



HAL
open science

Solutions analytiques pour l'évaluation simplifiée de l'impact des sites de stockage de déchets sur les eaux souterraines

Dominique Guyonnet, Jean-Jacques Seguin, Bernard Côme

► **To cite this version:**

Dominique Guyonnet, Jean-Jacques Seguin, Bernard Côme. Solutions analytiques pour l'évaluation simplifiée de l'impact des sites de stockage de déchets sur les eaux souterraines. Environnement, Ingénierie & Développement, 1997, N°5 - 1er Trimestre 1997, pp.9-16. <10.4267/dechets-sciences-techniques.736>. <hal-03182973>

HAL Id: hal-03182973

<https://hal.science/hal-03182973v1>

Submitted on 26 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

SOLUTIONS ANALYTIQUES POUR L'ÉVALUATION SIMPLIFIÉE DE L'IMPACT DES SITES DE STOCKAGE DE DÉCHETS SUR LES EAUX SOUTERRAINES

Dominique Guyonnet, Jean-Jacques Seguin, Bernard Côme*
Antea

Le transfert d'éléments indésirables depuis un site de stockage vers un milieu récepteur est un aspect essentiel de l'impact d'un tel site. Cet article propose des solutions analytiques qui permettent une évaluation simplifiée de l'impact des sites de stockage sur les eaux souterraines. Ces solutions permettent d'estimer la concentration moyenne dans un aquifère situé à l'aplomb d'un site de stockage, et le flux polluant à l'interface entre la barrière géologique et l'aquifère. Des exemples d'application illustrent l'utilité de ces solutions et notamment le fait qu'elles fournissent des indications concernant le comportement global du système de stockage, qui peuvent être très utiles pour le praticien. En effet, la prise en compte de l'impact du système de stockage dans l'évaluation de ses performances, et du rôle respectif de chacun de ses composants, est nécessaire pour une définition adéquate des objectifs de ces composants, et des moyens à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs.

The transfer of contaminants from a waste-disposal site towards an environmental receptor is an essential aspect of the impact of such a site. This paper presents several analytical solutions that allow a simplified analysis of the impact of a waste-disposal site on groundwater resources. These solutions allow the estimation of the average groundwater concentration in an aquifer located below the disposal site, and of the pollutant flux at the interface between the clay barrier and the aquifer. Example applications illustrate the usefulness of these solutions, which provide information concerning the overall behaviour of the storage facility, that can be most helpful for the practitioner. Taking into account the impact of the storage site in the evaluation of its performance, and the role of each individual component, is necessary in order to adequately identify objectives for each component, and the means required to meet those objectives.

CONTEXTE ET OBJECTIFS

Selon les termes de la législation actuelle en matière de gestion des déchets, les installations de stockage doivent associer des barrières dites artificielles (couverture, drainage,

structure d'étanchéité, etc.) à un horizon-hôte géologique présentant des propriétés spécifiées, qui constitue la barrière naturelle. Si les caractéristiques individuelles de chacun de ces composants font parfois l'objet de spécifications chiffrées, il n'existe pas de prescription réglementaire quant au fonctionnement global du système de confinement ainsi constitué ; en particulier il n'y a pas de critère concernant les flux de pollution pouvant éventuellement atteindre à terme un milieu récepteur. Il n'existe pas non plus en la matière de règle fondamentale de sûreté analogue à celles promulguées en France pour les déchets radioactifs.

En vue de combler cette lacune, l'Ademe a initié récemment un programme triennal appelé « Programme Éco-compatibilité » et visant à intégrer progressivement une logique d'impact dans la gestion des déchets (Mayeux et Perrodin¹). Selon ce concept, l'évaluation de l'éco-compatibilité des déchets se base sur la comparaison entre les flux de pollution émis par les déchets, et les flux qui sont jugés acceptables pour les différents milieux récepteurs concernés.

Mayeux et Perrodin dressent une liste relativement exhaustive des différents facteurs à prendre en compte dans l'évaluation des performances d'un site de stockage de déchets. Un aspect particulièrement important est le transfert d'éléments indésirables vers le milieu souterrain. Si l'évaluation de ce transfert peut être effectuée à l'aide de modèles numériques (méthodes des différences finies ou des éléments finis) qui permettent de prendre en compte la complexité du sous-sol, et notamment son hétérogénéité spatiale, les informations concernant cette complexité ne sont souvent pas disponibles dans la pratique. Dans ce cas, une approche par voie analytique peut paraître préférable, tout au moins dans le cadre d'une évaluation préliminaire simplifiée.

Les avantages de l'approche analytique sont multiples (voir par exemple Thirriot²). De mise en œuvre rapide, les solutions analytiques évitent les erreurs numériques des modèles maillés. Leurs résultats sont « exacts » en ce sens qu'ils sont en totale cohérence avec les hypothèses de calcul. L'approche analytique est particulièrement indiquée dans le cadre d'une évaluation préliminaire de l'impact d'un site de

stockage, ou encore pour un dimensionnement des sites dans un cadre générique. Les solutions analytiques peuvent apporter un niveau de compréhension du comportement global du système simulé, qui est d'une grande utilité pour le praticien. Enfin, elles sont particulièrement appropriées pour évaluer la sensibilité des résultats aux variations possibles des données d'entrée, et aux incertitudes qui peuvent les affecter.

Un des inconvénients de l'approche analytique est que le modèle conceptuel qui schématise le problème à résoudre, doit être relativement simple, faute de quoi la résolution mathématique du problème peut se révéler inextricable. Les simplifications peuvent toutefois être effectuées en se référant aux résultats de modélisations plus complexes³, et en sélectionnant des hypothèses sécuritaires.

Le présent article propose plusieurs solutions analytiques qui permettent d'évaluer de manière simplifiée l'impact des sites de stockage de déchets, et notamment de déchets de type ultimes et stabilisés. Des exemples d'application illustrent de manière graphique quels types d'enseignements peuvent être déduits de l'utilisation de ces solutions.

