



*document public*

**Contribution à une normalisation des critères  
d'établissement des cartes de vulnérabilité  
aux pollutions des eaux souterraines**

---

février 1996  
R38846

**BRGM**  
**SERVICE GEOLOGIQUE NATIONAL**  
**Département Utilisation et Protection de l'Espace Géologique**  
BP. 6009 - 45060 ORLEANS CEDEX 02 - FRANCE - Tél. : (33) 38.64.34.34

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

**BRGM (1996) - Contribution à une normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions des eaux souterraines. 28 p.**

## **RESUME**

L'hydrogéologie "française" sous l'impulsion de J. MARGAT a été précurseur en matière :

- d'évaluation de la vulnérabilité des nappes d'eau souterraine aux pollutions ,
- d'expression de ce concept sous forme cartographique.

Depuis les années 1970, un certain nombre de cartes ont été réalisées à des échelles diverses et parfois avec des objectifs différents. Ceci peut expliquer que les méthodologies employées peuvent apparaître parfois disparates, tout au moins en apparence (diversité dans les méthodes, au niveau des critères pris en compte et dans les échelles de valeurs de vulnérabilité attribuées aux différents critères).

Le ministère de l'environnement (direction de l'eau) a confié au BRGM un travail visant à faire le point sur les diverses approches faites pour évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines aux pollutions et lancer les bases d'une réflexion ultérieure visant à proposer une démarche méthodologique plus normative qu'actuellement dans ce domaine. Ce travail a été réalisé dans le cadre de la convention 3/93 passée entre le Ministère de l'environnement et le BRGM.

Dans une première partie, ce rapport précise le concept de vulnérabilité des eaux souterraines aux pollutions. Dans une deuxième partie, il est abordé les aspects relatifs aux objectifs poursuivis, aux échelles de travail et à l'adéquation des échelles de travail. La dernière partie analyse la pertinence des critères qui paraissent essentiels pour évaluer la vulnérabilité.

## **TABLE DES MATIERES**

1. INTRODUCTION.....	5
2. LE CONCEPT DE VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES A LA POLLUTION.....	7
2.1. la notion de vulnérabilité.....	7
2.2. réflexions sur la vulnérabilité d'une nappe d'eau souterraine aux pollutions.....	12
3. LA CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES AUX POLLUTIONS.....	14
3.1. l'objet des cartes de vulnérabilité.....	14
3.2. les objectifs des cartes de vulnérabilité.....	14
3.3. les échelles de représentation cartographiques.....	16
3.4. les données prises en compte suivant les objectifs.....	16
4. ANALYSE DES CRITERES POSSIBLES POUR EVALUER LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES AUX POLLUTIONS.....	17
4.1. Scénario 1 : intervention impossible, ou jugée inutile - le polluant est laissé à son destin sur le sol.....	17
4.1.1. Pente de la surface du sol.....	17
4.1.2. Couvert végétal.....	18
4.1.3. Pluie.....	18
4.1.4. Dans le sol.....	18
4.1.5. Dans la zone non saturée.....	19
4.1.6. Dans l'aquifère.....	21
4.2. Deuxième scénario : la décision d'intervention est prise.....	21
4.2.1. Critères de l'intervention hors nappe.....	21
4.2.2. Critères de l'intervention en nappe.....	22
5. CONCLUSIONS.....	27

## **1. INTRODUCTION**

**Les cartes de vulnérabilité aux pollutions des eaux souterraines constituent des documents cartographiques essentiels en matière d'aide à la décision dans le domaine de l'aménagement et de la gestion des ressources en eau.**

Ces cartes renseignent sur la plus ou moins grande fragilité des ressources en eau souterraine vis à vis des pollutions. Elles fournissent ainsi des indications sur les conséquences possibles de tel ou tel aménagement envisagé (implantation de site de stockage de déchets, projet de tracé autoroutier, projet de zone industrielle, exploitation de la ressource en eau souterraine,...). Outre ces aspects relatifs à une appréciation sur l'impact d'aménagements, ces cartes peuvent également servir à mieux localiser les secteurs où des mesures de protection doivent être prises pour protéger la ressource.

L'"hydrogéologie française" a été précurseur dans ce domaine. La représentation par cartographie des degrés de vulnérabilité des nappes d'eau souterraines aux pollutions a été conçue initialement par J. Margat (1968) puis suivie d'une application par M. Albinet et J. Margat (1970) sous forme d'une carte de vulnérabilité à l'échelle du 1/1 000 000 pour l'ensemble des eaux souterraines du territoire national (nappes phréatiques).

Par la suite, cette démarche a donné lieu à des types de travaux similaires dans divers pays. En France, cela s'est concrétisé par la réalisation de cartes à des échelles régionales à des échelles variant le plus souvent entre le 1/50 000 et le 1/250 000. Concernant l'échelle du 1/50 000, il est à noter qu'en France, le territoire cartographié a souvent été celui correspondant au découpage du territoire relatif à cette échelle.

Par rapport à la démarche d'origine à petite échelle, on note une évolution pour certaines de ces cartes avec la prise en compte également des aspects "risques de pollution" liés aux sources de pollution existantes sur le domaine cartographié. Cet aspect est développé plus amplement au chapitre relatif aux concepts de vulnérabilité.

L'analyse des travaux sur ce sujet montre que les approches sont très diverses, dépendant souvent de la sensibilité des auteurs, des données disponibles, de la spécificité des problèmes étudiés, de l'échelle cartographique,... Cette diversité nécessite que le choix et le traitement des critères pris en compte soient normalisés, afin que les divers documents produits soient directement comparables. Les critères et leur hiérarchisation sont rarement objectifs, il convient d'en limiter la subjectivité et de tenter de les quantifier.

Avec le recul nécessaire, **l'examen des cartes de vulnérabilité fait ressortir une diversité :**

- **dans les méthodes appliquées**, diversité qui s'accélère avec les facilités offertes par les systèmes d'information géographiques (SIG). Comme indiqué précédemment, en sus des paramètres caractérisant la géologie et l'hydrogéologie, d'autres paramètres sont souvent maintenant adjoints, en relation avec l'occupation du sol susceptible d'engendrer des pollutions. Cette tendance s'est accrue ces dernières années sans doute en partie avec les facilités offertes par les SIG et la disponibilité sous forme de fichiers informatisés de données de ce type ;
- **au niveau des critères à considérer**, qui parfois sont pris en considération en fonction de leur disponibilité. Certaines cartes peuvent être dressées sur la base d'un nombre très restreint de critères, d'autres au contraire sur la base de paramètres descriptifs beaucoup plus nombreux ;
- **des échelles de valeurs de vulnérabilité** attribuées aux différents critères pris en compte. C'est ainsi que pour des zones cartographiées différentes, les classements en terme de niveau de vulnérabilité peuvent ne pas avoir même signification. Dans une région donnée, une certaine gamme d'épaisseur de zone non-saturée peut correspondre à un niveau de vulnérabilité alors que dans une autre région ce même niveau de vulnérabilité correspond à une autre gamme.

De ces remarques, il apparaît nécessaire, avec le recul du temps et une production cartographique relativement conséquente, d'entreprendre une démarche de réflexion sur le sujet. C'est tout l'objet du travail confié au BRGM par le ministère de l'environnement (direction de l'eau) dans le cadre de la convention "ministère de l'environnement-BRGM" (convention 3/93). La récente publication par l'association internationale des hydrogéologues (AIH) d'un ouvrage intitulé "Guidebook on mapping groundwater vulnerability" montre l'acuité du sujet.

## 2. LE CONCEPT DE VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES A LA POLLUTION

### 2.1. LA NOTION DE VULNERABILITE

**La notion de vulnérabilité à la pollution repose sur l'idée que le milieu physique en relation avec la nappe d'eau souterraine procure un degré plus ou moins élevé de protection vis à vis des pollutions suivant les caractéristiques de ce milieu.**

Cette notion de vulnérabilité a été introduite par J. Margat à la fin des années 1960 et suivie au début des années 1970 de l'expression de cette notion sous forme cartographique. La première carte de vulnérabilité, élaborée par M. Albinet, concerne l'ensemble du territoire (cartographie à l'échelle du 1/1 000 000) avec à titre d'exemple une cartographie plus détaillée sur certains secteurs à l'échelle du 1/50 000. S'agissant d'une "première", la légende de la cartographie est particulièrement explicitée.

Ce concept de vulnérabilité, lié aux caractéristiques du milieu physique, n'a évolué qu'à partir des années 1980, avec l'adjonction de deux considérations nouvelles par la prise en compte non seulement des caractéristiques du milieu physique, mais également :

- des sources de pollution susceptibles de détériorer la qualité de l'eau ;
- de la nature des polluants susceptibles de migrer vers la nappe. Les connaissances scientifiques sur le comportement des polluants dans le milieu naturel ayant évoluées ces dernières années, certains auteurs préconisent la prise en compte de leur nature pour mieux apprécier les potentialités de migration de ces polluants dans le sous-sol au regard des caractéristiques de ces derniers.

#### *Prise en compte des sources de pollution*

Pour certains auteurs, la vulnérabilité doit s'apprécier par la prise en compte conjointe de l'aptitude du milieu à plus ou moins laisser se propager une pollution et l'existence ou non de sources de pollution. Il est considéré que qualifier de vulnérable une nappe du fait des caractéristiques du milieu n'a que peu de sens s'il n'existe pas de sources de pollution, puisque dans la pratique il ne pourra y avoir une pollution effective.

Pour d'autres auteurs, le fait de prendre conjointement en compte ces deux aspects associe en fait deux notions : celle de vulnérabilité et celle du risque effectif de pollution. Il est vrai que si l'on se réfère à l'étymologie du mot vulnérabilité, le fait d'être vulnérable est davantage à associer à la notion de fragilité, ce qui ne signifie pas pour autant qu'il y a effectivement atteinte.

**Pour ce qui nous concerne, nous considérons qu'il est préférable de faire la distinction entre les caractéristiques du milieu et l'existence de sources de pollution.** Les premières sont invariantes dans le temps (tout au moins en première approximation et à notre échelle de temps), les autres sont évolutives et ne caractérisent qu'un instant précis.

L'appréhension de la vulnérabilité par uniquement l'identification des caractéristiques du milieu interprétées en terme de conséquences sur la plus ou moins grande facilité de propagation des polluants est parfois qualifiée de "vulnérabilité intrinsèque". Cette vulnérabilité intrinsèque est évaluée en prenant en compte les caractéristiques de comportement vis à vis des polluants :

- du sol,
- de la zone non-saturée,
- de la nappe d'eau souterraine.

A cela, certains auteurs y adjoignent la prise en compte de l'infiltration, c'est-à-dire le flux d'eau qui s'infiltré dans le milieu et participe à la recharge de la nappe. Ce flux d'eau conditionne bien évidemment la migration des éventuels polluants.

