

GREC V04 – ANNEXES

METHODOLOGIE :

Annexe I : Techniques alternatives

Annexe II : Caractérisation géostatistique des remblais

Annexe III : Libération des polluants des remblais par lessivage – Aspects techniques

Annexe IV : Exemple de stratégie KARST

Rapportage :

Annexe V : Tableaux généraux d'interprétation des observations et des analyses par rapport aux normes

Annexe I : Techniques alternatives

Les techniques alternatives ont pour vocation de recueillir de manière efficace, économique, rapide et claire des informations utiles et/ou nécessaires contribuant à la caractérisation et à la délimitation de la pollution.

Une liste non exhaustive de techniques, avec leurs domaines d'applications, est fournie ci-dessous, à titre informatif¹.

Ces techniques peuvent s'avérer très utiles pour acquérir les données nécessaires à la réalisation d'études de risques, en particulier les paramètres hydrogéologiques indispensables pour la réalisation des modèles de dispersion. Des renseignements sur les techniques alternatives en lien avec les risques sont détaillés dans le GRER.

Mesures à/depuis la surface du sol

Bon nombre d'informations utiles, complémentaires aux forages peuvent être utilement recueillies via des mesures ou observations réalisées à la surface du sol, et ce, avant, pendant ou après la réalisation des campagnes classiques de prélèvements.

Imagerie (hyper)spectrale

L'utilisation d'images aériennes prises au moyen de caméra infrarouge ou avec des capteurs sensibles dans d'autres zones du spectre, et la combinaison de ces images est une technique héritée de la télédétection satellite qui peut, surtout dans le cas de terrains de grande superficie, apporter une aide à la décision pour l'implantation des forages et pour obtenir une image plus ou moins précise de zones polluées. Ces techniques sont cependant réservées à certains cas très particuliers car il faut que le sol pollué offre un contraste spectral avec le sol non pollué, ce qui n'est le cas que pour des catégories très limitées de polluants.

Géophysique de surface

Les mesures géophysiques depuis la surface apportent essentiellement des données complémentaires aux analyses (et non pas des données de substitution). Les mesures et/ou images réalisées renseignent principalement sur les propriétés hydrogéologiques (perméabilité), mécaniques (compacité, fracturation), et physiques (conductivité,...). En combinant ces données, on peut souvent reconnaître les grandes catégories de lithologie (grès, calcaires, schistes), leur degré d'altération et on peut y localiser des zones fissurées ou karstiques, des zones déconsolidées ou faillées. Il s'agit donc de techniques plutôt "orientées risques" qui font l'objet de développements spécifiques dans le GRER. Cependant, l'un des apports essentiels des mesures géophysiques de surface est une aide au positionnement de forages et piézomètres, notamment et surtout dans le cas où l'investigation du bedrock est nécessaire. Ces mesures sont citées dans ce guide, notamment parce qu'elles font partie intégrante des investigations à mener dans le cadre de la caractérisation des pollutions dans les milieux fissurés et karstiques (protocole E5). Par ailleurs, dans le cas de nappes superficielles, les tomographies électriques et/ou les profils georadar peuvent être utilisés, en fonction de la nature du polluant, pour visualiser en coupe la plume de pollution. La condition indispensable (en plus du caractère superficiel de la nappe) est que le polluant ait une nette influence sur la conductivité du milieu et/ou sur la propagation des ondes radars. Par exemple, une pollution saline va nettement augmenter la conductivité de l'aquifère, et apparaître comme une anomalie négative sur le profil tomographique de résistivité.

¹ Une information plus détaillée est disponible sur le site "Contaminated site clean-up information"¹ de l'US-EPA. L'agence américaine fait le tour de ces questions du point de vue scientifique et technique et décrit pour chacune d'elles ses avantages, ses limitations et son domaine d'application.

Analyses/mesures de concentrations sur le terrain

L'utilité des analyses ou campagnes de mesures rapides sur le terrain est essentiellement logistique. Il s'agit d'obtenir des valeurs de concentrations en polluants dans le sol, l'eau souterraine, l'air du sol ou l'air ambiant au-dessus du sol, à moindre coût ou à plus grande vitesse. On peut classer les sondes et analyseurs de terrain selon les critères suivants :

- La gamme/type de polluants pour lesquels ils sont adaptés ;
- La matrice (air/sol/eau) qu'ils peuvent accepter ;
- Le "lieu" de l'analyse : dans le sol, à la surface du sol, dans l'air ambiant au-dessus du sol, sur un échantillon de sol ou d'eau ramené à la surface et analysé sur place.
- La précision des résultats et la limite de détection qu'ils permettent d'atteindre.

Ci-dessous, une liste non exhaustive de systèmes d'analyses rapides sur terrain :

- Capteurs chimiques par fibre optique, permettant de mesurer soit in situ, soit durant le fonçage (cf. ci-dessous), soit sur des échantillons extraits (fluorescence laser induite, polarisation de la lumière, IR, Raman) ;
- Analyseurs GC portables, sur échantillons extraits ;
- Spectrométrie atomique par absorption, sur échantillons extraits ;
- Dosage immunologique ("Immunoassay test"), sur échantillons extraits ;
- Spectroscopie infrarouge à distance (FTIR), sur l'air ambiant au-dessus des pollutions ;
- Analyseurs à fluorescence X portables, à la surface du sol ou sur échantillons extraits, sonde XRF durant fonçage (cf. ci-dessous) ;
- Spectromètres de masse embarqués, sur échantillons extraits ;
- Capteurs PID, FID ou IR, dans l'air, à la surface du sol ou dans l'air ambiant au-dessus des pollutions ;
- Kits de test, avec réactifs divers qui permettent la détection de polluants en réagissant avec ceux-ci, sur échantillons extraits ;

L'agence de l'environnement britannique (UK-EA) fournit un descriptif très complet de ces techniques de mesures rapides ainsi qu'un protocole de sélection et de mise en œuvre de campagnes de ce type. Le tout est compilé dans un rapport en téléchargement libre sur le site internet de l'Agence². L'US-EPA fournit également des fiches techniques très détaillées sur toutes ces méthodes³.

Techniques de fonçages

Il s'agit d'enfoncer (simple poussée ou avec légère rotation/percussion/vibration) dans le sol une sonde ou un dispositif de prélèvement fixé au train de tige et relié électroniquement à un "logger" en surface qui enregistre les mesures durant la descente. On obtient soit des profils continus des paramètres mesurés par la sonde, soit des échantillons d'eau prélevés à profondeurs discrètes.

Fonçages d'analyseurs/sondes à large spectre :

Il s'agit de techniques de substitution très "proches" de la méthode classique puisqu'elles impliquent un contact direct avec la pollution. La seule différence réside dans la mesure qui est réalisée directement dans le forage au lieu d'extraire l'échantillon pour l'analyser à la surface ou au laboratoire. La précision des mesures est bien entendu moindre, les limites de détection plus élevées et les analyses sont, la plupart du temps, non discriminantes (on obtient des signaux proportionnels à la somme des concentrations de toute une famille de composés similaires). Par contre,

² <http://www.environment-agency.gov.uk/research/planning/40387.aspx>, voir le rapport téléchargeable (pdf 497 kB) : "Framework for the use of rapid measurement techniques (RMT) in the risk management of land contamination"

³ <http://www.clu-in.org/characterization/>



on obtient des profils verticaux continus des concentrations estimées. On privilégie donc une bonne résolution spatiale par rapport à la précision et à la résolution « spectrale ».