MODÈLE CONCEPTUEL

L'étape la plus importante lors de l'élaboration d'une solution analytique est la définition du modèle conceptuel. La solution analytique qui découle de ce modèle n'en est que l'expression mathématique. Le modèle conceptuel considéré ici est illustré de manière schématique dans la Figure 1. Le système de stockage est subdivisé en un certain nombre de composants ; on considère ainsi de haut en bas :

- la couverture,
- les déchets,
- le système de barrières (barrières artificielles et géologique)
- le milieu récepteur (un aquifère).

Jusqu'à très récemment, ces différents composants étaient uniquement considérés de manière isolée. Une des principales caractéristiques de l'évolution actuelle est de considérer le système de stockage dans son ensemble, et le rôle respectif de chaque composant dans le comportement global du système.

On notera que l'aquifère est pris ici comme étant une « couche de mélange ». Il est supposé, en effet, que la concentration dans l'aquifère est répartie de manière homogène sur toute son épaisseur. Il s'agit donc d'une concentration moyenne. D'autres auteurs⁴ ont fait appel à cette simplification pour obtenir des solutions dans un contexte semblable, mais pour un autre mécanisme de relargage à partir des déchets que ceux considérés dans ce travail. Des remarques relatives à l'épaisseur de la couche de mélange sont présentées dans le dernier chapitre.

Les solutions analytiques proposées dans ce travail considèrent la mobilisation de polluants par un flux d'eau qui s'infiltre à travers la couverture, la migration du flux polluant à travers une barrière minérale, et sa dilution par un flux d'eau non polluée dans un aquifère. Ces solutions sont exprimées en termes de concentrations de polluants dans l'aquifère, et

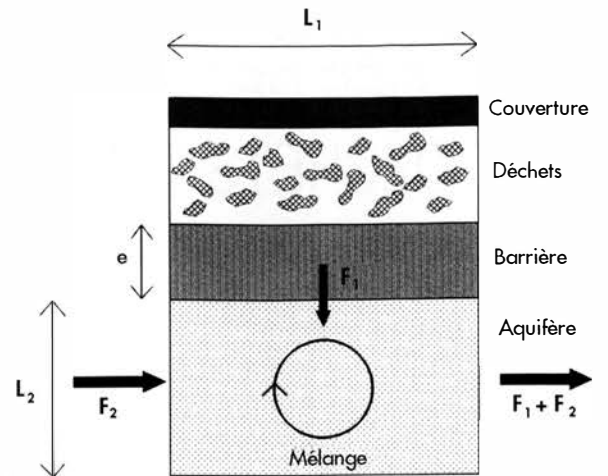


Figure 1 : Schéma du modèle conceptuel général. L1 = longueur du site dans la direction d'écoulement des eaux souterraines, L2 = épaisseur de l'aquifère ou de la « couche de mélange », e = épaisseur de la barrière géologique, F1 = flux polluant provenant du stockage, F2 = flux d'eau non contaminée dans l'aquifère

de flux polluants à l'interface entre la barrière géologique et l'aquifère. Sont considérés les cas d'une concentration source constante, d'une concentration qui décroît au cours du temps de manière exponentielle, et d'une concentration qui est fonction de la mobilisation du polluant à partir du déchet suivant un mécanisme diffusionnel. Ce dernier cas est le plus représentatif d'un déchet stabilisé⁵. On notera qu'aucune hypothèse n'est faite quant à la technique de stabilisation du déchet, mais uniquement sur le mécanisme de relargage (de type diffusionnel).

Pour la plupart des calculs, il sera considéré que la barrière en fond de site est constituée uniquement par la barrière géologique. Il est clair que tant que les barrières artificielles (membranes de type PEHD ou bitumineuse) en fond de casier fonctionnent comme prévu, aucun transfert n'a lieu. En effet, le coefficient de diffusion au travers d'une membrane PEHD est très faible (de l'ordre de 10^{-16} m²/s ;⁶). Pour qu'il y ait transfert il faut qu'il y ait défaillance de la membrane, et contact entre les lixiviats et la barrière géologique. Le temps nécessaire pour qu'il y ait défaillance de la membrane en fond de casier est mal connu, et varie sensiblement suivant le mode de mise en place, la géométrie des casiers, l'épaisseur de la membrane, sa nature, etc. Toutefois, le recul dont on dispose actuellement semble suggérer que ce temps est de l'ordre de quelques décennies⁷. La défaillance d'une membrane au bout d'un temps t pourrait être prise en compte à l'aide des solutions présentées dans ce travail, en utilisant le principe de superposition. Un exemple de calcul est présenté dans le chapitre suivant.

On notera que la durée de vie limitée des membranes ne remet pas en cause leur utilité. En effet, les membranes en fond de casier permettent de gérer le flux polluant (le drai-

nage des lixiviats en vue de leur collecte et de leur traitement) pendant la période pour laquelle ce flux est le plus important. La question de la pertinence des membranes en couverture est plus délicate (voir le dernier chapitre).

Ces solutions n'ayant pas fait l'objet, à notre connaissance, de publications dans la littérature spécialisée relative aux déchets ou à l'hydrogéologie quantitative, le développement des expressions mathématiques est présentée en annexe. Les solutions en régime transitoire sont présentées dans le domaine transformé de Laplace. Pour les exemples présentés ci-dessous, la transformation inverse du domaine de Laplace dans le domaine temps, a été effectuée à l'aide de la méthode proposée par Talbot⁹.

EXEMPLES D'APPLICATION ET COMPARAISON AVEC DES SOLUTIONS NUMÉRIQUES

Exemple 1 : cas d'une concentration constante à la source

Pour ce cas très simple on a considéré un stockage de fûts (percés) contenant du trichloroéthylène (un solvant organochloré), sur un site dont la barrière est constituée de 50 cm d'argile compactée à une perméabilité $K_1 = 10^{-10}$ m/s, et avec une porosité de 30 %. On considère que l'infiltration à travers cette couche se fait de manière gravitaire (gradient hydraulique unitaire). Le site a une largeur de 50 m dans le sens de l'écoulement de l'aquifère sous-jacent (L_1 dans la Figure 1), dont l'épaisseur est de 30 m. La perméabilité de l'aquifère est $K_2 = 10^{-2}$ m/s, et le gradient hydraulique dans l'aquifère est de 0.7 %. Le coefficient de dispersion (D) de la barrière est pris égal à 10^{-9} m²/s.