#### ***Prise en compte de la nature des polluants***

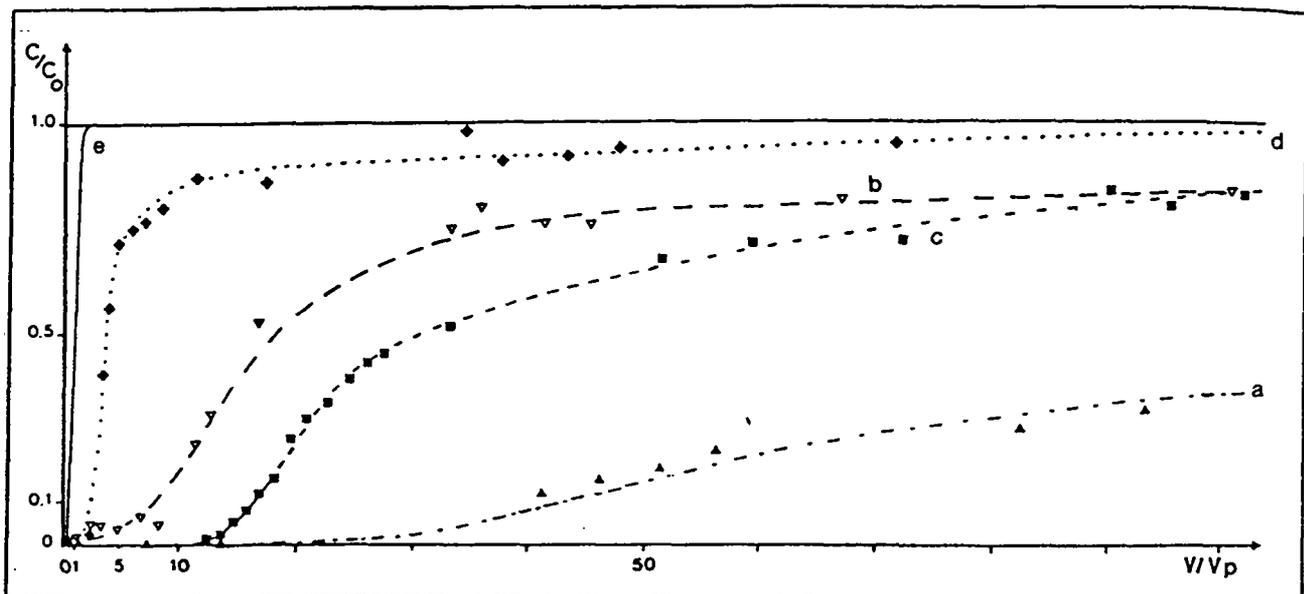
Il est certain qu'il n'existe pas de relation unique entre chacune des caractéristiques du milieu et leur effet sur le comportement des polluants. On sait que ces derniers, suivant leur nature, se comportent dans le milieu de manières spécifiques. Ce comportement dépend à la fois des caractéristiques du milieu (interactions physico-chimiques et biochimiques "polluant-milieu") et des propriétés physico-chimiques du composé lui-même. Le tableau 1 donne la liste des principaux phénomènes susceptibles d'intervenir dans la migration d'un polluant.

<i>Processus géochimiques</i>	<i>Processus physiques</i>
réactions de type acide-base désorption complexation oxydation-réduction dissolution-précipitation	diffusion/convection adsorption-dispersion évaporation filtration volatilisation décroissance radioactive
<i>Processus biochimiques</i>	<i>Processus biophysiques</i>
synthèse cellulaire biodégradation respiration cellulaire	filtration des germes transport des germes

Tableau 1 - Phénomènes naturels contrôlant le transfert des polluants vers les eaux souterraines (d'après Langmuir, 1972 -modifié- guidebook on mapping groundwater vulnerability -AIH- Volume 16-1994)

A titre d'illustration des effets produits par certains des phénomènes cités dans le tableau 1, on peut apporter quelques précisions sur les mécanismes intervenants :

- L'adsorption (ex : adsorption sur la matière organique des sols ou sur les argiles,...). Certains minéraux ont des propriétés adsorbantes particulièrement fortes comme par exemple les argiles, les zéolithes, certains hydroxides tels que ceux du fer, du manganèse, de l'aluminium. Les matières organiques du sol ont également un fort pouvoir de fixation (ex : substances humiques). Une chose très importante à noter, est la réversibilité de ces phénomènes d'absorption. Des modifications des conditions physico-chimiques du milieu (modifications de pH, d'oxydo-réduction,...) peuvent entraîner une désorption des composés et produire alors leur migration vers la nappe. On peut imaginer que suite à des pluies acides, des métaux lourds adsorbés initialement dans le sol, suite par exemple à des épandages de boues de stations d'épuration, soient désorbés du fait d'une acidification du milieu.
- La complexation, est la combinaison chimique du composé avec d'autres présents dans le milieu ou introduits pour former un nouveau composé. Ce nouveau composé formé peut-être plus mobile que celui d'origine et en définitive présenter une potentialité de migration vers la nappe que n'avait pas nécessairement le produit initial. A titre d'illustration, on peut citer certains métaux lourds qui peuvent s'associer aux ions chlorures pour former des ions complexés beaucoup plus mobiles. Ainsi, l'infiltration dans le milieu naturel d'effluents chlorurés à doses acceptables peu paraître sans nuisances en tant que tel. Mais dans les faits, ce rejet peut engendrer des inconvénients indirects par remobilisation, du fait de la complexation, de polluants jusqu'alors fixés dans le sol (figure 1).
- La précipitation sous forme d'un composé plus complexe, insoluble (ex : le phosphore sous forme de phosphate de calcium par combinaison avec le calcium des terrains,...). Ce phénomène a pour effet d'immobiliser les éléments impliqués dans cette précipitation.
- La biodégradation qui peut affecter certains composés, notamment certains micropolluants organiques. L'exemple des produits phytosanitaires est un exemple particulièrement intéressant d'une part parce-que la durée de vie de ces composés est très variable suivant la nature de ces produits (plusieurs centaines d'espèces sont commercialisées), cette durée de vie pouvant être de quelques jours pour certains et de quelques années pour d'autres et parce-que d'autre part la biodégradation peut conduire à la formation de composés tout aussi nocifs pour l'environnement que le composé "mère". On peut citer à titre d'exemple le déséthyl atrazine associé à la biodégradation de l'atrazine.
- La volatilsation de certains composés ( ex : solvants, certains hydrocarbures,...).



- (a)  $\blacktriangle$   $\text{NaNO}_3 10^{-2}$  or (b)  $\nabla$   $\text{HNO}_3 10^{-2}$ ,  $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2 5 \cdot 10^{-7} \text{M}$  ;  
 (c)  $\blacksquare$   $\text{NaCl} 10^{-2} \text{ M}$  or (d)  $\blacklozenge$   $\text{HCl} 10^{-2} \text{ M}$ ,  $\text{HgCl}_2 5 \cdot 10^{-7} \text{M}$  ;  
 (e) – curve of a tracer.

Figure 1 - courbes de restitution du mercure suite à leur injection dans un milieu poreux : effets du pH et des ions chlorures (Ph. Berha, A.C.M Bourg, 1987).

Cette liste non exhaustive de phénomènes bio-physico-chimiques montre toute la difficulté qu'il y a à prévoir les caractéristiques de la migration de tel ou tel produit dans le sous-sol, d'autant plus que chaque produit a ses propres caractéristiques de comportement vis à vis du sous-sol dans lequel il a été introduit. A cela se rajoute le fait que pour un grand nombre de produits, les paramètres propres aux différents phénomènes décrits ci-dessus sont souvent mal connus, d'où la difficulté à approcher du mieux possible les potentialités de migration dans le sous-sol de ceux-ci.

Selon Foster, c'est dans le sol que les processus naturels sont les plus variés et les plus importants, particulièrement dans la zone racinaire, où une quantité significative de configurations chimiques sont utilisées ou modifiées par les micro-organismes. Dans cette zone les polluants peuvent être impliqués dans de nombreuses réactions chimiques et physiques et parfois exportés par les plantes. L'activité biologique est moins présente dans la zone non saturée où les processus physiques et chimiques prédominent ; la zone non saturée intervient surtout par le retard apporté à l'arrivée du polluant dans la nappe. On trouve moins de ces processus dans la zone saturée, où les phénomènes de mise en solution, dilution et dispersion hydrodynamique sont les principales causes de diminution de l'impact négatif d'un polluant.

Les concentrations en polluant sont diminuées par la dispersion et la dilution qui s'effectuent principalement dans la nappe. Les possibilités de dilution dépendent :

- du polluant (soluble ou non, miscible ou non, léger ou lourd) ;
- de la nature de l'aquifère et du mode de circulation qui y existe, éventuellement variable dans l'espace (fissural ou inter-granulaire, convectif ou dispersif) ;
- du rapport du flux de polluant à une concentration donnée au flux d'eau pure auquel il se mélange.

Dans la figure 2 ci-dessous, Foster (1987, d'après Golwer 1983-, in AIH volume 16-1994) résume les processus pouvant atténuer la contamination des eaux souterraines (l'épaisseur du trait est proportionnel à l'importance relative du processus dans les différents domaines concernés.)

On imagine aisément que la prise en compte de la vulnérabilité des nappes d'eau souterraine pour différents polluants demande une approche très détaillée de la question, nécessitant le plus souvent des acquisitions de données coûteuses (simulation de comportement en laboratoire,...). Aussi cette approche n'est guère envisageable que si le polluant est parfaitement défini (approche spécifique de la vulnérabilité). Par contre la réalisation de cartes de vulnérabilité prenant en compte un ensemble de polluants, est à notre avis peu réaliste. L'approche ne peut alors être que globale, c'est-à-dire sans référence à un polluant particulier.

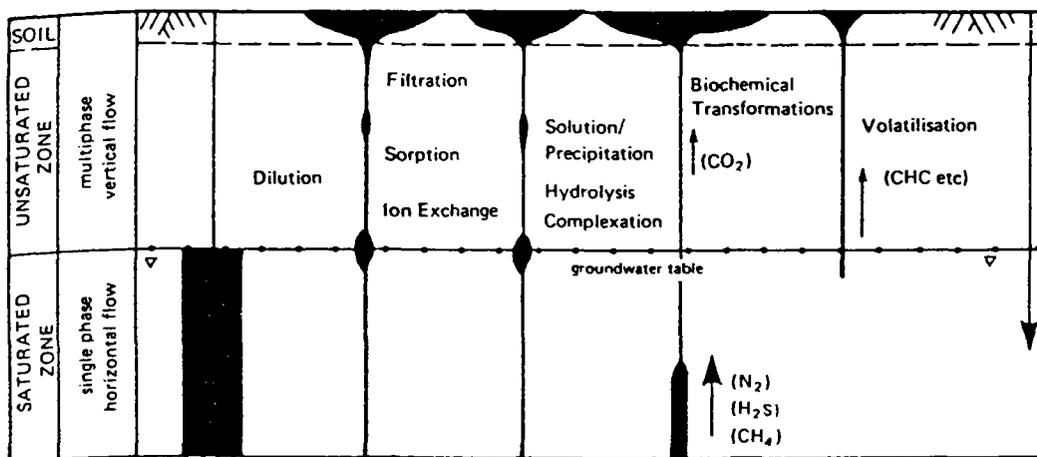


Figure 2 - Phénomènes pouvant atténuer la pollution dans les aquifères (Foster, 1987 ; modifié de Golwer, 1983). L'épaisseur des traits correspondants indique l'importance relative des phénomènes dans les différents compartiments, du sol jusqu'à la nappe.

