

MÉTHODOLOGIE DE DIMENSIONNEMENT DES ZONES DE PROTECTION DES CAPTAGES D'EAUX SOUTERRAINES CONTRE LES POLLUANTS CHIMIQUES PERSISTANTS

THÈSE N° 3277 (2005)

PRÉSENTÉE À LA FACULTÉ ENVIRONNEMENT NATUREL, ARCHITECTURAL ET CONSTRUIT

Institut des infrastructures, des ressources et de l'environnement

SECTION DE GÉNIE CIVIL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE

POUR L'OBTENTION DU GRADE DE DOCTEUR ÈS SCIENCES

PAR

Thierry BUSSARD

Géologue diplômé de l'Université de Lausanne
de nationalité suisse et originaire de Gruyères (FR)

acceptée sur proposition du jury:

Prof. A. Parriaux, Dr L. Tacher, directeurs de thèse
Prof. O. Banton, rapporteur
Dr R. Bernasconi, rapporteur
Prof. W. Kinzelbach, rapporteur

Lausanne, EPFL
2005

Remerciements

Ce travail a été effectué grâce au soutien d'un certain nombre de personnes et d'institutions que je tiens à remercier, notamment le GEOLEP et l'OFEPF qui ont financé cette recherche.

J'aimerais exprimer tous mes remerciements au Prof. Aurèle Parriaux pour m'avoir proposé cette recherche et pour son aide tout au long de ce travail, ainsi que pour m'avoir permis de réaliser cette étude à temps partiel, en parallèle à mon travail au sein du Bureau Technique Norbert.

Je remercie Laurent Tacher pour son suivi et ses conseils avisés pendant les cinq années de cette recherche.

Merci également aux membres du jury, pour avoir accepté d'en faire partie et pour leurs remarques pertinentes.

J'aimerais remercier Véronique Maître pour son aide au commencement de ce travail et pour les nombreuses discussions qui sont venues par la suite.

Un grand merci à Daniel Bayard pour notre travail en commun sur la modélisation de l'infiltration efficace et pour nos nombreuses sorties en montagnes.

Je tiens également à remercier Pascal Turberg, Bahareh Doroudian et Patrick Dubey pour leur aide sur le terrain ou en laboratoire pour les recherches consacrées aux corrélations entre résistivité apparente et essais d'infiltration.

Je remercie aussi Bernhard Strässle et Joseph Mastrullo pour leur précieux renseignements sur le domaine de l'agronomie.

Merci aux nombreux re-lecteurs de ce travail, à savoir Séverine Bilgot, Ruth Borloz, Damien Bouffard, Jean-Marc Fasel, Véronique Maître, Aurèle Parriaux, Georg Schaeren, Laurent Tacher, Pascal Turberg et Jacques Zumstein.

Je tiens également à remercier toute l'équipe du GEOLEP, en particulier Laurence, Elise, Seb, Pierre, Greg, Beppe, Bernard et Patrice pour leur soutien et les bons moments passés ensemble.

Je remercie enfin mes parents et mon frère ainsi que tous mes amis montagnards qui m'ont permis d'aller régulièrement me ressourcer dans les Alpes...

Abstract

This research proposes a general methodology allowing the delimitation of protection areas for abstracted groundwater against persistent chemical contaminants for the setting up of: (1) remediation programmes in the event of contamination and (2) prevention programmes, in a general way.

Since such substances are mainly transported by water circulation, this approach suggests delineating protection areas on the basis of the complete groundwater flow cycle, from the surface of the catchment zone to the groundwater source itself. Areas with the highest contribution rate to the groundwater source will be protected first and foremost.

The method under consideration is essentially applied to diffuse contaminants, such as pesticides or nitrates released by agriculture. If pollution is local, a standard method must be applied to treat the problem at the root.

The methodology proposes the following steps, which start from the groundwater source and are widened, upstream, to the catchment zone:

- 1 – Identifying the aquifer portion that supplies the groundwater source.
- 2 – Defining, on the ground surface, the catchment zone of the groundwater source.
- 3 – Quantifying the recharge and discharge processes.
- 4 – Calculating the contribution to the groundwater abstraction rate of any point i on the catchment zone surface (C_i) by the following equation:

$$C_i = I_i(1-e_i)P_i \quad [\text{m/s}]$$

I_i : Infiltration of the precipitation or stream losses at point i [m/s].

e_i : Discharge coefficient of water before reaching the main groundwater table (agricultural draining, perched water table, etc.), $0 \leq e \leq 1$ [-].

P_i : Probability of a particle of water that reaches the groundwater table from point i at the surface going to the groundwater source, $0 \leq P \leq 1$ [-].

5 – Checking the results (water and mass balances). When the results are not satisfactory, the steps will have to be reiterated.

6 – Delineating protection areas (areas with the highest C will be primarily protected).

With this approach, we propose not to confine ourselves taking the totality of the catchment zone as protection area against persistent contaminants (protection defined in most of the countries), but to define a smaller area of protection by selecting only the most contributive surfaces. As the acreage of the protection area can be considerably reduced, it will be possible to apply more severe regulations to it, which could never be done on the scale of the entire acreage of the catchment zone. Protection areas defined on this basis moreover allow target remediation solutions⁽¹⁾ which optimize the efficiency/cost ratio. They are, by their very concept, independent of the flux of contaminants at any given time and provide a tool for sustainable development and land planning.

For each groundwater source, a rapid calculation based on the contribution field can be made to estimate the potential efficiency of the method and determine the remediation surface that is necessary to reduce contamination. In the same way, the effects of the potential development of the region can be evaluated. The contribution isoline that delimits the protection area can be proposed on the basis of this result.

⁽¹⁾ This study uses the concept of a « natural » remediation surface whereby contaminant leaching is reduced by a change in cultivation or in proceedings. The conversion of cultivated areas into meadows is, e.g., one of the most effective methods to reduce nitrates leaching.

Three actual cases have been treated in order to test the method's applicability. The results are convincing in various porous or fractured aquifers. In the three sites, the results show that, with a similar remediation surface, remediation is more efficient when acting according to the concept of the methodology than when operating without spatial differentiation.

Version abrégée

La présente recherche propose une méthodologie générale permettant le dimensionnement de zones de protection des eaux souterraines captées contre les polluants chimiques persistants, en vue de pouvoir définir: (1) des programmes d'assainissement dans le cas d'une contamination et (2) des programmes de protection préventive, dans un cadre plus général.

Le transport de telles substances étant d'abord influencé par les circulations des eaux, cette approche suggère de dimensionner les zones de protection sur la base du cheminement des eaux depuis la surface du bassin d'alimentation jusqu'au captage considéré. Les secteurs qui contribuent le plus à l'alimentation en eau du captage seront prioritairement protégés.

La méthode s'applique essentiellement aux pollutions diffuses, comme les pesticides ou les nitrates libérés par les exploitations agricoles. En présence d'une pollution ponctuelle, un traitement local approprié devra être entrepris.

La méthodologie propose les étapes suivantes qui partent du captage et sont élargies, en amont, jusqu'au bassin d'alimentation:

- 1 – Identifier la portion d'aquifère alimentant le captage.
- 2 – Définir, à la surface du terrain, le bassin d'alimentation du captage.
- 3 – Quantifier les processus de recharge et d'exportation au sein de la zone non saturée.
- 4 – Calculer la contribution à l'alimentation en eau du captage en tout point i du bassin d'alimentation (C_i) avec l'équation suivante:

$$C_i = I_i(1-e_i)P_i \quad [\text{m/s}]$$

I_i : Infiltration efficace des précipitations ou infiltration de cours d'eau au point i [m/s].

e_i : Coefficient d'exportation des particules d'eau infiltrées avant d'atteindre la nappe principale, $0 \leq e \leq 1$ [-].

P_i : Probabilité qu'une particule d'eau arrivée dans la nappe depuis un point i en surface aille au captage, $0 \leq P \leq 1$ [-]

- 5 – Contrôler les résultats (bilans hydrauliques et chimiques). Lorsque les résultats ne sont pas satisfaisants, les étapes doivent être répétées.

- 6 – Dimensionner les zones de protection (les secteurs de plus grande valeur C seront protégés prioritairement).

Par cette approche, nous proposons de ne pas nous limiter à prendre la totalité du bassin d'alimentation comme zone de protection contre les polluants persistants (protection définie dans la plupart des pays), mais de définir une zone de protection plus petite en sélectionnant uniquement les surfaces les plus contributives. La superficie de la zone de protection pouvant être considérablement réduite, il sera possible d'y appliquer une réglementation plus sévère, impossible à mettre en place sur la totalité de la surface du bassin d'alimentation. Les zones de protection définies sur cette base permettent, en outre, de définir des actions d'assainissement⁽¹⁾ ciblées qui optimisent les rapports efficacité / coût. Elles sont, par leur propre concept, indépendantes des flux de polluants à un instant donné et fournissent un instrument de gestion et de développement durable du territoire.

Pour chaque captage, un calcul rapide basé sur le champ des contributions peut être réalisé pour estimer l'efficacité potentielle de la méthodologie et déterminer la surface d'assainissement nécessaire pour

⁽¹⁾ Cette étude utilise le concept d'un assainissement "naturel" induit à la suite d'une modification des cultures ou des procédures d'exploitation. La conversion de secteurs cultivés en prairie permanente, par exemple, est l'un des meilleurs moyens pour réduire la lixiviation de nitrates.

réduire la contamination. De même, les effets d'un développement potentiel de la région peuvent être évalués. L'isoligne de contribution délimitant la zone de protection peut être proposée sur la base de ce résultat.

Trois cas ont été traités pour tester l'applicabilité de la méthodologie. Les résultats sont convaincants dans différents aquifères en roches meubles et en roches fissurées. Dans les trois situations, les résultats montrent que, à surface assainie égale, l'assainissement est bien plus efficace selon cette méthodologie que selon des mesures non différenciées spatialement.

1. Introduction	1
1.1 Problématique générale	1
1.2 Objectif et structure de la présente étude	1
1.3 Financement et organisation	1
2. Etat des connaissances et méthodes de protection actuelles	3
2.1 Etat des connaissances	3
2.2 Méthodes de protection actuelles	7
<i>Conclusions intermédiaires et discussion</i>	14
3. Méthodologie générale	17
3.1. Concept	17
3.2. Démarche	21
<i>Conclusions intermédiaires et discussion</i>	25
4. Processus de dimensionnement des zones de protection contre les polluants persistants	27
4.1. Introduction	27
4.2. Portion de nappe alimentant le captage	28
4.2.1. Introduction	28
4.2.2. Limites structurales	28
4.2.3. Méthode hydrodynamique graphique	29
4.2.4. Méthodes analytiques	30
4.2.5. Modèles numériques	33
<i>Conclusions intermédiaires et discussion</i>	46
4.3. Extension du bassin d'alimentation	48
4.3.1. Délimitation du bassin d'alimentation	48
4.3.2. Principales configurations hydrogéologiques de la Suisse	52
<i>Conclusions intermédiaires et discussion</i>	57
4.4 Quantification des processus de recharge et d'exportation	59
4.4.1 Introduction	59
4.4.2. Infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture (I_e)	59
4.4.3. Infiltration des cours d'eau (I_r)	85
4.4.4. Exportations (e)	86
<i>Conclusions intermédiaires et discussion</i>	86
4.5. Contribution au débit en tout point du bassin	88
4.6 Contrôle et validation des résultats	90

5. Protection des eaux souterraines contre les polluants persistants	97
5.1 Dimensionnement des zones de protection	97
5.2 Programme de prévention	102
5.3 Programme d'assainissement	102
5.3.1 Pollution par les nitrates	102
5.3.2 Pollutions par les pesticides	110
<i>Conclusions intermédiaires et discussion</i>	111
6. Test d'applicabilité	113
6.1 Aquifère de roches molassiques - Station de pompage de la Pérallaz	113
6.2 Aquifère de dépôts fluvio-glaciaires - Puits du Morand	119
7. Synthèse et conclusions	125
Annexes	129
Annexe 1 - Prospection géophysique	129
Annexe 2 - Traceurs naturels et artificiels	133
Annexe 3 - Jaugeage des cours d'eau et des réseaux de drainage	141
Annexe 4 - Analyse de sensibilité sur le modèle numérique du puits Neufeld	145
Annexe 5 - Pesticides persistants à potentiel de lixiviation important	149
Bibliographie	151

1. Introduction

1.1 Problématique générale

Dans les années 1990, il est apparu de manière toujours plus nette que les systèmes existants de protection des eaux souterraines n'étaient généralement pas suffisants. Les eaux souterraines tendaient effectivement à s'enrichir, jusque dans des régions reculées, en substances chimiques de synthèse ou naturelles, provenant des activités humaines. Ce risque est avant tout le fait de polluants non ou difficilement dégradables, parmi lesquels il faut citer les produits phytosanitaires et les nitrates, libérés par l'exploitation des terres agricoles, ainsi que les solvants et d'autres substances polluantes provenant de sites contaminés ou d'installations industrielles.

Dans le cadre de cette recherche, nous avons défini une approche spécifique, appliquée à l'échelle du bassin d'alimentation et focalisée sur les eaux souterraines captées, dans le but de compléter les zones de protection actuelles, généralement inappropriées pour la problématique des polluants persistants.

Bien que basée sur notre expérience en Suisse, cette approche est une méthodologie générale dont l'application n'est pas limitée aux contextes hydrogéologiques helvétiques. On notera que, par sa diversité géologique, la Suisse présente un haut potentiel de généralisation.

1.2 Objectif et structure de la présente étude

Il s'agit de définir une méthodologie de dimensionnement de zones de protection de captages d'eaux souterraines contre les polluants persistants. La procédure doit être générale de façon à s'appliquer à la majorité des polluants persistants, et elle doit pouvoir être effectuée dans les principales situations hydrogéologiques (aquifères en roches meubles, en roches fissurées et karstiques). Les zones de protection doivent pouvoir servir pour une protection préventive ainsi que pour un assainissement, dans le cas d'une contamination des eaux captées. Le but est de disposer d'un outil permettant de définir des secteurs sensibles où des actions d'assainissement de grande efficacité pourront être proposées.

A la suite de l'introduction, le présent document aborde l'état des connaissances et indique les principes de protection actuels; un aperçu des principales méthodes appliquées dans le monde est présenté. Le troisième chapitre expose le concept et la démarche de la méthodologie de protection proposée dans ce travail. Il est suivi par une présentation détaillée du processus de dimensionnement, jusqu'à l'établissement du champ de la contribution à l'alimentation en eau du captage. L'exemple d'un puits dans un aquifère en terrains meubles (alluvions) est présenté en parallèle de façon à illustrer la mise en application de la procédure.

Le cinquième chapitre explique comment définir des zones de protection sur la base du champ de contribution et comment les utiliser pour l'établissement de programmes de prévention ou d'assainissement.

Le sixième chapitre illustre l'applicabilité de la méthode par deux autres exemples dans des aquifères en roches meubles et en roches fissurées.

Finalement, un dernier chapitre synthétise les résultats de cette recherche et expose des perspectives d'étude.

1.3 Financement et organisation

Le présent travail de recherche a été financé par l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEP) et par le Laboratoire de géologie de l'ingénieur et de l'environnement de l'EPFL (GEOLEP). Il a permis de concevoir une méthodologie générale de protection, testée dans différents types d'aquifères.

Sur la base de ce concept, une méthode spécifique à la protection des eaux souterraines en Suisse, conforme à la législation en vigueur, a été définie et a fait l'objet d'une publication (Bussard et al., 2004). En outre, 3 articles ont été rédigés dans le cadre des forums Sol Eaux Nitrates 2001 et 2002, organisés par le Service romand de vulgarisation agricole (SRVA) à l'EPFL (Bussard et Parriaux, 2001; Bussard et al. 2002, Tacher et al., 2001), et un article est actuellement en soumission (Bussard et al, soumis au Quarterly journal of Engineering Geology & Hydrogeology, Geological Society). Un poster a également été réalisé pour l'édition 2005 de la manifestation CAP SUD (Ingénieurs du monde, EPFL) dont le thème était : « Eau : gestion et enjeux ».

2. Etat des connaissances et méthodes de protection actuelles

2.1 Etat des connaissances

La migration de polluants chimiques est un problème complexe qui dépend à la fois des propriétés du polluant et du contexte géologique et hydrogéologique. Certains polluants se dissolvent dans l'eau et sont ainsi entraînés par les eaux souterraines, d'autres en revanche sont peu miscibles, tels les DNAPL's ou les LNAPL's et migreront selon d'autres mécanismes. Dans de tels cas, seule la partie dissoute de ces polluants sera transportée dans les eaux souterraines.

Ce travail de recherche étant axé sur la protection des eaux souterraines, nous nous limiterons à l'étude des polluants entraînés par les eaux souterraines. On notera que certains polluants persistants comme (e.g.) la créosote de la famille des DNAPL's se dissolvent partiellement dans l'eau et peuvent conduire à une pollution de la ressource en eau souterraine. Des restrictions d'utilisation de telles substances devraient donc aussi être mises en place au sein de la zone de protection des eaux souterraines contre les polluants persistants. En présence d'une telle pollution, il est nécessaire d'assainir la contamination des eaux à sa source. On notera que dans certaines situations, la masse polluante peut avoir migré, par gravité, jusqu'au plancher de l'aquifère.

Les polluants déversés à la surface du sol peuvent subir des modifications importantes avant d'atteindre la nappe souterraine et lorsqu'ils se propagent dans cette dernière. Ces modifications se traduisent habituellement par une réduction progressive de leur concentration. Les taux de réduction observés varient cependant beaucoup d'une substance à l'autre. Certaines substances inorganiques comme les chlorures et les nitrates, de même que certaines substances organiques, comme les phénols et d'autres dérivés du pétrole, peuvent parcourir de grandes distances et contaminer de vastes superficies : on dit qu'elles sont mobiles et persistantes (MEF, 1995).

L'atténuation naturelle du polluant dépendra de sa susceptibilité à être dégradé dans le milieu où il se trouve. Différentes conditions chimiques et bactériologiques conditionnent cette atténuation : milieu oxydant ou réducteur, acidité, toxicité, acclimatation, etc. (Domenico et Schwartz, 1997).

La contamination des eaux captées dépend ainsi fortement de l'extension du milieu propice à la dégradation et au temps de transit du polluant dans ce milieu. Comme la principale activité biologique se situe dans les premiers mètres en dessous de la surface, c'est le parcours dans le sol et donc son développement qui sont primordiaux. Par conséquent, de nombreux composés organiques peuvent être quasi-persistants lorsque les eaux souterraines ont été contaminées (EPA, 1987). Le risque de lixiviation du polluant peut augmenter sensiblement si la nappe se trouve proche de la surface, parce que dans ce cas, le développement du sol est limité et que la conductivité hydraulique des terrains noyés est plus élevée que celle des terrains non saturés.

La migration d'un polluant dépend, en outre, des propriétés intrinsèques du composé (solubilité dans l'eau, coefficient d'adsorption, etc.) mais aussi de la texture et de la composition des terrains traversés. D'une part, une faible conductivité hydraulique prolonge le temps de transit du polluant, et d'autre part, en présence d'argile ou de matière organique, il aura tendance à être retenu par adsorption sur les particules. L'atténuation de la concentration du polluant est ainsi plus efficace dans un sol argileux peu perméable que dans un sol graveleux de forte conductivité hydraulique (NRA, 1995).

Au fur et à mesure que le polluant s'éloigne de sa source en suivant le cheminement des eaux, sa concentration aura tendance à diminuer en raison d'une possible dégradation mais également à cause de la dispersion hydrodynamique. Ce processus comprenant la diffusion moléculaire ainsi que la dispersion cinématique induit effectivement un étalement de la pollution avec le temps et la distance parcourue. La diffusion moléculaire suit la loi de Fick qui assume une dépendance linéaire entre le flux de substance

et la concentration. La dispersion cinématique provient de la tortuosité du cheminement des particules entre les grains du squelette de l'aquifère.

Formellement, l'écoulement des eaux souterraines peut être décrit par l'équation de continuité en termes volumiques suivante :

$$S_s \frac{\partial h}{\partial t} + \nabla \cdot (-[K] \cdot \mathbf{grad} h) + Q = 0 \quad [\text{m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^3] \quad (1)$$

$[K]$: tenseur de conductivité hydraulique $[\text{m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^2]$

\mathbf{grad} : opérateur gradient $[\text{m}^{-1}]$

h : potentiel hydraulique $[\text{m}]$

S_s : coefficient d'emmagasinement spécifique $[\text{m}^{-1}]$

∂ : opérateur différentiel $[-]$

t : temps $[\text{s}]$

∇ : opérateur divergence $[\text{m}^{-1}]$

Q : terme de source volumique $[\text{m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^3]$

Dans le cas d'un traceur parfait (substance conservative et sans adsorption), le transport de la masse dissoute est donné par l'équation de conservation de la masse suivante :

$$m \frac{\partial c}{\partial t} + \nabla \cdot (-[D] \cdot \mathbf{grad} c + qc) + Q_c = 0 \quad [\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{s}] \quad (2)$$

m : porosité $[-]$

c : concentration $[\text{kg}/\text{m}^3]$

Q_c : terme de source de matière dissoute $[\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{s}]$

q : flux hydraulique, selon la loi de Darcy : $-[K] \mathbf{grad} h$ $[\text{m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^2]$

$[D]$: tenseur de la dispersion hydrodynamique $[\text{m}^2/\text{s}]$. Ce terme regroupe le tenseur isotrope de la diffusion moléculaire $[D_{\text{DIF}}]$ et celui de la dispersion cinématique $[D_{\text{DISP}}]$.

$$[D] = [D_{\text{DIF}}] + [D_{\text{DISP}}] \quad [\text{m}^2/\text{s}] \quad (3)$$

S'il est orienté selon le référentiel géographique, le tenseur de la dispersion cinématique est de la forme:

$$[D_{\text{DISP}}] = \begin{bmatrix} D_L & 0 & 0 \\ 0 & D_T & 0 \\ 0 & 0 & D_V \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \alpha_L q & 0 & 0 \\ 0 & \alpha_T q & 0 \\ 0 & 0 & \alpha_V q \end{bmatrix} \quad [\text{m}^2/\text{s}] \quad (4)$$

D_L, D_T, D_V : dispersions longitudinale, transversale horizontale et transversale verticale $[\text{m}^2/\text{s}]$

$\alpha_L, \alpha_T, \alpha_V$: dispersivités longitudinale, transversale horizontale et transversale verticale $[\text{m}]$

$q = |\mathbf{q}|$: norme du vecteur vitesse moyenne de l'écoulement $[\text{m}/\text{s}]$

Dans le cas d'une nappe souterraine en écoulement, la composante diffusive de la dispersion, généralement comprise entre $1\text{E}-8$ et $1\text{E}-10$ m^2/s , est souvent négligeable par rapport à la composante de la dispersion cinématique.

L'hypothèse du traceur parfait peut généralement être admise pour des polluants comme les nitrates, lorsqu'ils ont été lixiviés en dessous de la zone d'enracinement (Maître et al, 2000). On notera toutefois qu'une atténuation naturelle des nitrates est parfois possible; de nombreux auteurs ont observé des diminutions importantes de la concentration en nitrates dans les eaux souterraines, en profondeur ou dans la direction des écoulements (Edmunds et Walton, 1983 ; Andersen et Kristiansen, 1984, Mariotti, 1986, Trudell et al, 1986 ; Lawrence et Foster, 1986; Robins et Smedley, 1994 ; Desimone et Howes, 1996 ; Pauwels et al, 2000 ; Mohamed et al, 2003 ; Fukada et al, 2003). Ces variations ne résultent cependant

pas toujours d'une dénitrification, mais elles peuvent provenir d'autres processus, telle la dilution avec des eaux pauvres en nitrates ou l'assimilation par des végétaux pourvus de racines profondes ; des exemples de dilution ont été démontrés par Howard (1985) et Mariotti et al (1986). Dans les faits, la dénitrification nécessite certaines conditions hydrogéologiques particulières : elle demande notamment une faible disponibilité en oxygène pour que les métabolismes passent d'une respiration aérobie à une respiration anaérobie où l'oxygène est remplacé par d'autres accepteurs d'électrons, tels les nitrates. On notera en outre que les bactéries dénitrificatrices préfèrent assimiler l'azote sous la forme d'ammonium plutôt que de nitrates et demandent une grande quantité de carbone organique pour effectuer ces assimilations. Selon Mariotti et al (1986), cette dernière condition est rarement satisfaite dans les eaux souterraines exploitées pour la consommation. Ces auteurs présentent un cas de dénitrification dans un aquifère fissural de craie situé au Nord de la France. La dénitrification a lieu dans un contexte particulier au passage de la nappe libre en condition captive ; elle est confirmée par des mesures isotopiques de l'azote. Hiscock et al (1991) présentent une revue de cas de dénitrification ; les cas présentés ont généralement lieu à proximité de la surface dans des nappes sub-affleurantes ou en profondeur dans des nappes captives situées dans des roches riches en carbone organique. Ces auteurs arrivent également à la conclusion que la dénitrification naturelle est rare et qu'elle est limitée par la disponibilité en carbone organique. Des résultats similaires sont montrés par Starr et Gillham (1993) qui présentent des cas de dénitrification dans des aquifères libres situés en Ontario (Canada) ; le processus n'est présent que dans des nappes sub-affleurantes – il est négligeable lorsque la nappe est située en dessous de deux-trois mètres de la surface du sol, en raison de la faible quantité de carbone organique.

Des cas de dénitrification naturelle ont également pu être montrés dans un aquifère fissural de schistes riches en pyrite et en matière organique en France (Pauwels et al, 1998 ; Pauwels et al, 2000), ainsi qu'en Allemagne, dans la nappe sablo-graveleuse de Torgau alimentée en majeure partie par l'infiltration de l'Elbe (Griseck et al, 1998 ; Fuduka et al, 2003). Dans ce dernier cas, il s'agit également d'un contexte hydrogéologique particulier, puisque les nitrates contenus dans les eaux souterraines proviennent principalement des eaux de surface infiltrées et que la dénitrification active à proximité de la surface dans les sédiments du cours d'eau est possible grâce à la présence, en grande quantité, de carbone organique dans les eaux de surface, ainsi que dans les sédiments de la rivière (restes végétaux). D'autres auteurs démontrent au contraire l'absence de dénitrification dans certains aquifères ; Wassenaar (1995) a, par exemple, pu montrer à l'aide des isotopes de l'azote et de l'oxygène qu'aucune dénitrification significative n'avait lieu dans l'aquifère libre gravelo-sableux de Abbotsford situé sur la frontière USA-Canada.

Pour les exemples traités dans ce travail de recherche, nous sommes partis de l'hypothèse que la dénitrification pouvait être considérée comme négligeable. Les différents cas ne correspondent effectivement pas aux contextes particuliers présentés ci-dessus nécessaires pour avoir une dénitrification notable. Des recherches effectuées sur un secteur de l'aquifère de dépôts fluvio-glaciaires de Montricher (exemple présenté dans le chapitre 6.2) ont effectivement montré que la dénitrification dans les matériaux fluvio-glaciaires est négligeable (Cosandey-Deruz, 2001; Maître et al, 2005) ; seules les conditions particulières rencontrées en aval du puits du Morand, avec une remontée de la nappe à moins de 70 cm de la surface dans un sol riche en matière organique permet ce processus. Nous noterons cependant que selon le contexte hydrogéologique, il peut être important de tenir compte de la dénitrification et ainsi de ne pas considérer forcément les nitrates comme un traceur conservatif.

En ce qui concerne d'autres polluants comme les pesticides, l'hypothèse du traceur parfait n'est souvent pas respectée et l'équation doit être complétée par un terme décrivant les réactions d'adsorption et/ou les réactions cinétiques de la biodégradation.

On distingue généralement les analyses de risque dans lesquelles on prendra en compte tous les paramètres de transport spécifiques au polluant concerné, et les zones de protection qui ont un caractère plus général et qui ont pour but de lutter contre de nombreux polluants. Dans la plupart des pays, les zones de protection des eaux souterraines contre les polluants persistants correspondent au contour du bassin d'alimentation du captage (cf. Chapitre. 2.2).

Pour délimiter le bassin d'alimentation, il est primordial d'identifier la portion de nappe qui alimente le captage. Cette portion peut être déterminée par une résolution de l'équation de continuité, de manière analytique avec des hypothèses simplificatrices (Chapuis, 1999; USEPA, 1987 et 1998; de Marsily, 1986; Spitz et Moreno, 1996) ou de manière numérique (USEPA, 1998). Les modèles numériques peuvent être déterministes ou stochastiques – prise en compte de l'incertitude des paramètres hydrogéologiques incorporés dans le modèle (USEPA, 1998; Vassolo et al., 1998; Feyen et al., 2004). Dans la plupart des cas, seul le processus advectif de l'écoulement est considéré et la portion de nappe est déterminée par *particle tracking*. Plusieurs auteurs considèrent cependant les processus advectifs/dispersifs et déterminent le champ de probabilité qu'une particule d'eau de la nappe aille au captage (Kinzelbach, 1988; Uffink, 1989; Kuhlmann et al., 2000; Cornaton, 2004; Fang et al., 2005). Ces différentes méthodes sont détaillées dans le chapitre 4.2.

2.2 Méthodes de protection actuelles

Le présent chapitre propose un aperçu des principales méthodes de protection des eaux souterraines contre les polluants définies dans divers pays. Le tableau 1 synthétise les différentes zones de protection présentées. L'aspect plus particulier des polluants persistants et des décisions prises à leur égard est également abordé.

Europe

En 1980, une première directive européenne pour la protection des eaux souterraines a été définie (directive 80/68/CEE) : elle interdit ou limite les rejets de substances toxiques dites prioritaires par l'industrie. Mais elle ne concerne ni les problèmes de quantité, ni la pollution diffuse d'origine agricole. La même année, la directive 80/778/CEE relative aux eaux destinées à la consommation humaine a fixé des normes pour les nitrates.

En 1991, il a été décidé d'agir aussi sur l'eutrophisation des eaux européennes à travers deux directives, la directive eaux résiduaires urbaines (91/271/CEE) et la directive nitrates de sources agricoles (91/676/CEE). Celle-ci vise à réduire les pollutions dues aux nitrates et à prévenir toute nouvelle pollution de ce type. Pour cela, les Etats membres doivent établir un code de bonne pratique agricole (périodes pendant lesquelles l'épandage des fertilisants est inapproprié, conditions d'épandage sur les sols en forte pentes, modes d'épandages, gestion des terres, maintien d'une quantité minimale de couverture végétale, etc.), identifier les zones vulnérables, y appliquer des programmes d'action et développer un programme de surveillance.

En 1998, la directive 98/83/CE a confirmé la valeur de 50 mg/l de nitrates pour les eaux destinées à la consommation humaine. Enfin, en 2000, l'Union Européenne a établi la directive 2000/60/CE demandant aux Etats membres de définir les mesures nécessaires pour prévenir, limiter ou assainir la contamination de tous les « corps d'eaux souterraines⁽¹⁾ », de manière à diminuer les traitements de purification nécessaires pour la distribution d'eau potable. Les objectifs sont d'assurer une « bonne qualité » des eaux d'ici 2015 ainsi qu'une réduction et un contrôle des pollutions agricoles, industrielles et urbaines. Sa philosophie étant de protéger toutes les eaux (rivières, lacs, eaux côtières et souterraines), les eaux souterraines doivent être protégées d'une manière générale, plutôt que de se focaliser sur les captages. Une protection globale des eaux souterraines permet de protéger les eaux captées et également les eaux de surface alimentées par les eaux souterraines. Il en découle ainsi une protection des écosystèmes des eaux de surface. Il est, par conséquent, recommandé d'établir des zones de protection pour l'ensemble des « corps d'eaux souterraines ». Ces zones de protection ne sont toutefois pas clairement définies au niveau de l'UE ; il appartient à chaque pays de définir et d'appliquer ses propres directives.

Au **Danemark**, l'alimentation en eau repose sur la bonne qualité des eaux souterraines (volonté de ne pas recourir à des processus coûteux d'épuration). Cette ressource étant menacée par le développement urbain et agricole, le gouvernement danois a lancé, en 1995, un plan pour améliorer la protection des eaux souterraines (restriction sur l'utilisation de pesticides, etc.). En 1997, la surface du pays a été classifiée en trois catégories : aquifères particulièrement valables, valables et moins valables. En 1999, ce plan a été suivi par la décision de promouvoir une cartographie hydrogéologique détaillée, sur 37% du territoire du Danemark, dans les zones de captages importantes. L'idée est de pouvoir distinguer les secteurs pourvus d'une couverture d'argile protectrice au dessus des aquifères des secteurs plus vulnérables ; des études ont effectivement montré des concentrations en nitrates plus faibles en dessous d'une protection d'argile, qu'en dessous de secteurs sableux (Thomsen et al., 2004). Cette cartographie de la vulnérabilité est basée sur des méthodes géophysiques électriques (PACES) et électromagnétiques (PATEM ou SKYTEM) combinées avec des sondages à la tarière - avec logs gamma et de la résistivité

⁽¹⁾ Ce terme est défini comme un volume distinct d'eaux souterraines d'un ou de plusieurs aquifères.

électrique, ainsi qu'un échantillonnage des eaux souterraines, en profondeur. Ces cartes sont utilisées pour établir des zones de protection spécifiques au site qui complètent les trois zones actuelles de protection (rayons de 10 et 300 m autour du captage et bassin d'alimentation). La délimitation du bassin d'alimentation est généralement basée sur des modèles numériques (particle tracking). La cartographie détaillée devrait être achevée en 2010.

Des règlements d'utilisation du territoire spécifiques à chaque zone ont été définis, afin de prévenir la pollution des eaux souterraines. Certaines restrictions sur l'agriculture peuvent être compensées économiquement.

En **Allemagne**, plus de 70% de l'approvisionnement en eau potable provient de l'exploitation de nappes souterraines. Trois zones de protection ont été définies : Z I délimitée par une distance d'au moins 10 m autour du captage, Z II correspondant à un temps de transit de 50 jours et Z III délimitée par le bassin d'alimentation (une sous-zone Z IIIA est définie par une distance de 2000 m depuis le captage).

Dans les faits, ces outils n'ont cependant pas su prévenir une augmentation de la concentration en nitrates et pesticides dans les eaux souterraines (Gamel et Urban, 2001). L'utilisation d'engrais et de pesticides est effectivement interdite au sein de la Z II, mais aucune restriction sur ces produits n'est définie au sein de la Z III. Celle-ci régleme principalement les industries, les décharges et les bâtiments.

Des accords coopératifs entre des agriculteurs et des exploitants d'eaux souterraines ont été introduits afin de résoudre ces problèmes. Des compensations économiques sont données aux agriculteurs qui acceptent d'adapter leurs pratiques agricoles.

En **Angleterre**, les captages d'eaux souterraines ne représentent que 33% de l'approvisionnement en eau potable. L'eau souterraine est cependant localement l'unique ressource disponible, dans des régions qui coïncident, de surcroît, souvent avec des secteurs industriels ou d'intense activité agricole. Il est par conséquent très important de protéger au mieux cette ressource. L'approche combine une cartographie de la vulnérabilité des aquifères pour l'ensemble du territoire et une protection axée sur les captages (Harris, 2001).

La cartographie de la vulnérabilité est basée sur les trois paramètres suivants (NRA, 1995): classification des sols en fonction de leur potentiel de lixiviation (7 classes), présence/absence d'un niveau de faible perméabilité au dessus de l'aquifère et classification des aquifères (Major, Minor Aquifers and Non-Aquifers). Elle est réalisée à l'échelle 1 :100'000 et doit être utilisée comme un outil de filtrage préliminaire pour le développement du territoire.

La protection des ouvrages de captage d'eau souterraine comprend trois zones : une première zone de protection rapprochée (Z I) définie par un temps de transit de 50 jours des eaux souterraines (au min. une distance de 50 m), une seconde zone (Z II) définie par un temps de transit de 400 jours ou par 25 % de la surface du bassin d'alimentation (Z II correspond au plus grand des deux secteurs) et une troisième zone recouvrant la totalité du bassin d'alimentation (Z III). Les zones sont généralement définies par une modélisation numérique 2D des écoulements souterrains, en régime permanent (particle tracking). Si les données ne sont pas suffisantes ou que le contexte hydrogéologique est trop complexe, les zones seront délimitées manuellement selon un protocole défini.

En ce qui concerne la problématique des nitrates, un code de bonne pratique agricole pour la protection de l'eau a été publié en 1991, et des compensations économiques sont possibles en contrepartie de certaines modifications des exploitations agricoles (Archer, 1994). Il est recommandé de semer une couverture végétale en automne avant les cultures du printemps et d'éviter les cultures à haut risque de lixiviation, telles les pommes de terre et les légumes. Selon Archer, la meilleure solution est toutefois de transformer des surfaces cultivées en prairie extensive.

En **France**, trois périmètres de protection sont distingués : immédiate (environ 15 m), rapprochée (environ 50 jours) et éloignée (ce dernier périmètre n'a pas de caractère obligatoire ; il renforce le précédent et peut couvrir une superficie très variable) (Office International de l'Eau, 2000).

La vulnérabilité est également évaluée ; la moitié de la surface agricole française est classée en zones vulnérables. Des aides financières permettent de passer des contrats avec des agriculteurs qui s'engagent à mettre en œuvre des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement.

Malgré la gamme d'outils (instruments réglementaires, aides financières et conseils) pour lesquels il est recherché la meilleure cohérence possible, les résultats sont notoirement insuffisants – la dégradation de la qualité des eaux par rapport aux nitrates continue. De nombreux éléments peuvent l'expliquer : long temps de réponse des eaux souterraines, complexité de ces pollutions diffuses, lobbying des organisations professionnelles agricoles, absence d'instruments économiques contraignants et débats autour de l'incidence des nitrates sur la santé (Jannot, 2001).

En **Belgique**, trois périmètres de protection sont distingués : immédiate (10 m), rapprochée (1 jour ou, à défaut de données suffisantes, 35 m autour d'un puits ou 25 m de part et d'autre de l'axe d'une galerie) et éloignée (50 jours ou, à défaut de données suffisantes, 1000 m pour un aquifère de fissures ou karstique, 500 m pour un aquifère graveleux, 100 m pour un aquifère sableux) (Gouvernement Wallon, 1992).

En ce qui concerne les pesticides, si la concentration en substances actives est jugée trop élevée, des mesures adéquates conduisant à la modification de certaines pratiques agricoles, domestiques et autres, allant jusqu'à l'interdiction d'épandage de produits pesticides, peuvent être exigées.

Aux **Pays-Bas**, cinq périmètres de protection – immédiate (30 m), rapprochée (60 jours) et éloignée (10 ans/min 800 m, 25 ans/min 1200 m et bassin d'alimentation) - sont distingués. Les zones sont généralement définies à partir de modèles analytiques ou numériques (USEPA, 1987).

En **Suisse**, l'exploitation des eaux souterraines couvre 83% des besoins en eau potable et d'usage industriel (OFEFP, 2004). Comme dans la plupart des pays, la protection des eaux souterraines comprend une protection de l'ensemble des eaux souterraines exploitables et une protection des eaux captées.

- La première protection demande la délimitation d'un secteur de protection, nommé aire A_u , comprenant la projection en surface des nappes exploitables ainsi que les zones attenantes nécessaires à leur protection. Son but est le suivant :

- 1 - Conservation des aquifères, des aquicludes et des couches de couverture, ainsi que du régime hydraulique des eaux souterraines.
- 2 - Conservation de la qualité chimique naturelle des eaux souterraines.
- 3 - Conservation des biocénoses naturelles des eaux souterraines.

La protection axée sur l'utilisation de l'eau demande de définir, en plus de l'aire A_u , les zones de protection suivantes :

- Un secteur de protection, nommé aire d'alimentation Z_u , défini comme : « (l'aire qui) couvre la zone où se reforment, à l'étiage, environ 90% des eaux du sous-sol pouvant être prélevées au maximum par un captage. Lorsque la détermination de la zone demande un travail disproportionné, l'aire d'alimentation Z_u couvre tout le bassin d'alimentation du captage⁽¹⁾. » (OEaux, 1998). Ce secteur de protection est spé-

⁽¹⁾ Les notions « à l'étiage » et « au maximum » ont suscité de nombreuses discussions ; elles devraient être enlevées lors de la prochaine révision de l'OEaux, afin de prendre en considération la situation hydrogéologique et les conditions de pompage moyennes - de façon à mieux répondre à l'objectif recherché (Bussard et al., 2004).

cialement dédié aux polluants persistants. La définition permet d'exclure les parties qui ne contribuent que de manière marginale à l'alimentation du captage. La méthodologie présentée dans le cadre de ce travail de recherche a été développée, notamment, pour permettre la délimitation de ces secteurs. On notera toutefois que selon l'interprétation de la définition, le dimensionnement peut être basé sur une étude quantitative détaillée de la contribution de chaque parcelle du bassin d'alimentation à l'alimentation en eau du captage ou alors uniquement sur l'extension du bassin d'alimentation. Dans le premier cas, des actions ciblées pourront être définies sur la base des résultats de l'étude, alors que dans le deuxième cas, le détail de l'étude ne donnera aucune indication de cet ordre. Dans cette situation, on retrouve le système de protection contre les polluants persistants en vigueur dans de nombreux pays (cf. tableau 1). En pratique, le dimensionnement est malheureusement souvent limité à la délimitation du bassin d'alimentation. Dans le cadre de cette recherche, nous tenons à montrer que la science apporte des solutions qui ne sont pas forcément rédhitoires pour l'application pratique, et ainsi que notre méthodologie pourrait être plus souvent appliquée.

- Trois zones de protection : une protection immédiate définie par une distance de 10 m autour de l'ouvrage de captage (S1), une protection rapprochée correspondant à un temps de transit de 10 jours et au min. une distance de 100 m (S2) et une protection éloignée, servant de zone tampon autour de la S2, définie par une extension approximativement deux fois plus grande que la S2 (S3)⁽¹⁾. Ces secteurs sont inclus dans l'aire A_u .
- Un périmètre de protection, également inclus dans l'aire A_u , servant à protéger les eaux souterraines sur une certaine surface, en vue d'une utilisation future (exploitation ou alimentation artificielle).

Ces mesures d'organisation du territoire sont assorties de restrictions graduelles des mesures de protection et des droits d'utilisation (OFEFP, 2004).

En ce qui concerne les pollutions agricoles, diverses mesures visant à réduire le lessivage des nitrates ont été prises depuis 1990 (vulgarisation concernant la fumure, augmentation des surfaces de compensation et des zones tampon, etc.). Elles ont permis en maints endroits de diminuer ou de stabiliser les teneurs en nitrates. Dans des régions où les émissions de nitrates sont particulièrement élevées, seules des mesures ciblées supplémentaires peuvent toutefois résoudre le problème de la pollution des eaux souterraines (Lehmann, 2001). Le réseau NAQUA surveillant la qualité des eaux souterraines en Suisse depuis 2002 (OFEFP et OFEG, 2004) montre que 19% des stations analysées dépassent la valeur de qualité, fixée à 25 mg NO_3/l par l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), et 4% présentent des concentrations supérieures à la valeur de tolérance pour l'eau potable (40 mg/l). En ce qui concerne les produits phytosanitaires, les analyses NAQUA décèlent de tels produits dans environ 60% des stations, et près de 12% de l'ensemble des stations ne respectent pas l'exigence de l'OEaux (valeur de tolérance pour l'eau potable fixée à 0.1 $\mu\text{g}/\text{l}$ par substance et à 0.5 $\mu\text{g}/\text{l}$ pour la somme de toutes les substances).

Depuis le 1er janvier 1999, la Confédération peut, dans le cadre de projets cantonaux, soutenir financièrement des mesures supplémentaires prises dans l'agriculture afin d'assainir les eaux polluées (nitrates, phosphates, produits phytosanitaires, etc. ; art. 62a LEaux).

Amérique du Nord

Aux USA, l'approvisionnement en eau potable d'environ la moitié de la population provient de captages d'eau souterraines (puits ou sources). Pour permettre l'application de l'Amendement sur les eaux potables (SDWA) introduit en juin 1986 et demandant une protection des ressources en eaux souterraines, l'Agence pour la Protection de l'Environnement (USEPA) a élaboré un guide pour le dimensionnement

⁽¹⁾ La définition de ces zones est valable pour les aquifères en roches meubles. Pour les aquifères karstiques, la délimitation des zones de protection est basée sur une cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère au sein du bassin d'alimentation, selon la méthode EPIK (OFEFP, 1998). Pour les aquifères en roches fissurées, si l'hétérogénéité des aquifères est faible, la délimitation se fait de la même manière qu'en roches meubles, et sinon par une cartographie de la vulnérabilité selon la méthode DISCO (OFEFP et OFEG, 2004).

des zones de protection (USEPA, 1987 ; réimprimé en 1993). Le guide présente une certaine flexibilité pour déterminer l'approche appropriée de délimitation. Six méthodes sont proposées et comparées :

- 1) rayon fixé arbitrairement,
- 2) rayon calculé, basé sur le temps de transport d'un contaminant par rapport au débit soutiré d'un puits,
- 3) formes variables simplifiées, uniformisées à partir de modèles analytiques sur la base de conditions et de paramètres hydrogéologiques ainsi que des taux de pompages donnés,
- 4) modèles analytiques,
- 5) cartographie hydrogéologique, élaborée à partir de méthodes géologiques, géophysiques et de traceurs permettant de déterminer les frontières d'écoulement et les temps de migration des polluants,
- 6) modélisation numérique, basée sur les équations d'écoulement et de transport de masse.

Le choix de la méthode et les valeurs seuil définissant les zones de protection dépendent aussi bien de critères administratifs (adéquation aux buts de protection, coûts, facilité de compréhension, capacité à être défendu, etc.), techniques (facilités d'application, quantité de données nécessaires, précision, etc.) et hydrogéologiques (distance, rabattement, temps de transit, limites des écoulements, etc.). Des matrices de comparaison entre les différents critères sont proposées, afin de faciliter la sélection de la méthode. Chaque Etat est responsable de la protection de ses eaux souterraines et a ses propres directives de protection. Des affinages locaux des systèmes de protection en vigueur sont, de surcroît, effectués par certains comtés.

L'USEPA propose de définir trois zones de protection de façon à assurer une protection physique, microbiale et chimique. Selon son analyse, la zone I devrait généralement être basée sur une distance d'au moins 30 m, et les zones II et III sur des temps de transit d'au moins 50 jours et 15 ans, respectivement.

Ramanarayanan (1995) a montré que le système de protection de la région de Tipton en Oklahoma, basé sur un temps de transit de 10 ans, était inapproprié contre une pollution diffuse de nitrates.

Au **Québec**, trois périmètres de protection – immédiate (30 m), rapprochée (60 jours) et éloignée (bassin d'alimentation) - sont distingués (MEF, 1995). Ils sont, dans la majorité des cas, délimités par une solution analytique de l'équation de l'écoulement souterrain. Dans le cas où les conditions locales ne sont pas conformes aux hypothèses implicites de ces modèles, une autre méthode plus appropriée devra être utilisée. Les méthodes proposées sont celles du guide des périmètres de protection élaboré en 1987 par l'USEPA. Des ceintures d'alerte à l'aide de piézomètres de surveillance sont recommandées.

Le 15 juin 2002, un nouveau règlement sur le captage des eaux souterraines a été adopté. Par ce règlement, la détermination de l'aire d'alimentation (protection contre les polluants persistants) et des aires de protection bactériologique et virologique de tout ouvrage de captage d'eau de boisson de débit moyen d'exploitation journalier supérieur à 75 m³ est obligatoire, ainsi que la détermination de la vulnérabilité des eaux souterraines captées par l'ouvrage. Un guide spécialisé (Rasmussen et Rouleau, 2003) a été publié à ce sujet. La méthodologie consiste à délimiter une aire d'alimentation de première estimation déterminée par solution analytique et basée sur les informations disponibles. Lorsqu'il apparaît qu'en amont hydraulique du captage il n'existe aucune source potentielle de contamination, l'aire d'alimentation déterminée est jugée suffisamment sécuritaire et des dépenses supplémentaires pour une détermination plus exacte de l'aire d'alimentation ne sont pas justifiées. En cas de présence de sources potentielles de contamination ne pouvant être éliminées, la prochaine étape vise à préciser l'aire d'alimentation en ciblant la recherche d'information sur les zones à risque et sur les problèmes amenés par cette source; le degré d'élaboration de l'étude doit être adapté à l'enjeu. Une cartographie de la vulnérabilité de

l'aquifère est réalisée en complément ; elle devrait idéalement couvrir l'aire d'alimentation mais elle est généralement limitée à la surface des aires de protection rapprochée.

Le guide présente la méthode de cartographie de la vulnérabilité DRASTIC (Aller et al., 1987) ; d'autres méthodes d'évaluation peuvent toutefois être utilisées. L'indice de vulnérabilité DRASTIC correspond à un nombre dont la valeur croît avec le niveau de risque de contamination de l'aquifère (23 à 226) ; son calcul se base sur la cotation de sept paramètres pondérés (par ordre d'importance : profondeur de la nappe, incidence de la zone vadose, recharge efficace, milieu aquifère, conductivité hydraulique, type de sol et pente du terrain). Les zones affichant un indice élevé devront faire l'objet de mesures sévères pour éviter toute dégradation éventuelle de la qualité des eaux souterraines.

Le choix des actions à entreprendre est basé sur une analyse décisionnelle (avec fonction objective et calcul du risque) purement économique.

Restrictions dans le périmètre de protection éloignée : Sur une distance de 300 m à partir du captage, à l'intérieur du bassin d'alimentation, il est interdit d'appliquer certains pesticides. Il est également recommandé d'éviter certaines activités au sein du bassin d'alimentation et de prendre les mesures nécessaires pour éliminer les sources ponctuelles de contamination.

En **Colombie britannique**, trois limites basées sur les temps de transit de 1, 5 et 10 ans sont déterminées au sein du bassin d'alimentation. Le bassin d'alimentation et ces différents secteurs sont définis par l'une des cinq méthodes suivantes, selon le contexte : rayon fixé arbitrairement (dans ce cas un rayon de 300 m sera considéré), rayon calculé, basé sur le temps de transport d'un contaminant par rapport au débit soutiré d'un puits, modèles analytiques, cartographie hydrogéologique ou modélisation numérique. Une carte de la vulnérabilité de l'aquifère accompagne généralement ces données. Il s'agit cependant de cartes au 1:20'000 ou au 1: 50'000 peu détaillées.

Le *Well Protection Toolkit* (BCMELP, 2000) présente la démarche de protection qui comporte 6 étapes (formation du groupe qui va organiser la protection, délimitation des zones de protection, cartographie des sources de pollution au sein du bassin d'alimentation, développement de mesures préventives, développement de plan d'action en cas d'accident et surveillance).

Régions	Protection immédiate	Protection rapprochée	Protection éloignée	Référence
Amérique du Nord	Québec	60 jours, > 100 m	Bassin d'alimentation	(MEF, 1995)
	Colombie Brit.	1 année	5 ans	(BCMELP, 2000)
	USA	> 50 jours, > 150 m (Z II)	10 ans	(USEPA, 1987)
Europe	Angleterre	> 30 m (Z I)	> 15 ans (Z III)	(Harris, 2001)
		50 jours, > 50 m (Z I)	400 jours, 25 % du bassin d'alim (Z II)	
	Allemagne	10 m (Z I)	50 jours (Z II)	Bassin d'alim. (Z III)
	Danemark	10 m	300 m	Bassin d'alim. (Z IIIA)
				ZP spécifique au site basée sur une cartographie de la vulnérabilité
	France	environ 15 m	environ 50 jours	Bassin d'alim. (Z IIIB)
				ZP non obligatoire, elle peut couvrir une surface très variable
			(Office International de l'Eau, 2000)	
			50 jours ou 1000 m pour un aquifère de fissures ou karstique, 500 m pour un aquifère graveleux, 100 m pour un aquifère sableux	
			10 ans, > 800 m	Bassin d'alim. (USEPA, 1987)
			25 ans, > 1200 m	
			Extension double de la S2 (S3)	aire Zu: zone qui contribue à env. 90% du débit capté
			10 jours, > 100 m (S2)	(OFEFP, 2004)

Tableau 1 - Synthèse des procédures nationales de protection des eaux souterraines.

Conclusions intermédiaires et discussion

D'une manière générale, le concept actuel des zones de protection des eaux souterraines est basé sur les paramètres suivants : temps de transit (à cause des germes) et distance depuis l'ouvrage de captage. La protection la plus répandue à travers le monde contient le zonage suivant :

Zone I : Protection immédiate, contre une dégradation physique ou une introduction directe de polluants dans le captage (10 à 30 m depuis l'ouvrage de captage).

Zone II : Protection rapprochée, contre une pollution bactériale ou virale (définie par un temps de transit d'environ 50 jours pour aller jusqu'à l'ouvrage de captage, avec une distance d'au minimum 50 m depuis l'ouvrage).

Zone III : Protection éloignée, contre les polluants persistants (généralement délimitée par la totalité du bassin d'alimentation).

Les zones II et III sont généralement délimitées à partir de modèles analytiques ou numériques (USEPA, 1998), ces derniers pouvant être déterministes ou stochastiques (USEPA, 1998, Vassolo et al., 1998, Feyen et al., 2004, etc.). Dans la plupart des cas, seul le processus advectif de l'écoulement est considéré. Plusieurs auteurs prennent cependant en compte les processus advectif/dispersif (Kinzelbach, 1988 ; Uffink, 1989 ; Kuhlmann et al., 2000, Cornaton, 2004, Fang et al, 2005). On notera que, d'une manière générale, la protection s'appuie sur des critères purement hydrogéologiques.

Une carte de la vulnérabilité de l'aquifère accompagne généralement les zones de protection. De nombreuses méthodes sont présentées dans la littérature. Vrba et Zaprozec (1994) résument et classent les différentes méthodes ; ils font notamment la distinction entre les vulnérabilités intrinsèques (indépendantes des polluants) et spécifiques (prise en compte des propriétés d'un polluant ou d'un groupe de polluants particulier). Les méthodes sont généralement basées sur une cotation de 3 à 15 paramètres. On notera cependant que ce type de carte ne fournit, dans la plupart des cas, que des indications pour une gestion du territoire à l'échelle régionale.

En ce qui concerne la problématique des nitrates, le seuil maximal de potabilité est couramment dépassé dans de nombreux pays. En Europe, près du quart des nappes aquifères dépasse le seuil de 50 mg/l; chaque année, de nombreux captages d'eau potable doivent être fermés parce que l'eau, polluée par les infiltrations d'origine agricole, est devenue impropre à la consommation (Lasserre, 2003). En outre, on notera que les nitrates, analysés de façon habituelle dans les eaux souterraines, peuvent être considérés comme le « thermomètre » des nappes souterraines. Les captages fortement chargés en nitrates contiennent effectivement, en général, aussi plus de produits phytosanitaires. Cette relation a été observée en Suisse à l'aide du réseau national d'observation de la qualité des eaux souterraines NAQUA (OFEFP et OFEG, 2004) et elle s'observe également dans de nombreux pays (Chilton et Besien, 2004).

L'application de « bonnes pratiques agricoles » sur l'ensemble du territoire n'est ainsi pas suffisante et il convient d'appliquer, de manière ciblée, des actions complémentaires plus contraignantes. De nombreux pays (CH, F, D, etc.) ont adopté cette stratégie d'action et passent des contrats avec des agriculteurs qui sont prêts à modifier leurs cultures ou leur modes d'exploitation pour améliorer la situation.

A priori, les deux approches suivantes sont envisageables, selon la philosophie de protection en vigueur. Dans les deux cas, il est toutefois nécessaire de cibler les actions sur les « secteurs sensibles », pour garantir leur efficacité:

1) Agir sur les secteurs vulnérables des aquifères et protéger ainsi les eaux souterraines d'une manière générale. On citera, à titre d'exemple, les cartes détaillées de vulnérabilité, en cours de réalisation au Danemark.

2) Se focaliser sur les captages et agir sur les secteurs sensibles au sein des bassins d'alimentation.

La première approche a le mérite d'agir pour protéger la globalité des eaux souterraines. Elle nécessite

cependant un énorme travail et est très coûteuse. La seconde approche part du principe que ces actions sont un complément aux autres mesures de protection (bonne pratique agricole) et qu'elles doivent servir à protéger, en priorité, les eaux captées. Ce concept a l'avantage d'être moins coûteux puisque les études détaillées se limitent à l'extension des bassins d'alimentation des captages. En outre, elle permet d'agir prioritairement sur les captages pollués, en vue d'un assainissement, et dans un deuxième temps de réaliser un travail similaire pour l'ensemble des captages (protection préventive).

La présente recherche expose une méthodologie focalisée sur les captages. Contrairement à l'approche qualitative habituelle, basée sur une cotation de la vulnérabilité, il s'agit d'une approche quantitative du cheminement de l'eau, qui regroupe des aspects hydrologiques, pédologiques et hydrogéologiques.

La méthodologie a été acceptée par l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFE-FP) et est recommandée pour le dimensionnement de zones de protection contre les polluants persistants en Suisse (cf. Bussard et al. 2004). Elle pourrait aussi servir de base pour des règlements d'autres pays.

3. Méthodologie générale

3.1. Concept

La contamination d'une nappe souterraine par des polluants persistants est un problème complexe qui dépend fortement des propriétés physiques et chimiques du polluant concerné. Comme il n'est toutefois pas envisageable de réaliser pour chaque catégorie de contaminants un secteur de protection spécifique, ce travail de recherche propose de définir un secteur unique, selon des critères qui soient applicables à n'importe quel polluant persistant et mobile. De cette façon, la procédure de protection devient économiquement supportable et s'applique identiquement à l'ensemble des captages. Le transport de ces substances étant essentiellement contrôlé par les circulations des eaux, nous proposons de définir les zones de protection uniquement sur la base de ces circulations, indépendamment des substances transportées. Comme énoncé dans le chapitre 2, cette assimilation entre les particules d'eau et les substances polluantes n'est, en théorie, applicable que pour des polluants de type traceur parfait, et il serait nécessaire d'effectuer une étude plus détaillée dans le cas d'une étude de risque. Dans le cadre de zones de protection contre les polluants persistants, cette assimilation nous paraît toutefois raisonnable pour la majorité des polluants persistants mobiles et solubles dans l'eau. Dans le cas d'une contamination par des polluants sensibles aux phénomènes d'adsorption et de dégradation, une étude de risque spécifique aux polluants concernés devrait être entreprise dans une deuxième phase après avoir traité le cadre général du cheminement de l'eau.

Dans des sols graveleux ou sableux, l'infiltration efficace est considérable; le volume d'eau retenu par le sol est effectivement relativement petit et la plus grande partie est en phase mobile. Dans ce type de sols, la quantité de polluants dissous peut être relativement élevée et une grande portion peut être rapidement lixiviée hors de la zone d'enracinement (milieu caractérisé par une activité biologique prépondérante). L'atténuation de polluants potentiels est ainsi sensiblement moins importante dans des sols graveleux ou sableux que dans des sols de granulométrie plus fine. A titre d'exemple, Nievergelt (1997) a constaté des flux de nitrates 20% plus élevés à travers des sols graveleux qu'au travers de sols silteux. La nature du sol n'est toutefois pas l'unique critère déterminant la pollution potentielle d'un captage depuis un point donné; les cheminements de l'eau depuis sa sortie de la zone d'enracinement, en zone non saturée puis en zone saturée (probabilité d'atteindre le captage) constituent des critères complémentaires pour évaluer l'importance de protéger le secteur considéré (cf. Fig. 1).

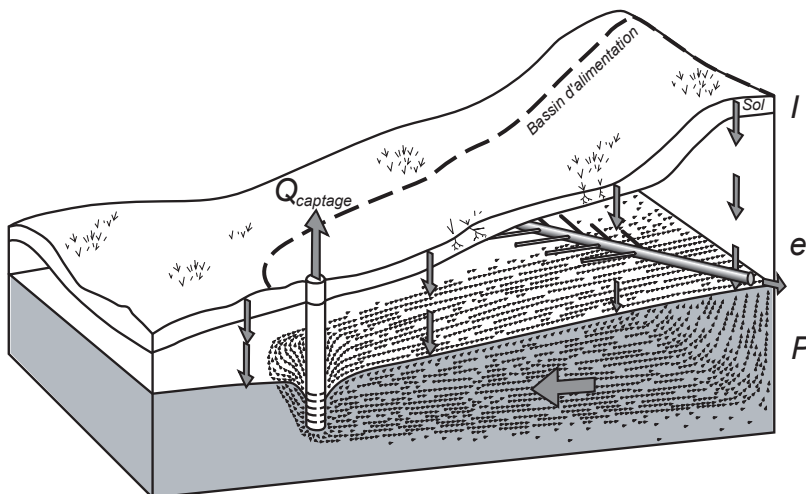


Fig. 1 – L'aptitude des sols à permettre l'infiltration des eaux en profondeur (*I*), la présence d'exportation au sein de la zone non saturée (*e*) – drainage agricole ou nappe perchée – et la circulation de l'eau, en zone saturée, en direction du captage (*P*) sont les principaux paramètres qui régissent le cheminement de l'eau depuis la surface du bassin d'alimentation jusqu'au captage. La figure illustre le cas d'un puits de pompage; le cas d'une source est similaire.

Notre méthode consiste à protéger prioritairement les zones qui contribuent le plus à l'alimentation du captage. Il en résulte une protection ciblée permettant d'optimiser le rapport efficacité / coût des actions d'assainissement ou de prévention. Pour cela, il est impératif d'étudier et de quantifier le cheminement de l'eau depuis la surface du bassin d'alimentation jusqu'au captage considéré. En d'autres termes, il est nécessaire, dans la mesure du possible, de déterminer, pour tout lieu à la surface du sol, quelle est sa

participation à l'alimentation en eau du captage ; cette valeur est définie comme C [m/s] : la contribution à l'alimentation du captage (cf. Fig. 2). La connaissance de la répartition spatiale de cette contribution permet ainsi de définir une zone de protection en sélectionnant préférentiellement les secteurs de plus forte C et de délimiter des secteurs particulièrement sensibles au sein de la zone de protection.

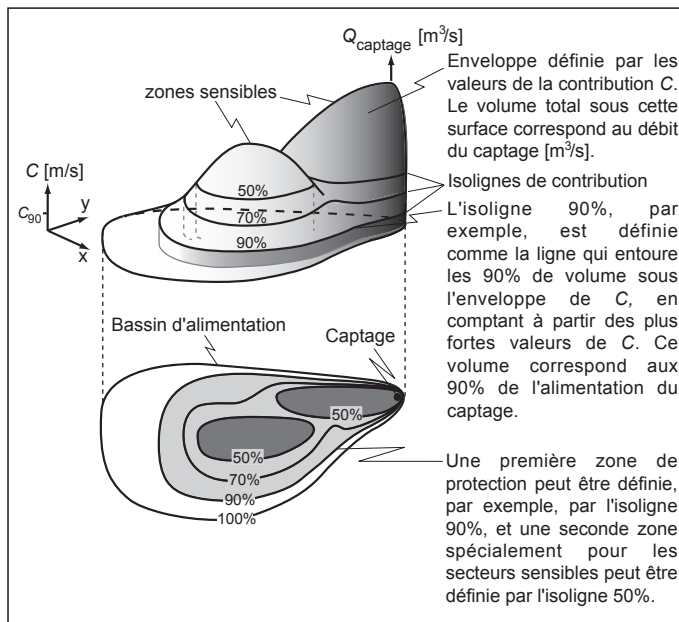


Fig. 2 – Illustration de la contribution à l'alimentation en eau d'un captage (C).

Nous avons défini ce concept de protection essentiellement pour des polluants diffus, tels les produits phytosanitaires ou les nitrates liés à l'exploitation des terrains agricoles. Il s'applique moins aux pollutions ponctuelles qui nécessitent un traitement approprié local. La connaissance du pourtour du bassin d'alimentation et du champ de contribution sert toutefois également d'outil de gestion du territoire pour un développement prudent de la région en évitant d'implanter des sources potentielles de pollution sur des secteurs sensibles (zones de fortes contributions). Dans le cas d'une pollution accidentelle, le champ de contribution fournit aussi des indications prévisionnelles concernant l'impact sur les eaux captées.

La Fig. 3 situe le cadre d'étude de ce travail de recherche parmi les différentes mesures généralement mises en place pour la protection des eaux souterraines. Le concept ne s'applique pas, par exemple, au cas d'une pollution par un fort largage d'hydrocarbures chlorés dans un secteur de faible recharge (e.g. surface bétonnée); la contribution à l'alimentation en eau peut effectivement être quasi-nulle dans une telle situation. Les problématiques de ce type sont gérées par des mesures techniques ponctuelles.

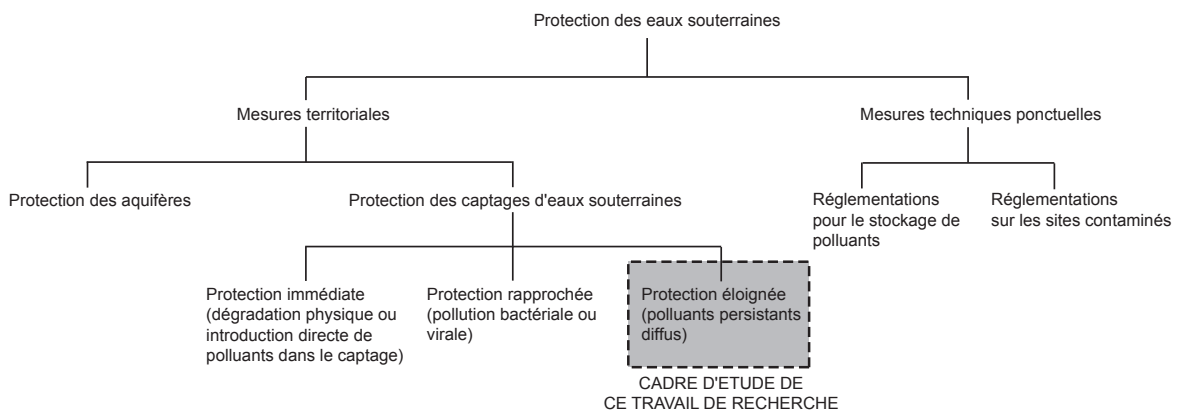


Fig. 3 – Cadre général de cette recherche.

La valeur seuil de contribution délimitant la zone de protection d'un captage peut être fixée selon la configuration du champ de contribution et des résultats souhaités. En Suisse, la Loi stipule, pour tous les cas, un dimensionnement basé sur la limite qui entoure le secteur contribuant à environ 90% du débit capté (OEaux, 1998). De cette manière, les secteurs qui fournissent la majorité des eaux captées font partie de la zone de protection.

L'hétérogénéité de l'alimentation du captage constitue le facteur déterminant pour savoir si l'étendue de la zone de protection sera importante ou non (pour des conditions de captage similaires). Dans le cas d'un bassin homogène, la zone de protection – délimitée par exemple sur la base de l'isogène de 90% de la contribution (cas 1, Fig. 4) – sera effectivement plus grande que dans le cas d'un bassin hétérogène (cas 2 et 3, Fig. 4).