Il existe différents analyseurs ou sondes que l'on peut installer en série parmi lesquels :

- **Système MIP : pour "membrane interface probe"**

Comme son nom l'indique, ce système est équipé d'une membrane en polyéthylène basse densité, placée en contact avec le sol et son eau interstitielle. Les **polluants** volatils pénètrent au travers de la membrane vers l'axe du tubage d'où ils sont reliés à un analyseur à large spectre (PID, FID, ou les deux en série) placé en surface. Le MIP peut également être relié à un analyseur GC embarqué sur le terrain qui, lui, est discriminant. Encore faut-il disposer de cet équipement plus lourd et très coûteux. Les sondages MIP sont très utiles pour la caractérisation des pollutions en hydrocarbures volatils, en particulier les solvants chlorés, et leurs couches denses. En cas de pollutions très profondes ou dans des milieux complexes (comme la craie), l'obtention d'un échantillon représentatif non remanié, pour analyse ex-situ en HC volatils est très difficile, voire impossible. Dans ce cas, le système MIP peut devenir plus précis, voire le seul possible pour délimiter les pollutions.

- **Systèmes à fluorescence laser (UV)**

Le système est basé sur un principe similaire à celui du MIP. Plutôt qu'une diffusion au travers d'une membrane depuis la paroi du forage, on enregistre l'intensité de la fluorescence-UV des terrains au fur et à mesure de la descente de la sonde. Le capteur est placé en surface, où le signal est envoyé par fibre optique.

- **Sondes XRF : pour "X-Ray Fluorescence"**

Le principe de ce système est identique au précédent, la seule chose qui le différencie, est la longueur d'onde du signal lumineux. Plutôt qu'un bombardement aux UV, on expose ici le sol à un intense rayonnement RX dont on mesure la "fluorescence" en cours de fonçage. Le capteur est descendu en même temps que le train de tige car le signal doit être lu directement dans une chambre en contact avec le sol.

- **Mesures géotechniques**

Les mesures géotechniques que l'on peut réaliser à l'avancement en cours de fonçage ne se substituent nullement aux analyses de sol et d'eaux souterraines. Elles renseignent essentiellement sur la nature, sur les propriétés mécaniques et hydrogéologiques et sur la lithologie du sous-sol, et pas sur le niveau de pollution de ce dernier. Il existe différents capteurs que l'on peut installer en série parmi lesquels :

- capteur de pression statique ;
- capteur de pression hydrostatique ;
- dispositif de mesure de résistivité électrique ;
- capteurs soniques ;
- capteur optique (caméra) ;

- **Prélèvements uniques ("one shot") ou "piézomètres temporaires"**

La plupart des plateformes de fonçage sont munies de train de tige avec un mécanisme permettant le prélèvement de carotte de sol et/ou le prélèvement d'un échantillon d'eau. Ils rejoignent alors la méthode de caractérisation classique (protocoles S et E1) avec la différence importante que, pour les échantillons d'eau, il est impossible de revenir ultérieurement prélever dans l'ouvrage un nouvel échantillon pour réaliser une surveillance temporelle.

La mise en œuvre de ces dispositifs tient compte de ce que la profondeur à laquelle sont placés les filtres au départ desquels les échantillons sont prélevés doit être connue de façon exacte. Par ailleurs, il faut tenir compte du fait que ces dispositifs ne conviennent pas pour la mesure des niveaux piézométriques.

Les résultats issus de ces piézomètres temporaires revêtent un caractère indicatif et ne peuvent être utilisés pour définir la délimitation de la pollution. Les prélèvements

qu'on peut y réaliser ne sont pas conformes au CWEA et fournissent des résultats analytiques moins fiables et/ou moins précis. Ils doivent être réservés à la caractérisation "intérieure de la tache", pour y préciser le gradient des concentrations.

Mesures dans les puits et piézomètres

Une fois un (ou plusieurs) puits réalisés, il est encore possible de mobiliser des appareillages de mesures pour caractériser le milieu ou la pollution dans l'eau :

- **Diagraphies**

Il s'agit de réaliser des profils verticaux ("logs") de propriétés physiques du sous-sol enregistrés à partir de dispositifs émetteur-récepteur descendus dans le forage et/ou à l'intérieur du tubage piézométrique.

- **Les tomographies géophysiques**

Basées sur le même principe que les tomographies géophysiques de surface, elles tirent parti de la présence de plusieurs ouvrages verticaux pour travailler en transmission. Les signaux sont envoyés depuis un forage et enregistrés dans les forages adjacents. Cela permet d'améliorer nettement la résolution des coupes verticales obtenues.

Trois grands types d'ondes/signaux sont le plus communément utilisés pour ces tomographies : le courant électrique, les ondes radars et les ondes sismiques. Comme pour la géophysique de surface, les images ne permettent de délimiter une pollution que dans certains cas particuliers. Elles permettent par contre toujours d'obtenir une information sur la nature et les propriétés du sol, utiles pour les études de risques.

- **Les piézomètres multi-niveaux et les préleveurs par sac/tube passif**

Il s'agit ici de techniques de substitution. Le but est d'obtenir des concentrations en polluants à profondeur croissante dans un aquifère de forte épaisseur, en évitant de devoir réaliser plusieurs puits indépendants. Elles sont donc essentiellement utilisées pour améliorer la caractérisation dans le cadre du protocole E1. Deux types de techniques sont à disposition de l'expert dans ce domaine :

- Les piézomètres multi-niveaux

Ces systèmes, dont les caractéristiques sont spécifiques à ce type d'installation, requièrent d'être "planifiés à l'avance" puisqu'ils sont équipés dès finalisation du forage. Plusieurs systèmes commerciaux se concurrencent, et possèdent chacun leurs avantages et leurs inconvénients, dont le principal est le prix, bien que ce dernier soit nettement inférieur à celui qu'il faudrait pour obtenir la même discrétisation verticale via des puits indépendants. Le choix entre les systèmes commerciaux est, comme pour les autres options technologiques, laissé à l'expert qui en motive les raisons dans son rapport. Deux gros avantages à ce type d'ouvrages : le premier est qu'ils sont pérennes, et donc permettent un suivi temporel, le deuxième est qu'ils permettent de contrôler n'importe quel polluant, puisque l'eau est envoyée pour analyse dans un laboratoire agréé.

- Préleveurs passifs par sac/tube

Cette technique innovante permet d'obtenir de manière assez fiable, un profil vertical de concentration dans un puits existant, dont la partie crépinée recoupe toute l'épaisseur de l'aquifère. Le principe consiste à descendre grâce à un contrepoids un train de sacs membranaires remplis d'air dans le puits; les composés organiques volatils présents dans l'eau vont traverser la membrane et s'y accumuler lentement. Une fois l'accumulation jugée suffisante, on peut retirer les poches d'air et analyser la composition du gaz à l'intérieur. Pour les composés moins volatils, il existe des systèmes avec un matériau adsorbant (charbon actif ou autre) permettant le dosage de composés moins volatils.

L'avantage de la technique est de pouvoir utiliser des ouvrages existants. Ses limitations principales sont :

- l'impossibilité de doser n'importe quel composé ;
- le caractère semi-quantitatif des mesures - on peut comparer des niveaux relatifs de pollution mais on ne dispose que d'une idée très grossière des concentrations exactes présentes dans l'eau;
- la durée de la mesure, dépendante du niveau de pollution et de l'intensité du flux d'eau souterraine qui traverse l'ouvrage – il faut souvent laisser les membranes durant plusieurs jours/semaines, ce qui peut poser des problèmes logistiques et/ou de sécurité.

Mesures des gaz du sol et composés volatils ou semi-volatils

Les mesures des gaz du sol et composés volatils ou semi-volatils sont des techniques alternatives d'investigations dédiées à l'étude et à la délimitation des taches de polluants volatils dans le sol. Elles ont également d'importantes implications dans les études de risques en ce qui concerne l'inhalation des vapeurs de polluants (à l'air libre ou dans les habitations en contact avec les sols pollués). Un protocole d'échantillonnage de l'air est annexé au GRER – partie B (annexe V).

