

Gestion durable des terrains affectés par les anciennes activités industrielles en Wallonie : les enjeux et les défis posés par l’ “évaluation des risques” dans le cadre des nouveaux développements réglementaires sur la pollution locale des sols

Henri Halen, Marylène Moutier, Emmanuel Maes

Service Sols. SPAQuE. Boulevard d’Avroy 38/6. B-4000 Liège. E-mail : h.halen@spaqu.be

La “gestion des terrains et des territoires en fonction des risques” (RBLM: Risk Based Land Management) est un concept qui s’impose de plus en plus dans les politiques de gestion des terrains pollués adoptées par les différents États européens, ainsi que dans le cadre de la préparation de la future directive européenne pour la protection des sols. Ce concept constitue un levier pour le développement de solutions durables en matière d’assainissement, en assurant les principes suivants : (1) la réduction des risques pour la santé humaine et les écosystèmes afin de permettre un (ré)emploi des terrains en toute sécurité (“fitness for use”) ; (2) la prévention de tout risque de dispersion des polluants (“protection of environment”) ; (3) la protection à long terme tout en minimisant les charges de surveillance (“long-term care”). Ces idées ont été prises comme toile de fond dans les travaux préparatoires à l’élaboration du “décret wallon relatif à l’assainissement des sols et aux sites d’activités économiques à réhabiliter”. La “maîtrise des risques” a été reprise comme élément essentiel, à la base de toute décision d’assainissement pour les terrains pollués par les activités du passé. Pour répondre à son objectif d’efficacité, cette option impose néanmoins que des outils méthodologiques fiables et performants soient disponibles pour l’évaluation des terrains. Trois outils d’aide à la décision, spécifiquement développés pour les applications prévues en Région wallonne, font l’objet ici d’une présentation générale : (1) une méthode d’évaluation globale des risques permettant le classement des sites pollués par ordre de priorité d’intervention ; (2) une méthode pour décider, au terme de l’étude d’orientation, de la nécessité de procéder à des investigations approfondies ; (3) une procédure méthodologique pour l’ “évaluation détaillée des risques” au terme de l’étude de caractérisation. Des perspectives sont tracées pour l’amélioration des premiers outils. Il est ainsi montré combien l’enjeu de la gestion durable des sols pollués en Wallonie repose sur les réponses qui seront progressivement développées par la communauté scientifique, prenant en compte toutes les dimensions du contexte particulier d’application de la Région.

Mots-clés. Évaluation des risques, gestion des terrains en fonction des risques, classification par priorité, valeurs de screening des sols.

Sustainable management of sites affected by past industrial activities in Wallonia: the stakes and the challenges of “risk assessment” within the framework of the new policy developments on (local) soil pollutions. Risk-based land management is a concept that stands out more and more frequently in soil policies adopted by different European countries, as well as within the framework of the future European directive on soil protection. This concept intends to act as a lever for sustainable solution development in terms of rehabilitation by ensuring the following principles: (1) reduction of risks (human health, ecosystems) allowing sites to be reused safely (concept of “fitness for use”); (2) prevention of any pollutant dispersion risk (concept of “environmental protection”); (3) long-term care while minimising the burden of controlling, maintenance and monitoring. These ideas have been taken as backdrop for the Walloon decree “on soil remediation and rehabilitation of disused economic activity sites”. Risk control has been taken as a key point for any decision related to historically polluted sites. However, to be effective, this option stands out that reliable and efficient methodological tools are available for land evaluation (risk assessment). Three decision-making tools, specifically developed for the intended applications in the Walloon Region, are presented in the paper: (1) a global risk evaluation method allowing ranking of polluted sites; (2) a method to decide, at the end of the first step of the investigation procedure (preliminary soil investigation), whether further investigations are required or not; (3) a methodological procedure to proceed to a detailed risk

assessment at the end of the in-depth investigation step. Perspectives are proposed to improve these first tools. It has also been shown that the challenge of sustainable solutions for the management of polluted sites finally depends on answers that will be progressively developed by the scientific community. These have to take into account all aspects of the Walloon context.

Keywords. Risk assessment, risk based land management, ranking method, soil screening values.

1. INTRODUCTION

La “gestion des terrains et des territoires en fonction des risques” (RBLM : Risk-Based Land Management) (Vegter, 2001 ; CLARINET, 2001 ; 2002) est un concept qui s’impose de plus en plus dans les politiques de gestion des terrains pollués adoptées par les différents États européens, ainsi que dans le cadre de la préparation de la future directive européenne pour la protection des sols (Commission des Communautés européennes, 2002 ; European Commission, 2004). Ce concept constitue un levier pour le développement de solutions durables en matière d’assainissement, en prenant pour règle d’assurer les principes suivants :

- la réduction des risques pour la santé humaine et l’environnement autant que nécessaire pour permettre le (ré)emploi des terrains en toute sécurité (“fitness for use”) ;
- la prévention de tout risque de dispersion des polluants (“protection of environment”) ;
- la protection à long terme tout en minimisant les charges de surveillance (“long-term care”).

