

Décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols

Code Wallon de Bonnes Pratiques Version 02

Guide de Référence pour l'Etude de Risques

**PARTIE C : Evaluation des risques pour les eaux
souterraines**



DIRECTION GENERALE OPERATIONNELLE [DGO 3]

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

DEPARTEMENT DU SOL ET DES DECHETS - DIRECTION DE LA PROTECTION DES SOLS ET DIRECTION DE L'ASSAINISSEMENT DES SOLS

Table des matières

Table des matières	ii
Liste des figures.....	iv
1. Objectifs de l'Évaluation des risques pour les eaux souterraines.....	1
2. Concepts clés liés aux études de risques et aux notions hydrogéologiques.....	5
2.1 Concepts clés ayant trait à l'évaluation des risques pour les eaux souterraines	5
2.1.1 Concept de « risque » pour les eaux souterraines	5
2.1.2 Concept de « menace grave »	5
2.1.3 Concepts de « point de conformité » et <i>point de contrôle</i>	9
2.1.4 Base d'évaluation et <i>scénarios</i>	10
2.1.5 Modèle conceptuel du site pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines	10
2.1.6 Modèle conceptuel du site standard	11
2.1.7 Concentration représentative	11
2.2 Valeurs limites pour les eaux souterraines (VS_{nappe} et VI_{nappe}) et les sols ($VS_{N aj}$, $VI_{N aj}$) et CBR_N	12
2.2.1 Portée de VS_{nappe}	13
2.2.2 Portée de VI_{nappe}	14
2.2.3 Portée de VS_N	15
2.2.4 Portée de VI_N	16
2.2.5 Portée de la CBR_N	16
2.3 Concepts-clés liés aux notions hydrogéologiques.....	17
2.3.1 Nappe exploitable et non exploitable	17
2.3.2 Classification des nappes aquifères	18
2.3.3 Nappe historiquement dégradée	19
3. Introduction à la méthodologie générale	20
4. Outils pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.....	24
4.1 Introduction générale	24
4.2 Tableau de synthèse	25
4.3 Introduction aux outils et à leur sélection.....	28
5. Méthodologie	31
5.1 Présentation des deux paliers de la procédure.....	31
5.1.1 Evaluation Simplifiée des Risques (ESR-N)	31
5.1.2 Evaluation Détaillée des Risques (EDR-N)	32
5.2 Etapes communes aux évaluations des risques de lessivage et de « dispersion »	33
5.2.1 Détail du modèle conceptuel du site	33
5.3 Module lessivage.....	37
5.3.1 Objectifs, stratégie et lignes méthodologiques générales	37
5.3.2 Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage (ESR-N _{lessivage})	39
5.3.3 Evaluation Détaillée des Risques de lessivage (EDR-N _{lessivage})	49
5.4 Module « dispersion »	55
5.4.1 Objectifs et lignes méthodologiques générales	55
5.4.2 Evaluation Simplifiée des Risques de « dispersion »	56
5.4.3 Evaluation Détaillée des Risques de « dispersion »	63

5.5	Conclusion globale de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines	69
5.5.1	Conclusion globale de l'évaluation simplifiée des risques (ESR-N)	69
5.5.2	Conclusions globales de l'évaluation détaillée des risques (EDR-N)	70
6.	Références bibliographiques	73
7.	Glossaire.....	74
8.	Annexes.....	76

Liste des figures

Figure 1 : Logigramme méthodologique d'évaluation des risques pour les eaux souterraines	4
Figure 2- Principe de calcul des CBR_N au stade de l'ESR-N.....	16
Figure 3- Logigramme méthodologique général pour le module lessivage.....	22
Figure 4 – Logigramme méthodologique pour le module « dispersion »	23
Figure 5 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Palier 1 sans considération du temps	44
Figure 6 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Palier 1 avec considération du temps.....	45
Figure 7 - Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par $ESR-N_{\text{lessivage}}$	48
Figure 8 – Logigramme détaillé pour l'EDR lessivage.....	49
Figure 9 –Logigramme détaillé pour l'ESR- $N_{\text{dispersion}}$ - Partie 1.....	57
Figure 10– Logigramme détaillé pour l'ESR – $N_{\text{dispersion}}$ Partie 2 par recours à des outils de pronostic simples et des hypothèses conservatoires.....	59
Figure 11 - Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par $ESR-N_{\text{dispersion}}$ (S : valeur de solubilité dans l'eau).	63
Figure 12 – Logigramme détaillé pour l'EDR « dispersion » - Palier2	64

1. Objectifs de l'Evaluation des risques pour les eaux souterraines

Dans le cadre de ce guide, les risques pour les eaux souterraines sont évalués pour le lessivage et la « dispersion » dont les définitions sont par convention les suivantes :

- Lessivage : ensemble des processus de transfert de polluants dans la zone non-saturée ou vadose. Lorsqu'un processus de désorption à partir d'une masse solide de polluants est observé en zone saturée, on parlera de mobilisation (par exemple : la mobilisation de métaux lourds à partir d'un remblai de scories présent en zone saturée) ;
- « Dispersion » : ensemble des processus de transfert de polluants dans la zone saturée¹.

L'évaluation des risques pour les eaux souterraines par lessivage de polluants et « dispersion » via la nappe aquifère (également désignée en abrégé ci-après : l'ER-N) a pour objet général de préciser les effets possibles d'une ou de plusieurs sources de pollution existante au droit d'un terrain sur les ressources en eau souterraine et les autres cibles/récepteurs associés aux eaux souterraines : eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau), captages, personnes exposées aux risques d'inhalation de vapeur, etc.

L'évaluation de ces effets possibles s'effectuera en prenant en considération les caractéristiques des pollutions (nature des polluants, concentration et localisation) et du milieu (météorologie, caractéristiques du sol et hydrogéologie) et se fondera sur une compréhension avec, le cas échéant, une modélisation des processus (transfert, atténuation) régissant l'évolution possible ou prévisible des polluants suite à leur lessivage dans le sol et/ou à leur « dispersion » par entraînement avec l'écoulement des eaux souterraines.

Il faut noter que les aspects de lessivage et de « dispersion » ne peuvent pas vraiment être séparés des aspects « santé humaine » et « écosystèmes », puisque la « dispersion » d'un polluant, à terme, peut avoir un impact sur la santé humaine et les écosystèmes en aval hydrogéologique de la source de pollution. Généralement, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines sera réalisée en comparant des concentrations aux normes applicables aux récepteurs considérés (par exemple, normes pour les eaux de surface). Dans certains cas, les normes seront absentes ou inapplicables aux récepteurs considérés. Les risques associés aux concentrations futures dans les eaux souterraines liées au lessivage et/ou à la « dispersion » seront alors appréciés par les évaluateurs des risques pour la santé et/ou pour les écosystèmes, soit directement (les concentrations au niveau de l'eau sont évaluées suivant les procédures des parties B et D), soit indirectement, si ceux-ci fournissent les objectifs d'assainissement à respecter. Une collaboration entre ces évaluateurs (au cas où les différentes évaluations ne seraient pas réalisées par le même expert) est donc requise dans le cadre de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.

Comme précisé dans l'introduction de la partie A du présent cahier, l'évaluation des risques, qui comprend l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, répond à des objectifs distincts selon l'étape de la gestion et du traitement des terrains (potentiellement) pollués dans laquelle on se trouve. Dans le cadre de l'investigation d'une pollution historique des terrains, l'évaluation des risques a pour **objectif premier** de vérifier si les risques doivent être considérés comme inacceptables, c'est-à-dire s'ils répondent au concept de « menace grave » développé ci-après (section 2.1.2) ou non. Selon les termes du décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols (dénommé, dans la suite de la

¹ La notion de « dispersion », lorsqu'elle est mise entre guillemet, fait référence à l'acception générale du terme au sens où une substance « migre » de manière désordonnée dans l'environnement. Lorsqu'il est fait référence au processus hydrogéologique (au sens du phénomène de mélange essentiellement lié à la variabilité des vitesses, quelle qu'en soit l'échelle d'observation, au sein d'un milieu poreux – de Marsily, 1981), le terme dispersion apparaît sans guillemet.

présente partie, «décret sols»), le fait que les risques sont considérés comme inacceptables entraînera dans le chef de la personne qui est tenue d'agir sur le terrain (le *titulaire des obligations*), une obligation de procéder à un assainissement du terrain. Pour ce qui concerne l'évaluation des risques pour les eaux souterraines en particulier, l'objectif sera de vérifier si les critères de « menace grave », spécifiquement définis pour les aspects relatifs à la qualité de l'eau souterraine, sont rencontrés ou non.

Dans ce cas de figure, l'étude de risque devra définir les objectifs d'assainissement minimum permettant de supprimer la « menace grave ».

Si l'assainissement de la pollution historique est reconnu comme nécessaire ou s'il s'agit d'une pollution nouvelle qui doit être assainie d'office, l'expert sera tenu de préciser l'urgence relative avec laquelle les travaux d'assainissement doivent être réalisés (éventuellement précédés de mesures conservatoires²). Préciser les délais endéans lesquels les actions d'intervention doivent être engagées constituera le **deuxième objectif** opérationnel de l'étude de risque. En ce qui concerne l'évaluation des risques pour les eaux souterraines en particulier, les délais pourront, notamment, être déduits des projections faites sur les temps de parcours nécessaires à un polluant donné pour que les critères de « menace grave » soient rencontrés (par exemple, atteinte d'une concentration limite donnée pour un polluant en un point donné, telle la limite périphérique du terrain dans la direction présumée de l'écoulement souterrain).

L'étude de risque aura aussi pour **troisième objectif** de préciser si des mesures de sécurité et/ou de suivi sont nécessaires. De façon générale, les mesures de sécurité consisteront en des mesures administratives de gestion des risques (telles que, par exemple, des restrictions d'utilisation inscrites dans les certificats de contrôle du sol et consignées dans la Base de données de l'état des sols) destinées à couvrir les risques qui seraient spécifiquement associés aux scénarios potentiels à considérer tels que précisés à la section 2.1.4 ci-après (modifications dans la configuration du terrain, et en particulier le retrait de couches étanches ou de structures bâties).

Les mesures de suivi, dans le cadre particulier de la prévention des risques pour les eaux souterraines, consisteront, le plus fréquemment, en une obligation de suivi de la qualité des eaux souterraines selon un programme bien défini fixant les points de conformité relevés à la section 2.1.3 (**piézomètres**, puits d'observation, sources, captages concernés), les polluants à mesurer, le calendrier des analyses (fréquence et durée) et les seuils de qualité des eaux à respecter. Ces mesures auront pour objet de couvrir les incertitudes associées aux calculs de l'évaluation des risques.

Le principe général de la méthodologie adoptée pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines est représenté schématiquement sur le logigramme de la Figure 1 ci-dessous. Pour une présentation détaillée de la méthodologie, le lecteur se référera au chapitre 5.

La méthodologie de l'évaluation des risques prévoit une démarche en 2 paliers de complexité croissante :

- **L'évaluation simplifiée des risques (ESR-N – Palier 1)** ayant recours à des outils simples à caractère conservatoire ;
- **L'évaluation détaillée des risques (EDR-N – Palier 2)** recourant à la modélisation et éventuellement à des mesures spécifiques afin de prendre en compte l'ensemble des caractéristiques du site et des pollutions présentes.

² Au sens du « décret sols », les mesures conservatoires doivent être considérées comme des exemples particuliers de mesures de sécurité.

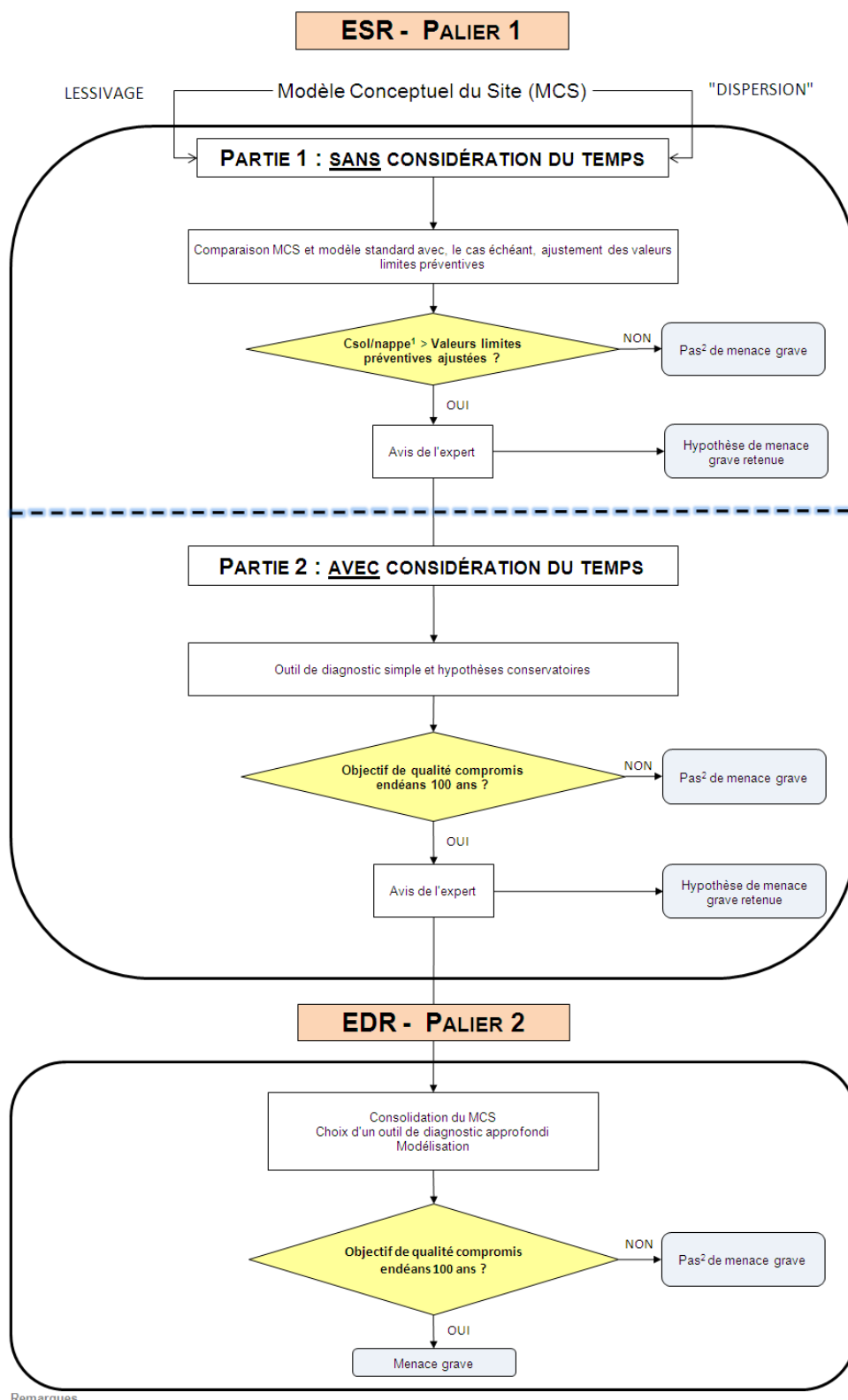
A chaque étape de l'interprétation, l'expert garde toutefois la possibilité de conclure à la présence d'une « menace grave ».

Il est également rappelé à l'expert que la partie A définit en son point 5.6.1. des critères additionnels relatifs à la menace grave et à la nécessité d'assainir qu'il convient d'examiner avant d'entamer l'ESR-N.

L'objectif poursuivi est de permettre à l'expert de mettre en œuvre des moyens d'interprétation en rapport avec la complexité du problème posé.

Après un bref rappel des concepts clés liés aux études de risques et aux notions hydrogéologiques, la méthodologie relative à l'évaluation des risques pour les eaux souterraines est présentée de manière générale puis en détails pour le lessivage et la « dispersion » dans les chapitres suivants.

Figure 1 : Logigramme méthodologique d'évaluation des risques pour les eaux souterraines



Remarques

¹ C_{sol/nappe} = concentration représentative dans le sol et/ou la nappe sur le terrain.

² Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

2. Concepts clés liés aux études de risques et aux notions hydrogéologiques

La méthodologie générale fait appel à un certain nombre de concepts et de notions spécifiques dont certains sont définis à l'article 2 du «**décret sols**». Dans l'intégralité du guide, toute utilisation dans le texte d'un des **concepts** définis ou explicités dans le glossaire commun à l'ensemble des guides de référence est mise en évidence par l'utilisation de caractères **gras italiques**. Toutefois, face à un concept incompris, éventuellement dépourvu de police spécifique, le lecteur est invité à se référer audit glossaire. Une liste de termes spécifiques avec leur définition se trouve dans le glossaire de la présente partie. Toutefois, certains concepts clés, qui ont un enjeu particulier dans le cadre de l'évaluation des risques relatifs aux **eaux souterraines**, sont détaillés à la section 2.1. La méthodologie de l'évaluation des **risques** pour les eaux souterraines fait également appel à un certain nombre de valeurs limites de concentration en **polluant** définies pour les **sols** et les eaux souterraines. Ces valeurs limites sont présentées à la section 2.2. Quant aux concepts clés liés aux notions hydrogéologiques, ils sont introduits à la section 2.3.

2.1 Concepts clés ayant trait à l'évaluation des risques pour les eaux souterraines

2.1.1 Concept de « risque » pour les eaux souterraines

Le concept général de risque a été défini dans la partie A du guide. Deux éléments spécifiques sont à signaler pour le cadre particulier de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines :

- l'eau souterraine est considérée à la fois comme **cible (milieu récepteur)** à protéger et/ou comme vecteur de transfert ;
- l'objectif minimal en matière de stratégie de gestion pour l'eau souterraine en tant que milieu récepteur sera, outre de mettre en place les mesures de gestion requises pour les situations de « **menace grave** » avérée, de prévenir toute dégradation significative ultérieure de sa qualité suivant le principe de « non-aggravation ». Cet objectif s'inscrit tant dans le cadre du volet « prévention de la **pollution du sol** » du « décret sols » (la définition du terme « sol » incluant explicitement l'eau souterraine) que dans le cadre plus général de la directive-cadre européenne sur l'eau.

2.1.2 Concept de « menace grave »

Le «décret sols» définit, dans son article 2, 6°, la « pollution du sol constituant une « menace grave » comme suit :

« a. pollution du sol qui, eu égard aux caractéristiques du sol et aux fonctions remplies par celui-ci, à la nature, à la concentration et au risque de diffusion des polluants présents, constitue ou est susceptible de constituer une source de polluants transmissibles aux hommes, aux animaux et aux végétaux, portant certainement ou probablement préjudice à la sécurité ou à la santé de l'homme ou à la qualité de l'environnement ;
b. pollution du sol susceptible de porter préjudice aux réserves en eau potabilisable³ ».

³ Le « décret sols » ne parle pas *stricto sensu* de « nappe potabilisable » mais de « réserves en eau potabilisable ». Sont considérées comme « eaux potabilisables » – selon le décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'environnement constituant le Code de l'eau – toutes eaux souterraines ou de surface qui, naturellement ou après un traitement approprié physico-chimique ou microbiologique, sont destinées à être distribuées pour être bues sans danger pour la santé.

Pour l'exécution du «décret sols» et la réalisation de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, particulièrement pour les pollutions historiques, il y a lieu de transcrire ce concept clé en termes techniques et décisionnels afin de garantir que les mêmes critères feront référence pour tout type de situation. Le concept de pollution du sol⁴ constituant une « menace grave », en ce qui concerne spécifiquement les risques pour les eaux souterraines, est transcrit dans les termes suivants :

Une pollution du sol constitue une « menace grave » pour les eaux souterraines lorsque :

- Un des critères définis au point 5.6.1. de la partie A est rencontré ;
- En ce qui concerne le **lessivage** : les polluants sont présents dans la **zone non saturée**⁵ et s'y trouvent en quantités telles que, compte tenu des vitesses de transfert vertical (actuelles ou prévisibles) des polluants et des processus éventuels de dégradation, on peut considérer qu'ils atteindront, dans un intervalle de temps de cent ans, la nappe ou le **point de conformité** (section 2.1.3), avec des flux massiques à même de conduire à un impact significatif (section 5.3.1 pour la notion d'impact significatif).
- En ce qui concerne la « **dispersion** » : les flux de transport des polluants⁶, compte tenu des réserves encore lessivables dans le sol et des vitesses de transfert (actuelles ou prévisibles) des polluants dans cette nappe, ainsi que des processus éventuels de dégradation, sont tels ou risquent d'être tels dans le futur qu'on peut raisonnablement considérer que, dans un intervalle de temps de cent ans, un (ou plusieurs) objectif(s) de qualité à respecter pour une ou des cibles particulières existant dans le contexte hydrogéologique local⁷ risque(nt) d'être significativement compromis. Ces cibles particulières peuvent être : une eau de surface (cours d'eau, plan d'eau,...), un puits de captage ou une prise d'eau, une nappe exploitée ou exploitable à l'aval du **terrain**, des riverains susceptibles d'inhaler les vapeurs issues de la nappe, une zone d'intérêt biologique.

Il importe de noter que tout impact avéré⁸ significatif – au moment de l'évaluation – sur l'eau⁹ ne constitue pas systématiquement une menace grave. Toutefois, si l'étude de caractérisation démontre que l'impact avéré sur les eaux souterraines s'étend au-delà des limites du terrain et concerne des volumes significatifs, alors en vertu des « critères additionnels relatifs à la menace grave », il y a obligation d'**assainissement** et un projet d'assainissement doit être engagé (partie A-GRER-section 5.6.1.2).

D'une façon générale, le qualificatif « significatif » a été introduit dans la définition des critères de la «menace grave » de manière à tenir compte de l'impact global de la pollution sur les eaux souterraines et non des aspects ponctuels non représentatifs.

⁴ Le concept de « sol » au sens de l'article 2, 1°, du « décret sols » inclut l'eau souterraine (section 2).

⁵ La présence de ces polluants dans la zone non saturée n'exclut pas qu'ils soient déjà présents dans la zone saturée.

⁶ Dans la majorité des cas, le transport des polluants en zone saturée a lieu sur le plan horizontal. L'expert gardera toutefois à l'esprit que les situations de transport vertical peuvent également se présenter par exemple d'une nappe supérieure polluée vers une nappe inférieure exploitable non polluée.

⁷ Eaux de surface (cours d'eau, plan d'eau,...), puits de captage public, nappe exploitée ou exploitable à l'aval du terrain, riverain susceptible d'inhaler les vapeurs issues de la nappe,....

⁸ Situation où les objectifs de qualité pour une cible donnée ne sont déjà plus respectés au moment de l'évaluation du fait des processus de lessivage et « dispersion » qui ont déjà eu lieu.

⁹ Eau souterraine ou de surface

Les objectifs de qualité retenus afin de définir la présence d'une « menace grave » par lessivage ou par « dispersion » sont développés ci-après.

De manière générale, une distinction est faite entre les nappes exploitables et les nappes non-exploitable au sens de la définition reprise au point 2.3.1, ci-dessous.

En l'absence de norme dans le «décret sols» pour un polluant reconnu toxique pour l'homme et/ou dangereux pour l'environnement, l'expert proposera un critère équivalent à VS_{nappe} ou VI_{nappe} :

- soit issu d'une autre réglementation belge ou étrangère, moyennant justification ;
- soit en s'inspirant des procédures méthodologiques reprises à l'**annexe C-1**.

Risque de lessivage

Dans le cadre de l'évaluation des risques de lessivage vers une **nappe exploitable** (qu'elle soit effectivement exploitée ou non), l'eau souterraine est considérée comme milieu récepteur et l'impact est évalué **au droit de la source** par comparaison avec une valeur normative indépendante d'autres cibles potentiellement présentes. La valeur normative retenue par défaut pour évaluer l'impact sur une nappe exploitable est la VS_{nappe} .

La valeur limite (au niveau des sols) pour prévenir les risques de lessivage vers une nappe exploitable est la VS_N ajustée (aux conditions du terrain).

Dans le cadre de l'évaluation des risques de lessivage vers une **nappe non-exploitable**, l'eau souterraine n'est pas considérée comme une cible (ou milieu récepteur) mais uniquement comme un vecteur de « dispersion » susceptible de compromettre l'objectif de qualité des eaux souterraines, fixé par défaut égal à la VI_{nappe} dans la nappe non-exploitable **en limite aval du terrain**.

La valeur limite (au niveau des sols) pour prévenir les risques de lessivage vers une nappe non-exploitable est la VI_N ajustée.

Lorsque celle-ci est dépassée, l'impact du lessivage sur la nappe non-exploitable sera évalué non pas au droit de la **tache de pollution**, mais en limite aval du terrain par défaut¹⁰. Dans ce cas, l'évaluation des risques devra déterminer le risque de « dispersion » vers l'aval du **site** associé au risque de lessivage suspecté en raison du dépassement de la VI_N ajustée (aux conditions du terrain).

L'expert pourra calculer la concentration basée sur les risques au niveau des sols (CBR_N) susceptible de compromettre le critère de qualité de la nappe non-exploitable en limite aval du terrain (à savoir la VI_{nappe}) (section 2.2.5). Cette concentration dans le sol calculée (CBR_N) marque la limite au-delà de laquelle les risques de dégradation potentielle de l'état de la première cible située en aval hydrogéologique ou de la nappe en bordure du terrain sont présents. L'expert gardera toutefois à l'esprit que l'interprétation des résultats doit également porter sur les risques d'utilisation du terrain qui seraient associés à la volatilisation des polluants (aspects « santé humaine ») sauf si ces aspects ont déjà été considérés dans la partie B du guide.

¹⁰ Ou au droit de la première cible (cours d'eau, par ex.) située à l'aval hydrogéologique de cette tache et comprise dans le périmètre du terrain

Risque de « dispersion »

Les objectifs de qualité à préserver dépendent des cibles identifiées à l'aval du terrain et éventuellement aussi au droit du terrain si des cibles particulières (captages publics, cours d'eau) à préserver existent à l'intérieur des limites périphériques du terrain :

- captage : par défaut VS_{nappe} pondérée¹¹ par les concentrations de fond ou la **Valeur particulière**¹². Des normes plus ou moins restrictives pourraient, dans certains cas, s'appliquer suivant le captage sur site. Par exemple : si un industriel fait un usage d'eau de refroidissement de son captage, il peut se satisfaire d'une qualité d'eaux souterraines avec des concentrations pour les polluants incriminés plus élevées que celles imposées par la VS_{nappe} . A l'inverse, la présence d'un captage appartenant à un distributeur d'eau pourra induire l'utilisation de normes plus restrictives (par ex. normes pour les eaux destinées à la consommation humaine). Dans ces cas, l'expert pourra proposer des **objectifs d'assainissement** différents de la VS_{nappe} POUR AUTANT qu'aucun autre objectif de qualité ne soit compromis (tel que le critère de qualité en limite de la **parcelle** cadastrale par exemple).
- eau de surface : normes fournies dans le Code de l'eau en fonction de l'usage. Les normes issues du Code de l'eau comprennent, par exemple :
 - la qualité de base pour les **eaux de surface ordinaires** (annexe X du Code de l'eau),
 - les zones particulières :
 - zones d'eaux piscicoles (annexe XVI du Code de l'eau pour les paramètres de qualité ; annexe VIII pour l'identification des zones d'eaux piscicoles),
 - zones d'eaux de surface destinées à la production d'eau alimentaire (annexe XIII du Code de l'eau pour les paramètres de qualité ; annexe XVII pour les zones d'eau potabilisable et les points de contrôle),
 - les zones d'eaux de baignade (définies dans l'arrêté du Gouvernement wallon du 14 mars 2008 modifiant le Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau et relatif à la qualité des eaux de baignade) ;
- en aval hors terrain : par défaut VS_{nappe} pondérée par les concentrations de fond ou la Valeur particulière en présence d'une nappe exploitable et par défaut VI_{nappe} pour une nappe non-exploitable pondérée par les concentrations de fond ou la Valeur particulière ;
- cibles humaine et relative aux écosystèmes : le risque associé aux concentrations futures dans les eaux souterraines associées au lessivage et/ou à la « dispersion » sera également apprécié par les évaluateurs des risques pour la santé et/ou pour les écosystèmes. L'expert pourra également faire une proposition d'objectif de qualité pour ces cibles à l'autorité compétente, dans son rapport d'étude de risque. La VS_{nappe} pondérée par les concentrations de fond peut toujours être retenue comme objectif par défaut pour les nappes exploitables et la VI_{nappe} pondérée par les concentrations de fond pour les nappes non-exploitable ; la Valeur particulière peut également être retenue comme objectif de qualité quel que soit le type de nappe.