Pour la concentration à la source (C_0), on considère la solubilité du trichloroéthylène (1100 mg/l). La concentration initiale de trichloroéthylène dans l'aquifère et la barrière argileuse est supposée nulle.

D'après l'équation (29) en annexe, la concentration moyenne de trichloroéthylène en solution dans l'aquifère, estimée en supposant uniquement un flux convectif (transport de trichloroéthylène par l'eau mobile) provenant du stockage est de 2.6 g/l. Cette valeur est proche de la limite de concentration admissible dans l'eau destinée à la consommation humaine. Le flux à l'interface entre la barrière et l'aquifère serait d'environ 3.5 kg/an et par m². Si, par contre, on tient compte du flux dispersif à travers l'argile, on obtient alors une concentration de 17.1 g/l (équation 28 en annexe), c'est à dire une valeur plus de six fois supérieure, et bien en excès de la norme. Le flux à l'interface est dans ce cas de 22.6 kg/an et par m².

Cet exemple simple permet d'illustrer l'importance relative du flux dispersif dans le cas des barrières peu perméables.

Exemple 2 : cas d'un flux émis par des déchets ultimes et stabilisés

Pour ce deuxième exemple on considère un site de stockage

de déchets ultimes et stabilisés dont les caractéristiques font référence à l'arrêté du 18 décembre 1992. L'extension du site de stockage est de 50 m dans la direction d'écoulement des eaux souterraines (L_1 dans la Figure 1). La couverture comporte une couche d'argile de faible perméabilité (de l'ordre de 10^{-9} m/s). Pour ce niveau de perméabilité, le flux d'eau qui percole à travers la couverture, et qui entre en contact avec les déchets, est contrôlé par la perméabilité de la couche peu perméable. Dans un contexte d'évaluation simplifiée de l'impact on peut estimer le flux d'eau qui s'infiltré à travers cette couche en considérant qu'elle est saturée en eau, et en faisant l'hypothèse d'un écoulement gravitaire (gradient hydraulique égal à 1). En appliquant la loi de Darcy pour les hypothèses ci-dessus on arrive à un flux d'eau de 31.5 l/an et par m² de couverture. On notera que dans le cas d'une couche de perméabilité sensiblement plus élevée, le flux d'eau n'est plus contrôlé par la perméabilité, mais par le bilan hydrique (la pluie efficace). Ce flux d'eau entre en contact avec le déchet et mobilise les polluants émis par diffusion. Dans ce qui suit, on considère le cas d'un polluant inorganique non retardé (pas d'interaction avec la phase solide du sous-sol). Ce cas est représentatif par exemple d'ions chlorures (Cl⁻). Cet élément est également intéressant en raison de son ubiquité dans les résidus d'incinération des ordures ménagères. Le relargage, par diffusion, de chlorures à partir du déchet stabilisé, peut être décrit à l'aide de la solution proposée par Crank⁹, qui est présentée en annexe. Le coefficient de diffusion des chlorures à partir du déchet est pris égal à 10^{-12} m²/s⁽⁵⁾. Par ailleurs, on considère que la colonne de déchet a une proportion de chlorures de 5 %, une densité de 2 tonnes par m³, et une hauteur de 10 m.

La barrière géologique est constituée d'une couche d'argile de 5 mètres d'épaisseur ayant une perméabilité de 10^{-9} m/s, une porosité de 30 % et un coefficient de dispersion de $2.7 \cdot 10^{-9}$ m²/s. On considère un écoulement gravitaire à travers cette barrière. L'aquifère est constitué de 20 m de formations sableuses ayant une perméabilité de 10^{-4} m/s, et une porosité de 20 %. Le gradient hydraulique est de 0.5 %. La figure 2 compare les résultats obtenus à l'aide de l'équation (25) présentée en annexe, et ceux de deux modèles numériques, pour le cas du problème décrit précédemment. Le premier modèle (logiciel Confine) résout les mêmes équations que celles présentées en annexe, mais en utilisant la méthode des différences finies. Le deuxième modèle numérique (logiciel Marthe¹⁰) est un modèle maillé élaboré, qui permet de simuler la migration des polluants en deux dimensions (en coupe), en prenant en compte la dispersion longitudinale et transversale dans l'aquifère. Pour la comparaison avec la solution analytique, une concentration moyenne à l'aval immédiat du stockage a été calculée à partir des concentrations calculées par Marthe à chaque nœud du maillage sur une même verticale dans l'aquifère.

On note une excellente concordance entre les différentes méthodes de calcul. La comparaison suggère que l'approximation introduite par le fait de négliger, dans la solu-

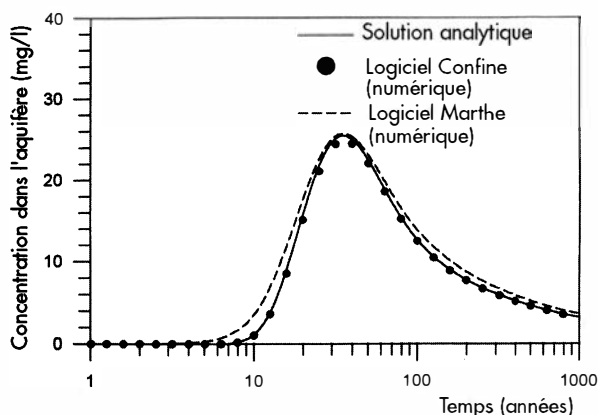


Figure 2 : Comparaison entre les résultats obtenus à l'aide de l'équation (25) présentée en annexe, et ceux de deux modèles numériques