Développées dans le cadre d’une action concertée CLARINET du 4^{ème} programme cadre pour la Recherche et le Développement technologique, les idées du RBLM ont pour principale origine l’échec constaté des premières politiques menées en matière de sites pollués. Fondées sur l’idée – qui se révèle aujourd’hui fautive – que les problèmes de pollution locale des sols ne concerneraient que quelques rares incidents particuliers, les premières réglementations européennes se sont orientées vers des solutions drastiques, visant par exemple la suppression des contaminations jusqu’à retrouver les concentrations de fond ou les concentrations permettant d’assurer les usages les plus sensibles des terrains. Ces solutions se sont rapidement révélées inapplicables, tant sur le plan technique que financier. En conséquence, les politiques actuelles pour la gestion des pollutions “historiques” – générées par les activités industrielles du passé – se fondent plus spécifiquement sur le développement de solutions durables, orientées sur l’adéquation des terrains à l’utilisation (Fergusson, Kasamas, 1999 ; Vegter, 2001). Cette option aboutit à fixer les exigences de qualité des sols et de l’eau

souterraine, et en définitive les décisions et les solutions d’assainissement, sur les utilisations prévues des terrains et les fonctions qu’ils doivent remplir. Parallèlement, sur le plan plus large de la gestion des sites pollués au niveau régional ou sous-régional, le concept de RBLM prend l’orientation d’intégrer désormais “simultanément” les aspects et préoccupations relatifs à la protection de l’environnement avec ceux d’ordre socio-économique de l’aménagement du territoire.

En Wallonie, la gestion des vestiges laissés par les importantes activités industrielles qu’a connu le territoire à la fin du XIX^e et début du XX^e siècle constitue un véritable défi (Deglin, 2002 ; Halen *et al.*, 2003). Entre autres facettes du problème, sont recensés aujourd’hui quelques 1.503 “sites d’activités économiques à réhabiliter”. Bon nombre de ces terrains révèlent des profils de pollution complexes, où se superposent les effets des différentes activités qui s’y sont succédées. Avec entre autres objectifs celui d’accélérer le re-développement de ces terrains, le Gouvernement wallon a engagé, au début de l’année 2000, d’importants travaux pour l’élaboration d’une nouvelle politique de gestion des terrains pollués, la finalisation d’un décret¹, et la préparation de l’ensemble des pièces techniques nécessaires à sa mise en œuvre. Jugées particulièrement appropriées pour aborder toute la réalité et la complexité des situations de pollution du territoire de la Région, les idées du réseau CLARINET sur la “gestion des terrains et du territoire en fonction des risques” ont été considérées comme toile de fond dans l’ensemble des travaux. Il en résulte notamment la volonté de placer la “maîtrise des risques”, fonction de l’usage prévu des terrains, au centre des décisions pour l’ensemble des terrains pollués sur une base historique². L’option stratégique de gérer les pollutions historiques en fonction des risques (“risk management”) repose toutefois sur une condition technique : celle de disposer d’outils méthodologiques fiables et performants pour l’évaluation des terrains (“risk assessment”).

¹ “Décret wallon du 1^{er} avril 2004 relatif à l’assainissement des sols pollués et aux sites d’activités économiques à réhabiliter”.

² Article 42 du Décret ci-dessus.

Ces outils sont nécessaires

- à tous les stades de l'investigation des terrains (inventaire, étude d'orientation, étude de caractérisation), lorsque ceux-ci doivent être réhabilités à charge de l'autorité publique ("sites orphelins"), afin d'orienter et de consolider les choix quant aux sites nécessitant une intervention prioritaire (passage à un niveau d'investigation plus détaillé, assainissement) ;
- au stade de l'étude d'orientation, afin de disposer de critères permettant, pour tout type de site, de faire rapidement le tri entre les terrains dont les pollutions ne posent pas de problème particulier de sécurité et qui pourront être banalisés, et les autres dont les caractéristiques de pollution et les risques associés devront être étudiés plus en détail (étude de caractérisation et étude détaillée des risques) ;
- au stade de l'étude de caractérisation, afin de préciser, pour tout type de site, la nécessité finale d'assainir, les objectifs des travaux d'assainissement et leur urgence.

L'enjeu de la gestion durable des terrains affectés par les anciennes activités industrielles, et de l'application des nouvelles perspectives européennes du RBLM repose donc *in fine* sur l'existence d'outils efficaces dans les trois domaines d'application de l'évaluation des risques cités ci-dessus.

Il n'existe pourtant pas, à l'heure actuelle, pour aucune de ces applications, de modèles et de procédures standards qui fassent l'objet d'un consensus et soient directement transposables d'un pays ou d'une région à l'autre. Plusieurs méthodes et procédures spécifiques ont donc été développées pour les applications prévues en Région wallonne. Elles font l'objet de la présentation générale ci-dessous.

2. AUDITSOL® : MÉTHODE DE CLASSIFICATION DES SITES PAR ORDRE DE PRIORITÉ D'INTERVENTION

2.1. Objet de la méthode

Le développement d'AUDITSOL® (SPAQuE, 2003) répond au besoin de disposer en Région wallonne d'un outil d'aide à la décision pour la gestion des sites (potentiellement) pollués et la planification dans le temps des interventions à réaliser. La méthode a été conçue pour pouvoir s'appliquer à des situations très différentes sur le plan du détail des études, allant des sites simplement identifiés comme "potentiellement pollués" (au stade de l'inventaire) aux sites étudiés de façon détaillée (au stade de l'étude de caractérisation).

