

Document public

# Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59)

BRGM/RP-52215-FR  
mars 2003



# Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59) Synthèse générale

**BRGM/RP-52215-FR**  
mars 2003

Étude réalisée dans le cadre du projet  
de Recherche du BRGM 00POLD05

**M.L. Noyer**  
avec la collaboration de  
**Belkessam L. (CNRSSP), Caous J.Y., Courouble L., Laperche V. (CNRSSP),  
Malavielle P., Mardhel V., Pinson S., Vidart B. (ANTEA), Vinchon C.**



Mots clés : Champs captants irremplaçables, Craie, Lille, Code MARTHE, Modèle numérique, Transport de polluants industriels, Zone non saturée.

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

Noyer M.L. avec la collaboration de Belkessam L., Caous J.Y., Courouble L., Laperche V., Malvielle P., Mardhel V., Pinson S., Vidart B., Vinchon C. (2003) - Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59). Synthèse générale. BRGM/RP-52215-FR, 60 p., 17 fig., 3 tabl.

© BRGM, 2003, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

## Synthèse

La présente étude s'inscrit dans le cadre du projet de recherche POLD05 « Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59) » dont le maître d'ouvrage est le BRGM. Ce projet, réalisé en partenariat avec le CNRSSP, a bénéficié du soutien financier du Fond Européen de Développement Régional (FEDER) dans le cadre des programmes « objectif 2 et objectif 2 transitoire » (conventions 2002-07-226-22 et 2002-07-226-23), d'une dotation de recherche par le BRGM et d'une aide financière du CNRSSP, dans le cadre de sa convention avec l'Agence de l'Eau Artois Picardie.

L'objectif initial du projet POLD05 était de quantifier l'effet cumulatif d'un nombre important d'anciennes activités industrielles et de prédire par modélisation leur incidence sur la qualité d'une nappe intensivement exploitée à des fins d'alimentation en eau potable. La zone d'étude choisie correspond à l'aire d'alimentation des champs captants dits « irremplaçables » dans le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion de l'Eau (SDAGE), au sud de Lille (59).

Les étapes du travail effectivement réalisé, largement décrites dans les rapports en référence, ont permis de répondre au moins partiellement à cet objectif.

- L'analyse des activités industrielles présentes dans le domaine d'étude ainsi que la caractérisation des polluants potentiellement présents sur chaque site ont été menées à bonne fin, sur la base des données des IHR. Une analyse des risques environnementaux en utilisant la méthodologie ESR sur des données existantes a ensuite été appliquée à un échantillon d'une quinzaine de sites choisis pour la représentativité de leur activité et la disponibilité des informations les concernant. L'étude des sites retenus a permis d'estimer l'impact potentiel de chacun sur son environnement sur la base d'un classement en trois catégories (site à risque majeur, site à surveiller, site banal). Cependant, on a constaté qu'aucune information quantitative permettant de caractériser les flux de polluants actuels ou passés pouvant ou ayant pu s'infiltrer au droit de ces sites n'était disponible.
- L'étude bibliographique du comportement des polluants retenus pour l'étude (chrome, cadmium, zinc et arsenic d'une part, BTEX et naphtalène d'autre part) a donné des indications intéressantes sur les plages de variation de leurs paramètres physico-chimiques : notamment, le coefficient de partage solide/liquide ( $k_d$ ) qui introduit un facteur de retard dans le transport en solution. Cependant, si les plages de variation des  $k_d$  déduites de la littérature sont pour les polluants organiques relativement faibles, elles s'avèrent extrêmement importantes pour les polluants métalliques, en fonction en particulier du pH et de la spéciation de l'élément. En l'absence de mesures de terrain et d'analyses permettant de cerner ces paramètres, il a été nécessaire, à l'étape de modélisation numérique, de faire appel à des résultats d'études antérieures menées sur un site voisin géographiquement et comparable du point de vue du contexte géologique.
- La synthèse géologique et hydrogéologique a permis de bien faire le point sur les connaissances concernant l'aquifère capté, ses caractéristiques, son environnement, son évolution au cours des quarante dernières années sous l'effet

des variations climatiques et des divers types de prélèvements. Des lacunes ont cependant été mises en évidence en particulier sur les chroniques de prélèvements. L'acquisition de données complémentaires a été effectuée dans le cadre du projet avec, en particulier l'établissement de deux cartes piézométriques détaillées en situation de Basses Eaux de novembre 2000 et de Hautes Eaux d'avril 2001 ainsi que des analyses d'eau sur trente points d'observation de la nappe. Ces analyses ont montré que les concentrations en polluants industriels retenus pour l'étude étaient presque partout inférieures au seuil de dosabilité.

- L'étape suivante a consisté dans la mise en place du SIG dédié à l'étude, lequel remplit plusieurs fonctions, en particulier : aide à la compréhension du fonctionnement hydrogéologique et à la définition du modèle conceptuel des écoulements, grâce à la modélisation géométrique tridimensionnelle et aussi stockage des données en couches thématiques et aide à la diffusion de l'information via le média cartographique.
- Pour la modélisation numérique des écoulements et du transport qui constitue l'étape finale du projet, on peut distinguer deux phases principales :
  - 1) la construction et le calage du modèle hydrodynamique de la nappe ;
  - 2) la simulation du transport potentiel de polluant depuis le sol jusqu'aux champs captants à travers la zone non saturée et l'aquifère.

La première phase qui s'appuyait sur des données recueillies au cours des étapes précédentes a permis d'aboutir à une représentativité générale satisfaisante du modèle hydrodynamique sur la période d'étude, compte tenu des lacunes restant sur les chroniques de prélèvements. Le modèle ainsi réalisé est capable de restituer correctement les fluctuations piézométriques passées, les vitesses moyennes dans l'ensemble du domaine et leurs évolutions sur la période d'étude, ainsi que les trajectoires moyennes des polluants potentiels dans la nappe, à partir de leurs points sources.

En revanche, faute de données quantitatives disponibles concernant les concentrations et flux de polluants, il n'a pas été possible d'utiliser la même approche, calée sur des observations, pour la modélisation du transport. On s'est donc orienté vers une étude théorique et paramétrique permettant de suivre le trajet des polluants depuis le sol de cinq des sites répertoriés, dans différentes conditions et à l'aide de scénarios simplificateurs. On a effectué une analyse de sensibilité en fonction de différents paramètres significatifs : la présence ou non de Zone Non Saturée (ZNS), l'état initial de cette ZNS quand prise en compte, la valeur du  $k_d$  dans la ZNS, l'augmentation des prélèvements à Emmerin.

On a ainsi constaté que les polluants métalliques considérés restent confinés dans les premiers centimètres du sol. En ce qui concerne les polluants organiques, les résultats varient beaucoup en fonction des conditions sur les paramètres ; cependant, les concentrations simulées restent faibles au regard de l'hypothèse majorante d'une concentration de la recharge supposée constante et égale à 100 mg/l pendant toute la période d'activité de chaque site.

Il faut cependant rester prudent du fait des hypothèses schématiques retenues. En particulier, l'hypothèse du coefficient de partage  $k_d$  est une approche simplificatrice qui ne rend pas compte de l'ensemble des mécanismes chimiques complexes qui

gouvernent la propagation des polluants, qu'ils soient de type métallique ou organique. L'état de la science à ce jour ne permet pas la modélisation couplée transport-chimie qui tienne compte de tous ces paramètres. Par ailleurs, il serait indispensable pour aborder ce type de modélisation d'avoir une meilleure connaissance des données nécessaires telles que la répartition réelle des polluants en surface et leur quantification ainsi que des évolutions au cours du temps de leur concentration dans les sols et dans la nappe.

En résumé, il ressort des résultats de cette étude une connaissance qualitative de la pression industrielle dans le secteur considéré et une modélisation hydrodynamique de l'aquifère bien calée sur des données de terrain. La modélisation du transport des polluants potentiels dans cet aquifère, basée sur des scénarios limites souligne que, au bout d'une trentaine d'années, les polluants métalliques potentiels sont piégés dans les premiers centimètres du sol, tandis que les polluants organiques potentiels atteindraient la zone des champs captants à une concentration très faible, d'un facteur  $10^{-7}$  au regard de celle qui pourrait être introduite, sauf dans le cas d'une augmentation des prélèvements où, au droit de ces prélèvements, ce facteur ne serait plus que de  $10^{-4}$ . À titre de précaution, il serait donc raisonnable de ne pas trop augmenter les prélèvements. L'acquisition de données quantitatives sur les polluants entrants et une meilleure connaissance de leur comportement physico-chimique au sein des milieux de transfert permettrait d'être plus précis dans la modélisation du transport de ces polluants.



## Sommaire

<b>1. Introduction</b> .....	11
<b>2. Problématique et démarche retenue</b> .....	13
2.1. Contexte .....	13
2.2. Objectifs initiaux.....	14
2.3. Déroulement du projet .....	14
2.4. Choix de la zone d'étude .....	15
<b>3. Principaux résultats</b> .....	19
3.1. Analyse des activités industrielles .....	19
3.2. Étude du comportement des éléments polluants.....	22
3.3. Synthèse géologique et hydrogéologique.....	24
3.4. Acquisition de nouvelles données .....	27
3.5. Mise en place du SIG .....	28
3.6. Modélisation numérique des écoulements et du transport des substances polluantes .....	32
3.6.1. Construction et calage du modèle hydrodynamique de la nappe de la craie .....	33
3.6.2. Problèmes rencontrés pour la modélisation du transport .....	38
3.6.3. Modélisation de la zone non saturée .....	40
3.6.4. Modélisation du transport dans la nappe.....	46
<b>4. Conclusions/recommandations</b> .....	55
<b>Bibliographie</b> .....	59

## Liste des figures

Fig. 1 - Situation géographique de la zone concernée par l'étude.....	16
Fig. 2 - Exploitation et suivi de la nappe de la craie dans la zone d'étude. ....	17
Fig. 3 - Répartition par catégorie des activités des groupes 1 et 2.....	20
Fig. 4 - Évolution des prélèvements dans l'aquifère entre 1957 et 2001 .....	27
Fig. 5 - Exemple de bloc diagramme composé des surfaces géomorphologiques et géologiques composant le système.....	31
Fig. 6 - Carte des hautes eaux comparée au toit de l'aquifère. ....	32
Fig. 7 - Conditions aux limites du modèle .....	36
Fig. 8 - Calage en transitoire-restitution au piézomètre 201 C 126. ....	37
Fig. 9 - Calage en transitoire-restitution au piézomètre 201 B 15.....	39
Fig. 10 - Topographie de la zone d'étude avec localisation des sites.....	41
Fig. 11 - Site 3 - Évolution de la concentration à la nappe (3 m) - $k_d = 1,55$ l/kg. ....	45
Fig. 12 - Site 3 - Évolution complémentaire sur trente-six ans de la concentration à la nappe (3 m) - $k_d = 1,55$ l/kg.....	45
Fig. 13 - Concentration simulée en fin de scénario 1 - $k_d = 0,1$ l/kg dans la ZNS - état initial de la ZNS très sec. ....	48
Fig. 14 - Concentration simulée en fin de scénario 2 - $k_d = 1,55$ l/kg dans la ZNS - état initial de la ZNS très sec. ....	49
Fig. 15 - Concentration simulée en fin de scénario 3 - pas de prise en compte de la ZNS.....	51
Fig. 16 - Concentration simulée en fin de scénario 4 - $k_d = 1,55$ l/kg dans la ZNS - suite du scénario 2 - prélèvements inchangés. ....	52
Fig. 17 - Concentration simulée en fin de scénario 5 - $k_d = 1,55$ l/kg dans la ZNS - suite du scénario 2 - prélèvements augmentés à Emmerin.....	53

## Liste des tableaux

Tabl. 1 - Propriétés du naphtalène et des BTEX (Gustafson <i>et al.</i> , 1997).....	23
Tabl. 2 - Synthèse des données de prélèvement dans la nappe de la Craie .....	34
Tabl. 3 - Sites retenus pour la modélisation à travers la ZNS. ....	41



# 1. Introduction

L'étude décrite dans ce rapport se situe dans le cadre du projet POLD05 réalisé sur financement du Fond Européen d'aide au Développement Régional (FEDER) dans le cadre des programmes « objectif 2 et objectif 2 transitoire » (conventions 2002-07-226-22 et 2002-07-226-23), de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie via le CNRSSP (Centre National de Recherche sur les Sites et Sols Pollués) et de la Direction de la Recherche du BRGM.

Ce projet avait pour objectif l'évaluation de l'incidence d'un ensemble d'activités industrielles de surface sur la qualité de la nappe de la craie séno-turonienne dans une zone située au sud de Lille, et notamment sur les eaux pompées au droit de champs captants dits « irremplaçables », participant à l'approvisionnement de la Communauté Urbaine de Lille.

À partir de la définition initiale de huit tâches unitaires (cf. § 2.3), les étapes du travail effectivement réalisé ont été les suivantes :

- l'analyse des activités industrielles dans le domaine d'étude comportant la caractérisation des produits polluants potentiellement présents sur chaque site (rapport BRGM 51069) ;
- la synthèse géologique et hydrogéologique des connaissances sur l'aquifère capté (rapport BRGM 52180) ;
- l'acquisition de données géologiques et hydrogéologiques complémentaires (rapport BRGM 52117) ;
- l'étude du comportement des polluants dans le sous-sol (rapport CNRSSP) ;
- la mise en place du SIG dédié à l'étude (rapport BRGM 52210) ;
- la construction du modèle numérique de la nappe de la craie et son calage hydrodynamique sur trente-six années d'observation (rapport ANTEA 25371) ;
- l'évaluation du pourcentage de polluant potentiel qui, infiltré à partir de la surface des sites, pourrait arriver à la nappe par percolation à travers la zone non saturée (rapport BRGM 52101) ;
- la mise au point d'un modèle numérique hydrodispersif permettant de simuler le transport de masse au sein de la nappe de la craie (rapport ANTEA 25395).

Cette synthèse a pour objectif de :

- rappeler la problématique, la démarche et le phasage initial du projet ;
- présenter les difficultés rencontrées et les principaux résultats de chacune des étapes du travail réalisé, décrites en détails dans les rapports précités ;
- formuler des conclusions et des recommandations aux destinataires de l'étude.



## 2. Problématique et démarche retenue

### 2.1. CONTEXTE

La problématique des pollutions industrielles est habituellement considérée en travaillant à l'échelle du site, entité juridique et économique, considérée comme unité d'observation. Dans le cadre de la stratégie nationale mise en place au cours de la dernière décennie par le Chargé de l'Environnement, ces sites sont étudiés et classés en fonction du risque qu'ils présentent vis-à-vis de l'environnement et des populations. Ce risque est pris en compte en fonction de la distinction suivante :

- site pollué présentant un risque majeur,
- site à surveiller,
- site banal ne présentant pas de risque.

Parallèlement à cette gestion des sites pollués (historiques) connus ou potentiels, les DRIRE mènent auprès des « Installations Classées pour la Protection de l'Environnement » (ICPE), une politique de minimisation de l'impact de leurs activités sur l'environnement par le biais d'arrêtés préfectoraux spécifiques. Chaque ICPE respectant les règles édictées dans son (ou ses) arrêté(s), présente ainsi théoriquement un impact faible sur la dégradation de la qualité de l'environnement. Faible... mais non nul, comme toute activité anthropique. De même, chaque site inventorié et géré selon la démarche mise en place par le MATE voit le cas échéant son impact minimisé vis-à-vis de l'environnement.

Dans ce contexte, la problématique à l'origine de ce projet était la suivante : si l'impact de chaque site pollué ou chaque ICPE en activité, pris séparément, peut être considéré comme négligeable, qu'en est-il lorsqu'un ensemble de sites - et donc d'effets locaux - sont cumulés à une échelle plus grande d'une région, d'un bassin versant, d'une entité spatio-économique... en changeant d'unité d'observation ?

Une des cibles directement concernées lorsqu'on effectue ce changement d'échelle est la ressource des nappes phréatiques pour la consommation en eau potable des populations et plus particulièrement leur qualité chimique. Les Agences de l'Eau sont particulièrement sensibles à l'évolution de la qualité des nappes et à leur préservation. Des objectifs de qualité ont d'ailleurs été clairement définis dans les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) au chapitre sur la gestion qualitative de la ressource.

L'Agence de l'Eau Artois-Picardie, gérant les nappes de la région Nord – Pas-de-Calais, est d'autant plus concernée par de tels objectifs que :

- l'eau souterraine constitue plus de 95 % de la ressource en eau pour les populations ;
- la région a une forte densité de population (240 hab/km<sup>2</sup>) avec un réseau d'urbanisation très important ;
- elle a été très industrialisée par le passé et contient à ce titre 50 % des 20 000 ha de friche industrielle recensés en France aujourd'hui ;

- les sites industriels, actuels ou anciens, sont intimement imbriqués dans le tissu urbain.

Dès lors, la gestion prévisionnelle des ressources en eau inclut la préservation vis-à-vis des pollutions de toute origine - et notamment de l'industrie, de l'agriculture et des agglomérations -, de « champs captants irremplaçables » dont la qualité est à protéger à tout prix. Cela sous-entend une très bonne connaissance à la fois du milieu souterrain et des effets de l'ensemble des pollutions générées en surface.

## **2.2. OBJECTIFS INITIAUX**

Le projet avait donc pour objectif l'étude de l'impact d'un ensemble « d'effets locaux » à l'échelle d'une entité hydrogéologique (bassin versant) en cumulant l'influence minimale, mais non nulle, de chaque site pollué (ou potentiellement pollué) existant en surface, en terme de transfert de composés chimiques toxiques.

Pour y parvenir, il était convenu de prendre appui sur le principe d'évaluation des risques (gestion des sites potentiellement pollués selon la stratégie mise en place par le MATE), en visant à estimer les effets potentiels au niveau d'une cible que constitue « un champ captant irremplaçable » tel que défini dans le SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion de l'Eau), et en prenant en compte les effets du stockage des polluants dans le sous-sol, et, dans la mesure du possible, de leur dégradation naturelle, des phénomènes d'adsorption, de mobilisation, de dilution, etc.

Cet objectif impliquait donc la modélisation du comportement probable des sources polluantes et de leur migration potentielle vers la cible, et la simulation de différents scénarii d'évolution à moyen et long terme (plusieurs années), en vue d'une aide à la gestion et à la préservation des nappes pour les autorités concernées.

## **2.3. DÉROULEMENT DU PROJET**

Trois équipes, aux compétences complémentaires, ont été associées dans le projet :

- le BRGM - Service Géologique Régional NPC, pour sa connaissance du milieu souterrain régional et son expérience dans l'inventaire des sites industriels ;
- le BRGM - Service Eau, pour son savoir-faire dans les domaines suivants : traitement des données à l'aide de SIG (Système d'Information Géographique) et modélisation des écoulements et transferts en milieu souterrain (zone non saturée et nappe) ;
- le CNRSSP, pour la connaissance qu'il développe sur le comportement des polluants organiques et minéraux dans le sol et sous-sol autour des sites industriels.

