

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

Université Mohamed khider – Biskra

Faculté des Sciences et de la Technologie

Département de Génie civil et Hydraulique

Référence :...../ 2019



جامعة محمد خيضر - بسكرة

كلية العلوم والتكنولوجيا

قسم الهندسة المدنية والري

المرجع: / 2019

Mémoire de Master

2^{ème} année

Option : Ouvrages Hydrauliques

THEME:

*Suivi expérimental de l'infiltration d'un
polluant dans le sol*

Etudiant:

Mesmoudi Chems Eddine

Encadreur:

Mr. Djedri Toufik

PROMOTION: 2019

Sommaire

Dédicace.....	I
Remercîment.....	II
Liste des figure.....	III
Liste des tableaux	IV
Introduction générale.....	V

ChapiterI: Propriétés et Caractéristiques du Milieu Poreux

Introduction.....	1
1.1. Définition du sol	1
1.2. Origine et formation du sol	1
1.3. Notion du profil écologique	2
1.4. Organisation et constituant du sol.....	2
1.4.1. Organisation du sol	2
a- La phase solide	2
b- La phase liquide.....	3
c- La phase gazeuse	3
1.4.2 Constituants du sol.....	3
1.4.2.1. Fraction minérale.....	3
a) Les minéraux argileux ou phyllo silicates.....	3
b) Les minéraux non argileux	4
b1) Les oxydes, oxyhydroxydes et hydroxydes.....	4
b2) Les allophanes et les imogolites	5
Les allophanes	5
Les imogolites	5
1.4.2.2 Fraction organique.....	6
1.5. Les propriétés physiques du sol.....	7
1.5.1. La couleur	7
1.5.2. La structure	7
1.5 .3. La porosité	7
1.5.4. La perméabilité (K).....	9

1.5.5. La texture.....	10
1.5.6. La granulométrie.....	10
1.6. Les propriétés chimiques du sol.....	11
1.6.1. Les colloïdes.....	11
1.6.2. La capacité totale d'échange cationique: CEC: T.....	11
1.6.3. La somme des cations échangeables S.....	11
1.6.4. Le taux de saturation V.....	11
1.6.5. Le pH.....	11
1.6.6. Salinité.....	12
1.6.6.1 Conductivité électrique (CE).....	12
1.6.6.2 Sels solubles.....	12
a- Anions.....	12
b- Cations.....	13
1.7. L'eau et le sol.....	13
1.7.1 Généralités.....	13
1.7.2 Les états de l'eau dans le sol.....	13
1.7.2.1 L'eau de gravité et humidité au ressuyage.....	14
1.7.2.2 L'eau capillaire.....	14
1.7.2.3 L'eau hygroscopique.....	14
1.7.2.4 L'eau de constitution.....	14
1.7.3 Teneur en eau et constituant du sol.....	14
1.7.4 Transfert de l'eau.....	15
1.7.5 La conductivité hydraulique et l'énergie de rétention.....	16
Conclusion.....	16

Chapitre 2 : Pollution des nappes d'eau souterraine

Introduction.....	17
2. Caractères des polluants.....	17
2.1. Solubilité aqueuse.....	17
2.2. Tension de vapeur.....	18
2.3. Adsorption.....	18

2.4. Biodégradabilité	20
3. Principaux types de polluants chimiques	20
3.1. Les micropolluants métalliques.....	20
3.2. Les nitrates et autres composés azotés	20
3.3. Les autres substances minérales	21
3.4. Les détergents (tensioactifs)	21
3.5. Les pesticides.....	22
3.6. Les hydrocarbures.....	23
3.7. Les solvants chlorés.....	23
3.8. Les polychlorobiphényles (PCB) et les polychloroterphényles (PCT)	23
3.9. Les pH talâtes ou esters phtaliques.....	24
3.10. La matière organique diffuse	24
4. Les pollutions microbiologiques	24
5. Les défenses naturelles contre les pollutions.....	25
5.1 Rôle du sol	25
5.2. Rôle du couvert végétal	26
5.3. Rôle protecteur des berges des cours d'eau	26
5.4. Autoépuration biologique des eaux souterraines.....	26
6. Transfert et évolution des polluants.....	27
6.1. Transfert dans le sol.....	27
6.2. Transfert dans la zone non saturée	28
6.3. Evolution en milieu saturé	29
7. Protection des nappes contre les pollutions	31
7.1. Le périmètre de protection immédiate.....	31
7.2. Le périmètre de protection rapprochée	31
7.3. Le périmètre de protection éloignée	31
8. Moyens de traitement des nappes polluées.....	32
La fixation.....	33
Le confinement	34
Le traitement par barrières actives.....	34
L'injection d'air dans la zone saturée (« sparging »).....	35
Le stripping.....	35
L'injection d'oxydant ou de réducteur dans la nappe.....	36

La biodégradation	36
Traitement in situ par filtre biologique.....	36
Traitement in situ par bio ventilation de la zone non saturée	37
Traitement par biolixiviation	37
Traitement par bioventing et biosparging.....	38
Le traitement des terrains excavés.....	38
Conclusion	38

Chapitre 3 : Essais expérimentaux

Introduction.....	39
3.1. Les caractéristiques physico-chimiques du diesel.....	39
PCI massique.....	39
PCI volumique.....	39
La viscosité.....	39
Indice de cétan.....	39
3.2. Sols utilisés.....	40
3.3. Appareillage.....	40
3.4. Conduite des essais.....	41
3.4.1. Essais sur le sable	41
3.4.2. Essais sur le sable argileux	41
3.4.3. Résultats des essais.....	41
3.4.4. Interprétation	43
Conclusion.....	45
Bibliographie.....	46
Résumé	

Dédicace

Je dédie cet ouvrage

A ma maman qui m'a soutenu et encouragé durant ces années d'études.

Qu'elle trouve ici le témoignage de ma profonde reconnaissance.

A mes frères, mes grande parents et ceux qui ont partagé avec moi tous les

Moments d'émotion lors de la réalisation de ce travail. Ils m'ont

Chaleureusement supporté et encouragé tout au long de mon parcours.

A ma famille, mes proches et a ceux qui me donnent de l'amour et de la

Vivacité.

Atout mes amis : anoir , imade, abdo, koman, hossem, mehamed, sadik, ayoub,taki et mes collègues.

Atouts ceux que j'aime.

Merci.

اهداء

أهدي هذا الكتاب

لأمي التي دعمتني وشجعتني خلال سنوات الدراسة هذه

والتي تجد هنا شهادة امتثاني العميق

إلى إخواني وأجدادي وأولئك الذين شاركوني جميعاً

لحظات العاطفة عند القيام بهذا العمل

بدعم و بحرارة وتشجيعي طوال رحلتي الدراسية

إلى الأسرة و أحبائي ولمن يعطيني الحب و الحيوية

إلى كل أصدقائي الذين شجعوني دائماً ولمن تمنوا لي المزيد

من النجاح .

و شكراً.

REMERCIEMENT

TOUT D'abord, nous remercions le bon dieu de nous avoir

Donné la puissance pour

Terminer nos études.

Nous tenons à remercier en premier lieu notre encadreur

MS : DJEDRI Toufik pour ces remarques, son conseil

Considérables et ses critiques constructives.

Nous remercions également le professeur **Bouziane Toufik** et tout le personnel du
m'appartement

Qui nous ont beaucoup aidé pour réaliser ce travail dans

De bonnes conditions.

Nous remercions chaleureusement

Tout ceux qui nous ont aidés de près ou de loin à réaliser

Ce mémoire

La liste de figure

N°	Titre de figure	Page
1	Coupe de sol	2
2	Nature minéralogique et taille des particules du sol	3
3	Devenir de la matière organique dans le sol	6
4	Transfert d'eau lorsque le sol est saturé	9
5	Courbes cumulatives d'horizons, Textures : argileuse, limoneuse et sableuse.	10
6	L'état de l'eau dans le sol	14
7	Etats de l'eau dans le sol selon sa texture.	15
8	Influence de la structure sur la rétention en eau	15
9	Comportement du polluant dans son environnement (d'après Ballerine et al., 1998)	17
10	Processus de contamination: de la nappe par l'atrazine (d'après REGLE, 2001)	22
11	pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe	30
12	pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe	30
13	pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau	30
14	pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau	32
15	Pompage et traitement en surface de l'eau polluée (d'après Etude inter agence n° 36).	33
16	Confinement et barrière active (procédé SOLETANCHE BACHY).	34
17	Injection d'air sous pression et bullage (« sparging ») dans la zone saturée (d'après Etude inter agence n° 36).	35
18	Décontamination par colonne de stripping (d'après LECOMTE).	35
19	Procédé par filtre biologique in situ (D'après R. SAMSON in S. RENARD, 2002)	36

La liste de figure

20	Procédé par bio ventilation de la zone non saturée (d'après R. SAMSON in S. RENARD, 2002).	37
21	Procédé de biolixiviation (d'après Etude inter agence n° 36).	37
22	Décontamination in situ par biodégradation et ventilation (d'après LECOMTE)	38
23	Variation de la profondeur d'infiltration en fonction du temps et de l'état du sol	43
24	Profondeur d'infiltration du polluant en fonction du temps et de l'état du sol	44
25	Profondeur d'infiltration selon le type et l'état du sol	44

La liste de photo

N°	La liste de photo	PAGE
1	Perméamètre à charge constante	40

Liste de tableaux

N°	Liste de tableaux	PAGE
1	Principales argiles du sol (Stengel, Gelin, Coord).	4
2	Principaux oxydes et hydroxydes. (Calvet, 2003.)	5
3	propriétés liées aux dimensions de la porosité.(Callot et al .et ,Bruand, comm. In Baize et jabiol 1998)	8
4	Les différents anions composant les sels (Hamouni, Touaf, Chekired, 2004).	12
5	Les différents cations composant les sels(Hamouni, Touaf, Chekired, 2004).	13
6	Influence du coefficient de partage Kow sur le comportement du polluant vis à vis des phases aqueuses et solide (Ballerine et al., 1998).	19
7	Caractéristiques physico-chimiques de quelques polluants organiques. (d'après BERTHELIN et al., 1995)	19
8	Quelques propriétés du diesel	39
9	Récapitulatif des résultats obtenus	43

Introduction générale

Le choix du thème de la pollution des aquifères n'est pas fortuit, mais il tend à combler un vide inexplicable. En effet la protection et la préservation des ressources hydriques est une obligation évidente. La nature des produits polluants peut être fortement variée, mais les plus fréquemment rencontrés sont les hydrocarbures (ce sont les liquides autres que l'eau les plus largement distribuées), les solvants chlorés, les chlorures, les sulfates, quelques métaux lourds particulièrement mobiles), et autres sous-produits de l'industrie.

Ces produits faiblement biodégradables peuvent polluer d'importants volumes d'eau par dissolution même à dose infinitésimale. Une teneur diluée de 1/10 000 à 1/100 000 altère les propriétés gustatives de l'eau. A cette dose, l'inconvénient principal est de développer des odeurs et des saveurs désagréables. Un litre d'essence souille entre 1 000 et 5 000 m³ d'eau. Ces modifications organoleptiques de l'eau persistent longtemps après la pollution. Comme ces produits sont pour la plupart faiblement oxydables et encore perceptibles à des dilutions de 1 partie par milliard, les nappes d'eau polluées deviennent inutilisables pendant de très longues années.

Notre contribution à ce thème est une étude expérimentale sur le transfert d'un polluant dérivé hydrocarbure (le mazout ou gasoils). Le travail a pour but d'exprimer par une relation empirique l'infiltration du polluant dans le sol. En effet, les questions qui se posent sont :

- ✓ A quelle vitesse s'infiltré le mazout dans les différents sols utilisés ?
- ✓ Quel est le degré de rétention dans les sols ?

Ces à ces questions que nous tenterons de répondre. Pour ce nous avons choisi d'organiser ce travail en trois chapitres. Dans le premier il est question des propriétés des sols, aussi bien physico-chimiques, que biologiques. Les propriétés hydrauliques y sont détaillées. Dans le deuxième chapitre une revue bibliographique sur la pollution des nappes en général. On y présente les types de polluants, les mécanismes de transfert, et les méthodes de dépollution utilisées. Le troisième chapitre comprend les essais expérimentaux réalisés, les résultats obtenus et leur interprétation.

Chapitre 1 :

Propriétés et Caractéristiques du Milieu Poreux

Introduction :

Le milieu poreux est caractérisé par un ensemble de paramètres, qui interagissent et déterminent son comportement. Le sol est l'interface qui interfère avec l'hydrosphère, la biosphère et les activités anthropiques. La connaissance de ces paramètres est nécessaire pour comprendre, analyser et trouver des solutions pour les problèmes de pollution.

1.1. Définition du sol :

Le sol est un « système naturel, indépendant et vivant » DOKOUCHEV (1883). Selon Sante Emile Mattson (1886 – 1980) « le sol est un milieu naturel résultant de la transformation de matériel minéral et organique sous les actions variablement combinées de l'atmosphère, et de l'hydrosphère et de la biosphère au contact de la lithosphère » (Bouline, 1989).

Mais cette définition est large selon un point de vue d'un pédologue, ce qui intéresse les agriculteurs une définition qui représente un rapprochement du sol à la plante comme, pour Gaucher (1968) qui indique que : « le sol est la couche supérieure de la croûte terrestre (ou lithosphère) qui évolue sous l'effet de phénomènes de décomposition superficielle des roches et dont le degré d'ameublissement ou de fragmentation permet l'implantation des végétaux ». (Gaucher, 1968)

Donc le sol est la principale interface dans l'environnement, ceci explique la complexité de sa composition et de son organisation.

1.2. Origine et formation du sol :

Le sol est un produit d'interface résultant de l'interaction entre différents milieux : la roche (lithosphère), l'eau (hydrosphère), l'air (atmosphère), les êtres vivants (biosphère).

Si Dokouchaev a pu reconnaître l'importance de certains facteurs dans la formation des sols tout particulièrement le climat et la végétation, c'est Jenny (1941) qui a formalisé le rôle des différents facteurs par une équation : $\text{sol} = f(R, C, B, T, P)$. Le sol est ainsi dépendant de la roche (R), du climat (C), des êtres vivants (biologie B), du temps (T) (notion du sol ou de degré de développement) et de la pente (P) (Lou - Ghan, 1969 in Robert, 1996).

Pour passer de cette formation géologique au sol meuble, plus ou moins épais de nombreux phénomènes interviennent :

- ✓ Désagrégation physique.
- ✓ Altération chimique.
- ✓ Processus Biologiques.
- ✓ Mouvements d'éléments ou migration.

1.3. Notion du profil écologique :

Le profil écologique, ou (solum) est une coupe selon un plan vertical en deux dimensions, qui permet d'atteindre une profondeur suffisante (parfois la roche mère ayant donné le sol), et de décrire la variation d'un certain nombre de caractéristiques avec le profondeur. (Robert, 1996).

Au sein d'un profil, on distingue les horizons qui sont des couches parallèles à la surface du sol, on définit en général trois horizons majeurs de la profondeur vers la surface :

- ✓ L'horizon C : constitué principalement de roche altérée (roche mère).
- ✓ L'horizon B : dans lequel se forment des composés s'individualisent des structures typiques au sol.
- ✓ L'horizon A : qui se caractérise par une incorporation importante de matière organique. (Atteia, 2005)

Les sols peu évolués ont un profil AC, les sols évolués ont un profil ABC. Les horizons B sont formés par l'altération de la roche ou par les mouvements de matière depuis A.



Fig. 1 Coupe de sol

1.4. Organisation et constituant du sol :

1.4.1. Organisation du sol :

Le sol est caractérisé par la grande diversité de ses constituants. L'arrangement de ses constituants se traduit par l'individualisation d'agrégats élémentaires qui laissent entre eux des vides. En même temps qu'ils favorisent la circulation de l'eau et de l'air. Ces vides servent également d'habitat et de galeries de déplacement pour les organismes qui vivent dans le sol.

Donc un volume de sol est caractérisé par la présence des trois phases naturelles : Solide, liquide, gazeuse. (Gallali, 2004)

- a- La phase solide :** la plus importante par sa masse, est composée de particules minérales qui proviennent du complexe d'altération (sable, limon, argile) et de particules organiques qui proviennent de restitution et de synthèse microbienne.

b- La phase liquide : est représentée par l'eau du sol qui contient les substances dissoutes et parfois des particules fines en suspension (argile et oxydes de fer).

c- La phase gazeuse : lorsque le sol est bien aéré, il est constitué par le même gaz que ceux de l'atmosphère ambiante (carbone, oxygène, dioxyde, azote) (Robert, 1996).

1.4.2 Constituants du sol :

L'étude et la description des constituants du sol sont importantes car ce sont elles qui fixent les polluants et définissent les conditions d'écoulement dans les sols. Ajoutons que les capacités des aquifères à retenir les polluants sont liées aux composant provenant des sols: les argiles et la matière organique. (Atteia, 2005).

1.4.2.1. Fraction minérale :

Les sols sont caractérisés par la présence de constituants spécifiques minéraux tels que les argiles, les oxydes hydroxydes, les allophanes.