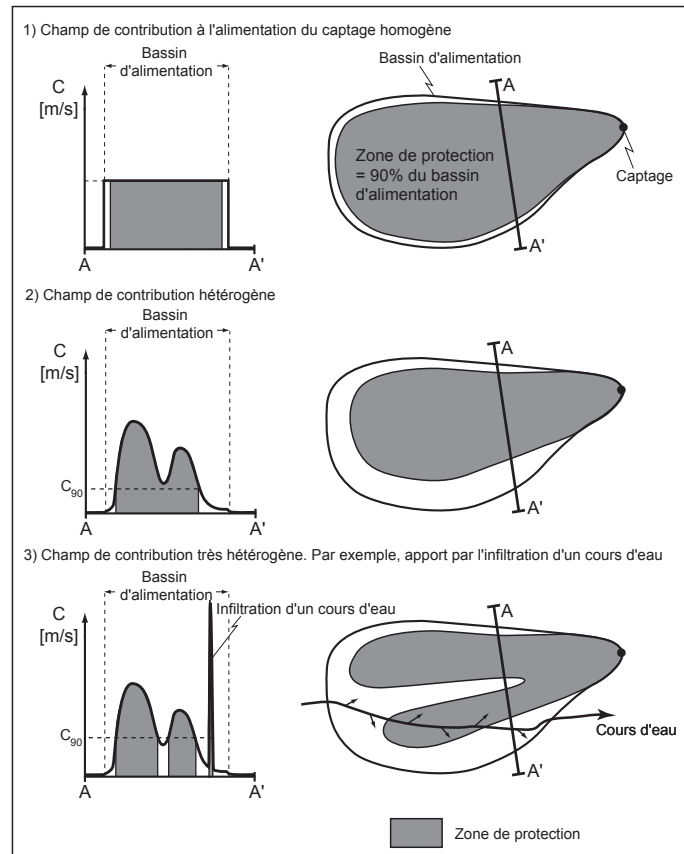


Fig. 4 – Effets de l'hétérogénéité du champ de contribution à l'alimentation du captage.

Dans le cas homogène, la zone de protection couvrira les 90% de la surface du bassin d'alimentation; la valeur de la contribution ne sera ainsi plus un facteur discriminant pour tracer son pourtour. Nous proposons donc, dans un tel cas, d'exclure les surfaces éloignées du captage, car les pulses de polluants sont atténués avec la distance en raison de la dispersion (cf. Fig. 5). Les secteurs en bordure du bassin d'alimentation peuvent également faire partie des zones à exclure préférentiellement lorsque le pourtour du bassin n'est pas certain.

Le champ de contribution étant cependant rarement homogène, la zone de protection peut être, dans la majorité des cas, définie sur la base de celui-ci.

Il faut distinguer deux caractéristiques de l'hétérogénéité de la contribution : l'amplitude et l'occurrence des variations.

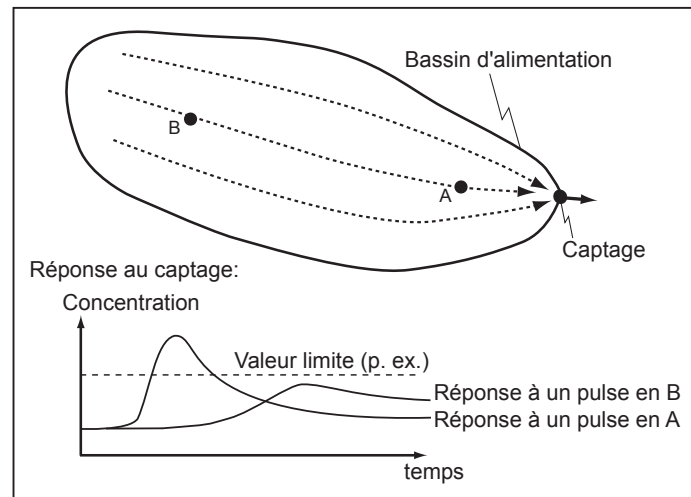


Fig. 5 – Réponse au captage à un pulse de polluant en un point du bassin.

L'amplitude de l'hétérogénéité conditionne la taille de la zone de protection. Plus son amplitude est importante et plus la zone de protection aura une faible superficie relativement à la taille du bassin d'alimentation. Il est donc important d'avoir rapidement une idée sur l'ampleur des variations de C dans le bassin d'alimentation concerné. Si elle semble importante, une étude détaillée sera prometteuse. En revanche, s'il y a peu de variations et qu'on se rapproche du cas homogène, une quantification approfondie de l'alimentation n'est pas appropriée.

L'occurrence des hétérogénéités conditionne en grande partie la complexité du dimensionnement. Dans le cas d'une hétérogénéité régionale par exemple, avec un secteur graveleux de grande infiltration et une zone limoneuse de faible infiltration, il est important d'identifier et de distinguer ces deux secteurs. Alors que si l'hétérogénéité est à une échelle locale, e.g. dans une couverture morainique délavée, il vaut mieux considérer une infiltration moyenne uniforme ou distinguer quelques secteurs différents.

L'hétérogénéité de la contribution peut résulter :

- d'hétérogénéités de l'infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture,
- d'une forte infiltration de cours d'eau,
- d'exportations dans la zone non saturée. L'eau infiltrée peut par exemple être exportée localement par des drainages agricoles ou une nappe perchée,
- du cheminement de l'eau dans la zone saturée. Cette notion dépend des propriétés intrinsèques des terrains géologiques et de leur hétérogénéité, ainsi que du champ de potentiel hydraulique; suivant le contexte, l'eau peut atteindre d'autres captages ou d'autres exutoires, ou suivre, en partie, l'écoulement régional de l'aquifère.

L'étude est limitée à l'extension du bassin d'alimentation du captage. En présence d'une alimentation des eaux souterraines par l'infiltration d'un cours d'eau, le dimensionnement de la zone de protection prendra en compte cet apport, mais ne le protégera pas. Dans le cas d'une pollution des eaux de surface, il sera alors nécessaire d'assainir ces eaux, en agissant dans leur bassin versant, sur des surfaces situées bien souvent en dehors du bassin d'alimentation du captage considéré. La protection des eaux de surface sort du cadre de cette étude.

En présence d'eaux souterraines polluées, il est par conséquent important d'analyser le chimisme des différentes sources d'alimentation de la nappe (infiltration efficace, cours d'eau, autre aquifère, etc.) afin d'identifier la provenance de la pollution et d'agir de manière appropriée.

3.2. Démarche

Une méthodologie générale a été définie, dans le cadre de ce travail de recherche, pour déterminer la répartition spatiale de la contribution à l'alimentation du captage. Il s'agit d'une démarche itérative, basée en premier lieu sur les données préexistantes et sur des investigations relativement simples ; une recherche de données supplémentaires s'effectue lorsque cela s'avère nécessaire (cf. Fig. 6).

La démarche doit répondre aux questions suivantes :

- Quelles sont les surfaces contributives ?
- Dans quelle mesure contribuent-elles ?

Les deux premières étapes de la procédure, qui en comporte six au total, portent sur la provenance des écoulements qui alimentent le captage; la démarche part du captage et est élargie, en amont, jusqu'à la totalité du bassin d'alimentation:

1) Délimitation de la portion de nappe alimentant le captage

Il faut se focaliser, dans un premier temps, sur l'aquifère (ou les aquifères) concerné(s) et évaluer la portion de nappe qui alimente le captage. Pour ce faire, on détermine la probabilité (P) [-] qu'une particule d'eau atteignant la surface de la nappe rejoigne le captage. Selon le contexte hydrogéologique et les données à disposition, on se basera sur les limites structurales ou on utilisera la méthode graphique ou analytique (cf. chapitre 4.2).

Ces méthodes sont binaires ; elles délimitent une zone de la nappe d'où une particule est censée rejoindre à coup sûr le captage ($P = 1$) et une zone d'où les particules ne peuvent pas le rejoindre ($P = 0$).

2) Détermination de l'extension du bassin d'alimentation

Il s'agit d'élargir le secteur d'étude de façon à définir l'extension du bassin d'alimentation du captage, c'est-à-dire la portion de territoire qui participe à l'alimentation du captage. Pour cela, il est nécessaire d'établir un modèle conceptuel du cheminement de l'eau en surface et dans le sous-sol.

Dans les cas simples, les écoulements peuvent être uniquement verticaux dans la zone non saturée. Cependant, il est fréquent que le bassin soit plus complexe et qu'il comporte des importations et des exportations latérales.

Le modèle conceptuel permet en outre d'apprécier l'hétérogénéité de la contribution à l'alimentation du captage.

Les étapes suivantes abordent les aspects quantitatifs :

3) Quantification des processus d'alimentation et d'exportation au sein de la zone non saturée

Il s'agit de quantifier l'alimentation de la nappe. Pour cela, il est nécessaire de :

a) Quantifier la répartition spatiale de l'infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture (I_e) et l'infiltration des cours d'eau (I_r). La somme de ces deux types d'infiltration est désignée par I [m/s]. Selon l'hétérogénéité des sols, la taille du bassin d'alimentation et les relations cours d'eau/aquifère, I sera considérée comme homogène ou hétérogène.

b) Quantifier la répartition des exportations (e) [-] des eaux infiltrées avant qu'elles atteignent la nappe principale ($0 \leq e \leq 1$). Des drains agricoles ou des écoulements de nappes perchées peuvent diminuer le flux hydraulique provenant de la surface.

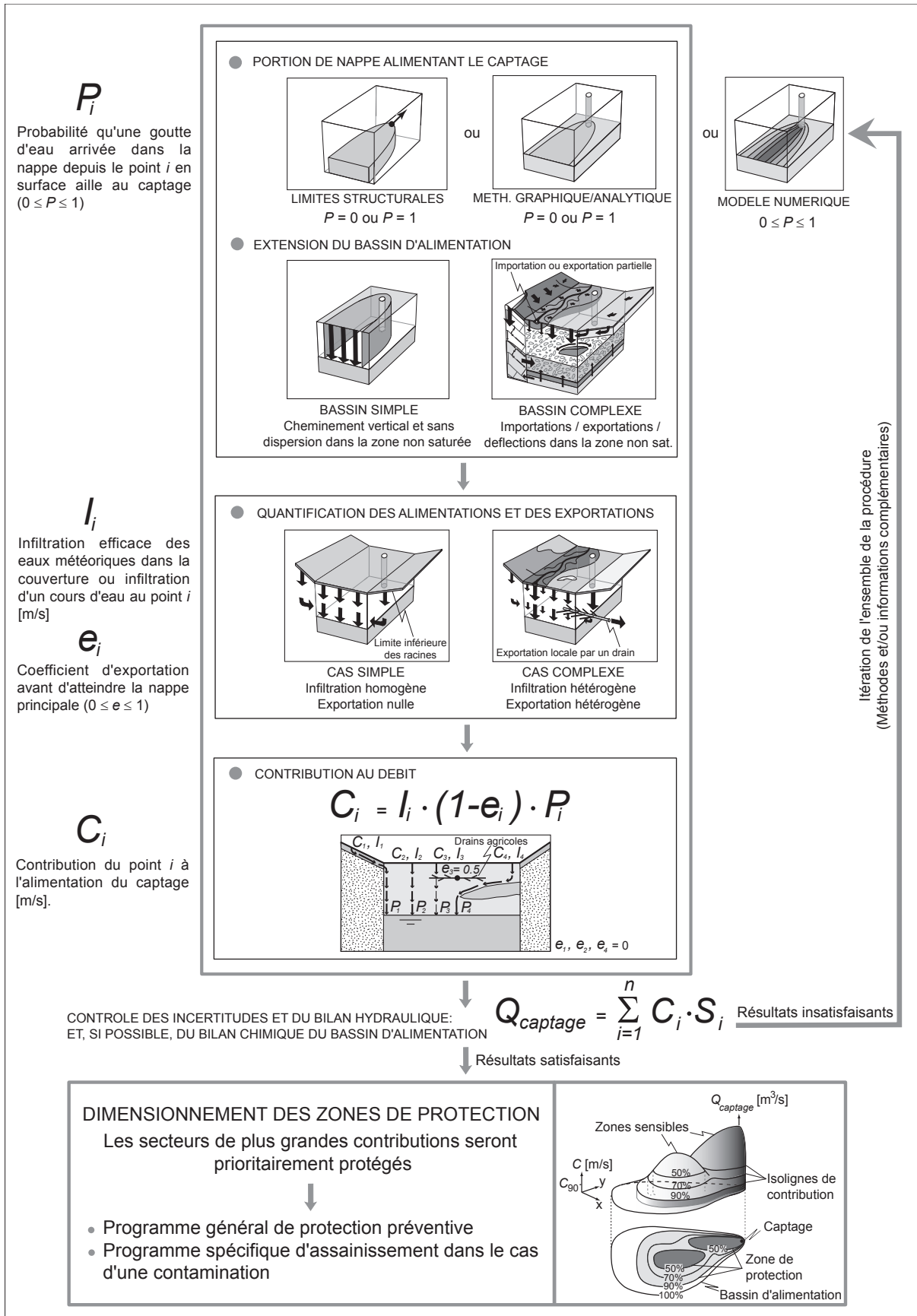


Fig. 6 – Méthodologie pour le dimensionnement de zone de protection des eaux souterraines contre les polluants persistants.

4) Calcul de la contribution à l'alimentation en eau du captage

A la suite des trois premières étapes, la contribution à l'alimentation du captage C_i [m/s] est déterminée en tout point i du bassin :

$$C_i = I_i \cdot (1 - e_i) \cdot P_i \quad [\text{m/s}] \quad (5)$$

L'infiltration I_i est considérée au point i en surface du bassin, e_i est considéré pour le trajet en zone non saturée depuis le point i jusqu'à l'endroit où les particules d'eau atteignent la surface de la nappe et P_i est considérée à cette emplacement de la nappe.

Nous proposons de regrouper des points voisins avec des valeurs de contributions similaires sous la forme d'une cellule de contribution homogène. Le bassin d'alimentation peut ainsi être divisé en un certain nombre de cellules.

Lorsque la contribution C est rapportée à une surface, la nouvelle valeur s'exprime en [m³/s]. La contribution totale de toute la surface du bassin d'alimentation vaut le débit capté (Q_{captage}):

$$Q_{\text{captage}} = \sum_{i=1}^n C_i S_i \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (6)$$

Avec S_i : surface de la cellule i [m²].

5) Contrôle des résultats

A l'issue du calcul de la contribution, soit les valeurs sont jugées satisfaisantes et les zones de protection peuvent être directement dimensionnées, soit elles ne le sont pas et il est nécessaire d'itérer l'ensemble de la procédure de l'étude (points 1 à 4) en complétant les connaissances des écoulements par des investigations ou des traitements supplémentaires. Cette décision dépend de l'incertitude sur les données dont on dispose et sur les flux calculés, du degré d'hétérogénéité de la contribution et de l'enjeu.

On veillera cependant à toujours bien garder en vue le but de ces zones de protection qui ont été introduites pour protéger les eaux souterraines captées contre les substances polluantes persistantes. Dans le cas d'une problématique de pollutions agricoles, les investigations approfondies pour connaître le détail des variations de la contribution (e.g. cartographie détaillée des sols et sous-sols) se feront donc principalement dans les secteurs où des actions pourront être entreprises et donc majoritairement sur des surfaces agricoles utiles (SAU). Une bonne estimation de la contribution des secteurs boisés ou urbains est, certes, importante pour obtenir un champ de contribution réaliste, mais la connaissance des variations locales est moins importante en ces emplacements.

Selon le type et la taille de l'aquifère, le débit capté, les données à disposition et l'enjeu économique, on pourra recourir, dans une phase itérative de la procédure, à un modèle numérique pour déterminer quelle portion de la nappe alimente le captage. Il existe des modèles binaires ou probabilistes. Ces derniers permettent de calculer en chaque point de la surface de la nappe la probabilité qu'une particule atteigne le captage ($0 \leq P \leq 1$).

Si le champ de P est calculé par un modèle numérique, les nouvelles connaissances seront introduites à chaque itération en modifiant la géométrie du modèle, ses paramètres et ses conditions aux limites.

6) Dimensionnement de la zone de protection

Sur la base de la carte des contributions, une zone de protection sera délimitée en sélectionnant prioritairement les secteurs de plus forte contribution. Des zones sensibles pourront également être définies au sein de la zone de protection.

Des programmes de protection préventive pour l'ensemble des polluants persistants ou spécifiques à un polluant, dans le cas d'une contamination, pourront être définis au sein de la zone de protection, sur la base de la carte des contributions.

D'après le principe de dimensionnement et la définition de C , un secteur caractérisé par une importante

infiltration efficace (I) mais une faible probabilité (P) ne sera pas forcément retenu dans la zone de protection, tout comme un secteur présentant une grande probabilité mais une faible infiltration efficace. Par exemple, si P est calculé par un modèle probabiliste ($0 \leq P \leq 1$) dans une plaine alluviale, le rapport de sa valeur entre deux zones peut varier de plusieurs dizaines, alors que les variations d'infiltration efficace I des eaux météoriques dans la couverture sont beaucoup plus faibles⁽¹⁾. Dans cette situation, la zone de protection est principalement dictée par le champ de P . A l'inverse, dans le cas d'une source drainant un sillon fluvio-glaciaire, toute l'eau peut être canalisée par les limites structurales et alimenter la source. Dans ce cas, la probabilité vaut 1 dans tout le domaine, et ce sont les valeurs de l'infiltration efficace qui sont déterminantes. Lorsque les exportations e sont hétérogènes, ce facteur peut aussi devenir prédominant. La Fig. 7 illustre l'application de la méthodologie à l'aide d'un exemple théorique.

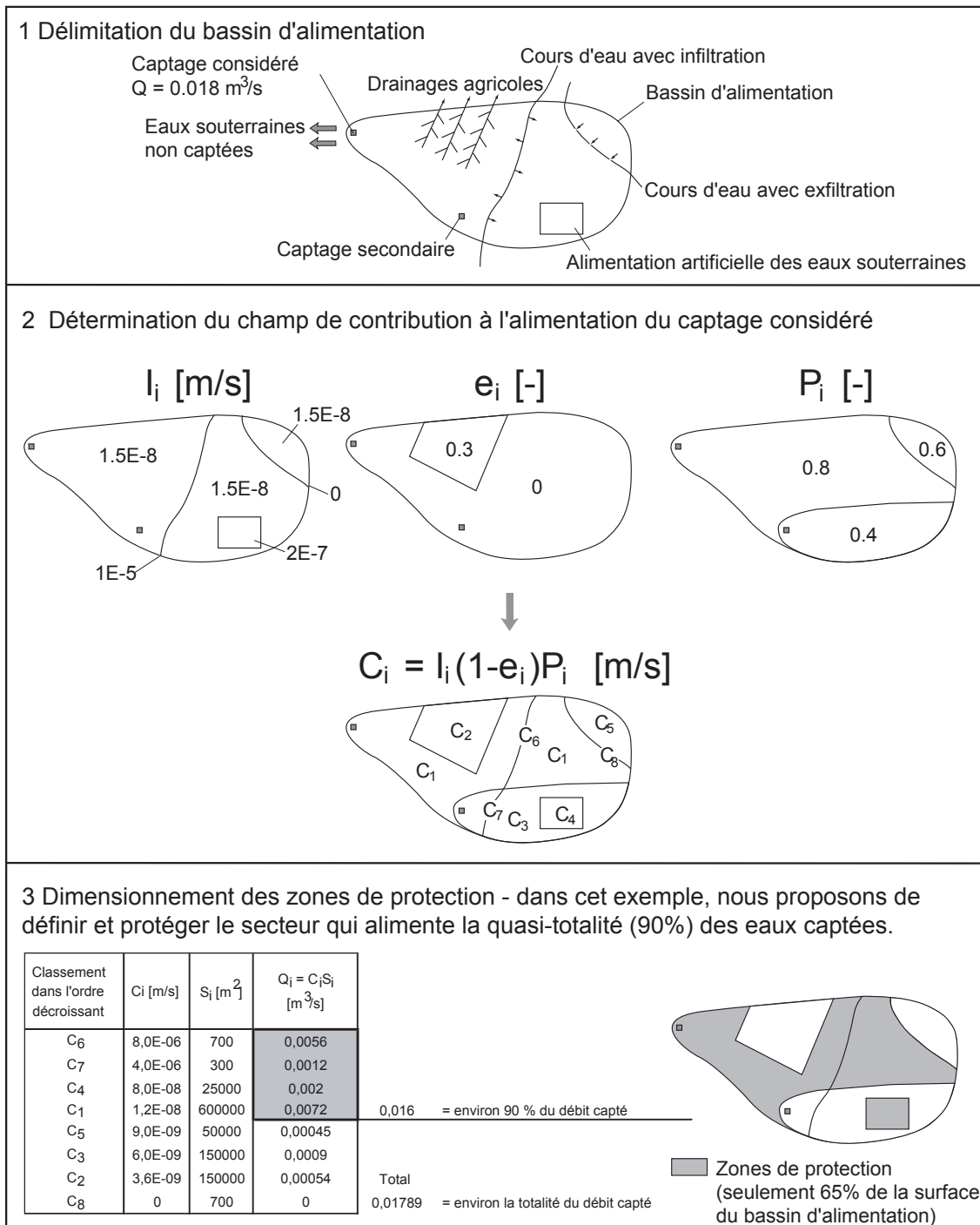


Fig. 7 – Exemple théorique de l'application de la méthodologie.

⁽¹⁾ Cependant, en présence de cours d'eau, la différence entre l'infiltration depuis leur lit et l'infiltration efficace dans les sols peut être très grande. Dans ce cas, la variabilité spatiale du champ de I peut dépasser celle du champ de P .

Nous suggérons de considérer la situation hydrogéologique moyenne pour le dimensionnement des zones de protection. Une prise en compte de conditions de hautes eaux induit généralement une diminution de la zone d'appel par rapport aux conditions moyennes; il s'agit en outre d'une situation particulière de l'année dont les écoulements peuvent être passablement différents de la situation moyenne. La considération de conditions de basses eaux implique, dans la plupart des cas, un élargissement du bassin d'alimentation en y incluant des secteurs qui contribuent à l'alimentation du captage uniquement pendant une courte période de l'année. La contribution annuelle de telles surfaces étant généralement insignifiante, cette étude propose de ne pas les prendre en compte et de se baser uniquement sur les conditions moyennes. Rock et Hupfersberger (2002) ont comparé l'extension d'un bassin d'alimentation autrichien déterminé à l'aide d'un modèle transitoire avec celles dérivées de modèles permanents pour des conditions hydrogéologiques spécifiques. La superposition des résultats obtenus pour des conditions de basses et hautes eaux surestime clairement la zone à protéger. En revanche, la considération des conditions hydrogéologiques moyennes fournit des résultats très proches de ceux du modèle transitoire. Des simulations numériques en mode transitoire des écoulements souterrains de la partie nord de la plaine alluviale du Seeland (CH) ont également montré que pour assurer une protection durable sur l'ensemble du cycle hydrologique, la zone de protection doit être déterminée sur la base d'un état hydrologique moyen (Jordan, 2002). Nous suggérons de considérer les conditions d'écoulement en un instant donné représentatif de la situation hydrogéologique moyenne, plutôt que de se baser sur une moyenne des valeurs piézométriques. Ces dernières valeurs peuvent effectivement ne pas correspondre aux conditions réelles.

Similairement, le débit annuel moyen de pompage devra être considéré pour les puits. En déterminant la zone d'appel avec un pompage permanent, on le rend, en outre, nettement plus étendu que par le pompage intermittent généralement pratiqué.

Dans le cas d'une zone de protection préventive, cette recherche suggère de prendre en compte le débit de concession, alors que dans le cas d'une zone de protection en vue d'un assainissement, il est préférable de considérer le débit moyen actuel. Ainsi, l'efficacité et le coût des actions d'assainissement sont ajustés aux conditions d'exploitation actuelles, alors que les mesures préventives visent à assurer la qualité des eaux à long terme en considérant les débits pouvant être prélevés dans le futur.

Conclusions intermédiaires et discussion

Le concept de ces nouvelles zones de protection contre les polluants persistants est uniquement basé sur le cheminement de l'eau, depuis la surface du bassin d'alimentation jusqu'au captage. Les secteurs de plus forte contribution à l'alimentation du captage (C) [m/s] sont à protéger prioritairement. Le concept a essentiellement été défini pour lutter contre les contaminations diffuses. Il s'applique à la majorité des situations hydrogéologiques, que ce soit un aquifère en roches meubles, en roches fissurées ou karstique. Le concept n'a pas été développé pour lutter contre certaines pollutions ponctuelles type organo-chloré qui nécessitent une protection appropriée au moyen de mesures techniques (réglementations sur l'entreposage).

La procédure décompose le cheminement de l'eau en trois parties : le trajet au travers du sol (paramètre d'infiltration I [m/s]), le cheminement depuis la sortie de la zone d'enracinement jusqu'à la nappe principale, au sein de la zone non-saturée (paramètre d'exportation e [-]) et le parcours au sein de la zone saturée de la nappe principale, en direction du captage (paramètre P [-]). La contribution à l'alimentation en eau du captage C s'obtient en tout point du bassin d'alimentation par le produit $I \cdot (1-e) \cdot P$. Cette approche, réalisée à l'échelle du bassin d'alimentation, se distingue nettement des méthodes de cartographie de la vulnérabilité par une quantification des flux d'eau, basée sur des lois physiques, plutôt que de donner des cotations empiriques.

Les zones de protection sont, par leur propre concept, indépendantes des flux de polluants à tout instant et fournissent un outil de gestion et de développement durable du territoire.

En pratique, la méthodologie nécessite une démarche qui part du captage et remonte, en amont, jus-

qu'au bassin d'alimentation (cf. Fig. 8). On déterminera ainsi, en premier lieu, la portion de nappe alimentant le captage, et dans un deuxième temps on recherchera, en surface, le secteur qui alimente cette portion: le bassin d'alimentation du captage. La troisième étape est la quantification de la recharge et des exportations au sein de la zone non saturée. Le regroupement de ces données permet, dans une quatrième étape, de calculer la contribution à l'alimentation en eau du captage en tout point du bassin d'alimentation. La cinquième étape correspond au contrôle des résultats; en cas de résultats insatisfaisants, l'ensemble de la procédure devra être itéré. Finalement, la sixième étape permet de dimensionner les zones de protection.

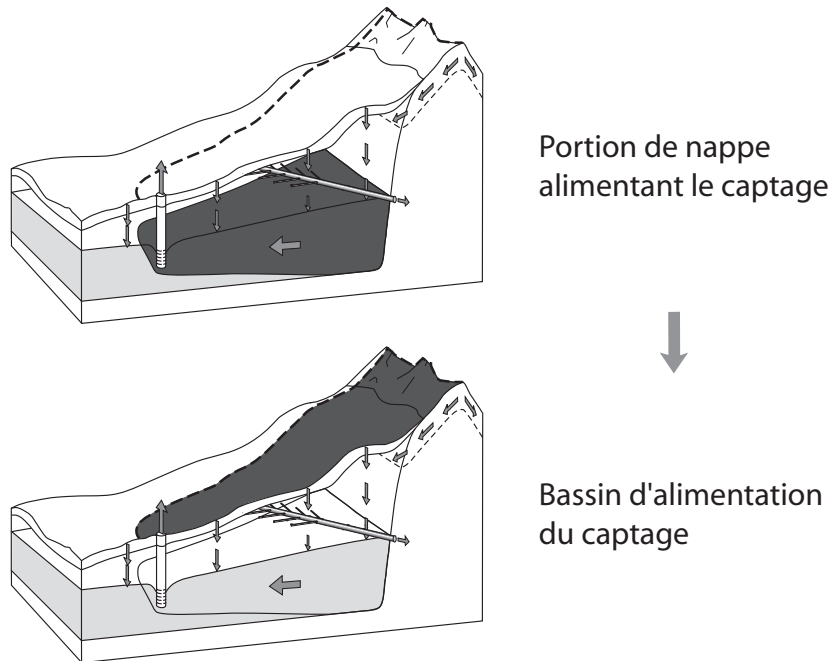


Fig. 8 - Principe du dimensionnement du bassin d'alimentation, en partant du captage et en élargissant la zone d'étude contre l'amont.

4. Processus de dimensionnement des zones de protection contre les polluants persistants

4.1. Introduction

Le présent chapitre traite en détail les différentes étapes conduisant au dimensionnement des zones de protection définies dans le chapitre précédent (cf. Fig. 6). Afin d'illustrer les étapes par une application concrète de la méthode, l'exemple d'un puits dans un aquifère de terrains meubles (alluvions) est traité en parallèle. D'autres exemples sont présentés dans le chapitre 5.

Exemple du puits Neufeld dans l'aquifère d'alluvions fluviales de la plaine du Dünnergäu (CH)

Le puits « Neufeld » de la commune de Neuendorf (SO) présentait depuis plusieurs années une augmentation progressive de la concentration en nitrates; celle-ci atteignait, en l'an 1998, 39 mg/l, ce qui est très proche de la valeur de tolérance suisse fixée à 40 mg/l. Ce captage figure parmi les puits importants de la plaine : il pompe un débit moyen (1995-97) de 918 l/min et a un débit de concession de 6000 l/min. Il était donc urgent de dimensionner une zone de protection pour ce captage afin de pouvoir définir une stratégie d'assainissement.

Le captage pompe les eaux de la plaine alluviale du Dünnergäu, située entre Niederbipp (BE) et Olten (SO) (cf. Fig. 9). Il s'agit d'un aquifère graveleux, au pied de la première chaîne du Jura, formé dans une dépression synclinale qui a été renforcée par l'érosion du glacier du Rhône durant le Riss. Les sédiments meubles formant l'aquifère sont hétérogènes et présentent des graviers plus ou moins propres, intercalés avec des lentilles sableuses à silteuses. Ils ont été déposés en partie pendant le stade glaciaire du Riss (Hochterrassen Niveau), ainsi qu'au stade du Würm (Mittel- und Niederterrassen Niveau). Dans la région de Niederbipp, des sédiments lacustres forment la base de ces dépôts ; cette succession est typique d'un contexte de retrait glaciaire. Des matériaux grossiers provenant d'un éboulement sont également présents au sein des alluvions de ce secteur.

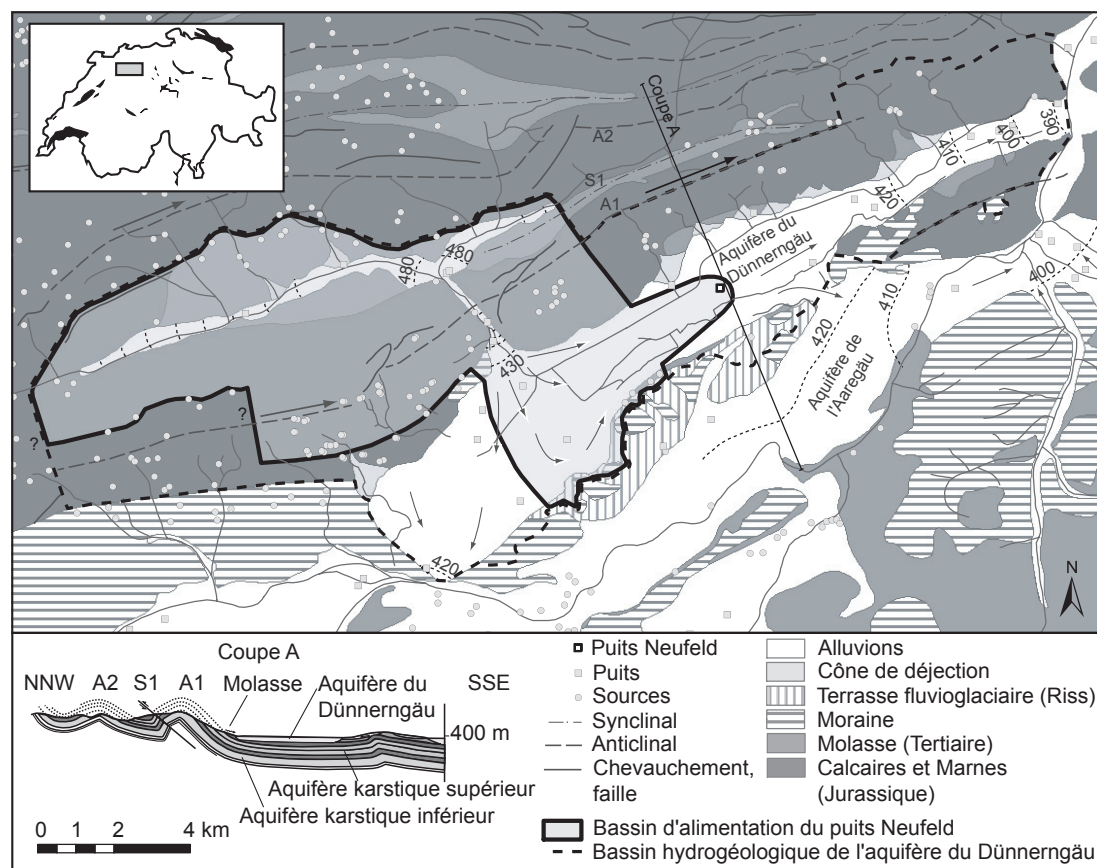
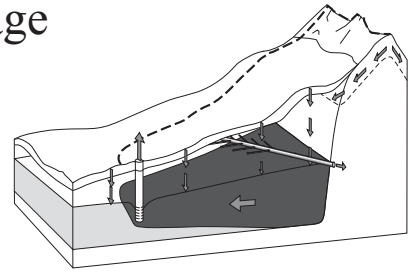


Fig. 9 – Contexte hydrogéologique du puits Neufeld (CH).

4.2. Portion de nappe alimentant le captage



4.2.1. Introduction

Les méthodes de délimitation de la portion de nappe qui alimente le captage tendent à répondre à la question : une particule d'eau située en un endroit quelconque de la zone saturée de l'aquifère terminera-t-elle sa course dans le captage? Il s'agit donc de calculer le champ P qui indique en tout point de la nappe la probabilité qu'une particule d'eau rejoigne ce captage.

Chacune des méthodes exposées dans les chapitres suivants présente des avantages et des limitations, ces dernières étant principalement liées à des hypothèses simplificatrices sur la structure et le fonctionnement de l'aquifère.

D'une manière générale, la portion de la nappe qui alimente le captage dépend de critères structuraux et/ou hydrodynamiques. Ainsi, selon le type d'aquifère, l'un ou l'autre de ces critères peut prédominer, et on aura recours à des méthodes différentes pour délimiter la portion qui alimente le captage.

Nous proposons de commencer l'étude en déterminant la portion de la nappe qui alimente le captage avec les moyens simples des limites structurales ou des méthodes graphique ou analytique selon la configuration hydrogéologique et les données à disposition. Ces méthodes ont l'avantage de donner rapidement une image des écoulements souterrains⁽¹⁾. Il convient cependant d'être toujours bien conscient des limites de ces méthodes et d'avoir un regard critique sur les résultats. Lorsqu'ils sont jugés insatisfaisants, on itérera la démarche de l'étude. La panoplie d'outils suggérés pour déterminer la portion de nappe alimentant le captage est alors complétée d'outils de simulation numérique. Si ces derniers sont utilisés, l'image des écoulements obtenue par les méthodes simples permet de tester la cohérence des premières opérations de simulation numérique.

4.2.2. Limites structurales

La méthode des limites structurales fait l'hypothèse que les limites supposées sont imperméables. On entend par structure toute discontinuité qui sépare des milieux de perméabilités distinctes ; ce peut être une limite tectonique, sédimentaire ou d'altération. Ceci est valable lorsque la perméabilité des roches situées au-delà de la limite est très faible en comparaison de celle des roches qui sont à l'intérieur. Dans bien des cas, le contraste de perméabilité ne permet pas de tracer nettement de telles limites. Cette méthode fait aussi l'hypothèse que toutes les eaux de l'aquifère ainsi délimité rejoindront le captage, ce qui est commode mais ne permet pas de tracer la portion d'aquifère qui alimente un captage donné lorsque l'aquifère a plusieurs exutoires.

- Dans le cas des sources, la structure de l'aquifère conditionne en grande partie les écoulements souterrains. Les eaux sont, en effet, généralement amenées en surface par la présence d'un niveau de faible perméabilité.
- Dans le cas d'un puits de pompage, la structure perd généralement de l'importance et les limites hydrauliques créées par la concurrence avec les autres exutoires peuvent devenir le critère prédominant. Dans le cas d'un puits de faible débit placé au centre d'une grande plaine alluviale, la structure peut

⁽¹⁾ Les méthodes de rayons, ainsi que celle des formes variables simplifiées présentées dans les *Guidelines for Delineation of Wellhead Protection Areas* (USEPA, 1987) n'ont pas été reprises dans la présente étude. Les résultats de ces méthodes sont bien souvent jugés non-représentatifs des conditions naturelles. Les méthodes de rayons sont généralement utilisées lorsqu'il est possible de surdimensionner de façon importante les aires de protection bactériologiques et virologiques sans contraintes économiques.

même devenir insignifiante.

Dans la plupart des cas, les deux critères sont importants et devraient être pris en compte. Dans le cas de sources, cependant, on dispose rarement d'informations sur la piézométrie et on considère ainsi souvent que les écoulements suivent principalement les structures.

Lorsque le captage est alimenté par un aquifère à porosité de fractures ou karstique, l'anisotropie de la conductivité hydraulique ne permet généralement pas de comprendre les écoulements par la méthode graphique (cf. chapitre 4.2.3). La portion de la nappe qui alimente le captage sera donc généralement déterminée, en première approche, sur la base des structures du massif.

La structure de l'aquifère est déterminée par un levé géologique détaillé⁽¹⁾. Des informations complémentaires peuvent être apportées par des forages ou de la géophysique. Cette dernière étant une méthode indirecte, il est nécessaire d'utiliser la ou les méthodes adaptées au problème et de caler les résultats sur des connaissances directes du terrain (cf. Annexe 1).

4.2.3. Méthode hydrodynamique graphique

La méthode graphique se base sur un tracé en général manuel du champ de potentiel hydraulique, à partir de potentiels mesurés ponctuellement. Ceci étant fait, on trace les lignes de courant de manière perpendiculaire aux équipotentielles, ce qui revient à faire l'hypothèse de l'isotropie de la perméabilité. Finalement on définit la portion de nappe qui alimente le captage comme l'enveloppe des lignes de courant qui mènent à ce captage. Le tracé des équipotentielles est guidé par l'expérience de l'hydrogéologue mais ne repose pas sur un calcul déterministe du potentiel.

Dans certaines situations, la conductivité hydraulique prend une valeur différente selon la direction. Cette anisotropie peut provenir, dans un aquifère meuble, d'un empilement directionnel des matériaux selon le sens des courants qui régnaient lors de la sédimentation ou, dans les aquifères rocheux, de la présence d'un réseau de fissures ou de karsts orientés selon une direction préférentielle. Lorsque la conductivité hydraulique est anisotrope, le flux des eaux souterraines n'est pas toujours parallèle au gradient hydraulique. En présence d'une anisotropie horizontale, il est par conséquent difficile d'utiliser la méthode graphique.

- Dans les aquifères en terrains meubles, l'anisotropie horizontale peut, sauf cas exceptionnel, être négligée.
- Dans les aquifères en roches fissurées, l'anisotropie dépend de l'orientation et du nombre de réseaux de fissures. Si le milieu comporte de nombreux réseaux qui couvrent la majorité des directions, la conductivité peut être considérée à grande échelle comme isotrope. En revanche, s'il ne contient que quelques réseaux ou s'ils suivent tous une ou des directions préférentielles, elle sera anisotrope. Il est donc nécessaire d'étudier l'agencement structural des discontinuités du massif.
- Dans les aquifères karstiques, la conductivité hydraulique est d'une manière générale anisotrope, car les écoulements suivent principalement le réseau karstique qui est anisotrope.

La méthode est, par conséquent, particulièrement bien adaptée aux aquifères en terrains meubles. Elle permet de visualiser les lignes de partage d'unités bien distinctes. Cependant, si on désire différencier les eaux qui vont à un puits plutôt qu'à un autre au sein d'une même unité, il est nécessaire d'avoir un certain nombre de piézomètres à proximité des puits de façon à pouvoir estimer leur zone d'appel. Il suffit ensuite de tracer le contour de la portion de nappe qui alimente un puits en remontant les filets de courants depuis la bordure de cette zone. On ne dispose toutefois que rarement de telles données ; il est donc souvent utile de compléter la méthode graphique par la méthode analytique pour les abords du captage.

⁽¹⁾ L'échelle de travail doit être adaptée à la taille de l'aquifère. Dans le cas de petits aquifères, nous suggérons d'utiliser le 1 : 5'000, voire le 1 : 2'000, alors qu'une cartographie au 1 : 25'000 peut s'avérer suffisante pour certains grands aquifères.

La Fig. 10 illustre l'application de la méthode graphique dans la région du puits Neufeld pour mettre en évidence une ligne de partage des eaux. Les écoulements en situations de basses eaux et de hautes eaux ont été étudiés afin de visualiser l'ampleur des fluctuations. Par la suite, on se basera sur une situation moyenne en prenant la piézométrie d'une date intermédiaire entre les deux situations extrêmes (cf. Fig. 11).

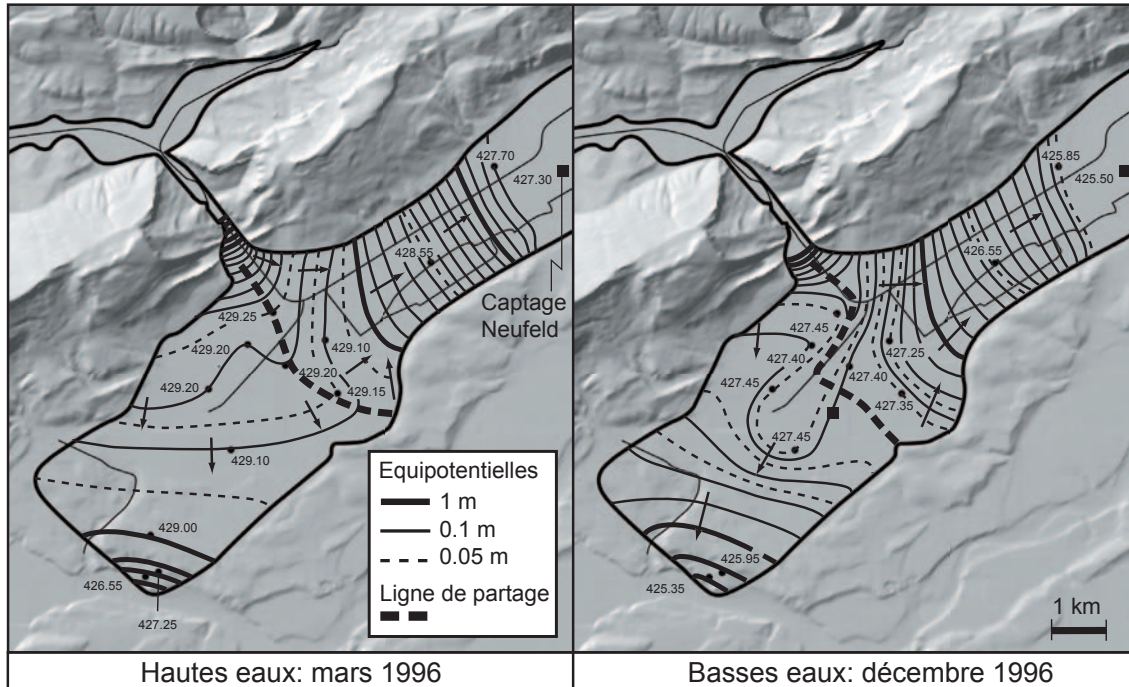


Fig. 10 – Détermination de la ligne de partages des eaux souterraines de l'aquifère d'alluvions fluviales du Dünnerngäu. La conductivité hydraulique est supposée isotrope. Une partie des eaux souterraines s'écoule en direction du SW dans le canton de Berne et une autre partie en direction du NE dans le canton de Soleure où elles alimentent le captage Neufeld. Les situations de hautes eaux et de basses eaux permettent d'apprécier les fluctuations de cette ligne de partage. Les équipotentielles montrent l'alimentation par les graviers de la cluse et l'infiltration des canaux qui est mise en évidence en période d'étiage.

4.2.4. Méthodes analytiques

Ces méthodes sont moins générales que les précédentes, car elles supposent un milieu homogène. Elles s'appliquent aux puits.

Il existe un grand nombre de méthodes analytiques (Chapuis, 1999, USEPA, 1987 et 1998, de Marsily, 1986, Spitz et Moreno, 1996), dont l'objet est de calculer en tout point le rabattement induit par le captage. La portion de nappe qui alimente le captage peut ainsi être délimitée sur la base de ce cône d'influence et du gradient hydraulique naturel. Il s'agit de formules intégrant exactement l'équation de continuité mais sous des hypothèses simplificatrices fortes. Typiquement, l'équation de Dupuit suppose un aquifère horizontal, homogène, isotrope, d'extension latérale infinie, d'épaisseur constante, non rechargé par des précipitations et muni d'un puits complet qui occasionne un rabattement faible par rapport à la puissance de l'aquifère. De telles hypothèses ne sont jamais vérifiées quoique parfois acceptables par approximation.

La méthode de Thiem (1906) est directement dérivée de la méthode de Dupuit dans le cas où on dispose de piézomètres d'observation - il en faut au minimum deux selon Chapuis (1999). De Glee (1930 et 1951) et Hantush et Jacob (1955) donnent des solutions pour les aquifères à nappe semi-captive réalimentés par drainance. Todd (1980) traite le cas d'un puits à nappe libre réalimenté par infiltration

efficace. Ces méthodes partent toutes de l'hypothèse que le gradient naturel est nul. Elles sont ainsi rarement représentatives des conditions réelles d'écoulement souterrain.

La plupart des guides sur la délimitation des zones de protection (USEPA, 1987; BCMELP, 2000; Rasmussen et Rouleau, 2003) proposent d'utiliser la méthode de Bear et Jacob (1965). Ces derniers ont montré que dans un aquifère idéal (milieu poreux homogène et isotrope), avec un écoulement naturel uniforme, la zone d'appel prend une forme parabolique en U. Les calculs bidimensionnels supposent une recharge nulle et un puits unique complet. Les formulations ont été initialement développées pour le cas d'une nappe captive horizontale, mais elles sont également applicables pour le cas d'une nappe libre (Grubb, 1993). Le point de stagnation en aval (x_L) et la demi-largeur maximale en amont (y_L) sont donnés par les équations (7) :

En nappe captive:

$$x_L = \frac{Q}{2\pi \cdot b \cdot K \cdot i}$$

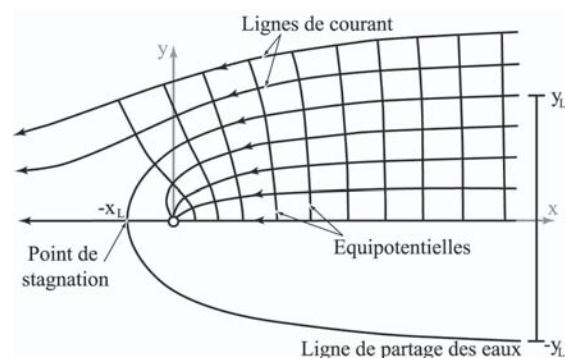
$$y_L = \frac{Q}{2 \cdot b \cdot K \cdot i}$$

En nappe libre:

$$x_L = \frac{Q \cdot L}{\pi \cdot K \cdot (h_1^2 - h_2^2)}$$

$$y_L = \frac{Q \cdot L}{K \cdot (h_1^2 - h_2^2)}$$

(7)



Q : débit du puits [m³/s].

b : épaisseur de la tranche d'eau de l'aquifère [m].

K : conductivité hydraulique de l'aquifère saturé [m/s].

i : gradient hydraulique de la nappe: $i = (h_1 - h_2)/L$ [-].

h_1 et h_2 : charges hydrauliques amont et aval le long d'une ligne de courant avant la mise en pompage [m]. Ces charges ne sont pas mesurées à partir d'un repère géodésique, mais à partir du fond imperméable, supposé horizontal, de l'aquifère; ainsi $b = (h_1 + h_2)/2$.

L : distance horizontale entre ces points [m].

Paramètres nécessaires aux calculs :

- L'épaisseur de la nappe peut être déterminée directement par des forages ou indirectement par prospection géophysique (cf. Annexe 1).
- Le gradient hydraulique est déduit à partir de la piézométrie de la nappe. A défaut de piézomètres, certaines méthodes géophysiques permettent également de situer la surface de la nappe (cf. Annexe 1).
- La conductivité hydraulique de l'aquifère peut être déduite des essais de pompage. Si ces données ne sont pas disponibles, il est possible de l'évaluer par approximation en se référant à la nature de l'aquifère.

Le tableau 2 donne les plages de valeurs typiques de conductivités hydrauliques et de porosités cinématiques des principaux terrains meubles de Suisse.

Le tableau 3 donne à titre indicatif les gammes de valeurs typiques de la conductivité hydraulique à saturation et la porosité cinématique des roches sédimentaires, ignées et métamorphiques. Ces plages sont assez étendues car elles dépendent fortement de l'échelle de travail, de la décompression du massif, de son altération et, le cas échéant, du développement de la karstification.

Il est important d'analyser la sensibilité du calcul en faisant varier les paramètres dans des gammes acceptables selon les conditions locales, afin de pouvoir juger la fiabilité du contour ainsi déterminé.

A titre d'exemple, le New Jersey Geological Survey (2003) préconise d'augmenter la surface des zones de protection par la prise en compte de la superficie touchée par une rotation horaire et anti-horaire de 20° autour du captage des zones de protection initialement déterminées ; ceci, dans le but, de prendre en compte les incertitudes sur la direction d'écoulement des eaux souterraines.

Roches meubles	Conductivité hydraulique log (K, m/s)	Porosité cinématique (%)
alluvions fluviales graveleuses	-4 à -1	20 à 30
alluvions fluviales sableuses	-6 à -3	20 à 35
dépôts fluvio-glaciaires	-4 à -2	15 à 25
sédiments glacio-lacustres	-9 à -3	0 à 20
sandur	-4 à -2	15 à 20
terrasse de kame	-5 à -2	15 à 25
till supraglacial	-4 à -1	20 à 40
moraine frontale	-5 à -4	15 à 25
moraine latérale	-6 à -4	5 à 20
moraine de fond	-8 à -6	< 2
loess	-6 à -5	< 5

Tableau 2 - Valeurs typiques de la conductivité hydraulique et de la porosité cinématique des roches meubles de Suisse, d'après Parriaux et Nicoud (1990).

Roche		Conductivité hydraulique log (K, m/s)	Porosité efficace (%)
Roches sédimentaires détritiques consolidées	grès	-10 à -8	0 à 5
	grès fissuré	-9 à -7	5 à 10
	grès décimenté	-8 à -5	5 à 25
	marne	-10 à -8	0 à 5
	schistes	-13 à -9	0 à 15
Roches carbonatées (métamorphisées ou non)	roche massive	-10 à -6	0 à 5
	roche litée	-8 à -4	5 à 10
	craie	-7 à -3	0 à 5
	roche fissurée	-9 à -6	0 à 10
	roche karstifiée	-6 à +1	10 à 50
Roches cristallines (métamorphisées ou non)	roche non fissurée	-14 à -10	<1
	roche fissurée	-10 à -7	<1
	roche fracturée	-8 à -5	0 à 10
	roche altérée	-6 à -4	10 à 30
Roches volcaniques	basalte massif	-11 à -6	0 à 5
	basalte fissuré	-6 à -2	5 à 15
	basalte altéré	-4 à -2	10 à 30
	tuf	-9 à -7	5 à 30

Tableau 3 – Valeurs typiques de la conductivité hydraulique et de la porosité efficace des roches consolidées, d'après Banton et Bangoy (1997).

Rasmussen et Rouleau (2003) soulignent que la méthode de Bear et Jacob est devenue pratique courante, mais qu'elle est souvent utilisée sans discernement ; une certaine validation de l'ensemble des hypothèses doit être effectuée avant d'appliquer les formules analytiques. Ces auteurs recommandent, notamment, d'effectuer un essai de pompage pour voir si l'aquifère se comporte de façon conforme aux hypothèses de milieu poreux, homogène, isotrope et sans conditions aux limites détectables.

Dans le cas d'une nappe libre, le fait de négliger la recharge par infiltration efficace implique que la zone délimitée n'est pas forcément représentative des conditions in-situ.

La Fig. 11 illustre l'applicabilité d'une combinaison des méthodes analytiques pour les abords du puits et la largeur de la zone d'appel et de la méthode graphique pour l'amont - exemple du puits Neufeld implanté dans l'aquifère de la plaine du Dünnerngäu (nappe libre). Afin d'estimer l'influence du débit de pompage, nous avons effectué les calculs en considérant deux situations différentes : avec le débit de concession et avec le débit actuel. Avec : $h_1 = 46$ m, $h_2 = 44$ m, $L = 4750$ m, $K = 10^{-2}$ m/s, $Q_{concession} = 0.0839$ m³/s et $Q_{actuel} = 0.0153$ m³/s, on obtient (cf. équations 7 en nappe libre):

$$\begin{aligned} x_{L,concession} &= 70 \text{ m} & \text{et} & & y_{L,concession} &= 220 \text{ m} \\ x_{L,actuel} &= 13 \text{ m} & \text{et} & & y_{L,actuel} &= 40 \text{ m} \end{aligned}$$

Cet exemple montre qu'il est possible avec des moyens simples d'estimer la portion de la nappe qui alimente le captage. La méthode graphique donne toutefois, dans les deux cas, une forme allongée peu réaliste. Ceci provient du fait que ce procédé ne tient pas compte de la dispersion de l'eau lors de son écoulement. Si on en tenait compte, la portion de nappe serait plus étalée en amont du captage.

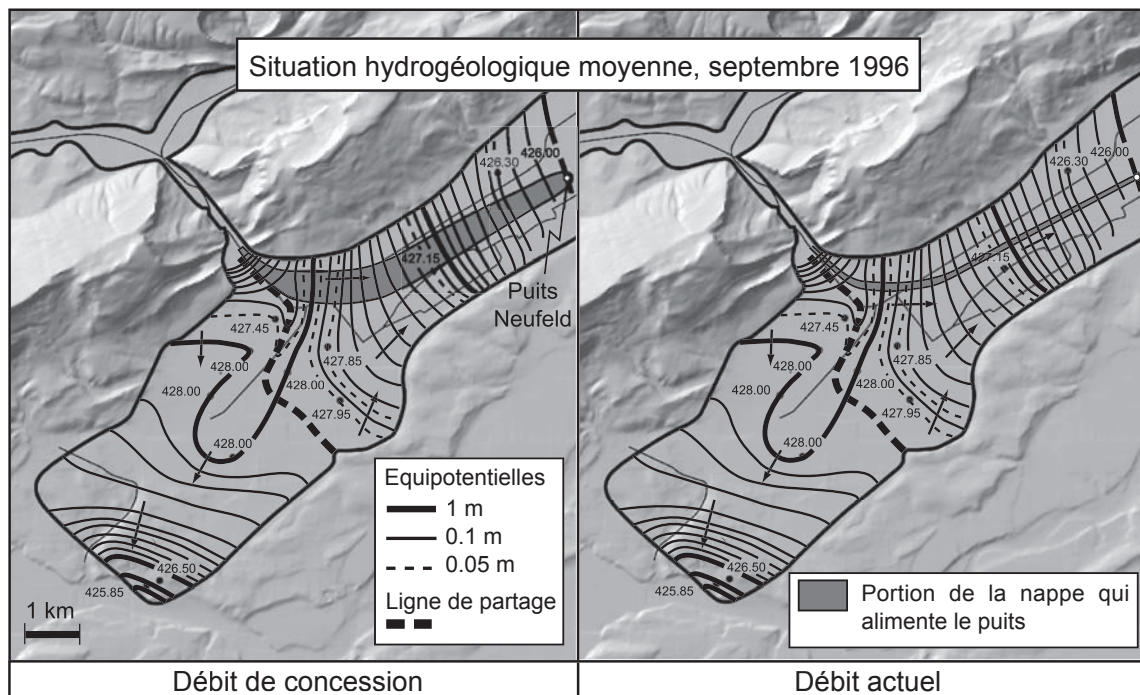


Fig. 11 - Approximation de la portion de la nappe qui alimente le puits Neufeld (SO) par combinaison des méthodes analytiques et graphiques, en considérant une situation hydrogéologique moyenne. Le rabattement est négligeable par rapport à l'épaisseur de la tranche saturée. La faible inclinaison de la nappe à la sortie de la cluse induit une incertitude sur le tracé exact des équipotentielles, et donc sur la portion de nappe qui alimente le captage.

4.2.5. Modèles numériques

Pour contourner les limitations des méthodes précédentes, le recours aux modèles numériques s'est généralisé depuis que les ordinateurs permettent de les traiter rapidement. Ces modèles permettent de calculer en deux ou trois dimensions le champ de potentiel hydraulique dans un domaine de forme quelconque, de perméabilité hétérogène et/ou anisotrope, d'épaisseur variable, éventuellement alimenté par des précipitations, par des infiltrations de rivières ou par d'autres apports souterrains, présentant un gradient général quelconque et variable. Certains permettent aussi de traiter le transport de chaleur ou de substance dissoute associé au flux hydraulique.

Le principe des méthodes numériques est de discrétiser l'équation différentielle qui décrit l'écoulement d'eau, de matière dissoute ou de chaleur en sous-domaines limités par des nœuds. Chaque sous-domaine

possède ses propres paramètres hydrogéologiques (perméabilité, porosité, dispersivité, etc). Des conditions aux limites peuvent être assignées aux nœuds (potentiel hydraulique, concentration, température, divergence du flux hydraulique, chimique ou thermique). Dans la région d'influence de chaque nœud, on approxime l'équation différentielle par des équations à différences finies ou à éléments finis. Le modèle se présente comme un système d'équations simultanées qui doivent vérifier les conditions aux limites. Il y a autant d'équations simultanées qu'il y a de nœuds.

Les simulations numériques donnent ainsi la possibilité de tester des hypothèses sur les écoulements et de les modifier en fonction des résultats. On procède par itération de façon à obtenir un modèle satisfaisant, jugé représentatif des conditions réelles d'écoulement. Il faut toutefois toujours garder à l'esprit qu'il s'agit d'un modèle et non de la réalité. Les incertitudes proviennent de deux sources :

- Les données de terrain. Il y a toujours une certaine marge d'incertitude provenant de la détermination des paramètres de l'aquifère et de leur régionalisation. Il est donc conseillé de ne pas se limiter au modèle qui paraît satisfaisant, mais de réaliser une analyse de sa sensibilité en variant les différents paramètres dans des plages de valeurs acceptables. Il est également possible de recourir à des modèles *stochastiques* qui permettent d'intégrer les incertitudes liées aux données (USEPA, 1998, Vassolo et al., 1998, Feyen et al., 2004, etc).
- Les méthodes mathématiques. Il peut s'agir d'incertitudes liées au fait que le modèle ne peut s'ajuster à la réalité du terrain (contrainte du maillage, notamment dans le cas des différences finies), ou encore d'approximations mathématiques (champ de potentiel décrit par des fonctions simples de type prédéfini sur chaque élément ou cellule).

Si on veut que le modèle soit représentatif des conditions d'écoulement in-situ, il est crucial de le concevoir avec un maximum de données de terrain (débits des exutoires, infiltration des cours d'eau, infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture, mesures ponctuelles de la conductivité hydraulique, etc.). L'outil de la modélisation n'est donc recommandé que dans une phase itérative qui suit l'étude de base, afin de disposer d'un certain nombre de données de terrain, plutôt que de se plonger directement dans la réalisation d'un modèle. Si ces données s'avèrent insuffisantes, elles devront être complétées. Les paramètres incertains du modèle (par exemple le champ de transmissivité) sont calibrés itérativement à l'aide de valeurs piézométriques et, si possible, de valeurs de flux connues.

L'expérience a montré que la calibration d'un modèle ne doit si possible plus être basée uniquement sur des critères hydrauliques. Il est généralement conseillé d'inclure dans la modélisation toutes les données utiles dont on dispose. L'exemple des travaux de simulation de la nappe du sillon de l'Arve à Genève est parfaitement illustrative de cette nécessité (Verstraete et Amberger, 1983). Les premières simulations qui arrivaient à reconstituer le champ des potentiels mesurés tablaient sur une proportion de 80% provenant de l'alimentation par la rivière et de 20% provenant de l'infiltration efficace locale des précipitations. Les études de la signature isotopique de ces deux apports d'eau ont montré qu'en réalité cette proportion était en fait inversée. De nouvelles simulations entreprises avec cette nouvelle condition ont donné une image complètement différente de la dynamique de cet aquifère. Cet exemple montre qu'il est important de rester critique par rapport aux résultats d'une modélisation. Plümacher et Kinzelbach (2000) ont également montré l'apport des isotopes pour la calibration d'un modèle servant à définir la portion de nappe qui alimente les sources d'eaux minérales de Stuttgart-Bad Cannstatt. La prise en compte des isotopes a permis de sélectionner, parmi les différentes solutions hydrauliques possibles, les conditions les plus appropriées ; et ainsi la zone de protection a pu être considérablement réduite. De nombreux exemples illustrant l'apport de la prise en compte de données chimiques ou isotopiques pour la calibration de modèles d'écoulement d'eaux souterraines sont présentés dans la littérature (Stute et Schlosser, 2000, Ravailleau et al, 2000, Haerens et al., 1999, etc.). La signature géochimique au sens large ouvre ainsi de larges perspectives pour la calibration des modèles.

Selon la configuration hydrogéologique, une approche 2D ou 3D peut être entreprise. Les modèles plan 2D supposent que les écoulements ont des vecteurs de vitesse parallèles et uniformes sur une même verticale. Cette hypothèse est contraignante et limite l'utilisation de ce type de modèle. On s'en sert gé-

néralement pour simuler les grands aquifères d'alluvions fluviales qui vérifient ces conditions d'écoulement. Cependant, dans bien des contextes, ces conditions ne sont pas respectées et il convient alors d'entreprendre une simulation 3D pour pouvoir modéliser des écoulements réalistes.

Un modèle 3D est généralement requis lorsque (Rasmussen et Rouleau, 2003):

- les conditions hydrogéologiques sont suffisamment bien connues pour en justifier l'usage,
- plusieurs aquifères sont présents,
- la composante verticale de l'écoulement est importante,
- le puits est proche d'une limite hydrogéologique (c.à.d. à une distance inférieure à $2\sqrt{(K_H/K_V)} \cdot b$, où b est l'épaisseur moyenne saturée et K_H et K_V les conductivités hydrauliques horizontale et verticale.
- des hétérogénéités tridimensionnelles d'une taille de l'ordre de la largeur de l'aire d'alimentation se trouvent dans le milieu,
- les puits modélisés sont partiellement pénétrants.

Kinzelbach et al (1992) définissent un nombre caractéristique sans dimension $\kappa = Q/(I_e \cdot L \cdot b)$, avec Q : débit du puits, I_e : recharge, L : distance entre le puits et la limite imperméable limitant le modèle en amont et b : épaisseur de la zone saturée. La valeur κ indique à partir d'abaques si un modèle 2D peut être appliqué. Différents cas ont été traités, comme par exemple l'influence de la longueur crépinée et sa position.

Pour les écoulements en milieu fracturé ou karstique, différents modèles conceptuels sont possibles selon la nature de la porosité de l'aquifère. Les modèles suivants sont distingués (Rasmussen et Rouleau, 2003) :

- Les modèles continus. Dans ce cas, on considère que le milieu fracturé se comporte comme un milieu poreux équivalent isotrope ou anisotrope.
- Les modèles à représentation de fractures discrètes. L'écoulement dans les fractures est calculé sur la base de la loi cubique (débit proportionnel au cube de l'ouverture de la fracture).
- Les modèles à double continuum. Ces derniers établissent un lien entre les deux approches précédentes.

Différents critères indiquent si un modèle de type « milieu équivalent » s'applique au système de l'étude (Bradbury et al., 1991). Pour cela on se basera sur des essais de pompages, la piézométrie locale, le rapport entre la taille de la fracture et l'échelle du problème, la distribution de la conductivité hydraulique et les variations de la chimie des eaux. Lorsqu'il n'est pas possible de considérer le milieu comme un milieu poreux équivalent, l'utilisation de modèles spécifiques aux milieux fracturés est requise.

Il existe deux approches pour déterminer la portion de la nappe qui alimente un captage :

- Les méthodes advectives qui ne tiennent compte que de l'advection et produisent un champ binaire de la probabilité P .
- Les procédures advectives/dispersives, qui tiennent compte aussi de la dispersion et produisent un champ continu de P .

Procédures advectives

En représentant les vecteurs flux hydraulique sur le domaine d'étude, on peut tracer les lignes de courant qui leur sont parallèles en tout point. On peut alors délimiter la portion de nappe qui alimente le captage en réunissant les lignes de courant qui y mènent. Ce principe s'applique aussi bien aux modèles numériques qu'aux méthodes analytiques et à la méthode graphique. Le résultat est donc du même type que celui des méthodes graphiques ou analytiques, ou de la méthode utilisant les limites structurales. Il est intéressant de comparer à ce propos les Figs 11, 12 et 13, les deux méthodes binaires donnant des résultats quasiment identiques dans les cas du débit de concession et du débit actuel. On note toutefois une légère variation des champs de vitesse des deux variantes qui induit un tracé légèrement différent à

la sortie de la cluse.

Lorsque le champ de potentiel est issu d'un modèle numérique, on a avantage à tracer automatiquement les lignes de courant par *particle tracking*, dont deux variantes existent :

- Dans le *forward particle tracking*, on part de points choisis aléatoirement dans le domaine et on regroupe les trajectoires qui mènent au captage.
- Le *backward particle tracking* consiste à renverser le champ des flux hydrauliques et à suivre la trajectoire de lignes de courant démarrant à proximité immédiate du captage.

Le résultat des procédures advectives de délimitation de la portion d'aquifère qui alimente le captage est reproductible : si on trace des lignes de courant qui partent exactement du même point, leur cheminement sera identique.

Ces procédés sont dits advectifs car basés sur le champ de flux hydraulique (ou vitesse de Darcy), qui représente l'intensité et la direction moyennes de l'écoulement sur chaque élément (EF) ou cellule (DF). Ainsi, le tracé des lignes de courant indique qu'à coup sûr (dans le modèle) une particule d'eau située à un endroit donné rejoindra le captage si la ligne de courant qui la porte mène à ce captage, ou qu'à coup sûr elle ne rejoindra pas le captage, si la ligne de courant qui la porte n'y mène pas. Le champ de probabilité P qu'une particule d'eau aille au captage est alors binaire : $P = 1$ ou $P = 0$.

Selon l'espacement du maillage, le modèle numérique peut être moins précis que le modèle analytique à proximité du captage, notamment dans le cas d'une modélisation avec la méthode des différences finies. On notera par exemple qu'un maillage grossier induit une surestimation des flux. Pour cette raison, certains pays (p. ex. les Pays-Bas) proposent de combiner les approches analytiques pour les abords du captage et numériques pour les secteurs plus éloignés (USEPA, 1987).

Procédures advectives/dispersives

Dans la réalité, si le captage ne représente pas l'exutoire unique de l'aquifère, le champ P n'est pas binaire, en raison de la dispersion. Dans l'aquifère, une particule d'eau située en amont du captage a de fortes chances d'y parvenir, mais ce n'est pas certain. Il est possible que cette particule n'y parvienne pas, en changeant de ligne de courant microscopiquement ou macroscopiquement à de nombreuses reprises, en raison de la tortuosité de son cheminement entre les grains du squelette de l'aquifère. Ce fait n'est pas pris en compte par le champ de flux hydraulique, qui doit donc être augmenté d'un facteur dispersif.

