



ENSP

ÉCOLE NATIONALE DE
LA SANTÉ PUBLIQUE

RENNES

Ingénieurs du Génie Sanitaire

Mémoire de fin d'études

Formation 2001-2002

**Eléments d'évaluation du risque sanitaire lié
à l'infiltration des eaux usées dans les nappes**

**Présenté par : Clément Bassi,
Ingénieur ESEM Orléans**

**Lieu de stage : ENSP,
Département EGERIES**

**Maître de stage :
Jean Carré**

Remerciements

Je remercie Monsieur Carré, mon maître de stage, professeur en hydrogéologie à l'ENSP, pour son encadrement, son aide et sa disponibilité tout au long de ce mémoire.

Je tiens également à remercier tout particulièrement Madame Legeas, professeur en risque sanitaire à l'ENSP, pour ses précieux conseils sur l'organisation du mémoire.

De même, ma reconnaissance va à Monsieur Gayral, Ingénieur du Génie Sanitaire de l'Eure et Loir pour sa disponibilité et sa collaboration dans la visite de la station d'épuration de Sainville.

Je remercie également Madame le Maire de la commune de Sainville qui m'a permis d'étudier la station d'épuration de sa commune en me prêtant l'ensemble des documents s'y rapportant.

Je remercie aussi la commune de Trélévern qui m'a autorisé à utiliser sa station comme exemple pour mon mémoire, et plus particulièrement Monsieur Lavanant, technicien de la station, pour le temps qu'il a consacré à me faire visiter l'ouvrage.

Je tiens aussi à remercier Monsieur Lesavre, ingénieur à l'Agence de l'Eau Seine Normandie pour son aide précieuse dans l'orientation du mémoire.

Je remercie Monsieur Villaginès du CRECEP, Monsieur Multigner de l'université de Rennes, Monsieur Gantzer, de la faculté de pharmacie de Nancy et Madame Gofiti-Laroche pour leur conseil et leur aide bibliographique.

Enfin, je tiens à remercier tous les membres de l'équipe du département EGERIES de l'ENSP pour leur accueil et leur bonne humeur qui m'ont permis de travailler dans les meilleures conditions pour réaliser ce mémoire.

Résumé

Les procédés d'infiltration des eaux usées dans les nappes sont préconisés lorsque le réseau superficiel est absent ou doit être protégé. L'infiltration percolation constitue alors un moyen d'évacuation des eaux et un moyen complémentaire de traitement.

Après avoir rappelé l'efficacité des filtres à sable dans l'épuration par rapport aux paramètres physicochimiques majeurs, une démarche d'évaluation des risques sanitaires a été conduite pour répondre aux incertitudes concernant un micropolluant minéral, le bore, fortement concentré dans les eaux usées (lessives) et mobile dans les terrains, certains virus et les œstrogènes.

Un modèle d'exposition est construit pour simuler les écoulements hydrogéologiques : certains paramètres relatifs à ce modèle proviennent du site de Sainville (Eure et Loir).

La propagation des différents polluants est étudiée grâce à un logiciel de simulation des écoulements hydrogéologiques : « Processing Modflow ». Ce logiciel a permis, non seulement de simuler les différents horizons géologiques, mais également d'associer des paramètres spécifiques à chaque polluant (coefficient d'adsorption du bore, durée de vie des virus dans les sols...).

Les résultats de la propagation des polluants dans le sol soulignent : la persistance du bore dans les nappes à des concentrations fortes, pouvant constituer une préoccupation sanitaire, l'élimination totale de la pollution microbiologique si le filtre est réalisé dans de bonnes conditions, les questions en suspens quant au devenir des œstrogènes dans le sol et la nécessité de poursuivre des études sur ce sujet.

Les résultats de cette étude mettent également en exergue la nécessité des études géologiques préalables à l'infiltration, la modification de certains paramètres géologiques pouvant avoir des conséquences sanitaires importantes sur la qualité microbiologique des eaux souterraines.

Des préconisations sur la conception des filtres à sable et sur leur implantation sont enfin proposées pour que les DDASS ayant en charge ces dossiers puissent statuer en se basant sur des critères techniques clairs.

Abstract

Infiltration-percolation treatment consists in spreading of wastewater on a sand layer, which is permeable. Effluents percolate through the vadose zone to underlying aquifer. The first goal of this study is to give an assessment of the impact on groundwater quality of most common pollutant like nitrogen, suspended matter and organic matter. This study shows that plants suitably designed and operated give current quality standards for wastewater treatment plant effluents.

Afterwards, the study is focused on the movement of boron, highly concentrated in wastewater because of washing powders, virus of sanitary interest like Norwalk virus, HAV and rotavirus estrogens.

Another aim of this study is to develop a numerical model with “Processing Modflow” program for simulating boron, viruses and estrogens transportation in groundwater and achieve a risk assessment. The small town of Sainville (France, Eure-et-Loir) was used for an example to develop the model.

For this risk analysis, conservative, but not unrealistic assumptions are made regarding the concentration of boron, viruses and estrogens at the source, the retardation of the contaminants and the inactivation rate of the viruses.

The results of this study show that the risk of contamination is very low for viruses but it can exist if the infiltration plant is not correctly designed. The most significant factors affecting virus migration in groundwater are adsorption and geological conditions. For boron, the risk is relatively high and the wells around the infiltration area should be monitored. For estrogens, data are inadequate to attempt the risk.

A the end of the report, recommendations are suggested in order to design correctly infiltration basins according to the results.

Sommaire

PARTIE I :

<u>LA TECHNIQUE D'INFILTRATION PERCOLATION EN FRANCE</u>	2
1. La technique d'infiltration des eaux usées	2
2. Aspects réglementaires et législatifs sur la technique d'infiltration des eaux usées	8

PARTIE II :

<u>EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIES A L'UTILISATION DE L'INFILTRATION</u>	15
1. La démarche d'évaluation des risques sanitaires	15
2. Présence et diversité des éléments pouvant constituer un risque sanitaire dans les eaux usées	16
3. Evaluation de l'exposition de la population aux éléments traceurs	29
4. Caractérisation des différents risques sanitaires	43
5. Conclusions sur l'évaluation des risques sanitaires	47

PARTIE III :

<u>GESTION DES RISQUES SANITAIRES ET PRECONISATIONS</u>	49
1. Distance minimale entre un forage et le filtre à sable	49
2. Nature du traitement avant infiltration et répartition de l'effluent	50
3. Discussion sur la conception du filtre à sable	51
4. Contrôle du fonctionnement des filtres a sable	53
5. Synthèse sur les préconisations à appliquer à l'infiltration percolation	54

ANNEXES **56**

ANNEXE 1	: Carte IGN de la région de Sainville	57
ANNEXE 2	: Carte géologique de la région de Sainville	58
ANNEXE 3	: Carte piézométrique de la région de Sainville (BRGM)	60
ANNEXE 4	: Carte piézométrique de la région de Sainville (simulation)	61
ANNEXE 5	: Migration du bore dans les calcaires	62
ANNEXE 6	: Description de la station d'épuration de Sainville	63
ANNEXE 7	: Description de la station d'épuration de Trélévern	65
ANNEXE 8	: Courbe granulométrique du sable du massif filtrant de Trélévern	67
ANNEXE 9	: Courbe granulométrique du sable conseillée par le CEMAGREF	68
ANNEXE 10	: Analyse d'eau à la station d'épuration de Sainville	69
ANNEXE 11	: Analyse d'eau à la station d'épuration de Trélévern	70
ANNEXE 12	: Lexique des termes hydrogéologiques	71

BIBLIOGRAPHIE **72**

Liste des sigles utilisés

AEP	Adduction en eau potable
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CU	Coefficient d'uniformité
DDASS	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène à 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
DES	Diéthylstilbétrol
EGERIES	Evaluation et Gestion des Risques liés à l'Environnement et au système de Soin
ENSP	Ecole Nationale de la Santé Publique
EPA	Environmental Protection Agency
ERS	Evaluation des risques sanitaires
ESEM	Ecole Supérieure de l'Energie et des Matériaux
IGS	Ingénieur du Génie Sanitaire
LOAEL	Lowest Observed Adversed Effect Level
MES	Matières en suspension
MMWR	Morbidity and Mortality Weekly Report
NOAEL	No Observed Adversed Effect Level
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
VTR	Valeur toxicologique de référence

INTRODUCTION

En l'absence d'écoulement superficiel pouvant accepter un rejet issu de station d'épuration ou pour protéger cet écoulement, les collectivités se voient proposer de plus en plus fréquemment par les maîtres d'œuvre des procédés d'infiltration des eaux usées dans les nappes. L'infiltration constitue alors un moyen d'épuration complémentaire et d'évacuation des eaux. Aujourd'hui, plus d'une centaine de stations d'épuration fonctionnant sur ce principe et infiltrant dans les aquifères* des eaux usées ayant subi un traitement plus ou moins complet, existent en France.

Dans la perspective de la date butoir de décembre 2005 fixée par la directive 2000/60/CE, date à laquelle toutes les eaux usées devront être traitées et répondre aux normes en matière de rejet fixées par la directive européenne de 1991 relative aux eaux résiduaires, les procédés d'infiltration semblent devoir être privilégiés pour le traitement et l'évacuation des eaux usées des petites communes. Le procédé, à la fois aisé à mettre en œuvre, assez peu coûteux, et ne nécessitant qu'une maintenance légère, semble présenter de nombreux avantages pour les petites collectivités.

Plusieurs guides techniques ont été publiés par les Agences de l'Eau pour la mise en place de ce type de système. L'objectif de cette étude est tout d'abord de faire un bilan sur la technique et sur la réglementation qui s'applique aux procédés d'infiltration en France. Cette étude vise aussi à identifier les incertitudes sur la qualité des eaux rejoignant finalement l'aquifère.

Une évaluation des risques sanitaires découlant de la mise en œuvre de cette technique a alors été réalisée et celle-ci a été axée sur les incertitudes relevées précédemment. Pour construire l'évaluation des risques, un modèle fictif de dispositif d'infiltration a été développé. Certains éléments de ce modèle ont été pris à partir d'un cas réel, celui de Sainville (Eure et Loir).

Parmi les éléments dangereux, une attention particulière est portée au bore, présent initialement dans les lessives et particulièrement mobile dans les eaux souterraines, aux virus, dont la présence est avérée dans certaines eaux de source, et aux œstrogènes, également présents dans les effluents de station d'épuration et sur lesquels des interrogations sont apparues.

Enfin, ce document propose des préconisations générales sur la mise en place des procédés d'infiltration afin de permettre aux différents services de l'Etat dont les DDASS de statuer sur la faisabilité de tels projets en se basant sur des critères techniques et scientifiques simples.

Des illustrations de la technique d'infiltration des eaux usées sont fournies avec la présentation des stations de Sainville et de Trélévern (Côtes d'Armor).

PARTIE I : LA TECHNIQUE D'INFILTRATION PERCOLATION EN FRANCE

1. LA TECHNIQUE D'INFILTRATION DES EAUX USEES

1.1. QUELQUES DEFINITIONS

Du point de vue réglementaire, la circulaire du 17 février 1997 relative aux systèmes d'assainissement définit l'infiltration percolation comme « *un procédé d'épuration par filtration biologique aérobie sur milieu granulaire fin* ». Cette définition s'applique à tous procédés d'épuration par infiltration dans le sol. On distingue 2 procédés d'épuration par le sol suivant la quantité d'eau infiltrée :

- **l'infiltration percolation** : l'eau usée est distribuée sur plusieurs massifs épurateurs au moyen de différents procédés de distribution. La lame d'eau infiltrée varie de quelques centimètres à quelques décimètres par jour. L'eau peut alors, soit rejoindre le milieu souterrain, soit être drainée et réutilisée ou rejetée dans le réseau hydraulique superficiel ;
- **l'épandage souterrain collectif** : les eaux sont réparties en subsurface dans le sol en place (lame d'eau infiltrée de quelques millimètres à quelques centimètres par jour) ;

Notre étude ne concerne que la technique d'infiltration percolation.

1.2. DOMAINES D'APPLICATIONS DU PROCEDE

1.2.1. Types d'eau concernés par l'infiltration des eaux usées

Dans le cas des collectivités, la technique d'infiltration des eaux usées ne doit s'appliquer qu'au traitement d'effluents domestiques. L'admission, même occasionnelle, d'effluents industriels (agro-alimentaires par exemple) dans une station qui n'a pas été dimensionnée à cette fin n'est pas possible (AGENCE DE L'EAU, 1993). De la même façon, l'admission d'eau pluviale ou parasite n'est tolérable que dans la mesure où celle-ci a été prise en compte dans le dimensionnement initial de l'ouvrage.

1.2.2. L'infiltration des eaux usées comme moyen de traitement principal

L'une des applications encore pratiquée aujourd'hui est le traitement des eaux usées d'agglomérations de moins de 2000 éq. hab. : elle constitue alors le moyen de traitement principal, après décantation (AGENCE DE L'EAU, 1993). Dans ce domaine, l'infiltration percolation entre en concurrence avec le lagunage, autre technique extensive rustique. Le choix de la filière dépend principalement :

- **du milieu récepteur** : le choix de l'infiltration percolation s'impose quand le seul milieu récepteur est la nappe, comme c'est souvent le cas dans les régions dunaires ou karstiques, et quand le terrain est perméable ;

- du contexte local : disponibilités foncières, conditions hydrogéologiques, contraintes paysagères, présence et coût des matériaux d'imperméabilisation pour les lagunes, des granulats pour l'infiltration ;
- des contraintes d'entretien : le lagunage doit faire l'objet de travaux de curage tous les 10 ans, alors que l'infiltration percolation nécessite un entretien plus sommaire mais plus régulier si son exploitation est correcte.

1.2.3. L'infiltration des eaux usées comme moyen de traitement tertiaire

Une deuxième application très importante du procédé est le traitement tertiaire des effluents de station d'épuration du type boues activées. Les stations d'épuration concernées peuvent avoir une capacité de quelques milliers d'éq. hab. (AGENCE DE L'EAU, 1993). Le traitement vise à :

- assurer la protection sanitaire du milieu récepteur (zones de baignade, conchylicoles, nappes) ;
- réutiliser les eaux usées pour l'irrigation de milieux sensibles, espaces verts ou cultures.

1.3. POINTS CLES DU PROCEDE ET PERFORMANCES

1.3.1. Elimination des matières en suspension

Les MES sont retenues à la surface du filtre par filtration mécanique. Ce processus entraîne un colmatage des filtres qu'il faut gérer afin de maintenir des conditions aérobies pour permettre les processus d'oxydation (GUILLOTEAU, 1992).

Des expériences menées sur des colonnes de sable permettent d'apprécier l'efficacité des filtres à sable sur l'abattement de la charge en MES : LEGEAS (1994) rapporte que la percolation d'eau usée dont la teneur en MES est en moyenne de 100 mg/L, valeur couramment rencontrée dans les eaux décantées, donne un effluent dont la teneur en MES n'excède pas 5 mg/L quelle que soit la granulométrie du sable employé. Une autre expérience confirme l'efficacité des filtres à sable dans l'abattement de la charge en MES, abattement pouvant atteindre 99% (GUILLOTEAU, 1993). Les filtres à sable constituent donc une excellente technique de réduction de la teneur en MES.

1.3.2. Elimination de la matière organique

Par sa grande surface spécifique, le milieu granulaire forme un excellent réacteur biologique. Les bactéries aérobies hétérotrophes qui s'y développent permettent l'épuration des effluents par l'oxydation de la DCO dissoute, de l'azote organique et ammoniacal (AGENCES DE L'EAU, 1993). L'oxygène nécessaire est tiré de la phase gazeuse du sol. Cette étape nécessite :

- le maintien en zone insaturée du filtre à sable ;
- l'apport en oxygène depuis la surface du filtre par l'alternance de périodes d'alimentation et de repos.

L'ajustement du renouvellement de la phase gazeuse aux besoins en oxygène est une des clés de la technique. Comme pour les MES, des études sur colonne de sable permettent d'apprécier l'abattement de la DCO. GUILLOTEAU (1992) montre que 80% de la DCO totale (DCO particulaire + dissoute) est éliminée à environ 15 cm de profondeur. Le maximum d'élimination de la DCO est obtenu à 75 cm de profondeur (95% de la DCO de départ éliminée). Après 75 cm de percolation, la valeur en DCO reste stable. Concernant l'azote, le rendement maximal d'élimination de 96% est obtenu à une profondeur de 30 cm. Aucune dénitrification n'est observée en condition normale de fonctionnement.

1.3.3. Elimination du phosphore

L'élimination du phosphore est soumise à des paramètres plus complexes (GUILLOTEAU, 1993) : une partie est utilisée par les bactéries pour la synthèse cellulaire et une autre est complexée avec des sels d'aluminium ou de fer.

Les filtres à sable apparaissent nettement moins efficaces dans la rétention du phosphore : le rendement maximal de l'abattement ne dépasse pas 45% à 30 cm de profondeur (GUILLOTEAU, 1993).

1.3.4. Colmatage du filtre et granulométrie du sable

Consécutivement à la rétention en surface du filtre des MES, un colmatage physique du massif filtrant se crée. Ce colmatage est d'autant plus rapide que les eaux infiltrées sont chargées en MES. Différents auteurs ont préconisé des valeurs en MES dans l'eau infiltrée de l'ordre de 10 mg/L afin de maintenir la durée de vie du filtre (CARRE, com. orale, juillet 2002 ; GUILLOTEAU, 1992). Le colmatage chimique correspond à la précipitation de sels minéraux au sein du filtre, mais ce phénomène affecte plus rarement le fonctionnement des filtres. Enfin, le colmatage biologique est plus tardif à se mettre en place : il correspond à l'encombrement des pores du sable par les bactéries et leur sous-produit (polysaccharides, acides uroniques...). Le colmatage biologique est d'autant plus prononcé que l'anaérobiose (période de submersion) dans laquelle le filtre est maintenue, est longue.

Le colmatage dépend de la granulométrie du sable utilisé pour le filtre : si le sable est trop fin, le colmatage physique superficiel et le colmatage biologique empêchent l'infiltration de l'effluent. Au contraire, dans le cas d'un sable trop grossier, un colmatage interne (LEGEAS et al, 1994) se développe par accumulation des MES en profondeur.

Le colmatage, quelle que soit sa nature, conduit à l'obstruction des pores du massif filtrant et empêche donc la réalimentation en oxygène : l'oxydation ne peut plus se faire et la multiplication anarchique de bactéries anaérobies accentue le colmatage. Un effluent dénitrifié mais dont le débit devient faible, voire nul, est caractéristique d'un colmatage du filtre, tout comme de fortes valeurs en DCO et azote ammoniacal en sortie du filtre.

1.3.5. Décontamination des eaux usées

Les trois mécanismes qui vont assurer l'élimination de la pollution microbienne sont : la filtration mécanique, l'adsorption et la dégradation microbienne. Le temps de séjour est l'un des principaux paramètres influençant cette décontamination (AGENCE DE L'EAU, 1993). Les germes sont éliminés dans le massif après fixation (LEFEVRE, 1988) : les phénomènes intervenant dans cette épuration sont la prédation, le parasitisme, la compétition microbienne et la production de substances anti-bactériennes.

Suivant la classe de micro-organismes concernée, l'efficacité de l'épuration est différente :

- les bactéries voient leur concentration diminuer de 5 unités logarithmiques après filtration de 1 mètre sur une colonne de sable fin (LEGEAS et al, 1994) mais les diverses expériences pratiquées sur colonnes de sable soulignent l'hétérogénéité des résultats. Néanmoins, l'abattement en germes témoins de contamination fécale est proportionnel à la hauteur de sable utilisée pour construire le massif (SCHMITT, 1989), comme le montre la figure 1 ;

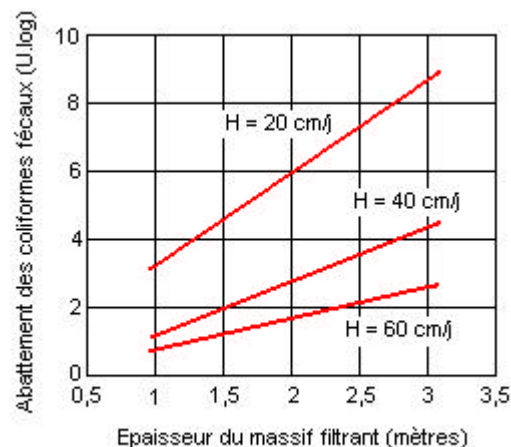


Figure 1: abattement des germes témoins de contamination fécale en fonction de l'épaisseur du massif filtrant (OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU, 2001).

- les parasites et leur œufs sont éliminés dès les premiers centimètres de la percolation par filtration mécanique si le massif est correctement conçu (MAKNI, 2001 ; SCHMITT, 1989) ;
- les virus, éléments de très petite taille, sont en partie retenus en surface avec la matière en suspension (BOUWER, 1980) puisqu'ils s'y adsorbent facilement (SCHWARTZBROD, 1991), mais certains auteurs (LANCE, 1976) soulignent que le risque de désorption des virus existe. Il semblerait ainsi que les virus soient adsorbés dans les 5 premiers centimètres du massif sableux (GUILLOTEAU, 1992) mais l'efficacité de cette adsorption varie avec le virus, la nature de l'eau, la qualité du sable et la construction du massif filtrant (DIZIER et al, 1984).

L'ensemble de ces études met en évidence des incertitudes demeurant sur les taux d'abattement en virus et en bactéries en fonction de la granulométrie du sable et de la qualité du massif filtrant.

1.4. SYNTHÈSE SUR LA CAPACITÉ EPURATOIRE DES BASSINS D'INFILTRATION

Les différentes études expérimentales démontrent l'efficacité des bassins d'infiltration dans l'abattement des MES. Si la granulométrie du sable est correctement étudiée (cf. partie préconisations) et si l'effluent n'est pas caractérisé par une charge en MES au-delà de 10 à 20 mg/L, le filtre à sable constitue un moyen d'abattement efficace et durable des MES.

Concernant la matière organique, les abattements obtenus sont également excellents pour la DCO et l'azote ammoniacal. Seul le phosphore ne semble pas être retenu correctement au niveau des filtres. En revanche, si toutes les études expérimentales s'accordent sur l'efficacité de l'oxydation de la matière organique, les valeurs des épaisseurs du filtre biologiquement actives varient entre 15 à 30 cm (GUILLOTEAU, 1992) et 30 à 50 cm (LESAYRE, 1993).

En ce qui concerne les micropolluants minéraux, dont les métaux, les expériences sur colonne démontrent le faible risque qui leur est lié, mais certains auteurs (BOUWER et al, 1980 ; CARRE et al, 1991) soulignent que le bore, fortement concentré dans les effluents domestiques (lessives), n'est pas fixé par le filtre à sable. De fortes incertitudes demeurent donc sur le transfert du bore, du massif filtrant vers l'aquifère.

Par contre, peu de données existent sur la capacité de filtration des micro-polluants organiques.

Enfin, concernant les micro-organismes, si l'efficacité du filtre est reconnue, celle-ci reste variable en fonction de la qualité du massif sableux et du type de micro-organisme considéré. Si les parasites et leur kyste sont arrêtés par la filtration lente, le devenir des virus est nettement plus aléatoire. Certaines expériences font état d'excellents taux d'abattement (LANCE et al, 1984) tandis que d'autres soulignent la fragilité de ces bons résultats (DIZIER et al, 1984) en fonction de la qualité du massif et de la nature de l'eau infiltrée.

On peut se demander dans quelle mesure un élément comme le bore, les virus ou certains micropolluants organiques constituent un risque sanitaire à travers la contamination d'aquifères exploités en aval pour l'eau potable ou l'irrigation des cultures.