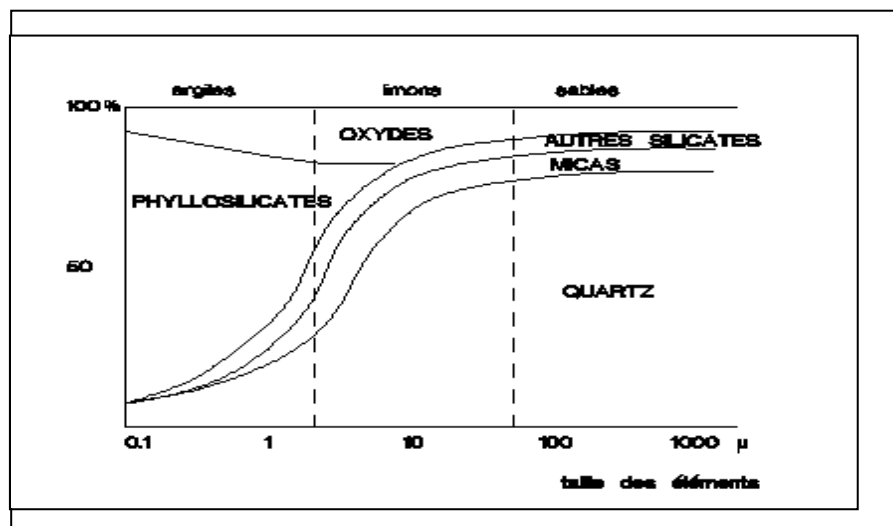


Fig. 2: Nature minéralogique et taille des particules du sol

a) Les minéraux argileux ou phyllo silicates:

Au sens agronomique: l'argile est la fraction minérale du sol dont les particules ont une taille $< 2 \mu\text{m}$, c'est donc une fraction hétérogène du point de vue de sa nature.

Au sens minéralogique, les argiles sont des phyllo silicates dont l'unité de base est un feuillet de structure bien défini. (Sten gel , Guilin , Corda, 1998).

Ces minéraux proviennent de la destruction des grains de minéraux primaires qui se trouvent dans les sols. Les argiles ont des structures très variées, qui se sont caractérisées par la présence de feuillets et par l'existence de groupements OH entre ces feuillets.

Pour (Meunier, 2003), ces deux propriétés sont à l'origine d'une surface de contact très importante entre les minéraux argileux et la solution qui confèrent aux argiles un rôle majeur dans le devenir des ions en solution. (De carreau, 1990 in Atteia, 2005). Les argiles

structurent notablement les sols et influencent ainsi le déplacement des substances dans ceux-ci. Les mêmes argiles peuvent se retrouver en quantités importantes dans des dépôts marins et former ainsi des strates géologiques qui constitueront les limites des aquifères, appelées épointes, (Atteia, 2005).

Les feuillets ont des superpositions de base. De couche de tétraèdres de silicium (Te) ou d'octaèdres d'aluminium (OC), le feuillet est construit à partir de deux couches Te.OC ou de trois couches Te – OC – Te. Une partie des cations de cette structure peut être substituée par des cations de taille voisine, mais de charge inférieure: Par exemple substitution dans la couche tétraédrique de Si^{4+} par Al^{3+} , ces substitutions ont pour conséquence majeure un déficit de charge positive qui confère à l'ensemble du feuillet une charge négative.

Cette charge négative est composée par des cations qui sont placés sur les faces externes des feuillets et qui peuvent changer avec des cations disponibles dans le milieu extérieur ce sont les cations échangeables. (Stengel, Guilin, Coord, 1998).

Principales argiles des sols					
Type	Epaisseur des	Nom du minéral	Cations	CEC	Eau inter
Te/Oc	7A°	kaolinite	non	< 0,1	non
Te/Oc/Te	10A°	beidellite	Oui, divers	1 - 1,2	oui
		illite	K^+	0,2- 0,3	non
		vermiculite	divers	1- 1,5	oui
		chlorite	Mg^{2+}, Al^{3+}	0,1-0,15	non

Tableau 1 Principales argiles du sol (Stengel, Gelin, Coord).

b) Les minéraux non argileux.

b1. Les oxydes, oxyhydroxydes et hydroxydes :

Ces minéraux se trouvent dans très nombreux sols et sous tous les climats, ils sont abondants dans la lithosphère et les composés du fer, de l'aluminium et de manganèse sont les plus fréquents, (Calvet, 2003)

Leur rôle est important :

- Ils peuvent servir à définir les processus de pédogenèse.
- Ils donnent souvent leur couleur au sol (sol rouge méditerranéen).
- Ils interviennent de manière notable dans les propriétés physiques et chimiques des sols. (Robert, 1996)

Le tableau suivant indique les composés les plus fréquemment rencontrés dans les sols.

Métal	Nom	Formule chimique
Fer	Ferrhydrite	$\text{Fe}_{10}\text{O}_{15.9}\text{H}_2\text{O}$
	Goethite	$\alpha\text{-FeOOH}$
	Hématite	$\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$
	Lépidolite	$\gamma\text{-FeOOH}$
	Maghémite	$\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$
	Magnétite	FeFe_2O_4
Aluminium	Boehmite	$\gamma\text{-AlOOH}$
	Gibbsite	$\gamma\text{-Al(OH)}_3$
Aluminium-Lithium-Manganèse	Lithiophorite	$(\text{Al,Li})\text{MnO}_2(\text{OH})_2$
Manganèse	Birnessite	$\text{Na}_{0.7}\text{Ca}_{0.3}\text{Mn}_7\text{O}_{14}\cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Titane	Anatase	TiO_2

Tableau 2 : Principaux oxydes et hydroxydes. (Calvet, 2003.)

Ce sont des minéraux cristallisés qui sont principalement présents dans les sols dans la fraction granulométrique inférieure à 2 μm , (Calvet, 2003).

Leur structure est basée sur l'empilement d'octaèdres et le degré de remplissage des cavités octaédriques par le fer ferrique (rayon 0.64 Å) ou l'aluminium (0.51 Å).

Les oxydes de manganèse (Dixon et Weed 1989) sont moins étudiés dans les sols que les oxydes de fer et d'aluminium. (Stengel, Gelin, Coord, 1998)

b2) Les allophanes et les imogolites:

Ces minéraux possèdent de très grandes surfaces spécifiques. Les sols riches en ces composés (andosols), ont des propriétés exceptionnelles de fixation des composés chimiques et de rétention de l'eau (Robert, 1996).

✓ Les allophanes :

Ce sont des composés silico-alumineux hydratés naturels caractérisé par un ordre à courte distance des liaisons Si-O-Al. Leur composition chimique est très variable avec un rapport $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ (Calvet, 2003). Ils peuvent être considérés comme non cristallins et se présentent sous forme de sphères creuses de 35 à 50 Å de diamètre. (Robert, 1996).

✓ Les imogolites:

Ce sont des composés silico-alumineux hydratés possédant une organisation cristalline à courte distance sous forme de fibre. (Robert, 1996)

1.4.2.2 Fraction organique:

A la mort des végétaux et des organismes qui vivent dans les sols, leurs résidus s'accumulent dans les sols et y subissent des transformations physiques, chimiques et biologiques. Les organismes vivant du sol et les résidus organiques à différents stades de leur évolution, débris végétaux grossiers, macromolécules ou molécules simples, constituent la matière organique.

La fraction organique représente en moyenne 5 % en poids et 12% en volume du sol totale avec des variations importantes selon :

- ✓ Le type du sol
- ✓ L'écosystème (forêt, prairie, sol, sol cultivé)
- ✓ Le mode de gestion du sol par l'homme (exportation travail du sol...).

(Sten gel, Geline, Corde,1998)

Donc on peut faire une distinction entre une fraction organique fraîche (non évoluée) de taille grossière (>20 μm) issue des êtres vivants, et une fraction organique transformée spécifique de ce que l'on appelle l'humus des sols.

Dans la première fraction, on retrouve des polymères de type hydrate de carbone bien caractérisés : amidon, cellulose, lignine...etc. Dans la deuxième fraction on retrouve un ensemble de polymères beaucoup plus complexes et moins bien définis. Les composés humiques sont en général séparés en : humine, acide humique et acide fulvique par méthodes d'extraction en milieu alcalin, puis acide. Leur poids moléculaire est décroissant depuis 10^6 jusqu'à 10^3 avec un rapport carbone / azote qui diminue (par décroissance du contenu en carbone et augmentation du contenu en Azote) lorsque l'on passe de l'humine aux acides humiques et fulviques. (Rebert, 1996).

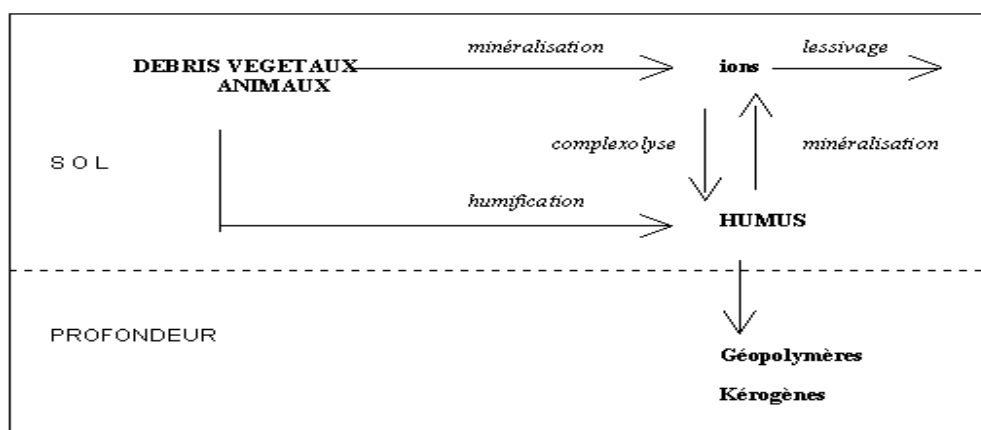


Figure 3 : Devenir de la matière organique dans le sol

1.5. Les propriétés physiques du sol :

1.5.1. La couleur :

Le sol prend ses couleurs de celles de ses constituants. Elles vont dépendre de la nature de constituants, de leurs états et aussi des transferts qu'ils subissent, dans le sol lors de la formation des horizons. La couleur est le premier critère morphologique qui nous saute aux yeux lorsque nous sommes en face d'un sol pour le décrire.

La couleur de chaque horizon d'un sol est repérée très précisément à l'aide d'une charte de couleur. En tenant compte de l'état humide ou sec de celui ci, elle permet de connaître avec précision plusieurs paramètres de formation du sol.

- ✓ L'état d'un élément.
- ✓ Certains mécanismes qui se produisent dans le sol. (Gallali, 2004)

La présence de taches et leur couleur peuvent indiquer par exemple la présence d'hydromorphie passagère ou de racines anciennes.

1.5.2. La structure :

C'est le mode d'assemblage à un moment donné des constituants de l'horizon, c'est un état qui peut donc évoluer dans le temps, il est caractérisé :

- ✓ Soit par la présence d'agrégat, on parle de structures fragmentaires.
- ✓ Soit par l'absence d'agrégat, on parle de structure continue massive ou de structure particulière. (Gallali, 2004)

Les principales structures par ordre de taille croissant et la forme des agrégats sont les suivantes :

- ✓ Compact (pas de structure);
- ✓ Pulvérulent
- ✓ Grumeleuse (agrégat 1mm - 1cm): les agrégats sont arrondis, ils laissent entre eux des espaces libres pour l'eau et l'air.
- ✓ Polyédrique (quelques centimètres)
- ✓ Prismatique (éléments allongés > 15 cm) : les agrégats ont la forme de prismes juxtaposés; ils laissent beaucoup moins d'intervalles entre eux. C'est la structure caractéristique des sols argileux. (Atteia,2003).

1.5.3 La porosité :

La porosité d'un horizon est une notion essentielle pour tout ce qui concerne la réserve en eau, la circulation des fluides (eau et air) et les possibilités d'enracinement. (Baize, jabiol, 1995)

Ces vides de sol qui définissent la porosité n'ont pas qu'une seule origine. Ils se créent soit par suite de transformation des constituants organiques et minéraux du sol, soit par suite de réarrangements et apparition d'organisations nouvelles dans le sol.

En fonction de leur origine, on peut distinguer les porosités suivantes :

- ✓ La porosité d'altération : elle se développe à l'intérieur et à la surface des minéraux des roches.
- ✓ La porosité structurale; correspondant aux vides entre agrégats.
- ✓ La porosité texturale : elle résulte de l'entassement des particules comme dans un tas de sol. (Gallali, 2004)

Dimension des vides	Visibilité	Dynamique de l'eau	Accessibilité
2 mm			Vers de terre
0,2 mm (200 µm)	Œil nu	Circulation de l'eau libre	mésafaune
6 à 10 µm	Macrophotographie		Coiffes racinaires Poils racinaires
0,2 µm	microscope	Rétention d'eau disponible pour les végétaux	Hyphes mycéliens bactéries
		Rétention d'eau non disponible	

**Tableau 3 : propriétés liées aux dimensions de la porosité.
(Callot et al .et ,Bruand, comm. In Baize et jabiol 1998)**

La porosité est le volume de sol exprimé en pourcent du volume de la terre en place .Elle est donnée par la formule :

$$P = \frac{D - D \square}{D} \cdot 100$$

D : est le poids spécifique réel du sol, c'est-à-dire des particules solides (il est de l'ordre de 2,5 à 2.6 kg/dm³, un peu moins pour les sols calcaires ou très humifères, ces deux éléments étant plus légers que les constituants d'origine siliceuse).

D □: le poids spécifique apparent du sol en place (souvent voisin de 1,2 à 1.3 kg/dm³).

$$P = \frac{2,6 - 1,3}{2,6} \cdot 100$$

Selon la dimension des intervalles, on peut distinguer :

- ✓ La macroporosité : formée par les espaces lacunaires (les plus grands) qui sont remplis d'air dans un sol normalement ressuyé.

- ✓ La microporosité : qui comprend les plus fins espaces capillaires (de la taille d'un cheveu) qui sont occupés par l'eau dans un sol normalement ressuyé.

La porosité peut être changée à cause de plusieurs facteurs:

- Le travail du sol : si le sol est fraîchement travaillé, il va y avoir une porosité de l'ordre de 70 %. alors qu'un sol tassé peut descendre à 30 % .
- La structure : qui conditionne surtout la macroporosité ; un sol à structure grumeleuse a une meilleure porosité qu'un sol prismatique.
- La texture : qui conditionne surtout la microporosité ; un sol argileux a une porosité plus élevée qu'un sol sableux.
- La profondeur : la porosité diminue à partir de la surface vers la profondeur.
- Le gel : sur un sol ressuyé, en provoquant une augmentation du volume de l'eau; améliore la porosité. Les terres argilo-calcaire, en particulier, foisonnement en hiver.

1.5.4 La perméabilité (K) :

La perméabilité exprime la quantité d'eau qui traverse un sol à l'état saturé en une unité de temps. Elle est donnée en centimètre par heure (cm/h). (Hamouni, Touaf, et Chekired,2004).

La perméabilité est exprimée par la conductivité hydraulique K_s , elle traduit la facilité de l'eau à se déplacer, à ne pas confondre avec la porosité qui est le volume dans lequel l'eau peut se déplacer. (Gallali ,2004) ; k est mesuré par la loi de Darcy:

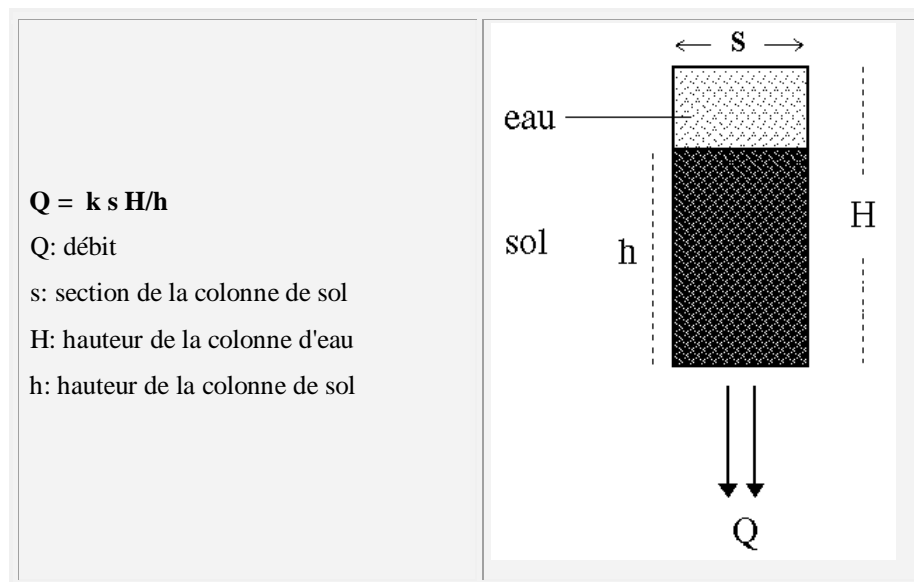


Figure 4: Transfert d'eau lorsque le sol est saturé

1.5.5. La texture :

Le quatrième critère fréquemment utilisé pour caractériser les horizons est la texture. Les propriétés physiques des sols sont fortement dépendant de la taille des grains qui les constituent. Ceux ci sont groupés en famille de tailles très différentes.

Les composants différenciés sont : les argiles ($< 2 \mu\text{m}$), les silts ($2 - 5 \mu\text{m}$), les sables fins ($50 - 200 \mu\text{m}$), les sables grossiers ($0,2 - 2 \mu\text{m}$), graviers ($> 2 \mu\text{m}$).

Donc la texture va définir les propriétés physiques moyennes des sols, (Atteia, 2005).

La texture est en fait une classification de la granulométrie du sol. Indirectement elle donne une idée sur les transferts de l'eau dans les sols.