La prise en compte de la dispersion cinématique dans la délimitation des zones de captage des eaux souterraines a été rendue possible par la méthode de *random walk particle tracking* (RWPT) (Kinzelbach, 1987). Selon cette méthode, on calcule le cheminement d'une particule en superposant au vecteur vitesse moyen une trajectoire stochastique qui satisfait l'équation de Fokker-Planck (équation similaire à la *forward equation of Kolmogorov* (KFE)).

$$\text{KFE:} \quad \frac{\partial P}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} (a_i P) + \frac{\partial^2}{\partial x_i \partial x_j} B_{ij} P \quad (8)$$

P : probabilité de trouver une particule en x au temps t

a_i : vecteur dérive

B_{ij} : tenseur de bruit

Les paramètres statistiques qui gouvernent le processus sont choisis de façon à ce que cette équation soit égale à l'équation du transport de masse⁽¹⁾ (cf. équation 2). Formellement, leur analogie est établie

⁽¹⁾ Avec un terme de source de matière dissoute nul, l'équation 2 peut s'écrire sous la forme générale suivante :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i c) + \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j}) \quad \text{avec } v_i: \text{ composante du vecteur } \mathbf{v} \text{ de la vitesse réelle de l'eau } (\mathbf{v} = \mathbf{q}/m) \quad (9)$$

à condition que:

$$B_{ij} = D_{ij} \text{ et } a_i = v_i + \frac{\partial D_{ij}}{\partial x_j} \quad (10)$$

Ainsi, et sous ces hypothèses, les concentrations peuvent être lues en termes de probabilités dans les problèmes en avant ; l'équation (8) est une équation de transport dont la quantité intensive est la probabilité de position des particules.

Une utilisation fréquente des RWPT est de calculer les trajectoires d'un grand nombre de particules partant du point où on a injecté un traceur. En comptant dans le domaine le nombre de particules arrivées à chaque endroit, on obtient la concentration en ces endroits. La méthode est aussi utilisée largement pour définir la portion d'aquifère qui alimente un captage : en chaque point du maillage, on lâchera n particules et on comptera le pourcentage des particules qui atteignent le captage. On obtient ainsi le champ de probabilité qu'une particule de la nappe arrive au captage.

Le résultat des RWPT dépend du nombre de particules lâchées. En ce sens, cette méthode, bien qu'efficace et assez simple à mettre en œuvre, mime la solution du problème de transport, mais ne la donne pas exactement.

Conjointement à la KFE, il existe une seconde approche pour la détermination d'une zone de capture qui consiste à remonter le temps. Connaissant la position finale des particules (le captage), il s'agit de trouver leurs positions probables antérieures dans le domaine. La solution est donnée par la *backward-type equation of Kolmogorov* (KBE) (Uffink, 1989) qui décrit la situation passée du système, connaissant son état actuel.

$$\text{KBE:} \quad \frac{\partial P}{\partial t_0} = - a_i \frac{\partial P}{\partial \xi_i} - B_{ij} \frac{\partial^2 P}{\partial \xi_i \partial \xi_j} \quad (11)$$

P : probabilité de trouver une particule en position ξ au temps t_0 ($t_0 < t$) sachant qu'elle se trouve en x au temps t .

a_i : vecteur dérive

B_{ij} : tenseur de bruit

Comme la dispersion est un phénomène irréversible, l'analogie entre P et c exécutée pour le problème *forward* n'existe pas pour l'équation (11) par simple adaptation des paramètres d'un problème de transport. Pour la résoudre par RWPT, qui mime la solution de la KFE, Uffink (1989) transforme (11) en (8) en renversant le champ de vitesse. La procédure a été validée mathématiquement par cet auteur ainsi que par Cai et al. (1996), sous l'hypothèse que $\text{div } q = 0$ en tout point du domaine, ce qui en réduit l'utilité pratique. Fang et al. (2005) montrent cependant que cette hypothèse n'est pas nécessaire et qu'il est ainsi possible d'utiliser la KBE lorsque $\text{div } q \neq 0$ (sous les hypothèses d'un fluide incompressible, et que le flux et la matrice de la dispersion sont indépendants du temps). Ces auteurs proposent une résolution directe de la KBE par éléments finis, par l'imposition de conditions aux limites appropriées. Un exemple théorique avec ou sans recharge est traité en résolvant la KFE et la KBE ; les résultats sont dans les deux cas similaires.

La méthode *backward* est cependant plus efficace que la *forward* puisqu'elle permet d'obtenir le champ P pour la totalité du domaine à partir d'un seul calcul. La méthode permet également, par un unique calcul, de traiter le cas où l'on désire protéger plusieurs captages par une seule zone de protection.

Les procédures purement advective et advective/dispersive peuvent être abordées en mode permanent ou transitoire. En mode permanent, le résultat indique la portion de nappe alimentant le captage – le but recherché. En mode transitoire, le calcul détermine la zone où les particules arrivent au captage avant un temps donné (cf. Fang et al, 2005, Cornaton, 2004, etc.). Cette approche est particulièrement utile pour la délimitation des zones de protection rapprochée (cf. chapitre 2), mais elle sort du cadre de cette recherche qui a pour but de définir la totalité de la portion de nappe alimentant le captage. Pour cette raison ce thème n'est pas abordé dans le présent document.

En raison de l'image non réaliste de la portion de nappe alimentant le captage Neufeld donnée par les méthodes analytiques et graphiques, il a été jugé important de réaliser un modèle numérique advectif/dispersif de l'aquifère. Selon les critères de Kinzelbach (1992), l'utilisation d'un modèle 2D est possible (en considérant des valeurs moyennes, le nombre caractéristique $\kappa = 0.0153 / (1.0E-8 \cdot 10^3 \cdot 30) = 5.1$). Le puits pénètre quasiment toute l'épaisseur de l'aquifère et aucune grande hétérogénéité n'a été mise en évidence par les forages. La composante verticale de l'écoulement dans la zone saturée peut donc être négligée. La géométrie et les conditions aux limites du modèle ont été reprises d'un modèle existant de la plaine du Dünnerngäu (Kuhlmann et al., 2000) ; le champ d'infiltration (I) consiste en une infiltration efficace homogène dans la couverture et des infiltrations plus importantes dans les cours d'eau. Le champ de probabilité (P) a été estimé par résolution FEM de l'équation inverse de Kolmogorov (cf. Fang et al., 2005), qui permet de tenir compte des processus advectifs/dispersifs (utilisation du logiciel K2 développé par Laurent Tacher - GEOLEP/EPFL). Pour information, le champ P obtenu et celui de Kuhlmann et al. calculé par RWPT sont similaires (Bussard, 2000). Le bilan hydraulique indiquant qu'une part non négligeable du débit capté provient du secteur de la cluse (cf. Fig. 9), il a été décidé d'augmenter l'extension du modèle en amont.

Le modèle a ainsi été affiné et recalibré, selon le processus itératif de la méthodologie. Les principales modifications ont consisté en (1) une augmentation du domaine modélisé par l'ajout de deux plaines alluviales situées en amont et connectées hydrauliquement avec la plaine du Dünnerngäu par la cluse (la partie aval du modèle a été supprimée de façon à optimiser le temps de calcul), et (2) un affinement des conditions aux limites à l'aide d'une étude détaillée des processus d'alimentation et d'exportation (cf. chapitre 4.4). Les Figs. 12 et 13 illustrent les résultats de ce modèle en considérant respectivement les débits de concession et actuel ; les cas purement advectif et advectif/dispersif sont comparés. Le puits Neufeld devant être assaini, on considérera le débit actuel pour dimensionner sa zone de protection.

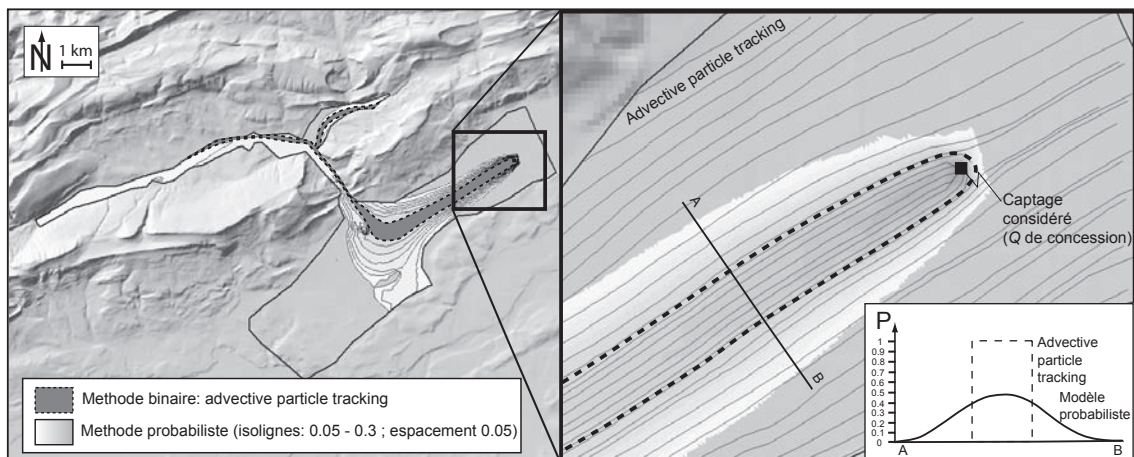


Fig. 12 – Détermination de la portion de nappe qui alimente le puits Neufeld (avec $Q_{concession}$). Deux méthodes ont été testées : une méthode binaire (purement advective), qui délimite une portion de nappe de forme étroite et s'allongeant jusqu'aux bords du modèle, et une méthode probabiliste (advective/dispersif, $\alpha_L = 30$ m, $\alpha_T = 10$ m) plus représentative des conditions naturelles. Lorsque le phénomène de la dispersion de l'eau est considéré, les points très éloignés qui ont été inclus dans la portion déterminée par un modèle purement advectif auront, en vertu de la dispersion, une très faible probabilité d'atteindre le captage, alors que d'autres points plus proches, exclus, auront une plus grande probabilité d'arriver au captage. Les isolignes de probabilité ont ainsi tendance à se fermer plutôt que de tendre vers l'infini.

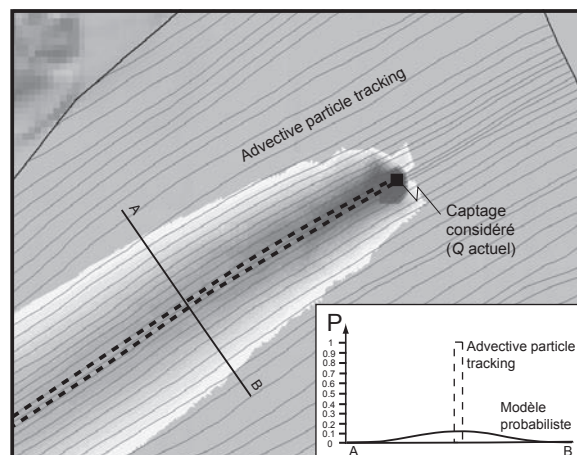


Fig. 13 – Comparaison entre les modèles probabiliste et binaire, en considérant le débit de pompage actuel.

Dispersivités

L'élaboration d'un modèle probabiliste demande de connaître l'ordre de grandeur des dispersivités longitudinales (α_L) et transversales (α_T), ainsi que verticales (α_V) dans le cas d'une simulation 3D (cf. équation 4).

La dispersivité longitudinale peut être mesurée en laboratoire par le passage d'un traceur non réactif à travers un échantillon de l'aquifère. Elle s'obtient par calibration de l'équation advective/dispersive sur la courbe de restitution de l'essai. La dispersivité dépend cependant fortement de l'échelle. De tels essais donnent ainsi peu d'indications sur la dispersivité in-situ de l'aquifère. Celle-ci est en effet plus importante, puisque les essais de laboratoire ne prennent pas en compte les discontinuités macroscopiques.

Il est donc nécessaire de faire des mesures in-situ. Freeze et Cherry (1979) ainsi que Domenico et Schwartz (1997) décrivent quatre tests possibles pour déterminer la dispersivité d'un aquifère par l'injection d'un traceur conservatif. Il s'agit du *single-well withdrawal-injection test*, du *natural-gradient tracer test*, du *two-well recirculating withdrawal-injection test* et du *two-well pulse test*. Il n'existe cependant que de rares données de la littérature sur ce sujet. L'utilisation d'un test particulier ne peut ainsi pas être conseillée pour tel ou tel aquifère. Domenico et Schwartz recommandent d'être prudent et de récolter un maximum d'échantillons, latéralement et verticalement, afin d'éviter une surévaluation de la dispersion.

Si les conditions de terrain ou l'enjeu ne sont pas appropriés à une détermination in-situ, nous proposons de se baser sur les données de la littérature :

Dispersivité longitudinale α_L

- R. Holländer (1989) résume les recherches de différents auteurs sur les conditions in-situ et indique que α_L est généralement compris entre 12 et 480 m.
- Xu et Eckstein (1995) reprennent un grand nombre de données et proposent des corrélations déterminées par la méthode des moindres carrés pondérés entre la dispersivité longitudinale et l'échelle d'étude (L) [m]. L'équation suivante illustre une solution de ce procédé de calcul :

$$\alpha_L = 0.94 \cdot (\log_{10} L)^{2.693} \quad (12)$$

Ils constatent que lorsque l'échelle d'étude excède un kilomètre les différences de dispersivité deviennent faibles.

- De Marsily (1996) indique que pour les milieux à porosité d'interstice α_L est compris entre 1 et 100 m (échelle macroscopique).
- Domenico et Schwartz (1997) indiquent qu'il faut être prudent avec les valeurs de la littérature, car de nombreuses études comportent des erreurs liées à l'échantillonnage et à l'interprétation des résultats (nombre de points de mesures insuffisants, fluctuations des flux hydrauliques non considérées, etc.). Ces problèmes conduisent généralement à une surévaluation de la dispersivité.

Ils expliquent par ailleurs que les valeurs sont étroitement liées à l'échelle de l'étude et qu'ainsi les valeurs macroscopiques sont en général au minimum de deux ordres de grandeur supérieures à celles provenant d'essais en laboratoire. Des valeurs typiques d'essai en laboratoire sont de l'ordre de 10^{-2} à 1 cm, alors que les tests effectués sur le terrain sur de petites distances donnent des valeurs de 0.1 à 2 m. Les tests à l'échelle de bassin sont plus rares et moins fiables, mais, selon ces auteurs, il est vraisemblable que des valeurs supérieures à 10 m existent. Ils donnent une compilation de données de la littérature pour illustrer le lien entre l'échelle de l'étude et les valeurs de la dispersivité longitudinale (cf. Fig. 14).

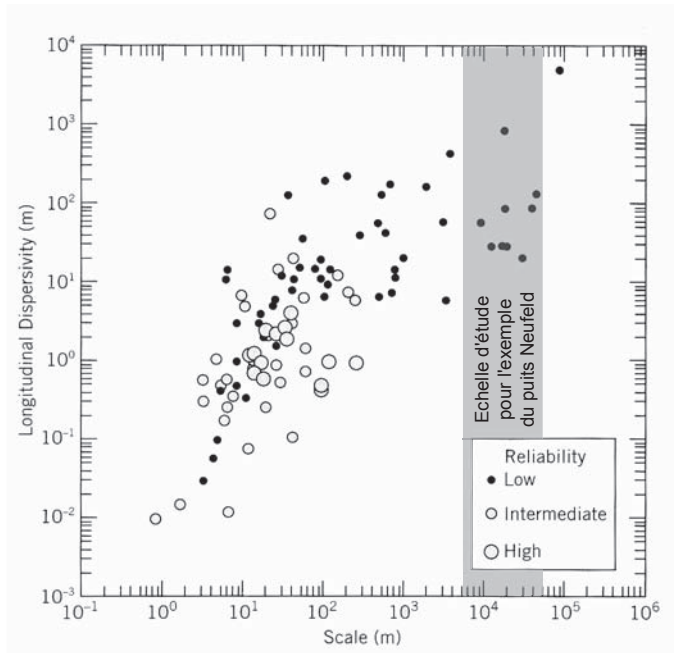


Fig. 14 - Influence de l'échelle de l'étude sur les valeurs de la dispersivité longitudinale (tiré de Domenico et Schwartz, 1997). La gamme des valeurs représentatives pour le cas du puits Neufeld est soulignée en grisé.

Dispersivité transversale α_T

- R. Holländer (1989) indique que α_T vaut généralement entre 10 et 30% de α_L .
- Gelhar et al. (1992) concluent que la dispersivité transversale est au moins d'un ordre de grandeur plus petite que la longitudinale.
- De Marsily (1996) donne les ordres de grandeur suivants :

Pour les milieux à porosité d'interstice, α_T varie entre 1 et 20% de α_L .

Pour les milieux à porosité de fracture, il donne l'exemple d'un basalte avec $\alpha_L = 30$ m et $\alpha_T = 20$ m et d'une alternance de basaltes et de sédiments avec $\alpha_L = 91$ m et $\alpha_T = 137$ m. Il est intéressant de constater que dans les milieux fracturés α_T peut être supérieur à α_L .

- Il est généralement admis par les professionnels de la modélisation de considérer des rapports α_L/α_T de 10 (Reeve et al, 2001; Bou-Zeid et El-Fadel, 2004; Yenigül et al, 2005; Fernandez-Garcia et al, 2005).

Dispersivité verticale α_v

- Gelhar et al. (1992) concluent que la dispersivité verticale est de un à deux ordres de grandeur plus petite que la transversale.

Il est donc, en définitive, assez difficile d'obtenir des valeurs précises sans faire des mesures sur le terrain.

Dans le cas d'un aquifère à porosité de fracture ou karstique, la variation peut être très importante d'un cas à l'autre et nous suggérons de déterminer les valeurs de dispersivité in-situ.

Dans le cas d'un aquifère à porosité d'interstice, la variabilité est plus faible et nous suggérons, s'il n'est pas possible de faire des essais in-situ, de prendre en première approche une corrélation de Xu et Eckerstein pour déterminer α_L . Il convient de considérer un L valant la moitié de l'extension longitudinale de l'aquifère de façon à prendre en compte les écoulements qui débutent à proximité du puits et les écoulements éloignés. Plusieurs couples de dispersivités longitudinales et transversales acceptables doivent être testés de façon à pouvoir apprécier la sensibilité et l'influence des paramètres choisis.

Dans le cas du puits Neufeld, en considérant une demi-extension de 5-7 km, α_L vaut ainsi 30-35 m. On considère ensuite que la valeur de α_T est comprise entre 10 et 30% de α_L , soit entre 3 et 10 m. La Fig. 15 illustre les variations induites par la prise en compte de valeurs différentes de dispersivités ; les modélisations ont été réalisées avec les conditions de pompage actuelles. Les différentes simulations présentent des champs de probabilité assez similaires avec un étalement plus marqué pour les plus grandes valeurs de dispersivité. Elles montrent que la variation de la dispersivité longitudinale (dans des gammes acceptables) influence très peu le champ P . On notera que, bien que la dispersivité longitudinale intervienne dans les équations du champ P (Kinzelbach, 1987), elle a quantitativement peu d'importance en régime permanent. La dispersivité transversale a, en revanche, une plus grande importance.

Nous avons retenu le couple ($\alpha_L = 30$ m ; $\alpha_T = 10$ m), par la suite, pour l'exemple du puits Neufeld. Ces paramètres induisent un champ P relativement étalé, ce qui est prudent.

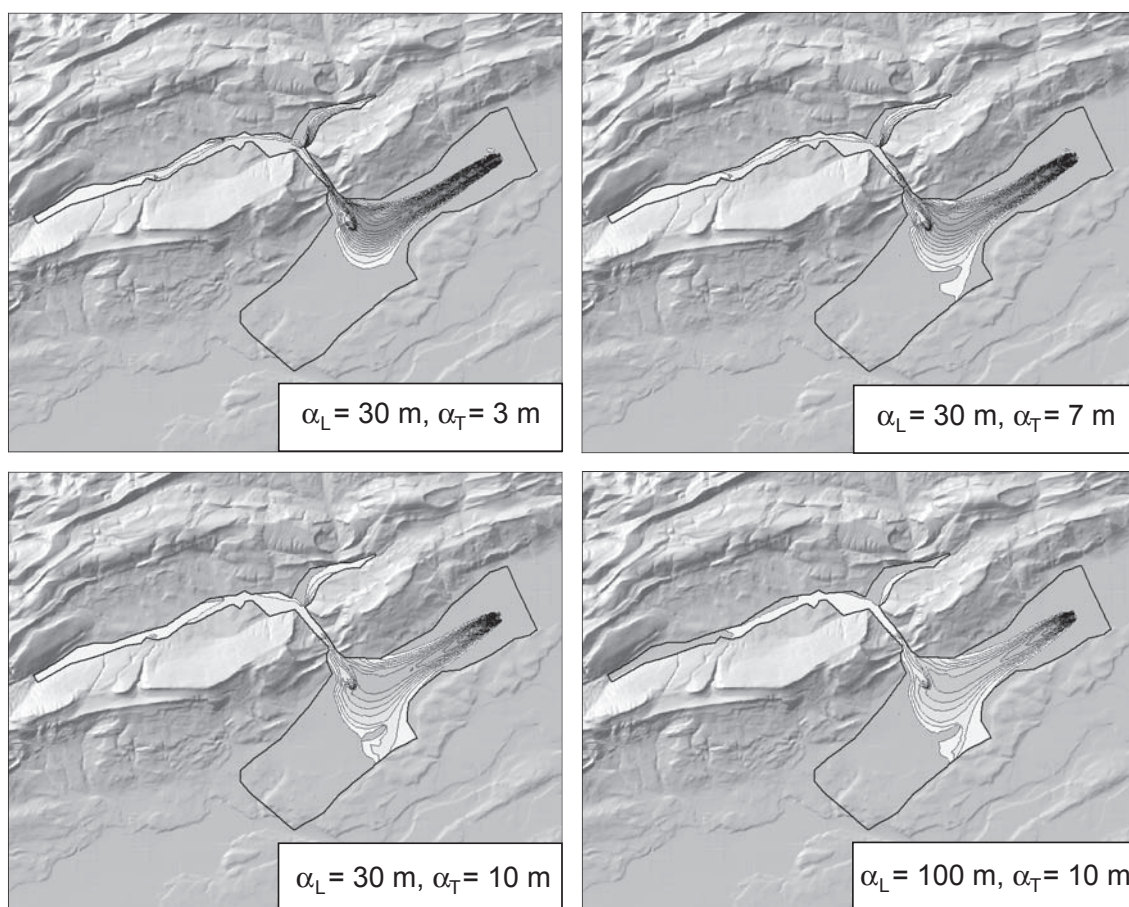


Fig. 15 – Influence des valeurs de dispersivité considérées (isolignes: 0.01 - 0.7; espacement 0.01)

La Fig. 16 compare les valeurs de P , calculées aux différents nœuds du modèle, pour le cas avec les paramètres retenus ($\alpha_L = 30$ m, $\alpha_T = 10$ m), avec les valeurs de P des autres cas présentés ($\alpha_L = 30$ m, $\alpha_T = 3$ m; $\alpha_L = 30$ m, $\alpha_T = 7$ m; $\alpha_L = 100$ m, $\alpha_T = 10$ m). Un cinquième cas purement advectif a été ajouté (cf. Figs 12 et 13). Le tableau 4 résume les différences entre le cas de référence et les autres cas. Pour cela, trois valeurs ont été calculées, afin d'estimer la qualité d'ajustement à la droite $x = y$:

- La moyenne des écarts entre les valeurs calculées et la droite $x = y$. Une petite valeur indique un bon ajustement.
- L'écart type σ entre les valeurs calculées et la droite $x = y$, une petite valeur indiquant un bon ajustement.
- Le coefficient de corrélation R^2 entre les valeurs calculées et la droite $x = y$. Les valeurs ont, en fait, été dupliquées en inversant les colonnes dans la partie dupliquée. Le fichier est ainsi 2 fois plus long, et les points sont symétriques par rapport à la droite $x = y$. On est ainsi sûr que le coefficient de corrélation calculé pour le nuage de point est déterminé pour la droite de $x = y$. Ce coefficient représente ainsi bien la qualité d'ajustement à cette droite. Une valeur proche de 1 indique un bon ajustement. Si on avait considéré uniquement les valeurs non dupliquées, le coefficient ne serait pas calculé pour la droite $x = y$.

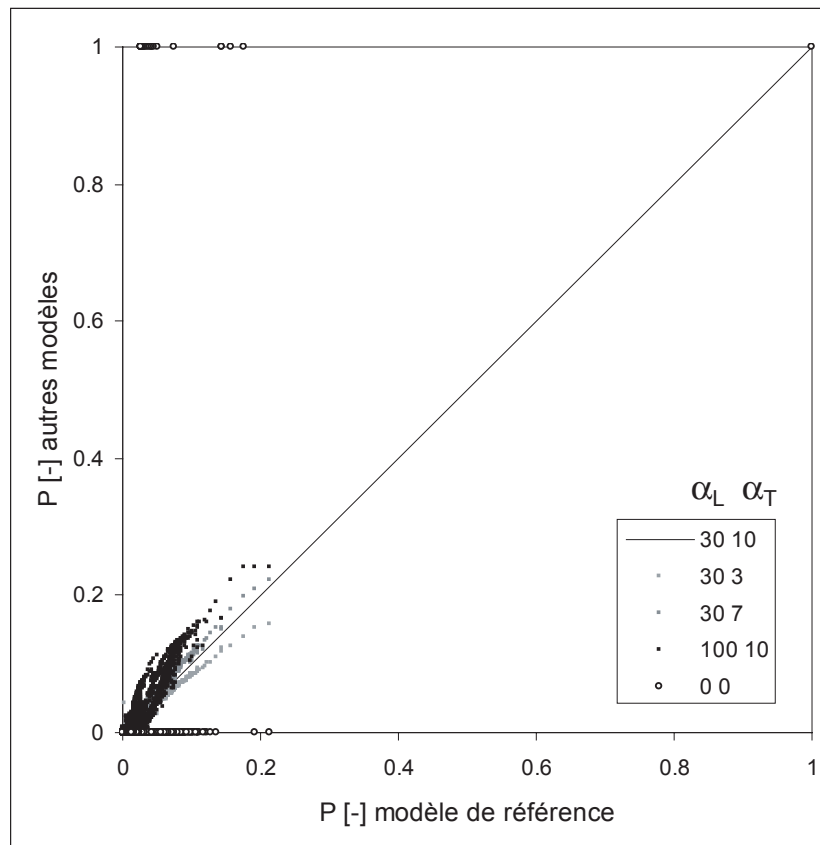


Fig. 16 - Comparaison entre le champ P d'un modèle de référence ($\alpha_L = 30$ m, $\alpha_T = 10$ m) et d'autres modèles dont les valeurs de dispersivité ont été modifiées; un cas purement advectif est également considéré. Les calculs ont été effectués sur la base du débit de pompage actuel.

Valeur de référence	Valeur modifiée	Moyenne des écarts entre les valeurs calculées et la droite $x=y$	Ecart type σ entre les valeurs calculées et la droite $y=x$	Coefficient de corrélation R^2 entre les valeurs calculées et la droite $y=x$
$\alpha_L = 30$ m, $\alpha_T = 10$ m	$\alpha_L = 100$ m	0.64%	1.16%	94%
	$\alpha_T = 7$ m	0.47%	1.13%	97%
	$\alpha_T = 3$ m	1.56%	2.35%	78%
	α_L et $\alpha_T = 0$ m	7.82%	7.43%	3%

Tableau 4 - Qualité d'ajustement des différents modèles de la Fig. 16 par rapport au modèle de référence (Q_{actuel}).

La Fig. 17 et le tableau 5 présentent les mêmes comparaisons pour le cas du débit de concession.

Les écarts entre les 4 cas advectifs/dispersifs restent faibles et justifient l'utilisation de modèles advectif-dispersifs pour déterminer la portion de la nappe qui alimente le captage, même si on ne connaît que l'ordre de grandeur des dispersivités. Le modèle purement advectif présente en revanche un résultat très contrasté. Il est donc important de tenir compte de la dispersion dans les aquifères de grandes extensions qui présentent des limites hydrauliques, car la portion de la nappe qui alimente le captage, déterminée à partir de ces modèles, est plus représentative des conditions réelles d'écoulement que la portion définie à l'aide d'un modèle binaire.

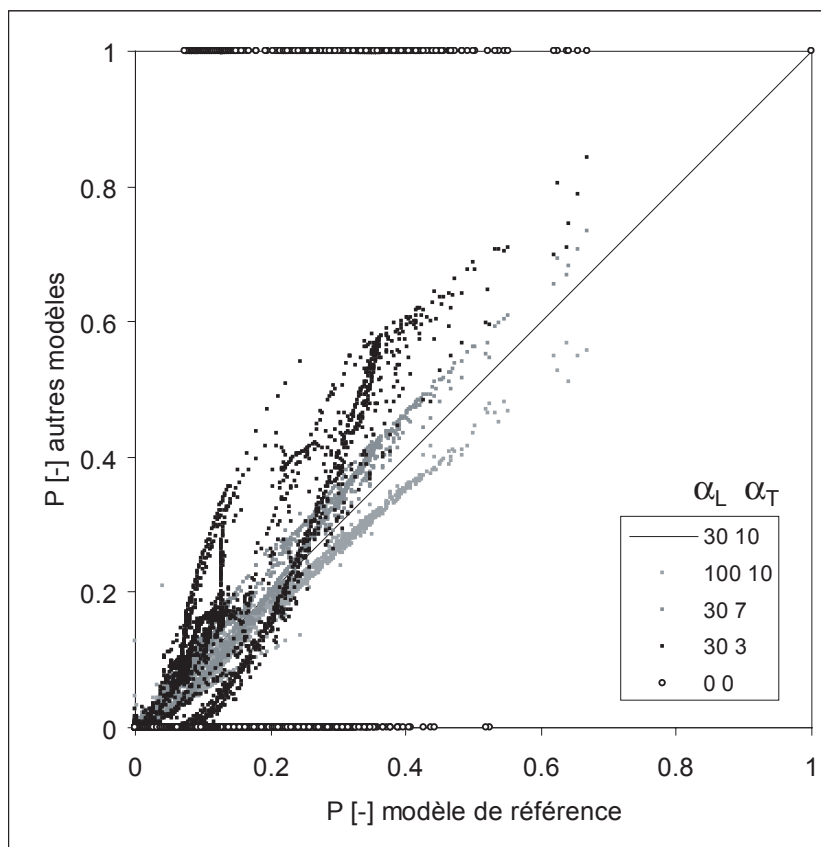


Fig. 17 - Comparaison entre le champ P d'un modèle de référence ($\alpha_L = 30$ m, $\alpha_T = 10$ m) et d'autres modèles dont les valeurs de dispersivité ont été modifiées; un cas purement advectif est également considéré. Les calculs ont été réalisés sur la base du débit de pompage de concession.

Valeur de référence	Valeur modifiée	Moyenne des écarts entre les valeurs calculées et la droite $x=y$	Ecart type σ entre les valeurs calculées et la droite $y=x$	Coefficient de corrélation R^2 entre les valeurs calculées et la droite $y=x$
$\alpha_L = 30$ m, $\alpha_T = 10$ m	$\alpha_L = 100$ m	2.7%	5.1%	93%
	$\alpha_T = 7$ m	2.2%	5.4%	96%
	$\alpha_T = 3$ m	6.9%	10.7%	75%
	α_L et $\alpha_T = 0$ m	27.6%	29.3%	12%

Tableau 5 - Qualité d'ajustement des différents modèles de la Fig. 17 par rapport au modèle de référence ($Q_{concession}$).

Analyse de sensibilité pour un cas théorique

Le cas théorique exposé sur la Fig. 18 a été conçu afin de tester l'influence des incertitudes relatives aux différents paramètres régissant les écoulements souterrains sur le champ de probabilité qu'une goutte d'eau de la nappe atteigne le captage. Il s'agit d'un domaine 2D de 8 km par 2 km, de transmissivité homogène et isotrope, avec un puits unique. Des charges hydrauliques ($h1$ et $h2$) ont été imposées de part et d'autre du modèle afin de créer un gradient régional homogène ; une recharge par l'infiltration de précipitations a été considérée. Le modèle de référence présente des dispersivités longitudinales et transversales de 25 et 5 m, une transmissivité de $1E-2$ m²/s, une différence de charge de 50 m, une infiltration efficace de 300 mm/a et un débit de pompage de 100 l/min. Le champ P calculé est présenté sur la Fig 18.

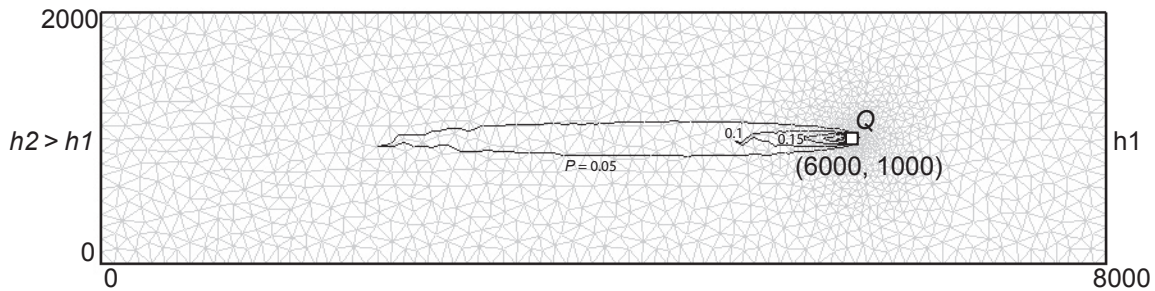


Fig. 18 – Géométrie de l'aquifère, conditions aux limites et champ de probabilité P calculé pour le modèle de référence.

L'analyse de sensibilité a consisté à varier les paramètres α_L , α_T , T , I_e , Δh et Q dans des gammes de valeurs représentatives des incertitudes rencontrées pour des cas réels. En ce qui concerne la dispersion, un cas extrême purement advectif a en plus été considéré. Les Figs 19 à 24 présentent les graphiques de comparaison entre les valeurs du modèle de référence et les autres modèles. Le tableau 6 synthétise les résultats de la qualité d'ajustement des valeurs calculées à la droite $x = y$.

Paramètre testé	Valeur de référence	Valeur considérée	Moyenne des écarts entre les valeurs calculées et la droite $x=y$	Ecart type σ entre les valeurs calculées et la droite $y=x$	Coefficient de corrélation R^2 entre les valeurs calculées (dupliquées) et la droite $x=y$
Dispersion	$\alpha_L = 25$ m	$\alpha_L = 12$ m	0.55%	0.93%	99%
		$\alpha_L = 50$ m	0.61%	0.83%	98%
		α_L et $\alpha_T = 0$ m	13.17%	8.54%	5%
	$\alpha_T = 5$ m	$\alpha_T = 2.5$ m	1.22%	1.45%	94%
		$\alpha_T = 7.5$ m	0.66%	0.85%	98%
		α_L et $\alpha_T = 0$ m	13.17%	8.54%	5%
Transmissivité	$T = 1E-2$ m/s	$T = 5E-3$ m/s	1.03%	1.36%	96%
		$T = 5E-2$ m/s	1.08%	1.13%	93%
Infiltration efficace	$I_e = 300$ mm/a	$I_e = 200$ mm/a	0.12%	0.44%	100%
		$I_e = 400$ mm/a	0.10%	0.40%	100%
Débit de pompage	$Q = 100$ l/min	$Q = 50$ l/min	0.72%	0.98%	97%
		$Q = 200$ l/min	1.51%	1.82%	92%
Gradient hydraulique	$\Delta H = 50$ m	$\Delta H = 40$ m	0.27%	0.68%	100%
		$\Delta H = 60$ m	0.20%	0.55%	100%

Tableau 6 - Qualité d'ajustement des différents modèles testés par rapport au modèle de référence.

Les constats suivants ne sont valables que dans ce cas, mais il ressort que :

- Il est généralement important d'utiliser un modèle advectif/dispersif pour obtenir une image réaliste des écoulements souterrains. Les différents cas traités montrent des différences, mais sont tout de même assez proches. En revanche, l'utilisation d'un modèle purement advectif peut s'avérer trop simplifié dans de nombreux cas et mener à une zone de protection inappropriée.

- Les incertitudes sur l'infiltration efficace et le gradient hydraulique influencent peu la configuration du champ P .
- Les incertitudes sur la transmissivité, bien que d'effets plus marqués (du même ordre que ceux de l'imprécision sur les paramètres de la dispersion), n'impliquent également pas de grandes différences des résultats.
- Il en est de même pour les variations sur le débit de pompage. Cette valeur est cependant généralement bien connue.

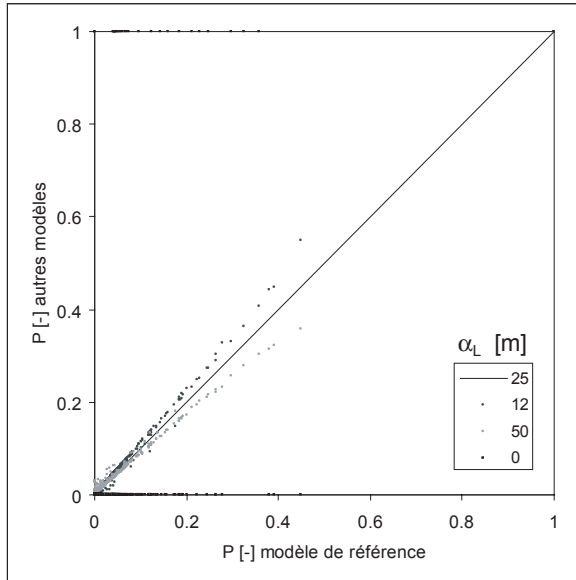


Fig. 19 - Comparaison entre le champ P d'un modèle de référence et d'autres modèles dont les valeurs de la dispersivité longitudinale ont été modifiées; un cas purement advectif est également considéré.

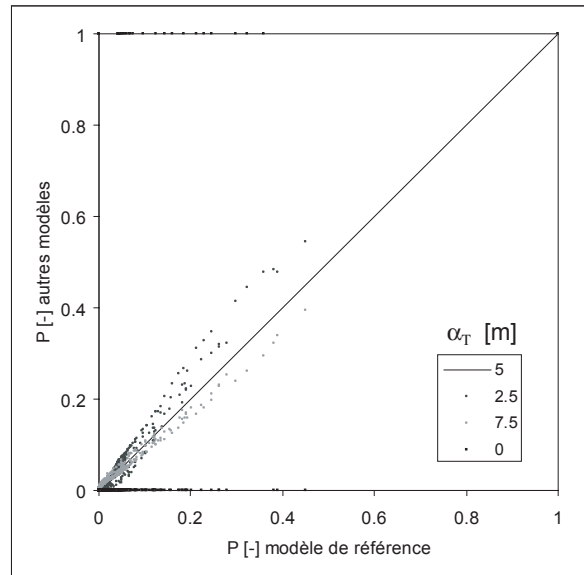


Fig. 20 - Comparaison entre le champ P d'un modèle de référence et d'autres modèles dont les valeurs de la dispersivité transversale ont été modifiées; un cas purement advectif est également considéré.

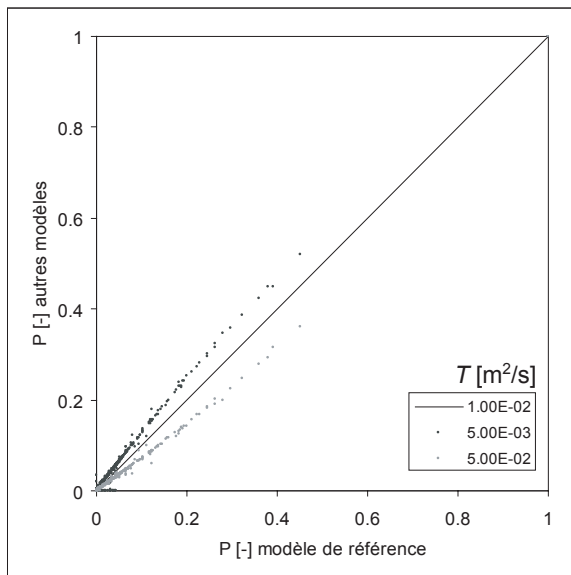


Fig. 21 - Comparaison entre le champ P d'un modèle de référence et d'autres modèles dont les valeurs de la transmissivité ont été modifiées.

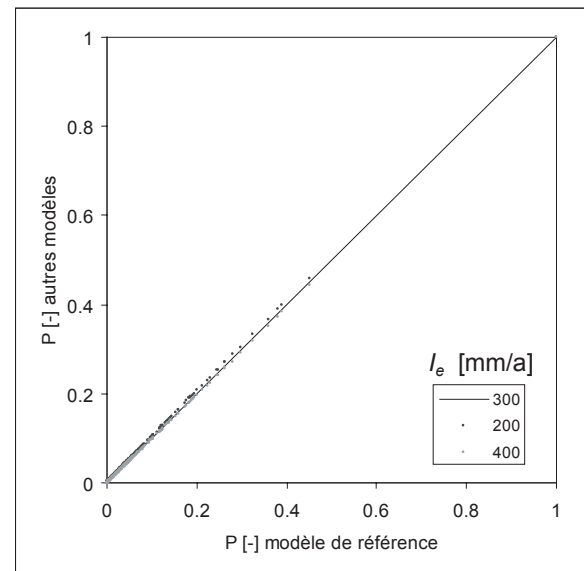


Fig. 22 - Comparaison entre le champ P d'un modèle de référence et d'autres modèles dont les valeurs de l'infiltration efficace ont été modifiées.

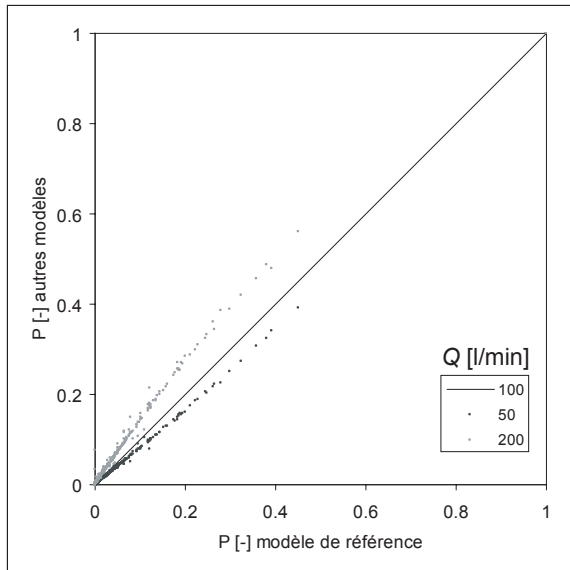


Fig. 23 - Comparaison entre le champ P d'un modèle de référence et d'autres modèles dont les valeurs du débit de pompage ont été modifiées.

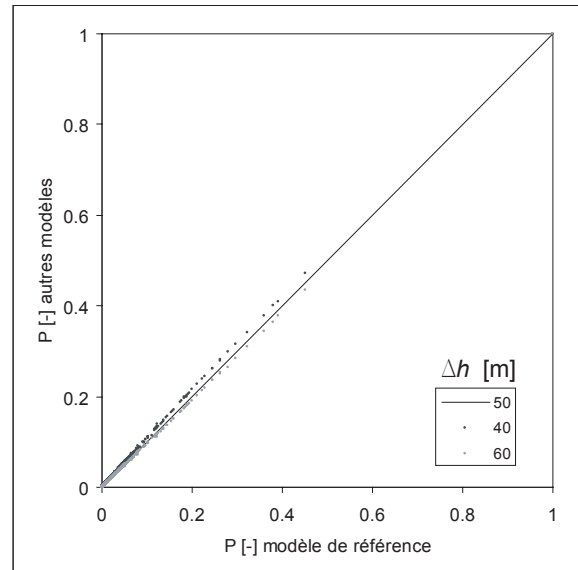


Fig. 24 - Comparaison entre le champ P d'un modèle de référence et d'autres modèles dont les valeurs de la différence de charge hydraulique ont été modifiées.

Conclusions intermédiaires et discussion

D'une manière générale, on utilisera toutes les données à disposition, qu'elles soient structurales ou hydrauliques, pour déterminer quelle est la portion de la nappe qui alimente le captage. Si les connaissances sont insuffisantes, des investigations complémentaires devront être entreprises. Des essais de traçage pourront e.g. être effectués pour confirmer l'extension de la portion de nappe qui alimente le captage (cf. Annexe 2). De tels essais sont particulièrement conseillés en présence de limites hydrauliques. Lorsque la nappe comporte de nombreux exutoires naturels, il peut s'avérer utile de cartographier la végétation, en particuliers les plantes phréatophytes. Batelaan et al (2003) proposent de combiner cette approche avec des modélisations numériques afin de mettre en évidence les liens entre la recharge et les exutoires.

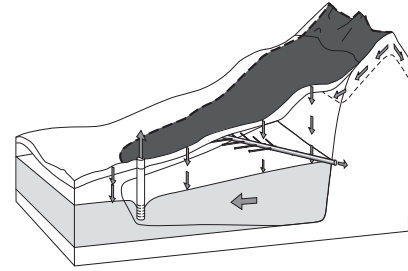
Les trois méthodes de base proposées (limites structurales, méthodes graphiques ou analytiques) permettent de différencier un secteur où une particule d'eau qui atteint la nappe ira forcément (dans le modèle) au captage ($P = 1$) et un secteur où les particules ne peuvent pas le rejoindre ($P = 0$). Dans le cas des limites structurales, on peut considérer cette approche comme correcte, puisque les eaux sont canalisées par des limites physiques en direction du captage. En ce qui concerne les méthodes graphiques ou analytiques, l'approche est plus discutable, puisque la limite précise entre les deux secteurs est moins représentative des conditions in-situ. Si on tient compte de la dispersion, cette limite ne peut plus exister. Ces deux méthodes peuvent être considérées comme valables si l'aquifère est de faible extension et qu'ainsi, la portion de nappe n'est pas trop allongée (< 1 km). On veillera toutefois à élargir légèrement cette portion en direction de l'amont du captage, afin d'avoir une géométrie plus réaliste. Si la portion de la nappe qui alimente le captage a une plus grande extension (> 1 km) et que l'aquifère possède plusieurs exutoires, la dispersion devient importante et la méthode donnera une première estimation grossière. Nous suggérons donc, dans ce cas, de réaliser, dans une deuxième étape, un modèle numérique qui prend en compte les processus advectifs/dispersifs pour pouvoir définir en chaque point de la nappe la probabilité (P) qu'une goutte d'eau atteigne le captage.

Les champs de contribution déterminés par l'équation (5) : $C = I \cdot (1 - e) \cdot P$ peuvent donc différer considérablement selon la méthode utilisée. Il est donc important de choisir la méthode appropriée pour pouvoir dimensionner correctement les zones de protection du captage. Les hypothèses simplificatrices de la méthode sélectionnée doivent ainsi être évaluées pour estimer si cette dernière est représentative

des conditions hydrogéologiques in-situ.

Nous tenons finalement à souligner que le recours à la modélisation numérique permet d'intégrer dans la détermination du champ P les hétérogénéités de l'aquifère (distribution des conductivités hydrauliques, présence de chenaux, failles, etc).

4.3. Extension du bassin d'alimentation



4.3.1 Délimitation du bassin d'alimentation

La portion de nappe alimentant le captage étant identifiée, la zone d'étude peut être élargie pour identifier le secteur, en surface, qui participe à l'alimentation du captage. Ce secteur constitue le bassin d'alimentation du captage (cf. Fig. 25). Pour cela, il est nécessaire d'établir un *modèle conceptuel* de l'hydrologie et de l'hydrogéologie régionale.

Le secteur en surface qui participe à l'alimentation du captage par l'infiltration directe des eaux ou par l'infiltration de cours d'eau suit généralement la projection verticale de la portion de la nappe qui alimente le captage, mais il peut différer selon les exportations et les déflexions possibles dans la zone non saturée (par exemple sur des lentilles de faible conductivité hydraulique – cf. Fig. 25). Dans le cas d'une couverture imperméable, il peut arriver qu'une zone à proximité du captage ne participe pas à son alimentation. De surcroît, on y incorporera également les zones attenantes (versants en bordure) caractérisées par des écoulements de subsurface ou par du ruissellement diffus s'infiltrant en partie, qui participent à l'alimentation du captage.

En présence d'un apport par un autre aquifère, il est nécessaire d'ajouter au bassin d'alimentation du captage les secteurs qui alimentent la portion de nappe concernée de cet autre aquifère.

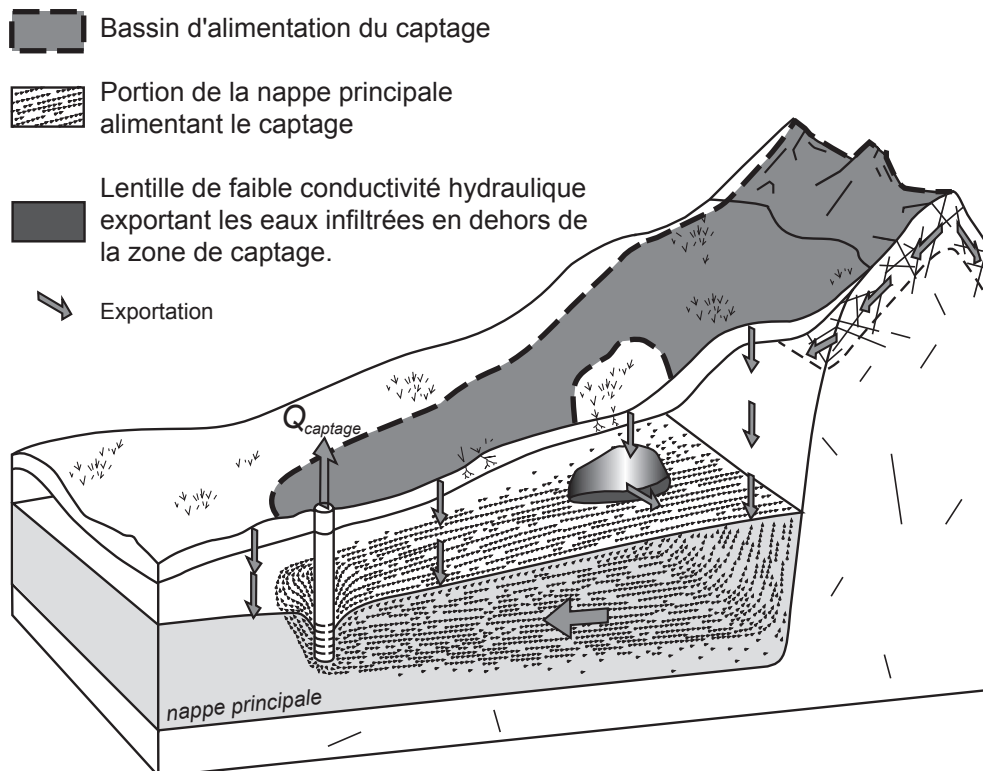


Fig. 25 – Illustration du bassin d'alimentation d'un captage. Il s'agit du secteur, en surface, qui participe à l'alimentation en eau du captage.

Le bassin d'alimentation est par définition limité à l'extension du bassin hydrogéologique du (ou des) aquifère(s) qui alimente(nt) le captage. Les bassins versants de cours d'eau alimentant le captage par une infiltration des eaux de surface ne sont ainsi pas inclus dans le bassin d'alimentation s'ils sont situés en

dehors du bassin hydrogéologique. La méthode suppose donc que les polluants sont lixiviés à travers le sol à l'emplacement où ils ont été déposés ou à une faible distance (ruissellement diffus s'infiltrant). Elle ne s'applique pas au cas où les polluants sont transportés « horizontalement » sur une grande distance avant de s'infiltrer – le cas des cours d'eau. Dans une telle situation, il convient de traiter le problème en amont en assainissant les eaux de surface. Cette problématique sort du cadre de cette étude axée sur les eaux souterraines. En Suisse, il existe des secteurs de protection des eaux de surface nommé aire Z_o et secteur A_o qui complètent les zones de protection des eaux souterraines contre les polluants persistants (aire d'alimentation Z_u – cf. chapitre 2). Ces secteurs font appel à tout un cortège de mesures pour protéger les eaux de surface.

A la fin de cette étape, nous proposons de vérifier grossièrement le bilan hydraulique du bassin d'alimentation par la loi :

$$Q_{\text{alimentations}} = Q_{\text{pertes}} \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (13)$$

Les alimentations et les pertes peuvent correspondre aux éléments suivants (cf. Fig. 26) :

Alimentations

1 - Infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture (I_e). Les eaux qui s'infiltrent comprennent les eaux météoriques qui percolent directement dans le sol lors de l'événement pluvieux, la percolation des eaux de fonte de neige et la part des eaux de ruissellement diffus qui s'infiltrent lors de leur parcours.

2 - Infiltration d'eaux d'irrigation. Ces eaux peuvent provenir de la déviation d'un cours d'eau, d'un stockage (barrage) ou de pompages de la nappe. La quantité infiltrée dépend fortement du mode d'irrigation (immersion, aspersion ou goutte-à-goutte).

3 - Infiltration des cours d'eau (I_r): Ce phénomène se produit lorsque la rivière a une cote supérieure à celle de la nappe et que son lit n'est pas imperméable. Les eaux de surface peuvent être en contact direct avec la nappe phréatique ou en être séparées par une tranche non saturée.

4 - Infiltration artificielle des eaux claires urbaines (toits, places, chemins d'accès).

5 - Perte de canalisations (eaux potables, claires ou usées).

6 - Installation de réalimentation artificielle.

7 - Apport par des écoulements latéraux de subsurface (ou écoulements hypodermiques) qui atteignent l'aquifère principal.

8 - Apport par d'autres aquifères : les deux aquifères peuvent être en contact direct et ne former localement qu'une seule nappe, ou être séparés par un aquitard qui permet une drainance des eaux du premier aquifère vers le second.

Pertes

9 - Les écoulements de subsurface : Lorsque la conductivité hydraulique horizontale est nettement supérieure à la conductivité hydraulique verticale, les eaux s'écoulent latéralement en zone non saturée ou saturée (si une nappe perchée se forme dans la partie supérieure d'un horizon peu perméable). Ces écoulements ont généralement lieu dans la couche altérée de terrains peu perméables, tels que les moraines de fond. Selon le contexte, ces eaux peuvent atteindre l'aquifère et la portion de la nappe qui alimente le captage ou alors sortir du système. Lorsqu'elles sont conduites à l'affleurement pour former une source, elles ne quittent pas forcément le système, car il arrive que ces eaux se réinfiltrent en aval (cf. Fig. 26).

10 - Les drainages : si les eaux drainées ne se réinfiltrent pas en aval, elles sont extraites du système.

11 - Les sources et autres exutoires naturels de la nappe. Selon le contexte, la nappe peut s'exfiltrer dans

les cours d'eau.

12 - Les puits de pompage.

13 - Les pertes dans d'autres aquifères.

Il est indispensable d'identifier quels sont, parmi ces différents processus, ceux qui agissent sur l'alimentation du captage considéré. Cette identification doit se baser sur l'ensemble des données dont on dispose (traceurs naturels et artificiels, comportement hydrodynamique de l'exutoire, etc).

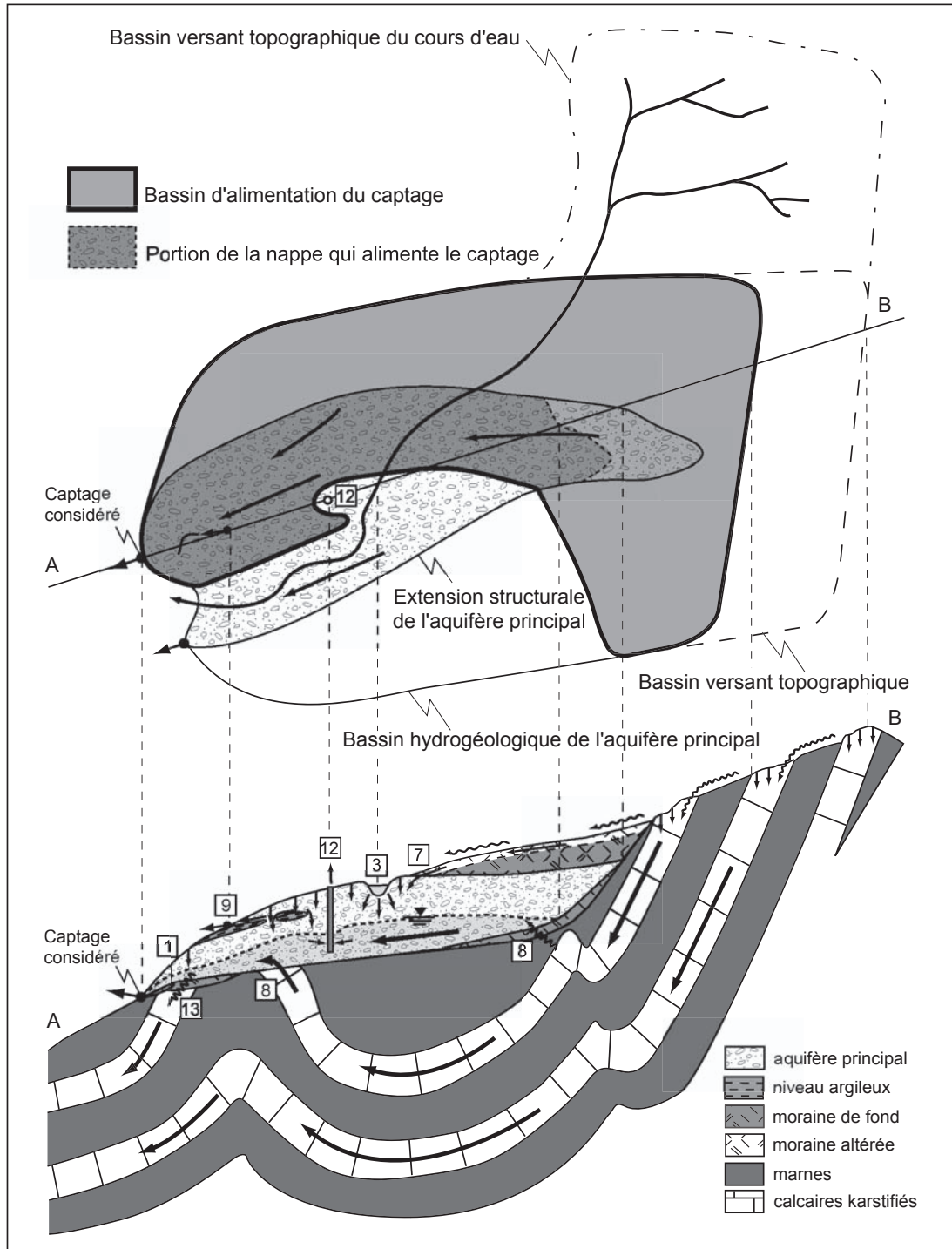


Figure 26 - Illustration de différents processus d'alimentation et d'exportation. Les chiffres renvoient au texte. La méthodologie de dimensionnement des zones de protection nécessite premièrement la détermination de la portion de la nappe qui alimente le captage. La zone étudiée est ensuite étendue pour identifier la surface qui participe à l'alimentation du captage - le bassin d'alimentation du captage.

Exemple du captage Neufeld (suite)

L'alimentation de l'aquifère d'alluvions fluviales de la plaine du Dünnergäu dans lequel le puits a été implanté est multiple. Il est d'une part alimenté directement par l'infiltration des eaux météoriques dans la couverture et par la forte infiltration des eaux provenant des canaux de la plaine ; l'épaisseur de la zone non saturée étant très importante (jusqu'à 70 m), il n'y a pas d'exfiltration de la nappe. D'autre part, il est alimenté par des écoulements souterrains en provenance d'une cluse qui relie les alluvions du Dünnergäu aux alluvions de deux petites vallées situées au Nord du premier pli du Jura. A la sortie de cette cluse, les écoulements souterrains se partagent en deux pour rejoindre au SW les alluvions de l'Aar vers Walliswil et au NE la plaine alluviale de l'Aaregäu ou les alluvions de l'Aar vers Olten (cf. Fig. 9).

A cela, il faut encore ajouter une alimentation en provenance des flancs par des écoulements hypodermiques dans la couche altérée superficielle de la moraine du Riss et de la Molasse Chattienne gréseuse des versants, ou par des écoulements dans les alluvions des terrasses du Riss déposées sur la molasse ou la moraine en bordure sud de la plaine.

Une baisse de la teneur en nitrates des eaux souterraines du Dünnergäu le long du Jura (Volkswirtschafts-Departement des Kantons Solothurn, 1995) met en évidence une alimentation par les réseaux karstiques de la chaîne, dont les sols sont très peu cultivés. Le même type d'alimentation karstique a été démontré dans les alluvions de la cluse par des essais de traçage dans l'anticlinal du Weissenstein (Herold et al, 2000). Ces différentes données montrent que l'alimentation par les karsts est significative et qu'il faut en tenir compte.

Il existe deux aquifères karstiques séparés par un aquitard marneux: un aquifère supérieur du Malm et un aquifère inférieur du Dogger qui sont par endroit en liaison avec l'aquifère graveleux. Les essais de traçage (Herold et al, 2000) montrent pour les deux aquifères un écoulement régional parallèle à l'axe des anticlinaux en direction de l'ENE. Il suit le réseau de diaclases développé lors du plissement du Jura. Les eaux sont toutefois en grande partie drainées latéralement par des failles normales pré-orogéniques qui ont été réactivées dans un régime transtensif pendant le plissement. Ces failles sont obliques, voire perpendiculaires à l'axe des plis et drainent les eaux karstiques en direction de l'aquifère graveleux du Dünnergäu. Leur persistance permet également des échanges entre les deux aquifères karstiques. En outre les eaux karstiques sont localement drainées en direction de la cluse par l'importante différence de charge causée par ce creusement.

A ce stade, il est possible de délimiter le bassin hydrogéologique approximatif de l'aquifère du Dünnergäu (cf. Fig. 9) en se basant sur les différents processus d'alimentation décrits ci-dessus et en déterminant leur répartition spatiale ; il est principalement délimité par les limites supérieures des bassins hydrogéologiques des aquifères karstiques. En revanche, sans l'aide d'un modèle numérique des écoulements souterrains de la plaine, il est difficile de définir le bassin d'alimentation du puits, puisque son étendue dépend de l'extension de la portion de nappe qui l'alimente. Dans le cadre de cette étude, il a toutefois été possible de le délimiter approximativement, dans un premier temps, en se basant sur les modèles existants de la plaine du Dünnergäu (Geotechnisches Institut / TK Consult AG, 1999; Pasquier, 1999; Kuhlmann et al, 2000), puis plus précisément sur la base des modèles présentés dans le chapitre précédent. Sa superficie est de 81 km² (cf. Fig. 9).

Si l'alimentation était homogène, la zone de protection, définie par exemple comme la zone qui fournit les 90 % du débit capté, correspondrait aux 90 % de cette surface, soit 73 km². Des mesures devraient ainsi être prises sur d'importantes surfaces pour avoir un effet et impliqueraient un coût élevé d'assainissement.

L'alimentation est cependant très hétérogène en raison de la diversité des processus d'alimentation et du nombre d'exutoires de l'aquifère (on notera à titre d'exemple, la forte hétérogénéité du champ *P*). Si on veut comprendre cette hétérogénéité et prendre des mesures aux endroits opportuns, il est nécessaire de poursuivre l'étude, afin d'établir le champ de contribution à l'alimentation du captage.

4.3.2 Principales configurations hydrogéologiques de la Suisse

Le présent chapitre illustre le concept de la portion de nappe alimentant un captage et celui de bassin d'alimentation avec des cas simples, pour les principales configurations hydrogéologiques suisses.

1) Aquifères des alluvions fluviales récentes

En Suisse, les principales plaines alluviales ont été mises en place lors des retraits glaciaires quaternaires. La géométrie de ces aquifères suit ainsi l'ancienne auge glaciaire dans laquelle les graviers et les sables se sont déposés. En bordure, les alluvions sont fréquemment en interdigitation avec des cônes de déjection ou d'éboulis latéraux. Souvent, plusieurs puits, alimentés chacun par une portion de la nappe, sont implantés dans ces plaines. Ces portions s'étirent selon la forme d'un panache à l'amont des captages. Le bassin d'alimentation d'un captage comprend ce panache, ainsi que les versants qui participent à son alimentation ; il a dans bien des cas une grande superficie.

Une étude détaillée permet généralement de définir quel est le secteur (ou les secteurs) qui produit la majeure partie de l'alimentation du puits. Ce secteur a souvent une petite extension par rapport à la taille du bassin d'alimentation (cf. Fig. 27). Le phénomène de dispersion réduit en effet la chance d'une particule d'eau d'atteindre le captage à mesure que sa distance au captage augmente. Par ailleurs, il peut exister un transfert entre les cours d'eau et la nappe qui induit une hétérogénéité de la contribution à l'alimentation du captage.

Les écoulements souterrains sont régis par des critères purement hydrodynamiques et structuraux, et sont ainsi souvent indépendants de la topographie, en raison de la grande épaisseur de l'aquifère.

Les alluvions des basses terrasses font également partie des aquifères d'alluvions fluviales récentes. Ils forment des aquifères de plus faible extension.

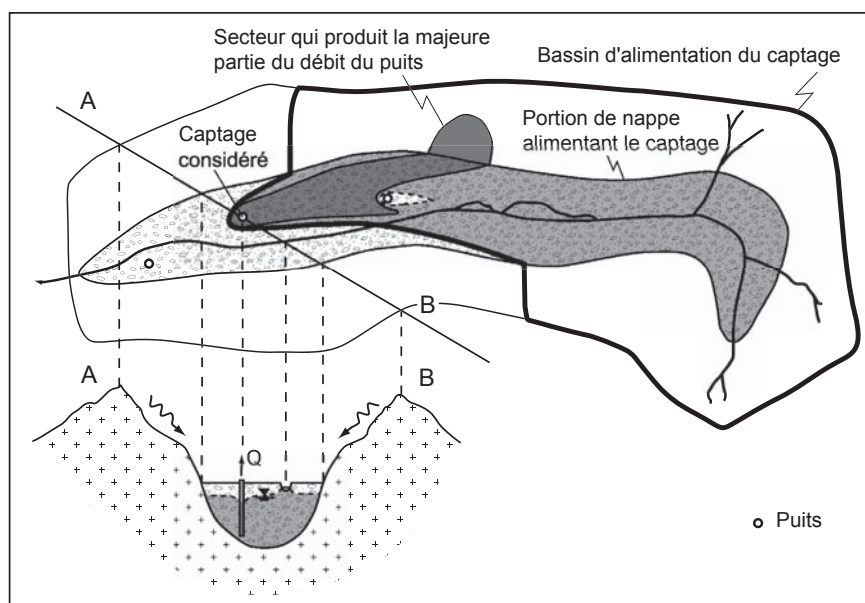


Fig. 27 - Exemple de bassin d'alimentation d'un captage dans un aquifère d'alluvions fluviales récentes. Le bassin d'alimentation du captage est en général très grand par rapport au secteur qui produit la majeure partie du débit. Les zones éloignées ne participent en effet souvent qu'accessoirement à l'alimentation du puits.

