

Décret du 1^{er} mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols

Code Wallon de Bonnes Pratiques

Version 06

Guide de Référence pour l'Etude de Risques

PARTIE C : Evaluation des risques pour les nappes

Table des matières

| | |
|---|-----------|
| Liste des figures | 3 |
| Préambule | 3 |
| 1. Objectifs de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines | 4 |
| 1.1 Concepts clés ayant trait à l'évaluation des risques pour les eaux souterraines..... | 7 |
| 1.1.1 Concept de risque pour les eaux souterraines | 7 |
| 1.1.2 Concept de menace grave appliqué aux eaux souterraines (critères de décision) | 7 |
| 1.1.3 Concepts de point de conformité et <i>point de contrôle</i> | 9 |
| 1.1.4 Conditions d'occupation du terrain, situation et type d'usage retenus | 10 |
| 1.1.5 Modèle conceptuel du site standard | 10 |
| 1.2 Valeurs limites pour les eaux souterraines (VS_{nappe} et VL_{nappe}) et les sols ($VS_{N_{aj}}$, $VL_{N_{aj}}$) et CBR_N | 10 |
| 1.2.1 Portée de VS_{nappe} | 11 |
| 1.2.2 Portée de VL_{nappe} | 13 |
| 1.2.3 Portée de VS_N | 13 |
| 1.2.4 Portée de VL_N | 14 |
| 1.2.5 Portée de la CBR_N | 14 |
| 1.3 Concepts-clés liés aux notions hydrogéologiques | 15 |
| 1.3.1 Nappe exploitable et non exploitable | 15 |
| 1.3.2 Classification des nappes aquifères | 16 |
| 1.3.3 Nappe historiquement dégradée | 17 |
| 2. Introduction à la méthodologie générale | 17 |
| 3. Outils pour l'évaluation des risques pour les eaux souterraines..... | 21 |
| 3.1 Introduction générale | 21 |
| 3.2 Tableau de synthèse | 22 |
| 3.3 Introduction aux outils et à leur sélection | 24 |
| 4. Méthodologie..... | 26 |
| 4.1 Présentation des deux niveaux de la procédure | 26 |
| 4.1.1 Evaluation Simplifiée des Risques (ESR-N)..... | 27 |
| 4.1.2 Evaluation Détaillée des Risques (EDR-N) | 28 |
| 4.2 Etapes communes aux évaluations des risques de lessivage et de dispersion – Analyse préliminaire .. | 28 |
| 4.2.1 Détail du modèle conceptuel du site et zone de dispersion..... | 28 |
| 4.2.2 Situation et type d'usage retenus..... | 30 |
| 4.2.3 Concentrations représentatives | 30 |
| 4.3 Module lessivage | 30 |
| 4.3.1 Objectifs, stratégie et lignes méthodologiques générales | 30 |
| 4.3.2 Evaluation Simplifiée des Risques de lessivage ($ESR-N_{\text{lessivage}}$) | 31 |
| 4.3.3 Evaluation Détaillée des Risques de lessivage ($EDR-N_{\text{lessivage}}$) | 38 |
| 4.4 Module dispersion | 43 |
| 4.4.1 Objectifs et lignes méthodologiques générales..... | 43 |
| 4.4.2 Evaluation Simplifiée des Risques de dispersion | 44 |
| 4.4.3 Evaluation Détaillée des Risques de dispersion..... | 50 |
| 4.5 Conclusion globale de l'évaluation des risques pour les eaux souterraines | 54 |
| 4.5.1 Conclusion globale de l'évaluation simplifiée des risques (ESR-N)..... | 54 |
| 4.5.2 Conclusions globales de l'évaluation détaillée des risques (EDR-N)..... | 54 |
| 5. Références bibliographiques | 56 |
| 6. Glossaire | 57 |
| 7. Annexes | 59 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1 : Logigramme méthodologique d'évaluation des risques pour les eaux souterraines | 6 |
| Figure 2- Principe de calcul des CBR_N au stade de l'ESR-N..... | 14 |
| Figure 3- Logigramme méthodologique général pour le module lessivage..... | 19 |
| Figure 4 – Logigramme méthodologique pour le module dispersion..... | 20 |
| Figure 5 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Niveau 1 sans considération du temps..... | 35 |
| Figure 6 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Niveau 1 avec considération du temps | 36 |
| Figure 7– Logigramme détaillé pour l'EDR lessivage | 39 |
| Figure 8 –Logigramme détaillé pour l'ESR- $N_{dispersion}$ - Partie 1 | 45 |
| Figure 9 – Logigramme détaillé pour l'ESR – $N_{dispersion}$ Partie 2 par recours à des outils de pronostic simples et des hypothèses conservatoires | 47 |
| Figure 10 – Logigramme détaillé pour l'EDR dispersion – Niveau 2 | 50 |

Préambule

Ce document constitue la partie C de la version 06 du Guide de Référence pour l'étude de Risques – GRER.

Il résulte de la mise en œuvre, au 1^{er} janvier 2019, du décret du 1er mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols, dénommé dans ce guide "décret sols" et de ses arrêtés d'exécution.

La présente version tient compte également du retour d'expérience des quatre premières versions du guide, des avis des partenaires (ISSeP¹, SPAQuE²) impliqués dans l'application des dispositions du décret sols et dans la révision du CWBP .

Le présent guide définit le niveau de qualité auquel doit répondre l'étude de risques –volet nappes- pour répondre aux prescriptions visées notamment à l'article 49 du décret sols.

Le lecteur est dès lors invité à prendre connaissance dudit décret et des AGW susvisés préalablement à la lecture de ce guide. Ce guide précise également les spécificités méthodologiques auxquelles les experts, au sens de l'article 2, 21° du décret sols, doivent se conformer pour répondre à l'objectif de gestion des terrains pollués.

Il est à noter que le présent document n'a pas pour vocation de se substituer aux lois et règlements en vigueur et ne peut être utilisé pour les contourner ou les éviter. Il a pour but de fournir une méthodologie apte à répondre aux besoins et aux objectifs dans la majorité des cas rencontrés. Il offre toutefois la possibilité d'adapter la méthodologie pour répondre à des situations spécifiques et non conventionnelles.

¹ ISSeP – Institut Scientifique de Service Public

² SPAQuE – Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement

1. Objectifs de l'évaluation 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 saturée.

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 zones de pollution existante(s) au droit d'un terrain sur les ressources en eaux souterraines et les autres cibles associées aux eaux souterraines : eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau), captages, 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 (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.

Comme précisé dans l'introduction de la partie A du présent cahier, l'étude de 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 1.1.2) ou non. Selon les termes du décret sols, le fait que les risques soient considérés comme inacceptables entraînera 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 peut permettre de définir des 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 de suivi). Préciser les délais endéans lesquels les actions d'intervention doivent être engagées constituera le **deuxième objectif** opérationnel de l'étude de risques. 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 risques aura aussi pour **troisième objectif** de préciser si des mesures de sécurité et/ou de suivi sont nécessaires.

Dans le cadre particulier de la prévention des risques pour les eaux souterraines, les mesures de suivi consisteront le plus fréquemment, durant la durée des actes et travaux d'investigations ou d'assainissement, en une obligation de suivi de la qualité des eaux souterraines. Un programme sera défini fixant les points de conformité relevés à la section 1.1.3 (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.

Les mesures de sécurité correspondent aux mesures de gestion destinées à maîtriser les effets d'une pollution ou en prévenir l'apparition et sont consignées dans le certificat de contrôle du sol. Dans le cadre du volet nappe, une mesure

de post gestion correspondant à la mise en place d'un monitoring de suivi de la qualité de l'eau souterraine pourra être requise en vue de s'assurer que les risques liés à des pollutions résiduelles sont ou continuent à être acceptables.

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 niveaux de complexité croissante :

- **L'évaluation simplifiée des risques (ESR-N – Niveau 1)** ayant recours à des outils simples à caractère conservatoire ;
- **L'évaluation détaillée des risques (EDR-N – Niveau 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.