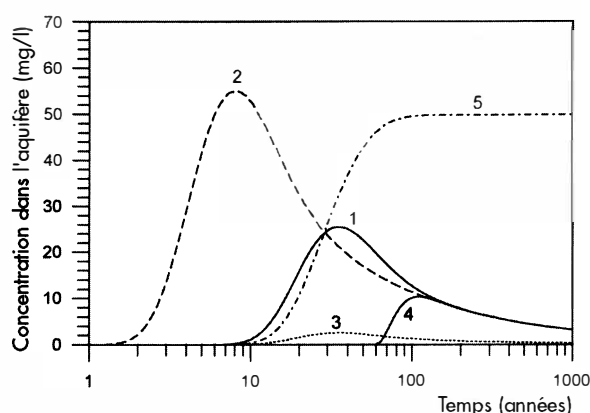


Figure 3 : Concentrations dans l'aquifère en fonction du temps, pour cinq scénarios (notés 1 à 5) décrits dans le texte

tion analytique, la dispersion longitudinale dans l'aquifère, a peu d'influence sur l'estimation de la concentration moyenne à l'aval immédiat du centre de stockage.

La Figure 3 présente les résultats des calculs pour cinq scénarios. Le premier scénario correspond au cas de la figure 2. Pour le second scénario, l'épaisseur de la barrière géologique n'est plus que de 2 mètres au lieu de 5. Le troisième scénario considère une couverture laissant s'infiltrer un flux d'eau dix fois supérieur à celui du scénario 1 (couverture semi-perméable). Tandis que les trois scénarios précédents supposent qu'il n'y a pas de membrane en fond de casier, le quatrième scénario simule, à l'aide du modèle numérique Confine, l'effet d'une membrane qui cesserait d'être opérationnelle après une période de 50 ans (fonctionnant en tout ou rien). Le cinquième scénario, enfin, présente le cas d'une concentration source constante égale à 10 g/l.

Les résultats du scénario 2 illustrent l'intérêt de l'épaisseur de la barrière géologique. En effet, si l'épaisseur de la barrière décroît, le polluant parvient plus rapidement dans l'aquifère, et à des concentrations plus élevées. La barrière a donc un effet retard, mais également filtrant (indépen-

damment de tout phénomène d'interaction liquide-solide). Une perméabilité de couverture plus importante (scénario 3) a pour effet de diluer la concentration dans le lixiviat qui vient au contact de la barrière géologique, et les concentrations dans l'aquifère sont donc moindres. On notera qu'il a été supposé, pour ce scénario, que la différence entre le flux d'eau qui traverse la couverture, et celui qui peut traverser la barrière géologique, est collecté par le dispositif de drainage. Si ce dispositif ne fonctionne plus (colmatage), alors la charge hydraulique au dessus de la barrière augmente jusqu'à ce qu'un équilibre entre les flux entrant et sortant soit atteint (ou le cas échéant jusqu'au débordement du casier).

Si une membrane en fond de casier est rompue après 50 ans de fonctionnement (scénario 4), les lixiviats entrent en contact avec la barrière géologique, mais à des concentrations moindres que s'il n'y avait pas eu de membrane depuis le début du fonctionnement du site. Le pic de concentration dans l'aquifère est donc inférieur à celui du scénario 1, et on voit que les courbes se rejoignent après un certain temps (il est supposé que durant les 50 ans de fonctionnement de la membrane, le flux polluant ne s'accumule pas, mais est collecté et éliminé).

Le scénario 5 est présenté uniquement pour illustrer l'atteinte d'un plateau de concentration, pour le cas d'une concentration à la source qui serait contrôlée par la solubilité du polluant.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Cet article propose plusieurs solutions analytiques qui permettent une évaluation simplifiée de l'impact des sites de stockage de déchets sur les eaux souterraines. Les exemples d'application illustrent l'utilité de telles solutions, qui peuvent améliorer le niveau de compréhension du praticien concernant le comportement global du système de confinement. Le scénario 3, par exemple, est particulièrement intéressant en raison des interrogations qu'il suscite quant au rôle de la couverture. Ce rôle consiste-t-il à différer l'apparition du flux de pollution, ou alors à permettre de mieux gérer ce flux ? En l'absence d'une réduction naturelle de la toxicité des déchets au cours du temps (comme c'est le cas pour les déchets radioactifs), il ne peut s'agir uniquement de différer, ce qui reviendrait à léguer le problème de la gestion aux générations futures (après altération de la couverture). Pour les déchets non radioactifs, il s'agit surtout de gestion (et d'atténuation) du flux polluant.

Le modèle conceptuel présenté en Figure 1 considère une répartition homogène de la concentration sur toute l'épaisseur de l'aquifère, ou de la « couche de mélange ». La concentration obtenue à l'aide des solutions proposées peuvent donc être considérées comme une concentration moyenne pour l'épaisseur considérée. Cette approche serait toutefois inadéquate dans le cas d'un aquifère de grande épaisseur, car elle aurait pour effet d'aboutir à des concentrations beaucoup trop faibles. Alors quelle épaisseur faut-

il considérer ? Pour répondre à cette question, on pourrait être tenté de définir l'épaisseur de la couche de mélange par rapport à celle de panaches de pollution calculés à l'aide de simulations numériques bi- ou tri-dimensionnelles. Mais cette approche se heurte au paradoxe suivant : plus un polluant est dangereux, plus on cherche à détecter des concentrations faibles, et par conséquent plus l'épaisseur du panache augmente tandis que la concentration moyenne diminue. Il est sans doute préférable de définir l'épaisseur de la couche de mélange par rapport à l'utilisation potentielle de la ressource. Un aquifère est susceptible d'être utilisé en tant que source d'eau potable, et l'eau souterraine est extraite à partir de puits qui pénètrent dans l'aquifère. La profondeur des puits, les débits de pompage, les longueurs des crépines varient suivant les cas. Toutefois, l'épaisseur d'aquifère considérée dans les exemples précédents (20 à 30 m) peut sembler cohérente et sécuritaire dans la plupart des situations pratiques. Par ailleurs, l'utilisation d'une épaisseur de référence est sans doute préférable dans un contexte de comparaison des performances de sites de conception différente. Elle contribuerait, en effet, à éviter que les caractéristiques du milieu récepteur ne devienne un critère de sélection d'implantation des sites de stockage, en comptant sur l'effet de dilution. Comme l'ont remarqué Mayeux et Perrodin¹, la prise en compte de la notion d'impact dans l'évaluation des performances des sites de stockage ne doit pas devenir un « permis de polluer ». La notion d'impact découle d'une meilleure compréhension de la réalité physique du système de confinement, et du fait que le « site à flux nul » n'existe pas. Sa prise en compte devrait aider à mieux identifier les objectifs du confinement, préalable indispensable à la définition des moyens les plus adéquats.