2) Aquifères des dépôts fluvio-glaciaires

Ce sont des terrains semblables aux alluvions récentes mais occupant d'anciennes vallées péri-glaciaires aujourd'hui comblées. Ils ont principalement été déposés sur le Plateau suisse à proximité des anciennes grandes langues glaciaires. Ils se présentent souvent sous la forme d'un sillon creusé dans le sous-bassement molassique (cf. Fig. 28), qui suit la courbure des anciens flancs du glacier, en direction de sa terminaison. La partie amont du sillon s'interrompt souvent abruptement (Parriaux et Nicoud, 1990). Les chenaux sous-glaciaires (eskers) forment également ce type de dépôts. Les parties graveleuses de ces dépôts sont plus discontinues que dans les alluvions récentes, ce qui limite généralement l'extension de ces aquifères. Ils comportent donc, dans la majorité des cas, peu de captages, voire un seul captage placé à l'exutoire naturel du sillon. La portion de la nappe qui alimente le captage est ainsi fortement conditionnée par les limites structurales de l'aquifère.

Ces aquifères sont fréquemment recouverts par de la moraine qui peut masquer entièrement leur présence. Ces diamictes sont généralement suffisamment perméables pour permettre l'alimentation de l'aquifère par l'infiltration directe des eaux météoriques et des eaux de ruissellement. Le bassin d'alimentation suit ainsi souvent le bassin versant topographique de la portion de nappe qui alimente le captage.

3) Aquifères des roches molassiques

Les roches molassiques qui forment le Plateau suisse et les premiers contreforts préalpins sont de natures très variables, allant des marnes aux conglomérats en passant par les grès. Seules ces deux dernières roches peuvent contenir de l'eau en suffisance pour alimenter des captages. Les écoulements se font généralement dans deux types de porosité :

- Une porosité de fracture, par les fissures et les joints de stratification décomprimés.
- Une porosité d'interstice résultant de la dissolution du ciment calcaire des grès.

L'altération et la décompression sont superficiels et atteignent environ une dizaine de mètres (cf. Fig. 29). Les sources apparaissent au contact entre la molasse aquifère et des horizons à faible per-

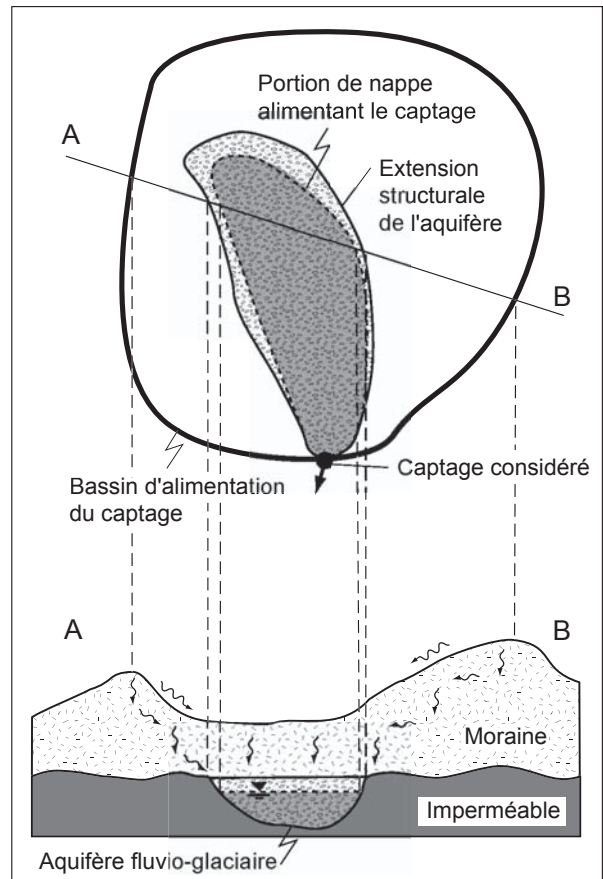


Fig. 28 - Exemple de bassin d'alimentation d'un captage dans un aquifère de dépôts fluvio-glaciaires. Dans le cas simple présenté ici, toute la nappe alimente le captage.

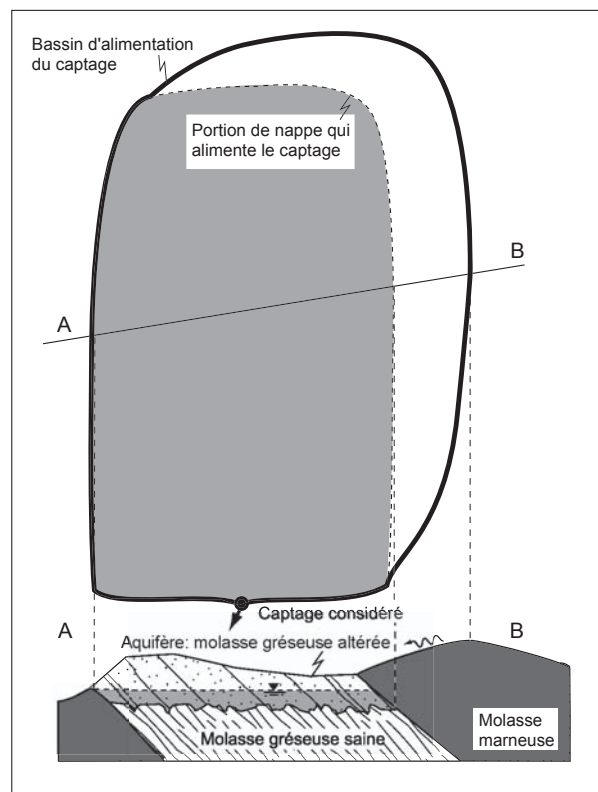


Fig. 29 - Exemple de bassin d'alimentation d'un captage dans un aquifère de roches molassiques.

méabilité, comme les marnes. L'alternance de bancs gréseux et marneux conditionne les écoulements en plusieurs compartiments.

La portion de la nappe qui alimente le captage se caractérise généralement par une faible extension. Elle est conditionnée par les limites structurales de l'aquifère et par la concurrence entre les différents captages. Comme l'extension verticale de ce type d'aquifère est limitée, les écoulements sont fortement influencés par la topographie.

4) Aquifères des roches karstiques carbonatées

Les calcaires et dolomies forment des aquifères caractérisés par une perméabilité extrêmement hétérogène et anisotrope. L'eau circule dans les petites fissures, les pores de la roche et dans des conduits de dimensions parfois importantes résultant de la dissolution de la matrice carbonatée (karst).

La portion de la nappe qui alimente le captage a généralement une grande extension, car il existe souvent un écoulement régional parallèle aux axes des plis qui suit le réseau de diaclases syntectoniques associées aux plissements (Herold et al, 2000). Les écoulements souterrains dépendent uniquement de critères structuraux et hydrodynamiques et sont quasi indépendants de la topographie. En surface, l'infiltration des eaux météoriques et des cours d'eau est très hétérogène, car elle dépend du développement de l'épikarst, de la couverture et de la topographie.

Une étude détaillée permettra de déterminer la configuration du réseau karstique et d'identifier les secteurs de forte contribution à l'alimentation du captage.

L'extension du bassin d'alimentation du captage est en général très proche des limites de la portion de la nappe qui alimente le captage (cf. Fig. 30).

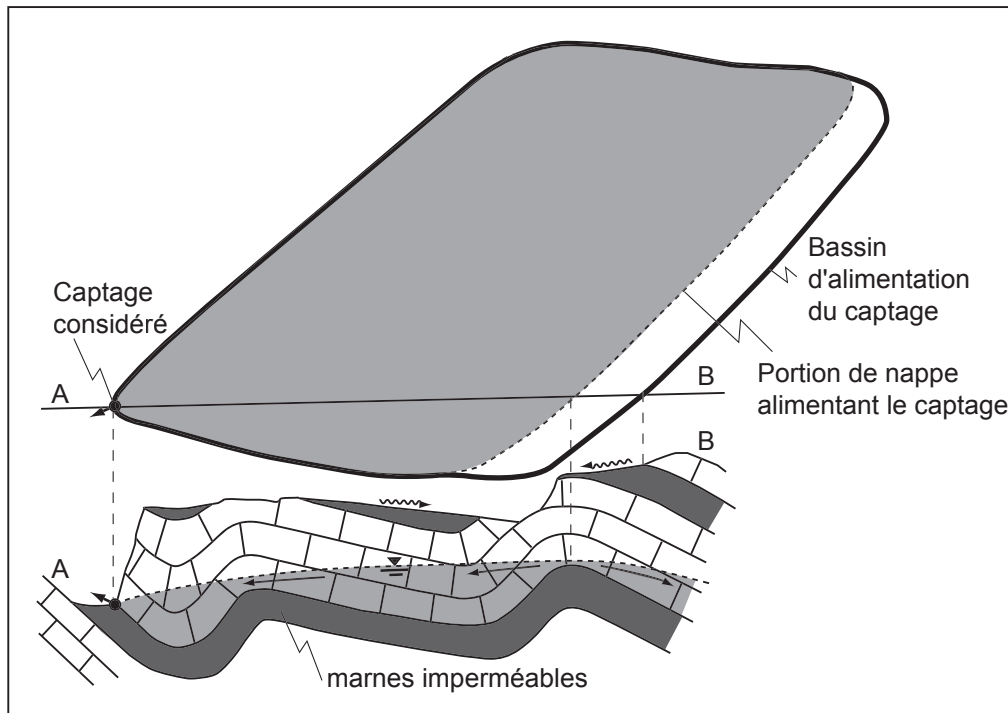


Fig. 30 - Exemple de bassin d'alimentation d'un captage dans un aquifère de roches karstiques carbonatées.

5) Aquifères des roches karstiques évaporitiques

Sous le nom d'évaporites, on entend ici essentiellement les roches contenant des sulfates. En Suisse, ces roches sont présentes dans la plupart des formations triasiques. Dans le Jura, elles forment des couches comprimées dans le cœur des anticlinaux. Dans les Alpes, ce sont plutôt des panneaux peu épais qui se suivent sur des dizaines de kilomètres. Près de la surface, le gypse, encore plus que le calcaire, a tendance à se dissoudre. La roche est ainsi parcourue de conduits à haute perméabilité. A quelques dizaines ou centaines de mètres de profondeur, le gypse fait place à l'anhydrite qui est étanche (cf. Fig. 31).

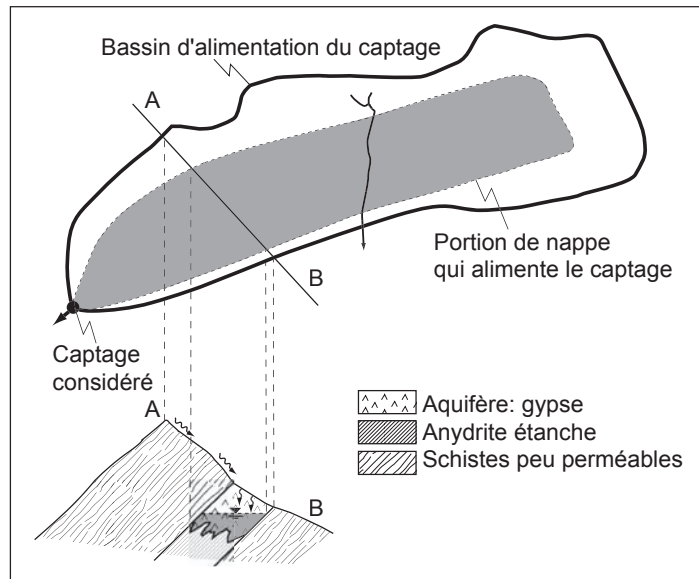


Fig. 31 - Exemple de bassin d'alimentation d'un captage dans un aquifère de roches karstiques évaporitiques. Dans ce cas simple, la nappe entière alimente le captage.

La portion de la nappe qui alimente le captage est ainsi limitée structurellement par l'encaissant et par le passage en profondeur à l'anhydrite. Mais elle peut avoir une grande taille suivant l'extension longitudinale de l'aquifère. Le bassin d'alimentation du captage inclut les versants qui participent à l'alimentation du captage.

6) Aquifères des roches cristallines silicatées

La tectonique est le facteur déterminant pour la circulation des eaux dans les massifs cristallins. Les diverses roches silicatées (granites, gneiss, serpentinites, etc.) n'étant ni poreuses ni solubles, ce sont les discontinuités (failles, diaclases, décrochements) qui donnent à ces massifs une faible perméabilité fissurale. Cette dernière peut être très hétérogène et anisotrope. Elle est accrue dans la zone épidermique (quelques dizaines de mètres), par la présence de nombreuses fractures ouvertes dues à la décompression postglaciaire des versants de vallée et à l'altération (cf. Fig. 32).

Le bassin d'alimentation du captage dépend ainsi essentiellement de l'agencement des fractures, de la géologie et de la topographie.

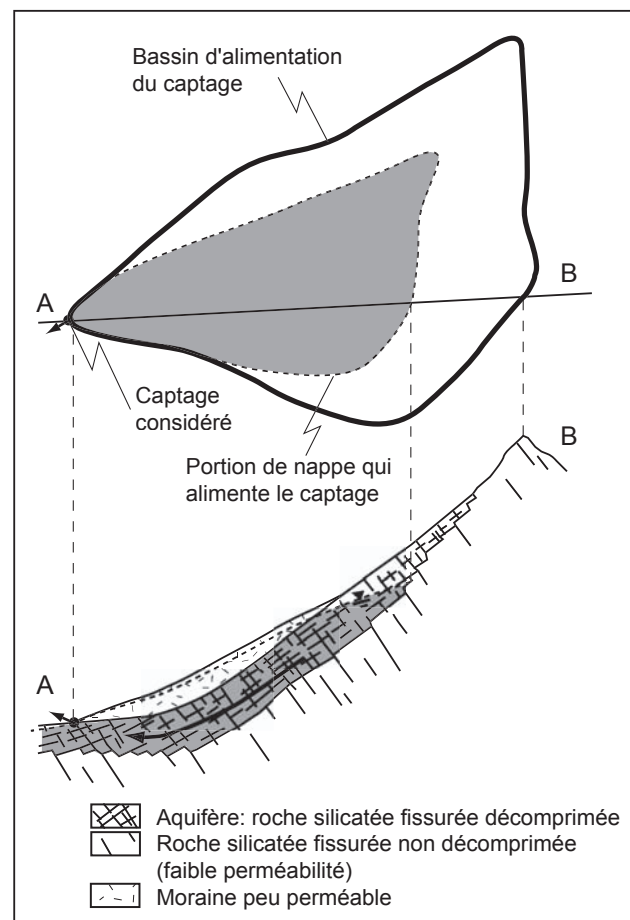


Fig. 32 - Exemple de bassin d'alimentation d'un captage dans un aquifère de roches cristallines silicatées.

7) Aquifères du flysch

Ce sont les flyschs schisto-gréseux qui forment des aquifères. Les Flyschs du Gurnigel, du Schlieren et de Sardona qui émergent sur le Plateau illustrent ce type d'aquifère.

L'eau circule dans les fissures et les joints de stratification décomprimés. La portion de l'aquifère qui alimente la nappe est donc conditionnée par l'agencement de ces discontinuités, et elle est limitée par la profondeur de la couche décomprimée et altérée. La topographie conditionne ainsi considérablement les limites de cette portion.

Des problèmes de stabilité de versants accompagnent généralement ce type d'aquifère. Les circulations d'eau favorisent en effet l'altération des marnes qui impliquent, par leur grande plasticité, de nombreux glissement de terrain. Dans les terrains en glissement, la majorité des fissures sont colmatées par le fluage des argiles ; ces terrains deviennent ainsi quasi imperméables. L'instabilité est alors accentuée par la mise en charge de la nappe.

La structure de l'aquifère peut devenir passablement compliquée si le versant comporte plusieurs compartiments en glissement. Le relief chaotique typique de ces secteurs fait bien ressortir la complexité des structures. Il est donc nécessaire de bien comprendre la structure de ces formations pour pouvoir délimiter correctement la portion de nappe qui alimente le captage et son bassin d'alimentation (cf. Fig. 33).

8) Autres aquifères

Il existe encore d'autres types d'aquifères en Suisse, mais ce sont des aquifères mineurs qui ne produisent que des petits débits. Les eaux souterraines en circulation dans des matériaux morainiques graveleux sont un exemple de tels aquifères. Leur bassin d'alimentation est généralement de faible extension, car il est délimité par la morphologie locale. Les écoulements se situent effectivement, en règle générale, à proximité de la surface et sont ainsi dictés par la topographie.

Bien qu'ils ne constituent pas un aquifère type à priori, il est intéressant de parler brièvement du cas spécifique des systèmes géothermiques. Ils sont caractérisés par des températures élevées des eaux aux exutoires, en raison du flux géothermique. Il s'agit soit d'eaux d'origine profonde soit d'eaux infiltrées en surface et ayant cheminé à des profondeurs suffisamment grandes pour être réchauffées. La circulation en profondeur est généralement associée aux évaporites du Trias ou à des zones altérées et fracturées du soubassement cristallin, au contact avec leur couverture sédimentaire (e.g. sources de Lavey-les-Bains). Grâce aux conditions thermodynamiques particulières, les eaux ont une minéralisation élevée qui diffère de celle des eaux froides. En Suisse, on distingue 15 zones thermales où les eaux ont des températures supérieures à 25°C. Ces eaux sont toutefois peu sujettes à une contamination anthropique, car elles proviennent en grande partie de régions montagneuses exemptes de cultures. Le bassin d'alimentation de ces sources est généralement très grand.

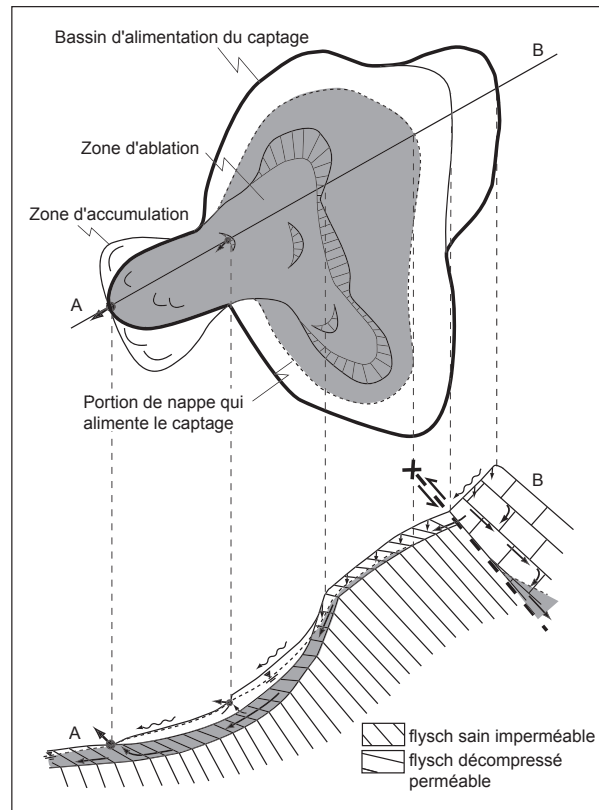


Fig. 33 - Exemple de bassin d'alimentation d'un captage dans un aquifère du flysch. Dans ce cas simple, la nappe entière alimente le captage. Elle est libre dans sa partie amont et captive en aval, en raison de la faible perméabilité des matériaux glissés. Selon la situation, elle peut être artésienne et engendrer des sources à la surface de la masse glissée, par drainage.

Lorsque l'aquifère est proche de la surface et que la nappe est de faible épaisseur, la direction de l'écoulement est fortement conditionnée par la géométrie du plancher de l'aquifère. Nous avons ainsi regroupé les différents aquifères types en 3 catégories suivant la relation qui existe entre les écoulements souterrains et la topographie (cf. Tableau 7).

Aquifère type	Relation entre les écoulements souterrains et la topographie
Aquifères mineurs superficiels Aquifères des roches molassiques Aquifères du Flysch	Dépendants de la topographie, en raison de la faible épaisseur de l'aquifère, développés généralement dans la zone d'altération superficielle.
Aquifères des dépôts fluvio-glaciaires Aquifères des roches cristallines silicatées	Moins dépendants de la topographie. Pour les roches cristallines, la couche d'altération et de décompression est en général plus profonde que dans les cas précédents.
Aquifères des alluvions fluviales récentes Aquifères des roches karstiques évaporitiques Aquifères des roches karstiques carbonatées Systèmes géothermiques	Généralement indépendants de la topographie.

Tableau 7 - Relation entre la topographie et les écoulements pour les aquifères types

Le recouvrement de l'aquifère par des dépôts quaternaires (e.g. moraine) peut modifier le relief et compliquer cette relation.

Conclusions intermédiaires et discussion

Le bassin d'alimentation d'un captage s'obtient en élargissant la zone d'étude à partir de la portion de nappe qui alimente le captage.

Le calcul du bilan permet de vérifier rapidement si le bassin d'alimentation approximatif déterminé sur la base de critères structuraux et hydrodynamiques paraît correct ou si, au contraire, le modèle conceptuel des écoulements n'est pas fiable – une alimentation ou une perte a par exemple pu être omise. Il comporte cependant de nombreuses incertitudes, lorsqu'il existe plusieurs processus d'alimentation ou de perte, et il ne peut ainsi être pertinent que dans des cas simples.

Selon les données à disposition, il est possible, par exemple, de déterminer à partir de ce calcul quelle est approximativement la quantité d'eau qui provient de l'infiltration des cours d'eau. Ce calcul rapide permet d'orienter les futures investigations de terrain.

Lorsque la portion de la nappe qui alimente le captage a été définie au moyen d'une simulation numérique advective/dispersiv des écoulements au sein de la nappe principale et s'il existe une continuité hydraulique entre cette dernière et des nappes secondaires en bordure, il est possible de terminer le problème manuellement en extrapolant le champ de probabilité. Cette extrapolation se fait sur la base des connaissances hydrogéologiques du site en respectant la règle suivante : les isolignes de probabilité sont sub-parallèles aux lignes de courant et se referment progressivement avec la distance. Si cette estimation est considérée comme trop approximative en fonction de l'enjeu, le modèle numérique doit être étendu à l'ensemble du bassin hydrogéologique de l'aquifère. La complexité des écoulements naturels à l'échelle du bassin nécessite, en règle générale, un modèle 3D.

Les investigations complémentaires suivantes peuvent s'avérer utiles:

- *Le bilan hydraulique peut être validé par des diagrammes de mélange, si on dispose d'analyses de traceurs naturels conservatifs (cf. Annexe 2).*
- *Les traceurs artificiels peuvent être utiles pour vérifier l'étendue d'un bassin d'alimentation. Le temps de transit depuis les bordures du bassin est cependant souvent grand et restreint ainsi l'utilisation de ce procédé (cf. Annexe 2). Les essais devraient si possible être exécutés pendant une situation hydrogéologique représentative des conditions moyennes.*
- *Des méthodes géophysiques permettent de visualiser la géométrie des structures du sous-sol (cf. Annexe 1). Elles peuvent donc être d'une grande utilité pour délimiter l'extension du bassin d'alimenta-*

tion.

- *Benoît et Bernard (2001) recommandent de faire « le tour du bassin d'alimentation » avec les personnes concernées (agriculteurs, conseillers agricoles, gestionnaires des ressources en eaux, etc.) de façon à partager les informations et pour sensibiliser ces différents acteurs au problème de la protection des eaux souterraines. Cette visite commune nous semble également bienvenue pour améliorer le modèle conceptuel des écoulements et préciser la limite du bassin d'alimentation, car on bénéficie des connaissances des agriculteurs sur leur territoire (emplacement de systèmes de drainage, nature des sols, etc).*

4.4 Quantification des processus de recharge et d'exportation

4.4.1 Introduction

La portion de la nappe qui alimente le captage et son bassin d'alimentation ayant été définis, l'étape suivante consiste à quantifier les processus de recharge de la nappe principale et d'exportation dans la zone non saturée vers d'autres exutoires (cf. Fig. 6).

- La recharge de la nappe correspond à l'infiltration (I) [m/s] de l'eau en dessous de la zone d'enracinement des plantes, en tout point du bassin d'alimentation. Ce terme général regroupe l'infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture I_e et l'infiltration des cours d'eau I_r . A cela, on peut encore ajouter les cas plus particuliers des infiltrations d'eaux d'irrigation, des infiltrations artificielles des eaux claires urbaines, des pertes de canalisation ou des installations de réalimentation. En ce qui concerne ces dernières, l'infiltration peut être directement déterminée sur la base du volume injecté.
- L'exportation peut correspondre à une perte par un drainage des eaux de percolation, notamment par des drains agricoles, ou à une perte par la présence d'une couche de faible perméabilité qui conduit latéralement une partie des eaux infiltrées. La quantité d'eau exportée est donnée par un coefficient d'exportation (e) qui correspond au pourcentage des eaux extraites par rapport à la quantité infiltrée.

4.4.2. Infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture (I_e)

L'infiltration efficace annuelle moyenne à la surface du bassin d'alimentation d'un captage peut être homogène ou hétérogène. Il s'agit donc, en premier lieu, de reconnaître s'il existe une hétérogénéité de l'infiltration efficace et si c'est le cas, de classer les différents secteurs du bassin d'alimentation en sous-domaines d'infiltration efficace homogène (cf. Fig. 34).

De nombreux facteurs conditionnent la quantité d'eau qui s'infiltré en profondeur, les principaux étant (Cherkauer et Ansari, 2005 ; Rasmussen et Rouleau, 2003 ; etc):

1 - Le climat

Le climat peut être caractérisé par l'altitude (z) du lieu considéré, les précipitations brutes annuelles moyennes (P_b) et l'évapotranspiration potentielle (ETP). En règle générale, nous pouvons admettre que le climat est homogène pour l'ensemble du bassin d'alimentation. Cependant, pour de très grands bassins ou des bassins comprenant une importante variation d'altitude, il peut être nécessaire de considérer un zonage du climat.

2 - La topographie

Ce paramètre conditionne fortement la quantité d'eaux météoriques qui ne s'infiltré pas et qui part par ruissellement. Il convient donc de subdiviser le bassin d'alimentation en zones de différentes pentes (j_i) et d'identifier les dépressions topographiques qui récoltent les eaux de ruissellement.

3 - L'occupation du sol

Pour l'occupation du sol, nous proposons de considérer trois grandes catégories : (1) zones urbaines, (2) forêts et bois et (3) zones agricoles.

4 - Les caractéristiques du sol et du sous-sol

L'épaisseur du sol, sa nature et celle du sous-sol conditionnent en partie la quantité d'eau qui va percoler en dessous de la zone d'enracinement, en direction de la nappe. Il est par conséquent nécessaire d'étudier ces trois caractéristiques sur l'ensemble du bassin d'alimentation et de définir des cellules de terrain homogène.

L'examen comparatif des données résultant des considérations précédentes permet de découper le bassin

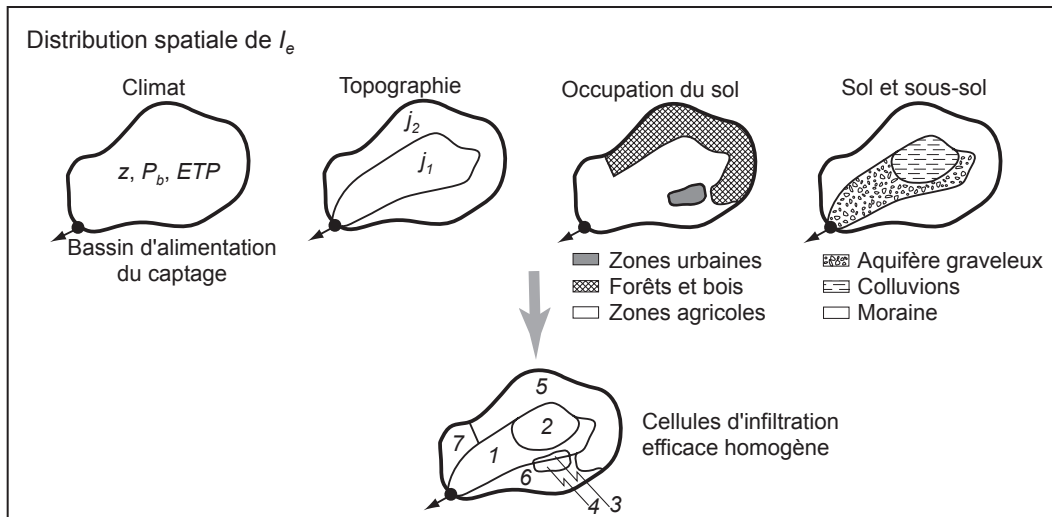


Fig. 34 – Découpage du bassin d'alimentation en cellule d'infiltration efficace homogène.

d'alimentation en cellules d'infiltration efficace homogène (cf. Fig. 34). Dans certains cas particuliers, en présence par exemple d'une variation progressive de la couverture, il est possible de considérer un champ de variation continue de l'infiltration efficace.

L'étape suivante consiste à calculer l'infiltration efficace de chaque cellule sur la base des caractéristiques propres de la cellule concernée.

La mesure in-situ de l'infiltration efficace nécessitant un important dispositif de surveillance (cases lysimétriques) et demandant une longue période de mesure pour l'obtention de valeurs annuelles moyennes, nous proposons d'évaluer ces valeurs. La mise en place de telles mesures est effectivement trop onéreuse pour la délimitation de zones de protection. L'infiltration efficace annuelle moyenne sera donc évaluée pour chaque cellule par l'équation du bilan hydrique (14); la procédure de calcul est illustrée sur la Fig. 35.

$$I_{ei} = P_{bi} - R_i - ETR_i \quad [\text{m/s}] \quad (14)$$

P_{bi} : Précipitations brutes annuelles moyennes sur la cellule i [m/s].

R_i : Ruissellement annuel moyen sur la cellule i [m/s].

ETR_i : Evapotranspiration annuelle moyenne réelle sur la cellule i [m/s]. Ce terme regroupe l'évaporation physique (surface d'eau libre, neige, glace, eau du sol nu) et l'évaporation physiologique (transpiration).

On trouve également d'autres méthodes d'estimation de l'infiltration efficace dans la littérature. Ces dernières ne fournissent cependant généralement pas le niveau de détail recherché. Cherkauer et Ansari (2005) proposent, par exemple, de diviser le domaine selon les bassins versants des cours d'eau et fournissent une relation empirique, basée sur la séparation de l'hydrogramme de crue, pour estimer la recharge de chaque bassin. Cette relation prend en compte les précipitations, la conductivité hydraulique à saturation du sol, la pente, la profondeur de la nappe, la surface du bassin versant et la distance moyenne jusqu'au cours d'eau ; elle a été établie par une régression multiple pour des bassins du Wisconsin (USA); l'erreur moyenne est d'environ 20%. Bien que cette relation donne des résultats similaires à d'autres estimations (bilan hydraulique, modélisation numérique, etc.), et qu'elle ait montré de bons résultats pour d'autres bassins du Wisconsin, il est peut probable qu'elle puisse être directement appliquée pour une région plus éloignée. De plus, elle ne permet pas de réaliser des distinctions plus détaillées que celles des bassins versants. Healy et Cook (2002) proposent une méthode basée sur l'hypothèse qu'une élévation du niveau de la nappe, en conditions naturelles, est causée par la recharge. Les difficultés de la méthode se situent dans la détermination d'une valeur représentative de la porosité et dans l'hypothèse

que les fluctuations de niveau ne sont causées que par la recharge. Cette méthode donne une valeur globale, mais ne permet pas de détailler la recharge selon des cellules d'infiltration efficace homogène.

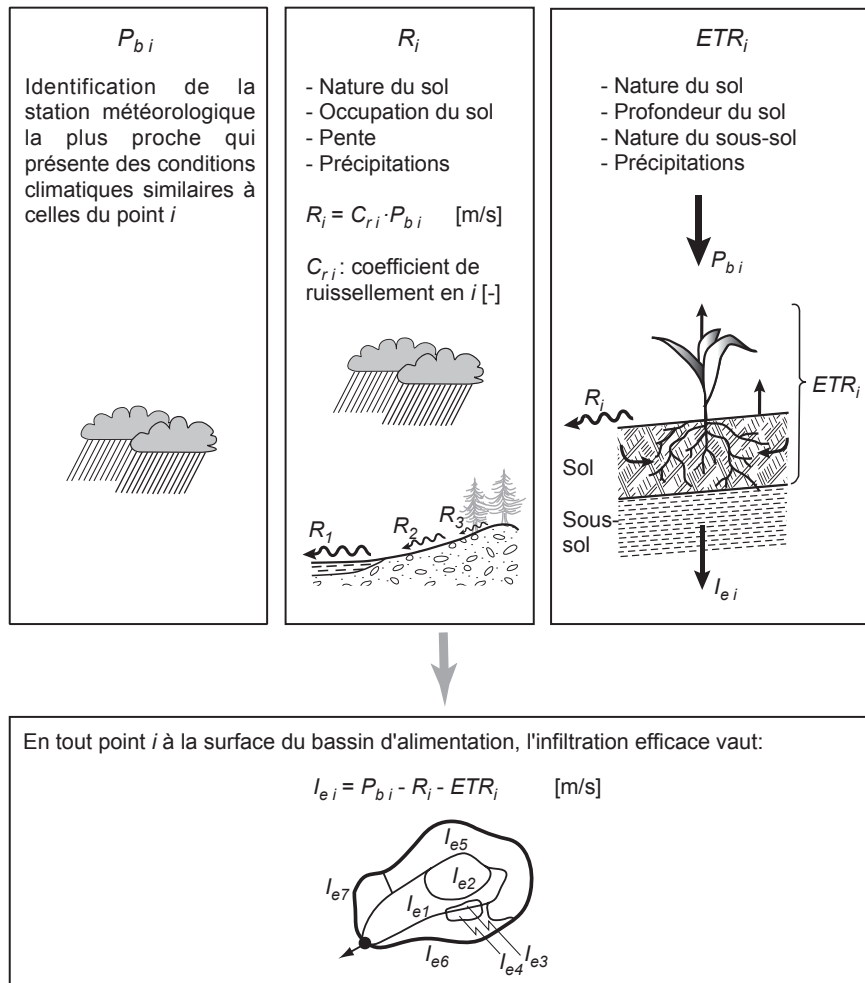


Fig. 35 – Calcul de l'infiltration efficace des cellules par le bilan hydrique.

Ruissellement R

L'estimation du ruissellement R [m/s] peut se faire sur la base de la capacité d'une surface à ruisseler. Cette dernière est caractérisée par le coefficient de ruissellement C_r [-].

$$C_r = \frac{R}{P_b} \quad [-] \quad (15)$$

Ce coefficient dépend fortement du couvert végétal. La forêt, par exemple, intercepte une grande partie de l'averse par sa frondaison, ce qui limite le ruissellement. A l'inverse, le sol nu favorise le ruissellement. Le type de sol a également de l'importance. Le ruissellement est limité sur un sol léger à fort taux d'infiltration alors qu'il est plus marqué sur un sol lourd à faible taux d'infiltration. Finalement, on retiendra le rôle de la pente qui influence considérablement le coefficient de ruissellement. Le tableau 8 synthétise différents tableaux tirés de Musy et Higy, 2004 ; il donne les valeurs moyennes de C_r en fonction de la nature du sol et de la pente pour différentes occupations du territoire. Ces valeurs ayant été déterminées à partir d'études à l'échelle de bassins versants, la part du ruissellement qui s'infiltré en cours de route est intégrée dans l'infiltration efficace.

Cette recherche suggère de vérifier que les ordres de grandeur du ruissellement à la surface des sous-bassins versants associés au bassin d'alimentation étudié soient cohérents avec les débits moyens des cours d'eau.

Type de sol	Pente [%]	Coefficient de ruissellement C_r		
		Forêts	Prés et champs	Terrains nus
Fort taux d'infiltration Sols légers et léger-macro	1	0.01	0.02	0.13
	4	0.04	0.07	0.23
	10	0.07	0.13	0.34
	30	0.13	0.25	0.55
	50	0.17	0.33	0.69
Taux d'infiltration moyen Sols moyens	1	0.04	0.07	0.16
	4	0.12	0.16	0.28
	10	0.21	0.28	0.41
	30	0.39	0.48	0.66
	50	0.51	0.62	0.83
Faible taux d'infiltration Sols lourds	1	0.09	0.15	0.18
	4	0.19	0.25	0.32
	10	0.31	0.37	0.48
	30	0.51	0.60	0.70
	50	0.65	0.76	0.90

Tableau 8 – Coefficient de ruissellement en fonction de la nature du sol, de la pente et de l'utilisation du sol. A titre indicatif, les toitures et les routes avec un revêtement ont un coefficient de ruissellement d'environ 0.9.

Evapotranspiration réelle *ETR*

En ce qui concerne l'*ETR*, en plus des paramètres climatiques (précipitations, température, radiations solaires, etc.), le type de terrain conditionne en grande partie la quantité d'eau prélevée par la couverture végétale. Des caractéristiques telles que la texture, la structure du sol, ainsi que le développement des racines de la couverture végétale déterminent les quantités d'eau évapotranspirée. A titre d'exemple, dans un terrain perméable, les eaux météoriques percolent rapidement et montrent une tendance à assécher le sol. La quantité d'eau restituée à l'atmosphère par évapotranspiration est alors moindre que celle d'un sol peu perméable dans lequel l'eau reste plus longtemps à proximité de la surface (disponible pour les plantes et évaporation possible). La détermination de l'*ETR* est ainsi complexe et nécessiterait également un important dispositif de surveillance pour être mesurée précisément. Dans ce travail de recherche, nous avons décidé de l'évaluer par simulation numérique.

Les équations standards de l'évapotranspiration de référence ET_0 , qu'elles soient statistiques-empiriques (une liste exhaustive de ces différentes méthodes est présentées dans (FAO, 1998) - à titre d'exemples: Turc, Thornthwaite, Blaney-Criddle ou Primault) ou à base physique (Penman-Monteith), ne sont effectivement pas suffisantes, puisqu'elles ne prennent pas en compte les caractéristiques du terrain. Pour rappel, la notion d'évapotranspiration de référence (ou potentielle) se rapporte au besoin en eau d'une couverture végétale de référence, ayant toujours suffisamment d'eau à disposition. L' ET_0 représente donc les possibilités maximales d'évaporation pour des conditions climatiques données. La couverture végétale de référence est définie comme étant une prairie de hauteur fixe de 12 cm, possédant une résistance de surface de 70 m/s et un albédo de 23 (FAO, 1998). L' ET_0 pour cette couverture de référence peut être calculée à partir de données météorologiques uniquement. En Suisse, la formule de Primault (Primault, 1981) est utilisée pour son calcul.

En conséquence, il est nécessaire de recourir à un modèle qui prend en compte la circulation de l'eau en milieu non saturé et les phénomènes influençant le prélèvement de l'eau par les plantes. Idéalement il devrait être calibré en utilisant des mesures dynamiques des conditions hydriques du sol (tensiomètres, sondes TDR, etc.). La mise en place de ces mesures exige cependant un important investissement en temps et en matériel et fait généralement défaut. La validation du modèle n'est de ce fait généralement pas possible et une approche critique est souhaitable dans l'interprétation des résultats, en se basant sur l'expérience de terrain. On prendra ainsi plutôt en considération les valeurs relatives entre deux milieux que les valeurs absolues calculées.

Une culture unique doit être considérée pour l'ensemble du bassin d'alimentation afin que la zone de protection ne soit pas dépendante des modifications temporelles des cultures. La présente étude propose de prendre la prairie de référence définie par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).

Dans le cadre de cette étude et plus précisément pour le dimensionnement des aires d'alimentation Z_u en Suisse (Bussard et al, 2004), des simulations ont été effectuées, en collaboration avec le physicien D. Bayard (GEOLEP/EPFL), pour quatre régions climatiques de la Suisse. Les sites de références choisis sont Davos pour le climat de montagne, Zürich pour le nord des Alpes, Lugano pour le sud des Alpes et Sion pour le Valais. Pour chaque site de référence, une gamme de terrains types fictifs a été établie. Elle englobe les principaux sols helvétiques, ainsi qu'une série de sous-sols regroupant les principales classes de la classification texturale suisse. Quatre types de sols (lourd, moyen, léger et léger-macro⁽¹⁾) et sept types de sous-sols (argile, argile limoneux, silt-limoneux, limon-sableux, sable, sable-macro et gravier⁽²⁾) ont été distingués. Les caractéristiques texturales de chaque sol et sous-sol sont indiquées dans le tableau 9.

	Terrain	% argile	% limon	% sable	Porosité totale [%]	K [m/s]
Sol	lourd	30	45	25	46	3.5 E-7
	moyen	20	40	40	41	6.8 E-7
	léger	15	25	60	39	3.5 E-6
	léger-macro	15	25	60	39	1 E-4
Sous-sol	argile	55	22.5	22.5	48	3.4 E-8
	argile-limoneux	45	25	30	45	8.5 E-8
	silt-limoneux	23.3	63.4	13.3	45	2.1 E-7
	limon-sableux	17.5	25	57.5	39	2.7 E-6
	sable	5	25	70	39	8.6 E-6
	sable-macro	5	25	70	39	1 E-4
	gravier	5	25	70	39	1 E-3

Tableau 9 - Caractéristiques des terrains au travers desquels les transferts d'eau ont été simulés.

On regroupe sous le terme sol les horizons A et B (*topsoil* et *subsoil*) qui correspondent approximativement à la zone d'enracinement des plantes où a lieu l'activité biologique principale. Le terme sous-sol correspond à la roche mère – horizon C ou couches R, M ou D⁽³⁾ (*parent material*). Le tableau 10 résume la correspondance entre les diverses nomenclatures utilisées. Ce document se réfère à la dernière colonne du tableau.

Horizon	Pédologue	Ingénieur	Géologue
A	Horizon riche en matière organique (3-4 % MO)	Terre végétale	Sol
B	Horizon à éléments géologiques décomposés physiquement et chimiquement (<1 % MO)	Sous-couche	
C ou couches R, M ou D	Roche mère: substratum géologique plus ou moins altéré (roche décomprimée et fragmentée)	Terrain en place	Sous-sol

Tableau 10 - Correspondance entre différentes nomenclatures du sol et du sous-sol.

Les simulations ont été effectuées à l'aide du modèle unidimensionnel COUP (Jansson et Kalberg, 2001), qui prend en compte les processus couplés entre l'atmosphère, la végétation, la couverture neigeuse et le profil du sol. Les remarques suivantes précisent les modélisations réalisées :

- L' ETR est calculée à partir de l' ET_0 en employant la formule (16) (Jansson et kalberg, 2001). Les valeurs maximales d'évapotranspiration sont réduites par des facteurs dépendant entre autres de la température et de l'état hydrique du sol :

$$ETR = ET_0 \int_{z_r}^0 f(\psi(z)) f(T(z)) r(z) \quad (16)$$

⁽¹⁾ Le sol léger-macro comporte les mêmes caractéristiques texturales que le sol léger, mais il présente une conductivité hydraulique à saturation (K) plus grande.

⁽²⁾ Les sous-sols sable-macro et gravier présentent les mêmes caractéristiques texturales que le sous-sol sable, mais ils présentent des conductivités hydrauliques plus élevées.

⁽³⁾ Selon le référentiel pédologique de Baize et Girard (1992).

$f(\psi(z))$: fonction de réponse du potentiel de succion du sol [-]

$f(T(z))$: fonction de réponse de la température du sol [-]

r : densité relative des racines [-]

z_r : profondeur des racines [m].

- Les données fournies aux modèles sont: les précipitations, la température et l' ET_0 . Ces valeurs sont fournies par les stations météorologiques suisses.

- L' ET_0 a été calculée par la formule de Primault (Primault, 1981) :

$$ET_0 = (1.03 - H) \cdot (S + 2n) \cdot Co \cdot j \quad (17)$$

ET_0 : évapotranspiration de référence pendant la période considérée [mm]

H : humidité relative moyenne [-]

S : durée d'insolation effective en heures [h]

n : nombre de jours de la période considérée [j]

Co : correction d'altitude [-]

j : facteur de correction saisonnier [-].

- Au bas du profil, la condition aux limites est donnée par un gradient unitaire. L'eau sort par gravité du profil simulé.

- Le ruissellement de surface se produit dès que la capacité d'infiltration du sol est atteinte. L'eau de surface est évacuée à chaque pas de temps par le modèle. Cette valeur issue du modèle unidimensionnel n'est donc pas directement comparable avec le ruissellement in-situ, à moins de se situer sur une topographie plane. Dans la situation où la pente est importante, il serait, par conséquent, préférable d'utiliser un modèle 2D.

- Les profils se décomposent en deux couches soit de un mètre chacune, soit de 30 cm pour la première et de 170 cm pour la deuxième. La première couche constitue le sol et la seconde le sous-sol. Les racines de la couverture végétale se développent dans la première couche uniquement, c'est à dire dans le sol.

- La conductivité hydraulique à saturation (K) ainsi que la porosité, utilisées pour le calcul de $f(\psi)$, ont été estimées à partir de la texture uniquement en utilisant le modèle ROSETTA (Shaap et al, 2001). La valeur de K fournie ne tient pas compte de paramètres tels que les éléments grossiers (diamètre > 2 mm), la structure du sol (compacité) ou la macroporosité. Nous conseillons ainsi de se baser prioritairement sur la valeur de K , lorsqu'elle a été mesurée, pour choisir, parmi les résultats, le sol et le sous-sol représentatifs du terrain étudié. En l'absence de cette donnée, on se basera sur la texture.

- La fonction de pédotransfert utilisée est celle de Brooks et Corey (Brooks et Corey, 1964). Elle détermine, entre autres, le potentiel de succion du sol pris en compte dans le calcul de $f(\psi)$. Ses paramètres ont été estimés en se basant sur les formules de Rawls et Brakensiek (Rawls et Brakensiek, 1985).

- Les valeurs d'évapotranspiration réelle sont nulles dès que les racines de la plante sont submergées.

- Les simulations ont été effectuées sur 30 ans, de 1961 à 1990.

Les résultats des simulations sont présentés dans les tableaux 11 à 14. La valeur moyenne de l'ensemble des résultats est de 330 mm/a ; il s'agit d'une valeur réaliste pour les conditions moyennes de la Suisse.

		Sol		Sous-sol					
		Epaisseur (cm)	Argile	Argile limoneux	Silt limoneux	Limon sableux	Sable	Sable-macro	Gravier
ETR [mm/a]	Lourd	30	296 (3)	296 (27)	296 (277)	296	292	271	244
		100	314 (57)	314 (179)	314 (299)	314	315	314	311
	Moyen	30	293 (5)	293 (53)	293 (278)	293	290	270	240
		100	315 (75)	315 (256)	315 (310)	315	316	314	310
	Léger	30	286 (84)	296 (233)	286 (280)	286	283	257	230
		100	313 (20)	313 (173)	313 (302)	313	315	311	307
Léger-Macro	30	293 (156)	293 (266)	293 (290)	293	290	256	189	
	100	313 (189)	313 (306)	313 (308)	313	312	284	236	
R [mm/a]	Lourd	30	6 (588)	6 (326)	6 (90)	6	2	2	2
		100	39 (392)	39 (179)	39 (61)	39	34	32	32
	Moyen	30	2 (542)	2 (318)	2 (84)	2	2	1	1
		100	3 (438)	3 (146)	3 (42)	3	3	3	3
	Léger	30	1 (510)	1 (230)	1 (64)	1	1	0	0
		100	1 (326)	1 (90)	1 (18)	1	1	0	0
	Léger-Macro	30	0 (464)	0 (213)	0 (59)	0	0	0	0
		100	0 (306)	0 (78)	0 (10)	0	0	0	0

Tableau 11 – Simulations numériques de l'évapotranspiration réelle et du ruissellement pour une surface horizontale à Davos. Des sols et sous-sols de nature et configuration différentes ont été modélisés.

		Sol		Sous-sol					
		Epaisseur (cm)	Argile	Argile limoneux	Silt limoneux	Limon sableux	Sable	Sable-macro	Gravier
ETR [mm/a]	Lourd	30	362 (9)	362 (93)	362 (313)	362	357	331	298
		100	367 (117)	367 (223)	367 (336)	367	371	370	368
	Moyen	30	360 (15)	360 (130)	360 (323)	360	357	332	295
		100	374 (141)	374 (277)	374 (360)	374	376	373	370
	Léger	30	353 (157)	353 (272)	353 (340)	353	352	349	281
		100	378 (208)	378 (335)	378 (373)	378	377	372	368
Léger-Macro	30	363 (205)	363 (299)	363 (356)	363	358	324	250	
	100	377 (219)	377 (341)	377 (371)	377	375	347	295	
R [mm/a]	Lourd	30	50 (1041)	50 (655)	50 (209)	50	35	30	28
		100	117 (762)	117 (424)	117 (154)	117	111	104	102
	Moyen	30	20 (978)	20 (625)	20 (172)	20	14	10	10
		100	35 (801)	35 (351)	35 (78)	35	34	32	31
	Léger	30	5 (902)	5 (492)	5 (113)	5	5	5	5
		100	5 (671)	5 (208)	5 (26)	5	5	5	5
	Léger-Macro	30	4 (857)	4 (460)	4 (101)	4	4	4	3
		100	4 (652)	4 (186)	4 (15)	4	4	4	3

Tableau 12 – Simulations numériques de l'évapotranspiration réelle et du ruissellement pour une surface horizontale à Lugano.

		Sol		Sous-sol					
		Epaisseur (cm)	Argile	Argile limoneux	Silt limoneux	Limon sableux	Sable	Sable-macro	Gravier
ETR [mm/a]	Lourd	30	364 (87)	364 (327)	364	352	333	305	272
		100	423 (407)	423	417	419	398	389	379
	Moyen	30	348 (133)	348 (326)	348	345	332	304	269
		100	412	413	396	407	393	373	358
	Léger	30	334 (325)	334	315	325	318	288	255
		100	415	396	377	385	376	357	346
Léger-Macro	30	347 (343)	347	333	334	327	286	218	
	100	413	391	350	369	361	312	258	
R [mm/a]	Lourd	30	62 (220)	62 (99)	62	57	52	50	49
		100	64 (77)	64	61	61	59	59	59
	Moyen	30	53 (190)	53 (94)	53	48	46	43	42
		100	69	53	51	51	51	51	51
	Léger	30	70 (125)	70	38	35	32	29	28
		100	39	35	34	34	34	34	34
	Léger-Macro	30	59 (114)	59	26	23	21	13	11
		100	27	20	16	16	15	14	14

Tableau 13 – Simulations numériques de l'évapotranspiration réelle et du ruissellement pour une surface horizontale à Sion.

	Sol		Sous-sol						
		Epaisseur (cm)	Argile	Argile limoneux	Silt limoneux	Limons sableux	Sable	Sable-macro	Gravier
ETR [mm/a]	Lourd	30	336 (4)	336 (65)	336 (324)	336	330	306	276
		100	349 (108)	349 (234)	349 (343)	349	349	346	343
	Moyen	30	334 (6)	334 (108)	334 (325)	334	330	306	273
		100	351 (137)	351 (298)	351 (343)	351	351	347	343
	Léger	30	324 (140)	324 (274)	324 (318)	324	320	292	261
		100	349 (245)	349 (342)	349 (347)	349	348	343	339
	Léger-Macro	30	332 (200)	332 (302)	332 (329)	332	328	293	220
		100	347 (253)	347 (345)	347 (340)	347	345	316	265
R [mm/a]	Lourd	30	90 (600)	90 (307)	90 (114)	90	81	76	75
		100	107 (362)	107 (166)	107 (108)	107	103	103	104
	Moyen	30	80 (550)	80 (291)	80 (99)	80	70	64	62
		100	85 (389)	85 (130)	85 (96)	85	83	83	83
	Léger	30	56 (488)	56 (202)	56 (72)	56	51	47	46
		100	52 (251)	52 (61)	52 (53)	52	51	55	55
	Léger-Macro	30	45 (449)	45 (181)	45 (59)	45	40	31	27
		100	34 (241)	34 (53)	34 (34)	34	33	30	27

Tableau 14 – Simulations numériques de l'évapotranspiration réelle et du ruissellement pour une surface horizontale à Zürich.

Rôle de la conductivité hydraulique à saturation (K)

La conductivité hydraulique est un paramètre central, dont dépendent les vitesses d'écoulement dans le sol et dans le sous-sol. Un terrain de grande conductivité hydraulique est, par exemple, plus rapidement asséché qu'un terrain peu perméable. D'une manière générale, on observe une augmentation de l' ETR lorsque la conductivité hydraulique à saturation du sous-sol diminue (cf. Fig. 36), ou lorsqu'on passe d'un sol léger à un plus lourd. Une valeur maximale est atteinte dans les terrains limoneux. Cette valeur s'approche du besoin en eau de la plante lorsqu'elle ne subit aucune restriction. Dans le cas particulier où la conductivité hydraulique à saturation du sous-sol devient très petite (approx. $\leq 1E-7$ m/s), on constate généralement le phénomène inverse avec une forte diminution de l' ETR (valeurs entre parenthèses dans les tableaux 11 à 14). Dans ce cas, le profil est complètement saturé. Les racines étant noyées, la plante est asphyxiée et ne prélève plus d'eau. Dans cette situation, le ruissellement de surface est important puisque l'eau ne peut s'infiltrer dans le profil. C'est le cas pour des sols très argileux. Dans les conditions réelles, cependant, la présence de macropores favorise la percolation en profondeur et permet généralement un développement normal de la plante ; il nous semble donc plus raisonnable de considérer également les valeurs maximales calculées (valeurs sans parenthèses dans les tableaux 11 - 14). Les valeurs entre parenthèses sont à prendre en compte si les plantes ont de la peine à se développer.

Seiler et al. (2002) ont montré à l'aide de traçages au deutérium que les by-pass sont mieux développés, en fréquence et en profondeur, dans des sols graveleux que dans des sols plus fins (limons). Les fissures de dessiccation souvent présentes dans les sols argileux induisent également ce type d'écoulement dans ces matériaux.

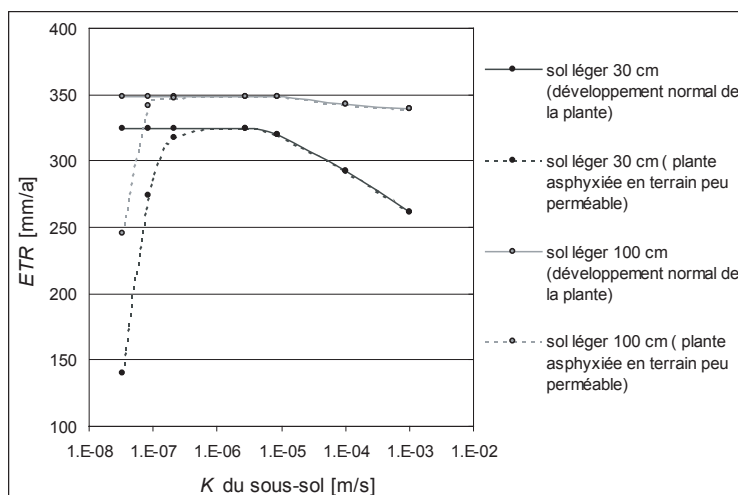


Fig. 36 – ETR en fonction de la conductivité à saturation du sous-sol. Exemple d'un terrain caractérisé par un sol léger sur le site de référence de Zürich. Les valeurs calculées sont indiquées en traitillé (dans ces conditions la plante est asphyxiée dans les terrains peu perméables). Les courbes en trait plein extrapolées sont plus représentatives de conditions naturelles avec une croissance normale de la plante.

Une comparaison entre les résultats obtenus pour les différents sous-sols montre un écart moyen de 5% et une différence maximale de 40%. La comparaison des résultats pour les différents sols donne les mêmes résultats.

Rôle de la texture

Les relations qui lient la conductivité hydraulique à la teneur en eau sont complexes et dépendent du type de sol étudié et en particulier de la texture de ce dernier. On observe ainsi que la conductivité hydraulique du sable est supérieure à celle de l'argile en condition saturée, mais qu'elle décroît plus rapidement lorsque la teneur en eau diminue et devient finalement inférieure à celle d'un sol argileux. Les circulations d'eau peuvent ainsi être plus rapides dans un sol argileux que dans un sol sableux, selon la saturation. Ceci est perceptible pour le climat du Valais, où, dans le cas d'un sol léger-macro, on observe une *ETR* de 350 mm/an pour un sous-sol de silt-limoneux (% sable = 13.3, % argile = 23.3 et $K = 2.1E-7$ m/s) tandis qu'elle vaut 369 mm/an pour un sous-sol de sable (% sable = 70, % argile = 5 et $K = 8.6E-6$ m/s), pour des mêmes valeurs de *R* (cf. Tableau 13).

Rôle du développement des racines

Dans un sol peu profond le développement des racines est faible et les plantes ont tendance, lors de périodes de manque d'eau, à souffrir. Leur besoin en eau ne peut être satisfait pleinement, les racines n'étant pas assez profondes pour puiser suffisamment d'eau. Les quantités d'eau évapotranspirée (*ETR*) sont ainsi inférieures à celles d'une plante puisant en profondeur. Ceci se reflète dans les simulations (cf. Tableaux 11-14), où les valeurs d'*ETR* pour des sols de 30 cm de profondeur sont inférieures de plusieurs dizaines de millimètres aux valeurs pour des sols de 100 cm de profondeur (cf. Fig. 36).

En outre, en présence d'un sol peu profond, la couverture végétale réagit de manière plus sensible à une augmentation de *K*. La plante souffre plus fortement d'un assèchement rapide du sol ($K > 1E-4$ m/s). L'*ETR* diminue par exemple à Sion de 89 mm pour un sol moyen sur un sous-sol de graviers lorsque la profondeur d'enracinement est de 30 cm (*ETR* = 269 mm) au lieu de 100 cm (*ETR* = 358 mm).

Une comparaison entre les résultats obtenus pour les deux profondeurs de sol montre un écart moyen de 10% et une différence maximale de 30%.

Influence du climat

Les quatre climats sont caractérisés par leur altitude, leurs précipitations et leur ET_0 . Les régions d'altitude (au dessus de 1000 m), possèdent une période végétative courte ; la présence d'un manteau neigeux en automne et au printemps empêche tout phénomène d'évaporation. Ceci se traduit par une *ETR* relativement faible (la valeur maximale est d'environ 300 mm/an à Davos) ; cf. Tableau 11.

Le climat du Tessin se distingue de celui du plateau suisse par des valeurs de précipitations élevées (environ 1600 mm/an à Lugano contre 1100 mm/an à Zürich), les valeurs d' ET_0 étant similaires (environ 410 mm/an). On observe ainsi une *ETR* plus élevée au Tessin que sur le plateau suisse (valeur maximale d'environ 380 mm/an contre 350 mm/an) (cf. Tableaux 12 et 14).

Le climat du Valais, en plaine, est quant à lui caractérisé par peu de pluie (environ 600 mm/an) et une forte ET_0 (environ 600 mm/an). Dans cette région, la capacité de rétention de l'eau du sol joue un rôle plus important que dans les autres régions, la végétation étant soumise plus fréquemment à des périodes de sécheresse. Par conséquent l'influence texturale sur les valeurs de l'*ETR* est également plus marquée que pour les trois autres climats.

Une comparaison entre les résultats obtenus pour différents climats montre un écart moyen de 10% et une différence maximale de 30%.

Vérification des résultats

Des mesures lysimétriques pour différents sols représentatifs d'une partie de la Suisse romande allant de matériaux sableux à argilo-limoneux ont été menées par Ryser et Pittet (2002), entre 1985 et 1998, sur le site de Changins. Les valeurs moyennes de l'infiltration efficace mesurée sont présentées dans le tableau 15. On remarque que ces observations sont en accord avec nos simulations et le concept de la méthode qui suppose une plus forte infiltration dans les secteurs plus grossiers. Les valeurs calculées pour le site de Zürich (site le plus représentatif de Changins), pour des terrains proches des sols étudiés sont également indiquées dans le tableau 15 (valeurs sélectionnées dans le tableau 14). Les deux séries de valeurs ne sont pas directement comparables, puisqu'elles correspondent à des sites différents (à titre indicatif, les précipitations annuelles moyennes à Zürich et Changins sont de l'ordre de 1100 et 950 mm, respectivement). Les simulations supposent en plus une plante unique (prairie) alors que les mesures ont été réalisées pour la rotation suivante de cultures: maïs d'ensilage, blé d'automne, moutarde, pomme de terre, blé d'automne et moutarde. Les valeurs absolues de ces résultats sont ainsi passablement différentes. En revanche les valeurs relatives sont proches. Malgré le manque de données expérimentales, nous constatons, sur la Fig. 37, une relation nette entre les observations et les simulations.

Terrain	Infiltration efficace [mm/a]	
	Observation à Changins (lysimètres)	Calcul pour le site de référence de Zurich ($P_b - R - ETR$)
Léger (13% argile, 19% silt, 68% sable)	404	691
Moyen sableux (19% argile, 39% silt, 42% sable)	384	654
Moyen silteux (18% argile, 44% silt, 38% sable)	373	654
Lourd (30% argile, 44% silt, 26% sable)	353	634

Tableau 15 - Infiltrations efficaces observées à Changins et calculées pour le site de référence de Zürich.

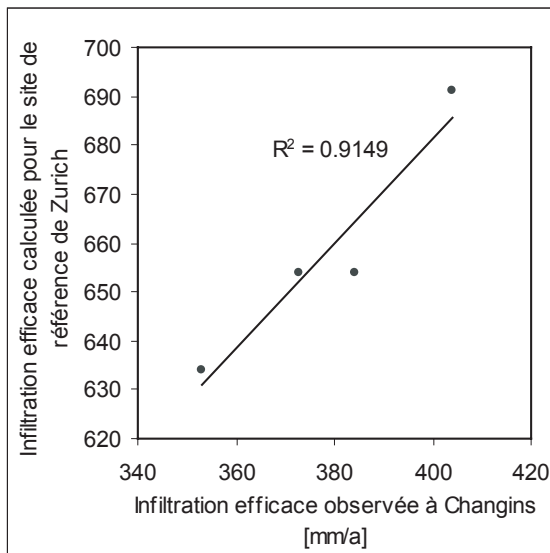


Fig 37 - Corrélation entre les infiltrations efficaces observées à Changins et calculées pour le site de référence de Zürich.

Pour transposer l'*ETR* calculée sur un site de référence en une *ETR* représentative des conditions locales d'un bassin d'alimentation, l'équation suivante a été proposée (Bussard et al, 2004):

$$ETR_{locale} = ETR_{site\ de\ réf.} \cdot \frac{P_{b\ locale} - R_{local}}{P_{b\ site} - R_{site}} \quad (18)$$

Cette relation permet de corriger l'évapotranspiration par rapport aux précipitations locales et au ruissellement évalué pour les conditions locales.

En appliquant cette équation dans deux bassins d'alimentation d'extension connue (cf. Exemples du chapitre 6), les infiltrations efficaces calculées étaient réalistes. De faibles facteurs de corrections (0.95 et 0.85) ont effectivement été nécessaires pour équilibrer le bilan hydraulique des bassins à partir de ces valeurs brutes.

Ces résultats montrent ainsi que l'utilisation de ces tableaux pour définir l'*ETR* d'une région de la Suisse, ou plus généralement, le recours à la modélisation numérique malgré un manque de données de calibration sont satisfaisants. L'approche doit toutefois être combinée avec une bonne connaissance du terrain pour avoir un regard critique sur les résultats.

Exemple du puits Neufeld (Canton de Soleure)

Une étude géologique et pédologique de la plaine du Dünnergäu et des plaines alluviales situées au nord du premier pli du Jura a été réalisée dans le cadre de cette recherche, afin de déterminer la nature des différents sols des plaines et la nature de leur sous-sol (cf. Fig. 38). Une compréhension de la genèse de ces formations était également très importante pour pouvoir interpoler entre les sondages ponctuels à la tarière⁽¹⁾.

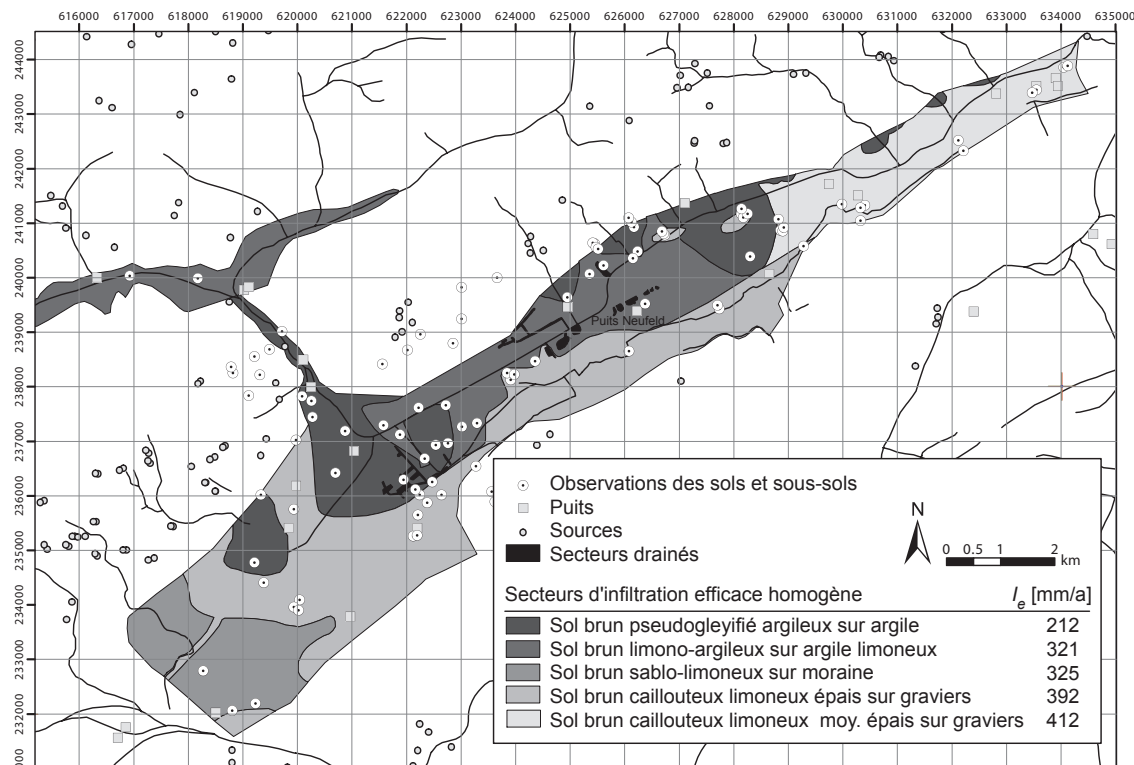


Fig 38 - Carte des sols / sous-sols et valeurs de l'infiltration efficace calculée

Cinq catégories de sol ont été distinguées:

1) Sol brun pseudogleyifié argileux sur argile: il se caractérise par un horizon B argileux allant jusqu'à un mètre de profondeur en moyenne avec des traces d'hydromorphie à sa base. Il se développe sur une couche d'argile grise d'environ un mètre d'épaisseur qui repose sur les graviers de l'aquifère. Ces argiles se sont déposées dans le prolongement des cônes de déjection bordant la plaine du Dünnergäu.

Ce niveau d'argile est suffisamment profond pour ne pas limiter le développement des plantes. En outre, la faible conductivité hydraulique qui le caractérise restreint le passage des eaux en dessous de la zone des racines. L'infiltration efficace est donc faible.

2) Sol brun limono-argileux sur argile limoneuse: il est caractérisé par un horizon B limono-argileux allant également jusqu'à un mètre de profondeur, mais sans trace d'hydromorphie. Il se développe sur un niveau d'argile limoneuse d'environ 80 cm d'épaisseur. Ce sont très probablement des dépôts d'inondation en bordure de la Dünnergäu. L'infiltration efficace est plus importante que celle du sol précédent, mais reste faible.

