiel de la République Française.
- Kosson, D., van der Sloot, H., Eighmy, T., 1996 : An approach for estimation of contaminant release during utilization and disposal of municipal waste combustion residues. Journal of Hazardous Materials, n° 47, pp.43-75.
- Mayeux, V., Perrodin, Y., 1996 : Ecocompatibilité des déchets : vers une prise en compte de la notion d'impact pour l'élimination et la valorisation des déchets. Déchets-Sciences et Techniques, n°3, pp.10-18.
- Pohland F., 1996 : Landfill bioreactors : fundamentals and practice. Water Quality International, October 1996.
- Rowe, 1991 : Contaminant impact assessment and the contaminating lifespan of landfills. Canadian Journal of Civil Engineering, vol. 18, n° 2., pp.244-253.
- Rowe, K., 1997 : The design of landfill barrier systems : should there be a choice ? Ground Engineering, August 1997, pp.36-39.
- Van der Sloot, H., 1996 : Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification. Waste Management, v. 16, no. 1-3, pp. 65-81.