Annexe II : Caractérisation géostatistique des remblais

Les concentrations en polluants rencontrés dans les remblais peuvent présenter une forte variabilité. Par conséquent, les seules concentrations maximales de ces polluants au sein d'un remblai pollué ne décrivent pas avec suffisamment de précision le niveau de pollution global. Elles ne sont pas représentatives du remblai pollué. Il est par conséquent nécessaire de caractériser ces remblais statistiquement à partir des résultats analytiques des campagnes d'investigation.

Dès le début de la caractérisation, une analyse exploratoire des données peut être réalisée pour définir de manière optimale le plan d'échantillonnage de la (des) phase(s) d'investigations. Elle peut éventuellement être réitérée après chaque campagne de terrain jusqu'à ce que le jeu de données soit suffisamment étoffé pour fournir des concentrations statistiquement représentatives.

Cette analyse comporte plusieurs étapes :

- En premier lieu, l'expert valide l'absence de tache de pollution au sein du remblai, en étudiant la répartition spatiale des concentrations. Il faut étudier la présence d'éventuelles concentrations atypiques qui pourraient provenir d'une source de pollution non détectée durant l'EO ou d'un(e) horizon/zone de remblais pollués de nature différente particulièrement pollué(e). Le recours à des graphiques simples tels que des histogrammes ou des cartes d'implantation des données permet la plupart du temps de répondre à la question générale suivante : "les fortes concentrations correspondent-elles à un remblai de nature différente, ou n'existe-t-il pas de spécificité de ces échantillons par rapport aux autres forages ?".
Ces fortes concentrations feront l'objet d'une attention particulière : en effet, elles devront soit être intégrées à la caractérisation du remblai, soit en être exclues si elles s'avèrent provenir d'une tache de pollution surimposée, et donc être étudiées séparément (stratégies dédiées aux taches de pollution).
- Dans un second temps, surtout pour les zones de remblais pollués plus importantes, lorsque le jeu de données et/ou le niveau de pollution est plus conséquent, on peut procéder à des analyses statistiques multivariées (analyses en composantes principales, matrices d'autocorrélations, ...). L'objectif de ces traitements est de diminuer le nombre de variables (donc d'analyses) en recherchant des relations qui lient certains polluants à d'autres. Ces relations peuvent provenir de processus paragenétiques (assemblages d'éléments issus d'un même processus physico-chimique), soit géologiques, soit liés aux activités industrielles anciennes dont pourraient provenir les remblais. L'analyse multivariée, en composantes principales, permet également d'obtenir une quantification de "l'anormalité" d'un résultat, en mesurant une distance multidimensionnelle entre ce résultat et le centre du nuage de points. Si cette distance est trop importante, on considère le résultat comme "susceptible d'être entaché d'une erreur ou de provenir d'un autre phénomène" et, à condition d'avoir suffisamment de résultats, l'expert peut envisager de les retirer des données pour la synthèse statistique ("outliers").
- Le cas échéant, il est intéressant de comparer les niveaux de concentrations mesurés dans les remblais étudiés avec ceux issus de remblais analogues (de même nature) et ayant déjà fait l'objet d'investigations similaires. La cohérence entre les niveaux de concentrations contribue, d'une part, à valider le modèle conceptuel du site et la fiabilité de l'historique et d'autre part, à rendre l'évaluation des risques plus robuste. Elle est alors basée sur une "meilleure" caractérisation des remblais pollués, dans le sens où cette caractérisation bénéficie de précédentes investigations de matériaux similaires. A l'inverse, observer des niveaux de concentrations incompatibles avec le type de remblai pollué présumé peut conduire à remettre en doute la fiabilité de l'historique du site et/ou le modèle conceptuel du site. A cet effet, la banque de données de l'état des sols, au fur et à mesure qu'elle va contenir les résultats d'un nombre croissant d'études, fournit un référentiel de plus en plus fiable pour ce type d'étude comparative.

Afin d'accroître la fiabilité de l'évaluation statistique menée dans le cadre de l'EC, il est judicieux d'intégrer les résultats analytiques de l'étude d'orientation et d'éventuelles autres études antérieures. Il est cependant important de justifier au préalable si ces campagnes peuvent être raisonnablement comparées : similarité des niveaux échantillonnés et des protocoles d'échantillonnage et d'analyse. Des protocoles d'investigations, de prélèvements et d'analyses différents, ainsi que des supports d'échantillonnage variables peuvent conduire à des résultats d'investigations peu comparables.

Une fois l'ensemble des résultats analytiques obtenus, l'expert est en possession d'un jeu de données plus complet, qu'il peut soumettre une dernière fois aux tests et calculs statistiques opérés en phase exploratoire. Cette synthèse statistique est, selon les cas, réalisée sur l'ensemble de la zone de remblais pollués ou séparément sur tout horizon ou sous-zone particulier que l'analyse exploratoire a mis en évidence.

Remarque :

Il est important que l'expert, à ce stade de l'étude statistique, mène une réflexion sur le fait que l'échantillonnage est généralement préférentiel. Même si celle-ci est inconsciente, il existe une tendance à faire analyser les échantillons dans lesquels on suspecte des concentrations plus élevées. La distribution obtenue est alors biaisée vers les valeurs élevées et n'est plus représentative de l'entièreté du terrain. Une façon de réduire cet effet consiste à dégroupier les données, c'est-à-dire à donner à chaque échantillon un poids proportionnel à son isolement spatial. On calcule ensuite des statistiques pondérées (histogrammes, moyenne, écart-type, quantiles, etc.) qui devraient mieux refléter la réalité du terrain.

Enfin, une concentration très élevée sur un échantillon ponctuel de quelques dm³ n'aura pas la même signification qu'une même concentration mesurée sur un échantillon composite représentatif d'un bloc de plusieurs m³. La façon de traiter statistiquement les données doit tenir compte de ces "effets de support", en utilisant des techniques spécifiques.

Les histogrammes des concentrations finalement obtenus constituent, polluant par polluant, des représentations de la distribution statistique de ces derniers. Les moyennes et les écarts-types des valeurs observées sont usuellement calculés pour résumer cette distribution. Néanmoins, dans le cas courant de distributions dissymétriques (forte proportion de valeurs faibles complétées par quelques concentrations intermédiaires et fortes), ces statistiques sont biaisées en raison de la forte influence de ces valeurs extrêmes sur le résultat. Par conséquent, il est conseillé de privilégier les statistiques descriptives plus robustes telles que les quantiles⁴ (ou centiles ou percentiles), pour autant que le jeu de données soit suffisant.

Lorsque le nombre de données (échantillons analysés) est inférieur à 25, il est toutefois délicat d'estimer ces valeurs de quantiles directement à partir de la distribution statistique empirique. Sous certaines hypothèses de distribution (normalité, log-normalité), ces quantiles peuvent alors être déduits des valeurs de moyennes et d'écart-type⁵.

A l'issue de l'analyse statistique, la population des concentrations du polluant dans le remblai est donc caractérisée par quelques grandeurs statistiques :

- concentration moyenne ou médiane ;
- dispersion autour de la moyenne (écart-type) ;
- concentration maximale,

⁴ Le quantile à x % est la valeur de concentration c telle que x % des valeurs observées sont inférieures à C. Ainsi, 50 % des valeurs sont inférieures (et 50 % supérieures) à la médiane, qui est le quantile à 50 %.