Dans la suite de ce rapport, notre propos ne considérera que :

**La vulnérabilité intrinsèque des nappes d'eau souterraine aux pollutions, telle qu'elle a été définie ci-dessus, évaluée à partir du comportement d'un polluant théorique, peu réactif avec le milieu physique dans lequel il se déplace.**

La vulnérabilité intrinsèque d'une nappe d'eau souterraine peut se définir comme la plus ou moins grande protection de celle-ci vis-à-vis de polluants dont la migration vers la nappe n'est appréciée qu'en prenant en compte les caractéristiques du sol et du sous-sol.

## 2.2. REFLEXIONS SUR LA VULNERABILITE D'UNE NAPPE D'EAU SOUTERRAINE AUX POLLUTIONS

### *Nappes invulnérables, vulnérables, prise en compte du facteur temps*

En toute rigueur, seules deux configurations permettent de considérer les eaux souterraines comme non vulnérables :

- **Les nappes d'eau souterraine dites captives ou semi-captives** (niveau de la surface piézométrique supérieure à celui du toit de l'aquifère), **peuvent être qualifiées de non vulnérables** vis à vis de pollution susceptibles de provenir de la surface du sol. Ceci est vrai sous réserve des caractéristiques du polluant telle que la viscosité, la densité, la diffusion moléculaire,...

Toutefois, ceci n'est rigoureusement vrai que si l'on est éloigné des bordures de la nappe au niveau desquelles les transferts de polluants ne sont pas exclusivement verticaux, mais également latéraux. Cette non-vulnérabilité suppose également que l'exploitation qui est faite cette nappe ne modifie en rien le caractère de captivité.

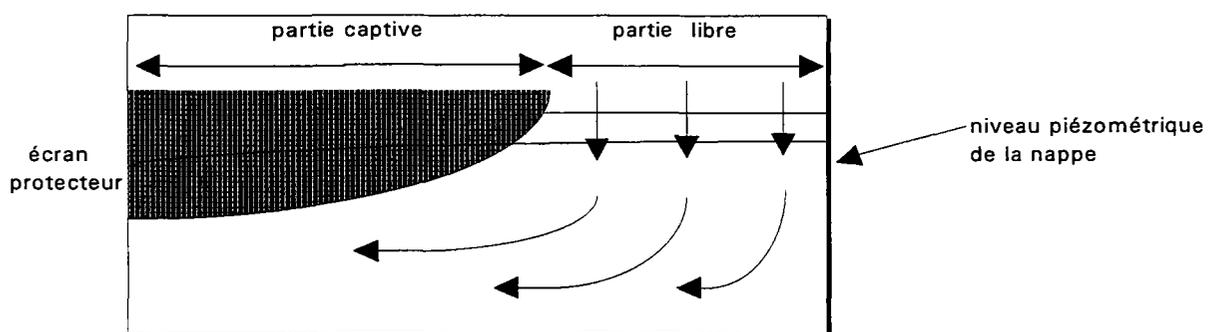


Figure 3 - Schéma illustrant la protection d'une nappe d'eau souterraine captive.

- **Si la pente de la surface du sol et son imperméabilité empêchent l'infiltration du polluant.** Dans un tel cas, le problème n'est généralement que déplacé géographiquement (en général légèrement), vers le cours d'eau voisin ou vers le secteur aval le plus proche où l'infiltration redevient possible.

A contrario, on doit considérer que toutes les autres nappes sont vulnérables, à des degrés variables suivant les caractéristiques de chacune. Les différents niveaux de vulnérabilité seront en fait fonction du délai théorique de contamination de la nappe. Il est évident qu'une nappe alluviale avec une épaisseur de zone non-saturée de l'ordre de deux à trois mètres d'épaisseur présentera un degré de vulnérabilité plus important qu'une nappe située dans une formation crayeuse peu fissurée surmontée d'une zone non-saturée de 30 mètres d'épaisseur. Dans le premier cas, le délai de contamination se mesure en jours, dans l'autre cas en quelques dizaines d'années.

La plus ou moins grande vulnérabilité ou protection dépend de multiples facteurs, stables ou variables, paramétrables ou non, intervenant soit sur la nature et/ou la concentration de la contamination en éléments indésirables ou toxiques, soit sur son temps de transfert. On remarquera que, considéré en lui-même, le temps de transfert n'est pas à lui seul susceptible de modifier fondamentalement la vulnérabilité d'une nappe : une contamination différée de plusieurs années peut être aussi préoccupante qu'une contamination rapide ; elle peut même être plus dangereuse, dans la mesure où le temps séparant l'émission d'une pollution du constat de son effet a pu faire oublier son existence.

### **3. LA CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES AUX POLLUTIONS**

#### **3.1. L'OBJET DES CARTES DE VULNERABILITE**

Les cartes de vulnérabilité ont pour objet de visualiser sur un document cartographique les différents degrés (ou niveaux) de vulnérabilité des eaux souterraines présentes sur le domaine à cartographier. Cette visualisation peut-être réalisée pour des objectifs très variés. Les documents cartographiques produits depuis maintenant plus de deux décennies montrent que ceux-ci peuvent être généraux ou au contraire beaucoup plus précis et que l'expression cartographique de ces objectifs s'exprime sous des échelles différentes. On constate également qu'au fur et à mesure que les objectifs sont plus précis, les critères pris en compte pour la cartographie deviennent plus détaillés pour arriver parfois à une cartographie de la vulnérabilité non pas intrinsèque mais spécifiques à quelques polluants. Il va de soi qu'au fur et à mesure que les objectifs deviennent très ciblés, il est nécessaire de disposer de données de plus en plus en détaillées pour dresser une cartographie pertinente. Cela peut nécessiter dans bien des cas d'entreprendre des campagnes spécifiques d'acquisition de données complémentaires. Ainsi on constate qu'il y a interdépendance totale entre les objectifs, les échelles de cartographie et les données à prendre en considération (figure 4).

#### **3.2. LES OBJECTIFS DES CARTES DE VULNERABILITE**

- Une sensibilisation ou une "éducation" à la protection des ressources en eau souterraines. Il s'agira en général de documents cartographiques à petite échelle pour lesquels la communication sera privilégiée par rapport au contenu technique de la carte.
- Une orientation d'une politique générale de gestion de la qualité des ressources ou de police des eaux. S'agissant d'apporter des éléments d'orientation, le contenu technique de la carte pourra être plus riche que pour l'objectif précédant mais avec une échelle de représentation du même ordre.
- Une aide à la décision en matière d'aménagement. Par aide à la décision, il faut entendre "document permettant d'orienter la décision" lorsque l'on est au stade de l'élaboration de scénarios possibles d'aménagement. On peut adjoindre à l'aide à la décision les démarches de planification.

Cela peut être par exemple le choix de zones a priori favorables ou défavorables à l'implantation de sites de stockage de déchets. Le choix de l'implantation définitive ne sera bien évidemment pas sur la base de ce document mais suite à des études complémentaires plus détaillées. La carte de vulnérabilité, en association d'ailleurs le plus souvent avec d'autres documents, aura servi à préciser les secteurs dans lesquels doivent

porter des études complémentaires pour implanter l'aménagement prévu au mieux et en toute connaissance de cause.

- Un outil pour l'aménagement ou pour la protection de la ressource en eau ou de captages d'eau. Ce document, associé également à d'autres, doit permettre de prendre une décision "définitive". Cela nécessite que le document ait une précision suffisante qui soit adaptée aux enjeux des décisions à prendre.

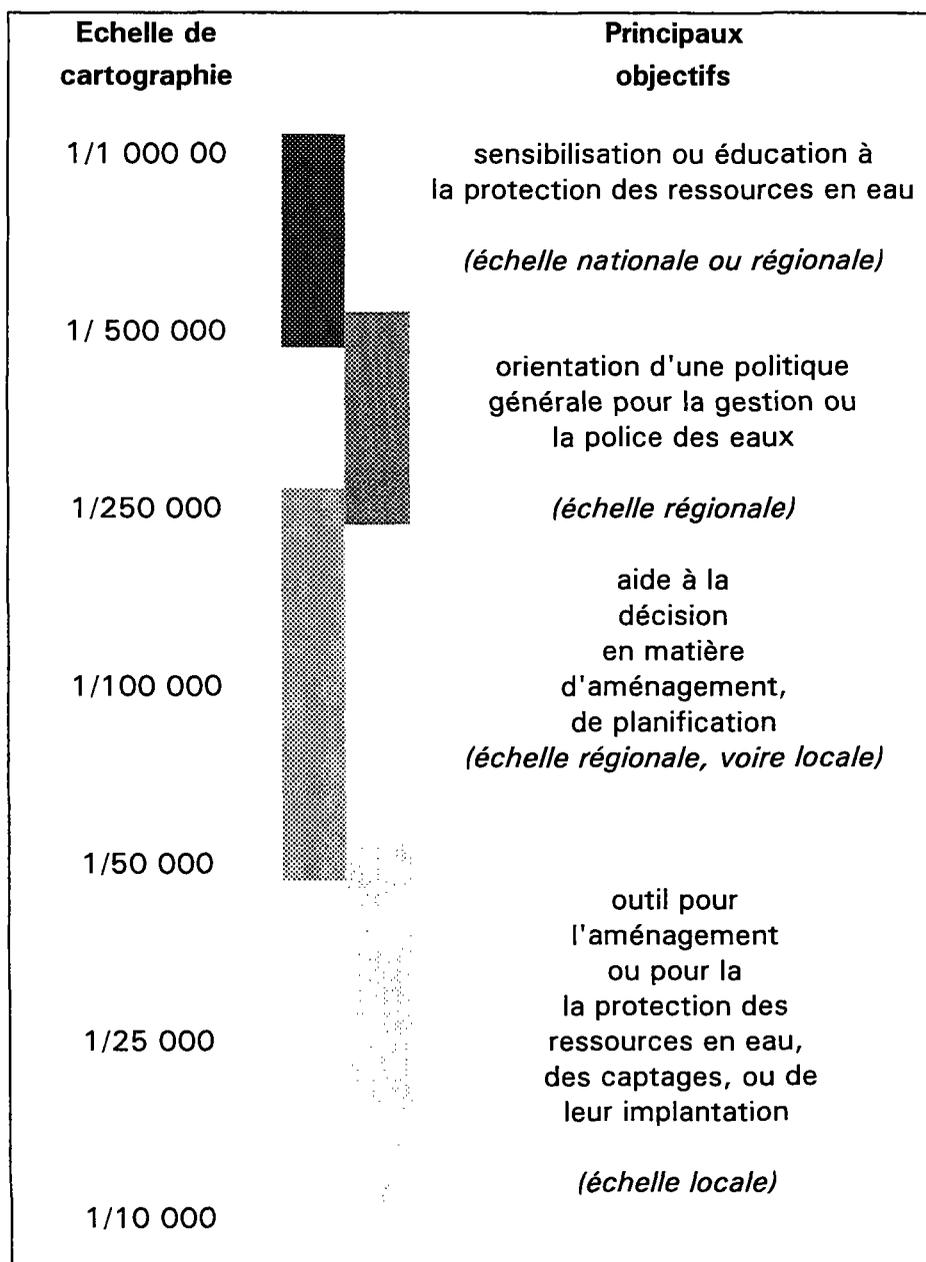


Figure 4 - Illustration de correspondance entre l'échelle de cartographie et les objectifs poursuivis.