1.5.6. La granulométrie :

Un sol réunit des particules très variables (ARAR, 2002), la texture est déduite d'une manière plus précise à partir des résultats d'analyse au laboratoire et la comparaison des données granulométriques signifie la détermination de la distribution de la taille de particules, ou composition granulométrique du sol. (Hilel, 1984)

Elle a pour objet l'évaluation quantitative des différentes classes des particules minérales des sols. En effet les particules supposées sphériques, sont classées en fonction de leur diamètre de la façon suivante : (Gallali, 2004)

- Cailloux et graviers $> 2 \text{ mm}$.
- Sables grossiers : $2 \text{ mm} - 0,2 \text{ mm}$.
- Sables fins : $50 \mu\text{m} - 200 \mu\text{m}$.
- Limons grossiers : $20 \mu\text{m} - 50 \mu\text{m}$.
- Limons fins : $2 \mu\text{m} - 20 \mu\text{m}$.
- Fraction fine $\leq 2 \mu\text{m}$.

Suivant l'importance respective des différentes catégories de particules, on qualifie ; la texture « argileuse », si la fraction inférieure à $2 \mu\text{m}$ dépasse les 30% , la terre pressée entre les doigts, conserve leurs empreintes, elle est « limoneuse » si les limons dépassent 50% , ou « sableuse » si les sables forment plus de 70% des particules. En dehors de ce cas, on parle de « texture équilibre ». (ARAR, 2002).

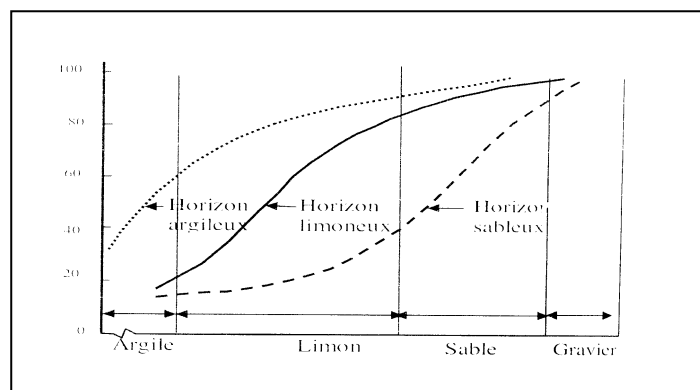


Figure 5: Courbes cumulatives d'horizons, Textures : argileuse, limoneuse et sableuse.

1.6. Les propriétés chimiques du sol :

1.6.1 Les colloïdes :

Les argiles présentent comme les substances humiques des propriétés particulières dues à leurs charges électriques qui régularisent leur état dans la solution du sol. Ces substances minérales et organiques sont:

- Soit à l'état dispersé : les molécules de même charge se repoussent mutuellement.
- Soit à l'état floculé lorsque les charges électriques sont neutralisées.

Les colloïdes électropositifs sont représentés par les sesquioxides tels que les hydrates de fer et d'aluminium. Ils se dispersent en milieu acide et floculent en milieu alcalin.

Les colloïdes électronégatifs ou acidoides sont chargés négativement. Les argiles minéralogiques et les composés humiques constituent les colloïdes les plus importants par leur masse et par le rôle qu'ils jouent dans les phénomènes d'échanges dans le sol. (Gallali, 2004)

1.6.2. La capacité totale d'échange cationique: CEC: T

C'est la quantité maximale de cations que les constituants du sol peuvent fixer. Elle est exprimée en me/100g de constituants. Elle varie d'une argile à une autre et dépend de la nature de la matière organique.) Comme le sol est formé de proportions variables de matière organique et d'argile, le CEC varie d'un sol à un autre. (Gallali, 2004, Calvet, 2003, Baize, 2002)

1.6.3. La somme des cations échangeables S:

Elle représente la quantité des cations retenus par le sol à un instant donné. Les cations les plus importants sont Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , et Na^+ puis viennent NH_4 , Mn, Cu, Zn. (Gallali, 2004).

1.6.4. Le taux de saturation V:

C'est le rapport S/T, (Gallali, 2004). Le taux de saturation du complexe adsorbant par les quatre cations alcalins et alcalinoterreux est un précieux indicateur pédologique et agronomique quant à la richesse chimique du milieu, laquelle détermine l'activité biologique, la qualité de structure et les réserves en éléments fertilisants, etc. (Baize, 2002)

Les sols à réserve calcique sont pratiquement saturés vis-à-vis des cations ($V = 100\%$), pour les sols très acides ces taux varient de 10 à 30 %.

Les sols sodiques ont une proportion de Na_e échangeable élevée $Na_e / T \geq 15\%$ (Gallali, 2004)

1.6.5. Le pH:

Le pH d'un horizon est par définition le pH de la solution résultant du contact d'un échantillon de 2g avec 5g d'eau (pH eau, conditions normalisées). (Baize, Jabiol, 1995)

La mesure du pH d'une suspension d'un échantillon de sol dans l'eau (pH eau) rend compte de la concentration en ions H_3O^+ à l'état dissocié dans les liquides surnageant. Ces ions sont en équilibre avec ceux présents à l'état non dissocié, fixé sur certains composants solides du sol tel que les minéraux argileux, les matières organiques et certains composés dans lesquels

l'aluminium est associé à des molécules d'eau et à des OH. Ces composés solides, par leur aptitude à fixer des ions H ou OH, tempèrent les variations de pH du sol. (Baize, 2001)

Le pH d'un sol est une détermination courante en pédologie, son interprétation peut renseigner sur :

- ✓ Le régime trophique du sol et sur un stock en éléments nutritifs.
- ✓ L'ambiance physicochimique (le pédoclimat) en relation avec la morphologie des humus.
- ✓ Les grands processus d'altération: d'acidolyse partielle ou totale et la fertilisation se produisent en zones humides aussi bien froides que chaudes et sont caractérisés par un pH acide.
- ✓ Les sols sodiques, riches en carbonates ou bicarbonates de sodium sont appelés sols alcalins à cause de leur pH dépassant la valeur de 10. (Gallali, 2004).

1.6.6. Salinité

1.6.6.1 Conductivité électrique (CE)

Elle traduit la concentration saline totale de la solution préparée (extrait de pâte saturée ou solution sol /eau = 1/5). La conductivité électrique est directement proportionnelle à la somme des ions en solution à une certaine limite de concentration.

1.6.6.2 Sels solubles

Parmi les sels qu'un sol salé peut contenir, on cite :

- carbonate de sodium Na_2CO_3 ,
- bicarbonate de sodium NaHCO_3 ,
- carbonate de magnésium MgCO_3 ,
- bicarbonate de magnésium $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$,
- sulfate de sodium Na_2SO_4 ,
- chlorure de sodium NaCl ,
- chlorure de magnésium MgCl_2 ,
- chlorure de calcium CaCl_2 .

a- Anions

L'anion est un atome ou un radical chargé négativement suite à l'annexion d'un ou de plusieurs électrons supplémentaires.

Anion	Désignation	Symbole	Nbre de charges	Exemple de sels
Atome	Chlore	Cl^-	1	NaCl , MgCl_2 ,
Radical	Sulfate	SO_4^{-2}	2	Na_2SO_4 , MgSO_4 ,
	bicarbonate Carbonate	CO_3^{-2}	2	Na_2CO_3 , MgCO_3

Tableau 4 : Les différents anions composant les sels (Hamouni, Touaf, Chekired, 2004).

b- Cations :

Le cation est un atome porteur de charges positives suite à la perte d'un ou de plusieurs électrons.

Cation	Symbole	Nombre de charge	Exemple de sels
Calcium	Ca ⁺²	2	CaCl ₂
Magnésium	Mg ⁺²	2	MgCl ₂ , MgSO ₄ , Mg(HCO ₃) ₂ , MgCO ₃
Potassium	K ⁺	1	KCl
Sodium	Na ⁺	1	NaCl, Na ₂ CO ₃ , NaHCO ₃ , Na ₂ SO ₄

**Tableau 5 : Les différents cations composant les sels
(Hamouni, Touaf, Chekired, 2004).**

1.7. L'eau et le sol:**1.7.1 Généralités :**

Sous forme de vapeur de liquide, l'eau occupe environ un quart du volume, ce dernier joue le rôle d'un réservoir d'eau, intervient à la fois dans la production agricole et dans le cycle hydrologique de la végétation.

L'eau peut être un agent qui influe sur l'évolution des sols par son mouvement accompagné par un transport des substances du sol, dont le résultat est une transformation du type du sol dans le temps, (ARAR, 2002).

L'eau de pluie tombée à la surface terrestre se divise en trois parties : la première partie s'écoule sous forme de ruissellement, la deuxième s'évapore, la dernière qui reste s'infiltré. La proportion de ces parts dépend de nombreux facteurs: de la pente du terrain, du tassement du sol, du micro relief de surface (Si le sol est aplani ou labouré), de l'humidité du sol de la couverture végétale, du régime de pluie et/ou de la température de l'air et de vent.

1.7.2 Les états de l'eau dans le sol:

Après une pluie abondante ou une irrigation, les horizons du sol sont gorgés d'eau, au moins en surface. A ce niveau d'humidité, une partie de l'eau, qui remplit et sature tous les pores, est drainée sous l'effet de la pesanteur pour rejoindre les niveaux profonds, (Gallali, 2004).

La limite supérieure d'une réserve d'eau dans le sol dépend de la capacité au champ du sol, et la limite inférieure découle du pourcentage de dessèchement permanent du sol, ainsi que de l'enracinement des végétaux.

- La capacité au champ est la quantité d'eau présente dans un sol. Deux à trois jours après l'humidification totale, exprimée par rapport au point sec du sol en unité de volume, elle va pouvoir être utilisée par les végétaux jusqu'à une certaine limite, lorsque la teneur en eau baisse

au point que la plupart des végétaux ne sont plus en mesure de l'extraire. La limite atteinte définit l'humidité au point de flétrissement.

Le volume d'eau qui oscille entre l'humidité à la capacité au champ et l'humidité au point de flétrissement définit comme son nom l'indique, la réserve en eau utile du sol, (Gallali, 2004).

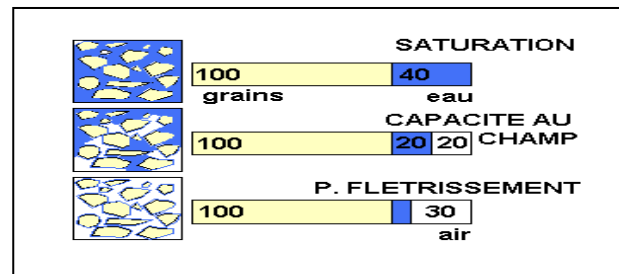


Figure 6: L'état de l'eau dans le sol

En fonction de la teneur en eau du sol et l'énergie de rétention, on peut distinguer les états suivants:

1.7.2.1 L'eau de gravité et humidité au ressuyage:

L'écoulement gravitaire intervient lorsque tous les pores sont saturés d'eau. L'eau gravitaire s'écoule dans les pores de diamètre supérieur à 10 μm , dont le volume constitue la macroporosité. C'est un état temporaire durant le quel le sol est engorgé d'eau et devient même difficilement accessible lorsque le drainage s'arrête et qu'il n'y a plus d'écoulement gravitaire. On dira que le sol est ressuyé.

1.7.2.2 L'eau capillaire:

C'est l'eau retenue par le sol après ressuyage. Elle échappe à l'écoulement gravitaire et occupe les micropores.

1.7.2.3 L'eau hygroscopique :

C'est l'eau absorbée par le sol au détriment de l'humidité atmosphérique et elle n'est susceptible d'aucun mouvement dans le sol.

1.7.2.4 L'eau de constitution :

C'est l'eau engagée dans les édifices géochimiques et biochimiques des constituants du sol. Elle ne disparaît qu'à très haute température et n'a pas de réalité physique dans le sol.

1.7.3 Teneur en eau et constituant du sol

La teneur en eau ou humidité caractéristique dépend de la texture du sol et de sa teneur en matière organique, plus un sol est riche en argile plus il retient d'eau.

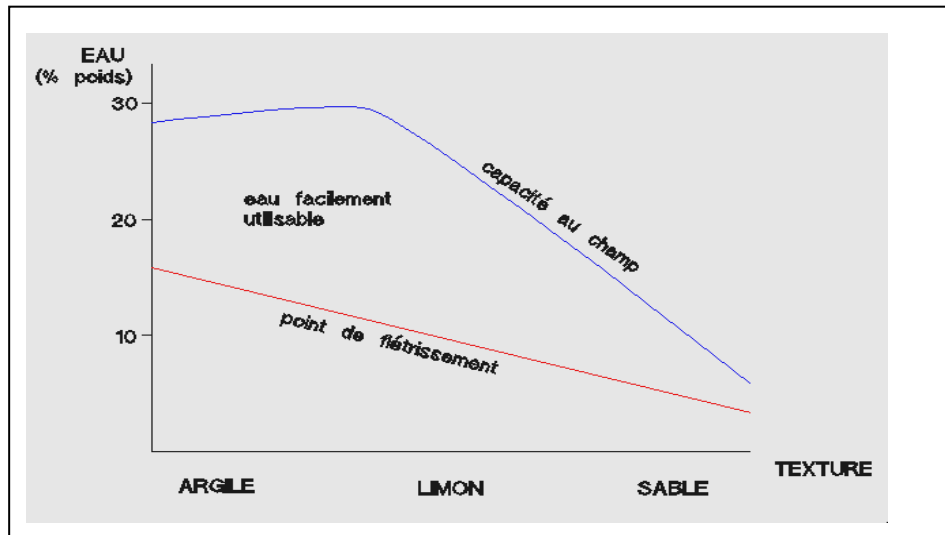


Figure 7: Etats de l'eau dans le sol selon sa texture.

La réserve en eau utile dépend de la texture, elle est faible pour les sables, maximale pour les textures argilo limoneuses. Elle augmente également avec l'état de matière organique sur le même sol, et plus la matière organique est décomposée, plus elle aura tendance à retenir l'eau. La teneur en eau augmente avec une structure construite, bien développée, favorisant donc un volume poral important, par conséquent une aptitude de retenir plus d'eau.

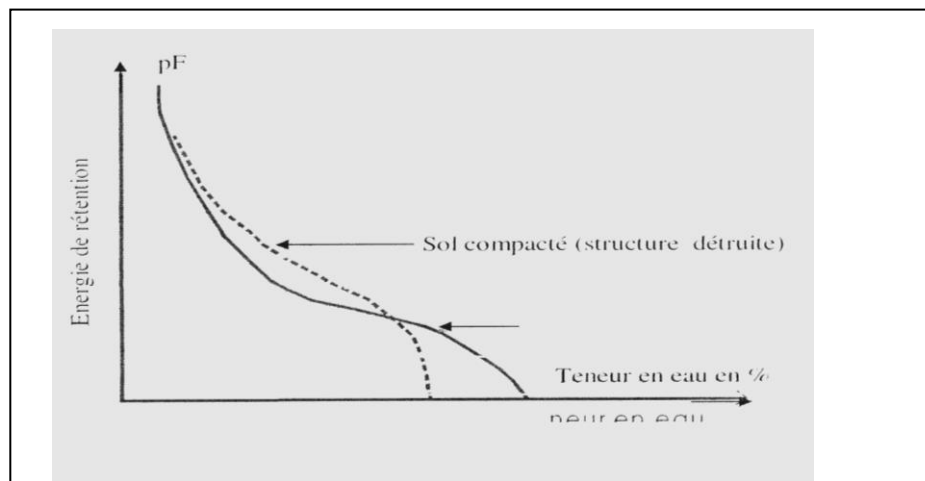


Figure 8: Influence de la structure sur la rétention en eau

1.7.4 Transfert de l'eau :

La répartition de la solution du sol en profondeur est le résultat des transferts descendants et ascendants. Sa variation est liée aux conditions météorologiques et aux propriétés du sol. Pour les sols saturés en eau (pluies fortes), la conductivité hydraulique K est comprise entre 5 et 10 cm/heure pour un sol sableux.

K varie de 2 à 50 cm/heure dans les horizons A selon le type d'humus.

K est de l'ordre de 1 mm/heure dans les horizons B riches en argile.

Pour les sols non saturés (pluies faibles, air présent dans les pores du sol), K est beaucoup plus faible (0,1 mm/heure pour un limon).

Une couche est réputée imperméable pour des valeurs de K de 10^{-9} m/s.

L'eau qui tombe à la surface du sol commence à humidifier la partie supérieure du sol. Cette augmentation de la teneur en eau en surface ne détermine pas un transfert en profondeur, l'eau pouvant rester retenue dans le sol par les forces de capillarité.

1.7.5 La conductivité hydraulique et l'énergie de rétention:

La conductivité hydraulique va dépendre de la texture et de la structure du sol. Elle est plus élevée en sol sableux qu'en sol limoneux. La perméabilité correspond à la vitesse d'infiltration de l'eau de gravité. Elle est plus importante quand la microporosité est élevée, donc elle est liée à la structure. (Hamouni, Touaf, Chekired, 2004). Pour un sol donné, sa perméabilité change lorsqu'il n'est plus à saturation.

Conclusion :

Le sol est un milieu dynamique, sujet à des changements continus, aussi bien physiques, chimiques et biologiques. Son comportement vis-à-vis d'une pollution dépend de ces paramètres.