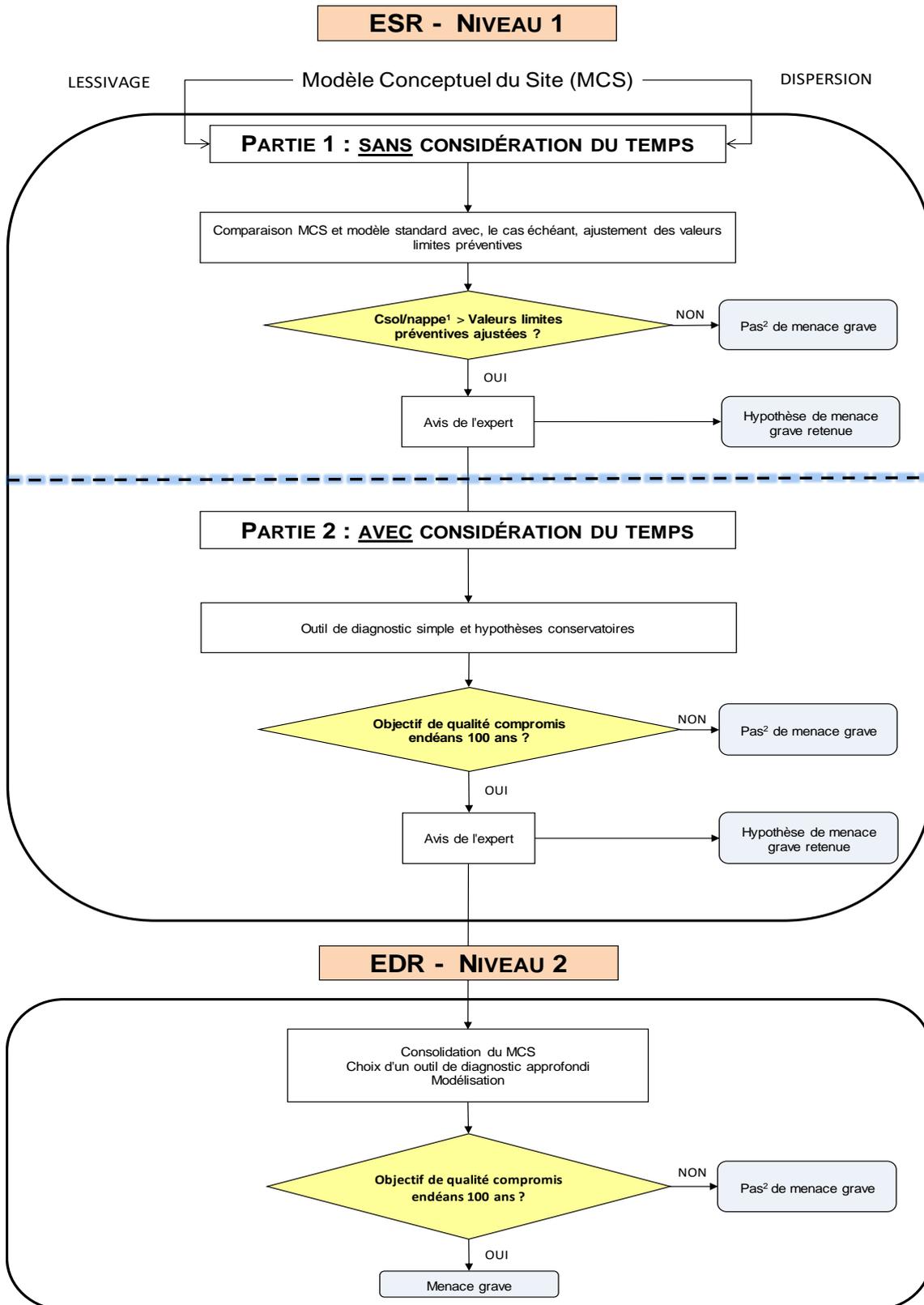
A chaque étape de l'interprétation, l'expert garde toutefois la possibilité de conclure à la présence d'une menace grave.

Il est également rappelé à l'expert que la partie A définit 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 en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

La méthodologie générale fait appel à un certain nombre de concepts. Les concepts communément utilisés sont réunis au sein d'un glossaire général constituant un volume individualisé du Code Wallon de Bonnes Pratiques et une liste de termes spécifiques à la présente partie sont définis à la section 6.

En outre, certains concepts clés, qui ont un enjeu particulier dans le cadre de l'évaluation des risques relatifs aux eaux souterraines, sont détaillés ci-dessous - 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.

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

1.1.1 Concept de risque pour les eaux souterraines

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 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 sol³ » du décret sols que dans le cadre plus général de la directive-cadre européenne sur l'eau.

1.1.2 Concept de menace grave appliqué aux eaux souterraines (critères de décision)

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

- Un des critères additionnels relatifs à la menace grave et à la nécessité d'assainir (GRER - partie A) est rencontré ;

Dans les autres cas :

- En ce qui concerne le lessivage : les polluants sont présents dans la zone non saturée⁴ 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 4.3.1 pour la notion d'impact significatif).
- En ce qui concerne la dispersion : les flux de transport des polluants⁵, 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 local⁶ risque(nt) d'être significativement compromis. Ces cibles particulières peuvent être : une eau de surface (cours

³ Le concept de « sol » au sens de l'article 2, 1°, du décret relatif à la gestion et à l'assainissement des sols du 01.03.2018 inclut l'eau souterraine.

⁴ La présence de ces polluants dans la zone non saturée n'exclut pas qu'ils soient déjà présents dans la zone saturée.

⁵ 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.

⁶ Eaux de surface (cours d'eau, plan d'eau, ...), puits de captage public, nappe exploitée ou exploitable à l'aval du terrain, ...

d'eau, plan d'eau,...), un puits de captage ou une prise d'eau, une nappe exploitée ou exploitable à l'aval du terrain.

Il importe de noter que tout impact avéré⁷ significatif – au moment de l'évaluation – sur l'eau⁸ ne constitue pas systématiquement une menace grave. Toutefois, si l'étude de caractérisation démontre que l'impact avéré de la pollution historique 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 (GRER- partie A).

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

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 qui par défaut est fixée à 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 une valeur limite - VL_{nappe} dans la nappe non exploitable **en limite aval du terrain**.

Les valeurs limite – VL_{nappe} – pour les polluants normés dans le cadre du décret sols du 01.03.2018 est disponible à l'annexe C-1.

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

Lorsque celle-ci est dépassée, l'impact du lessivage sur la nappe non exploitable sera évalué non pas au droit de la zone de pollution, mais en limite aval du terrain par défaut⁹. 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 VL_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 VL_{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.

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, cours d'eau) à préserver existent à l'intérieur des limites périphériques du terrain :

- captage : par défaut VS_{nappe} ou la concentration de fond lorsque celle-ci est supérieure à la valeur seuil ou la valeur particulière dans le cadre d'une pollution résiduelle. 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

⁷ 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.

⁸ Eau souterraine ou de surface

⁹ 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

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 ceux fixés par le décret sols 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} en présence d'une nappe exploitable et VL_{nappe} pour une nappe non exploitable ou à la concentration de fond lorsque celle-ci est supérieure à la valeur seuil ou à la valeur particulière dans le cadre d'une pollution résiduelle ;

S'il le juge pertinent, l'expert pourra soumettre à l'administration, dans son rapport d'étude de risques, d'autres objectifs de qualité sur base d'une proposition motivée en fonction de la cible à préserver.

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. 1.1.3 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

Les situations où la présence de phase libre à l'état mobile et en des quantités dépassant les capacités physiques de rétention du sol (produits libres) peut être objectivée, en surface (couche flottante, LNAPL) ou en profondeur (couche plongeante, DNAPL) dans l'eau souterraine doivent faire l'objet de travaux d'assainissement au sens des « critères additionnels relatifs à la menace grave » définies et développés dans la partie A du GRER.

1.1.3 Concepts de point de conformité et point de contrôle

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.

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 contrôle, pourront être établis de manière à permettre un suivi de l'évolution du panache de pollution (existant ou anticipé) et de vérifier les hypothèses de modélisation, validant ainsi la projection réalisée pour la cible effective en aval.

En tant que règle générale¹⁰, 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*¹¹), 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.

1.1.4 Conditions d'occupation du terrain, situation et type d'usage retenus

Les concepts relatifs aux conditions d'occupation du terrain et aux types d'usages associés sont développés dans la partie A du GRER.

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) en fonction de l'occupation du terrain, dans la mesure où ceux-ci ont un impact sur l'infiltration efficace.

1.1.5 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 VL_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**.

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

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

Toutefois, la méthodologie pour l'évaluation des risques – basée sur une approche par niveaux – 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 amener à proposer, sur une base motivée, des objectifs d'assainissement différents des valeurs retenues par défaut.

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

¹⁰ sauf à démontrer que le suivi de la dispersion peut être valablement assuré par le recours à un seul point de contrôle

¹¹ Modélisation de la cible vers la source au lieu d'une modélisation de la source vers la cible.

1.2.1 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 $\mu\text{g/l}$ – sera considérée comme l'objectif de qualité par défaut d'une nappe exploitable, en l'absence de normes plus pertinentes (section 1.1.2).

Les valeurs de VS_{nappe} ont été fixées sur la base d'un ensemble de critères traduisant le caractère d'eau « aisément potabilisable »¹². 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 1.3.1).

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**.

¹² 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 tel que modifié le 25 février 2016.

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 25 février 2016 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 25 février 2016 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 25 février 2016 se limitent aux substances suivantes :



| Polluants | décret sols (en $\mu\text{g/l}$) | Arrêté du Gouvernement wallon du 25 février 2016 (en $\mu\text{g/l}$) |
|--------------------|--------------------------------------|--|
| Cadmium | 5 | 3 |
| MTBE | 300 | 30 |
| Trichloroéthène | 70 | 7 |
| Tétrachloroéthène | 40 | 4 |
| 1,2-Dichloroéthène | 50 | 5 |
| Chlorure de vinyle | 5 | 0.25 |

1.2.2 Portée de VL_{nappe}

La VL_{nappe} est une concentration en polluant dans les eaux souterraines à un niveau au-delà duquel une évaluation du risque doit être estimée dans le cadre d'une nappe qualifiée de non exploitable.

La VL_{nappe} (exprimée en $\mu\text{g/l}$) a été retenue comme objectif de qualité d'une nappe non exploitable, par défaut en limite aval du terrain ou au droit de toute cible présente en amont de cette limite.

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 VL_{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 VL_{nappe} a finalement été fixée à la concentration la plus contraignante parmi celles associées à ces trois critères.

1.2.3 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.^{13}) 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 ajustées). En pratique, **l'ajustement de la VS_N est obligatoire et doit être réalisé au niveau 1 (ESR)**.

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 ajustées dans le sol garantit théoriquement le non-dépassement, même à long terme, des valeurs seuil pour les eaux souterraines VS_{nappe} (section 1.2.1) 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 exploitables dans l'évaluation des risques de lessivage au niveau 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 4.3), la valeur limite VS_N ajustée ne constitue pas nécessairement un critère pertinent de menace grave au niveau 1 de l'évaluation des risques de lessivage là où les

¹³ Par « mg/kg m.s. », on entend « mg/kg de matière sèche ».