Une hypothèse importante utilisée dans le deuxième exemple présenté plus haut, est celle qui suppose que les déchets stabilisés ne subissent aucune altération de leur intégrité physique. On notera cependant que les déchets stabilisés à l'aide de liants hydrauliques (ciment) peuvent se fissurer sous l'effet de périodes de gel-dégel successives, offrant ainsi une plus grande surface de contact au lessivage. Les déchets stabilisés à l'aide de liants bitumineux peuvent dans certains cas se détériorer sous l'effet de la biodégradation, ou du gonflement. Le couplage entre les processus de relargage par le déchet stabilisé, et d'altération de la matrice en fonction du temps, est un domaine de recherche appliquée qui mérite une attention toute particulière.

Les solutions analytiques proposées dans cet article pourraient être modifiées pour prendre en compte, par exemple, d'autres modes de mise en place des déchets (blocs superposés au lieu de couches), la migration des polluants dans l'aquifère en aval du site de stockage, le comportement chimique du déchet et des polluants (spéciation, complexation), l'incertitude relative aux différents paramètres, etc. Il est rappelé, enfin, qu'en raison de la simplification des hypothèses de calcul, la plus grande prudence est recom-

mandée quant à l'application de ces solutions à des cas réels, pour lesquels des investigations spécifiques seraient indispensables.

Remerciements : Cet article a bénéficié d'enseignements issus du projet Sitinert, de la société France Déchets. Nous tenons à remercier tout particulièrement M. Hervé Billard, pour d'utiles discussions sur les déchets stabilisés et leur stockage. Nous remercions également M. Michel Barrès, du BRGM, pour de nombreux conseils concernant la problématique des déchets.

* **Dominique Guyonnet, Jean-Jacques Seguin, Bernard Côme**

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

Lire Annexe pages suivantes

Bibliographie

1. V. Mayeux, et Y. Perrodin : *Écocompatibilité des déchets : vers une prise en compte de la notion d'impact pour l'élimination et la valorisation des déchets*. Déchets Sciences et Techniques, No.3, 1996
2. C. Thirriot : *Plaidoyer pour le plein emploi du calcul analytique. Exemple de la pérégrination des solutés dans le sol*. Rencontres Hydrologiques Franco-Roumaines, Tulcea, Roumanie, 6-9 septembre 1993.
3. H. Billard, A. Bouchelaghem, B. Côme et P. Viennot : *Modélisation du comportement à long terme de déchets industriels ultimes et stabilisés confinés dans un stockage*. Déchets Sciences et Techniques, No.2, 1996.
4. R. Rowe et J. R. Booker : *1-D pollutant migration in soil of finite depth*. Journal of Geotechnical Engineering, Vol. 111, No. 4, 1985.
5. D. Kosson, H. van der Sloot et T. Eighmy : *An approach for estimation of contaminant release during utilization and disposal of municipal waste combustion residues*. Journal of Hazardous Materials, 1995.
6. G. Eloy-Giorni, G. Beaudoin, R. Margrita, T. Pelte, P. Pierson et C. Bernhard : *Méthodes volumétriques et par traceurs radioactifs pour l'étude du transfert de l'eau au travers de géomembranes*. Actes du Symposium Géoconfinement 93, Arnould, Barrès et Côme (eds.), 1993.
7. H. Düllmann et B. Eisele : *The analysis of various landfill liners after 10 years exposure to leachate*. Actes du Symposium Géoconfinement 93, Arnould, Barrès et Côme (eds.), 1993.
8. A. Talbot : *The accurate numerical integration of Laplace Transforms*. Journal Inst. Maths. Applics. 23., 1979.
9. J. Crank : *The mathematics of diffusion*. Clarendon Press (eds.), Oxford, G.B, 1956.
10. D. Thiéry : *Logiciel Marthe - Modélisation d'aquifère par un maillage rectangulaire en régime transitoire pour le calcul hydrodynamique des écoulements*. Version 4.3. Rapport BRGM R 32210, 1990.
11. R. Churchill, : *Operational Mathematics*. McGraw-Hill (eds.), 1958.

ANNEXE

Les expressions analytiques qui expriment la concentration dans l'aquifère, et le flux à l'interface entre la barrière géologique et l'aquifère, sont développées pour le cas d'un stockage de déchets de type ultimes et stabilisés. Les solutions pour deux autres cas sont également présentées.

La variation au cours du temps de la concentration dans un lixiviat qui résulterait d'un relargage par diffusion à partir de déchets stabilisés, déposés sous forme d'une couche d'épaisseur $2L$, peut être décrite à l'aide de la solution présentée par Crank⁹. Cette solution suppose, notamment, que le déchet stabilisé ne subit aucune détérioration de son intégrité physique au cours du temps, et que le lessivage de la surface du déchet se traduit par une concentration nulle à cette surface (hypothèse majorante). La masse spécifique totale (masse par unité de surface) qui est émise par diffusion au bout d'un temps t est (Crank⁹) :

$$\frac{M_t}{M_\infty} = 1 - \sum_{n=0}^{\infty} \frac{8}{(2n+1)^2 \pi^2} \exp\left[-\frac{D^*(2n+1)^2 \pi^2 t}{4L^2}\right] \quad (1)$$

où :

M_t est la masse totale de polluant qui a été émise au bout d'un temps t ,

M_∞ est la masse initiale de polluant dans le déchet,

D^* est le coefficient de diffusion à partir du déchet,

et L est la demi-hauteur de la colonne de déchet.