Le projet, focalisé sur une zone au sud de Lille incluant des champs captants « irremplaçables » choisis avec l'Agence de l'Eau Artois-Picardie a été découpé en huit tâches principales programmées de 2000 à 2003 :

1. inventaire des sources potentielles de pollution (BRGM/NPC) ;
2. étude géologique et hydrogéologique détaillée de la zone (BRGM/NPC et EAU) ;

3. étude des impacts des sites inventoriés (BRGM/NPC) ;
4. synthèse des modes de migration des éléments polluants pris en compte (CNRSSP) ;
5. compilation et organisation de l'ensemble des données (BRGM/NPC et EAU) ;
6. modélisation des écoulements et des transferts a) construction et calage du modèle numérique (BRGM/EAU avec sous-traitance ANTEA/STO *pro parte*) ;
7. modélisation des écoulements et des transferts b) scénarios de simulation et d'exploitation de la nappe (BRGM/EAU avec sous-traitance ANTEA/STO *pro parte*) ;
8. synthèse des résultats et valorisation (le présent rapport en constitue le début).

## 2.4. CHOIX DE LA ZONE D'ÉTUDE

La zone choisie pour l'étude, située au sud de Lille, est représentée à la figure 1. Elle a été retenue car elle contient des champs captants « irremplaçables » localisés entre la rivière canalisée de la Deûle et la ville de Seclin.

Ces champs captants, au nombre de quatre : **Emmerin**, **Houplin-Ancoisne**, **Wavrin (Les Ansereuilles)** et **Don**, se situent à environ une dizaine de kilomètres au sud-ouest de l'agglomération lilloise, comme le montrent les figures 1 et 2. Ils sont qualifiés d'« irremplaçables » dans le SDAGE en raison de l'importance de la ressource en eau souterraine qu'ils représentent, tant en quantité qu'en qualité, et qui constitue un élément vital pour l'approvisionnement de la Communauté Urbaine de Lille.

L'aquifère concerné est celui de la craie séno-turonienne présente dans tout le secteur, soit à l'affleurement, dans l'axe Lille-Lens (dôme du Mélantois), soit sous recouvrement tertiaire (bassins des Flandres et d'Orchies) ou/et quaternaire (vallée de la Deûle). La zone plus particulièrement concernée s'étend, d'une part, entre l'agglomération lilloise au nord et le début du bassin minier au sud, d'autre part, entre La Pévèle (Pont-à-Marcq) à l'est et Les Weppes (Marquillies) à l'ouest, sur une superficie d'environ 170 km<sup>2</sup>.

Les limites de la zone d'étude ont été déterminées en tenant compte au mieux possible des limites hydrauliques naturelles.

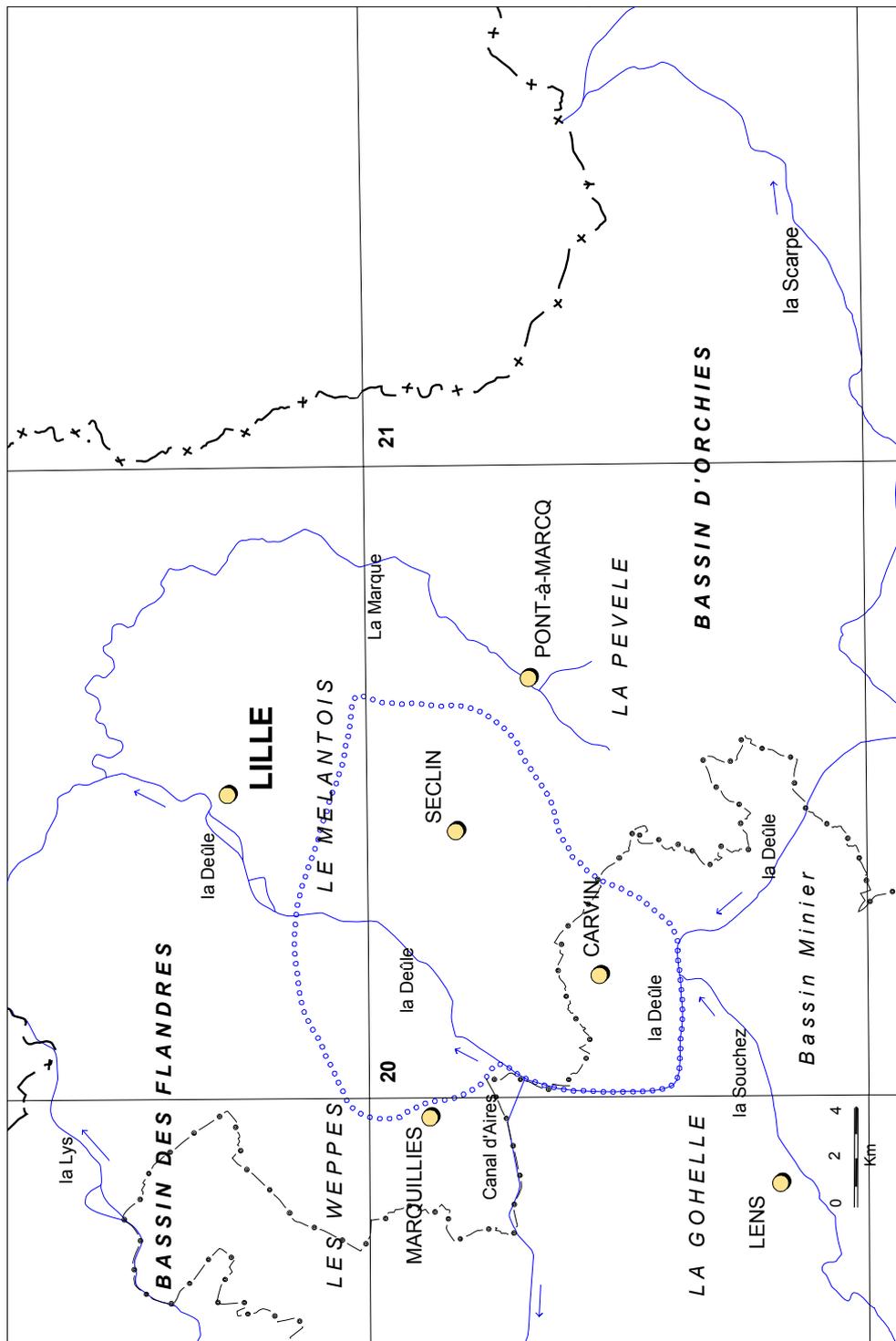
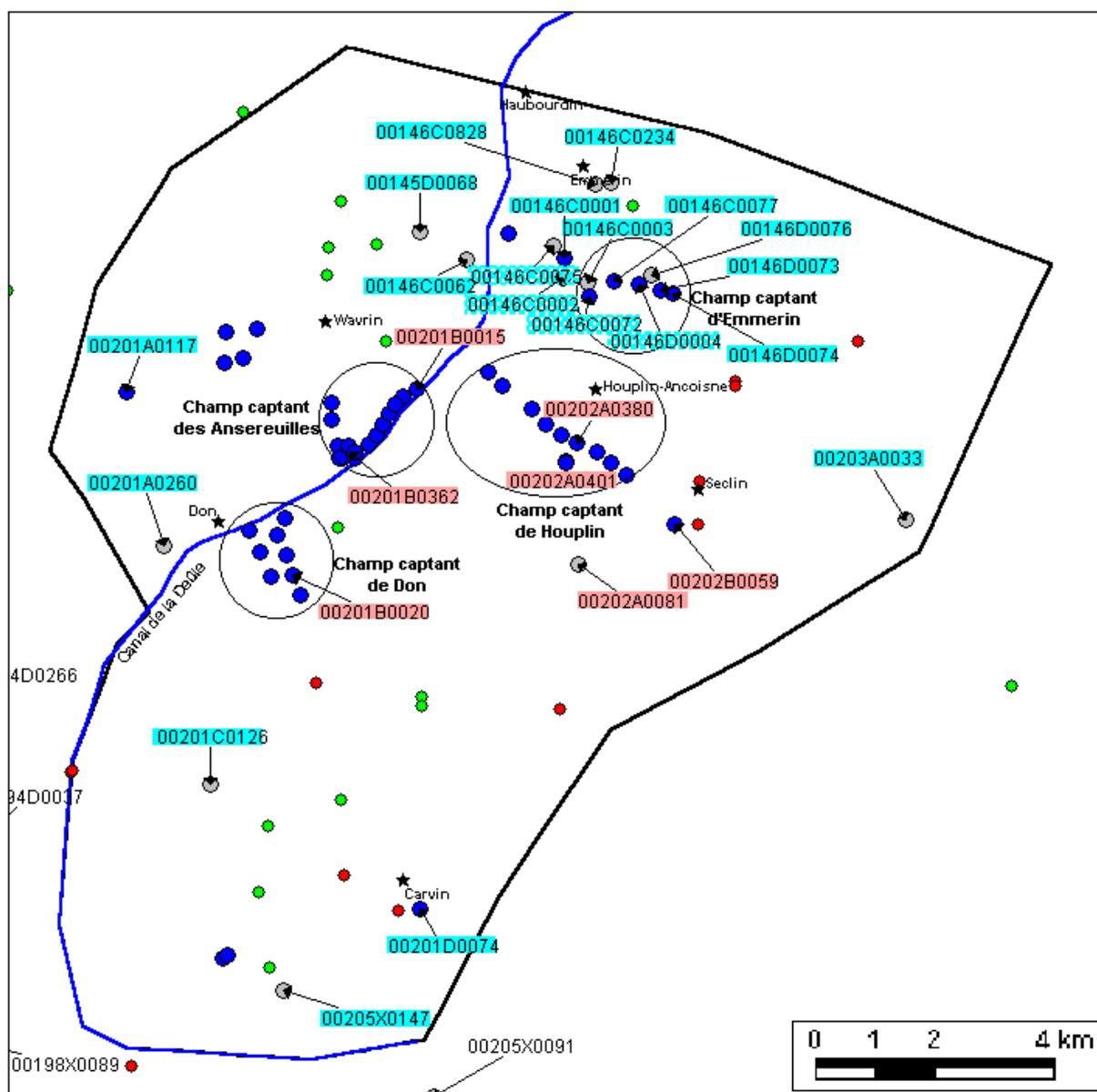


Fig. 1 - Situation géographique de la zone concernée par l'étude.



- |   |                   |   |                     |
|---|-------------------|---|---------------------|
| — | Contour du modèle | ● | Forages AEP         |
| — | Canal de la Deûle | ● | Forages agricoles   |
| ★ | Toponymie         | ● | Forages industriels |
|   |                   | ● | Piezomètres         |

**Fig. 2 - Exploitation et suivi de la nappe de la craie dans la zone d'étude.**



### 3. Principaux résultats

À partir de la définition initiale de huit tâches unitaires (cf. § 2.3), les étapes du travail effectivement réalisé ont été les suivantes :

- l'analyse des activités industrielles dans le domaine d'étude comportant la caractérisation des polluants potentiellement présents sur chaque site (rapport BRGM 51069) ;
- la synthèse géologique et hydrogéologique des connaissances sur l'aquifère capté (rapport BRGM 52180) ;
- l'acquisition de données géologiques et hydrogéologiques complémentaires (rapport BRGM 52117) ;
- l'étude du comportement des polluants dans le sous sol (rapport CNRSSP) ;
- la mise en place du SIG dédié à l'étude (rapport BRGM 52210) ;
- la construction du modèle numérique de la nappe de la craie et son calage hydrodynamique sur trente-six années d'observation (rapport ANTEA 25371) ;
- l'évaluation du pourcentage de polluant potentiel qui, à partir de la surface des sites, pourrait arriver à la nappe par percolation à travers la zone non saturée (rapport BRGM 52101) ;
- la mise au point d'un modèle numérique hydrodispersif permettant de simuler le transport de masse au sein de la nappe de la craie (rapport ANTEA 25395).

Chacune de ces étapes est synthétisée ci-après.

#### 3.1. ANALYSE DES ACTIVITÉS INDUSTRIELLES

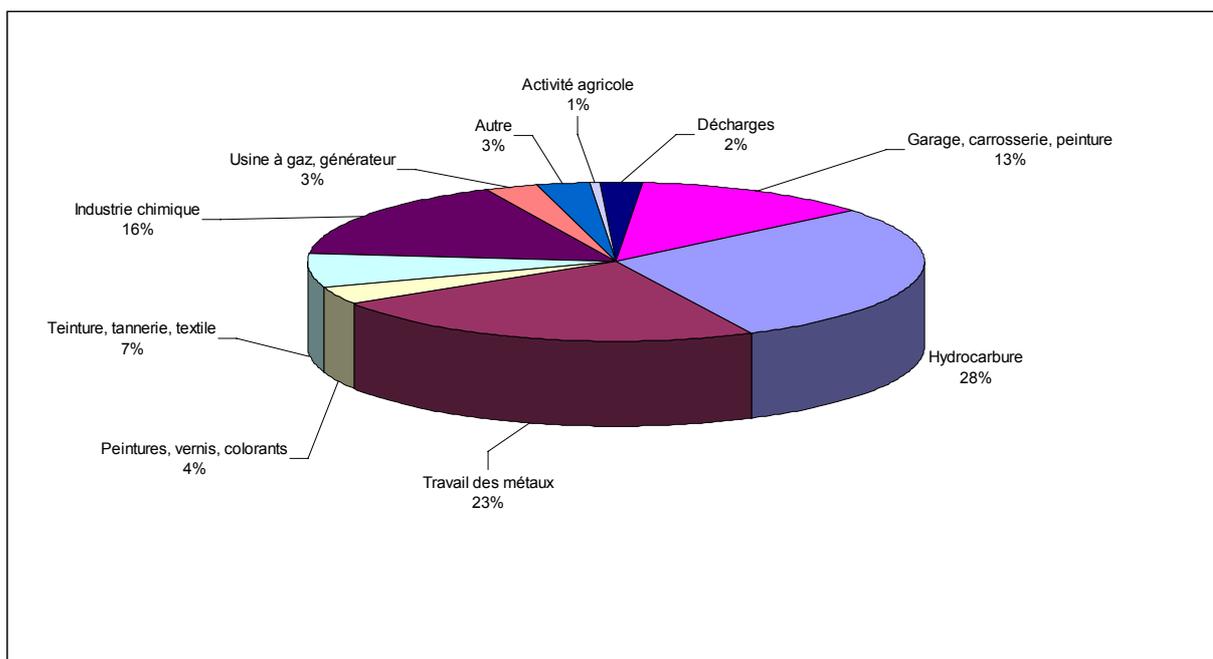
L'utilisation conjointe des données « type d'activités » et produits « potentiels » issues de BASIAS (Base de données sur les Anciens Sites Industriels et Activités de Service), de la matrice activités/polluants et de l'application de la méthodologie des ESR (Évaluation Simplifiée des Risques) sur les données disponibles a permis de définir l'industrialisation au sud de Lille selon la démarche suivante, décrite en détails dans le rapport BRGM 51069 :

- **Identification et regroupement des activités** présentes sur la zone d'étude et recensées dans le cadre des IHR (Inventaires Historiques Régionaux) en fonction de leur groupe. Dans le cadre de cette étude, un complément d'information a été recueilli par rapport à BASIAS, qui à ce jour ne contient que les sites ayant eu une activité avant 1970.

Les statistiques réalisées sur les données de BASIAS ont permis de lister 2 021 activités distribuées en 918 sites, sur une période allant du 19<sup>e</sup> siècle à 1999. Sur les 2 021 activités, 91 % font partie des groupes 1 et 2 qui caractérisent les activités potentiellement polluantes, soit :

- 1<sup>er</sup> groupe : les décharges, les industries chimiques, au sens large, les extractions et raffinages de pétrole ainsi que les dépôts d'hydrocarbures, la métallurgie, les cokeries, le travail du textile et les tanneries ainsi que les traitements du bois ;
- 2<sup>e</sup> groupe : les constructions métalliques et mécaniques ainsi que les ateliers d'entretien et de maintenance.

Les activités des groupes 1 et 2 se répartissent en dix grandes catégories (fig. 3) parmi lesquelles dominent les hydrocarbures (28 %), les industries du travail des métaux (23 %), les industries chimiques (16 %), les garages, carrosseries et peintures (13 %).



**Fig. 3 - Répartition par catégorie des activités des groupes 1 et 2.**

- **Identification des éléments organiques et métalliques potentiellement utilisés** par ces activités et susceptibles d'avoir engendré des pollutions ; ceci a été réalisé à l'aide de la matrice activités/polluants et a permis de choisir, parmi les éléments les plus utilisés par les activités, des traceurs aptes à représenter les migrations des pollutions dans la nappe de la craie.

Les résultats de cette approche ont été présentés au comité de pilotage du projet BASIAS du 22 juin 2001.

**Il est important de souligner qu'il ne s'agit ici que d'une susceptibilité de pollution et non d'une pollution avérée. Il est bon de garder en mémoire cette notion dans la présente démarche.**

Au vu des résultats de l'analyse statistique, le comité de pilotage du présent projet a finalement choisi comme traceurs le chrome, l'arsenic, le zinc, le cadmium, très utilisés par les activités, ainsi que les BTEX et le naphthalène, bons marqueurs des carburants.

- L'analyse des risques de pollution a ensuite été effectuée en utilisant les critères de l'ESR (**Évaluation Simplifiée des Risques**), sur les données existantes pour une quinzaine de sites. Ces sites choisis parmi les ICPE (Installations Classées pour la Protection de l'Environnement) englobent une majorité des catégories d'activités recensées.

Cette démarche, appliquée à chaque site, a pour but de définir la présence ou non de polluants, leurs modes de transferts ainsi que les cibles potentielles, ceci afin de déterminer le risque que peut présenter un site vis-à-vis de son environnement.

La finalité de cette approche est la classification d'un site selon l'une des classes suivantes :

- 1 = site pollué présentant un risque majeur, prioritaire pour une investigation approfondie,
- 2 = site à surveiller,
- 3 = site banal ne présentant pas de risque.

Le risque (**R**) d'un site pollué dépend de l'existence simultanée de trois facteurs complémentaires à savoir le danger potentiel de la source de pollution (**D**), le potentiel de mobilisation et de transfert des substances polluantes (**T**) et l'existence ainsi que la vulnérabilité de cibles potentielles (**C**) selon une relation  $R = f(D, T, C)$ .

Chaque facteur est caractérisé par un nombre de critères et de paramètres techniques faisant l'objet d'une notation spécifique. Ces notes, une fois combinées, donneront une note finale pour le site qui permettra sa classification.

**Avvertissement :** Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet sur les sites retenus parmi les ICPE ne sont pas des ESR *stricto-sensu*. En effet, il s'agit d'un travail dont la réalisation n'a été sollicitée ni par la préfecture ni par le propriétaire du site, aussi il convient de noter que les études ont porté uniquement sur les données existantes et n'ont pu être approfondies et complétées.

L'étude, par la méthodologie ESR, des sites retenus a permis d'estimer l'impact potentiel de chacun sur son environnement. Sur les dix premiers sites, sept ont été reconnus comme prioritaires (classe 1) et trois à surveiller (classe 2).

Malheureusement, on a constaté qu'aucune information quantitative, permettant de caractériser les flux d'une pollution avérée actuelle ou passée, pouvant ou ayant pu s'infiltrer au droit de ces sites, n'était disponible, et cette lacune a représenté un véritable problème pour la modélisation du transport.

Une autre limitation de cette étude est liée au fait qu'il paraît difficile d'extrapoler les résultats des sites étudiés à l'ensemble de ceux répertoriés sur la zone d'étude. Chaque site est en effet particulier et les conditionnements des produits, de même que leur quantité, varient de l'un à l'autre.