S'il le juge pertinent, l'expert pourra soumettre à l'administration d'autres objectifs de qualité sur base d'une proposition motivée.

¹¹ Le terme « VS pondérée par la concentration de fond » est issu du « décret sols ».

¹² Le « décret sols » définit, dans son article 2, 23°, la « Valeur particulière » comme suit : « valeur constatée suite à une étude d'orientation, à une étude de caractérisation ou atteinte suite à un assainissement et déterminée dans le certificat de contrôle du sol ».

En particulier, l'expert appréciera l'aspect « significatif » de l'impact en fonction des résultats de l'évaluation et de l'incertitude qui y est associée, ainsi que de la nature du point de conformité (cf. 2.1.3 ci-dessous). Vu l'hétérogénéité du sol et son impact sur la **perméabilité**, la **porosité** et d'autres paramètres (tels la matière organique ou le pH) intervenant dans la « dispersion » des polluants, les résultats des modélisations comportent une certaine incertitude, particulièrement lorsque le **modèle** n'a pas pu être calibré sur la base d'un suivi de la migration des polluants de plusieurs années.

Produits libres en zone saturée et critère d'augmentation significative d'un panache dissous

La présence d'une phase libre (en des quantités dépassant les capacités physiques de rétention du sol) ne constitue pas une « menace grave » par défaut. Néanmoins, lorsque la présence de phases liquides libres (forme liquide ou à l'état pâteux) est mise en évidence sur un terrain, pouvant former des couches flottantes (LNAPL) ou des couches plongeantes (DNAPL) à hauteur de la nappe, ces produits doivent faire l'objet de travaux d'assainissement au sens des « critères additionnels relatifs à la menace grave » définies à la section 5.6.1. de la partie A.

Cette section prévoit toutefois une dérogation à l'assainissement si plusieurs conditions sont satisfaites, parmi lesquelles figure un critère de « non-aggravation » qui précise que le maintien en place des produits libres ne peut conduire à une augmentation significative de la masse dissoute des différents polluants (en ce compris ceux issus des processus de dégradation/atténuation).

En l'occurrence, l'expert peut conclure au respect présumé du critère de non-aggravation si une modélisation accompagnée de données de validation (monitoring) montre que la longueur actuelle du panache dissous n'évolue pas de plus de 10m ou de plus de 25 % sur une période de 100 ans. Pour l'application de ce principe la longueur d'un panache est mesurée, pour chaque substance dissoute identifiée, en considérant la longueur du plus grand axe de la courbe d'iso-concentration correspondant à VS_{nappe} .

Si l'expert estime qu'une incertitude relative au respect du critère de non-aggravation persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de mobilisation.

2.1.3 Concepts de « point de conformité » et point de contrôle

La méthodologie développée dans les chapitres 4 et 5 ci-après s'appuie sur le concept de « point de conformité », lequel est défini¹³ comme suit : « *le lieu de contrôle de la qualité de l'eau (souterraine et de surface) où les exigences applicables doivent être vérifiées* ».

Les points de conformité et les critères de conformité (ou objectifs de qualité) éventuellement associés sont proposés par l'expert à l'administration en tenant compte des législations applicables.

¹³ La définition est adaptée de la définition reprise dans la directive-cadre sur l'eau (directive européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau). Par « point de conformité », on entend : le lieu de contrôle de la qualité d'un milieu où les exigences applicables pour un usage donné doivent être vérifiées.

Exemples

- si la cible à préserver (ou première cible à préserver) est un captage, le point de conformité d'un captage est le puits de captage ;
- si la cible à préserver (ou première cible à préserver) est un cours d'eau, le point de conformité est l'eau du cours d'eau prélevée dans la zone de mélange avec l'eau de la nappe alluviale ;
- si la cible à préserver (ou première cible à préserver) est une nappe exploitable en aval du terrain, le point de conformité est un piézomètre placé en aval du terrain et de façon à pouvoir apprécier si la qualité de la nappe en aval est susceptible d'être compromise sur des volumes significatifs.

Pour évaluer si les objectifs de qualité aux points de conformité sont compromis ou susceptibles de l'être dans le futur sous l'effet des processus de transport, l'expert aura recours simultanément à la modélisation et au suivi analytique de la qualité de l'eau souterraine. A cet effet un ou plusieurs points de conformité « témoin », appelés *points de contrôle*, pourront être établis entre la source et la cible (en aval de la source de pollution dans l'axe du panache existant ou anticipé) de manière à permettre un suivi de l'évolution du panache et de vérifier les hypothèses de modélisation, validant ainsi la projection réalisée pour la cible effective en aval.

En tant que règle générale¹⁴, au moins deux points de contrôle sont à mettre en place en aval de la source de pollution. Lorsque la première cible à préserver est un cours d'eau ou une nappe en aval du terrain un des points de contrôle sera placé aussi près que possible de la limite de terrain. Partant des objectifs de qualité à assurer à hauteur des cibles retenues (points de conformité), des objectifs de qualité pourront éventuellement être aussi définis, par rétrocalcul (*back-modeling*¹⁵), pour les différents points de contrôle.

Lorsque des incertitudes subsistent sur le cheminement exact des polluants et sur les variations potentielles de la direction de l'écoulement de l'eau, il est indispensable, en ce qui concerne les mesures de suivi, de proposer plusieurs points de conformité et points de contrôle, particulièrement dans les cas de pollutions de grande ampleur qui peuvent avoir de multiples impacts en aval.

2.1.4 Base d'évaluation et scénarios

Les concepts relatifs aux bases et scénarios d'évaluation sont développés dans la partie A du guide.

Pour les risques relatifs aux eaux souterraines, ces concepts sont essentiellement liés à la configuration du site. En particulier, il appartiendra à l'expert d'évaluer les modifications de configuration relatives à la présence de revêtements de surface étanches (telle la présence de dalle de béton) dans les scénarios actuels ou futurs, dans la mesure où celles-ci ont un impact sur l'infiltration efficace.

2.1.5 Modèle conceptuel du site pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines

Le **Modèle conceptuel du site** (MCS) est défini dans le glossaire général à l'ensemble des guides. Dans le cadre d'une évaluation des risques pour les eaux souterraines, le Modèle conceptuel du site doit préciser les relations existantes ou potentielles entre :

- la ou les sources de pollutions ;

¹⁴ sauf à démontrer que le suivi de la dispersion peut être valablement assuré par le recours à un seul point de contrôle

¹⁵ Modélisation de la cible vers la source au lieu d'une modélisation de la source vers la cible.

- le ou les différents vecteurs de transfert (sol, eaux souterraines, eaux de surface, air, poussière,...) ;
- la ou les **voies d'exposition** (inhalation, ingestion, contact dermique,...) ;
- le ou les processus de transfert (lessivage, ruissellement, « dispersion », etc.) et le ou les comportements des polluants (sur la base des propriétés intrinsèques du polluant et des propriétés physico-chimiques du milieu de transfert) ;
- la ou les cibles à protéger : récepteurs physiques ou environnementaux, êtres vivants (homme, faune, flore) ou non (eau et bâtiments) soumis à un risque.

Une présentation détaillée du Modèle Conceptuel du Site est donnée à la section 5.2.1.

2.1.6 Modèle conceptuel du site standard

Un Modèle conceptuel du site standard a été développé pour l'élaboration des valeurs limites dans les sols (VS_N et VI_N) préventives des risques de lessivage et de « dispersion » et utilisées pour la fixation des Valeurs seuil du « décret sols ». Le Modèle Conceptuel du Site (MCS) standard est détaillé à l'**annexe C-1**.

2.1.7 Concentration représentative

Le concept de **concentration représentative** est défini dans le glossaire général à l'ensemble des guides et a été introduit dans la partie A (section 3) du guide. Pour les applications de l'ER-N, les lignes directrices suivantes doivent être considérées :

- Lorsque la source considérée dans l'évaluation d'une chaîne S-T-C donnée (que l'on s'adresse au processus de transfert vertical ou horizontal) est une tache de pollution ou un panache dissous : la concentration représentative sera, par défaut, la concentration maximale observée dans la tache ou dans le panache. La prise en compte d'un autre descripteur statistique (par exemple, une concentration moyenne, ou une concentration moyenne pondérée en fonction de la surface ou des volumes déduite d'un travail d'interpolation géostatistique (lorsque les taches ou les panaches font état de gradients de concentration) ou la prise en considération de plusieurs valeurs (par exemple une valeur pour un choix réaliste et une valeur pour un choix conservateur) sont d'autres options possibles. Si une autre option que la concentration maximale est retenue, elle sera justifiée par l'expert.
- Lorsque la source considérée dans l'évaluation d'une chaîne S-T-C donnée (lorsque l'on s'adresse au processus de transfert vertical : module lessivage) est une pollution non distribuée par taches (zones de **remblais** pollués), on se référera aux descripteurs définis au Tableau 5 du GREC (section 2.2.2.B.). On retiendra parallèlement une valeur représentative du centre de la distribution statistique et une valeur représentative des concentrations extrêmes.

De ces deux valeurs, qui seront chacune testée et comparées dans l'application des méthodes (ESR-N ou EDR-N), il appartiendra à l'expert de préciser en fonction du contexte celle qu'il y a lieu de retenir pour évaluer si la situation répond au critère de « menace grave ». En tant que règle générale, pour les zones de remblais pollués qui ont été caractérisées en respectant les prescriptions formulées à la section 2.2.2.B3 du GREC, on pourra valablement se référer aux valeurs représentatives du centre de la distribution.

- Lorsque la source considérée dans l'évaluation d'une chaîne S-T-C donnée (lorsque l'on s'adresse au processus de transfert vertical : module lessivage) est une situation mixte, non tranchée entre les deux cas de figure ci-dessus (par exemple plusieurs taches de pollution non

clairement individualisables et éventuellement superposées à de la pollution des remblais) les concentrations représentatives seront déduites par jugement en se référant à l'esprit des règles ci-dessus.

- Dans tous les cas, il appartiendra également à l'expert de qualifier son choix, eu égard à la situation analysée, en tant que « choix réaliste » ou « choix conservateur », ce choix étant appelé à être considéré au final, dans le cadre du travail d'interprétation générale des résultats, pour la prise de décision finale en matière d'acceptation du risque.

2.2 Valeurs limites pour les eaux souterraines (VS_{nappe} et VI_{nappe}) et les sols ($VS_{N_{aj}}$, $VI_{N_{aj}}$) et CBR_N

Des valeurs limites de concentration pour la partie non saturée du sol (VS_N et VI_N) et pour l'eau souterraine (VS_{nappe} et VI_{nappe}) sont proposées (**annexe C-1**) en tant qu'outils de palier 1 pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.

Toutefois, la méthodologie pour l'évaluation des risques – basée sur une approche par paliers – permet à l'expert, lorsqu'il le juge nécessaire, de faire appel à des outils d'évaluation plus discriminants des risques pour les eaux souterraines. Cette démarche peut l'amener à proposer, **sur une base motivée**, des objectifs d'assainissement différents des valeurs limites retenues par défaut.

Il importe donc de noter que ces valeurs limites de concentration par défaut ne s'imposent pas nécessairement comme des objectifs d'assainissement.

2.2.1 Portée de VS_{nappe}

La valeur seuil pour les eaux souterraines VS_{nappe} – c'est-à-dire la **valeur seuil** (VS) pour les eaux souterraines reprise à l'annexe 1 du « décret sols » et exprimée en $\mu\text{g/l}$ – est une concentration en polluant dans les eaux souterraines dont le dépassement constitue un des éléments déclencheurs¹⁶ de l'étude de caractérisation. D'une façon générale, la valeur de concentration VS_{nappe} sera considérée comme l'objectif de qualité par défaut d'une nappe exploitable, en l'absence de normes plus pertinentes (section 2.1.2).

Sur le plan de leur signification, il importe de noter que les valeurs de VS_{nappe} ont été fixées sur la base d'un ensemble de critères traduisant le caractère d'eau « aisément potabilisable »¹⁷. L'objectif visant à respecter la valeur limite VS_{nappe} peut, dès lors, ne pas toujours s'avérer comme étant le plus pertinent (par exemple, en cas de présence d'une nappe qualifiée ou qualifiable de « non exploitable » (section 2.3.1).

Quels ont été les critères retenus pour la définition de VS_{nappe} ?



- Les valeurs paramétriques (directive européenne 98/83/CE), transposées dans l'arrêté du Gouvernement wallon du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux **eaux destinées à la consommation humaine**, abrogeant également l'arrêté de l'Exécutif régional wallon du 20 juillet 1989 relatif à la qualité de l'eau distribuée par réseau définissant les concentrations maximales admissibles.
- Les valeurs guides (OMS et Joint Expert Committee on Food Additives).
- Ou, à défaut d'un critère existant, une valeur calculée sur la base de la méthodologie de l'OMS en considérant – pour les polluants à **effets à seuil** – qu'une fraction (en règle générale 10 %) d'une Valeur toxicologique de référence est allouée à la consommation quotidienne de 2 l d'eau de boisson par un adulte pesant 60 kg ; pour les polluants à effets sans seuil, la valeur correspond à un risque additionnel de cancer de 1 pour 100.000 personnes.
- D'autres critères provenant de la littérature scientifique spécialisée (prise en compte de la coloration de l'eau, du dépassement de seuils organoleptiques, de critères d'écotoxicité).

Les règles et principes d'établissement de ces valeurs sont détaillés en **annexe C-1**.

16 L'autre élément déclencheur étant le dépassement des Valeurs seuil établies pour le sol et reprises dans le décret sol. La VS_{nappe} peut être pondérée par les valeurs de fond ou remplacées par des Valeurs particulières.

17 Dans le décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'environnement constituant le Code de l'eau, « l'eau potabilisable » est définie comme « toute eau souterraine ou de surface qui, naturellement ou après un traitement approprié physico-chimique ou microbiologique, est destinée à être distribuée pour être bue sans danger pour la santé ».

On veillera à ne pas confondre les Valeurs seuil définies pour l'eau souterraine dans le « décret sols » et les Valeurs seuil issues de la directive-cadre sur l'eau, reprises dans le Code de l'eau

Les Valeurs seuil pour les eaux souterraines (VS_{nappe}) définies dans le « décret sols » n'ont pas la même signification que les Valeurs seuil de l'arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 modifiant le Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau et relatif à la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.

Il sera fait référence aux VS_{nappe} du « décret sols » :

- dans le cadre de l'interprétation des concentrations mesurées dans l'eau souterraine au droit et aux alentours immédiats d'un **terrain pollué** en termes de risque ;
- dans la perspective de fixer les obligations légales pour la gestion du terrain pollué.

Il sera fait référence aux Valeurs seuil de l'arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 dans le cadre de la prévention de la dégradation de la qualité de « masses d'eaux souterraines ». Les mesures ainsi proposées comprennent en particulier :

- des critères pour l'évaluation du bon état chimique des eaux souterraines ;
- des critères pour l'identification et l'inversion des tendances à la hausse significatives et durables, ainsi que pour la définition des points de départ des inversions de tendances.

Les Valeurs seuil de l'arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 pourront être considérées – parmi d'autres types de valeurs – lors de l'établissement des objectifs d'assainissement.

Les différences actuelles entre les valeurs du « décret sols » et celles de l'arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 se limitent aux substances suivantes :

Polluants	« Décret sols » (en $\mu\text{g/l}$)	Arrêté du Gouvernement wallon du 12 février 2009 (en $\mu\text{g/l}$)
Trichloroéthène	70	10
Tétrachloroéthène	40	10



2.2.2 Portée de VI_{nappe}

La Valeur d'Intervention VI_{nappe} – c'est-à-dire la **valeur d'intervention** (VI) pour les eaux souterraines reprise à l'annexe 1 du « décret sols » et exprimée en $\mu\text{g/l}$ – constitue un « outil » supplémentaire pour l'interprétation des concentrations en polluants dans les eaux souterraines en termes de risque. La Valeur d'intervention VI_{nappe} est une concentration en polluant dans les eaux souterraines correspondant à un niveau au-delà duquel une intervention est requise par le « décret sols », même

en l'absence d'une « menace grave ». L'intervention peut prendre la forme d'un assainissement, de mesures de suivi et/ou de sécurité.

La VI_{nappe} a été retenue comme objectif d'assainissement par défaut d'une nappe non-exploitable en limite aval du terrain.

Elle constitue également le critère considéré en limite de terrain dont le dépassement impose à l'expert de calculer la valeur spécifique dans le sol des risques de lessivage (CBR_N) pour prévenir les risques de « dispersion » significative hors du terrain.

Sur le plan de leur signification, les valeurs de VI_{nappe} englobent trois critères :

- un critère relatif à la santé humaine dont l'objectif est de traduire la notion de « risque excessif » exclusivement lié à l'utilisation d'eau souterraine à des fins de consommation ;
- un critère écotoxicologique dont l'objectif est d'éviter une dégradation sévère des écosystèmes aquatiques ;
- un critère relatif à la mobilité dont l'objectif est d'éviter la pollution de la parcelle voisine (via les eaux souterraines par « dispersion » de la pollution) ; l'établissement de ce critère se base sur une vision simplifiée des mécanismes susceptibles d'entrer en jeu (advection, adsorption/désorption, dispersion) et sur le Modèle conceptuel du site standard.

La valeur attribuée à VI_{nappe} a finalement été fixée à la concentration la plus contraignante parmi celles associées à ces trois critères.

2.2.3 Portée de VS_N

La Valeur seuil limitant les risques pour les eaux souterraines exploitables par lessivage (VS_N) (exprimée en mg/kg m.s.¹⁸) constitue un troisième « outil » pour l'interprétation des concentrations en polluants en termes de risque.

Les valeurs de la VS_N générique sont reprises à l'**annexe C-1**, tandis que l'**annexe C-2** fournit la méthode permettant d'ajuster ces valeurs en fonction des caractéristiques du sol, des propriétés hydrogéologiques de la nappe et des caractéristiques de distribution des concentrations en polluants selon la profondeur dans la zone **vadose** ($VS_{N \text{ ajustées}}$). En pratique, **l'ajustement de la VS_N est obligatoire et doit être réalisé au palier 1.**

Les valeurs attribuées à VS_N ont été obtenues par calcul en se référant à un **Modèle conceptuel de site standard** et à une vision simplifiée des mécanismes complexes – d'adsorption, de dilution, de transfert – déterminants quant à la relation entre la présence de polluants dans le sol et la présence de ces mêmes polluants dans l'eau souterraine, au droit et en aval de la source de pollution.

L'ajustement de la VS_N (VS_N ajustée) permet de tenir compte des conditions spécifiques de chaque terrain. Les tableaux de synthèse de l'**annexe C-2** reprennent chaque paramètre avec leur valeur par défaut et les modalités d'ajustement ou, le cas échéant, les valeurs d'ajustement possibles.

Conceptuellement, le respect des $VS_{N \text{ ajustées}}$ dans le sol garantit théoriquement le non-dépassement, même à long terme, des Valeurs Seuil pour les eaux souterraines VS_{nappe} (section 2.2.1) sous-jacentes et donc l'absence de « menace grave » lorsque la VS_{nappe} est le critère de qualité retenu pour les eaux souterraines. Elles peuvent donc être utilisées comme critères de « menace grave » pour les nappes

¹⁸ Par « mg/kg m.s. », on entend « mg/kg de matière sèche ».

exploitables dans l'évaluation des risques de lessivage au niveau du palier 1, pour autant que les hypothèses simplificatrices du modèle utilisé pour développer les VS_N / VS_N ajustées soient applicables (section 5.3.2.1).

Par ailleurs, comme mentionné dans la méthodologie (section 5.3), la valeur limite VS_N ajustée ne constitue pas nécessairement un critère pertinent de « menace grave » au niveau du palier 1 de l'évaluation des risques de lessivage là où les VS_{nappe} ne sont pas applicables. Spécifiquement, dans le cas des nappes non exploitables, la VI_N ajustée est proposée pour l'évaluation des risques de lessivage.

2.2.4 Portée de VI_N

De façon analogue à VS_N , des valeurs VI_N sont proposées à l'**annexe C-1** par calcul en se référant à un Modèle conceptuel de site standard. Les VI_N sont calculées suivant la même procédure que les VS_N , à partir des VI_{nappe} , et doivent également être ajustées au palier 1 pour fournir des VI_N ajustées. Pour rappel, les VI_{nappe} sont considérées non ajustables (section 2.2.2).

2.2.5 Portée de la CBR_N

Dans l'éventualité où la concentration représentative d'une pollution du sol au droit d'une nappe non exploitable dépasserait la valeur limite ajustée $VI_{N-aj.}$, il y a lieu de calculer une Concentration en polluant dans le sol non saturé Basée sur les Risques pour la Nappe (CBR_N , en mg/kg).

Cette concentration est fondée sur le principe d'assurer le respect d'un objectif de qualité au droit d'un point de conformité (section 2.1.3) donné en aval hydrogéologique de la pollution (par défaut, au stade ESR, on prendra la VI_{nappe} en limite de terrain). Elle s'établit par rétrocalcul (back-modelling) en deux étapes, comme schématisé ci-dessous.

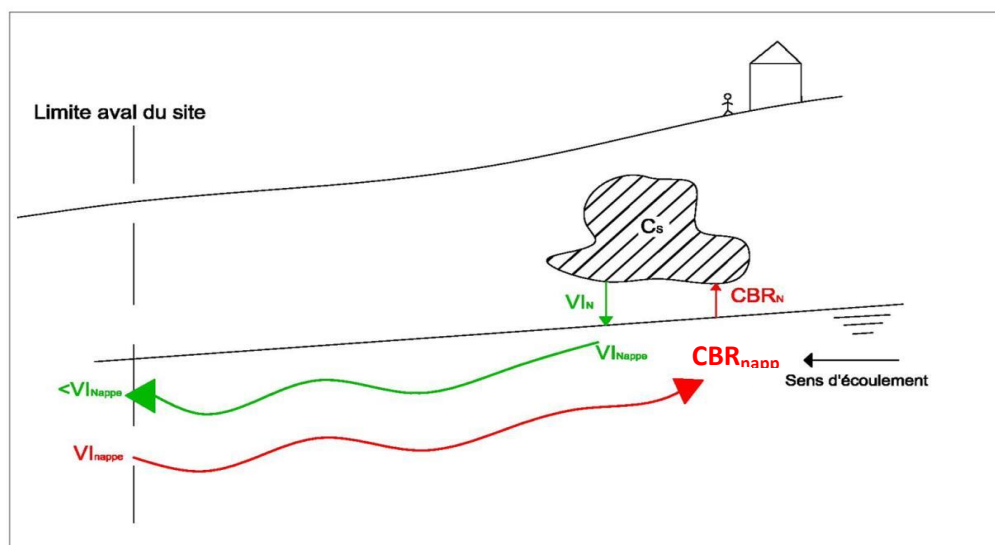


Figure 2- Principe de calcul des CBR_N au stade de l'ESR-N.

La première étape consiste à calculer la concentration basée sur les risques admissibles dans la nappe au droit de la pollution (notée CBR_{nappe} , en $\mu\text{g/L}$). Cette concentration doit prévenir les risques de « dispersion » du panache endéans 100 ans, compte tenu de la distance séparant la source de

pollution du point de conformité, et à l'aide des outils permettant de modéliser la « dispersion » du panache dans la nappe non exploitable.

La seconde étape consiste à calculer la concentration admissible dans le sol (CBR_N) de manière à respecter la concentration admissible dans la nappe (CBR_{nappe}) au droit de la pollution – et donc au point de conformité, sur base des équations qui ont permis d'ajuster les valeurs limites VI_{N-aj} .

Cette concentration doit, le cas échéant, être adaptée en fonction des risques du terrain qui seraient associés à la volatilisation des polluants (aspects « santé humaine » - partie B - GRER). L'expert vérifie donc que ces risques sont acceptables avant de valider le choix de la CBR_N .

Le calcul « en pratique » de la CBR_N est présenté en annexe C-7.

2.3 Concepts-clés liés aux notions hydrogéologiques

La méthodologie de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines fait également appel à un certain nombre de notions hydrogéologiques développées ci-après.

2.3.1 Nappe exploitable et non exploitable

La productivité en eau des formations géologiques est fortement conditionnée par leur perméabilité (ou conductivité hydraulique - K) dépendant de la nature, de la cohésion et de la structure de la formation dans laquelle cette eau est stockée et circule. Les références internationales pour la classification des potentialités aquifères d'une formation géologique, reprises par la carte hydrogéologique de Wallonie¹⁹, font état des termes suivants pour qualifier le caractère plus ou moins perméable des formations rocheuses :

- le terme « **aquifère** » désigne une formation suffisamment perméable et poreuse permettant d'exploiter des quantités appréciables d'eaux souterraines ; l'aquifère contient par définition une **nappe d'eau souterraine** (ou nappe aquifère), cette dernière étant constituée de l'eau qui circule dans l'aquifère. Les termes d'aquifère et de nappe ne sont donc pas synonymes : le premier désigne le contenant, le second le contenu ;
- le terme « **aquitard** » définit une formation semi-perméable dans laquelle l'écoulement se fait à une vitesse plus réduite que dans un aquifère ; son exploitation est possible, mais de capacité limitée ;
- le terme « **aquiclude** » correspond à une formation à caractère imperméable ; elle n'est économiquement pas exploitable. »

Bien que ces définitions soient assez subjectives, ces termes sont utilisés ici afin de renseigner, à une échelle régionale, sur le caractère globalement perméable, semi-perméable ou imperméable d'un ensemble de couches géologiques (**annexe C-3.3**). Ils donnent une idée du potentiel économique que représentent les différentes unités hydrogéologiques en termes d'exploitation. Cette classification se base principalement sur la description lithologique des formations géologiques disponibles, entre autres, dans les cartes géologiques²⁰.

¹⁹ Source : <http://environnement.wallonie.be/cartosig/cartehydrogeo/concepts.htm#I>

²⁰ Source : <http://geologie.wallonie.be>

La définition du caractère « exploitable » ou non d'une nappe d'eau est primordiale dans le cadre de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, car les principes de gestion des risques considérés sont distincts.

Or, dans la mesure où certains ouvrages de prise d'eau (notamment destinés à la distribution publique) sont répertoriés dans des formations dites aquitards ou aquicludes de la carte hydrogéologique, cette classification ne peut être utilisée comme référence pour déterminer le caractère exploitable ou non d'une nappe.

Dès lors, sont considérés comme nappes exploitables (dans le cadre de la gestion des risques) :

- Tous les terrains indurés (roche cohérente) saturés d'eau, indépendamment du débit pompé. Ce choix est motivé par l'existence avérée de nombreuses prises d'eau à usage de distribution publique au droit d'aquifère rocheux même peu productif (essentiellement les formations du Primaire au Sud du sillon Sambre et Meuse).
- Les terrains meubles saturés d'eau sur une épaisseur suffisante pour être « pompable », constituant une masse d'eau continue et pérenne et dont la perméabilité (K) est $> 10^{-7}$ m/s

Par conséquent, sont considérés comme nappes non-exploitables :

- Tous les remblais, les limons ainsi que les formations argileuses et/ou marneuses du Quaternaire, du Tertiaire ou du Secondaire;
- De manière plus générale, les formations saturées de trop faible épaisseur pour être « pompables », discontinues (par exemple, les zones saturées surmontant des lentilles argileuses), saisonnières, ou logées dans un terrain très peu perméable ($K < 10^{-7}$ m/s)

L'expert, moyennant une argumentation hydrogéologique étayée par des éléments probants, peut proposer de déclasser en "nappe non exploitable", une couche aquifère répondant a priori aux critères de nappe exploitable énoncés plus haut.

A l'inverse, si les investigations de l'expert révèlent la présence, à proximité du terrain étudié, de prises d'eau sollicitant une couche répondant a priori aux critères de nappe non exploitable cités plus haut, cette couche doit faire l'objet d'un reclassement en nappe exploitable.

L'expert est tenu de vérifier la présence ou l'absence d'ouvrage de prise d'eau dans des formations supposées a priori non-exploitables via la base de données 10-Sous de la Région Wallonne et, le cas échéant, via l'administration communale. Dans la mesure où aucune prise d'eau ne serait répertoriée ni dans la base de données 10-Sous ni à l'administration communale, il sera considéré - par défaut - qu'il n'y a pas de captage et par conséquent, qu'il n'y a pas de cible.

Seuls les ouvrages **déclarés** sont à prendre en considération. La présence sur un site d'une prise d'eau **non déclarée** ne constitue pas une cible.