AUDITSOL® fournit une méthode, de type globale et semi-quantitative, ainsi que des critères permettant une évaluation d'ensemble des sites pollués et leur classification relative en vue d'objectiver les

choix des sites à réhabiliter en priorité. Cette méthode de classification comprend un volet évaluant l'intérêt environnemental à réhabiliter un site et un volet évaluant l'intérêt socio-économique.

2.2. Premier volet : l'intérêt environnemental à réhabiliter un site

L'intérêt environnemental à réhabiliter un site est déduit de l'estimation de son impact potentiel global sur la santé humaine et l'environnement. L'impact potentiel, chiffré par le paramètre *IR* ("indice des risques"), intègre

- l'importance de la (ou des) source(s) de pollution, en intensité et en extension, paramètre IR_{source} (maximum sur 100 points) ;
- l'importance et la sensibilité de diverses cibles (cibles humaines, captages d'eau souterraine et autres cibles particulières), paramètre IR_{cible} (maximum sur 100 points) ;
- et la probabilité qu'un (ou plusieurs) contaminant(s) soi(en)t transféré(s) de la source vers la (les) cible(s) via l'eau souterraine, les particules de sol et/ou la phase gazeuse.

Estimation du paramètre "source". Dans la description des sources, il est tenu compte des contaminations qui affectent la qualité du sol, la qualité des eaux souterraines au droit du site, et de celles qui sont associées à la présence éventuelle de déchets sur le site. Cette analyse aboutit à l'estimation du paramètre "source", qui représente la somme des stocks en polluants présents dans le sol ($source_{SC}$), l'eau souterraine ($source_{ES}$) et les déchets ($source_{DE}$), somme convertie ultérieurement en un paramètre noté IR_{source} (maximum sur 100 points).

Globalement, chaque source (SC , ES , DE) se calcule en additionnant tous les volumes V_i – dont l'échantillon est représentatif – multipliés par un coefficient traduisant l'intensité de la contamination de chacun de ces volumes I_i , soit :

$$source_{SC,ES,DE} = \sum_{i=1}^n V_i \times I_i$$

Dans le cas des compartiments "sol" et "eaux souterraines", l'intensité I_i de la contamination associée au prélèvement i est la somme des intensités attribuées à chacune des k catégories de polluants : métaux lourds et composés inorganiques ($k = I$), composés organiques volatils ($k = II$), composés organiques semi- ou non-volatils ($k = III$), pesticides/herbicides et PCB ($k = IV$), et huiles minérales ($k = V$).

Pour chaque catégorie k de polluants, l'intensité $I_{k,j}$ vaut la valeur la plus élevée de l'intensité calculée

pour chaque contaminant de la catégorie. Cette dernière est calculée sur base du rapport entre la concentration mesurée en polluant dans le compartiment considéré et la concentration de screening (valeur seuil, cf. point 3) de ce polluant.

L'intensité de la contamination I_i pour un volume de déchets i est calculée selon la composition estimée du volume de celui-ci.

Estimation du paramètre "cibles". Dans la description des cibles, il est tenu compte de l'importance et de la sensibilité des cibles humaines (*cible_{SH}*), des captages d'eau souterraine (*cible_{CAP}*) et autres cibles particulières (*cible_{PAR}*), notamment les eaux de surface et les espaces naturels protégés.

D'une façon générale, les paramètres *cible_{SH}*, *cible_{PAR}* et *cible_{CAP}*, sont déterminés sur base de repérages et de surfaçages cartographiques ou, dans le cas des captages, de recherches géocentriques complètes effectuées dans un rayon donné autour du site, fonction des caractéristiques hydrogéologiques locales.

Le paramètre IR_{cible} (maximum sur 100 points) est fixé à la moyenne des deux valeurs les plus élevées parmi les trois valeurs : *cible_{SH}*, *cible_{CAP}*, *cible_{PAR}*.

Estimation de la probabilité de transfert. La probabilité de transfert p (valeur comprise entre 0 et 1) d'un ou de plusieurs contaminants de la source vers la (les) cible(s) est calculée en sommant les coefficients de probabilité de transfert estimés pour les trois voies de transfert considérées :

$$p = p_{gw} + p_{sp} + p_g$$

où p_{gw} est le coefficient de probabilité de transfert par/vers l'eau souterraine (valeur comprise entre 0 et 1) ;

p_{sp} , le coefficient de probabilité de transfert *via* les particules de sol (ruissellement, soulèvement par le vent) (valeur comprise entre 0 et 0,3) ;

p_g , le coefficient de probabilité de transfert *via* la phase gazeuse du sol (valeur comprise entre 0 et 1).