Chapitre 2 :
Pollution des nappes d'eau souterraine

Chapitre 2 : Pollution des nappes d'eau souterraine

Introduction :

Les pollutions dites diffuses proviennent d'épandages de produits solides ou liquides à la surface du sol sur des superficies importantes. Les pollutions ponctuelles, par contre, proviennent d'une surface délimitée, et définie dans un espace géographique. Elles sont qualifiées quelques fois d'accidentelles, mais elles ont le plus souvent pour origine des fuites sur des conduites ou des cuves, ou l'infiltration de lixiviats d'un dépôt solide, quelquefois la retombée de polluants, émis dans l'atmosphère, sur le sol à proximité des points d'émission. La nature des produits polluants peut être fortement variée, mais les plus fréquemment rencontrés sont les hydrocarbures (ce sont les liquides autres que l'eau les plus largement distribuées), les solvants chlorés, les chlorures, les sulfates, quelques métaux lourds particulièrement mobiles), et autres sous-produits de l'industrie.

2. Caractères des polluants

2.1. Solubilité aqueuse

La solubilité est la quantité maximale dissoute d'un composé dans l'eau à une température donnée. Elle est influencée outre la température, par la pression, la fraction molaire de chaque composé dans le mélange de polluants et la teneur en matières organiques dissoutes. Les composés très solubles sont facilement transportés par l'eau, car ils suivent son écoulement. Ils sont souvent peu adsorbés sur les sols, et plus facilement biodégradables. Cependant, certaines espèces solubles, de métaux par exemple, ne sont pas biodégradables. (BALLERINI et al. 1998)

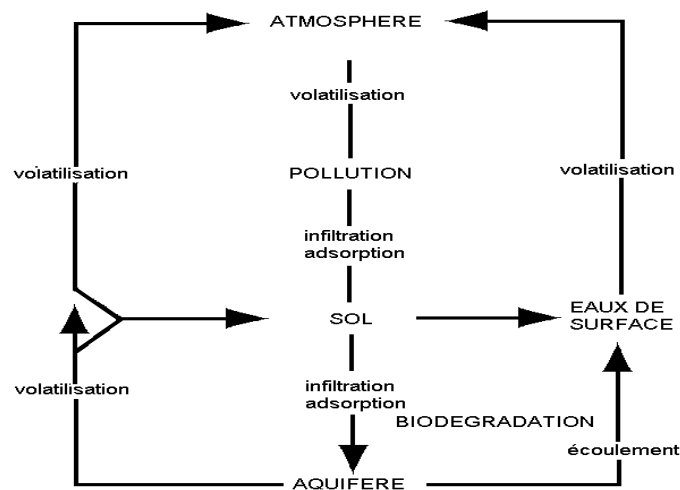


Figure 9 : Comportement du polluant dans son environnement (d'après Ballerine et al., 1998)

2.2. Tension de vapeur

Ce paramètre sert à estimer la tendance d'un produit à se volatiliser et donc à passer dans l'atmosphère gazeuse à partir de la phase aqueuse du sol.

Les interactions entre la solubilité en milieu aqueux et la tension de vapeur conditionnent la volatilisation d'un produit donné à partir de la solution aqueuse. Par exemple, un polluant très soluble dans l'eau mais présentant une tension de vapeur élevée se volatilise rapidement. De ce fait, il atteindra rarement l'aquifère lors de la pollution.

Plus un produit sera volatil, moins grande sera son affinité pour le sol. Il sera éliminé dans l'atmosphère avant d'être biodégradé.

La loi de Henry décrit les équilibres phase liquide-phase gazeuse.

$$H = G_g / C_l$$

H = constante de Henry

G_g = concentration en phase gazeuse du constituant

C_l = concentration en phase liquide du constituant

2.3. Adsorption

Ce paramètre représente le potentiel d'un composé à s'adsorber sur le sol, résultant des actions physico-chimiques eau / roche. L'adsorption va de pair avec la surface spécifique des grains ou des fissures. Elle va se traduire par une diminution de la mobilité et de l'accessibilité du polluant.

La surface spécifique d'un milieu poreux ou fissuré est le rapport de la surface totale des grains ou des parois des fissures, par rapport à l'unité de masse (surface massique) ou à l'unité de volume (surface volumique) de l'échantillon. Elle s'exprime en cm²/g ou par cm²/cm³. La surface spécifique augmente lorsque le diamètre des grains ou la densité des fissures diminuent.

L'adsorption dépend de la charge électrique des polluants. Les polluants chargés électriquement ont tendance à se lier aux particules d'argile et autres minéraux, alors que ceux non chargés s'associeront préférentiellement à la matière organique. Les polluants peuvent être adsorbés par des interactions ioniques, polaires, hydrophobes ou hydrophiles.

Les polluants sous forme de précipités et les liquides non miscibles à l'eau peuvent entraîner des occlusions des pores du sol, leur accessibilité aux microorganismes s'en trouve d'autant plus limitée.

Le coefficient de partition (K_{ow}) est le coefficient de partage d'un produit entre la phase organique (l'octanol) et la phase aqueuse. Les composés à K_{ow} élevé seront adsorbés en grande

quantité dans le sol. Ils ne sont pas entraînés avec l'eau en profondeur,. Ces propriétés physicochimiques donnent des indications sur la répartition probable du polluant dans l'eau et dans le sol. L'adsorption dépend aussi des caractères géologiques du sol tels que la porosité, la perméabilité, la fraction de matière organique. . .

$$K_{ow} = C_o / C_w$$

C_o = concentration du soluté dans l'octanol

C_w = concentration du soluté dans l'eau.

Coefficient de partage K_{ow}	>10	> 100
Comportement vis à vis de l'eau	Hydrophile	Hydrophobe
Solubilité dans l'eau	Elevée	Faible
Solubilité dans la phase organique	Faible	Elevée
Coefficient d'adsorption	Faible	Elevée
Facteur de bio-concentration	Faible	Elevée

Tableau 6 : Influence du coefficient de partage K_{ow} sur le comportement du polluant vis à vis des phases aqueuses et solide (Ballerrini et al., 1998).

Polluants	Densité	Volatilité (Atm.m ³ /mole)	Hydrophobicité log K_{ow}	1/2 vie dans sol (jours ou ans)	1/2 vie dans nappe
Anthracène	1.28	86	4.45	50 iours – 1.3 ans	100 iours – 2.5
Benzène	0.88	5550	2.13	5 – 16 iours	10 iours – 2 ans
naphtalène	1.02	483	3.37	16 – 48 iours	258 iours
Phénol	1.07	1.36	1.46	1 – 10 iours	5 – 7 iours
Pyrène	1.27	5.1	5.18	210 iours – 5.1 ans	1.15 – 10.4 ans
Toluène	0.87	5920	2.69	0.5 – 1 iour	0.5 – 1 iour
Xylène	0.86	7040	3.26	7 – 28 iours	14 iours – 1 an

Tableau 7 : Caractéristiques physico-chimiques de quelques polluants organiques. (d'après BERTHELIN et al., 1995)

Le temps de demie vie correspond au temps nécessaire pour que la moitié d'une quantité ou d'une concentration d'un polluant disparaisse du milieu ou de l'organisme qu'il contamine.

2.4. Biodégradabilité

La biodégradation des composés organiques se produit en condition aérobie ou anaérobie selon la structure moléculaire et les conditions environnementales. Le potentiel de biodégradation permet de classer les composés en trois catégories :

- les composés dégradables
- les composés persistants : ne changent pas d'état spontanément
- les composés récalcitrants.

La position des substituants joue un rôle important : les positions méta- et ortho- confèrent une plus grande stabilité aux molécules aromatiques. Il en est de même pour les substitutions des carbones en alpha par rapport à celle en oméga. En général, plus une molécule est substituée (remplacement d'un groupement fonctionnel par un autre), plus elle est résistante à la biodégradation. Certaines biodégradations nécessitent l'action conjointe de microorganismes et non pas d'une souche unique.

3. Principaux types de polluants chimiques

Les exemples locaux sont tirés du mémoire de A. DESBORDES (2001).

3.1. Les micropolluants métalliques

Les pollutions engendrées par la présence de métaux dans les eaux souterraines sont dues généralement aux activités industrielles par rejets d'effluents et par lessivage de produits stockés sur un sol. Certains de ces métaux peuvent être toxiques (cadmium, chrome, mercure, plomb...), D'autres éléments sont considérés comme indésirables et peuvent présenter des inconvénients au consommateur d'ordre organoleptique : goût, saveur, coloration. C'est le cas pour le cuivre, le zinc, le fer, le manganèse, l'aluminium.

3.2. Les nitrates et autres composés azotés

Toutes les formes d'azote (azote organique, ammoniac, nitrites, etc.) sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologique.

Les nitrates sont très solubles. Une bonne part des nitrates vient des usines d'engrais qui fixent l'azote minéral de l'air pour fabriquer de l'ammoniac, ultérieurement oxydé. Quand les nitrates sont épandus sur sol nu ou gelé, ils s'infiltreront avec les pluies ou sont lessivés en surface.

L'accroissement démographique et le développement de l'agriculture et de l'industrie ont modifié le cycle biogéochimique de l'azote. Depuis quelques années, on observe une élévation lente de la teneur en nitrates des eaux souterraines et superficielles; celle-ci est souvent liée au développement des élevages, à une fertilisation excessive des zones agricoles par les engrais, les fientes, fumiers et lisiers, voire les boues de stations d'épuration. La migration des nitrates est

nettement plus rapide sur les surfaces cultivables laissées à nues pendant l'hiver. Les rejets des collectivités et occasionnellement de certaines industries (engrais chimiques azotés, engrais chimiques azotés, oxydants) peuvent aussi concourir à l'enrichissement des eaux en nitrates.

La présence d'azote ammoniacal dans les eaux souterraines provient des rejets d'effluents domestiques et industriels ou de la réduction naturelle des nitrates. Pour les nappes libres, la pollution a lieu dans les plaines alluviales à implantation urbaine et industrielle, à la suite de l'échange existant entre l'eau de la nappe et l'eau de la rivière. Dans les nappes captives, sa présence est le résultat de la réduction des nitrates par des bactéries ou par les ions ferreux présents dans ce type de nappe.

Les nitrites sont très peu présents dans les eaux souterraines sauf en cas d'une pollution de surface proche.

Les nitrates sont des sels très solubles qui sont facilement entraînés en profondeur par les eaux d'infiltration.

La vitesse de percolation des nitrates dans le sous-sol est faible: dans la zone non saturée d'une craie homogène, elle est estimée à 1 m environ par an. La fracturation de la craie augmente cette vitesse. La transfert des polluants prend donc plusieurs dizaines d'années avant d'atteindre la nappe. Les projections actuelles montrent que d'ici 30 à 60 ans, à pratiques agricoles comparables, les concentrations maximales admissibles de nitrates dans les eaux souterraines seront largement dépassées.

3.3. Les autres substances minérales

Les chlorures, les sulfates, le fluor (étant des paramètres de la qualité naturelle des eaux) et des éléments toxiques tels que le cyanure et l'arsenic sont des substances minérales issues de l'activité humaine et susceptibles de polluer les nappes de façon ponctuelle.

3.4. Les détergents (tensioactifs)

Ce sont des substances utilisées pour les diverses opérations de nettoyage. Un détergent est un produit complexe contenant un ou plusieurs agents de surface et des composés minéraux (carbonates, phosphates, polyphosphates, perborates), souvent associés à des matières organiques améliorantes (carboxyméthyl-cellulose, alkanolamides), à des enzymes hydrolysants et à des séquestrants (dérives de l'acide éthylènediaminetétracétique et de l'acide mitriloacétique). La biodégradabilité de ces substances est très variable. Les détergents sont rares dans les eaux souterraines, sauf dans les zones suburbaines, en liaison avec les puisards recevant les eaux usées et dans certaines nappes alluviales en relation étroite avec un cours d'eau pollué. Ces détergents sont peu toxiques mais ils facilitent par leur pouvoir mouillant la dispersion et le transfert d'autres polluants comme les pesticides.

3.5. Les pesticides

Les produits phytosanitaires sont apportés dans l'environnement par les grandes cultures, par le maraîchage agricole, par le traitement des forêts, par le traitement sur plans d'eau, par les traitements en zone urbaine (espaces verts, jardins, trottoirs, rues), par certains rejets industriels de conditionnement ou de fabrication, par le traitement des routes et des voies de chemin de fer.

Ils comprennent:

- des substances minérales (soufre, sulfate de cuivre, arséniates de plomb et de calcium) ;
- des composés organo-chlorés agissant comme insecticides (DDT , lindane, aldrine, dieldrine, heptachlore...) ou herbicides (dérivés chlorés de phénoxyacides)
- des composés organophosphorés utilisés comme insecticides (parathion, malathion...)
- d'autres composés organiques ou organométalliques à groupements fonctionnels variés (dérivés de l'urée, triazines, carbamates...) employées comme herbicides, insecticides ou fongicides.

L'air et l'eau sont les vecteurs de migration des produits phytosanitaires. Au cours du transport par l'eau dans le sol et la zone non saturée se produisent des processus d'adsorption/désorption et des processus de dégradation, qui peuvent freiner, ou parfois accélérer, la migration.

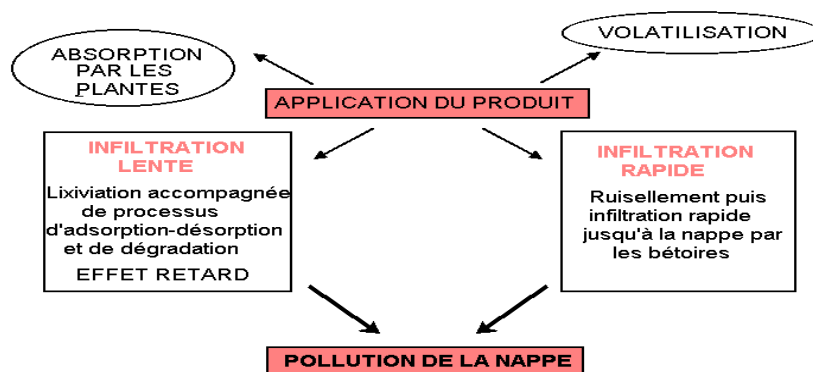


Figure10 Processus de contamination: de la nappe par l'atrazine (d'après REGLE, 2001)

De plus, chaque année 800 à 1000 nouveaux produits phytosanitaires sont commercialisés, augmentant ainsi la diversité des molécules utilisées et imposant de renforcer leur recherche dans les analyses des eaux et d'étudier leurs effets toxicologiques.

La recherche de composés organiques dans l'eau souterraine est confrontée, hormis le coût que cela représente, à de nombreuses difficultés:

- la diversité des molécules utilisées
- la mise sur le marché de nouvelles molécules
- l'impossibilité de quantifier tous les toxiques en une seule analyse
- la nécessité d'obtenir des limites de détection aussi basses que quelques nanogrammes par litre d'eau.
- Le coût des analyses.

3.6. Les hydrocarbures

Les hydrocarbures se rencontrent essentiellement dans le pétrole qui est un mélange complexe de ces composés. On distingue trois grandes catégories d'hydrocarbures: les hydrocarbures aliphatiques (molécules linéaires ou ramifiées en longues chaînes), les hydrocarbures aromatiques (constitués de cycles benzéniques et homologues supérieurs), les hydrocarbures hétérocycliques (cycles complexes renfermant un nombre différent de carbone). Leur transfert à la nappe dépend en particulier de leur masse molaire, leur tension de vapeur, leur viscosité et leur légère solubilité dans l'eau. Les hydrocarbures les plus hydrosolubles sont les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylène). Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) comme le pyrène sont peu solubles.

Ces pollutions ponctuelles d'origine accidentelle (ruptures de cuves de stockage d'essence, de fioul, de mazout, industrielles ou domestiques, rupture de pipeline, accidents de la circulation routière, ...) ont des effets variables selon la viscosité du produit renversé et la perméabilité des terrains traversés. Ces produits faiblement biodégradables peuvent polluer d'importants volumes d'eau par dissolution même à dose infinitésimale. Une teneur diluée de 1/10 000 à 1/100 000 altère les propriétés gustatives de l'eau. A cette dose, l'inconvénient principal est de développer des odeurs et des saveurs désagréables. Un litre d'essence souille entre 1 000 et 5 000 m³ d'eau. Ces modifications organoleptiques de l'eau persistent longtemps après la pollution. Comme ces produits sont pour la plupart faiblement oxydables et encore perceptibles à des dilutions de 1 partie par milliard, les nappes d'eau polluées deviennent inutilisables pendant de très longues années.

3.7. Les solvants chlorés

Les solvants chlorés, ou hydrocarbures chlorés aliphatiques, sont utilisés comme solvants aussi bien pour le nettoyage que pour l'extraction et la séparation de certains produits, ils sont également employés comme réfrigérants (chlorofluorocarbone ou CFC). Ils sont largement répandus. Leur présence dans les décharges de tous types constitue un risque de pollution des nappes phréatiques car ils ne sont pas retenus par les argiles. Après percolation dans le sol, les eaux souterraines, près de zones urbaines ou industrielles (décharges industrielles) peuvent être contaminées par ces polluants très volatils. Ils sont peu dégradables et ont tendance à se déposer dans la partie basse de la nappe.

3.8. Les polychlorobiphényles (PCB) et les polychloroterphényles (PCT)

Les PCB et leurs impuretés PCT sont des mélanges congénères isomères obtenus par chloration du biphenyl et du terphenyl ; leur teneur en chlore varie de 20 à 60%. Depuis 1930, ils sont

largement utilisés dans les peintures, vernis, matières plastiques, résines synthétiques, encres, huiles de coupes, isolants électriques, liquides pour machines hydrauliques, etc. Leur présence dans l'environnement est liée aux rejets industriels, aux fuites dans les circuits ouverts, à la volatilisation par incinération. Ils sont identifiés à des teneurs proches du seuil de détection dans les eaux souterraines.