1.5. BILAN SUR LE FONCTIONNEMENT DES BASSINS D'INFILTRATION

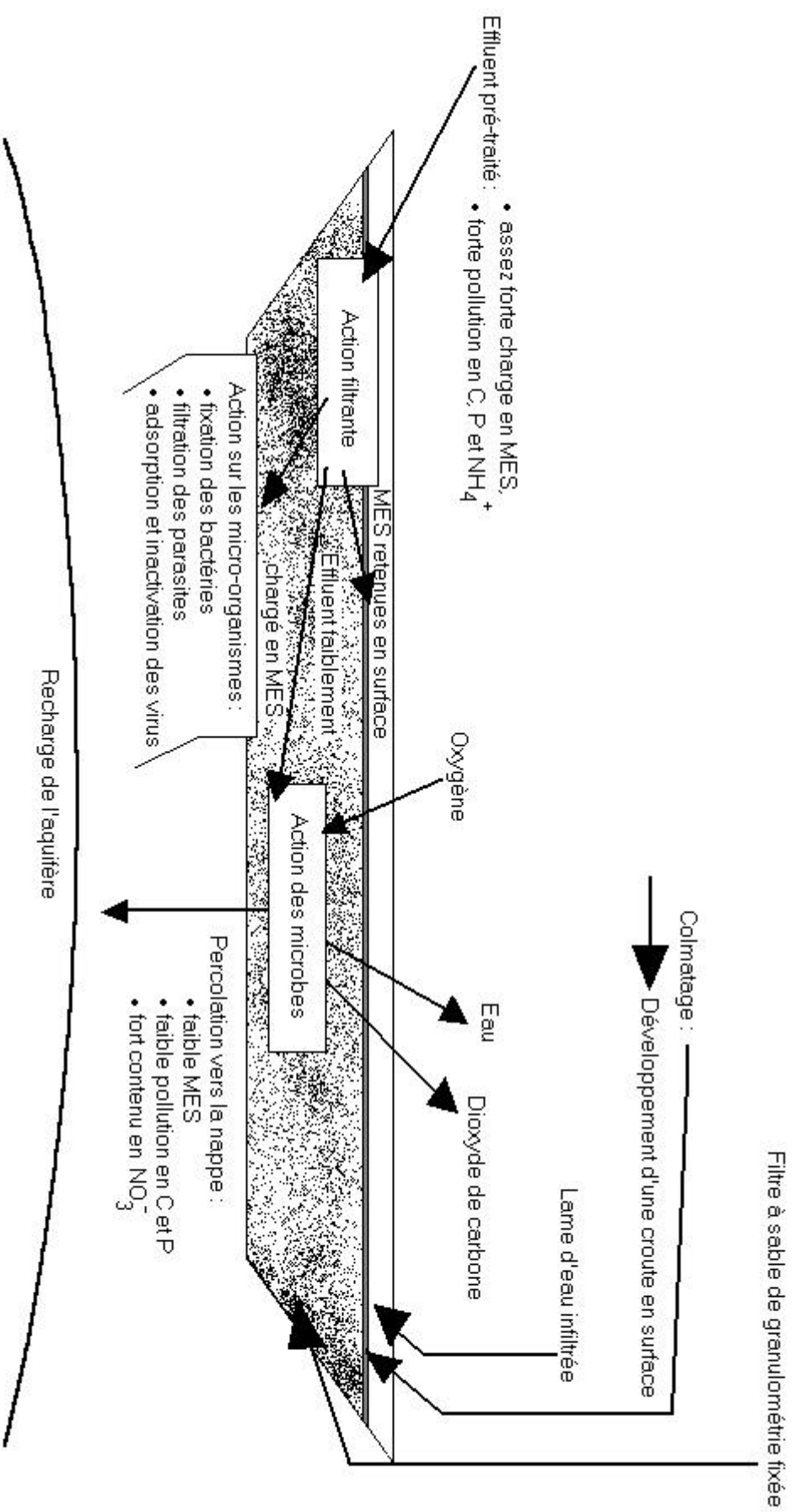


Figure 2 : bilan synthétique sur le fonctionnement des bassins d'infiltration

2. ASPECTS REGLEMENTAIRES ET LEGISLATIFS SUR LA TECHNIQUE D'INFILTRATION DES EAUX USEES

2.1. LEGISLATION ET REGLEMENTATION RELATIVES A LA PROTECTION DES EAUX NATURELLES

La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 définit dans son article 1^{er} que « *l'eau fait partie du patrimoine commun de la Nation. Sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général. L'usage de l'eau appartient à tous dans le cadre des lois et règlements ainsi que des droits antérieurement établis.* » Ainsi, l'usage de l'eau doit se faire en adéquation avec la préservation de sa qualité.

La circulaire du 13 décembre 1989 relative à la protection des eaux souterraines contre certaines substances dangereuses indique : « *la nécessité de protéger les eaux souterraines compte tenu des usages dont elles peuvent faire l'objet, qu'ils soient relatifs par exemple à l'alimentation humaine ou animale ou à l'irrigation, nous impose une prudence extrême, en particulier dans une perspective de conservation à long terme des ressources naturelles de notre pays.* » La notion de développement durable est ici clairement évoquée dans cette circulaire, ce qui semble contradictoire avec l'utilisation de la technique d'infiltration des eaux usées dans les nappes : l'infiltration d'eau usée peut polluer gravement des ressources potentielles en eau potable non utilisées aujourd'hui mais que l'on pourrait être amenés à exploiter demain.

2.2. REGLEMENTATION RELATIVE AU REJET DES EAUX TRAITEES PAR LES STATIONS D'EPURATION

L'article 3 sur la protection du milieu naturel de l'arrêté du 21 juin 1993 relatif aux systèmes d'assainissement de moins de 2000 éq. hab. stipule, en matière de rejet, que « *les eaux usées ne peuvent rejoindre le milieu naturel qu'après avoir subi un traitement approprié de manière à :*

- *assurer la protection des nappes d'eau souterraines, des eaux estuariennes et marines ;*
- *assurer le respect des objectifs de qualité assignés aux milieux hydrauliques superficiels (...)*»

Le rejet doit respecter les valeurs en concentrations du tableau 1 ou en rendements du tableau 2.

Paramètres	Concentrations moyennes sur 24 heures
DBO ₅	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l
N global (si zone sensible pour l'azote)	15 mg/l si charge organique de 600 à 6000 kg/jour 10 mg/l si charge organique ≥ 6000 kg/jour
P total (si zone sensible pour le phosphore)	2 mg/l si charge organique de 600 à 6000 kg/jour 1 mg/l si charge organique ≥ 6000 kg/jour

Tableau 1 : concentrations maximales à respecter pour un rejet de STEP (arrêté du 22/12/1994)

Paramètres	Charges organiques reçues (en kg par jour)	Rendements minimums
DBO ₅	120 à 600 ≥ 600	70% 80%
DCO	Toutes charges	75%
MES	Toutes charges	90%
N global (si zone sensible pour l'azote)	≥ 600	70%
P total (si zone sensible pour le phosphore)	≥ 600	80%

Tableau 2 : rendements minimums à respecter pour un rejet de STEP (arrêté du 22/12/1994)

Les tableaux 1 et 2 sont tirés de l'arrêté du 22 décembre 1994 relatif aux systèmes d'assainissement qui reprend en droit français la directive européenne du 21 mai 1991 sur les eaux résiduaires urbaines. Le rejet des stations d'épuration doit respecter les valeurs de l'un des deux tableaux.

2.3. REGLEMENTATION SUR LES OUVRAGES D'INFILTRATION DES EAUX USEES

La circulaire du 17 février 1997 relative aux préconisations techniques des systèmes d'assainissement décrit les performances des bassin d'infiltration et quelques conditions techniques préalables :

- l'efficacité du système d'infiltration vis-à-vis de la pollution organique et azotée (ammoniacal),
- l'absence de dénitrification et une faible rétention du phosphore ;
- une réduction de la charge bactérienne dans certaines conditions ;
- un minimum de surface de traitement de 1,5 m² par éq. hab ;
- la nécessité de mettre en place plusieurs bassins d'infiltration ;
- la nécessité d'une infiltration rapide ;
- la nécessité d'une décantation préliminaire à l'infiltration ;
- la nécessité de l'alternance de périodes de charge et de repos ;
- la nécessité d'une bonne répartition de l'effluent à la surface du bassin ;
- la nécessité de maintenir un milieu non saturé en eau là où se déroule l'infiltration ;
- la nécessité d'une scarification de la surface d'infiltration lors de l'entretien des bassins.

Cette circulaire indique les conditions pour qu'une infiltration par bassin se déroule correctement sans pour autant donner certains détails dont les services de l'Etat auraient besoin pour pouvoir statuer sur la mise en place de ce type d'installations. Ainsi, ne sont précisés ni les temps de repos, ni les méthodes pour répartir l'effluent, ni les conditions d'une épuration de la charge bactérienne (quelle hauteur de sable utiliser ?) et surtout, il n'existe aucune précision sur les rendements d'épuration attendus sur de telles installations : seules l'absence de dénitrification (caractérisant un colmatage du filtre) et la faible épuration de l'effluent vis-à-vis du phosphore sont soulignées par le texte. De même, cette circulaire reconnaît les possibles effets nuisibles de l'emploi de cette technique (odeurs notamment) et souligne que son emploi ne doit être envisagé que dans « *certain cas particuliers* », sans pour autant préciser quels sont les cas d'utilisation.

Concernant la mise en place de ces installations, l'article 14 relatif au rejet dans le sol des effluents traités de l'arrêté du 21 juin 1996 sur les systèmes d'assainissement de moins de 2000 éq. hab. stipule que

« l'aptitude des sols à l'infiltration est établie par une étude soumise à l'avis de l'hydrogéologue agréé en matière d'hygiène publique et jointe au dossier de déclaration. L'étude doit déterminer :

- l'impact de l'infiltration sur les eaux souterraines ;
- les dimensions du dispositif de traitement et d'infiltration à mettre en place ;
- les protections visant à limiter le risque sur la population. »

Le risque sanitaire, tout comme l'impact de l'utilisation de la technique sur les eaux souterraines sont bien pris en compte dans cet arrêté, tout comme l'obligation d'un avis d'hydrogéologue.

La législation française impose un contrôle des effluents issus du traitement des stations d'épuration et rejoignant le milieu extérieur, notamment dans le décret du 12 mars 1975 relatif à la lutte contre la pollution des eaux. Or, actuellement, seul l'effluent atteignant la surface du bassin d'infiltration est correctement contrôlé : de ce fait, on retrouve là une certaine forme de cohérence dans l'avis de certaines DDASS car les bassins d'infiltration ne sont alors plus considérés comme un mode de rejet. Par contre, on ne connaît pas la composition réelle de l'effluent atteignant la nappe. De plus, le suivi de telles installations est très difficile et leur impact sur les eaux souterraines encore mal connu.

2.3. L'INFILTRATION COMME MOYEN DE REJET, D'EPANDAGE OU DE TRAITEMENT ?

Lorsqu'on s'intéresse au problème de l'infiltration des eaux usées traitées dans le sous-sol, on peut se demander quelle législation appliquer : doit-on considérer le filtre à sable comme un moyen d'épuration, d'épandage ou de rejet vers le milieu extérieur ? Suivant la définition choisie, la législation à appliquer est tout à fait différente.

L'arrêté du 17 août 1998 relatif au prélèvement et à la consommation d'eau définit clairement l'épandage comme « toute application de déchets ou d'effluents sur, ou dans, les sols agricoles. Seuls les déchets ou les effluents ayant un intérêt pour les sols ou pour la nutrition des cultures peuvent être épandus. » Les bassins d'infiltration ne sont donc pas, aux yeux de la réglementation, considérés comme des moyens d'épandage.

Si on définit les bassins d'infiltration comme un organe épurateur, la réglementation impose alors des normes de rejet sur l'effluent issu du filtre à sable qui rejoint ensuite le milieu naturel. Cependant, dans le cas de l'infiltration directe dans les nappes, il est techniquement très difficile d'évaluer la qualité de l'effluent après passage dans le filtre à sable : des systèmes de drain existent parfois pour récupérer l'eau à la base du filtre, avant qu'elle ne s'écoule dans la nappe, mais la représentativité des échantillons est discutable. La circulaire du 17 février 1997 reconnaît clairement le pouvoir d'épuration des procédés d'infiltration.

Si on considère le filtre à sable comme un moyen de rejet, la législation appliquée doit être celle des conditions de rejet et doit s'appliquer à l'effluent apporté au sable : la capacité épuratrice du bassin d'infiltration est alors complètement omise par la réglementation car on ne s'intéresse pas à l'effluent

atteignant la nappe mais bien à l'effluent en entrée de bassin d'infiltration. Il s'agit de la position actuellement prise par la plupart des DDASS ayant à traiter ce type de dossiers.

Dans le contexte de la réglementation actuelle, les bassins d'infiltration apparaissent plus comme un système de rejet que de traitement, même si le pouvoir épurateur du sol est reconnu et son utilisation recommandée.

2.4. L'INFILTRATION DANS LES NAPPES : AUTORISATION OU DECLARATION ?

Le décret du 29 mars 1993 relatif aux opérations soumises à autorisation ou à déclaration classe les rejets d'effluents sur le sol ou dans le sous-sol dans la catégorie 1.2.0 de la catégorie « *nappes d'eau souterraine* » et ces rejets sont soumis à autorisation. Une exception mérite d'être ici soulignée puisque les bassins d'infiltration rejetant des eaux pluviales sont soumis à une réglementation différente (5.3.0) :

- à autorisation pour une superficie desservie supérieure à 20 hectares ;
- à déclaration pour une superficie desservie comprise entre 1 et 20 hectares.

Ainsi, dans le cas d'un réseau séparatif dont la superficie desservie ne dépasse pas 20 hectares et où seules les eaux pluviales sont infiltrées, le rejet de l'effluent vers le milieu souterrain ne sera soumis qu'à déclaration. Il est surprenant de constater qu'il n'existe pas, pour les bassins d'infiltration recevant des eaux résiduaires, de limite de taille à partir de laquelle l'ouvrage n'est pas soumis à autorisation mais à déclaration (tous les bassins d'infiltration d'eau domestique sont actuellement soumis à autorisation quelle que soit la quantité et la qualité des eaux infiltrées).

On peut alors se demander pourquoi la distinction faite dans le cas des eaux pluviales n'est pas également appliquée au cas des eaux résiduaires.

Le schéma de la figure 3 présente une synthèse des textes applicables lors de l'ouverture d'une station d'épuration.

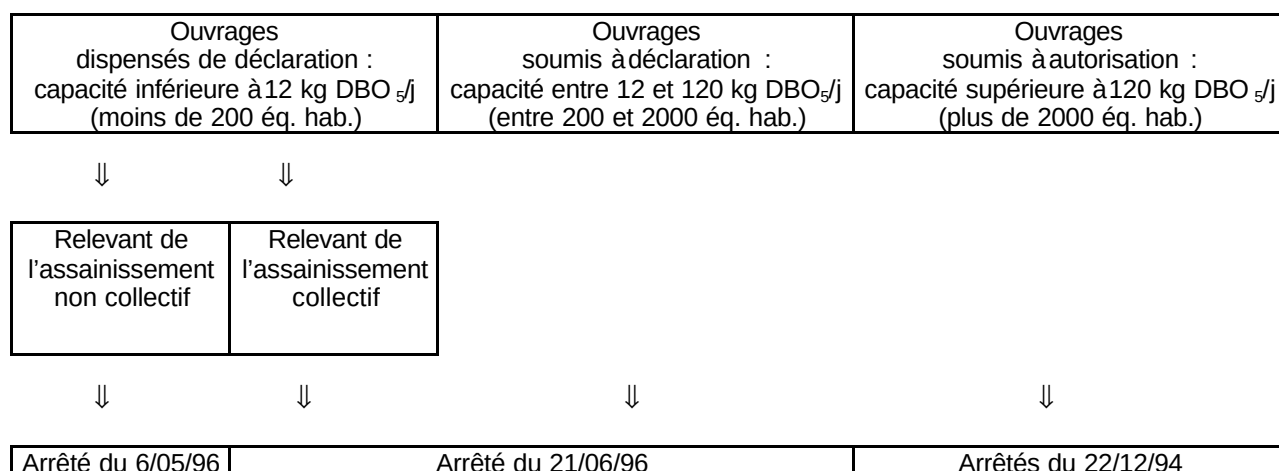


Figure 3 : synthèse des textes applicables aux ouvertures de stations d'épuration

2.5. LE POINT DE VUE DES AGENCES DE L'EAU

Les Agences de l'Eau s'appuient sur un arrêté précis pour le calcul des primes versées aux collectivités territoriales ayant des systèmes de traitement permettant une réduction notable des flux de pollution vers l'environnement : il s'agit de l'arrêté du 23 décembre 1996 relatif aux dispositions économiques et financières des services d'eau et d'assainissement listant dans son annexe 2 les procédés de traitement utilisés pour le calcul de l'assiette de redevance de pollution. Cette liste comprend les bassins de décantation, les unités d'incinération, les épandages agricoles et d'autres techniques de traitement encore mais elle ne mentionne pas explicitement les procédés d'infiltration. Par contre, l'arrêté stipule que, dans le cas d'un dispositif ne figurant pas dans cette liste, *«il sera procédé à l'estimation des coefficients de rendements, notamment à l'aide de mesures »*.

Autrement dit, si la filtration par le sol, au sens large, est reconnue dans les textes comme un procédé d'épuration biologique naturel, notamment dans la circulaire du 17 février 1997, cette reconnaissance ne va pas jusqu'à l'intégration de la technique dans le dispositif financier mis en place pour l'attribution des primes d'épuration. Il y a là une incohérence qui concerne non seulement les dispositifs d'infiltration avec évacuation dans le milieu souterrain qui sont alors assimilés à un simple rejet mais également les dispositifs drainés avec rejet au milieu superficiel puisque ce procédé ne figure pas dans la liste.

Dans les cas des dispositifs avec infiltration dans le milieu souterrain, cette incohérence peut produire :

- soit à l'exclusion du bénéfice des primes d'épuration éventuelles, les collectivités qui se seraient dotées d'un tel système (notamment dans le cas où ce système d'épuration jouerait le rôle d'un traitement secondaire) ;
- soit à réaliser :
 - un dispositif d'épuration étanche à sa base permettant d'effectuer des bilans d'épuration (et ce afin de pouvoir toucher les primes suite à *« l'estimation des coefficients de rendement »* que précise l'arrêté du 23 décembre 1993 cité au-dessus), ce qui engendre un surcoût pour la collectivité ;
 - un dispositif de suivi de l'infiltration pour les mêmes raisons que précédemment, et avec toutes les difficultés techniques que cela entraîne.

2.6. SYNTHESE SUR LES ASPECTS REGLEMENTAIRES ET LEGISLATIFS RELATIFS A L'INFILTRATION

Dans le cadre européen, la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, sans rien préciser sur les procédés d'infiltration, stipule cependant dans son point (26) que : *« pour les eaux souterraines, outre les exigences relatives au bon état, il convient de détecter et d'inverser toute tendance à la hausse, significative et durable, de la concentration de tout polluant. »* Les procédés d'infiltration des eaux usées sembleraient donc à proscrire aux yeux de la réglementation européenne.

De même, sur le rejet dans les eaux souterraines, en suivant scrupuleusement la loi sur l'eau de 1992, et notamment son article 2 abordant les aspects de développement durable à propos de la restauration et de la préservation de la qualité des eaux souterraines, les procédés d'infiltration dans les nappes devraient être proscrits car ils entraînent une pollution des aquifères : il semble exister une incohérence entre les différents textes réglementaires en France. En effet, si la loi sur l'eau réfléchit en terme de développement durable en ce qui concerne les eaux souterraines, la circulaire du 17 février 1997 donne des préconisations techniques sur la mise en place des bassins d'infiltration, tout en reconnaissant leur faible pouvoir épuratoire vis-à-vis du phosphore et des nitrates et donc leur impact certain sur la nappe à long terme. De plus, les micro-polluants ne sont pas pris en compte dans la réglementation.

En fait, si la législation française est abondante et précise sur le thème des rejets en eaux usées traitées dans l'environnement, elle renseigne peu sur les ouvrages d'infiltration. Ceux-ci sont en fait considérés dans la réglementation plus comme des moyens de rejet que de traitement bien que le pouvoir épurateur du filtre soit reconnu par les textes. Ainsi, les DDASS, s'appuyant sur les arrêtés relatifs au rejet des eaux usées dans le milieu récepteur, appliquent à l'effluent rejoignant le filtre les valeurs du tableau 3 :

Paramètres	Concentration maximale du rejet
DBO ₅	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l
NGL	15 mg/l (si zone sensible à l'azote)

Tableau 3 : valeurs limites prises en compte par les DDASS

Ces paramètres repris de l'arrêté du 22 décembre 1994 sont appliqués à l'eau en amont du filtre à sable mais sont incohérents par rapport à la notion même du rejet : en appliquant ces paramètres à l'effluent réparti sur le sable, on ignore complètement la capacité épuratrice du bassin d'infiltration et on ne s'intéresse pas finalement à l'effluent qui rejoint véritablement la nappe.

Le rejet des stations infiltrant leur effluent dans les eaux souterraines est soumis à autorisation (que la station soit soumise à déclaration ou autorisation). Cependant, les stations en question étant souvent de petites stations (aux alentours de 1000 éq. hab., voire parfois bien en dessous), devant la lourdeur d'une procédure d'autorisation (études, enquête publique...), les DDASS appliquent parfois la procédure de déclaration à l'ensemble de la station. En fait, certaines DDASS considèrent que le sol fait partie intégrante de l'opération de traitement et que, par conséquent, on ne peut encore parler d'effluent à cette étape du traitement. Cette interprétation des textes reste marginale et semble discutable.

Conclusion partielle

Le tableau 4 compare les paramètres physico-chimiques en entrée et en sortie de bassins d'infiltration avec les normes de rejet existantes et fixées dans l'arrêté du 22 décembre 1994.

Paramètres	MES (mg/L)			DCO (mg/L)			DBO ₅ (mg/L)			N* G (mg/L) * si zone sensible		
	entrée	sortie	r	entrée	sortie	r	entrée	sortie	r	entrée (NH ₄ ⁺)	sortie (NO ₃ ⁻)	r
Sorges	164	22	87%	824	109	87%	416	40	90%	70	35	55%
Souillac	117	36	69%	580	282	51%	263	120	54%	112	110	2%
Arcey	84	23	73%	273	68	75%	148	22	85%	40	39	3%
Fontette	47	19	60%	169	33	80%	51	7	86%	22	9	59%
Limogne	35	20	43%	153	77	50%	34	21	38%	24	15	38%
Chamouille	22	4	82%	74	4	95%	20	7	65%	10	3	70%
Arrêté du 22 décembre 1994	-	35 max	90% min	-	125 max	75% min	-	35 max	70% min	-	15 max	70% min

Tableau 4 : étude des stations d'épuration réalisée par l'Agence de l'Eau en 1993

Hormis la station de Souillac dont l'effluent infiltré est de très mauvaise qualité, l'étude menée par les Agences de l'Eau en 1993 confirme que les stations d'épuration utilisant la technique d'infiltration des eaux usées respectent bien les valeurs des normes de rejet préconisées dans l'arrêté du 22 décembre 1994 pour les paramètres physico-chimiques. L'infiltration constitue donc un procédé efficace d'épuration vis-à-vis des MES, de la DCO et de l'azote organique.

En d'autres termes, la filtration sur sable, sous réserve d'une bonne conception du massif, permet donc d'atteindre un niveau d'épuration conforme au niveau D4 de la circulaire du 17 février 1997, soit une concentration moyenne en sortie sur 24 heures inférieure ou égale à :

- 25 mg/L de DBO₅ ;
- 125 mg/L de DCO.

Néanmoins, des questions liées aux micropolluants minéraux et organiques et aux agents microbiologiques restent en suspens. Quelle est l'efficacité de la technique d'infiltration dans la réduction de ces éléments ? Dans quelle mesure constituent-ils un risque sanitaire à travers la contamination d'aquifères exploités en aval pour l'eau potable ou l'irrigation des cultures ? C'est ce que nous allons tenter de déterminer à travers une démarche d'évaluation des risques sanitaires.

PARTIE II : EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIES A L'UTILISATION DE L'INFILTRATION

3. LA DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

3.1. LE CHOIX D'UN SITE D'ETUDE

Afin d'étudier l'impact de l'infiltration des eaux usées dans un aquifère, nous développerons un modèle fictif : celui d'une petite commune rurale qui possède un système d'infiltration. Nous étudierons le mouvement des polluants des eaux usées infiltrées vers la nappe. Afin de ne pas se déconnecter complètement de la réalité, certains paramètres (géologie, taille de l'agglomération, présence d'un forage pour l'adduction en eau potable) seront issus d'un système de filtration existant, celui de la commune de Sainville (Eure et Loir). Le pré-traitement appliqué aux eaux résiduaires avant l'infiltration est de type boues activées.

La station de Sainville a été choisie pour servir de base à notre étude car :

- il s'agit d'une station fonctionnant sans problème depuis plus de 3 ans ;
- la taille de la commune de Sainville, petite commune rurale de 1200 habitants, est représentative de celles des communes pouvant faire appel à l'infiltration ;
- la géologie locale est à dominante calcaire : il s'agit donc d'une zone typique pour l'installation d'un système d'infiltration des eaux usées car, en zone calcaire, le réseau hydraulique superficiel est inexistant ou faible ;
- une campagne de reconnaissance a déjà été faite sur la commune de Sainville et un grand nombre d'informations sur la géologie locale est disponible ;
- il existe en profondeur un aquifère exploité pour l'eau potable mais également pour l'irrigation des cultures locales, ce qui rend intéressant la démarche d'évaluation du risque sanitaire.

3.2. LES FAMILLES DE DANGERS LIES AUX EAUX USEES

Nous distinguerons dans l'analyse des risques sanitaires les micropolluants minéraux, les agents microbiologiques et les micropolluants organiques.

Des exemples seront choisis parmi les constituants de ces trois classes en fonction du danger qui leur est associé et de leur abondance dans les eaux usées. Le choix des éléments traceurs dans chacune de ces classes constitue une partie importante de l'évaluation des risques sanitaires.