VS_{nappe} ne sont pas applicables. Spécifiquement, dans le cas des nappes non exploitables, la $VL_{N\text{ ajustée}}$ est proposée pour l'évaluation des risques de lessivage.

1.2.4 Portée de VL_N

De façon analogue à VS_N , des valeurs VL_N sont proposées à l'**annexe C-1** par calcul en se référant à un Modèle Conceptuel du Site standard. Les VL_N sont calculées suivant la même procédure que les VS_N , à partir des VL_{nappe} , et doivent également être ajustées au niveau 1 pour fournir des VL_N ajustées. Pour rappel, les VL_{nappe} sont considérées comme non ajustables (section 1.2.2).

1.2.5 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 VL_{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 VL_{nappe} en limite de terrain). Elle s'établit par rétrocalcul (back-modelling) en deux étapes, comme schématisé ci-dessous.

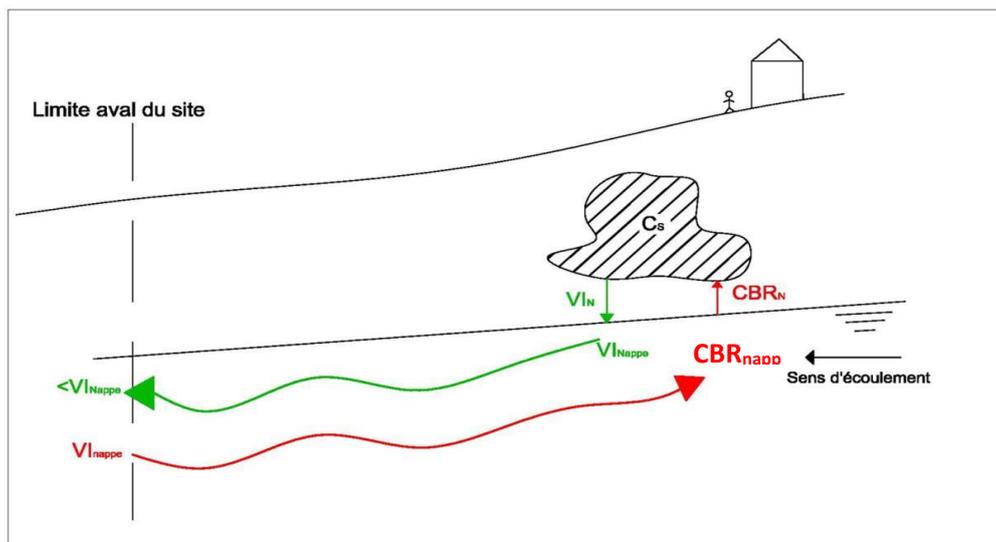


Figure 2- Principe de calcul des CBR_N au stade de l'ESR-N.

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 *a fortiori* point de conformité, sur base des équations qui ont permis d'ajuster les valeurs limites VL_{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 » - GRER - partie B). 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-6.

1.3 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.

1.3.1 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 Wallonie¹⁴, 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 géologiques¹⁵.

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).

¹⁴ Source : <http://environnement.wallonie.be/cartosig/cartehydrogeo/index.htm>

¹⁵ Source : <http://geologie.wallonie.be>

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 déclaré** ne constitue pas une cible.

1.3.2 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 deux exemples.

1.3.3 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 compétente¹⁶ 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 risques.

2. Introduction à la méthodologie générale

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

- Évaluation simplifiée des risques (ESR-N) 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 (EDR-N) 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 une cible est exposée à court terme de manière évidente), 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 entreprendre¹⁷ 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 suivi à mettre en œuvre.

Le passage de l'ESR-N à l'EDR-N 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 (partie 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 suivi nécessaires.

¹⁶ Il s'agit de la Direction générale opérationnelle (DGO3) Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (DGARNE) du Service public de Wallonie (SPW).

¹⁷Le lecteur pourra se référer à ce sujet au GRPA du CWBP.

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 complémentaires, alors il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude.

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.

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. Les deux processus sont évalués séparément pour les raisons suivantes :

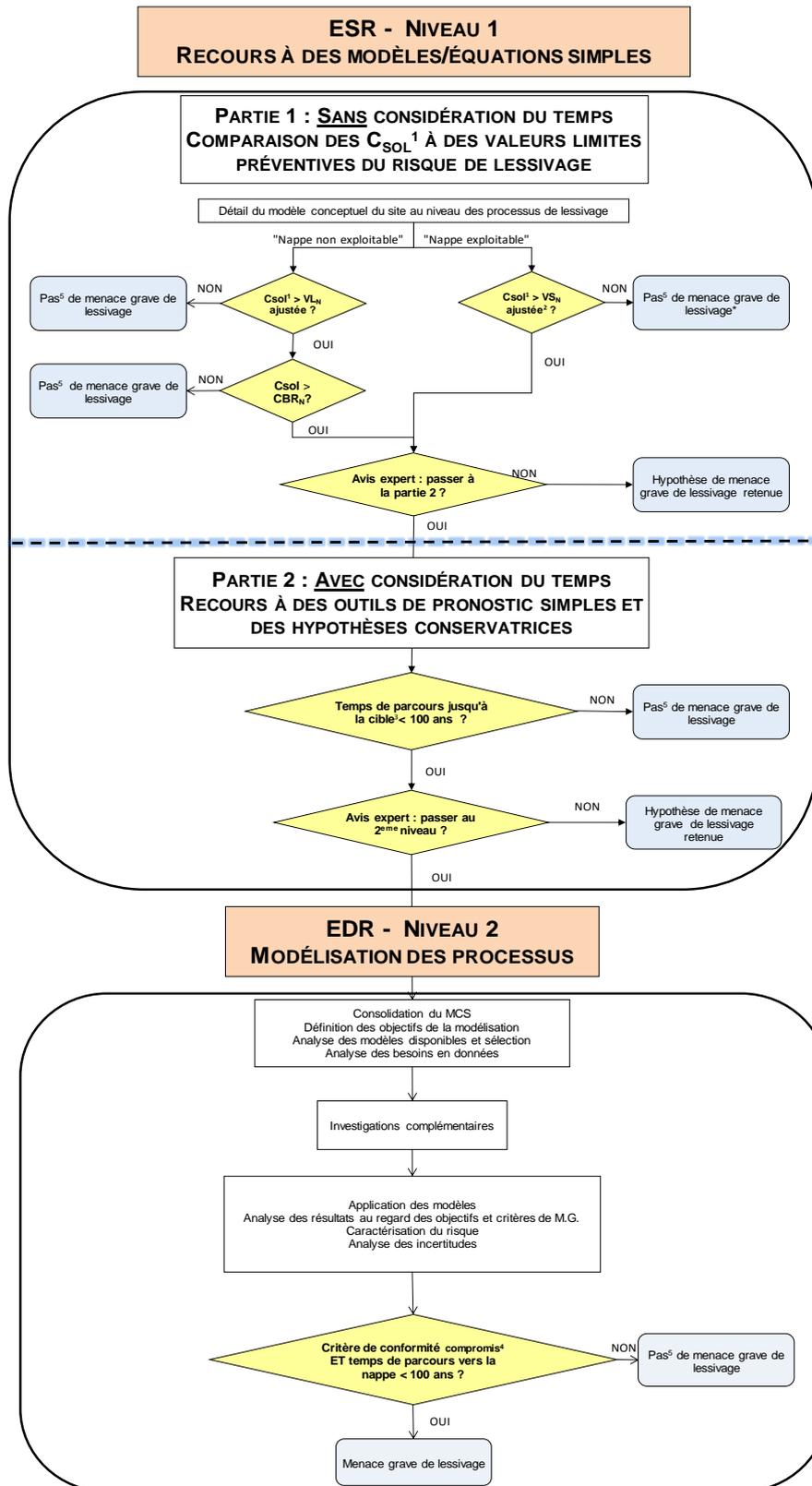
- ils font appel à des outils qui peuvent être différents ;
- en vertu du principe de préservation de la qualité de la nappe, des objectifs de qualité spécifiques à la nappe en tant que milieu récepteur sont pris en compte dans le cadre de l'évaluation du lessivage. En effet, mieux vaut prévenir, si 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.