La valeur de p est ramenée dans l'intervalle 0–1 en posant que $p = 1$ si

$$p_{gw} + p_{sp} + p_g > 1.$$

D'une manière générale, les coefficients p_{gw} , p_{sp} et p_g représentent la proportion du stock total (donné par le paramètre "source") de polluants présents sur le site susceptible d'être transférée respectivement par/vers l'eau souterraine, les particules de sol et la phase gazeuse du sol :

$$p_{gw} = \frac{1}{source} \times \left(\sum_i V_i \times \sum_k I_{k,i} \times p_{gw,i} \right)_{SC} + \left(\sum_i V_i \times \sum_k I_{k,i} \times p_{gw,i} \right)_{DE} + \left(\sum_i V_i \times \sum_k I_{k,i} \right)_{ES}$$

$$p_{sp} = \frac{1}{source} \times \left(\sum_i V_i \times \sum_k I_{k,i} \times p_{sp,i} \right)_{SC} + \left(\sum_i V_i \times \sum_k I_{k,i} \times p_{sp,i} \right)_{DE}$$

$$p_g = \frac{1}{source} \times \left(\sum_i V_i \times I_{k=II} + \frac{V_i \times I_{k=V,i}}{2} \right)_{SC} + \left(\sum_i V_i \times I_{k=II} + \frac{V_i \times I_{k=V,i}}{2} \right)_{ES} + \left(\sum_i V_i \times I \times p_{g,i} \right)_{DE}$$

À chaque prélèvement de sol SC_i ou à chaque volume de déchets DE_i , est associé un coefficient de probabilité de transfert des contaminants par entraînement des particules de sol en surface ($p_{sp,i}$) et vers l'eau souterraine ($p_{gw,i}$) dont les valeurs dépendent de la nature du revêtement ou du type de couverture végétale couvrant le sol. Le transfert via l'eau souterraine des contaminants présents dans l'eau souterraine est supposé total ($p_{gw,i} = 1$).

Le calcul du coefficient de probabilité de transfert des polluants *via* la phase gazeuse du sol (p_g) considère, pour les sources SC et ES , exclusivement les polluants volatils ($k = II$) (cf. *supra*) et une fraction des huiles minérales ($k = V$).

Pour la source DE , il est souvent difficile de préciser la proportion de polluants volatils ou/et semi-volatils présents. Le coefficient $p_{g,i}$ prend, conventionnellement, soit la valeur nulle (transfert considéré comme improbable), soit la valeur unitaire (transfert considéré comme probable).

Estimation de l'impact potentiel d'un site. L'impact potentiel d'un site (IR) est calculé d'après la relation :

$$IR = \sqrt{IR_{source} \times p \times IR_{cible}}$$

La valeur de *IR* détermine la classe de risque (classe 1 = risques très élevés à classe 4 = risques faibles).

Les valeurs de *IR* (comprises entre 0 et 100) sont reprises dans un graphique en fonction du degré de précision avec lequel on a pu effectuer les calculs, selon le type d'étude disponible (stade inventaire, étude d'orientation, étude de caractérisation) (**Figure 1**). Pour les sites dont les données se limitent à l'inventaire et (éventuellement) une première visite de terrain, la valeur attribuée au coefficient de qualité de l'information (*CQI*, maximum sur 100 points) est inférieur à 35. Ces sites sont groupés en classe 5 pour laquelle un score provisoire est établi, seulement déterminant des priorités d'étude. La présence ou non d'un danger immédiat – déduite par référence à une liste précise de critères – est signalée graphiquement par un code couleur associé à chacune des trois catégories suivantes : urgent, non urgent ou indéfini.

2.3. Second volet : l'intérêt socio-économique à la réhabilitation

Ce volet – réellement pertinent pour les sites désaffectés et les sites soumis à des mesures d'office pour lesquels une expropriation et une reconversion seraient envisagées – quantifie l'intérêt socio-économique de la réhabilitation du terrain (*ISE*, maximum sur 100 points). Le paramètre *ISE* se calcule sur base de la relation :

$$ISE = \frac{(N + I) \times F}{6}^{0,7} \times \frac{P}{4}^{0,3} \times 10$$

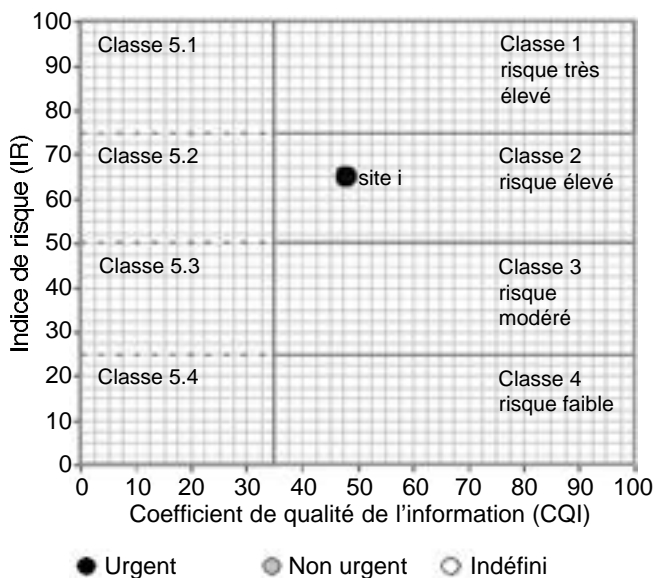


Figure 1. Représentation graphique de “l’indice des risques” (*IR*) en fonction de la qualité de l’information (*CQI*) — Graphical representation of the “Risk Index” (*IR*) as a function of the “Information Quality Index” (*CQI*).

où *N* (maximum sur 30 points) est proportionnel au degré de nuisances présenté par le site ;

P (maximum sur 40 points) représente les potentialités de reconversion estimées pour le site en fonction de l’accessibilité régionale et locale du terrain, ainsi que de la disponibilité du terrain ;

F (valeur comprise entre 0,5 et 1,75) est un facteur correcteur, fonction de la superficie du site ; et

I (maximum sur 40 points) quantifie l’impact de la requalification du site, fonction notamment des effets d’entraînements sur la rénovation du quartier, de la symbolique du site dans le tissu local, etc.