### **3.3. LES ECHELLES DE REPRESENTATION CARTOGRAPHIQUES**

L'examen des documents produits à ce jour en matière de cartographie de la vulnérabilité montre que les échelles de travail se situent le plus souvent entre le 1/10 000 et le 1/1 000 000. Comme indiqué précédemment (figure 4), le choix de l'échelle est avant tout conditionné par la nature des objectifs recherchés.

### **3.4. LES DONNEES PRISES EN COMPTE SUIVANT LES OBJECTIFS**

Les données à prendre en compte pour évaluer la vulnérabilité font l'objet du chapitre 4 ci-après. Ce paragraphe relatif aux données a pour objet d'attirer l'attention sur le fait que la nature des données à considérer ainsi que le niveau de précision susceptible de leur être attaché dépend des objectifs recherchés et de l'échelle de travail choisie en conséquence. Si l'on se réfère à la figure 4 qui indique que les échelles de travail deviennent de plus en plus grande au fur et à mesure que les exigences en matière d'objectifs augmentent, il paraît évident que les informations transcrites par les documents cartographiques devront de manière de plus en plus précise refléter la réalité du phénomène "vulnérabilité". Cela nécessite d'être relativement exhaustif dans le choix des critères à prendre en compte et la qualité des informations utilisées pour les caractériser. Cela peut aller, pour des objectifs "locaux", jusqu'à entreprendre des programmes spécifiques d'acquisition de données comme par exemple celles en relation avec le comportement de certains polluants dans le sol et le sous-sol faisant l'objet de la cartographie.

Il est vrai que dans le cas d'objectifs "locaux", la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque peut-être complétée, voire remplacée par une cartographie spécifique de comportement de certains types de polluants.

## **4. ANALYSE DES CRITERES POSSIBLES POUR EVALUER LA VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES AUX POLLUTIONS**

L'importance relative des phénomènes susceptibles de limiter l'impact négatif d'un polluant dépend :

- Du polluant (soluble ou insoluble, miscible ou non miscible, plus léger ou plus dense que l'eau...) et de sa réactivité avec le milieu traversé (réactivité s.s., surface et temps de contact).
- Du type de nappe (nappe captive/semi-captive, nappe libre).
- Des milieux traversés : épaisseur, composition minéralogique, perméabilité, granulométrie, mode de circulation fissural ou inter granulaire, teneur en eau, conditions de pH et de EH.

### **4.1. SCENARIO 1 : INTERVENTION IMPOSSIBLE, OU JUGEE INUTILE - LE POLLUANT EST LAISSE A SON DESTIN SUR LE SOL**

#### **4.1.1. Pente de la surface du sol**

Le polluant s'éloignera d'autant plus vite et loin de son point d'émission que la pente de la surface du sol est forte et longue et que la surface est imperméable. Une pente forte provoquera un simple transfert géographique de la pollution; sur une pente moins forte et/ou un sol plus perméable, le polluant s'infiltrera tout le long de son trajet superficiel. La dispersion du polluant peut éventuellement faciliter le traitement "naturel" par le moindre flux entrant par unité de surface dans le système souterrain (dilution, réactions diverses dans le sol et la ZNS), par contre, cette dispersion peut compliquer l'intervention (nécessité de reconnaître l'extension de la zone contaminée, important volume de terrains à excaver).

Globalement, la pente éloigne le polluant de son point de déversement, ce qui limite la vulnérabilité des eaux souterraines qui lui sont directement sous-jacentes, mais peut l'aggraver à un aval proche.

La pente des terrains est une donnée facile à acquérir et à cartographier à partir d'un MNT. Son rôle sur la dispersion du polluant est évident, son effet sur la vulnérabilité de la nappe est ambigu.

⇒ **Proposition** : représenter les pentes sur les cartes de vulnérabilité intrinsèque, mais sans leur accorder de poids - suggestion de classes :

0 à 3 % - 3 % à 7 % - 7 % à 15 % et > 15 %.

#### 4.1.2. Couvert végétal

Sauf pour les grandes masses pérennes (forêts, marais,...) qui sont en général reportées sur les fonds de carte, la nature et l'état du couvert végétal semblent trop variables dans le temps pour être pris en compte.

#### 4.1.3. Pluie

La pluie est un facteur dont la répartition est aléatoire et l'effet (sur le polluant), ambigu : la pluie apporte une dilution, mais augmente la dispersion et accélère l'infiltration.

⇒ **Proposition** : bien qu'on ne puisse lui affecter de poids objectif (en terme d'effet sur le polluant), la pluie est à prendre en compte. Il est suggéré de la représenter en cartouche ou dans la notice, par exemple sous forme de cartes (format réduit) d'isohyètes annuelles et mensuelles (valeurs moyennes se rapportant à une période de référence).

#### 4.1.4. Dans le sol

C'est dans le sol que les procédés susceptibles d'atténuer une pollution sont les plus nombreux et les plus importants (Foster 1987, supra). J. Vrba et M. Civita (1994) classent le sol parmi les 4 plus importants facteurs de la vulnérabilité intrinsèque (les 3 autres étant la zone non saturée, la zone saturée (aquifère) et la recharge). Ils définissent des paramètres principaux et des paramètres complémentaires.

Paramètres principaux : texture, structure, épaisseur, teneur en matière organique, teneur en argile, perméabilité.

Paramètres complémentaires : capacités d'échange de cations, de sorption et de réduction, teneur en carbonate, masse volumique, capacité de rétention, eau exportée par les plantes et réactions liées au cycle de l'azote, les 4 derniers paramètres n'étant le plus souvent utilisés que dans l'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines aux pollutions diffuses d'origine agricole.

Certaines de ces données sont faciles à obtenir des cartes pédologiques existantes ou à réaliser, les variations sont aisées à représenter cartographiquement. Certaines données peuvent être caractérisées par des valeurs chiffrées (épaisseur, perméabilité), mais aucune ne peut être affectée d'un poids objectif la reliant au traitement naturel d'une pollution : les effets sont incertains, non quantifiables, très variables avec la saison (état de la végétation, état hydrique du sol), la température (activité microbiologique), la nature du

polluant,... certaines actions ou réactions sont temporaires (rétention) ou réversibles (sorption-désorption, oxydation- réduction).

Le sol est incontestablement un des facteurs influant sur la vulnérabilité des eaux souterraines, mais c'est un facteur relatif dont l'effet prévisible ne peut être quantifié, sauf dans des cas très spécifiques ; un sol est d'autant plus susceptible d'atténuer et/ou de retarder le transfert vertical d'une pollution qu'il est épais, peu perméable et riche en matière organique.

⇒ **Proposition** : dans la mesure où le sol est représentable, ce qui peut dépendre de l'échelle adoptée et des données existantes ou à acquérir, il peut être imaginé de globaliser ses effets par la prise en compte de la réserve d'eau (RU ou RFU), exprimée en mm. Ce paramètre, souvent calculé (ou estimé) par les pédologues paraît assez bien intégrer l'épaisseur, la granulométrie et la perméabilité d'un sol; ce peut également être une assez bonne image du potentiel de rétention (sous réserve que la pollution survienne à un moment climatiquement propice). De ce point de vue, il paraît utile que les conditions de recharge soient indiquées (en cartouches ou dans la notice) : isohyètes des pluies efficaces annuelles et mensuelles, étude fréquentielle, Etp-Etr mensuels.

#### 4.1.5. Dans la zone non saturée

Dans la classification citée plus haut, J. Vrba et M. Civita y définissent les paramètres principaux comme étant : épaisseur, lithologie (avec indications sur la diagenèse et la stratification) et le temps de transfert de l'eau ; le degré d'altération et la perméabilité constituent les paramètres complémentaires.

Le même type de remarques peut être fait à propos de la zone non saturée que pour le sol : certains éléments sont paramétrables (épaisseur, perméabilité, temps (théorique) de transfert, mais les effets sur les polluants n'apparaissent ni prévisibles, ni quantifiables.

Tout au plus, on peut dire que si un effet atténuateur existe, il sera d'autant plus prononcé que le temps de contact est plus long et la surface de contact plus grande. Sans préjuger de la réactivité entre le milieu (solide et fluide) et un polluant spécifique, ni de la variabilité temporelle des conditions climatiques (état de saturation de la ZNS, "effet piston" d'un épisode pluvieux), la pollution et sa transmission sont influencées principalement par la granulométrie (surface de contact), l'épaisseur et la perméabilité (temps de contact et temps de transfert) des formations constituant la ZNS.

⇒ **A Propos de la perméabilité** : il y a une distinction fondamentale à faire entre une perméabilité verticale "continue" correspondant à une formation (à peu près) homogène, et une perméabilité "discontinue" où les discontinuités liées à la fissuration du milieu peuvent créer des cheminements privilégiés rapides entre la surface et la nappe. Lorsque les discontinuités sont des vides (systèmes karstiques), un raisonnement binaire (présence ou risque de présence/absence) peut suffire à localiser les zones à vulnérabilité maximale. En terrain de socle, par l'altération et les reminéralisations qui s'y produisent, les fissures

ont une perméabilité finie. Il ne semble pas exister actuellement de méthodologie fiable permettant d'évaluer l'incidence de la fissuration sur les vitesses d'infiltration. Le projet de recherche scientifique (BRGM) S40 "Recharge artificielle et auto-épuration" contenant un volet concernant la mise au point de dispositifs de recharge artificielle en contexte de socle cristallin, devrait apporter des éléments de réponse intéressants.

Il semble essentiel de distinguer au sein de la zone non saturée, les formations superficielles (couverture) de leur substratum.