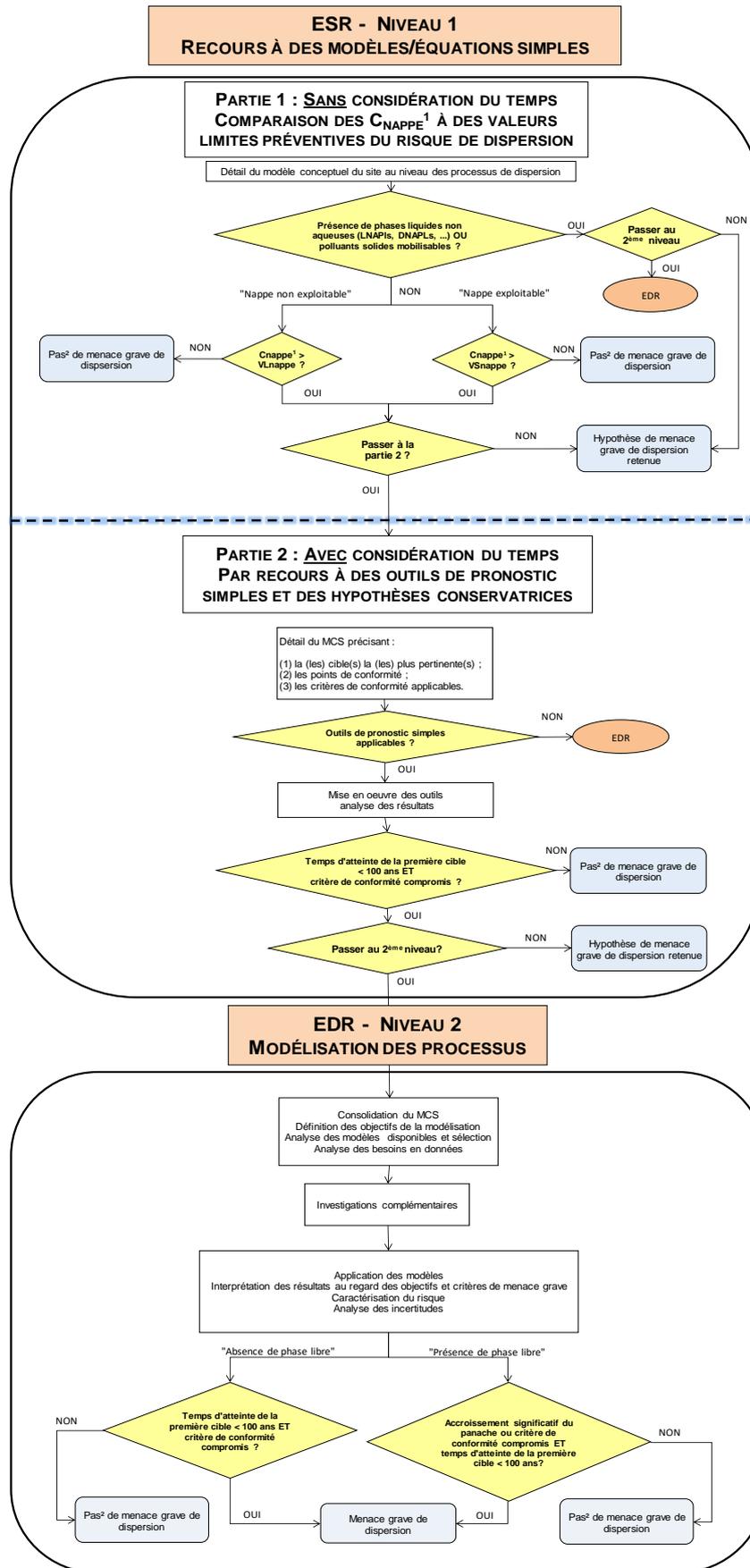
Figure 3- Logigramme méthodologique général pour le module lessivage



Remarques

- ¹ Mesure de suivi pour l'usage de l'eau
- ² C_{sol} = concentration représentative dans le sol sur le terrain
- ³ Avec valeur minimale = VS du décret sols
- ⁴ Cible = nappe si elle est exploitable OU la limite aval du terrain, à défaut d'autres cibles, si la nappe est non exploitable
- ⁵ Par défaut, pour une nappe exploitable : VS_{nappe} au droit de la contamination pour une nappe non exploitable : VL_{nappe} en limite aval du terrain ;
- ⁶ 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 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.

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

3.1 Introduction générale

Comme déjà expliqué, la méthodologie pour l'évaluation des risques est basée sur une approche par niveaux de complexité croissante permettant à chaque étape 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 / VL_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 proposés et aux modalités d'application du GRER-V06 qui précisent les paramètres minimums devant être encodés dans l'outil ESR.

3.2 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 <i>in situ</i> 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 | |
| | | | | | | | | 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 | | | | | | |
| 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 | | | | | | | | |
| | Données relatives à la géométrie de la source de pollution (étude de caractérisation) | - | X | | | | | | | | |
| Longueur de la zone contaminée parallèle au flux souterrain L (m) | Formation géologique de référence | 3.4 | X | | | | | | | | |
| | Bilan hydrologique | | | 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} ($\mu\text{g/l}$) | | Modèle analytique ou numérique du transfert d'un polluant déterminé dans la vadose | 4 | | X | | |
| | | | | (1) Résolution analytique de l'équation $t = d_{vc}.\theta_v.R_f / I^3$ | 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 |
| 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_f (mesure ou calcul en fonction de K_D) | Régressions linéaires, données issues de la littérature | 3.1 | X | | | | | | | | |
| Epaisseur de la vadose contaminée d_{VC} (m) | Test de lessivage <i>in situ</i> 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 | | | | | | | |

1 Relation référencée par Pickens and Grisak (1981), ASTM (1995), US-EPA (1986), Connor et al. (1997)
 2 Relation référencée par Gelhar & Axness (1981), US-EPA (1996)
 3 Relation référencée par Dragun (1988)

$VI_{nappe}=V_{Lnappe}$; $VI_{Najustée}=V_{LNajustée}$; palier 1= niveau 1 ; palier 2 =niveau 2

| | 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 dispersion | 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 Cnappe ($\mu\text{g/l}$) | Mesure <i>in situ</i> et comparaison de Cnappe 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 $X_c = [0 - 30 \text{ m}]$ (m) | Carte topographique, piézométrique locale | - | X | | | | | | |
| | | | Dispersivité longitudinale α_x (m) | Relation $\alpha_x = 0,1 \cdot L^{-1}$ | - | 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 | 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 ($\mu\text{g/l}$) | Facteur d'atténuation au sein de la nappe F_{as} | Concentration en polluant mesurée au sein de la nappe et concentration future résultant du lessivage, au droit de la source de pollution Cnappe ($\mu\text{g/l}$) | Mesure <i>in situ</i> | - | X | X |
| | | | | | | | | Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et au point de conformité $X_c = [0 - 30 \text{ m}]$ (m) | Carte topographique, piézométrique locale | - | X | |
| | | | | | | | | Dispersivité longitudinale α_x (m) | Relation $\alpha_x = 0,1 \cdot L^{-1}$ | - | X | |
| | | | | | | | | Dispersivité transversale α_y (m) | Relation $\alpha_y = 0,33 \cdot \alpha_x^2$ | - | X | |
| | | | | | | | | Dispersivité verticale α_z (m) | Relation $\alpha_z = 0,056 \cdot \alpha_x^2$ | - | 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 | | |
| | Épaisseur 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 ρ_s (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_s (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 <i>in situ</i> 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 ($\mu\text{g/l}$) | 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 $t = X_c \cdot n_{eff} \cdot R_f / K \cdot \Delta H$ | 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 <i>in situ</i> ou en laboratoire | | | X | X | | | | | | |
| | Distance séparant les piézomètres placés au droit de la source de pollution et au point de conformité $X_c = [0 - 30 \text{ m}]$ (m) | Carte topographique, piézométrique locale | - | 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) | 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 | X | | |
| Facteur de retard R_f (mesure ou calcul en fonction de K_D) | | | | | | | Test de lessivage <i>in situ</i> ou laboratoire | 3.1 | 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 VL_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 étudié¹⁸ ;
- 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 niveau 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 niveau 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 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.

3.3 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 3.2 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).

¹⁸ 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

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 niveau 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 niveau.

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 niveau 1 ou 2.

Certaines de ces « sous-tâches » sont propres à un seul niveau, d'autres sont communes aux deux niveaux. Les « sous-tâches » communes aux deux niveaux font également intervenir des outils différents selon le niveau 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 4.3 et 4.4) :

- le passage d'une action à l'autre, du niveau 1 jusqu'à la fin du niveau 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 niveau 2).

Paramètres à déterminer (1)

Paramètres à déterminer (1)

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 niveau 1 ou au niveau 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 niveau 1 ou 2 (par exemple, évaluation de l'intérêt économique du passage au niveau 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).

Niveau 1

Niveau 2

Les colonnes niveau 1 et niveau 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).

4. Méthodologie

4.1 Présentation des deux niveaux de la procédure

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

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

4.1.1 Evaluation Simplifiée des Risques (ESR-N)

L'évaluation simplifiée des risques fournit une évaluation des risques de lessivage ou de dispersion en 2 temps (parties 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 VL_N pour les sols (risques de lessivage) et de la VS_{nappe} et VL_{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 ajustées et VL_N 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.).

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 étapes logiques présentées dans la partie A du guide, à savoir :

- Une analyse préliminaire ;
- Etape 1 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 2 d'interprétation des résultats, comprenant :
 - l'interprétation réalisée en vue de la déduction des conclusions 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 que l'expert ne décide de passer directement à l'interprétation en termes de conclusions opérationnelles et/ou additionnelles ;
 - 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 VL_N) ;
 - l'évaluation des mesures de suivi ou de sécurité éventuellement nécessaires pour couvrir les risques pour les eaux souterraines ;

- 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.

4.1.2 Évaluation 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 de synthèse section 3.2) qui permettront de décrire les processus plus précisément et de lever une partie des hypothèses conservatoires appliquées au niveau 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.

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.

4.2 Étapes communes aux évaluations des risques de lessivage et de dispersion – Analyse préliminaire

4.2.1 Détail du modèle conceptuel du site et zone de dispersion

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 zones de pollutions ;
- 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, écosystèmes particuliers) ou non (eaux souterraines, eau de surface, zones particulières, captages et bâtiments) soumis à un risque.

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, s'il l'estime nécessaire, 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 1.1.2, ainsi que les points de conformité pertinents et leur localisation.

Il permettra, entre autres, d'identifier les processus régissant le transfert et le comportement des polluants, de déduire les objectifs de qualité à considérer pour les différentes cibles à protéger et, en fonction de la distribution actuelle observée de la pollution, les points de conformité pertinents ainsi que les éventuels points de contrôle.

Pour 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 1.3.3) ;
- 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 ;
- 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.