3.9. Les pH talâtes ou esters phtaliques

Ces produits sont de faible volatilité et très peu solubles dans l'eau. On les trouve dans les résines cellulosiques et vinyliques (polychlorures de vinyle ou PVC), dans les peintures, les laques, les encres, ... Mais bien que les phtalates soient fortement biodégradables, ils peuvent être détectés parfois dans les eaux souterraines en régime libre voire même captif.

3.10. La matière organique diffuse

La matière organique résiduelle peut être rencontrée dans les aquifères fissurés (karst) et dans les aquifères alluviaux. Elle constitue un milieu nutritif favorable au développement des micro-organismes, notamment pathogènes. Sa présence est un indice de pollution généralement d'origine proche. Elle favorise l'apparition de mauvais goûts, notamment à la suite d'une chloration, et d'odeurs désagréables.

4. Les pollutions microbiologiques

De nombreux microorganismes, virus, bactéries et protozoaires, voire des champignons et des algues sont présents dans l'eau. Les conditions anaérobies généralement rencontrées dans les eaux souterraines en limitent cependant la diversité. Les bactéries, virus et autres agents pathogènes rencontrés dans les eaux souterraines proviennent de fosses septiques, des décharges, des épandages d'eaux usées, de l'élevage, de matières fermentées, de cimetières, du rejet d'eaux superficielles. Ces pollutions peuvent être aussi dues à des fuites de canalisations et d'égouts ou à l'infiltration d'eaux superficielles.

La grande majorité de ces microorganismes nocifs, susceptibles d'engendrer des infections humaines redoutables, diffuse dans l'environnement hydrique par l'intermédiaire de souillures fécales humaines ou animales. Les pollutions microbiologiques se rencontrent surtout dans les aquifères à perméabilité de fissure (craie, massifs calcaires), dans lesquels la fonction épuratrice du sous-sol ne peut s'exercer et dans lesquels la matière organique est dégradée partiellement. Les émergences de type karstique avec des circulations souterraines rapides sont par conséquent très vulnérables à cette pollution. Dans les aquifères à porosité intergranulaire, une contamination bactérienne implique une source proche de pollution (puisard, défaut d'étanchéité du captage, rejet de station d'épuration, décharges,...).

La surveillance microbiologique des eaux de distribution concerne les paramètres suivants: coliformes thermo tolérants (*Escherichia coli*, *Enterobacteriaceae*, *Salmonella*, *Yersinia enterocolitica*, ...), streptocoques fécaux (germes *Entérocoques* et *Streptococcies*) et bactéries aérobies revivifiées à 22°C (germes saprophytes) et à 37°C (germes pathogènes ou plutôt hébergés par l'homme et par les animaux à sang chaud).

5. Les défenses naturelles contre les pollutions

5.1 Rôle du sol

Les sols constituent un puissant moyen d'épuration et de recyclage des eaux. Le complexe argilo-humique confère des propriétés d'adsorption et d'échange : le sol constitue un système accumulateur de substances très diverses. L'adsorption moléculaire et la rétention des micropolluants organiques dans les sols sont plus ou moins forte et plus ou moins réversible. La nature de la molécule détermine son pouvoir de rétention, par son poids moléculaire, par sa charge, par la conformation de la molécule et son affinité à établir des liaisons covalentes, par sa solubilité dans l'eau. La capacité d'adsorption ionique et la rétention des cations (Ca, Mg, K, Na) du sol varient essentiellement en fonction de son épaisseur, de sa teneur en argile et en matières organiques. Les anions tels que Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} ne sont pas retenus et migrent par convection ou par diffusion alors que certaines molécules sont fortement retenues dans le sol, comme par exemple les phosphates.

La microfaune et la microflore du sol lui confère une importante capacité d'épuration biologique. Un gramme de sol renferme environ 10^8 à 10^9 bactéries essentiellement non pathogènes. L'azote organique protéinique et l'azote minéral sont métabolisés avec alternance de phases aérobies de minéralisation et de phases anaérobies de dénitrification. Les différentes voies de catabolisme des micropolluants organiques, via des enzymes, aboutissent à la production de déchets (dégradation totale de la matière organique), que sont le dioxyde de carbone et le méthane, ou à des métabolites secondaires (dégradation partielle) parfois plus toxiques que la molécule d'origine.

En revanche, les solvants chlorés, l'acétone et le benzène sont très peu retenus par les sols et peuvent atteindre rapidement les nappes avec une grande persistance en entraînant avec eux d'autres molécules polluantes adsorbées.

Le sol peut être un réservoir pour les germes pathogènes introduits accidentellement. Les bactéries circulent relativement peu dans les sols et sont retenues dans les premiers centimètres, à la différence des virus qui sont facilement entraînés et peuvent contaminer la nappe sous-jacente.

5.2. Rôle du couvert végétal

Le couvert végétal agricole ou forestier agit par ses prélèvements cycliques dans la couche occupée par les racines: stockage dans la biomasse puis restitution au sol par dégradation. Les changements d'occupation des sols peuvent rompre cet équilibre : libération importante d'azote liée à la déforestation et la mise en culture, pollution azotée par les jachères travaillées, dégradation accélérée de la matière organique par le retournement des prairies, ...

5.3. Rôle protecteur des berges des cours d'eau

Les dépôts vaseux situés au fond des cours d'eau et latéralement à proximité de la berge, riches en bactéries, sont le siège du processus de biodégradation des hydrocarbures, par exemple, et de l'accumulation des métaux lourds (Zn, Pb, Cd, As, Mn) qui se fixent sur les particules argileuses des alluvions.

5.4. Autoépuration biologique des eaux souterraines

Les organismes vivants et non toxiques (Bactéries et Invertébrés) présents dans les eaux souterraines peuvent jouer un rôle essentiel dans les processus d'autoépuration des polluants des eaux souterraines. Les Invertébrés sont capables de métaboliser et de transformer certains polluants (hydrocarbures, métaux lourds) en des composés à toxicité moindre. La bioaccumulation de polluants, c'est-à-dire l'assimilation et la concentration de substances toxiques par l'organisme, permet de stocker temporairement dans les tissus vivants des polluants et de contribuer à la restauration des milieux. La biotransformation, processus important chez les animaux qui ingèrent de grande quantité de sédiments, réduit également la concentration en éléments toxiques dans la chaîne trophique considérée.

Les bactéries sont les acteurs fondamentaux de la dégradation directe ou indirecte et de l'immobilisation des polluants minéraux ou organiques, ainsi que de la remobilisation des molécules toxiques ou indésirables. Les transformations biotiques sont moins importantes dans les eaux souterraines que dans le sol en raison de la plus faible activité biologique et sont réalisées par des bactéries libres et par des bactéries fixées sur un substratum (sédiments, fraction argileuse, silt). Cependant, les bactéries libres, susceptibles d'être entraînées avec l'écoulement des eaux souterraines et par conséquent avec le flux de polluant, ont un rôle important dans la transformation de ces substances indésirables. Généralement, plus une molécule organique est substituée plus elle est résistante à la biodégradation. Le remplacement du carbone par d'autres atomes, comme les branchements multiples sur un même atome de carbone, augmente la résistance à la biotransformation des produits organiques. Des polluants organiques toxiques comme les HAP et les PCB sont peu biodégradés. L'activité biologique de bactéries dénitrifiantes se déclenche lors du passage du régime libre au régime captif d'une nappe, c'est-à-

dire lorsque l'eau s'appauvrit en oxygène dissous. La teneur en nitrates de l'eau diminue sensiblement.

6. Transfert et évolution des polluants

Dans le milieu souterrain, l'évolution des polluants est très lente, comparativement à ce qui se passe en surface. Il s'écoule des mois, des années, ou même des dizaines d'années, entre le début de la pollution et sa mise en évidence. Les volumes infiltrés peuvent donc être très importants. Le milieu souterrain intègre successivement tous les événements polluants, et les nuisances peuvent se maintenir très longtemps après le tarissement des sources de pollution. Les bactéries sont retenues dans les premiers centimètres du sol. Les virus sont en revanche plus mobiles et peuvent contaminer la nappe sous jacente.

Le temps de transfert d'un polluant chimique à la nappe varie de quelques jours à plusieurs années. Il dépend principalement: de:

- l'épaisseur de la zone non saturée, c'est à dire la profondeur de la surface piézométrique.
- la perméabilité du réservoir (fissuration) ou le pouvoir de filtration
- les caractères du polluant.

Les terrains à perméabilité d'interstices (sables, grès) connaissent un temps de transfert très court. Les roches à perméabilité de fissures (calcaires) connaissent un temps de transfert élevé.

Le soluté traverse la zone non saturée, et d'abord le sol, caractérisée par la présence d'oxygène, de minéraux argileux et matières organiques.... Les réactions adsorption/désorption entraînent un retard dans le transfert du polluant. Ces deux phénomènes sont favorisés par la présence d'argiles, oxydes et hydroxydes, et par les constituants organiques. L'adsorption prédomine sur la désorption. Les métaux sous forme ionique sont retenus par échanges d'ions ou adsorption, par les argiles, acides humiques et hydroxydes. Par suite du phénomène de désorption, les cations sont libérés progressivement. La pollution persiste dans l'eau souterraine, longtemps après l'introduction du polluant. Cette rémanence peut durer des mois, voire des années.

En zone saturée, la vitesse de propagation du soluté n'est pas identique à celle de l'eau souterraine. Elle dépend du type de polluant, en particulier de sa viscosité, et de sa concentration (phénomène de diffusion). Le débit de la nappe et les fluctuations de la surface piézométrique jouent également un rôle.

6.1. Transfert dans le sol

Les argiles et la matière organique peuvent aider à retenir des composés organiques dans le sol (humus). Les interactions chimiques entre les solides peuvent être très complexes. Plus la molécule est grosse, mieux elle sera adsorbée sur les argiles et la matière organique. Les

composés constitués de carbone, d'hydrogène, de brome, de chlore ou d'iode sont hydrophobes. Ceux composés d'azote, de soufre, d'oxygène ou de phosphore sont hydrophiles. L'hydrophobicité d'une molécule favorise son accumulation dans le sol. Son caractère hydrophile favorise sa lixiviation et donc son transfert à la nappe.

Grâce à ses propriétés d'adsorption et d'échange, dues à la présence de colloïdes minéraux et organiques, le sol peut retenir un grand nombre de substances très diverses.

Les polluants peuvent être piégés dans les pores du sol, trop étroits pour que les bactéries puissent y pénétrer. Ils deviennent inaccessibles aux microorganismes et s'accumulent. Les phosphates sont fortement retenus par le calcium ou sur les bords des feuilletts argileux. Certains herbicides, comme l'atrazine, sont très fortement retenus dans les sols. Les polluants peuvent être piégés dans des structures argileuses, ou complexés avec des polymères organiques résistants à la biotransformation (lignines, composés humiques). Certaines molécules sont résistantes, sur de très longues périodes, à toute action de dégradation. L'accumulation peut être due également à des conditions non favorables au développement des microorganismes (manque de nutriment par exemple). Les polluants et leurs produits de dégradation peuvent aussi être piégés temporairement par les animaux ou les végétaux. C'est le phénomène de bioaccumulation.

Le sol joue donc un rôle fondamental dans la fixation des micropolluants. Il fait également fonction de stockage et de tampon en ce qui concerne la pollution aux nitrates de la nappe.

6.2. Transfert dans la zone non saturée

Le fluide polluant migre d'abord verticalement dans le milieu non saturé entre la surface du sol et la nappe, laissant dans son sillage des terrains imprégnés à une concentration proche de la saturation. Suivant sa volatilité, le polluant a tendance à plus ou moins diffuser dans la phase gazeuse du milieu non saturé. C'est notamment le cas des solvants chlorés et des hydrocarbures aromatiques. Les teneurs des fractions solubles du produit polluant évoluent avec le temps et la distance à la source, sous l'effet de la dilution, de la convection (entraînement direct par l'eau), de la dispersion due à la tortuosité des écoulements entre les grains du terrain, et enfin de phénomènes de fixation ou de dégradation : transformations chimiques de type oxydoréduction, précipitation, hydrolyse, complexation avec d'autres substances, biodégradation des molécules organiques.

6.3. Evolution en milieu saturé

Une fois la surface piézométrique franchie, la propagation du polluant ne rencontre pratiquement plus d'obstacles. Dans l'aquifère, en raison de la rareté ou de l'absence d'oxygène, de matières organiques et de microorganismes, le rôle épurateur est réduit, comparativement à la zone non saturée.

Les mécanismes de transport du soluté dans l'aquifère sont complexes. Ils sont la conséquence de l'hétérogénéité du réservoir. La dispersion du soluté se fait à la verticale du foyer de contamination (zone non saturée), puis selon un étalement latéral dans le sens de l'écoulement de l'eau souterraine (zone saturée).

La dilution est d'autant plus importante que le débit de la nappe, la vitesse ou la transmissivité sont élevés. La vitesse d'écoulement est assez lente en aquifère homogène, mais peut être extrêmement rapide en milieu karstique.

Dans la nappe, l'extension du panache de pollution dépend essentiellement de la direction et de la vitesse d'écoulement de l'eau, mais aussi des caractéristiques du polluant :

- la viscosité d'un polluant non miscible,
- l'adsorption et la désorption sur les particules de la matrice argilo-humique,
- l'évolution chimique du polluant (dégradabilité).

Il faut distinguer les éléments chimiques solubles des insolubles plus légers ou plus lourds que l'eau, et les polluants bactériologiques.

La concentration des polluants minéraux dépend de leur solubilité. La solubilité et la mobilité des métaux lourds sont généralement contrôlée par les anions (les plus abondants dans l'eau souterraine): hydroxydes, carbonates, sulfates, chlorures et sulfures. Cette solubilité peut être modifiée par la formation de complexes argilo-humiques insolubles qui fixent les cations.

Les substances organiques solubles sont maintenues en solution sous forme moléculaire par des liaisons hydrogènes. Les produits organiques peuvent être totalement détruits dans l'eau, ou transformés en produits non toxiques, par des réactions chimiques. La dégradation transforme un produit complexe en produits simples. L'activation est la transformation d'une substance non toxique en une molécule toxique. La détoxification consiste en la perte du caractère toxique.

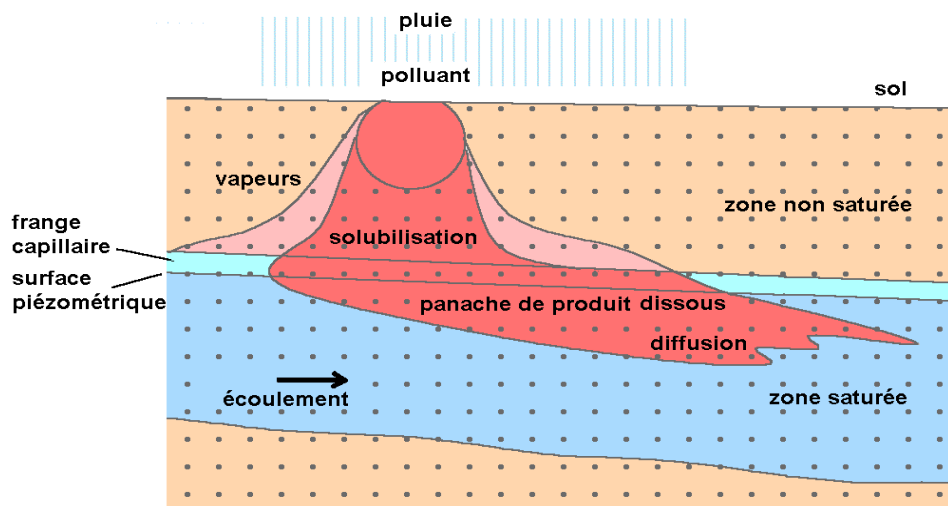


Figure 11: pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe.

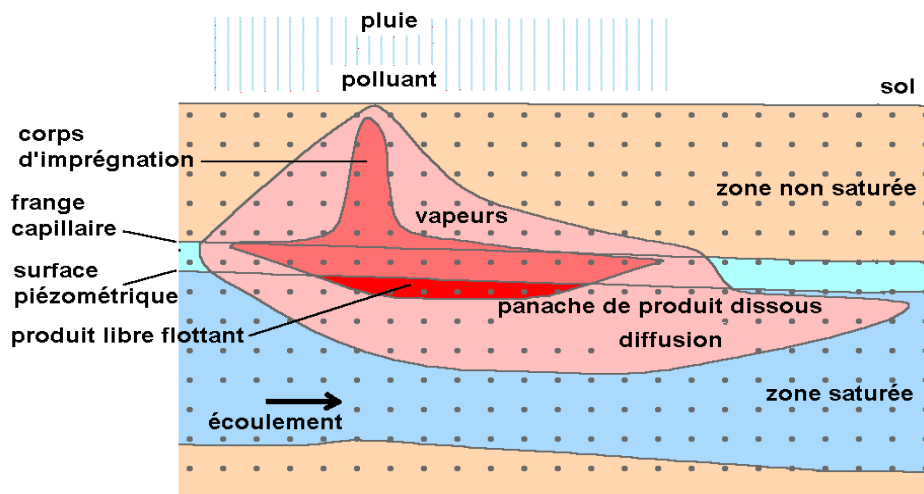


Figure12: pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe.