4. PRESENCE ET DIVERSITE DES ELEMENTS POUVANT CONSTITUER UN RISQUE SANITAIRE DANS LES EAUX USEES

4.1. COMPOSITION DES EAUX USEES

4.1.1. Présence et diversité des micropolluants minéraux

La concentration moyenne des éléments minéraux les plus fréquemment recherchés dans les effluents domestiques est donnée dans le tableau 5 :

Nom du métal	Concentration moyenne du métal (effluent secondaire)	Exigence de qualité des eaux douces superficielles (norme la plus sévère) Décret du 3 janvier 1989
Arsenic	8 µg/L	10 µg/L
Nickel	30 µg/L	50 µg/L
Chrome	10 µg/L	50 µg/L
Cuivre	40 µg/L	20 µg/L
Cadmium	0,5 µg/L	1 µg/L
Mercure	0,3 µg/L	0,5 µg/L
Plomb	10 µg/L	50 µg/L
Manganèse	10 µg/L	50 µg/L
Zinc	60 µg/L	500 µg/L
Fer	320 µg/L	100 µg/L
Bore	2500 µg/L	1000 µg/L

Tableau 5: concentrations moyennes en éléments minéraux dans les effluents secondaires, (GUILLOTEAU, 1992).

Seules les teneurs en cuivre, fer et bore sont supérieures aux exigences de qualité pour les eaux douces superficielles. Le fer et le cuivre proviennent notamment de la corrosion des conduites d'eau potable et d'eau usée. Le bore, quant à lui, trouve son origine dans l'emploi des lessives dont la plupart contiennent de fortes teneurs en perborates, lesquels se dégradent en borates stables (GUIOLLOT et al, 1980). Les concentrations en bore dans les eaux usées peuvent atteindre des pointes de concentrations de 5 mg/l (BUTTERWICK et al, 1989).

4.1.2. Présence et diversité des agents microbiologiques

Le tableau 6 indique les ordres de grandeur des contaminations en micro-organismes qui se répartissent en trois catégories : parasites, bactéries et virus. Ce tableau nous montre que les micro-organismes sont divers et qu'ils sont présents à des concentrations très variables.

Il est important de signaler que dans les analyses de routine, certains micro-organismes ne sont pratiquement jamais recherchés (*Shigella*, ~~ou~~ *ou* d'helminthes). De plus, tous ces micro-organismes ne sont pas pathogènes. Il a par exemple ainsi été estimé que seuls 3 à 4% des coliformes totaux sont des *Escherichia coli* pathogènes.

Organismes	Concentration moyenne (nombre/L)
BACTERIES	
Coliformes totaux	$10^9 - 10^{11}$
Coliformes thermotolérants	$10^6 - 10^{10}$
Streptocoques fécaux	$10^5 - 10^8$
Shigella	Présence
Salmonella	$0 - 10^3$
Staphylocoque	$10^1 - 10^5$
PARASITES	
Kystes de Giardia	$10^1 - 10^5$
Oocystes de Cryptosporidium	$0 - 10^4$
Œufs de nématodes et cestodes	$0 - 10^2$
VIRUS	
Virus entériques (intestinaux)	$0 - 2.10^5$

Tableau 6 : éléments microbiologiques rencontrés dans les eaux usées (CSHPF, 1996)

Pour sélectionner les micro-organismes les plus susceptibles de constituer un risque sanitaire lors de l'utilisation de la technique d'infiltration, nous devons nous baser sur des paramètres aussi divers que la taille du micro-organisme, sa survie dans le sol, sa faculté d'adsorption ou sa pathogénicité.

4.1.3. Présence et diversité des micropolluants organiques

Dans les eaux usées domestiques, les micropolluants organiques sont présents à des doses très faibles (quelques microgrammes par litre) et proviennent de l'utilisation domestique des détergents, pesticides, solvants, ~~car~~rogènes ou de l'apport des eaux pluviales (eau de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier, hydrocarbures...).

Le tableau 7 donne une liste non exhaustive des concentrations moyennes de micro-polluants organiques dans les effluents de station d'épuration (après traitement secondaire). Ces valeurs données à titre indicatif sont variables suivant l'heure de la journée, la présence ou non d'eau pluviale, la nature de la population desservie par le réseau d'assainissement (rurale ou urbaine) ou bien encore la présence ou non de petites entreprises déversant certains composés spécifiques.

Composés organiques	Concentrations moyennes dans les effluents secondaires
p-dichlorobenzène	0.32 µg/L
2-méthyl-naphtalène	0.22 µg/L
o-phénylphénol	0.43 µg/L
p-(1.1.3.3.-tétraméthylbutyl)phénol	0.44 µg/L
2-(méthylthio)benzothiazole	0.59 µg/L
Benzophénone	0.40 µg/L
Œstradiol	de 1 à 50 ng/L
Œstrone	de 1 à 109 ng/L
Ethinylestradiol	de 0,05 à 26 ng/L

Tableau 7 : concentrations de certains micro-polluants organiques dans les eaux usées domestiques. (GUILLOTEAU, 1992).

4.2. DEVENIR ET COMPORTEMENT DES ELEMENTS POUVANT CONSTITUER UN RISQUE SANITAIRE LORS DE L'EPURATION DES EAUX ET DE L'INFILTRATION

4.2.1. Devenir des micropolluants minéraux

Lors du traitement, l'élimination de ces éléments se produit principalement lors de l'étape de décantation (METCALF & EDDY, 1991). Les traitements d'épuration réalisés sur les eaux usées urbaines contribuent à une diminution des teneurs en métaux lourds dans les effluents bruts, soit par sédimentation pour les métaux liés aux MES ou présents sous forme insoluble (traitement primaire de décantation), soit par adsorption sur le floc biologique pour les métaux à l'état dissous ou à l'état parcellaire fin (traitement biologique par boues activées).

Le rendement d'abattement des métaux lors de l'épuration des eaux usées est variable suivant le métal considéré : 70% à 90% d'abattement pour le cuivre, le chrome le cadmium, le plomb et le zinc ; 15% à 40% pour le manganèse et le nickel.

Dans le sol, la rétention de ces éléments par percolation fait appel à des phénomènes complexes (GUILLOTEAU, 1992) tels que l'adsorption, la précipitation sous forme d'hydroxydes insolubles ou la complexation avec la matière organique. En l'absence de réseau hydraulique superficiel, les sous-sol calcaires ou crayeux où les procédés d'infiltration sont fréquemment préconisés, par leur pH élevé, permettent à la majorité des métaux lourds de précipiter sous forme d'hydroxydes ou de carbonates. C'est notamment le cas pour le fer et le cuivre dont la mobilité dans les sols s'en trouve alors considérablement réduite.

En ce qui concerne le bore, moins de 5% de la quantité initialement présente dans les eaux usées est retenue par les procédés d'infiltration (CSHPF, février 1996). Des études signalent l'incapacité des sols à fixer cet élément (BOUWER et al, 1980 ; CARRE et DUFILS, 1991 ; GUILLOTEAU, 1992). Le bore représente alors un excellent marqueur pour l'apport des substances d'origine anthropique aux eaux naturelles (GUIOLLOT, 1980), étant donné sa très forte concentration dans les eaux usées (cf. tableau 5).

4.2.2. Devenir et comportement des agents biologiques

4.2.2.1. Les parasites

Contrairement aux virus et aux bactéries, les parasites possèdent un cycle de reproduction composé de plusieurs étapes successives (larve, œuf, adulte). Suivant leur position dans le cycle, leur taille est variable. Si certains parasites dépassent le millimètre à l'état adulte, les kystes de Giardia par exemple ne mesurent qu'une dizaine de μm . L'attention portée aux parasites est croissante en raison de leur résistance à la chloration, de la difficulté de leur suivi et de leur forte pathogénicité (ROBERTSON et al, 1997).

Les parasites sur lesquels se portent l'attention aujourd'hui sont les protozoaires *Giardia* et *Cryptosporidium* à cause de leur forte présence dans les eaux de surface. La présence de ces parasites n'a cependant quasiment jamais été rapportée dans les eaux souterraines (ROBERTSON et al, 1997). Leur présence exceptionnelle dans les eaux souterraines s'est expliquée par la présence d'un calcaire très fissuré ou une fuite d'égout à proximité immédiate de la ressource en eau.

Bien que les parasites tels *Giardia* et *Cryptosporidium* soient d'un intérêt croissant pour la santé publique depuis l'épidémie de Milwaukee en 1993, le risque parasitaire ne sera pas envisagé dans notre évaluation des risques car on émet l'hypothèse que le filtre à sable est de bonne qualité. Plusieurs études concordantes montrent alors que l'élimination des kystes de protozoaires par filtration lente est totale. Ainsi, CASTILLO et al (2001) montre que la filtration d'un effluent partiellement traité sur des colonnes de sol reconstitué (sable, calcaire, gravier) permet l'élimination totale des kystes intestinaux (fixation et inactivation), même après une durée de filtration pouvant atteindre 1 an.

Néanmoins, il est important de signaler que la plupart des filtres à sable étant installés en zone calcaire, les aquifères sous-jacent sont particulièrement vulnérables à la contamination (en cas de calcaire fortement fissuré). Il existe un risque de contamination des aquifères non négligeable si le massif sableux a mal été conçu et si la présence de chenaux d'écoulement préférentiels est avérée : les kystes peuvent facilement se déplacer au sein de ces chenaux d'écoulement et atteindre la ressource en eau souterraine.

Dans tous les cas, la présence de protozoaires ou de leur kyste n'a pu être mise en évidence dans les eaux souterraines au delà de quelques dizaines de mètres en aval de la source de contamination (sauf cas unique d'un calcaire fortement fracturé au Texas, cf. tableau 9). Même si certaines épidémies sont liées à la présence de *Cryptosporidium* dans l'eau potable distribuée au robinet (épidémie sans précédent de Milwaukee dans le Wisconsin en 1993 : 400 000 cas ; Las Vegas dans le Colorado en 1993), elles ont toujours été expliquées par l'utilisation d'eaux de surface dans lesquelles les kystes de protozoaires, particulièrement résistants à la chloration, sont abondants.

4.2.2.2. Les bactéries

Des bactéries potentiellement pathogènes tels les *Escherichia Coli* ont été détectées dans les eaux souterraines lorsque les aquifères sont superficiels ou en présence d'une source de contamination (fosse septique, égout). Leur mouvement, au cours d'expériences utilisant des colonnes de sable ou de sol reconstitué (BOUWER et al, 1980 ; LEGEAS et al, 1994 ; CARRE et al, 1991), est démontré. Leur petite taille leur permet de se déplacer facilement dans les milieux souterrains poreux tels que les graviers, les sables ou bien les roches fracturées.

4.2.2.3. Les virus

Les opérations de traitement biologique par boues activées permettent d'éliminer 40% à 95% des virus (SAFFERMAN et al, 1976). Au cours de cette opération, les virus sont d'une part adsorbés par les particules de floc, et d'autre part, éliminés par l'action de la microflore des boues (HURST, 1989).

A l'instar des bactéries, les virus présentent une mobilité élevée dans les eaux souterraines (ROBERTSON et al, 1997). En revanche, contrairement aux bactéries qui peuvent, dans certains cas très favorables, se multiplier dans l'environnement, les virus ne peuvent se dupliquer que dans l'organisme hôte : leur concentration ne peut s'accroître dans l'environnement.

4.2.2.4. Bilan sur les propriétés d'élimination par les filtres à sable des agents microbiologiques

Le tableau 8 présente la synthèse du comportement des différents micro-organismes au sein du massif sableux.

	Arthropodes	Œufs d'helminthes	Kystes de protozoaires	Bactéries	Virus
Exemples	<i>Cyclops</i> : 1 à 3 mm	<i>Bilharzies</i> : 160 µm <i>Ascaris</i> : 50 µm	<i>Giardia</i> : 10 µm <i>Amibes</i> : 10 – 15 µm	<i>Colibacille</i> : (2 – 4) × 0,6 µm <i>Staphylocoque</i> : 1 µm	<i>Polio</i> : 0,027 µm <i>Hépatite A</i> : 0,027 µm
Taille	> 1 mm	[30 ; 160] µm	[8 ; 15] µm	[0,6 ; 4] µm	< 0,05 µm
Filtration totale par blocage	OUI	OUI	OUI (sur sable fin)	NON	NON
Interception	-	-	OUI	NON	NON
Sédimentation	-	-	OUI	OUI	NON
Adsorption	-	-	NON	faible	OUI
Effet global de la filtration	Arrêt sur quelques centimètres	Arrêt sur quelques centimètres	Filtration totale sur sable fin	Variable suivant l'intensité de l'adsorption	Variable suivant l'intensité de l'adsorption
Sources	Schmitt, 1989	Makni, 2001 ; Schmitt, 1989	Makni, 2001 ; Schmitt, 1989	Makni, 2001 ; Schmitt, 1989	Schmitt, 1989 ; Dizier, 1984

Tableau 8 : propriétés d'élimination des germes pour les filtres à sables

4.2.2.5. Devenir des agents microbiologiques dans les sols

Le tableau 9 résume les migrations maximales au sein des eaux souterraines relevées de façon ponctuelle pour les différents types de micro-organismes.

	Parasite	Bactérie	Virus
Dénomination	Kystes de <i>Giardia</i> et oocystes de <i>Cryptosporidium</i>	non précisée dans la publication	non précisée dans la publication
Distance maximale parcourue	Quelques centaines de mètres	600 mètres	1000 à 1600 mètres
Nom du lieu	Texas	Cape Cod	Nord Est des USA
Source de la contamination	Contact direct avec un égout	Non précisée	Non précisée
Type de sol	Calcaire fortement fracturé	Sables, moraines glaciaires	Sable

Tableau 9 : les micro-organismes dans les sols : les migrations observées les plus fortes (ROBERTSON et al, 1997)

Ce tableau montre que les trois types de micro-organismes peuvent parcourir de longues distances dans les sols. L'évaluation des risques microbiologiques doit tenir compte de ces disparités de comportement dans les sols.

4.2.3. Devenir des micropolluants organiques

Les composés organiques s'adsorbant aux MES, ils sont partiellement éliminés par les traitements de décantation primaire et secondaire (CSHPF, 1996). Les rendements d'élimination varient par exemple entre 30 et 60% pour les composés cycliques (GUILLOTEAU, 1992).

En ce qui concerne l'infiltration, des études (BOUWER et al, 1984) montrent un abattement de 50 à 99% pour les composés non halogénés aliphatiques, les hydrocarbures aromatiques et d'autres polluants comme le naphthalène. L'épaisseur de sol considérée dans cette étude était cependant de 18 à 30 mètres.

L'élimination des composés organiques par la filtration semble faire intervenir trois mécanismes :

- la volatilisation (lors de la phase de repos de l'infiltration) ;
- la biodégradation par la flore microbienne ;
- l'adsorption par le massif filtrant (GUILLOTEAU, 1992) qui est le processus prépondérant.

4.3. CHOIX DES ELEMENTS TRACEURS POUR L'ANALYSE DU RISQUE SANITAIRE

4.3.1. Choix des micropolluants minéraux

Etant données les concentrations particulièrement élevées en bore dans les eaux usées et sa forte mobilité dans les sols, le bore constitue le meilleur élément traceur à partir duquel nous pouvons construire un modèle de dispersion. De plus, les effets négatifs du bore sur la santé ayant été prouvés par des expériences animales, le bore est aussi un bon traceur pour l'évaluation du risque sanitaire.

4.3.2. Choix des agents microbiologiques

4.3.2.1. Les virus comme éléments traceurs

Virus et bactéries, par leur faible taille, représentent les deux types de micro-organismes susceptibles de franchir le filtre à sable. Néanmoins, les virus n'étant pas retenus et étant de taille inférieure à celle des bactéries, leur mobilité dans les milieux poreux est plus grande. Ainsi, puisque les eaux usées contiennent de grandes quantités de virus et de bactéries, un forage en eau potable à l'aval du lieu d'infiltration et qui fournit une eau exempte de virus fournira également une eau exempte de contamination bactérienne (EPA, 1992).

Cependant, dans certains cas, les bactéries peuvent représenter le facteur limitant (LEGEAS, com. orale, août 2002). Par exemple, on peut imaginer qu'un habitant vivant dans la commune choisie par notre modèle revienne de Guyane atteint du choléra : il émettra alors dans le réseau d'assainissement une quantité considérable de vibrions (*vibrio cholerae*), une bactérie de très petite taille qui s'infiltrera dans la nappe. Cette situation ne sera cependant pas envisagée dans notre modèle.

Nous construirons notre évaluation des risques microbiologiques autour du risque viral puisque les virus sont considérés comme l'élément limitant, dans la grande majorité des cas.

4.3.2.2. Classification des virus

Il existe plus de 110 types de virus entériques (issus des intestins) spécifiques à l'Homme. Le Comité International de Taxonomie des Virus a établi arbitrairement un système de classification en familles, genres et espèces désormais adopté.

4.3.2.3. Virus et eaux souterraines

De 1971 à 1982, les eaux souterraines ont été impliquées dans 40% des épidémies aux Etats-Unis (GERBA et al, 1985) et les virus Hépatite A, Norwalk et rotavirus ont été identifiés comme les causes majeures de ces épidémies (GERBA et al, 1985). Les virus de Norwalk font parti des nouvelles préoccupations en matière de santé publique car leur présence, ou du moins celle de fragments de virus, est avérée dans certaines eaux minérales (BEURET et al, 2002). Quant aux rotavirus, ils sont à l'origine de la plupart des gastro-entérites chez l'enfant et on dispose d'une grande quantité d'informations à leur sujet (notamment des éléments de relation dose réponse permettant de construire l'ERS). Enfin, le virus de l'hépatite A, à cause du danger qui lui est associé, sa relation directe avec les eaux usées et sa résistance dans l'environnement, constitue un élément intéressant sur lequel l'évaluation des risques sanitaires peut être construite.

Nous nous intéresserons donc aux virus de Norwalk, rotavirus et hépatite A en essayant de caractériser le risque sanitaire qui leur est associé.

4.3.3. Choix des micropolluants organiques

La liste présentée dans le tableau 7 ne permet pas de donner une classe de composés organiques majoritairement représentée dans les eaux usées domestiques et pouvant constituer un risque sanitaire.

Néanmoins, par leur concentration dans les eaux usées domestiques (pilules contraceptives, femmes enceintes) et leur effet avéré sur la santé humaine, les ~~ex~~o~~g~~ènes constituent un bon exemple de micropolluant organique traceur d'une activité humaine. De plus, il s'agit de contaminants qui font l'objet d'un intérêt particulier (congrès aux USA) : c'est l'exemple que nous choisissons d'étudier.

4.4. IMPACTS SANITAIRES DES ELEMENTS TRACEURS

4.4.1. Répartition dans l'environnement et impacts sanitaires du bore

4.4.1.1. Le bore dans l'environnement

Méthodes d'analyse :

Les méthodes d'analyse utilisant un plasma à couplage inductif sont les méthodes de choix pour le dosage des faibles quantités de bore présentes dans les échantillons (OMS, 1998). Les appareils les plus performants peuvent détecter jusqu'à 0,1 µg/L.

Répartition du bore dans l'environnement :

Le bore est un élément naturel particulièrement répandu dans l'environnement : on le trouve en quantité importante dans les océans (4,5 mg/L), le basalte (5 mg/kg), le schiste (100 mg/kg), les roches sédimentaires et certaines huiles minérales. Les dérivés boriques les plus importants sont le borax, le perborate de sodium ou l'acide borique. Dans les sols, les concentrations en bore peuvent varier entre 10 et 300 mg/kg (la valeur moyenne est aux alentours de 30 mg/kg). En ce qui concerne les eaux douces superficielles, les concentrations moyennes en bore en Europe et en Russie sont inférieures à 0,6 mg/L. Dans les eaux douces souterraines, les concentrations sont assez variables et dépendent de la géologie locale. Sans être généralisables, des études sur le site de Créances (CARRE et al, 1991), en zone littorale, ont fourni des concentrations naturelles en bore dans les eaux souterraines entre 50 µg/L et 150 µg/L.

Cinétique, suivi biologique et besoin en bore dans l'alimentation :

L'adsorption du bore par l'homme est quasi complète (95%) et, après ingestion, le bore apparaît rapidement dans le sang et les tissus. Le bore est un élément nécessaire dans l'alimentation humaine. La quantité journalière de bore ingérée varie de 1,3 mg à 1,6 mg (eau de boisson – de 0,1 à 0,3 mg – et nourriture – 1,2 mg –).

Le bore dans l'eau potable :

En France, la législation qui s'applique est celle du décret du 3 janvier 1989 qui fixe la concentration maximale en bore dans l'eau potable à 1 mg/L. N'étant pas éliminé par les traitements de potabilisation, le bore peut se retrouver dans l'eau du robinet à des concentrations proches de la valeur limite.

4.4.1.2. Synthèse toxicologique du bore et relation dose réponse

4.4.1.2.1. Effets aigus

Ils ne seront pas étudiés étant données les faibles valeurs de concentration en bore attendues dans les nappes.

4.4.1.2.2. Effets chroniques

- Effets déterministes

Des expériences animales menées par l'EPA et l'ATSDR sont résumées dans les tableaux 10 et 11.

	Chien	Rat	Souris
Voie	Orale	Orale	orale
Durée	2 ans		
NOAEL	8,8 mg/kg.j	17,5 mg/kg.j	8,1 mg/kg.j
LOAEL	29 mg/kg.j	58,5 mg/kg.j	

Tableau 10 : détails des résultats des expérimentations animales menées en 1989 par l'EPA

Les effets observés furent une atrophie testiculaire et un arrêt de la spermatogénèse. Ces expériences conduirent à la fixation d'une RfD pour le bore : RfD = 0,09 mg/kg.j. Cette valeur fut fixée en utilisant la NOAEL de 8,8 mg/kg.j à laquelle un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variation inter-espèce et 10 pour la variation intra-espèce) a été appliqué.

	Durée	Dose	Effet
Rat	20 jours	13,6 mg/kg.j	LOAEL : réduction du poids total
Rat	20 jours	28,4 mg/kg.j	Malformation des côtes
Souris	17 jours	43,4 mg/kg.j	NOAEL
Souris	17 jours	79 mg/kg.j	LOAEL : réduction du poids total

Tableau 11 : détails des résultats des expérimentations animales menées en 1992 par l'ATSDR

Ces expériences conduirent à la fixation d'une MRL pour le bore : MRL = 0,01 mg/kg.j. Cette valeur fut fixée en utilisant la LOAEL de 13,6 mg/kg.j à laquelle a été appliqué un facteur d'incertitude de 1000 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL, 10 pour la variation inter-espèce et 10 pour la variation intra-espèce).

Notons que les expériences de l'US EPA ont mis en évidence des atrophies testiculaires et un arrêt de la spermatogénèse : nous appliquerons les valeurs toxicologiques fournies par ces expériences à la population « hommes + garçons ». Par contre, les expériences de l'ATSDR ayant mis en évidence des atteintes fœtales, nous appliquerons les valeurs toxicologiques fournies par ces expériences à la population « femmes en âge de procréer ».

Il est également important de préciser que les rats étant nourris avec une nourriture et une eau qui contiennent naturellement du bore, les VTR obtenues ne doivent être appliquées qu'à la quantité de bore supplémentaire, celle qui n'est pas d'origine naturelle (non présente dans l'alimentation habituelle).

- Effets stochastiques

Les études effectuées sur des rats et des souris ne révèlent aucune cancérogénicité de l'acide borique. Comme les données humaines font défaut et que les données animales sont également limitées, on ne peut ranger le bore dans une classe précise de cancérogénicité. Des études épidémiologiques sur de fortes

expositions au bore ont été menées sur le long terme (7 ans) sur une population de travailleurs exposés à de fortes doses et aucun effet cancérigène n'a pu être révélé.

4.4.1.2.3. Bilan toxicologique

L'expérimentation animale montre que sous forme d'acide borique et de borate, le bore a des effets toxiques sur le développement et la reproduction à des concentrations 100 à 1000 fois supérieures à celles que l'on retrouve dans l'environnement. On ne possède pas suffisamment de données toxicologiques sur l'homme mais d'après les premières analyses, le risque cancérigène semble être écarté. Le tableau 12 résume les VTR à ce jour retenues pour le cas du bore.

US EPA	RfD = 0,09 mg/kg.j
ATSDR	MRL = 0,01 mg/kg.j
OMS	DJA = 0,088 mg/kg.j

Tableau 12 : valeurs toxicologiques de référence adoptées pour le bore

4.4.2. Impacts sanitaires des virus traceurs

4.4.2.1. Les dangers liés aux virus traceurs

4.4.2.1.1. Rotavirus

Classés dans la famille des *Réoviridae*, les rotavirus ne possèdent pas d'enveloppe mais deux capsides distinctes, l'une interne, l'autre externe. Leur taille varie de 70 à 80 nm. Ils sont considérés comme les agents majeurs des gastro-entérites aiguës sporadiques chez le jeune enfant de 3 à 35 mois (50% des enfants hospitalisés pour gastro-entérite pendant la période hivernale). Ils provoquent, après une incubation de 24 à 48 heures, des vomissements et une diarrhée associée à de la fièvre. La guérison survient généralement après 5 à 6 jours. Chez l'adulte, l'infection est inapparente dans la majorité des cas alors que chez l'enfant, des manifestations cliniques apparaissent dans plus de 60% des cas. On constate une nette prédominance hivernale dans les pays tempérés (SCHWARTZBROD, 1991). Une très faible mortalité est associée aux rotavirus dans une très faible proportion des cas chez les enfants de moins de 5 ans et les personnes de plus de 74 ans (HASS et al, 1999).