2.3.2 Classification des nappes aquifères

La classification des nappes aquifères peut se faire selon différents critères dont les 2 principaux sont:

- La piézométrie (niveau d'eau) ;
- la lithologie et la fracturation.

Le critère piézométrique est utilisé pour différencier les *nappes libres* des *nappes captives* :

- dans une *nappe libre*, la surface piézométrique peut, en fonction des conditions climatiques et de la recharge de la nappe par les précipitations, fluctuer « librement » dans la formation aquifère considérée (la surface piézométrique est à pression atmosphérique) ;
- dans une *nappe captive*, la formation aquifère est surmontée d'une couche imperméable (aquiclude). Son niveau piézométrique s'équilibre systématiquement au-dessus du toit de la formation aquifère (voire supérieur à la cote altimétrique du sol, créant, si une connexion est établie (notamment par forage), un phénomène d'artésianisme) ;
- le terme *nappe semi-captive* est utilisé lorsque l'aquifère est surmonté d'une couche de plus faible perméabilité ou semi-perméable (aquitard). Ce terme est parfois retenu pour une nappe captive d'une couche à certains endroits ou par intermittence.

Le critère lithologique et structural (fracturation) permette de distinguer les nappes suivantes :

- *nappes de porosité de pores* : elles se trouvent dans les roches meubles (constituées de sables, de graviers, de galets...). La nappe des sables bruxelliens et la nappe des graviers d'origine alluviale de la Meuse en sont deux exemples ;
- *nappes de fissures* : nappes se trouvant dans les axes de fissures, fracturations, diaclases,... ouvertes des formations cohérentes. Par exemple, la fissuration puis l'altération des grès en sables au niveau des fissures entraînent la formation de nappes de fissures au sein des formations gréseuses.

Les nappes des formations calcaires, du fait de la dissolution des carbonates provoquant l'apparition de phénomènes karstiques, constituent des aquifères à grand potentiel d'exploitation. Les nappes de ces aquifères sont soumises à de hauts risques de pollution en présence de connexions directes entre la nappe et la surface et au sein même de l'aquifère ;

- *nappes mixtes* : ces nappes sont présentes dans des formations caractérisées par une porosité de pores et de fissures. La nappe des craies et les nappes de manteau d'altération en sont 2 exemples.

2.3.3 Nappe historiquement dégradée

On emploiera le terme « nappe historiquement dégradée » pour toute nappe ayant été polluée par plusieurs **activités** anthropiques polluantes sans qu'aucune de ces activités ne puisse être clairement identifiée comme responsable du niveau de pollution déterminé à l'amont du terrain étudié.

L'autorité compétente²¹ statue sur le caractère historiquement dégradé ou non d'une nappe, éventuellement sur proposition de l'expert dans son rapport de caractérisation et/ou d'étude de risque.

²¹ Il s'agit de la Direction générale opérationnelle (DGO3) Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (DGARNE) du Service public de Wallonie (SPW).

3. Introduction à la méthodologie générale

Pour rappel, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines consiste en une démarche se déclinant en deux paliers de complexité croissante :

- évaluation simplifiée des risques qui fait appel à des valeurs limites pour les risques de lessivage ou de « dispersion » (partie 1) ainsi qu'à des outils d'évaluation simples (partie 2).
Pour la partie 1 de l'ESR pour le lessivage, les valeurs limites auxquelles les concentrations du terrain sont comparées doivent faire l'objet d'un ajustement de sorte qu'elles correspondent aux spécificités du terrain ;
- évaluation détaillée des risques pouvant inclure une phase de modélisation.

Pour chacune de ces étapes sont spécifiés les règles et les objectifs de qualité à respecter en vue de se prononcer sur l'acceptation ou non des risques, et donc sur la présence ou non d'une « menace grave ».

Il est à noter que, si les données disponibles indiquent qu'il y a déjà « menace grave » pour les eaux souterraines (par exemple, impact mesurable au droit d'un captage ou critères additionnels relatifs à la menace grave – section 5.6.1. du GRER – partie A) ou qu'une cible est exposée à court terme de manière évidente à une « menace grave », l'expert devra juger si l'évaluation des risques reste pertinente. Elle pourrait en effet par exemple apporter des informations permettant de mieux cibler les mesures d'assainissement à entreprendre²² et/ou de préciser les risques encourus par les cibles dans la zone de « dispersion », de manière à déterminer l'urgence de l'assainissement et/ou les mesures de sécurité à mettre en œuvre.

Le passage du palier 1 au palier 2 est conditionné par un avis d'expert et peut notamment se fonder sur l'intérêt économique et environnemental de procéder à une étude plus détaillée. L'expert devra en effet apprécier si les coûts associés à la mise en œuvre de moyens techniques spécifiques supplémentaires requis pour l'EDR (réalisation de tests de lixiviation, tests de traçage, modélisation, etc.) sont justifiés ou non au regard de leur intérêt mesuré sur les plans :

- de la nécessité d'assainir (probabilité plus ou moins grande d'aboutir à un diagnostic moins contraignant au terme de l'EDR),
- en cas d'assainissement : d'une optimisation technique et financière que permettrait une vision plus nuancée et moins incertaine des risques par exemple par la réduction de la durée de l'assainissement ou l'augmentation de son efficacité.

L'expert doit évidemment tenir compte des conclusions des autres aspects de l'évaluation des risques (parties B et le cas échéant partie D). Si l'évaluation des risques pour la santé humaine conclut qu'un assainissement complet de la zone est requis et que cet assainissement éliminera les risques pour les eaux souterraines, il n'y a pas lieu de procéder à une évaluation des risques détaillée pour l'eau souterraine, sauf si elle est nécessaire pour préciser le degré d'urgence et/ou les mesures de sécurité nécessaires.

Lorsque l'expert conclut à l'absence de « menace grave » pour les eaux souterraines mais qu'il estime, d'une part, qu'une incertitude persiste quant à la robustesse de cette conclusion et, d'autre part, que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou des modélisations

²² Le lecteur pourra se référer à ce sujet au GRPA du CWBP.

complémentaires, alors il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude (assorti, éventuellement, de mesures de sécurité sur l'usage de l'eau).

L'expert veillera néanmoins à préciser et à motiver de manière détaillée en quoi il s'estime raisonnablement confiant dans la validité des hypothèses et des développements qui l'amènent à procéder de la sorte, afin, entre autres, qu'un tiers avis spécifique puisse, le cas échéant, être valablement prononcé.

On rappellera toutefois que si la VI_{nappe} est dépassée, le « décret sols » impose qu'une intervention soit entreprise, laquelle peut prendre la forme, le cas échéant simultanément, d'un assainissement, de **mesure de sécurité** et/ou de **mesure de suivi**.

De façon générale, la méthodologie est décrite pour les deux processus généraux pouvant conduire à un impact sur la qualité de l'eau souterraine : le lessivage et la « dispersion »²³. Les deux processus sont évalués séparément pour les raisons suivantes :

- ils font appel à des outils qui peuvent être différents ;
- en vertu du principe de préservation de la qualité de la nappe, des objectifs de qualité spécifiques à la nappe en tant que milieu récepteur sont pris en compte dans le cadre de l'évaluation du lessivage. En effet, mieux vaut prévenir, si possible, un lessivage à la source que d'intervenir en aval pour protéger un récepteur ;
- la mise en évidence de la contribution du lessivage à la « dispersion » des polluants fournit une information importante dans le cadre de la prise de décision concernant un assainissement éventuel de la zone non-saturée et/ou saturée.

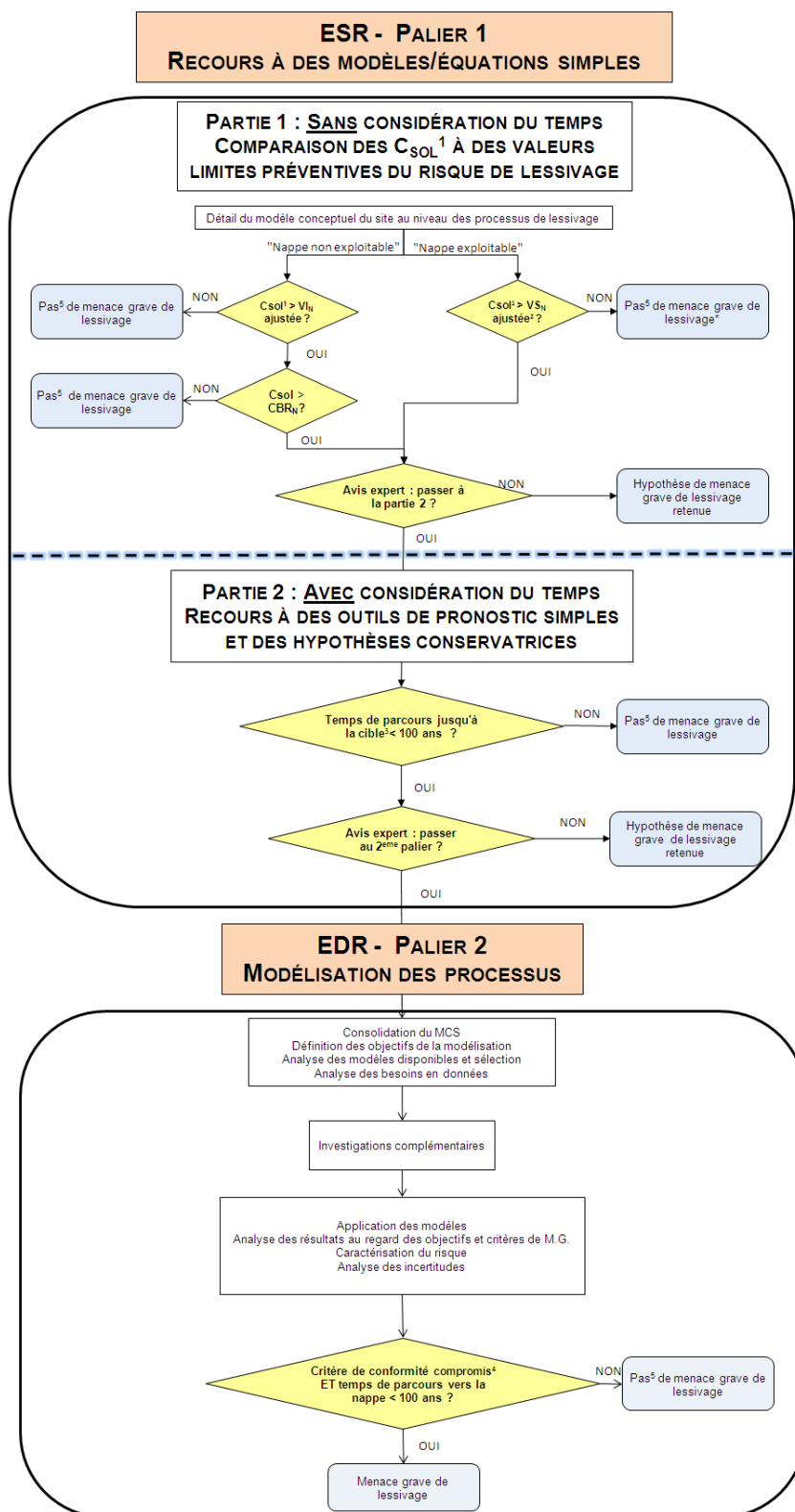
Les logigrammes repris aux figures 3 et 4 ci-après illustrent la méthodologie générale d'évaluation des risques pour les eaux souterraines respectivement pour les modules lessivage (estimation des risques de lessivage des polluants du sol et d'impact sur la qualité de l'eau souterraine) et « dispersion » (estimation du risque de déplacement des polluants existant – ou qui arriveront par lessivage – au niveau de la zone saturée et d'impact sur une cible donnée). Les logigrammes présentent les étapes de raisonnement qui sont proposées par défaut, d'une façon générale, pour la conduite de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.

L'expert garde à tout moment la possibilité de déroger à ces étapes pour autant qu'il présente une argumentation motivée sur les raisons qui le conduisent à ce choix.

Les logigrammes méthodologiques sont décrits en détail au chapitre 5. Les outils auxquels ils font appel sont présentés sous forme de tableau récapitulatif au chapitre 4 et présentés en détail (hormis les outils couramment disponibles dans la littérature scientifique, sur Internet ou auprès de sociétés commerciales) dans les annexes de ce cahier.

²³ Les mécanismes principaux de « dispersion » des polluants sont l'*advection* et la *dispersion hydrodynamique* des polluants au sein de la nappe. A noter que le module nommé « dispersion » considère l'ensemble des mécanismes qui interviennent potentiellement dans le transport des polluants et non strictement les mécanismes de dispersion. Par contre, la diffusion moléculaire est négligée.

Figure 3- Logigramme méthodologique général pour le module lessivage



Remarques

* Mesure de suivi avec le cas échéant mesure de sécurité pour l'usage de l'eau

¹ C_{sol} = concentration représentative dans le sol sur le terrain

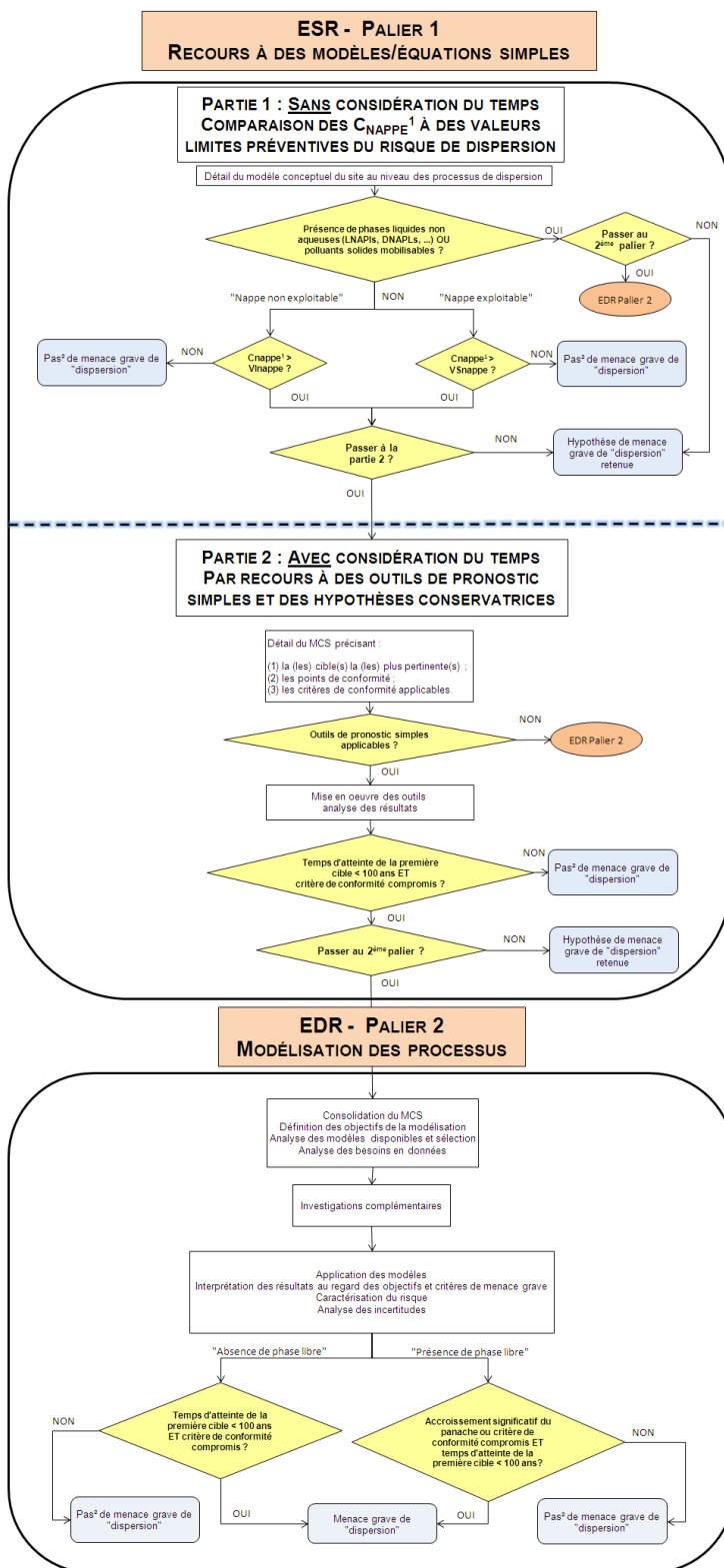
² Avec valeur minimale = VS du décret sols

³ Cible = nappe si elle est exploitable OU la limite aval du terrain, à défaut d'autres cibles, si la nappe est non exploitable

⁴ Par défaut, pour une nappe exploitable : VSnappe au droit de la contamination pour une nappe non exploitable : Vnappe en limite aval du terrain ;

⁵ Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

Figure 4 – Logigramme méthodologique pour le module « dispersion »



Remarques

¹ C_{nappe} = concentration représentative dans la nappe sur le terrain.

² Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de dispersion persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de dispersion.

4. Outils pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines

4.1 Introduction générale

Comme déjà expliqué, la méthodologie pour l'évaluation des risques est basée sur une approche par paliers de complexité croissante permettant à chaque palier (ou partie de palier) de conclure à la présence ou l'absence de « menace grave » ou bien de poursuivre l'évaluation avec des outils plus discriminants des risques évalués (lessivage ou « dispersion »).

L'expert dispose ainsi de la possibilité d'approfondir son évaluation des risques en fonction du degré de complexité du site étudié et des enjeux qui y sont liés, dans le respect du principe de proportionnalité entre les moyens mis en œuvre et les problèmes à résoudre.

Afin de baliser cette démarche avec des outils appropriés à chaque étape de la méthodologie, le guide propose ci-dessous un tableau de synthèse des outils recommandés pour l'acquisition des paramètres nécessaires à l'établissement du Modèle Conceptuel du site, pour l'ajustement des valeurs limites et/ou pour l'élaboration d'un modèle numérique.

Lors de l'ajustement des VS_N / VI_N , l'expert utilise dans la mesure du possible les paramètres issus des données de terrain pour lesquels les outils sont présentés dans le tableau ci-dessous. Toutefois, tous les paramètres ne doivent pas nécessairement être ajustés sur base des données de terrain, notamment lorsque les coûts d'acquisition de ces données sont excessifs par rapport au problème posé. Dans ce cas, l'expert se référera aux paramètres par défaut proposé au tableau de l'**annexe C-2** et aux modalités d'application du GRER-V02 qui précisent les paramètres minimum devant être encodés dans l'outil ESR.

4.2 Tableau de synthèse

	Tâches	Sous-tâches	Justification	Annexe	Critères à respecter	Paramètres à déterminer (1)	Paramètres à déterminer (2)	Outils	Annexe "outils"	Palier 1	Palier 2	
Module Risque de lessivage	Interprétation des concentrations dans le sol	(1) Evaluation du potentiel de lessivage par comparaison des concentrations dans le sol aux objectifs de qualité pour le sol	Modèle conceptuel de la $VS_{Najustée}$ applicable (pas de voies de migration préférentielles, écoulement triphasiques, etc.)	1 et 2	Objectif de qualité pour le sol: $VS_{Najustée}$ ou $VI_{Najustée}$ (voir texte)	Concentration (représentative) en polluant dans le sol C_s (mg/kg)		Mesure <i>in situ</i>	-	X	X	
						Facteur de partition sol lixiviat K_{SW} ajusté	Coefficient de partage sol / lixiviat $K_{D\ corr}$ (l/g)	Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X		
							Coefficient de partage sol / lixiviat $K_{D\ corr}$ (l/g) (mesure ou calcul en fonction du facteur de retard)	Test de lessivage in situ ou en laboratoire		X	X	
							Porosité efficace n_{eff} , densité apparente à l'état sec de l'aquifère ρ_b (g/l)	Données lithostratigraphiques issues des logs de forage, valeurs issues de la littérature	3.6	X		
							Porosité efficace n_{eff}	Mesure en laboratoire			X	
							Densité apparente à l'état sec de l'aquifère ρ_b (g/l)	Mesure en laboratoire			X	
						Facteur de redistribution massique dans la vadose F_v ajusté	Epaisseur de la vadose contaminée d_{VC} (m)	Données de carottages	-	X		
						Facteur de dilution ajusté FD ajusté	Conductivité hydraulique saturée K (m/s)	Formation géologique de référence	3.3	X		
								Essai de perméabilité <i>in situ</i> ou essai de pompage			X	
							Gradient hydraulique ΔH (m/m), Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain L (m)	Carte piézométrique locale	-	X		
							Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain L (m)	Données relatives à la géométrie de la source de pollution	-	X		
							Infiltration efficace I (mm/an)	Formation géologique de référence	3.4	X		
							Bilan hydrologique			X		
							Dispersivité longitudinale α_x (m)	Relation $\alpha_x = 0,1.L^1$	-	X		
							Dispersivité verticale α_z (m)	Relation $\alpha_z = 0,056.\alpha_x^2$	-	X		
							Dispersivité verticale α_z (m) (déduite à partir de la valeur de dispersivité longitudinale α_x ou transversale α_y) ²	Essai de traçage	3.2		X	
							Epaisseur de l'aquifère d_a (m)	Log de forage	-	X		
							D_{zm}	Conductivité hydraulique saturée K (m/s)	Formation géologique de référence	3.3	X	
								Essai de perméabilité <i>in situ</i> ou essai de pompage			X	
		Gradient hydraulique ΔH (m/m), Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain L (m)	Carte piézométrique locale	-	X							
		Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain L (m)	Données relatives à la géométrie de la source de pollution (étude de caractérisation)	-	X							
		Infiltration efficace I (mm/an)	Formation géologique de référence	3.4	X							
		Bilan hydrologique			X							
	(2) Evaluation du potentiel de lessivage par comparaison des concentrations attendues dans l'eau aux objectifs de qualité pour l'eau	Recours à la modélisation nécessaire	4	Objectif de qualité pour les eaux souterraines VS_{nappe} (nappe exploitable) ou VI_{nappe} (nappe non-exploitable ou exploitable sous conditions)	Concentration en polluant future dans l'eau au droit de la source C_{nappe} (µg/l)			Modèle analytique ou numérique du transfert d'un polluant déterminé dans la vadose	4		X	
		(1) Résolution analytique de l'équation $t = d_{VC}.\theta_v.R_t / I^3$	Recours à des équations simples	5	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit du front de polluant au sein de la zone non saturée t (s)		Infiltration efficace I (mm/an)	Formation géologique de référence	3.4	X	
								Bilan hydrologique			X	
	Teneur en eau volumique dans la vadose θ_v (-)							Données lithostratigraphiques issues des Log de forage, valeurs issues de la littérature		X		
	Facteur de retard R_t (mesure ou calcul en fonction de K_D)							Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X		
								Test de lessivage in situ ou en laboratoire		X	X	
	(2) Modélisation du transport en milieu poreux non saturé	Recours à la modélisation nécessaire	4	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit du front de polluant au sein de la zone non saturée t (s)				Modèle analytique ou numérique du transfert d'un polluant déterminé dans la vadose	4		X
	Evaluation du passage au 2eme palier	Evaluation de l'intérêt économique ou environnemental du passage au 2eme palier	Hypothèse de menace grave de lessivage envisageable à ce stade	-	-		Coût supposé d'une action directe		Avis d'expert	-	X	
							Coût supposé de l'EDR					
	1Relation référencée par Pickens and Grisak (1981), ASTM (1995), US-EPA (1986), Connor et al. (1997) 2Relation référencée par Gelhar & Axness (1981), US-EPA (1996) 3Relation référencée par Dragun (1988)											

Module Risque de dispersion													
	Tâches	Sous-tâches	Justification	Annexe	Critères à respecter	Paramètres à déterminer (1)		Paramètres à déterminer (2)		Outils	Annexe "outils"	Palier 1	Palier 2
	Interprétation des concentrations dans les eaux souterraines	(1) Sélection du périmètre d'étude	-	-	-	-		-		-	-	X	X
		(2) Examen de l'impact présent du panache	-	-	-	-		-		-	-	X	X
		(3) Comparaison des concentrations actuelles et futures dans les eaux souterraines aux critères normatifs		1	Objectif de qualité pour l'eau (VS _{nappe})	Concentration en polluant mesurée au sein de la nappe et concentration future résultant du lessivage, au droit de la source de pollution et concentration future résultant du lessivage C _{nappe} (µg/l)		Mesure <i>in situ</i> et comparaison de C _{nappe} avec VS _{nappe}		-	X		
		(4) Examen de la validité de l'équation de Domenico (1987)		6	Nombre de péclét Pe > 10	Nombre de péclét Pe "site specific"	Infiltration efficace I (mm/an)	Formation géologique de référence		3.4	X		
								Bilan hydrologique				X	
								Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et au point de conformité X _i = [0 - 30 m] (m)		Carte topographique, piézométrique locale	-	X	
								Dispersivité longitudinale α _x (m)		Relation α _x = 0,1.L ⁻¹	-	X	
		(5) Résolution de la solution analytique approximative de Domenico (1987) pour un panache à l'équilibre (pas de considération du temps)		2 + 6	Objectif de qualité pour les eaux souterraines VS _{nappe} ou en fonction des cibles présentes sous conditions	Concentration en polluant de la nappe au point de conformité C _x (µg/l)	Concentration en polluant mesurée au sein de la nappe et concentration future résultant du lessivage, au droit de la source de pollution C _{nappe} (µg/l)		Mesure <i>in situ</i>		-	X	X
							Facteur d'atténuation au sein de la nappe Fas	Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et au point de conformité X _i = [0 - 30 m] (m)	Carte topographique, piézométrique locale	-	X		
								Dispersivité longitudinale α _x (m)	Relation α _x = 0,1.L ⁻¹	-	X		
								Dispersivité transversale α _y (m)	Relation α _y = 0,33.α _x ²	-	X		
								Dispersivité verticale α _z (m)	Relation α _z = 0,056.α _x ²	-	X		
								Dispersivités longitudinale α _x , transversale α _y , verticale α _z (m) (déduite par calcul), porosité efficace n _{eff}	Essai de traçage	3.2		X	
								Constante de biodégradation λ (j. ⁻¹)	Données issues de la littérature scientifique	3.7	X		
								Epaisseur de la zone de mélange D _{zm} (m)	Voir l'annexe 2 traitant de l'ajustement de la VSN		X		
								Largeur du panache à la source S _w (m)	Données relatives à la géométrie de la source de pollution	-	X		
								Conductivité hydraulique saturée K (m/s)	Formation géologique de référence	3.3	X		
	Essai de perméabilité <i>in situ</i> ou essai de pompage								X				
	Gradient hydraulique ΔH (m/m)							Carte piézométrique locale	-	X			
	Porosité efficace n _{eff} , densité apparente à l'état sec de l'aquifère ρ _b (g/l)							Données lithostratigraphiques issues des Log de forage, valeurs issues de la littérature	3.6	X			
	Porosité efficace n _{eff}	Mesure en laboratoire		X									
	Densité apparente à l'état sec de l'aquifère ρ _b (g/l)	Mesure en laboratoire			X								
	Coefficient de partage sol / lixiviat K _{D corr} (l/g)	Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X									
	Facteur de retard R _f (calcul en fonction de K _D)			X									
	Coefficient de partage sol / lixiviat K _{D corr} (l/g) (mesure ou calcul en fonction de R _f)	Test de lessivage in situ ou laboratoire		X	X								
	Facteur de retard R _f (mesure ou calcul en fonction de K _{D corr})			X	X								
	(6) Modélisation du transport en milieu poreux saturé	Recours à la modélisation nécessaire	4	Objectif de qualité pour les eaux souterraines VS _{nappe} ou en fonction des cibles présentes sous conditions	Concentration en polluant au point de conformité C _x (µg/l)		Modèle analytique ou numérique du transfert d'un polluant déterminé en zone saturée		4		X		
	Evaluation du temps de parcours d'un polluant en zone saturée entre la source et la cible	(1) Résolution analytique de l'équation t = X _i .n _{eff} .R _f / K.ΔH ⁴	Recours à des équations simples	-	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit du polluant au sein de la zone saturée t _{min} (s)	Conductivité hydraulique saturée K (m/s)	Formation géologique de référence		3.3	X		
								Essai de perméabilité <i>in situ</i> ou essai de pompage				X	
							Gradient hydraulique ΔH (m/m)	Carte piézométrique locale	-	X			
							Porosité efficace n _{eff}	Données lithostratigraphiques issues des Log de forage, valeurs issues de la littérature	3.6	X			
							Porosité efficace n _{eff}	Mesure en laboratoire			X		
							Facteur de retard R _f (calcul en fonction de K _D)	Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X			
							Facteur de retard R _f (mesure ou calcul en fonction de K _D)	Test de lessivage in situ ou en laboratoire		X	X		
		(2) Estimation <i>in situ</i> du temps de transit		-	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit minimal du polluant au sein de la zone saturée t _{min} (s)	Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et au point de conformité X _i = [0 - 30 m] (m)	Carte topographique, piézométrique locale		-	X		
							Temps de transit minimal du pic de traceur t _{min traceur} (s)	Essai de traçage	3.2		X		
							Facteur de retard R _f (calcul en fonction de K _D)	Régressions linéaires, données issues de la littérature	3.1	X			
Facteur de retard R _f (mesure ou calcul en fonction de K _D)		Test de lessivage in situ ou laboratoire	X	X									
(3) Modélisation du transport en milieu poreux saturé basé sur		Recours à la modélisation nécessaire	4	Temps de transit < 100 ans	Temps de transit minimal du polluant au sein de la zone saturée t _{min} (s)		Modèle analytique ou numérique du transfert d'un polluant déterminé dans la zone saturée		4		X		
Evaluation de l'intérêt économique du passage au 2eme palier	Evaluation de l'intérêt économique du passage au 2eme palier	Hypothèse de menace grave de dispersion envisageable à ce stade	-	-	-	Coût supposé d'une action directe		Avis d'expert	-	X			
						Coût supposé de l'EDR							
						4 Relation basée sur l'équation de DARCY							

Exemple pour l'utilisation du tableau « tâches et outils »

Dans le cadre du module lessivage, une des tâches est définie par l'interprétation des concentrations en polluants dans le sol. Cette tâche se subdivise en deux sous-tâches à exécuter, une justification y est associée. Dans ce cas, l'expert doit :

- *ajuster VS_N ou VI_N , si les hypothèses du modèle général ayant servi au développement de la VS_N (absence de voies de migration préférentielles ou d'écoulement triphasique, etc.) sont applicables au terrain étudié²⁴ ;*
- *(2) modéliser le transport du polluant en milieu poreux non saturé, si le recours à la modélisation est nécessaire.*

Les sous-tâches s'articulent en fonction de leur numéro d'attribution et de leur intervention au palier 1 ou 2 de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines ; certaines sont reprises par une annexe qui décrit les fondements scientifiques qui leur sont propres.