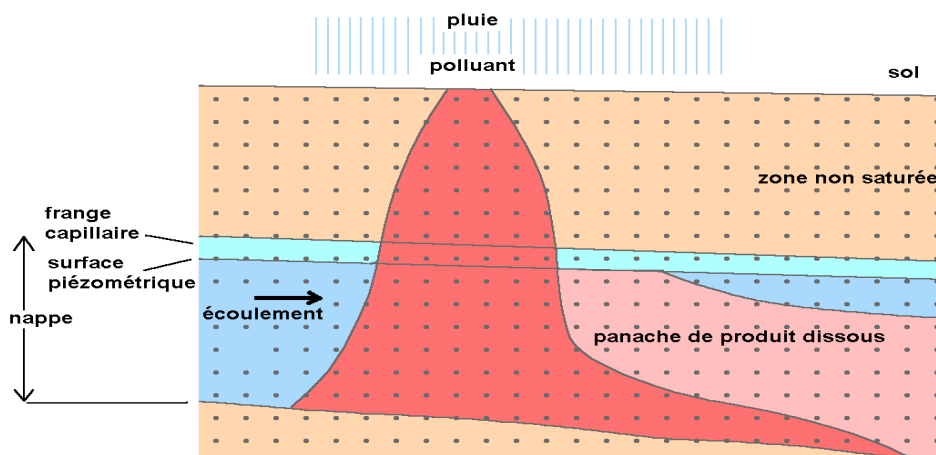


Figure 13: pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau.

Les polluants insolubles plus légers que l'eau restent à la surface de la nappe où ils s'étalent. C'est principalement le cas des hydrocarbures, même si quelques uns sont légèrement solubles (phénols, aromatiques). Pour circuler dans le sol et rejoindre la nappe, les hydrocarbures doivent être en quantité suffisante pour former une phase continue. S'ils sont présents sous forme discontinue (gouttelettes piégées dans les pores), la pollution sera plus lente.

Les polluants insolubles et plus denses que l'eau comme les organochlorés migrent jusqu'à la nappe sans laisser de traces derrière eux. Une fois arrivés à la nappe, ils continuent à descendre jusqu'à la base, puis migrent dans le sens du pendage. Peu ou pas biodégradables, ils polluent la nappe pour des durées très longues. Ils sont très difficiles à localiser et à éliminer.

7. Protection des nappes contre les pollutions

7.1. Le périmètre de protection immédiate

Ce premier périmètre contient le captage lui-même. Sa surface est limitée à quelques centaines de mètres carrés (environ 30 mètres sur 30). La collectivité locale est propriétaire du terrain qu'elle doit clôturer, sauf en cas d'impossibilité. Toutes les activités y sont interdites, sauf celles consacrées à l'exploitation et l'entretien des équipements. Son rôle est d'empêcher la dégradation des ouvrages ou l'introduction directe de substances polluantes dans l'eau.

7.2. Le périmètre de protection rapproché

Le périmètre de protection rapproché doit protéger le captage de la migration de substances polluantes. Sa surface dépend des caractéristiques locales; elle varie entre 1 et 10 hectares. Toutes les activités, installations et dépôts susceptibles de nuire directement ou indirectement à la qualité des eaux sont interdits ou réglementés; il s'agit généralement de:

- la réalisation de forages et puits autres que ceux nécessaires à l'extension ou à la surveillance du champ captant
- l'exploitation des carrières, le remblaiement d'excavations
- le dépôt de déchets et de tous produits et matières susceptibles d'altérer la qualité des eaux
- l'installation de canalisations, réservoirs ou dépôts d'hydrocarbures, de produits chimiques et d'eaux usées
- l'épandage ou l'infiltration des lisiers et d'eaux usées d'origine domestique ou industrielle.

7.3. Le périmètre de protection éloignée

Le dernier périmètre n'est pas obligatoire. Il renforce le précédent. Sa surface est très variable. Sont réglementés les activités, dépôts ou installations qui présentent un danger de pollution pour les eaux prélevées, par la nature et la quantité de produits polluants mis en jeu ou par l'étendue des surfaces qu'ils affectent.

8. Moyens de traitement des nappes polluées

Les procédés de décontamination des nappes polluées font appel à des voies physiques, chimiques et biologiques.

- Les voies physiques comprennent le pompage de l'eau, l'écumage du polluant surnageant, la ventilation par bullage dans la nappe, la filtration par membrane.
- Les voies chimiques font appel aux réactions d'oxydation par O_3 , H_2O_2 (avec U.V.) ou de réduction par le Fe.
- Les voies biologiques utilisent l'action des microorganismes du sol dont l'activité est stimulée par adjonction de nutriments et de dioxygène.

Ces différentes voies sont généralement associées.

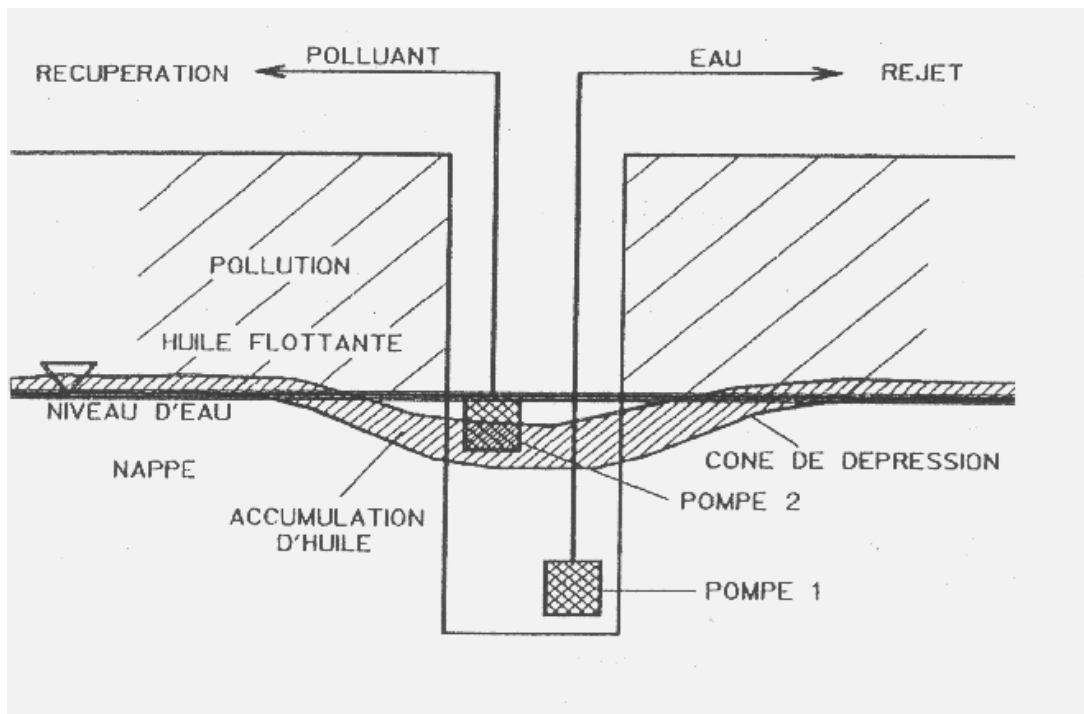


Figure 14: pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau

Les traitements de décontamination peuvent être réalisés:

- *in situ*: le polluant est traité sur place, dans la zone non-saturée et la zone saturée
- *ex situ*: l'eau est pompée, traitée en surface puis réinjectée dans l'aquifère.

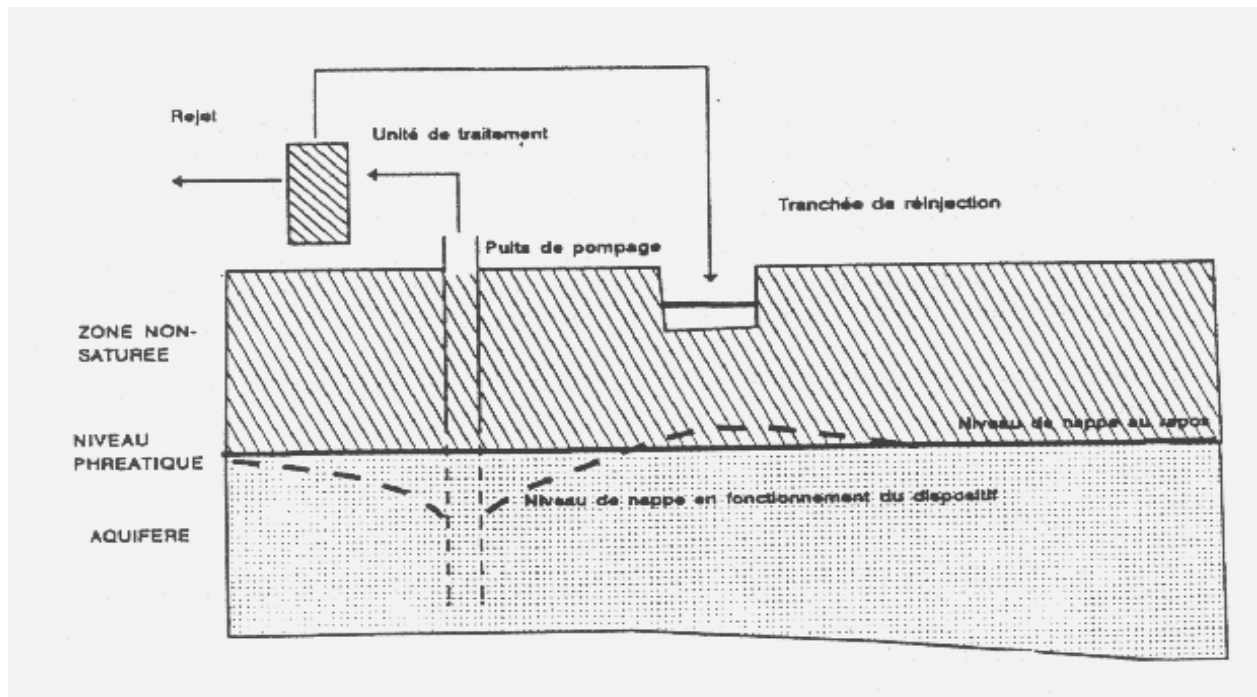


Figure 15: Pompage et traitement en surface de l'eau polluée (d'après Etude interagence n° 36).

✓ La fixation

La fixation consiste à dévier la pollution, afin de l'empêcher d'atteindre un ouvrage à protéger, par exemple en créant un contre-courant par pompage en un ou plusieurs points soigneusement situés à l'intérieur de la zone polluée. L'eau polluée peut être : soit rejetée sans traitement dans un cours d'eau de surface ou des égouts, si, compte tenu de la dilution, les teneurs sont suffisamment faibles pour que toute nuisance soit écartée au niveau du milieu récepteur ; soit après traitement dans le cas contraire.

Les pompages de fixation permettent par la même occasion d'éliminer une partie de la pollution qui se trouve dans le milieu souterrain. En ce sens ils sont d'autant plus efficaces qu'ils sont situés au cœur de la pollution. Lorsqu'on a affaire à une pollution biphasique, on emploie la plupart du temps un système de doubles pompes (pompage de l'eau et pompage du produit séparé).

Les temps de récupération peuvent être très longs, et le simple pompage n'est généralement pas suffisant pour évacuer la pollution.

✓ Le confinement

Dans certains cas le confinement de pollutions, provenant par exemple de terrils ou de décharges, par une couche étanche à la surface du dépôt, et la réalisation d'une paroi étanche barrant la circulation des eaux souterraines, a été mise en œuvre, évitant ainsi la lixiviation et l'entraînement de substances indésirables dans les eaux souterraines.

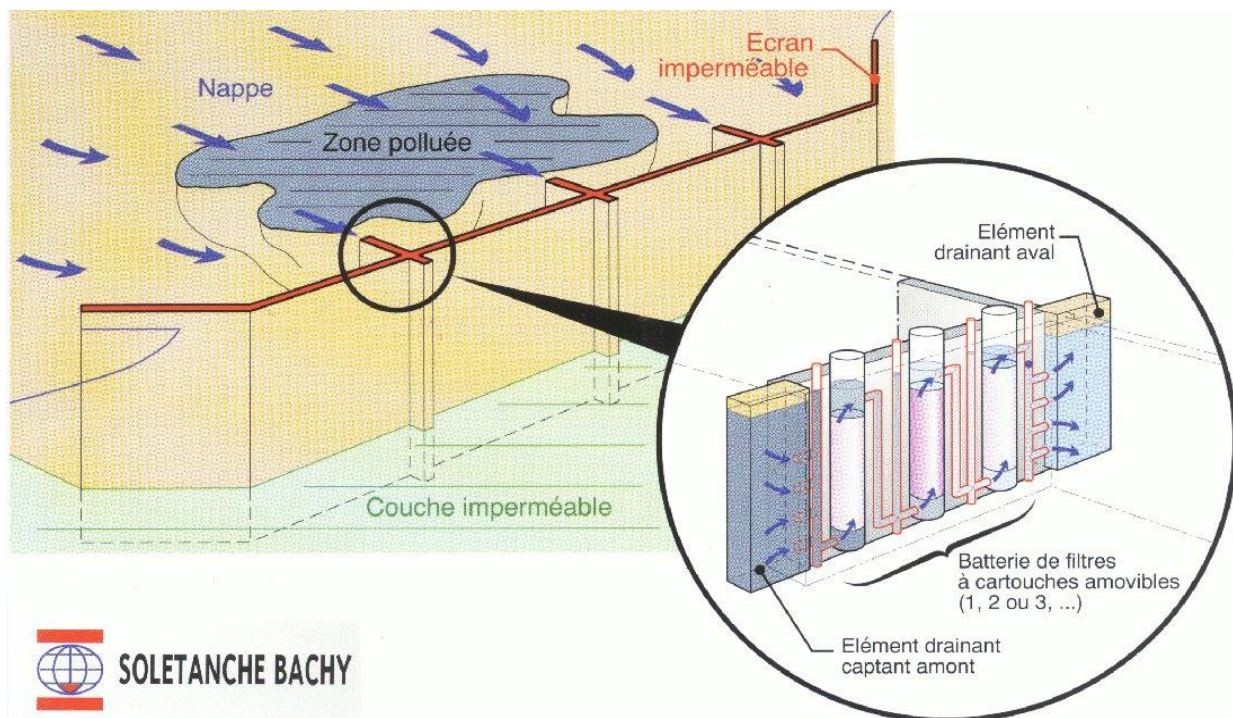


Figure 16: Confinement et barrière active (procédé SOLETANCHE BACHY).

✓ Le traitement par barrières actives

Ce procédé, tout récemment mis au point consiste à contribuer à l'élimination physico-chimique des produits polluants en mettant en place une barrière verticale, réalisée avec des moyens techniques équivalents à ceux utilisés pour créer des parois étanches souterraines. Les ouvrages sont disposés de telle façon qu'ils interceptent l'écoulement naturel des eaux souterraines, et le remplissage des parois est effectué avec des produits réactifs. La même technique peut être utilisée en employant des filtres biologiques.

✓ L'injection d'air dans la zone saturée (« sparging »)

La technique consiste à injecter de l'air sous pression de façon à former des bulles d'air dans la nappe qui activent la volatilisation du polluant. Les vapeurs sont récupérées par un dispositif d'extraction dans la zone non saturée

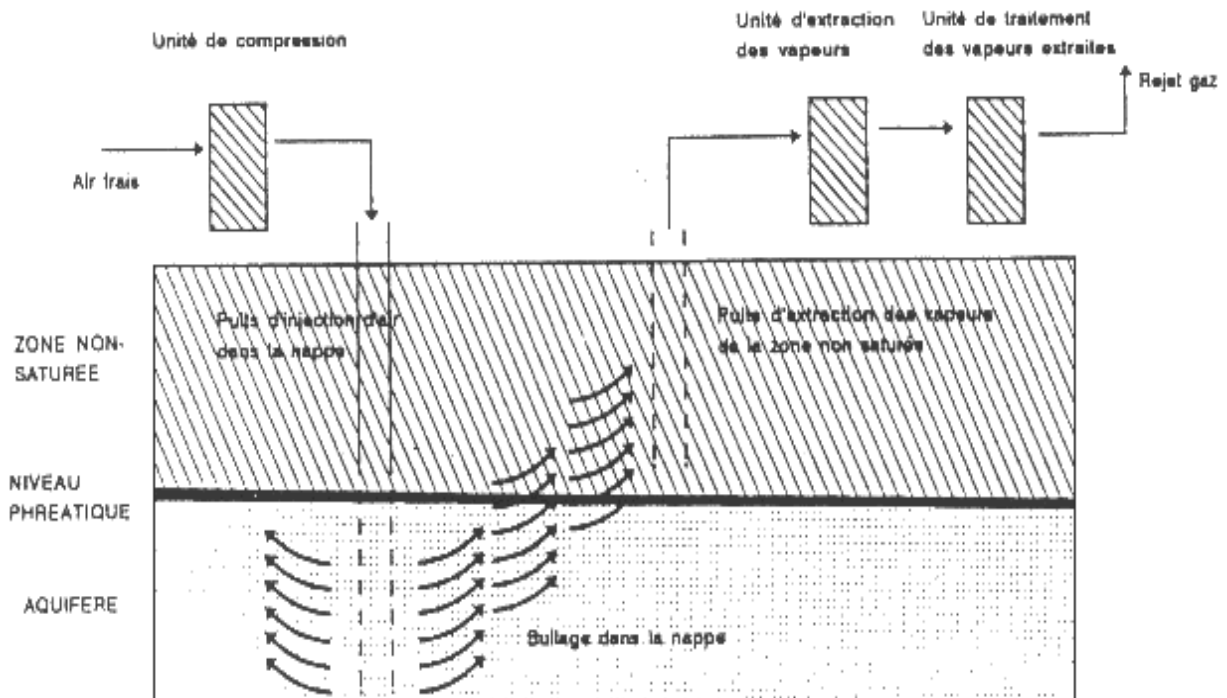


Figure 17: Injection d'air sous pression et bullage (« sparging ») dans la zone saturée (d'après Etude interagence n° 36).