### 3.2. ÉTUDE DU COMPORTEMENT DES ÉLÉMENTS POLLUANTS

Un certain nombre de produits potentiellement polluants, représentatifs des activités industrielles présentes sur la zone d'étude ayant été choisis à l'étape précédente, il importait de connaître au mieux leur comportement dans le sous-sol, caractérisé par des processus physico-chimiques divers tels que la volatilisation de la substance, sa solubilisation, sa rétention sur la matrice solide (adsorption/désorption), sa dégradation chimique ou biologique...

Dans ce but, une recherche bibliographique a été menée par le CNRSSP et les résultats en sont présentés dans le rapport CNRSSP/01/29. On peut en dégager les principaux points suivants :

- **Éléments polluants organiques** : les propriétés des composés vont conditionner leur présence dans les différents compartiments du milieu. Ainsi, les BTEX (benzène, toluène, éthyl-benzène et xylène), composés solubles et très volatils vont se retrouver dans les compartiments liquide et gazeux du milieu et très peu en phase solide. Le naphthalène nettement moins soluble et faiblement volatil, va pour sa part se retrouver aussi bien en phase liquide qu'en phase solide et plus faiblement en phase gazeuse. Cette répartition entre les compartiments liquide, solide et gazeux du milieu est caractérisée par des constantes de partage telles que la constante de Henry  $k_H$  (partage gaz/liquide) et le  $k_d$  (partage solide/liquide).

La recherche a aussi montré que les  $k_d$  sont fonction du carbone organique contenu dans le sol selon les relations :

- $k_d = f_{oc} * k_{oc}$  où  $f_{oc}$  est la fraction de carbone organique du sol (kg carbone / kg sol),
- $\log k_{oc} = a \log k_{ow} + b$  où  $a$  et  $b$  sont des constantes et  $k_{ow}$  = concentration de la substance dans l'octanol/concentration du polluant dans l'eau.

Par ailleurs, on a constaté que les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) tels que le naphthalène sont plus fortement adsorbés à la matière organique d'un sol contaminé par les goudrons qu'à la matière organique d'un sol initialement non contaminé.

De plus, les polluants organiques sont susceptibles d'être biodégradés par les micro-organismes qui utilisent le carbone comme source d'énergie pour leur croissance.

Le tableau 1 résume les propriétés des substances polluantes étudiées. On constate que :

- le naphthalène se singularise par une solubilité faible (31 mg/l à 20 °C), une légère volatilité ( $k_H = 49 \text{ Pa.m}^3/\text{mol}$ ) et une affinité modérée pour la matière organique ( $\log k_{oc/ow}$  voisin de 3). Pour cette substance, les valeurs mesurées de  $k_d$  varient dans une plage de 0,1 à 0,8 l/kg, la valeur de 0,57 ayant été mesurée sur une matrice crayeuse ;
- pour leur part, les BTEX sont des composés solubles ( $S = 150$  à  $1\,780 \text{ mg/l}$ ) et volatils ( $k_H > 500 \text{ Pa.m}^3/\text{mol}$ ). Ils ne présentent que très peu d'affinité pour la matière organique ( $\log k_{oc} < 2$ ). Pour les BTEX, la plage de variation mesurée de  $k_d$  est plus importante que pour le naphthalène, allant de 1 à 760 l/kg ;

cependant, pour le plus soluble (benzène) l'intervalle de variation mesuré est de 1 à 18 l/kg.

Composé	S (mg/L) à 25 °C	P <sub>v</sub> (Pa)	Te (°C)	k <sub>H</sub> (Pa.m <sup>3</sup> /mo l)	log K <sub>oc</sub>	log K <sub>ow</sub>	K <sub>d</sub> (ml/g)	Temps de demie vie (ans)
Naphtalène	31	37	218	49	2,93 2,66* 3,92**	3,37	0,80*** 0,10*** 0,15*** 0,57°°	Sol : 2**** <2,1***** nappe : 0,4-0,5#
Benzène	1 780	12 666	80,1	557	1,91 1,77* 2,63**	2,13	18° 1° 1,4° 15°	
Toluène	515	3 800	110,6	678	1,37	2,69	13° 1,7° 55°	
Ethyl- benzène	152	1 267	136,2	886	1,73	3,13	760° 205°	
m-xylène	160	1 104	139	730	1,79	3,20		
o-xylène	220	1 165	144	565	1,75	3,15		
p-xylène	215	1 165	138	577	1,77	3,18		

\* sol de surface (Bouchard *et al.*, 1990)

\*\* sol de surface enrichi en hydrocarbures (Bouchard *et al.*, 1990)

\*\*\* mesures réalisées sur des matériaux d'aquifères dont la teneur en carbone organique est inférieure à 0,015 % (Larsen *et al.*, 1992)

° mesures réalisées sur des sols d'usines à gaz contenant des goudrons (Cushey *et al.*, 1990)

°° mesures réalisées sur une matrice crayeuse (Jayr, 2001)

\*\*\*\* Wild *et al.*, 1991

\*\*\*\*\* Bouchez *et al.*, 1996

# Thierrin *et al.*, 1992

**Tabl. 1 - Propriétés du naphtalène et des BTEX (Gustafson *et al.*, 1997).**

- **Éléments polluants inorganiques** : dans le cas présent, il s'agit de trois métaux, chrome, cadmium, zinc et de l'arsenic qui est un métalloïde. Pour les métaux ou les métalloïdes, les deux paramètres principaux à prendre en considération sont d'une part leur spéciation, c'est-à-dire la forme chimique dans laquelle ils sont présents, et leurs interaction avec la matrice solide. Celles-ci sont souvent décrites par un coefficient de partage  $k_d$ , qui globalise différents mécanismes d'interactions. Ces

coefficients sont par conséquent dépendants de la nature des composants de la matrice solide, et des conditions physico-chimiques des milieux.

Des relations empiriques, basées sur des données statistiques, permettent de proposer des relations entre la quantité de métal susceptible de passer en solution, et des variables telles que le pH, la teneur en matière organique et la charge total du milieu en métaux. Pour des estimations plus précises, d'autres facteurs peuvent être pris en compte tels que :

- la capacité d'échange cationique qui influence les espèces cationiques ;
- les teneurs en oxydes de fer amorphes, en oxydes d'aluminium et en phases amorphes qui influencent l'adsorption des espèces cationiques et anioniques.

Pour les sols, le pH reste cependant le facteur le plus influant, avec la spéciation de l'élément c'est-à-dire les différentes formes chimiques dans lesquelles il est présent.

Pour le chrome, la recherche dans la littérature publiée donne des valeurs de  $k_d$  variant dans une plage allant de 1 à 1 800 l/kg (rapport CNRSSP, tabl. 5).

Pour le cadmium, les valeurs de la littérature donnent une plage de variation de 1 à 12 600 l/kg (rapport CNRSSP, tabl. 9).

En ce qui concerne l'arsenic, la valeur moyenne proposée est de 13 119 l/kg avec un écart-type de 65 086, les valeurs étant comprises entre 1,6 et 530 000 l/kg...

Ces résultats montrent d'ores et déjà qu'en l'absence de données permettant de borner les intervalles de variation d'un paramètre tel que le coefficient de partage  $k_d$  dont la valeur influe fortement, on le verra plus loin, sur le transport des éléments, un important facteur d'incertitude risque d'être introduit dans les futures modélisations.

### 3.3. SYNTHÈSE GÉOLOGIQUE ET HYDROGÉOLOGIQUE

Le rapport BRGM 52180 contient la description géologique et hydrogéologique détaillée du milieu concerné et fait état des connaissances acquises antérieurement au projet et des données connues sur le secteur étudié. Il met en évidence les principaux points suivants :

- Au point de vue **stratigraphique**, l'aquifère principal est représenté par les craies perméables du Turonien supérieur et du Sénonien. De part et d'autre d'un couloir orienté sud-ouest/nord-ouest depuis la vallée de la Deûle et où la craie est sub-affleurante (voire affleurante), le Tertiaire apparaît, recouvrant la craie. Il s'agit de l'étage Landénien, équivalent du Thanétien dans le Bassin de Paris. Dans la vallée-même de la Deûle, la craie, et localement le Tertiaire, sont recouverts par les alluvions quaternaires de la rivière. Ailleurs ce sont les limons de plateaux qui masquent le substratum.
- Les **alluvions** sont principalement sablo-argileuses ou silteuses avec, à la base, des granules et graviers de craie et de silex, reflétant la nature des différents terrains encaissants (craie, argile, sable).

- La **couverture limoneuse des plateaux** est principalement formée, au sommet, de limons silteux bruns, et, à la base, de limons sableux jaunes. Leur épaisseur totale ne dépasse pas quelques mètres dans la zone d'étude. Dans la vallée de la Deûle, ils passent insensiblement aux alluvions sans qu'il soit possible d'en distinguer une limite précise.
- Théoriquement, le **mur du réservoir crayeux** est constitué par les marnes et craies marneuses et argileuses du Turonien moyen et inférieur. Son épaisseur totale est de l'ordre de 60 m. De fait, le mur effectif est plutôt défini par la zone où les fissures et les joints de stratification de la roche se ferment en profondeur, induisant ainsi une diminution très sensible de sa perméabilité, tant verticale qu'horizontale.
- Le **toit du réservoir** est formé, soit par les limons et alluvions quaternaires, soit par l'Argile de Louvil et les terrains sus-jacents. L'épaisseur de ce dernier, contrairement à celle du mur, est forcément très variable d'un endroit à l'autre, puisque de quelques mètres à peine sous les limons, en bordure de plateau, elle peut dépasser la dizaine de mètres sous les alluvions et atteindre plusieurs dizaines de mètres sous le Tertiaire. Localement, dans le secteur de Don, près des « Ansereuilles », l'épaisseur des alluvions proprement dites atteint exceptionnellement 25 m mais, en moyenne, elle reste inférieure à 10 m.
- **L'épaisseur moyenne du réservoir**, zone non saturée comprise, est de 50 m mais varie entre 10 m, au droit du dôme du Mélantois, au nord, et 70 m à l'ouest de la zone d'étude ainsi qu'au sud-est (bassin d'Orchies, cf. fig. 1).
- Quant à **l'épaisseur de la nappe** proprement dite, elle varie entre des valeurs assez faibles (entre 5 et 20 m.) au nord du secteur d'étude, c'est-à-dire au coeur du dôme du Mélantois et des valeurs qui augmentent vers le sud et l'ouest, en restant toutefois assez homogènes (entre 40 et 55 m.) malgré l'importante dépression piézométrique créée par le champ captant des « Ansereuilles » à Wavrin.
- En ce qui concerne les **paramètres hydrauliques** de l'aquifère, on observe que sa perméabilité (k) et sa transmissivité (T) sont relativement hétérogènes, en raison d'une importante variabilité du degré de fissuration de la roche, tant dans le plan horizontal que vertical. Ainsi le coefficient k varie-t'il entre  $10^{-4}$  et  $10^{-1}$  m/s tandis que T se situe entre  $10^{-3}$  et  $10^{-1}$  m<sup>2</sup>/s. Le coefficient d'emmagasinement, quant à lui, s'échelonne entre  $10^{-4}$ , en zone captive, et 4 à  $5 \cdot 10^{-2}$ , en zone libre.  
  
La productivité des captages suit sensiblement la même variabilité que celle des paramètres hydrauliques de l'aquifère ; les meilleurs débits spécifiques se rencontrent, en effet, en fond de vallées, dans les zones les plus transmissives. En moyenne, ils tournent autour de 20 à 30 m<sup>3</sup>/h/m, mais en réalité ils peuvent aller de 1 à plus de 200 m<sup>3</sup>/h/m.
- La nappe contenue dans la craie est **alimentée** essentiellement par la pluie tombant sur les zones d'affleurement où le régime hydraulique est **libre**. Ce dernier devient **captif** sous les formations tertiaires imperméables (Argile de Louvil) environnantes. La pluie efficace annuelle moyenne y est voisine de 180 mm dont au moins les deux-tiers s'infiltrent.
- L'écoulement naturel initial de cette nappe se faisait principalement vers la vallée de la Deûle qui en assurait l'essentiel du drainage, mais, depuis la création des champs captants, sa **surface piézométrique** s'en est trouvée fortement perturbée par un important cône de dépression de 20 à 30 m de profondeur axé sur les lignes de forages.

- De nombreuses **chroniques piézométriques**, longues de plus de trente ans, font apparaître à la fois, une évolution interannuelle et saisonnière des niveaux et une évolution de l'auto-influence entre les captages, en fonction de leurs régimes d'exploitation. Les graphiques de ces chroniques présentés dans le rapport 52180 montrent qu'au moins en 1973-1974, le régime hydrodynamique moyen de la nappe a été rompu et qu'un début de véritable « surexploitation » (entrées inférieures aux sorties) est apparu.

La localisation des piézomètres correspondants est indiquée à la figure 2. Beaucoup de ces points d'observation correspondent à des puits ou forages d'exploitation, en service ou abandonnés. La plupart sont ou ont été des captages d'eau potable appartenant à l'un des trois champs captants du sud de Lille : Emmerin, Houplin-Ancoisne, les « Ansereuilles » et dans ce cas les mesures (généralement des niveaux influencés, voire des niveaux dynamiques) ont été fournies au BRGM par les organismes gestionnaires eux-mêmes (CUDL, SEN).

- **Relations avec les eaux de surface** : en régime non influencé, ce sont généralement les cours d'eau qui drainent la nappe libre ou semi-captive de la craie, au moins dans la partie médiane et inférieure de leur bassin versant. Ceci était certainement le cas autrefois dans la zone d'étude, avant la création des premiers champs captants (Emmerin, les « Ansereuilles ») et l'apparition de leurs cônes d'influence respectifs. Malheureusement, aucune donnée n'existe sur les débits naturels de l'ancienne Deûle et de ses petits affluents ni sur ceux du canal. Aujourd'hui, on se trouve dans la situation inverse où c'est la nappe qui « draine » les eaux superficielles des anciens bras de la rivière et du canal lui-même (drainance normale). Les anciens bras de la Deûle et ses affluents (Becque de Wattignies, Naviettes de Seclin, d'Herrin, d'Allennes, Flot de Wingles, Ruisseau du Pas-de-Calais, Rigole du Nord devenant La Tortue, à l'aval), quant à eux, ne véhiculent plus guère que des eaux de ruissellement.
- Au plan **qualitatif**, hormis des teneurs élevées en nitrates dans la partie libre de l'aquifère où certains forages comme ceux d'Emmerin ont même dû être mis hors service, et la présence de quelques éléments-traces comme le nickel (ici d'origine naturelle) et certains solvants organo-chlorés, la qualité générale de la nappe s'avère satisfaisante pour un usage en distribution. Son faciès physico-chimique est classiquement celui des eaux calcaires, à savoir hydrogéo-carbonaté calcique et magnésien, de dureté élevée (TH au moins égal à 30° F) et de minéralisation moyenne proche de 450 mg/L.
- Enfin, en ce qui concerne **l'exploitation proprement dite de la nappe** dans la zone d'étude, les plus gros prélèvements (31 millions de m<sup>3</sup> en 1987) sont effectués pour l'eau potable, à l'aplomb des champs captants, suivis par ceux destinés à un usage industriel et divers (environ 15 millions de m<sup>3</sup> en 1987). L'ensemble des prélèvements, tous usages confondus, a toutefois fluctué autour de 40 à 50 millions de m<sup>3</sup> par an, entre le milieu des années 60 et la fin des années 80, pour baisser ensuite autour de 30 à 40 millions de m<sup>3</sup>/an jusqu'à l'époque actuelle, en raison d'une diminution sensible des prélèvements industriels passés à 5 millions de m<sup>3</sup>/an (fig. 4).

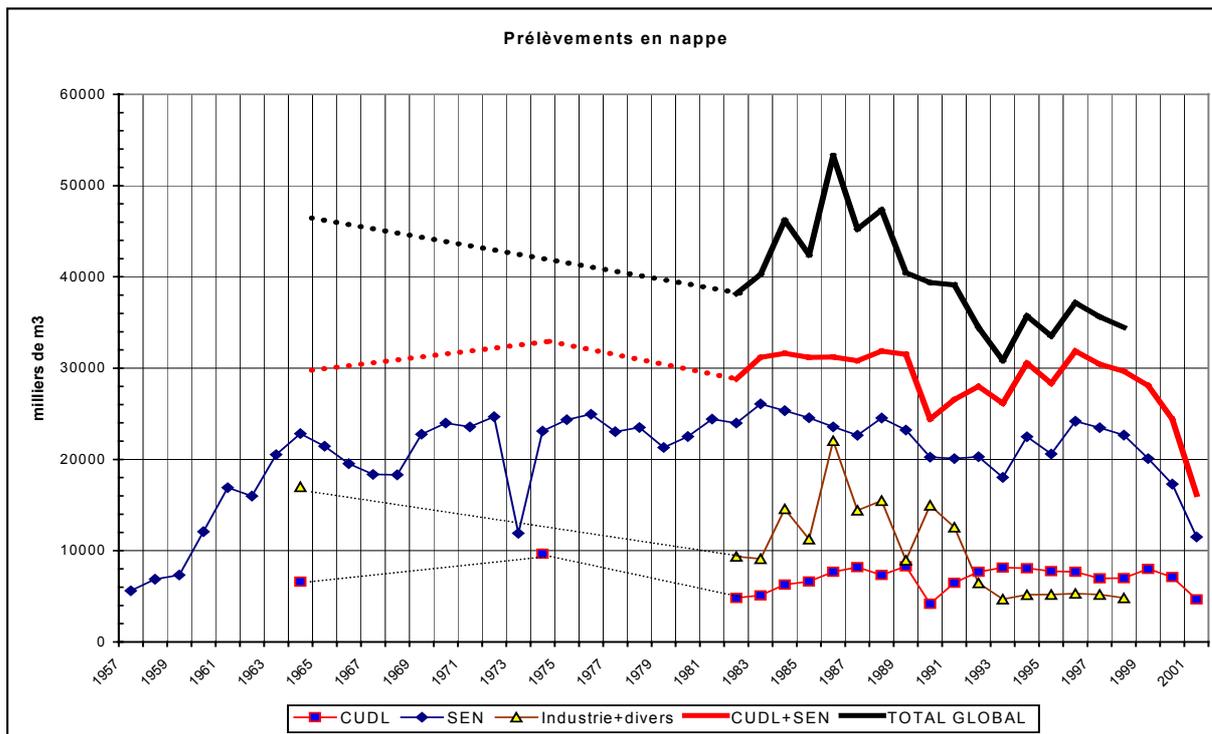


Fig. 4 - Évolution des prélèvements dans l'aquifère entre 1957 et 2001

### 3.4. ACQUISITION DE NOUVELLES DONNÉES

La synthèse géologique et hydrogéologique résumée au paragraphe précédent a montré que, grâce notamment aux travaux réalisés antérieurement sur le secteur d'étude ainsi qu'aux nombreuses données recueillies, tant par le BRGM que par d'autres organismes, une bonne connaissance du site choisi était déjà disponible en début de projet pour les phases suivantes de l'opération, la modélisation du système, en particulier.

Un complément d'informations s'avérait cependant nécessaire dans les quelques secteurs entièrement dépourvus de données en ce qui concerne, en particulier, la transmissivité du réservoir, la piézométrie et la qualité physico-chimique de la nappe au niveau des éléments-traces. Dans ce but, un programme de mise en place de piézomètres complémentaires avec pompages d'essai et prise d'échantillons d'eau pour analyses spécifiques a été défini, ainsi que deux campagnes de relevés piézométriques, l'une en basses eaux, l'autre en hautes eaux.