3) Sol brun caillouteux limoneux épais sur graviers: il se développe directement sur les graviers de l'aquifère et se caractérise par un horizon B caillouteux allant jusqu'à environ 80 cm de profondeur. Sa conductivité hydraulique étant plus forte, il présente une infiltration efficace plus élevée et ainsi un risque plus important de lixiviation des nitrates en dessous de la zone des racines. La charge en cailloux est en outre un facteur limitant pour la croissance de la plante.

⁽¹⁾ Nous avons effectué environ 300 sondages pour réaliser la carte des sols/sous-sols. Cette carte s'appuie aussi sur une carte pédologique d'une partie de la plaine (AMT für Umweltschutz des Kantons Solothurn, 2000) et sur les cartes géologiques régionales.

4) Sol brun caillouteux limoneux moyennement épais sur graviers: il est presque identique au sol précédent, mais a une profondeur de 60 cm en moyenne. L'infiltration efficace est ainsi encore plus importante.

5) Sol brun sablo-limoneux sur moraine: dans la partie ouest de la plaine, les graviers de l'aquifère reposent sous 10 m de diamictite. Ces sédiments ont été cartographiés comme moraine würmienne. Cependant, la matrice limono-sableuse contient beaucoup de cailloux arrondis et un passage progressif aux graviers peut être observé. Ce sont donc plutôt des dépôts fluvio-glaciaires ou des matériaux supra-glaciaires remaniés. Leur conductivité hydraulique est apparemment élevée et ils présentent ainsi une infiltration efficace assez importante. Les 80 premiers cm sont très pauvres en cailloux; le développement de la plante n'est ainsi pas limité.

Des mesures de la granulométrie (11 échantillons – cf. Fig. 39) et de la porosité (30 échantillons) de ces différentes formations ont permis de corroborer ces distinctions de terrain (échantillons prélevés à 60 cm de profondeur). Ces paramètres ont été utilisés dans le modèle 1D vertical COUP model (Jansson, 2001) pour estimer l'infiltration efficace annuelle moyenne au travers de ces différentes classes (cf. Fig. 38) en tenant compte, en mode transitoire, de différents données climatiques⁽¹⁾, des plantes et de la nature du sol et du sous-sol. Une réduction du taux d'infiltration efficace calculé a été appliquée dans les régions urbanisées ou drainées en définissant un coefficient d'exportation (e) de 50%. Dans le contexte du Dünnerngäu, ces régions sont faiblement représentées, de sorte que ce paramètre n'est pas sensible. Cette estimation est ainsi suffisante.

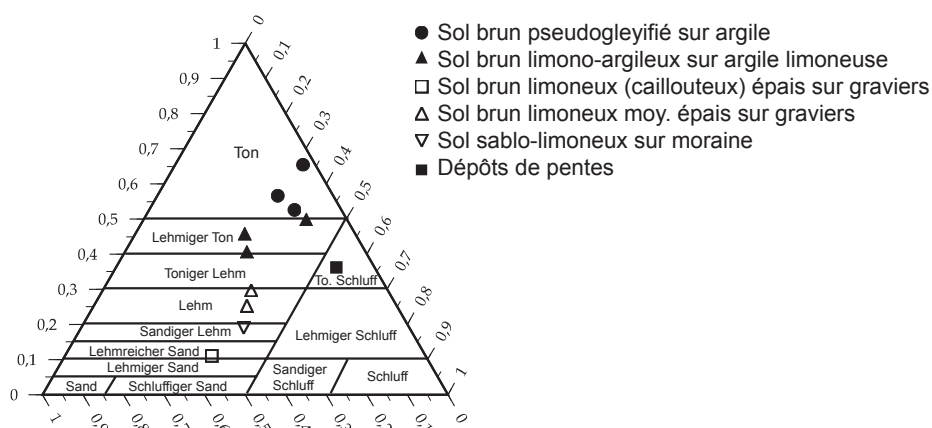


Fig. 39 - Analyses granulométriques des sols de la plaine du Dünnerngäu.

Conditions aux limites externes du domaine modélisé

L'infiltration efficace dans les différentes couvertures des versants qui sont inclus dans le bassin hydrogéologique de l'aquifère du Dünnerngäu a également été modélisée afin de faire une nouvelle estimation des conditions aux limites externes de flux du modèle. Il a été considéré que la majeure partie des eaux souterraines karstiques (80%) est drainée en direction des plaines par la présence de failles ouvertes obliques ou perpendiculaires à l'axe des plis (cf. chapitre 4.3). Les pertes induites par les sources ont été prises en compte. Les flux imposés varient ainsi entre 0 et $2.7E-5$ m³/s·m suivant la surface et la nature des formations en amont.

Comme énoncé dans le chapitre 4.2, ces nouvelles données ont permis de réaliser un second modèle plus précis qui a été recalibré. Le champ de transmissivité a été adapté en conformité avec les valeurs fournies par les essais de pompage (Geotechnisches Institut, TK Consult AG, 1999) et le champ d'épaisseur de la zone saturée, pour obtenir un calage satisfaisant. Le champ de conductivité hydraulique obtenu est homogène dans la plaine avec une valeur d'environ $1E-2$ m/s et prend des valeurs plus faibles à proximité des cônes de déjection moins perméables (jusqu'à $1E-4$ m/s).

⁽¹⁾ Les valeurs journalières des précipitations, de la température de l'air, de l'humidité relative, de la radiation globale et de la vitesse du vent pour une période de 10 ans ont été introduites dans le modèle. Les calculs ont été effectués pour chaque type de couverture, car les tableaux 11 à 14 de valeurs d'ETR n'avaient pas encore été réalisés lors de cette étude.

Détermination de la conductivité hydraulique à saturation des terrains et de sa répartition spatiale

La conductivité hydraulique à saturation étant un paramètre central de l'estimation de l'*ETR*, nous avons recherché s'il était possible de préciser cette valeur et sa répartition spatiale par des mesures simples in-situ. L'approche méthodologique proposée dans ce travail suggère de combiner des mesures directes de la conductivité hydraulique à saturation du terrain et des mesures indirectes géophysiques pour compléter les connaissances entre les essais ponctuels.

1 - Mesure in-situ de la conductivité hydraulique à saturation du terrain

De telles mesures sont préférables à une estimation basée sur la texture du sol, car elles donnent une valeur globale pour le volume touché par l'essai alors que l'autre méthode est limitée à l'échelle de la matrice du terrain et ne donne pas une valeur consistante en présence de macropores ou d'une part importante d'éléments grossiers. De surcroît, cette dernière nécessite des analyses granulométriques et des mesures de la porosité, et demande ainsi un investissement non négligeable.

Il existe de nombreuses techniques de mesures in-situ de la conductivité hydraulique à saturation (Castany, 1967 ; Ritzema, 1994 ; Musy, 2004, etc). Le but recherché dans cette étude étant de caractériser cette valeur pour une tranche de 1 à 2 m en dessous de la surface du terrain, il s'agira généralement d'appliquer des méthodes développées pour le milieu non-saturé. Les méthodes suivantes peuvent être citées à titre d'exemple : infiltromètre de Müntz, infiltromètre à double cylindre, infiltromètre de Guelph, infiltromètre à aspersion, etc. Nous en avons retenu deux, a priori, peu coûteuses en temps et en consommation d'eau : l'essai Porchet à la tarière et l'essai Jäckli.

Essai Porchet à la tarière

La méthode consiste à suivre, en fonction du temps, l'infiltration d'une quantité d'eau versée dans un trou de tarière. Ce dernier est rempli d'eau et on mesure la vitesse de descente de l'eau en fonction du temps. La méthode est simple et rapide. On compte généralement entre 2 et 8 heures de mesure suivant la nature des terrains. Il est impératif de débiter le suivi des niveaux d'eau après un certain laps de temps de façon à ce que les abords du trou puissent être considérés comme saturés. Ceci peut nécessiter plusieurs remplissages du trou avec de l'eau. La méthode suppose que le milieu est homogène et isotrope et que le gradient hydraulique vaut 1. La conductivité hydraulique à saturation peut alors être estimée par la loi de Darcy. On notera cependant que ces hypothèses simplificatrices ne sont que rarement respectées dans la nature ; par conséquent les résultats obtenus sont à considérer comme des ordres de grandeur.

Le débit d'infiltration de l'eau dans le trou s'exprime d'une part par la loi de Darcy :

$$Q = K \cdot i \cdot S \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (19)$$

S : surface d'infiltration (les parois et le fond du trou) = $2\pi R h + \pi R^2$ [m²]

R : rayon du trou [m]

h : hauteur d'eau dans le trou [m]

i : gradient hydraulique [-]

D'autre part, par le volume d'eau infiltrée par unité de temps

$$Q = -dV/dt = -\pi R^2 dh/dt \quad (\text{le plan d'eau baissant de } dh \text{ pendant le temps } dt) \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (20)$$

En égalant les deux équations, on obtient :

$$(2K/R)dt = -dh/(h+R/2)$$

En intégrant :

$$(2K/R)t = -\ln(h+R/2) + cste$$

et donc

$$(2K/2.3R)t = -\log(h+R/2) + cste$$

K s'obtient en traçant la courbe $\log(h+R/2)$ en fonction du temps en échelle semi-logarithmique. Une fois le régime stabilisé, on obtient une droite de pente (p) égale à : $-2K/(2.3R)$

La conductivité hydraulique est donnée par :

$$K = -p(2.3R/2) \quad [\text{m/s}] \quad (21)$$

Cette étude suggère de déterminer la conductivité graphiquement plutôt qu'en discrétisant l'équation, car le procédé permet de visualiser l'alignement des points. Si on n'attend pas la saturation de la bordure du trou pour débiter les mesures, les premiers points ne seront généralement pas alignés sur les suivants et ne devront ainsi pas être considérés pour l'estimation de la conductivité hydraulique. Un exemple est présenté sur la Fig. 40.

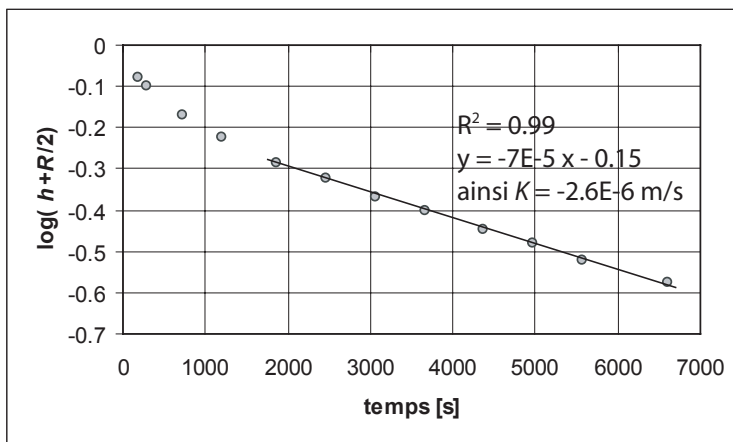


Fig. 40 - Illustration des mesures expérimentales d'un essai Porchet à la tarière.

La méthode a l'avantage d'être effectuée rapidement. Elle est ponctuelle mais elle peut aisément être réalisée en un grand nombre d'emplacements et donner une vision du champ de conductivité hydraulique des terrains superficiels d'un bassin d'alimentation.

Tant que la hauteur d'eau est suffisante, la surface latérale est beaucoup plus importante que la base du trou. Il s'agit donc avant tout d'une mesure de conductivité hydraulique horizontale ou oblique. En cas d'une importante anisotropie, cette valeur sera très différente de la conductivité hydraulique verticale. Dans une telle situation, la méthode est à rejeter (Comité technique de Pédologie, 1973). Nous suggérons alors d'utiliser la méthode de Müntz. Cette méthode suit en effet un schéma mieux comparable à l'infiltration de la pluie sur un bassin. L'installation du dispositif est cependant plus laborieuse et implique un coût élevé, si on désire réaliser un certain nombre d'essais afin d'étudier le champ de la conductivité hydraulique.

Selon la profondeur du trou et le niveau d'eau au début des mesures, il est possible de déterminer la conductivité hydraulique d'une couche spécifique du terrain. Il est ainsi possible de déterminer la conductivité hydraulique du sol et celle du sous-sol au moyen de trous distincts. Si on ne réalise qu'un seul trou et qu'on effectue l'essai sur toute sa profondeur, on obtiendra une valeur globale représentative de la conductivité hydraulique conjuguée du sol et du sous-sol. Dans cette situation, l'hypothèse du milieu homogène n'est souvent plus respectée et le graphe ne présente plus une droite. En faisant l'hypothèse d'un sol à couches multiples de conductivités hydrauliques différentes, il est possible d'interpréter la totalité de la courbe afin de déterminer leur conductivité respective (Colombani et al, 1973).

L'essai Porchet peut également être réalisé dans une fouille effectuée au moyen d'une retropelle. Dans ce cas, les données géométriques introduites dans les équations 19 et 20 devront être adaptées. Finalement, on obtiendra, pour une fosse parallélepédique de longueur L_1 et de largeur L_2 :

$$K = -p \cdot 2.3 L_1 \cdot L_2 / 2(L_1 + L_2) \quad [\text{m/s}] \quad (22)$$

Les hypothèses d'écoulement restent identiques. Ce procédé permet d'intégrrer la perméabilité d'un plus grand volume et ainsi d'être moins sujet à des perturbations locales. Il permet en outre d'avoir un regard plus détaillé sur l'homogénéité du terrain testé. Il implique cependant un coût élevé.

Essai Jäckli

Cet essai consiste à planter verticalement une tube métallique dans le sol jusqu'à une profondeur de 1 à 2 m. En retirant légèrement la tige contre le haut, un mécanisme à son extrémité plantée dans le sol induit une petite ouverture ponctuelle de surface connue en bout de tube (surface d'écoulement $s = 28.3 \text{ cm}^2$). Le tube est alimenté par un réservoir placé à son autre extrémité. En supposant également un gradient hydraulique unitaire, la conductivité hydraulique à saturation peut être directement estimée à partir des équations 19 et 20 :

$$K = -dV/(dt \cdot s) \quad [\text{m/s}] \quad (23)$$

Idéalement en traçant un graphe $-\Delta V(t)$, on devrait obtenir une droite passant par l'origine (cf. Fig. 41). Il arrive cependant que les points forment une courbe concave ou convexe. Ces cas peuvent être expliqués par la non-saturation des sols ou par une remontée de l'eau le long du tube. En présence d'une telle courbe, l'essai doit être considéré comme nul.

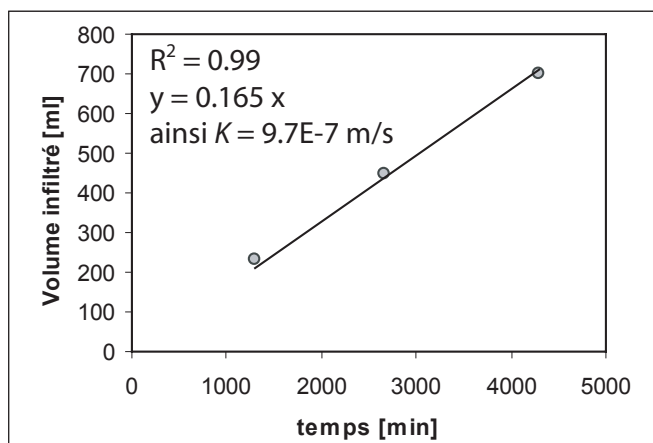


Fig 41 - Illustration des données expérimentales d'un essai Jäckli.

Bien que plus fastidieuse que l'essai Porchet à la tarière, cette procédure reste simple à mettre en œuvre. Pour connaître la conductivité hydraulique verticale en un endroit donné, nous proposons d'effectuer ce test à plusieurs profondeurs de façon à pouvoir déterminer une valeur moyenne des essais ponctuels. La moyenne harmonique sera considérée afin de prendre en compte l'importance des niveaux peu perméables.

2 – Mesures géophysiques

Dans le cadre de la protection des eaux souterraines, de nombreuses études ont été réalisées sur le paramètre géophysique de la résistivité électrique, en vue d'établir des cartes de vulnérabilité (Kalinski et al, 1993 ; Christensen et Sorensen, 1998 ; Vickery et Hobbs, 2003 ; Kirsch et al, 2003, etc). Thomsen et al (2002) ont montré, e.g., une correspondance entre les zones de forte résistivité électrique apparente soulignant des secteurs sableux perméables et les secteurs présentant des concentrations élevées en nitrates dans les eaux souterraines. Des corrélations entre la résistivité électrique et la texture (Abu-Zeid et Santarato, 2004), ainsi qu'entre la résistivité et la conductivité hydraulique à saturation (Kelly, 1977 ; Kelly et al., 1989 ; Kalinski et al, 1993) ont été montrées. Cette dernière découle d'une corrélation entre le facteur de formation et la conductivité hydraulique à saturation ; elle est valable si la qualité des eaux d'imbibition est relativement homogène et n'est ainsi applicable que pour la région considérée (Kelly, 1977 ; Kalinski et al, 1993). Dabas et al (1995) ont montré qu'il est possible avec les méthodes électriques d'acquérir de façon très détaillée et en un temps très court des informations sur l'organisation des sols, sans perturber la couverture pédologique par de nombreux sondages. Le nombre de ces derniers peut être réduit à seulement quelques-uns placés judicieusement sur la base des résultats de la cartographie électrique.

Deux méthodes classiques permettent de mesurer la résistivité apparente du terrain: les méthodes électriques et électromagnétiques (de type VLF-R, RMT, AMT ou TEM). Les cartes de vulnérabilité effectuées au Danemark (cf. Chapitre 2) combinent des méthodes électriques donnant des indications sur la couverture des aquifères et des méthodes électromagnétiques (TEM) fournissant des informations plus en profondeur sur les terrains aquifères (Thomsen et al., 2002). L'acquisition à l'aide des méthodes électromagnétiques est plus rapide, notamment si on procède par des techniques aéroportées, mais elle n'offre généralement pas le détail recherché dans cette étude.

Dans le cadre ce travail, nous nous sommes limités à appliquer les méthodes simples du traîné électrique, selon un dispositif Schlumberger $MN = AB/5$ (cf. Griffiths et King, 1981) et la méthode électromagnétique radio magnétotellurique RMT (Turberg et al, 1993). Plusieurs longueurs de ligne (AB 2.5, 5, 10 et 20 m) et plusieurs fréquences (16, 60 et 162 kHz) ont respectivement été testées afin d'identifier le dispositif dont les résistivités apparentes mesurées montrent la meilleure corrélation avec les mesures in-situ de la conductivité hydraulique à saturation. Nous avons choisi ces dispositifs en fonction de leur profondeur d'investigation et sur la base d'études précédentes menées par le GEOLEP/EPFL sur les communes de Berolle et de St Prex qui avaient montré des corrélations entre le logarithme de la conductivité hydraulique mesurée à l'aide d'essai Porchet à la tarière et celui de la résistivité électrique apparente avec une longueur de ligne AB 20 m (Parriaux, 2001). Les mesures ont été effectuées sur deux sites d'étude :

- a) Le bassin d'alimentation du captage de la Pérallaz (Commune de Thierrens, cf. Exemples du chapitre 6).
- b) Un terrain situé dans le bassin d'alimentation du puits du Morand (cf. Exemples du chapitre 6), dont les sols et sous-sols ont été étudiés en détail dans la thèse de A.C. Cosandey-Deruz (Cosandey-Deruz, 2001). Les travaux réalisés sur ce site ont été réalisés en collaboration avec B. Doroudian qui a effectué son travail de diplôme postgrade sur ce sujet (Doroudian, 2004).

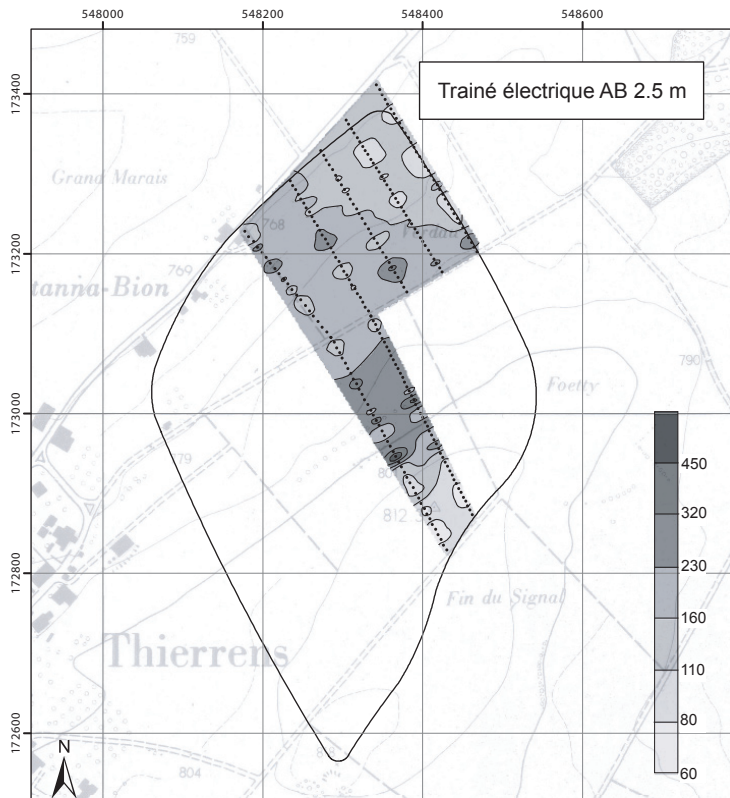


Fig. 42 - Champ de la résistivité apparente déterminée à l'aide de traîné électrique (Schlumberger) - AB 2.5 m - pour le bassin d'alimentation du captage de la Pérallaz (cf. chapitre 6).

Les Fig. 42, 43 et 44 illustrent les champs de résistivité déterminés sur le bassin d'alimentation du puits de Pérallaz. Les champs ont été interpolés par krigeage. On remarque une bonne correspondance avec la carte des sols (cf. Fig. 45) qui présente une bande de sol sablo-limoneux à l'endroit des fortes valeurs de résistivité électrique apparente. Cette correspondance est particulièrement bien marquée sur la cartographie électrique AB 2.5 m.

La méthode RMT s'est révélée, en revanche, inappropriée pour l'objectif recherché. Les profondeurs d'investigation englobent effectivement une trop grande tranche de terrain et aucune corrélation significative n'a pu être mise en évidence avec les essais d'infiltration effectués dans les premiers mètres du terrain. La plus grande fréquence (162 kHz) a effectivement une profondeur d'investigation similaire à celle du dispositif AB 20

m pour lequel aucune corrélation n'a également été trouvée sur le site du bassin d'alimentation du puits du Morand (cf. Tableau 18) - les mesures effectuées sur le site du bassin d'alimentation du captage de la Pérallaz n'ont pas donné de résultats en raison de problèmes expérimentaux (présence d'un émetteur radio à proximité et d'un gazoduc enterré). La comparaison entre les champs de résistivité apparente obtenus par ces deux méthodes sur le site du bassin du puits du Morand montre de faibles différences. Ce résultat est intéressant car il permet de valider les champs de résistivité apparente mesurés en montrant qu'il n'y a pas une influence de la méthode. En outre, le fait de retrouver des champs similaires de

la résistivité apparente pour des dates différentes (de conditions météorologiques différentes : sèches et humides) montre que, pour ce site, la différence de saturation n'a pas une grande importance sur l'allure du champ. Michot (2003) a toutefois montré qu'en général la résistivité peut être bien différente selon la teneur en eau du sol. Nous proposons donc, si possible, d'éviter de réaliser les mesures pendant ou à la suite d'une situation pluvieuse, et de privilégier les périodes sèches de façon à avoir le meilleur contraste possible entre les sols perméables asséchés et les sols de texture plus fine de saturation plus élevée.

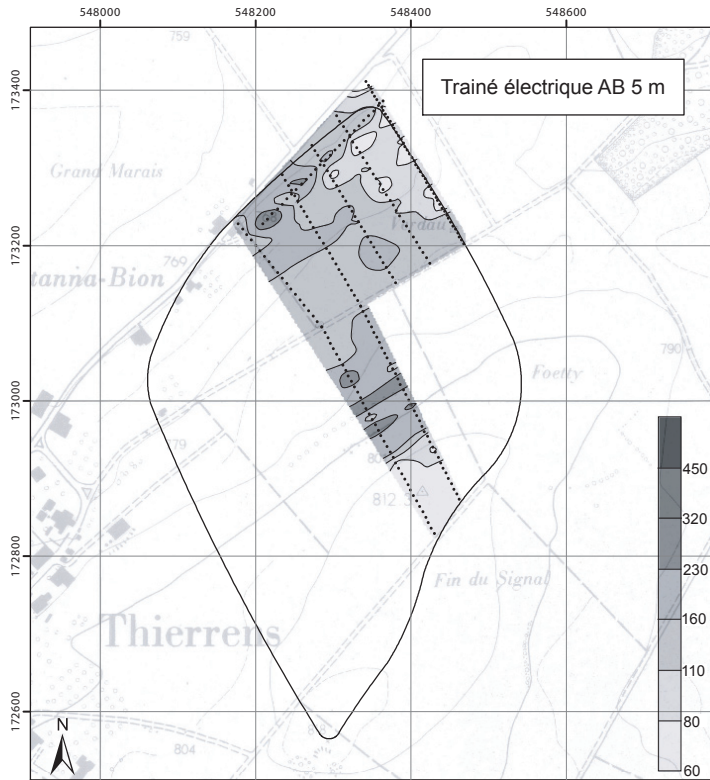


Fig. 43 - Champ de la résistivité apparente déterminée à l'aide de trainé électrique (Schlumberger) - AB 5 m - pour le bassin d'alimentation du captage de la Perallaz.

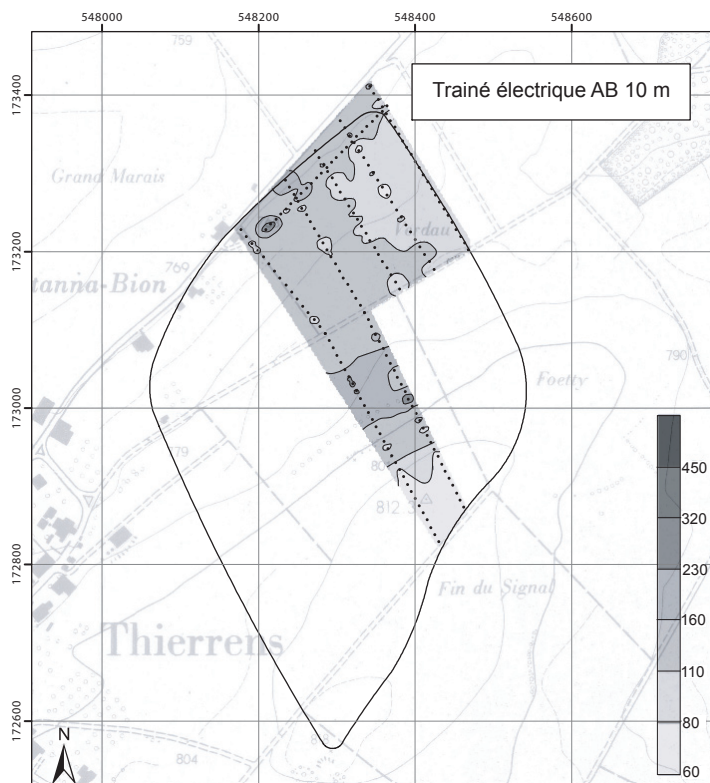


Fig. 44 - Champ de la résistivité apparente déterminée à l'aide de trainé électrique (Schlumberger) - AB 10 m - pour le bassin d'alimentation du captage de la Perallaz.

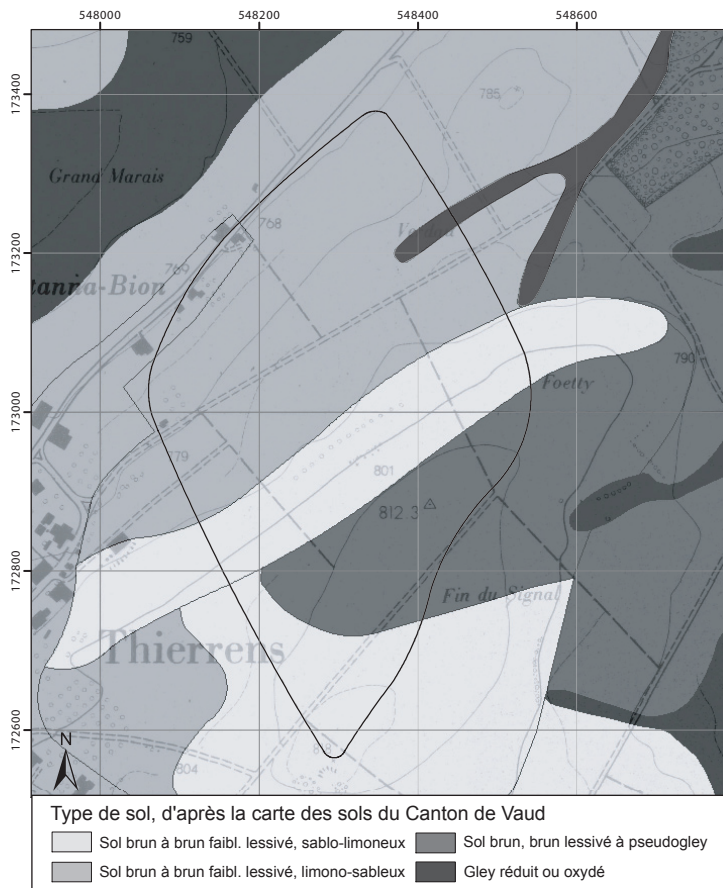


Fig. 45 - Carte des sols

3 – Résultats

Les résultats des corrélations entre les mesures de la conductivité hydraulique à saturation et les résistivités électriques apparentes sont présentés dans le tableau 16; nous avons comparé les logarithmes des valeurs. Le test « F » de Snedecor a été effectué pour évaluer si les corrélations sont significatives.

Méthode		Trainé électrique	R ²	R ² significativement différent de 0 à	
				95%	99%
Essai Porchet en fouille		AB 2.5 m	0.97	oui	oui
		AB 5 m	0.87	oui	oui
		AB 10 m	0.85	oui	oui
Essai Porchet à la tarière	0-1 m	AB 2.5 m	0.17	non	non
		AB 5 m	0.06	non	non
		AB 10 m	0.14	non	non
	0-2 m	AB 2.5 m	0.55	non	non
		AB 5 m	0.63	non	non
		AB 10 m	0.11	non	non
Essai Jäckli	Sans distinction des terrains	AB 2.5 m	0.50	oui	oui
		AB 5 m	0.41	oui	oui
		AB 10 m	0.19	oui	non
	Avec distinction: cas de la molasse	AB 2.5 m	0.56	oui	oui
		AB 5 m	0.20	non	non
		AB 10 m	0.00	non	non
	Avec distinction: cas de la moraine	AB 2.5 m	0.70	oui	oui
		AB 5 m	0.60	oui	oui
		AB 10 m	0.37	oui	non

Tableau 16 - Corrélation entre les mesures de K et de la résistivité apparente pour le bassin d'alimentation du captage de la Perallaz

Les Fig. 46 et 47 montrent respectivement l'emplacement des essais Porchet en fouille et les corrélations obtenues entre les mesures de la conductivité hydraulique à saturation et les résistivités apparentes pour des longueurs de ligne de 2.5, 5 et 10 m. Une bonne corrélation linéaire s'observe dans les trois cas ; la meilleure est obtenue pour une longueur de ligne AB 2.5 m. Les essais en fouille avaient été réalisés avant l'étude géophysique par le bureau ABA-GEOL (ABA-GEOL, 1986) et ne sont ainsi pas placés de manière optimale.

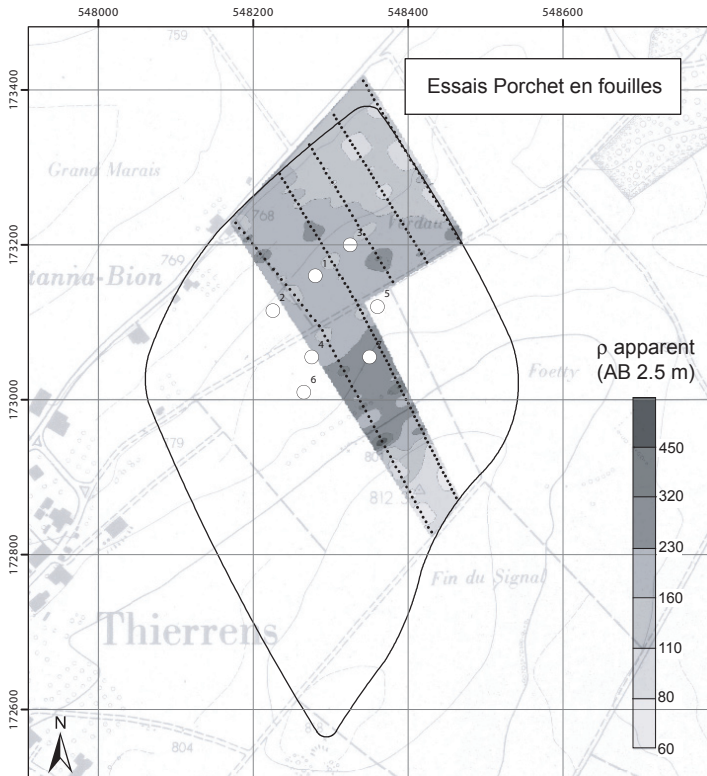


Fig. 46 - Emplacement des essais d'infiltration Porchet en fouille

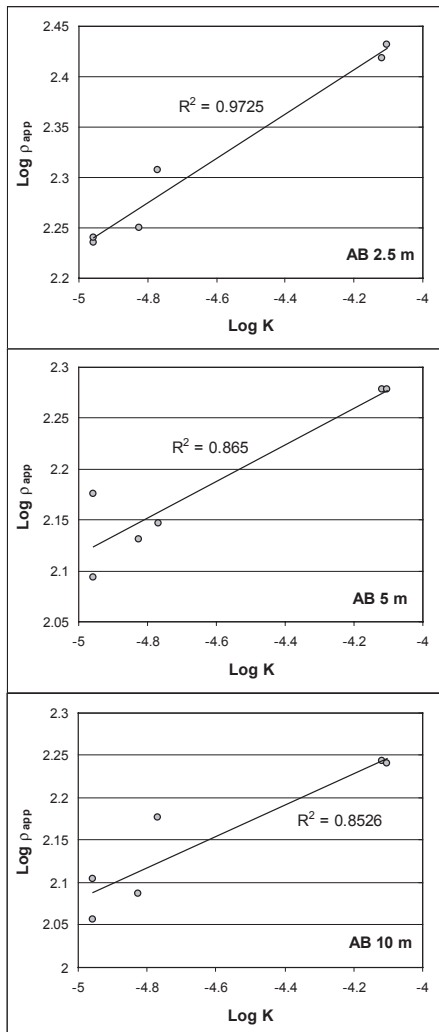


Fig. 47 - Corrélations entre la K déterminée par essais Porchet en fouille et la résistivité apparente (AB 2.5, 5 et 10 m).

Les Fig. 48, 49 et 50 présentent les emplacements des essais Porchet à la tarière, ainsi que les corrélations obtenues. Les essais ont été réalisés sur deux profondeurs, entre 0 et 1 m et entre 0 et 2 m. Les essais proches de la surface ne montrent pas de corrélation. Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation déterminées dans le domaine couvert par la géophysique présentent effectivement des valeurs très proches ne permettant pas de faire un zonage de cette valeur. D'autres valeurs situées en dehors du domaine couvert par la géophysique présentent cependant des variations plus importantes. Les valeurs intégrant une plus grande tranche de terrain montrent, en revanche, une certaine corrélation linéaire pour les faibles longueurs de ligne (AB de 2.5 et 5 m). Le manque de données ne permet toutefois pas de considérer cette corrélation comme significative à 95%.

Les essais Porchet ont été effectués avant les mesures géophysiques dans le cadre d'un mandat (GEOLEP, 1998). On constate que les emplacements ne sont pas les plus appropriés et qu'il vaudrait mieux opérer dans le sens inverse en définissant des essais ciblés, basés sur la carte de la résistivité apparente.

Les Fig. 51 et 52 présentent l'emplacement des essais Jäckli, ainsi que les résultats obtenus. Les essais ont été généralement réalisés à 1 m et à 1.7 m de profondeur, ainsi qu'à 1.4 m pour quelques-uns. Sur les 50 essais effectués, seuls 34 ont donné des graphes acceptables. Les différentes mesures en un même emplacement ont été regroupées pour donner une valeur moyenne de la conductivité hydraulique à saturation (moyenne harmonique).

Dans un premier temps tous les essais ont été pris en compte sans discernement, une certaine corrélation linéaire est observée pour les faibles longueurs de lignes AB 2.5 et 5 m.

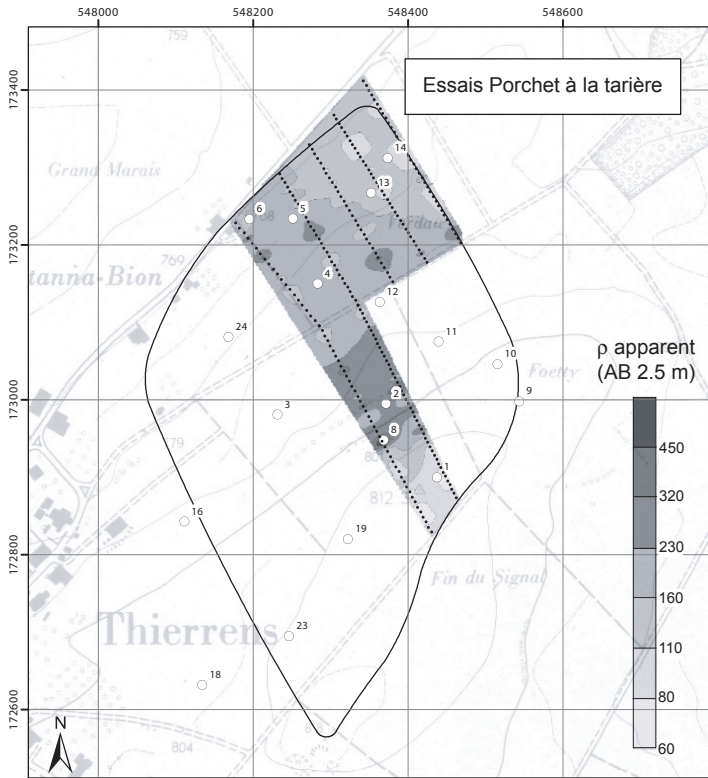


Fig. 48 - Emplacement des essais d'infiltration Porchet à la tarière.

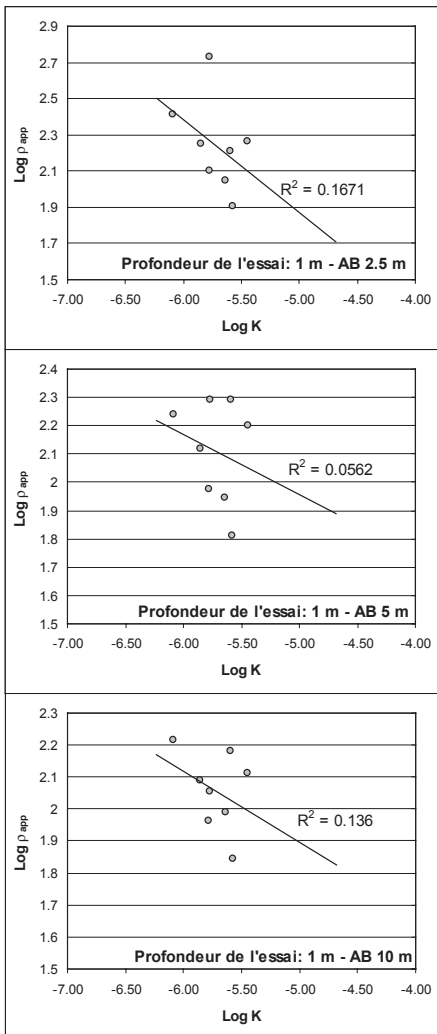


Fig. 49 - Corrélations entre la K déterminée par essais Porchet à la tarière entre 0 et 1 m et la résistivité apparente (AB 2.5, 5 et 10 m).

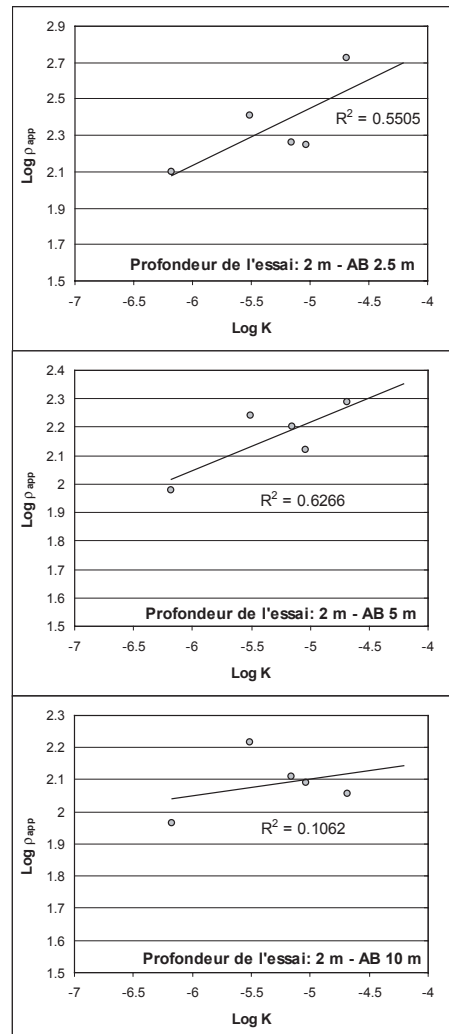


Fig. 50 - Corrélations entre la K déterminée par essais Porchet à la tarière entre 0 et 2 m et la résistivité apparente (AB 2.5, 5 et 10 m).



Fig. 51 - Emplacement des essais d'infiltration Jäckli.

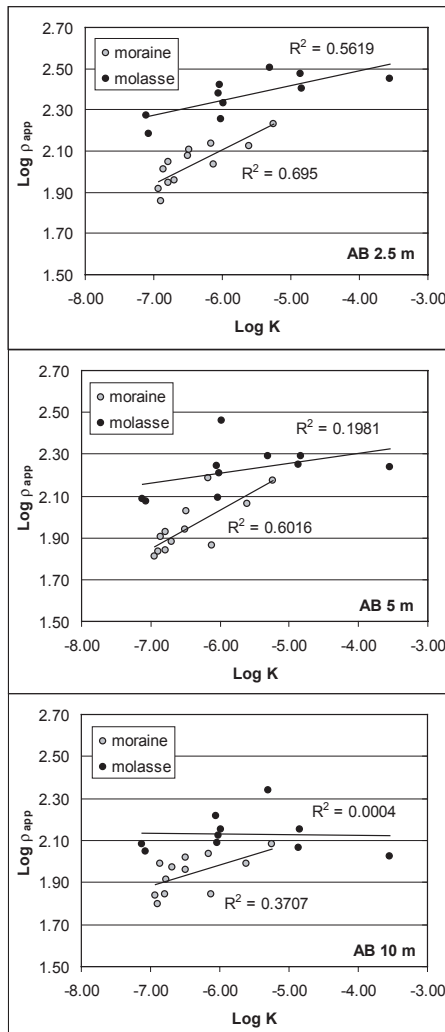


Fig. 52 - Corrélations entre la K déterminée par essais Jäckli et la résistivité apparente (AB 2.5, 5 et 10 m).

La prise en compte du type de sous-sol, dans ce cas de la moraine rhodanienne ou de la molasse gréseuse du Burdigalien (cf. Fig. 53) permet d'améliorer les coefficients de corrélation, notamment pour les essais sur moraine. Pareillement à la carte des sols qui présente une bonne correspondance avec les cartes électriques, ces données du sous-sol sont également mises en évidence sur ces cartes. Il est donc important de prendre en compte les connaissances géologiques pour interpréter correctement les données géophysiques et hydrauliques.

L'ensemble de ces données montre que, d'une manière générale, il convient d'utiliser une petite longueur de ligne pour obtenir les résultats les plus fiables. On utilisera ainsi préférentiellement des longueurs de ligne AB de 2.5 à 5 m (cf. Tableau 16).

Sur la base de l'ensemble des observations de terrain (sols et sous-sols), des résultats des essais d'infiltration et de la cartographie électrique AB 2.5 m, le bassin d'alimentation a pu être divisé en secteurs de conductivité relativement homogène (cf. Fig. 54). Le tableau 17 expose, pour chaque secteur, la valeur de conductivité hydraulique moyenne déterminée à partir des corrélations linéaires établies, en considérant la résistivité apparente moyenne de chaque secteur. Pour le cas de l'essai Porchet à la tarière à faible profondeur, la conductivité hydraulique moyenne de chaque secteur a été déterminée sur la base de la moyenne des essais d'eau effectués dans le secteur considéré.

Pour chaque secteur, on constate que les différentes méthodes donnent des valeurs relativement proches avec une différence maximale d'un ordre de grandeur. Les différences entre les valeurs moyennes des secteurs étant du même ordre, il est inutile de chercher à réaliser un zonage plus détaillé.

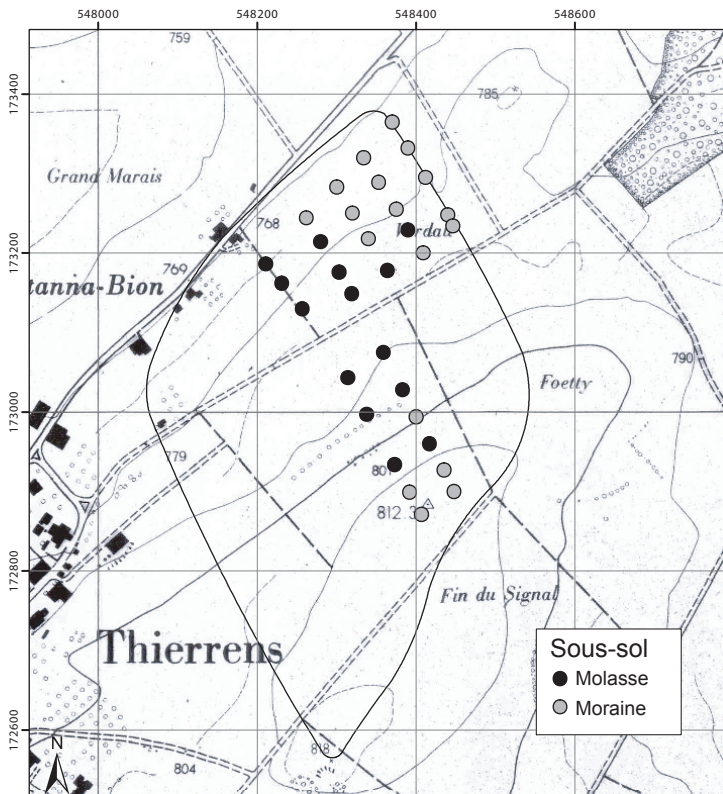
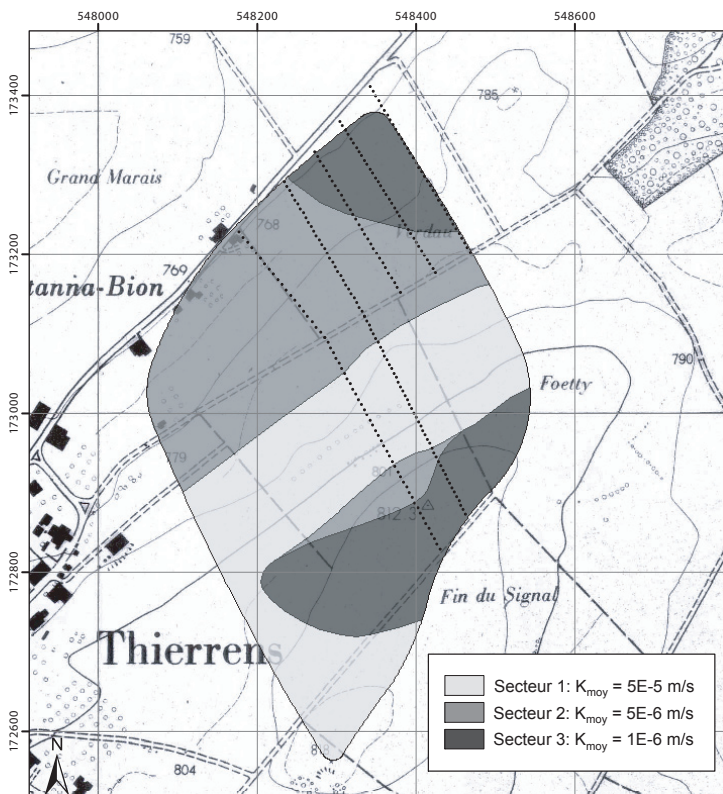


Fig. 53 - Indication sur le type de sous-sol.

Fig. 54 - Cellules de K relativement homogènes. Les valeurs indiquées se réfèrent au tableau 17; elles ont été arrondies.

Ces résultats montrent ainsi qu'il est possible à l'aide de données géologiques et géophysiques et de l'utilisation d'une des méthodes d'infiltration de définir un zonage de la conductivité hydraulique à saturation.

Il est difficile de comparer les différentes méthodes d'infiltration entre elles, car les coefficients de corrélation entre les mesures géophysiques et les essais d'infiltration dépendent également de l'emplacement des essais, à savoir, s'ils ont été placés aux endroits opportuns sur la base de la géophysique ou s'il s'agit d'anciennes données; la distance par rapport aux mesures géophysiques est également importante (interpolation). On notera toutefois que les essais Porchet en fouille donnent les meilleures corrélations. Ce type d'essai intégrant un grand volume de terrain, nous sommes de l'avis qu'il donne la plus grande sécurité sur la valeur calculée. Il est cependant plus coûteux que l'essai à la tarière dont la robustesse est plus réduite, mais qui est effectué rapidement et qui permet ainsi de couvrir la zone d'étude avec un grand nombre d'essais.

Nous ne recommandons pas l'utilisation de l'essai Jäckli, car son application est fastidieuse et une grande partie des essais ont dû être rejetés en raison de problèmes expérimentaux.

Méthode	Tranche testée	Conductivité hydraulique à saturation		
		Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3
Essai en fouille	0 ~ 2m	1.E-04	1.E-05	1.E-06
Porchet	0 ~ 1m	1.E-05	3.E-06	2.E-06
Porchet	0 ~ 2m	1.E-05	3.E-06	4.E-07
Jäckli	1 ~ 2m	5.E-05	3.E-06	1.E-07
Moyenne		4.E-05	5.E-06	9.E-07

Tableau 17 - Valeurs de K moyennes déterminées pour chaque secteur sur la base des corrélations entre les mesures de K et les résistivités apparentes.

Un travail similaire a été réalisé sur le second site. Dans ce cas, les mesures ont cependant été focalisées sur l'essai Porchet à la tarière.

Les résultats sont présentés sur la Fig. 55 et dans le tableau 18. Dans ce cas, il était aussi préférable d'incorporer les données géologiques pour obtenir de meilleures corrélations. Des analyses granulométriques ont montré que la matrice des graviers est localement constituée en majorité par des matériaux fins, rendant ces dépôts très peu perméables. La longueur de ligne AB 2.5 m ressort également comme étant la meilleure.

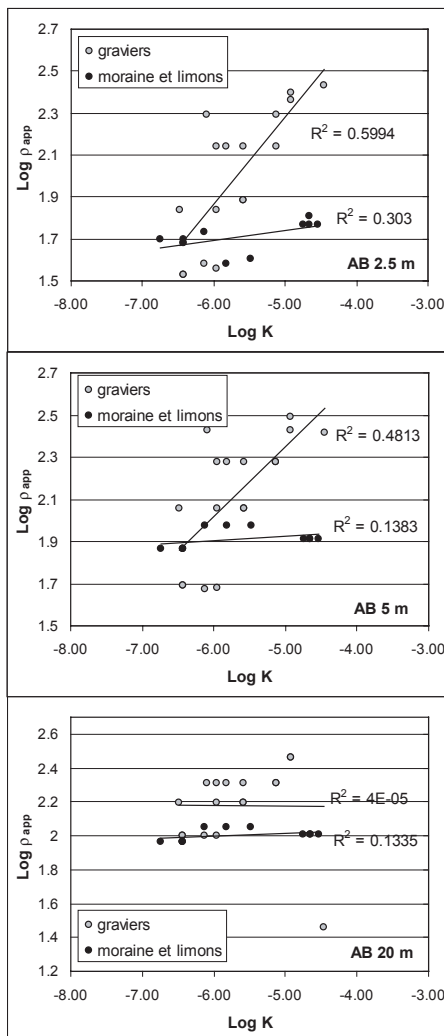


Fig. 55 - Corrélations entre la K déterminée par essais Porchet à la tarière et la résistivité apparente (AB 2.5, 5 et 20 m).

Afin de visualiser la représentativité d'un essai Porchet par rapport à l'échelle de l'étude, nous avons réalisé plusieurs essais à chaque emplacement (espacement d'environ 2 m entre les essais). On observe que les différents essais effectués approximativement au même endroit donnent des résultats généralement très semblables pour des sols fins, alors qu'on observe une plus grande dispersion pour le cas des sols grossiers. Cette observation peut très certainement être reliée à l'homogénéité des sols fins et à l'hétérogénéité des graviers mis en place dans un contexte de déposition moins uniforme. Selon le type de matériaux, il peut donc être important de réaliser plusieurs essais pour obtenir une valeur moyenne représentative de l'emplacement testé.

Des mesures en laboratoire de la conductivité hydraulique à saturation ont également été réalisées dans le cadre de cette recherche, au laboratoire de mécanique des sols et des roches de l'EPFL, afin d'estimer la précision des valeurs indiquées par les essais Porchet à la tarière. Les échantillons ont été prélevés entre 70 et 100 cm en dessous de la surface du sol et correspondent approximativement au début du sous-sol. Le dispositif exposé sur la photo 1 a été utilisé pour l'échantillonnage après avoir creusé des trous d'environ 70 cm de profondeur. Les essais ont été effectués avec une instrumentation à charge variable après avoir paraffiné et saturé les échantillons. Les résultats sont présentés dans le tableau 19.



Photo 1 - Echantillonneur utilisé pour le prélèvement des matériaux.

Méthode		Trainé électrique	R ²	R ² significativement différent de 0 à	
				95%	99%
Essai Porchet à la tarière	Sans distinction des terrains	AB 2.5 m	0.23	oui	oui
		AB 5 m	0.19	oui	oui
		AB 20 m	0.00	non	non
	Avec distinction: cas des graviers	AB 2.5 m	0.60	oui	oui
		AB 5 m	0.48	oui	oui
		AB 20 m	0.00	non	non
	Avec distinction: cas de la moraine et des limons	AB 2.5 m	0.30	oui	non
		AB 5 m	0.14	non	non
		AB 20 m	0.13	non	non

Tableau 18 - Corrélations entre les mesures de K et de la résistivité apparente pour le bassin d'alimentation du puits du Morand.

Site	Conductivité hydraulique à saturation K		Rapport K_1/K_2
	Essai in-situ (Porchet), K_1	Essai en laboratoire, K_2	
1	1.8E-06	1.9E-06	0.9
2	4.0E-07	6.2E-07	0.6
		3.5E-06	0.1
3	4.0E-07	3.5E-06	0.1
		5.2E-06	0.1
4	2.4E-06	1.2E-05	0.2
		2.2E-06	1.1
5	1.6E-06	1.9E-05	0.1

Tableau 19 - Comparaison entre les K estimées in-situ et en laboratoire.

On remarque que les essais Porchet indiquent généralement une conductivité hydraulique à saturation plus faible que celle donnée par les essais en laboratoire, avec une différence maximale d'un ordre de grandeur. L'imprécision peut provenir de différents facteurs :

- Un lissage possible des parois du trou de tarière ayant pour effet une diminution de leur conductivité hydraulique,
- Un milieu hétérogène ou anisotrope (hypothèses de base de l'essai Porchet pas respectées),
- Une saturation non-garantie lors de l'essai Porchet,
- Des imprécisions sur les essais en laboratoire dues aux remaniements des échantillons (décompression, fissures de dessiccation, etc.). Les échantillons d'un même emplacement (prélèvements espacés d'environ 50 cm) présentent également des différences d'approximativement un ordre de grandeur.

L'incertitude sur les valeurs de K , que ce soit en laboratoire ou in-situ, est par conséquent d'environ un ordre de grandeur. Cette imprécision sur les mesures de la conductivité hydraulique à saturation explique ainsi certainement la corrélation pas très élevée avec les mesures électriques. Il est donc important d'avoir un regard critique sur les résultats et il convient de prendre ces résultats comme une tendance et de distinguer de grandes unités plutôt que de chercher à réaliser une carte très détaillée.

Dans le cadre de deux travaux de diplôme postgrade effectués au GEOLEP, des modélisations numériques des essais Porchet à l'aide du logiciel FEFLOW (Diersch, 1996) ont été entreprises en vue de déterminer l'erreur liée aux conditions de terrain (Hassenbach, 2002 et Ndiaye, 2003). Il en ressort les éléments suivants :

- Dans l'ensemble des cas simulés, lorsque la saturation diminue, il y a exagération de la conductivité hydraulique à saturation estimée par l'essai Porchet. La relation est continue, quasi-linéaire, mais dépend du type de terrain, notamment de sa conductivité hydraulique à saturation réelle.
- Dans les mêmes conditions de saturation, lorsque la conductivité hydraulique à saturation réelle augmente, l'exagération commise sur l'estimation Porchet diminue. En d'autres termes, plus un terrain est perméable plus l'erreur sur la valeur estimée de la conductivité sera faible en cas de non saturation.
- Dans le cas d'un sable graveleux ($K_{réelle}$ valant 1E-4 m/s), des saturations de 0.9 et de 0.6 entraînent respectivement des exagérations de 1.5 et de 2 ordres de grandeur. Dans le cas de limons ($K_{réelle}$ valant 1E-7 m/s), des saturations de 0.9 et de 0.6 entraînent respectivement des exagérations de 1.5 et de 2.8

ordres de grandeur.

- On retiendra donc qu'il est important de bien saturer la zone de l'essai, avant de commencer les mesures, si on souhaite des résultats représentatifs des conditions réelles.

4 – Elaboration d'une méthodologie

Sur la base de ces études de site, nous avons défini la méthodologie générale suivante (cf. Fig. 56).

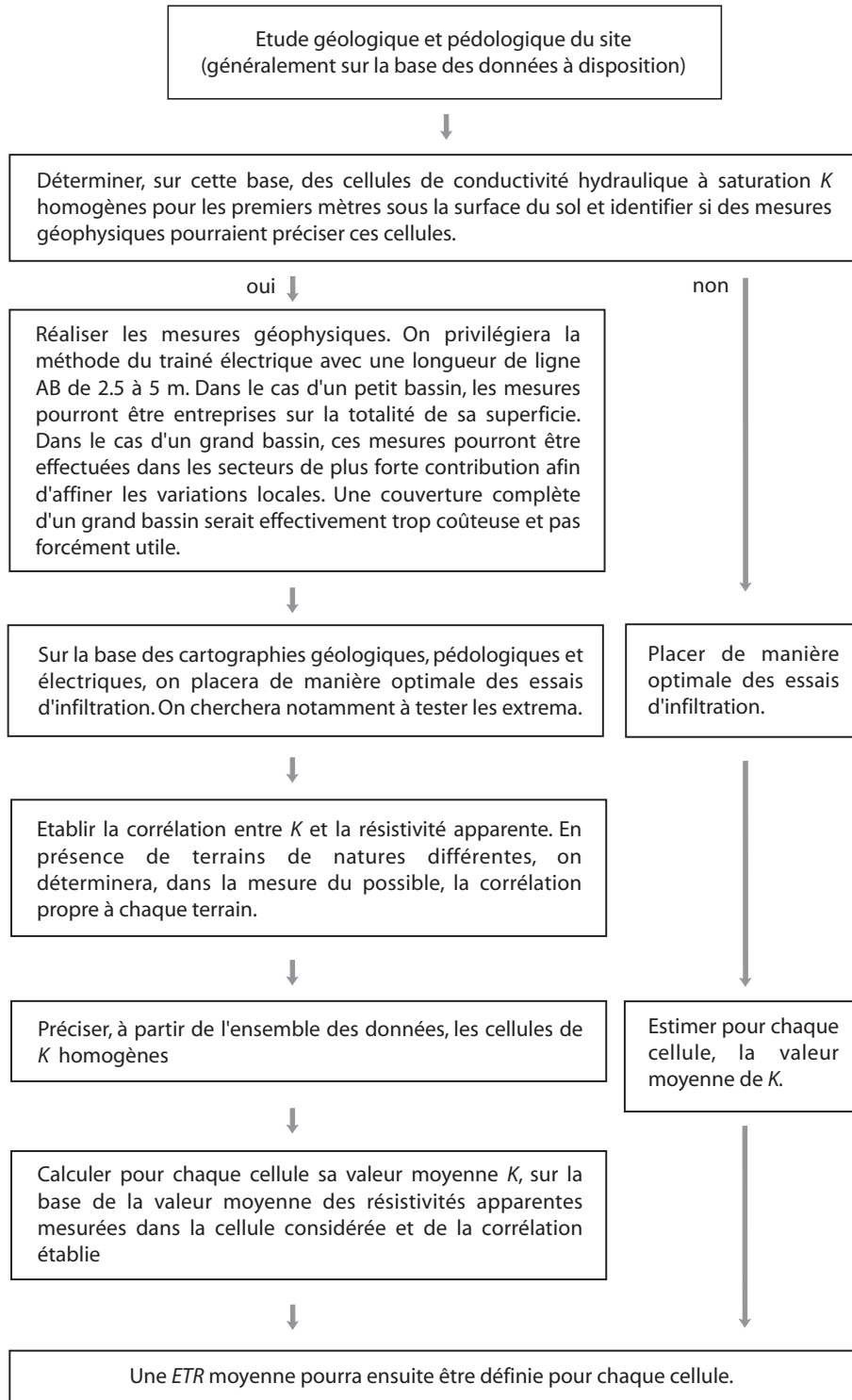


Fig. 56 - Méthodologie pour établir le champ de K par combinaison de mesures d'infiltration in-situ et des mesures géophysiques.

Michot (2003) propose également de combiner mesures géophysiques et données de la télédétection multispectrale pour cartographier les sols. Il a pu montrer que la réflectance du sol donnait une indication indirecte sur son développement. Cette méthode de résolution spatiale plus grossière que la géophysique présente l'avantage d'une acquisition très rapide et apporte une vision complémentaire utile dans le cas de grands bassins d'alimentation. Son utilisation nous paraît toutefois limitée si les terrains présentent une hétérogénéité verticale.

En complément à notre travail sur la méthodologie présentée sur la Fig. 56, des simulations numériques de la résistivité apparente en fonction de la longueur de ligne ont été effectuées pour deux contextes géologiques:

- un aquifère d'alluvions recouvert par des dépôts limoneux peu perméables,
- un aquifère formé dans de la molasse altérée et recouvert par de la moraine.

Ceci afin de tester si les faibles longueurs de ligne, notamment $AB = 2.5$ m, sont influencées uniquement par la première couche de faible perméabilité quelque soit son épaisseur (cf. Fig. 57 et 58). Si c'était le cas, la méthode ne serait pas appropriée en présence par exemple d'une couche peu perméable de 40 cm de profondeur. Une telle épaisseur est effectivement affectée entièrement par le travail agricole (charrue) et présentera des macropores permettant une infiltration efficace importante malgré la texture de nature peu perméable des matériaux.

Pour chacune des deux situations géologiques, trois épaisseurs (0.4, 0.8 et 1.2 m) de couches peu perméables ont été testées. Des résistivités de 2000 et 80 Ωm ont été admises respectivement pour les alluvions et les limons, et des valeurs de 60, 300 et 100 Ωm ont été supposées respectivement pour la moraine, la molasse altérée et la molasse saine sous-jacente. Une épaisseur de 7 m de molasse altérée aquifère a été admise.

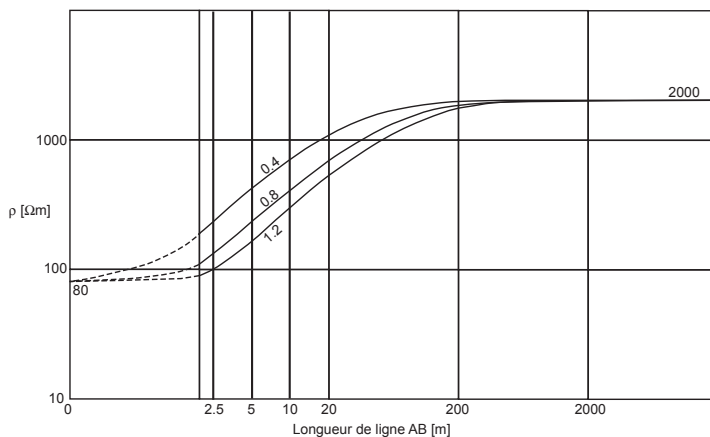


Fig. 57 - Cas des alluvions recouvertes de limons.

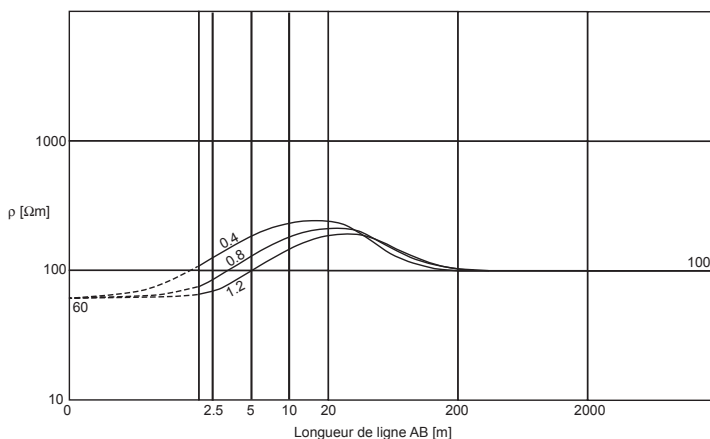


Fig. 58 - Cas de l'empilement moraine / molasse altérée / molasse saine.

Nous constatons que dans les deux contextes géologiques, des longueurs de lignes de $AB = 2.5$ m sont suffisantes pour faire la distinction entre les trois épaisseurs de couverture peu perméable.

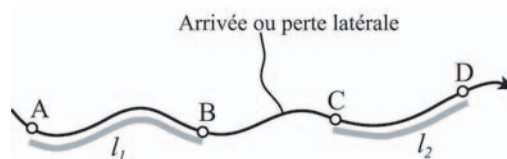
L'application de faibles longueurs de ligne (AB 2.5 à 5 m) peut ainsi être maintenue dans la méthodologie proposée.

4.4.3. Infiltration des cours d'eau (I_r)

Les pertes d'un cours d'eau par infiltration ou son alimentation par exfiltration de la nappe peuvent être estimées par des jaugeages en différents points du cours d'eau. L'infiltration linéaire (I_{r-lin}) [m^2/s] est donnée par la différence des débits (Q_i) divisée par la longueur du tronçon (l) entre les deux points de mesure.

$$I_{r-lin\ l} = \frac{Q_A - Q_B}{l_1} \quad (24)$$

$$I_{r-lin\ l} = \frac{Q_C - Q_D}{l_2}$$



L'infiltration I_r [m/s] est ensuite obtenue en divisant I_{r-lin} par la largeur du cours d'eau de façon à ce qu'elle puisse être comparée aux valeurs d'infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture.

Il est important de réaliser ces mesures par temps sec, lorsqu'il n'y a pas eu de précipitations depuis plusieurs jours, afin qu'elles ne soient pas perturbées par un apport direct de la pluie ou latéralement par un ruissellement diffus.