4.4.2.1.2. Virus de Norwalk

Classé dans la famille des *Caliciviridae*, le virus de Norwalk appartient à la catégorie des petits virus ronds. C'est un virus qui possède un diamètre de 26 à 32 nm. Les manifestations cliniques surviennent après une incubation courte d'environ 6 à 12 heures et sont marquées par des vomissements, diarrhées, asthénie et fièvre. L'évolution est favorable (SCHWARTZBROD, 1991) et seuls quelques cas mortels rarissimes ont été reportés chez les jeunes enfants dans les pays développés.

4.4.2.1.3. *Virus de l'hépatite A*

Classé dans la famille des *Picornaviridae*, le virus de l'hépatite est un virus nu, à capsid e icosaédrique, de 27 nm de diamètre. Un seul sérotype a été identifié. Il provoque chez l'homme une infection qui est dans la plupart des cas inapparente chez l'enfant et apparente chez l'adulte. On observe alors de la fièvre et une coloration jaune de la peau, des muqueuses et du blanc des yeux qui persiste durant plusieurs semaines. Ces symptômes s'accompagnent d'une grande fatigue. Le pronostic de l'hépatite A est favorable dans une grande majorité des cas et il n'y a pas d'évolution vers la chronicité (SCHWARTZBROD, 1991). Néanmoins, dans une faible proportion de cas (enfants de moins de 5 ans : 0,015% des cas ; personnes âgées de plus de 40 ans : 0,27% des cas), des cas d'hépatites fulminantes avec évolution vers une destruction du foie et décès ont été rapportés (HASS et al, 1999).

4.4.2.1.4. *Bilan sur le danger associé aux virus étudiés*

	Rotavirus	Virus de Norwalk	Hépatite A
Temps d'incubation	24 à 72 heures	6 à 12 heures	30 à 60 jours
Temps de la maladie	4 à 6 jours	1 à 2 jours	2 à 4 semaines
Mode de transmission	Ingestion d'eau ou de nourriture souillées, contact direct ou indirect	Ingestion d'eau ou de nourriture souillées, contact direct ou indirect	Ingestion d'eau ou de nourriture souillées, contact direct ou indirect
Symptômes	Gastro-entérites	Gastro-entérites	Fièvre, coloration jaune de la peau, fatigue
Evolution	Favorable dans la quasi totalité des cas	Favorable dans la quasi totalité des cas	Favorable dans la quasi totalité des cas (sauf immunodéprimés)
Incidence de la maladie	500 000 nouveaux cas par an aux USA (population de 247 millions d'hab.) chiffres du MMWR - 2002	181 000 nouveaux cas par an aux USA (population de 247 millions d'hab.) chiffres du MMWR 2002	20 à 50 nouveaux cas par an, pour 100 000 personnes en France chiffres de l'InVS - 2000
Incidence (probabilité de tomber malade / ans)	0,00202	$7,3 \times 10^{-4}$	2×10^{-4} à 5×10^{-4}
Taux de mortalité	0,01 %	Infime	0,3 %
Groupes à risque	Enfants, personnes de plus de 74 ans, immunodéprimés, collectivités fermées	Enfants, immunodéprimés, collectivités fermées	Personnes de plus de 40 ans non immunisées, immunodéprimés, collectivités fermées

Tableau 13 : bilan sur le danger des virus étudiés

4.4.2.2. *Estimation des relations dose réponse associées au risque viral*

En ce qui concerne le risque microbiologique, il existe différents modèles permettant d'évaluer la probabilité d'infection de l'hôte en fonction de la quantité de micro-organisme ingérée (HASS et al, 1999 ; CONRAD et al, 2002).

Ces modèles partent d'une hypothèse d'effet sans seuil (l'infection peut être déclenchée à partir d'une particule virale) et sont fondés sur des données expérimentales. Ils sont au nombre de trois :

- le modèle log normal dont l'emploi tend à disparaître ;
- le modèle exponentiel qui semble être bien adapté pour certains pathogènes ;
- le modèle Bêta-Poisson qui est, pour la plupart des auteurs le modèle le plus pertinent.

4.4.2.2.1. Rotavirus

Le modèle Bêta-Poisson est celui qui a été retenu pour les rotavirus (ce modèle mathématique semble être le plus proche des résultats obtenus expérimentalement). Dans ce modèle, la probabilité de survie du germe pathogène n'est pas constante mais est considérée comme une quantité aléatoire définie par une relation de distribution $f(r)$.

Dans le modèle Bêta-Poisson, la probabilité d'infection P_i suit la relation ci-dessous :

$$P_i = 1 - [1 + d (2^{1/\alpha} - 1) / d_{50}]^{-\alpha}$$

où :

- d_{50} est la dose infectieuse moyenne (dose requise pour affecter 50% des sujets) ;
- d est la dose de virus ingérée ;
- α est la pente de la relation dose réponse.

La probabilité P_i fournie par le modèle représente le risque journalier d'infection pour une exposition donnée. La probabilité de tomber malade sur l'année (événements indépendants) vaut :

$$P_{an} = 1 - (1 - P_i)^{365}$$

Les paramètres α et N_{50} sont disponibles dans la littérature pour les rotavirus (voir tableau 14).

4.4.2.2.2. Virus de l'hépatite A

Le modèle exponentiel est celui qui a été retenu pour les virus de l'hépatite A. Le modèle exponentiel est basé sur le principe d'un phénomène infection/maladie en deux étapes :

- l'hôte est exposé (ingestion des micro-organismes) ;
- une partie des micro-organismes est inactivée et seule une faible quantité atteint l'organe cible.

La probabilité d'infection P_i en fonction de la dose ingérée d suit la loi de probabilité suivante :

$$P_i = 1 - e^{-kd}$$

4.4.2.2.3. Virus de Norwalk

Il n'existe pas de relation dose réponse actuellement établie concernant les virus de Norwalk car ces virus sont particulièrement difficiles à cultiver in vitro. Les connaissances liées à leur comportement sont donc limitées, mais ces virus constituant une préoccupation actuelle majeure pour la santé publique (LE GUYADER, com. orale, juin 2002), ils font l'objet de nombreux travaux de recherche.

N'ayant pas plus de données sur les virus de Norwalk, nous fonderons notre analyse quantitative du risque sur les virus de l'hépatite A et les rotavirus.

4.4.2.2.4. Bilan sur la relation dose réponse

Le tableau 14 résume les données actuellement existantes sur les relation dose réponse des virus à hépatite A et des rotavirus.

Virus	Modèle retenu	k	α	d ₅₀	Probabilité d'infection lors de l'infection à 1 particule virale	Dose minimale pour 1% d'infection	Source
Virus de l'hépatite A	Exponentiel	1,8229	-	-	-	-	Hass et al, 1999
Rotavirus	Bêta-Poisson	-	0,232	5,6	$1,7 \cdot 10^{-2}$	0,59	Ward et al., 1986

Tableau 14 : éléments de relation dose réponse pour les virus de l'hépatite A et les rotavirus

Les courbes de la figure 4 permettent de visualiser les relations dose réponse théoriquement décrites suivant les modèles mathématiques précédemment cités.

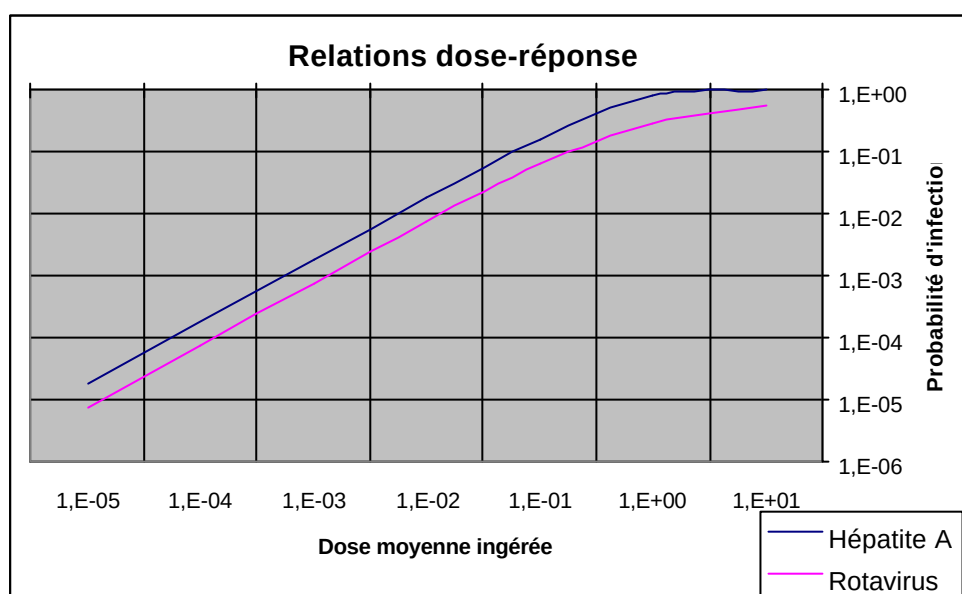


Figure 4 : description des relations dose réponse pour les virus de l'hépatite A et les rotavirus

4.4.2.2.5. Problèmes liés à l'estimation de la relation dose-réponse

Dans l'estimation des relations dose réponse, certains problèmes ont été rencontrés :

- cas des expositions successives : les infections ne sont pas indépendantes du fait de mécanismes d'immunité permanente ou temporaire. Tout dépend du virus considéré : par exemple, les virus de Norwalk ne confèrent qu'une immunité à très court terme, ce qui autorise les réinfections tandis que les virus de l'hépatite A confèrent une immunité à vie ;
- l'extrapolation aux faibles doses : aucune données expérimentale n'étant disponible sur les relations aux faibles doses, des extrapolations sont nécessaires et seuls les virus les mieux étudiés peuvent donc faire l'objet de relations dose réponse ;
- les courbes dose réponse sont souvent calibrées pour des adultes en bonne santé : les enfants, immunodéprimés et personnes âgées qui sont pourtant les personnes les plus sensibles n'ont donc pas pu être prise en compte pour l'établissement de ces relations dose réponse.

4.4.3. Répartition dans l'environnement et impact sanitaire des œstrogènes

4.4.3.1. Répartition des œstrogènes dans l'environnement

Des études anglaises (TOPPARI, 1996) ont montré que les effluents de station d'épuration ont en moyenne une concentration en œstrogènes et assimilés de l'ordre de 5 ng/L. Des pics de 13 ng/L ont été relevés exceptionnellement. A titre comparatif, le taux d'œstrogènes et assimilés sanguin chez la femme varie entre 0,06 et 0,2 ng/L. Chez l'homme, il est de 0,05 ng/L.

4.4.3.2. Impact sanitaire des œstrogènes

Un colloque de l'OMS (SKAKKEBAECK, 1998) rapporte qu'entre 1938 et 1990, la numération moyenne en spermatozoïdes est passée de 113 à 66 millions par mL (la normalité étant établie entre 20 et 250 millions par mL). Des auteurs (SHARPE et al, 1993) avancent comme hypothèse une exposition néonatale des fœtus mâles au DES (diéthylstilbétrol, très utilisé dans les années 1945 à 1971) comme perturbateur de la formation des organes masculins reproducteurs. Ces auteurs proposent l'inhibition de la testostérone par le DES comme phénomène explicatif de cette altération. Les œstrogènes de synthèse, les gels à visée contraceptive et les pilules contraceptives seraient impliquées dans ce rôle inhibiteur de la testostérone. Les substances à effet œstrogénique semblent également être impliquées dans certains cancers du sein (MUTTI et al, 2000).

4.4.3.3. Evaluation de la relation dose réponse

Des expériences animales n'ont pu quantifier les relations dose réponse. Néanmoins, il semblerait que les œstrogènes agissent à très faible dose (SHEEHAN et al, 1999).

Jusqu'à présent, une relation de cause à effets entre l'exposition à un agent spécifique, présent dans l'environnement, et un effet œstrogénique perturbant le système endocrinien n'a pu être établie de façon formelle chez l'homme. De nombreuses recherches sont en cours sur le sujet.

5. EVALUATION DE L'EXPOSITION DE LA POPULATION AUX ELEMENTS TRACEURS

Pour déterminer l'exposition de la population aux éléments traceurs issus des eaux usées infiltrées, une modélisation des écoulements dans l'aquifère est nécessaire afin de comprendre quel sera l'impact du système d'infiltration sur l'eau souterraine. Un modèle d'exposition commun à tous les éléments traceurs est d'abord construit et les spécificités relatives à chacun de ces éléments sont ensuite considérées.

5.1. CONTEXTE PEDOLOGIQUE ET GEOLOGIQUE DANS LA REGION DE SAINVILLE

Les terrains présents à Sainville sont représentés successivement de haut en bas par :

- un sol humifère de 20 à 30 centimètres, limoneux, comprenant parfois des rognons ;
- les calcaires de Beauce représentent un faciès marno-calcaire et ont une puissance de 30 mètres ;
- les sables de Fontainebleau, sables fins dans lesquels s'intercalent des horizons gréseux, argileux ou riches en lignite, leur puissance est de 40 mètres à Sainville ;
- la craie du Sénonien est présente sous les sables, il s'agit d'une craie blanche à silex.

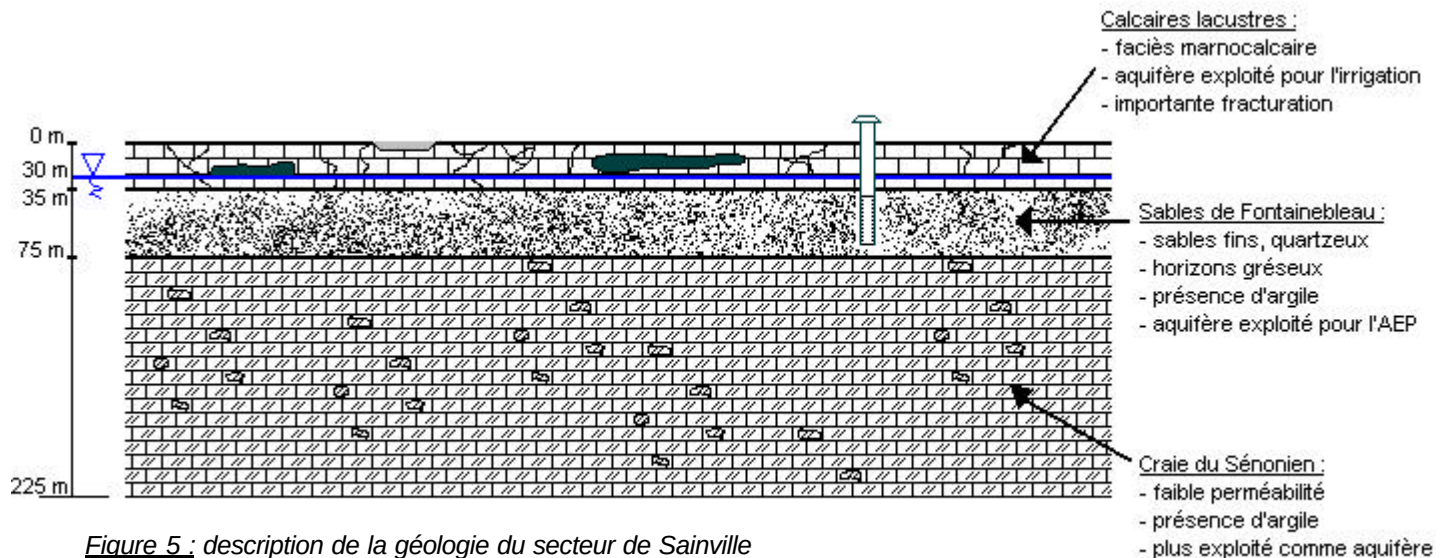


Figure 5 : description de la géologie du secteur de Sainville

Les annexes 1 et 2 donnent les cartes topographiques et géologiques de la région de Sainville.

5.2. HYDROGEOLOGIE DU SECTEUR DE SAINVILLE

Les eaux souterraines sont activement exploitées dans le secteur, à la fois pour l'irrigation des grandes cultures par aspersion et pour l'alimentation en eau potable. En l'absence d'écran dans le secteur de Sainville, l'ensemble formé par les calcaires lacustres, les sables de Fontainebleau et la craie du Sénonien ne forment qu'un seul réservoir. La carte piézométrique (voir annexe 3) montre que les eaux s'écoulent globalement avec une pente de 0,1% en direction NW – SE.

Suivant la couche considérée, on note des différences du point de vue hydrogéologique :

- La nappe de Beauce (constitué des eaux du calcaire et des sables) est libre, l'épaisseur noyée de calcaire ne dépasse pas 5 mètres, les eaux dans le calcaire sont exploitées dans la région pour l'irrigation agricole, en revanche, l'eau s'écoulant dans les sables est utilisée pour l'AEP ;
- dans la craie, les eaux ont autrefois été exploitées et des forages ont fourni des quantités importantes d'eau, mais ce n'est plus le cas aujourd'hui.

5.3. QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES SUR LE SECTEUR DE SAINVILLE

La qualité des eaux est variable. Généralement médiocre dans les calcaires à cause de l'activité agricole, les concentrations en nitrates dépassent 40 mg/L, la qualité de l'eau des sables est par contre plus

favorable malgré des teneurs en fer et en manganèse élevées. A Sainville, la qualité bactériologique de l'eau fournie par le forage est très bonne et la concentration en nitrates ne dépasse pas 6 mg/L. La présence d'horizons de lignite pouvant localement induire des conditions réductrices peut expliquer cette faible concentration en nitrates.

5.4. CONSTRUCTION DU MODELE D'EXPOSITION

Afin de quantifier l'exposition aux éléments traceurs de la population, une étude de la propagation des polluants dans l'aquifère est nécessaire entre le lieu d'infiltration des eaux usées et le forage. Le logiciel « Processing Modflow » (licence américaine, version 5.7.1 de 1999) est utilisé afin de simuler les écoulements dans un système hydro-dispersif à trois dimensions.

5.4.1. Maillage du modèle

Le choix du maillage entraîne des variations importantes sur la précision des résultats. Le tableau 15 résume les données relatives au maillage du modèle :

Dimension de la zone d'étude	2000 mètres × 2000 mètres
Nombre de lignes	100 (20 mètres de côté)
Nombre de colonnes	100 (20 mètres de côté)

Tableau 15 : données relatives au maillage du modèle géologique

Le maillage du modèle est choisi en fonction de la taille de la zone d'étude et de la distance séparant le forage du site d'infiltration (800 mètres).

5.4.2. Conceptualisation géologique

La géologie du modèle est calquée sur celle de Sainville. Elle se présente sous la forme de trois horizons distincts (correspondant au calcaire, au sable et à la craie) en trois dimensions. Etant donné le manque d'information dans la région sur la variabilité des paramètres de perméabilité* et de porosité*, ceux-ci ont été considérés homogènes sur l'ensemble du modèle. Les valeurs associées à la perméabilité et la porosité des différents horizons sont tirées d'expériences locales réalisées par le bureau d'étude OYO RGS (Lèves).

Le niveau 0 m est associé au mur de la craie du Sénonien (niveau bas de l'horizon de craie). Les valeurs de dispersivité longitudinale* ont été considérées en tenant compte de l'échelle de la zone d'étude : pour une échelle kilométrique, la valeur de 10 a été retenue (BANTON et BANGOY, 1999). En ce qui concerne les dispersivités transversale* et verticale*, leur valeur est fixée au dixième de la dispersivité longitudinale, comme c'est le cas généralement (BANTON et BANGOY, 1999). Le tableau 16 résume l'ensemble de ces données.

Horizon géologique	Porosité efficace	Perméabilité horizontale	Perméabilité verticale	Côtes de chaque horizon	Dispersivités transversale et verticale	Dispersivité longitudinale	Source des données
Calcaires lacustres	0,15%	10^{-3} m.s^{-1}	10^{-5} m.s^{-1}	190 à 225 m	0,1 m	10 m	Essais de perméabilité (méthode Lefranc)
Sables de Fontainebleau	0,10%	$3 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$	10^{-6} m.s^{-1}	150 à 190 m	0,1 m	10 m	Pompage d'essai sur le forage de Sainville
Craie du Sénonien	0,05%	10^{-5} m.s^{-1}	10^{-6} m.s^{-1}	0 à 150 m	0,1 m	10 m	Notice de la carte géologique de Méréville

Tableau 16 : synthèse des paramètres géologiques pris en compte pour notre étude.

5.4.3. Paramètres hydrogéologiques du modèle

Etant donné l'absence de couche isolante du type marne ou argile (avec de faibles valeurs de perméabilité), on considèrera un aquifère unique, à surface libre. L'écoulement s'effectue avec la pente de 0,1 % signalée dans la notice géologique de la carte de Méréville. Le tableau 17 résume les données hydrogéologiques prises en compte pour le modèle :

Niveau de la charge hydraulique fixe à l'Est	195 mètres
Niveau de la charge hydraulique fixe à l'Ouest	197 mètres

Tableau 17 : valeur des niveaux de charge hydraulique pour le modèle

Dans notre modèle, l'écoulement sera libre entre les deux charges hydrauliques fixes et son sens sera orienté de l'ouest vers l'est avec une pente de 0,1 % comme l'indique le schéma de l'annexe 4. La surface de l'aquifère se situe donc à une trentaine de mètres sous la surface du sol.

5.4.4. Précipitations efficaces

Le niveau des précipitations du modèle est calqué sur celui de Sainville : les valeurs de précipitation fournies par la station météorologique de Rambouillet (proche de Sainville) seront utilisées. La valeur de 500 mm par an de précipitations totales sera alors répartie sur l'ensemble de la surface du modèle. Cette valeur de 500 mm par an de précipitations totales correspond à environ 200 mm par an de précipitations efficaces (rejoignant effectivement les nappes).

5.4.5. Modélisation du bassin d'infiltration

La surface d'infiltration correspond aux préconisations fixées par les règles de l'art en matière d'infiltration (1,5 m² par éq. hab.) et, pour une population de 1200 habitants, la surface retenue pour le modèle sera de 1800 m². En raison du maillage avec lequel le modèle est construit, une surface de 4 carrés de 20 mètres de côté, soit 1600 m² de surface d'infiltration sera retenue.

La recharge appliquée à la surface d'infiltration est calculée en fonction de la production d'eau usée : en France, dans les communes rurales et pour des réseaux, séparatifs la production d'eau usée est estimée à environ 150 L/j/hab (AGENCES DE L'EAU, 1993), ce qui correspond à une lame d'eau de :

$$150 \times 1200 / 1600 = 11,2 \text{ cm par jour}$$

5.4.6. Emplacement et débit du forage d'adduction en eau potable

Le forage est situé à 800 mètres à l'Est de la zone d'infiltration. Il n'est pas situé à l'aval direct de la zone d'infiltration à Sainville. Néanmoins, dans notre simulation, nous situerons ce forage à l'aval direct de la zone d'infiltration pour se placer dans les conditions les plus défavorables. Le forage exploite l'eau de l'aquifère localisé dans les sables et son débit est fixé à 1600 m³/jour.

5.4.7. Simulation informatique

Les simulations sont réalisées à partir des conditions actuelles de rejet dans la nappe afin d'évaluer les concentrations en polluants à hauteur du forage d'adduction en eau potable existant. On se place en régime d'écoulement permanent et la période de simulation utilisée est de 40 ans, le pas d'observation de 6 mois.

5.5. CONDITIONS D'EXPOSITION SPECIFIQUES A CHAQUE POLLUANT

5.5.1. Spécificités liées à l'exposition au bore

La concentration initiale en bore dans l'aquifère est considérée comme nulle (bien que les sols contiennent naturellement du bore) et on fixe la concentration en bore dans l'eau usée infiltrée à 2500 µg/L, valeur moyenne de la concentration en bore des effluents domestiques (GUIOLLOT, 1980).

Aucune réaction chimique n'est prise en compte lors de l'écoulement. Etant donné le caractère particulièrement mobile du bore dans les eaux souterraines, aucun facteur de retard ne sera pris en compte lors de la modélisation. Le K_d^* du bore est considéré comme nul et son comportement dans les eaux souterraines coïncide donc avec celle de l'eau usée infiltrée, tout facteur d'adsorption sera négligé.

5.5.2. Spécificités liées à l'exposition aux agents microbiologiques

5.5.2.1. Quantité de virus présente initialement dans les eaux usées

Cette quantité est variable. Certaines publications avancent des concentrations de 0 à 2×10^5 virus entériques par litre d'eau usée (CSHPF, 1996). Si les rotavirus sont fréquemment trouvés dans les eaux usées en raison de leur forte incidence, les virus de l'hépatite A et de Norwalk ne sont présents que si un malade existe dans la commune où sont recueillies les eaux usées.