⁵ Par exemple, dans le cas d'une distribution statistique gaussienne, la moyenne plus ou moins deux fois l'écart-type fournit un intervalle de confiance à 95 % pour la moyenne, et donc les quantiles à 2,5 et 97,5 %

- quantiles extrêmes (quantiles à 5 % et 95 % (intervalle de confiance à 90 %) voire à 2,5 % et 97,5 % (intervalle de confiance à 95 %) ⁶.

Il est à noter que le choix du seuil limite pour la caractérisation des remblais pollués est généralement situé entre le 90^e et le 98^e quantile.

Cette caractérisation n'est possible qu'à condition de disposer d'un jeu de données suffisant. Si le nombre de concentrations disponibles est inférieur à 20 ou 25 par élément, toute valeur déduite de l'histogramme des concentrations doit être considérée avec précaution, le risque étant grand de fournir un résultat non représentatif de la pollution présente.

En fonction du nombre d'analyses disponibles, l'expert définit une **valeur représentative du "centre de la distribution"** (le "niveau moyen de pollution") ainsi **qu'une valeur représentative des "concentrations extrêmes"** (le "niveau de pollution maximal") (tableau 1).

Tableau 1 : Choix des valeurs représentatives

	VALEURS REPRESENTATIVES	
	du centre de la distribution	des concentrations extrêmes
Pour $n \leq 5$	C moyenne	C max
pour $5 < n \leq 15$	C moyenne	C max ou C moyenne + 2 écarts-type
Pour $15 < n < 25$	C moyenne ou C médiane	Centile 90
Pour $n > 25$	C moyenne* ou C médiane*	Centile 90*

* avec éventuelle élimination préalable d'"outliers" (cf. supra). La manière d'utiliser les valeurs représentatives pour les comparaisons aux normes et/ou la décision de réaliser une étude de risques est détaillée dans la partie "interprétation des résultats".

Dans le cadre de la comparaison de la concentration représentative avec les normes, il est important de prendre en compte l'incertitude associée à la concentration retenue. Les actions suivantes peuvent alors être mises en œuvre :

- réalisation de tests statistiques afin de déterminer un nombre d'échantillons minimum pour atteindre un objectif fixé ; valider l'estimation d'une valeur moyenne ou d'un quantile ; comparer plusieurs distributions, etc. Une présentation détaillée de ces approches peut être trouvée dans EPA (2000) ⁷ ;
- En cas d'étude de risques, réalisation d'une analyse de sensibilité de l'évaluation des risques au choix de concentration (scénario optimiste / pessimiste) ;
- Prise en compte de l'existence de remblais pollués de nature similaire ayant déjà fait l'objet de caractérisations préalables afin d'affiner le choix, pour chaque polluant, de la concentration représentative retenue.

⁶ Sources :

EPA (1995), Determination of Background Concentrations of Inorganics in Soils and Sediments at hazardous Waste Sites - Engineering Forum Issue, EPA/540/S-96/500. Washington DC: Office of Solid Waste and Emergency Response
Birke M., Rauch U. (2000), Urban Geochemistry : Investigations in the Berlin Metropolitan Area, in Environmental Geochemistry and Health, Sept. 2000, vol. 22, no. 3, pp. 233-248(16).
Folkes D., Kuehstert T. (2001), Contributions of Pesticide use to Urban Background Concentrations of Arsenic in Denver, Colorado, USA, in Environmental Forensics, Vol. 2, pp. 127-139.
Chen M., Ma L., Harris W. (2002), Arsenic Concentrations in Florida Surface Soils – Influence of Soil Type and Properties, in Soil Science Society of America Journal, Vol. 66, pp. 632-640.

Outre la quantité d'échantillons analysés qui doit être suffisante, leur distribution spatiale doit également assurer la représentativité statistique des données. Dans ce but, les règles et principes suivants doivent être respectés :

- la distribution spatiale des sondages doit être adéquate et couvrir toute la surface accessible. En règle générale, les sondages sont positionnés selon un maillage régulier. Dans les cas les plus complexes, des techniques plus sophistiquées de positionnement, en lien avec l'étude géostatistique du remblai, peuvent être mises en œuvre. Ces techniques sont basées sur un schéma aléatoire stratifié afin de garantir une couverture suffisamment régulière de la zone tout en créant des intervalles de distance variables entre les points. Notons, qu'en fonction d'observations de terrain, telles que la détection d'une zone plus riche en constituants porteurs de **polluants** (scories, cendrées, déchets d'enrobés bitumineux, ...) ou en cas d'observations organoleptiques suspectes (dégagements d'odeur), les sondages peuvent éventuellement être densifiés localement. Dans ce dernier cas, l'expert évalue la pertinence de mettre en œuvre une stratégie "tache de pollution" ;
- L'utilisation d'un trop grand nombre de résultats d'analyses d'échantillons prélevés dans la même zone (en raison par exemple de la présence d'anciennes **activités** à risques indépendantes de la présence du remblai) par rapport à d'autres zones moins densément couvertes est, autant que possible, évitée afin de ne pas introduire un biais dans le calcul des échantillons représentatifs. Si les contraintes de terrain ne permettent pas une répartition spatiale satisfaisante des échantillons analysés, le dispositif effectivement utilisé et l'éventuel biais consécutif seront précisés par l'expert ;
- Les quantités standards (ou recommandées) de points de prélèvement et d'analyses, pour le sol ET pour l'eau souterraine, définies dans les protocoles R1 et R2 en fonction du type de remblai et/ou de l'objectif spécifique de la caractérisation sont respectées. Tout supplément d'analyses par rapport à ces standard ne fait qu'améliorer la robustesse des valeurs représentatives. Par contre, toute dérogation vers le bas) doit faire l'objet d'un argumentaire technique rigoureux de la part de l'expert ;
- Les échantillons seront prélevés à différentes profondeurs pour obtenir un jeu de données le plus représentatif possible du massif dans son ensemble. Selon les cas (couche de remblai de nature particulière, horizon particulièrement important pour l'étude des risques ou l'aménagement futur), l'expert peut également densifier l'échantillonnage sur un horizon particulier.

Il est également recommandé d'être attentif aux principes suivants :

- Sous-échantillonnages :
Les concentrations en un élément particulier au sein du remblai (par exemple, des concentrations en métaux lourds causées par la présence d'une proportion plus ou moins grande de scories). Il est dès lors pertinent (décision motivée de l'expert au cas par cas) d'analyser certains échantillons choisis sur une fraction particulière. Sur cet aspect, l'expert examine cependant la distribution spatiale des éventuels échantillons plus riches en certains éléments afin de valider ou non la pertinence de réaliser une caractérisation séparée de sous-zones ou d'horizons particuliers (cf. section 2.2.3.B.3 - protocole R3).

Par ailleurs, les éléments fins peuvent poser des problèmes particuliers : ils sont plus réactifs (surface spécifique plus grande) donc plus sensibles au lessivage et ils sont plus légers (donc plus susceptibles d'être transportés dans l'air ambiant et, éventuellement, ingérés par inhalation de particules de sol). La séparation mécanique des fractions les plus grossières est un procédé relativement facile à mettre en place lors de gros chantiers de terrassement, ce qui permet de réutiliser ou d'évacuer séparément les deux fractions. Il peut dès lors s'avérer pertinent de penser, au moment de la caractérisation d'un remblai, à faire réaliser des analyses chimiques spécifiquement sur différentes fractions granulométriques. L'expert justifie également ce choix au cas par cas.