Le rapport BRGM 52117 rend compte de ces travaux et rassemble l'ensemble des données acquises dans le cadre du projet pour améliorer les connaissances sur la nappe de la craie dans le secteur d'étude. Les principaux résultats qui s'en dégagent sont les suivants :

- **Établissement de deux cartes piézométriques détaillées** en basses eaux de novembre 2000 (BE) et hautes eaux d'avril 2001 (HE) selon la démarche suivante :

recensement des points de mesure déjà disponibles sur la zone (valeurs présentes dans la BSS (Banque des données du Sous-Sol) du BRGM ou bien fournies par les exploitants d'eau soit SEN, CGE, CUDL et SIDEN ou par les Charbonnages de France) ; sélection de points adéquats pour la première campagne piézométrique BE ; mesures effectivement réalisées sur environ 190 points avec création de 21 nouveaux piézomètres entre les deux campagnes (BE et HE) ; élaboration des cartes piézométriques avec une équidistance de 5 m entre les isopièzes. Ces cartes ont été ensuite digitalisées pour traitements par un Système d'Information Géographique (SIG).

- **Réalisation de pompages d'essai** pour compléter les informations sur les paramètres hydrodynamiques : un premier travail de recensement des valeurs de transmissivité (T) et coefficient d'emmagasinement (S) disponibles dans la BSS ont fait apparaître un déficit d'informations, en particulier dans la partie sud du modèle ; en conséquence, une série de sept pompages d'essai a été réalisée au printemps et à l'été 2001 ; l'interprétation de la courbe de rabattement en remontée a permis d'estimer la transmissivité au droit des ouvrages.
- **Réalisation d'analyses chimiques** portant sur des prélèvements d'eau de la nappe de la craie : les analyses ont porté sur les substances choisies en comité de pilotage soit chrome, arsenic, zinc, cadmium, BTEX et naphthalène (plus les nitrates). La campagne de prélèvements s'est déroulée en mai 2001 et a porté sur 16 piézomètres et 14 puits en pompage AEP sur le site de la SEN. Les résultats ont été les suivants :
  - **BTEX et naphthalène** : les concentrations sont partout inférieures aux limites de dosabilité ;
  - **métaux lourds et arsenic** : les concentrations sont inférieures aux limites de dosabilité sauf pour le zinc pour lequel elles restent cependant très faibles ;
  - **nitrates** : le taux de 50 mg/l est dépassé sur 13 points avec des concentrations atteignant 136 mg/l sur le piézomètre 10 situé à Meurchin (62).

Contrairement à ce qu'on aurait pu craindre, ces résultats d'analyse ne font donc pas apparaître, pour le moment, de contamination mesurable de la nappe de la craie par les produits organiques et inorganiques les plus utilisés par les activités industrielles présentes sur la zone d'étude. La nappe est cependant localement contaminée par les nitrates, il ne s'agit pas là d'une conséquence des activités industrielles mais agricoles.

### 3.5. MISE EN PLACE DU SIG

La construction d'un SIG (Système d'Information Géographique) dédié au projet constitue l'étape intermédiaire et indispensable entre la collecte des données (compilations bibliographiques et mesures complémentaires sur le terrain) et l'étape de modélisation numérique des écoulements et du transport de masse.

L'objectif du rapport BRGM 52210 est de présenter la méthodologie mise en œuvre pour la mise en place de ce SIG. Les principaux points qui s'en dégagent sont les suivants :

- a) au sein du projet, le SIG remplit **plusieurs fonctions** :
  - c'est un **réservoir de données homogène** qui permet la mise en commun de toutes les informations, la réalisation de cartes thématiques et de cartes d'aide

à la décision qui sont autant d'outils nécessaires aux différentes étapes de l'étude ; en effet, un SIG stocke les informations concernant le monde sous la forme de couches thématiques reliées les unes aux autres par la géographie ;

- c'est un **outil d'aide à la compréhension** du fonctionnement hydrogéologique de la zone d'étude ; la modélisation géométrique tridimensionnelle du réservoir aquifère a permis d'aider aux choix techniques du modèle de simulation des écoulements souterrains (aide à la définition du modèle conceptuel) ;
- enfin, c'est un **vecteur de diffusion de l'information**, via le média cartographique, qui a été très utile aux différentes étapes de concertation des membres du comité pilotage du projet en facilitant la confrontation permanente des informations déjà intégrées dans le SIG aux nouvelles données recueillies sur le terrain pour affiner et valider le modèle conceptuel du réservoir aquifère.

b) le réservoir de données est construit à partir de **données élémentaires** au format vecteur (points, lignes, polygones) ou raster (grilles régulières).

Les données **vecteur élémentaires** utilisées sont :

- les entités hydrogéologiques (polygones) référencées dans la version V1 de BD RHF®. À la demande de la direction de l'eau, cette version a été coordonnée par le BRGM avec les contributions des Agences de l'Eau, des DIREN et l'appui technique de l'OIEau sur la consolidation du référentiel ; le secteur d'étude comporte six entités hydrogéologiques distinctes ;
- les entités géologiques (polygones) qui sont issues de la carte géologique au 1/1 000 000 numérisée par le BRGM : trois grandes unités stratigraphiques composent la zone d'étude. La carte géologique à l'échelle du 1/50 000 digitalisée a fourni les contraintes majeures de la représentation des formations de l'aquifère crayeux ;
- les ouvrages disposant d'une coupe géologique et provenant soit de la BSS du BRGM (2 292 points géoréférencés disposant d'informations relatives à la géologie rencontrée lors de leur foration) soit de l'inventaire de la CGG (534 points complémentaires) ;
- les points d'eau et piézomètres issus de la BSS (1 547 points disposant d'une mesure de niveau statique dont 221 piézomètres) ; les nouvelles mesures effectuées au cours des deux campagnes piézométriques citées au § 3.4 ont bien sûr été intégrées au SIG.

Les données **raster élémentaires** utilisées sont :

- le modèle numérique de terrain (MNT) ; il constitue le référentiel altimétrique exploité dans le cadre de cette étude ; c'est une expression numérique de la topographie. Le modèle numérique de terrain exploité est issu du modèle ISTAR d'une précision métrique (projection Lambert 2 étendue, cellules de 50 par 50 m). La zone étudiée contient 206 839 mailles.

c) à partir des données élémentaires des **données raster élaborées** ont été constituées. Les différents semis de point obtenus ont été interpolés afin d'obtenir une discrétisation à l'échelle de la zone d'étude des valeurs moyennes, soit des niveaux piézométriques, soit des formations géologiques. L'objectif de ce traitement étant d'obtenir un maillage régulier de valeurs à partir de données

échantillonnées selon un plan aléatoire. Ce maillage régulier a ensuite été exploité pour renseigner les cellules du modèle de simulation hydrodynamique.

Les données ainsi créées sont les suivantes :

- des surfaces géo-morphologiques telles que le toit des différentes formations rencontrées sur la zone d'étude (primaire, Cénomaniens, Turonien moyen, Sénonien). La représentation tridimensionnelle de ces surfaces permet de composer un bloc diagramme (fig. 5) au travers duquel différentes coupes peuvent être établies. C'est autour de cet outil qu'ont été élaborées par la suite, différentes contraintes du modèle de simulation hydrodynamique ;
- quatre cartes piézométriques de référence en Basses Eaux (BE) et Hautes Eaux (HE) ; il s'agit de deux cartes préexistantes (BE de 1989 et HE de 1995) qui ont été numérisées et de deux nouvelles cartes résultant des campagnes piézométriques (BE 2000 et HE 2001) menées dans le cadre du projet, enrichies par les données ponctuelles disponibles. En comparant ces cartes à celles du toit de l'aquifère, on met en évidence les impacts anthropiques sur les écoulements naturels ; on note ainsi la dépression piézométrique relevée au droit du champ captant des Ansereuilles. Des relations entre nappe de la craie et cours d'eau canalisés apparaissent, au sud du secteur d'étude et au niveau de la Deûle. Celle-ci est en position d'alimentation de la nappe de la craie (fig. 6) ;
- enfin, des informations complémentaires ont été traitées de façon cartographique ; par exemple, la répartition spatiale des activités potentiellement polluantes en terme de densité d'activité, de même pour la répartition potentielle des traceurs dont on souhaite suivre le devenir dans le sous-sol.

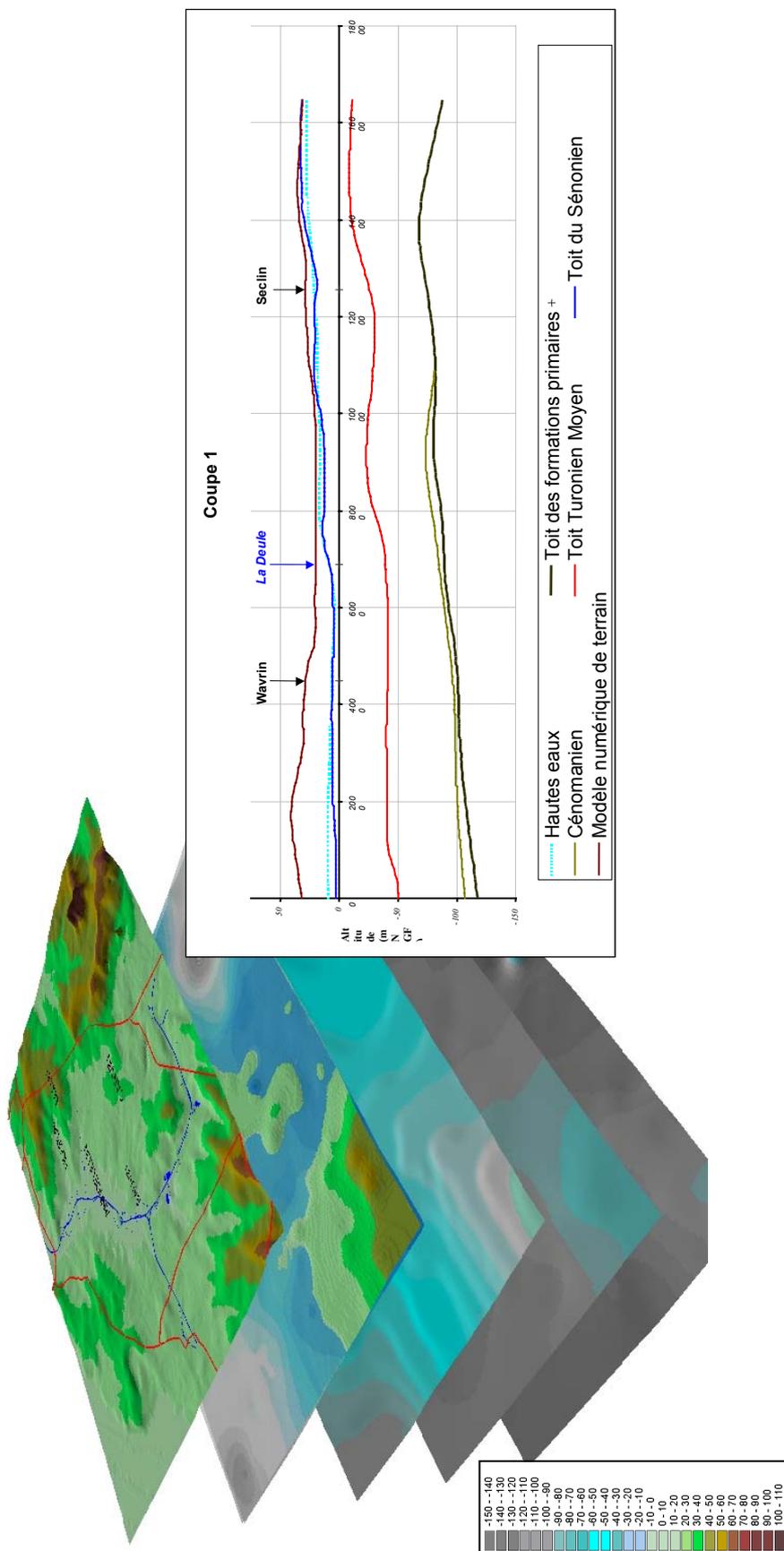


Fig. 5 - Exemple de bloc diagramme composé des surfaces géomorphologiques et géologiques composant le système.

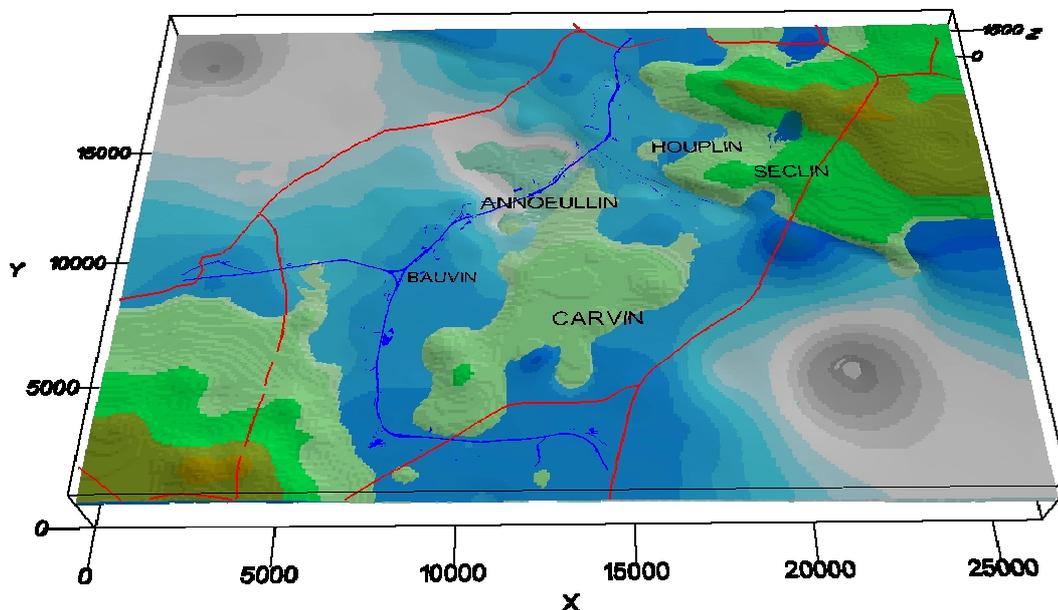


Fig. 6 - Carte des hautes eaux comparée au toit de l'aquifère.

### 3.6. MODÉLISATION NUMÉRIQUE DES ÉCOULEMENTS ET DU TRANSPORT DES SUBSTANCES POLLUANTES

Après les phases de synthèse bibliographique et d'acquisition de nouvelles données telles que décrites aux paragraphes précédents, la mise au point d'un modèle numérique des écoulements et du transport comprend encore plusieurs étapes rappelées ci-après :

- a) Il faut définir un **modèle conceptuel des écoulements**, c'est-à-dire une représentation simplifiée des écoulements réels au sein du domaine d'étude ; cette représentation doit être suffisamment proche de la réalité pour restituer correctement les phénomènes à étudier et suffisamment schématisée pour pouvoir être utilisée en entrée d'un code de modélisation hydrodynamique, lequel va résoudre les équations de l'écoulement pour diverses « sollicitations » qui sont les interactions, variables dans le temps, avec le milieu extérieur au domaine.

Ces interactions sont des « entrées » (infiltration de la pluie, flux entrant aux limites du domaine, interaction avec des rivières...) ou des « sorties » (prélèvements par pompage AEP, industriels, agricoles ..., flux sortant aux limites, interactions avec des rivières).

Dans le cas présent, les étapes décrites précédemment de synthèse bibliographique et de construction du SIG ont largement contribué à la définition du modèle conceptuel.

- b) La résolution des équations de l'écoulement passe par la « **discrétisation** » du domaine d'étude, c'est-à-dire son découpage dans les trois dimensions, en petits éléments, ou « mailles », dans lesquels on fait l'hypothèse que les différents paramètres physiques sont homogènes pour chaque maille, alors qu'ils sont hétérogènes à l'échelle de l'ensemble du domaine d'étude ; cette discrétisation des paramètres et la création de la base de données correspondante, au format lisible par le code hydrodynamique choisi résulte en un **modèle numérique** des écoulements pour le domaine d'étude considéré.

La construction du SIG décrite au paragraphe précédent sur la base d'un maillage régulier a permis de renseigner directement les cellules du modèle de simulation hydrodynamique.

- c) Une fois « **calé** » (calibré) sur des situations réellement observées, le modèle numérique peut être utilisé comme un outil de **prévision** et de gestion pour tester les impacts sur le milieu aquifère de différents scénarios hypothétiques, par exemple des augmentations de prélèvements dans les captages existants, la création d'un nouveau champ captant, l'occurrence d'une sécheresse plus ou moins longue... Le « calage » du modèle numérique qui consiste à estimer aussi précisément que possible les paramètres physiques non directement accessibles à la mesure (perméabilité et coefficient d'emménagement des couches aquifères en particulier) constitue l'étape la plus importante et la plus délicate dans la mise au point d'un modèle hydrodynamique.
- d) Dans le cas présent où on souhaite modéliser l'impact de pollutions sur la nappe et ses champs captants, l'étape de calage devrait aussi normalement être effectuée sur les **paramètres du transport** hydrodispersif tels que la porosité, la dispersivité, la diffusion moléculaire, éventuellement les coefficients de partage solide/liquide... Ceci nécessiterait que l'on dispose de termes « source » que sont les flux de polluants entrant dans le domaine, de cartes de situation de la pollution et de chroniques de l'évolution des concentrations dans l'aquifère. On a vu (§ 31) que malheureusement, ce n'est pas le cas pour la présente étude ; on verra donc au § 3.6.2. quels sont les choix qui ont été retenus pour simuler ces impacts de polluants.

Le code utilisé dans cette étude est le progiciel MARTHE du BRGM, qui est un outil très complet de modélisation 3D aux différences finies, applicable aux milieux poreux équivalents et pouvant traiter des configurations aquifères variées, des plus simples aux plus complexes incluant le transport en zones non saturée et saturée.