5.5.2.1.1. Cas de l'hépatite A :

Prenons l'hypothèse qu'il existe 1 malade de l'hépatite A sur Sainville, hypothèse réaliste puisque l'incidence associée à l'hépatite A étant de 20 à 50 personnes pour 100 000 habitants par an, celle associée à une population de 1 200 habitants est de 0,24 à 0,6. Un malade atteint de l'hépatite A peut excréter jusqu'à 10^9 doses infectieuses par gramme de selle pendant environ 3 semaines (ENSP, 1999). En supposant qu'un individu excrète 150 grammes de selle par jour et en diluant la quantité totale de virus ainsi produite dans le flux d'eau usée produit par la commune de Sainville, on obtient :

$$[\text{quantité de virus moyenne produite sur 1 an}] = (10^9 \times 150) (21 / 365) \cong 8,63 \times 10^9 \text{ virus ;}$$

et en diluant dans un flux d'eau usée de 150 L par jour et par habitant sur 1 an :

$$[\text{concentration moyenne en virus dans l'eau usée}] = 8,63 \times 10^9 / (150 \times 1200 \times 365) \cong 130 \text{ virus/L}$$

5.5.2.1.2. Cas des rotavirus :

Certaines publications donnent des concentrations en rotavirus mesurées dans les eaux usées de l'ordre de 666 à 9 500 UFP/L (Espagne : BOSCH et al, 1986). La valeur maximale de 9 500 UFP/L sera retenue pour notre étude.

5.5.2.2. Survie des virus au traitement des eaux usées

La valeur d'abattement de la charge virale de 40% (cf. 2.2.2.3.) sera retenu pour notre étude car elle maximise le risque sanitaire.

5.5.2.3. Capacité de désinfection du filtre à sable

Les deux phénomènes se déroulant dans le filtre à sable et qui vont permettre une désinfection de l'effluent sont : l'adsorption des virus sur les grains de sable enrobés de matière organique et l'inactivation de ceux-ci lors des phénomènes généraux de dégradation de la matière organique précisée en partie I de l'étude.

Cette capacité de désinfection des massifs sableux peut être appréciée par une série d'expériences menées sur des colonnes de sable reconstituées, comme celles menées en 1984 par DIZIER pour les virus. La hauteur de la colonne de sable utilisée pour l'expérience est de 80 cm et des taux d'infiltration variables sont utilisés lors de l'expérience. L'eau infiltrée est de l'eau distillée fortement chargée en virus. Par contre, on ne dispose pas d'information sur la granulométrie du sable employé : il semblerait que la granulométrie du sable soit standard, c'est à dire assez proche de celle préconisée pour les filtres à sable mais rien de plus n'est précisée à ce sujet. La courbe de la figure 6 détaille les résultats obtenus lors de cette expérience.

D'après la figure 6, pour des hauteurs de lame d'eau de l'ordre de 10 cm par jour (valeur préconisée dans la réglementation française pour la mise en place des filtres à sable), la quantité de virus retrouvée à 5 cm de profondeur, après une infiltration maintenue pendant 12 heures, correspond à 0,3% de la quantité initiale de virus présente dans les eaux usées. Les résultats de la figure montrent que la quasi totalité des virus reste dans les 8 premiers cm du filtre au bout de 12 heures de filtration.

Suite à cette expérience, DIZIER et al aboutissent à la conclusion que sur une période d'infiltration continue, moins de 1% de la quantité de virus initialement présente dans l'effluent atteindra en 50 jours la profondeur de 80 cm correspondant au fond de la colonne. Les filtres à sable constituent donc d'excellents moyens d'épuration des virus si leur conception est correctement étudiée.

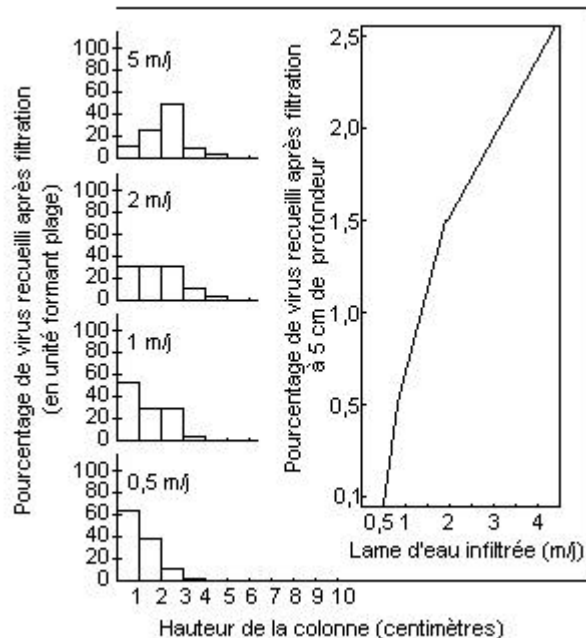


Figure 6 : profondeurs atteintes par les poliovirus dans des expériences de percolation pour différentes hauteurs de lames d'eau (durée de l'expérience = 12 heures)

Néanmoins, il faut préciser que de nombreux paramètres influencent cette efficacité d'adsorption et d'inactivation des virus dans le filtre à sable. Ces paramètres sont, entre autre :

- la nature du virus infiltré : l'expérience de DIZIER a été menée sur des poliovirus et certains virus sont plus ou moins sujets à s'adsorber aux grains de sable ;
- la nature de l'effluent à infiltrer : suivant son contenu en matière organique, l'adsorption sera plus ou moins efficace, ici l'expérience a été pratiquée avec de l'eau distillée ;
- la qualité avec laquelle le massif filtrant est conçu : des chenaux préférentiels peuvent participer à la réduction de la capacité de désinfection du filtre ;
- la présence ou non de détergent dans l'eau infiltrée : les détergents, en modifiant les propriétés structurales des virus, annulent leur capacité à s'adsorber à partir de certaines concentrations (DIZIER et al, 1984).

Les résultats de l'étude de DIZIER doivent donc être nuancés en raison de toutes ces observations et il en résulte de fortes incertitudes sur la quantité réelle de virus s'échappant véritablement du massif filtrant. Pour quantifier l'exposition, nous prendrons donc deux valeurs de concentration virale s'échappant du massif filtrant :

- Hypothèse 1 : la désinfection est performante et 99% de la quantité initiale de virus est éliminé lors du passage dans le filtre à sable ;
- Hypothèse 2 : la désinfection est mauvaise et 100% de la quantité initiale de virus est émise par le massif filtrant.

5.5.2.4. Evaluation du temps de survie des virus dans les sols

Les facteurs influençant le temps de vie des virus dans les terrains sont : le pH, la température, le taux d'humidité, la possibilité d'adsorption, l'exposition aux ultraviolets en surface du sol ou bien encore la présence d'aluminium ou de phosphore. Cependant, comme le souligne GANTZER (1980), les facteurs les plus importants sont la température et l'adsorption à des particules du sol. GANTZER (2000) reporte que le temps de survie des virus dans les aquifères est estimé à 25 jours ($T_{90} = 25$ jours, temps au bout duquel la concentration virale a chuté de 90%).

Des travaux menés par l'EPA (EPA, 1992) permettent d'estimer la demi-vie (temps au bout duquel la concentration en virus a diminué de moitié) des virus dans les sols en fonction de la température de l'eau souterraine (la publication ne précise pas quels sont les virus en question). Ces valeurs sont données dans le tableau 18.

Température de l'eau souterraine	Demi-vie	Taux d'inactivation correspondant (99,999% d'élimination)
10°C	7 jours	$1,65 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$
15°C	2,4 jours	$4,84 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$

Tableau 18 : évaluation des durée de vie des virus dans les eaux souterraines en fonction de la température (EPA, 1992)

A Sainville, les eaux souterraines ont une température moyenne d'environ 11°C, comme c'est généralement le cas dans les eaux du nord de la France (hors sources profondes ou géothermie). Nous prendrons la valeur de demi-vie de 7 jours correspondant à une eau à 10°C pour quantifier la durée de vie des virus dans le sol.

5.5.2.5. Evaluation de la capacité des virus à s'adsorber au sol

Les molécules chimiques présentes dans l'eau souterraine n'évoluent pas à la même vitesse que l'eau dans les sols. Elles sont en fait caractérisées par un coefficient de retard R d'autant plus important que leur capacité à s'adsorber est grande. Ce coefficient de retard suit la relation suivante : $R = 1 + K_d$ (où K_d est appelé coefficient d'adsorption).

Si le K_d d'une molécule vaut 0 (cas que nous avons pris pour le bore), cette molécule ne s'adsorbe pas dans le sol et elle évoluera à la même vitesse que l'eau souterraine. La valeur du coefficient K_d dépend de la molécule considérée mais également du contenu en matière organique du sol. Globalement, la valeur du coefficient K_d est d'autant plus grande que le contenu en matière organique dans le sol est élevé (LAGERKVIST, 1999).

Une analogie peut être faite entre les éléments chimiques et microbiologiques (ROBERTSON et al, 1997). Ainsi, la valeur du K_d a été estimée à 0,003 pour les poliovirus d'un effluent domestique partiellement traité dans un aquifère à dominante sableuse et graveleuse (ROBERTSON et al, 1997). Cette valeur sera utilisée dans notre modélisation bien que les poliovirus ne soient pas pris en compte dans la liste des virus traceurs qui a été établie car c'est la seule valeur dont nous disposons. Nous émettons l'hypothèse que les virus ont, dans des conditions d'écoulement identiques, des valeurs de K_d proches les uns des autres.

5.5.2.6. Bilan des paramètres pris en considération pour simuler la propagation des virus dans les sols

Virus considéré	Rotavirus		Hépatite A	
Hypothèse considérée	<u>Hypothèse 1 :</u> bonne efficacité du filtre à sable	<u>Hypothèse 2 :</u> efficacité du filtre à sable nulle	<u>Hypothèse 1 :</u> bonne efficacité du filtre à sable	<u>Hypothèse 2 :</u> efficacité du filtre à sable nulle
Quantité de présente dans les eaux usées	9 500 virus/L	9 500 virus/L	130 virus/L	130 virus/L
Quantité de virus infiltrée (après abattement du au traitement par boues activées)	abattement : 40% 5 700 virus/L	abattement : 40% 5 700 virus/L	abattement : 40% 52 virus/L	abattement : 40% 52 virus/L
Quantité de virus quittant le filtre à sable	abattement : 99% 57 virus/L	abattement : 0% 5 700 virus/L	abattement : 99% 0,5 virus/L	abattement : 0% 52 virus/L
Demi-vie du virus	7 jours	7 jours	7 jours	7 jours
Coefficient d'adsorption K_d	3	3	3	3

Tableau 19 : paramètres pris en compte pour l'évaluation du risque microbiologique

5.5.2.7. Irrigation et eau potable : deux modes d'exposition possibles

5.5.2.7.1. Exposition de la population au risque « eau potable »

Cette exposition est caractérisée par la consommation de l'eau du forage par la population. Néanmoins, de nouveaux facteurs sont ici à prendre en considération par rapport à l'évaluation des risques réalisée pour le bore. L'eau du forage de Sainville est traitée avant distribution.

La chloration est efficace vis-à-vis des virus : 99,9% de la charge en rotavirus est éliminée pour une valeur de chlore libre de 0,1 mg/L (SCHWARTZBROD, 1991). En ce qui concerne l'hépatite A, des valeurs en chlore libre de l'ordre de 0,3 mg/L éliminent 99,99% de la charge virale (SCHWARTZBROD, 1991). Les virus de Norwalk semblent être légèrement plus résistants à la chloration (SCHWARTZBROD, 1991).

5.5.2.7.2. Exposition de la population au risque « eau d'irrigation »

Il existe également sur Sainville plusieurs captages utilisés pour l'irrigation des cultures. La plupart de ces captages puisent l'eau de l'aquifère calcaire, dont la qualité est bien moins bonne que l'eau des sables sous-jacents. A Sainville, les cultures sont des céréales (blé, orge et maïs), des pommes de terre et des petits pois. Il n'y a pas d'élevage dans le secteur. Les produits de ces cultures sont cuits et épluchés avant d'être consommés, ce qui constitue une considération importante dans l'évaluation du risque sanitaire microbiologique.

Du point de vue sanitaire, les cultures les plus sensibles à la qualité de l'eau d'irrigation sont les salades (consommation crue). Supposons, dans notre modèle, l'existence d'un forage pour l'irrigation de champs de salades situé à 200 mètres à l'aval direct du site d'infiltration et exploitant l'eau des calcaires.

5.5.3. Spécificités liées à l'exposition aux œstrogènes

Ne connaissant ni le K_d des molécules d'œstrogène, ni leur coefficient de dégradation dans l'environnement, nous considérerons comme nuls ces deux coefficients (ce qui représente sans doute une forte surévaluation du risque sanitaire).

5.6. RESULTATS OBTENUS APRES SIMULATION INFORMATIQUE

5.6.1. Piézométrie

L'annexe 4 présente l'évolution des courbes piézométriques* dans le sous-sol. La zone de recharge a une très faible influence sur la piézométrie. En revanche, le forage influence la piézométrie car les courbes sont déviées à ses alentours. Le forage aura donc une influence sur la propagation des polluants dans les sols.

5.6.2. Propagation du bore et concentration au forage

5.6.2.1. Temps de transfert horizontaux

Les temps de transferts calculés de la zone d'infiltration au niveau du captage sont dans le tableau 20 :

Horizons géologiques	Temps de transfert entre la zone d'infiltration et la position du forage
Calcaire lacustre	2 ans et 5 mois
Sable de Fontainebleau	2 ans et 6 mois
Craie du Sénonien	5 ans et 8 mois

Tableau 20 : temps de transferts horizontaux du lieu d'infiltration à la position du captage

5.6.2.2. Courbes d'iso-concentration en bore

La figure 7 présente sous la forme de courbes d'iso-concentration la propagation du bore dans les sables à 40 ans et à 5 ans. Ces courbes montrent que le bore suit globalement le mouvement que lui impose l'écoulement hydrogéologique. Le forage influence largement le déplacement de la pollution.

L'annexe 5 présente les mêmes résultats pour la migration du bore dans les calcaires.

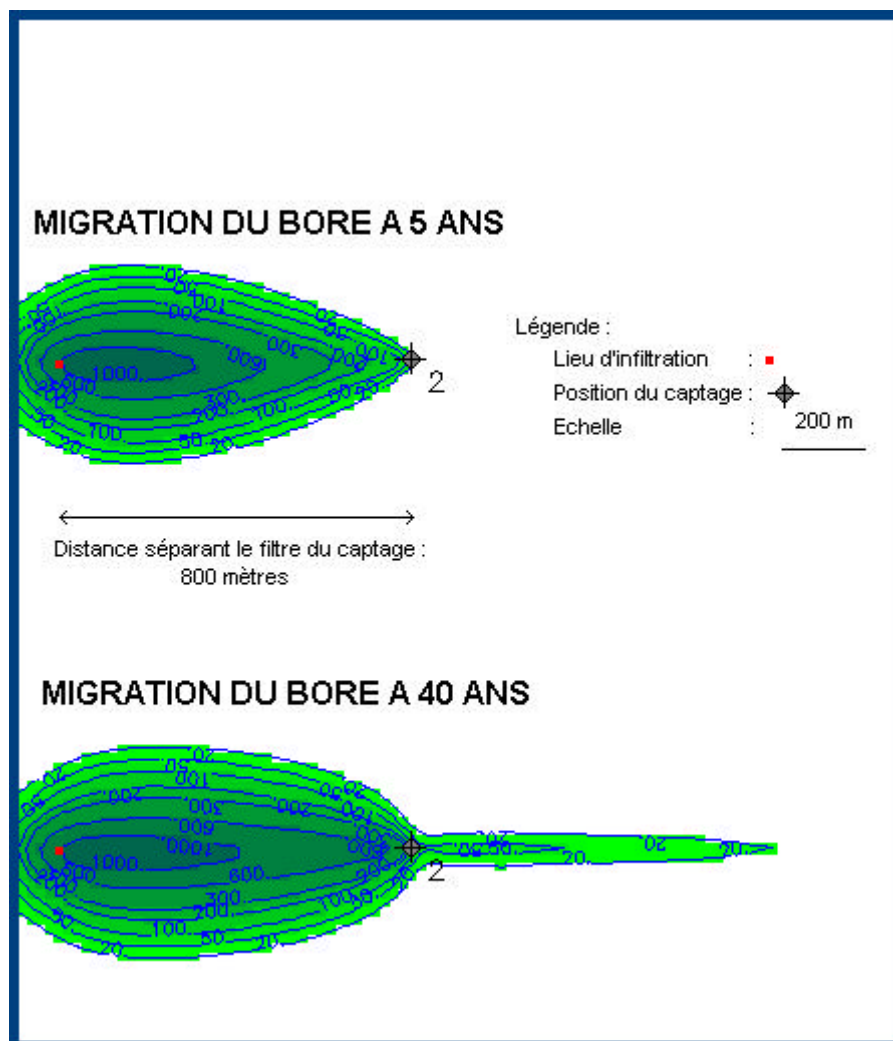


Figure 7 : migration du bore dans les sables à 5 ans et 40 ans

5.6.2.3. Coefficients d'atténuation

Les coefficients d'atténuation permettent d'évaluer le pouvoir diluant de la nappe : plus ces facteurs sont élevés, plus la nappe a un fort pouvoir diluant. Les coefficients d'atténuation dans les sables sont importants et les concentrations en polluant observées au niveau du captage sont faibles. Le tableau 21 donne les valeurs des coefficients d'atténuation pour différents temps de fonctionnement du système d'infiltration, au niveau du forage.

Horizons géologiques	Coefficients d'atténuation à 1 an	Coefficients d'atténuation à 10 ans	Coefficients d'atténuation à 20 ans	Coefficients d'atténuation à 40 ans
Calcaires lacustres	$> 10^{14}$	6,6	6,4	6,3
Sables de Fontainebleau	$> 10^{14}$	15,9	15,1	14,5
Craie du Sénonien	$> 10^{17}$	30,6	10,2	6,9

Tableau 21 : valeur des facteurs d'atténuation dans les différents aquifères

5.6.2.4. Concentration en bore dans l'eau issue du forage

La courbe de la figure 7 donne l'évolution de la concentration en bore au niveau du forage captage, dans les calcaires et dans le sable.

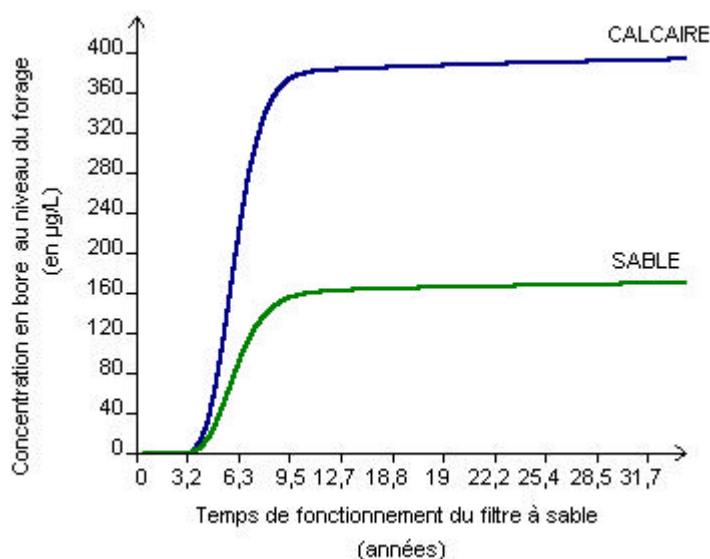


Figure 7 : évolution de la concentration en bore au niveau du captage

Le palier à partir duquel la concentration devient constante dans l'eau issue du forage est atteint au bout de 12 ans : l'état permanent est alors atteint et la concentration en bore dans l'eau issue du captage cesse d'évoluer. La concentration en bore dans l'eau issue du forage AEP est alors de 170 µg/L.

5.6.2.5. Impact de l'infiltration sur les eaux souterraines

Comme le montre la figure 7, le bore traverse facilement les calcaires qui ne protègent pas le sable contre la propagation de cet élément. Le coefficient d'atténuation calculé de la pollution dans les sables vaut 14,5 au niveau du forage AEP du modèle.

5.6.3. Propagation des virus et concentration aux forages

Les valeurs de demi-vie des virus dans les sols semblent particulièrement faibles par rapport au temps mis par l'eau pour aller du site d'infiltration au forage, dans les sables : le temps moyen est de 2 ans et demi (tableau 20) alors que le temps de demi-vie des virus dans les eaux souterraines est de 7 jours (tableau 18). On peut donc s'attendre à une très faible probabilité de survie des virus au point de captage AEP. La figure 8 montre la propagation des virus dans le sable et les calcaires.

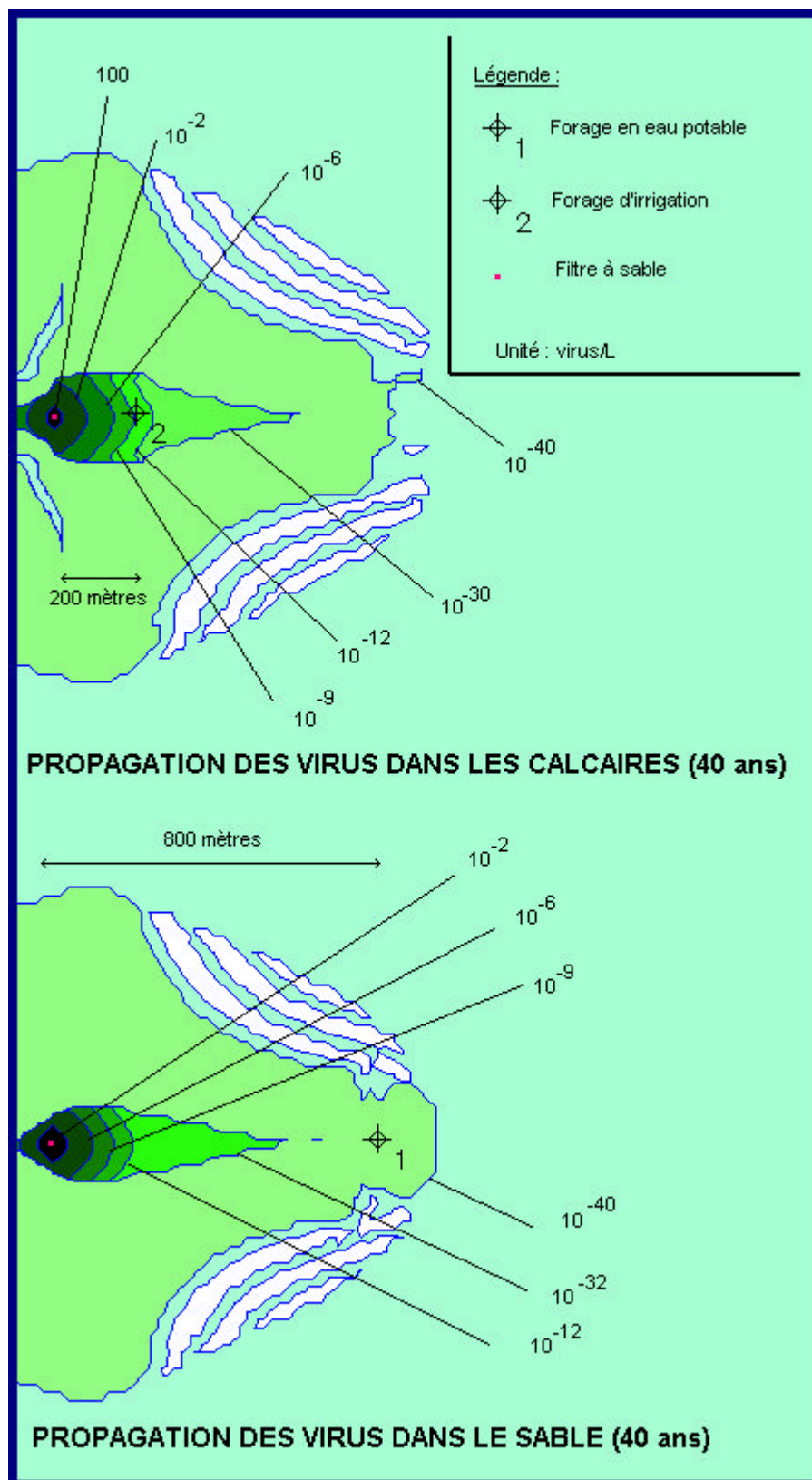


Figure 8 : propagation des virus dans les calcaires et le sable à 40 ans.

Cette fois-ci, les calcaires jouent le rôle d'écran protecteur vis-à-vis de la pollution microbiologique, alors que cela n'était pas le cas pour le bore : la concentration en virus subit un abattement de l'ordre de 3 à 6 Ulog à la verticale du lieu d'infiltration, lors du passage à travers les 30 mètres d'épaisseur du calcaire.