- Principe de proportionnalité

Le niveau de caractérisation (géo)statistique d'un remblai pollué (outils utilisés, niveau de complexité des calculs,...) doit être proportionnel au volume de ce dernier et/ou à son degré de pollution et/ou au problème potentiel (risques, coût d'évacuation) dont il peut être la cause. En pratique, les considérations qui suivent nécessitent un nombre de résultats analytiques relativement important. Vu que le nombre minimal d'analyses requises dépend également du volume estimé du remblai pollué (voir protocoles R1 et R2), on assure déjà a priori une partie de ce "principe de proportionnalité". Pour les aspects plus subjectifs de ce principe (degré de pollution, risques, surcoûts,...), il appartient à l'expert d'adapter la puissance des outils qu'il utilise, et le surcroît d'analyses chimiques qui en découle, sur base d'une argumentation technique approfondie. Par ailleurs, ces adaptations se font en référence aux éventuelles prescriptions formulées dans le GRER et le GRPA.

Annexe III : Libération des polluants des remblais par lessivage – Aspects techniques

Il existe trois modes d'investigations pour appréhender le potentiel de libération de polluants par un remblai sous l'effet du lessivage. Ces approches sont reprises ci-dessous:

- **L'analyse in situ directe – eau des nappes perchées**⁸

L'analyse de l'eau de rétention dans une nappe perchée est probablement la mesure la plus directe du lessivage puisqu'elle porte la signature réelle des polluants mis en solution par les constituants du remblai et, dès lors, rendus mobiles et potentiellement dangereux pour l'environnement. La technique est également très pratique pour appréhender tant les risques actuels que les risques potentiels, puisque les piézomètres peuvent être conservés et faire l'objet d'une surveillance. Il s'agit d'une analyse moins coûteuse que l'investigation de la nappe aquifère sous-jacente, car on peut souvent se contenter de "petits piézomètres" dont le placement est réalisé avec des machines légères. Par contre la seule analyse de l'eau directement en contact avec le remblai ne permet pas d'évaluer totalement le risque puisque les polluants émis par le passé par lessivage historique du massif sont potentiellement "déjà partis". Par ailleurs, il faut tenir compte de la cinétique de la libération des polluants. Après de très fortes précipitations, la nappe perchée peut apparaître faussement moins polluée, du fait de la dilution.

- **Les essais en laboratoire**

- L'**essai de lixiviation** présente l'avantage de pouvoir être réalisé sur un échantillon prélevé dans la zone insaturée du remblai, et donc d'être réalisable même en l'absence d'une nappe perchée. Par contre, il déstructure totalement l'échantillon et tend dès lors à surévaluer la quantité de polluants libérables par le remblai. Ce test doit dès lors n'être utilisé qu'en combinaison avec d'autres essais/mesures, ou alors "en dernier recours", lorsqu'aucune autre piste de caractérisation n'existe à un coût raisonnable. Son interprétation doit alors être réalisée avec un esprit critique.
- L'**essai de percolation** en colonne diminue ce problème de surévaluation de la libération par déstructuration des échantillons mais est très lent, donc plus coûteux, et surtout, présuppose la possibilité de réaliser un carottage non remanié du remblai, ce qui est rarement le cas en raison de l'abondance d'éléments durs de taille importante dans un remblai commun.

- **Les analyses in situ indirectes – sol sous remblai et nappes aquifères**

- Les **analyses d'eau souterraine dans les nappes aquifères sous les zones de remblai** fournissent une indication indirecte du lessivage des remblais pollués et ont la particularité d'être plus "proches de la cible". Elles donnent une bonne idée de l'impact réel du remblai sur son environnement, à condition de connaître avec précision le fond géochimique naturel, ce qui est moins évident pour les métaux que pour les HAP. Par contre, la faisabilité de cette technique n'est pas toujours assurée et son coût est souvent élevé. A l'inverse des concentrations dans l'eau de rétention, elles donnent une bonne évaluation du lessivage déjà opéré, mais ne permettent pas de prévoir les évolutions futures. Ces analyses permettent toutefois de réaliser un monitoring mais dont les résultats arriveront parfois "trop tard pour agir".
- Les **analyses de sol sous remblai** ont l'avantage d'être quasiment toujours possibles et de se situer juste sous la source de pollution. Elles constituent l'approche la moins coûteuse mais par contre sont encore moins directes que les analyses d'eau souterraine puisqu'elles supposent la libération (migration, désorption, dissolution) des **polluants** par le remblai vers l'eau d'infiltration et leur fixation (rétention, adsorption, cristallisation) ultérieure. Elles ne permettent ni d'évaluer totalement le lessivage passé (quelle quantité de **polluants** ne s'est pas refixée?) et ne permettent pas non plus de présager du futur.

Les deux principes généraux suivants sont à prendre en compte lors de l'élaboration du plan des investigations en matière de lessivage :

⁸ Une nappe perchée dans un remblai est le résultat d'un contraste de perméabilité entre ce dernier et le sol en place sous-jacent. Dans un remblai graveleux par exemple, l'infiltration de l'eau météorique est rapide. Si des terrains en place sont limoneux, donc moins perméables, l'eau s'accumule lorsqu'elle atteint l'interface remblais/sol en place. Les nappes perchées ont souvent un caractère intermittent (absence d'eau durant les périodes de faible pluviométrie).

- Les mesures sont des faits : à faisabilité/coût équivalent, elles doivent être préférées aux calculs qui ne sont que des prédictions ;
- Les mesures in situ sont des essais "en conditions réelles" alors que les mesures en laboratoire sont réalisées "en conditions optimales". Ces dernières ne peuvent dès lors se substituer totalement aux premières et les résultats doivent dès lors être interprétés de manière critique.

En fonction de la faisabilité et du rapport coût-bénéfice des différents tests et mesures possibles, l'expert peut sélectionner un panel de techniques et méthodes optimales. En particulier, pour ce qui concerne le placement de piézomètres, trois possibilités lui sont offertes :

- Si le remblai est le siège d'une nappe perchée, et que l'accumulation d'eau possède une épaisseur suffisante, il peut être utile d'y placer au moins un piézomètre pour analyser sa composition.
- Si le remblai est en contact direct avec une nappe aquifère (cas des remblais de comblement), il est possible que la qualité de cette nappe soit modifiée par diffusion de polluants présents dans le remblai. Cette nappe est considérée a priori comme potentiellement polluée. Si les analyses d'un premier piézomètre implanté dans la zone de contact confirment ce fait, la tache de pollution est caractérisée selon la stratégie Car 2 - protocole E1. Sa délimitation horizontale est initiée en équipant d'autres piézomètres dans la couche de remblai saturé, voire en dehors de l'extension spatiale de celui-ci. Dans la mesure du possible, au moins un ouvrage crépiné plus en profondeur (dans le sol en place) est installé pour connaître l'état de dispersion verticale des polluants. Dans un tel cas, l'expert s'assure de l'isolation de la partie supérieure de l'ouvrage pour éviter toute contamination croisée.
- S'il n'y a pas d'eau de rétention dans la base du remblai et que cette dernière n'est pas en contact avec l'aquifère, l'expert décide d'investiguer ou non la nappe présente dans le sol ou la roche sous la zone de remblai. La décision dépend de plusieurs facteurs (niveau de pollution du remblai, profondeur attendue de l'aquifère, nature des terrains de couverture non saturés entre la base du remblai et l'aquifère, possibilité ou non d'analyser ces terrains,...). S'il est nécessaire de réaliser cet échantillonnage dans la nappe aquifère, il est alors recommandé (qu'il y ait ou non une nappe perchée dans le remblai) d'isoler totalement la "partie remblai" de la "partie terrain en place" de l'ouvrage. Cette protection est réalisée en installant un avant puits ancré dans le sol en place. Le forage est ensuite repris en diamètre inférieur à partir du fond bétonné de ce tubage protecteur. A nouveau, si une pollution est détectée dans l'aquifère, il y a lieu de la caractériser comme une tache de pollution dissoute dans l'eau, donc selon le protocole E1.