Les « sous-tâches » impliquent que l'expert vérifie le respect de certains critères associés au calcul ou à la mesure de paramètres par des outils de niveau 1 dans un premier temps, puis par des outils de niveau 2 s'il juge nécessaire de passer à ce second palier de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines.

Dans le cadre de la « sous-tâche » (1), le critère « objectif de qualité pour le sol » devra être vérifié après :

- *ajustement du FAG, lequel fait intervenir divers paramètres/outils tels que le facteur de partition sol/eau K_d ou la conductivité hydraulique K ;*
- *mesure in situ de la concentration en polluant dans le sol C_s .*

*Dans le cadre de la détermination du paramètre « conductivité hydraulique K », un outil est proposé pour chaque niveau de palier et une référence à l'**annexe C-3.3** permet à l'expert de disposer des ressources scientifiques utiles à la détermination de ce paramètre.*

²⁴ Pour rappel, si les hypothèses du modèle conceptuel standard ne sont pas applicables, il appartient à l'expert de le justifier et de proposer, de manière motivée, une autre approche pour ce volet de l'évaluation des risques

4.3 Introduction aux outils et à leur sélection

Le tableau de synthèse des divers outils proposés pour la mise en œuvre de la méthodologie développée et présenté au point 4.2 ci-dessus, se compose de deux parties qui mettent en évidence la présentation des tâches/outils relatifs respectivement :

- au module lessivage ;
- au module « dispersion ».

Lien entre le tableau « tâches et outils » et les logigrammes présentant la méthodologie générale ou détaillée



On soulignera que ce tableau n'a pas pour premier objectif de présenter la méthodologie, déjà illustrée par les logigrammes, mais bien d'énoncer le contenu d'une « boîte à outils », **exemplative et non limitative**, utile à l'expert dans l'accomplissement d'une « tâche » (ou d'une « sous-tâche »).

Une organisation basée sur la méthodologie reprise par les logigrammes permet une meilleure structure de la « boîte à outils ».



Caractère indicatif et non contraignant relatif au tableau « tâches et outils »

L'expert a la latitude d'utiliser des outils différents que ceux proposés ou d'utiliser un outil préalablement conçu pour l'autre palier lorsqu'il peut motiver son choix.

Chaque partie s'articule de la façon décrite ci-après (dans le tableau, les onglets commentés ci-après se lisent en progressant de la gauche vers la droite).

Tâches

Les « tâches » se caractérisent par un regroupement générique des principales actions entreprises lors de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, communes à chaque palier.

Sous-tâches

Le cas échéant, une « tâche » se subdivise en « sous-tâches », lesquelles sont à activer par l'expert en fonction des spécificités de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines opérées (« justification »).

Les « sous-tâches » respectives sont hiérarchisées :

- selon un numéro (x) permettant de rendre compte de la démarche phasée propre aux logigrammes méthodologiques détaillés ;
- selon leur contribution à une démarche de palier 1 ou 2.

Certaines de ces « sous-tâches » sont propres à un seul palier, d'autres sont communes aux deux paliers. Les « sous-tâches » communes aux deux paliers font également intervenir des outils différents selon le palier considéré. Le cas échéant, une sous-tâche définit un ou plusieurs « critères à respecter ».

Justification

La « justification » peut être perçue, elle-même, comme une action à entreprendre par l'expert pour la considération d'une « sous-tâche ».

Une justification peut donc faire appel à certains « outils » repris dans le tableau, bien qu'ils ne soient pas directement définis.

Annexes

Le cas échéant, une référence à une « annexe » indique que des informations plus détaillées ou des références sont mises à la disposition de l'expert, de manière à préciser les modalités de réalisation de la « sous-tâche » et/ou de sa « justification ».

Critères à respecter

Le cas échéant, une sous-tâche définit un ou plusieurs « critères à respecter ».

Ces critères constituent les valeurs (concentration, temps, volume, flux limites...) conditionnant (logigrammes méthodologiques détaillés aux sections 5.3 et 5.4) :

- le passage d'une action à l'autre, du palier 1 jusqu'à la fin du palier 2, dont la finalité se traduit par la considération de l'existence d'une « menace grave » (cas de non-respect des critères) ;
- la conclusion, à toute étape de la méthodologie, de l'hypothèse d'absence d'une « menace grave » (cas de respect des critères).

Certaines « sous-tâches » ne font pas intervenir de critère particulier (par exemple, « évaluation de l'intérêt économique du passage au palier 2 »).

Paramètres à déterminer (1)

Paramètres à déterminer (2)

Les « paramètres à déterminer » constituent les données d'entrées des équations (ou des modèles utilisant les mêmes équations) qui régissent le modèle conceptuel, aussi bien pour le lessivage que pour la « dispersion ».

Ces paramètres s'articulent autour de deux dimensions : les « paramètres à déterminer (1) » font eux-mêmes intervenir des paramètres secondaires, soit les « paramètres à déterminer (2) ».

Chaque « paramètre (1) ou (2) » est associé à un ou plusieurs « outils ».

Outils

Différents outils sont proposés, se déclinant selon les objectifs relatifs au palier 1 ou au palier 2 de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines. Un rôle particulier est attribué à chaque outil, soit :

- la détermination d'un paramètre physico-chimique nécessaire à la vérification d'un critère de qualité des eaux souterraines ou du sol (par exemple, « concentration en polluant de la nappe au point de conformité ») ;
- l'accomplissement d'une sous-tâche relative au palier 1 ou 2 (par exemple, « évaluation de l'intérêt économique du passage au palier 2 par l'outil constitué d'un avis d'expert »).

Annexes

Le cas échéant, une « annexe » précise les modalités de détermination des « paramètres (1) ou (2) ».

Palier 1

Palier 2

Les colonnes « palier 1 » et « palier 2 » sont cochées selon la spécificité de chaque outil (utilisation dans le cadre de l'évaluation simplifiée des risques ou de l'évaluation détaillée des risques).

5. Méthodologie

5.1 Présentation des deux paliers de la procédure

Pour rappel, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines consiste en une démarche se déclinant en deux paliers de complexité croissante :

- évaluation simplifiée des risques (ESR-N – Palier 1) ;
- évaluation détaillée des risques (EDR-N – Palier 2).

Une présentation des contenus de chacun de ces deux paliers est donnée ci-dessous.

5.1.1 Evaluation Simplifiée des Risques (ESR-N)

L'évaluation simplifiée des risques fournit une évaluation des risques de lessivage ou de « dispersion » en 2 temps (partie 1 et 2) :

- La première partie procède par comparaison (sans considération du temps) à des valeurs limites qui correspondent à des concentrations préventives de ces risques. Il s'agit respectivement de la VS_N et VI_N pour les sols (risques de lessivage) et de la VS_{nappe} et VI_{nappe} pour les eaux souterraines (risques de « dispersion »).
On notera que pour les sols, ces valeurs limites doivent faire l'objet d'un ajustement aux paramètres du terrain ($VS_{N\text{ ajustées}}$ et $VI_{N\text{ ajustées}}$).
- La deuxième partie fait appel à des outils d'évaluation simples qui permettent, compte tenu d'un ensemble d'hypothèses simplificatrices conservatoires, d'appréhender le temps de transfert au sein de la zone vadose (module lessivage) ou au sein de la nappe (module « dispersion »).

L'évaluation simplifiée des risques est vivement recommandée pour délimiter le contenu de l'évaluation détaillée des risques (section 5.1.2.). Il est à noter que l'expert peut déroger et ne pas appliquer l'évaluation simplifiée des risques par le recours à des approches spécifiques, moyennant justifications.

De façon générale, le passage de l'évaluation simplifiée des risques à l'évaluation détaillée des risques est conditionné par un avis d'expert et peut notamment se fonder sur l'intérêt économique à procéder à une évaluation plus détaillée. Il s'agit d'apprécier si les coûts associés à la mise en œuvre de calculs (modélisation) et d'investigations spécifiques supplémentaires (tests de lixiviation, de traçage, etc.) sont justifiés ou non au regard des économies potentielles (en termes de coûts d'assainissement ou de gestion de la pollution) que permettrait une vision plus nuancée et réaliste des risques. Le cas échéant, il pourra être conclu qu'un assainissement, sans passer par une évaluation détaillée des risques, est une option plus avantageuse.

De façon générale également, la réalisation de l'ESR-N (prise dans son ensemble pour les aspects lessivage et « dispersion » et pour la réalisation des parties 1 et 2 de chaque module) procède selon les trois étapes logiques présentées dans la partie A du guide (section 5.4.1), à savoir :

- Etape 1 d'analyse préliminaire ;
- Etape 2 de comparaison des concentrations du « sol » et des eaux souterraines aux valeurs limites d'application (première partie de l'ESR-N) et, le cas échéant, de réalisation des tests à propos des temps de transfert (deuxième partie de l'ESR-N) ;
- Etape 3 d'interprétation des résultats, comprenant :
 - l'interprétation réalisée en vue de la déduction des conclusions opérationnelles de l'ESR-N, c'est-à-dire les conclusions quant à :
 - soit : l'acceptabilité du risque de lessivage et de « dispersion » (pas de « menace grave ») signifiant la fin de l'ER-N,
 - soit : le maintien de la « menace grave » à titre d'hypothèse, signifiant que l'ER-N doit être poursuivie par une EDR-N à moins qu'un assainissement ne soit directement réalisé ;
 - l'interprétation des tests de comparaison des concentrations du « sol » et des eaux souterraines aux valeurs limites de premier et de deuxième niveau (à l'instar, respectivement, des VS_N et VI_N) en vue de l'attribution des classes de risques : 1, 2 ou 3 , telles que décrites à la section 5.4.2 de la partie A du guide²⁵ (codification des résultats de l'ESR) ;
 - l'évaluation des mesures de sécurité et/ou de suivi éventuellement nécessaires pour couvrir les risques pour les eaux souterraines (cas où les conclusions opérationnelles sont qu'il n'y a pas de « menace grave » et autres cas où l'expert estime que des mesures de sécurité et/ou de suivi doivent être mises en place à titre conservatoire dans l'attente de la réalisation de l'EDR-N et de ses conclusions) ;

le cas échéant, dans les cas où les conclusions opérationnelles de l'ESR-N amènent l'expert à recommander de procéder directement aux travaux d'assainissement : la formulation des objectifs d'assainissement minimum permettant de supprimer la « menace grave » .

5.1.2 Evaluation Détaillée des Risques (EDR-N)

L'évaluation détaillée des risques met en œuvre des procédures plus complexes. Ces procédures peuvent faire appel à des données de caractérisation additionnelles ainsi qu'à des tests spécifiques (distingués selon les modules lessivage et « dispersion », tableau 1) qui permettront de décrire les processus plus précisément et de lever une partie des hypothèses conservatoires appliquées au palier 1. Dans la mesure où elle est rendue possible par une connaissance suffisamment détaillée des systèmes, grâce à l'**hydrogéologie** notamment, l'évaluation détaillée des risques inclura une phase de modélisation des processus. Celle-ci fournira une vision détaillée des évolutions probables des concentrations et des flux de polluants dans le temps et dans l'espace, permettant d'apprécier de façon nuancée si les critères définis de « menace grave » sont rencontrés ou sous quelles conditions ils pourraient l'être.

²⁵ à noter que la codification du risque avec distinction des situations relevant des classes 2 et 3 n'est pas obligatoire lorsque l'expert procède à l'ESR-N avec une approche spécifique ne faisant pas appel à des comparaisons des concentrations à des valeurs limites de 1^{er} et de 2^{ème} niveau.

L'expert portera un regard critique sur les résultats obtenus, notamment en évaluant (de façon quantitative ou qualitative) les incertitudes liées aux modélisations effectuées (incertitudes du modèle et celles associées aux données d'entrée), gardant à l'esprit qu'un modèle reste un outil d'aide à la décision.

5.2 Etapes communes aux évaluations des risques de lessivage et de « dispersion »

5.2.1 **Détail du modèle conceptuel du site**

Le Modèle conceptuel du site (MCS-N) est initié au stade de l'étude d'orientation et complété ou ajusté en fonction des investigations supplémentaires réalisées. Dans le cadre de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, l'expert développera les aspects du Modèle conceptuel du site pertinents pour les processus de lessivage et de « dispersion » et à l'évaluation de leur importance. Il précisera en particulier le contexte hydrogéologique et sa **vulnérabilité**, les objectifs de qualité à considérer pour chacune des cibles à protéger comme indiqué à la section 2.1.2, ainsi que les points de conformité pertinents et leur localisation.

Le tableau ci-dessous résume les éléments du Modèle conceptuel du site. A noter que le mot « source » fait ici référence à la zone de sol pollué susceptible d'être lessivée et d'impacter la qualité de la nappe, et non pas à la source historique de la pollution, comme dans le GREO.

La construction du Modèle conceptuel du site est la première étape de la modélisation des processus régissant le transfert et le comportement (par ex. les réactions de dégradation) des polluants. Cette construction s'effectue généralement de façon progressive et itérative (hypothèse, test, validation ou amélioration du Modèle conceptuel du site). Le Modèle conceptuel du site est ainsi amené à évoluer en fonction des investigations complémentaires réalisées. Il peut également servir comme outil d'aide à l'élaboration de stratégies d'échantillonnage complémentaires.

Il permettra, entre autres, de déduire les objectifs de qualité à considérer pour les différentes cibles à protéger (par exemple, respect d'une norme de potabilité à hauteur d'un captage d'eau potable) et, en fonction de la distribution actuelle observée de la pollution, les points de conformité pertinents ainsi que les éventuels points de contrôle.

Questions clés	Le Modèle conceptuel du site étape par étape
Quoi ?	Identification et description de la ou des sources de pollution : sur la base de l'historique des activités du terrain (activités sur terrain, identification des zones polluées) ; sur la base des propriétés (chimiques, toxicologiques, etc.) des polluants présents ; en distinguant les pollutions attribuables au terrain, les pollutions anthropiques ou d'origine naturelle ; en identifiant la présence de phases liquides non aqueuses et/ou de polluant sous forme de masse solide mobilisable en zone saturée.
Où ?	Identification et description des différents vecteurs de transfert : sol, eaux souterraines (au droit du site), eaux de surface.
Comment ?	Identification des voies d'exposition pertinentes : inhalation, ingestion, contact dermique,... Identification des processus de transfert pertinents : - lessivage : zone non saturée → eaux souterraines ; - « dispersion » : eaux souterraines → eaux de surface ou eaux souterraines ; - ruissellement : zone polluée → eaux de surface ou eaux souterraines
Pourquoi ?	Identification des cibles à protéger au droit du site : - populations exposées directement (par exemple via l'eau de baignade polluée) ou indirectement (via l'utilisation d'eau d'irrigation polluée ou l'inhalation de polluants volatils issus de l'eau souterraine) ; - eaux souterraines ou de surface : inventaire des captages d'eaux destinées à la consommation humaine et autres usages (piscicole, agricole, etc.) ; - écosystèmes particuliers (par exemple, les zones Natura 2000) ; - zones particulières : ○ zones d'eaux piscicoles (annexe VIII du Code de l'eau), ○ zones d'eaux potabilisables (annexe XVII du Code de l'eau), ○ zones d'eaux de baignade (définies dans l'arrêté du Gouvernement wallon du 14 mars 2008 modifiant le Livre II du Code de l'environnement contenant le Code de l'eau et relatif à la qualité des eaux de baignade).

Pour répondre à la question du « comment » et évaluer plus en détail les vecteurs de transfert, l'expert devra analyser les aspects suivants (liste non exhaustive), en fonction de leur pertinence dans le cadre de l'étude dont il est chargé :

- l'existence ou non de corrélations entre les polluants analysés et quantifiés au niveau du sol et des eaux souterraines (si l'étude de caractérisation n'a pas suffisamment étudié ces corrélations). En l'absence de corrélation, il y a lieu d'identifier si la pollution observée au

niveau des eaux souterraines est originaire de l'amont du terrain étudié ou de la partie de terrain étudiée. Il peut s'agir d'une ou de plusieurs autres sources ponctuelles ou de concentrations de fond (nappes historiquement dégradées, section 2.3.3) ;

- la présence de panaches et de gradients de concentrations au niveau des eaux souterraines. La taille et la forme d'un panache ainsi que le gradient de concentration peuvent fournir des indications au sujet de la « dispersion ». L'expert devra vérifier si la direction de migration suggérée par ce gradient est cohérente ou non avec la direction (présumée) de l'écoulement de l'eau indiquée par la piézométrie. S'il y a cohérence, le modèle conceptuel est simple, sinon il faut trouver une explication pour la divergence : impact d'un captage intermittent, présence d'une couche dense migrant par gravité (suivant éventuellement un pendage non concomitant avec la direction d'écoulement des eaux souterraines), présence d'une voie d'écoulement préférentielle localisée, données insuffisantes, etc. ;
- les conditions géochimiques de la nappe (pH, potentiel Redox, accepteurs d'électron, ...) et de la présence de produits de **biodégradation**. Ces éléments peuvent fournir des indications quant à l'importance de processus de dégradation biotique ou abiotique ;
- la présence de phase libre sous forme de couche flottante ou plongeante. Une phase libre peut être mise en évidence de manière directe ou indirecte comme indiqué dans le GREC ;
- les relations nappes-rivières, ainsi que les relations entre aquifères (par exemple phénomène de drainance) devront être spécifiées selon les niveaux piézométriques et les types de nappes rencontrées.

5.2.1.1 Sélection des polluants pertinents faisant l'objet de l'étude de risque

Seront considérés comme polluants pertinents et retenus dans le cadre de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, tous les polluants quantifiés dans les sols et les eaux souterraines dont les concentrations dans les sols dépassent la VS et/ou les concentrations dans l'eau souterraine, la VS_{nappe} . Ceci ne veut pas dire que l'expert peut ignorer les autres données disponibles, notamment la présence de produits de dégradation qui, même en concentrations inférieures aux VS ou VS_{nappe} , démontre l'existence du processus de dégradation. Il devra identifier les cas où une substance fille plus toxique que la substance mère pourrait être produite via des processus de dégradation et en tenir compte dans son évaluation des risques.

En l'absence de norme dans le « décret sols » concernant un polluant reconnu toxique pour l'homme et/ou dangereux pour l'environnement, l'expert proposera, dans son rapport, un critère équivalent à VS ou VS_{nappe} :

- soit issu d'une autre réglementation belge ou étrangère, moyennant justification ;
- soit en s'inspirant des procédures méthodologiques reprises aux **annexes C-1 et C-2**.

Le critère équivalent à VS ou VS_{nappe} est généralement sélectionné dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé.

L'expert pourra – moyennant justification et en tenant compte de la quantité et de la qualité des données disponibles – définir des concentrations représentatives pour chaque tache sur la base desquelles les risques seront évalués. Les concentrations représentatives retenues par défaut sont présentées au chapitre 2.1.7 ci-dessus.

L'étude sera souvent réalisée substance par substance, si les substances considérées ne sont pas susceptibles d'interagir de manière à impacter le lessivage et/ou la « dispersion » (par exemple, la

présence de solvants peut augmenter la mobilité d'une huile minérale), car certains modèles ne sont appropriés que pour certains polluants (par exemple, BIOCHLOR a été élaboré pour les solvants chlorés).

5.2.1.2 Définition de la « zone de dispersion », identification des zones d'analyse et établissement des concentrations représentatives

Sur la base du Modèle conceptuel du site, l'expert pourra sélectionner et définir la « zone de dispersion » en se basant sur les processus de lessivage et de « dispersion ».

La « zone de dispersion » se définit comme étant l'aire géographique prise en considération dans le cadre de l'étude de risque, à l'intérieur de laquelle la source de pollution (dans le sol et/ou les eaux souterraines) a, ou est susceptible d'avoir endéans 100 ans, un impact sur une ou plusieurs cibles données²⁶. Il est donc tout à fait possible qu'une « zone de dispersion » s'étende au-delà des limites du terrain initialement désigné pour la réalisation de l'étude d'orientation (cf. concept de « site » défini dans le glossaire).

La « zone de dispersion » sera établie en tenant compte, notamment :

- de la localisation de la pollution (limitée au sol ou déjà présente dans les eaux souterraines) ;
- de la nature des polluants (polluants miscibles ou formant des couches denses peu mobiles) ;
- de l'existence et de la localisation de cibles particulières à protéger (présence d'une nappe exploitable au droit du terrain, etc.) ;
- de la localisation des points de conformité où les objectifs de qualité doivent être respectés ;
- du contexte hydrogéologique et du type d'aquifère (aquifère poreux aux propriétés hydrodynamiques relativement homogènes ; aquifère fissuré ou de type karstique dans lequel la « dispersion » de polluants est plus hétérogène).

Généralement, la « zone de dispersion » englobera les taches de pollution/zones de remblais pollués²⁷ et les zones en aval de celles-ci où une ou plusieurs cibles sont susceptibles d'être atteintes (concept de **zone récepteur** (ou zone cible), cf. partie A, section 3.4). Une parcelle contigüe en aval d'un terrain pollué constituant un récepteur, la « zone de dispersion » s'étendra toujours au minimum jusqu'à la limite aval du terrain. Si d'autres cibles, caractérisées par des critères de qualité plus sensibles que ceux de la propriété voisine, se trouvent plus loin en aval et sont susceptibles d'être impactées endéans les 100 ans, alors l'expert étendra la « zone de dispersion » plus loin en aval, de manière à englober ces cibles plus sensibles.

L'expert peut réaliser son évaluation des risques pour les eaux souterraines :

²⁶ La zone de dispersion se différencie de la tache et du panache de contamination qui correspondent à l'extension AVEREE de la pollution respectivement dans le sol et les eaux souterraines. Une tache et un panache de contamination sont donc définis en un moment donné (celui de l'étude de caractérisation), indépendamment de la présence ou non d'une cible.

²⁷ A noter que si, au cours de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, il peut être démontré – par exemple, par le biais d'investigations complémentaires réalisées au cours de l'évaluation détaillée des risques – que la pollution du sol susceptible de présenter un risque de lessivage est plus étendue que ce qui était prévu initialement, la zone de dispersion sera élargie en conséquence.

- tache de pollution par tache de pollution (ou zone de remblai polluée par zone de remblai polluée) en considérant éventuellement des sous-zones d'analyse spécifiques à chaque tache/zone de remblai polluée s'il le souhaite (par exemple pour prendre en compte l'existence d'une dalle de béton, déterminant un **scénario potentiel** lié à la configuration du terrain, cf.2.1.4.). Cependant, si les mêmes polluants se retrouvent dans plusieurs taches/zones de remblai polluées, il devra évaluer, pour chaque substance, l'impact combiné des différentes taches/zones polluées au point de conformité et le comparer à l'objectif de qualité correspondant. Les taches/zones polluées faisant l'objet de l'évaluation des risques concernent aussi bien celles relatives aux produits mères qu'aux produits filles, issus du processus de dégradation ;
- cible par cible en considérant, pour chaque substance, l'ensemble des taches qui peuvent l'impacter et en prenant en compte les interactions possibles entre substances influençant le lessivage et/ou la « dispersion » (par exemple, la présence de solvants peut augmenter la mobilité d'une huile minérale ; la présence concomitante de différents produits/composés chlorés influence leur solubilité respective ;...).

De la stratégie adoptée (source par source ou cible par cible), l'expert déduira les unités spatiales d'analyse prises en compte dans l'ER. Ces unités d'analyse pourront être établies de façon préliminaire dans le cadre de l'ESR-N et être modifiées ou ajustées ensuite, en parallèle avec le travail d'ajustement éventuel du MCS-N, dans l'étape d'analyse préliminaire à la mise en œuvre des méthodes de l'EDR.

5.3 Module lessivage

5.3.1 Objectifs, stratégie et lignes méthodologiques générales

Dans le cas où un polluant présenterait une concentration supérieure à la VS du « décret sols » au niveau des sols non saturés – que les eaux souterraines au droit du terrain soient ou non déjà impactées – l'évaluation des risques pour les eaux souterraines a pour objectif de vérifier, avec des outils simples (au stade de l'évaluation simplifiée des risques) ou plus complexes (au stade de l'évaluation détaillée des risques), si le ou les polluants présents dans la zone non saturée sont susceptibles d'être entraînés par lessivage endéans un laps de temps fixé et de produire, au droit de la zone polluée (cas des nappes exploitables) ou en limite aval du terrain (cas des nappes non exploitables), un impact significatif sur les eaux souterraines. Dans le cadre de cette évaluation, il n'est pas tenu compte des concentrations existant au niveau de la nappe, seulement de l'impact futur associé à la charge polluante lessivable présente en zone non saturée.

Dans les 2 cas (nappes exploitables ou non exploitables), l'évaluation des risques procède comme suit :

- Dans un premier temps, il s'agit de comparer les concentrations dans le sol à des valeurs limites de références préventives des risques de lessivage ;
- Dans un second temps, il s'agit d'évaluer le délai dans lequel l'impact sur la cible peut avoir lieu.

Dans le cas d'une nappe exploitable, la nappe est considérée comme une cible et l'évaluation du risque de lessivage tient compte de l'impact de la pollution du sol sur la qualité des eaux souterraines sous-jacentes.

Dans ce cas, par défaut, l'impact est considéré relativement à l'objectif visant à préserver le potentiel de la nappe à produire de l'eau potable. Il y a risque d'impact significatif (et donc « menace grave » de lessivage) si, simultanément :

- le critère de qualité dans l'eau souterraine (VS_{nappe}) est compromis (ou susceptible d'être compromis) – cfr partie B - section 4.2.2.1 et note de bas de page ,
- l'impact a lieu endéans un intervalle de temps de 100 ans,
- l'impact a lieu **au droit** de la tache de pollution,
- l'impact concerne un volume de sol saturé de minimum 100 m³ (critère d'impact significatif) – partie A, section 5.6.1.-.

Comme indiqué à la section 2.2.3, le respect de la VS_N ajustée dans la zone non saturée correspond au respect de la VS_{nappe} dans les eaux souterraines si les hypothèses du modèle $VS_N/VS_{Najustée}$ sont satisfaites. La VS_N ajustée peut alors servir d'objectif de qualité au niveau des sols et représente ainsi un outil pour l'évaluation simplifiée des risques de lessivage.

Cette évaluation est réalisée même si la nappe est déjà impactée, de manière à quantifier la pollution supplémentaire contribuant à la dégradation de la qualité de la nappe par le lessivage des sols non saturés.