5.6.3.1. Résultats pour le risque « eau potable »

Le tableau 22 résume les résultats obtenus avec la simulation informatique.

Concentration de départ en virus dans l'eau infiltrée	5 700 virus/L
Concentration au forage d'eau potable (simulation informatique)	$1,6.10^{-31}$ virus/L
Concentration dans l'eau potable (abattement de 3 Ulog)	$1,6.10^{-34}$ virus/L

Tableau 22 : résultats de la simulation hydrogéologique pour le risque « AEP »

5.6.3.2. Résultats pour le risque « irrigation des cultures »

Le tableau 23 résume les résultats obtenus avec la simulation informatique.

Concentration de départ en virus dans l'eau infiltrée	5 700 virus/L
Concentration au forage d'eau potable (simulation informatique)	5.10^{-6} virus/L

Tableau 23 : résultats de la simulation hydrogéologique pour le risque « irrigation des cultures »

5.6.4. Propagation des œstrogènes et concentration au forage

La simulation informatique donne un coefficient d'atténuation de l'ordre de 14,5, ce qui donne, avec une concentration moyenne de départ en œstrogènes dans l'eau infiltrée de l'ordre de 5 ng/L, une concentration dans l'eau du forage d'adduction en eau potable de l'ordre de 0,3 ng/L..

5.7. CONSOMMATION EN EAU SOUTERRAINE DES HABITANTS DANS LE MODELE

5.7.1. Adduction en eau potable

Pour quantifier l'exposition et lier les VTR avec les concentrations en bore calculées dans l'eau fournie par le forage, on prend en compte le modèle de consommation en eau potable de l'OMS :

- 2 litres d'eau pour un adulte de 60 kg ;
- 1 litre d'eau pour un enfant de 10 kg ;
- 0,75 litre d'eau pour un nourrisson de 5 kg.

5.7.2. Irrigation des cultures

Ce mode d'exposition ne concerne que le cas du risque viral. Des évaluations expérimentales de la quantité de virus initialement présente dans l'eau d'irrigation et qui se retrouve sur les feuilles de laitues ont été tentées (SHUVAL et al, 1997) et ont montré que 10,8 mL d'eau d'irrigation était susceptible de s'évaporer pour une masse de feuille de laitue de 100 g.

En supposant que les habitants de la ville choisie pour notre modèle consomme 300 g de salade par jour, la quantité de virus quotidiennement assimilée est de $1,6.10^{-7}$ virus/jour.

6. CARACTERISATION DES DIFFERENTS RISQUES SANITAIRES

6.1. CARACTERISATION DU RISQUE LIE AU BORE

Le tableau 24 regroupe les résultats de la relation dose réponse établie précédemment afin de relier ces données avec les valeurs de la consommation en eau du robinet.

Le calcul des coefficients de danger sont effectués avec les valeurs toxicologiques de référence fournies par l'OMS et l'EPA à partir de la concentration calculée en bore de 170 µg/L. Ces coefficients sont appliqués aux trois scénarios possibles de consommation d'eau potable (adulte, enfant et nourrisson) et les résultats sont fournis dans le tableau 25.

	US EPA	ATSDR
Valeur toxicologique de référence	RfD = 0,09 mg/kg.j	MLR = 0,01 mg/kg.j
Effets observés lors des expériences	Atrophie testiculaire Arrêt de la spermatogenèse	Atteintes fœtales
Portion de la population à laquelle on applique la VTR	Hommes + garçons + nourrissons de sexe masculin	Femmes en âge de procréer

Tableau 24 : rappel des éléments de dose réponse

Population concernée	Coefficient de danger VTR = 0,09 mg/j/kg de masse (valeur de l'EPA)	Coefficient de danger VTR = 0,01 mg/j/kg de masse (valeur de l'ATSDR)
Adulte	0,063	0,567
Enfant	0,189	-
Nourrisson	0,284	-

Tableau 25 : valeur des coefficients de danger calculés pour le risque bore

Les valeurs des coefficients de danger sont inférieures à 1, mais pour le risque lié aux femmes enceintes, le coefficient de danger est assez élevé.

6.2. CARACTERISATION DU RISQUE VIRAL

6.2.1. Caractérisation du risque « eau potable »

Grâce aux relations dose réponse établies pour les rotavirus, on peut quantifier le risque en fonction de la consommation d'eau (2 litres par jour et par habitant). Les résultats sont donnés ci-dessous :

$$P_{\text{infection}} = 0 \text{ (résultat } < 10^{-50})$$

$$P_{\text{de tomber malade à l'année}} = 0$$

6.2.2. Caractérisation du risque « irrigation »

De même, le risque lié à l'irrigation peut être quantifié pour les rotavirus :

$$P_{\text{infection}} = 1,2 \cdot 10^{-7}$$

$$P_{\text{de tomber malade à l'année}} = 4,4 \cdot 10^{-5}$$

6.3. CARACTERISATION DU RISQUE « ŒSTROGENE »

On ne peut l'établir étant donné l'absence de relation dose réponse établie.

6.4. INCERTITUDES SUR L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

6.4.1. Incertitudes communes aux différents polluants

6.4.1.1. Incertitudes liées à la consommation d'eau du robinet

Les valeurs utilisées pour la consommation d'eau du robinet peuvent induire une surestimation du risque sanitaire : selon une étude menée sur la population française (GOFTI et al, 2001), la consommation d'eau du robinet est en fait surestimée en considérant la moyenne de 2 L/j, comme l'indique le tableau 26. L'enquête montre que la consommation de 2 L/j est en moyenne dépassée par la population adulte au printemps. Toutefois, ces recherches portent sur l'eau totale et non sur l'eau du robinet et 46% des Français boivent de l'eau embouteillée (AGENCE DE L'EAU, 1993). On aboutit donc à une surestimation du risque en retenant la valeur de 2 L/j d'eau du robinet par adulte.

	Classe d'âge	Moyenne et écart type L/j	Percentiles L/j (25% - 50% - 95%)
Enquête hiver	0 – 4 ans	0,93 ± 0,60	0,50 – 0,70 – 2,10
	5 – 14 ans	1,42 ± 0,81	0,90 – 1,20 – 3,10
	15 – 59 ans	2,07 ± 0,91	1,50 – 1,90 – 4,10
	> 60 ans	1,78 ± 0,82	1,30 – 1,60 – 3,60
	Population totale	1,83 ± 0,93	1,20 – 1,70 – 3,70
Enquête printemps	0 – 4 ans	1,36 ± 0,87	0,80 – 1,15 – 3,40
	5 – 14 ans	1,71 ± 1,05	1,10 – 1,50 – 3,50
	15 – 59 ans	2,42 ± 1,20	1,70 – 2,20 – 4,80
	> 60 ans	2,20 ± 1,25	1,40 – 1,80 – 4,80
	Population totale	2,19 ± 1,20	1,40 – 1,90 – 4,50

Tableau 26 : valeurs moyennes de la consommation en eau potable en France (GOFTI et al, 2001)

6.4.1.2. Incertitudes liées à la simulation des écoulements

Il faut rappeler que les simulations sont réalisées en condition de flux permanent. Elles ne tiennent donc pas compte d'éventuelles modifications dans les conditions d'écoulement. On peut cependant considérer que les pentes hydrauliques ne doivent pas beaucoup varier dans le temps.

6.4.1.3. Incertitudes liées au modèle informatique

Le modèle informatique utilisé ne semble pas tout à fait adapté au transport des polluants dans la zone insaturée (entre la surface du sol et celle de l'aquifère). Les résultats du modèle seront donc en partie faussés.

6.4.2. Incertitudes relatives au risque lié au bore

6.4.2.1. Incertitudes sur la concentration dans les eaux usée et souterraine

Certaines publications (BUTTERWICK et al, 1989) donnent des valeurs maximales rencontrées de concentration en bore de 5 mg/L dans les eaux usées. Ces valeurs, certes exceptionnelles, multiplient par 2 la valeur du coefficient de danger calculé au 4.1. et donnent alors une valeur supérieure à 1. De même, la concentration initiale en bore dans les eaux souterraines de Sainville est inconnue.

6.4.2.2. Incertitudes géologiques

Dans notre modèle, les horizons géologiques sont considérés comme continus et homogènes : les valeurs de perméabilité et de porosité qui leur sont associées sont toujours identiques dans un même horizon. Or, les couches géologiques sont des milieux hétérogènes, fait dont on ne tient pas compte dans la modélisation. De nouvelles modélisations ont donc été réalisées pour évaluer l'impact d'une modification d'un paramètre géologique alors que les autres sont maintenus constants. Les coefficients de danger sont donnés pour chacune de ces situations et présentés dans le tableau 27. Les nouveaux paramètres sont ainsi définis :

- simulation 1: élévation des perméabilités du sable (et donc du pouvoir diluant de la nappe) ;
- simulation 2: élévation des perméabilités du calcaire (valeurs de karst*) ;
- simulation 3: diminution des perméabilités des sables (et donc du pouvoir diluant de la nappe) ;
- simulation 4: élévation de la dispersivité du milieu (valeur très forte).

Les valeurs attribuées aux paramètres géologiques pour ces essais sont des valeurs extrêmes, pouvant le cas échéant être rencontrées dans la nature. Ces valeurs sont issues d'un ouvrage d'hydrogéologie (DOMENICO et SCHWARTZ, 1997). On notera que le pouvoir diluant des sables reste élevé quelle que soit la perméabilité qui lui est associée.

Les valeurs des coefficients de danger restant en dessous de 1, on peut supposer que l'influence des paramètres géologiques est limitée sur le risque lié au bore.

	Perméabilités du sable ($m.s^{-1}$)	Perméabilités des calcaires ($m.s^{-1}$)	Dispersivité longitudinale du milieu	Concentration stable en bore au forage AEP	Coefficient de danger (VTR = 0,01 mg/j/kg, adulte)
Simulation initiale	Inchangée : $Kh=3.10^{-4}$; $Kv=10^{-6}$	Inchangée : $Kh=10^{-3}$; $Kv=10^{-5}$	Inchangée : 10	[B] = 170 $\mu g/L$ Temps de transfert : 2,5 ans	0,567
Simulation 1	Modifiée : $Kh=3.10^{-2}$; $Kv=10^{-4}$	Inchangée : $Kh=10^{-3}$; $Kv=10^{-5}$	Inchangée : 10	[B] = 23 $\mu g/L$ Temps de transfert : 6 mois	0,077
Simulation 2	Inchangée : $Kh=3.10^{-4}$; $Kv=10^{-6}$	Modifiée : $Kh=2.10^{-2}$; $Kv=2.10^{-3}$	Inchangée : 10	[B] = 145 $\mu g/L$ Temps de transfert : 6 mois	0,483
Simulation 3	Modifiée : $Kh=3.10^{-7}$; $Kv=10^{-8}$	Inchangée : $Kh=10^{-3}$; $Kv=10^{-5}$	Inchangée : 10	[B] = 1 $\mu g/L$ Temps de transfert : 6,9 ans	0,003
Simulation 4	Inchangée : $Kh=3.10^{-4}$; $Kv=10^{-6}$	Inchangée : $Kh=10^{-3}$; $Kv=10^{-5}$	Modifiée : 100	[B] = 162 $\mu g/L$ Temps de transfert : 6 mois	0,54

Tableau 27 : résultats des essais de sensibilité

6.4.3. Incertitudes relatives au risque lié aux virus

6.4.3.1. Incertitudes géologiques

La quantification des incertitudes géologiques est nécessaire afin de déterminer l'influence de chaque paramètre sur le risque viral. Le tableau 28 présente les résultats des essais de sensibilité.

	Perméabilités du sable (m.s^{-1})	Perméabilités des calcaires (m.s^{-1})	Concentration stable en virus au forage AEP	$P_{\text{infection}}$	Concentration stable en virus au forage irrigation	$P_{\text{infection}}$
Simulation initiale	Inchangée : $K_h=3.10^{-4}$; $K_v=10^{-6}$	Inchangée : $K_h=10^{-3}$; $K_v=10^{-5}$	$[v] = 1,65.10^{-34}$ v/L	0	$[v] = 5.10^{-9}$ v/L	$1,2.10^{-10}$
Simulation 1	Modifiée : $K_h=3.10^{-2}$; $K_v=10^{-4}$	Inchangée : $K_h=10^{-3}$; $K_v=10^{-5}$	$[v] = 1,24.10^{-11}$ v/L	$1,9.10^{-11}$	$[v] = 1,9.10^{-4}$ v/L	$4,8.10^{-6}$
Simulation 2	Inchangée : $K_h=3.10^{-4}$; $K_v=10^{-6}$	Modifiée : $K_h=2.10^{-2}$; $K_v=2.10^{-3}$	$[v] = 9,9.10^{-14}$ v/L	$1,6.10^{-13}$	$[v] = 0,2$ v/L	0,005
Simulation 3	Modifiée : $K_h=3.10^{-7}$; $K_v=10^{-8}$	Inchangée : $K_h=10^{-3}$; $K_v=10^{-5}$	$[v] = 4,4.10^{-35}$ v/L	0	$[v] = 1,1.10^{-9}$ v/L	$2,7.10^{-11}$

Tableau 28 : résultats des essais de sensibilité

Les paramètres géologiques ayant le plus d'influence sur la qualité microbiologique de l'eau fournie par les différents forages sont ceux qui permettent de réduire le temps de transfert entre le filtre et le forage : il s'agit de la perméabilité des sables et des calcaires.

Il est intéressant de noter que dans le cas d'un calcaire fortement fracturé, le risque du à l'exposition « irrigation » est plus important que l'incidence naturelle des gastro-entérites par rotavirus ($i = 0,00202$, cf. tableau 13) : l'irrigation des cultures avec l'eau issue de ce forage constitue donc un risque sanitaire avéré. En ce qui concerne le forage en eau potable, l'éloignement par rapport au filtre permet d'exclure tout risque sanitaire microbiologique. La quantification de ces incertitudes géologiques souligne l'importance que revêtent les études géologiques préalables à l'implantation de ce genre de filtres, surtout en région calcaire, où les fissures peuvent localement accroître considérablement la perméabilité des terrains.

6.4.3.2. Incertitudes sur la survie des virus dans le sol et leur adsorption

Les valeurs numériques utilisées pour quantifier l'adsorption et la survie des virus dans le sol sont récentes et doivent être utilisées avec précaution. Deux essais de sensibilité présentés dans le tableau 29 ont donc été pratiqués afin de saisir l'influence de chacun de ces deux paramètres sur le risque viral, à savoir :

- simulation 4 : coefficient d'adsorption des virus annulé (propagation maximale) ;
- simulation 5 : temps de demi-vie = 15 jours, temps de survie des virus dans les effluents eaux usées brutes (GANTZER, 2000).

Le tableau 29 montre que les paramètres d'adsorption des virus ont une grande influence sur la qualité de l'eau fournie par le forage pour l'irrigation, bien plus que la durée de vie des virus dans les sols. Or, des incertitudes importantes existent sur la capacité réelle d'adsorption des rotavirus : cette faculté d'adsorption dépend de chaque virus et varie considérablement avec le contenu organique des terrains dans lesquels l'eau s'écoule.

	Temps de demi-vie (jours)	Coefficient d'adsorption	Concentration stable en virus au forage AEP	$P_{\text{infection}}$	Concentration stable en virus au forage irrigation	$P_{\text{infection}}$
Simulation 4	Inchangé : 7 jours	Modifié : $K_d = 0$ (pas d'adsorption)	$[v] = 4.10^{-5}$ v/L	$6,2.10^{-5}$	$[v] = 28$ v/L	0,27
Simulation 5	Modifié : 15 jours	Inchangé : $K_d = 0,003$	$[v] = 1,8.10^{-33}$ v/L	0	$[v] = 9,1.10^{-7}$ v/L	$2,3.10^{-8}$

Tableau 29 : résultats des essais de sensibilité

L'absence d'adsorption des virus rendrait l'eau souterraine impropre à son utilisation pour l'irrigation.

Pour le forage AEP, en revanche, l'éloignement entre le bassin d'infiltration et le puits permet d'affaiblir considérablement le risque microbiologique, jusqu'à des valeurs de risque acceptables.

6.4.4. Incertitudes relatives aux œstrogènes

Elles sont nombreuses. Entre autre, les valeurs des coefficients d'adsorption et de dégradation dans les sols n'étant pas connus et ayant été fixées à 0, le risque est largement surestimé.

7. CONCLUSIONS SUR L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

7.1. RISQUES SANITAIRES LIES AU BORE

Le coefficient de dilution dans les eaux souterraines est calculé au moyen de l'étude sur le bore. Il atteint 14,5 au niveau du forage de notre modèle. Le pouvoir diluant de la nappe est donc assez faible. Cette dilution suffit cependant à faire chuter les concentrations en bore en deçà des VTR.

Malgré les fortes incertitudes présentes dans le calcul des coefficients de danger (absence de données sur la concentration en bore dans l'eau souterraine, incertitudes géologiques et incertitudes sur le modèle informatique lui-même), les valeurs trouvées pour ces coefficients sont assez proches de 1 pour la femme enceinte. Un tel risque est-il ou non acceptable pour la population ?

Les effets sur la santé concernant les fœtus et des malformations prénatales, l'impact psychologique est fort et doit être pris en compte dans la gestion des risques. Par définition, l'eau potable devant l'être pour tous les utilisateurs, on ne peut se contenter de déconseiller la consommation de l'eau du robinet aux femmes enceintes quand la concentration en bore dans cette eau dépasse une certaine valeur.

Une politique de surveillance de la concentration en bore dans les puits des forages utilisés pour l'AEP devrait donc tout d'abord être envisagée si ces forages sont situés à l'aval d'un site d'infiltration : la valeur maximale de 240 µg/L donnant un coefficient de danger de 0,8 pourrait alors servir de valeur limite dans les eaux du forage avant d'envisager la fermeture de celui-ci et de chercher une autre ressource en eau potable.

7.2. RISQUES SANITAIRES LIES AUX VIRUS

Les concentrations en virus dans l'eau du captage AEP résultant de l'infiltration sont trop faibles pour permettre de caractériser le risque : la valeur calculée pour celui-ci est nulle. Certaines publications évaluent les concentrations moyennes en virus dans l'eau potable de l'ordre de 0,0012 particules virales par litre (HASS, 1993). Or, l'incidence du système d'infiltration dans l'eau potable est incomparablement plus faible devant de telles concentrations en virus dans l'eau distribuée au réseau : l'impact du système d'infiltration est nul sur le captage en eau potable de notre modèle. En ce qui concerne le captage utilisé pour l'irrigation, le risque microbiologique est très faible, en dessous de la limite de 10^{-4} classiquement tolérée.

Néanmoins, les paramètres géologiques, et plus précisément la perméabilité des terrains placés au-dessus de l'aquifère peuvent faire considérablement varier ces conclusions, comme l'a montré la quantification des incertitudes : une étude hydrogéologique préalable à l'implantation d'un système d'infiltration reste indispensable, quel que soit le niveau de prétraitement. De même, la vulnérabilité des aquifères dépend largement du coefficient d'adsorption des virus. Ceux-ci varient d'un virus à l'autre et des recherches devraient être orientées pour les déterminer de façon plus précise afin de comprendre la propagation des virus dans les eaux souterraines et la contamination des ouvrages d'exhaure.

Correctement conçu et placé à une distance suffisamment éloignée du captage, un système d'infiltration percolation ne devrait pas avoir d'impact sur la qualité microbiologique des eaux utilisées pour l'eau potable ou l'irrigation. En revanche, devant l'existence de telles incertitudes, notamment sur le plan géologique, la surveillance de la qualité microbiologique, et notamment de la contamination virale, est de mise pour les ouvrages (irrigation ou eau potable) placés à l'aval du filtre à sable.

7.3. RISQUES SANITAIRES LIES SANITAIRES AUX ŒSTROGENES

C'est le plus difficile à évaluer étant donné le peu d'information dont nous disposons sur les relations dose réponse et les fortes incertitudes présentes sur les valeurs calculées par le modèle. La concentration calculée au captage vaut 0,3 ng/L. Cette concentration est forte comparée à celle trouvée dans le sang chez l'homme (0,05 ng/L) ou chez la femme (de 0,02 à 0,6 ng/L) et peut avoir des conséquences sanitaires mais des recherches doivent être entreprises pour caractériser plus finement le comportement de ces composés dans les sols et pour quantifier les relations dose réponse.

PARTIE III : GESTION DU RISQUE SANITAIRE ET PRECONISATIONS

Au vu de l'évaluation des risques sanitaires liée à la pratique de l'infiltration des eaux réalisée, quelques préconisations peuvent être dégagées afin maintenir l'efficacité du filtre à sable et de limiter le risque sanitaire lié à l'utilisation de la technique.

8. DISTANCE MINIMALE ENTRE UN FORAGE ET LE FILTRE A SABLE

8.1. CONDITIONS D'ETABLISSEMENT DES DISTANCES MINIMALES

Ces distances sont calculées à partir :

- des valeurs de risque acceptables communément admises pour le risque microbiologique, à savoir 10^{-4} (HASS, 1999) ;
- de la concentration maximale en bore donnant un coefficient de danger de 0,8 sur la VTR la plus sévère, soit une concentration limite en bore dans l'eau potable de 240 µg/L.

8.2. LA DISTANCE IMPOSEE PAR LE RISQUE LIE AU BORE

Placé à une distance de 300 mètres à l'aval direct du filtre à sable, le captage en eau potable de notre modèle fournit une eau dont la concentration en bore est proche de 240 µg/L (résultat fourni par le logiciel de calcul « Processing Modflow »). Cette distance ne tient pas compte de l'éventuelle concentration initiale des eaux souterraines en bore dont la teneur peut parfois être très élevée.

Sans pouvoir être généralisée à toutes les géologies, cette distance permet d'évaluer, dans un contexte donné, la zone d'influence des filtres à sable avec évacuation vers la nappe.

8.3. LA DISTANCE IMPOSEE PAR LE RISQUE VIRAL

De même, concernant le risque viral, le logiciel « Processing Modflow » montre qu'un forage situé à une distance de l'ordre de 300 mètres à l'aval direct du site d'infiltration de notre modèle produit une eau dont la teneur en virus est inférieure à 10^{-17} virus/L, ce qui est négligeable devant la concentration moyenne avérée des virus dans l'eau potable qui vaut 0,0012 (HASS, 1993).

Cette valeur de 300 mètres ne peut cependant pas être généralisée, surtout connaissant l'influence des paramètres géologiques dans la pollution des eaux souterraines. Cette valeur de 300 mètres coïncide néanmoins avec les travaux de l'EPA (EPA, 1992), également à base de calculs numériques, qui soutiennent qu'une distance comprise entre 210 et 325 permet, par un abattement suffisant de la charge virale, d'éviter le risque sanitaire.

9. NATURE DU TRAITEMENT AVANT INFILTRATION ET REPARTITION DE L'EFFLUENT

9.1. NATURE DU PRETRAITEMENT

La nature du prétraitement est l'un des éléments clés du fonctionnement du massif filtrant. Son objectif principal doit être la réduction de la teneur en MES afin d'éviter le colmatage du filtre et de permettre une bonne oxydation de la matière organique.

Les avis divergent sur la teneur maximale en MES dans l'effluent infiltré et donc sur la nature de prétraitement à employer. Certains auteurs fixent une teneur maximale en MES dans l'effluent infiltré comprise entre 10 et 20 mg/L (CARRE, ENSP, juillet 2002 ; GUILLOTEAU, 1992), teneur en MES qui ne peut être obtenue après une simple décantation primaire. D'autres spécialistes de la technique proposent des valeurs beaucoup plus élevées de MES dans l'effluent à infiltrer (AGENCE DE L'EAU, 2001 ; LESAVRE, juillet 2002) et préconisent une fosse toute eaux jusque 250 habitants en guise de prétraitement ou un décanteur digesteur pour des capacités plus importantes, jusqu'à 800 éq. hab. (AGENCE DE L'EAU, 2001).

Aujourd'hui, il semblerait que les procédés de filtration sur sable soient de plus en plus employés à des fins de traitement tertiaire après un processus de boues activées. De nombreux problèmes de colmatage sont en effet apparus sur les filtres à sable dont les effluents étaient trop chargés en MES. C'est notamment le cas de la station de Trélévern (44) présentée en annexe 7. Un effluent chargé couplé à un sable légèrement trop fin (courbe granulométrique en annexe 8) ont détruit la capacité d'épuration du filtre à sable et son efficacité est nulle. Les photos (annexe 7) montrent que l'effluent stagne à la surface du filtre et seule l'évaporation élimine l'eau de la surface. Une partie de l'effluent infiltré rejoint un drain dont les analyses sont présentées en annexe 11. Les fortes valeurs en ammoniacque, DCO et DBO₅ dans l'effluent témoignent de l'absence d'oxydation de la matière organique initialement présente dans les eaux usées, ce qui est le résultat du colmatage du filtre.

Au contraire, la station de Sainville, certes plus récente, mais infiltrant des effluents secondaires n'a jamais vu les filtres se colmater. Cette station est présentée en annexe 6 et ses rendements en annexe 10.