La valeur du paramètre *ISE* détermine la classe reflétant l’intérêt socio-économique à la réhabilitation du site (classe 1 = intérêt socio-économique très élevé à classe 4 = intérêt socio-économique faible).

2.4. Intégration des résultats

Une représentation graphique (**Figure 2**) permet aisément de visualiser la valeur estimée des deux “moteurs” à la réhabilitation : le moteur environnemental par le paramètre *IR* et le moteur socio-économique par le paramètre *ISE*. Sont également repris sur le graphique l’existence ou non d’un motif d’urgence (oui, non ou indéfini), le degré de confiance de l’estimation de *IR* (paramètre *CQI*) et l’existence ou non d’un projet de réhabilitation pour le site. Une typologie est introduite facilitant la sélection de sites prioritaires et orientant les stratégies de gestion et d’assainissement : sites de type I = sites hautement prioritaires à sites de type IV = sites les moins prioritaires.

3. LES VALEURS SEUIL : OUTIL D’ÉVALUATION AU TERME DE L’ÉTUDE D’ORIENTATION

3.1. Orientations générales

L’étude d’orientation, imposée par le Décret relatif à l’assainissement des sols pollués³, a pour objectif de vérifier la présence éventuelle d’une pollution du sol sur un site et de fournir, le cas échéant, une première description et estimation de l’ampleur de cette pollution. À l’issue de l’étude d’orientation, il s’agit de se prononcer rapidement, sur base de seuils de concentrations qui répondent à un objectif de précaution, sur la nécessité de poursuivre ou non les investigations sur le site. Les seuils de concentrations étant établis par polluant, ce premier filtrage permet également d’identifier les polluants susceptibles de générer un risque pour la santé humaine et/ou l’environnement.

³ Titre IV du “Décret wallon relatif à l’assainissement des sols et aux sites d’activités économiques à réhabiliter”.

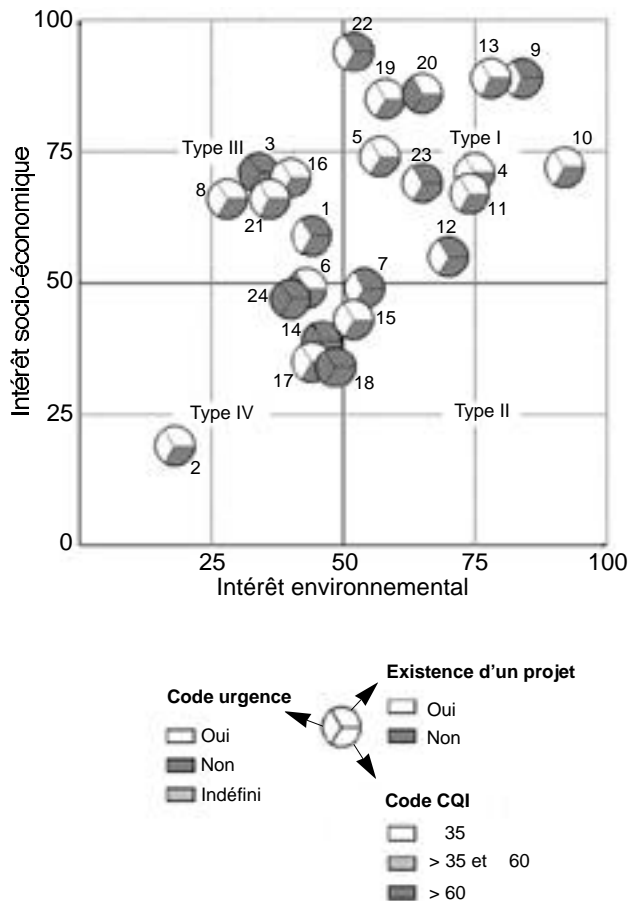


Figure 2. Exemple d'application de la méthode AUDITSOL® à 24 sites d'activités économiques désaffectés en Région wallonne. Chaque site est classé d'après son intérêt environnemental et socio-économique à la réhabilitation — *AUDITSOL®'s methodology applied to 24 brownfields in Wallonia. Each site is ranked according to its environmental and socio-economic interest for rehabilitation.*

3.2. Mode de calcul des valeurs seuil

La valeur seuil (VS) est définie dans le Décret comme "la concentration arrêtée par le Gouvernement en polluant dans le sol ou l'eau souterraine, correspondant à un niveau au-delà duquel une étude de caractérisation doit être entreprise". En d'autres termes, le terrain peut être considéré comme un terrain non pollué lorsque les concentrations sont inférieures aux VS ; au-delà de cette valeur, la pollution et les risques spécifiques au terrain doivent être précisés et détaillés.

Les VS^4 sont des seuils génériques fondés sur les risques et différenciés selon le type d'usage du sol : naturel (I), agricole (II), résidentiel ou mixte (III), récréatif (IV) et industriel (V).

⁴ Les VS sont reprises dans l'avant-projet d'arrêté d'exécution relatif aux valeurs de référence, aux valeurs seuil et aux valeurs d'intervention.