En l'absence de norme VS_{nappe} dans le « décret sols » (annexe 1) pour un polluant reconnu toxique pour l'homme et/ou dangereux pour l'environnement, l'expert proposera à l'autorité compétente un critère équivalent, en s'inspirant des procédures méthodologiques reprises à l'**annexe C-1**, et en déduira un critère VS_N applicable (par référence aux méthodes de l'**annexe C-1** également).

Dans le cas d'une nappe non exploitable, la nappe n'est pas considérée comme une cible mais uniquement comme un vecteur de « dispersion ». L'évaluation du risque de lessivage tient alors compte de l'impact de la pollution du sol sur la qualité des eaux souterraines au niveau des différentes cibles éventuelles identifiées en aval (et à défaut d'autres cibles, la limite aval du terrain).

Dans ce cas, par défaut, l'impact est considéré relativement à l'objectif visant à préserver la qualité de l'eau au droit des cibles identifiées. Il y a risque d'impact significatif (et donc « menace grave » de lessivage) si, simultanément :

- le critère de qualité dans l'eau souterraine applicable (soit VI_{nappe}), soit une valeur de concentration spécifiquement calculée par l'expert d'après les principes énoncés en 5.3.2 ci-dessous, est compromis (ou susceptible d'être compromis) - cfr partie B - section 4.2.2.1 et note de bas de page ;
- l'impact a lieu endéans un intervalle de temps de 100 ans ;
- l'impact a lieu **en limite aval du terrain** (à défaut d'une autre cible) ;
- l'impact concerne un volume de sol saturé de minimum 100 m³ – partie A, section 5.6.1.-.

5.3.2 Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage (ESR- $N_{\text{lessivage}}$)

Le palier 1 de l'évaluation des risques de lessivage pour les eaux souterraines comprend deux parties qui seront mises en œuvre selon les principes définis à la section 3 :

- ESR- $N_{\text{lessivage}}$ Palier 1 – Partie 1 : la première se limite à une comparaison des concentrations représentatives des polluants aux valeurs limites préventives des risques de lessivage (point 5.3.2.1) sans considération du temps. Ces valeurs limites font l'objet d'un ajustement dont la mise en pratique est présentée en détail à l'**annexe C-2**.

Spécifiquement pour les nappes non-exploitable, il appartiendra à l'expert de calculer une Concentration (dans le sol) Basée sur les Risques pour la nappe (CBR_N) de sorte que celle-ci ne compromette pas le critère de qualité pour une nappe non exploitable en limite aval du terrain²⁸ (VI_{nappe}) suite au lessivage vers et à la « dispersion » via la nappe (section 2.2.5). Ce calcul pourra se faire, d'une part dans la zone saturée par modélisation à partir de la valeur de la VI_{nappe} en limite du terrain (par exemple Domenico, cf. **annexe C-6**) et d'autre part, dans la zone non saturée, par ajustement de la concentration maximale admissible en polluant dans la zone non saturée suivant une méthode identique à celle utilisée pour l'ajustement des VS_N (cf. **annexe C-2**).

Par conséquent, le simple dépassement des valeurs limites préventives des risques de lessivage pour une nappe non exploitable ($VI_{N \text{ ajustée}}$) ne constitue pas un critère de « menace grave » de lessivage.

L'expert devra dès lors calculer quelle concentration minimum dans le sol (appelée CBR_N) est nécessaire pour compromettre le critère de qualité des eaux souterraines d'une nappe non exploitable par lessivage dans la zone saturée puis par « dispersion » via la nappe non exploitable en limite aval du terrain.

En l'absence de valeur définie pour la valeur limite VI_{nappe} dans le « décret sols » pour un composé reconnu potentiellement toxique pour l'homme et/ou dangereux pour l'environnement, l'expert proposera à l'autorité compétente un critère équivalent, en s'inspirant des procédures méthodologiques reprises à l'**annexe C-1**²⁹.

- ESR- $N_{\text{lessivage}}$ Palier 1 – Partie 2 : la seconde incorpore la considération du temps au travers d'équations simples (point 5.3.2.2.).

La procédure prise dans son ensemble est réalisée en trois temps selon les trois étapes générales énoncées ci-avant (cf. 5.1.1), ces étapes pouvant, le cas échéant et selon les cas de figure, être réalisées ensemble ou séparément pour les modules lessivage et « dispersion » :

²⁸ Ou l'objectif de qualité fixé pour la première cible rencontrée à l'aval hydrogéologique de la source de pollution pour autant qu'une telle cible existe dans le périmètre du terrain.

²⁹ Préalablement, il est recommandé à l'expert de s'informer auprès de la DAS sur l'existence d'éventuelles études de risques dans lesquelles le polluant pourrait déjà avoir été abordé et sur les éventuelles valeurs limites provisoires de VS_{nappe} et VI_{nappe} , VS_N et VI_N disponibles.

- Etape 1 d'analyse préliminaire (MCS-préliminaire) aboutissant à la définition des unités spatiales d'analyse et à préciser, pour chacune des unités, les polluants pertinents et les concentrations représentatives qui seront prises en compte ;
- Etape 2 d'application des méthodes ESR-N_{lessivage} proprement dit (partie 1 suivie, si nécessaire des méthodes de la partie 2)
- Etape 3 d'interprétation des résultats (pour chaque unité d'analyse et de façon globale pour l'ensemble du terrain).

5.3.2.1 *Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage sans considération du temps*

Cette partie est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme détaillé à la figure 5.

Sur base du Modèle conceptuel du site (MCS) consolidé, l'expert évalue l'applicabilité ou non du modèle « VS_N » (**annexe C-1**). Spécifiquement, l'expert devra considérer d'autres approches dans le cas où :

(1) des axes de circulation préférentiels MAJEURS sont mis en évidence. Des axes de circulation préférentiels sont toujours à suspecter dans des terrains ou parties de terrains où existent des structures particulières au niveau des fondations ou impétrants. Un critère objectivable pour conclure à l'existence de voies de circulation préférentielle est le fait que le polluant se retrouve dans la nappe (ou dans les couches de profondeur de la zone non saturée) alors que d'après l'historique du site (élément/processus à l'origine de l'émission du polluant) et les temps de transport qui peuvent raisonnablement être considérés, la nappe (ou les couches de profondeur de la zone non saturée) n'auraient jamais du être impactés (dans l'hypothèse d'un transport en milieu homogène sans chemins préférentiels).

(2) une phase libre est présente.

(3) les caractéristiques de partition sol-eau d'un polluant ne peuvent valablement être anticipées en raison de la présence conjointe d'autres polluants susceptibles de modifier sa solubilité (p. ex. des HAP dont la solubilité peut être fortement accrue par la présence de solvants).

L'expert argumentera avec précision le fait que le modèle « VS_N » ne soit pas applicable et justifiera le recours à d'autres approches ou passera directement au palier 2 de l'ER-N afin d'évaluer les risques pour les eaux souterraines.

En présence de roche fissurée, le modèle peut être utilisé en assimilant le toit de la nappe au toit de la zone fissurée (voir calcul du facteur Fv ou, dans le cadre de la partie 2 de l'ESR-N, du temps de transport).

De même, l'expert apportera une attention particulière à la détermination du caractère exploitable ou non de la nappe (ou des nappes) présente(s) au droit du terrain en raison des implications méthodologiques importantes qu'il génère.

Comparaison aux valeurs limites préventives des risques de lessivage

Dans la mesure où le module lessivage est applicable, l'expert peut procéder à la comparaison des concentrations représentatives en polluants dans le sol aux valeurs limites préventives des risques de lessivage :

- si la nappe est exploitable : VS_N ajustée
- si la nappe est non exploitable : VI_N ajustée / CBR_N
 - Si les concentrations représentatives du terrain (Cs) sont supérieures à la VI_N ajustée ; calcul de la concentration basée sur les risques pour la nappe (CBR_N) et comparaison aux CBR_N .

La procédure de calcul de la $VS_{Najustée}$ et de la $VI_{Najustée}$ est présentée à l'**annexe C-2** ; l'expert pouvant également utiliser les outils mentionnés dans le tableau de la section 4.2.

Le principe de la CBR_N ayant été présenté à la section 2.2.5, son calcul est détaillé à l'annexe C-7.

Lorsqu'un lessivage a déjà eu lieu sur le terrain ou que l'expert dispose de résultats de tests de lixiviation, il doit comparer les résultats mesurés à ceux prédits par le modèle « VS_N », de manière à évaluer si les ajustements de la VS_N correspondent approximativement à la réalité du lessivage. A noter cependant que les résultats des tests de lixiviation sont souvent difficiles à interpréter : ces tests sont en règle générale loin de représenter la réalité de terrain (solution de conductivité ou potentiel redox différent, lessivage de particules et colloïdes, abrasion des surfaces durant le test en agitation, rapport liquide/solide différent, etc.). Il appartient à l'expert de juger au cas par cas de leur représentativité en tenant compte de toutes les indications disponibles (observations de terrain, historique, représentativité de l'échantillon soumis à lixiviation par rapport aux concentrations représentatives, types de polluants, etc.).

Au cas où les concentrations dans l'eau ne correspondraient pas à ce qui est attendu sur la base du modèle de la VS_N , l'expert devra revoir le modèle conceptuel relatif au lessivage, réviser éventuellement l'ajustement de la VS_N ou choisir un autre outil approprié pour évaluer les risques de lessivage. Si les données existantes indiquent la présence d'un lessivage significatif, l'expert pourra choisir de retenir l'hypothèse d'une « menace grave » de lessivage et passer au module « dispersion » ou de continuer la procédure (figure 4).

Pour rappel, il est possible de conclure à l'absence d'une « menace grave » de lessivage au droit de la pollution, mais d'établir ensuite la présence d'une « menace grave » de « dispersion » découlant directement de la charge polluante contributive par le lessivage. Il est donc nécessaire de calculer la concentration dans la nappe qui résulterait du lessivage du sol et de l'utiliser dans le module d'évaluation des risques de « dispersion », pour vérifier l'absence de « menace grave » de « dispersion », y compris pour les cibles humaines, au droit de la zone de « dispersion ».

Dans le cas où le terrain est situé en zone de prévention de captage, l'évaluation des risques pour le critère « eaux souterraines » est réalisée en effectuant, dans un premier temps, une comparaison des résultats analytiques avec les valeurs de premier niveau pour un usage de type II et ensuite, en ajustant la VS_N en fonction de l'usage effectif à considérer suivant le cas de figure.

Dans le cas d'un terrain en zone de prévention forfaitaire, il revient à l'expert d'analyser le contexte géologique et hydrogéologique du terrain étudié et du (des) captage(s) environnant(s) afin de définir la probabilité que ce terrain se situe dans la zone d'alimentation du (des) captage(s) et d'anticiper l'intégration de ce(s) dernier(s) dans la (les) future(s) zone(s) de prévention arrêtée(s). Le cas échéant, l'évaluation des risques pour le critère « eaux souterraines » s'effectue comme dans le cas où le terrain se situe en zone de prévention de captage..

Cas particulier d'une nappe exploitable sous-jacente à une nappe non-exploitable, mais non protégée par un aquiclude³⁰

Il s'agit en fait d'un cas particulier de la présence d'une nappe non exploitable pour lequel il existe bien une autre cible (une nappe exploitable sous-jacente) que celle envisagée par défaut (à savoir la nappe non exploitable en limite aval du terrain).

La nappe exploitable sous-jacente constitue une cible spécifique qu'il faut prendre en considération étant donné son caractère plus sensible que la nappe non exploitable en limite aval du terrain, ce qui se traduit par l'utilisation d'un critère de qualité plus restrictif, à savoir la VS_{nappe} en lieu et place de la VI_{nappe} .

Dans ce cas, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines peut être réalisée des trois manières suivantes :

- de manière approximative et conservatoire, dans le cadre de l'analyse du lessivage, en multipliant le facteur d'atténuation de la première nappe par le facteur d'atténuation de la deuxième nappe (**annexe C-1**) pour obtenir une $VS_{Najustée}$ applicable à la deuxième nappe. A noter, cependant, que le paramètre d'infiltration dans le facteur d'atténuation de la deuxième nappe correspondra à l'infiltration de la première nappe dans la seconde (proportionnelle au gradient vertical et à la conductivité hydraulique) et ne sera plus lié directement aux précipitations (**annexes C-1 et C-2**) ;
- dans le cadre de l'évaluation de la « dispersion » en modélisant la migration verticale des polluants de la première nappe vers la seconde ;
- de manière pragmatique, dans le cas d'une pollution suffisamment ancienne, en vérifiant l'absence ou l'existence d'un impact sur la cible par prélèvement on site et l'analyse.

ou encore – ce qui constitue la démarche idéale – en combinant ces différentes approches de façon à déduire un faisceau d'indices convergents sur la probabilité d'un impact significatif sur la nappe exploitable.

Interprétation des résultats des comparaisons et conclusions à tirer à l'issue de la partie 1 de l'évaluation simplifiée des risques de lessivage

Si l'applicabilité du modèle VS_N est retenue et que les concentrations (représentatives) au niveau des sols sont inférieures aux valeurs limites préventives des risques de lessivage ($VS_{Najustée}$), il pourra être conclu que les risques sont acceptables et qu'il n'y a pas de « menace grave » de lessivage.

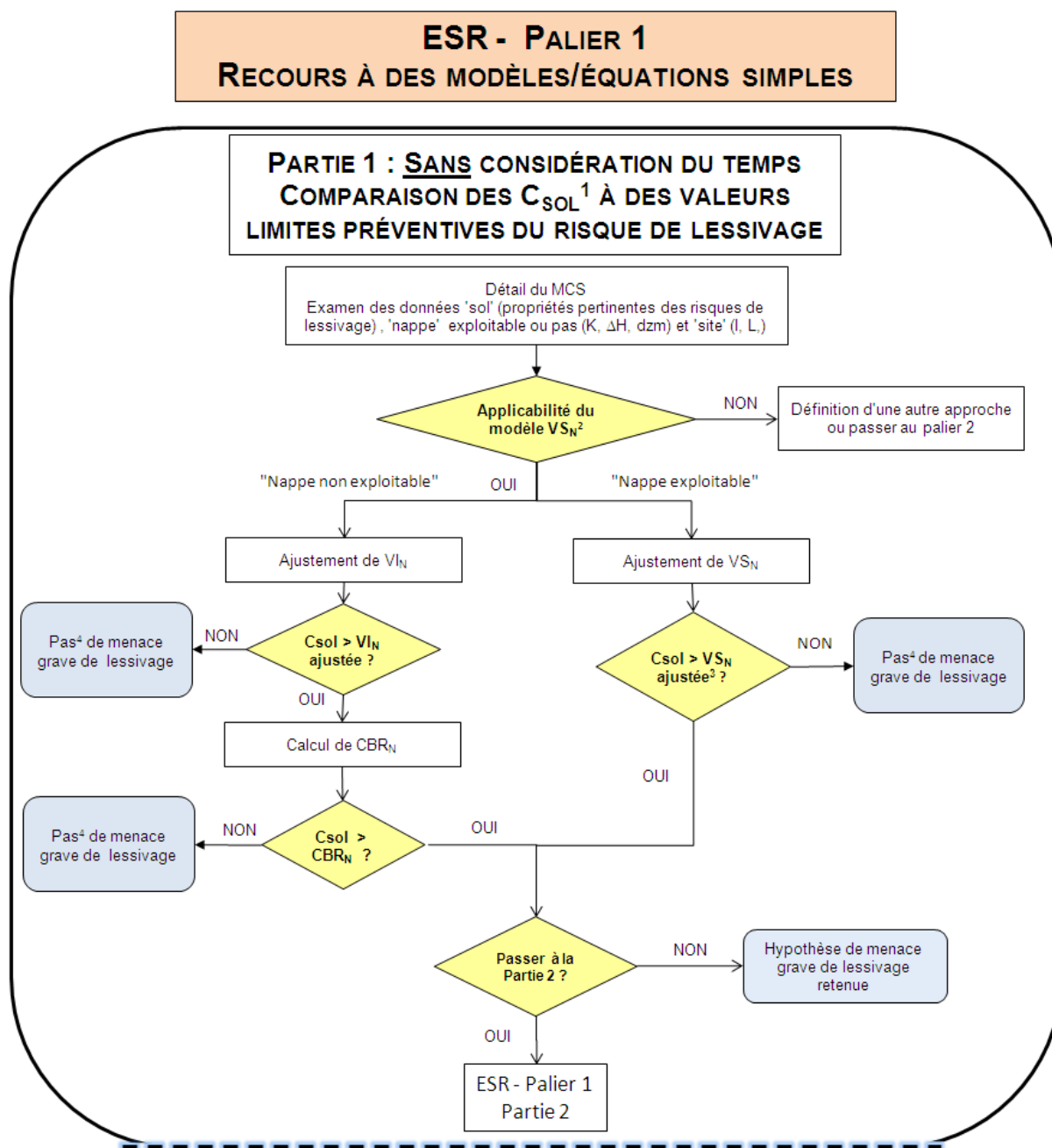
Pour les nappes exploitables, si les concentrations dans les « sols » (C_s) sont supérieures aux valeurs limites définies ($VS_{Najustée}$), l'expert peut décider de poursuivre l'évaluation simplifiée des risques en recourant aux outils d'évaluation simples faisant appel à la considération du temps (partie 2 de l'ESR- $N_{lessivage}$). Alternativement il sera présumé (à défaut d'aller plus loin dans l'analyse) que la situation répond aux critères de « menace grave » (hypothèse de « menace grave » de lessivage).

Pour les nappes non exploitables, si les concentrations dans les « sols » (C_s) sont supérieures aux valeurs limites définies ($VI_{Najustée}$), l'expert devra calculer les CBR_N et procéder à une nouvelle comparaison des C_s aux CBR_N .

³⁰ Il s'agit souvent d'une seule nappe logée dans deux aquifères (ou couches lithologiques) différents – ex : cas d'une nappe alluviale avec une nappe logée dans les limons fluviaux surmontant une nappe présente dans les graviers.

Si les Cs sont supérieures aux CBR_N , l'expert peut décider de poursuivre l'évaluation simplifiée des risques en recourant à des outils d'évaluation simples faisant appel à la considération du temps (partie 2 de l'ESR) ou accepter l'hypothèse de « menace grave » de lessivage.

Figure 5 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Palier 1 sans considération du temps



Remarques

¹ C_{sol} = concentration représentative dans le sol sur le terrain.

²modèle VS_N inapplicable en présence d'axes de circulation préférentiels, d'une phase libre, de la présence conjointe de polluants susceptibles de modifier leur solubilité, etc.

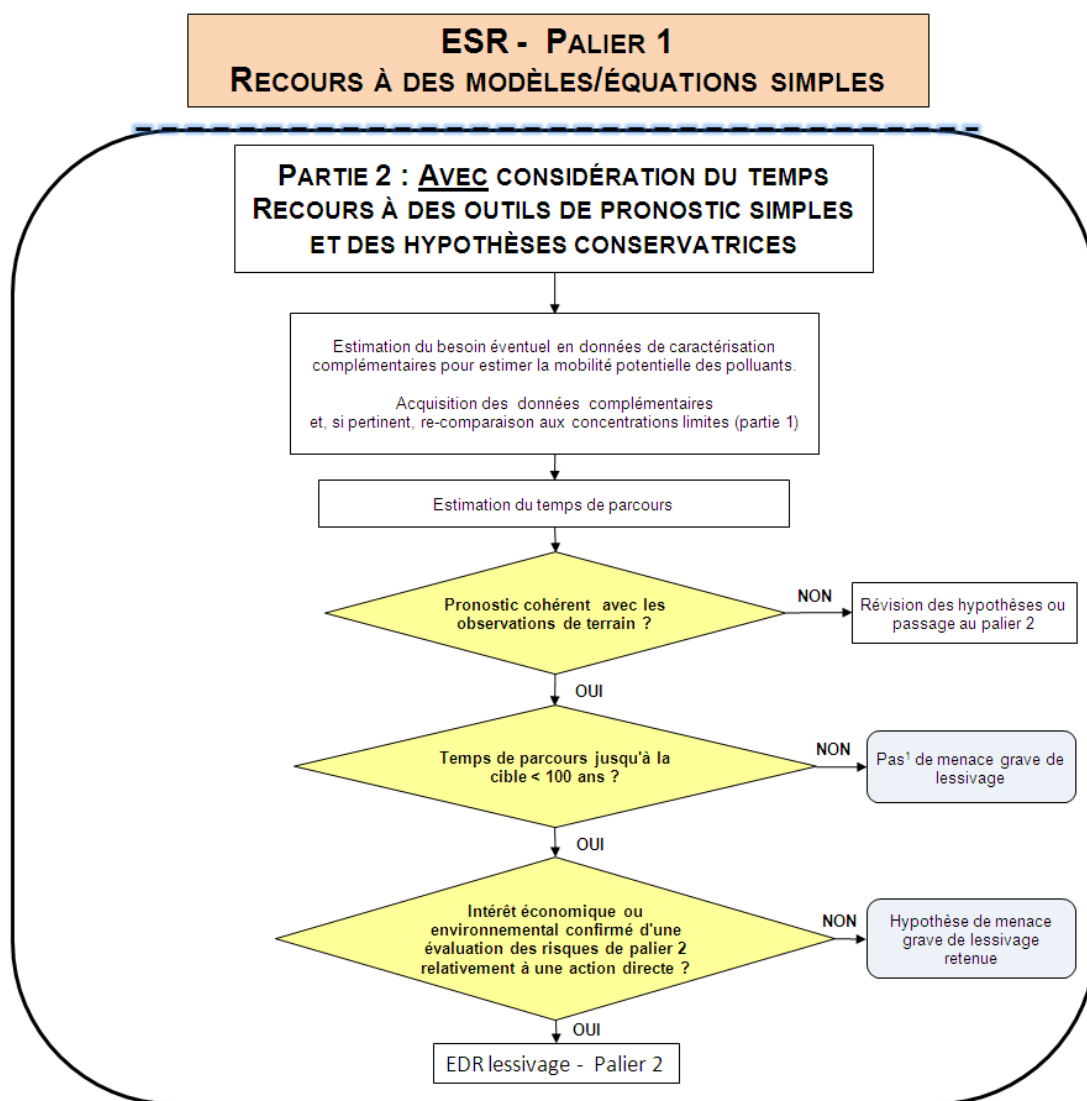
³Avec valeur minimale = VS du décret sols.

⁴Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

5.3.2.2 Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage avec considération du temps

L'évaluation des risques pour les eaux souterraines de palier 1 (partie 2) est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme à la figure 6. L'expert peut se limiter à la réaliser pour les taches de pollution / zones de remblai pollués et les polluants retenus suite à la première partie de l'évaluation simplifiée.

Figure 6 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Palier 1 avec considération du temps



Remarques

¹ Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

Pour les nappes exploitables, la deuxième partie de l'évaluation simplifiée des risques de lessivage a pour objectif principal d'estimer la mobilité verticale potentielle des polluants. Ladite mobilité potentielle est estimée – en première approximation – à partir d'une équation simple, analogue à

celle de Darcy, en calculant le temps de transfert du ou des polluants au sein de la zone vadose. Cette approche ne permet pas d'estimer la concentration au droit de la nappe résultant du lessivage (seulement si le front atteindra la nappe) ni de tenir compte de processus d'atténuation. Les paramètres sont soit fixés à des valeurs par défaut (par exemple l'infiltration efficace), soit estimés à partir de régressions (notamment pour l'estimation du coefficient de partition sol/eau K_d nécessaire pour le calcul du facteur de retard³¹) (section 4.2 et **annexe C-5**).

S'il peut être démontré que les polluants ne sont pas susceptibles d'atteindre la nappe exploitable existant au droit de la zone polluée endéans les 100 ans, il pourra être conclu qu'il n'y a pas de « menace grave » de lessivage.

Pour les nappes non exploitables, la deuxième partie de l'évaluation simplifiée des risques de lessivage a pour objectif principal d'estimer la mobilité potentielle des polluants :

- D'une part horizontalement, entre la limite aval du terrain (à défaut d'une autre cible identifiée) et la verticale au droit du centre de la tache de pollution. Cette mobilité potentielle est estimée sur base de la méthodologie et des outils de la partie 2 du module de « dispersion » (équation de Darcy), en calculant le temps de transfert du ou des polluants au sein de la nappe non exploitable.
- D'autre part verticalement, au même titre que pour la nappe exploitable, ladite mobilité potentielle est estimée – en première approximation – à partir d'une équation simple, analogue à celle de Darcy, en calculant le temps de transfert du ou des polluants au sein de la zone vadose.
- Il faut noter que pour les nappes non exploitables, le temps de transfert total équivaut à la somme des temps de transfert verticaux dans la zone vadose et horizontaux dans la nappe non-exploitable.

S'il peut être démontré que les polluants ne sont pas susceptibles d'atteindre la nappe non exploitable à la limite aval du terrain (à défaut d'une autre cible) endéans les 100 ans, il pourra être conclu qu'il n'y a pas de « menace grave » de lessivage.

Remarques générales

Il est à noter que, si l'expert peut conclure à l'absence d'une « menace grave » de lessivage en raison de la présence effective d'un revêtement de surface induré réduisant ou empêchant l'infiltration, il devra identifier cette condition clairement dans son rapport en identifiant le scénario potentiel du retrait du revêtement et inclure dans sa proposition de **certificat de contrôle du sol** :

- le maintien en place du revêtement étanche au titre des mesures de sécurité,
- le suivi de ce revêtement de surface à titre de mesure de suivi,

afin d'assurer la maîtrise des risques de lessivage dans le long terme (cf. partie A, section 5.6.2).

L'expert devra dans la mesure du possible valider les résultats de l'évaluation avec les observations de terrain. Le gradient vertical de concentration dans le sol non saturé peut fournir des indications sur le degré de migration des polluants lessivés.

³¹Une approche expérimentale du coefficient de retard peut être entreprise à partir de la notion de K_d qui suppose une adsorption entièrement réversible, instantanée et linéaire. Son utilisation suppose également que le nombre total de sites d'adsorption soit en excès par rapport au nombre de moles de l'espèce adsorbable présentes dans la phase aqueuse. Par conséquent, il faut être particulièrement prudent aux valeurs utilisées et aux conditions dans lesquelles ces valeurs ont été obtenues, le K_d étant étroitement dépendant des conditions physico-chimiques du sol.

Par exemple, si des déchets riches en Pb ont été enterrés pendant plus de dix ans (sans couverture limitant l'infiltration des précipitations), mais que l'on n'observe pas de concentrations en Pb supérieures aux concentrations de fond au-delà de 50 cm dans le terrain naturel sous-jacent aux déchets, il est probable que la vitesse de migration du Pb soit inférieure à 5 cm/an dans le terrain naturel (pour autant que celui-ci soit homogène sur toute son épaisseur).

Dans le cas contraire (présence de polluants susceptibles d'atteindre la nappe exploitable au droit du terrain, ou la nappe non exploitable en limite aval du terrain, dans un intervalle de temps de cent ans), l'expert peut :

- soit conclure à la présence d'une « menace grave » de lessivage ;
- soit procéder à une évaluation détaillée des risques de lessivage dans la mesure où il estime que les coûts associés à la mise en œuvre de calculs (modélisation) et d'investigations techniques spécifiques supplémentaires (réalisation de tests de lixiviation, de traçage, modélisation, etc.) sont justifiés au regard des économies potentielles (en termes de coûts d'assainissement ou de gestion de la pollution) que permettrait une vision plus réaliste et moins incertaine des risques.

L'évaluation détaillée ne sera généralement pertinente que lorsque le modèle VS_N ajustée est inapplicable et dans les situations de lithologies complexes mal représentées dans l'évaluation simplifiée des risques, ou de vitesses de biodégradation élevées atténuant la migration verticale et/ou horizontale, ou encore dans le cas de coûts d'assainissement très élevés.

5.3.2.3 Interprétation générale et synthèse des résultats de l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$

5.3.2.3.1 Synthèse des conclusions de l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$

Sur base des lignes directrices définies supra, et en tenant compte des incertitudes qui seront évaluées par l'expert, les conclusions de l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$ seront formulées :

- (1) en termes d'acceptabilité du risque,
- (2) sous l'angle des mesures de sécurité et/ou de suivi nécessaires (cf. 5.5.1.2 ci-après et section 5.6.2 de la partie A)

pour les différentes unités d'analyse retenues et, si pertinent, également de façon globalisée pour d'autres unités de surface choisies pour le rapportage (parcelle cadastrale, partie de terrain, terrain).