De plus en plus, pour des collectivités ayant opté pour l'infiltration, les prétraitements par processus de boues activées sont aujourd'hui conseillés pour limiter la teneur en MES dans l'effluent infiltré (teneur inférieure à 20 mg/L pour les systèmes de bonne conception) et maintenir la durée de vie et l'efficacité du filtre à sable.

9.2. MODE DE REPARTITION DE L'EFFLUENT A LA SURFACE DU FILTRE

Le système de répartition doit assurer une distribution uniforme de l'effluent et homogénéiser les charges hydrauliques unitaires. C'est l'une des parties les plus importantes du système d'infiltration. On distingue deux types d'alimentation très différents : l'alimentation par submersion temporaire et l'alimentation par aspersion (AGENCE DE L'EAU, 1993).

Dans le cas de la submersion temporaire, la bâchée émise doit être rapidement répartie à la surface du massif pour éviter qu'une partie du filtre ne fonctionne plus qu'une autre et la lame d'eau ne doit pas excéder 10 à 15 centimètres par jour pour favoriser l'oxygénation du filtre et donc l'élimination de la matière organique.

Dans le cas de l'aspersion, les effluents répartis doivent l'être sans création d'aérosols et la teneur en MES de l'effluent doit être limitée pour éviter le colmatage du système d'aspersion.

10. DISCUSSION SUR LA CONCEPTION DU FILTRE A SABLE

10.1. EPAISSEUR DE LA COUCHE DE SABLE

L'épaisseur de la couche de sable va essentiellement influencer la capacité du filtre à éliminer les micro-organismes. En effet, en ce qui concerne la pollution physico-chimique des éléments majeurs (N,C,P), celle-ci est éliminée dès les 50 premiers centimètres (voir 1.4.). Des abaques existent et permettent de déterminer l'épaisseur du massif filtrant en fonction de l'abattement souhaité en coliformes fécaux et de la lame d'eau infiltrée (voir figure 1). Néanmoins, ces abaques sont le résultats de calculs et ne tiennent pas compte de la granulométrie du filtre, ni d'éventuels défauts de conception du massif. Quoiqu'il en soit, ils ne dispensent absolument pas d'une étude hydrogéologique, surtout s'il existe en aval de la zone d'infiltration des forages utilisés pour l'eau potable ou l'irrigation.

En tenant compte des conditions économiques et notamment du prix du sable, les Agences de l'Eau conseillent une épaisseur de sable de 80 cm (AGENCE DE L'EAU, 2001), qui paraît suffisante sur le plan sanitaire.

10.2. SURFACE DE FILTRATION

La surface de filtration par éq. hab. permet de calculer la lame d'eau infiltrée par jour (en tenant compte qu'un habitant produit en moyenne 150 litres d'eau usée par jour).

Aujourd'hui, les auteurs semblent s'accorder pour dire qu'une surface de filtration de $1,5 \text{ m}^2/\text{éq.hab.}$ (ou une lame d'eau infiltrée de 10 cm/jour) assure un traitement suffisant de l'effluent (GUILLOTEAU, 1992 ; LESAVRE, 1993).

10.3. COMPOSITION ET GRANULOMETRIE DU SABLE

10.3.1. Composition du sable

La composition du sable devra être essentiellement siliceuse, les éléments calcaires pouvant créer des phénomènes de colmatage lors de leur dissolution. Le sable doit également être lavé avant sa mise en place pour éliminer les fines qu'il contient et qui accentuent le colmatage. Enfin, les sables roulés et les sables de gravière sont préférables aux matériaux de carrière moins homogènes et de moindre porosité pour limiter les risques importants de cheminements préférentiels de l'effluent dans le massif.

10.3.2. Granulométrie du sable

Les trois paramètres permettant d'apprécier la granulométrie du sable sont :

- son d_{10} (le diamètre du tamis qui laisse passer 10% de la masse de sable de l'échantillon) ;
- son d_{60} (le diamètre du tamis qui laisse passer 60% de la masse de sable de l'échantillon) ;
- le coefficient d'uniformité $C_u = d_{60}/d_{10}$.

10.3.2.1. Choix du d_{10}

Ces paramètres sont évalués lors de la réalisation d'une courbe granulométrique, elle-même établie à partir d'un test consistant à peser la masse de sable retenue par une succession de tamis ordonnés. Une courbe granulométrique du sable utilisé à Trélévern est présentée en annexe 8.

Il existe plusieurs études permettant de lier la qualité de la filtration avec la granulométrie de sable utilisée pour construire le massif. S'il a expérimentalement été démontré (LEGEAS, 1994) que la granulométrie n'avait que peu d'effet sur la retenue des MES, les propriétés de désinfection du massif sont fortement corrélées à cette granulométrie : un sable grossier n'aura qu'un faible pouvoir de désinfection comparé à un sable fin (LEGEAS, 1994).

Le d_{10} représentant le contenu en fines du sable définit donc la capacité de celui-ci à conduire l'eau. Un équilibre doit être trouvé entre un sable trop grossier qui laisserait passer l'effluent trop rapidement sans désinfection et un sable trop fin qui provoquerait un colmatage du massif, même avec des effluents faiblement chargés en MES.

Le DTU 64.1 s'appliquant aux sables utilisés pour les assainissements autonomes conseille un d_{10} compris entre $0,18$ et 2 mm . Néanmoins, des recherches récentes (LIENARD et al, 2001) préconisent un d_{10}

compris entre 0,25 mm et 0,40 mm pour une efficacité optimale du filtre à sable. C'est cette dernière valeur qui est de plus en plus préconisée aujourd'hui.

10.3.2.2. Choix du coefficient d'uniformité

Si un massif sableux est construit à partir d'un sable non uniforme, les petits grains s'infiltreront alors que les plus gros reviennent à la surface du filtre. Des écoulements préférentiels peuvent alors apparaître au sein du massif et nuire à son fonctionnement, notamment à sa capacité de désinfection. Un travail sur la relation entre le coefficient d'uniformité et la qualité des effluents percolant au travers du filtre a été réalisé (LIENARD, 2001) et les performances optimales du filtre sont atteintes pour des valeurs de CU comprises entre 3 et 6. Néanmoins, des spécialistes de la technique d'infiltration (LESAYRE, com. orale, juillet 2002) préconisent des valeurs de coefficient d'uniformité encore plus faibles (1 à 2).

10.3.2.3. La granulométrie du sable : la garantie du fonctionnement du filtre

L'annexe 9 présente des fuseaux granulométriques dans lesquels doivent se trouver le sable afin d'assurer un traitement correct de l'influent. Le fuseau donné par le CEMAGREF est le résultat de recherches récentes et semble être le plus adapté à la technique d'infiltration percolation.

11. CONTROLE DU FONCTIONNEMENT DES FILTRES A SABLE

Certains massifs d'infiltrations sont dotés d'un drain qui récupère l'eau juste en aval du filtre. Ce système permet alors de caractériser le niveau de pollution de l'eau qui quitte le filtre et rejoint la nappe. Ces dispositifs de drain sont cependant coûteux et ils sont souvent restés secs (comme à Sainville).

Aujourd'hui, pour évaluer l'impact d'un système d'infiltration en amont d'un forage utilisé pour l'eau potable, des mesures classiques de la qualité des eaux sont réalisées par les DDASS au niveau du captage. Souvent, ces mesures portent sur les paramètres physicochimiques classiques mesurés pour évaluer le critère de potabilité d'une eau.

L'analyse des risques sanitaires que nous avons menée a montré que le bore était un élément particulièrement intéressant à mesurer de par son aspect « traceur de pollution ». Or, la concentration en bore dans les eaux issues de captage n'est pas systématiquement mesurée.

De même, les germes témoins de contamination fécale ne sont peut-être pas les éléments microbiologiques les plus pertinents lorsque l'on s'intéresse à l'impact d'un système d'infiltration sur un captage utilisé pour l'eau potable. En effet, l'évaluation des risques sanitaires a montré que les virus, et non les bactéries, étaient les éléments microbiologiques qui seraient le plus susceptibles d'être trouvés en aval d'un filtre à sable, dans les eaux souterraines. Dès lors, certains virus traceurs présents en quantité importante dans les eaux usées (les rotavirus par exemple) pourraient être associés aux éléments microbiologiques témoins de contamination fécale classiquement mesurés (*Escherichia Coli*, streptocoques

fécaux...) afin de donner une indication de l'impact microbiologique du système d'infiltration sur les eaux souterraines. Ces mesures seraient cependant coûteuses et entraîneraient des difficultés analytiques.

12. SYNTHESE SUR LES PRECONISATIONS A APPLIQUER A L'INFILTRATION PERCOLATION

Le tableau 30 résume les préconisations à appliquer au dimensionnement d'un système d'infiltration percolation avec évacuation des eaux usées dans la nappe.

PARAMETRES GENERAUX	
Nature du prétraitement	dégrillage + traitement secondaire type boues activées
Surface de filtration	1,5 m ² /éq.hab.
PARAMETRES DE CHARGE HYDRAULIQUE	
Charge hydraulique surfacique (moyenne annuelle)	10 cm/jour
Rythme d'alimentation des massifs filtrants	Phase de repos double de la phase de charge
Nombre de bâchées par surface unitaire et par jour d'alimentation	5 à 6
Débit moyen de la bâchée par mètre carré de surface	> 1 m ³ /h/m ²
Surface maximale desservie par point d'alimentation	50 m ²
PARAMETRES LIES AU SABLE	
Epaisseur de la couche de sable	80 cm
Qualité du sable	Sable siliceux, lavé, sable roulé ou de gravière
d ₁₀	0,25 mm < d ₁₀ < 0,40 mm
Coefficient d'uniformité	3 < CU < 6
Teneur en calcaire	< 4%
Teneur en fine (pourcentage des masses de particules de diamètre inférieur à 80 µm)	Si 0,25 mm < d ₁₀ < 0,30 mm : 2,5% Si 0,30 mm < d ₁₀ < 0,40 mm : 3%

Tableau 30 : synthèse des préconisations à appliquer au dimensionnement d'un filtre à sable (documents des Agences de l'Eau)

CONCLUSIONS

Intégrée dans l'épuration des effluents domestiques de petites communes rurales, l'infiltration percolation, par sa simplicité et son entretien sommaire, constitue un moyen de traitement supplémentaire et d'évacuation des eaux. Preuve en est que l'infiltration percolation permet d'assurer, dans le cadre d'une filière adaptée, une réduction de la pollution en éléments physicochimiques majeurs, répondant ainsi aux normes fixées par la directive de mai 1991 sur les eaux résiduaires, et un abattement en coliformes fécaux supérieur à 3 unités logarithmiques.

Dans la perspective de la date butoir de décembre 2005 fixée par la directive 2000/60/CE où toutes les eaux usées devront être traitées et répondre aux normes en matière de rejet des eaux fixées par la directive européenne de mai 1991 relative aux eaux résiduaires, les procédés d'infiltration semblent devoir être privilégiés pour le traitement et l'évacuation des eaux usées de petites communes.

L'évaluation des risques sanitaires était nécessaire afin de déterminer l'impact de l'infiltration sur les eaux souterraines. L'exemple étudié a permis de démontrer le risque sanitaire avéré lié au bore et aux virus dans certaines conditions géologiques. De même, les œstrogènes, à effet perturbateur endocrinien, par leur très faible dose d'action, constituent des molécules auxquelles il faudra porter un intérêt grandissant.

C'est dans cette direction que doivent s'orienter les recherches, notamment, sur la faculté d'adsorption des virus dans les sols encore mal renseignée et les relations dose réponse associées aux œstrogènes, molécules dont le danger n'est apparu que très récemment. Ces deux éléments pourraient apporter de précieuses informations sur l'impact des procédés d'infiltration des eaux usées vers les nappes et nous permettrait d'appréhender, à une plus grande échelle, les problèmes liés à la pollution des aquifères.

Si l'infiltration constitue un procédé d'épuration relativement efficace vis-à-vis de la pollution globale, on peut néanmoins s'interroger sur la place d'un procédé dont on sait qu'il participe à la contamination des aquifères, notamment en bore, en nitrates et en œstrogènes : des ressources en eaux souterraines, aujourd'hui inexploitées, mais auxquelles nous devrions faire appel demain, peuvent alors être contaminées par le fonctionnement des filtres. La directive 2000/60/CE ne précise-t-elle pas le retour à des conditions « pré-anthropiques » concernant la qualité des eaux souterraines ? D'une façon ou d'une autre, l'infiltration percolation devra s'intégrer dans ce contexte réglementaire européen.

Annexes

- ANNEXE 1 : Carte IGN de la région de Sainville
- ANNEXE 2 : Carte géologique de la région de Sainville
- ANNEXE 3 : Carte piézométrique de la région de Sainville (BRGM)
- ANNEXE 4 : Carte piézométrique de la région de Sainville (simulation)
- ANNEXE 5 : Migration du bore dans les calcaires au bout de 5 ans et 40 ans de filtration
- ANNEXE 6 : Description de la station d'épuration de Sainville
- ANNEXE 7 : Description de la station d'épuration de Trélévern
- ANNEXE 8 : Courbe granulométrique du sable du massif filtrant de Trélévern
- ANNEXE 9 : Courbe granulométrique du sable conseillée par le CEMAGREF
- ANNEXE 10 : Analyse d'eau à la station d'épuration de Sainville
- ANNEXE 11 : Analyse d'eau à la station d'épuration de Trélévern
- ANNEXE 12 : Lexique des termes hydrogéologiques

Annexe 1

Carte IGN de la région de Sainville

A detailed topographic map of the Paris region, France, showing the Seine river, major roads, and urban areas. The map is oriented with North at the top. Key locations labeled include Paris, Nanterre, and St. Denis. The map is marked with a red outline and a red 'X'.

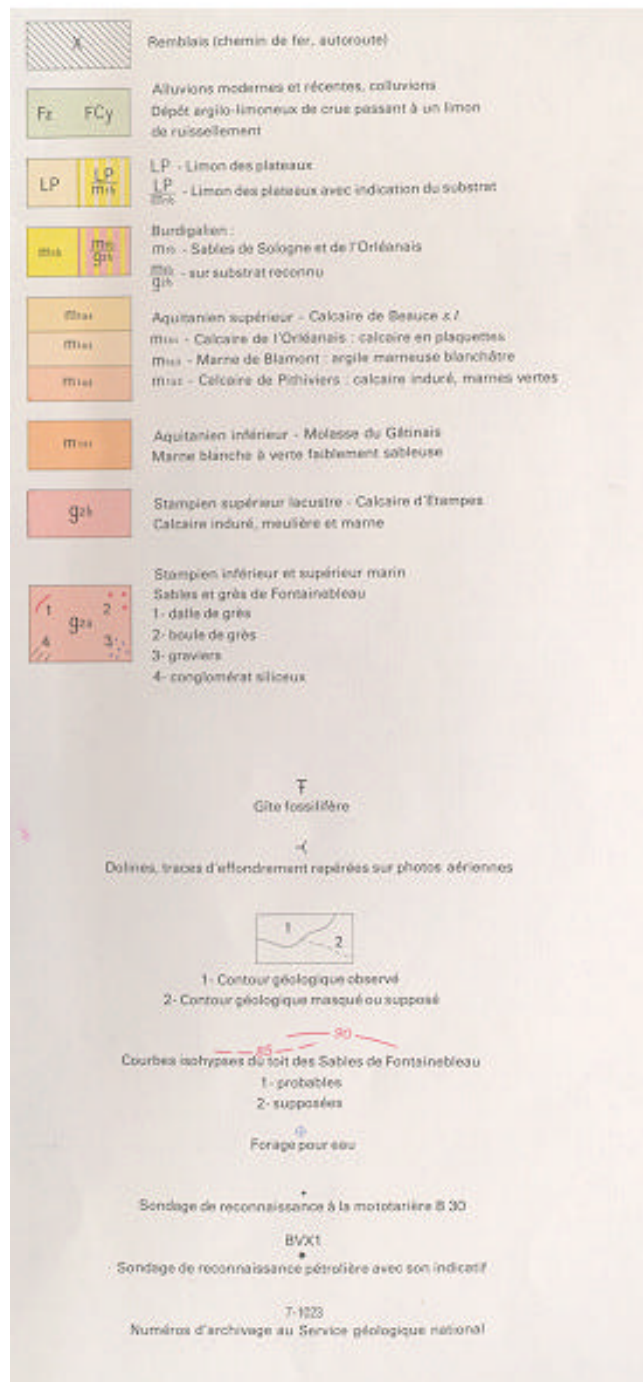
station d'épuration

- Captages en projet.shp
- Captages
- Périmètre immédiat.shp
- Périmètre éloigné.shp
- Périmètre rapproché.shp



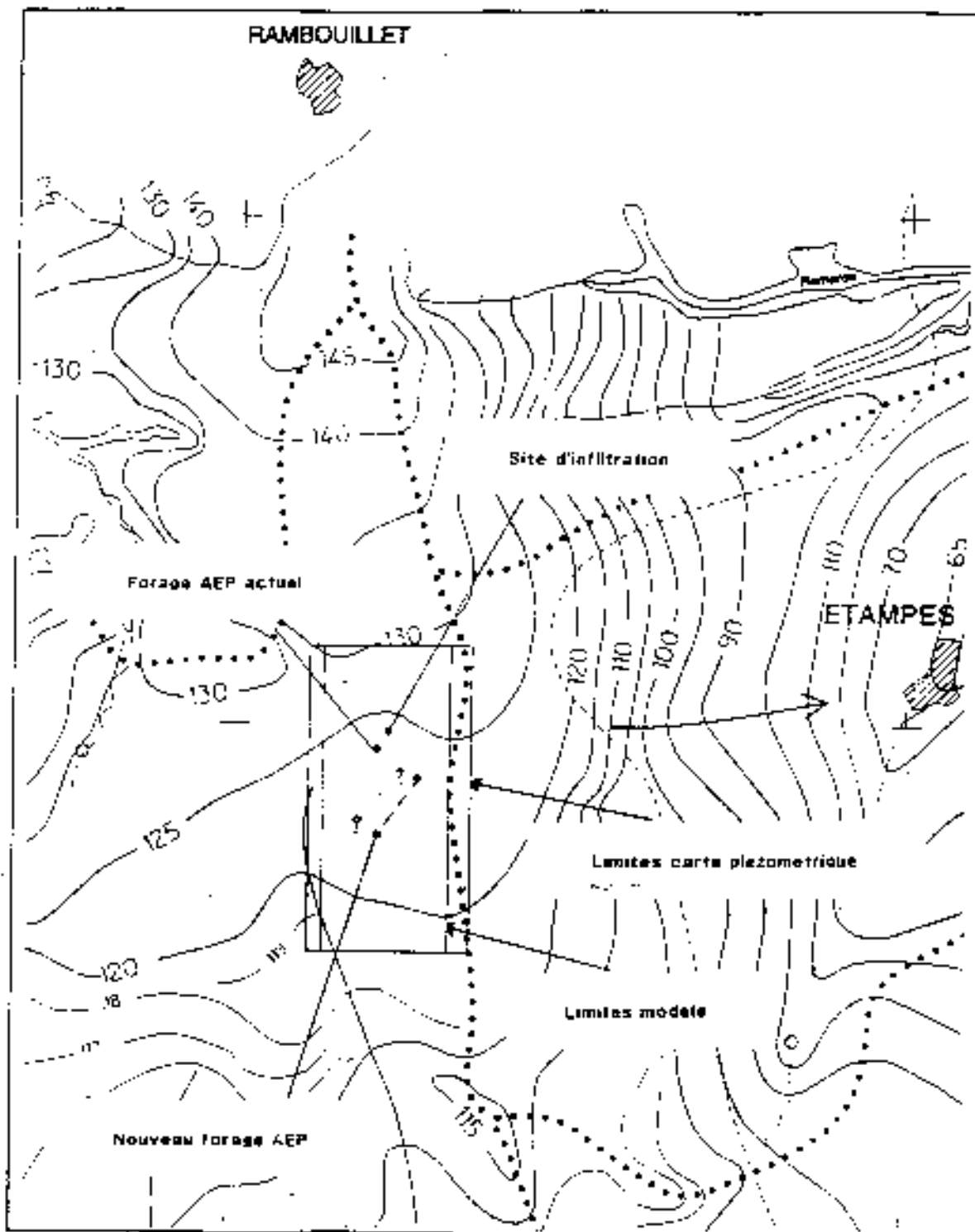
Annexe 2

Carte géologique de la région de Sainville



Annexe 3

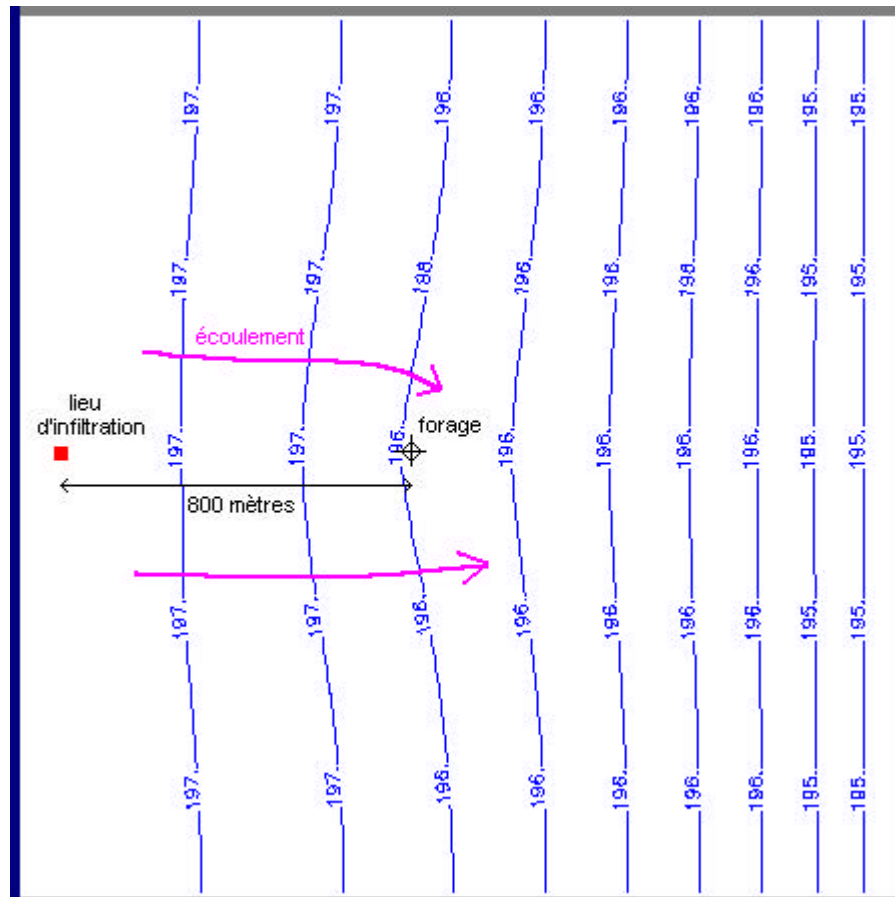
Carte piézométrique de la région de Sainville (BRGM)



Extrait de la piézométrie de la nappe des calcaires de Beauce, basses eaux, 1994.

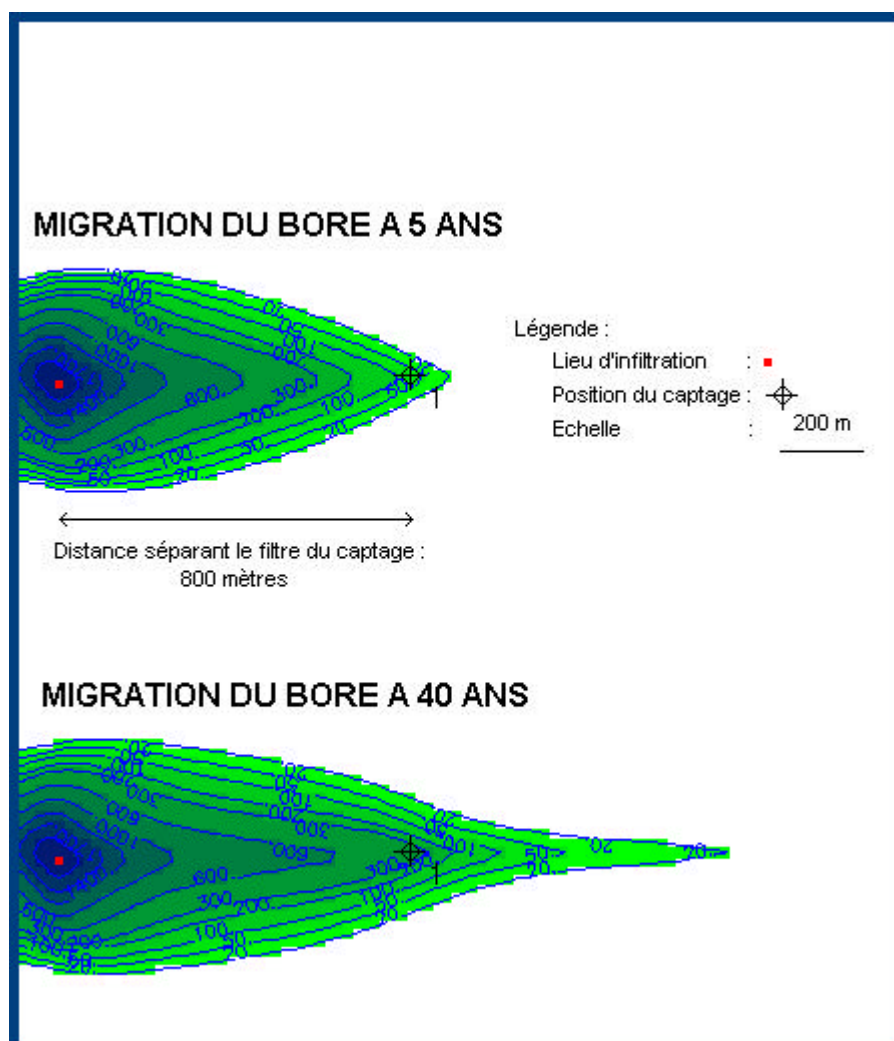
Annexe 4

Carte piézométrique de la région de Sainville (simulation)



Annexe 5

Migration du bore dans les calcaires



Annexe 6

Description de la station d'épuration de Sainville

Réseau d'assainissement :

Il s'agit d'un réseau séparatif de construction récente.