À chaque usage correspond une valeur seuil intégrant conjointement trois types de risque : les risques pour la santé humaine (VS_H) et les écosystèmes (VS_E) (faune, flore et microflore du sol) ainsi que les risques de contamination des eaux souterraines (VS_N).

À chaque type de risque correspond une procédure de calcul spécifique (Halen *et al.*, 2004).

Procédure de calcul des VS_H . D'une façon générale, la détermination des VS_H est fondée sur le calcul des concentrations en polluant dans le sol pour lesquelles la dose perçue atteint les seuils d'exposition maximum acceptables retenus. Le modèle *RISC Human v.3.1.*, commercialisé par le Van Hall Instituut aux Pays-Bas et intégrant les modèles CSOIL (Van den Berg, 1995) et VOLASOIL (Waitz *et al.*, 1996), a été retenu comme base de développement pour la procédure de calcul des VS_H . Les équations permettant les calculs des doses d'exposition ont été retravaillées en vue d'intégrer certaines propositions d'améliorations formulées par Lijzen *et al.* (2001). Parmi celles-ci, la plus significative concerne le mode d'utilisation des seuils toxicologiques : les doses d'exposition par voie orale (ingestion de sol, d'eau et de légumes) et dermique (contact avec l'eau et le sol) sont rapportées au seuil toxicologique oral et les doses d'exposition par inhalation (d'air à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments, de poussières et de vapeur durant la douche) sont rapportées au seuil toxicologique associé à l'inhalation. Les seuils toxicologiques et les facteurs de transfert sol-plante ont également été modifiés par rapport aux valeurs par défaut proposées dans la base de données de *RISC Human v. 3.1.*

Cinq scénarios d'exposition standards ont été considérés pour le calcul des VS_H , chacun d'eux spécifiant le type d'usage, les cibles (enfant ou adulte), les voies d'exposition prises en compte, les temps et les paramètres d'exposition ainsi que les propriétés des sols standards ajustées au contexte wallon.

Dans le cas des zones agricoles, le calcul des VS_H se base sur un principe particulier qui est celui de la qualité alimentaire des productions agricoles. Par conséquent, seule l'exposition par ingestion d'aliments est considérée.

Procédure de calcul des VS_E . La procédure de calcul des VS_E , largement inspirée de celle développée aux Pays-Bas (Crommentuijn *et al.*, 1994), consiste à estimer la sensibilité des écosystèmes à un agent polluant donné à partir de données écotoxicologiques monospécifiques ou relatives à un processus biologique enzymatique ou microbien défini (l'activité d'une enzyme, la respiration microbienne, la minéralisation de l'azote, etc.). Les données proviennent notamment des travaux hollandais

(Denneman, Van Gestel, 1990 ; van de Meent *et al.*, 1990 ; Verbruggen *et al.*, 2001), danois (Scott-Fordsmand, Pedersen, 1995 ; Jensen, Folker-Hansen, 1995 ; Jensen *et al.*, 1997) et de la consultation de la base de données ECOTOX de l'US EPA.

Ces données sont ajustées aux propriétés des sols standards puis extrapolées à l'écosystème. La méthode d'extrapolation est fonction du type et du nombre de données écotoxicologiques disponibles (extrapolation statistique ou utilisation de facteurs d'incertitude). Dans le cas des zones agricoles, il est tenu compte du risque additionnel d'empoisonnement secondaire des herbivores, en suivant l'approche canadienne (CCME, 1996).

Le risque écotoxicologique ne revêtant pas la même importance pour les divers types d'usage, les niveaux de protection considérés pour le calcul de VS_E croissent de l'usage le plus sensible (80 % de protection pour un usage de type naturel) au moins sensible (50 % de protection pour un usage de type industriel).

Procédure de calcul des VS_N . La procédure de calcul de VS_N évaluant les risques de lessivage et de contamination des eaux souterraines s'inspire des approches canadienne (CCME, 1996) et américaine (EPA, 1996). Globalement, VS_N définit le niveau de qualité exigé du sol qui garantit le respect à long terme du critère de qualité fixé pour les eaux souterraines (soit VS_{nappe}), compte tenu des risques de migrations verticale et latérale.

Sur le plan du calcul, VS_N est déduit de VS_{nappe} par le biais de la relation suivante :

$$VS_N (mg/kg) = VS_{\text{nappe}} (\mu g / L) \times FAG(L / kg) \times \frac{1}{1000}$$

où FAG est le facteur d'atténuation global, fondé sur une approche simplifiée des principaux mécanismes d'atténuation en jeu (partition du polluant entre les phases solide, liquide et gazeuse ; redistribution au sein du profil de sol par sorption ; dilution). Ce facteur intègre les caractéristiques réactionnelles des polluants vis-à-vis du sol, les caractéristiques spatiales de la zone contaminée ainsi que les propriétés du sol et de l'aquifère.

Pour un point de mesure placé en périphérie de la zone polluée⁵, et en considérant exclusivement les mécanismes cités *supra*, le FAG est donné par l'expression suivante :

$$FAG(L / kg) = \frac{FD(-)}{F_v(-) \times K_{sw}(kg / L)}$$

où K_{sw} est le facteur de partition sol/lixiviat ;

F_v le facteur de redistribution massique et

FD le facteur de dilution⁶. Ce dernier tient compte des propriétés de l'aquifère, des caractéristiques de la zone de mélange ainsi que de l'importance relative de l'infiltration du lixiviat et du flux souterrain.