Remarque :

Concernant les tests de lixiviation, les résultats analytiques obtenus dans le cadre de l'étude de caractérisation pourront être valorisés afin de définir, s'il échet, la filière de gestion des déchets, dans le cadre de travaux d'assainissement/d'aménagement générant l'évacuation de remblais pollués.

Dans cette optique, il convient d'élargir, de manière anticipative, le set de paramètres analysés afin de couvrir l'ensemble des paramètres repris au sein de l'arrêté du gouvernement wallon du 18 mars 2004 transposant la Décision 2003/33/CE du conseil de l'Europe et d'adopter des conditions d'essai satisfaisant lesdites dispositions légales.

Annexe IV : Exemple de stratégie KARST

- **La présence de sites karstiques :**

Les terrains nécessitent un complément (recherche documentaire) d'étude géologique et hydrogéologique lors de l'étude préliminaire et un plan d'échantillonnage spécifique pour la nappe aquifère contenue dans la roche fracturée ou présentant des phénomènes de karst.

Il se base sur les données disponibles dans la littérature et sur les données récoltées lors de la visite du terrain. Aucune investigation de terrain spécifique à l'étude du karst (forages de reconnaissance géologique, tests de traçage, techniques géophysiques, ...) n'est exigée au stade de l'étude d'orientation.

Les éléments d'information devant être collectés par l'expert dans ce cas spécifique sont les suivants :

- Description des caractéristiques de l'interface sol/roche mère et une estimation de la vulnérabilité de la ressource en eau souterraine des sites fissurés ou karstiques ;
- Description détaillée des caractéristiques de l'aquifère concerné (alimentation, géométrie, piézométrie, paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs, vitesses et directions d'écoulement et de propagation des polluants, etc.) ;
- Localisation, orientation et densité des failles et fissures si elles peuvent être établies ;
- Inventaire des captages d'eau autorisés (privés et d'utilité publique) situés dans l'aquifère concerné et dans les aquifères étant en contact direct ou indirect avec l'aquifère concerné dans un rayon de 3000 m autour du terrain, ainsi que, le cas échéant, leur zone de prévention arrêtée, à l'enquête ou forfaitaire ;
- Inventaire des puits d'observation d'utilité publique dans un rayon de 3000 m autour du terrain ;
- Inventaire des exutoires naturels de la nappe concernée (sources, eaux de surface, autres nappes souterraines, grottes dans un rayon de 3000 m autour du terrain) ;
- Inventaire des points sensibles de la nappe de fissures ou karstique dans un rayon de 3000 m autour du terrain, et une estimation de la vulnérabilité de ces points sensibles par rapport au terrain étudié ;
- Inventaire, description et résultats des éventuels modèles d'écoulement ou de transport de polluants concernant l'aquifère.

En ce qui concerne l'étude de caractérisation, la stratégie proposée ci-après à titre exemplatif⁹ est fondée sur l'approche "boîte à outil" développée par Fiacco et al. (2005)¹⁰ et procède successivement par voie non intrusive (phase 1) et intrusive (phase 2). D'une façon générale, en raison de sa complexité, la stratégie d'investigation gagnera à être développée par une équipe multidisciplinaire disposant d'une expertise en géologie structurale, géophysique, hydrogéologie et géochimie.

Phase 1 : Examen complémentaire de la géologie/hydrogéologie locale

La phase 1 de la stratégie d'investigations vise à évaluer les voies potentielles d'écoulement de l'eau souterraine, les zones situées à l'aval hydrogéologique les plus susceptibles d'être concernées par les écoulements, les caractéristiques structurales du socle qui pourraient constituer des voies de migration préférentielles ainsi que les emplacements des cibles sensibles les plus proches. Les études qui pourront être réalisées dans cette optique comprendront :

- l'analyse de l'ensemble des données acquises dans le cadre de l'étude d'orientation et des données concernant les terrains étudiés aux alentours ;

⁹ Toute adaptation ou encore toute autre méthodologie peut être proposée par l'expert dès lors qu'elle soit motivée au regard d'une expérience et de connaissances hydrogéologiques spécifiques

¹⁰ R.J. Fiacco, M. H. Daly & J.C. Drobinski (2005) Application of the toolbox approach to characterize fractured bedrock sites . Proceedings of the 9th International FZK / TNO Conference on Contaminated Soil, CONSOIL 2005.

- l'examen des cartes géologiques/hydrogéologiques et des cartes des karsts, en se focalisant sur l'examen des types de roches, de leur structure, de leur tectonisation et degré d'altération / déconsolidation ;
- l'inspection des cartes topographiques afin de prendre en compte les éléments de la géomorphologie locale ainsi que les bassins hydrologiques, en se focalisant sur les limites d'extension des zones de recharge et de drainage ;
- l'évaluation des caractéristiques majeures de l'hydrogéologie régionale, telles que l'existence de zones de recharge préférentielle, de drainage régional imposé par le réseau hydrographique ou le contact de sous-bassins ;
- l'analyse des données disponibles sur la qualité de l'eau - et en particulier sur les concentrations en polluants détectés sur le terrain et dont on suspecte qu'ils ont pu être entraînés dans le milieu fissuré - qui résulteraient de mesures effectuées dans d'autres contextes (par exemple : surveillance de masses d'eau dans le cadre de la mise en œuvre de la "directive-fille" sur l'eau souterraine et contrôle de la qualité de l'eau extraite de puits de captage) ;
- la réalisation d'une analyse des linéaments (à partir de vues aériennes ou d'images satellitaires) afin de préciser le cadre structural / tectonique à l'échelle régionale et locale et de chercher à identifier des axes de compartimentage ou encore d'écoulements préférentiels des eaux souterraines ;
- la réalisation d'un levé structural visant à la caractérisation des réseaux de joints / fractures, si des affleurements indurés sont présents aux alentours du terrain ;
- la réalisation d'investigations géophysiques orientées sur l'évaluation de la profondeur, de la nature, de la géométrie et du degré de déconsolidation de l'aquifère fissuré et/ou karstique. Une attention particulière sera apportée à l'adéquation des paramètres d'acquisition et à l'utilisation de techniques complémentaires (par exemple tomographies électriques et sondages sismiques) favorisant une interprétation aussi univoque que possible.

Les données récoltées à ce stade sont utilisées pour le développement (ou la consolidation) du modèle conceptuel du site.