### 3.6.1. Construction et calage du modèle hydrodynamique de la nappe de la craie

Cette étape est décrite dans le rapport ANTEA 25371. Les principaux points qui s'en dégagent sont les suivants :

- a) Le **modèle conceptuel** dérive de l'analyse de l'ensemble des données disponibles :
- on dispose de trente-six années de **précipitations efficaces** au pas de temps mensuel (années hydrologiques 1963-1964 à 1998-1999) ; sur cette période, la

précipitation efficace annuelle moyenne est d'environ 188 mm ; en première approximation, l'infiltration représenterait 97 % de ces précipitations efficaces ;

- sur les trente-six années de la période d'étude, les données de **prélèvement** sont plus ou moins complètes et continues selon leur type : AEP, industrie, agriculture (fig. 4) ; le tableau 2 ci-après synthétise les différentes informations disponibles et fait apparaître les lacunes sur les données de prélèvement dans la nappe de la Craie ;

Période	Prélèvements AEP				Prélèvements industriels	Prélèvements agricoles
	Ansereuilles	Don	Emmerin	Houplin		
1964	22,8 millions m <sup>3</sup> /an	0	<10 millions m <sup>3</sup> /an		9,1 millions m <sup>3</sup> /an	?
	<b>54,4 %</b>	<b>0%</b>	<b>~23,9 %</b>		<b>21,7 %</b>	<b>Marginal</b>
Entre 1965 et 1985	13,2 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	9,2 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	Baisse à <1 million m <sup>3</sup> /an	~6 millions m <sup>3</sup> /an	?	Marginal
Entre 1986 et 1992	13,3 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	8,8 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	0	7,2 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	?	Marginal
Entre 1993 et 1998	14,3 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	7,5 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	0	7,5 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	1,4 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne	0,15 millions m <sup>3</sup> /an en moyenne
	<b>46,4 %</b>	<b>24,3 %</b>	<b>0 %</b>	<b>24,3 %</b>	<b>4,5 %</b>	<b>0,5 %</b>

**Tabl. 2 - Synthèse des données de prélèvement dans la nappe de la craie**

- en ce qui concerne la **piézométrie**, comme indiqué aux paragraphes précédents, quatre cartes piézométriques (deux en BE, deux en HE) ont été élaborées. Par ailleurs, vingt-cinq historiques piézométriques, de durées très variables, ont pu être collectés ; ces historiques se répartissent en deux groupes de comportements différents :
  - . un premier groupe de piézomètres présente une relative stabilité des niveaux mesurés, avec des amplitudes annuelles inférieures à 5 m, et le plus souvent de l'ordre de 2 m, et une amplitude inter-annuelle inférieure à 10 m sur leurs périodes d'observation respectives ;
  - . le second groupe de piézomètres (marqués par un cadre rouge sur la figure 2) présente à l'inverse de fortes fluctuations piézométriques, avec des niveaux extrêmement différents d'une année à l'autre. Leurs amplitudes annuelles sont souvent supérieures à 5 m, et leurs amplitudes inter-annuelles sont supérieures à 10 m, et on peut observer des variations globales de niveau de 25 m parfois sur la période de suivi. Le comportement particulier de ces piézomètres, implantés en zone centrale du secteur d'étude, à proximité des champs captants de Don, des Ansereuilles et de Houplin, est probablement à relier en partie à la variabilité des prélèvements ;

- les **conditions aux limites** se déduisent de l'analyse des cartes piézométriques (fig. 7) :
  - . les limites ouest, nord et est du secteur d'étude correspondent à des crêtes piézométriques et sont donc considérées comme à flux nul ;
  - . les bordures sud et sud-ouest correspondent au canal de la Deûle ; bien que le rôle de ce dernier n'ait pas pu être clairement identifié, l'examen des cartes piézométriques indique qu'un écoulement souterrain se produit sensiblement du sud-ouest vers le nord-est au travers des limites sud et sud-ouest du domaine, traduisant un apport d'eau en direction des champs captants ; des conditions de potentiel imposé sont donc appliquées sur ces limites sud et sud-ouest, à une cote moyenne, pour représenter les apports fluctuants de l'amont hydraulique de la nappe (bassins hydrogéologiques voisins).

On choisit de représenter l'aquifère de la craie par une **seule couche de mailles**. Cette représentation est bien évidemment simplificatrice, car la lithologie de la craie est complexe mais mal cernée (fissuration moins importante en profondeur, alternance de bancs plus ou moins perméables). Les formations surmontant la craie (argiles de Louvil, limons des plateaux, alluvions, etc.) ne sont pas explicitement prises en compte dans le modèle. Leur présence sera retranscrite par le biais d'une hétérogénéité de la recharge, et par une impossibilité de débordement de la nappe (pour reproduire le caractère captif de celle-ci localement sous son recouvrement).

- b) Le **modèle numérique** est alors construit par discrétisation du domaine d'étude en mailles régulières carrées de 200 m de côté. L'ensemble du domaine est ainsi représenté par 4 269 mailles hydrauliquement actives. Ce pas de discrétisation semble adéquat car il permet de bien discerner les différents forages des champs captants, et les différentes installations potentiellement polluantes qui seront prises en compte lors des simulations hydrodispersives.
- c) La **procédure de calage** du modèle, d'abord en régime permanent sur une situation moyenne, puis en régime transitoire, au pas de temps mensuel sur les trente-six années d'observation (janvier 1963 à décembre 1998) est décrite en détails dans le rapport ANTEA 25371. Elle aboutit à distinguer onze zones pour l'ajustement des paramètres hydrodynamiques (perméabilité et emmagasinement libre et captif).

Au final, les résultats font apparaître que le modèle est capable de reproduire de manière globalement satisfaisante le comportement de la nappe, en régime permanent et en régime transitoire, avec cependant une plus ou moins bonne restitution selon les points d'observation :

- une restitution satisfaisante des fluctuations piézométriques mesurées dans la majorité des piézomètres hors des zones de captage, aussi bien en amplitudes qu'en tendances ; ainsi, la figure 8 présente les évolutions mesurées et simulées au piézomètre 201 C 126 localisé dans la partie sud-ouest du modèle, loin des captages (fig. 2) ;
- une restitution moins satisfaisante des fluctuations piézométriques mesurées à proximité des champs captants centraux (Ansereuilles et Don), et notamment des niveaux bas. Pour ces ouvrages, des incertitudes demeurent sur la représentativité des suivis disponibles (mesures effectuées directement dans les forages de prélèvement, donc représentatives de niveaux dynamiques, ou encore à proximité

### Conditions aux limites du modèle

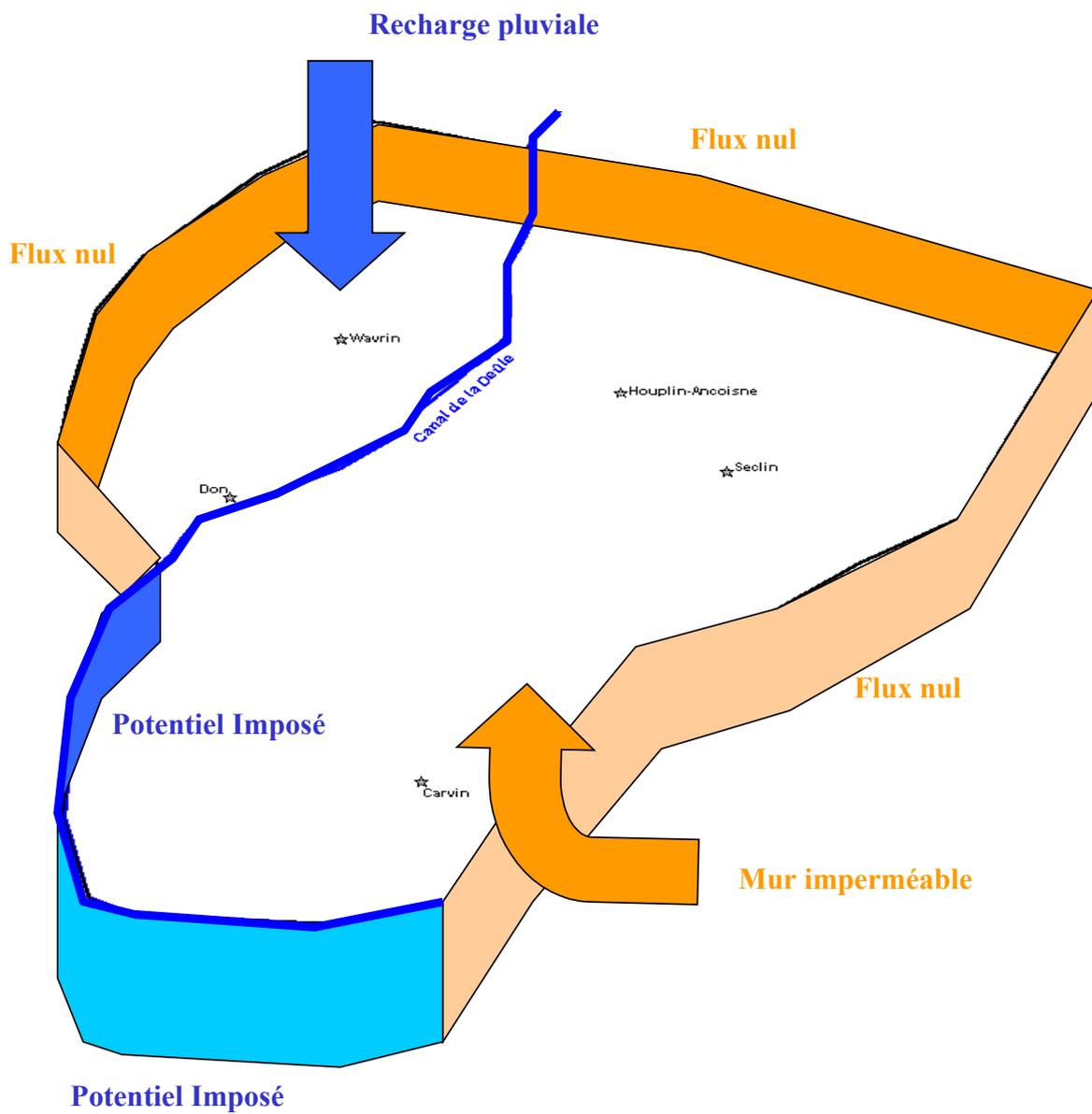
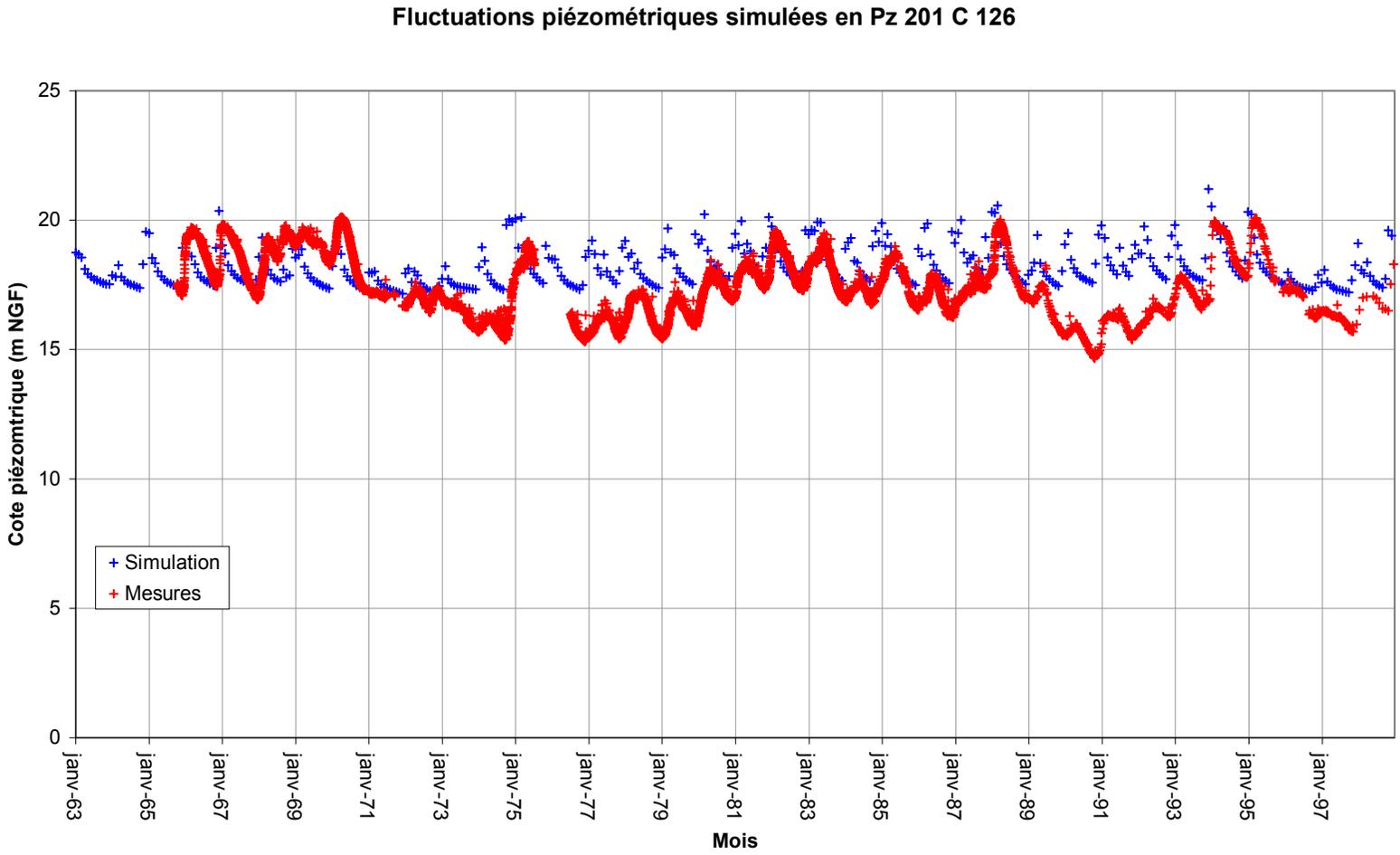


Fig. 7 - Conditions aux limites du modèle.



**Fig. 8 - Calage en transitoire-restitution au piézomètre 201 C 126.**

immédiate des forages). La figure 9 présente, à titre d'exemple, les évolutions mesurées et simulées au point 201 B 15 situé dans le champ captant des Ansereuilles.

La totalité des graphes représentant les évolutions aux points de calage est présentée dans le rapport ANTEA 25371. L'examen de ces résultats permet de conclure que la représentativité générale du modèle hydrodynamique sur la période d'étude est satisfaisante, compte-tenu des incertitudes demeurant sur les évolutions de prélèvement passées.

Le calage ainsi réalisé des paramètres hydrodynamiques et la connaissance des gradients hydrauliques permet donc de déduire les **vitesses** de Darcy dans l'ensemble du modèle et leurs évolutions sur la période d'étude, ainsi que les **trajectoires** moyennes des polluants potentiels dans la nappe, à partir de leurs points sources.

Le modèle hydrodynamique étant correctement calé, il est aussi désormais possible de l'utiliser comme **outil de prévision et de gestion** pour tester les impacts sur le milieu aquifère de différents scénarios hypothétiques, par exemple des augmentations de prélèvements dans les captages existants.

### 3.6.2. Problèmes rencontrés pour la modélisation du transport

Le transport hydrodispersif de polluants dans le milieu souterrain est le résultat de plusieurs composantes :

- la **convection** par le fluide le long des trajectoires déterminées par le champ des vitesses de Darcy et les lignes de courant, comme indiqué au paragraphe précédent ;
- la **diffusion moléculaire** (due au mouvement brownien des particules) et la **dispersion cinématique** longitudinale et transversale aux lignes de courant (due à la tortuosité des trajectoires réelles, à l'échelle microscopique, dans le milieu poreux) ; ces deux phénomènes aboutissent à la production d'un **panache** de pollution le long des trajectoires moyennes.

Comme signalée au paragraphe précédent, l'étape de calage qui a été réalisée sur les paramètres hydrodynamiques devrait aussi normalement être effectuée sur les **paramètres du transport** hydrodispersif tels que la porosité, les dispersivités longitudinale et transversale, la diffusion moléculaire.

Ceci nécessiterait que l'on dispose de termes « source » que sont les flux de polluants entrant dans le domaine, de cartes de situation de la pollution et de chroniques de l'évolution des concentrations dans l'aquifère.

On a vu que malheureusement, ce n'est pas le cas pour la présente étude et que ces données sont soit inexistantes, soit indisponibles. Par ailleurs, les analyses d'eau effectuées dans le cadre du projet (§ 3.4) en trente points d'observation afin de tenter d'établir une carte de la pollution actuelle ont donné des résultats se situant pour la plupart en-deçà du seuil de dosabilité, ce qui est une bonne nouvelle pour les usagers de l'aquifère, quoiqu'un peu surprenante au regard de ce que l'on pouvait craindre.

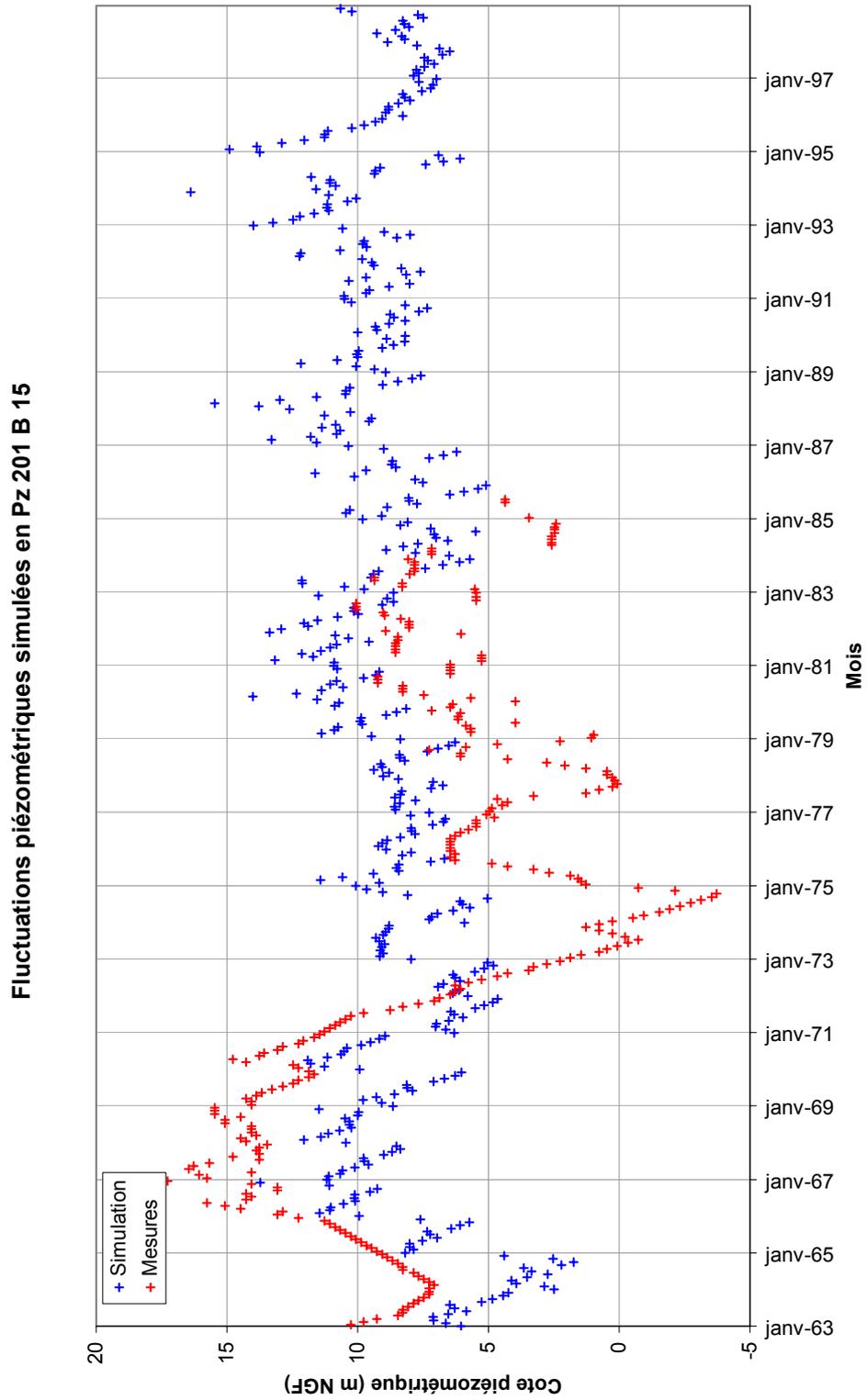


Fig. 9 - Calage en transitoire-restitution au piézomètre 201 B 15.

Ces importantes lacunes dans les données disponibles ont pour principale conséquence de rendre vaine toute tentative de restituer le **comportement réel** des polluants tel qu'il a pu se produire depuis la mise en place des activités, en particulier au cours des trente-six années d'observation de la piézométrie. Ceci constitue une différence fondamentale par rapport à l'étape précédente de calage de l'hydrodynamique qui a permis de simuler de façon convenable la réalité des écoulements observés.