Si on nomme P la proportion de polluant qui est initialement présente dans le déchet stabilisé (définie comme une masse de polluant que divise la masse totale du déchet), et ρ est la densité du déchet, alors la masse spécifique initiale s'écrit : $M_\infty = 2LP\rho$.

En dérivant l'équation (1) par rapport au temps, on obtient un flux spécifique instantané. Puis en divisant ce flux par le flux d'eau qui s'infiltre à travers la couverture (exprimé en m^3 par m^2 de couverture) et qui vient lessiver le déchet, on obtient la concentration dans le lixiviat :

$$C_{Lix}(t) = \frac{4 D^* P \rho}{q_{inf} L} \sum_{n=0}^{\infty} \exp\left[-\frac{D^*(2n+1)^2 \pi^2 t}{4L^2}\right] \quad (2)$$

Le calcul montre que tant que $t < \frac{2L^2}{\pi^2 D^*}$,

l'équation (1) peut être remplacée par une expression plus simple :

$$\frac{M_t}{M_\infty} = \frac{2}{L} \sqrt{\frac{D^* t}{\pi}}$$

En suivant la même procédure que précédemment, on aboutit à l'expression suivante pour la concentration dans le lixiviat :

$$C_l(t) = \frac{2 P \rho}{q_{inf}} \sqrt{\frac{D^*}{\pi t}} \quad (3)$$

Pour des valeurs de paramètres typiques de sites de stockage de déchets stabilisés (et compte tenu des hypothèses de calcul), l'équation (3) reste une approximation adéqua-

te pour des périodes de simulation de l'ordre de dizaines de milliers d'années.

Une fois que le lixiviat entre en contact avec la barrière géologique, les polluants qu'il contient vont migrer à travers cette barrière, transportés d'une part par l'eau mobile (flux convectif), et d'autre part par diffusion et dispersion (flux dispersif). L'équation de transport vertical qui combine ces deux mécanismes de migration est :

$$-R \theta_1 \frac{\partial c(z,t)}{\partial t} = q_1 \frac{\partial c(z,t)}{\partial z} - \theta_1 D \frac{\partial^2 c(z,t)}{\partial z^2} \quad (4)$$

Avec pour conditions aux limites et condition initiale :

$$c(0,t) = C_l(t) = a t^{-b} \quad c(e,t) = c^*(t) \quad c(z,0) = 0 \quad (5)$$

où :

$c(z,t)$ est la concentration dans la barrière à la profondeur z et au temps t ,

$c^*(t)$ est la concentration dans l'aquifère au temps t ,

R est le facteur de retard du polluant dans la barrière,

θ_1 est la porosité de la barrière,

q_1 est la vitesse de Darcy dans la barrière,

D est le coefficient de dispersion dans la barrière,

e est l'épaisseur de la barrière,

$$a = \frac{2P\rho}{q_{inf}} \sqrt{\frac{D^*}{\pi}}, \quad b = 0.5,$$

et la concentration en polluant dans la barrière est initialement nulle.

En divisant par la porosité de l'argile on obtient :

$$R \frac{\partial c(z,t)}{\partial t} + v_1 \frac{\partial c(z,t)}{\partial z} - D \frac{\partial^2 c(z,t)}{\partial z^2} = 0 \quad (6)$$

où v_1 est la vitesse de l'eau dans l'argile.

La condition limite : $c(e,t) = c^*(t)$ (équation 5), établit une continuité entre l'équation qui décrit la migration à travers l'argile, et le bilan de masse pour l'aquifère. En négligeant la dispersion longitudinale dans l'aquifère, ce bilan de masse s'écrit :

$$-L_1 L_2 \theta_2 \frac{\partial c^*(t)}{\partial t} = (q_1 L_1 + q_2 L_2) c^*(t) - L_1 \left(q_1 c(e,t) - \theta_1 D \frac{\partial c(z,t)}{\partial z} \right) \Big|_{z=e^-} \quad (7)$$

avec comme condition initiale : $c^*(0) = 0$ (8)

où :

θ_2 est la porosité de l'aquifère,

q_2 est la vitesse de Darcy dans l'aquifère,

L_1 est la longueur du site de stockage dans la direction de l'écoulement des eaux souterraines (voir la Figure 1),

L_2 est l'épaisseur de l'aquifère (ou de la « couche de mélanges »), et

$$\frac{\partial c(z,t)}{\partial z} \Big|_{z=e^-}$$

est le gradient de concentration à l'interface entre la barrière géologique et l'aquifère. Le signe moins indique que ce gra-

dient est défini juste au dessus de l'interface. Au dessous de l'interface le gradient est nul car on suppose une répartition homogène sur toute l'épaisseur de la couche de mélange. D'après l'équation (5) on a : $c(e,t) = c^*(t)$. L'équation (7) devient donc :

$$L_1 L_2 \theta_2 \frac{\partial c^*(t)}{\partial t} + q_2 L_2 c^*(t) = -L_1 \theta_1 D \frac{\partial c(z,t)}{\partial z} \Big|_{z=e^-} \quad (9)$$

Il est commode de résoudre ces équations dans le domaine de Laplace. La transformation de Laplace s'écrit :

$$L[F(t)] = \bar{F}(p) = \int_0^{\infty} e^{-pt} F(t) dt \quad (10)$$

où $F(t)$ est une fonction du temps et p est la variable de Laplace.

La transformation est appliquée en premier lieu à l'équation (6) :

$$Rp\bar{c}(z,p) - Rc(z,0) + v_1 \frac{\partial \bar{c}(z,p)}{\partial z} - D \frac{\partial^2 \bar{c}(z,p)}{\partial z^2} = 0 \quad (11)$$

où $\bar{c}(z,p)$ est la concentration à la profondeur z dans l'argile, dans l'espace transformé.