Déduction de VS . La VS finale est donnée par la plus faible des trois valeurs VS_H , VS_N et VS_E .

Cette procédure a été appliquée en vue de la détermination des VS des polluants constitutifs du "paquet standard" d'analyses-polluants prévus pour faire l'objet d'une analyse systématique lors de la réalisation de l'étude d'orientation (SPAQuE, 2004). Ces polluants sont les métaux lourds et métalloïdes (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), les hydrocarbures monoaromatiques non halogénés (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes) et dix hydrocarbures polyaromatiques.

4. L'ÉTUDE DÉTAILLÉE DES RISQUES

À l'issue du premier filtrage, seuls les polluants dont les concentrations mesurées dans le sol et/ou les eaux souterraines dépassent les VS – et donc considérés comme étant susceptibles de générer un risque pour la santé humaine et/ou l'environnement – feront l'objet d'une étude détaillée des risques.

L'évaluation des risques doit prendre en compte le site tel qu'il est au temps présent (risques actuels) et tel qu'il est susceptible d'être dans l'avenir compte tenu de l'évolution des infrastructures présentes ou de l'existence d'un projet de réhabilitation (risques potentiels).

Une procédure en trois étapes facultatives est avancée comme canevas méthodologique général. Globalement, la première étape consiste en un deuxième filtrage comparant les concentrations mesurées des polluants identifiés à l'issue de l'étude d'orientation, aux VS partielles (VS_H , VS_N , VS_E) ajustées aux propriétés physico-chimiques du sol (argile, MO) et, dans le cas du calcul de VS_N , ajustées aux propriétés hydrogéologiques de l'aquifère.

La deuxième étape consiste à calculer les risques (santé humaine, dispersion) par modélisation. L'enjeu de la modélisation est de taille puisqu'il s'agit non seulement de se prononcer sur l'acceptabilité ou non des risques, mais aussi d'évaluer par la simulation les conséquences – en termes de risque – des actions

⁵ Étant donné l'emplacement du piézomètre de contrôle à proximité de la zone contaminée, l'atténuation naturelle du contaminant par sorption et/ou (bio)dégradation au sein de la nappe n'est pas prise en compte dans le calcul du facteur d'atténuation global.

⁶ La terminologie facteur de dilution est analogue au "Leachate-Groundwater Dilution Factor" de l'approche américaine (Connor *et al.*, 1996; 1997).

envisagées sur le site pollué et de pouvoir ainsi orienter la prise de décision en conciliant les impératifs environnementaux et économiques.

La troisième étape, concomitante ou postérieure à l'étape 2, consiste en l'acquisition (éventuelle) de données complémentaires de terrain et/ou de laboratoire. Il s'agira de données additionnelles caractéristiques du milieu (coefficient de partition sol-eau, perméabilité de l'aquifère, etc.), de tests spécifiques du comportement des polluants (tests de lessivage, tests écotoxicologiques, quantification de la biodisponibilité d'un polluant, etc.) ou de mesures de concentrations atteintes dans les différents compartiments considérés dans le calcul des expositions (eau, air du sol, air ambiant, légumes, etc.). L'acquisition de ces données expérimentales a pour objectif de limiter les incertitudes associées à des choix effectués par défaut sur certains paramètres, de valider certains résultats issus des simulations et de consolider les conclusions qui auraient été établies quant à l'urgence des actions à entreprendre.

5. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La nécessité de gérer les vestiges laissés par les importantes activités industrielles en Région wallonne et de réutiliser ces terrains à des fins économiques ou sociales a conduit au développement des premiers outils d'évaluation des risques. Ils constituent, en Wallonie, une base de départ pour s'inscrire d'emblée dans la ligne générale du concept européen du RBLM.

S'agissant de l'étude détaillée des risques, des développements méthodologiques ultérieurs devront permettre d'améliorer la fiabilité des évaluations et leur degré de standardisation. Ces développements prendront appui sur les efforts qui seront engagés prochainement à l'échelle européenne pour harmoniser certains paramètres (projet du "joint toolbox for risk modelling") (Swartjes *et al.*, 2003) et améliorer certains algorithmes de calcul. Il s'agit tout spécialement des algorithmes utilisés pour le calcul de l'exposition par inhalation et pour l'ingestion des légumes (Swartjes *et al.*, 2003). Les performances de ceux-ci sont reconnues actuellement comme largement insuffisantes.

Des données de validation, particulièrement sur les questions du pronostic du transfert sol-plante, de la partition sol-eau, du pronostic des concentrations dans l'air du sol et l'air ambiant et du pronostic du risque écotoxicologique devront être acquises pour le contexte particulier de la Région wallonne. Ces données permettront de contribuer aux efforts d'harmonisation et d'amélioration envisagés à l'échelle européenne tout en fournissant des éléments pertinents pour l'ajustement et l'optimisation des outils spécifiques envisagés en Wallonie.

Remerciements

Ces travaux ont été réalisés dans le cadre de la mission confiée à la SPAQuE par le Gouvernement wallon de préparer le cadre technique de référence du Décret relatif à l'assainissement des sols pollués et aux sites d'activités économiques à réhabiliter.