Devant cette situation, on a choisi de s'orienter vers une approche simplifiée et plus théorique, axée sur les objectifs suivants :

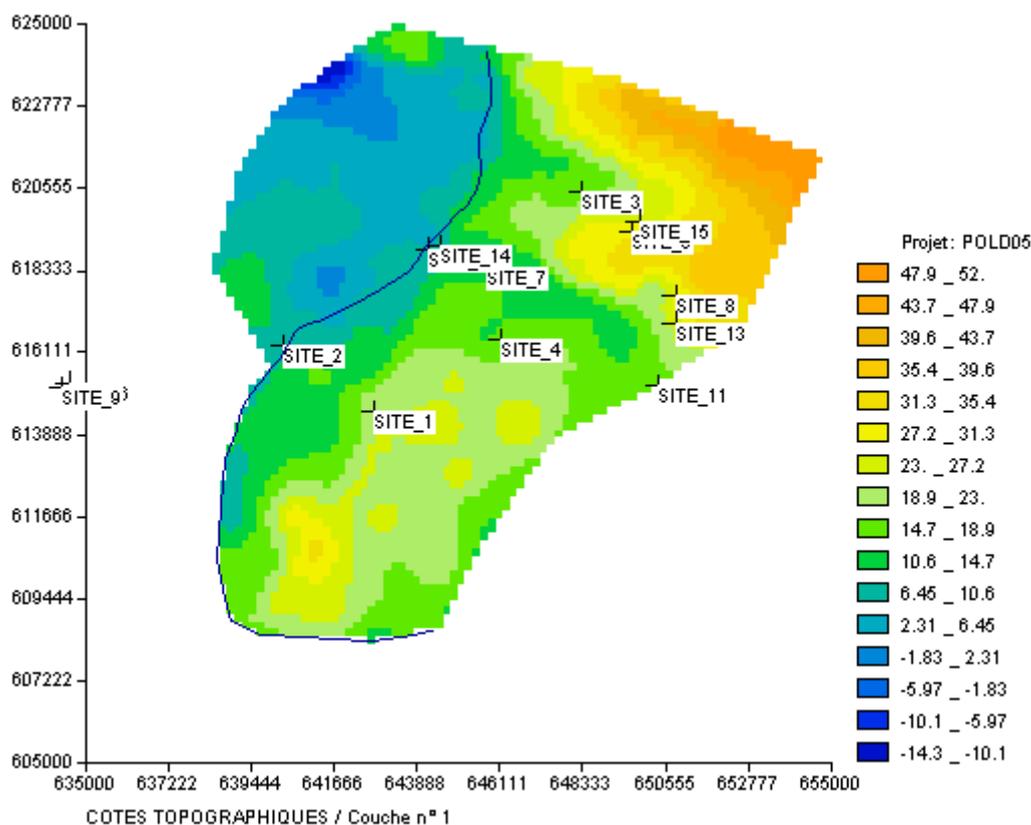
- tenter de comprendre pourquoi la contamination actuelle de la nappe par les traceurs polluants sélectionnés pour analyse est si faible (concentration en-deçà du seuil de dosabilité pratiquement partout) ;
- pour ce faire, étudier tout le cheminement d'une substance depuis le sol d'un site industriel jusqu'aux champs captants en prenant en compte sa percolation à travers la zone non saturée qui recouvre la nappe puis son transport dans la nappe elle-même ;
- à défaut de données réelles, réaliser une étude paramétrique avec analyse de sensibilité (examiner comment varient les concentrations aux cibles que constituent les champs captants en fonction des variations de différents paramètres pertinents) ;
- tenter d'en déduire une estimation des risques à moyen et long terme pour l'aquifère et ses champs captants « irremplaçables ».

La mise en œuvre de cette démarche et les résultats qui en découlent sont décrits dans les deux paragraphes suivants.

### 3.6.3. Modélisation de la zone non saturée

Le rapport BRGM 52101 rend compte en détails de la méthodologie adoptée pour tenir compte de la présence d'une zone non saturée hétérogène et d'épaisseur variable au-dessus de la nappe de la craie, dans le cheminement potentiel des polluants depuis le sol des sites jusqu'à la surface libre de la nappe. On peut en dégager les principaux points suivants :

- **sondages sur le terrain et mesures en laboratoire** : dans le cadre du projet, trois sondages carottés ont été réalisés en avril 2001, l'un dans la zone recouverte par les limons et les deux autres dans la zone recouverte par les alluvions, afin d'établir les caractéristiques de la zone non saturée (ZNS) au droit de ces points. Les carottes Pz12 (limons sur craie ) et SC4 (alluvions sur craie) ont été traitées au laboratoire d'essais géomécaniques d'ANTEA à Orléans afin d'établir, à l'aide de différents échantillons, les courbes de rétention expérimentales qui relient la teneur en eau à la pression négative et de mesurer la perméabilité à saturation ;
- les **paramètres caractéristiques** de la ZNS, hétérogène horizontalement et verticalement, ont été établis pour différents faciès de chaque carotte par ajustement de lois théoriques (Van Genuchten) sur les courbes expérimentales ;
- **sites utilisables** : l'analyse des activités industrielles et l'utilisation de la méthodologie ESR (§ 3.1) ayant conduit à retenir quinze sites potentiellement polluants (fig. 10), une étude sur le contexte géologique prévalant au droit de ces sites a permis finalement d'en retenir seulement cinq pour la modélisation de la percolation à travers la ZNS ; les caractéristiques de ces sites sont présentées au tableau 3 ;



**Fig. 10 - Topographie de la zone d'étude avec localisation des sites.**

Site	Types de produits stockés	Début activité	Référence paramètres	Niveau statique craie (m)	Description
2	As, Zn, Cd et Cr, hydrocarbures	1950	Sc4 alluvions	3	3 m limon sableux sur craie, proche sondage Sc4
3	alcools, solvants, tensio-actifs, acides organiques	1968	Pz12 limons	3	2 m limon sableux sur craie
4	hydrocarbures, benzène, toluène, xylène	1985	Pz12 limons	10	3 m limon sur craie, proche sondage Pz12
5	mazout	1972	Pz12 limons	10	2 m argile sableuse sur craie
7	solvants, X, T et naphta, As, Zn, Cr	1967	Sc4 alluvions	5.	2 m alluvions Deule (sable argileux ) sur craie

**Tabl. 3 - Sites retenus pour la modélisation à travers la ZNS.**

Le transport potentiel de polluant depuis la surface à travers la ZNS a alors été simulé à l'aide de modèles monodimensionnels (colonne) sous chacun des cinq sites disponibles, sur la base des **hypothèses simplificatrices suivantes** :

- on admet que les caractéristiques des limons sont les mêmes dans tout le domaine étudié et que seules varient d'un site à l'autre les épaisseurs respectives des faciès rencontrés et la profondeur à la nappe ; la même hypothèse est faite pour les alluvions ;
- comme il n'existe aucune information utilisable concernant les masses ou concentrations de polluant stockées à la surface de chaque site, ni sur leurs variations au cours du temps, on fait l'hypothèse d'une concentration de la recharge identique pour tous les sites et tous les éléments polluants, constante entre le début et la fin d'activité de chaque site soit 100 mg/l ;
- la concentration initiale c'est-à-dire au début des simulations en transitoire (janvier 1963) est supposée nulle pour tous les éléments polluants ;
- enfin, de tous les processus complexes pouvant affecter le transport des substances métalliques ou organiques ciblées, on ne retient que les phénomènes pouvant être caractérisés par un facteur de retard soit en particulier l'adsorption-désorption sur la matrice solide.

Avec ces hypothèses relativement grossières mais rendues nécessaires par l'existence de seulement un sondage utilisable dans chaque type de recouvrement et par l'absence de données concernant les quantités de polluants présents sur les sites ou ailleurs dans le domaine d'étude, on simule l'évolution de la teneur en eau et de la concentration sous les sites pour les trente-six années de calage de l'hydrodynamique, en particulier la concentration arrivant à la nappe à chaque pas de temps.

En sus des hypothèses précédentes, des **conditions initiales et aux limites** doivent être définies pour l'hydrodynamique.

On initialise chaque modèle colonne par une simulation en régime permanent en condition de désaturation de la colonne. Cette **condition initiale** qui peut sembler irréaliste est choisie pour les raisons suivantes :

- on ne connaît pas l'état de saturation en janvier 1963 sous chacun des cinq sites mais il est probable que le sous-sol ait été relativement sec car l'année hydrologique 1962/1963 se situe dans une période très déficitaire (rapport BRGM 52180, fig.15 et ann. 1 b) ;
- même si l'on peut objecter que cette période sèche n'ait pas suffi à désaturer le sous-sol, on rappelle que l'on procède ici à une étude théorique et paramétrique et que l'on souhaite dans le cas présent simuler une situation extrême afin d'évaluer la capacité de la ZNS à protéger la nappe.

À partir de cette condition initiale, théorique, la percolation en régime transitoire est simulée avec les **conditions aux limites** suivantes :

- à la base de chaque colonne, on impose la charge à la surface libre de la nappe ;
- au sommet de la colonne, on impose le flux entrant pris égal au flux de la recharge arrivant à la nappe de la craie qui a été utilisé lors de la mise au point du modèle hydrodynamique de la nappe (cf rapport ANTEA 25371). En toute rigueur, on devrait considérer non pas la recharge mais le flux de pluie moins l'ETP, lequel est positif et entrant à la surface du site lorsque la pluie est supérieure à l'ETP mais négatif et

sortant dans le cas contraire. Le fait de considérer la recharge au lieu de ce flux pluie-ETP permet de mieux comparer les résultats avec des modélisations sans prise en compte de la ZNS ; de plus, cette hypothèse conduit à des résultats qui vont dans le sens de la sécurité puisqu'ils majorent les flux de pollution entrants.

Les évolutions simulées de **la teneur en eau** au droit des sites permettent de visualiser les arrivées successives des fronts de saturation à différentes profondeurs (fig. 3 à 6 dans le rapport BRGM 52101). On observe que :

- sous le site 4 où la surface libre est à environ 10 m de profondeur sous 3 m de limon, le front d'humidification se propage assez lentement à partir de l'état initial très sec ; ainsi il arrive entre 2 et 3 m de profondeur au bout de 11 ans, entre 4 et 5 m au bout de 15 ans et entre 8 et 9 m au bout de 24 ans ;
- sous le site 2 où la surface libre est à environ 3 m de profondeur sous 3 m d'alluvions, le front arrive au bas de la colonne au bout de 13 ans ;
- après ces dates, la saturation fluctue légèrement autour d'une valeur moyenne plus ou moins proche de la saturation.

En toute rigueur, la modélisation du transport de masse en solution devrait pouvoir prendre en compte l'ensemble des mécanismes géochimiques qui conduisent à l'apparition ou à la disparition de certains éléments. Cependant, pour la plupart de ces phénomènes, les modélisations couplées transport/chimie sont encore au stade de la recherche en nécessitant des moyens de calcul très importants. De plus, elles devraient s'appuyer sur des investigations analytiques et expérimentales relativement lourdes qui dépassent le cadre de cette étude.

Par contre, il est relativement aisé de prendre en compte l'adsorption-désorption sur la matrice rocheuse au cours du transport, à l'aide d'un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, conduisant à la notion du **coefficient de partage**  $k_d$ . De fait lorsque l'adsorption-désorption sur la matrice solide d'un élément en solution peut être considérée comme instantanée, linéaire et réversible, on peut pour cet élément définir  $k_d = F/C$  où  $F$  est la masse de soluté adsorbée par unité de masse du solide et  $C$  sa concentration volumique dans l'eau libre ;  $k_d$  est également la pente de l'isotherme d'adsorption.

L'adsorption-désorption n'a pas pour résultat de dégrader le soluté mais introduit un **facteur de retard** dans le processus du transport. Plus  $k_d$  est grand et plus le retard sera important. Ce paramètre conditionne donc, pour chaque substance, son temps d'arrivée à la nappe à partir du moment où elle pénètre dans le sol au droit d'un site.

L'étude du comportement des substances organiques et inorganiques, résumée au paragraphe 3.2, a donné des plages de variation raisonnables pour les  $k_d$  des substances organiques (de 0,1 à 0,8 l/kg pour le naphthalène, de 1 à 760 l/kg pour les BTEX) mais beaucoup trop importantes pour les substances inorganiques, en l'absence de précisions sur des facteurs tels que le pH et la spéciation de l'élément, données indisponibles pour la présente étude.

Le rapport BRGM 52101 explique comment on a pu restreindre les intervalles de variation des  $k_d$  des substances inorganiques à partir des résultats d'études antérieures menées dans le cadre d'un Programme de Recherches Concertées, financé par la région Nord – Pas-de-Calais. Une valeur de 3 000 l/kg correspondant à la valeur

moyenne mesurée pour le cadmium (rapports BRGM 39629 et 51395) a finalement été retenue pour les simulations avec une concentration hypothétique de cadmium de 100 mg/l dans le flux de recharge, appliquée dès janvier 1963 et constante sur toute la période de simulation. Les autres substances métalliques ayant des  $k_d$  supérieurs à ceux du cadmium doivent se déplacer plus lentement ; au vu des résultats obtenus avec le cadmium, ils n'ont pas été simulés.

En ce qui concerne les substances organiques, on a réalisé les simulations suivantes :

- une première modélisation avec un  $k_d$  de 0,1 l/kg correspondant au minimum des valeurs mesurées pour le naphthalène ;
- une deuxième modélisation avec un  $k_d$  de 1,55 l/kg correspondant à une valeur moyenne et faible pour le benzène et le toluène, susceptibles d'être davantage présents dans le sous-sol que le naphthalène car beaucoup plus solubles. De plus, ces mesures ont été réalisées sur des sols d'usines contenant des goudrons.

Dans les deux cas, on a pris en compte une concentration hypothétique de polluant de 100 mg/l dans le flux de recharge, appliquée à partir du démarrage de l'activité sur le site et constante sur toute la période de simulation.

Les modélisations de la percolation à travers la ZNS réalisées sur la base de l'hypothèse du coefficient de partage solide/liquide  $k_d$  ont conduit aux **résultats suivants** :

- les polluants métalliques considérés (cadmium et *a fortiori* les autres) restent confinés dans les premiers centimètres du sol ; ainsi malgré une concentration de recharge constante de 100 mg/l pendant les trente-six années d'observation des évolutions hydroclimatiques et hydrogéologiques, on ne simule aucune pollution à partir d'une profondeur d'environ 1,5 m ;
- les polluants organiques, dont les  $k_d$  sont beaucoup plus faibles, se propagent davantage pendant la période d'observation de trente-six ans. La concentration finale à la nappe est très variable selon les sites ; en effet, elle dépend des caractéristiques de la ZNS et de la profondeur de la nappe au droit du site, ainsi que de la date de démarrage de l'activité. Ainsi pour un  $k_d$  de 0,1 l/kg représentant le minimum mesuré pour le naphthalène, la concentration finale est proche de 70 mg/l au droit du site 3 mais ne dépasse pas  $10^{-8}$  mg/l au droit du site 4. Pour un  $k_d$  de 1,55 l/kg correspondant à une valeur moyenne faible pour le benzène et le toluène, le maximum de la concentration finale est de l'ordre de 1 mg/l au droit du site 3.

Des **simulations prévisionnelles** ont ensuite été réalisées pour les polluants organiques sur la base du  $k_d$  de 1,55 l/kg, pour une durée complémentaire de trente six ans répétant le même cycle hydrologique ; on constate alors que, bien que les concentrations de départ soient assez faibles soit, au maximum, de l'ordre de 1 mg/l au site 3, l'augmentation au cours des trente six années supplémentaires peut être très importante : on obtient ainsi de l'ordre de 22 mg/l au droit du site 3 et de l'ordre de 2 mg/l au droit des sites 2 et 7.

Les figures 11 et 12 présentent ainsi les évolutions de la concentration à la nappe au droit du site 3 au cours de la première période de trente-six ans à partir d'une condition en désaturation, puis de la deuxième qui la suit. Les autres figures sont disponibles dans le rapport BRGM 52101.

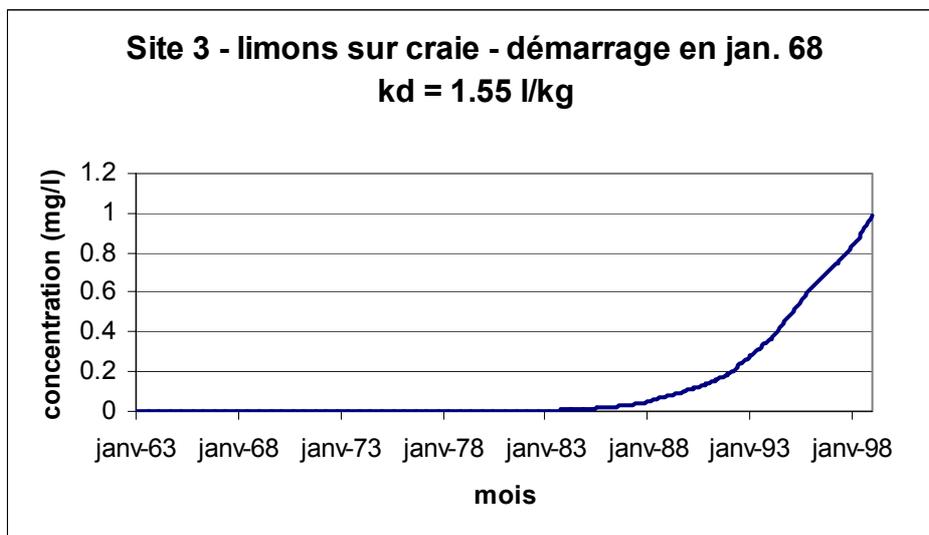


Fig. 11 - Site 3 - Évolution de la concentration à la nappe (3 m) - kd = 1,55 l/kg.

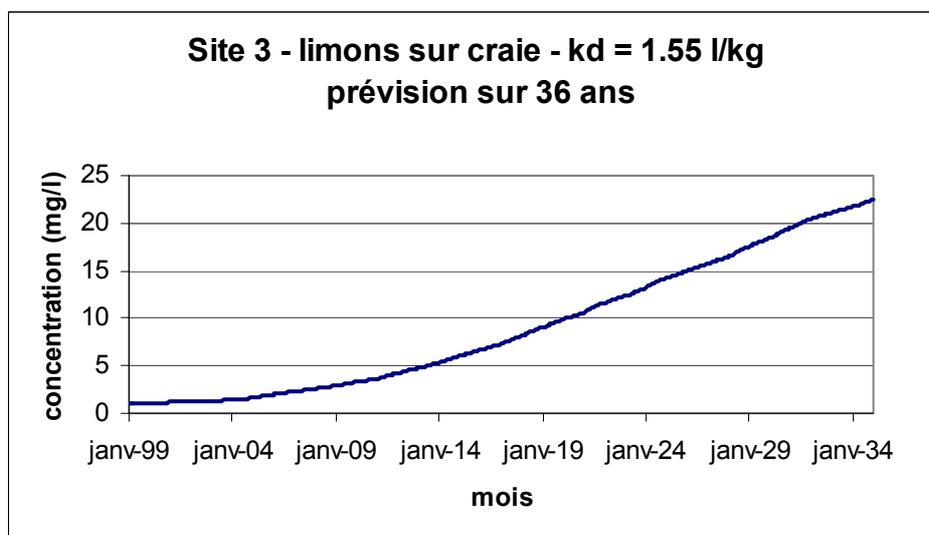


Fig. 12 - Site 3 - Évolution complémentaire sur trente six ans de la concentration à la nappe (3 m) - kd = 1,55 l/kg.