On veillera à comparer les débits de tronçons qui ne comportent pas d'arrivées ou d'exportations latérales (e.g. tronçons l_1 et l_2).

Le découpage en différents tronçons permet de voir si l'infiltration est homogène ou hétérogène (avec des secteurs locaux de forte infiltration) le long du cours d'eau.

La présente recherche suggère d'établir un réseau de surveillance et de suivre la variation d'infiltration ou d'exfiltration au cours du temps. Des mesures en continu (station limnigraphique) sont les plus appropriées pour pouvoir déterminer avec précision ces valeurs. Dans le cas de petits cours d'eau où des mesures en continu ne sont pas possibles, des mesures mensuelles pendant au moins une année sont vivement recommandées. Les valeurs annuelles moyennes d'infiltration des différents tronçons seront finalement utilisées pour le dimensionnement des zones de protection.

Une exfiltration de la nappe dans un cours d'eau peut être mise en évidence par une différence négative des débits. Dans une telle situation, ces données doivent être prises en compte pour le calcul de la probabilité P qu'une particule d'eau de la nappe atteigne le captage, et donc pour l'estimation de la portion de nappe qui alimente le captage. L'estimation de l'exfiltration est également possible par la technique de séparation de l'hydrogramme de crue (Cherkauer et Ansari, 2005 ; Musy et Higy, 1999).

Il existe de nombreuses techniques pour mesurer le débit d'un cours d'eau. L'annexe 3 compare ces différentes méthodes et indique quel procédé utiliser en fonction des conditions locales (géométrie du lit du cours d'eau, régime d'écoulement, etc).

Exemple du puits Neufeld

Dans la plaine du Dünnerngäu, les cours d'eau sont nettement perchés au dessus de la zone saturée et sont aménagés en canaux, de sorte qu'ils infiltrent l'aquifère de manière homogène. Ceci a été confirmé par une campagne de jaugeages au sel détaillés le long de leur parcours (Bussard, 2000). Les valeurs d'infiltration étant en accord avec les mesures antérieures moins nombreuses (Geotechnisches Institut, TK consult AG, 1999), mais indiquant des valeurs moyennes annuelles, nous n'avons pas poursuivi ces jaugeages pour les différentes situations hydrologiques tout au long de l'année, et les valeurs antérieures ont été conservées (cf. Fig. 60).

4.4.4. Exportations (e)

1 - Exportation par des drains

En présence d'un drainage (cf. Fig. 59), il s'agit de mesurer le débit annuel moyen à la sortie du collecteur des drains (Q_{drainage}). Pour cela, il convient de mesurer mensuellement le débit à l'aide d'une des méthodes exposées en annexe 3.

Connaissant la superficie affectée par le drainage (S_{drainage}), il est possible de déterminer le coefficient d'exportation e [-] donné par l'équation :

$$e = \frac{Q_{\text{drainage}}}{\sum_{i=1}^n I_{e_i} S_i} \quad [-] \quad (25)$$

S_i : superficie d'un secteur i d'infiltration efficace homogène (I_{e_i}) contenu dans la surface drainée.

$$S_{\text{drainage}} = \sum_{i=1}^n S_i \quad [\text{m}^2] \quad (26)$$

2 - Exportation par la présence d'une lentille de faible conductivité hydraulique

La présence d'un niveau de faible conductivité hydraulique situé à proximité de la surface peut conduire à une exportation partielle (voire complète) des eaux infiltrées avant qu'elles atteignent la nappe. Des couches de ce type sont fréquentes dans les plaines alluviales; elles proviennent e.g. de la déposition de limons de débordement. Pour calculer le coefficient d'exportation, il est nécessaire de connaître la nature, l'extension et la géométrie de la couche peu perméable. Dans le cas où l'on dispose de suffisamment de données, il est possible de recourir aux outils de simulation numérique des écoulements pour déterminer la valeur de e .

La présence d'un niveau peu perméable qui dévie les écoulements est généralement mise en évidence par la présence de sources s'il est situé à proximité de la surface. En revanche, s'il se situe plus en profondeur, seuls des forages peuvent identifier sa présence. Sa géométrie pourra être déterminée par interpolation entre des forages rapprochés ou par les moyens indirects de la géophysique. La sismique réflexion haute résolution et le GPR sont des outils appropriés pour visualiser les structures sédimentaires susceptibles de dévier les flux (cf. Annexe 1).

Dans la situation où les eaux exportées sont amenées en surface pour former une source, il convient de faire un suivi du débit de l'exutoire naturel. Il est important de vérifier que les eaux ne se réinfiltrent pas en aval de l'exutoire. Si c'est le cas, le coefficient d'exportation sera très faible, voire nul, mais il faudra en revanche prendre en compte les déviations des écoulements en zone non-saturée par rapport au cas simple d'une alimentation verticale.

A l'issue de cette étape, on divisera le bassin d'alimentation en cellules de coefficient d'exportation e homogène.

Conclusions intermédiaires et discussion

La quantification des processus de recharge et d'exportation requiert de nombreuses données. Pour cela il est nécessaire d'étudier :

- *La recharge par l'infiltration efficace au travers de la surface du bassin d'alimentation,*
- *La recharge par l'infiltration de cours d'eau,*
- *Les exportations possibles hors du bassin d'alimentation lors du trajet d'une particule d'eau au sein*

de la zone non saturée (s.l.).

Les deux dernières sont généralement quantifiables sur le terrain à l'aide de mesures de débit en différentes périodes de l'année, en vue d'obtenir une vision sur la situation hydrogéologique moyenne. Selon le contexte, ce travail peut s'avérer conséquent, mais il est indispensable pour permettre une bonne compréhension des écoulements.

La recharge par l'infiltration efficace au travers de la surface du bassin d'alimentation est plus difficile à déterminer. Des mesures directes étant trop coûteuses, nous proposons une méthode indirecte basée sur un découpage du bassin d'alimentation en cellules d'infiltration efficace homogène (en considérant les facteurs suivant : le climat, la topographie, l'occupation des sols et le type de sol et sous-sol) et sur une estimation du bilan hydrique, notamment à l'aide de simulations numériques. Les essais ont donné des résultats cohérents avec des mesures in-situ en lysimètre et par rapport à des bilans hydrauliques réalisés à l'échelle de bassins d'alimentation.

Dans une phase itérative de la démarche, le champ d'infiltration efficace peut être affiné (localement ou pour toute la surface du bassin d'alimentation) avec une combinaison d'essais ponctuels d'infiltration d'eau et de mesures géoélectriques. Ce travail de recherche a permis d'élaborer une méthodologie qui propose d'implanter de manière ciblée les essais d'eau sur la base de cartographies géophysique et géologique. Parmi les différentes longueurs de ligne de traîné électrique testées (2.5, 5, 10 et 20 m), les petites longueurs AB 2.5 à 5 m apparaissent comme étant les meilleures pour déterminer des cellules de conductivité hydraulique à saturation homogène pour les premiers mètres en dessous de la surface du terrain. On utilisera l'essai Porchet à la tarière ou en fouille pour déterminer la conductivité hydraulique à saturation du terrain. Ces essais donnent un résultat approximatif qui doit être interprété en connaissance de cause mais qui permet de préciser les connaissances du terrain et généralement de découper celui-ci en plusieurs unités distinctes.

4.5. Contribution au débit en tout point du bassin

Le champ de contribution s'obtient en regroupant les différentes étapes du cheminement des eaux souterraines depuis la surface du bassin d'alimentation jusqu'au captage, traitées indépendamment dans les chapitres précédents. Un modèle quantitatif de l'alimentation du captage peut ainsi être établi à partir du modèle conceptuel des écoulements.

La contribution à l'alimentation du captage est calculée en tout point i du bassin par l'équation 5 qui transcrit le parcours des eaux captées (cf. Fig. 1) ; pour rappel, (5): $C_i = I_i \cdot (1 - e_i) \cdot P_i$ [m/s].

Le calcul ne se fait pas directement par la multiplication en plan des trois champs I , e et P , mais il est nécessaire de considérer le modèle conceptuel tridimensionnel des écoulements pour multiplier les bons triplets de valeurs. La Fig. 59 illustre ce problème. En présence de déviations au sein de la zone non saturée, il devient nécessaire de réaliser une carte d'adressage. Dans la plupart des cas, cependant, des flux verticaux sont représentatifs des conditions naturelles et les calculs peuvent se faire en plan.

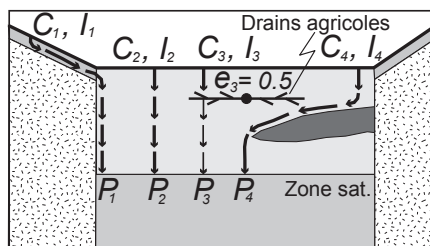


Fig. 59 - Détermination de la contribution C_i en tout point i situé en surface du bassin d'alimentation. Dans cet exemple, e_1 , e_2 et e_4 sont nuls.

La création d'une base de données SIG, regroupant les informations spatiales de chaque paramètre de l'équation 5, facilite le calcul de la contribution en tous points du bassin d'alimentation. Le calcul des bilans hydrauliques et chimiques discutés au chapitre 4.6 est également facilité par l'emploi de cet outil.

A l'issue de la première itération, le champ de contribution défini est, sauf exceptions, discontinu et il présente des cellules de contribution homogène qui correspondent à l'intersection des différentes cellules de valeurs homogènes déterminées à chaque étape du dimensionnement. De rares cas présentent un champ progressif par endroit, lorsqu'un champ d'infiltration variant progressivement a été défini.

Lorsqu'on itère la démarche et qu'on recourt à une simulation numérique advective-dispersive, le champ est progressif avec des discontinuités aux lieux de grandes variations (par exemple avec la présence d'un cours d'eau qui s'infiltré).

Le résultat peut être représenté par le champ de contribution C [m/s] ou par des isolignes de C définissant des surfaces qui participent à un certain pourcentage du débit capté, en comptant à partir des plus fortes valeurs (cf. Fig. 2). Les pourcentages sont définis par comparaison entre le volume sous la surface considérée et le volume total de l'enveloppe de contribution (débit capté).

Exemple du puits Neufeld

Le champ de contribution à l'alimentation du captage Neufeld a pu être déterminé par produit des champs I , e et P établis dans les chapitres précédents (cf. Fig. 60⁽¹⁾). Cette figure illustre l'importante hétérogénéité du champ C et montre que dans ce cas le paramètre le plus discriminant est le champ P . On notera également l'importante hétérogénéité du champ C à proximité des cours d'eau. Le lit des canaux est effectivement caractérisé par une grande valeur de C puisque l'infiltration locale (I_l) est bien plus importante que celle des abords (I_e).

⁽¹⁾ Sur cette figure, les contributions C calculées en chaque nœud du modèle ont déjà été triées par ordre décroissant et multipliées par leur surface d'influence. Les pourcentages indiqués représentent la participation des surfaces délimitées au débit capté.

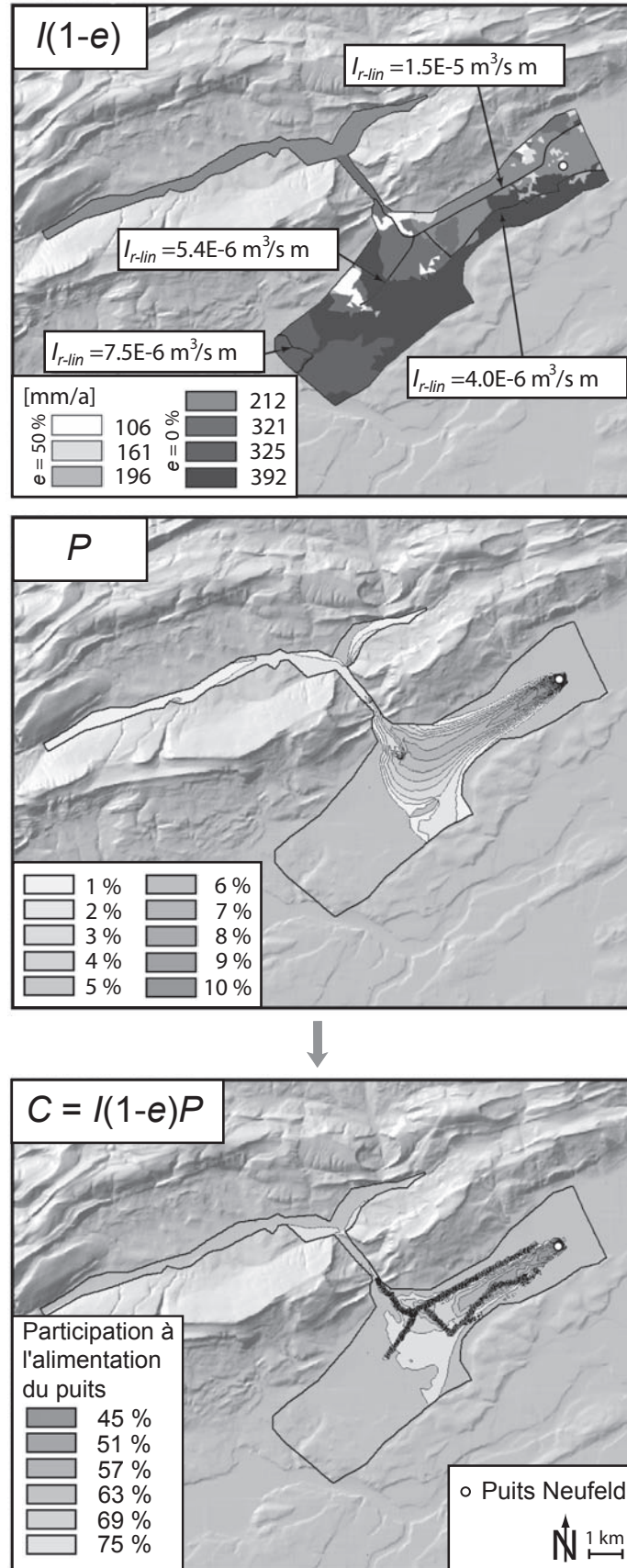


Fig. 60 - Application de la méthodologie pour le puits Neufeld.

4.6 Contrôle et validation des résultats

A l'issue de chaque itération de la méthode, soit le champ de contribution est jugé satisfaisant et les zones de protection peuvent être directement dimensionnées, soit il ne l'est pas et il est nécessaire de compléter les connaissances des écoulements par des investigations ou des traitements supplémentaires. Cette décision dépend de plusieurs critères:

1 - L'incertitude sur les données dont on dispose et sur les flux calculés

Les écoulements souterrains ne sont pas directement observables et de ce fait, leur compréhension fait généralement l'objet d'importantes incertitudes. Il convient ainsi de valoriser à chaque étape de la détermination du champ de contribution toutes les données disponibles, de façon à être aussi précis que possible. En outre, on veillera à réaliser les investigations supplémentaires appropriées seulement lorsque ces données sont jugées insuffisantes. Au cours de la première itération, on se limitera à des investigations simples.

Il est ainsi possible d'apprécier la fiabilité du champ de contribution par rapport aux incertitudes estimées à chaque étape du dimensionnement. Des analyses de sensibilité des paramètres permettent de tester l'importance des incertitudes sur le résultat final.

Si les incertitudes d'une étape sont jugées trop importantes et que ces données influencent considérablement le champ de contribution, il est alors nécessaire d'itérer l'ensemble de la démarche en approfondissant les connaissances dans les domaines où des manques ont été identifiés.

Il n'est pas possible d'indiquer une précision générale à atteindre, car elle varie de cas en cas suivant l'enjeu et la complexité des écoulements au sein du bassin d'alimentation, l'important étant d'obtenir un modèle suffisamment représentatif des conditions in-situ.

Cette étude propose de vérifier le bilan hydraulique pour chaque cas considéré (équation 6). La somme des contributions de l'ensemble des secteurs formant le bassin d'alimentation multipliées par leur surface respective (S_i) [m^2] doit effectivement correspondre au débit capté.

$$Q_{\text{captage}} = \sum_{i=1}^n C_i S_i \quad [m^3/s] \quad (6)$$

Dans la mesure du possible, le bilan chimique devrait aussi être vérifié. On recourra à tous les traceurs non-réactifs (chimiques, isotopiques) dont on dispose et qui n'ont pas été utilisés auparavant pour le dimensionnement. En présence de polluants solubles persistants, avec des pertes par adsorption ou dégradation négligeables, l'équation suivante peut être utilisée :

$$[contam.]_{\text{captage}} = \frac{1}{Q_{\text{captage}}} \sum_{i=1}^n [contam.]_{I_i} C_i S_i \quad [mg/l] \quad (27)$$

$[contam.]_{\text{captage}}$: concentration du polluant dans l'eau captée [g/m^3] or [mg/l].

$[contam.]_{I_i}$: concentration du polluant dans les eaux météoriques infiltrées à travers le sol ou dans les eaux provenant de l'infiltration de cours d'eau [g/m^3] ou [mg/l].

Dans le cas de l'infiltration de cours d'eau, la concentration des eaux infiltrées peut être directement déterminée par analyse chimique d'échantillons du cours d'eau. Des valeurs annuelles moyennes seront considérées pour le bilan.

La concentration annuelle moyenne des eaux météoriques infiltrées en dessous de la zone d'enracinement est plus difficile à déterminer puisqu'elle nécessite un dispositif de prélèvement plus complexe. Si on ne dispose pas d'un système de drainage permettant l'échantillonnage de ces eaux, on se référera à des données de la littérature sur des essais en lysimètre (Nievergelt, 1997; Prashung and Braun, 1994; OFAG, 2003 ; etc.) indiquant des valeurs moyennes du lessivage de polluants pour chaque type de culture [$g/m^2 \cdot s$]. Le tableau 20 donne un exemple de telles valeurs pour le cas du lessivage de nitrates. Des cartes de l'utilisation du sol et des cultures moyennes sont ainsi suffisantes pour une estimation de la

concentration recherchée. La majorité de ces données ne prennent cependant pas en compte la nature du terrain - rappelons à ce propos que Nievergelt (1997) a constaté un flux de nitrates en moyenne 20% plus élevé au travers de sols graveleux qu'au travers de sols silteux – selon le bassin d'alimentation étudié, il est donc parfois utile d'adapter les valeurs de la littérature en fonction de la nature des sols présents.

Culture	Pertes annuelles [kg N/ha a]
Maïs	100
Légumes	85
Pommes de terre	65
Vignes	50
Céréales	45
Prairie temporaire	40
Colza	25
Prairie permanente	10
Forêt	10

Tableau 20 - Valeurs moyennes des pertes d'azote sous différentes cultures, d'après Prasuhn et Braun (1994).

La concentration annuelle moyenne des eaux météoriques infiltrées en dessous de la zone d'enracinement peut être estimée par l'équation suivante :

$$[contam.]_{I_i} = \frac{L_i}{I_i} \quad [mg/l] \quad (28)$$

L_i : Lessivage moyen du polluant concerné au point i [$g/m^2 \cdot s$]. Nous proposons de considérer pour chaque point i , les cultures moyennes pour une période d'environ le temps de transit des eaux souterraines à travers le bassin d'alimentation, afin d'obtenir des valeurs de lessivage représentatives des conditions naturelles moyennes.

Un calcul simplifié peut être effectué en considérant un lessivage moyen homogène pour la totalité du bassin d'alimentation, basé sur les cultures moyennes et sur l'utilisation du sol du bassin.

2 - Le degré d'hétérogénéité de la contribution

Il est important d'estimer si une meilleure connaissance du champ de contribution permettrait d'observer des variations notables de la contribution jusqu'alors non identifiées ou qui sont atténuées par l'imprécision des données. Si c'est le cas, la zone de protection pourra être considérablement diminuée par une étude approfondie. En revanche, si l'amplitude de l'hétérogénéité est faible, une étude détaillée n'apportera pas un grand changement.

L'occurrence des hétérogénéités limite l'intérêt d'une étude approfondie, car le travail d'étude et son degré de complexité peuvent devenir très grands si les variations sont très fréquentes et à une échelle locale. Il est donc important de fixer la précision désirée en fonction de l'amplitude et de l'occurrence des hétérogénéités.

3 - L'enjeu

On prendra en considération la taille du bassin d'alimentation et l'importance, dans le contexte régional, du débit capté.

La nécessité de réaliser une étude approfondie s'appuie indirectement sur un critère économique. La zone de protection est un outil qui s'intègre dans le processus global d'assainissement ou de prévention. Il faut donc estimer les coûts globaux de ce processus et fixer la précision du dimensionnement de la zone de protection de façon à optimiser ces coûts. La réalisation d'une étude détaillée du champ de contribution nécessite effectivement un investissement financier, mais elle permet de mieux cerner les secteurs qui participent prioritairement à l'alimentation du captage et ainsi de réduire la taille de la zone à protéger ; les mesures de protection seront donc mieux ciblées et moins coûteuses. Il faut trouver

l'optimum du total des deux dépenses : coût d'étude et coût de protection (Hoehn, 2001).

Comme la démarche est itérative (cf. Fig. 6), le coût du dimensionnement augmente progressivement, ce qui permet de réévaluer à chaque étape la précision à atteindre en fonction de l'enjeu. Dans des cas extrêmes, lorsque l'hétérogénéité est très importante et que sa détermination demande un travail disproportionné, cette recherche recommande de définir la zone de protection comme étant la totalité du bassin d'alimentation du captage. Dans ces cas particuliers, on retrouve le concept de protection éloignée recommandée dans la majorité des pays (cf. chapitre 2).

Dans le cas du puits Neufeld, le modèle indique que l'eau pompée par le captage provient à 44% de l'infiltration efficace des eaux météoriques dans la couverture, à 33% de l'infiltration des cours d'eau et à 23% des bords du modèle, principalement par une décharge des aquifères karstiques dans les alluvions de la cluse.

Sur la base d'analyses chimiques des eaux des canaux ($[\text{NO}_3^-]_{\text{canaux}} = 15 \text{ mg/l}$) et de sources karstiques ($[\text{NO}_3^-]_{\text{karst}} = 8 \text{ mg/l}$), une vérification grossière du bilan a été effectuée:

En considérant le bilan chimique suivant: $[\text{NO}_3^-]_{\text{captage}} = 0.44 \cdot [\text{NO}_3^-]_{\text{I}_e} + 0.33 \cdot [\text{NO}_3^-]_{\text{canaux}} + 0.23 \cdot [\text{NO}_3^-]_{\text{karst}}$

Soit pour la période 1998-2000: $39 = 0.44 \cdot [\text{NO}_3^-]_{\text{I}_e} + 0.33 \cdot 15 + 0.23 \cdot 8$

On trouve ainsi une concentration en nitrates dans les eaux infiltrées en dessous de la zone d'enracinement ($[\text{NO}_3^-]_{\text{I}_e}$) de 73 mg/l. En considérant l'infiltration efficace moyenne de 340 mm/a sur la plaine, on obtient un flux annuel de nitrates lessivés de 248 kg NO_3^-/ha , ce qui équivaut à 56 kg N/ha.

Des simulations numériques de la lixiviation des nitrates en fonction du type de culture à l'aide du modèle de Balmer (Balmer, 1999) effectuées dans le cadre d'une étude de la plaine du Dünnergäu (Geotechnisches Institut/TK Consult AG, 1999) ont indiqué un flux annuel moyen de nitrates lessivés sous les surfaces cultivées de 381 kg NO_3^-/ha pour les années 1995-1997. La plaine comprenant 64% de cultures, 18% de zones urbaines (lixiviation de nitrates estimée nulle) et 18% de forêts (lixiviation annuelle de nitrates estimée à 44 kg NO_3^-/ha , selon Prasuhn et Braun (1994)), le flux annuel moyen de nitrates lessivés pour l'ensemble de la plaine peut être évalué à 253 kg NO_3^-/ha , soit 57 kg N/ha. Ce résultat est cohérent avec notre estimation par le bilan.

Ce type de vérification est approximatif, mais il permet de déceler un éventuel problème relatif au bilan hydraulique.

Une analyse de sensibilité a été réalisée sur l'ensemble des paramètres intervenants dans les différentes étapes de la détermination du champ de contribution, afin d'évaluer pour chaque paramètre s'il est important de travailler avec des valeurs précises, ainsi que pour visualiser l'effet induit par les modifications (augmentation ou diminution de la zone de protection). Les résultats de cette analyse sont présentés en détail dans l'annexe 4. L'alimentation du puits Neufeld provenant en partie de secteurs externes au domaine modélisé (alimentation principalement karstique par les bords), nous n'avons pas effectué cette analyse de sensibilité sur la surface qui contribue aux 90% du débit capté – définie comme étant la zone de protection – car cela nécessiterait pour chaque cas d'extrapoler les résultats du modèle en dehors du secteur modélisé afin d'obtenir les 90%. Trois secteurs pouvant être directement déterminés par le modèle ont ainsi été considérés afin de pouvoir comparer les différentes modélisations entre elles ; il s'agit des secteurs qui contribuent aux 50% et aux 70% du débit capté, ainsi que de la totalité de la surface à l'intérieur du domaine modélisé qui participe à l'alimentation du puits (cf. annexe 4). La Fig. 61 et le tableau 21 synthétisent ces résultats en comparant les différentes superficies obtenues pour le secteur qui contribue aux 70% de l'alimentation du puits. Nous constatons qu'une augmentation de la transmissivité ou de l'infiltration des cours d'eau induit une diminution de la superficie du secteur 70% ; une augmentation des autres paramètres provoque au contraire une augmentation de cette surface. L'effet le plus marqué semble être lié à l'alimentation par les bords où nous pouvons observer une augmentation de 134% de la superficie, si on augmente de 30% les valeurs d'alimentation. En regardant le tableau 21, nous constatons cependant qu'il s'agit en réalité d'un cas particulier, puisque la contribution de l'infiltration efficace et de l'infiltration des cours d'eau vaut, dans ce contexte, les 71% du débit capté ; en définissant l'enveloppe qui produit les 70% de ce débit, on regroupe ainsi la quasi-totalité de la portion de nappe alimentant le captage. Si on définissait la zone de protection pour cette configuration, il est très vraisemblable qu'une plus petite surface serait retenue à l'intérieur du

domaine modélisé. En résumé, nous constatons que la plupart des paramètres présentent une influence notable sur le champ de la contribution, avec des variations maximales d'environ $\pm 60\%$, à l'exception de la dispersivité longitudinale et du débit capté (connu avec précision) dont les effets peuvent être considérés comme négligeables.

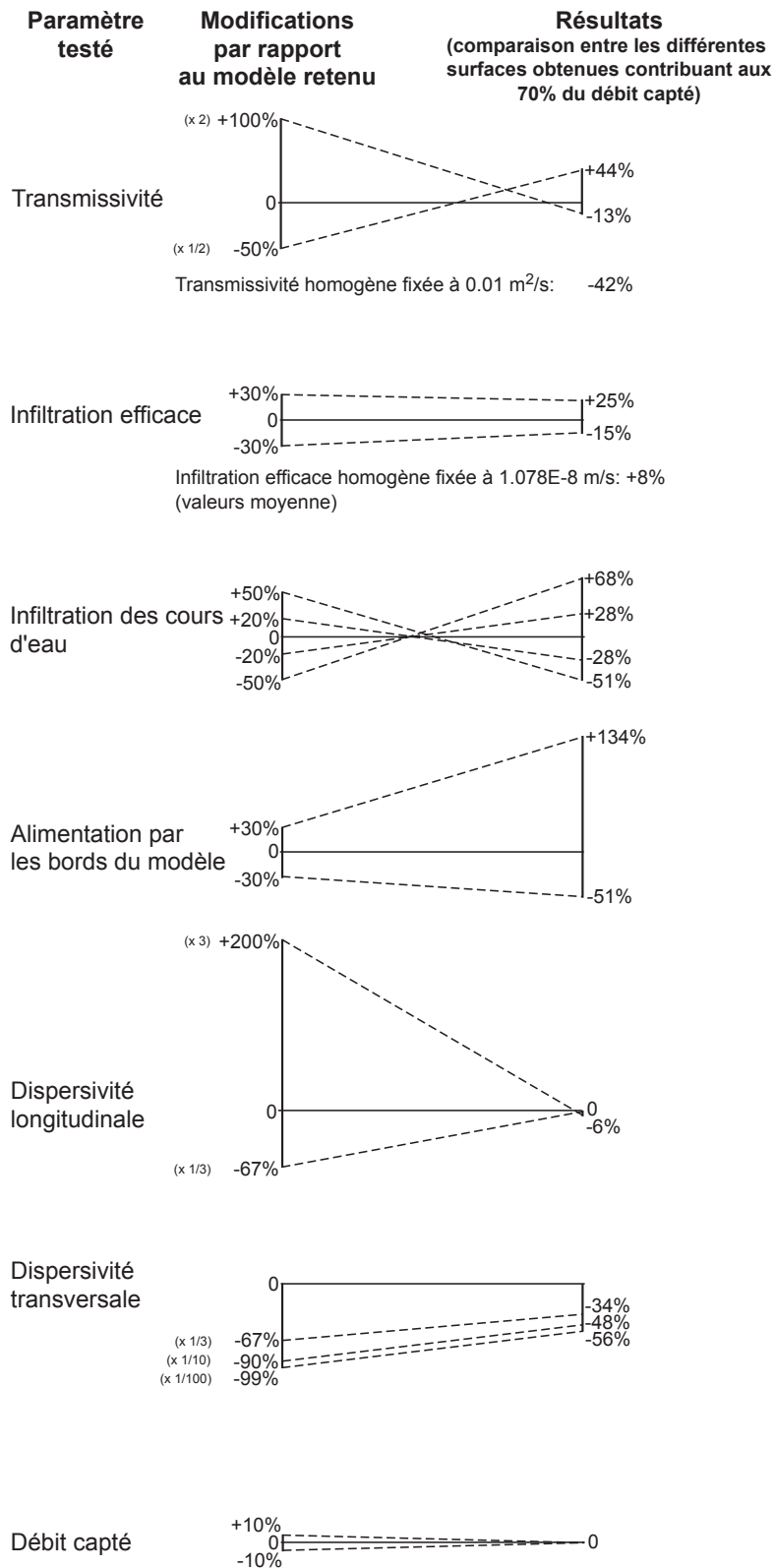


Fig. 61 - Analyse de sensibilité du modèle numérique du puits Neufeld. Synthèse des résultats pour le secteur qui participe aux 70% de l'alimentation du captage.

Modèle	Paramètre testé	Modification	Bilan des entrées			Surface contribuant aux 70% du débit capté [m ²]	Surface comparée à celle du modèle retenu
			Infiltration efficace	Infiltration des cours d'eau	Bordures		
1	Aucun: modèle retenu	-	44%	33%	23%	5579515	100%
2	T	multipliée par 2	37%	36%	27%	4881199	87%
3	T	divisée par 2	48%	29%	23%	8035749	144%
4	T	homogène 0.01 m ² /s	37%	36%	27%	3249673	58%
5	Infiltration efficace	plus 30%	54%	26%	20%	6990654	125%
6	Infiltration efficace	moins 30%	32%	41%	27%	4720733	85%
7	Infiltration efficace	homogène 1.078E-8 m/s	47%	32%	21%	6042946	108%
8	Infiltration de cours d'eau	plus 20%	41%	38%	21%	4015284	72%
9	Infiltration de cours d'eau	moins 20 %	54%	22%	24%	7132860	128%
10	Infiltration de cours d'eau	plus 50%	38%	43%	19%	2717014	49%
11	Infiltration de cours d'eau	moins 50%	52%	20%	28%	9400518	168%
12	Alimentation par les bords du modèle	plus 30%	41%	30%	29%	13064652	234%
13	Alimentation par les bords du modèle	moins 30%	47%	37%	16%	2742511	49%
14	α_L	multipliée par 3	44%	35%	21%	5232755	94%
15	α_L	divisée par 3	44%	32%	24%	5556210	100%
16	α_T	divisée par 3	44%	35%	21%	3665663	66%
17	α_T	divisée par 10	43%	38%	19%	2879377	52%
18	α_T	divisée par 100	42%	40%	18%	2450410	44%
19	Débit capté	plus 10%	44%	33%	23%	5589547	100%
20	Débit capté	moins 10%	44%	33%	23%	5561505	100%
21	Extremum 1		52%	23%	25%	7868313	141%
22	Extremum 2		32%	54%	14%	584669	10%

Tableau 21 - Analyse de sensibilité du modèle numérique du puits Neufeld. Synthèse des résultats pour le secteur qui participe aux 70% de l'alimentation du captage et bilans hydrauliques des modélisations.

Sur la base de ces observations et de valeurs représentatives des incertitudes liées à chaque paramètre, deux cas extrêmes ont été établis :

- Le premier (extremum 1) admet une infiltration efficace augmentée de 30%, une infiltration des cours d'eau diminuée de 20% (évaluation de l'incertitude sur les valeurs d'infiltration des canaux donnée par Geotechnisches Institut / TK consult AG, 1999), une alimentation par les bords augmentée de 30% et des dispersivités longitudinale et transversale respectives de 100 et 10 m.
- Le second (extremum 2) suppose une infiltration efficace diminuée de 30%, une infiltration des cours d'eau augmentée de 20%, une alimentation par les bords diminuée de 30% et des dispersivités longitudinale et transversale respectives de 30 et 3 m.

Les champs de transmissivité de ces deux modèles ont été légèrement modifiés afin de retrouver un champ de la charge hydraulique calibré avec les conditions naturelles moyennes. Les résultats indiquent pour le secteur qui contribue aux 70% du débit capté des modifications de sa superficie de +41% et de -90%.

La tableau 22 présente le bilan chimique des nitrates pour le modèle retenu et les extrema 1 et 2. En considérant une lixiviation de 250 kg NO₃/ha an avec une incertitude de ±15%, les gammes de valeurs possibles pour la concentration au puits comprennent dans les 3 cas la valeur mesurée in-situ de 39 mg/l. Dans ce cas, le calcul grossier du bilan chimique ne permet donc pas d'affiner la précision des résultats. Les deux cas extrêmes seront par conséquent repris dans le chapitre suivant afin d'évaluer l'influence des incertitudes sur le contour des zones de protection.

Modèle	Infiltration efficace moyenne [mm/a]	Lixiviation moyenne [kg NO ₃ /ha an]	Concentration de l'infiltration efficace [mg/l]	Concentration de l'infiltration des cours d'eau [mg/l]	Concentration de l'alimentation par les bords [mg/l]	Concentration au puits [mg/l]
Retenu	340	213	63	15	8	34
Retenu	340	250	74	15	8	39
Retenu	340	288	85	15	8	44
Extremum 1	442	213	48	15	8	30
Extremum 1	442	250	57	15	8	35
Extremum 1	442	288	65	15	8	39
Extremum 2	238	213	89	15	8	38
Extremum 2	238	250	105	15	8	43
Extremum 2	238	288	121	15	8	48

Tableau 22 - Bilans chimiques du modèle retenu et des extrema 1 et 2.

Comme énoncé au chapitre 4.2, lorsqu'un modèle numérique des écoulements souterrains a été réalisé, il peut être complété par une simulation du transport des substances dissoutes. Les concentrations mesurées dans les piézomètres et aux sources devraient être sensiblement égales aux concentrations calculées, si le modèle est calibré correctement. Cette approche permet ainsi de vérifier la cohérence du modèle en plusieurs points de l'aquifère. Cet exercice a été fait pour le modèle retenu de la plaine du Dünnerngäu avec le logiciel FEFLOW (cf. Fig. 62). Les données sur le chimisme des eaux karstiques et des eaux de surface ont été introduites en conditions aux limites et un flux annuel moyen de nitrates lixiviés de 250 kg NO₃/ha a été imposé sur l'ensemble de la plaine. Malgré des imprécisions locales, les quinze points de mesure (1988 – 1997) montrent que ce modèle simplifié (lessivage homogène moyen) est représentatif des conditions naturelles. Les erreurs proviennent très vraisemblablement de :

- 1 – Une hétérogénéité spatiale des flux de lessivage des nitrates en raison de la répartition des différentes cultures,
- 2 – La non-représentativité de certains points de mesure qui ne contiennent qu'une, voire deux ou trois analyses réparties sur les dix années du suivi.

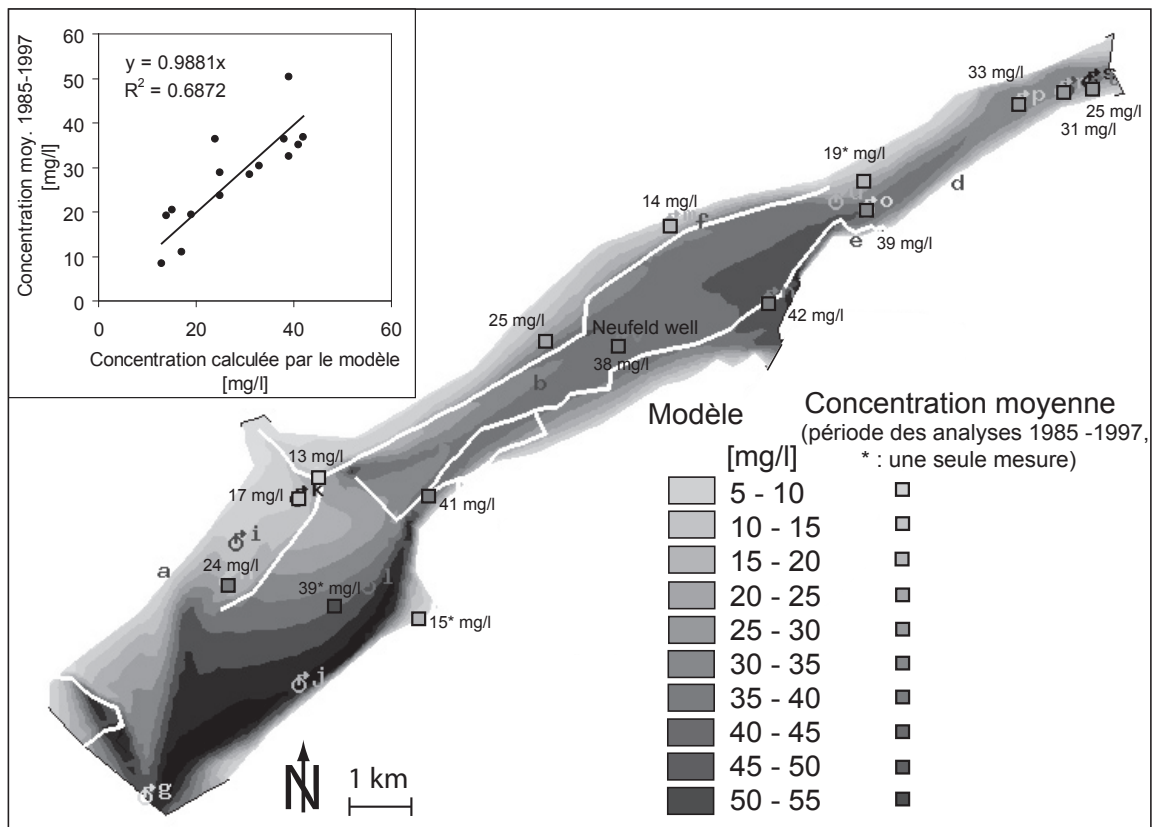


Fig. 62 - Modélisation numérique du transport des nitrates dans les eaux souterraines de l'aquifère du Dünnerngäu.

5. Protection des eaux souterraines contre les polluants persistants

5.1 Dimensionnement des zones de protection

A la suite des étapes précédentes, le dimensionnement de zones de protection des eaux souterraines contre les polluants chimiques persistants peut être réalisé sur la base de la carte des contributions établie. Pour cela, on suivra le concept de cette étude qui suggère de protéger prioritairement les secteurs de plus forte contribution. Dans les cas particuliers où les écarts de C sont négligeables et ne sont ainsi pas discriminants pour tracer le contour de la zone de protection, les secteurs les plus proches du captage seront sélectionnés préférentiellement, afin de limiter au maximum des pics de polluants (cf. Fig. 5).

La valeur seuil de contribution définissant la zone à protéger pourra être fixée en fonction de la configuration du champ de contribution et des résultats recherchés.

En Suisse, la zone de protection nommée aire Z_u est définie, pour tous les cas, comme *la zone où se reforment environ 90% des eaux du sous-sol pouvant être prélevées au maximum par un captage* (OEaux, annexe 4, chiffre 113, 1998) ; la valeur seuil de contribution est déterminée sur cette base en sélectionnant les secteurs de contribution à l'alimentation du captage par ordre décroissant de leur valeur, jusqu'à l'obtention d'environ 90% du débit capté. Cette démarche présente l'avantage que toutes les zones de protection sont définies sur une même base et correspondent à la surface qui produit la majorité des eaux captées. Elle a en revanche souvent le désavantage d'inclure, à la suite des zones de plus fortes contributions, des secteurs de relativement faible contribution nécessaires pour l'obtention des 90% du débit. Une définition plus souple permettrait de restreindre la zone de protection uniquement aux secteurs des plus fortes contributions et de définir la valeur seuil, de cas en cas, selon le gradient et les valeurs de contribution.

Dans le cas du puits Neufeld, le domaine modélisé ne produisant que 77% du débit capté, il n'a pas été possible de dimensionner directement la zone de protection (secteurs produisant environ les 90% du débit), mais il a été nécessaire d'extrapoler au reste du bassin d'alimentation le champ de probabilité calculé (cf. Fig. 60) pour estimer la contribution des surfaces externes au domaine modélisé. Cette extrapolation s'est principalement appuyée sur les connaissances hydrogéologiques des aquifères karstiques. Ainsi, nous avons pu tracer la zone de protection en prenant les surfaces de plus fortes contributions de l'ensemble du bassin d'alimentation, jusqu'à ce que les 90% du débit soient atteints (cf. Fig. 63). La surface incluse dans la zone de protection en dehors du domaine modélisé, dans les flancs du Jura, ne contribue que pour 16% à l'alimentation du puits. Elle est toutefois nécessaire pour atteindre les 90% du débit capté.

Comme énoncé au chapitre 4.5, la zone de protection est, dans ce cas, fortement conditionnée par le champ P à proximité du captage. A une certaine distance du puits, le gradient de P devient faible et la variabilité des valeurs de la recharge $I(1-e)$ devient significative pour la valeur C . Il en découle que la zone de protection est scindée en plusieurs parties et incorpore des secteurs plus éloignés caractérisés par une plus grande recharge. Un secteur au Sud d'Oensingen n'est par exemple pas inclus dans la zone de protection en raison d'exportations partielles par des drains agricoles, alors que des surfaces plus au Sud y sont incorporées à cause de l'importante infiltration dans leur sols bruns caillouteux limoneux. De même, une partie de la ville d'Oensingen n'en fait pas partie en raison des exportations partielles dues aux aménagements urbains.

En considérant une recharge homogène des eaux météoriques dans la couverture, nous avons obtenu une zone de protection de même superficie. Elle présente cependant une différence de contour non négligeable puisque 10% de sa surface sont différents de la zone de protection déterminée en conditions de recharge hétérogène. Il est donc important de prendre en compte l'hétérogénéité de l'infiltration efficace et des exportations.

Nos calculs ont montré que, dans le cas du captage de Neufeld, la zone de protection reste pratiquement identique si l'on considère le débit de concession à la place du débit moyen actuel. Dans ce cas, le champ P prend des valeurs plus importantes qui compensent la plus grande contribution demandée.

La zone de protection a une superficie de 10 km², ce qui équivaut à 12% du bassin d'alimentation du captage. Notre étude approfondie était donc très utile, car elle a énormément réduit la zone à assainir et elle indique les secteurs où les mesures d'assainissement devront être prises en priorité. Des zones sensibles ont été définies sur la base des plus grandes valeurs *C*, à l'intérieur de la zone de protection (cf. Fig. 63). On soulignera à nouveau la nécessité, dans ce cas, d'utiliser un modèle advectif/dispersif pour obtenir une zone de protection valable.

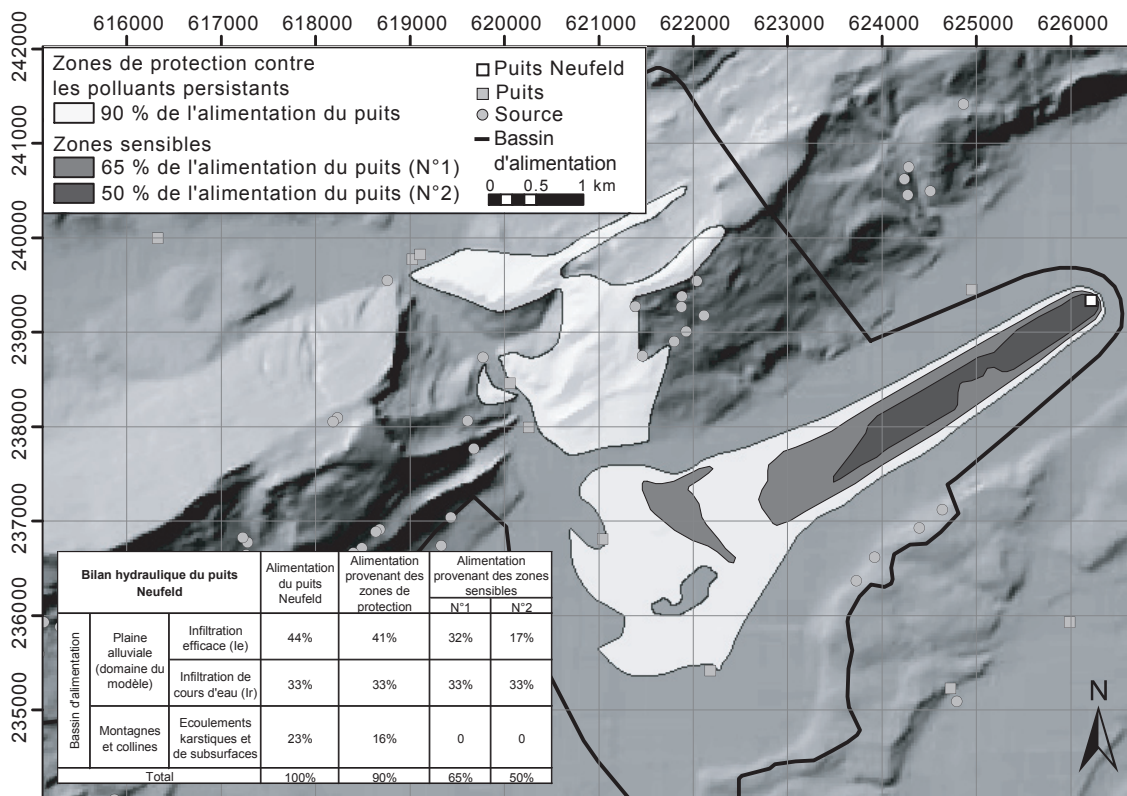
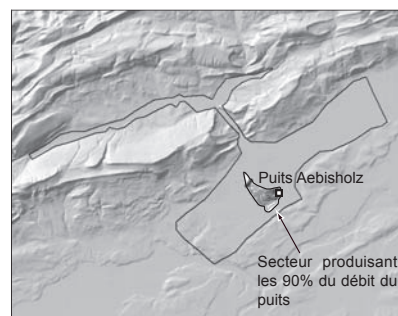


Fig. 63 - Délimitation de la zone de protection et de zones sensibles pour le puits Neufeld.

La Fig. 64 présente, pour comparaison, les zones de protection et les zones sensibles du modèle retenu et des extrema 1 et 2, afin d'évaluer l'effet des incertitudes liées aux différentes étapes du dimensionnement sur le résultat final. En ce qui concerne les zones de protection, l'influence est principalement marquée sur leur partie amont; les secteurs situés dans les flancs du Jura n'apparaissent pas sur l'extremum 2. L'effet est plus marqué pour les zones sensibles qui sont quasi-inexistantes sur l'extremum 2 en raison d'une importante contribution des cours d'eau (54% de l'alimentation du captage). On constate que le modèle retenu est assez prudent - seules quelques surfaces de l'extremum 1 n'y sont pas incluses - et que l'ensemble des secteurs définis comme zones sensibles appartient à la zone de protection de l'extremum 2; il est donc important de privilégier des actions sur ces secteurs. A l'échelle du bassin d'alimentation, on remarque que les surfaces des zones de protection des différents cas ne sont finalement pas très contrastées puisqu'elles varient entre 6 et 17% de la totalité du bassin. En pratique, la zone de protection utilisée actuellement (définie par l'étude de Geotechnisches Institut / TK Consult AG, 1999) a été adaptée selon les limites foncières et n'inclut pas les secteurs des versants situés dans les flancs du Jura; elle est axée sur les secteurs agricoles utiles SAU. Il est ainsi possible de jouer sur le terme *environ* 90%.

La conception d'un modèle numérique de l'ensemble de la plaine du Dünnerngäu a l'avantage de permettre la détermination de la zone de protection de tout puits de la plaine. En considérant, par exemple, le puits Aebisholz au Sud d'Oensingen, le modèle est suffisamment grand pour inclure la quasi-totalité des surfaces qui participent à son alimentation. La zone de protection est donc directement donnée par l'isoline 90% de contribution (cf. Fig. 65).

Fig. 65 - Zone de protection du puits Aebisholz.



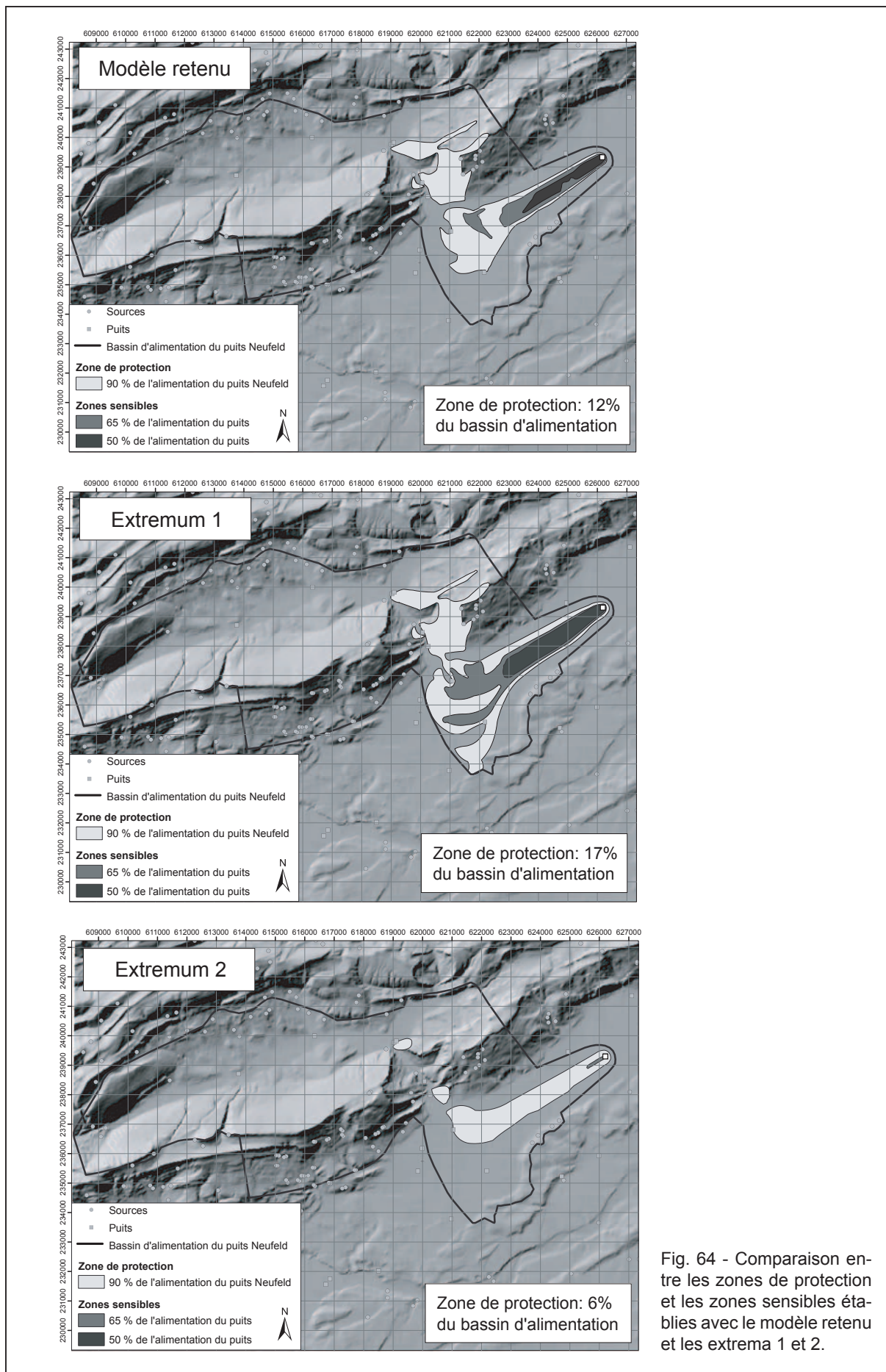


Fig. 64 - Comparaison entre les zones de protection et les zones sensibles établies avec le modèle retenu et les extrema 1 et 2.

La zone de protection : un instrument d'assainissement ou de prévention ?

La dégradation de la qualité d'une ressource en eaux souterraines entraîne des coûts de développement de nouvelles ressources ou de traitement de l'eau avant sa distribution. De même, la décontamination d'un aquifère est difficile et très longue en raison de l'inaccessibilité des matériaux qui le composent, des phénomènes d'adsorption et des faibles vitesses d'écoulement de l'eau souterraine.

En ce qui concerne la problématique des nitrates, des décontaminations in-situ ont parfois pu être réalisées. Un assainissement d'un panache de nitrates provenant de l'utilisation pendant plus de 40 ans d'un agent contre le gel, sur les pistes d'un aéroport, a par exemple été effectué au Canada (Tartakovsky et al., 2002). La dénitrification a été activée par l'introduction d'éthanol dans la nappe phréatique, au moyen d'un réseau de puits d'injection. Cette source de carbone amenée dans le système a permis le développement d'une intense activité bactérienne aérobie qui a consommé une grande partie de l'oxygène du milieu et a ainsi favorisé le développement de microorganismes dénitrificateurs anaérobies. Ce procédé reste toutefois onéreux et s'applique plutôt à un panache de polluant qu'à une contamination étendue de l'aquifère.

Des mesures préventives adéquates sont, d'une manière générale, économiquement plus favorables, lorsqu'on raisonne à long terme. Il convient donc de comprendre au mieux l'alimentation du captage, que ce soit pour un problème actuel de pollution ou pour de la prévention, tout en restant dans des limites de coût soutenables en fonction de l'enjeu.

Des programmes de protection préventive ou spécifiques pour des assainissements, en cas d'une pollution décelée, pourront être établis au sein de la zone de protection, sur la base des informations détaillées de la carte des contributions et du bilan hydraulique du bassin d'alimentation.

Lorsque les eaux captées contiennent des polluants, il est important d'identifier la provenance de ces substances. Tous les termes du bilan hydraulique du bassin d'alimentation devront donc être étudiés. Comme indiqué au chapitre 4.6, on cherchera, dans la mesure du possible, à établir le bilan chimique des eaux captées. L'assainissement se fera ainsi :

- Au sein de la zone de protection, si la pollution provient de l'alimentation directe des eaux captées,
- En amont, si la pollution provient d'une alimentation indirecte, comme par exemple l'infiltration de cours d'eau pollués en amont. Cette situation sort du cadre de cette méthodologie qui propose une protection des eaux souterraines captées au sein de leur bassin d'alimentation directe. Dans un tel cas, il sera nécessaire de compléter les données par l'étude des bassins d'alimentation indirectes. Il s'agira de déterminer si la pollution est ponctuelle et devra être traitée directement à sa source ou si elle est diffuse (transport par les eaux de ruissellement, etc.) et nécessitera un assainissement adapté.

Les cours d'eau infiltrants, présentant généralement les plus fortes valeurs de C , sont pris en compte pour définir le tracé de la zone de protection mais n'y sont pas inclus. Pour des conditions de captage similaires, plus la part d'eau captée provenant de l'infiltration de cours d'eau est importante et plus la zone de protection sera petite (cf. Fig. 66). Dans la situation extrême où la majorité de l'eau provient de l'infiltration d'eau de surface, la superficie de la zone de protection devient négligeable. Dans ce cas, la protection doit être entièrement assurée en amont.


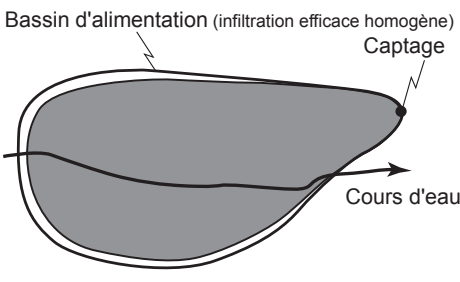
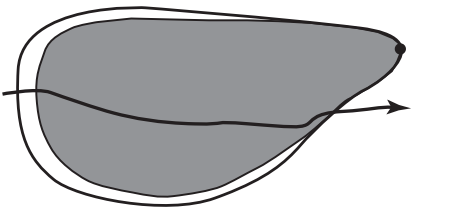
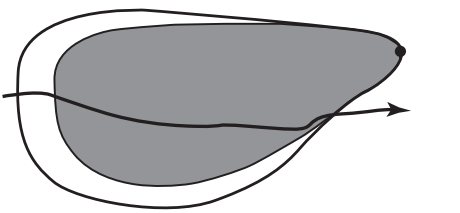
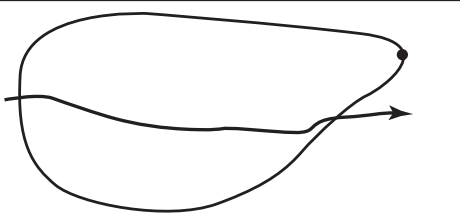
Bilan hydraulique du bassin d'alimentation		Alimentation provenant de la zone de protection		Proportion du bassin d'alimentation à protéger	 Zone de protection (définie comme étant le secteur qui contribue aux 90% de l'alimentation du captage)
Infiltration du cours d'eau	Infiltration efficace	Infiltration du cours d'eau	Infiltration efficace		
0 %	100%	0 %	90%	90%	
30 %	70%	30 %	60%	85%	
60 %	40%	60 %	30%	75%	
90 %	10%	90 %	0%	0%	

Fig. 66 - Rôle de l'infiltration des cours d'eau sur la taille de la zone de protection.

Des zones sensibles peuvent être définies au sein de la zone de protection. Nous proposons de définir ces zones sur la base des plus fortes valeurs de contribution à l'alimentation en eau du captage et/ou par d'autres critères spécifiques aux polluants concernés. Si plusieurs polluants menacent le captage, différentes zones sensibles spécifiques pourront ainsi être délimitées.

Pour un polluant donné, cette étude propose de distinguer trois catégories de sensibilité au sein de la zone de protection ; on distinguera ainsi des secteurs :

- de sensibilité normale,
- sensibles,
- très sensibles.

Les actions devraient, dans la mesure du possible, se faire préférentiellement dans les zones sensibles et très sensibles. Dans le cas d'une pollution agricole, il est nécessaire qu'il y ait une collaboration entre l'hydrogéologue qui a dimensionné la zone de protection et l'agronome qui conseille le gestionnaire des cultures.

5.2 Programme de prévention

Idéalement, aucune activité susceptible de relâcher des polluants mobiles et persistants sur le sol ne devrait être tolérée à l'intérieur du bassin d'alimentation. Il est cependant difficile, voire impossible, d'appliquer une telle interdiction. Il convient donc d'avoir un suivi critique de l'occupation du sol pour l'ensemble du bassin d'alimentation du captage, en tâchant de préserver au mieux les secteurs de plus fortes contributions, ou d'y développer préférentiellement des activités non polluantes. Des restrictions d'utilisation du sol et du sous-sol pourraient au besoin être définies dans les secteurs particulièrement sensibles (fortes contributions) ; nous suggérons d'éviter, par exemple, d'y implanter un aéroport, une base militaire, un lieu d'élimination des déchets, une station d'épuration, une gare ferroviaire, une raffinerie, une usine de produits chimiques, un entreposage de produits pétroliers ou un réacteur nucléaire, de même l'utilisation d'engrais de ferme⁽¹⁾ ou de certains produits phytosanitaires⁽²⁾ pourrait y être réglementée. Les cultures à fort taux de lessivage de nitrates devraient également être évitées sur ces secteurs.

D'un point de vue quantitatif, on évitera aussi l'implantation d'infrastructures diminuant la recharge de l'aquifère sur les secteurs de fortes contributions.

La carte des contributions et les zones de protection dérivées forment, par leur propre concept (basé sur des facteurs invariants du bassin), un outil pour la gestion du territoire en vue d'un développement durable de la région. Des scénarii prévisionnels de l'évolution qualitative et quantitative peuvent être analysés sur cette base.

5.3 Programme d'assainissement

Dans le cas d'un assainissement, des actions pourront être proposées sur la base de la carte des contributions et de critères spécifiques au polluant concerné, au sein de la zone de protection. En présence d'une pollution diffuse, les actions se feront généralement par un arrêt ou une diminution de la pollution, en modifiant une activité ou un mode d'exploitation ; l'assainissement se fera progressivement et de manière « naturelle » à la suite de ces modifications. Le champ des contributions permet d'évaluer et de comparer les efficacités prévisionnelles de différents scénarii. Les deux sous-chapitres suivants abordent les cas de pollutions diffuses les plus fréquemment rencontrés, à savoir des pollutions par les nitrates ou par les pesticides.

5.3.1 Pollution par les nitrates

Il existe généralement une relation nette entre ce type de pollution des eaux souterraines et l'utilisation du sol. En Suisse, le réseau de surveillance des eaux souterraines NAQUA (OFEFP et OFEG, 2004) a montré que les valeurs supérieures à 40 mg/l se rencontrent presque exclusivement en dessous de 600 m d'altitude. Il s'agit d'un indice clair de la relation existant avec l'intensité et le type d'utilisation agricole. L'agriculture n'est toutefois pas la seule source de pollution ; on relèvera également les fuites depuis des conduites d'eaux usées ou la forte fertilisation des pelouses ou des jardins privés.

En milieu agricole, les pertes en nitrates résultent d'un déséquilibre entre les fonctions « puits » (prélèvement par les plantes, immobilisation bactérienne, pertes par voie gazeuse) et les fonctions « source » (minéralisation de la matière organique, apports d'engrais minéraux et organiques, oxydation des formes réduites de l'azote). Une fois passée la zone des racines et les horizons qui contiennent de la matière organique et des bactéries, le nitrate représente la forme stable de l'azote dissout qui migre avec les eaux sans subir de transformation⁽³⁾. Non limité par des contraintes de solubilité, il est relativement inerte vis-

⁽¹⁾ Selon une étude de Ryser et Pittet (2002) l'utilisation de fumure organique (fumier et bovins) est plus polluante que l'utilisation d'engrais minéral.

⁽²⁾ L'annexe 5 indique des matières actives pesticides qui ont un potentiel de lessivage (selon MEF, 1995).

⁽³⁾ Une atténuation naturelle des nitrates est possible mais nécessite des conditions particulières rarement rencontrées dans des contextes d'eaux souterraines exploitées (cf. Chapitre 2.1).

à-vis des phénomènes de complexation ou d'adsorption sur les surfaces solides (Maître et al., 2000).

Le type de sol (son épaisseur et sa texture notamment) conditionne, en partie, la perte des nitrates. Par exemple dans un sol graveleux, l'eau météorique percole rapidement en dessous de la zone d'enracinement entraînant les nitrates, alors que dans un sol moins perméable les nitrates restent plus longtemps disponibles pour les plantes et l'activité biologique qui est prépondérante dans les premiers mètres sous la surface du terrain. La Fig. 67 montre, à l'aide d'un exemple, qu'il est effectivement plus efficace de mettre en place des actions d'assainissement sur des sols peu rétentifs sensibles à la lixiviation (assainissement 1) plutôt que sur des sols rétentifs (assainissement 2), malgré le fait qu'en terme de concentration les eaux les plus chargées proviennent des secteurs de sols rétentifs en raison d'une infiltration efficace plus faible. Il est par conséquent important de ne pas raisonner en terme de concentration des différents apports, mais en terme de flux massique [$\text{kg NO}_3^-/\text{ha an}$] pour en déduire au final une concentration au puits [mg/l] en se basant sur les flux d'eau des différents apports [m^3/s] (paramètre invariant du bassin). La différence de lixiviation entre le sol rétentif et celui moins rétentif a été admise à 20% sur la base des essais lysimétriques de Nievergelt (1997). Il est fort probable que, sur le terrain, cette différence soit plus marquée en raison des contrastes d'épaisseur des sols, alors que les essais en cases lysimétriques ont des épaisseurs similaires. Cette exemple montre que le concept de travailler sur les flux d'eau pour généraliser les flux de polluants persistants a tout son sens, du moins dans le cas d'une pollution par les nitrates.

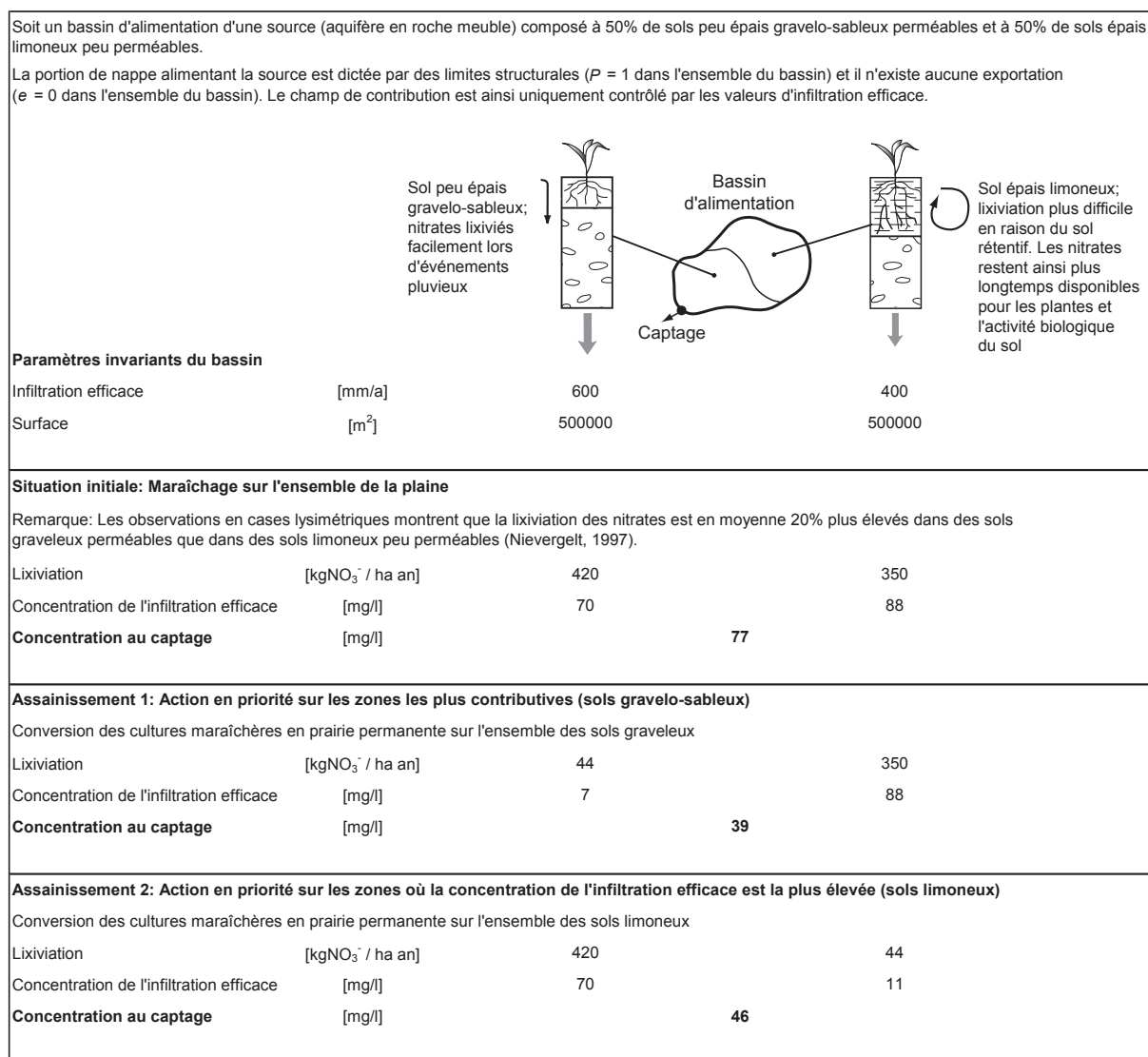


Fig. 67 - Comparaison entre des actions sur les zones les plus contributives (sols de forte infiltration efficace et peu rétentifs) selon le concept de la méthodologie et des actions sur les sols rétentifs.