Bibliographie

- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (1996). *A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines*, CCME-EPC-101E.
- CLARINET (2001). *Sustainable Management of Contaminated Land. Proceedings of the CLARINET final Conference. Vienna, Austria, 21-22 June 2001*. Federal Environment Agency – Austria. ISBN 3-85457-594-7
- CLARINET (2002). *Sustainable Management of contaminated Land: an overview. A Report from the Contaminated Land Rehabilitation network for Environmental Technologies*.
< http://www.clarinet.at/library/rblm_report.pdf>
- Commission des Communautés Européennes (2002). *Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, au Comité économique et social et au Comité des Régions : vers une stratégie thématique pour la protection des sols*. COM (2002) 179 final.
- Connor JA., Newell CJ., Malander MW. (1996). *Parameter estimation guidelines for Risk-Based Corrective Action (RBCA) modeling*. Houston, Texas, USA: NGWA Petroleum Hydrocarbons Conference, 19 p.
- Connor JA., Bowers RL., Paquette SM., Newell CJ. (1997). *Soil attenuation model for derivation of risk-based soil remediation standards*. Houston, Texas, USA: Groundwater Services, Inc., 34 p.
- Crommentuijn GH., van den Plassche EJ, Canton JH. (1994). *Guidance document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil contamination in view of the intervention value for soil clean-up*. RIVM, report n° 955001003. Bilthoven, The Netherlands.
- Deglin J. (2002). Un vaste chantier. Dossier : vieilles usines, nouvelles vies. *Dialogue* **15**, p. 6–7.
- Denneman CAJ., van Gestel CAM. (1990). *Bodemverontreiniging en bodem ecosystemen: voorstel voor C-(toetsing)waarden op basis van ecotoxicologische risico's*. RIVM, report n° 725201001. Bilthoven, The Netherlands.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1996). *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. Second Edition, EPA/540/R95/128, USA.
- European Commission (2004). *Working group on contamination. Volume IV Task group on contaminated land management. Draft final report March 2004*.

- Multi-stakeholder working group reports soil thematic strategy*. EC Bruxelles. <<http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/home/main>>
- Fergusson C., Kasamas H. (1999). *Risk Assessment for contaminated sites in Europe. Vol. 2 Policy Frameworks*. United Kingdom: LQM Press Nottingham, ISBN 0-953-30901-0
- Halen H., Maes E., Moutier M. (2003). Wallonia facing the challenge to correct vestiges left from its industrial past – Overview of the new policy developments on contaminated land issues. *Proceedings of the Consoil International Conference, Ghent 12-16 May 2003*. <<http://www.consoil.de>>
- Halen H., Maes E., Moutier M. (2004). Procédures de calcul des normes pour le sol : valeur de référence (VR), valeur seuil (VS) et valeur d'intervention (VI). *Rapport SPAQuE – Mars 2004*.
- Jensen J., Folker-Hansen P. (1995). *Soil quality criteria for selected organic compounds. Working Report 47*. København K, Denmark: Danish Ministry of the Environment, Danish Environmental Protection Agency.
- Jensen J., Kristensen HL., Scott-Fordsmand JJ. (1997). *Soil quality criteria for selected compounds. Working Report 83*. København K, Denmark: Danish Ministry of the Environment, Danish Environmental Protection Agency.
- Lijzen JPA., Baars AJ., Otte PF., Rikken MGJ., Swartjes FA., Verbruggen EMJ., van Wezel AP. (2001). *Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/Sediment and Groundwater. RIVM, report n° 711701023*. Bilthoven, The Netherlands.
- Scott-Fordsmand JJ., Pedersen MB. (1995). *Soil Quality Criteria for Selected Inorganic Compounds. Working Report n°48*. København K, Denmark: Danish Ministry of the Environment, Danish Environmental Protection Agency.
- SPAQuE. (2003). *AUDITSOL® : guide de l'utilisateur. Rapport interne SPAQuE. Décembre 2003*.
- SPAQuE. (2004). *Propositions de “normes” pour l'interprétation des mesures des concentrations en polluant dans les sols et les eaux souterraines. Rapport interne SPAQuE. Mars 2004*.
- Swartjes FA, Cornelis C., Grundfelt B., Satijn B. (2003). *Review of the “NICOLE/ISG risk assessment comparison study (Arcadis GMI). Final report*. Gouda, The Netherlands : SKB, Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer.
- van de Meent D., Aldenberg T., Canton JH., van Gestel CAM., Sloof W. (1990). *Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota “Milieukwaliteitsnormering water en bodem”*. RIVM, report n° 670101 001. Bilthoven, The Netherlands.
- Van den Berg. (1995). *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingwaarden*. RIVM report n° 725201006, herziene versie. Bilthoven, The Netherlands.
- Vegter J. (2001). Sustainable contaminated land management: a risk-based land management approach. *Land Contam. Reclam.* **9** (1), p. 95–100.
- Verbruggen EMJ., Posthumus R., van Wezel AP. (2001). *Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds*. RIVM, report n° 711701020. Bilthoven, The Netherlands.
- Waitz MFW., Freijer JI., Kreule P., Swartjes FA. (1996). *The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds*. RIVM, report n° 715810014. Bilthoven, The Netherlands.

(26 réf.)