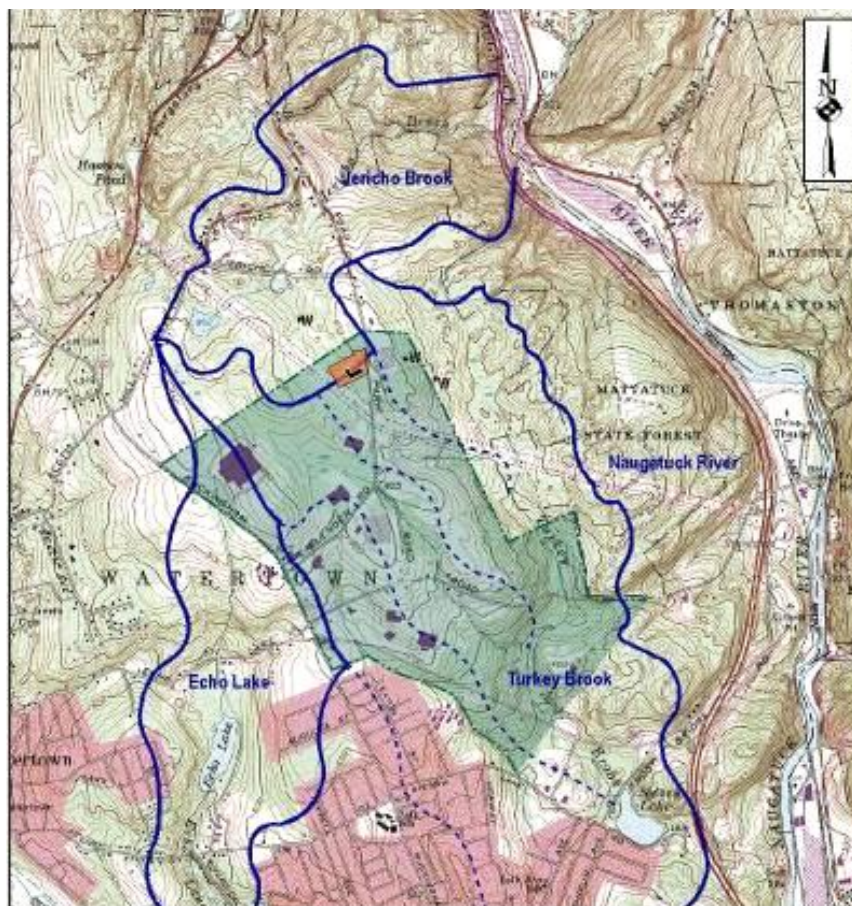


Figure 1 : Définition des zones de recharge et drainage sur carte topographique

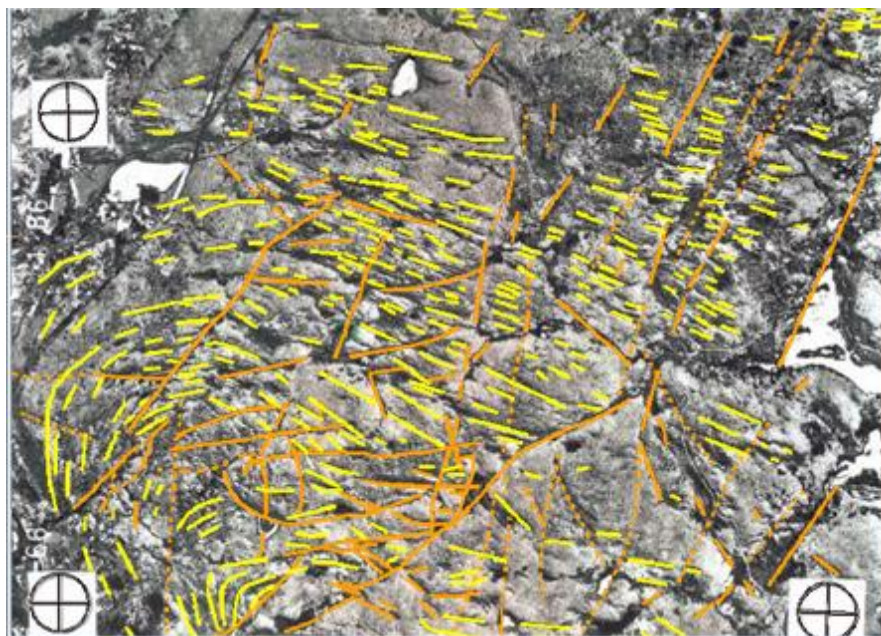


Figure 2 : Analyse des linéaments sur photographie aérienne

Phase 2 : Phase d'investigations par des moyens directs et intrusifs

La mise en œuvre, dans une deuxième étape, des techniques d'investigations directes aura pour objectif général de tester le Modèle Conceptuel du Site et, dans le cas le plus général, d'acquérir l'ensemble des données utiles à la modélisation des flux voire à la modélisation

du transport des polluants. Les investigations porteront classiquement sur trois plans, brièvement décrits ci-dessous.

Géologie du socle

Un nombre limité de forages dans la roche (de préférence par forage rotatif à l'air) seront réalisés dans l'optique de collecter des données sur la géologie particulière du socle au droit du site. Si les caractéristiques lithologiques et/ou structurales le justifient, certains forages seront en outre réalisés en mode carotté (de type PQ3 avec un diamètre de carotte de 82 mm, pour autoriser un monitoring ultérieur). Selon la structure du socle, des échantillons de roche pourront être collectés à différentes profondeurs et analysés entre autre pour les paramètres : porosité primaire, teneur en carbone, densité apparente.

La caractérisation pourra être complétée par recours à des tests géophysiques ("cross hole tomography",...) ou encore par des diagraphies réalisées dans les forages, à même de fournir des informations telles que la profondeur et l'orientation des fissures et l'identification des fissures hydrauliquement actives, déterminantes pour le transport des polluants. Ces ouvrages seront autant que possible équipés en piézomètres dont les profondeurs de tubage aveugle/ crépiné ainsi que les dispositifs visant à éviter tout artefact ou toute contamination croisée auront été adéquatement motivés.

En présence de panaches de pollution sensibles se développant dans des structures aquifères de type multi-compartiment, le réseau piézométrique permettra d'apprécier le degré d'interaction des compartiments aquifères (piézomètres spécifiques à chaque compartiment ou encore piézomètres multi-niveaux avec usage de "bouchons scellant" ("packer" en anglais¹¹).

Propriétés hydrauliques de l'aquifère rocheux et/ou karstique

Les méthodes - à sélectionner en fonction des spécificités du terrain et du modèle conceptuel - à mettre en œuvre selon les règles de l'art, comprendront notamment :

- les tests géophysiques et/ou diagraphies dans les forages/carottages ;
- les monitorings piézométriques opérés en régime d'équilibre approché (périodes de hautes eaux et de basses eaux) ou encore en régime dynamique de pompage (confinement) ;
- les pompages d'essais ;
- les "slug tests" (essais à niveau variable) ;
- les essais de traçage quantitatifs.

Les recommandations et modalités opératoires utiles à la préparation, la mise en œuvre et l'interprétation efficace de ces méthodes seront concertées avec les experts hydrogéologues impliqués. Des informations générales relatives à ces méthodes sont disponibles dans la littérature spécialisée¹².

Les résultats dûment interprétés de tels essais correctement mis en œuvre sur le terrain permettront en particulier de déduire :

- les connections hydrogéologiques entre les compartiments aquifères et entre les ouvrages de monitoring ;
- les paramètres hydrodynamiques (et le cas échéant hydrodispersifs) utiles à la modélisation des flux (et le cas échéant du transport des polluants) : conductivité hydraulique horizontale et verticale, transmissivité, coefficient d'emménagement, porosité efficace, dispersivité longitudinale et transversale.

Phase 3 : Echantillonnage de l'eau souterraine – Monitoring hydrogéochimique

Des échantillons d'eau souterraine représentatifs de différentes profondeurs ou plus généralement de différents compartiments aquifères seront collectés et analysés pour la

¹¹ pour une description de ces systèmes on peut notamment se référer au manuel : "Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales, cahier 3, échantillonnage des eaux souterraines" publié par le MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC en 2008 et disponible à l'adresse : <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage.htm>

¹² Voir notamment The Handbook of Groundwater Engineering – 2nd Edition – CRC Press



détermination des concentrations locales des polluants (polluants détectés sur le terrain et dont on suspecte qu'ils ont pu être entraînés dans le milieu fissuré).

Les prélèvements porteront nécessairement sur un nombre suffisant (afin de garantir la représentativité des résultats eu égard à la variabilité spatiale des données acquises à ce stade) de piézomètres d'un diamètre adapté à la problématique, permettant dans un premier temps de caractériser le principal réseau de fissures saturées recoupant ou jouxtant les endroits les plus pollués (d'après les résultats de l'étude d'orientation).