La pollution des eaux souterraines par les nitrates ne résulte pas simplement d'un excès de fumure. Le phénomène est plus complexe et il dépend de nombreux facteurs parmi lesquels la part des terres ouvertes dans la surface agricole utile joue un rôle-clé. Un article de synthèse relatif à des essais lysimétriques (Nievergelt, 1997) montre que la succession des cultures dans une rotation joue un rôle prépondérant. Les essais lysimétriques de Ryser et Pittet (2002) illustrent l'importance de la fumure utilisée et du type de sol. Il semblerait qu'un sol riche en matière organique perde davantage de nitrates qu'un sol plus pauvre. Des sols à forte teneur en matière organique au sein d'une zone de protection pourraient ainsi être classés en zone sensible, dans le cas d'une pollution par les nitrates. En regard des autres polluants, la matière organique joue ainsi, dans ce cas, un rôle inverse puisque, d'une manière générale, elle favorise l'atténuation de la concentration des polluants biodégradables par sa capacité d'adsorption.

En résumé, la charge en nitrates des eaux souterraines en provenance des activités agricoles peut être attribuée aux causes suivantes (Groupe de travail "Réduction des nitrates dans les eaux souterraines", 2004):

- Part importante de terre ouverte dans la rotation,
- Cultures à risques comme les pommes de terre, le maïs ou les légumes,
- Rotations à risques comme céréales d'hiver après pomme de terre,
- Sols nus durant l'hiver,
- Mauvaise utilisation des engrais de ferme,
- Charge importante en bétail et capacité de stockage insuffisante des engrais de ferme,
- Mauvaise utilisation des engrais azotés (quantité et période d'épandage),
- Travail intensif du sol en été et en automne favorisant la minéralisation de l'azote.

La littérature propose de nombreuses solutions pour assainir des eaux souterraines polluées par les nitrates (OEaux, 1998; Edwards et al, 2003; Groupe de travail "Réduction des nitrates dans les eaux souterraines", 2004). L'assainissement est souvent obtenu par une combinaison de plusieurs solutions. On citera à titre d'exemple les actions suivantes:

- Renoncer à l'utilisation des engrais et des produits assimilés aux engrais,
 - Limiter les surfaces de cultures à risque,
 - Eviter certaines rotations de cultures,
 - Renoncer à retourner les prairies à l'automne,
 - Renoncer à transformer les herbages permanents en terres assolées,
 - Maintenir une couverture végétale du sol en permanence et en toutes circonstances,
 - Utiliser exclusivement des moyens techniques et méthodes d'exploitation particulièrement adaptés.
- On évitera ainsi, si possible, de labourer le sol. Le semi direct a fait ses preuves pour les céréales, le maïs et les betteraves ; après une période de transition de trois à cinq ans, les rendements sont comparables à ceux du labour, mais avec des besoins moindres en carburant, engrais et pesticides (Sturny, 2005).
- Etudier de manière détaillée les sols et renforcer leur stabilité structurale avec des engrais recalçifiants et surtout, pour les sols décarbonatés, avec un entretien calcique régulier (ajout de carbonate de sodium) (Santiago, 2005).

Maître et al. (2002) ont montré, dans la région de Lucens, que la conversion de cultures en prairie de longue durée est l'un des moyens les plus efficaces pour réduire la quantité de nitrates lessivés. Une conversion en forêt serait encore meilleure, mais elle implique un coût élevé. Une analyse statistique basée sur 400 stations de mesures des eaux souterraines en Suisse indique effectivement que la qualité des eaux souterraines est meilleure dans les bassins d'alimentation forestiers que dans les bassins agricoles (Meylan, 2003) ; les feuillus sont préférables aux conifères (Jordi, 2003). Le Danemark prévoit, e.g., de doubler la superficie de forêt durant les 80 prochaines années (de 10% à 20% de la surface du territoire). L'implantation est prévue prioritairement dans les zones de protection des eaux souterraines (Thomsen et al., 2004). On notera toutefois qu'une conversion de cultures en forêts, intéressante sur le plan qualitatif, peut entraîner des désagréments d'un point de vue quantitatif par une diminution de la recharge. Finch et al (2001), par exemple, ont modélisé la recharge prévisionnelle d'un bassin d'alimentation au Sud de l'Angleterre sur lequel il est prévu d'augmenter la superficie boisée (surface additionnelle d'ici

2045 de 10% de la superficie du bassin d'alimentation). Les simulations prédisent une diminution de 7.5% de la recharge globale.

Pour évaluer la superficie sur laquelle des actions d'assainissement devront être entreprises pour atteindre le but fixé (teneur dans les eaux captées), nous suggérons de tracer un graphe prévisionnel de la concentration au captage en fonction de la superficie d'assainissement. Par exemple, nous proposons de considérer une conversion des cultures en prairie permanente. Par la même occasion, l'efficacité potentielle de la méthodologie peut être estimée en comparant deux cas :

1 - Des actions implantées prioritairement dans les secteurs de plus forte contribution, selon le concept de la méthodologie,

2 - Des actions implantées aléatoirement sur les surfaces agricoles du bassin d'alimentation.

La Fig. 68 présente de tels graphes pour l'exemple du puits Neufeld. Nous avons effectué les calculs à l'aide d'une macro sur Excel ; ils reposent sur l'équation 27. La situation initiale correspond au bilan chimique des eaux captées avant assainissement. Nous avons considéré pour l'ensemble de la plaine une valeur moyenne de la lixiviation de nitrates représentative des cultures moyennes de la plaine (57 kg N/ha, soit 253 kg NO₃/ha, cf. Exemple du chapitre 4.6). Par la suite un premier secteur est converti en prairie (avec un lessivage annuel moyen imposé à 10 kg N/ha, soit 44 kg NO₃/ha, selon Pasuhn et Braun (1994)) et la concentration au captage est recalculée. Dans le cas (1), la surface est sélectionnée sur la base d'un classement décroissant des valeurs C, et dans le cas (2) de manière aléatoire. Ensuite, une deuxième surface sera convertie, et ainsi de suite jusqu'à ce que la totalité des surfaces agricoles du bassin d'alimentation ait été convertie. Cette figure montre que pour atteindre la concentration désirée de 32 mg/l, une surface d'assainissement minimale de 275 ha est nécessaire. En implantant les mesures de manière aléatoire sur la partie cultivée du bassin d'alimentation, la surface d'assainissement nécessaire pour obtenir le même résultat devient alors bien plus importante (plus du double).

La valeur seuil de contribution délimitant le contour de la zone de protection pourrait, d'une manière générale, être basée sur de tels graphes, en fonction des objectifs sur la qualité des eaux captées.

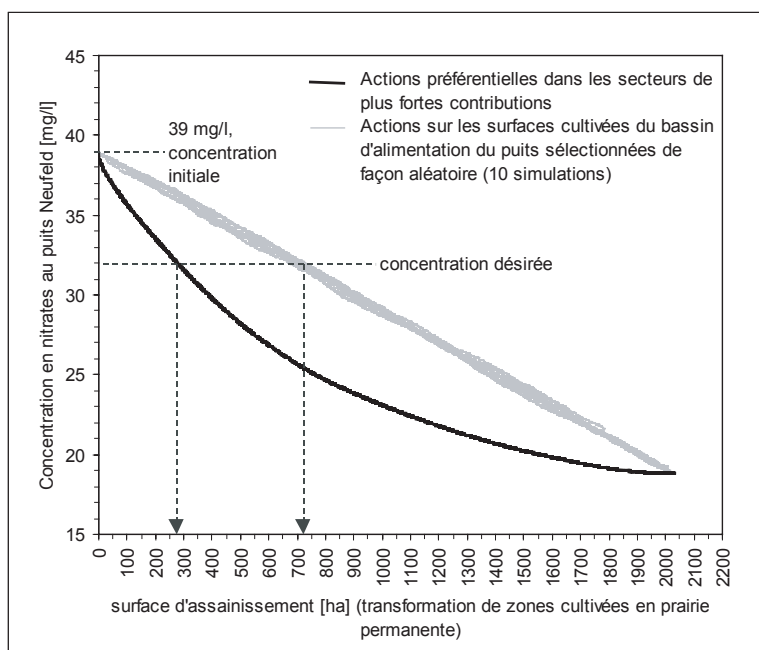


Fig. 68 - Estimation de la surface à assainir pour atteindre la concentration désirée au captage, ainsi que de l'efficacité potentielle de la méthodologie - cas du puits Neufeld.

Dans le cas du puits Neufeld, nous avons cherché à préciser l'importance d'implanter les mesures dans les secteurs de plus forte contribution, en comparant l'effet prévisionnel des mesures qui ont été réalisées sur le terrain (50 ha de prairies additionnelles) avec un cas optimal où les mesures seraient placées dans les secteurs de plus forte contribution. Les champs prévisionnels de la réduction en nitrates ont été simulés numériquement avec le logiciel FEFLOW. La Fig. 69 illustre la position réelle des zones converties en prairie, la Fig. 70 le champ de réduction en nitrates calculé par rapport à la situation réelle, la Fig. 71 la position optimale de l'assainissement et la Fig. 72 le champ calculé pour cette situation optimale.

On constate un étalement plus important des effets dans le premier cas, et donc une réduction de la concentration en nitrates moins marquée à l'emplacement du puits. Une implantation sur les zones de plus forte contribution aurait été 1.5 fois plus efficace. En pratique il n'est, bien sûr, pas toujours possible d'agir aux endroits les plus appropriés, mais ces résultats apportent une connaissance supplémentaire du milieu, pour définir au mieux les actions à entreprendre.

Les Figs. 73 et 74 illustrent la mise en prairie des 275 ha nécessaires pour l'obtention de la concentration en nitrates désirée de 32 mg/l.

Actuellement les mesures comportent la combinaison de deux actions :

- 1 - La conversion de 50 ha de culture en prairie.
- 2 - Une réduction des cultures à risques.

Par ces mesures, la concentration a été diminuée jusqu'à la valeur actuelle de 35 mg/l (cf. Fig. 75). Ne disposant pas de l'ensemble des données sur les cultures, nous n'avons pas pu vérifier précisément le bilan pour cette nouvelle situation. En vertu de nos estimations sur les surfaces mises en prairie, on peut estimer que les deux actions induisent chacune une réduction d'environ 2 mg NO₃/l. La Fig. 76 présente une extrapolation de la Fig. 68 (avec un décalage de 2 mg/l) pour estimer la surface supplémentaire qu'il faudrait mettre en prairie pour obtenir la concentration désirée ; l'approche suppose que les concentrations actuelles aient retrouvé un état d'équilibre à la suite de la mise en place des actions (le modèle indique un temps de transit de 100 jours, en zone saturée, depuis l'extrémité de la zone de protection).

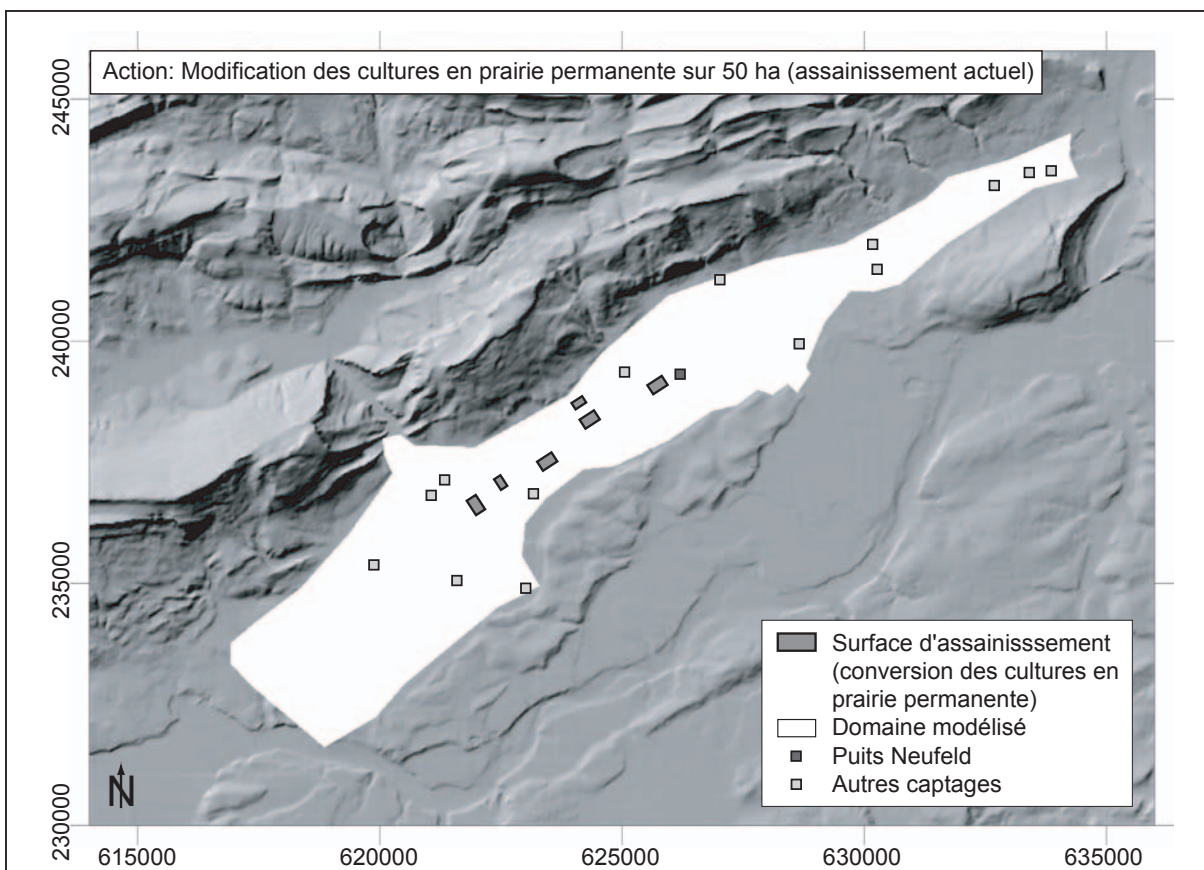


Fig. 69 - Emplacement des cultures converties en prairies (mesures actuelles).

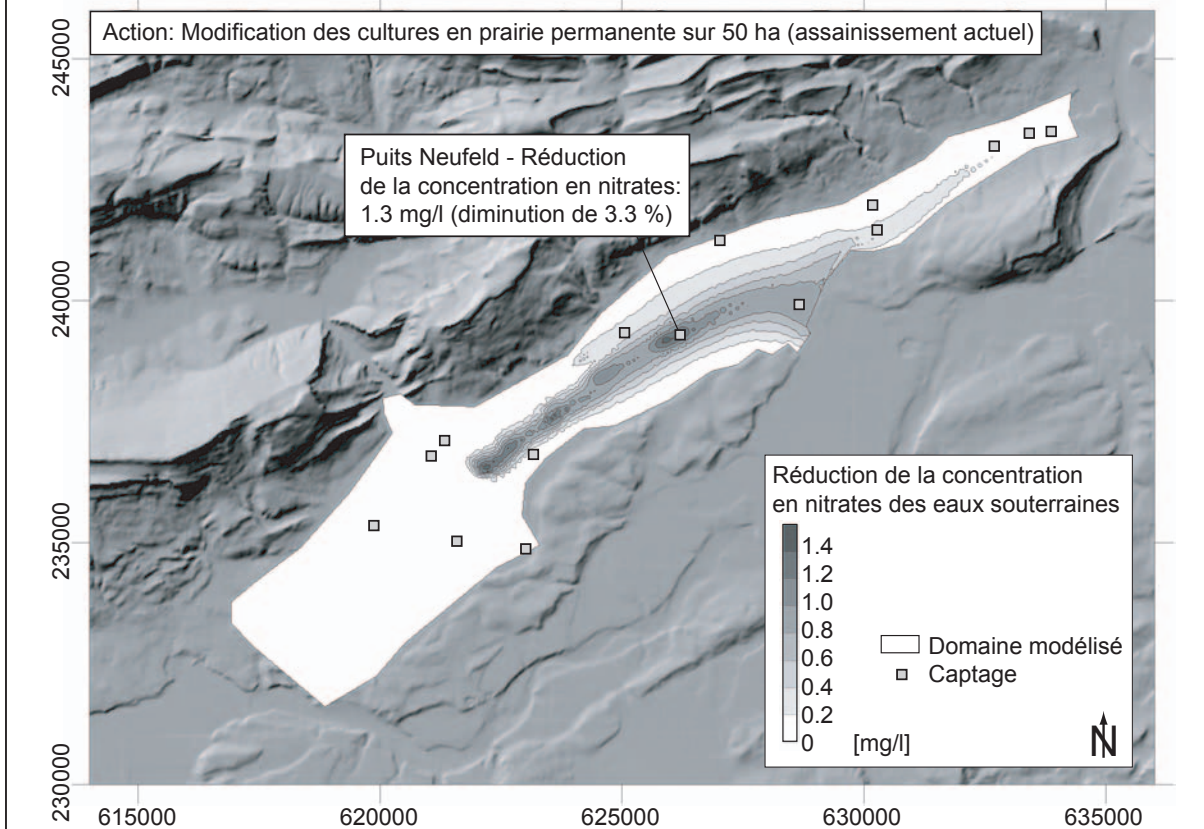


Fig. 70 - Effets prévisionnels des actions de la Fig. 69.

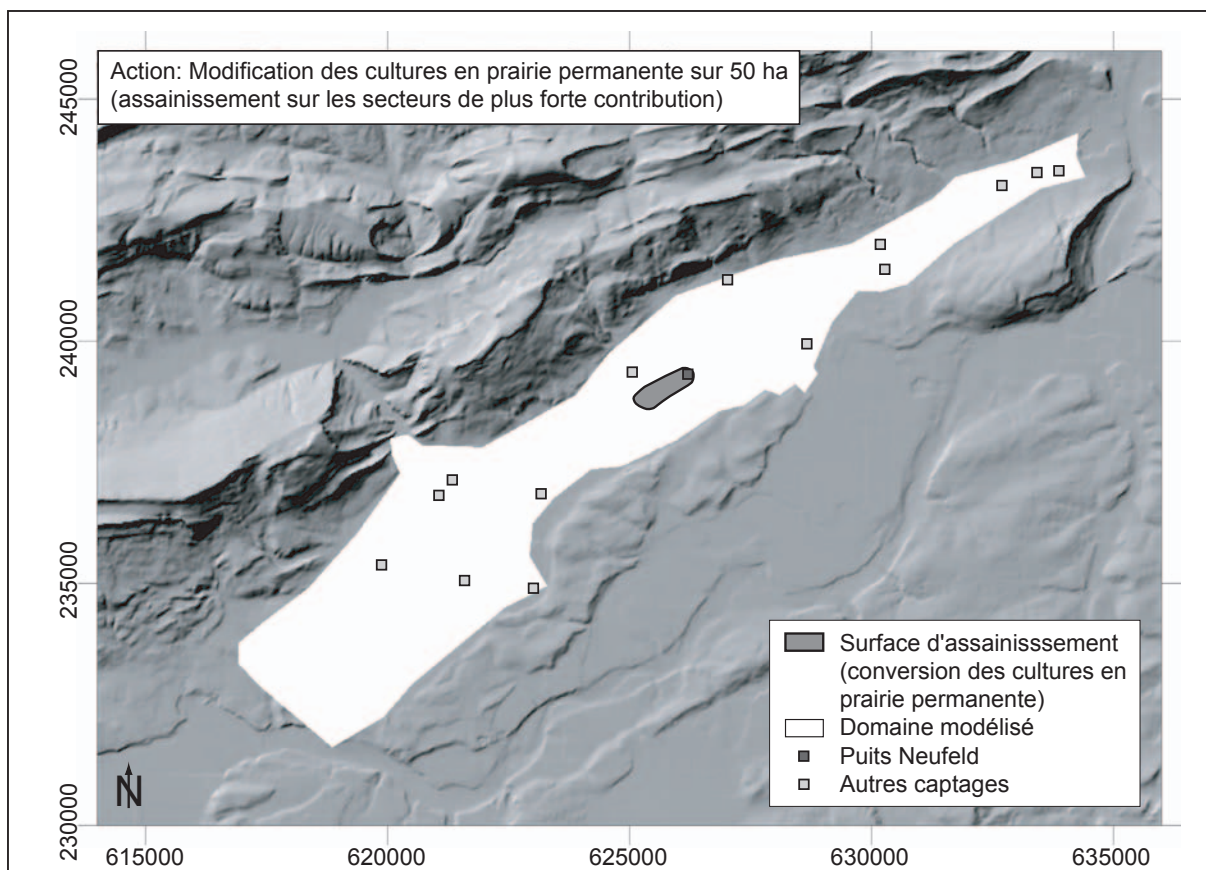


Fig. 71 - Emplacement optimal des cultures converties en prairies.

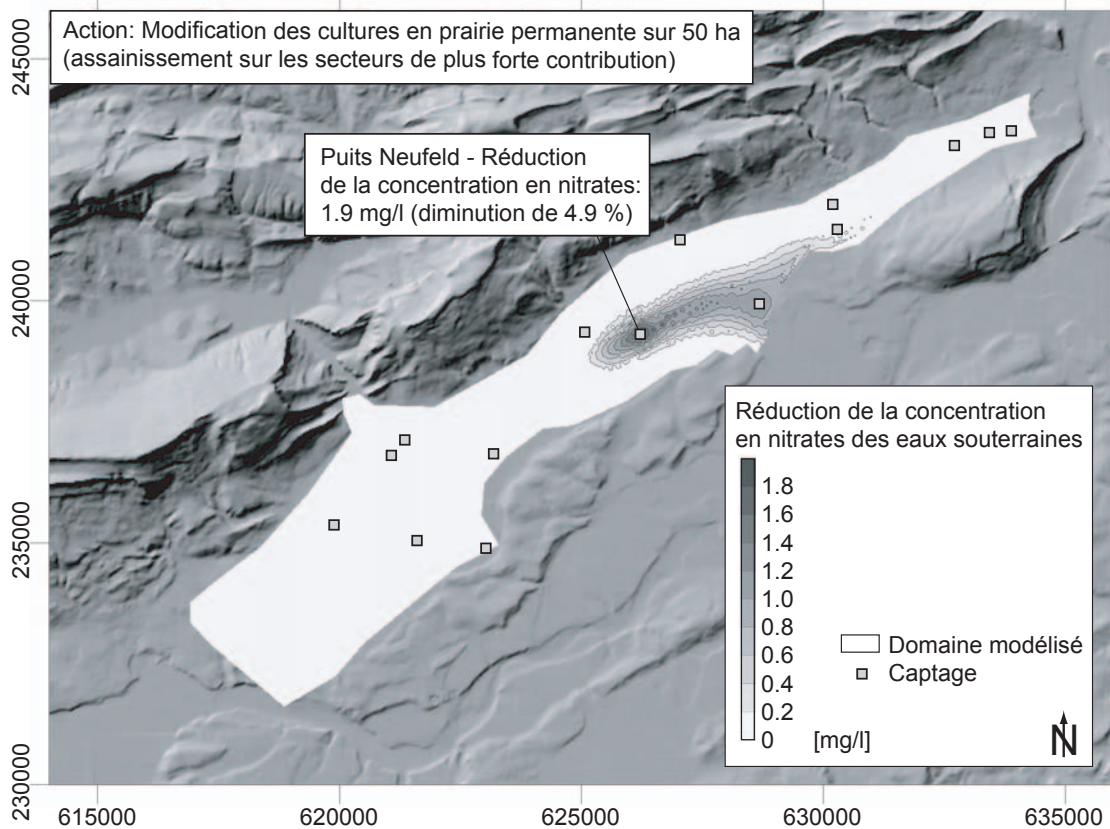


Fig. 72 - Effets prévisionnels des actions de la Fig. 71.

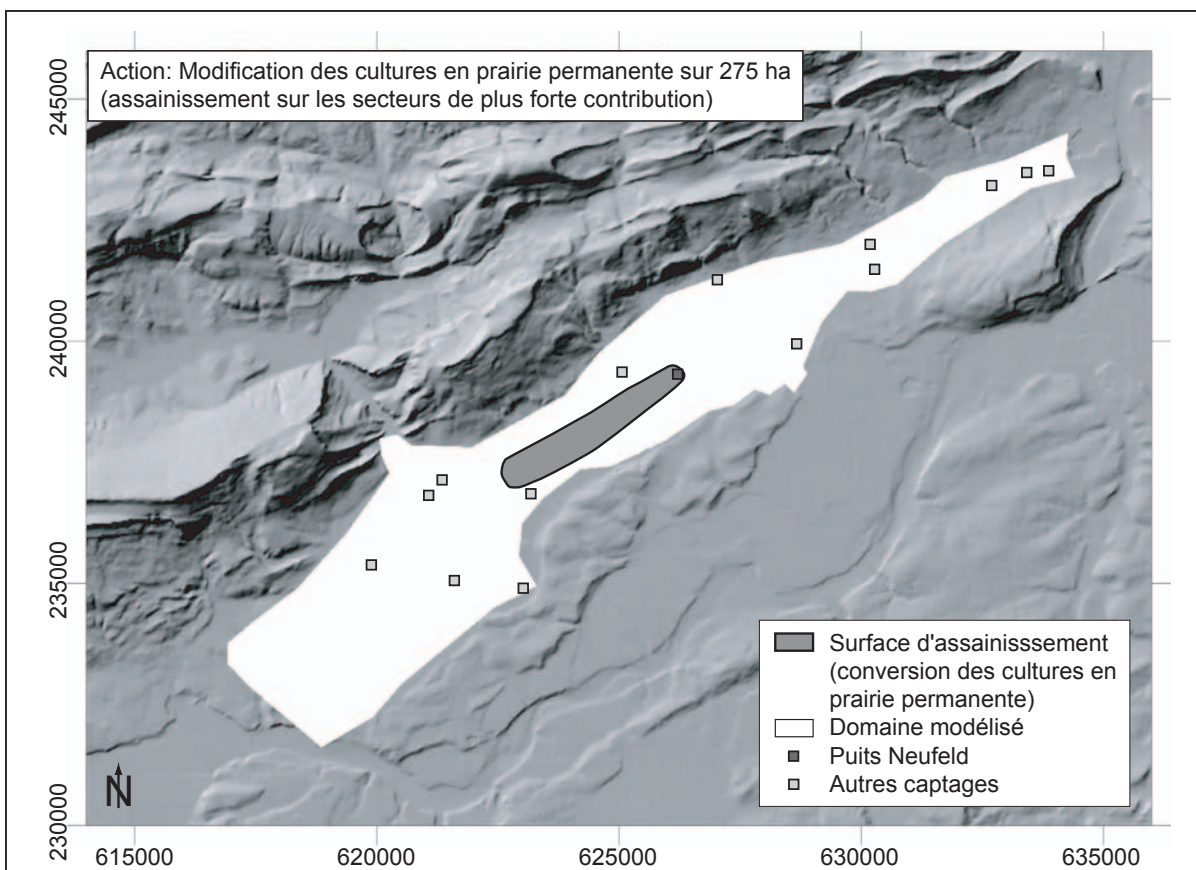


Fig. 73 - Emplacement des cultures converties en prairies (mesures actuelles).

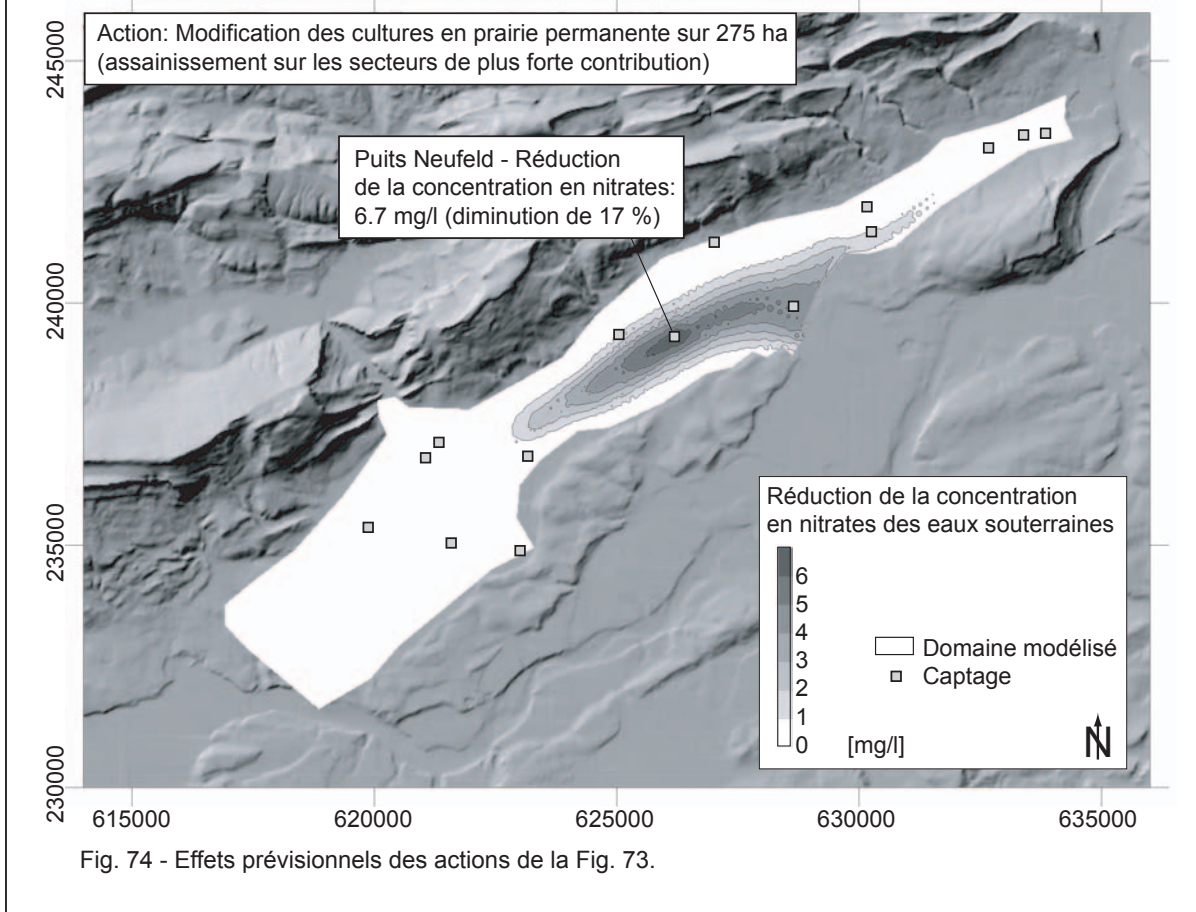


Fig. 74 - Effets prévisionnels des actions de la Fig. 73.

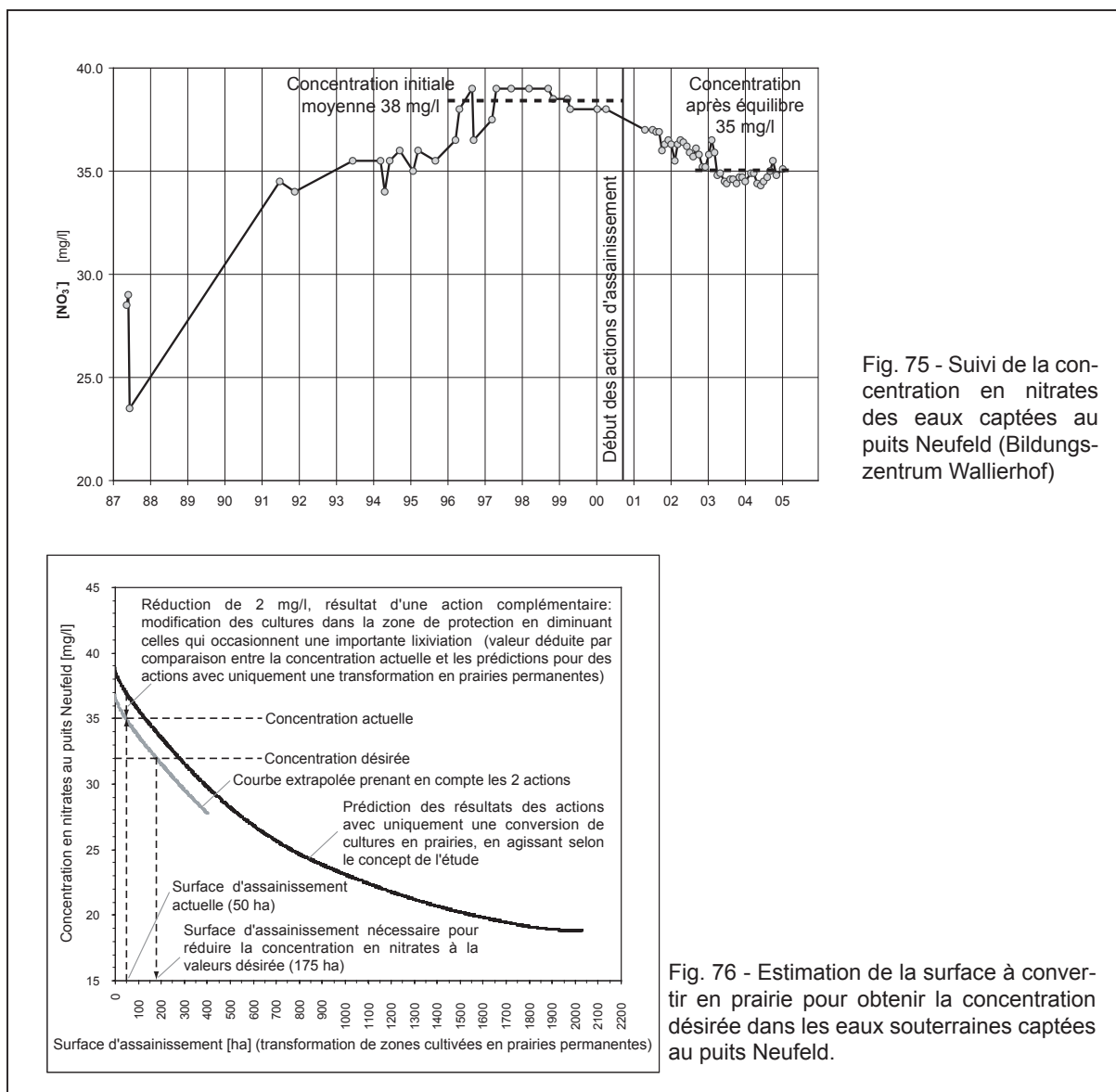


Fig. 75 - Suivi de la concentration en nitrates des eaux captées au puits Neufeld (Bildungszentrum Wallierhof)

Fig. 76 - Estimation de la surface à convertir en prairie pour obtenir la concentration désirée dans les eaux souterraines captées au puits Neufeld.

5.3.2 Pollution par les pesticides

Similairement au cas des nitrates, on peut supposer que ces polluants peuvent être rapidement lixiviés et entraînés en direction des eaux souterraines lorsqu'ils se trouvent dans un milieu grossier perméable alors que le lessivage est plus lent dans un milieu plus fin. Dans cette dernière situation, les polluants resteront plus longtemps dans les premiers mètres sous la surface du sol (activité biologique prépondérante) et auront par conséquent de plus fortes chances d'être atténués, en partie, par biodégradation.

Le transport des pesticides est un problème complexe, car il dépend non seulement des caractéristiques du sol mais également des propriétés du pesticide considéré. Novak et al (2003) ont, par exemple, comparé des modélisations du lessivage du pesticide metolachlor avec des mesures expérimentales; les facteurs principaux régissant le transport sont la macroporosité dans les sols de faible conductivité hydraulique et les cinétiques d'adsorption. Tiktak et al. (2004) mettent également en évidence, par des simulations, l'importance des propriétés des sols, et notamment de la teneur en matière organique; la lixiviation est restreinte en présence de matière organique en raison des phénomènes d'adsorption. Ces facteurs doivent donc être pris en considération dans la définition des zones sensibles au sein de la zone de protection.

Knapp (2005) donne l'exemple d'une réduction de la pollution des eaux souterraines par de l'atrazine

rendue possible par une coopération entre des compagnies d'eau britanniques et la compagnie de maintenance des voies de trains, depuis 1990. Des études pilotes sont en cours sur six bassins d'alimentation en Angleterre, afin de voir s'il est possible d'améliorer la situation en sensibilisant les agriculteurs au problème et en promouvant de meilleures pratiques agricoles. L'annexe 5 donne une liste de pesticides persistants qui ont un potentiel de lixiviation important, et dont l'utilisation devrait être limitée au sein de la zone de protection.

Nous pensons que des actions ciblées sur les zones sensibles (forte contribution, voire faible teneur en matière organique) devraient permettre un assainissement. L'étude de cas pratiques pourrait constituer une suite à cette recherche. A priori, on peut s'attendre à un effet plus lent des mesures d'assainissement que pour le cas des nitrates, en raison d'un retard dû aux phénomènes d'adsorption.

Selon la substance polluante, il peut suffire d'une très faible quantité pour rendre l'eau impropre à la consommation. Dans ce cas, des réglementations devraient être étendues à l'ensemble du bassin d'alimentation; des réglementations plus sévères devraient toutefois être imposées dans les secteurs les plus contributifs.

Conclusions intermédiaires et discussion

Les zones de protection des eaux souterraines sont déterminées à partir de la carte des contributions à l'alimentation en eau du captage. Ces aires fournissent un instrument d'assainissement et de prévention.

La valeur seuil de C peut être définie, comme en Suisse, par une valeur fixe de la participation du secteur délimité au débit capté, ou de cas en cas selon la problématique, le champ C et les objectifs d'assainissement fixés. La première méthode présente l'avantage que toutes les zones sont définies sur une base commune, mais elle a souvent le désavantage d'inclure, à la suite des secteurs de plus fortes contributions, des secteurs peu contributifs nécessaires pour atteindre la valeur seuil. La deuxième méthode, plus souple, permet d'inclure dans la zone de protection uniquement les surfaces les plus contributives. A notre avis, cette deuxième approche est préférable.

Nous tenons à souligner que la valeur seuil ne doit pas être fixée aux 100% car on obtiendrait dans tous les cas la superficie du bassin d'alimentation; ainsi la détermination de l'hétérogénéité de la contribution sur la base de la géologie perdrait son sens. De même une simplification du problème en proposant de considérer un débit de pompage équivalent aux 90% de sa valeur et en prenant dans cette nouvelle situation la totalité de la zone contributive n'a pas de sens, car elle implique en définitive de considérer quasiment la totalité du bassin d'alimentation de la configuration où l'on pompe les 100% du débit. Le modèle 20 de l'annexe 4 illustre ce cas pour l'exemple du puits Neufeld.

Dans le cas d'une pollution des eaux souterraines captées, nous suggérons de tracer, sur la base du champ C, un graphe prévisionnel de la réduction en polluants en fonction de la superficie d'assainissement, en agissant prioritairement sur les surfaces de plus forte contribution. Ce graphe permet en outre d'estimer, d'une manière générale, l'efficacité de la méthodologie pour le bassin considéré. Si la courbe se rapproche d'une droite, le champ C est quasi-homogène et les actions pourront être implantées n'importe où dans le bassin d'alimentation. En revanche, si le graphe présente une courbe bien marquée, il est vivement recommandé d'appliquer des mesures de manière ciblée. On notera qu'en règle générale les bassins d'alimentation présentent des champs de contribution hétérogènes et qu'il convient d'y appliquer notre méthodologie. L'exemple du puits Neufeld illustre une telle situation.

Si plusieurs captages d'une région présentent les mêmes problèmes de pollution, nous suggérons de définir une zone de protection unique pour l'ensemble des captages. Le champ P indiquera dans ce cas la probabilité qu'une particule d'eau de la nappe atteigne indifféremment l'un des captages, et le champ C la contribution au débit global capté.

Des zones sensibles peuvent être définies au sein de la zone de protection sur la base des plus fortes valeurs de C et/ou d'autres critères spécifiques au polluant concerné.

Le calcul d'incertitudes effectué sur l'exemple du puits Neufeld montre que malgré une certaine imprécision sur le contour de la zone de protection, il est possible de relativement bien définir le secteur du bassin qui contribue à la majorité du débit capté.

6. Test d'applicabilité

Ce chapitre présente deux études de cas afin de montrer l'applicabilité de la méthodologie dans différents contextes hydrogéologiques. Il s'agit dans les deux situations de puits implantés dans des zones sourcières. Dans ce type de contexte où l'ensemble des eaux souterraines aboutit dans les secteur sourcier, la portion de nappe alimentant le captage n'est pas dictée par le débit de pompage, mais par les limites structurales qui définissent la portion de nappe alimentant la zone sourcière. Les deux cas peuvent ainsi être traités de la même façon que s'il s'agissait de sources.

6.1 Aquifère de roches molassiques – Captage de la Pérallaz

Une partie des données a été tirée de rapports préexistants (ABA-GEOL SA, 1986 ; Maître, 1998 ; GEOLEP, 1998 et 2001) et d'autres ont été acquises spécifiquement pour cette étude. Le captage de la Pérallaz alimente la commune de Thierrens (VD). Le captage est implanté dans un aquifère de molasse gréseuse d'âge burdigalien dont les bancs montrent un léger pendage en direction du NNE. Il s'agit d'un captage de sources, amélioré en 1986 avec une chambre de pompage. L'aquifère est formé dans la partie supérieure décomprimée et altérée de la molasse; il s'agit d'un aquifère principalement fissural. Son épaisseur est limitée à quelques mètres par un plancher constitué par les niveaux non-fissurés de la molasse. Ces roches sont recouvertes par une formation morainique d'épaisseur et de perméabilité variable. L'aquifère fissural est alimenté exclusivement par l'infiltration des précipitations au travers du terrain ; aucun cours d'eau n'alimente le captage.

Détermination de la portion de nappe alimentant le captage et de son bassin d'alimentation

La couverture morainique atteignant au maximum quelques mètres de profondeur, il est raisonnable de penser que la géométrie de l'aquifère, développé dans les premiers mètres de la molasse, est étroitement liée à la topographie. La portion de nappe alimentant le captage a donc été tracée sur cette base. On peut admettre, en première approximation, que dans cette configuration hydrogéologique toute l'eau de la portion de nappe est drainée en direction du captage et donc que P vaut 1 pour l'ensemble de la portion et qu'elle est nulle en dehors. Le bassin d'alimentation correspond au même contour, projeté à la surface du terrain. Il recouvre une superficie de 23 ha (cf. Fig. 77).

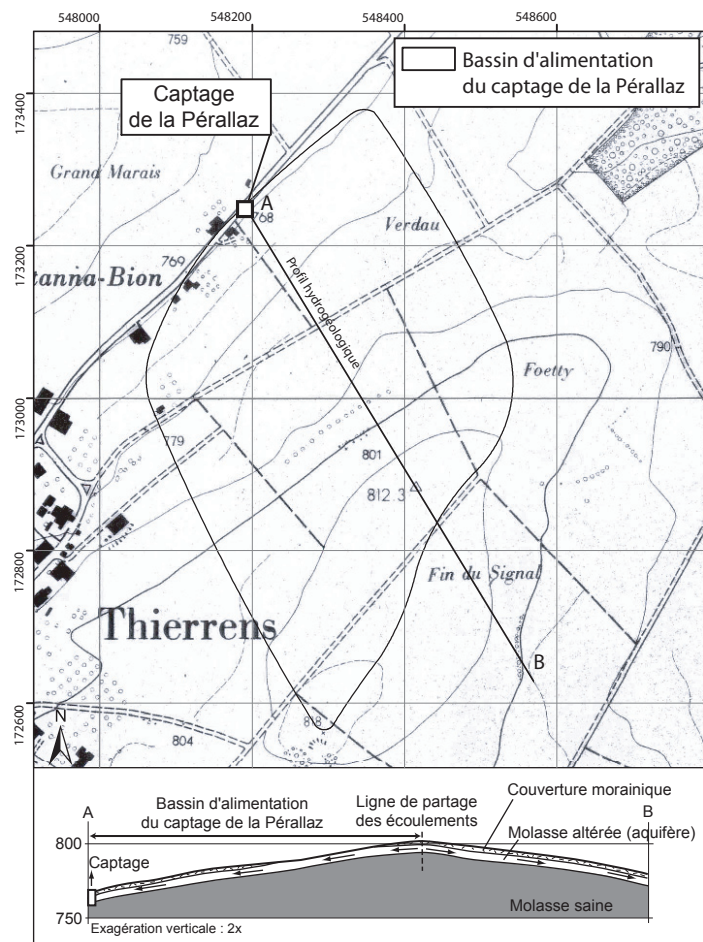


Fig. 77. - Bassin d'alimentation du captage de la Pérallaz et profil hydrogéologique.

Quantification des processus de recharge et d'exportation et itération de la démarche

Le climat, la topographie et l'occupation du sol (agricole) étant quasiment homogènes au sein du bassin d'alimentation, seuls les types de sol et de sous-sol sont susceptibles d'influencer l'infiltration efficace (cf. Fig. 34). Des mesures géoélectriques et des essais d'infiltrations ont ainsi été réalisés dans le but de compléter les données pédologiques et géologiques, et permettre une division du bassin d'alimentation en cellules de terrain homogène (cf. Fig. 54). Pour chaque cellule, nous avons déterminé une valeur moyenne de la conductivité hydraulique à saturation (cf. Chapitre 4.4.2). Une valeur moyenne d'infiltration efficace a ensuite été estimée pour chaque cellule à partir du tableau 14 et de l'équation 18 (cf. Fig. 78). La recharge totale du bassin d'alimentation a ainsi pu être calculée; elle correspond à un débit de 227 l/min.

Le Tableau 23 présente des mesures de débit effectuées en 1986 après une réfection du captage. Le débit actuel moyen peut être estimé sur cette base puisqu'il n'y a eu aucune modification de la situation. On obtient ainsi un débit moyen de 191 l/min. A cela il faut encore ajouter le prélèvement de deux captages secondaires présents dans le bassin d'alimentation (cf. Fig. 78, champ de *P*). Ces deux captages ne sont plus utilisés mais ils présentent chacun un « trop plein » relié au réseau d'eaux claires qui soustrait une partie des eaux du système. Sur la base d'une visite d'une des deux sources (la seconde étant actuellement inaccessible) les pertes globales des deux sources ont été estimées à 25 l/min. Une estimation similaire ayant été faite par M. Raetz du laboratoire cantonal, cette valeur semble raisonnable. Le débit global des exutoires du bassin d'alimentation est ainsi de $191 + 25 = 216$ l/min. Ce résultat est cohérent avec notre estimation de la recharge (erreur de 5%) et montre que les simulations numériques de l'estimation de l'*ETR* permettent d'obtenir des valeurs d'infiltration efficace proches des conditions réelles. Les valeurs de l'infiltration efficace ont ainsi dû être légèrement corrigées de façon à boucler le bilan.

Date	Débit capté après réfection [l/min]
15.08.1986	192
19.08.1986	197
23.09.1986	212
14.10.1986	171
21.10.1986	184
moyenne	191

Tableau 23 - Mesures du débit au captage de la Pérallaz (d'autres mesures effectuées avant réfection montrent que le débit varie peu au cours du temps).

La portion de nappe alimentant à la fois le captage de la Pérallaz et les sources a été tracée manuellement en fonction de la topographie. Nous avons évalué, à partir des débits prélevés par les différents exutoires, la probabilité qu'une particule d'eau de cette portion de nappe aille à la station de pompage. Une valeur *P* de 0.6 a ainsi été déterminée. L'autre portion est caractérisée par une probabilité de 1 (Fig. 78).

Le bassin ne contenant aucun drainage, un champ *e* homogène et de valeur 0 a été déterminé.

Calcul du champ de la contribution à l'alimentation du captage

A la suite des étapes précédentes, le champ de contribution a pu être calculé par une multiplication directe en plan des champs *I*, *e* et *P*. Le calcul a été réalisé directement à l'aide d'un SIG (arcview) pour l'ensemble du bassin d'alimentation (cf. Fig. 78). Dans ce contexte, l'infiltration efficace I_e est le facteur prépondérant pour les valeurs de *C*.

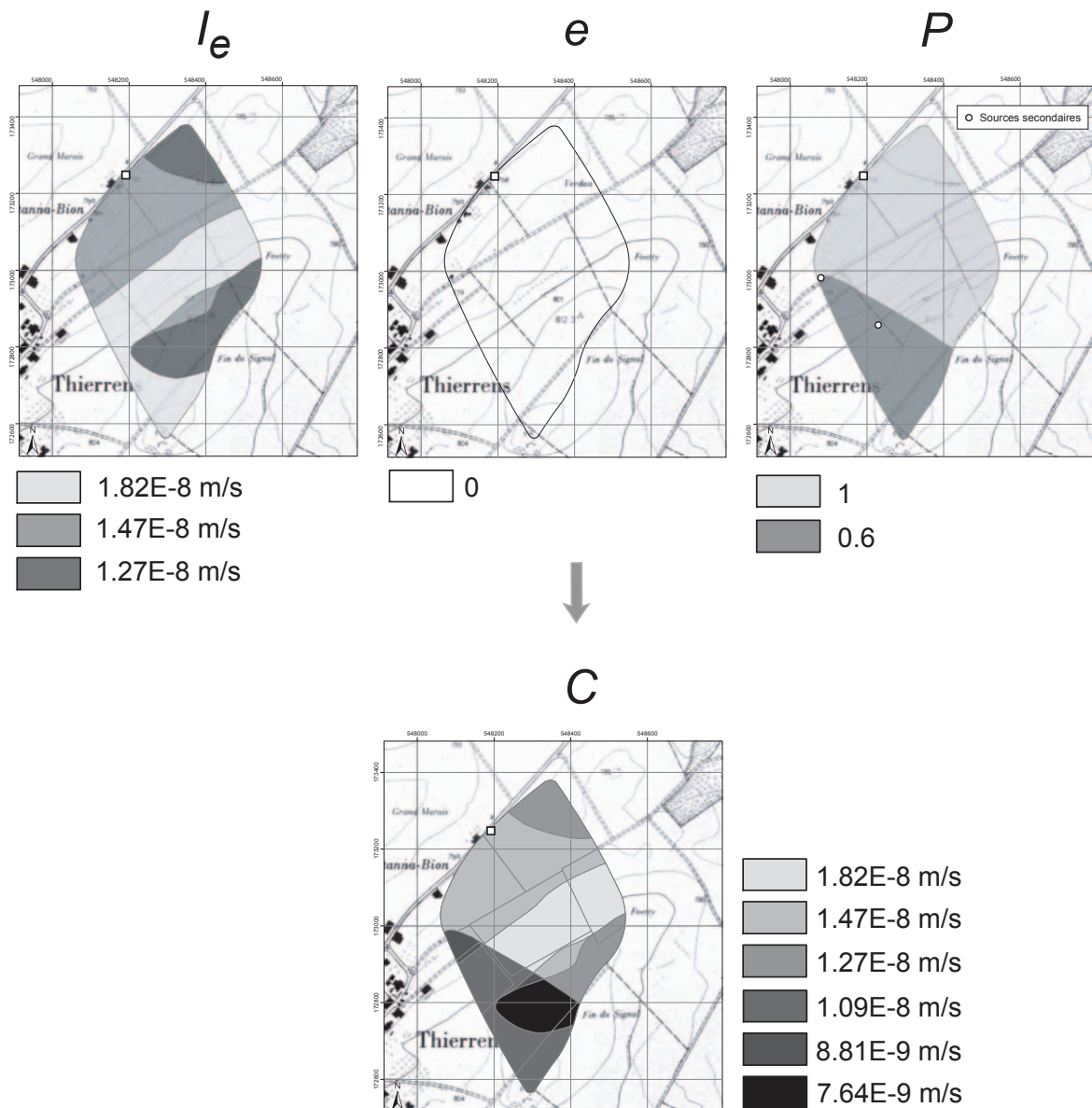


Fig. 78 - Détermination du champ de contribution à l'alimentation du captage de la Péralaz.

Dimensionnement de la zone de protection

Une zone de protection a été établie sur la base du champ *C*, en sélectionnant en priorité les cellules de plus forte contribution jusqu'à l'obtention de 90% du débit (cf. Fig. 79). De surcroît, une zone sensible contribuant aux 65% du débit capté a été définie. La surface des zones de protection et celle de la zone sensible correspondent respectivement à 84 et 56 % de la superficie du bassin d'alimentation.

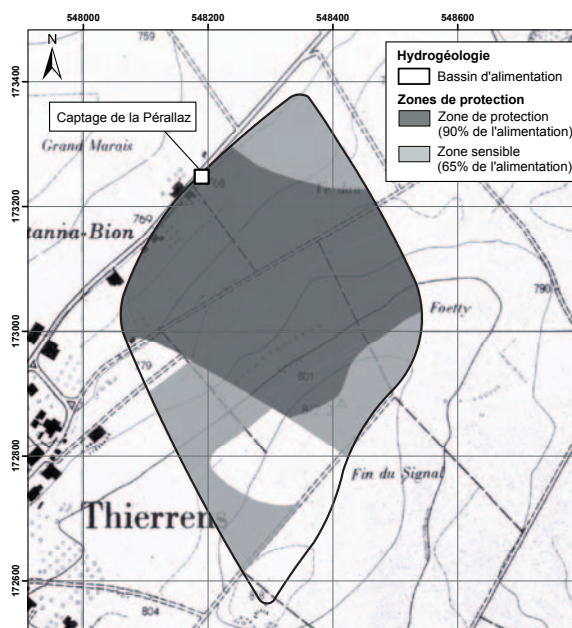


Fig. 79 - Dimensionnement des zones de protection

Afin d'estimer l'effet des incertitudes liées à chaque étape du dimensionnement sur les zones de protection, les deux situations extrêmes ont été étudiées. La première suppose que les écarts entre les valeurs relatives d'infiltration efficace sont trop faibles; un écart maximum de 46% a ainsi été considéré au lieu des 36% figurant dans le modèle retenu (la valeurs maximale de 46% a été fixée sur la base des modélisations de l'infiltration efficace effectuées pour le site de référence de Zürich, cf. tableau 14). De surcroît, un débit de 35 l/min a été admis pour les sources secondaires du bassin. Les exportations étant nulles, aucune incertitude n'a été considérée sur ce facteur. Le deuxième cas admet un écart maximal des valeurs relatives de l'infiltration efficace de 26% et un débit de 15 l/min pour les sources secondaires. Les deux cas ont été calibrés afin de boucler le bilan hydraulique du bassin. Les nouvelles valeurs de contribution sont présentées dans le tableau suivant; les modifications ne sont pas suffisantes pour changer l'allure du champ C.

Contribution [m/s]		
Modèle retenu	Extremum 1	Extremum 2
1.82E-08	1.98E-08	1.69E-08
1.47E-08	1.51E-08	1.42E-08
1.27E-08	1.25E-08	1.29E-08
1.09E-08	9.71E-09	1.26E-08
8.81E-09	7.38E-09	1.06E-08
7.64E-09	6.12E-09	9.64E-09

Tableau 24 - Valeurs de contribution pour le cas retenu ainsi que pour les cas extrêmes (pour les incertitudes admises).

Les Figs 80 et 81 illustrent les zones de protection déterminées pour ces deux situations extrêmes. Nous constatons que les incertitudes n'ont pas un effet très marqué sur la carte des zones de protection. La surface de la zone de protection (définie comme étant le secteur qui participe aux 90% de l'alimentation du captage) et celle de la zone sensible (65% du débit capté) varient respectivement entre 82 et 86% et entre 53 et 60% de la superficie du bassin d'alimentation.

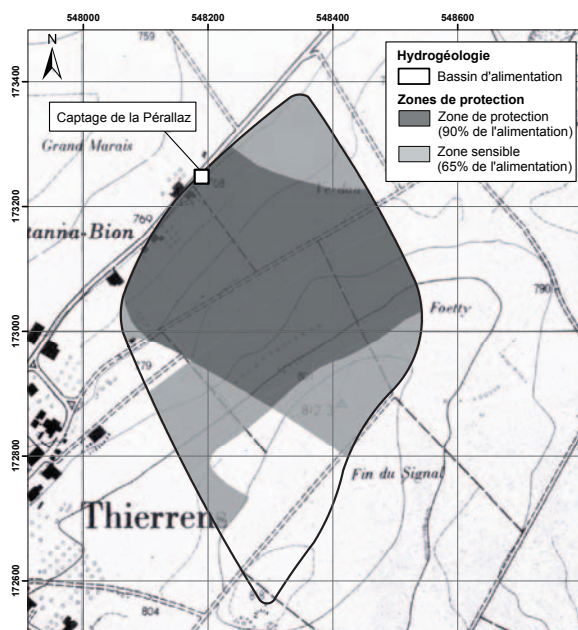


Fig. 80 - Zones de protection pour la situation: extremum 1.

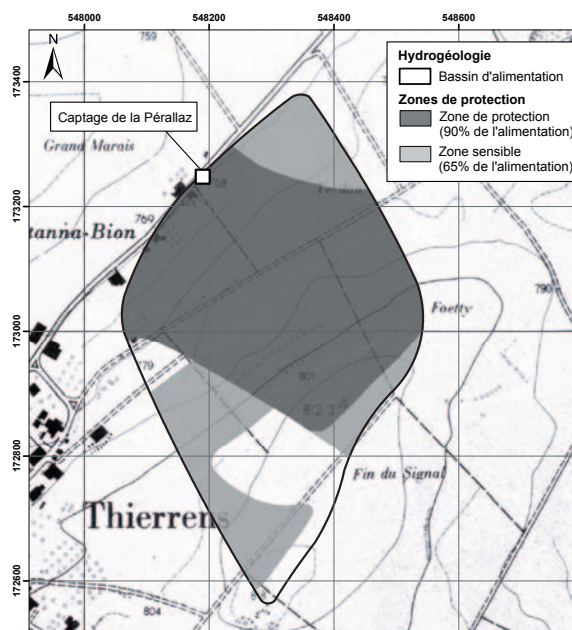


Fig. 81 - Zones de protection pour la situation: extremum 2.

Contrôle des résultats

Le bilan hydraulique ayant déjà été vérifié, nous proposons de contrôler le bilan chimique du bassin d'alimentation. En se basant sur les cultures moyennes du bassin d'alimentation entre 1994 et 1998 et sur une estimation de l'OFAG (2003) de la lixiviation moyenne des nitrates en fonction du type de cultures pour le Plateau Suisse, une valeur annuelle moyenne de lixiviation entre 1994 et 1998 de 257 kg NO_3^-/ha a été estimée (cf. Tableau 25). Cette forte lixiviation correspond aux années où la situation était particulièrement préoccupante, puisque la concentration des eaux captées valait en moyenne 53 mg/l (cf. Fig. 82). Ces valeurs étant très élevées, des actions d'assainissement ont été entreprises, fin 1998, sur la base d'une pré-étude de la zone de protection et du bassin d'alimentation (GEOLEP, 1998). Les actions ont consisté approximativement à la conversion de cultures en prairies sur 8.5 ha du bassin d'alimentation et à éviter, si possible, les cultures et rotations à risque.

A partir de l'équation 27 et du calcul de la lixiviation initiale, nous avons tracé le graphe prévisionnel de la concentration en nitrates dans les eaux captées en fonction de la surface d'assainissement (cf. Fig. 83⁽¹⁾). On constate une très bonne correspondance entre ce graphe et les valeurs initiale et actuelle de la concentration en nitrates.

Ce cas illustre l'efficacité déjà démontrée (Maître et al. 2002) de la mise en prairie pour réduire le lessivage de nitrates. Le graphique montre également qu'il faudrait convertir encore 4.5 ha de cultures en prairies pour atteindre la teneur désirée de 30 mg/l.

On constate également, dans ce bassin, qu'il y a une différence notable entre des actions établies selon le concept de la méthodologie et des actions sans distinction à n'importe quel emplacement du bassin. L'application de la méthode n'est donc pas limitée aux grands bassins, mais elle a également tout son sens dans des petits bassins.

⁽¹⁾ Sur ce graphe une lixiviation de 10% plus élevée que la lixiviation moyenne a été considérée pour les terrains perméables ainsi qu'une lixiviation de 10% plus faible que la lixiviation moyenne pour les terrains peu perméables, de façon à prendre en compte les observations de Nivergelt (1997) qui a constaté des flux de nitrates 20% plus élevés à travers des sols graveleux qu'au travers de sols silteux.

Culture	1994-1998 [%]	Lessivage [kg N/ha a]	Lessivage [kg NO ₃ /ha a]	Lessivage pondéré
Pommes de terre	17	140	620	104
Maïs / pois protéagineux	9	60	266	24
Colza	9	40	177	15
Céréales d'automne	44	45	199	89
Céréales de printemps	0	45	199	0
Prairies artificielles	15	30	133	20
Prairies naturelles et pâturages	6	20	89	6
Total	100			257

Tableau 25 - Evaluation du lessivage de nitrates moyen pour les années 1994-1998.

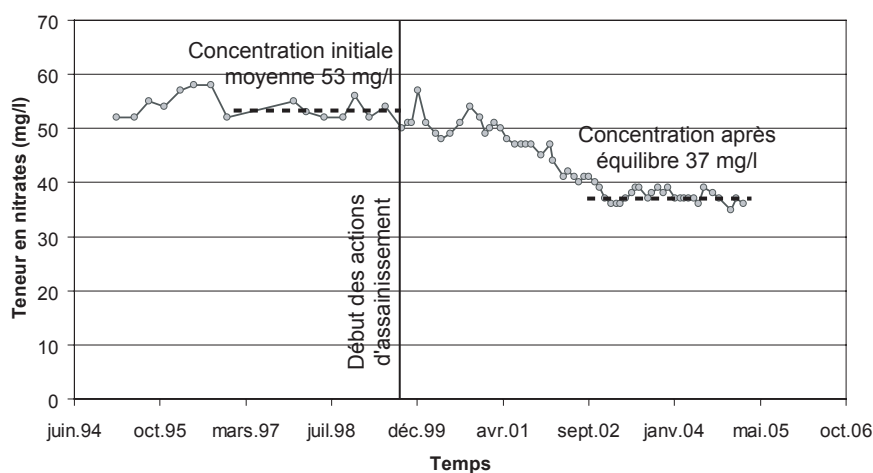


Fig. 82 - Suivi de la concentration en nitrates des eaux captées au captage de la Pé-rallaz (analyses: Laboratoire cantonal)

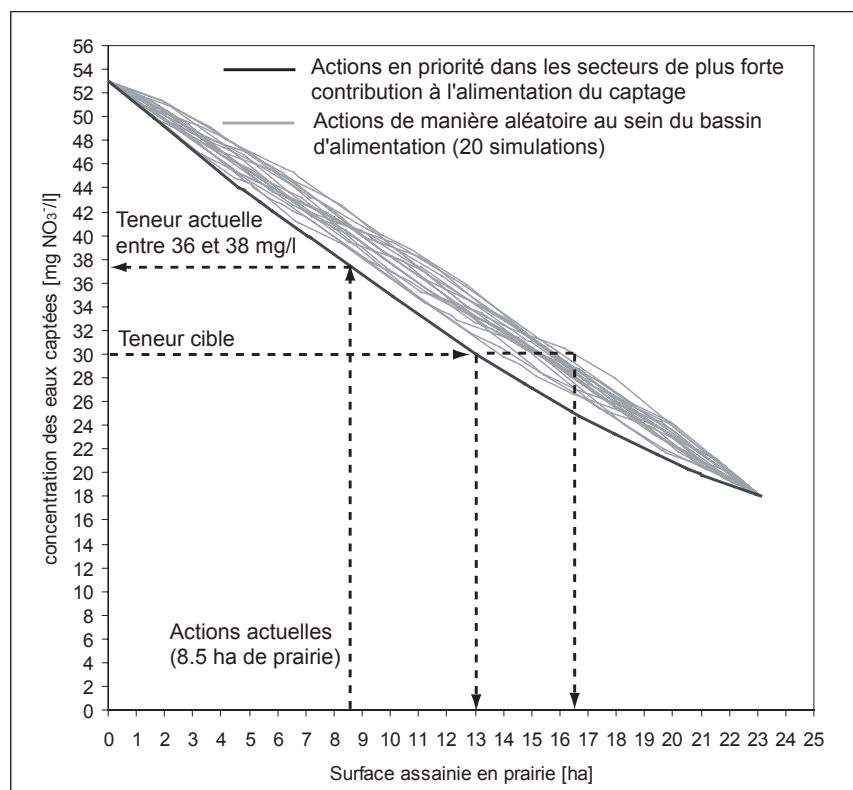


Fig. 83 - Estimation de la surface à convertir en prairie pour obtenir la concentration désirée dans les eaux souterraines captées.

6.2 Aquifère de dépôts fluvio-glaciaires – Puits du Morand

Introduction

Entre les années 1986 et 1992, les teneurs en nitrates du puits du Morand oscillaient, d'une manière générale, entre 30 et 40 mg/l en dépassant à plusieurs reprises la valeur de tolérance (40 mg/l). De l'hiver 1993 à l'automne 1995, la concentration a fortement diminué jusqu'à 18 mg/l. Cette diminution a probablement été induite par les importantes précipitations annuelles des années précédentes qui ont dilué les nitrates. Par la suite, les concentrations fluctuaient entre 22 et 30 mg/l en dépassant la plupart du temps l'objectif de qualité fixé à 25 mg/l. Il était donc important d'étudier l'alimentation de ce puits de débit relativement important (4000-5000 l/min) et d'engager des actions à long terme pour empêcher une remontée de la charge en nitrates de ses eaux, mais également pour faire diminuer cette charge, en vue d'atteindre l'objectif de qualité.

Pour cela, une zone de protection contre les polluants chimiques persistants a été dimensionnée, de façon à disposer d'un outil d'assainissement et de prévention. Ce chapitre reprend les principales étapes du dimensionnement décrit en détail dans un rapport du GEOLEP et de PROMETERRE (GEOLEP-PROMETERRE, 2001) et y apporte quelques compléments à la suite des actions d'assainissement.

Portion de la nappe alimentant le captage

Le puits du Morand capte les eaux d'un aquifère de dépôts fluvio-glaciaires au SW de Montricher (Canton de Vaud). Ces matériaux, d'origine jurassienne, forment un cône en pied de la chaîne du Jura. Ils datent de la glaciation du Würm (cf. Fig. 84). Le plancher du cône fluvio-glaciaire est constitué par une moraine rhodanienne limono-sableuse très peu perméable. Aucune formation géologique ne recouvre les graviers fluvio-glaciaires.