5.3.2.3.2 Attribution d'une classe de risque

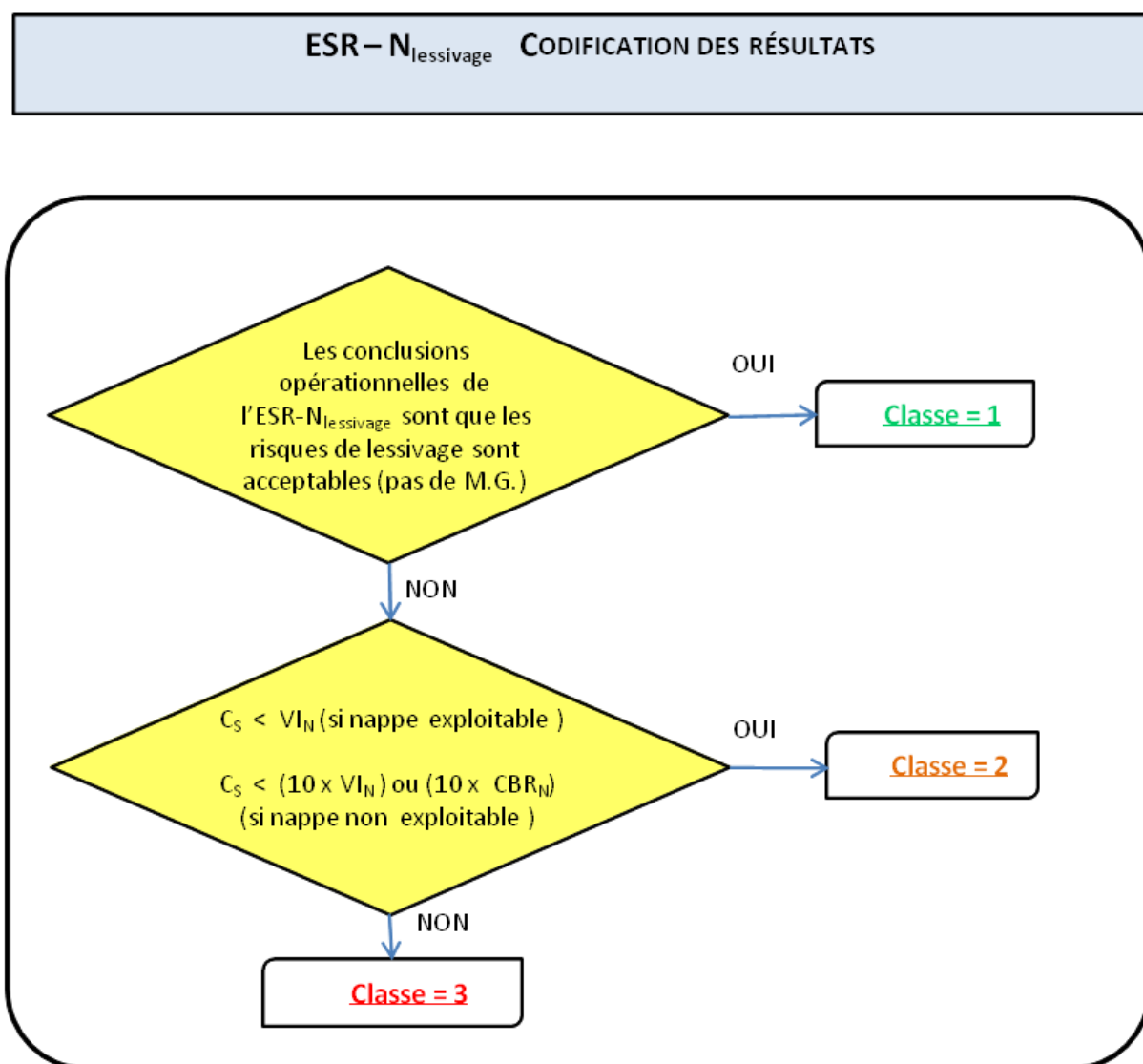
Une valeur de classe de risque (1, 2 ou 3) sera attribuée pour les différentes unités d'analyse retenues et, si pertinent, également de façon globale d'autres unités de surface ou pour le terrain dans sa globalité. On se référera aux principes définis ci-dessous (Figure 7), calés sur les principes généraux présentés à la partie A, section 5.4.2 du guide.

Si les conclusions opérationnelles de l'expert – formulées au terme de la partie 1 ou de la partie 2 de l'étude – sont que les risques de lessivage sont acceptables, alors la classe de risque est de 1.

Dans les autres cas, les situations relèveront soit de la classe 2, soit de la classe 3, la distinction entre les classes 2 et 3 étant faite sur base des résultats des tests de comparaison des valeurs de concentration mesurées aux valeurs limites de deuxième niveau³², soit :

- pour les nappes exploitables : VI_N ajustées
- pour les nappes non exploitables : $10 \times VI_N$ ajustées ou bien $10 \times CBR_N$ (dans les cas où les comparaisons ont été effectuées par rapport à une valeur calculée d'après les risque de « dispersion », cf. 5.3.2.1)

Figure 7 - Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par ESR- $N_{\text{lessivage}}$



³² à noter que la codification du risque avec distinction des situations relevant des classes 2 et 3 n'est pas obligatoire lorsque l'expert procède à l'ESR_N avec une approche spécifique ne faisant pas appel à des comparaisons des concentrations à des valeurs limites de 1^{er} et de 2^{ème} niveau.

5.3.2.3.3 Synthèse des mesures de sécurité et/ou de suivi nécessaires

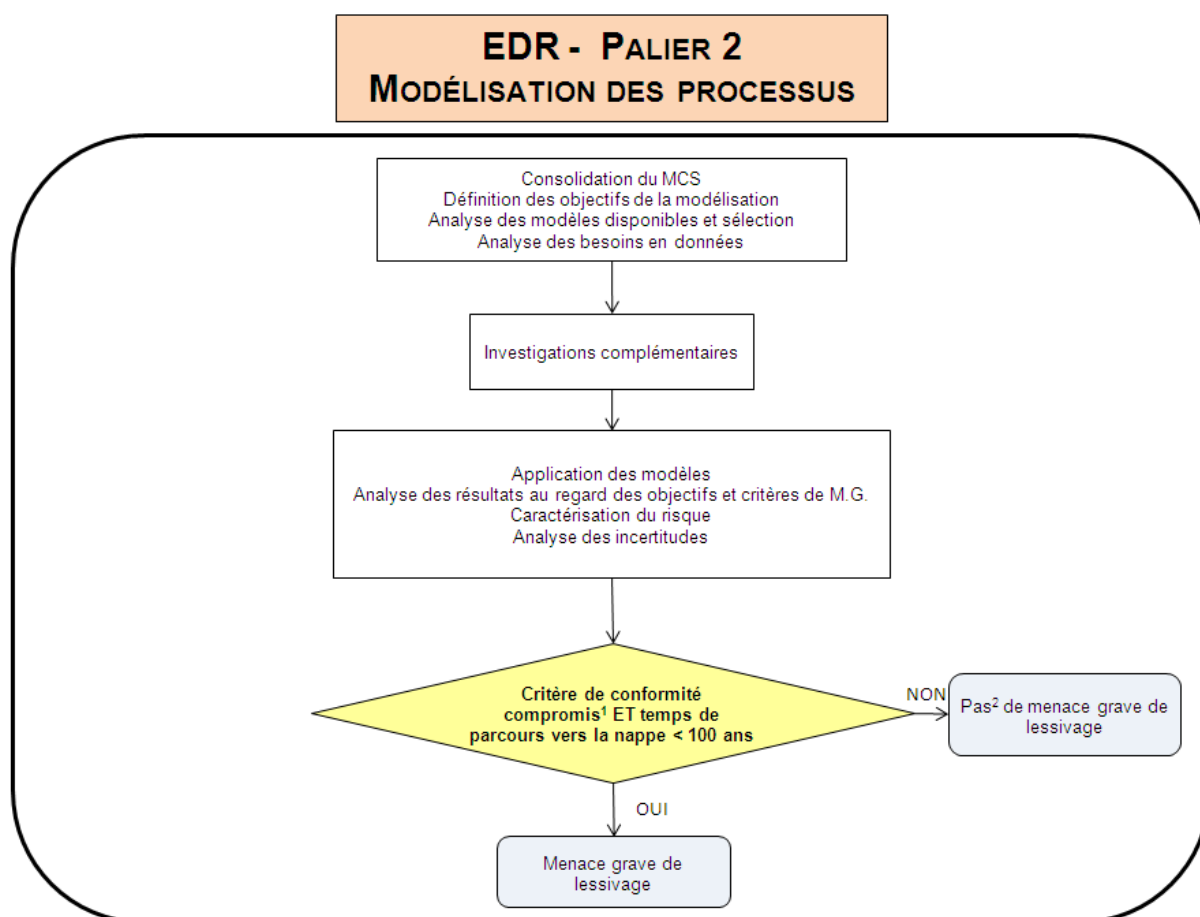
Cet aspect est détaillé à la section 5.5.1.

5.3.3 Evaluation Détaillée des Risques de lessivage (EDR-N_{lessivage})

Dans la mesure où elle se justifie économiquement ou environnementalement (afin de comprendre des phénomènes qui ne peuvent pas être représentés par des équations simples), l'évaluation des risques de lessivage se poursuit avec l'objectif de se prononcer sur l'existence ou non de la « menace grave » en ayant recours à la modélisation (prédictive) des processus régissant le devenir de la ou des pollutions identifiées. L'expert peut se limiter à réaliser l'évaluation détaillée pour les taches et les substances retenues suite à l'évaluation simplifiée.

Les principales étapes de l'évaluation détaillée des risques de lessivage sont présentées succinctement à la Figure 8. L'expert se référera aux **annexes C-3, C-4 et C-5** pour de plus amples informations. Pour le transfert de la pollution sur le plan horizontal dans la nappe non exploitable, l'expert se référera au Palier 2 de l'ER de « dispersion ».

Figure 8 – Logigramme détaillé pour l'EDR lessivage



Remarques

¹ Par défaut : - pour une nappe exploitable : VSnappe au droit de la contamination;
- pour une nappe non exploitable : Vnappe en limite aval du terrain ;

² Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

5.3.3.1 Analyse

Avant d'entamer la modélisation *stricto sensu*, il est recommandé de consolider, voire de redéfinir si nécessaire, le Modèle conceptuel du site en examinant les éléments jusqu'ici négligés ou insuffisamment consolidés dans le modèle de lessivage, notamment :

- l'existence de processus d'atténuation potentiels (par exemple la volatilisation au départ de la zone vadose, la biodégradation, etc.) ;
- la nature captive d'une nappe et la continuité de la couche agissant comme aquiclude ;
- la validité du coefficient de partition utilisé tenant compte des conditions du terrain ;
- la valeur de perméabilité verticale utilisée tenant compte des multiples couches intervenant sur le profil de sol non saturé ;
- etc.

Ces processus étant identifiés, l'expert définira le plus clairement possible l'objectif ou les objectifs poursuivis par la modélisation. Il s'agira, en règle générale, alternativement ou conjointement :

- d'estimer l'évolution dans le temps des apports massiques en polluants dans l'eau souterraine ;
- d'estimer l'évolution dans le temps des niveaux de concentration au droit de la zone polluée, compte tenu des processus d'atténuation considérés ;
- pour les nappes non exploitables, d'estimer dans le temps, le processus de transfert horizontal vers la limite aval du terrain (à défaut d'une autre cible). Pour cette étape, l'expert se référera utilement au Palier 2 (EDR) du module de « dispersion ».

Parmi la grande variété de modèles disponibles, l'expert sélectionnera le modèle le plus approprié compte tenu du polluant considéré, du Modèle conceptuel du site et des objectifs poursuivis. La présence dans la zone vadose de phase(s) libre(s) peut justifier le recours à des modèles diphasiques. Des recommandations sont formulées à l'**annexe C-4**.

Le choix du ou des modèles étant opéré et justifié, l'expert évaluera le besoin de procéder ou non à des investigations complémentaires.

5.3.3.2 Acquisition des données complémentaires

La précision des résultats de la modélisation est largement dépendante de la quantité des données disponibles, de leur qualité et de leur utilisation. L'expert veillera à caractériser au mieux la zone vadose par le biais, notamment, de courbe(s) de rétention(s), de profil(s) de teneurs en eau, de propriété(s) physico-chimique(s) (tels le pH, le taux de matière organique, le taux d'argile, etc.). L'expert s'assurera que les données disponibles permettent de renseigner de manière adéquate de l'ampleur et de la périodicité des fluctuations de la nappe aquifère. Le cas échéant, il procédera à des relevés piézométriques et renseignera l'ampleur des fluctuations de la nappe³³.

Certains modèles requièrent des données spécifiques. A titre d'exemple, si la biodégradation des polluants identifiés dans la zone vadose a été considérée comme un processus d'atténuation

³³ L'ampleur des fluctuations de la nappe aquifère est un élément important. Selon les temps de simulation envisagés, le choix s'orientera vers une modélisation soit en régime permanent, soit en régime transitoire.

pertinent, il y aura lieu d'acquérir des données relatives aux temps de **demi-vies** (applicables dans les conditions supposées aérobies de la zone non saturée), à la température, à la teneur en eau, à la présence de nutriments pour les micro-organismes responsables de la biodégradation (azote, phosphore, etc.), ainsi que des données démontrant que le processus a effectivement eu lieu (mesure des produits de dégradation).

5.3.3.3 *Modélisation et analyse des résultats*

5.3.3.3.1 Modélisation

L'étape de modélisation vise à traduire le modèle conceptuel de site en un modèle numérique pouvant être utilisé pour analyser la pollution existante et tenter de prédire son évolution à moyen ou long terme.

La réalisation d'un modèle prédictif du comportement d'un polluant en milieu non saturé se passe en 2 temps : conceptualisation et calibration du modèle d'écoulement puis calibration du modèle de transport

Le modèle numérique reprend notamment une représentation de la géologie du sous-sol (disposition et succession lithologique), une définition de la géométrie et des limites du domaine de transfert, les conditions aux limites externes et internes ainsi que d'éventuelles conditions initiales.

Le modèle comprenant une série de paramètres d'ordre géométrique, géologique, hydrologique ou hydrogéologique, il est recommandé de privilégier les données de terrain comme paramètres d'entrée du modèle. Toutefois, à défaut, ils pourront être estimés sur base de cas similaires reportés dans la littérature scientifique.

Certains paramètres ne sont maîtrisés que de façon très approximative et doivent être estimés par analyse inverse ou calibration du modèle. Cette étape de calibration, extrêmement importante, vise à ajuster les valeurs des paramètres choisis en comparant les prédictions du modèle numérique à un jeu de mesures obtenues sur site.

Finalement, l'étape de validation du modèle consiste à comparer ses prédictions à des observations (mesures sur terrain) non utilisées dans l'étape de calibration.

Dans la mesure où le modèle retenu ne simule pas avec une précision suffisante le ou les processus pour lesquels il a été conçu, l'expert réévaluera, indépendamment ou conjointement, le choix du modèle, la quantité et la qualité des données disponibles, l'ajustement des paramètres de la phase de calibration (en écoulement et/ou en transport).

Dans le cas contraire, le modèle validé pourra être utilisé pour le calcul (prédictif), par exemple, des concentrations en polluants dans le sol ou l'eau souterraine au droit de la zone polluée. Les résultats sont interprétés au regard des objectifs de qualité au niveau de la nappe et des critères de « menace grave ».

5.3.3.2 Interprétation des résultats et analyse des incertitudes

L'interprétation est réalisée par rapport aux objectifs de qualité au niveau de l'eau souterraine (VS_{nappe} ou CBR_N), comme indiqué à la section 5.3.1, pour autant que ceux-ci soient l'objet d'un impact significatif (eaux souterraines impactées dans un volume de sol de minimum 100 m³).

Cette interprétation ne peut cependant être réalisée qu'en regard des incertitudes qui entachent les prédictions du modèle numérique. En effet, en raison de ces incertitudes, les résultats quantitatifs de l'évaluation détaillée des risques obtenus à l'issue de l'étape de modélisation ne peuvent être compris comme une mesure exacte du risque réel.

Typiquement, les incertitudes affectant les modèles numériques décrivant les phénomènes d'écoulement souterrain et de migration de polluants dans les sols tels que ceux évalués dans le cadre de l'évaluation détaillée des risques pour les eaux souterraines, sont de deux types :

- les incertitudes structurelles sont liées au modèle lui-même et aux phénomènes qu'il décrit. Elles peuvent être d'ordre géologique (description lithostratigraphique approximative du sous-sol, présence de failles non prises en compte, ...), hydrogéologique (utilisation inadaptée de frontières imperméables, ...), ou géochimique (mauvaise description des interactions chimiques entre composants présents dans le sol, entre les composants chimiques et les phases solide, liquide et gazeuses du sol, ...). Elles sont donc liées aux incertitudes du modèle conceptuel de site ;
- les incertitudes paramétriques sont liées aux erreurs d'estimation des paramètres du modèle, résultant notamment des erreurs de mesure des données collectées sur terrain et des imprécisions des méthodes d'estimation.

Une analyse de ces incertitudes permet de :

- mettre en perspective les résultats obtenus de manière à informer la prise de décision ;
- mettre en évidence les points de l'évaluation détaillée des risques où un effort supplémentaire dans l'acquisition de données et/ou dans la modélisation pourrait réduire de façon substantielle l'incertitude entourant le résultat.

Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence de « menace grave » persiste, mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des prédictions en termes de lessivage/ « dispersion ».

Au minimum, dans le cadre d'une évaluation détaillée des risques de lessivage, l'expert devra inclure dans son rapport une analyse qualitative des incertitudes et de leur impact sur les résultats prédits. Cette analyse peut prendre la forme d'un tableau, comme indiqué dans l'exemple ci-dessous.

Paramètre	Hypothèse retenue	Influence sur les résultats des calculs de risque
Campagnes de mesures dans les sols*	400 analyses d'échantillons de sol analysés lors des études d'orientation et de caractérisation	Réaliste
Campagnes de mesures dans les eaux*	3 piézomètres eau installés et 3 campagnes de mesures lors des études d'orientation et de caractérisation	Peu réaliste
Concentrations représentatives dans les sols	Valeurs maximales mesurées	Surestimation
Gradient	Moyenne des mesures en été et en hiver	Réaliste
Conductivité hydraulique	Estimation sur la base d'un test de pompage	Réaliste pour autant que la lithologie du site soit uniforme
Infiltration	Aucun revêtement induré pris en compte malgré la présence d'un parking	Surestimation
Epaisseur de mélange	Valeur par défaut	Réaliste
Taille de la zone polluée	Estimée sur la base de la délimitation de l'étude de caractérisation	Réaliste
K_d de lessivage du sol pollué	Ajusté sur la base des nombreux tests de lessivage disponibles	Réaliste
Epaisseur de sol pollué non saturé	Valeur maximale retenue	Surestimation
Modèle retenu	Modèle sans biodégradation	Surestimation dans le cas de polluants biodégradables

* Ces critères relèvent des études d'orientation et de caractérisation et doivent donc être évalués par le gestionnaire de l'étude de caractérisation.

Il est recommandé de procéder à une analyse quantitative des incertitudes lorsque les enjeux associés à la conclusion de l'étude de risque sont substantiels d'après l'appréciation de l'expert. Les incertitudes structurelles sont réputées être généralement plus importantes que les incertitudes paramétriques, et peuvent être quantifiées sur base de modèles numériques alternatifs. De telles approches multi-modèles restent cependant difficilement applicables à l'échelle d'un projet local, vu les moyens à mettre en œuvre.

L'incertitude paramétrique peut généralement être évaluée via une analyse de sensibilité. Celle-ci vise à identifier l'influence d'une variation des paramètres d'entrée du modèle sur ses prédictions. Les paramètres les plus sensibles sont ceux provoquant des variations les plus importantes dans les prédictions du modèle. Ces sont donc les paramètres dont l'incertitude affecte celle des prédictions du modèle de façon plus importante.

L'expert veillera donc à compléter les résultats prédictifs du modèle utilisé dans le cadre de l'analyse détaillée des risques d'une analyse de sensibilité et à vérifier, sur base de celle-ci :

- la pertinence de sa démarche de modélisation et des conclusions auxquelles elle mène, compte tenu du niveau de précision que doivent avoir les paramètres les plus sensibles, et de l'attention qui leur ont été accordée durant l'étude de caractérisation, lors de leur détermination sur terrain ou en laboratoire ;

- l'adéquation des mesures éventuelles de suivi et de sécurité auxquelles il conclut, compte tenu du niveau de précision que doit avoir chaque paramètre, en particulier ceux faisant l'objet du suivi ou servant d'indicateur de performance à la mise en sécurité proposée.

Si dans les cas les plus simples, l'analyse de sensibilité peut être réalisée manuellement, les logiciels classiques de calibration automatique (PEST ou UCODE 2005, par exemple) proposent un calcul automatique des sensibilités du modèle aux différents paramètres. Une littérature scientifique et technique très abondante est également disponible sur le thème de l'analyse de sensibilité (voir par exemple Saltelli et al., 2000a ; 2000b ; 2002).

L'analyse de sensibilité requiert une hypothèse de linéarité du modèle, qui n'est généralement valable que si les variations admises pour les paramètres d'entrée du modèle sont faibles (en d'autres termes, si l'incertitude des paramètres est limitée). Dans le cas où cette hypothèse n'est pas applicable, d'autres méthodes de caractérisation des incertitudes doivent être utilisées (Monte Carlo, ...).

5.3.3.4 Avis de l'expert

Sur la base des résultats de la modélisation (soit l'impact attendu sur les eaux souterraines) et de l'analyse des incertitudes, l'expert conclura pour chacune des unités spatiales d'analyse prise en compte:

- soit à l'absence (probable) de « menace grave » de lessivage; si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une « menace grave » de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou des modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude (assorti, éventuellement, de mesures de sécurité sur l'usage de l'eau). L'expert veillera néanmoins à préciser et à motiver de manière détaillée en quoi il s'estime raisonnablement confiant dans la validité des hypothèses et des développements qui l'amènent à procéder de la sorte, afin qu'un tiers avis spécifique puisse, le cas échéant, être valablement prononcé ;
- soit à l'existence d'une « menace grave » de lessivage; l'expert doit exploiter les résultats pour se prononcer sur l'urgence de l'assainissement ; les résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines-module lessivage sont éventuellement à combiner avec les résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines-module « dispersion » (section 5.4), ainsi qu'avec ceux issus des évaluations des risques pour la santé humaine (partie B) ou les écosystèmes (partie D).

5.4 Module « dispersion »

5.4.1 Objectifs et lignes méthodologiques générales

L'évaluation des risques de « dispersion » est mise en œuvre lorsque la concentration (représentative) actuelle ou future (liée au lessivage – voir ci-dessous) d'au moins un polluant dans la « zone de dispersion » au niveau de l'eau souterraine est supérieure à la VS_{nappe} pondérée³⁴ par les concentrations de fond ou à une Valeur particulière³⁵. Elle est réalisée substance par substance dans la « zone de dispersion », sauf dans le cas où l'interaction entre substances aurait un impact sur la « dispersion ».

Les concentrations futures font référence aux concentrations :

- d'une substance tenant compte de la contribution issue du lessivage (que cette contribution ait été considérée comme une « menace grave » ou non);
- d'une substance-fille issue d'un processus de dégradation si celle-ci peut avoir des effets potentiellement plus toxiques que ceux associés à la substance mère (par exemple, le chlorure de vinyle issu de la dégradation du tétrachloroéthène et du trichloroéthène). L'estimation de cette concentration future peut entraîner la nécessité de passer directement à une évaluation détaillée des risques de « dispersion ».

Le critère de « menace grave » est le risque de dépassement des objectifs de qualité qui doivent être respectés à hauteur des récepteurs présentés à la section 2.1.2. pour autant que ces dépassements génèrent un impact significatif.

il y a risque d'impact significatif (et donc de « menace grave » de dispersion) si, simultanément :

- le critère de qualité à respecter à hauteur des points de conformité des récepteurs présentés à la section 2.1.2 est susceptible d'être compromis;
- l'impact a lieu endéans un intervalle de temps de 100 ans ;
- l'impact concerne un volume de sol saturé de minimum 100 m³³⁶

³⁴ Le terme « VS pondérée par la concentration de fond » est issu du « décret sols ». Il signifie que la concentration de fond remplace la Valeur seuil dans les cas où la valeur de la concentration de fond est supérieure à celle de la Valeur seuil.

³⁵ Valeur définie à l'article 2, 23°, du «décret sols» comme suit : « valeur constatée suite à une étude d'orientation, à une étude de caractérisation ou atteinte suite à un assainissement et déterminée dans le certificat de contrôle du sol ».

³⁶ lorsque la cible est un cours d'eau la notion d'impact significatif reste à évaluer au cas par cas.

5.4.2 Evaluation Simplifiée des Risques de « dispersion »

Le palier 1 de l'évaluation des risques de « dispersion » pour les eaux souterraines comprend deux parties à mettre en œuvre selon les principes définis à la section 0:

- ESR- $N_{\text{dispersion}}$ Palier 1 – Partie 1 : la première se limite à une comparaison des concentrations actuelles du terrain aux valeurs limites préventives des risques de « dispersion » (cf. 5.4.2.1.) sans considération du temps ;
- ESR- $N_{\text{dispersion}}$ Palier 1 – Partie 2 : la deuxième incorpore la considération du temps au travers d'équations simples (cf. 5.4.2.2).

La procédure prise dans son ensemble se réalise en trois temps :

- un travail d'analyse préliminaire aboutissant à préciser les polluants pertinents et les concentrations représentatives qui seront prises en compte ;
- le travail d'application des méthodes ESR- $N_{\text{Dispersion}}$ proprement dit (partie 1 suivie, si nécessaire des méthodes de la partie 2) ;
- l'interprétation des résultats.

5.4.2.1 Evaluation Simplifiée des Risques de « dispersion » sans considération du temps

L'évaluation simplifiée des risques de « dispersion » sans considération du temps (Partie 1 du palier 1) est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme à la Figure 9.

Sur base du Modèle conceptuel du site consolidé, l'expert devra déterminer si la présence de phases liquides non aqueuses ou de polluants sous forme de masse solide mobilisables doit être retenue. Dans ce cas, l'expert pourra, soit retenir l'hypothèse de « menace grave », soit passer directement à l'évaluation détaillée des risques, car les outils de l'évaluation simplifiée des risques ne peuvent pas prendre en compte une « dispersion » multiphasique.

Comparaison aux concentrations limites préventives des risques de « dispersion »

De la même manière que pour l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$ (voir chapitre 5.3.2.1 ci-dessus), l'expert aura établi le caractère exploitable ou non de la nappe aquifère afin de déterminer le chemin critique à suivre dans la mesure où celui-ci dépend de ce critère d'entrée.

Si la nappe est exploitable, la concentration limite préventive des risques de « dispersion » pour l'eau souterraine est la VS_{nappe} pondérée par la **concentration de fond**³⁷ ou remplacée par une Valeur particulière.

Si la nappe est non exploitable, la concentration limite préventive des risques de « dispersion » pour l'eau souterraine est la VI_{nappe} pondérée par la concentration de fond.