D'autres prélèvements intéresseront des piézomètres spécifiquement implantés dans les axes d'écoulements préférentiels présumés / avérés qui auront été déduits des investigations géologiques et hydrogéologiques décrites ci-dessus et à des distances données entre la source de pollution et les cibles sensibles les plus proches.

L'interprétation des résultats issus de ce réseau de monitoring piézométrique et hydrogéochimique, dont la géométrie et la densité seront à préciser spécifiquement pour chaque situation, permettra de préciser / valider le Modèle Conceptuel du Site de même que, le cas échéant, les pronostics de migration effectués par modélisation (voir GRER). Ce réseau de surveillance pourra être maintenu dans le cadre du suivi qui pourrait devoir être assuré dans le cadre du programme de gestion du site, éventuellement après son assainissement si celui-ci s'avérait nécessaire.

Annexe V : tableaux généraux d'interprétation des observations et des analyses par rapport aux normes

IMPORTANT : Le contenu de ces tableaux est imposé, le formalisme peut être adapté.

Les versions *.xlsx de ces tableaux sont téléchargeables via le lien suivant :
<http://dps.environnement.wallonie.be/home/sols/sols-pollues/code-wallon-de-bonnes-pratiques--cwbp-.html>



Sols

			Prélèvements et concentrations					
INFORMATIONS FORAGES	Profondeur échant. de	VS usage de type I	F1 (Prof)	F1	F1	F1	F2 (Prof)	F2
	à en cm		10	150	150	150	10	100
	date de prélèvement		60	200	200	200	60	150
	Matière sèche		10/06/18	10/06/18	10/06/18	10/06/18	10/06/18	10/06/18
	SPP/zone suspecte investiguée		83.5	79	79	79	78.5	82.1
	Autre zone suspecte investiguée							
	Autre zone suspecte investiguée							
	Parcelle							
	X Lambert							
	Y Lambert							
	EO/EC/EF							
	Refus de forage (uniquement oui)							
	Terrain naturel / Remblai (TN/R)							
	Organolectique couleur suspecte (oui/non)							
	Organolectique odeur intensité (-, +, ++)							
	Organolectique odeur type							
POLLUANTS	métaux/métalloïdes	Arsenic (As)	30					
		Cadmium (Cd)	1					
		Chrome (Cr)	60					
		Chrome Hexavalent	4					
		Cuivre (Cu)	40					
		Mercure (Hg)	1					
		Nickel (Ni)	60					
		Plomb (Pb)	120					
		Zinc (Zn)	120					
	Hydrocarbures aromatiques non halogénés	Benzène	0.2					
		Toluène	3					
		Ethylbenzène	3					
		Xylènes (total)	1.9					
		Styrène	0.4					
	Hydrocarbures pétroliers	Phénol	0.5					
		Fraction EC > 5-8	4					
		Fraction EC > 8-10	7					
		Fraction EC > 10-12	8					
		Fraction EC > 12-16	30					
		Fraction EC > 16-21	30					
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés	Fraction EC > 21-35	30					
		Naphtalène	1.1					
		Acénaphthylène	0.3					
		Acénaphthène	2.6					
		Fluorène	4					
		Phénanthrène	9					
		Anthracène	0.3					
		Fluoranthène	8					
		Pyrène	1.4					
		Benzo(a)anthracène	0.8					
		Chrysène	5					
		Benzo(b)fluoranthène	0.7					
		Benzo(k)fluoranthène	2.5					
		Benzo(a)pyrène	0.2					
		Dibenzo(ah)anthracène	0.8					
		Benzo(ghi)pérylène	2.5					
		Indeno(123cd)pyrène	1					
	Hydrocarbures chlorés	Dichlorométhane	0.1					
		Trichlorométhane	0.1					
		Tétrachlorométhane	0.1					
		Tétrachloroéthène (PCE)	0.2					
		Trichloroéthène (TCE)	0.5					
		1,2-Dichloroéthène (somme) (DCE)	0.3					
		Chloroéthène (VC)	0.1					
		1,1,1-trichloroéthane (1,1,1-TCA)	1.6					
		1,1,2-trichloroéthane (1,1,2-TCA)	0.1					
		1,2-dichloroéthane (1,2-DCA)	0.1					
		Cyanures libres	2					
		Méthyl-tert-butyl-éther (MTBE)	1.5					

Légende VS = valeur seuil

Rouge >VS

* faible

** moyen

*** fort



DIRECTION GENERALE OPERATIONNELLE (DGO3)

DE L'AGRICULTURE, DES RESSOURCES NATURELLES ET DE L'ENVIRONNEMENT

DÉPARTEMENT DU SOL ET DES DÉCHETS - DIRECTION DE LA PROTECTION DES SOLS ET DIRECTION DE L'ASSAINISSEMENT DES SOLS

Eaux souterraines

			VS	Prélèvements et concentrations					
				PZ1	PZ2	PZ3	PZ4	PZ5	PZ6
INFORMATIONS PIEZOMETRES	SPP/zone suspecte investiguée								
	Autre zone suspecte investiguée								
	Autre zone suspecte investiguée								
	Parcelle								
	X Lambert								
	Y Lambert								
	Date de prélèvement								
	EO/EC/EF								
	Prof. min crépine (m-ns)								
	Prof. max crépine (m-ns)								
	Profondeur fond piézomètre (m-ns)								
	Prof. nappe (à l'échantillonnage) (m-ns)								
	Organoleptique odeur intensité (-, +, ++)								
	Organoleptique odeur type								
	Limpidité (+, -, - -)								
Température (° C)									
Conductivité électrique (µSm/cm)									
pH									
POLLUANTS	métaux/métalloïdes	Arsenic (As)	10						
		Cadmium (Cd)	5						
		Chrome (Cr)	50						
		Chrome Hexavalent	9						
		Cuivre (Cu)	100						
		Mercure (Hg)	1						
		Nickel (Ni)	20						
		Plomb (Pb)	10						
		Zinc (Zn)	200						
	Hydrocarbures aromatiques non halogénés	Benzène	10						
		Toluène	300						
		Ethylbenzène	700						
		Xylènes (total)	500						
		Styrène	20						
		Phénol	120						
	Hydrocarbures pétroliers	Fraction EC > 5-8	60						
		Fraction EC > 8-10	200						
		Fraction EC > 10-12	200						
		Fraction EC > 12-16	200						
		Fraction EC > 16-21	300						
		Fraction EC > 21-35	300						
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés	Naphtalène	60						
		Acénaphthylène	70						
		Acénaphthène	180						
		Fluorène	120						
		Phénanthrène	120						
		Anthracène	75						
		Fluoranthène	4						
		Pyrène	90						
		Benzo(a)anthracène	7						
		Chrysène	1.5						
		Benzo(b)fluoranthène	1.5						
		Benzo(k)fluoranthène	0.8						
		Benzo(a)pyrène	0.7						
		Dibenzo(ah)anthracène	0.7						
		Benzo(ghi)pérylène	0.3						
		Indeno(123cd)pyrène	0.22						
	Hydrocarbures chlorés	Dichlorométhane	20						
		Trichlorométhane	200						
		Tétrachlorométhane	2						
		Tétrachloroéthène (PCE)	40						
		Trichloroéthène (TCE)	70						
		1,2-Dichloroéthène (somme) (DCE)	50						
		Chloroéthène (VC)	5						
		1,1,1-trichloroéthane (1,1,1-TCA)	500						
		1,1,2-trichloroéthane (1,1,2-TCA)	12						
		1,2-dichloroéthane (1,2-DCA)	30						
		Cyanures libres	70						
	Méthyl-tert-butyl-éther (MTBE)	300							

Légende : VS = valeur seuil
Rouge >VS * faible ** moyen *** fort