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 risques, à l'intérieur de laquelle la zone 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 données¹⁹. 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 zones de pollutions²⁰ et les zones en aval de celles-ci où une ou plusieurs cibles sont susceptibles d'être atteintes (concept de zone cible). 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

¹⁹ La zone de dispersion se différencie de la tache et du panache de pollution 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.

²⁰ susceptible de présenter un risque de lessivage est plus étendue que ce qui était prévu initialement, la zone de dispersion sera élargie en conséquence.

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 :

- zone de pollution par zone de pollution 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 en lien avec la configuration du terrain). Cependant, si les mêmes polluants se retrouvent dans plusieurs zones de pollution, 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 zones de pollution 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 ;...).

4.2.2 Situation et type d'usage retenus

L'étude de risques est réalisée, lorsqu'elle est requise, en fonction des conditions d'occupation du terrain (cf GRER - Partie A). Le type d'usage retenu et les éléments de configuration du terrain sont à détailler en fonction des conditions d'occupation du terrain rencontrée.

4.2.3 Concentrations représentatives

L'évaluation des risques pour les nappes s'effectue pour tout polluant dont la concentration représentative dépasse la valeur seuil qu'il s'agisse qu'un polluant identifié dans la matrice sol (dépassement de la VS) et/ou dans la matrice eau souterraine (dépassement de la VS_{nappe}).

Les concentrations représentatives sont définies conformément aux prescriptions du GREC.

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.

Une étude de risques est également réalisée pour les polluants non normés lorsque leurs concentrations représentatives dépassent les valeurs limites (VL) proposées (GRER – Partie A).

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).

4.3 Module lessivage

4.3.1 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 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'objectif est d'évaluer le risque d'impacter 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) ;
- 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 m^3 (GRER - Partie A).

Comme indiqué à la section 1.2.3, 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 $VS_N/VS_{N_{ajustée}}$ 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.

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'objectif est d'évaluer le risque d'impacter 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 VL_{nappe} , soit une valeur de concentration spécifiquement calculée par l'expert d'après les principes énoncés en 4.3.2 ci-dessous), est compromis (ou susceptible d'être compromis) ;
- 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 m^3 (GRER - Partie A).

4.3.2 Évaluation Simplifiée des Risques de lessivage (ESR- $N_{lessivage}$)

Le niveau 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- $N_{lessivage}$ Niveau 1 – Partie 1 : cette première partie se limite à une comparaison des concentrations représentatives des polluants aux valeurs limites préventives des risques de lessivage (point 0) 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 exploitables, 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 terrain²¹ (VL_{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 VL_{nappe} en limite du terrain 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 (VL_N 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.

Plus particulièrement, en présence de polluant(s) non normé(s), l'expert se référera à la base de données PNN (GRER – Partie A).

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

4.3.2.1 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 dû 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 niveau 2 de l'ER-N afin d'évaluer les risques pour les eaux souterraines.

²¹ 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.

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 F_v 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 : $VS_{N \text{ ajustée}}$
- si la nappe est non exploitable : $VL_{N \text{ ajustée}} / CBR_N$; si les concentrations représentatives du terrain (C_s) sont supérieures à la $VL_{N \text{ ajustée}}$ alors il faut procéder au calcul de la concentration basée sur les risques pour la nappe (CBR_N) et à la comparaison aux CBR_N .

La procédure de calcul de la $VS_{N \text{ ajustée}}$ et de la $VL_{N \text{ ajustée}}$ est présentée à l'**annexe C-2** ; l'expert pouvant également utiliser les outils mentionnés dans le tableau de la section 3.2.

Le principe de la CBR_N ayant été présenté à la section 2.2.5, son calcul est détaillé à l'annexe C-6.

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.

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 liée à un processus de lessivage déjà réalisé. 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, les polluants pertinents pour l'ESR seront déterminés par rapport aux valeurs seuils pour un usage de type II (agricole).

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 aquiclude²²

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 VL_{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 $VS_{N\text{ajustée}}$ 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 ($VS_{N\text{ajustée}}$), il pourra être conclu que les risques sont acceptables et qu'il n'y a pas de menace grave de lessivage.

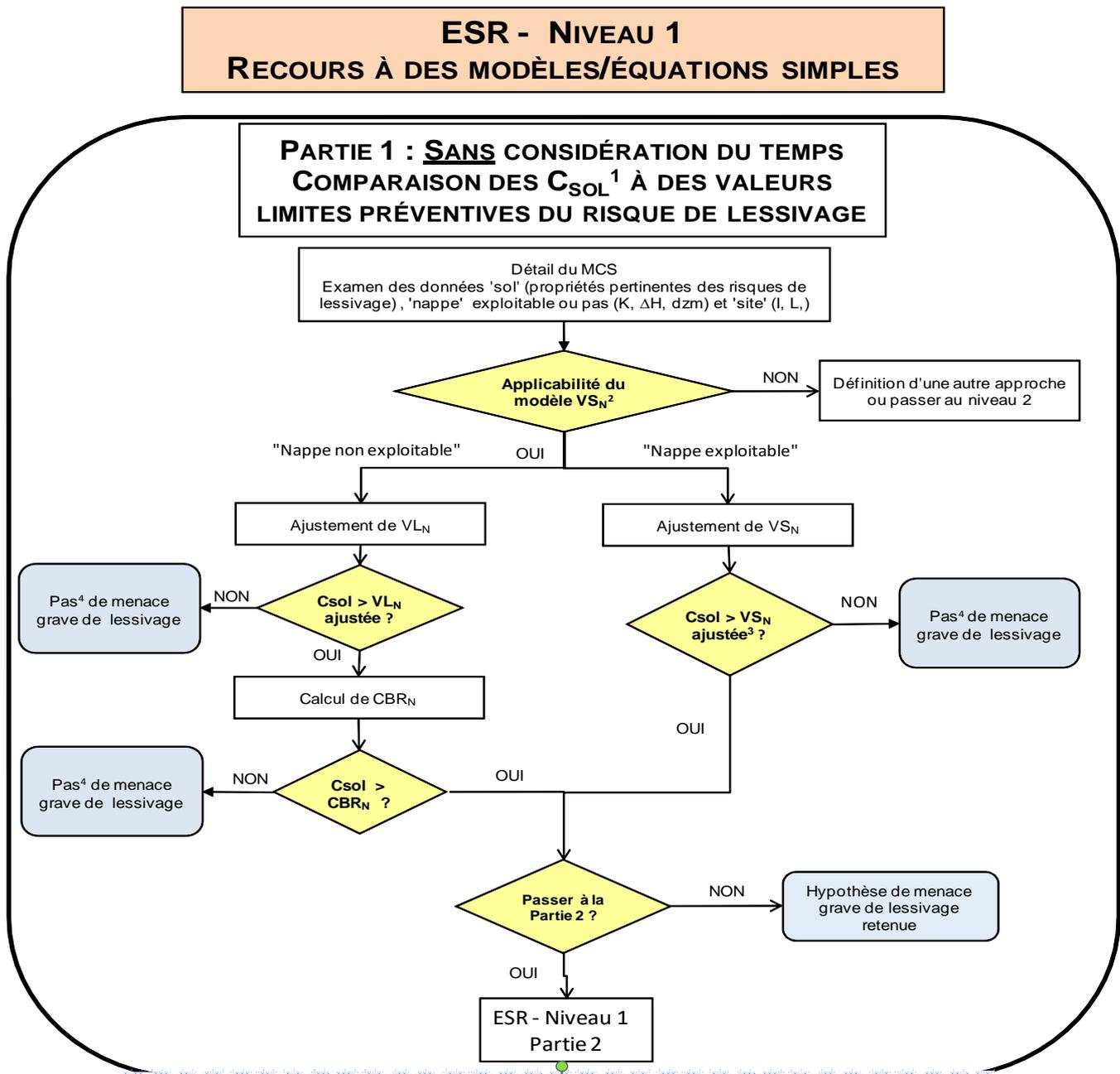
Pour les nappes exploitables, si les concentrations dans les « sols » (C_s) sont supérieures aux valeurs limites définies ($VS_{N\text{ajustée}}$), l'expert peut décider de poursuivre l'évaluation simplifiée des risques en recourant aux outils d'évaluation simples faisant appel à la considération du temps (partie 2 de l'ESR- $N_{\text{lessivage}}$). 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 ($VL_{N\text{ajustée}}$), l'expert devra calculer les CBR_N et procéder à une nouvelle comparaison des C_s aux CBR_N .

Si les C_s 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.

²² 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.

Figure 5 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Niveau 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.