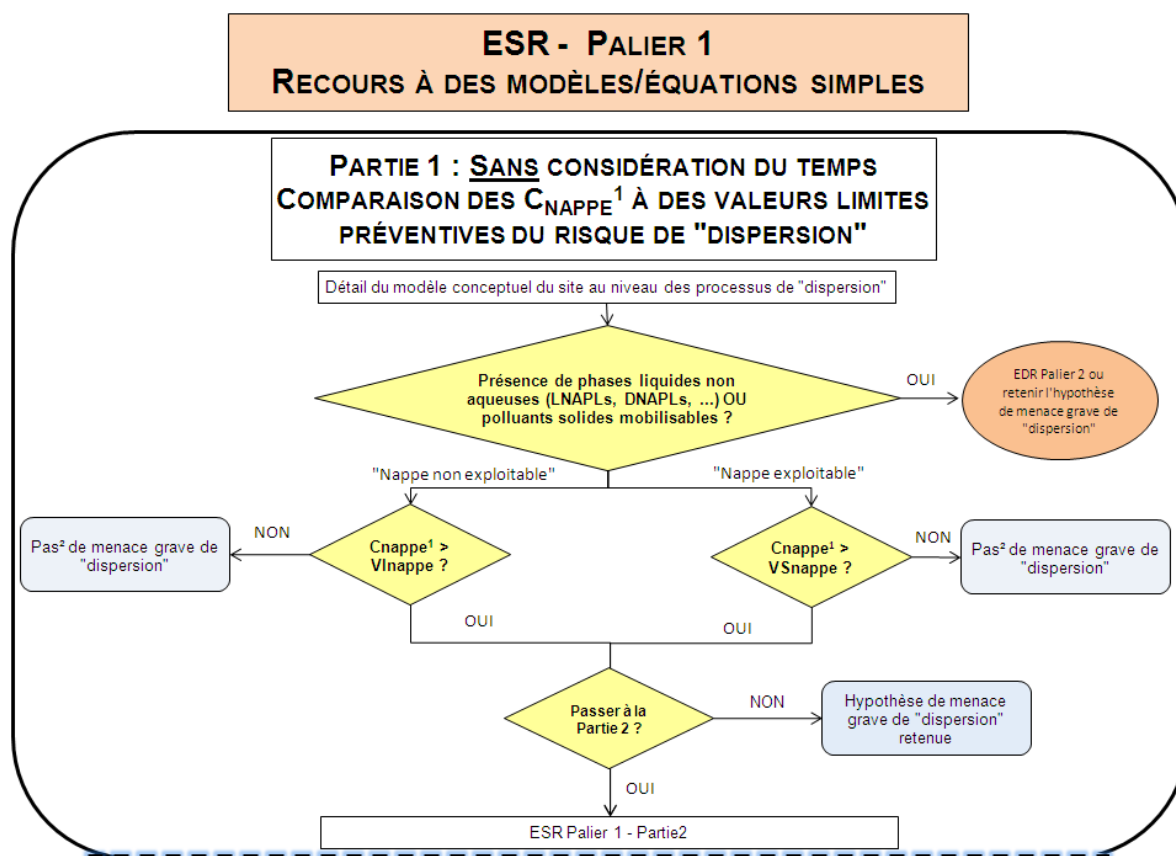
³⁷ si les concentrations dans l'eau relèvent des concentrations de fond elles ne sont par définition pas attribuable à une pollution ponctuelle générée sur le terrain et ne relèvent pas des polluants présumés pertinents.

Substance par substance, l'expert peut conclure à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion » si :

- dans cette tache, la substance est présente en concentration représentative, actuelle et future (tenant compte du lessivage et d'une augmentation de concentration éventuelle résultant de la dégradation d'un produit parent), inférieure à la VS_{nappe} pour une nappe exploitable et inférieure à la VI_{nappe} pour une nappe non exploitable ;
- dans cette tache, la « dispersion » liée à cette substance ne se combinera pas avec la « dispersion » de la même substance au sein d'autres taches. Dans le cas où il y aurait un effet combiné de plusieurs taches sur une même cible, l'expert passera à la partie 2 de l'ESR- $N_{dispersion}$.

Dans le cas où la valeur limite préventive de « dispersion » (VS_{nappe} ou VI_{nappe} selon le cas) est dépassée, il devra soit retenir l'hypothèse de « menace grave » de « dispersion » pour la substance considérée, soit passer à la partie 2 de l'ESR- $N_{dispersion}$ avec considération du temps.

Figure 9 –Logigramme détaillé pour l'ESR- $N_{dispersion}$ - Partie 1



Remarques

¹ Cnappe = concentration représentative dans la nappe sur le terrain.

² Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de "dispersion" persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de "dispersion".

5.4.2.2 *Evaluation Simplifiée des Risques de « dispersion » avec considération du temps*

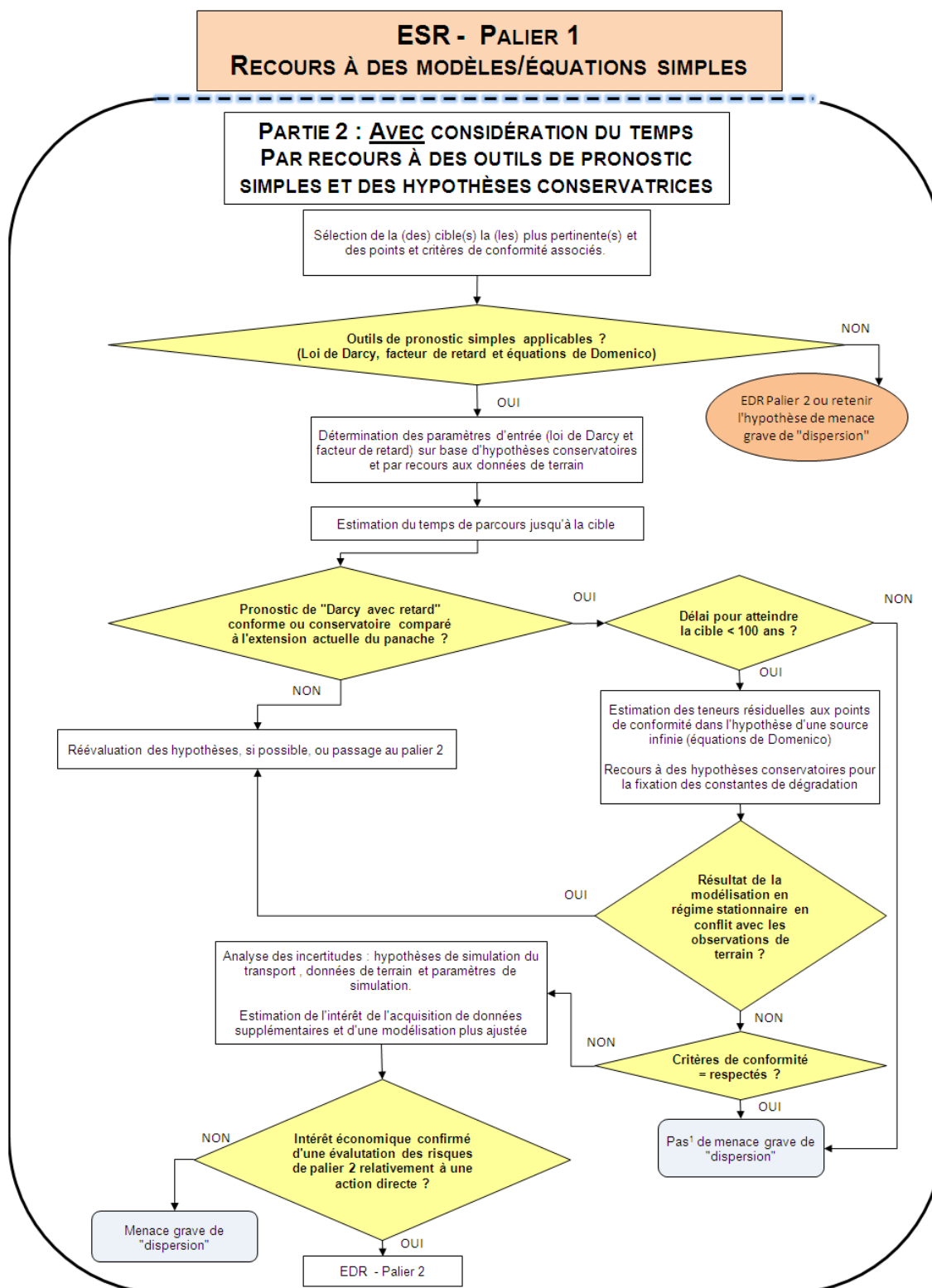
La deuxième partie de l'évaluation simplifiée des risques de « dispersion » est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme à la Figure 10.

Elle a pour objectifs :

- d'une part, d'estimer le temps de parcours du ou des polluants jusqu'à la ou jusqu'au cible(s) ;
- d'autre part, d'évaluer si les concentrations estimées en polluants – compte tenu des réserves encore lessivables dans le sol (section 5.3) et de leurs vitesses de lessivage (actuelles ou prévisibles) dans cette nappe – respectent les objectifs de qualité aux points de conformité préalablement définis lors de l'élaboration du Modèle conceptuel du site.

L'expert mettra en œuvre la partie 2 de l'évaluation pour les substances pour lesquelles il n'a pas pu conclure à l'absence de « menace grave » de « dispersion » à l'étape précédente. A noter que, si d'autres substances, a priori ne présentant pas de « menace grave » de « dispersion », peuvent avoir un impact sur la mobilité des substances retenues, l'expert devra en tenir compte dans son évaluation des risques de « dispersion ».

Figure 10– Logigramme détaillé pour l'ESR –N_{dispersion} Partie 2 par recours à des outils de pronostic simples et des hypothèses conservatoires



Remarques

¹ Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de "dispersion" persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de "dispersion".

Il pourra réaliser l'évaluation tâche par tâche en considérant des sous-zones d'étude spécifiques à chaque tâche. Cependant, si les mêmes polluants se retrouvent dans plusieurs tâches, il devra évaluer, de manière précautionneuse, pour chaque substance, l'impact combiné des différentes tâches au point de conformité et le comparer à l'objectif de qualité correspondant.

Lorsque de nombreuses cibles sont présentes au droit et/ou en aval de la zone polluée, l'expert peut se limiter à évaluer les risques pour les plus pertinentes, c'est-à-dire les plus contraignantes en termes d'objectifs de qualité et de distance de « dispersion ». Il retiendra toutes les cibles qu'il ne peut départager a priori. Il est important de signaler que les cibles au droit de la nappe polluée (notamment la cible humaine) doivent également être prises en compte.

La mobilité potentielle du ou des polluants est estimée – en première approximation – à partir d'équations simples (voir tableau de synthèse des outils et **annexes C-2 et C-6**) après en avoir évalué l'applicabilité. Les paramètres sont soit fixés à des valeurs par défaut, soit estimés à partir de données issues de la littérature scientifique (par exemple, la constante de biodégradation), de régressions (par exemple, le K_d) ou de valeurs déduites spécifiquement du terrain (par exemple, le gradient de charge à partir de la carte piézométrique locale). L'expert devra justifier la pertinence des paramètres retenus, particulièrement lorsque ses choix ont pour conséquence que l'évaluation sera moins conservatoire, comme pour la prise en compte de la biodégradation.

L'expert peut choisir d'appliquer une des approches suivantes (liste non exhaustive). En fonction des résultats obtenus avec l'approche choisie, il pourra, dans certains cas, être amené à appliquer une autre approche complémentaire en vue de conclure en l'absence/présence de « menace grave » :

- l'équation de Darcy permet de calculer une « vitesse apparente »³⁸ et, en tenant compte de la porosité efficace, une vitesse effective. Cela permet d'estimer un temps de parcours conservatoire (sans tenir compte d'une biodégradation éventuelle) mais ne permet pas d'estimer la concentration au point de conformité. Si le temps de parcours estimé est supérieur à cent ans et que les prédictions de vitesses de migration correspondent raisonnablement bien à l'étendue effective du panache compte tenu de son âge estimé, alors l'expert pourra conclure à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion ». Par contre, si le temps de parcours estimé est inférieur à cent ans, l'expert devra appliquer une autre approche complémentaire afin d'estimer la concentration future au point de conformité ;
- la solution analytique approximative de Domenico (1987) pour un panache à l'équilibre (pas de considération du temps) permet d'estimer les concentrations maximales futures au point de conformité, mais ne permet pas de préciser dans quel délai celles-ci seront atteintes. Si les concentrations maximales estimées au point de conformité sont inférieures aux objectifs de qualité, alors l'expert pourra conclure à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion ». Si les concentrations maximales sont supérieures aux objectifs de qualité, l'expert devra appliquer une autre approche complémentaire afin d'estimer le temps de parcours du polluant vers le point de conformité ;

³⁸ L'équation de Darcy permet de calculer un débit spécifique exprimé en m^3/m^2 de section/s, qui, par simplification des unités, donne des m/s. Cette unité correspond à une vitesse mais la valeur obtenue est une vitesse apparente puisqu'elle suppose un écoulement sur toute la surface de la section considérée alors que l'écoulement n'a lieu qu'au travers des vides effectivement interconnectés (porosité efficace). La vitesse effective se calcule donc par le rapport entre la vitesse de Darcy et la porosité efficace.

- la solution analytique approximative de Domenico (1987) en régime transitoire (le panache n'est pas à l'équilibre) permet d'estimer les concentrations maximales futures au point de conformité après un temps de transport déterminé. L'expert pourra conclure à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion » si les concentrations estimées au point de conformité restent inférieures aux objectifs de qualité endéans une durée de 100 ans.

Dans tous les cas, l'expert vérifiera si l'extension ou les extensions actuelles du ou des panaches de pollution sont globalement cohérentes avec les projections des équations simplifiées ou, à tout le moins, si les projections sont conservatoires par rapport à la migration observée. Si tel n'est pas le cas, l'expert doit réévaluer ses choix de paramètres ou conclure que les équations simplifiées ne s'appliquent pas au terrain.

Les résultats de la modélisation avec l'équation de Domenico sont interprétés par rapport aux objectifs de qualité correspondant aux cibles considérées comme indiqué à la section 2.1.2. Si un des récepteurs est un être humain ou une cible écologique, deux possibilités se présentent :

- soit le résultat de la modélisation de la « dispersion » (concentration au point de conformité) est interprété dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine (partie B) ou pour les écosystèmes (partie D) afin de démontrer la présence ou l'absence d'une « menace grave » pour la santé humaine ou l'environnement causée par la pollution projetée au point de conformité ;
- soit l'objectif de qualité au point de conformité est fourni par l'évaluateur des risques pour la santé humaine (ou les écosystèmes) sous la forme d'une concentration limite dans les eaux souterraines.

5.4.2.3 Interprétation générale et synthèse des résultats de l'ESR- $N_{dispersion}$

5.4.2.3.1 Synthèse des conclusions de l'ESR- $N_{dispersion}$ en matière d'acceptabilité du risque et à propos des mesures de sécurité et/ou de suivi éventuellement nécessaires

Lorsque les conclusions de l'ESR- $N_{dispersion}$ sont que les concentrations représentatives dans l'eau souterraines sont inférieures aux valeurs limites applicables (partie 1) **OU** que sur la base des critères de temps de migration et d'impact sur les cibles repris dans le logigramme (Figure 10) on peut conclure avec suffisamment de certitude qu'aucun des objectifs de qualité pertinents n'est susceptible d'être significativement compromis dans la gamme de temps de 100 ans considérée (partie 2), il pourra être conclu que les risques sont acceptables et qu'il n'y a pas de « menace grave » de « dispersion ».

Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence de « menace grave » persiste, mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude, et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

Le passage de l'évaluation simplifiée des risques de « dispersion » (ER-N palier 1) à l'évaluation détaillée des risques de « dispersion » (ER-N palier 2) est conditionné par un avis d'expert qui évaluera si les coûts associés à la mise en œuvre de calculs (modélisation) et d'investigations spécifiques supplémentaires (réalisation de tests de lixiviation, de traçage, etc.) sont justifiés ou non au regard des économies potentielles (en termes de coûts d'assainissement ou de gestion de la pollution) que permettrait une vision plus réaliste et moins incertaine des risques.

Le cas échéant, on pourra conclure qu'une action directe, sans passer par une évaluation détaillée des risques, est une option plus avantageuse. Dans ce cas, il sera présumé (à défaut d'aller plus loin dans l'analyse) que la situation répond aux critères de « menace grave » (hypothèse de « menace grave » de « dispersion »). L'expert évaluera alors l'urgence de l'assainissement et les mesures de sécurité et/ou de suivi qui s'imposeraient sur le terrain à titre conservatoire dans l'attente que les travaux soient réalisés.

Concernant les mesures de sécurité et/ou de suivi, les prescriptions détaillées à la section 5.5.1.2 ci-après ainsi que les prescriptions d'application à la section 5.6.2 de la partie A sont également à prendre en ligne de compte.

Sur base de ces lignes directrices, les conclusions opérationnelles de l'ESR- $N_{dispersion}$ seront formulées pour les différentes unités d'analyse retenues et, si pertinent, de façon globalisée pour d'autres unités de surface choisies pour le rapportage (parcelle cadastrale, partie de terrain, terrain).

5.4.2.3.2 Attribution d'une classe de risque

Une valeur de classe de risque (1, 2 ou 3) sera attribuée pour les différentes unités d'analyse retenues et, si pertinent, également de façon globale pour d'autres unités de surface choisies en matière de rapportage, ou pour le terrain dans sa globalité. On se référera aux principes définis ci-dessous (Figure 11), calés sur les principes généraux présentés à la section 5.4.2 de la partie A.

Si les conclusions opérationnelles de l'expert – formulées au terme de la partie 1 ou de la partie 2 de l'ESR- $N_{dispersion}$ sont que les risques de « dispersion » sont acceptables, alors la classe de risque vaut 1.

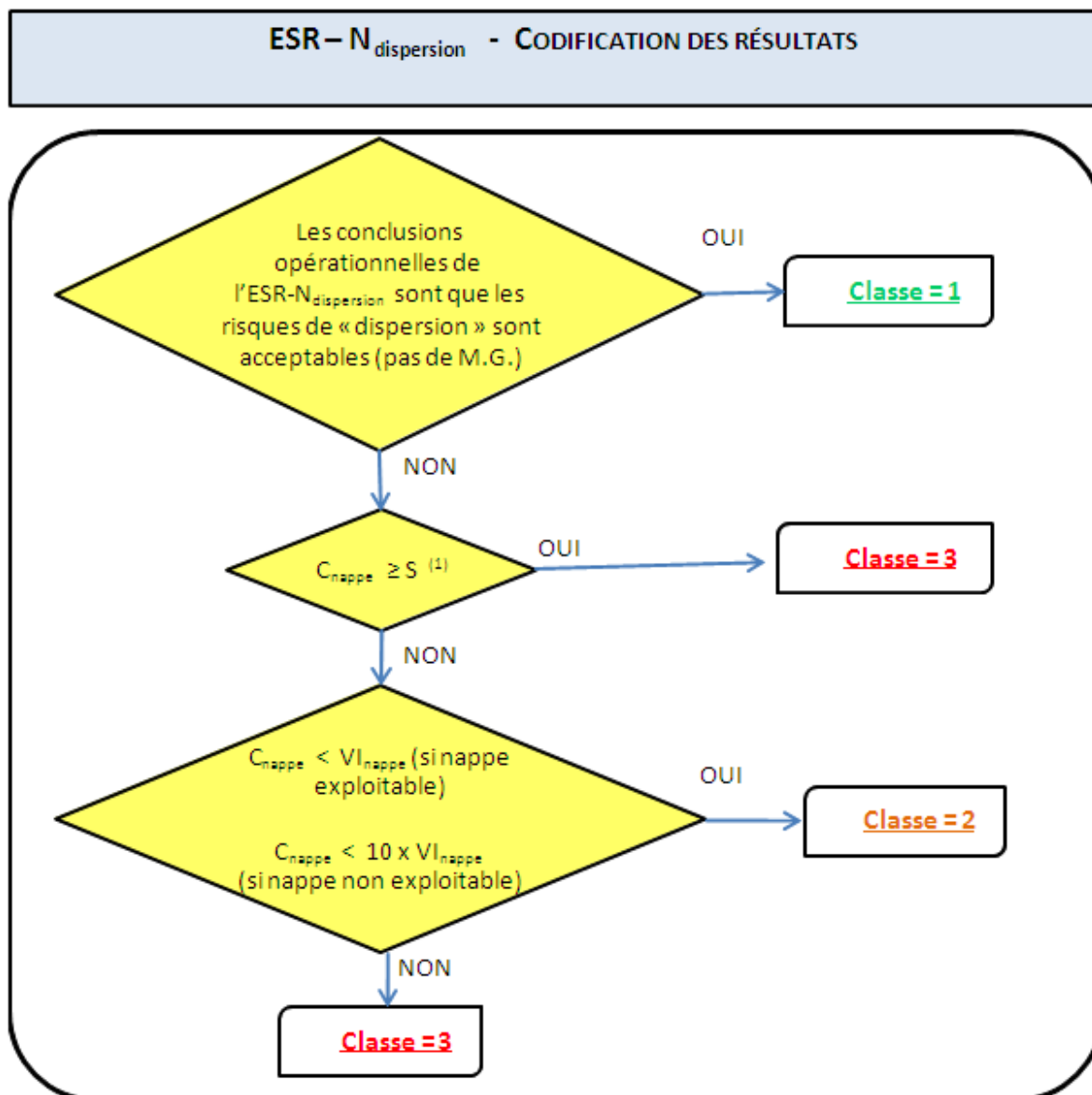
Dans les autres cas, les situations relèveront soit de la classe 2, soit de la classe 3, la distinction entre les classes 2 et 3 étant faite :

- 1) en comparant les concentrations mesurées aux valeurs de solubilité théorique (S, repris dans les tableaux des propriétés physico-chimiques de référence des polluants à l'**annexe B4** de la partie B du guide)³⁹ : si les concentrations sont supérieures aux valeurs de solubilité ou du même ordre de grandeur alors la valeur de classe est de 3 ;
- 2) sur base des résultats des tests de comparaison des valeurs de concentration mesurées dans la nappe aux valeurs limites de deuxième niveau⁴⁰, soit :
 - pour les nappes exploitables : VI_{nappe}
 - pour les nappes non exploitables : $10 \times VI_{nappe}$

³⁹ il y a lieu de prendre en compte que les valeurs limites VS_{nappe} ont été fixées pour certains polluants (par exemple l'anthracène) d'après les valeurs de solubilité (cf. Annexe C-1)

⁴⁰ à noter que la codification du risque avec distinction des situations relevant des classes 2 et 3 n'est pas obligatoire lorsque l'expert procède à l'ESR_N avec une approche spécifique ne faisant pas appel à des comparaisons des concentrations à des valeurs limites de 1^{er} et de 2^{ème} niveau.

Figure 11 - Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par ESR- $N_{dispersion}$ (S : valeur de solubilité dans l'eau).



⁽¹⁾ Solubilité théorique (reprise à l'Annexe B4 du GRER, Partie B).

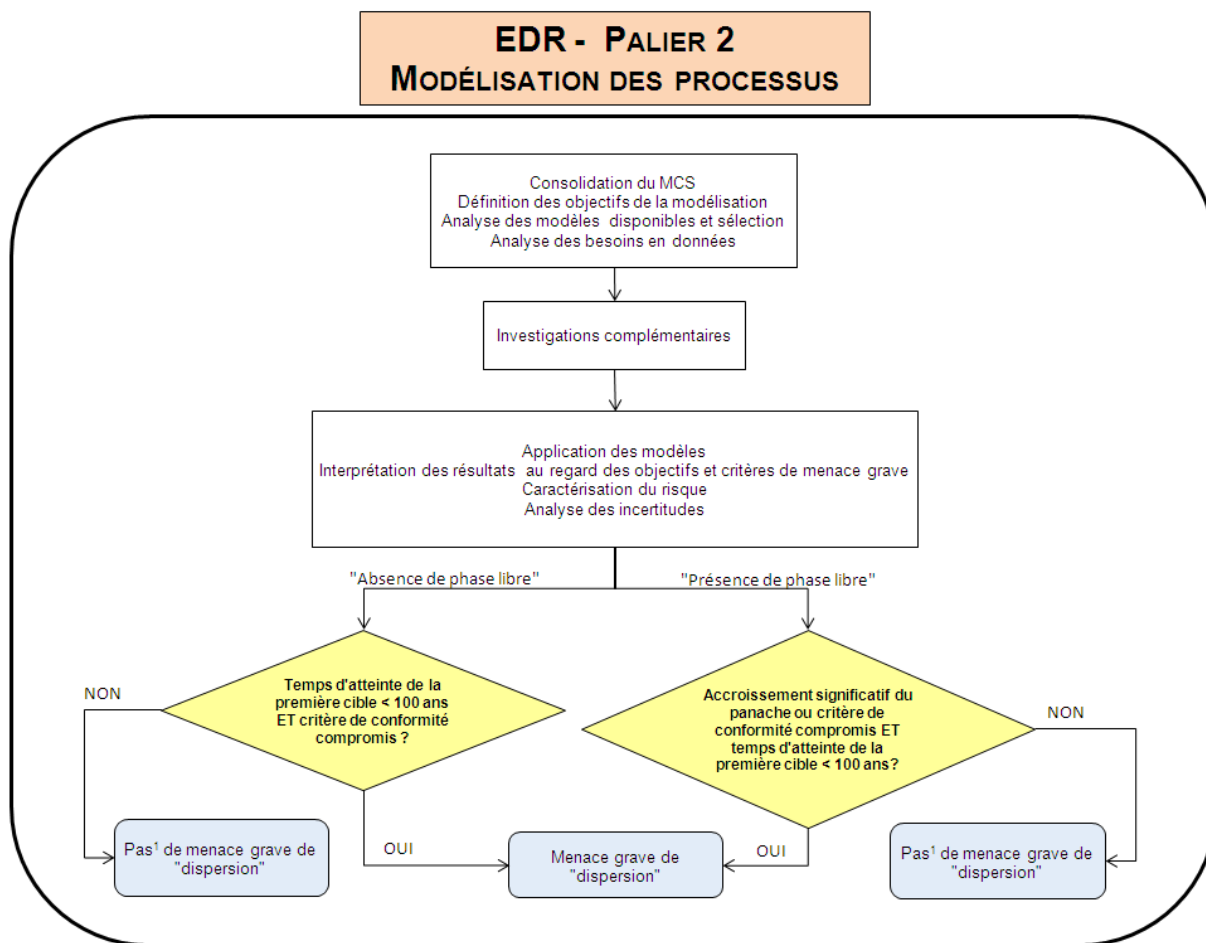
Le test avec le critère solubilité est facultatif et la C_{nappe} est une concentration soit mesurée, soit modélisée

5.4.3 Evaluation Détaillée des Risques de « dispersion »

Dans la mesure où elle se justifie économiquement, l'évaluation des risques de « dispersion » se poursuit avec l'objectif de se prononcer sur l'existence ou non de la « menace grave » en ayant recours à la modélisation (prédictive) des processus régissant le devenir de la ou des pollutions identifiées.

Les principales étapes de l'évaluation détaillée des risques de « dispersion » sont présentées succinctement à la Figure 12. L'expert se référera aux **annexes C-3, C-4 et C-6** pour de plus amples informations.

Figure 12 – Logigramme détaillé pour l'EDR « dispersion » - Palier2



Remarques

¹Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de "dispersion" persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des prévisions de "dispersion"

5.4.3.1 Analyse

Les objectifs de l'évaluation détaillée des risques de « dispersion » sont les mêmes que ceux de l'évaluation simplifiée, avec l'ajout, éventuellement, d'une modélisation de l'impact d'un lessivage d'une phase libre ou d'un solide lixiviable en zone saturée :

- estimer le temps de parcours du ou des polluants jusqu'à la ou aux cibles ;
- évaluer si les concentrations estimées en polluants – compte tenu des réserves encore lessivables dans le sol (section 5.3) et compte tenu de leurs vitesses de lessivage (actuelles ou prévisibles) dans cette nappe – respectent les objectifs de qualité aux points de conformité préalablement définis lors de l'élaboration du Modèle conceptuel du site ;
- évaluer si une pollution sous forme de phase liquide non aqueuse potentiellement mobile ou de masse solide lixiviable est susceptible de conduire à une augmentation significative du panache dissous (par exemple, couche flottante, couche dense, scories riches en métaux lourds, etc.).

Avant d'entamer la modélisation (prédictive) *stricto sensu*, il est recommandé de consolider, voire de redéfinir si nécessaire, le Modèle conceptuel du site en examinant, notamment, l'existence de processus d'atténuation potentiels qui jusqu'ici n'auraient pas été pris en compte (par exemple, la volatilisation au départ de la nappe aquifère, etc.) et en détaillant davantage les processus de transfert de masse et de migration en jeu (par exemples, la dissolution d'une couche flottante, la migration verticale d'une nappe à l'autre, etc.). L'expert devra aussi évaluer l'importance relative des processus qui interviennent dans la migration des polluants, de manière à cibler le contenu de l'évaluation détaillée. En effet, il est inutile de modéliser en détail la biodégradation d'un composé relativement peu biodégradable lorsque son atténuation sera surtout liée à son absorption au sol (par exemple, HAP lourds). Dans ce cas, il vaut mieux affiner l'estimation du **coefficient de partage**.

Ces processus étant identifiés, l'expert définira le plus clairement possible l'(les) objectif(s) spécifique(s) poursuivi(s) par la modélisation détaillée en fonction des enjeux et de l'importance relative des processus en jeu. Par exemple, ces objectifs peuvent inclure une évaluation de l'impact des phénomènes suivants sur la « dispersion » : biodégradation séquentielle, biodégradation limitée par l'apport d'accepteur d'électrons, lessivage d'une couche flottante combinée avec la biodégradation du produit dissous, atténuation d'un panache acide de métaux lourds dans un aquifère crayeux, dilution et atténuation de polluants migrant à travers une couche de sédiments à l'interface entre l'eau souterraine et l'eau de surface, transport vertical d'une nappe superficielle à une nappe profonde, écoulement dans un aquifère non isotrope, etc.