⇒ **Les formations superficielles** intègrent les apports allochtones (apports éoliens, colluvions,...) et les produits de l'altération in situ de la roche mère. Résultant des phénomènes de gélifraction, d'érosion et d'altération (dissolution, transformation de certains minéraux), les formations superficielles évoluent des faciès grossiers aux plus fins, des sables et graviers aux argiles, selon la nature de la roche-mère, son exposition aux éléments climatiques, l'intensité de ceux-ci, l'importance et le régime des eaux disponibles pour l'altération physico-chimique et, quand il y a transport, la distance au lieu d'origine.

La localisation et la puissance des formations superficielles dépendent de la compétition entre l'érosion-transport et la sédimentation. Considérés le long d'un profil topographique, les résultats de l'érosion peuvent conduire à l'absence de formations superficielles au sommet, et, sur le versant, selon l'intensité de sa pente, à des sédiments grano-classés, de plus en plus épais et à granulométrie de plus en plus fine vers le bas, qui peut se trouver complètement colmaté par un horizon riche en produits argileux. La nature des minéraux argileux n'est pas indifférente : des argiles gonflantes ont tendance à obstruer les pores en conditions humides, créant ainsi une barrière étanche aux percolations verticales, alors que leur rétraction en périodes sèches peut aller jusqu'à l'ouverture de fentes verticales.

Les techniques actuelles permettent de déduire les caractéristiques principales des formations superficielles (localisation, puissance des horizons) de la connaissance de la géologie (nature des roches, paléoclimats) étalonnée par quelques tests de terrain et des données fournis par les modèles numériques de terrain.

Dans la mesure où elles tendent à homogénéiser les conditions d'infiltration, les formations superficielles ont un rôle essentiel d'amélioration de la protection des eaux souterraines dans les milieux discontinus (fissurés) ou très perméables (sables, graviers) qu'elles peuvent recouvrir.

⇒ **Propositions** : les formations superficielles justifient une démarche spécifique, particulièrement dans les secteurs sensibles où la roche est fissurée ou très perméable. Cette démarche devrait permettre de cartographier la présence, la nature et l'épaisseur des formations superficielles, ainsi que la nature des minéraux argileux (définition des risques de cheminements privilégiés). Des travaux sont en cours sur ce sujet.

#### 4.1.6. Dans l'aquifère

Les paramètres principaux cités par Vrba et Civita sont la lithologie (diagenèse et stratification comprises), la puissance de l'aquifère, la porosité efficace, la conductivité hydraulique, la direction de l'écoulement souterrain, l'âge et le temps de résidence de l'eau souterraine ; la transmissivité et la "capacité d'emmagasinement" constituent les paramètres complémentaires.

Ces auteurs considèrent donc les facteurs de dispersion du polluant (homogénéité/hétérogénéité de la formation aquifère), de dilution et de retardement de la pollution. Cependant, en classant le sens de l'écoulement souterrain parmi les paramètres principaux, ils semblent porter une attention particulière à la destination géographique de la pollution et/ou au moyen d'implanter un dispositif de dépollution in situ.

### 4.2. DEUXIEME SCENARIO : LA DECISION D'INTERVENTION EST PRISE

L'intervention peut avoir lieu à deux niveaux :

- **au-dessus de la nappe**, dans la zone non saturée (sol + formations superficielles + roche en place) ;
- **dans la nappe.**

Les techniques d'intervention sont diverses; il s'agit le plus souvent d'extraire les terrains contaminés et le polluant ou le mélange eau-polluant. On peut noter qu'une intervention au-dessus de la nappe peut être suffisante si elle permet de récupérer la totalité (ou une fraction jugée suffisante) des terrains contaminés. Par contre, si le polluant atteint la zone saturée, l'intervention en nappe est obligatoirement complétée par une intervention hors nappe (extraction des terrains contaminés, venting, bio-traitement, lessivage forcé,...). L'intérêt est donc d'intervenir et de résorber la pollution avant qu'elle n'atteigne les eaux souterraines.

#### 4.2.1. Critères de l'intervention hors nappe

Pour être efficace, l'intervention hors nappe doit permettre de reprendre le polluant avant qu'il n'ait atteint la nappe, ou que le front de pollution ne se soit infiltré jusqu'à une profondeur le mettant hors de portée des engins de terrassement usuels, soit, le plus souvent : 5 à 6 mètres.

La faisabilité d'une dépollution hors nappe dépend du délai nécessaire à la mise en oeuvre d'une intervention et du trajet parcouru pendant ce temps par le polluant.

La vitesse de percolation peut être représentée, si on suppose un gradient égal à l'unité, par  $\frac{K}{\omega e}$ , où K est le coefficient de perméabilité de Darcy (perméabilité verticale) et  $\omega e$  la

porosité efficace. En fait, la porosité efficace est un paramètre difficile à acquérir ; par ailleurs, la perméabilité verticale, si elle varie beaucoup avec le degré de saturation, ne peut être mesurée qu'en conditions saturées. Appliquée à la Z.N.S., la perméabilité de Darcy maximalise les vitesses d'infiltration. La porosité efficace est souvent comprise, au moins dans les premiers mètres de terrain, entre 5 % et 20 % ; la vitesse réelle est liée à la vitesse de Darcy par un coefficient multiplicateur qui peut varier entre 5 et 20. L'éventail reste ouvert, mais les classes de valeurs devraient pouvoir être définies pour les principaux types de formations.

Malgré des incertitudes et des biais divers, on doit pouvoir considérer qu'à l'échelle d'une cartographie des vulnérabilités intrinsèques, la vitesse de percolation déduite de la perméabilité et de la porosité est un indice relativement fiable auquel, toutes choses égales par ailleurs, les vitesses réelles sont proportionnelles.

⇒ **Propositions** : on propose de hiérarchiser la vulnérabilité due aux possibilités d'intervention dans le non saturé à partir du temps (théorique), déduit de la perméabilité verticale et de la porosité efficace, mis par le polluant pour s'infiltrer jusqu'à une profondeur maximale de l'ordre de 5 à 6 m (ou jusqu'à une profondeur moindre lorsque la nappe est plus proche du sol) ; on considère qu'au-delà de 6 m les terrains contaminés ne sont plus accessibles et qu'une intervention en nappe doit être mise en oeuvre. Le tableau ci-dessous présente en exemple de découpage possible :

K/ωe	Temps d'intervention disponible (polluant à moins de 6 m de profondeur)	Degré de vulnérabilité
.....1,5.10 <sup>-4</sup> .....	.....une douzaine d'heures.....	5 (élevé)
.....1.10 <sup>-5</sup> .....	.....une semaine.....	4
.....1.10 <sup>-6</sup> .....	.....deux mois.....	3
.....2.10 <sup>-7</sup> .....	.....un an.....	2
		1 (moindre)

Cet indice de vulnérabilité ne peut s'appliquer qu'aux formations présentant des caractéristiques d'homogénéité satisfaisante, le problème des formations à perméabilité discontinue reste entier (sauf lorsqu'elles sont couvertes par des formations superficielles dont l'importance a été soulignée plus haut).

La constitution d'un référentiel étoffé paraît un préalable indispensable à l'utilisation d'un indice basé directement sur les valeurs de la perméabilité verticale.

#### **4.2.2. Critères de l'intervention en nappe**

L'aptitude à la dépollution en nappe, la plus ou moins grande facilité à traiter une contamination lorsqu'elle est arrivée dans l'aquifère, dépend essentiellement de l'adaptation du dispositif de défense au problème posé, du débit et du volume de fluide à traiter.

Les dispositifs de défense peuvent être plus ou moins complexes. Outre les moyens au sol permettant de stocker le fluide contaminé, l'évacuer vers un centre de traitement ou le traiter sur place, ils comprennent en général au moins :

- des ouvrages (tranchées, puits, forages) permettant de créer un "piège hydraulique" fixant la pollution et d'extraire l'eau contaminée ;
- un dispositif de surveillance et de contrôle (piézomètres) permettant de vérifier et d'optimiser l'efficacité des pompages, de suivre l'évolution de la dépollution ;
- des ouvrages complémentaires (piézomètres, forages,..) en général mis en place ultérieurement, pour affiner la dépollution par un traitement in situ (ventilation, bio-traitement, injection d'eau claire,...).

L'adaptation d'un dispositif de défense aux problèmes posés dépend de son dimensionnement (nature, nombre et répartition des ouvrages) et de son implantation, qui sont fonction de l'étalement de la pollution et des conditions d'aquifère (sens des écoulements souterrains, débits pouvant être pompés et extension des cônes de dépression ainsi créés).

Un dispositif de défense peut être d'autant mieux adapté que l'extension de l'aire contaminée et les caractéristiques géométriques et hydrodynamiques de l'aquifère sont bien connues, ce qui, souvent, nécessite des reconnaissances et des essais particuliers à chaque cas.

Globalement, l'adéquation d'un dispositif à une pollution dépend en grande partie du délai disponible pour sa mise en place.

##### **4.2.2.1. Temps de transfert**

Le temps de transfert est relatif à la fraction du polluant n'ayant pu être récupérée dans l'horizon 0 à - 6m et migrant jusqu'à la nappe. Le temps de transfert peut être déduit de l'épaisseur de la ZNS, de son homogénéité-hétérogénéité et de la vitesse de percolation (cf. plus haut).

⇒ *Proposition* :

Durée du transfert jusqu'à la surface de la nappe	Degré de vulnérabilité
.....2 semaines.....	5 (élevé)
.....1,5 mois.....	4
.....6 mois.....	3
	1 (moindre)

#### 4.2.2.2. Vitesse de l'écoulement souterrain

La vitesse de l'écoulement souterrain peut imposer la distance entre l'arrivée du polluant dans la nappe et l'emplacement des ouvrages d'interception. Plus cette distance est grande, plus les connaissances ont besoin de précision (sens et régime de l'écoulement), plus la dispersion et la dilution sont importantes (plus les volumes à extraire sont importants) et moins l'efficacité risque d'être parfaite.

⇒ *Proposition*

Vitesse de l'écoulement souterrain	Degré de vulnérabilité
.....0,1m/jour.....	.....1 (moindre).....
.....1m/jour.....	.....2.....
.....10 m/jour.....	.....4.....
	5 (élevé)

On remarquera que c'est la vitesse effective qui intervient :  $\omega$

$V = \frac{Ki}{\omega}$  où  $\omega$  est la porosité cinématique, souvent assimilée à la porosité efficace, laquelle peut être déduite des résultats des pompages d'essai réalisés en nappes libres. En général, ce n'est pas la perméabilité K mais la transmissivité T qui est en connue ; le passage de T à K suppose que l'aquifère soit homogène, ou que son hétérogénéité soit connue.

#### 4.2.2.3. Fluide à récupérer

On peut considérer que plus le débit à récupérer est important, plus la dépollution est difficile et les risques de dysfonctionnement importants.