✓ Le stripping

C'est une extraction par entrainement des polluants volatils par l'air. L'eau est pompée puis traitée en surface par circulation d'air qui volatilise le polluant.

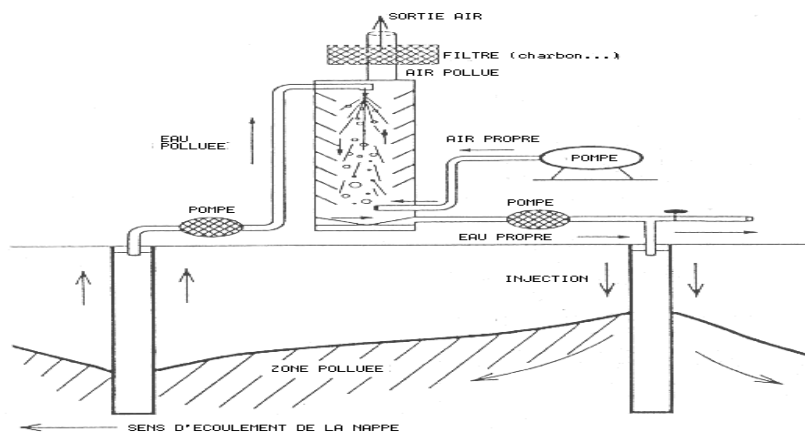


Figure 18: Décontamination par colonne de stripping (d'après LECOMTE).

✓ L'injection d'oxydant ou de réducteur dans la nappe

L'injection dans l'aquifère d'oxydants comme O_3 , H_2O_2 , ClO_2 permet d'oxyder les polluants organiques récalcitrants (HAP, PCB). L'injection d'un réducteur comme le Fer réduit en particulier le Chrome en Chrome trivalent moins toxique.

✓ La biodégradation

Le sol contient naturellement des souches bactériennes qui ont la faculté de s'adapter rapidement à la dégradation des produits organiques qui se sont infiltrés suivant leur nature. De nombreux produits organiques sont biodégradables en milieu aérobie : c'est notamment le cas des hydrocarbures. On essaie alors d'accélérer cette biodégradation en facilitant la circulation d'oxygène, par exemple en aspirant les gaz présents dans la zone non saturée par des forages correctement équipés, et en apportant des nutriments complémentaires, comme par exemple des nitrates et des phosphates.

L'ajout de souches bactériennes, particulièrement adaptées, est quelques fois réalisé. Le stade ultime de la bio dégradation (minéralisation complète et transformation en CO_2 et H_2O) est un objectif lointain, l'apport d'oxygène étant généralement insuffisant. Il s'agit le plus souvent d'une bio transformation.

Certains polluants, comme les solvants chlorés (trichloréthane, trichloréthylène. . .), sont biodégradables uniquement en milieu anaérobie. Des recherches sont actuellement menées pour mettre au point des procédés de dépollution *in situ*. En voici quelques exemples:

✓ Traitement in situ par filtre biologique

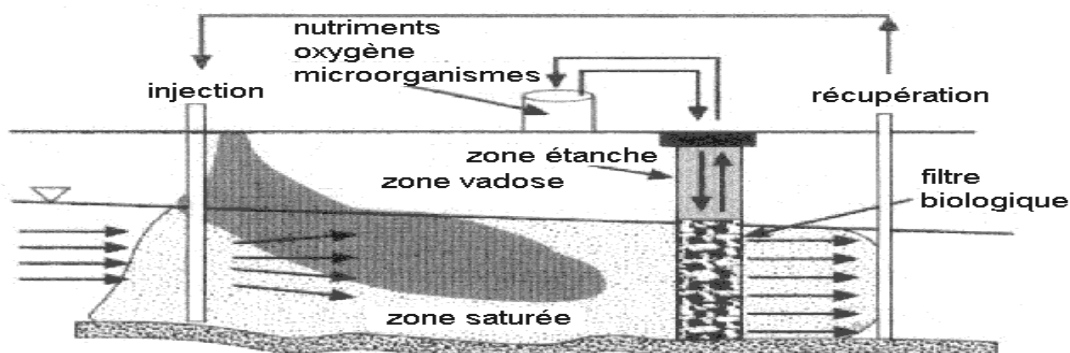


Figure 19: Procédé par filtre biologique in situ
(D'après R. SAMSON in S. RENARD, 2002)

✓ **Traitement in situ par bio ventilation de la zone non saturée**

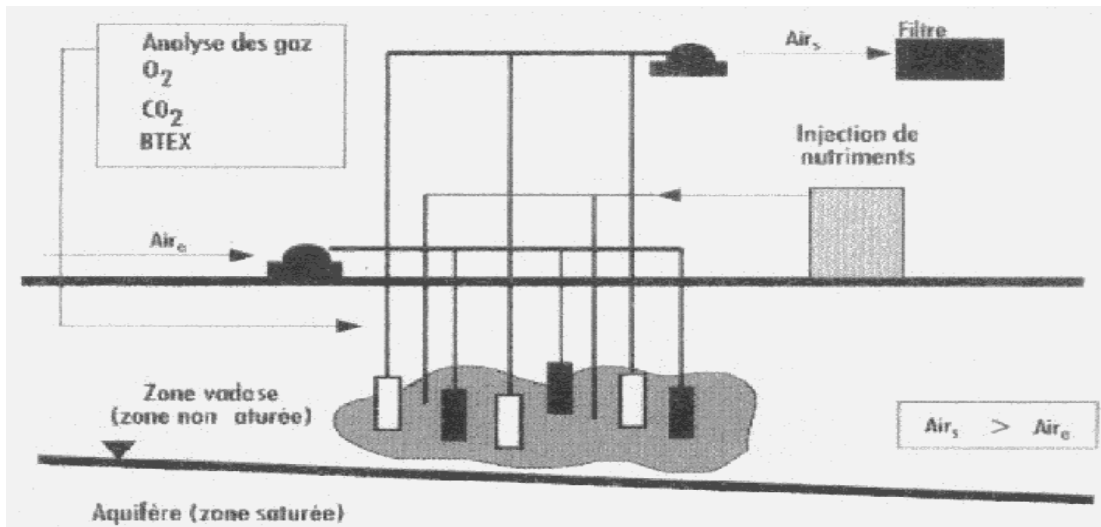


Figure 20: Procédé par bio ventilation de la zone non saturée (d'après R. SAMSON in S. RENARD, 2002).

✓ **Traitement par biolixiviation**

La biolixiviation consiste à activer la biodégradation aérobie au toit de la nappe et dans la fringe capillaire par oxygénation, ajout de nutriments et éventuellement de bactéries. L'eau polluée est pompée puis traitée dans une bache de mélange et d'aération, enfin ré infiltrée.

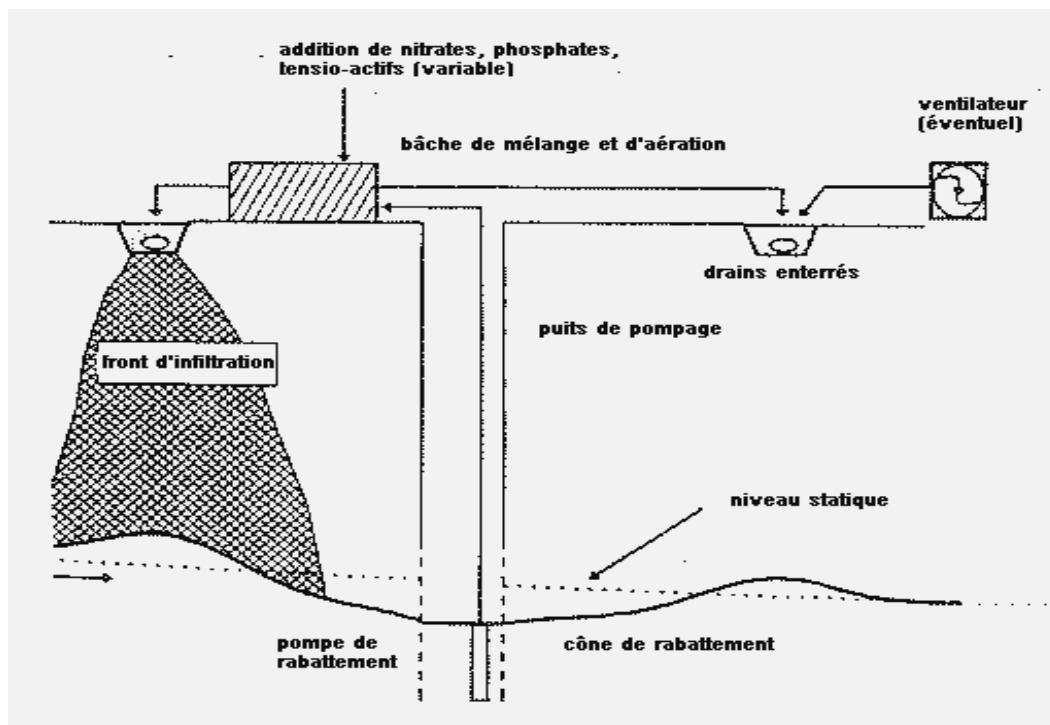


Figure 21: Procédé de biolixiviation (d'après Etude inter agence n° 36).

✓ Traitement par bioventing et biosparging

C'est une décontamination par injection d'air dans la zone non saturée (bioventing) et dans la zone saturée (biosparging) avec adjonction de nutriments pour stimuler l'activité bactérienne aérobie.

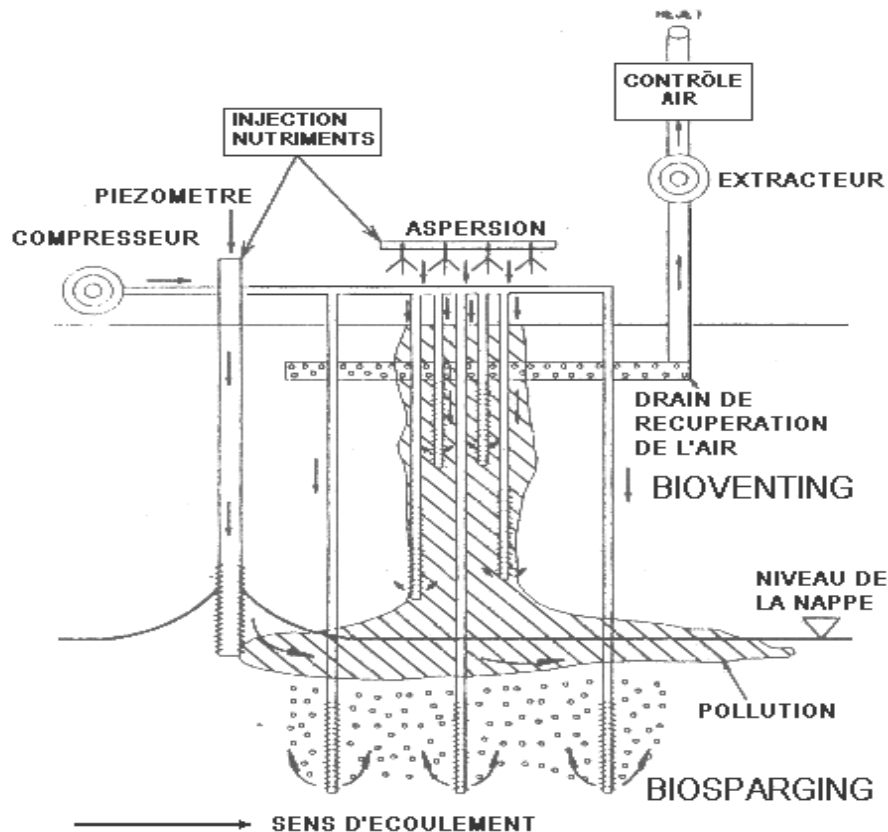


Figure 22: Décontamination in situ par biodégradation et ventilation (d'après LECOMTE)

✓ Le traitement des terrains excavés

Le traitement des terrains pollués peut aussi être réalisé ex situ une fois ces terrains terrassés. Ce procédé est utilisé pour les sols pollués qui constituent un risque pour la nappe sous-jacente.

Conclusion :

La nature des produits polluants peut être fortement variée, mais les plus fréquemment rencontrés sont les hydrocarbures (ce sont les liquides autres que l'eau les plus largement distribuées), les solvants chlorés, les chlorures, les sulfates, quelques métaux lourds particulièrement mobiles), et autres sous-produits de l'industrie. Les procédés de décontamination des nappes polluées font appel à des voies physiques, chimiques et biologiques.

Chapitre 3 :
Essais expérimentaux

Chapitre 3 : Essais expérimentaux

Introduction :

Les essais expérimentaux réalisés consistent à suivre l'infiltration d'un polluant (mazout) dans une colonne de sol, et déduire une relation qui lie la vitesse d'infiltration au temps et au type de sol.

3.1. Les caractéristiques physico-chimiques du diesel :

Ce tableau récapitule quelques données importantes :

Caractéristiques	Diesel
Masse volumique (kg/m^3 , à 20°C)	830
Viscosité à 40°C ($\text{mm}^2/\text{s}^{-1}$)	3 - 5
Indice de cétane	49 - 52
PCI Massique à 20°C	42 300
PCI Volumique à 20°C	35 000
Point de trouble en °C	-5
Teneur en soufre (mg/kg^{-1})	350

Tableau 8 : Quelques propriétés du diesel

.PCI massique : Il s'agit de la quantité d'énergie libérée lors de la combustion d'un kilogramme de carburant.

PCI volumique : C'est la quantité d'énergie libérée lors de la combustion d'un litre de carburant.

La viscosité : C'est également une propriété importante. Elle influe sur le fonctionnement de l'injecteur en diminuant la pression d'injecteur et en rendant plus difficile l'atomisation du gazole dans la chambre de combustion.

Indice de cétane : L'indice de cétane évalue la capacité d'un carburant à s'enflammer. Cette caractéristique est particulièrement importante pour le gasoil où le carburant doit "s'auto enflammer" sous l'effet de la compression de l'air enfermé dans le cylindre. Le zéro de l'échelle de cet indice est donné par la valeur du méthylnaphtalène qui a une forte résistance à l'inflammation et la valeur 100 est donnée par le cétane qui s'enflamme facilement.

3.2. Sols utilisés :

Deux types de sols sont utilisés, sable et sable argileux.

La perméabilité de l'échantillon de sable a été déterminée au laboratoire à l'aide d'un perméamètre à charge variable (photo de l'appareil en annexe) selon la méthode de Darcy.

$$Q = k \cdot i \cdot S$$

Q : est le débit filtré à travers l'échantillon ou volume recueilli par de temps.

i : est le gradient hydraulique = 1,22

L : est la longueur de l'échantillon = 500 mm.

H = 610 mm.

S : est la section de l'échantillon = 91.56 cm². $i \cdot S = 111,7032$

K : est le coefficient de perméabilité du sable : $K = Q / i \cdot s$

	H (cm)	I	Tps. (sec.)	Vol. filtré (cm ³)	Q (cm ³ /s)	K (cm/s)
Essai N°1	61	1,22	90	190	2,11	0,019
Essai N°2	61	1,22	90	188	2,08	0,0186
Essai N°3	61	1,22	90	186	2,06	0,0184

Lors de l'essai un volume entre 186 et 190 cm³ a filtré en 90 secondes, ce qui équivaut à un débit moyen de 2,08 cm³/s. Le gradient hydraulique étant égal à 1.22, la perméabilité de ce sable est prise égale à 0.0186 cm/s.

Pour le sable argileux $K = 6.9 \cdot 10^{-4}$ cm/s

3.3. Appareillage :



Photo 1 : Perméamètre à charge constante

Le dispositif utilisé est un perméamètre à charge constante. La longueur de l'échantillon de sable, pour le premier essai $l = 595$ mm. Pour le sable argileux la longueur est de 420 mm. Un bécher est utilisé pour les mesures de volume. Un chronomètre sert à mesurer les durées.

3.4. Conduite des essais :

3.4.1. Essais sur le sable :

L'essai consiste à suivre le front d'humidité ou front la masse de polluant

Trois essais ont été effectués sur le sable. Le volume initial de mazout est de 1 litre. Le premier essai a concerné le sable sec. Vingt quatre heures après on a procédé au deuxième essai. Une fois tout le volume filtré recueilli on a effectué le troisième essai. On a mesuré chaque fois le volume filtré et on a déduit le volume retenu. On a suivi le front d'humidité dans le sable.

3.4.2. Essais sur le sable argileux :

Deux essais ont été réalisés sur le sable argileux. Un premier essai, où on suivi la hauteur infiltrée en fonction du temps. Le deuxième essai a été effectué après arrêt total de la filtration.