Parmi la grande variété de modèles disponibles, l'expert sélectionnera le modèle le plus approprié, compte tenu du polluant considéré, du Modèle conceptuel du site et des objectifs poursuivis. La présence au niveau des eaux souterraines de phase(s) liquide(s) non aqueuse(s) (NAPL) peut justifier le recours à des modèles diphasiques, voire multiphasiques. Des recommandations sont formulées à l'**annexe C-4**.

Le choix du ou des modèles étant opéré et justifié, l'expert évaluera le besoin de procéder ou non à des investigations complémentaires.

5.4.3.2 Acquisition des données complémentaires

La précision des résultats de la modélisation est largement dépendante de la quantité des données disponibles, de leur qualité et de leur utilisation. L'expert veillera à caractériser au mieux la zone saturée (tests de traçage, de perméabilité, etc.) et à acquérir les données spécifiques requises par le modèle choisi. L'expert procédera – si nécessaire – à des relevés piézométriques complémentaires et renseignera l'ampleur des fluctuations de la nappe aquifère. Selon les temps de simulation envisagés, le choix de l'expert s'orientera vers une modélisation soit en régime permanent, soit en régime transitoire.

5.4.3.3 Modélisation et analyse des résultats

5.4.3.3.1 Modélisation

Les mêmes recommandations quant aux phases de conceptualisation, calibration validation émises au Palier 2 de l'EDR de lessivage sont d'application pour le module de « dispersion », transposées au milieu saturé.

Dans la mesure où le modèle retenu ne simule pas avec une précision suffisante le ou les processus pour lesquels il a été conçu, l'expert réévaluera, indépendamment ou conjointement, le choix du modèle, la quantité et la qualité des données disponibles.

Dans le cas contraire, le modèle validé pourra être utilisé pour le calcul (prédictif). Les résultats seront alors interprétés au regard des objectifs prédéfinis et des critères de « menace grave », en incluant une analyse des incertitudes.

5.4.3.3.2 Interprétation des résultats et analyse des incertitudes

Les résultats de la modélisation sont interprétés par rapport aux objectifs de qualité correspondant aux cibles considérées, comme indiqué à la section 2.1.2. Si un des récepteurs est l'être humain ou une cible écologique, deux possibilités se présentent :

- soit le résultat de la modélisation de la « dispersion » (concentration au point de conformité) est interprété dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine (partie B) ou pour les écosystèmes (partie D) afin de démontrer la présence ou l'absence d'une « menace grave » pour la santé humaine ou les écosystèmes causée par la pollution projetée au point de conformité ;
- soit l'objectif de qualité au point de conformité est fourni par l'évaluateur des risques pour la santé humaine (ou les écosystèmes) sous la forme d'une concentration dans les eaux souterraines.

Les résultats quantitatifs de l'évaluation détaillée des risques ne sont pas des mesures exactes du risque réel, en raison des incertitudes rencontrées tout au long du processus d'évaluation.

Les modèles mathématiques décrivant les phénomènes réels, tels qu'utilisés dans le cadre de l'évaluation détaillée des risques pour les eaux souterraines, contiennent classiquement deux types d'incertitudes :

- le premier type est lié au modèle lui-même et dû à la description physico-chimico-mathématique inexacte du système ;
- le second type est lié aux paramètres du modèle et dû aux erreurs d'estimation et de procédures adoptées dans la collecte des données expérimentales utilisées.

Une analyse de ces incertitudes permet de :

- mettre en perspective les résultats obtenus de manière à mieux informer la prise de décision ;
- mettre en évidence les points de l'évaluation détaillée des risques où un effort supplémentaire dans l'acquisition de données et/ou de modélisation pourrait réduire de façon substantielle l'incertitude entourant le résultat.

Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence de « menace grave » persiste, mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude et des mesures de sécurité en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

Au minimum, dans le cadre d'une évaluation détaillée des risques de « dispersion », l'expert devra inclure, dans son rapport, une analyse qualitative des incertitudes et de leur impact sur les résultats prédits.

Cette analyse peut prendre la forme d'un tableau, comme indiqué dans l'exemple ci-dessous.

Paramètre	Hypothèse retenue	Influence sur les résultats des calculs de risque
Campagnes de mesures dans les eaux*	30 piézomètres eau installés et 3 campagnes de mesures lors des études d'orientation et de caractérisation	Réaliste
Concentrations représentatives dans les eaux	Valeurs maximales mesurées	Surestimation
Gradient	Moyenne des mesures en été et en hiver	Réaliste
Conductivité hydraulique	Estimation sur la base d'un test de pompage	Réaliste pour autant que la lithologie du site soit uniforme
K _d de dispersion	Valeur par défaut	Réaliste si le sol correspond au caractère du sol standard
Modèle de « dispersion »	Modèle sans biodégradation	Surestimation pour des polluants biodégradables

* Ces critères relèvent des études d'orientation et de caractérisation et doivent donc être évalués par le gestionnaire de l'étude de caractérisation.

Il est recommandé de procéder à une analyse quantitative des incertitudes lorsque les enjeux associés à la conclusion de l'étude de risque sont substantiels d'après l'appréciation de l'expert. L'analyse quantitative des incertitudes la plus courante est l'analyse de sensibilité des paramètres d'entrée. En effet, les valeurs des paramètres d'entrée d'un modèle n'étant que très rarement connues exactement et étant très souvent affectées d'un important degré d'incertitude, elles peuvent influencer sérieusement les prédictions.

Le but de l'analyse de sensibilité est, dès lors, de parvenir à identifier les paramètres d'entrée du modèle les plus sensibles, c'est-à-dire ceux pour lesquels une simple variation peut entraîner des changements considérables dans les sorties du modèle.

L'expert veillera, dès lors, à compléter les résultats prédictifs du modèle utilisé dans le cadre de son approche de palier 2 d'une analyse de sensibilité et à vérifier, sur la base de celle-ci :

- la pertinence de sa démarche de modélisation et des conclusions auxquelles elle mène, compte tenu du niveau de précision que doit avoir chaque paramètre « sensible » et de l'attention qu'on doit lui accorder (durant l'étude de caractérisation) lors de sa détermination sur le terrain ou en laboratoire ;
- l'adéquation des mesures éventuelles de suivi et de sécurité auxquelles il conclut, compte tenu du niveau de précision que doit avoir chaque paramètre « sensible » faisant l'objet d'un suivi ou servant d'indicateur de performance de la mise en sécurité proposée.

Cette analyse de sensibilité pourra être opérée à l'aide de logiciels classiques de type WinPEST-ASP (ParameterESTimation – Advanced Spatial Parameterization) ou en se référant notamment aux travaux de Saltelli *et al.* (2000a, 2000b, 2002).

Outre l'analyse de sensibilité, d'autres outils pour le traitement des incertitudes existent, notamment :

- les simulations Monte Carlo qui consistent, au départ d'un échantillonnage aléatoire de distributions de probabilité cumulées des paramètres, à réitérer les calculs un nombre n de fois et à représenter les résultats sous la forme de distributions de fréquences cumulées ; ces résultats peuvent être comparés à l'objectif de qualité fixé pour un certain niveau de confiance ;
- l'utilisation des nombres flous⁴¹ qui décrivent la vraisemblance que le paramètre sensible prenne l'une ou l'autre valeur jugée « possible » (plutôt que « probable »).

5.4.3.4 Avis de l'expert

Sur la base des résultats de modélisation et de l'analyse des incertitudes, l'expert conclura :

- soit à l'absence (probable) de « menace grave » ; si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une « menace grave » de « dispersion » persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou des modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude (assorti, éventuellement, de mesures de sécurité). L'expert veillera néanmoins à préciser et à motiver de manière détaillée en quoi il s'estime raisonnablement confiant dans la validité des hypothèses et des développements qui l'amènent à procéder de la sorte, afin qu'un tiers avis spécifique puisse, le cas échéant, être valablement prononcé ;
- soit à l'existence d'une « menace grave » de « dispersion » ; l'expert doit exploiter les résultats pour se prononcer sur l'urgence de l'assainissement ; les résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines-module « dispersion » sont éventuellement à combiner avec les résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines-module lessivage (section 5.3) ainsi qu'avec ceux issus des évaluations des risques relatives à la santé humaine (partie B) ou les écosystèmes (partie D).

⁴¹Cette méthode s'appliquera lorsque les données sont incomplètes ou imprécises ou lorsqu'une représentation statistique n'a pas de sens.

5.5 Conclusion globale de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines

5.5.1 Conclusion globale de l'évaluation simplifiée des risques (ESR-N)

Des conclusions globales, intégrant les aspects lessivage et « dispersion », sont fournies à propos des différentes unités spatiales d'analyse prises en compte dans les ESR-N_{lessivage} et ESR-N_{dispersion}, et ensuite de façon globalisée à différentes échelles spatiales du terrain retenues à l'initiative de l'expert : parcelles cadastrales (de façon à pouvoir, le cas échéant, transcrire les résultats dans les certificats de contrôle du sol), parties de terrain, et éventuellement terrain pris dans son ensemble.

5.5.1.1 Conclusions globales sur l'acceptabilité du risque ou la poursuite de l'ER-N

Sur base des lignes directrices fournies ci-avant (cf. 5.3.2 et 0) et des synthèses opérées sur les aspects lessivage (cf. 5.3.2.3.1) et « dispersion » (cf. 5.4.2.3.1) conclut globalement :

- quant à l'acceptabilité du risque pour les eaux souterraines (pas de « menace grave ») ou alternativement quant au fait que la « menace grave » pour les eaux souterraines doit être retenue à titre d'hypothèse ;
- pour les situations où la « menace grave » pour les eaux souterraines doit être retenue à titre d'hypothèse : l'expert fournit et justifie ses recommandations (éventuellement, et selon la stratégie de l'ER retenue, en intégrant les aspects « santé humaine » et « écotoxicité » de l'ESR (ESR-H et ESR-E) quant à l'alternative : soit de poursuivre l'ER-N, soit de passer directement à l'étape de la définition du projet d'assainissement.

5.5.1.2 Mesures de sécurité décidées au stade ESR

Dans les situations où la « menace grave » reste à titre d'hypothèse au terme de l'ESR-N_{lessivage} et/ou de l'ESR-N_{dispersion} et qu'une EDR-N est envisagée, celle-ci et ses suites opérationnelles éventuelles (assainissement, mesures de gestion des risques) définiront *in fine* si des mesures de sécurité et/ou de suivi doivent être mises en place ainsi que la nature des mesures et leurs prescriptions d'application.

Des recommandations pour la fixation des mesures de sécurité et/ou de suivi pour les eaux souterraines (pour les aspects lessivage et « dispersion » et sans distinction des stades ESR et EDR) sont fournies à la section 5.5.2.2. Ces recommandations complètent les principes d'application générale convenus la fixation des mesures de sécurité et/ou de suivi à la section 5.6.2 de la partie A.

Au stade ESR, les mesures de sécurité et/ou de suivi sont à fixer dans les cas suivants :

1. cas des mesures de suivis recommandées à la section 3 lorsqu'il s'agit de couvrir des incertitudes restantes à propos de l'acceptabilité des risques au stade ESR ;
2. cas des mesures de suivis à imposer lorsque l'acceptabilité des risques de lessivage est conditionnée par le maintien en place de revêtements imperméables de surface (couverture du risque de retrait de la couche étanche et de la perte possible du caractère étanche avec le temps) ;
3. cas des mesures de sécurité à imposer lorsque les risques sont reconnus acceptables et qu'il existe néanmoins :
 - des concentrations supérieures à VI_N dans le « sol »

- des concentrations supérieures à VI_{nappe} dans l'eau souterraine ;
- 4. cas des mesures de sécurité et/ou de suivi à imposer – selon l'avis de l'expert - à titre dans conservatoire pour prévenir les flux de lessivage ou de « dispersion » supplémentaires dans l'attente de la mise en oeuvre des travaux d'assainissement ou dans l'attente de la réalisation d'une EDR-N.

5.5.1.3 Codification du risque global pour les eaux souterraines

A l'initiative de l'expert les résultats de la codification du risque (5.3.2.3.2 et 5.4.2.3.2) pourront être intégrés entre eux et globalisés aux différentes échelles spatiales pertinentes : on se référera à chaque fois aux valeurs maximales des valeurs de classe.

5.5.2 Conclusions globales de l'évaluation détaillée des risques (EDR-N)

5.5.2.1 Conclusions globales relatives à la présence d'une « menace grave », à l'urgence de l'assainissement et au niveau de risque

Les situations suivantes peuvent être rencontrées :

- absence de « menace grave » de lessivage et de « menace grave » de « dispersion » ;
- présence (présumée) d'une « menace grave » de lessivage associée à un dépassement futur de la VS_{nappe} , dans une nappe exploitable sous-jacente, mais absence de « menace grave » de « dispersion » parce que le lessivage n'aura pas d'impact sur les autres cibles considérées en aval. Il y a, par défaut, « menace grave » pour les eaux souterraines en tant que récepteur et en vertu du principe de non-aggravation de la qualité des nappes. Le niveau de risque dépend de l'ampleur du lessivage en termes de concentrations futures au niveau de la nappe et en termes de masse totale lessivée (critère d'impact significatif). L'urgence de l'assainissement dépendra de la vitesse de lessivage ;
- présence (présumée) d'une « menace grave » de « dispersion », mais absence de « menace grave » de lessivage. Ce cas peut se présenter lorsque toute la pollution dans la zone non saturée a déjà été lessivée ou si la source de la pollution se situe sous le niveau de la nappe (par exemple : citerne dont le fond est sous le niveau d'eau). Il y a donc « menace grave » pour les eaux souterraines et l'urgence de l'assainissement est fonction du délai d'atteinte de la ou des cibles. Le niveau de risque dépend de la concentration future au droit de la cible et de la durée de l'impact ;
- présence (présumée) d'une « menace grave » de lessivage et d'une « menace grave » de « dispersion ». Il y a donc « menace grave » pour les eaux souterraines et l'urgence de l'assainissement est fonction de la vitesse de lessivage et du délai d'atteinte de la ou des cibles. Le niveau de risque dépend de l'ampleur du lessivage en termes de concentrations futures au niveau de la nappe et en termes de masse totale lessivée (critère d'impact significatif), ainsi que de la concentration future au niveau de la cible et de la durée de l'impact.

5.5.2.2 *Recommandation au sujet des mesures de sécurité et/ou de suivi éventuellement nécessaires*

En fonction des résultats de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines, l'expert jugera s'il est pertinent de préconiser des mesures de sécurité et/ou de suivi. Pour rappel, des mesures de sécurité et/ou de suivi sont requises dans le cadre du « décret sols » si au moins une concentration représentative actuelle ou future au niveau de l'eau est supérieure à la VI_{nappe} ou si au moins une concentration représentative au niveau du sol est supérieure à VI_N (sauf si l'assainissement proposé éliminera les dépassements de normes).

Les « mesures de sécurité » seront surtout des mesures liées aux modifications de configuration des terrains, puisqu'elles seront déterminantes des risques de lessivage et de « dispersion » (revêtement induré, égouttage, restriction de captage, etc.). Elles pourront également viser l'engagement de mesures conservatoires. Il pourra s'agir, par exemple, d'évaluer le bien-fondé de mesures de pompage temporaires dans la nappe de façon à réduire les risques de « dispersion » dans l'attente des travaux d'assainissement.

Les « mesures de suivi », dans le cadre particulier de la prévention des risques pour les eaux souterraines, consisteront, le plus souvent, en une obligation de suivi sur la qualité des eaux souterraines selon un programme bien défini fixant les points de conformité (piézomètres, puits d'observation, sources, captages concernés), les polluants à mesurer, le calendrier des analyses (fréquence et durée) et les seuils de qualité des eaux à respecter. Ces mesures auront pour objet de couvrir les incertitudes associées aux calculs de l'évaluation des risques.

Dans les cas complexes, l'évaluation des risques pour les eaux souterraines pourra, par exemple, conclure, sur la base d'un faisceau d'indices convergents, que les risques d'une « dispersion » significative de polluant à l'aval hydrogéologique du terrain, actuellement et dans le futur, sont probablement faibles (maîtrise probable ou très probable des risques). Cette probabilité pourra être jugée suffisante pour ne pas déclarer – ou ne pas déclarer dans l'immédiat – qu'il y a présence d'une « menace grave », pour autant :

- qu'un suivi dans le temps soit effectué pour vérifier la justesse des conclusions de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines ;
- qu'un plan de « rechange » soit disponible pour réaliser l'assainissement des eaux dans le cas où le suivi indiquerait qu'il y a effectivement « menace grave ».

Un exemple typique est la prise en compte de la biodégradation dans la modélisation de la migration des polluants. Il est souvent difficile, au stade de l'étude de caractérisation, de déterminer si la vitesse de biodégradation est suffisante pour empêcher la migration d'un panache. Un suivi de plusieurs années permettra de vérifier si le panache est stable ou même en régression. Si le faisceau d'indices est solide, l'expert peut retenir l'hypothèse d'absence de « menace grave », mais il recommandera un suivi pour confirmer les hypothèses de l'étude.

Si le faisceau d'indices suggère que la biodégradation réduit la vitesse de migration mais que les informations sont insuffisantes pour s'assurer que cette biodégradation sera suffisante à long terme pour prévenir des impacts sur des cibles, alors l'expert ne tiendra pas compte de la biodégradation dans sa modélisation et retiendra le cas échéant l'hypothèse d'une « menace grave ». Il pourra néanmoins retenir le suivi de l'atténuation naturelle comme **technique d'assainissement** dans le projet d'assainissement si l'urgence de celui-ci n'est pas élevée, mais en l'accompagnant d'un suivi au

niveau de points de contrôle, avec des seuils d'intervention bien définis. De plus, il prévoira un plan de rechange à mettre en œuvre dans le cas où la technique retenue se révélerait inadéquate.

Lorsqu'un projet d'assainissement n'est pas requis, mais que des mesures de suivi sont préconisées, ces mesures de suivi font partie des conclusions de l'étude de caractérisation précisant non seulement les paramètres à suivre, mais les critères d'interprétation (par exemple, concentrations maximales admissibles pour ces paramètres auxquelles comparer les résultats des analyses) et les actions à mener en cas de dépassement des seuils d'intervention.

6. Références bibliographiques

Bocard Ch. (2006). Marées noires et sols pollués par des hydrocarbures : enjeux environnementaux et traitements des pollutions. IFP Publications, Editions Technip, Paris, 295 p.

De Marsily G. (1981). Hydrogéologie quantitative. Editions Masson, 216p.

Otte P.F, M.C Zijp, K. Kovar, J.P.A Lijzen, F.A Swartjes, A.J Verschoor. (2007). A tiered procedure to assess risk due to contaminant migration in groundwater. RIVM Report 711701056. Bilthoven, The Netherlands.

Saltelli A., K. Chan and M. Scott, Eds. (2000a). Sensitivity Analysis, John Wiley & Sons.

Saltelli A., S. Tarantola, F. Campolongo. (2000b). Statistical Science, 15(4), 377-395.

Saltelli A. and S. Tarantola. (2002). Journal of American Statistical Association, 97(459), 702-709, Vegter, J. 2001. Sustainable Contaminated Land Management : a Risk-based Land Management Approach. Land Contamination & Reclamation 9(1), 95-100.

Par ailleurs, les termes définis dans le glossaire sont extraits des références mentionnées ci-dessous⁴².

- [1] Décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'environnement constituant le Code de l'eau, publié au Moniteur belge du 23 septembre 2004 (<http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/codeeaudcret.htm>).
- [2] Glossaire français consultable sur le site « portail Sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr » du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (<http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr>).

⁴²Ces références sont numérotées par souci de clarté, les termes du glossaire renvoyant chaque fois à un numéro particulier.

7. Glossaire

Note : les concepts communément utilisés sont présentés dans le glossaire des concepts clés du Code Wallon de Bonne Pratique. Seuls les concepts spécifiques au GRER – partie C sont donnés ci-dessous :

BIODÉGRADATION : décomposition, plus ou moins rapide, de certaines substances (p. ex. matière organique), en molécules plus simples, résultant des actions complexes d'organismes vivants, aérobies ou anaérobies. La dégradation peut être incomplète (modification de la structure initiale de la molécule) ou complète (transformation en substances inorganiques, telles que CO₂, CH₄...) [2].

COEFFICIENT DE PARTAGE CARBONE ORGANIQUE - EAU (K_{oc}) : rapport entre la quantité de substance adsorbée par unité de poids de carbone organique et la concentration restant en solution à l'équilibre [2].

COEFFICIENT DE PARTAGE OCTANOL-EAU (K_{ow}): rapport entre la concentration d'une substance dans une phase octanol et sa concentration dans une phase aqueuse à l'équilibre. Ce coefficient permet d'indiquer l'affinité d'une substance entre les phases organique et aqueuse. Il reflète la propension des substances à s'adsorber sur la matière organique présente dans les sols [2].

COEFFICIENT DE PARTAGE SOLIDE-LIQUIDE (K_d OU K_p) : rapport entre la concentration d'une substance dans un substrat solide (sol, sédiment...) et sa concentration résiduelle dans la phase aqueuse. Ce coefficient est un indicateur des capacités d'adsorption desdites substances sur des substrats solides [2].

COMPARTIMENT : subdivision de l'environnement (synonyme : milieu ; exemples : air, eau, sol, faune, flore...) [2].

COMPARTIMENT D'EXPOSITION : compartiment avec lequel la cible considérée a un contact direct. Exemples : air extérieur, air de l'habitation, eau d'alimentation, eau du lieu de baignade, parties comestibles des fruits et légumes consommés [2].

DEMI-VIE (TEMPS DE OU PÉRIODE DE) : laps de temps nécessaire pour qu'une masse, une concentration, une activité d'un agent chimique ou physique soit diminuée de moitié [2].

EAU DE RUISSELLEMENT : eau de pluie s'écoulant sur la surface du sol [2].

EAU DOMESTIQUE : eau utilisée par l'homme pour ses besoins domestiques (cuisine, toilettes, salles de bains, etc.) [2].

EAU INDUSTRIELLE : eau utilisée dans le cadre d'une installation industrielle (eau de procédé, de refroidissement) [2].

EAUX DE SURFACE ORDINAIRES : les eaux des voies navigables, les eaux des cours d'eau non navigables, y compris leurs parcours souterrains, les ruisseaux et rivières, même à débit intermittent en amont du point où ils sont classés comme cours d'eau non navigables, les eaux des lacs, des étangs et autres eaux courantes et stagnantes à l'exception des eaux des voies artificielles d'écoulement [1].

EAUX DESTINÉES A LA CONSOMMATION HUMAINE : les eaux, soit en l'état, soit après traitement, destinées à la boisson, à la cuisson, à la préparation d'aliments, ou à d'autres usages domestiques, quelle que soit leur origine, et qu'elles soient fournies par un réseau de distribution par canalisations ou à partir d'une prise d'eau privée, d'un camion-citerne ou d'un bateau-citerne, ainsi que les eaux fournies aux établissements alimentaires à partir d'un réseau de distribution avant toute manipulation ou tout traitement dans ces établissements [1].

EAUX POTABILISABLES : toutes eaux souterraines ou de surface qui, naturellement ou après un traitement approprié physico-chimique ou microbiologique, sont destinées à être distribuées pour être bues sans danger pour la santé [1] ; toutes eaux de surface classées dans une zone d'eaux potabilisables établie en vertu de l'article 156 du Code de l'eau.

EAUX SOUTERRAINES : toutes eaux se trouvant sous la surface du sol dans la zone de saturation qui sont en contact direct avec le sol ou le sous-sol [1].

EAUX USEES : eaux ayant été utilisées par l'homme dans le cadre de ses activités domestiques ou industrielles [2] comprenant :

- les eaux polluées artificiellement ou ayant fait l'objet d'une utilisation, en ce compris les eaux de refroidissement ;
- les eaux de ruissellement artificiel d'origine pluviale ;
- les eaux épurées en vue de leur rejet [1].

HYDROGÉOLOGIE : science des eaux souterraines, comprises dans les sciences de la Terre ; connaissance des conditions géologiques et hydrologiques et des lois physiques qui régissent l'origine, la présence, les mouvements et les propriétés des eaux souterraines. Applications de ces connaissances aux actions humaines sur les eaux souterraines, notamment à leur prospection, à leur captage et à leur protection [2].

INACCEPTABLE (RISQUE JUGE) : se rapporte au niveau de risque à ne pas dépasser fixé par l'autorité publique [2].

MASSE D'EAU SOUTERRAINE : un volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou de plusieurs aquifères [1].

MILIEU: air, sol, eau et biote (faune, flore et micro-organismes) [2].

MODELE (MATHÉMATIQUE) : représentation mathématique d'un phénomène physique, chimique, biologique...[2].

PERMÉABILITÉ : aptitude d'un milieu à se laisser traverser par un fluide sous l'action d'un gradient hydraulique (différence de charge hydraulique entre deux points d'un aquifère par unité de distance, selon une direction donnée) ; cette perméabilité se traduira soit par une vitesse d'infiltration, soit par un coefficient de perméabilité à l'eau ; ce coefficient dépend notamment de l'état de saturation en eau du milieu ; la perméabilité s'exprime en volume d'eau par unité de temps et par unité de surface, mais aussi usuellement par unité de vitesse [2].

PIÉZOMÈTRE : dispositif servant à mesurer une hauteur piézométrique en un point donné de l'aquifère, qui indique la pression en ce point ; il permet l'observation ou l'enregistrement d'un niveau d'eau libre ou d'une pression [2]. Le piézomètre est également fréquemment utilisé pour le prélèvement d'échantillon d'eau souterraine.

PIÉZOMÉTRIE (OU SURFACE PIÉZOMÉTRIQUE) : surface idéale qui représente la distribution des charges hydrauliques d'une nappe à écoulement bidimensionnel, ou des charges rapportées à une surface déterminée. Elle est figurée par un ensemble de lignes équipotentielles de charges équidistantes [2].

POROSITÉ : ensemble des volumes de vides occupés par des fluides à l'intérieur d'un corps ou d'un milieu solide. Elle s'exprime par le rapport du volume des vides occupés par des fluides au volume total du solide [2].

VULNÉRABILITÉ : aptitude d'un milieu, d'un bien, d'une personne à subir un dommage à la suite d'un événement, naturel ou anthropique [2].

VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES : ensemble des caractéristiques d'un aquifère qui détermine la plus ou moins grande facilité d'accès à ce réservoir et de propagation dans celui-ci d'une substance considérée comme indésirable [2].

8. Annexes

ANNEXE C-1 – Rappel des conditions standard d'établissement des valeurs limites VS_N , VI_N , VS_{nappe} et VI_{nappe} (modèle conceptuel du site standard) et présentation des valeurs.

ANNEXE C-2 – Méthodologie générale pour l'ajustement des VS_N et des VI_N au stade de l'évaluation des risques de 1^{er} palier (ESR- $N_{lessivage}$).

ANNEXE C-3 – Présentation des outils

- ANNEXE C-3.1 – Méthodes de détermination du facteur de partition sol/eau K_d .
- ANNEXE C-3.2 – Références utiles pour la réalisation et l'interprétation d'un essai de traçage.
- ANNEXE C-3.3 – Méthode de détermination de la conductivité hydraulique K .
- ANNEXE C-3.4 – Méthodes de détermination de l'infiltration efficace I et de la teneur volumique en eau dans la vadosse θ_v .
- ANNEXE C-3.5 – Sélection des critères de conformité dans le cadre de l'évaluation des risques de dispersion.
- ANNEXE C-3.6 – Références utiles pour la détermination de la porosité efficace n_{eff} et de la densité apparente ρ_b .
- ANNEXE C-3.7 – Méthode pour la détermination de la constante de (bio)dégradation λ d'un polluant organique.

ANNEXE C-4 – Références utiles pour la modélisation du transfert de polluants dans le sol et les eaux souterraines.

ANNEXE C-5 – Transport en milieu insaturé : calcul du temps de transport d'un polluant par lessivage.

ANNEXE C-6 – Transport en milieu saturé : utilisation et validité de l'équation de Domenico (1987).

ANNEXE C-7 – Calcul pratique d'une CBR_N (Concentration Basée sur les Risques pour la Nappe) à l'aide de BIOSCREEN-AT-v1.43_FR.xlsm et de l'Outil ESR.