⇒ **Proposition** : on propose un indice de dilution, égal au rapport du flux d'eau claire ( $Q_1$ ) qui le dilue sur le flux de polluant ( $Q_2$ ) arrivant à la nappe.

Flux du polluant :  $Q_2 = K' i_{ns} / S$

où  $K'$ , est la perméabilité verticale (perméabilité de Darcy),  
 $i_{ns}$ , est le gradient hydraulique dans la zone non-saturée et  
 $S$ , la surface concernée.

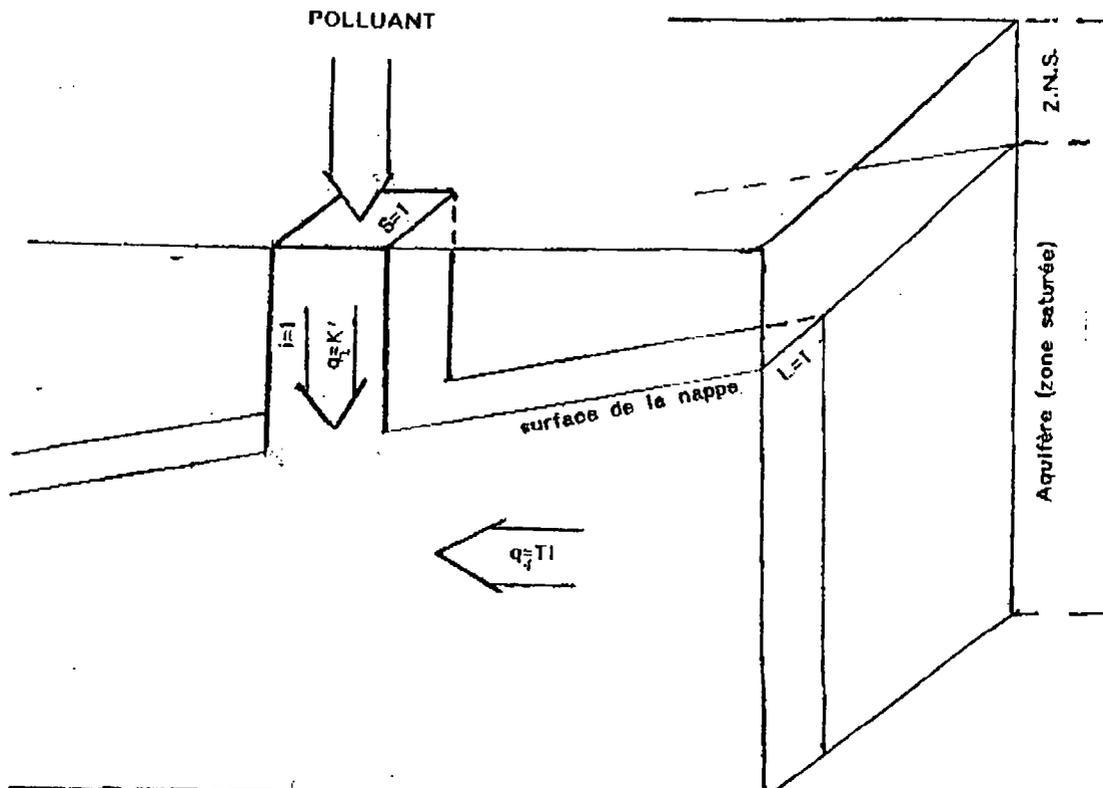
Pour un gradient égal à l'unité, et une surface unitaire, le flux unitaire  $Q_2$  ( $m^3/s$ ) est égal à  $K'$ .

Flux d'eau claire :  $Q_1 = TiL$

où  $T$ , est la transmissivité de la formation aquifère,  
 $i$ , est le gradient hydraulique calculé à partir des données piézométriques et  
 $L$ , la longueur du front d'écoulement.

Pour  $L = 1$  mètre, le débit unitaire d'eau claire  $Q_1$  est égal à  $Ti$

L'indice de dilution,  $I$  s'écrit alors  $\frac{Q_1}{Q_2}$  qui est égal à  $\frac{Ti}{K'}$



En admettant que la vulnérabilité (ou la difficulté de traitement) augmente avec la dilution du polluant, la classification suivante peut être adoptée :

<b>Valeur de <math>T_i/k</math></b>	<b>Degré de vulnérabilité</b>
.....10.....	1
.....100.....	2
.....1000.....	3
.....10 <sup>4</sup> .....	4
	5

En fait, selon que le seuil de danger s'exprime en mg/l, µg/l ou ng/l, la vulnérabilité due à l'effet de dilution peut être appréciée de façons très différentes; pour certains polluants, l'échelle pourrait être inversée, la dilution constituant un traitement en soi.

## **5. CONCLUSIONS**

Les cartes de vulnérabilité des eaux souterraines aux pollutions constituent à notre sens un outil de première importance pour orienter une politique générale de gestion de la ressource en eau ou pour aider à la prise de décision en matière d'aménagements de diverses natures.

Depuis les années 1970, un certain nombre de cartes de vulnérabilité ont été dressées, tant en France qu'à l'étranger. L'examen des méthodes employées montre une grande diversité dans les approches tant dans les critères pris en compte que dans les échelles de travail ou encore dans les outils utilisés pour dresser les cartes.

Il semble, compte tenu de divers états de fait incontournables tels que les outils informatiques disponibles dont la généralisation de l'emploi SIG, l'échange de données informatisées ou tout au moins la connexion de bases entre elles (cf. la démarche RNDE), qu'il est nécessaire qu'un minimum d'homogénéité ait lieu dans l'approche cartographique de la vulnérabilité. Cette démarche homogène devrait en particulier porter sur les aspects :

- échelles de travail,
- critères à prendre en compte et manière d'utiliser ceux-ci,
- combinaison de ces critères pour aboutir à une évaluation de la vulnérabilité,
- traitement informatique des données et outils SIG.

Outre le fait qu'une démarche homogène est vivement souhaitable, cet aspect n'est peut être pas le seul à considérer. On observe une dégradation importante de la qualité des eaux souterraines dans certaines zones géographiques. Cette dégradation est une des conséquences, dans bien des cas, d'aménagements du territoire sans prise en compte des aspects relatifs à la ressource en eau.

L'établissement plus systématique de cartes de vulnérabilité devrait permettre une meilleure réflexion sur les impacts des ressources en eau souterraine dans les problèmes d'aménagements et de disposer d'outils d'orientation pour une politique de prévention durable de la qualité de l'eau. Une action en ce sens peut nécessiter d'employer des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité plus pertinentes qu'actuellement et/ou de définir des paramètres de terrain spécifiques.

En ce qui concerne l'aspect relatif aux critères, il ressort que les facteurs à considérer pour évaluer la vulnérabilité intrinsèque aux pollutions des ressources en eau souterraine peuvent être classés en trois catégories :

- Des facteurs importants, mais "informatifs", non paramétrables quant à leur effet sur une pollution (variable selon les conditions, le polluant, la saison) comme : pluie et pluie efficace, pente du sol, caractérisation du sol (R.U. ou R.F.U.), épaisseur de la zone non-saturée, piézométrie.
- Des facteurs très importants mais dont, pour l'instant le mode de représentation comme les moyens d'acquérir les données, sont à préciser (thèmes de recherches) : homogénéité/hétérogénéité, formations superficielles.
- Des paramètres pondérables : ceux liés aux vitesses de percolation ou d'écoulement, et donc, aux délais d'intervention.

Ces différents points (évidemment non exhaustifs) pourraient faire l'objet d'une réflexion à mener dans le cadre d'un groupe de travail à constituer. L'objet de ce rapport est de proposer des éléments de support à cette réflexion.

## **Annexe 1**

### **Etrait du Rapport (BRGM R37928) :**

**"Normalisation des critères d'établissement des cartes  
de vulnérabilité aux pollutions -  
Etude documentaire préliminaire"**

### 3. EXAMEN DES CRITERES RETENUS DANS LES ETUDES EXAMINEES

Dans la méthode DRASTIC, qui est conçue pour évaluer les risques de pollution, les notions sont là aussi amalgamées. On retient les critères suivants :

- distance à la nappe, ou épaisseur de zone non saturée
- recharge
- nature du milieu aquifère saturé
- nature du sol
- nature de la zone non saturée
- topographie
- perméabilité de l'aquifère (non différenciée)

Les notations et poids accordés aux différents critères de la méthode DRASTIC sont présentés dans les tableaux 1 et 2. On notera la subjectivité des poids attribués aux différents critères, comme toujours dans ce type de méthodes.

Outre que la perméabilité de l'aquifère saturé n'est pas un critère de vulnérabilité, on peut s'étonner du faible poids attribué au milieu sol.

FACTEUR	POIDS
Distance à la nappe	5
Recharge	4
Milieu aquifère (zone saturée)	3
Milieu sol au-dessus de la zone non saturée	2
Topographie	1
Nature de la zone non saturée	5
Perméabilité aquifère	3

Tableau 1 : Poids attribués aux facteurs de DRASTIC

DISTANCE A LA NAPPE	
Gamme	Note
0 - 1 m 50	10
1,5 - 3 m	9
4,5 - 9 m	7
9 - 15 m	5
15 - 22 m	3
22,5 - 30 m	2
> 30 m	1

Tableau 2 : Notation des facteurs DRASTIC

TOPOGRAPHIE (% pente)	
Gamme	Notation
0 - 2	10
2 - 6	9
6 - 12	5
12 - 18	3
>18	1

NATURE DE LA ZONE NON SATUREE		
Gamme	Notation	Notation typique
Silt/argile	1 - 2	1
Shale	2 - 5	3
Calcaire	2 - 7	6
Grès	4 - 8	6
Calcaire lité, grès, shale	4 - 8	6
Sable et gravier avec silt et argile	4 - 8	6
Métamorphique	2 - 8	4
Sable et gravier	6 - 9	8
Basalte	2 - 10	9
Calcaire karstique	8 - 10	10

PERMEABILITE	
Gamme	Notation
$4,7 \cdot 10^{-7}$ - $4,7 \cdot 10^{-5}$ m/s	1
$4,7 \cdot 10^{-5}$ - $14,7 \cdot 10^{-5}$ m/s	2
$14,7 \cdot 10^{-5}$ - $32,9 \cdot 10^{-5}$ m/s	4
$32,9 \cdot 10^{-5}$ - $4,7 \cdot 10^{-4}$ m/s	6
$4,7 \cdot 10^{-4}$ - $9,4 \cdot 10^{-4}$ m/s	8
$> 9,4 \cdot 10^{-4}$ m/s	10

MILIEU SOL	
Gamme	Notation
Peu épais ou absent	10
Gravier	10
Sable	9
Argile, agrégats ou pentes	7
Limon sableux	6
Limon	5
Limon silteux	4
Limon argileux	3
Argile non agrégée et non fissurée	1

Tableau 2 (suite)

RECHARGE (pluie efficace)	
Gamme (cm)	Notation
0 - 5	1
5 - 10	3
10 - 17,5	6
17,5 - 25,5	8
> 25,5	9

MILIEU AQUIFERE (saturé)		
Gamme	Note	Note typique
Shale massif	1- 3	2
Métamorphique	2- 5	3
Métamorphique altéré, grès lités, calcaires	3- 5	4
Shales en séquence	5- 9	6
Grès massif	4- 9	6
Calcaire massif	4- 9	6
Sable et gravier	6- 9	8
Basalte	2-10	9
Calcaire karstique	9-10	10

Tableau 2 (fin)

Z. Alamy, C. Langevin (1989) procèdent à une analyse détaillée de la couverture de sol. Les facteurs et critères retenus par ces auteurs, ainsi que la notation et le poids attribués aux critères sont résumés dans le tableau 3. Là encore, on constate que, s'il est possible de hiérarchiser par des notes à l'intérieur de chaque critère, il est très difficile de pondérer chaque critère car cette pondération reste très subjective.