Dimensionnement et mise en service de la station :

Elle est mise en service en 1998 pour un dimensionnement de 1200 éq. hab.

Prétraitement :

La station est équipée d'un ouvrage combiné de dégrillage dessablage, à dégrilleur automatique. Les refus de la grille sont évacués avec les ordures ménagères ou mis en décharge. Une installation de dégraissage déshuilage complète l'équipement. Les graisses sont évacuées et éliminées avec les ordures ménagères.

Traitement secondaire :

Le dispositif existant est le traitement biologique par boues activées en aération prolongée.

L'aération est réalisée par insufflation d'air. Le bassin d'aération est dimensionné pour ne pas dépasser une charge massique de l'ordre de 0,1 kg de DBO₅/j/kg de MVS pour une concentration de boues de 4 g/L et pour un temps de séjour dans le bassin qui ne doit pas être inférieur à 2 heures en période de pointe de temps sec.

La clarification est dimensionnée sur la base de l'indice volumétrique des boues et la concentration en boues du bassin d'aération. La vitesse ascensionnelle ne doit pas dépasser 0,6 m/s en période de pointe et par temps sec.

Traitement tertiaire :

Il s'agit d'une infiltration percolation avec évacuation des effluents dans la nappe. Il se compose d'un filtre à sable de 2 mètres d'épaisseur et de 4 sprinklers évacuant 180 m³ d'eau chaque jour vers le milieu souterrain. Les données sur la granulométrie du sable sont absentes. La surface d'infiltration est de 675 m², ce qui correspond à une hauteur d'infiltration de 27 cm/j.

Traitement des boues :

L'extraction des boues en excès est assuré par une pompe distincte de celle de recirculation. Le silo de stockage des boues est dimensionné pour une capacité de 9 mois.

Fonctionnement :

Pas de problèmes majeurs rencontrés depuis la mise en service.



Vue générale de la station d'épuration :

On identifie ici le bassin d'aération à droite, le clarificateur à gauche, et le bassin recevant le flux d'eau traité avant infiltration entre ces deux ouvrages. Le filtre à sable se distingue en arrière plan avec ses quatre sprinklers.



Système d'aspersion par sprinkler :

Les 4 sprinklers de la station évacuent vers le milieu souterrain 180 m^3 d'eau par jour. Chaque sprinkler fonctionne 6 heures par jour. La hauteur de sable du bassin est de 2 m.



Clarificateur :

Son volume est de 170 m^3 , sa surface de 56 m^2 .



Bassin d'aération :

Le diamètre intérieur est de 7,3 m, et la hauteur d'eau de 5 m. Son volume utile est de 210 m^3 .
L'aération est réalisée par insufflation d'air.

Annexe 7

Description de la station de Trélévern

Réseau d'assainissement :

Il s'agit d'un réseau séparatif.

Dimensionnement et mise en service de la station :

Sa mise en service date de 1992 et elle est dimensionnée pour 600 éq. hab.

Prétraitement :

Il se compose d'un dégrilleur automatique.

Traitement primaire :

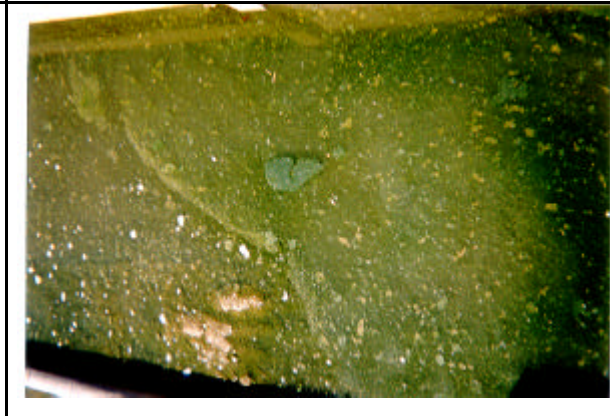
Il est constitué par un décanteur digesteur d'un volume de 100 m³. Un tel volume est adapté à la quantité d'effluent reçu par la station. Le décanteur est vidé tous les 3 mois.

Traitement secondaire :

5 bassins d'infiltration de 165 m² chacun assurent le traitement principal de l'effluent. Chaque bâchée est de 11 m³ et un bassin reçoit une bâchée par jour, ce qui correspond à une lame d'eau infiltrée de l'ordre de 7 cm. Les filtres sont grattés tous les mois. Les bassins ont une épaisseur de 1,1 à 1,5 mètre de sable.

Fonctionnement :

Une bâchée mettait à l'origine 20 minutes pour s'infiltrer, il lui faut aujourd'hui 24 heures, ce qui traduit un colmatage important des filtres.

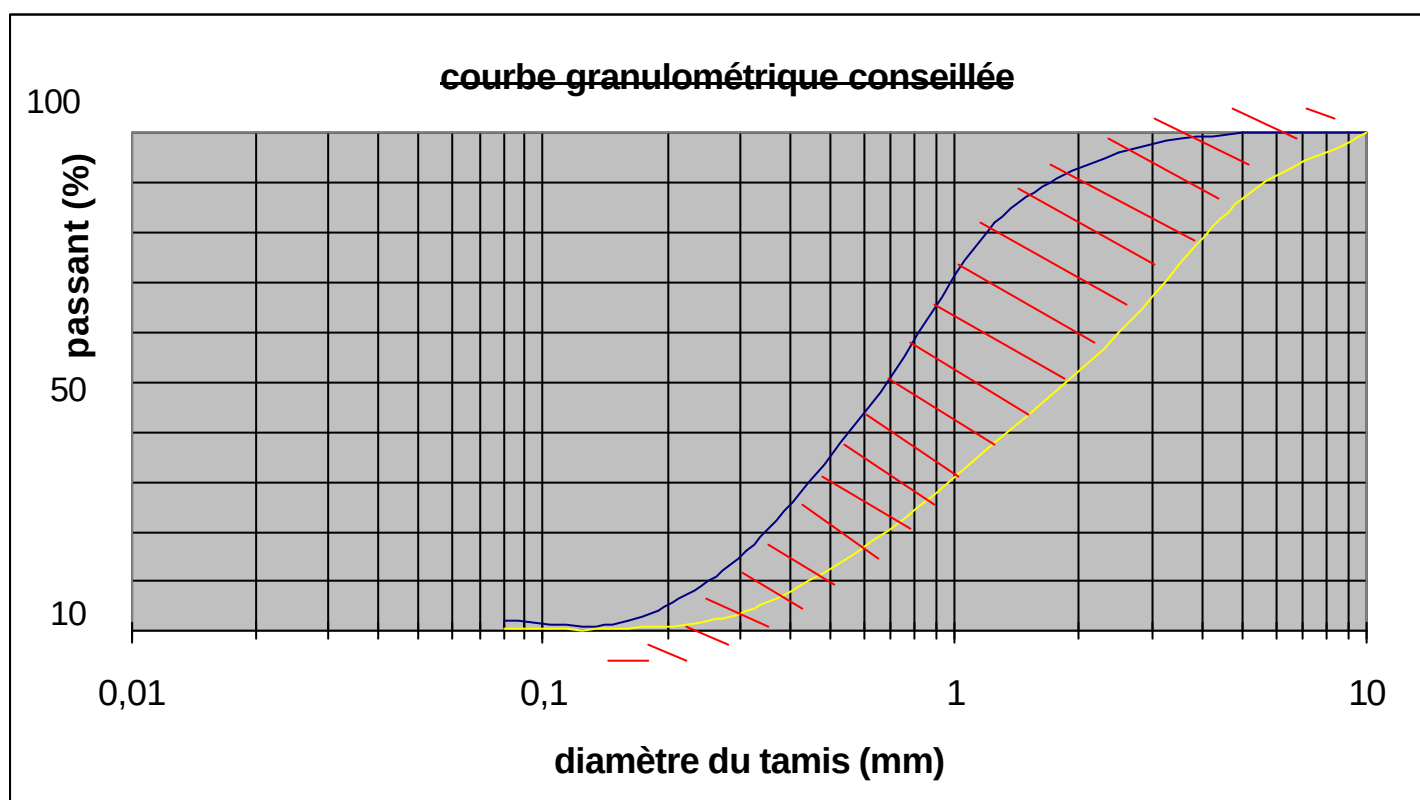
	
<u>Système de répartition de l'effluent :</u> La bâchée est répartie à la surface du filtre grâce à un tuyau percé de fentes. On remarque sur le cliché que cette répartition n'est pas homogène, l'effluent n'atteignant pas toute la longueur du tuyau.	<u>Filtre à sable colmaté :</u> Sur ce cliché, on voit comment l'eau reste en surface après répartition de l'effluent. L'évaporation est sans doute le mécanisme prépondérant dans la diminution du niveau d'eau à la surface du filtre.
	
<u>MES retenues à la surface du sable :</u> Une fois l'effluent infiltré, les MES retenues s'accumulent en surface de filtre et leur retrait est nécessaire afin d'éviter le colmatage physique de l'ouvrage.	<u>Bloom algal du à la stagnation de l'eau :</u> L'eau ne s'infiltrant pas, elle reste en surface du massif sableux et les algues trouvent alors des conditions optimales pour leur croissance. Ce phénomène est typique d'un dysfonctionnement du filtre à sable.

Annexe 8

Courbe granulométrique du sable de Trélévern

Date du prélèvement du sable : juillet 2002

Lieu de déroulement de l'analyse : Laboratoire EGERIES, ENSP, Rennes

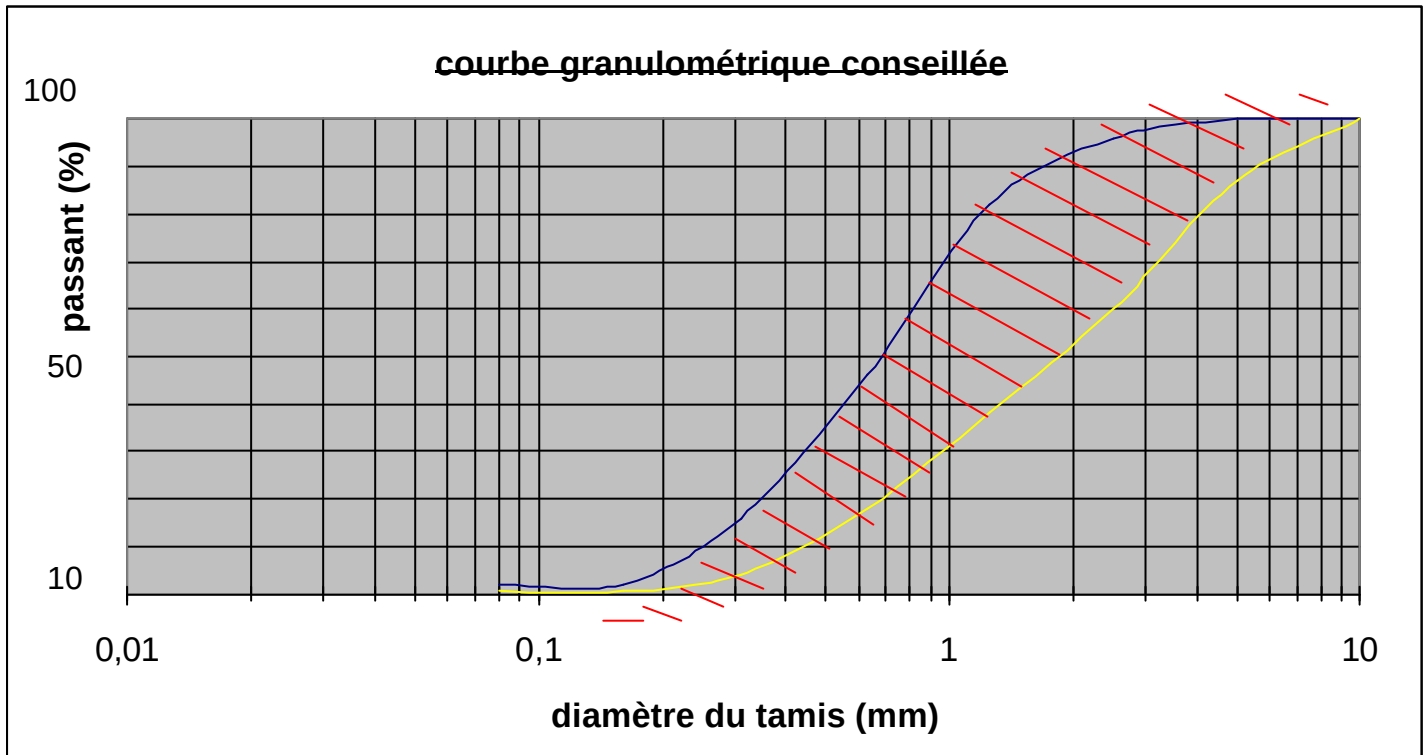


Données obtenues sur le sable de Trélévern	Données conseillées par le CEMAGREF
$d_{10} = 23 \text{ mm}$	d_{10} entre 25 et 40 mm
Coefficient d'uniformité = 2,6	Coefficient d'uniformité entre 3 et 6

Annexe 9

Courbe granulométrique du sable conseillé par le CEMAGREF

Source : CEMAGREF, 2001



Annexe 10

Analyse d'eau à la station d'épuration de Sainville

	MES (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DCO (mg/L)	N kj (mg/L)
Eaux brutes	430	300	730	178
Eaux avant infiltration	3	2	40	7
Norme de rejet Arrêté du 22/12/94	35	25	125	15 (N global)

Date de l'analyse : février 2002

Annexe 11

Analyse d'eau à la station d'épuration de Trélévern

	MES (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DCO (mg/L)	N kj (mg/L)
Eaux en sortie de décanteur primaire	79	310	591	
Eaux en sortie de station (après infiltration)	9	10	61	35
Norme de rejet Arrêté du 22/12/94	35	25	125	15 (N global)

Date de l'analyse : avril 2002

Annexe 12

Lexique des termes hydrogéologiques

Aquifère : il s'agit d'une formation hydrogéologique perméable permettant l'écoulement significatif d'une nappe d'eau souterraine et le captage de quantités d'eau appréciables, par des moyens économiques.

Coefficient d'adsorption : le coefficient d'adsorption K_d permet de quantifier le retard que prend un contaminant s'écoulant dans un aquifère. On le définit par :

$$R = 1 + K_d = V_e / V_i$$

où : V_e est la vitesse de l'eau,
 V_i est la vitesse du polluant,
 R est le coefficient de retard.

On remarque que si $K_d = 0$, il n'y a pas d'adsorption et donc pas de retard. Le coefficient d'adsorption varie en fonction du polluant et du contenu en matière organique du milieu dans lequel l'écoulement a lieu.

Conductivité hydraulique : elle caractérise l'aptitude d'un réservoir à se laisser traverser par l'eau sous l'effet d'un gradient hydraulique. La conductivité hydraulique correspond au coefficient K de la loi, de Darcy et s'exprime en $m.s^{-1}$.

Dispersivité : la dispersivité est une caractéristique propre du milieu et caractérise l'aptitude de ce milieu à déterminer la dispersion cinématique de fluides en déplacement. Elle présente une composante parallèle à la direction de l'écoulement (composante la plus importante) une autre perpendiculaire à celle-ci. Généralement, la dispersivité longitudinale est 10 fois plus grande que la dispersivité transversale. Elle s'exprime en mètres.

Karst : formation géologique typique des roches carbonatées dont l'aptitude à la dissolution est grande. Les karsts sont caractérisés par des réseaux de chenaux et de cavernes particulièrement ouverts aux écoulements souterrains. Les valeurs en porosité et perméabilité y sont très élevées.

Ligne d'écoulement : orthogonale aux lignes piézométriques, elles correspondent au mouvement du fluide.

Ligne piézométrique (ou équipotentielle) : courbe reliant les points de même charge hydraulique.

Porosité efficace : c'est l'ensemble des vides d'un matériau géologique pouvant contenir un fluide (eau, gaz) et contribuant à la perméabilité de ce matériau (les vides doivent être connectés entre eux).

Bibliographie

AGENCE DE L'EAU (1996). Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : état de l'art et études de cas. Etude inter Agences N°9, 89 p.

AGENCE DE L'EAU SEINE NORMANDIE, CONSEIL GENERAL DE L'EURE (2001). Epuration des eaux usées domestiques par filtration sur sable : prescriptions et recommandations pour la conception et la réalisation. 56 p.

BANTON, BANGOY (1999). Hydrogéologie : multiscience des eaux souterraines. Presses de l'Université du Québec Ed., AUPELF-UREF, 450 p.

BEURET, KOHLER, BAUMGARTNER, LUTHI (2002). Norwalk-like virus sequences in mineral waters : one-year monitoring of three brands, *Applied and Environmental Microbiology*, 1925-1931.

BOSCH, LUCENA, GIRONES, JOFRE (1986). Survey of viral pollution in Besos River, *J.W.P.C.F.*, 58, 87-91.

BOUWER, Mc CARTY, RICE (1984). Organic contaminant behaviour during rapid infiltration of secondary wastewater at the Phoenix 23rd Avenue Project, *Water Research*, 18, 4, 463-472.

BOUWER, RICE, LANCE, GILBERT (1980). Rapid infiltration research at Flushing Meadows project, Arizona, *J.W.P.C.F.*, 52, 10, 2457-2470.

BUTTERWICK, DE OUDE, RAYMOND (1989). Safety assessment of boron in aquatic and terrestrial environments, *Ecotoxicology Environmental Safety*, 17, 339-371.

CARRE et DUFILS (1991). Wastewater treatment by infiltration basins : usefulness and limits – sewage plant in Créances (France), *Water Science and Technology*, 24, 9, 287-293.

CASTILLO, MENA, DIBARRART, HONEYMAN (2001). Water quality improvement of treated wastewater by intermittent soil percolation, *Water Science and Technology*, 43, 12, 187-190.

CEMAGREF, LIENARD, GUELLAF, BOUTIN (2001). Choice of the sand for filters for secondary treatment of wastewater. *Water Science and Technology*, 44, 2-3, 189-196.

CONRAD, TILLAUT, VIDY (2002). Virus et eau potable. Atelier Santé Environnement, Ecole Nationale de la Santé Publique.

CONSEIL SUPERIEUR D'HYGIENE PUBLIC DE FRANCE (1996). La réutilisation des eaux usées après épuration, Recommandations du CSHPF, *Techniques Sciences et Méthodes*, 2, 2.

DIZIER, NASSER, LOPEZ (1984). Penetration of different human pathogenic viruses into sand columns percolated with distilled water, groundwater or wastewater, *Applied and Environmental Microbiology*, 47,2, 409-424.

DOMENICO, SCHWARTZ (1997). Physical and chemical hydrogeology, John Wiley and sons Ed., 500 p.

ENSP (1999). Synthèse sur l'hépatite A, 5 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992). Draft ground-water disinfection rule. EPA 811/P-92-001, Office of Water.

GANTZER, SCHWARTZBROD (2000). Enteroviruses : occurrences and persistence in the environment, Faculté de Pharmacie de Nancy, 9 p.

GERBA, ROSE (1985). Viruses in sources and drinking water.

GOFTI-LAROCHE, POTELON, DA SILVA et al. (2001). Description de la consommation d'eau de boisson dans certaines communes françaises, *Revue épidémiologique de Santé Publique*, 49, 411-422.

GUILLOTEAU (1992). Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation, thèse de Doctorat, Université de Strasbourg, 240 p.

GUILLOTEAU (1993). Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation, *Techniques Sciences et Méthodes*, 6, 337-341.

GUIOLLOT, LETOLLE, PINTA (1980). Le bore dans les effluents urbains : essais d'interprétation en termes de bilan éco-sociologique, *Techniques Sciences et Méthodes*, 10, 511-515.

HASS, ROSE, GERBA (1993). Risk assessment of virus in drinking water. *Risk Analysis*, N°13, pages 545-552.

HASS, ROSE, GERBA (1999). Quantitative microbial risk assessment, John Wiley and sons Ed., 450 p.

HURST (1989). Fate of viruses during wastewater sludge treatment processes, *Crit. Rev. Environ. Control.*, 18, 293-299.

LAGERKVIST (1999). Landfill Technology. Luleå University of Technology, Department of Environmental Engineering, 400 p.

LANCE, GERBA, MELNICK (1976). Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent, *Applied and environment microbiology*, 32, 4, 520-526.

LANCE, GERBA (1984). Virus movement in soil during saturated and unsaturated flow, *Applied and Environmental Microbiology*, 47,2, 335-337.

LEFEVRE (1988). Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation : étude expérimentale et définitions du procédé, Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 257 p.

LEGEAS, CARRE, BERNAT, BOBULESCO (1994). Traitement d'un effluent primaire par infiltration : influence de la granulométrie du sable, *Sciences et Techniques de l'Eau*, 27, 2, p 19-25.

LESAVRE, BRISSAUD (1993). Infiltration percolation in France : a ten years experience. Agence de l'eau Seine Normandie, Laboratoire d'Hydrologie et Modélisations de Montpellier, 7 p.

MAKNI (2001). Disinfection of secondary effluents by infiltration percolation, *Water Science and Technology*, 43, 12, 175-183.

METCALF, EDDY (1991). Wastewater engineering : treatment, disposal and reuse, third edition, Mc Grow Hill International Ed., Civil engineering series, 1130 p.

MUTTI, BRADLOW, MICHELI, KROGH et al (2000). Estrogen metabolism and risk of breast cancer : a prospective study of the 2:16Hydroxysterone Ratio in premenopausal and postmenopausal women, *Epidemiology*, 11,6, 635-640.

OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU, AGENCES DE L'EAU, CEMAGREF, COMMISSION EUROPEENNE (2001), Guide : procédés extensifs d'épuration des eaux usées, 42 p.

OMS (1998). Environmental Health Criteria for Boron, International programme on chemical safety, 145 p.

ROBERTSON, STEPHEN, EDBERG (1997). Natural protection of spring and well drinking water against surfac microbial contamination, Hydrogeological parameters, *Critical Reviews in Microbiology*, 23, 2, 143-178.

SAFFERMAN, MORRIS (1976). Assessment of virus removal by a multistage activation sludge process, *Water Research*, 10, 413-420.

SCHMITT (1989). Modélisation de l'épuration par infiltration. Diplôme de Doctorat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 261 p.

SCHWARTZBROD (1991). Virologie des milieux hydriques, TEC & DOC, Editions Lavoisier, 303 p.

SHARPE, SKAKKEBAEK (1993). Are oestrogens involved in falling sperm counts and disorders of the male reproductive tract ?, *The Lancet*, 341, 5, 1392-1395.

SHEEHAN, WILLINGHAM, GAYLOR, BERGERON, CREWS (1999). No threshold dose for estradiol-induced sex reversal of turtle embryos : how little is too much ? *Environ. Health Perspective*, 107, 2, 155-144.

SHUVAL, LAMPERT, FATTAL (1997). Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture, *Water Science and Technology*, 35, 11/12, 15.

SKAKKEBAEK, EWA et al (1998). Germ cell cancer and disorders spermatogenesis : an environmental connection ? *APMIS* 1998, ISSN 0903-4641.

TOPPARI, SKAKKEBAEK (1996). Environmental hormone disrupters and their potential impact during development.

Communications orales :

CARRE (juillet 2002), Ecole Nationale de la Santé Publique, Rennes.

LEGEAS (juillet 2002), Ecole Nationale de la Santé Publique, Rennes.

LESAVRE (juillet 2002), Agence de l'Eau Seine Normandie, Nanterre.

LE GUYADER (juillet 2002), IFREMER, Département de Virologie, Nantes.

LEGEAS (août 2002), Ecole Nationale de la Santé Publique, Rennes.