Appliquant la transformation aux conditions, aux limites, et à la condition initiale on obtient¹¹ :

$$L[c(0,t)] = \bar{c}(0,p) = \int_0^{\infty} e^{-pt} \alpha t^{-b} dt = \frac{\alpha \Gamma(-b+1)}{p^{-(b+1)}} \quad (12)$$

$$L[c(e,t)] = \bar{c}(e,p) = \bar{c}^*(p) \quad \text{et} \quad L[c(z,0)] = 0 \quad (13)$$

où :

$\Gamma(-b+1)$ est la fonction Gamma de l'argument $(-b+1)$ (note : $\Gamma_{(0,5)} = \sqrt{\pi}$), et $\bar{c}^*(p)$ est la concentration dans l'aquifère dans l'espace transformé (noté \bar{c}^* ci-après).

Une solution générale de l'équation (11) est :

$$\bar{c}(z,p) = A \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] + B \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] \quad (14)$$

$$\text{où : } \tau = \frac{v_1^2}{D^2} + \frac{4pR}{D} \quad (15)$$

et A et B sont définis par les conditions aux limites. Des équations (12), (13) et (14) il découle :

$$\bar{c}(0,p) = A + B = \frac{\alpha \Gamma_{(0,5)}}{\sqrt{p}} \quad (16)$$

et

$$\bar{c}(e,p) = \bar{c}^* = A \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] + B \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] \quad (17)$$

on en déduit :

$$A = \frac{\alpha \Gamma_{(0,5)} \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \sqrt{p} \bar{c}^*}{\sqrt{p} \left(\exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] \right)} \quad (18)$$

et

$$B = \frac{\sqrt{p} \bar{c}^* - \alpha \Gamma_{(0,5)} \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right]}{\sqrt{p} \left(\exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] \right)} \quad (19)$$

En substituant ces expressions dans l'équation (14) on obtient :

$$\bar{c}(z,p) = \frac{\alpha \Gamma_{(0,5)} \left(\exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2} + \left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] - \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2} + \left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] \right) + \dots}{\sqrt{p} \left(\exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] \right)} + \dots \sqrt{p} \bar{c}^* \left(\exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] - \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] \right) \quad (20)$$

La transformation est ensuite appliquée à l'équation (9) :

$$-c^*(0) + p\bar{c}^* + \frac{q_2}{L_1 \theta_2} \bar{c}^* = -\frac{\theta_1 D}{\theta_2 L_2} \frac{\partial \bar{c}(z,p)}{\partial z} \Big|_{z=e^-} \quad (21)$$

Or d'après l'équation (8) : $c^*(0)$, et donc :

$$\bar{c}^* \left(p + \frac{q_2}{L_1 \theta_2} \right) = -\frac{\theta_1 D}{\theta_2 L_2} \frac{\partial \bar{c}(z,p)}{\partial z} \Big|_{z=e^-} \quad (22)$$

Le gradient de concentration est obtenu de l'équation (20) :

$$\frac{\partial \bar{c}(z,p)}{\partial z} = \frac{\frac{\alpha \Gamma_{(0,5)}}{2} \left(\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2} + \left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] - \left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2} + \left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] \right) + \dots}{\sqrt{p} \left(\exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] \right)} + \dots \sqrt{p} \bar{c}^* \left(\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] - \left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{z}{2}\right] \right) \quad (23)$$

Le gradient à l'interface entre la barrière et l'aquifère est (24) :

$$\frac{\partial \bar{c}(z,p)}{\partial z} \Big|_{z=e^-} = \frac{\alpha \Gamma_{(0,5)} \exp\left[\frac{v_1 e}{D}\right] \sqrt{\tau} + \sqrt{p} \bar{c}^* \left(\frac{1}{2} \left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \frac{1}{2} \left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] \right)}{\sqrt{p} \left(\exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] \right)}$$

En substituant cette expression dans l'équation (22), on obtient la solution pour la concentration dans l'aquifère, dans le domaine de Laplace :

$$\bar{c}^* = \frac{\alpha \Gamma_{(0,5)} \exp\left[\frac{v_1 e}{D}\right] \sqrt{\tau}}{\sqrt{p}} \cdot \frac{1}{\left(\frac{\theta_2 L_2}{D \theta_1} p + \frac{L_2 q_2}{L_1 \theta_1 D} \right) \left(\exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] \right) + \dots \frac{1}{2} \left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} + \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right] - \frac{1}{2} \left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \exp\left[\left(\frac{v_1}{D} - \sqrt{\tau}\right) \frac{e}{2}\right]} \quad (25)$$

$$\text{où : } \tau = \frac{v_1^2}{D^2} + \frac{4pR}{D}, \text{ et } a = \frac{2Pp}{q_{\text{inf}}} \sqrt{\frac{D^*}{\pi}}$$

Le flux à l'interface entre la barrière géologique et l'aquifère a une composante convective et une composante dispersive. Il est exprimé par :

$$\bar{F}(e,p) = q_1 \bar{c}^* - \theta_1 D \frac{\partial \bar{c}(z,p)}{\partial z} \Big|_{z=e^-} \quad (26)$$

\bar{c}^* est obtenu de (25), tandis que

$\frac{\delta \bar{c}(z, p)}{\delta z} \Big|_{z=e^-}$ est obtenu de l'équation (22). Le flux à l'interface s'écrit donc :

$$\bar{F}(e, p) = \bar{c}^* \left(q_1 + \theta_2 L_2 p + \frac{L_2 q_2}{L_1} \right) \quad (27)$$