Paramètres	Classes				Poids
	0 - 5 %	5 - 10 %	10 - 15 %	> 15 %	
Pente	0 - 5 % (5)	5 - 10 % (2)	10 - 15 % (1)	> 15 % (1)	1/2
Epaisseur couverture	< 5 m (1)	5 - 2 m (3)	2 - 1 m (5)	< 1 m (5)	-
Perméabilité couverture ou de l'affleurement	> 10 <sup>-4</sup> (25)	> 10 <sup>-4</sup> .10 <sup>-6</sup> (5)	10 <sup>-6</sup> .10 <sup>-9</sup> (3)	10 <sup>-9</sup> (2)	1
Perméabilité sous-sol non saturé	> 10 <sup>-4</sup> (25)	> 10 <sup>-4</sup> .10 <sup>-6</sup> (5)	10 <sup>-4</sup> .10 <sup>-9</sup> (3)	< 10 <sup>-9</sup> (2)	1
Hydromorphie	sans (5)	temporaire (3)	temporaire (2)	permanente (1)	1/3
Profondeur nappe	> 20 m (1)	5 - 20 m (3)	1 - 5 m (5)	< 1 m (25)	1/2
Nature couverture	sable (3)	gravier (5)	argile sableuse limon (2)	argile (1)	-
Fracturation	sans (1)	1 direction proche (3)	2 directions proches (5)	champ (25)	-
Densité de fracturation	(1)	(3)	(5)	(25)	-

0 - 5 % = coupures (valeur)

Tableau 3 : Paramètres, valeur et poids retenus pour l'élaboration d'une carte de vulnérabilité (Alamy, Langevin, 1989)

*Normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions*

Dans le cadre d'une application à la nappe de la craie dans le secteur de Guines (Pas-de-Calais), J. Ricour (1988) propose les paramètres suivants comme critères pour l'élaboration de la carte de vulnérabilité : nature du recouvrement sur l'aquifère crayeux, topographie, profondeur de la nappe sous le sol (tableau 4).

Cette carte de vulnérabilité est superposée à des facteurs à caractère évolutif ayant trait à l'occupation des sols pour constituer une carte de sensibilité aux risques de pollution.

	Paramètre	Poids global	— Echelle de vulnérabilité croissante et poids relatifs de chaque paramètre → +			
Carte de vulnérabilité	Lithologie et recouvrement	1	Argile sur craie 0	Alluvions sur craie 1	Limons sur craie 2	Craie en affleurement 3
	Topographie	0,5	Pente > 10 % 1	5 < pente ≤ 10 % 2	1 < pente ≤ 5 % 3	pente ≤ 1 % 4
	Profondeur du niveau sous le sol	0,5	profondeur > 30 m 1	15 < profondeur ≤ 30 m 2	5 < profondeur ≤ 15 m 3	profondeur ≤ 5 m 4
	Zone fracturée	1	Zone linéamentaire susceptible de correspondre à des zones fracturées 1			
Carte de sensibilité	Typologie de l'occupation du sol (urbanisation, routes, forêts...)	Superposition par classe à la carte de vulnérabilité	<u>Classe 1</u> forêts, friches	<u>Classe 2</u> milieu agricole et marécageux	<u>Classe 3</u> milieu urbain et industriel, routes, carrières, décharges...	

**Tableau 4 : Paramètres pris en compte dans l'élaboration des cartes de vulnérabilité et de sensibilité du milieu souterrain aux risques de pollution (J. Ricour, 1988)**

D. Darmendrail (1989) reprend les mêmes paramètres pour la carte de vulnérabilité de Houille et Mouille.

S. Muñoz (1989) et S. Muñoz, C. Langevin (1991), pour élaborer les cartes de vulnérabilité au Guatemala, retiennent les paramètres suivants (tableau 5) :

Images	Variables Paramètres	Echelle de vulnérabilité et poids relatif de chaque paramètres										Poids Global
		(Très vulnérable)						(Peu vulnérable)				
Zone non saturée	Epaisseur	< 10 m		10-20 m		20-30 m		30-50 m		> 50 m		5
	Valeur attribuée	Initiale 1	Finale 5	Initiale 3	Finale 15	Initiale 10	Finale 50	Initiale 25	Finale 125	Initiale 50	Finale 250	
Zone de recharge	Type de milieux					de recharge		hors zone de recharge		urbain		3
	Valeur attribuée					Initiale 1	Finale 3	Initiale 10	Finale 30	Initiale 25	Finale 75	
Densité de drainage	Degré de perméabilité	très perméable		perméable		semi-perméable		ruisselant		très ruisselant		2
	Valeur attribuée	Initiale 1	Finale 2	Initiale 2	Finale 4	Initiale 3	Finale 6	Initiale 10	Finale 20	Initiale 25	Finale 50	
Fracturation	Niveau probable de fracturation					très fracturé		peu fracturé				1
	Valeur attribuée					Initiale 1	Finale 1	Initiale 25	Finale 25			

**Tableau 5 : Paramètres pris en compte dans l'élaboration de la carte de vulnérabilité (Valeur finale = valeur initiale x poids global) (Muñoz, Langevin, 1991)**

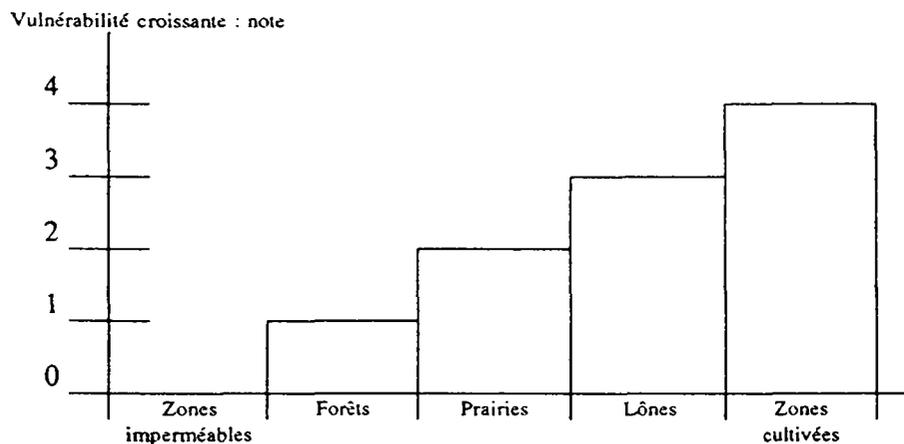
On note par exemple que pour S. Muñoz, l'épaisseur de zone non saturée (au Guatemala) varie de < 10 m à > 50 m avec des notes respectivement de 1 à 50. Dans le tableau 4, J. Ricour et aussi D. Darmendrail, se référant à la nappe de la craie dans le Nord, distinguent les classes suivantes : < 5 m à > 30 m avec des notes respectivement de 4 à 1.

Ceci est un exemple des variétés de notations que l'on peut rencontrer, de l'étendue de la gamme des notes, qui ne vont pas dans le même sens.

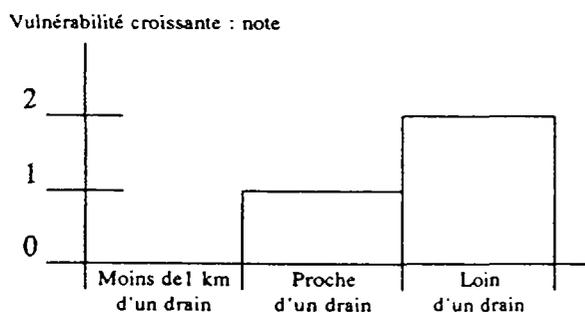
Dans l'étude de M.F. Suais (1990) où les critères de vulnérabilité sont assimilés aux critères d'évaluation des risques de pollution, on peut retenir la proposition de nouveaux critères relatifs aux sols, qui sont des critères non plus stables, mais variables dans le temps ou par intervention humaine, tels que degré d'imperméabilisation, densité et nature du couvert végétal, densité de drainage (tableau 6).

Il est certain que, dans les mesure où ces facteurs rendent plus facile ou plus difficile l'accès à la nappe, ils peuvent être assimilés à des critères de vulnérabilité. Ceci est très discutable car ce ne sont pas des critères de vulnérabilité étant donné qu'ils sont variables.

Etat de la surface



Densité de drainage



Pentes

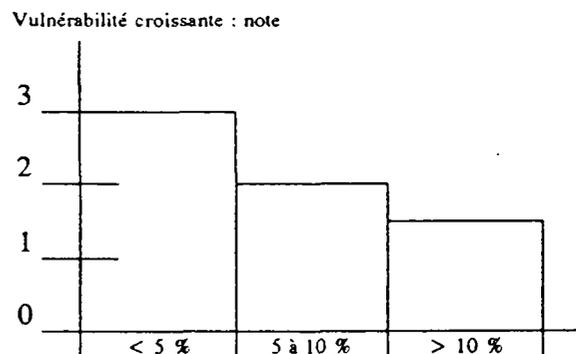


Tableau 6 : Critères relatifs à la surface du sol (M.F. Suais et al, 1990)

Par contre, M.F. Suais retient des critères relatifs à la propagation du polluant dans le sol : perméabilité, réserve utile, capacité d'échange cationique, pourcentage de matière organique. A noter toutefois qu'un tel affinement du critère "perméabilité" du sol ne peut se concevoir que dans le cas d'une carte de vulnérabilité d'un secteur très localisé d'une nappe.