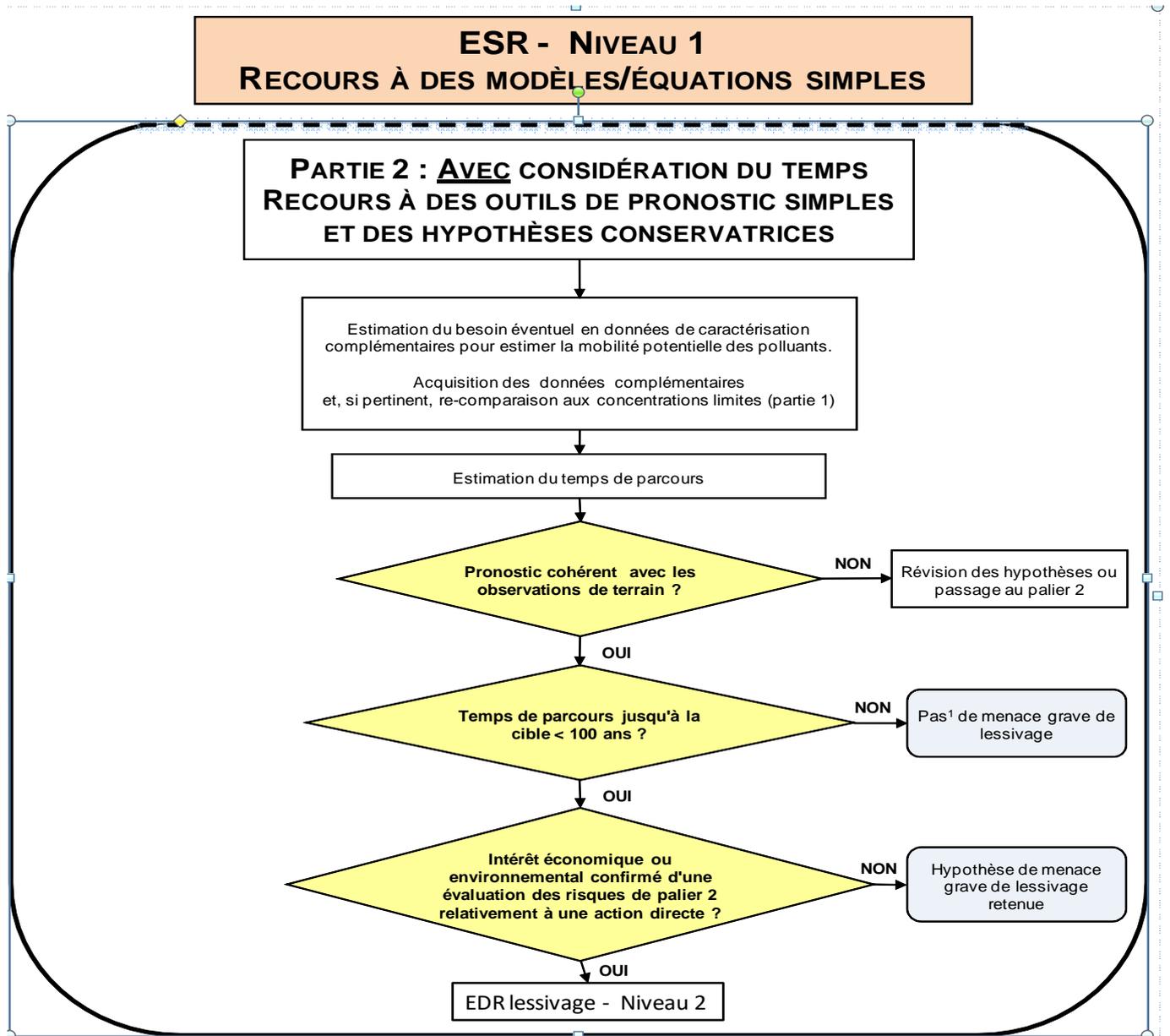
⁴Si l'expert estime qu'une incertitude relative à l'absence d'une menace grave de lessivage persiste mais que cette incertitude ne peut pas être facilement éliminée par des tests ou modélisations complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude en attendant confirmation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

A noter : Dans le cadre d'une nappe non exploitable, l'expert peut envisager, préalablement au calcul de la CBR_N , de procéder au calcul du temps de parcours jusqu'à l'atteinte de la nappe, sachant que le calcul de la CBR_N ne sera requis que si ce temps de parcours est supérieur à 100 ans.

4.3.2.2 Évaluation Simplifiée des Risques de lessivage avec considération du temps

L'évaluation des risques pour les eaux souterraines de niveau 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 zones de pollution et les polluants retenus suite à la première partie de l'évaluation simplifiée.

Figure 6 – Logigramme détaillé pour l'ESR lessivage - Niveau 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 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 retard²³) (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 s'assurer de la nécessité de maintenir ce recouvrement pour gérer les risques en réalisant l'ER sans recouvrement et, le cas échéant, identifier cette condition clairement dans son rapport 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.

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.

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).

²³Une 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.

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.

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

4.3.2.3.1 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 :

- Soit, pour une zone donnée ou pour le terrain considéré dans son entièreté, les concentrations représentatives en polluants sont inférieures aux valeurs limites pour le type d'usage retenu. Conformément aux critères de décision, l'absence de menace grave de lessivage pourra être retenue ;
- Soit les concentrations représentatives en polluants sont supérieures aux valeurs limites pour le type d'usage retenu, la menace grave liée au lessivage ne peut dès lors être écartée et doit être maintenue à titre d'hypothèse. Deux options se présentent alors :
 - Soit de poursuivre la procédure d'évaluation des risques pour les eaux souterraines ;
 - Soit de considérer l'état de menace grave, à interpréter en termes de conclusions opérationnelles et/ou additionnelles.

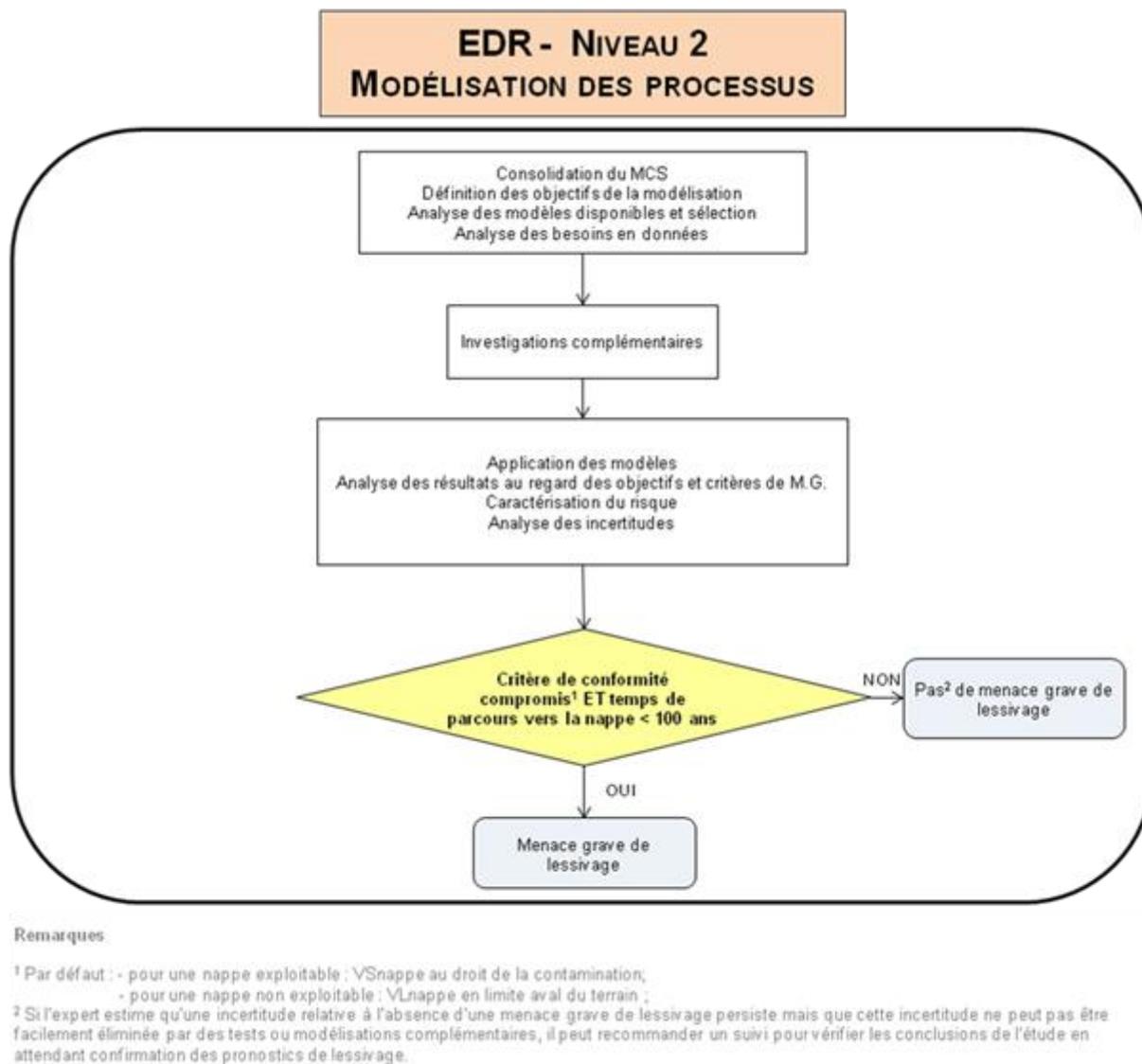
Le cas échéant, l'expert peut également définir les objectifs d'assainissement minimum garantissant l'absence de menace grave.

4.3.3 **Evaluation Détaillée des Risques de lessivage (EDR- $N_{\text{lessivage}}$)**

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 zones de pollution 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 7. 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 Niveau 2 de l'ER de dispersion.

Figure 7– Logigramme détaillé pour l'EDR lessivage



4.3.3.1 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 Niveau 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.

4.3.3.2 *Acquisition des données complémentaires*

La précision des résultats de la modélisation est largement dépendante de la quantité de 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 nappe²⁴.

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 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).

4.3.3.3 *Modélisation et analyse des résultats*

4.3.3.3.1 *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 à 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.

²⁴ 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.

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.

4.3.3.3.2 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 4.3.1, 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 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 |
| Épaisseur 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 |
| Épaisseur 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,...).

4.3.3.4 Avis de l'expert

A l'issue de l'EDR-N lessivage, sur la base des résultats de modélisation et de l'analyse des incertitudes, l'expert présentera ses conclusions et recommandations par zone impactée.