Pour le cas d'une concentration source constante : $c(0, t) = C_0$, la solution qui exprime la concentration dans l'aquifère en régime permanent (plateau de concentration), s'obtient en appliquant le théorème suivant¹¹ :

$$\lim_{p \rightarrow 0} p \bar{F}(p) = F(t = \infty).$$

D'après l'équation (25), et remplaçant $\frac{a\Gamma_{(0.5)}}{\sqrt{p}}$ par $\frac{C_0}{p}$, on a :

$$\lim_{p \rightarrow 0} p \bar{c}^* = \frac{C_0 \frac{v_1 e}{D} \exp\left[\frac{v_1 e}{D}\right]}{\frac{L_2 q_2}{L_1 \theta_1 D} \left(\exp\left[\frac{v_1 e}{D}\right] - 1 \right) + \frac{v_1}{D} \exp\left[\frac{v_1 e}{D}\right]}$$

Après simplification, la valeur du plateau en régime permanent est :

$$\bar{c}^*(t = \infty) = \frac{C_0 L_1 q_1}{L_2 q_2 + L_1 q_1 - L_2 q_2 \exp\left[-\frac{v_1 e}{D}\right]} \quad (28)$$

Cette équation peut également être obtenue en résolvant directement les équations (6) et (7) en régime permanent, sans passer par le domaine de Laplace.

On notera que dans le cas où le flux dispersif à travers la barrière géologique est négligé, la valeur du plateau s'écrit :

$$\bar{c}^*(t = \infty) = \frac{C_0 L_1 q_1}{L_2 q_2 + L_1 q_1} \quad (29)$$

L'erreur commise dans le cas de barrières peu perméables est illustrée dans l'exemple I présenté dans le corps du texte. Le flux à l'interface en régime permanent s'écrit :

$$F(\text{à } z = e) = \frac{C_0 L_1 q_1}{L_2 q_2 + L_1 q_1 - L_2 q_2 \exp\left[-\frac{v_1 e}{D}\right]} \cdot \left(q_1 + q_2 \frac{L_2}{L_1} \right) \quad (30)$$

Dans le cas d'une concentration à la source qui décroît de manière exponentielle ($c(0, t) = C_0 e^{-\lambda t}$), la solution pour la concentration dans l'aquifère est presque identique à l'équation (25), si ce n'est que le terme :

$$\frac{a\Gamma_{(0.5)}}{\sqrt{p}}$$

est remplacé par

$$\frac{C_0}{(p + \lambda)}$$

Le flux est donné par l'équation (26).

L'équation (25) peut également être modifiée pour prendre en compte, par exemple, une dégradation du polluant dans

le milieu poreux (argile et aquifère) suivant une cinétique de premier ordre :

$$\bar{c}^* = \frac{a\Gamma_{(0.5)} \exp\left[\frac{v_1 e}{D}\right] \sqrt{\tau}}{\sqrt{p}} \cdot \frac{1}{\left(\frac{\theta_2 L_2}{D \theta_1} (p + \gamma) + \frac{L_2 q_2}{L_1 \theta_1 D} \right) \left(\exp\left[\frac{(v_1 + \sqrt{\tau}) e}{D}\right] - \exp\left[\frac{(v_1 - \sqrt{\tau}) e}{D}\right] \right) + \dots}$$

$$\dots \frac{1}{2} \left(\frac{v_1 + \sqrt{\tau}}{D} \right) \exp\left[\frac{(v_1 + \sqrt{\tau}) e}{D}\right] - \frac{1}{2} \left(\frac{v_1 - \sqrt{\tau}}{D} \right) \exp\left[\frac{(v_1 - \sqrt{\tau}) e}{D}\right]}$$

où :

$$\tau = \frac{v_1^2}{D^2} + \frac{4R(p + \gamma)}{D}$$

et γ est la constante de dégradation de premier ordre.

Colloque international GRIDD Gestion des Rejets Industriels pour un Développement Durable

El Jadida (Maroc) 10, 11, 12 Septembre 1997

Ce colloque, organisé par le Laboratoire d'analyse environnementale des procédés et systèmes industriels (Insa Lyon) et le Laboratoire de l'eau et de l'environnement (Faculté d'El Jadida), sera axé principalement sur l'information et la formation des industriels dans le domaine de la gestion des rejets industriels pour un développement socio-économique durable.

Thèmes : Rejets industriels liquides, solides et gazeux (analyses, caractérisation, procédés, traitement, récupération, recyclage, valorisation, prévention, impact, aspect socio-économique, ...); Normes et Aspects législatifs relatifs aux rejets industriels; Formation et sensibilisation.

Objectifs : Prise de connaissance de la technologie récente et renforcement du savoir faire des industriels dans le domaine de la gestion, de l'assainissement et de la valorisation des rejets; Échange d'expériences réussies à l'échelle nationale et internationale sur les thèmes fixés dans le colloque; Examen des outils efficaces et des technologies environnementales qui devraient concilier la production et la protection de l'environnement et permettre aux entreprises exportatrices de répondre aux directives de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC); Sensibilisation des industriels à l'importance et à la protection de l'environnement dans leurs activités professionnelles; Réflexions sur une formation ciblée permettant de répondre aux besoins clairement exprimés par ce secteur dans le domaine du contrôle de la qualité et de la gestion des déchets.

Communications : Les communications seront orales et par affiche. Tout renseignement (en particulier bulletin réponse) peut être obtenu aux adresses ci-dessous. Un résumé d'une page, en français, doit être envoyé au secrétariat du colloque avec le bulletin réponse, avant le 31 mars 1997. Un comité de sélection, composé d'universitaires, d'industriels et de personnalités scientifiques, établira le programme des communications et en avisera les conférenciers avant le 1^{er} Mai 1997. Le comité favorisera l'introduction des nouvelles techniques, les approches innovantes, la mise en œuvre d'expérimentations, les projets pilotes, l'application et la réalisation des expériences, les études originales, ... Les textes complets des conférences seront exigés avant le 30 juin 1997, pour édition des actes du colloque.

Contacts en France

J. CARRE : Tél. 04 72 43 83 06 - Fax 04 72 43 89 62 - E-mail carre@insa.insa-lyon.fr

J. M. BLANCHARD :

Tél. 04 72 43 82 73 - Fax 04 72 43 85 14 - E-mail blanchard@insa.insa-lyon.fr