3.4.3. Résultats des essais :

Les résultats sont résumés dans les tableaux suivants

- Essai 01 : Sable sec

Longueur de l'échantillon 595 mm

Volume de polluant 1 litre

Volume filtré 380 ml

Volume retenu 620 ml

Profondeur d'inf. (mm)	0	134	223	275	305	335	265	386	423	445	484	590
Temps (min)	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	30	58

- Essai 02 : Sable humide (contenant une fraction de polluant)

Longueur de l'échantillon 595 mm

Volume de polluant 1 litre

Volume filtré 840 ml

Volume retenu 160 ml

Profondeur d'inf. (mm)	0	135	215	277	328	366	432	595
Temps (min)	0	2	4	6	8	10	12	15

- Essai 03 : Sable humide (3ème passage de polluant) :

Longueur de l'échantillon 595 mm

Volume de polluant 1 litre

Volume filtré 1 litre

Profondeur d'inf. (mm)	0	135	217	273	325	370	427	460
Temps (min)	0	2	4	6	8	10	12	14

- Essai 04 : Sable argileux sec

Longueur de l'échantillon 420 mm

Volume de polluant 1 litre

Volume filtré 40 ml

Volume retenu 960 ml

Profondeur d'inf. (mm)	0	24	45	61	74	85	104
Temps (min)	0	2	4	6	8	10	12

- Essai 05 : Sable argileux humide

Longueur de l'échantillon 420 mm

Volume de polluant 1 litre

Volume filtré 930 ml

Volume retenu 70 ml

Profondeur d'inf. (mm)	0	20	41	54	67	77	88
Temps (min)	0	2	4	6	8	10	12

3.4.4. Interprétation :

Les résultats obtenus sont en concordance avec les observations relevées dans la bibliographie sur le rôle de la nature du sol dans la rétention, mais aussi sur la profondeur que peut atteindre un polluant si la capacité de rétention est dépassée.

Tout d'abord pour l'essai sur le sable, on note d'emblée une distinction bien marquée pour le sable initialement sec, où la vitesse d'infiltration est plus lente car les forces d'adsorption et

de capillarité dominant. On le voit facilement en comparant le volume filtré et le volume retenu qui dépasse presque les deux tiers du volume infiltré. Pour le sable argileux, même constat, sauf que pour ce dernier la rétention est plus forte, ce qui est expliqué par le rôle de l'argile dans l'adsorption, malgré la longueur plus courte de la colonne. Le sol peut donc retenir un certain volume de polluant par le jeu de l'adsorption et la capillarité. Pour le même volume et le même type de polluant, la texture du sol est un paramètre déterminant. Une fois le sol est partiellement saturé et que l'effet de la rétention est faible, c'est la gravité qui domine et le polluant peut s'infiltrer plus profondément. On remarque aussi des ralentissements dans le processus d'infiltration que l'on attribue à de l'air piégé qui finit par s'échapper remplacé par le liquide. Le tableau récapitulatif suivant permet de bien saisir les différences entre les cinq configurations.

	Sable sec	Sable humide	Sable humide	Sable argileux	Sable argileux 2
Volume déversé	1 litre	1 litre l	1 litre	1 litre	1 litre
Volume filtré	380 ml	840 ml	1 litre	40 ml	930 ml
Volume retenu	620 ml	160 ml	0 ml	960 ml	70 ml
Long. de la colonne	595 mm	595 mm	595 mm	420 mm	420 mm
Durée du processus	58	15	14	12	12
Relation obtenue					

Tableau 09 : Récapitulatif des résultats obtenus

Des courbes liant la profondeur infiltrée au temps ont été tracées. Elles montrent l'évolution temporelle du processus pour les différentes variantes. On représente successivement les courbes selon l'ordre chronologique des essais.

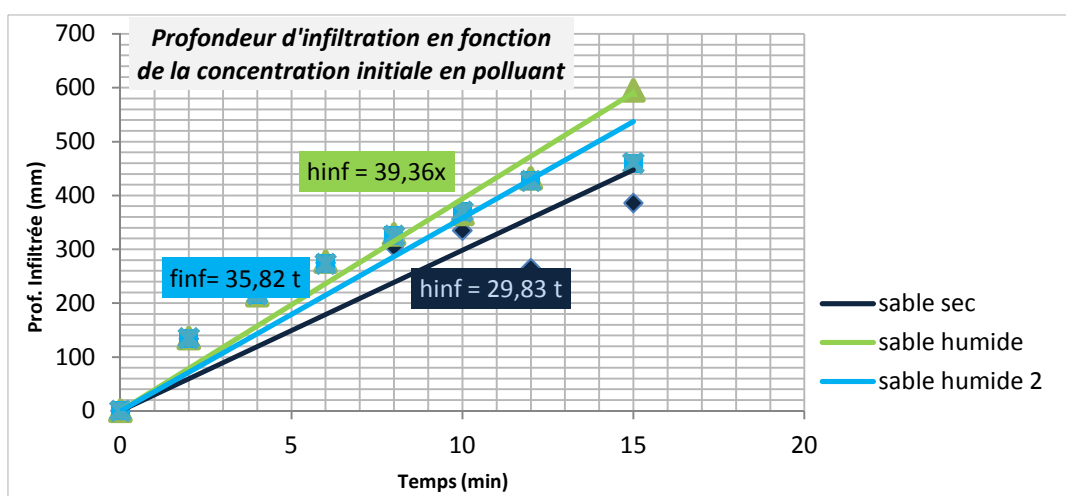


Figure 23 Variation de la profondeur d'infiltration en fonction du temps et de l'état du sol.

Les courbes de la figure 19 montrent clairement que dans le sable sec le processus est plus faible. L'humectation qui gagne en profondeur permet une infiltration plus profonde du polluant.

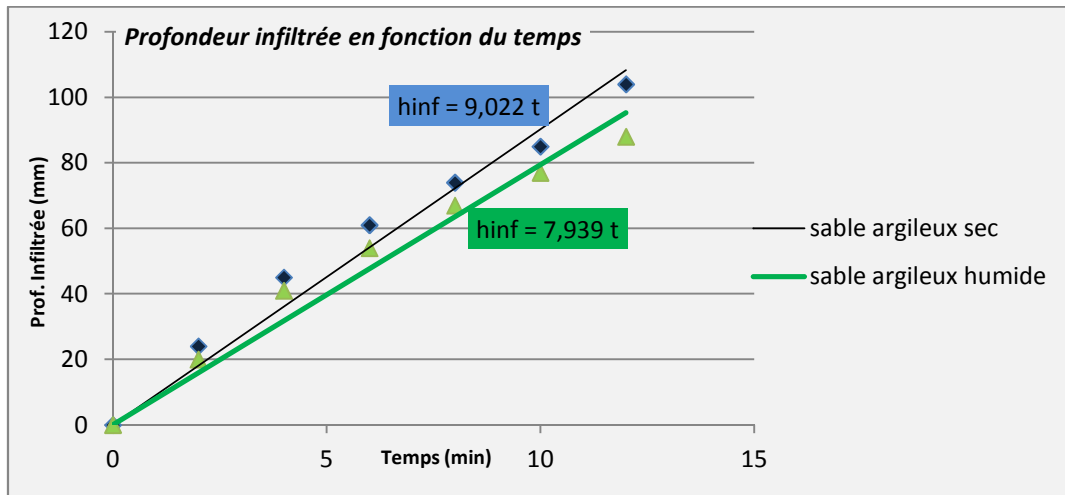


Figure 24 : Profondeur d'infiltration du polluant en fonction du temps et de l'état du sol

On peut approcher le processus avec une relation linéaire de ce type : $h_{inf} = A \cdot t$, où

- ✓ h_{inf} (mm) est la profondeur du front d'infiltration du polluant
- ✓ A (mm/min) Paramètre empirique ayant les dimensions d'une vitesse, lié à la texture, la perméabilité et à la nature du sol.
- ✓ t (min) est le temps observé

Donc on peut déduire que le paramètre le plus important est la perméabilité du sol, qui est elle-même une fonction puisque le milieu est non saturé. IL est clair, en comparant la valeur de ce paramètre, que la perméabilité est fonction non seulement de la nature du sol mais aussi de la teneur en polluant, ou du taux de saturation.

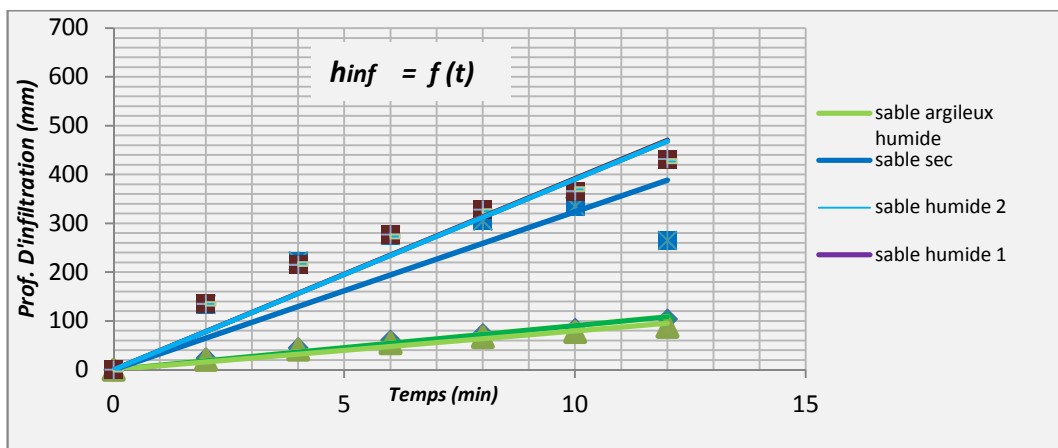


Figure 25 : Profondeur d'infiltration selon le type et l'état du sol

Conclusion :

Les essais réalisés montrent, comme cité dans la bibliographie, l'effet de rétention du sol vis-à-vis des polluants, comme dans le cas de celui utilisé, le mazout. La comparaison entre les valeurs des volumes retenus et filtrés dans les différentes expériences montrent que :

Plus la texture est fine, plus la capacité de rétention est grande. Ceci est dû à la surface spécifique du matériau, laquelle est plus développée. La présence d'argile renforce l'adsorption du polluant. La texture fine présente aussi de grandes possibilités de capillarité. Tout cela représente le volume retenu dans le sol. Mais quand le volume introduit augmente le front de pollution pénètre plus profondément, au fur et à mesure que les forces de gravité deviennent supérieures aux forces d'adsorption et de capillarité.

La représentation sous forme linéaire du phénomène permet de prévoir approximativement le devenir du polluant dans des profondeurs plus grandes. Une relation de type $h_{inf} = A * t$ permet une étude comparative, que d'éventuels travaux futurs enrichiraient.

Conclusion générale

Le sol est un milieu dynamique, sujet à des changements continus, aussi bien physiques, chimiques et biologiques. Son comportement vis-à-vis d'une pollution dépend de ces paramètres.

La nature des produits polluants peut être fortement variée, mais les plus fréquemment rencontrés sont les hydrocarbures (ce sont les liquides autres que l'eau les plus largement distribuées), les solvants chlorés, les chlorures, les sulfates, quelques métaux lourds particulièrement mobiles), et autres sous-produits de l'industrie. Les procédés de décontamination des nappes polluées font appel à des voies physiques, chimiques et biologiques.

Les essais réalisés montrent, comme cité dans la bibliographie, l'effet de rétention du sol vis-à-vis des polluants, comme dans le cas de celui utilisé, le mazout.

Les résultats obtenus sont en concordance avec les observations relevées dans la bibliographie sur le rôle de la nature du sol dans la rétention, mais aussi sur la profondeur que peut atteindre un polluant si la capacité de rétention est dépassée.

Tout d'abord pour l'essai sur le sable, on note d'emblée une distinction bien marquée pour le sable initialement sec, où la vitesse d'infiltration est plus lente car les forces d'adsorption et de capillarité dominant. On le voit facilement en comparant le volume filtré et le volume retenu qui dépasse presque les deux tiers du volume infiltré. Pour le sable argileux, même constat, sauf que pour ce dernier la rétention est plus forte, ce qui est expliqué par le rôle de l'argile dans l'adsorption, malgré la longueur plus courte de la colonne. Le sol peut donc retenir un certain volume de polluant par le jeu de l'adsorption et la capillarité. Pour le même volume et le même type de polluant, la texture du sol est un paramètre déterminant. Une fois le sol est partiellement saturé et que l'effet de la rétention est faible, c'est la gravité qui domine et le polluant peut s'infiltrer plus profondément. On remarque aussi des ralentissements dans le processus d'infiltration que l'on attribue à de l'air piégé qui finit par s'échapper remplacé par le liquide. Le tableau récapitulatif suivant permet de bien saisir les différences entre les cinq configurations.

On peut approcher le processus avec une relation linéaire de ce type : $h_{inf} = A \cdot t$, où A est un paramètre empirique ayant les dimensions d'une vitesse, lié à la texture, la perméabilité et à la nature du sol. Donc on peut déduire que le paramètre le plus important est la perméabilité du sol, qui est elle-même une fonction puisque le milieu est non saturé.

Plus la texture est fine, plus la capacité de rétention est grande. Ceci est dû à la surface spécifique du matériau, laquelle est plus développée. La présence d'argile renforce l'adsorption du polluant. La texture fine présente aussi de grandes possibilités de capillarité. Tout cela représente le volume retenu dans le sol. Mais quand le volume introduit augmente le front de pollution pénètre plus

Conclusion générale

profondément, au fur et à mesure que les forces de gravité deviennent supérieures aux forces d'adsorption et de capillarité.

La représentation sous forme linéaire du phénomène permet de prévoir approximativement le devenir du polluant dans des profondeurs plus grandes. Une relation de type $h_{inf} = A t$ permet une étude comparative, que d'éventuels travaux futurs enrichiraient.

Bibliographie

- **(AGENCE DE L'EAU, MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT 1994) :** Décontamination des nappes: état de l'art. Etudes inter agences n° 36.
- **(BALLERINI D., GATELIER C. et VOGEL T. 1998) :**Techniques de traitement par voies biologiques des sols pollués. ADEME, 246 p.
- **(BERAUD J.F. 2001) :** La protection des ressources en eau. Bull. Spéc. Eau, ENS Géologie, Nancy, 25-28.
- **(BARBIER J. et CHERY L. 1999) :** Origine des éléments indésirables ou toxiques dans les eaux souterraines: réalisation d'un inventaire national et essai d'identification de l'origine des teneurs anormales. Rap. B.R.G.M. R 40448, 62 p.
- **(BERTHELIN J., BLOCK J.C., DUTARTRE Ph., FERARD J.F., HENRY A.L., LEYVAL C., MOREL J.L., MUNIER-LAMY C. et SINAJ S. 1995) :** Traitement biologique des sols pollués au cours d'activités industrielles: réflexions sur une grille méthodologique permettant de définir la faisabilité d'un objectif de dépollution appliqué à la qualité des eaux. Agence de l'Eau Rhin Meuse, 150 p.
- **(BONVOISIN N. 2001) :** Transfert des polluants à la nappe: cas de la Picardie. D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sci., Amiens, 60 p. + annexes.
- **(DESBORDES A. 2000) :** Pollution des eaux souterraines: cas de la Picardie. Mém. Maîtrise BG, Fac. Sci. Amiens, 42 p. + annexes.
- **(DESBORDES A. 2001) :** Qualité, dépollution et traitement des eaux de nappes. Mém. D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sci., Amiens, 65 p. + annexes.
- **(GUILLEMIN C. et ROUX J.C. 1991) :** Pollution des eaux souterraines en France, bilan des connaissances, impacts et moyens de prévention. Ed. BRGM, manuels et méthodes, n° 23, 262 p.
- **(LALLEMAND-BARRES A. et ROUX J.C. 1995) :**Méthodes de dépollutions des eaux souterraines. Ed. B.R.G.M., Manuel et Méthodes, n° 27, 180 p.
- **(LECOMTE P. 1998):**Les sites pollués: traitement des sols et des eaux souterraines. Lavoisier, 204 p.
- **(NORMAND B., BANTON O., MOUVET C. et CZERNICHOWSKI-LAURIOL I. 2000) :**Profils de nitrates dans la zone non saturée de la craie: relation avec les historiques cultureux et modélisation du transfert vers l'aquifère. Colloque « Eaux souterraines en Région Agricole », Poitiers, S2-5_S2-10.

Bibliographie

- **(REGLE M. 2001)** : La contamination des eaux souterraines destinées à la consommation humaine par les pesticides dans le département de la Seine-maritime. Mém. Stage, D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Fac. Sci., Amiens, 66 p. + annexes.
- **(RENARD S. 2002)** : La biorémediation: techniques de réhabilitation des sites pollués par l'action des microorganismes. Mém. Maîtrise B.G., Fac. Sci. Amiens, 30 p.

RESUME

Le travail présenté s'intéresse au problème d'infiltration d'un polluant à travers la zone non saturée. L'étude est faite sur des colonnes de sol, de différentes perméabilités. On cherche à connaître la manière dont le polluant évolue en profondeur, et mesurer les taux de rétention qu'induit la fraction argileuse. Les essais sont interprétés en liant la vitesse d'infiltration en fonction du temps. Une relation empirique est proposée.

ملخص

يركز العمل المقدم على مشكلة تسرب مادة ملوثة عبر المنطقة غير المشبعة. تتم الدراسة على أعمدة التربة ذات النفاذة المختلفة. نسعى إلى معرفة كيفية تطور الملوث في العمق ، وقياس معدلات الاحتفاظ التي تحفز كسر جزيئ الطين. يتم تفسير الاختبارات من خلال ربط معدل التسلل كدالة للوقت. يتم اقتراح علاقة تجريبية

ABSTRACT

The Works presented focuses on the problem of infiltration of a pollutant through the unsaturated zone. The study is done on soil columns of different permeabilities. We seek to know how the pollutant evolves in depth, and measure retention rates that induces the clay fraction. The tests are interpreted by linking the infiltration rate as a function of time. An empirical relationship is proposed.