Ainsi, l'expert précisera, selon les conditions du terrain :

- Pour les polluants ne générant pas de menace grave, les éventuelles mesures de sécurité (GRER- partie A) à consigner dans le certificat de contrôle du sol en fonction des hypothèses retenues lors de l'étude de risques.
- Pour les polluants présentant une menace grave, les conséquences en termes de nécessité d'assainissement, d'urgence de celui-ci ou encore des mesures de suivi à mettre en œuvre dans l'attente de l'assainissement. Dans ce cas, l'expert peut également définir les objectifs d'assainissement minimum devant garantir l'absence de menace grave.

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 4.4), ainsi qu'avec ceux issus des évaluations des risques pour la santé humaine (partie B) ou les écosystèmes (partie D).

4.4 Module dispersion

4.4.1 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} pondérée par les concentrations de fond ou à une valeur particulière. 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 1.1.2. 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 1.1.2 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 m^3 ²⁵

4.4.2 Evaluation Simplifiée des Risques de dispersion

Le niveau 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 5 :

- ESR- $N_{\text{dispersion}}$ Niveau 1 – Partie 1 : la première se limite à une comparaison des concentrations actuelles du terrain aux valeurs limites préventives des risques de dispersion (cf.4.4.2.1) sans considération du temps ;
- ESR- $N_{\text{dispersion}}$ Niveau 1 – Partie 2 : la deuxième incorpore la considération du temps au travers d'équations simples (cf.4.4.2.2).

4.4.2.1 Evaluation Simplifiée des Risques de dispersion sans considération du temps

L'évaluation simplifiée des risques de dispersion sans considération du temps (Partie 1 du niveau 1) est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme à la Figure 8.

Sur base du Modèle conceptuel du site consolidé (analyse préliminaire), 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 0 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 fond²⁶ 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 VL_{nappe} pondérée par la concentration de fond.

²⁵ lorsque la cible est un cours d'eau la notion d'impact significatif reste à évaluer au cas par cas.

²⁶ 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.

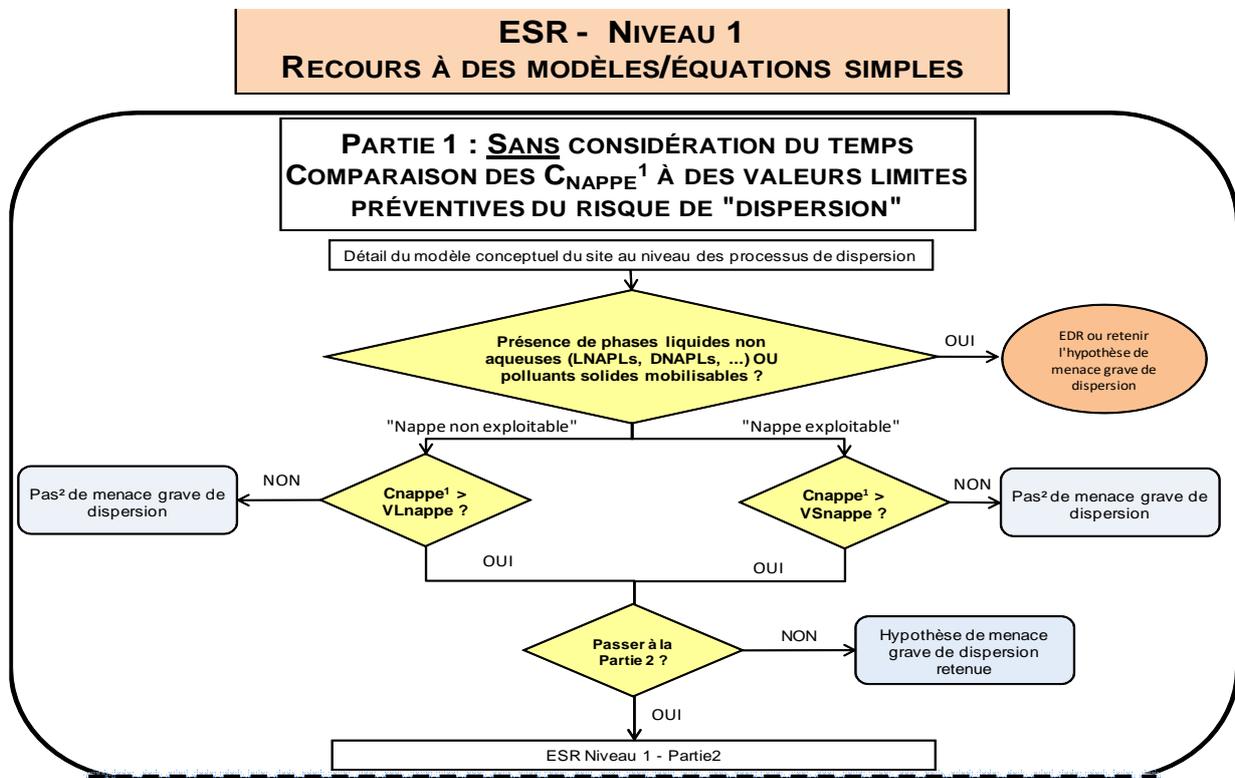
Plus particulièrement, en présence de polluant(s) non normé(s), l'expert se référera à la base de données PNN (GRER – Partie A).

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

- dans cette tâche, 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 VL_{nappe} pour une nappe non exploitable ;
- dans cette tâche, la dispersion liée à cette substance ne se combinera pas avec la dispersion de la même substance au sein d'autres tâches. Dans le cas où il y aurait un effet combiné de plusieurs tâches 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 VL_{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 8 – 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 en attendant confirmation des pronostics de dispersion.

4.4.2.2 Evaluation Simplifiée des Risques de dispersion avec considération du temps

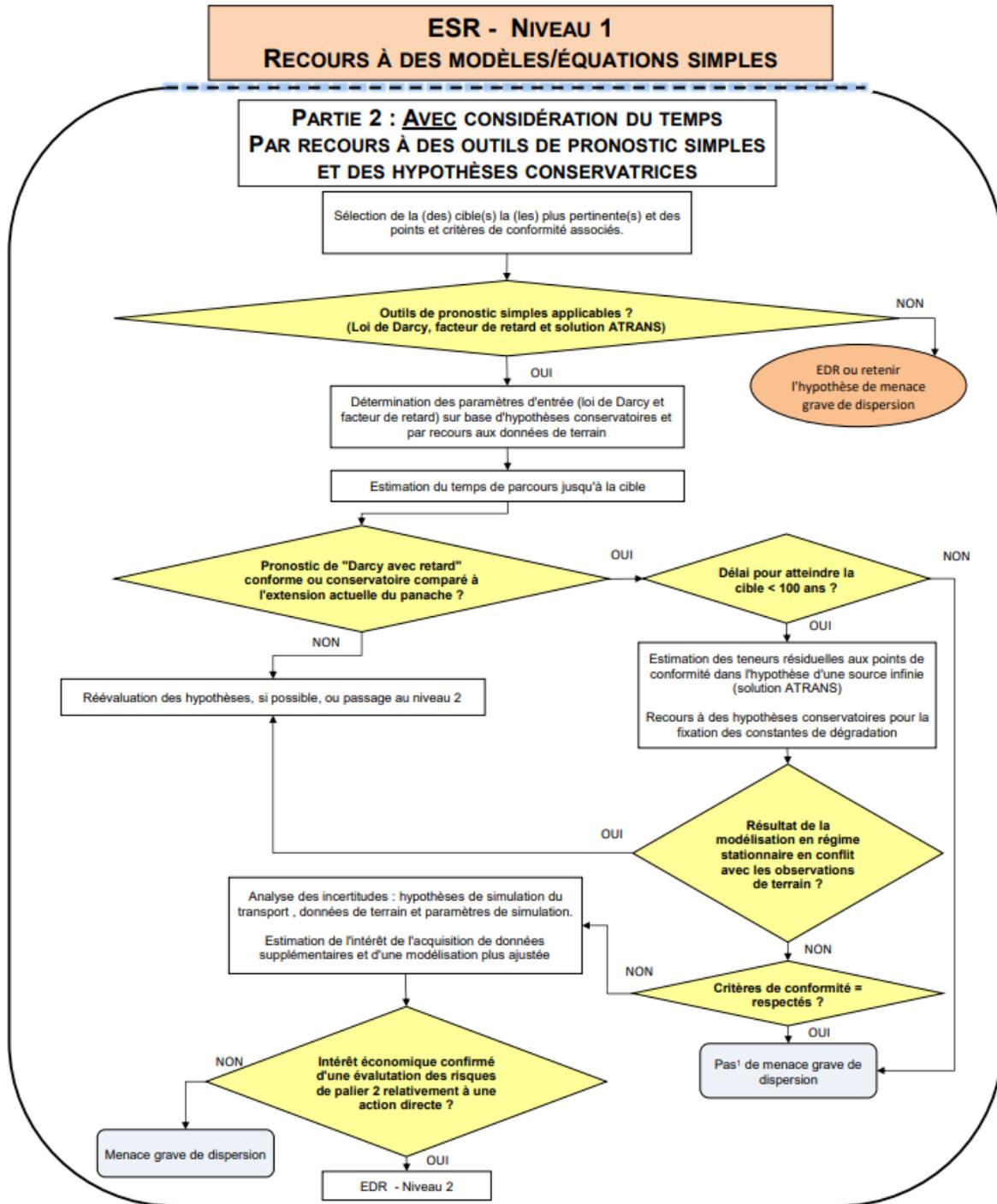
La deuxième partie de l'évaluation simplifiée des risques de dispersion est représentée schématiquement sous la forme d'un logigramme à la Figure 9.