L'examen de ces résultats conduit aux remarques suivantes :

- même en partant d'une situation initiale extrêmement favorable à la protection de la nappe (colonne désaturée), on constate que sous le site 3 (site sous lequel la propagation est la plus rapide) la concentration à la nappe atteint environ 20 mg/l au bout d'environ 70 ans de percolation (soit 20 % de la concentration de la recharge) ;

- il est fort possible que la condition initiale retenue ne soit pas vraiment représentative de la réalité en janvier 1963 et que la teneur en eau ait été plus importante, voire proche de la saturation ; dans ce cas, la valeur de 20 mg/l serait atteinte plutôt au bout des trente-six premières années de percolation c'est-à-dire en début 1998.

Il faut donc rester prudent en ce qui concerne les hypothèses assez théoriques retenues pour ces modélisations et se souvenir que le coefficient de partage ne rend pas compte d'une dégradation de la substance mais simplement d'un retard à la propagation : selon cette hypothèse, à terme plus ou moins éloigné, toute la pollution finira par arriver à la nappe.

#### 3.6.4. Modélisation du transport dans la nappe

Les concentrations arrivant à la nappe au droit des cinq sites retenus pour la prise en compte de la percolation à travers la ZNS, servent d'entrée au modèle hydrodispersif de transport de masse dans l'aquifère, dont les simulations et résultats sont décrits dans le rapport ANTEA 25395. Cette dernière étape de la modélisation poursuit un triple objectif :

- estimer les directions de migration des substances au sein de la nappe en fonction des variations de la piézométrie sur la période d'observation de trente-six ans ;
- estimer, par simulation du transport depuis le démarrage des industries sur la même période, l'évolution des concentrations dans la nappe en fonction des concentrations qui sont supposées provenir de la recharge pluviale à travers la ZNS ;
- estimer l'évolution théorique à long terme des concentrations dans la nappe, pour différents scénarii d'évolution des prélèvements.

Par ailleurs, on a montré au paragraphe précédent qu'en première approximation, les éléments inorganiques étaient presque totalement fixés dans les premiers centimètres de la ZNS. Ils ne parviendront donc pas à la nappe avant une durée très longue devant la période de simulation. On a donc décidé de modéliser uniquement le transport des substances organiques dans la nappe.

Les principaux résultats que l'on peut dégager du rapport ANTEA 25395 sont les suivants :

- **Hypothèses adoptées** : comme indiqué aux paragraphes précédents, l'absence des données indispensables interdit toute possibilité de calage du transport hydrodispersif. L'étude réalisée est donc théorique et paramétrique dans la suite de celle décrite au § 3.6.3.

Les paramètres hydrochimiques et hydrodispersifs adoptés lors des simulations de transport des hydrocarbures, sont les suivants :

- coefficient de partage : comme indiqué au paragraphe précédent, le paramètre  $k_d$  est fixé dans un premier temps à 0,1 l/kg dans la ZNS et à 0,57 l/kg dans la nappe (valeur mentionnée dans le rapport du CNRSSP pour le naphthalène sur une matrice crayeuse). Une analyse de sensibilité a ensuite été mise en œuvre pour

tester un  $k_d$  de 1,55 l/kg dans la ZNS (valeur moyenne des  $k_d$  du benzène et des toluènes mesurés dans des sols d'usines à gaz contenant des goudrons) en conservant la valeur de 0,57 l/kg dans la nappe (seule valeur trouvée dans la littérature pour une matrice crayeuse) ;

- coefficient de diffusion moléculaire : une valeur de  $10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s est adoptée dans la ZNS et dans la nappe (valeur moyenne) ;
- dispersivité : une dispersivité longitudinale de 10 cm est adoptée dans les modèles représentant la ZNS. Dans le modèle principal, représentant la nappe de la Craie, des dispersivités longitudinale de 100 m et transversale de 10 m sont adoptées ;
- porosité cinématique : la porosité cinématique adoptée dans les différentes zones homogènes du modèle de nappe est égale au coefficient d'emménagement libre (3 à 10 %).

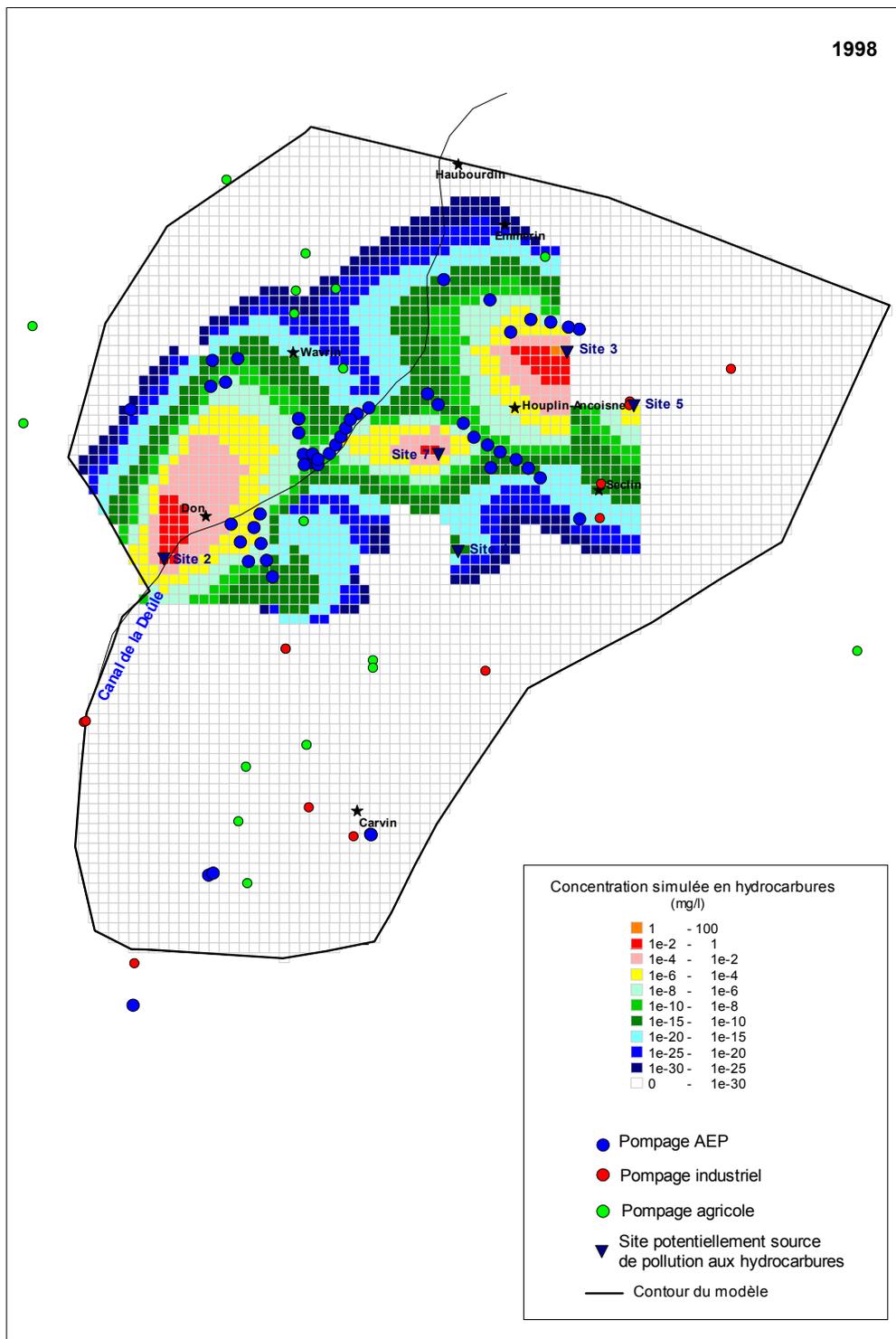
Il faut noter que les phénomènes de dégradation chimique ou biologique des hydrocarbures ne sont pas pris en compte lors des simulations hydrodispersives, faute de données.

La simulation hydrodispersive de migration des hydrocarbures est réalisée sur la période 1963-1998 de calage de l'hydrodynamique et les conditions de fluctuation, à un pas mensuel, de la recharge et des prélèvements sont rigoureusement les mêmes que celles adoptées lors de ce calage.

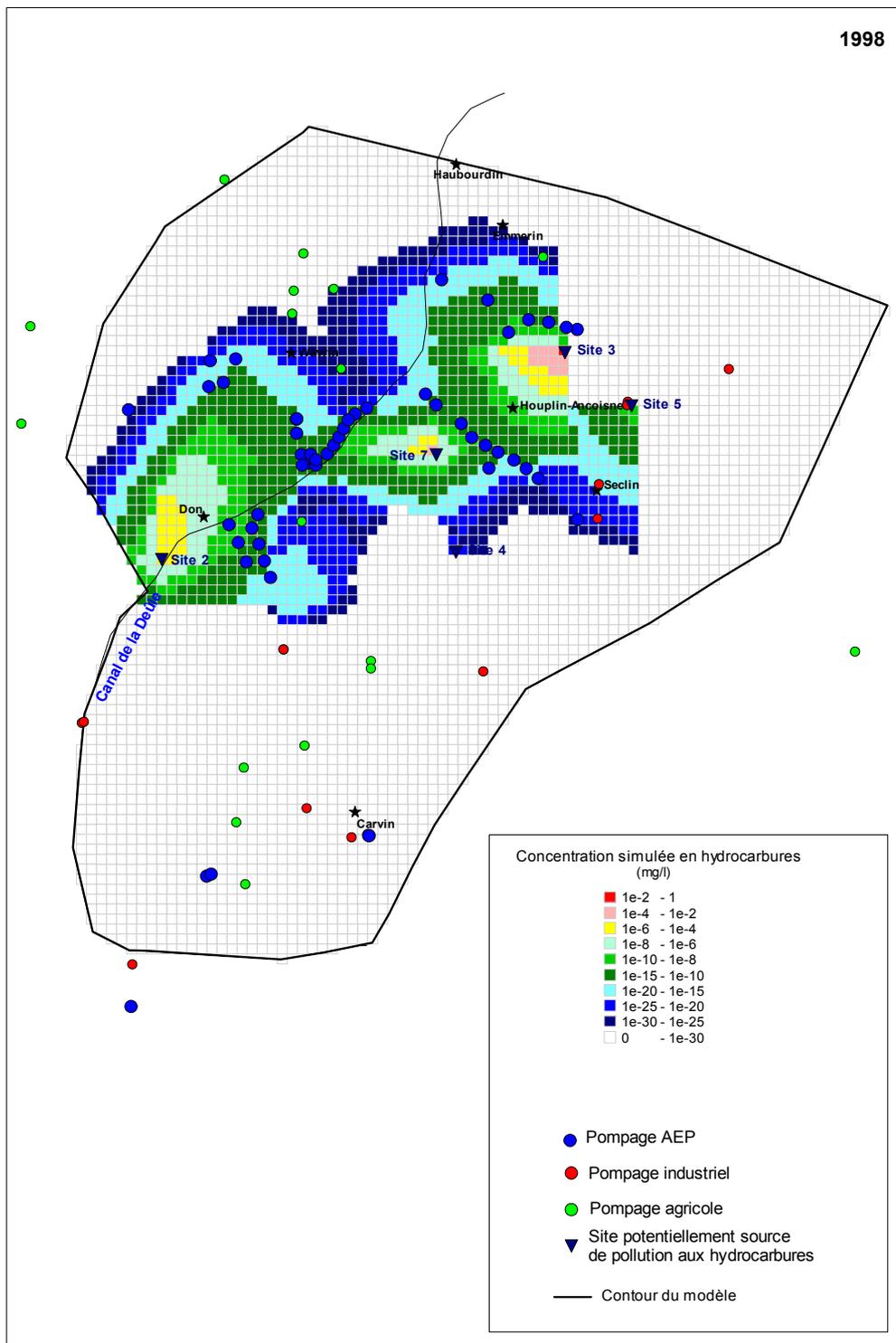
- Les figures ci-après présentent une carte de la concentration théorique en polluant de type hydrocarbure, en fin de simulation, pour chacun des cinq scénarios réalisés soit :
  - scénario 1 :  $k_d = 0,1$  l/kg dans la ZNS et 0,57 l/kg dans la nappe, période 1963-1998 ; état initial de la ZNS : très sèche (fig. 13) ;
  - scénario 2 :  $k_d = 1,55$  l/kg dans la ZNS et 0,57 l/kg dans la nappe, période 1963-1998 ; état initial de la ZNS : très sèche (fig. 14) ;
  - scénario 3 : pas de prise en compte de la ZNS et  $k_d = 0,57$  l/kg dans la nappe, période 1963-1998 (fig. 15) ;
  - scénario 4 :  $k_d = 1,55$  l/kg dans la ZNS et 0,57 l/kg dans la nappe, période 1999-2034 ; état initial de la ZNS : fin 1998 = proche de la saturation ; prélèvements inchangés (fig. 16) ;
  - scénario 5 :  $k_d = 1,55$  l/kg dans la ZNS et 0,57 l/kg dans la nappe, période 1999-2034 ; état initial de la ZNS : fin 1998 = proche de la saturation ; prélèvements augmentés à Emmerin (fig. 17).

On peut faire les remarques suivantes :

- **scénario 1** : la ZNS dont l'état initial est supposé très sec protège assez bien la nappe malgré un coefficient de partage faible ( $k_d = 0,1$  l/kg) ; ainsi la concentration maximale aux champs captants est atteinte en décembre 1998 aux Ansereuilles et est seulement de l'ordre de  $10^{-4}$  mg/l. Au droit des sites elle atteint des valeurs nettement plus élevées (0,15 mg/l au droit du site 2 et 2,81 mg/l au droit du site 3) ;
- **scénario 2** : l'augmentation de la valeur du coefficient de partage ( $k_d = 1,55$  l/kg) dans la ZNS induit un retard plus important dans la propagation des polluants ; à la même date de décembre 1998, la concentration maximale est de  $2,5 \cdot 10^{-2}$  mg/l au droit du site 3 et de  $3 \cdot 10^{-9}$  mg/l au champ captant d'Emmerin ;



**Fig. 13 - Concentration simulée en fin de scénario 1-  $k_d = 0,1$  l/kg dans la ZNS - État initial de la ZNS très sec.**

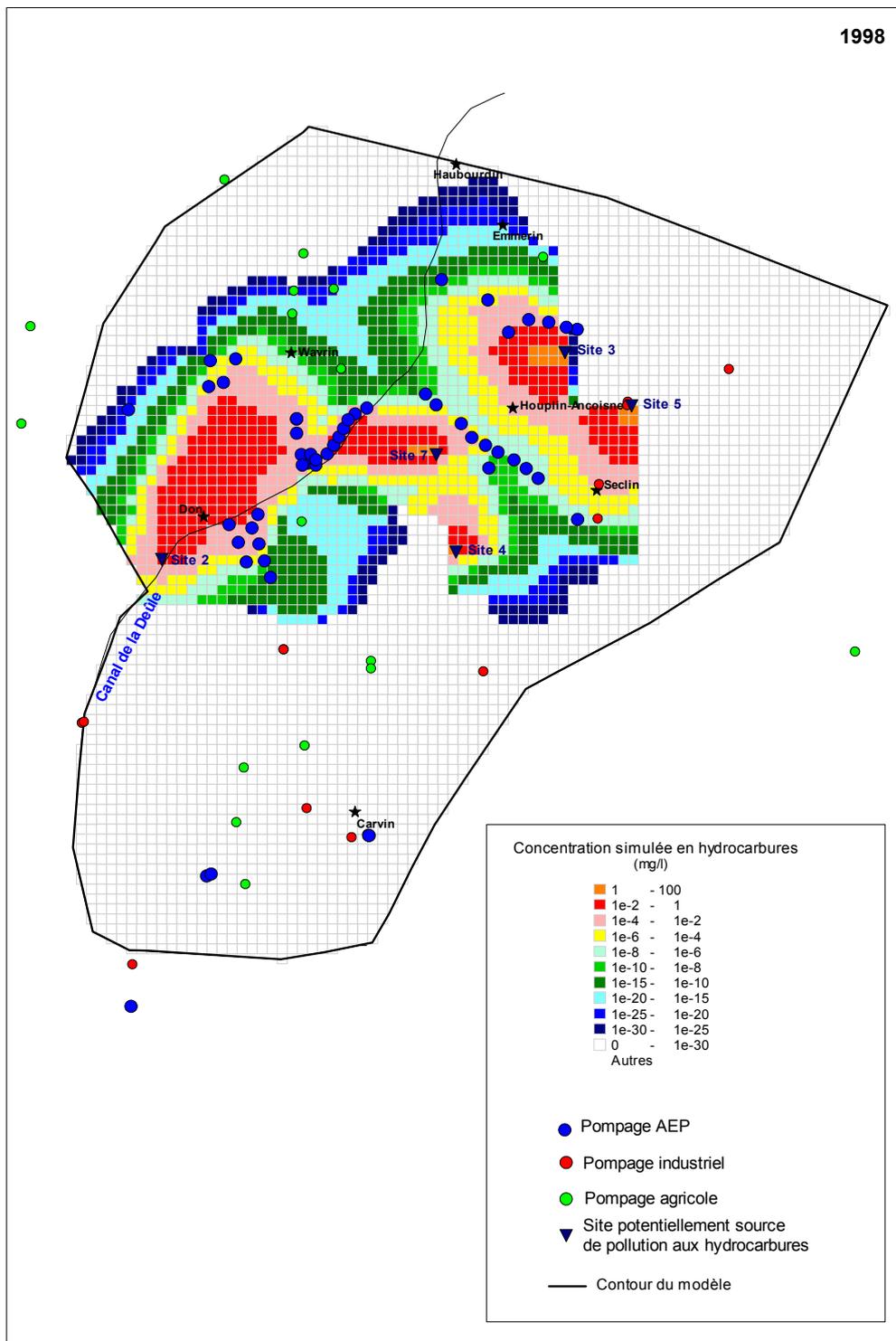


**Fig. 14 - Concentration simulée en fin de scénario 2 -  $k_d = 1,55$  l/kg dans la ZNS - état initial de la ZNS très sec.**

- **scénario 3** : la non prise en compte de la ZNS équivaut à imposer la concentration de recharge de 100 mg/l directement à la surface de la nappe ; les concentrations sont donc très fortement augmentées (6 mg/l au droit du site 3 et  $8.6 \cdot 10^{-2}$  mg/l aux Ansereuilles) ;
- **scénario 4** : il s'agit d'un enchaînement sur le scénario 2 avec répétition du même cycle climatique ; la situation initiale de la ZNS est donc proche de la saturation (cf. § 3.6.3) ; les prélèvements sont inchangés. La concentration maximale en 2033 atteint 1 mg/l au droit du site 3 et  $2 \cdot 10^{-5}$  mg/l au champ captant d'Emmerin (soit 10 000 fois plus qu'en fin 1998) ;
- **scénario 5** : les conditions sont les mêmes que celles du scénario 4 excepté une augmentation des prélèvements à Emmerin de 7 000 m<sup>3</sup>/j. Les résultats diffèrent peu de ceux du scénario 4 : seule une modification locale des concentrations, à proximité du champ captant d'Emmerin, peut être observée par rapport à la simulation 4. Cependant le graphique des concentrations simulées dans les forages d'Emmerin montre une brutale augmentation des concentrations, d'un facteur  $10^6$  environ, à partir de 2005 (cf. rapport ANTEA 25395).