L'auteur propose les notations suivantes établies pour les sols de la plaine de l'Ain (tableau 7) :

Classe de texture	Perméabilité	Echelle de vulnérabilité	note
A : Très grossière	Très forte	Très forte	: 5
B : Grossière	Forte	Forte	: 4
C : Moyenne	Moyenne	Moyenne	: 3
D : Fine	Faible	Faible	: 2
E : Très fine	Très faible	Très faible	: 1

RU en mm	Echelle de vulnérabilité
< 20	7
20 - 50	6
50 - 80	5
80 - 120	4
120 - 150	3
150 - 200	2
> 200	1

CEC en Meq/100 g	Echelle de vulnérabilité
0 à 5	7
5 à 8	6
8 à 12	5
12 à 18	4
18 à 25	3
25 à 40	2
> 40	1

RU en mm	Echelle de vulnérabilité
< 1	4
1 - 3	3
3 - 5	2
> 5	1

Tableau 7 : Notation des paramètres du sol (M.F. Suais, 1990)

En vue d'établir des échelles de notation de paramètres caractéristiques du sol et du pouvoir épurateur de la zone non saturée, on peut s'appuyer sur les données fournies par Rehse (tableau 8).

Rehse a proposé une méthode empirique de calcul du pouvoir épurateur du sol, lors du transfert d'un polluant, de la surface du sol jusqu'à l'aquifère par circulation verticale, puis en direction horizontale dans l'aquifère jusqu'au captage.

Les différentes catégories de sol pouvant être rencontrées ont été classées en fonction de la granulométrie. L'auteur a défini les épaisseurs de sol nécessaires, en conditions non saturées, pour une épuration des eaux polluées. De même pour quatre catégories de constituants de l'aquifère, il détermine une longueur de trajet, fonction de la vitesse effective, nécessaire pour compléter cette épuration. Nous ne donnons ici que les index utilisés pour caractériser le transfert vertical.

Chaque catégorie de matériau est affecté d'un index :

$$I = 1/H \quad H = \text{épaisseur en mètres sur la tranche verticale}$$

Sur le trajet vertical le pouvoir épurateur est égal à :

$$Md = h_1 I_1 + h_2 I_2 + h_3 I_3 \dots$$

$h_1, h_2, h_3$  : hauteurs des différentes catégories de terrains rencontrées,  
 $I_1, I_2, I_3$  : index correspondants du tableau.

M	Description du matériau	H (m)	I = 1/H
1	Humus, 5-10 % humus, 5-10 % argile	1,2	0,8
2	Argile sans fentes de retrait, limon argileux, sable très argileux	2	0,5
3	Silt argileux à silt	2,5	0,4
4	Silt ; sable silteux ; sable peu silteux et peu argileux	3,0 - 4,5	0,33 - 0,22
5	Sable fin à moyen	6	0,17
6	Sable moyen à grossier	10	0,1
7	Sable grossier	15	0,07
8	Gravier silteux, riche en sable et argile	8	0,13
9	Gravier peu silteux, beaucoup de sable	12	0,08
10	Gravier fin à moyen riche en sable	25	0,04
11	Gravier moyen à grossier, peu de sable	35	0,03
12	Galets, peu de gravier et sable	50	0,02

M = n° de la classification granulométrique  
 H = épaisseur de la couche de sol nécessaire pour une épuration  
 I = index

Tableau 8 : Pouvoir épurateur du sol (Rehse, 1977)  
 Dans la couverture (sol + zone non saturée)

Pour déterminer H et l'index I correspondant, Rehse s'est appuyé sur les paramètres donnés dans le tableau 9.

*Normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions*

N° de roche tableau 6 M	Matériau	Epaisseur (m)	K - saturé - moitié saturé (m/s)	Porosité utile saturée (%)	Porosité utilisée non saturée (%)	Surface spécifique (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	Vitesse réelle (m/j)	Temps de parcours (j)	Capacité de rétention (%)
1	Roche ayant des propriétés d'adsorption	1,2	$5 \times 10^{-7}$	0,05	-	$1 \times 10^6 - 5 \times 10^7$	0,86	1,4	> 10
2		2,0	$1 \times 10^{-8}$	0,035	-	$4 \times 10^8$	0,025	80,0	~ 50
3		2,5	$1 \times 10^{-7}$	0,055	-	$4 \times 10^5$	0,16	15,6	~ 20
4 <sub>1</sub>		3,0	$5 \times 10^{-7}$	0,08	-	225 600	0,54	5,6	~ 32
4 <sub>2</sub>	Sables	3,8	$1 \times 10^{-6}$	0,10	-	25 000	0,86	4,4	~ 27
4 <sub>3</sub>		4,5	$5 \times 10^{-6}$	0,10	0,08	19 000	4,32	1,0	~ 24
				$5 \times 10^{-7}$			<u>0,54</u>	<u>8,3</u>	
5		6,0	$1 \times 10^{-5}$	0,105	0,08	13 400	8,23	0,07	~ 3
				$1 \times 10^{-6}$			<u>1,08</u>	<u>5,6</u>	
6		10,0	$3 \times 10^{-5}$	0,135	0,1	7 600	19,2	0,5	~ 2,5
				$3 \times 10^{-6}$			<u>2,59</u>	<u>4,0</u>	
7	15,0	$5 \times 10^{-6}$	0,16	0,12	4 000	27,0	0,6	~ 2,3	
			$5 \times 10^{-6}$			3,6	4,2		
8	Sables	8,0	$5 \times 10^{-7}$	0,06	-	9 000	0,72	11,1	~ 15
9	Graviers	12,0	$3,5 \times 10^{-4}$	0,15	0,12	1 800	201,6	0,06	~ 2
			$3,5 \times 10^{-6}$				<u>2,52</u>	<u>4,8</u>	
10		25,0	$1 \times 10^{-3}$	0,18	0,15	580	480,0	0,05	~ 2
			$1 \times 10^{-5}$				5,76	4,3	
11	Graviers	35,0	$1 \times 10^{-2}$	0,20	0,15	200	4 320,0	11,7 min	~ 1,5
			$1 \times 10^{-4}$				<u>57,6</u>	<u>14,6 h</u>	
12		50,0	2,5	0,25	-	60	6 m/h	8,3 h	~ 1,2

Colonne (3) : L'épaisseur est celle qui est indiquée dans le tableau 6

Colonne (4) : K = valeur unique ou 1ère valeur indiquée : en conditions saturées

Colonne (7) : Surface spécifique des grains

Colonnes (8) et (9): La valeur soulignée est celle qui est en usage ; elle correspond à la saturation évaluée

N° de roche M	Matériau	Epaisseur (m)	Volume utile pour le métabolisme (m3)	Rétention (m3)	Surface totale des grains (m2)	
1	Matériau ayant des propriétés de rétention	1,2	(0,06)	> 0,12	$1,2 \times 10^6 - 6 \times 10^7$	
2		2,0	(0,07)	~ 1,0	$8 \times 10^8$	
3		2,5	(0,14)	0,5	$1 \times 10^6$	
4 <sub>1</sub>		3,0	0,24	~ 1,0	676 800	
4 <sub>2</sub>	Sables	3,8	0,38	~ 1,0	95 000	
4 <sub>3</sub>		4,5	0,45	~ 1,1	85 500	
5		6,0	0,63	0,2	80 400	
6		10,0	1,35	0,3	76 000	
7		15,0	2,4	0,4	60 000	
8		Graviers	8,0	0,48	1,2	72 000
9		Sables	12,0	1,8	~ 0,2	21 600
10		25,0	4,5	~ 0,5	14 500	
11	Graviers	35,0	7,0	0,5	7 000	
12	Galets	50,0	12,5	0,6	3 000	

Colonne (4) : Produit de la colonne (3) et de la colonne (5) du tableau 8

Colonne (5) : Produit de la colonne (3) et de la colonne (10) du tableau 8

Colonne (6) : Produit de la colonne (3) et de la colonne (7) du tableau 8

**Tableau 9 : Valeurs de quelques paramètres pour les matériaux constituant la couverture et la zone non saturée (Rehse, 1977)**

Pour conclure cette revue sommaire des notations de quelques auteurs, on peut citer certains critères pris en compte dans la méthode Legrand qui est une méthode d'évaluation des risques, mais qui sont des critères de vulnérabilité ; ce sera le cas des critères profondeur de la nappe et perméabilité associée ici à sorption, ce dernier critère s'appliquant à l'ensemble du milieu aquifère (tableau 10).

**Estimer la plus faible profondeur de la nappe sous la source de pollution au moins 20 jours par an**

Valeur	0	1	2	3	4	5	6	7	⑧	9
Distance (m)	+ 60	30-60	20-29	12-19	8-11	5-7	3-4	1,5-2,5	0,5-1	0

**Estimer perméabilité - sorption pour le site**

Epaisseur de matériaux non consolidés au-dessus du socle		Argile		Argile avec moins de 50% de sable		Sable avec 15-30 % d'argile		Sable avec moins de 15% d'argile		Sable fin propre		Gravier propre ou sable grossier	
		I <sup>(2)</sup>	II <sup>(3)</sup>	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
> 30 m		OA <sup>(1)</sup>		2A		4A		6A		8A		9A	
25-29		0B	1C	1D	2F	3E	4G	5F	6E	7F	8E	9G	9H
20-24		0C	2C	1E	3D	4D	5E	5G	6F	7G	8F	9H	9N
15-19		0D	3B	1F	4C	4E	6C	5H	7D	7H	8G	9I	9O
10-14		0E	4B	2D	5B	4F	6D	5I	7E	7I	9D	9J	9P
3-9		1B	6B	2E	7B	5C	7C	5J	8D	7J	9E	9K	9Q
< 3		2B	8B	3C	8C	5D	9B	5K	9C	7K	9F	9L	9R

Socle affleurant : I : SZ ; II : 9Z

- (1) La rangée supérieure avec suffixe A correspond aux sites pour lesquels la roche consolidée n'apparaît pas avant 30 mètres sous la surface du sol. Elle s'applique aux matériaux poreux. Les types de matériaux décrits sont ceux dans lesquels l'eau circule (zone non saturée, aquifère, et 2 à 10 m sous l'aquifère). Si l'utilisateur le juge nécessaire, il peut attribuer des notes intermédiaires 3A, 5A, 7A. Dans la matrice, les nombres sont les notes attribuées ; la lettre qui suit indique la position dans la matrice.
- (2) Catégorie I : le matériau non consolidé repose sur une roche consolidée peu perméable type shale.
- (3) Catégorie II : le matériau non consolidé repose sur une roche consolidée perméable (roche fracturée et failles ou karsts).

On constate que :

- les notes vont de 0 (argile : faible perméabilité et forte sorption) à 9 (gravier : forte perméabilité et faible sorption) ;
- l'on tient compte du type de roche que peut traverser l'eau sous le matériau poreux (fracturé ou pas) ;
- la lettre suivant chaque note est utilisée pour l'identification d'un site ; par exemple, 4F signifie que 10 à 14 m de sable argileux surmontent une roche peu perméable.

**Tableau 10 : Notation des critères "profondeur de la nappe" et "perméabilité-sorption" selon Legrand**