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 4.3) 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 9 – 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 en attendant confirmation des pronostics de dispersion. complémentaires, il peut recommander un suivi pour vérifier les conclusions de l'étude en attendant confirmation des pronostics de dispersion.

Il pourra réaliser l'évaluation par zone de pollution en considérant des sous-zones d'étude spécifiques à chaque tache. Cependant, si les mêmes polluants se retrouvent dans plusieurs zones, il devra évaluer, de manière précautionneuse, pour chaque substance, l'impact combiné des différentes zones 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 et d'outils simples (voir tableau de synthèse des outils) 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 »²⁷ 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 exacte ATRANS²⁸ (C. Neville) 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 la solution ATRANS sont interprétés par rapport aux objectifs de qualité correspondant aux cibles considérées comme indiqué à la section 1.1.2. Si un des récepteurs est un être humain ou une cible écologique, deux possibilités se présentent :

²⁷ 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.

²⁸ La solution ATRANS est une solution analytique exacte tridimensionnelle exploitée notamment par l'outil Bioscreen-AT v1.46 adapté par la DAS et mis à disposition des experts. Les informations détaillées relatives à cette solution sont disponibles sur le site <https://www.sspa.com/> et dans la publication BIOSCREEN-AT: BIOSCREEN with an exact analytical solution (Marinko Karanovic, Christopher J Neville, Charles B Andrews 2007).

- 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.

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

4.4.2.3.1 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 9) 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 en attendant confirmation des pronostics de lessivage.

Le passage de l'évaluation simplifiée des risques de dispersion (ER-N niveau 1) à l'évaluation détaillée des risques de dispersion (ER-N niveau 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 permettraient 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 les conséquences en termes de conclusions opérationnelles et/ou additionnelles.

Concernant les mesures de suivi, les prescriptions détaillées à la section 4.5.2.2 ci-après ainsi que les prescriptions d'application données dans la partie A sont également à prendre en ligne de compte.

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

- Soit, pour une zone donnée ou pour le terrain considéré dans son entièreté, les concentrations représentatives en polluants sont inférieures aux valeurs limites considérés. Conformément aux critères de décision, l'absence de menace grave de dispersion pourra être retenue ;
- Soit les concentrations représentatives en polluants sont supérieures aux valeurs limites pour la base d'évaluation considérée, la menace grave liée à la dispersion ne peut dès lors être écartée et doit être maintenue à titre d'hypothèse. Deux options se présentent alors :
 - Soit de poursuivre la procédure d'évaluation des risques pour les eaux souterraines ;
 - Soit conclure à l'occurrence d'une menace grave et en tirer les conséquences en termes de conclusions opérationnelles et/ou additionnelles.

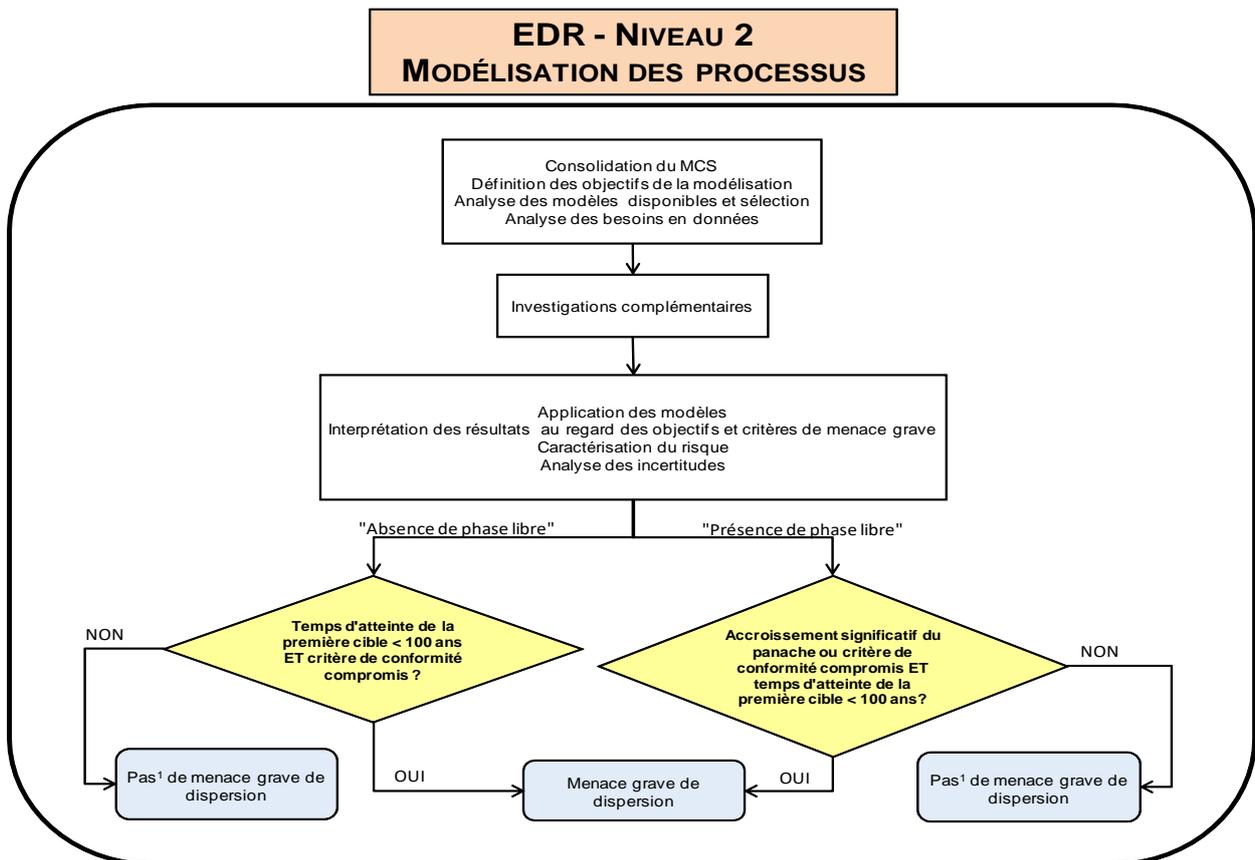
Dans ce cas, l'expert peut également définir les objectifs d'assainissement minimum garantissant l'absence de menace grave.

4.4.3 Évaluation 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 10. L'expert se référera aux **annexes C-3 et C-4** pour de plus amples informations.

Figure 10 – Logigramme détaillé pour l'EDR dispersion – Niveau 2



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 en attendant confirmation des pronostics de dispersion.

4.4.3.1 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 4.3) 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.

4.4.3.2 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.

4.4.3.3 Modélisation et analyse des résultats

4.4.3.3.1 Modélisation

Les mêmes recommandations quant aux phases de conceptualisation, calibration validation émises au Niveau 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.

4.4.3.3.2 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 1.1.2. 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 en attendant confirmation des pronostics de dispersion.

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 niveau 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 flous²⁹ qui décrivent la vraisemblance que le paramètre sensible prenne l'une ou l'autre valeur jugée « possible » (plutôt que « probable »).

4.4.3.4 Avis de l'expert

A l'issue de l'EDR-N-dispersion, sur la base des résultats de modélisation et de l'analyse des incertitudes, l'expert présentera ses conclusions et recommandations par zone impactée.

²⁹Cette méthode s'appliquera lorsque les données sont incomplètes ou imprécises ou lorsqu'une représentation statistique n'a pas de sens.

Ainsi, l'expert précisera :

- Pour les polluants ne générant pas de menace grave, les éventuelles mesures de sécurité (GRER- partie A) à consigner dans le certificat de contrôle du sol en fonction des hypothèses retenues lors de l'étude de risque.
- Pour les polluants présentant une menace grave, les conséquences en termes de conclusions opérationnelles et/ou additionnelles.
Dans ce cas, l'expert peut également définir les objectifs d'assainissement minimum devant garantir l'absence de menace grave.

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

4.5.1 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 zones de pollution prises en compte dans les ESR-N_{lessivage} et ESR-N_{dispersion}.

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

Sur base des lignes directrices fournies ci-avant et des synthèses opérées sur les aspects lessivage (cf. 4.3.2.3.1) et dispersion (cf. 4.4.2.3.1), l'expert 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. Dans ce cas, l'expert recommande, sur base d'une argumentation, soit de poursuivre l'ER-N, soit d'en tirer les conséquences en termes de conclusions opérationnelles et/ou additionnelles.

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

4.5.2.1 Conclusions globales relatives à la présence d'une menace grave, à l'urgence de l'assainissement – conclusions opérationnelles

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.

4.5.2.2 *Recommandation au sujet des mesures de suivi et/ou de sécurité éventuellement nécessaires - conclusions additionnelles*

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 suivi et /ou de sécurité.

Dans le cadre particulier de la prévention des risques pour les eaux souterraines, ces mesures 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.

Les mesures de suivi pourront également, dans certains cas, viser l'engagement de mesures à « caractère conservatoire ». 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.

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.

5. 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-dessous³⁰.

- [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>).

³⁰Ces références sont numérotées par souci de clarté, les termes du glossaire renvoyant chaque fois à un numéro particulier.

6. 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].

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].

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].

7. Annexes

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

ANNEXE C-2 – Méthodologie générale pour l'ajustement des VS_N et des VL_N au stade de l'évaluation des risques de 1^{er} niveau (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 vadose 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 - Calcul pratique d'une CBR_N (Concentration Basée sur les Risques pour la Nappe) à l'aide de BIOSCREEN-AT v1.46.xlsm adapté par la DAS et de l'Outil ESR.