Ces résultats font donc apparaître :

- Le rôle fondamental joué par la zone non saturée, plus ou moins retardant selon la condition initiale (très sèche ou proche de la saturation). Ce rôle retardant de la ZNS est illustré par les constats suivants :
  - une augmentation du coefficient de partage de la ZNS d'un facteur 15 (de 0,1 à 1,55 l/kg) entraîne une diminution des concentrations en fin de simulation d'un facteur 110 à  $3 \cdot 10^{10}$  sous les zones sources, et d'un facteur 1 280 à 52 040 au droit des champs captants ;
  - la non-prise en compte de la ZNS entraîne une augmentation des teneurs d'un facteur 4 à  $10^{11}$  sous les zones sources, et d'un facteur 800 à 850 au droit des champs captants, par rapport au scénario 1.
- L'influence des prélèvements sur la migration des hydrocarbures dissous : ainsi, la simulation d'une reprise des prélèvements sur le champ captant d'Emmerin (arrêté depuis 1980) à partir de 2005 entraîne en fin de simulation une augmentation d'un facteur 1 000 des concentrations simulées dans les eaux captées en 2034.



**Fig. 15 - Concentration simulée en fin de scénario 3 - pas de prise en compte de la ZNS.**

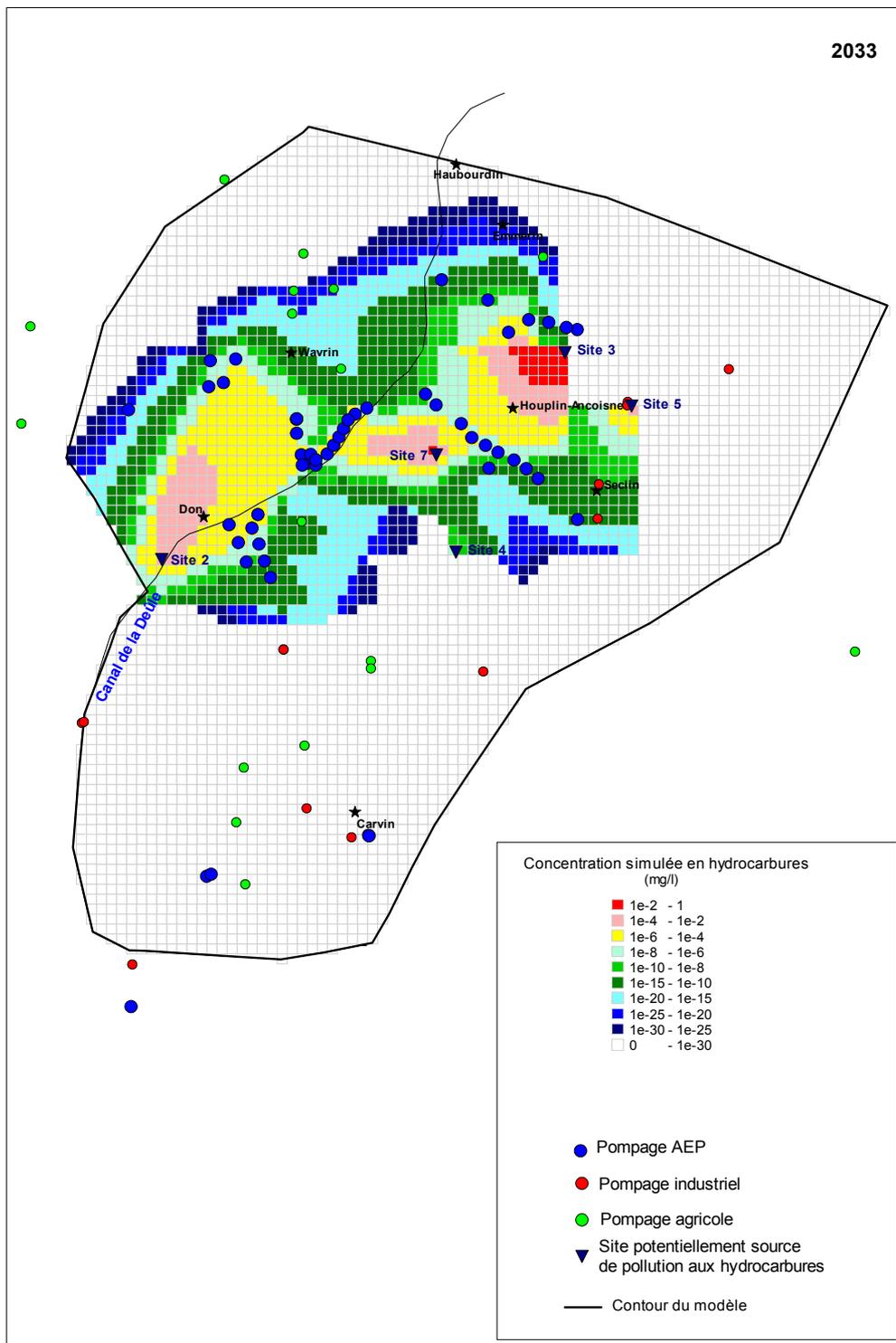
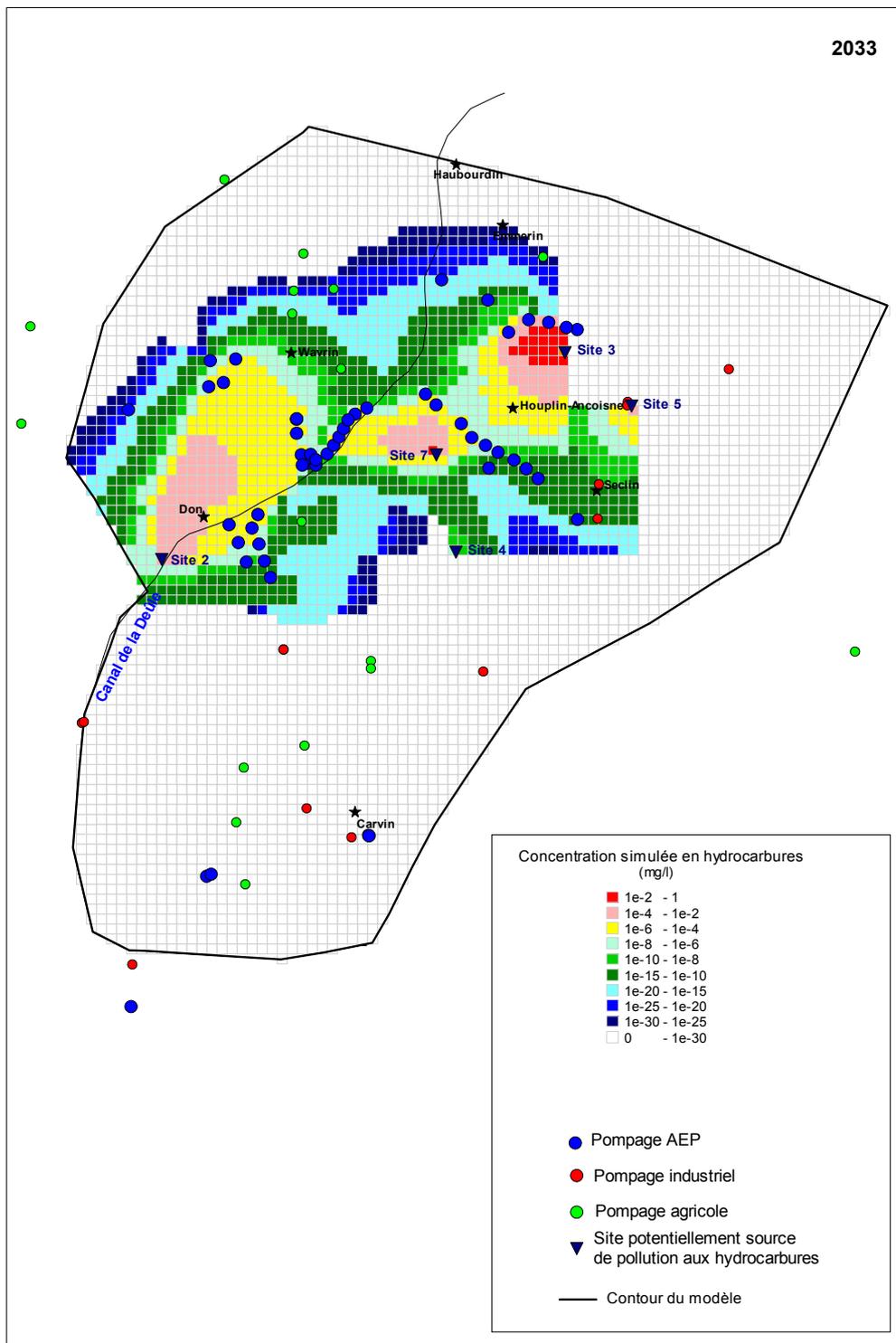


Fig. 16 - Concentration simulée en fin de scénario 4 -  $k_d = 1,55$  l/kg dans la ZNS - suite du scénario 2 - prélèvements inchangés.



**Fig. 17 - Concentration simulée en fin de scénario 5 -  $k_d = 1,55$  l/kg dans la ZNS - suite du scénario 2 - prélèvements augmentés à Emmerin.**



## 4. Conclusions/recommandations

**A**u terme de cette synthèse, il est intéressant de confronter les résultats obtenus aux objectifs initiaux du projet et de tenter d'en tirer quelques enseignements et recommandations pour l'avenir.

Ce projet avait pour objectif l'évaluation de l'incidence d'un ensemble d'activités industrielles de surface sur la qualité de la nappe de la craie séno-turonienne dans une zone située au sud de Lille, et notamment sur les eaux pompées au droit de champs captants dits « irremplaçables », participant à l'approvisionnement de la Communauté Urbaine de Lille.

Les étapes du travail effectivement réalisé, largement décrites dans les rapports en référence et résumées au chapitre précédent, ont permis de répondre au moins partiellement à cet objectif.

- L'analyse des activités industrielles présentes dans le domaine d'étude ainsi que la caractérisation des produits potentiellement présents sur chaque site ont été menées à bonne fin, sur la base des données des IHR. La méthodologie ESR a ensuite été appliquée à un échantillon d'une quinzaine de sites choisis pour leur représentativité et la disponibilité des informations les concernant. L'étude des sites retenus a permis d'estimer l'impact potentiel de chacun sur son environnement sur la base d'un classement en trois catégories (site à risque majeur, site à surveiller, site banal). Cependant, on a constaté qu'aucune information quantitative permettant de caractériser les flux de pollution avérée, actuelle ou passée, pouvant ou ayant pu s'infiltrer au droit de ces sites n'était disponible.
- L'étude bibliographique du comportement des traceurs retenus pour l'étude (chrome, cadmium, zinc et arsenic d'une part, BTEX et naphtalène d'autre part) a donné des indications intéressantes sur les plages de variation de leurs paramètres physico-chimiques en particulier le coefficient de partage solide/liquide  $k_d$  qui introduit un facteur de retard dans le transport en solution. Cependant, si les plages de variation des  $k_d$  déduites de la littérature sont pour les éléments organiques relativement faibles, elles s'avèrent extrêmement importantes pour les éléments métalliques, en fonction en particulier du pH et de la spéciation de l'élément. En l'absence de mesures de terrain et d'analyses permettant de cerner ces paramètres, il a été nécessaire, à l'étape de modélisation numérique, de faire appel à des résultats d'études antérieures menées sur un site voisin géographiquement et comparable du point de vue du contexte.
- La synthèse géologique et hydrogéologique a permis de bien faire le point sur les connaissances concernant l'aquifère capté, ses caractéristiques, son environnement, son évolution au cours des quarante dernières années sous l'effet des variations climatiques et des divers types de prélèvements. Des lacunes ont cependant été mises en évidence en particulier sur les chroniques de prélèvements. L'acquisition de données complémentaires a été effectuée dans le cadre du projet avec, en particulier l'établissement de deux cartes piézométriques détaillées en situation de basses eaux de novembre 2000 et de hautes eaux d'avril 2001 ainsi que des analyses d'eau sur trente points d'observation de la nappe. Ces analyses

ont montré que les concentrations en traceurs d'une pollution industrielle potentielle retenus pour l'étude étaient presque partout inférieures au seuil de dosabilité.

- L'étape suivante a consisté dans la mise en place du SIG dédié à l'étude, lequel remplit plusieurs fonctions, en particulier : aide à la compréhension du fonctionnement hydrogéologique et à la définition du modèle conceptuel des écoulements, grâce à la modélisation géométrique tridimensionnelle et aussi stockage des données en couches thématiques et aide à la diffusion de l'information via le média cartographique.
- Pour la modélisation numérique des écoulements et du transport qui constitue la phase finale du projet, on peut distinguer deux phases principales :
  - la construction et le calage du modèle hydrodynamique de la nappe ;
  - la simulation du transport potentiel de polluant depuis le sol jusqu'aux champs captants à travers la zone non saturée et l'aquifère.

La première phase qui s'appuyait sur des données recueillies au cours des étapes précédentes a permis d'aboutir à une représentativité générale satisfaisante du modèle hydrodynamique sur la période d'étude, compte tenu des lacunes restant sur les chroniques de prélèvements. Le modèle ainsi réalisé est capable de restituer correctement les fluctuations piézométriques passées, les vitesses moyennes dans l'ensemble du domaine et leurs évolutions sur la période d'étude, ainsi que les trajectoires moyennes des polluants potentiels dans la nappe, à partir de leurs points sources.

En revanche, faute de données quantitatives disponibles concernant les concentrations et flux de polluants avérés, il n'a pas été possible d'utiliser la même approche, calée sur des observations, pour la modélisation du transport. À défaut, on s'est orienté vers une étude théorique et paramétrique permettant de suivre le trajet des substances potentiellement polluantes depuis le sol de cinq des sites répertoriés, dans différentes conditions et à l'aide d'hypothèses simplificatrices. On a effectué une analyse de sensibilité en fonction de différents paramètres significatifs : la présence ou non de zone non saturée (ZNS), l'état initial de cette ZNS quand prise en compte, la valeur du  $k_d$  dans la ZNS, l'augmentation des prélèvements à Emmerin.

On a ainsi constaté que les éléments métalliques considérés comme polluants potentiels restent, dans le modèle, confinés dans les premiers centimètres du sol. En ce qui concerne les éléments organiques, les résultats varient beaucoup en fonction des conditions sur les paramètres ; cependant, les concentrations simulées restent faibles au regard de l'hypothèse majorée d'une concentration de la recharge supposée constante et égale à 100 mg/l pendant toute la période d'activité de chaque site.

Il faut cependant rester prudent du fait des hypothèses schématiques retenues. En particulier, la valeur du coefficient de partage  $k_d$  ne rend pas compte de l'ensemble des mécanismes chimiques complexes qui gouvernent la propagation des substances, qu'ils soient de type métallique ou organique. L'état de la science à ce jour ne permet pas la modélisation couplée transport-chimie qui tienne compte de tout ces paramètres. Dans le cadre de cette étude, par ailleurs, il serait indispensable pour aborder ce type de modélisation d'avoir une meilleure connaissance des données telles que la répartition réelle des polluants en surface et leur quantification ainsi que des évolutions au cours du temps de leur concentration dans les sols et dans la nappe.

En résumé il ressort des résultats de cette étude une connaissance qualitative de la pression industrielle dans le secteur considéré et une modélisation hydrodynamique de l'aquifère bien calée sur des données de terrain. La modélisation du transport des polluants potentiels dans cet aquifère, basée sur des scénarii limites souligne que, au bout d'une trentaine d'année, les polluants métalliques potentiels sont piégés dans les premiers centimètres du sol, tandis que les polluants organiques potentiels atteindraient la zone des champs captants à une concentration très faible, d'un facteur  $10^{-7}$  au regard de celle qui pourrait être introduite, sauf dans le cas d'une augmentation des prélèvements, où, au droit de ces prélèvements, ce facteur ne serait plus que de  $10^{-4}$ . À titre de précaution, il serait donc raisonnable de ne pas trop augmenter les prélèvements. L'acquisition de données quantitatives sur les polluants entrants et une meilleure connaissance de leur comportement physico-chimique au sein des milieux de transfert permettrait d'être plus précis dans la modélisation du transport de ces polluants.



## **Bibliographie**

- Amraoui N., Thiéry D., Baranger P., Bardot F. (2001) - Modélisation du transfert de plomb, zinc et cadmium à travers la zone non saturée d'un sol de la région Nord/Pas-de-Calais. Rapport BRGM/RP-51395-FR, décembre 2001.
- ANTEA (2002) - Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59). Élaboration d'un modèle de nappe et calage hydrodynamique. Rapport 25371, mai 2002.
- ANTEA (2003) - Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59). Simulation hydrodispersive de la migration des polluants dans la nappe. Rapport 25395, avril 2003.
- Belkessam L., Laperche V. (2001) - Comportement de polluants dans le sous-sol. Cas du naphthalène, des BTEX, du chrome, du cadmium, de l'arsenic et du zinc. Rapport CNRSSP/01/29, mai 2001.
- Caous J.Y. (2003) - Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille-59). Etat initial des connaissances géologiques et hydrogéologiques. Rapport BRGM/RP-52180-FR, janvier 2003.
- Jayr E. (2001) - Devenir des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) en milieu crayeux : sorption et biodégradation. Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon, n° d'ordre 01 ISAL 0036.
- Le Hécho I., Cornu S., Charbonnier P., Altmann S. (1997) - Programme de Recherches Concertées - Conseil Régional Nord/Pas-de-Calais. Environnement et activités humaines. Projet « Secteur pollué par les métaux » - Caractérisation de la Zone Non Saturée - Rapport BRGM R 39629, juin 1997.
- Malavielle P., Pinson S., Vinchon C., Courouble L. (2001) - Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59). Caractérisation des polluants potentiels liés à l'industrie. Rapport BRGM/RP-51069-FR, juillet 2001.
- Mardhel V. (2003) - Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59). Mise en place du SIG dédié à l'évaluation de l'impact des pollutions éventuelles sur la nappe. Rapport BRGM/RP-52210-FR, janvier 2003.
- Noyer M.L. (2003) - Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59). Modélisation du transfert potentiel de polluants à travers la zone non saturée. Rapport BRGM/RP-52101-FR, avril 2003.

Pinson S. (2003) - Impact de l'activité industrielle sur la qualité de la nappe de la craie (champs captants du Sud de Lille - 59). Acquisition de données complémentaires. Rapport BRGM/RP-52117-FR, janvier 2003.

Rapport PRC (1997) - Programme de Recherches Concertées – Conseil Régional Nord/Pas-de-Calais. Environnement et activités humaines. Projet « Étude d'un site pollué par les métaux » - rapport de la deuxième phase : 1996-1997 - 2<sup>e</sup> partie : Transfert des métaux dans les sols. Décembre 1997.

**Centre scientifique et technique**  
**Service eau**  
3, avenue Claude-Guillemin  
BP 6009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France  
Tél. : 02 38 64 34 34

**Service géologique régional Nord-Pas-de-Calais**  
Synergie Park  
6 ter, rue Pierre et Marie Curie  
59260 Lezennes - France  
Tél. : 03 20 19 15 40