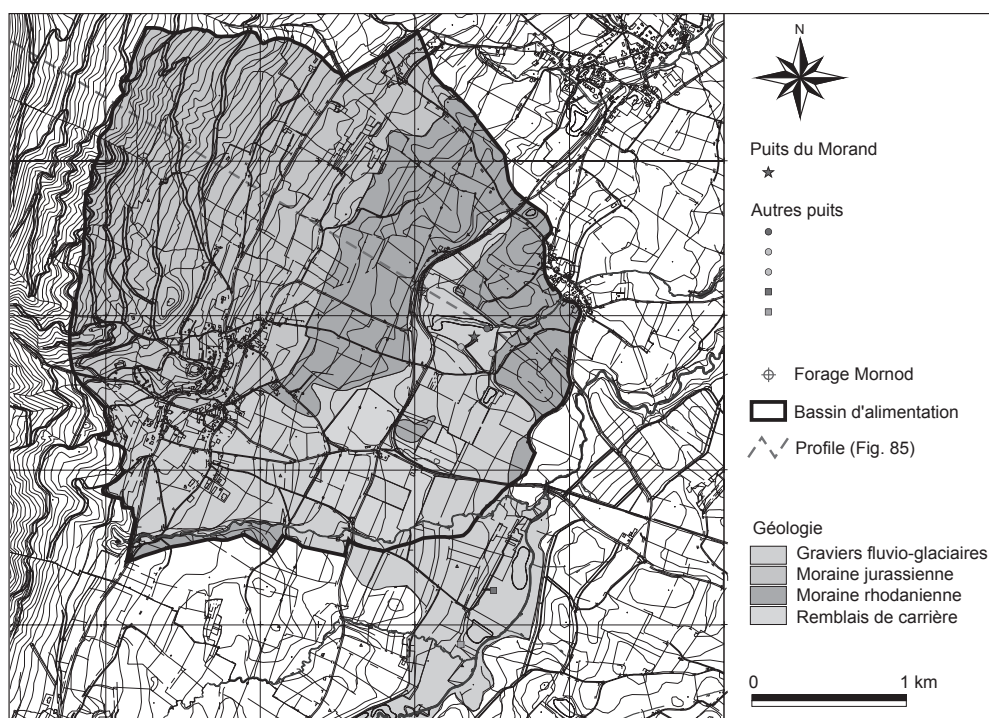


Fig. 84 - Situation géologique et hydrogéologique du puits du Morand.

L'aquifère est alimenté par l'infiltration directe des eaux météoriques sur les graviers fluvio-glaciaires, par le ruissellement et les circulations de sub-surface des eaux provenant des terrains morainiques et par l'infiltration du cours d'eau « La Malagne ». Il comporte deux systèmes d'exutoires concurrents, à

savoir, la région du marais du Bois de Morges dans laquelle est situé le puits du Morand⁽¹⁾ et un secteur plus au Sud, où les eaux souterraines de l'aquifère fluvio-glaciaire alimentent la rivière « Le Veyron » et deux captages.

La portion de la nappe qui alimente le puits du Morand étant principalement conditionnée par des limites structurales, elle peut être déterminée de manière binaire ($P = 1$ ou 0). Elle est délimitée au nord, à l'est et à l'ouest par l'extension structurale de l'aquifère, et au Sud par la ligne de partage des eaux entre les deux systèmes d'exutoires (cf. Fig. 84). Cette dernière a été tracée à partir de mesures piézométriques (Mornod, 1969). La probabilité P qu'une goutte d'eau de la nappe atteigne le puits depuis les autres secteurs est considérée comme nulle.

Extension du bassin d'alimentation

Le bassin d'alimentation du puits du Morand comporte, en plus des terrains situés au droit de la portion de la nappe concernée, les terrains morainiques en bordure qui alimentent cette portion de nappe par l'infiltration d'eaux de ruissellement à leur arrivée sur les sols graveleux et par des écoulements de sub-surface dans la zone altérée et décomprimée de la moraine (cf. Fig. 85). Ses limites nord, est et sud correspondent au pourtour du bassin versant topographique de la portion de nappe qui alimente le puits. La limite ouest est liée à la limite d'existence de la moraine rhodanienne peu perméable. Cette dernière se biseaute en effet dans le flanc du Jura (biseau caché par la moraine jurassienne sus-jacente) et laisse ainsi la moraine sablo-limoneuse jurassienne perméable en contact direct avec les calcaires karstiques sous-jacents du Crétacé. Les eaux météoriques tombées en amont de cette limite vont donc alimenter le réseau karstique et n'atteindront pas le puits du Morand.

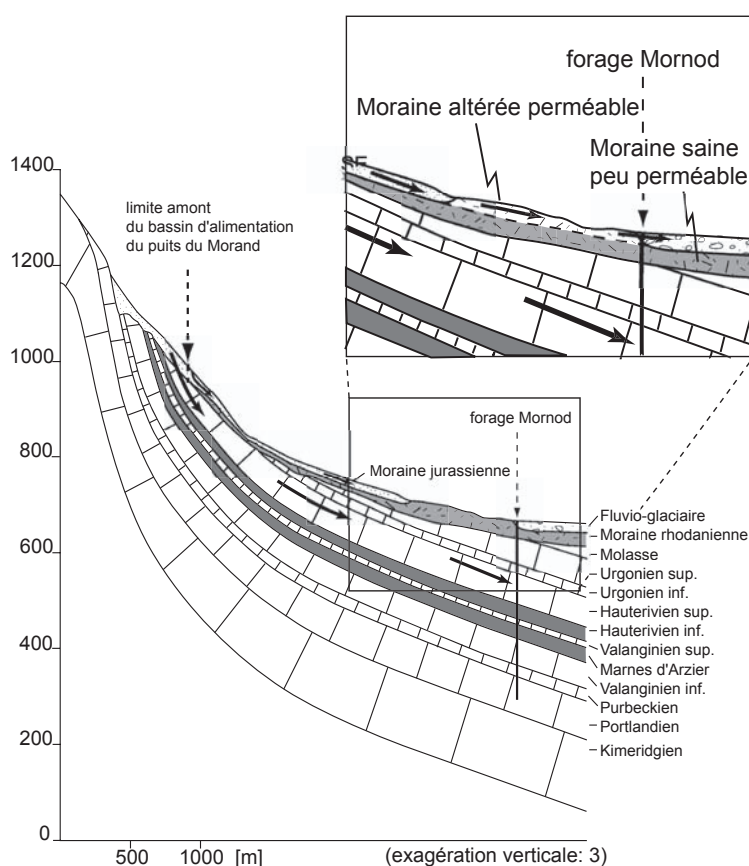


Fig. 85 – Coupe géologique passant par le puits du Morand (cf. Fig. 84).

⁽¹⁾ Il est raisonnable de regrouper les différentes émergences du marais du Bois de Morges et le puits du Morand, situé à proximité, en un exutoire unique, car leurs eaux présentent les mêmes caractéristiques physico-chimiques.

A ce stade de l'étude, il apparaît que le champ de contribution à l'alimentation du captage est hétérogène au sein du bassin d'alimentation :

- Il existe des terrains de nature variée (graviers sub-affleurants, moraine peu perméable, etc.) ; l'infiltration efficace des eaux météoriques est donc hétérogène.
- Des drainages agricoles exportent localement une partie des eaux infiltrées en dehors du bassin d'alimentation du puits du Morand.
- Une partie des eaux captées provient de l'infiltration de la Malagne.

Quantification des processus d'alimentation et d'exportation

1 - Champ d'infiltration I

L'infiltration comprend l'infiltration efficace directe des eaux météoriques dans la couverture I_e et l'infiltration des cours d'eau I_r .

Une série de jaugeages réalisés pendant une année a montré que l'infiltration des cours d'eau est négligeable, puisqu'elle ne participe qu'à 2% du débit du puits. La quasi-totalité des eaux captées provienne donc de l'infiltration efficace des précipitations.

Le bassin d'alimentation du puits du Morand a été divisé en cellules d'infiltration efficace homogène, en se basant sur la distribution spatiale des facteurs suivant :

- nature du sol (granulométrie, pierrosité, degré d'hydromorphie)
- épaisseur du sol
- nature du sous-sol (granulométrie, pierrosité, degré d'hydromorphie)
- conductivité hydraulique du sous-sol (essais Porchet)

Trois unités ont finalement été distinguées :

a - La première correspond à un sol superficiel caillouteux très peu épais, à faible réserve utile, surmontant un sous-sol de conductivité hydraulique élevée, composé de graviers fluvio-glaciaires ou de moraine jurassienne à gros blocs. Ces terrains sont caractérisés par une infiltration efficace importante et présentent un risque élevé de lixiviation des nitrates.

b - La deuxième unité correspond à des sols peu épais formés sur les limons qui recouvrent par endroit les dépôts fluvioglaciaires. Cette couche limoneuse constitue une barrière hydraulique partielle qui retarde l'infiltration des eaux en dessous de la zone d'enracinement ; les eaux qui percolent dans le sol sont ainsi plus longtemps disponibles pour les plantes. L'infiltration efficace et le risque de lixiviation de nitrates sont par conséquent plus faibles. Les sols reconstitués après remblaiement des gravières comportant également un sous-sol limoneux ont été intégrés dans cette unité.

c - La troisième unité comprend des sols bruns épais, sans contrainte d'hydromorphie, se développant sur la moraine jurassienne ou sur la moraine rhodanienne peu perméable ou encore à partir de colluvions dans les dépressions. Elle est caractérisée par une plus faible infiltration efficace et un plus faible risque de lixiviation des nitrates que les autres unités.

L'infiltration efficace dans ces unités a été calculée à l'aide du modèle COUP (Janson, 2001) pour une prairie sur parcelle plate. Les mesures de conductivité hydraulique du sous-sol ont été intégrées dans les simulations. Le rôle de la couverture sur la quantité d'eau qui s'infiltré annuellement en direction de la nappe a ainsi pu être mis en évidence (cf. Fig. 86).

Champ d'exportation e

Les exportations sont importantes dans ce bassin d'alimentation. Elles proviennent :

- soit de drainages agricoles qui captent les eaux de percolation à proximité du lieu de leur infiltration ou après un écoulement de sub-surface dans les premiers mètres de moraine,

- soit d'exurgences des eaux infiltrées sous la forme de sources morainiques.

Le bassin d'alimentation a été divisé en sous-bassins topographiques, et une série de jaugeages a été réalisée pendant une année à la sortie des collecteurs et le long des fossés afin d'estimer la quantité d'eau exportée hors du bassin d'alimentation du puits du Morand pour chaque sous-bassin (cf. Fig. 86). Le rapport entre le débit annuel des exportations d'un sous-bassin et la quantité d'eau qui s'y infiltre annuellement donne le coefficient d'exportation e .

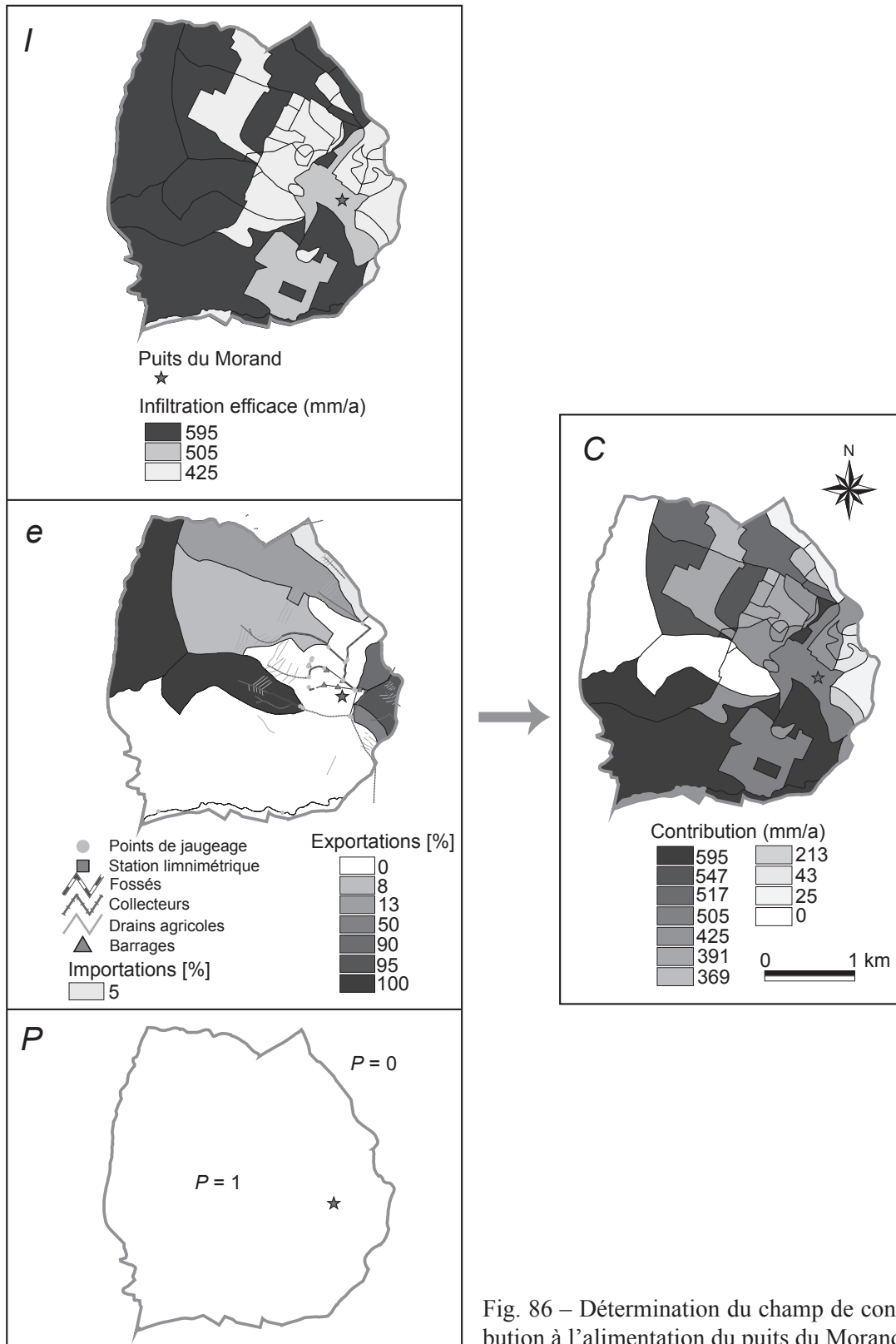


Fig. 86 – Détermination du champ de contribution à l'alimentation du puits du Morand.

Contribution au débit en tout point du bassin d'alimentation

La Fig. 86 illustre les différents champs pris en compte pour déterminer la répartition spatiale de la contribution à l'alimentation du puits du Morand ainsi que le résultat des calculs.

Constitution de la zone de protection

Une fois que le champ de contribution C a été calculé, la zone de protection a été tracée en sélectionnant les secteurs par ordre décroissant de la valeur de C , jusqu'à ce que le total de leurs contributions représentent environ 90% du débit du captage (cf. Fig. 87). La zone de protection dimensionnée a une superficie de 558 hectares, ce qui représente 63% de la surface du bassin d'alimentation. Une étude détaillée de l'infiltration et des exportations a donc été très utile, puisqu'elle a permis de comprendre l'hétérogénéité de l'alimentation du captage et d'identifier les secteurs les plus vulnérables pour les eaux souterraines captées. Des mesures d'assainissement efficaces peuvent ainsi être proposées de manière ciblée à l'intérieur de cette zone de protection.

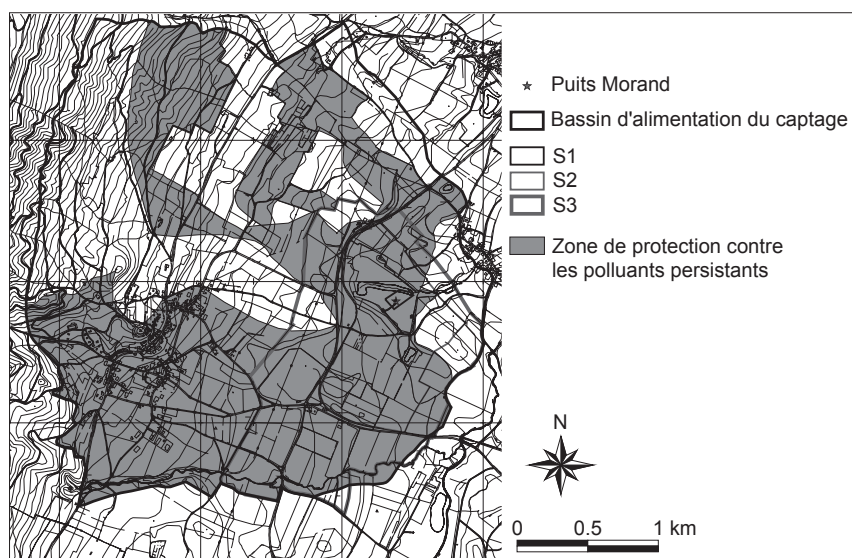


Fig. 87 – Zone de protection du puits du Morand.

Dans ce contexte, on soulignera le rôle négligeable de la probabilité P , puisque la portion de nappe alimentant le puits suit essentiellement des limites structurales. Le champ de contribution C est ainsi dicté par l'infiltration I et par le coefficient d'exportation e . Ce dernier est le plus important puisqu'il présente de grands écarts.

Contrôle des résultats

Le bilan hydraulique ayant été vérifié lors de l'établissement du champ C , nous suggérons de vérifier le bilan chimique. Sur la base des cultures moyennes des années 1995-2000, une lixiviation annuelle moyenne pour la plaine a été évaluée à 122 kg NO_3^-/ha . Cette lixiviation correspond à la situation avant l'assainissement entrepris en 2002 (125 ha ont été mis sous contrats pour des mesures d'assainissement: prairie et réduction des cultures et rotations à risque (Vanolli, 2005)). Par ces mesures, la concentration moyenne en nitrates est passée de 27 mg/l à 25 mg/l (cf. Fig. 88). On remarquera sur ce graphe que les fluctuations restent toutefois importantes et qu'il est difficile d'estimer l'instant où le bassin a atteint un nouvel équilibre. La lixiviation annuelle moyenne estimée pour la situation initiale a été utilisée avec l'équation 27 afin de tracer le graphe prévisionnel de la concentration en nitrates dans les eaux captées en fonction de la surface d'assainissement (cf. Fig. 89). On constate qu'on retrouve la valeur initiale et la teneur d'environ 25 mg/l si on considère des actions optimales (mise en prairie) sur les 125 ha sous contrats. La remontée actuelle des teneurs en nitrates s'explique très vraisemblablement par la faible pluviométrie cumulée des années 2003 et 2004; dans ce bassin, la concentration des eaux souterraines est effectivement très sensible aux phénomènes de dilution et donc aux fluctuations de la pluviométrie.

Le graphe montre également l'utilité d'appliquer une telle méthodologie plutôt que de se limiter à définir le bassin d'alimentation et d'y agir de manière aléatoire.

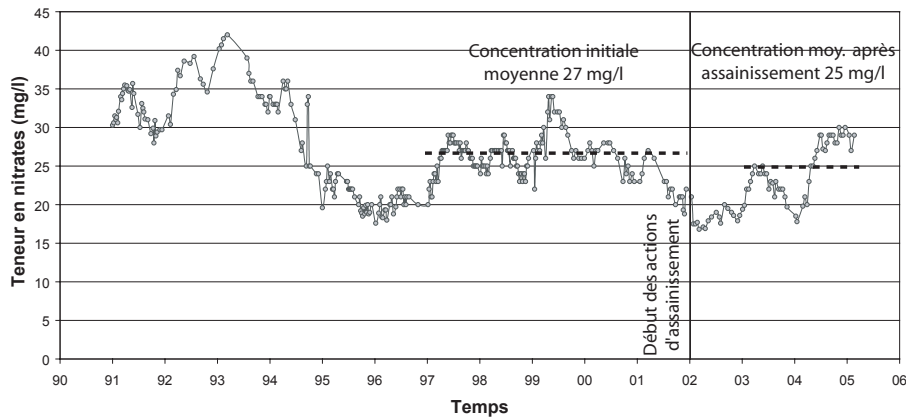


Fig. 88 - Suivi de la concentration en nitrates des eaux captées au puits du Morand (analyses: Laboratoire cantonal)

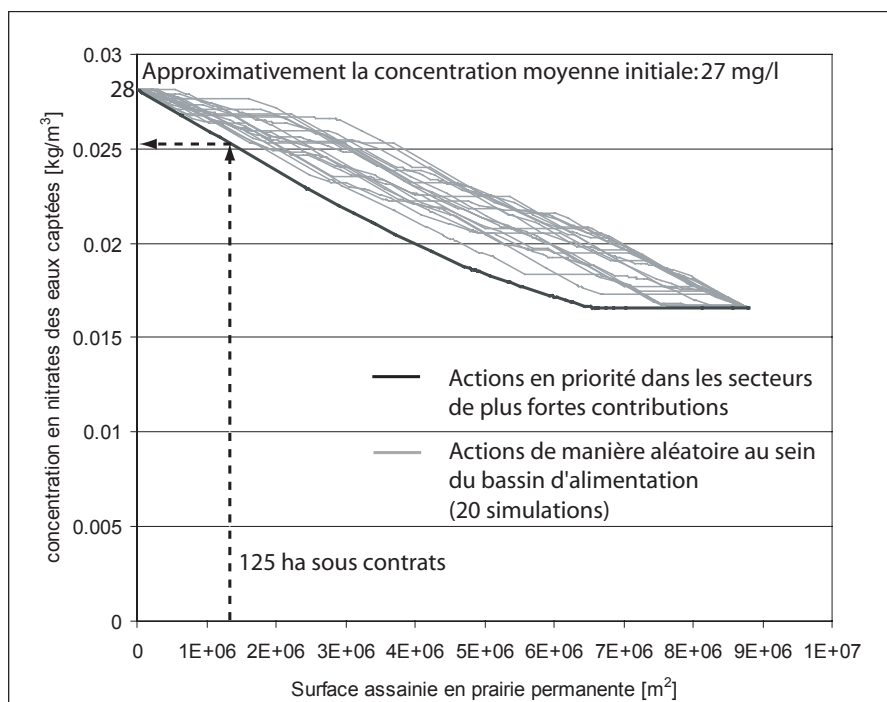


Fig. 89 - Vérification du bilan chimique et estimation de l'efficacité potentielle de la méthode.

7. Synthèse et conclusions

Rappelons que des conclusions intermédiaires détaillées figurent à la fin des principales parties de la thèse. Le présent chapitre synthétise ces conclusions et les intègre dans la problématique générale. Il montre le progrès apporté par la méthodologie développée dans le cadre de ce travail de recherche. Finalement les perspectives qu'ouvre ce travail seront présentées.

La problématique de la protection des eaux contre les polluants persistants diffus se heurte d'emblée à un problème de faisabilité politique et financière. Le cas des polluants persistants agricoles le démontre aisément. A priori, agir à l'origine de la pollution nécessiterait de privilégier une agriculture moins intensive dans des grands bassins d'alimentation de captages, ce qui serait totalement irréalisable en pratique. Alors comment réduire cette emprise sur les ressources en eau ? Considérer les bassins d'alimentation des captages comme homogènes, et se limiter comme dans la plupart des pays à une protection de la globalité du bassin, conduirait inmanquablement à des mesures coûteuses et peu efficaces. Cette situation est observée dans de nombreux pays (D, F, USA - cf. Chapitre 2) où il ressort que les systèmes de protection en vigueur sont souvent insuffisants. Une protection efficace des captages contre les polluants persistants nécessiterait effectivement des réglementations plus sévères non concevables à l'échelle des bassins. La variabilité des conditions géologiques du territoire offre une chance à saisir pour investir des actions plus efficaces sur des surfaces plus réduites. Plutôt que de saupoudrer les moyens financiers, on peut les économiser en investissant plus massivement où ils vont être bien rentabilisés. Reste à déterminer quelles sont les aires où il faut agir de manière ciblée. La présente recherche propose une méthodologie qui constitue une avancée dans ce domaine, pour différents contextes géologiques et topographiques.

Le transport de la majorité des polluants persistants mobiles étant d'abord contrôlé par les circulations des eaux, le concept de ces nouvelles zones de protection est basé sur le cheminement de l'eau, depuis la surface du bassin d'alimentation jusqu'au captage. Il propose de protéger prioritairement les secteurs de plus forte contribution à l'alimentation en eau du captage. La démarche consiste donc à déterminer la contribution au débit capté en tout point du bassin d'alimentation et à définir des zones de protection efficaces en sélectionnant uniquement les surfaces les plus contributives. On notera ainsi que:

- Les zones de protection proposées ne sont pas déterminées sur la base des flux de polluants, sujets à des variations temporelles (e.g. modifications des cultures),
- Elles sont dimensionnées sur la base de facteurs invariants du bassin (géologie, pédologie, pluviométrie moyenne).

Elles fournissent, par conséquent, un outil de gestion et de développement durable du territoire. Cet outil permet de définir un assainissement des eaux souterraines dans le cas d'une contamination, et d'une manière plus générale, il permet une protection préventive, sur les plans de:

- 1 - la qualité des eaux captées,
- 2 - leur quantité (on évitera, dans la mesure du possible, d'implanter des infrastructures réduisant l'infiltration des eaux météoriques dans les secteurs les plus contributifs).

La procédure de dimensionnement décompose le cheminement de l'eau en trois parties : le trajet au travers du sol (paramètre d'infiltration I [m/s]), le cheminement depuis la sortie de la zone d'enracinement jusqu'à la nappe principale, au sein de la zone non-saturée (paramètre d'exportation e [-]) et le parcours au sein de la zone saturée de la nappe principale, en direction du captage (paramètre P [-]). La contribution à l'alimentation en eau du captage C s'obtient en tout point du bassin d'alimentation par le produit $I(1-e) \cdot P$. Cette approche, réalisée à l'échelle du bassin d'alimentation, se distingue nettement des méthodes de cartographie de la vulnérabilité par une quantification des flux d'eau basée sur des lois physiques plutôt que de donner des cotations empiriques.

Dans les faits, la méthodologie nécessite une démarche qui part du captage et remonte, en amont, jus-

qu'au bassin d'alimentation (Fig. 8). On déterminera ainsi, en premier lieu, la portion de nappe alimentant le captage, et dans un deuxième temps on recherchera, en surface, le secteur qui alimente cette portion: le bassin d'alimentation du captage. La troisième étape est la quantification de la recharge en dessous de la zone d'enracinement et des exportations au sein de la zone non saturée. Le regroupement de ces données permet, dans une quatrième étape, de calculer la contribution à l'alimentation en eau du captage en tout point du bassin d'alimentation. Finalement, les cinquièmes et sixièmes étapes correspondent, respectivement, au contrôle des résultats et au dimensionnement des zones de protection (Fig. 6). La détermination du champ de contribution comporte de nombreuses incertitudes en raison de la difficulté d'observer in-situ le comportement des eaux souterraines. La compréhension des écoulements requiert des observations ponctuelles et une interpolation de ces observations en un modèle conceptuel du cheminement de l'eau depuis la surface du bassin d'alimentation jusqu'au captage. La décomposition du trajet des particules d'eau en différents tronçons permet, avec des moyens simples, de calculer ce champ, d'analyser la sensibilité des différents paramètres et ainsi de proposer des investigations supplémentaires aux endroits où les données sont jugées insuffisantes. De la sorte, il est possible d'obtenir une image représentative des conditions d'écoulement in-situ, qui bien qu'approximative permet de comparer la contribution de chaque secteur du bassin d'alimentation. La démarche est itérative et permet d'augmenter progressivement le degré d'exactitude de la méthode, de manière à obtenir une précision correspondant aux enjeux existant dans la zone d'étude.

La méthodologie proposée fait appel à différentes méthodes hydrogéologiques, hydrologiques, géologiques et pédologiques (modélisations numériques, traçages, géochimie, mesures de débit, géophysique, essais d'infiltration, etc.) pour en extraire un modèle cohérent de l'alimentation du captage.

Des zones sensibles peuvent être définies au sein de la zone de protection, sur la base des plus fortes valeurs de contribution à l'alimentation du captage, mais également sur des critères spécifiques au polluant concerné, comme par exemple la teneur en matière organique des sols. Des actions ciblées de grande efficacité peuvent ainsi être proposées sur ces emplacements.

L'applicabilité de la méthode et sa robustesse ont pu être démontrées dans différents aquifères en roches meubles et en roches fissurées. On remarquera que la méthode a été capable de dimensionner correctement des zones de protection tant dans un bassin où l'infiltration joue un rôle prédominant pour l'hétérogénéité du champ de contribution, que dans un bassin où les exportations avaient un rôle prédominant, ou encore dans le cas d'un bassin où la probabilité P était prédominante. Dans les trois contextes traités, les résultats montrent que, à surface assainie égale, l'assainissement est bien plus efficace selon la présente méthodologie que selon des mesures non-différenciées spatialement au sein du bassin d'alimentation.

On notera que la méthodologie proposée sous-entend une lixiviation directe des polluants en direction de la profondeur, sans transport horizontal important à la surface du terrain. La protection est ainsi limitée au bassin d'alimentation directe des eaux souterraines et n'est pas adaptée pour assainir un captage pollué par l'infiltration d'un cours d'eau pollué. Dans un tel cas, une protection adaptée devra être réalisée en amont.

Pour finir, il nous semble important de souligner que l'investissement financier nécessaire pour connaître, selon la méthodologie développée dans cette recherche, les zones où agir reste nettement inférieur au coût financier et social des mesures mises en place par la suite. Bien étudier au départ les invariants d'un bassin, c'est réduire les coûts de la protection qui se reproduisent chaque année.

Perspectives

La méthodologie proposée a montré de bons résultats pour des cas de pollution par les nitrates dans des aquifères en terrains meubles et en roches fissurées. Il serait très intéressant de tester cette méthode dans d'autres contextes hydrogéologiques, notamment dans des aquifères karstiques.

L'application de cette méthodologie générale, basée sur la circulation des eaux et considérant l'ensemble des polluants persistants mobiles comme des traceurs parfaits, pourrait être complétée par des analyses de risques spécifiques pour certains polluants. Ces études détaillées de leur migration depuis la surface du bassin d'alimentation jusqu'au captage devraient alors prendre en compte les caractéristiques propres à chacun des polluants étudiés (solubilité dans l'eau, capacité d'adsorption, dégradation, etc.). Le transport de certains pesticides et également de polluants industriels devraient être analysés.

Annexe 1 - Prospection géophysique

La géophysique appliquée offre une panoplie de méthodes qui servent à déterminer de manière indirecte les propriétés du sous-sol. Certaines d'entre elles s'appliquent avec profit au domaine des eaux souterraines.

Les tableaux suivants résument l'applicabilité des principales méthodes utilisées dans le domaine de l'hydrogéologie en fonction des principaux types d'aquifère en Suisse et des connaissances désirées.

Méthode	Méthodes électriques	Electro-magnétisme	GPR	Sismique	Gravimétrie
Conditions d'application	Présence d'un contraste de résistivité entre les différentes unités géologiques ou entre cible et encaissant	Présence d'un contraste de résistivité entre les différentes unités géologiques ou entre cible et encaissant	Présence d'un contraste de constante diélectrique entre les différentes unités géologiques ou entre cible et encaissant	Présence d'un contraste d'impédance acoustique (réflexion) ou de vitesse sismique (réfraction) entre les différentes unités géologiques ou entre cible et encaissant	Présence d'un contraste de densité entre les différentes unités géologiques ou entre cible et encaissant
Restrictions d'application	En zone urbaine, à proximité de canalisations ou de lignes à haute tension. Impossible à utiliser si la résistivité du sol est infinie, par exemple quand le sol est gelé ou trop sec	En zone urbaine, à proximité de canalisations ou de lignes à haute tension. <i>AMT, RMT</i> : dans les secteurs proches d'un émetteur radio.	En milieu conducteur ($\rho < 50 \Omega\text{m}$)	En cas de forte inclinaison des couches par rapport à la surface du sol ($> 60^\circ$) et sur les sites bruyants. <i>Réfraction</i> : si la distribution des vitesses n'est pas croissante avec la profondeur	En zone industrielle et en présence de forts reliefs
Profondeur d'investigation	0 - 200 m Elle dépend des valeurs de résistivité du terrain	<i>AMT et EM à émetteur fixe</i> : 0 - 500 m <i>EM à émetteur mobile</i> : 0 - 100 m <i>RMT et VLF</i> : 0 - 50 m. Elle dépend de la fréquence utilisée et de la résistivité du terrain	0 - 20 m Elle dépend fortement de la résistivité du terrain	<i>Réflexion</i> : 100 - 10'000 m <i>Réflexion HR</i> : 30 - 100 m <i>Réfraction</i> : 0 - 200 m	<i>Gravimétrie</i> : 0 - 10'000 m <i>Microgravimétrie</i> : 0 - 50 m
Coût	Moyen	Faible	Moyen	Elevé	Elevé

Tableau 26 – Information générale sur les conditions d'application des principales méthodes géophysiques (d'après BRGM et al, 1992).




	Méthodes électriques	Electro-magnétisme	GPR	Sismique	Gravimétrie
Couverture					
Lithologie					
Epaisseur					
Aquifères des alluvions fluviales récentes					
Lithologie de l'aquifère					
Géométrie					
Surface de la nappe					
Aquifères des dépôts fluvio-glaciaires					
Lithologie de l'aquifère					
Géométrie					
Surface de la nappe					
Aquifères des roches molassiques					
Etat de la fracturation					
Géométrie					
Surface de la nappe					
Aquifères des roches karstiques carbonatées ou évaporitiques					
Etat de la karstification					
Géométrie					
Surface de la nappe					
Aquifères des roches cristallines silicatées					
Etat de fracturation					
Géométrie					
Surface de la nappe					
Aquifère du Flysch					
Etat de la karstification					
Géométrie					
Surface de la nappe					
Légende		Technique adaptée			
		Technique d'emploi limité			
		Technique inadaptée			

Tableau 27 – Applicabilité des méthodes géophysiques selon le contexte hydrogéologique. D'après BRGM et al (1992) et d'après l'expérience de Mme la Prof. D. M. Chapellier (IGL/UNIL).

Il est à noter que ces tableaux ne donnent qu'une indication générale sur les méthodes pouvant être utilisées dans les différents contextes hydrogéologiques de la Suisse et sur leurs limites. Il convient donc de bien apprécier les conditions locales du site étudié pour estimer quelles sont les méthodes adaptées parmi celles qui sont proposées.

Par exemple, sur le Plateau, les résistivités de la molasse chattienne et de limons peuvent être très proches. Ainsi, dans une situation où l'on voudrait distinguer ces deux unités, il serait inutile de recourir aux méthodes électriques ou électromagnétiques. En revanche, si la molasse date du Burdigalien ou de l'Aquitainien les valeurs de résistivités seraient bien distinctes.

Le type de couverture joue un rôle important dans la plupart des cas. La présence d'une couverture argileuse conductrice limitera, par exemple, l'utilisation des méthodes électriques et électromagnétiques, ainsi que celle du radar (GPR).

Il est conseillé, dans la mesure du possible, d'utiliser plusieurs méthodes géophysiques, afin de préciser les connaissances du milieu par des recoupements entre les différentes données.

Lorsqu'il existe un forage, les données géophysiques devront être calibrées sur les connaissances ponctuelles existantes. En outre, il existe diverses méthodes de diagraphie qui peuvent être effectuées en forage, afin d'apporter une meilleure calibration des méthodes de surface ou de compléter les connaissances du site. Les paramètres suivants peuvent, par exemple, être déterminés : densité, teneur en eau, conductivité hydraulique à saturation, résistivité, vitesse sismiques, etc.

Certaines des méthodes géophysiques présentées dans les tableaux peuvent également être effectuées en plaçant une partie du dispositif dans un ou plusieurs forages, afin d'obtenir de meilleures données en profondeur (p. ex. la tomographie). Ces méthodes nécessitent généralement un trou ouvert ou tubé de plastique crépiné sur toute la hauteur.

Annexe 2 - Traceurs naturels et artificiels

Introduction

Les traceurs sont des substances très utiles pour résoudre la question clé de l'origine d'une eau souterraine. On peut ainsi recourir à ces méthodes pour la délimitation de bassins d'alimentation, et donc pour le dimensionnement des zones de protection contre les polluants chimiques persistants. On distingue les traceurs naturels et les traceurs artificiels.

- Les traceurs naturels sont des substances présentes dans les eaux, à un endroit donné de leur cycle, qui nous renseignent sur l'origine des eaux et leur parcours dans l'environnement. « Naturel » veut dire que l'on n'a pas introduit volontairement des traceurs dans le cycle de l'eau dans le but de tracer l'eau.
- Les traceurs artificiels sont ceux que l'on a volontairement déversés à un endroit du bassin d'alimentation pour tester sa liaison avec un autre point de ce bassin.

Traceurs naturels

A - Traceurs naturels chimiques

La minéralisation des eaux souterraines dépend essentiellement de deux facteurs – les minéraux présents dans l'aquifère et le temps de résidence des eaux souterraines.

Des eaux souterraines provenant des roches cristallines, carbonatées et évaporitiques, ainsi que des sédiments de la molasse et du flysch, principalement en Suisse mais également dans les pays limitrophes, ont été échantillonnées et documentées par les recherches du projet AQUITYP du GEOLEP/EPFL (Dubois, 1993 ; Dematteis, 1995 ; Mandia, 1993 ; Hesske, 1995 ; Basabe, 1993). Une synthèse de ces travaux (Kilchmann, 2001) a permis d'établir une typologie des eaux souterraines récentes sur la base de leur composition géogène en éléments traces et d'en dégager une « géo-référence » pour les cinq types d'aquifères cités.

Dans le cadre du dimensionnement des zones de protection contre les polluants chimiques persistants, la connaissance de cette typologie peut permettre de mieux comprendre l'origine des eaux souterraines captées et fournir ainsi des éléments supplémentaires pour délimiter le bassin d'alimentation du captage et la portion de la nappe qui l'alimente. Les caractéristiques des eaux provenant des cinq aquifères peuvent être résumées comme suit (tiré de Kilchmann, 2001):

1) Aquifères des roches molassiques

Les eaux provenant des grès et des conglomérats de la molasse se caractérisent par un taux de minéralisation intermédiaire (TDS 48 à 714 mg/l) provenant essentiellement de la dissolution de la calcite et, de façon moins importante, de la dolomie (eaux Ca-Mg-HCO₃). La composition minéralogique caractéristique de certaines formations molassiques confère aux eaux une signature particulière en éléments en traces. C'est le cas des ophiolites détritiques contenues dans les grès de l'OMM en Suisse occidentale (Cr) ; des minéralisations de barytine dans les fractures dans les unités de la Molasse subalpine (Ba) ; des granites détritiques contenant des sulfures (Mo), des minéraux uranifères (U) et d'abondants micas (Li) dans la molasse du « Glimmersand » (OSM, eaux Ca-Mg-HCO₃-SO₄) ; des minéraux évaporitiques (Li, Sr), des sulfures (Mo) et des minéraux uranifères (U) de la « Molasse à gypse » (USM, eaux fortement minéralisées de type Ca-Mg-SO₄-HCO₃, TDS 984 à 1346 mg/l). Dans ces eaux souterraines typiques de la molasse, les valeurs correspondant aux objectifs de qualité suisses sont dépassées pour le Cr et le Pb dans respectivement 36% et 6% des sources considérées. Les concentrations en U sont supérieures à la valeur recommandée par l'OMS pour 14% des analyses (« Molasse à gypse » et « Glimmersand »). Les eaux souterraines issues de la « Molasse à gypse » présentent les mêmes problèmes de qualité que les eaux provenant des roches évaporitiques.

2) Aquifères des roches karstiques carbonatées

La minéralisation des eaux issues des karsts carbonatés est faible à moyenne (TDS 161 à 547 mg/l) et provient essentiellement de la calcite (eaux Ca-HCO₃) ou, dans certaines régions, de la dolomie (eaux Ca-Mg-HCO₃) et du gypse (eaux Ca-Mg-HCO₃-SO₄). Les éléments traces sont présents en très faibles quantités, en raison du faible temps de résidence de l'eau dans le karst. Localement, on peut trouver des concentrations en traces géogènes de iode provenant de matières organiques fossiles ; de Ba provenant de la Barytine contenue dans les calcaires de mer profonde ; de Sr et de Li provenant de minéraux évaporitiques comme le gypse et la célestine ; de V provenant des argiles et des minéraux du fer et, enfin, de Mo et U provenant des sulfures et minéraux uranifères contenus dans les calcaires dolomitiques. Dans 18% des sources karstiques analysées, les concentrations en Pb dépassent la norme suisse.

3) Aquifères des roches karstiques évaporitiques

Les eaux souterraines échantillonnées dans les roches évaporitiques du Trias se caractérisent par un fort taux de minéralisation (TDS 760 à 2788 mg/l) provenant de concentrations élevées en Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺, SO₄²⁻, et de l'alcalinité (eaux Ca-Mg-SO₄-HCO₃). On y trouve les éléments traces suivants en concentrations élevées : Mn, Ni, Cu, Li, Rb, Y et Cd. La signature géochimique de ces eaux provient de la dédolomitisation des roches, qui correspond à la dissolution du gypse, de la célestine et de la dolomite, ainsi qu'à la précipitation simultanée de la calcite. Les concentrations en Na⁺ et K⁺ y sont probablement contrôlées par des réactions d'échanges ioniques avec les argiles. On y trouve des éléments traces typiques de la dissolution de la dolomie (Mn, Ni) et de l'apatite (Y, Cd), ainsi que de l'oxydation de certains sulfures (Cu, Ni, Cd). Les concentrations élevées en Li et Rb proviennent probablement de la dissolution d'inclusions de saumures dans les minéraux évaporitiques ou d'argiles. Ces eaux sulfatées contiennent des SO₄²⁻ en concentrations qui excèdent l'objectif de qualité suisse dans toutes les sources testées. Les concentrations en U et Ni dépassent les valeurs recommandées par l'OMS dans 58%, respectivement 2% des cas. De plus, les concentrations en Mn, Cd et As dépassent l'objectif suisse de qualité dans respectivement 11%, 10% et 7% des sources.

4) Aquifères des roches cristallines silicatées

Les eaux souterraines provenant des massifs cristallins silicatés du Mont-Blanc et des Aiguilles-Rouges se caractérisent par un faible taux de minéralisation (TDS 22 à 158 mg/l), dominée par Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺, alcalinité, SO₄²⁻ et F⁻ (eaux Ca-Na-HCO₃-SO₄). On note des concentrations élevées en Mo, U, W et As. Ces signatures géochimiques proviennent essentiellement des interactions de l'eau avec les minéraux hydrothermaux lorsqu'elle circule dans les fractures. Ces minéraux correspondent à des carbonates (Ca²⁺, Mg²⁺, HCO₃⁻), des argiles (échange ionique Ca-Na), de la fluorite (F⁻, Ca²⁺), des sulfures de Fe, As et Mo (SO₄²⁻, As, Mo), et des minéraux d'U et de W (U, W). Dans ces eaux souterraines d'origine cristalline, les concentrations naturelles en F⁻ (23% des sources analysées) et As (7%) sont supérieures aux normes suisses. En outre, les valeurs recommandées par l'OMS sont dépassées pour U (65%) et pour Mo (15%).

5) Aquifères du flysch

Les eaux provenant du flysch des nappes du Niesen et du Gurnigel sont de type Ca-(Mg)-HCO₃ et sont peu minéralisées (TDS 160 à 459 mg/l). La minéralisation provient essentiellement de la dissolution de la calcite et, de façon moins importante, de la dolomie. Les concentrations en éléments traces sont faibles et correspondent surtout à du Ba provenant des minéralisations de barytine dans les fractures. Le caractère peu évolué des eaux du flysch est dû à leur bref temps de résidence dans les fractures (ou fissures) et à l'absence de minéraux très solubles, à l'exception des carbonates et de la barytine. Les concentrations en Pb dépassent les normes suisses (ou objectif de qualité) dans 32% des sources testées.

Les figures 90 à 93 illustrent les gammes de concentrations de différents éléments dans les eaux souterraines pour chacun des cinq types d'aquifère étudiés.

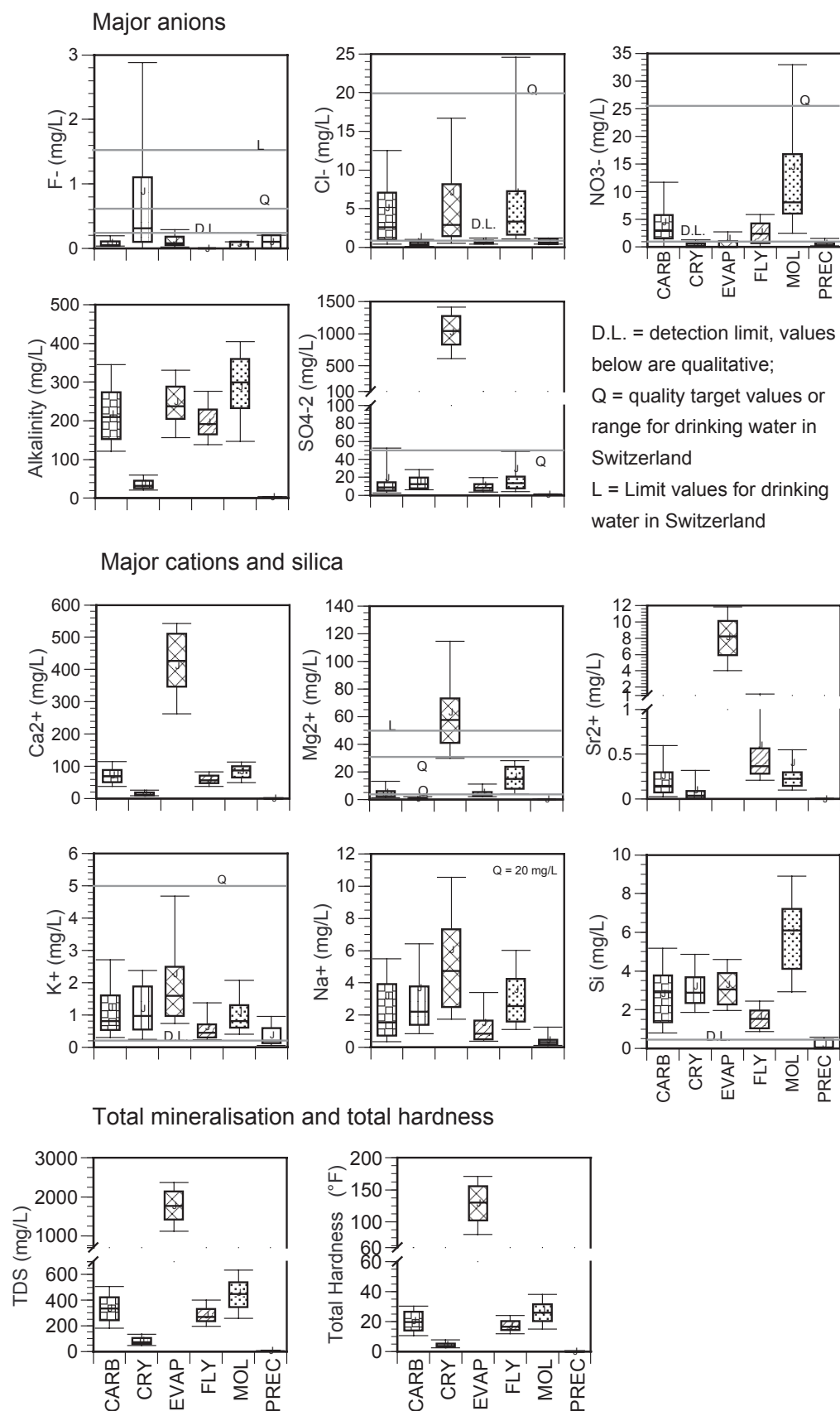


Fig. 90 – Box plots de la concentration en éléments majeurs des eaux souterraines des sources testées pour chaque type d'aquifère. Les « boxes » représentent les mesures comprises entre le 25ème et le 75ème percentile. La fourchette présente les valeurs entre le 10ème et le 90ème percentile. La valeur médiane et la moyenne arithmétique sont désignées respectivement par un trait et un point J. (CARB : Carbonate karst, CRY : Crystalline, EVAP : Evaporite karst, FLY: Flysch, MOL: Molasse, PREC: Précipitations) – tirés de (Kilchmann, 2001).

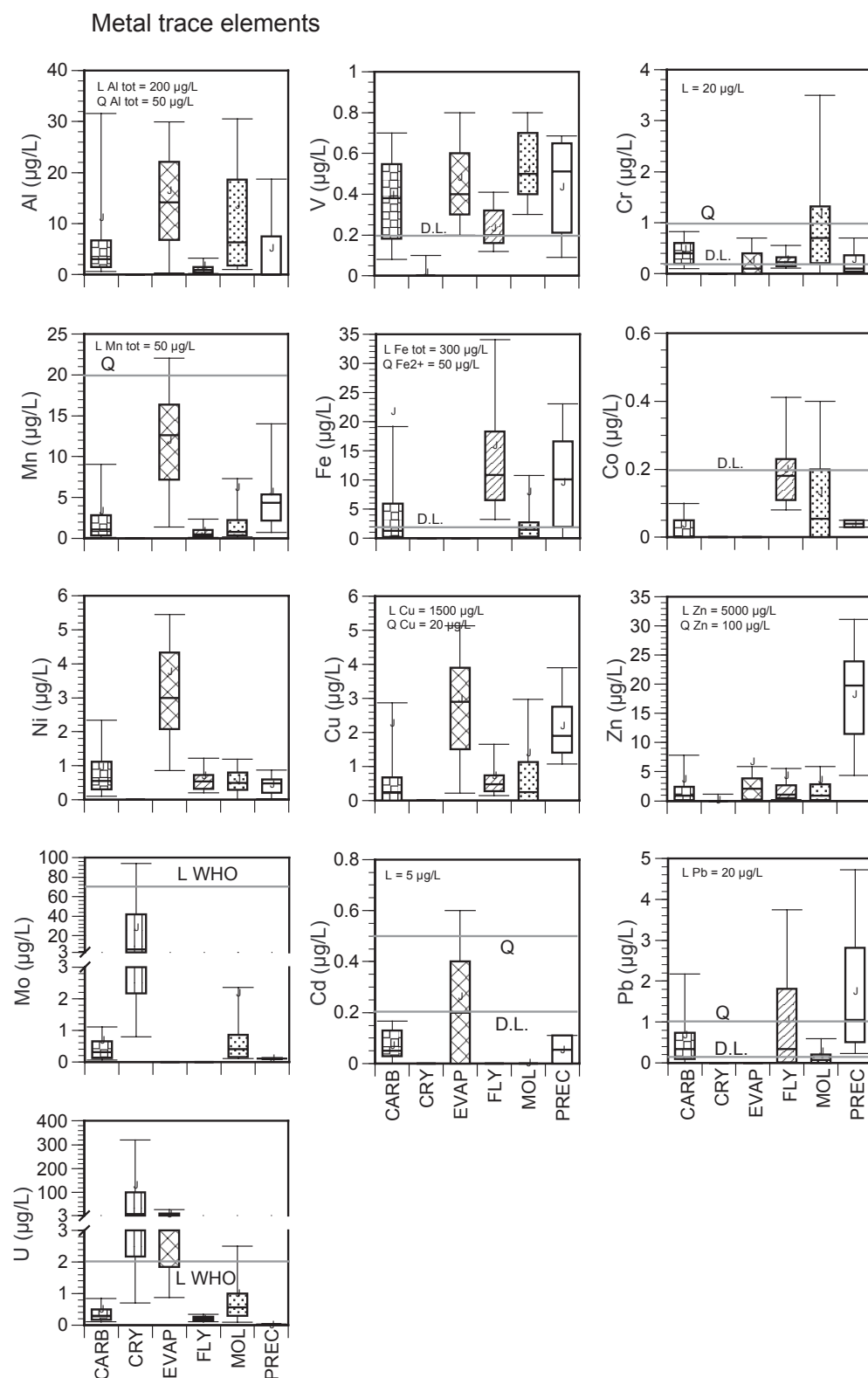


Fig. 91 – Box plots de la concentration en éléments traces de métaux des eaux souterraines des sources testées pour chaque type d'aquifère. Les « boxes » représentent les mesures comprises entre le 25ème et le 75ème percentile. La fourchette présente les valeurs entre le 10ème et le 90ème percentile. La valeur médiane et la moyenne arithmétique sont désignées respectivement par un trait et un point J. (CARB : Carbonate karst, CRY : Crystalline, EVAP : Evaporite karst, FLY: Flysch, MOL: Molasse, PREC: Précipitations) – tirés de (Kilchmann, 2001).

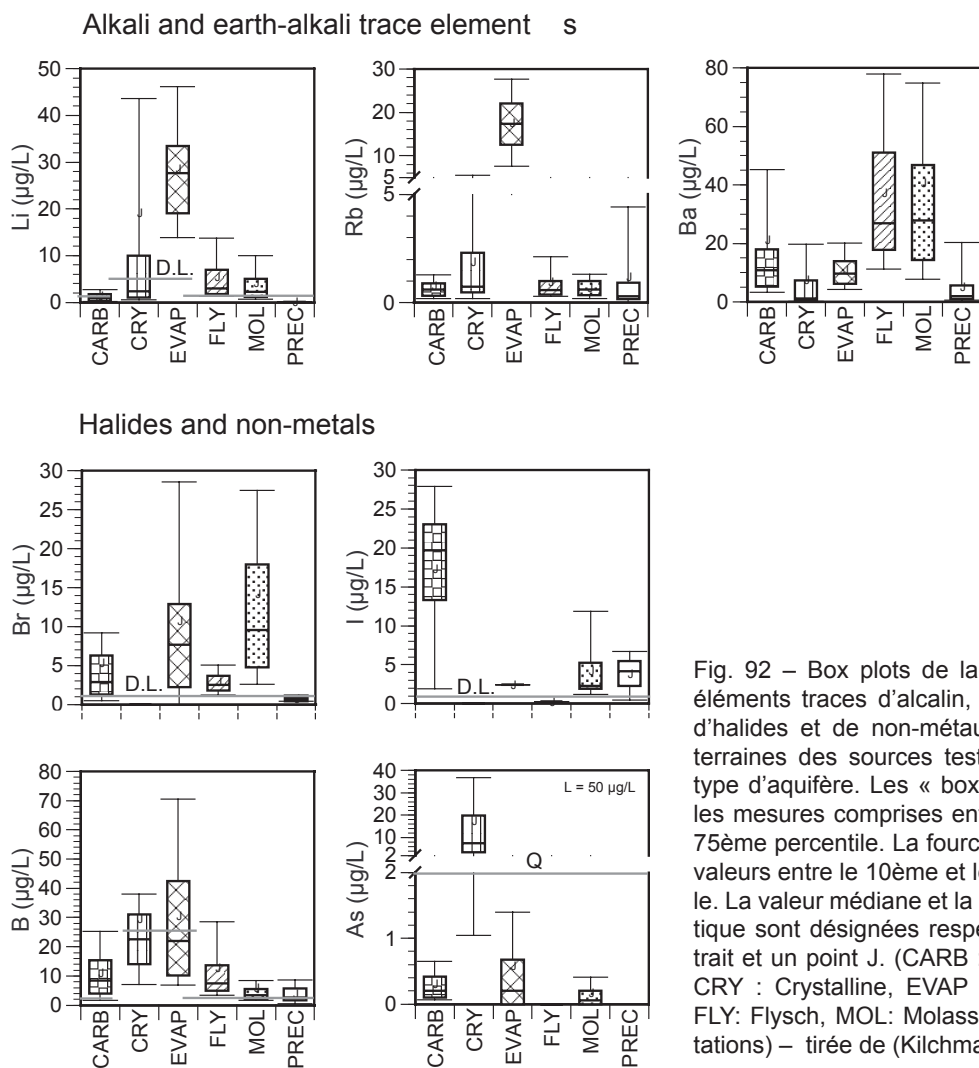


Fig. 92 – Box plots de la concentration en éléments traces d’alcalin, d’alcalino-terreux, d’halides et de non-métaux des eaux souterraines des sources testées pour chaque type d’aquifère. Les « boxes » représentent les mesures comprises entre le 25ème et le 75ème percentile. La fourchette présente les valeurs entre le 10ème et le 90ème percentile. La valeur médiane et la moyenne arithmétique sont désignées respectivement par un trait et un point J. (CARB : Carbonate karst, CRY : Crystalline, EVAP : Evaporite karst, FLY: Flysch, MOL: Molasse, PREC: Precipitations) – tirée de (Kilchmann, 2001).

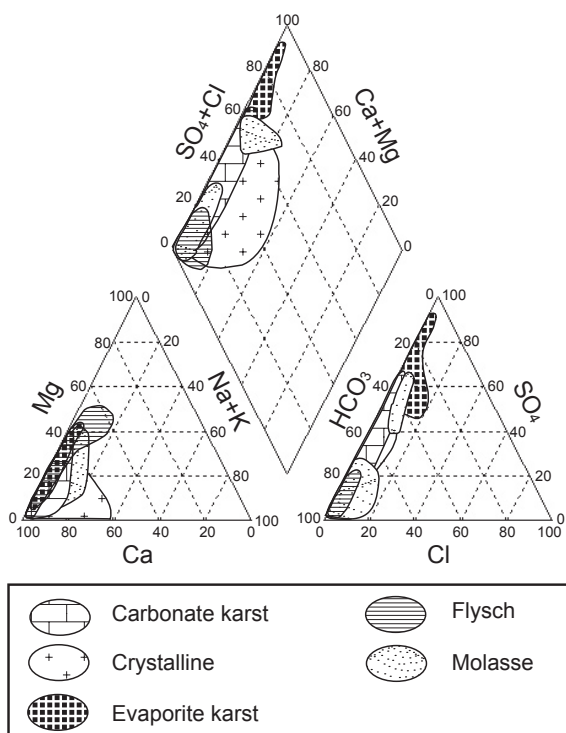


Fig. 93 – Digramme de Piper illustrant la composition en éléments majeurs des eaux souterraines des sources testées de chaque aquifère (milliéquivalents normalisés à 100%) – tiré de (Kilchmann, 2001).

En ce qui concerne les aquifères des alluvions fluviales récentes et des dépôts fluvio-glaciaires, la minéralisation peut être très différente en fonction de l'origine des matériaux qui constituent l'aquifère. La taille de l'aquifère, sa structure et sa conductivité hydraulique jouent également un rôle important puisqu'ils conditionnent en grande partie le temps de séjour des eaux souterraines. Des eaux provenant d'un massif granitique fissuré n'auront ainsi probablement pas la même minéralisation que des eaux transitant par un aquifère meuble constitué de matériaux graveleux issus du même massif.

Concernant les systèmes géothermiques, il faut savoir que les solubilités du Li, Na, K, Cl, F et Si croissent avec la température, alors que celles de HCO_3 et Mg diminuent. Les solubilités de SO_4 , Ca et Sr sont peu sensibles à la température.

Les minéralisations citées ci-dessus concernent des milieux naturels peu ou pas touchés par des apports anthropogènes. Cependant, il est aussi possible d'utiliser des marqueurs du bassin d'alimentation pour mieux comprendre les écoulements souterrains. L'occupation du bassin va en effet marquer d'une manière différenciée les eaux selon les occupations du sol. Dans l'exemple du puits Neufeld, l'alimentation de la plaine alluviale par des réseaux karstiques a en effet pu être observée par une diminution des teneurs en nitrates. Les traceurs suivants peuvent généralement être utilisés par rapport aux apports anthropogènes, d'après (Parriaux, 2001):

1) les nitrates (ainsi que les micropolluants d'origine agricole)

La concentration des nitrates dans des eaux qui s'infiltrent à travers une prairie ou une forêt est d'environ à 10 mg/l. Pour des cultures agricoles intensives, elle peut dépasser 50 mg/l. En milieu réducteur, les nitrates ne sont plus un marqueur stable, en raison d'une dénitrification.

2) Les chlorures

Leur teneur naturelle en Suisse est plus faible que 5 mg/l, excepté en présence d'évaporites ou d'eaux profondes très anciennes. Des activités anthropiques telles que le salage routier, l'utilisation d'engrais de ferme ou l'infiltration d'eaux usées augmenteront cette concentration. Ce traceur est conservatif.

3) Les sulfates

Leur teneur naturelle sans évaporites ni eaux profondes est inférieure à 10 mg/l. Des traitements agricoles et l'utilisation d'engrais de ferme augmenteront cette valeur. En milieu très réducteur, les sulfates perdent leur stabilité et se transforment en sulfures.

4) Les orthosulfates

Leur teneur naturelle en absence de couches fossilifères est inférieure à 0.05 mg/l. Cette valeur peut augmenter en présence d'une infiltration d'eau usée ou de l'utilisation d'engrais de ferme. Les phosphates restent cependant fortement fixés aux sols riches en matière organique.

5) Les polluants industriels (divers organiques et minéraux)

Il est recommandé de comparer les teneurs en éléments minéraux avec la « géo-référence ».

Dans le cas d'une alimentation par l'infiltration de cours d'eau, une augmentation de matière organique, d'EDTA, de phosphates, d'oxygène et de germes bactériologiques peut être observée.

Lorsque plusieurs alimentations participent au débit capté (e.g. infiltration directe des eaux météoriques dans les sols d'une plaine alluviale, infiltration de cours d'eau, alimentation par des karsts, etc.) et qu'on connaît leurs concentrations respectives en certains éléments, il est possible de déterminer leur participation respective au débit capté à l'aide d'un diagramme de mélange. Pour cela, il est important d'utiliser des traceurs conservatifs.

B - Traceurs naturels isotopiques

Les isotopes naturels les plus utilisés sont les isotopes stables de l'oxygène (rapport $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) et de l'hydrogène (rapport $^2\text{H}/^1\text{H}$). Ces traceurs sont des constituants de l'eau naturelle et sont de fait de bons éléments pour l'analyse de son cheminement. Leur stabilité en fait des traceurs conservatifs dont l'utilisation est recommandée.

Le rapport isotopique entre le tritium et l'hydrogène ($^3\text{H}/^1\text{H}$) est également utilisé ; il donne des informations sur l'âge de l'eau.

L'application de ces méthodes dans la pratique de l'hydrogéologie est décrite dans (Etchevery et Parriaux, 1998).

D'autres isotopes, comme ceux du carbone, du soufre et de l'azote, sont également couramment utilisés en hydrogéologie. Gascoyne et Kotzer donnent un résumé des isotopes utilisés et leur application (Gascoyne et Kotzer, 1995).

Traceurs artificiels

Au contraire des traceurs naturels, les essais de traçage artificiel consistent à créer sciemment un pulse de substance depuis un endroit du bassin jusqu'à un exutoire ou à un point d'observation au sein de la nappe (piézomètre). On déverse en général un mélange concentré d'eau et du traceur utilisé durant un temps court et on analyse le traceur aux points suspectés d'apparition. La fonction « concentration de traceur (temps) » est appelée courbe de restitution.

Pour la délimitation de zones de protection, les traceurs sont couramment utilisés pour déterminer les vitesses d'écoulement. En revanche, dans le cadre du dimensionnement de zones de protection contre les polluants chimiques persistants, le temps de transit du point d'injection jusqu'au point de mesure n'est pas primordial ; Les traceurs s'utilisent pour déterminer le cheminement des eaux souterraines dans le but de pouvoir établir le bassin d'alimentation d'un captage ou la portion de nappe qui l'alimente. La courbe de restitution fournit des données importantes sur le fonctionnement de l'aquifère. Suivant la configuration de l'essai, elle permet de d'évaluer les dispersivités longitudinales et transversales du milieu (cf. Freeze and Cherry, 1979 ; Domenico et Schwartz, 1997).

Dans certains cas, les traceurs artificiels peuvent également être utilisés pour estimer l'infiltration de cours d'eau.

Pour mettre en œuvre cet outil, on pourra se référer à l'ouvrage suivant : « *Utilisation de traceurs artificiels en hydrogéologie* » (SSH, 2002).

Annexe 3 - Jaugeage des cours d'eau et des réseaux de drainage

Introduction

Dans le cadre du dimensionnement de zone de protection contre les polluants chimiques persistants, différents objectifs requièrent la réalisation de jaugeages.

Il s'agit de :

- La connaissance de l'infiltration moyenne d'un cours d'eau ou de l'exfiltration de la nappe.
- La mesure du débit moyen exporté en présence de réseaux de drainage.

Dans le premier cas, une grande précision est toujours nécessaire ; dans le second cas, elle peut être adaptée au contexte.

Mesure du débit

Le tableau 28 illustre les différents types de mesures de débit, leurs caractéristiques et leur adaptation aux objectifs. Il s'agit de mesures discrètes dans le temps.

Il est recommandé d'effectuer un suivi pendant au moins une année et d'effectuer les mesures lors de situations types (étiage, situation moyenne, hautes eaux, crues).

En établissant une courbe de tarage $Q(H)$ à partir de mesures discrètes, il est possible de déterminer le débit par la mesure du niveau de l'eau. L'utilisation de cette méthode nécessite un régime d'écoulement fluvial ; elle est inadaptée en cas d'écoulement torrentiel⁽¹⁾. La mesure peut être effectuée de manière discrète ou continue à l'aide d'une station limnigraphique, où l'on procède à l'enregistrement de la hauteur de la surface d'eau libre. Au moyen de la courbe de tarage, on passe de la courbe de la hauteur d'eau en fonction du temps $H(t)$ (appelée limnigramme) à celle du débit $Q(t)$ (hydrogramme).

Il existe différents appareils de mesure du niveau : le limnigraphe à flotteur, le limnigraphe à mesure de pression, les capteurs capacitifs, piézo-électriques ou à ultra-sons.

Des vérifications de la courbe de tarage sont parfois nécessaires, en cas de modifications possibles de la section du cours d'eau.

La procédure étant onéreuse, elle n'est recommandée que pour les cas d'enjeux importants qui nécessitent un tel suivi.

Pour la mise en œuvre de ces méthodes, on pourra se référer aux ouvrages suivants :

- « *Mesures de débit des liquides dans les canaux découverts* » (ISO, 1983).
- « *Charte qualité de l'hydrométrie* » (Ministère de l'Environnement, 1998).

Conclusion

Des jaugeages discrets représentatifs des différentes situations hydrologiques et hydrogéologiques sont généralement suffisants dans le cadre du dimensionnement des zones de protection. On utilisera la méthode adaptée à la situation et à l'objectif de la mesure.

Lorsque le nombre de mesure permet d'établir la courbe de tarage, il est recommandé de réaliser des mesures en continu afin de ne pas rater des événements. La courbe nécessite au moins dix mesures.

⁽¹⁾ En présence d'un torrent, il convient de se placer dans une zone d'écoulement tranquille ou d'aménager une telle zone.

Méthodes	Principe	Conditions d'application	Mise en œuvre	Incertitudes	Coût	Applicabilité pour le dimensionnement des zones de protection	
						Pour la mesure du débit de cours d'eau	Pour la mesure du débit de réseaux de drainage
Méthode volumétrique	Mesure directe du volume d'eau écoulé durant un temps donné.	Régime d'écoulement fluvial ou turbulent	Méthode adaptée à la mesure de petit débit. Il faut toutefois que le site convienne à la mesure. Si un seuil est aménagé pour pouvoir réaliser la mesure, il est important de vérifier que cette nouvelle configuration n'entraîne pas un contournement des eaux du lieu de mesure par une infiltration en bordure amont et une résurgence en aval.	5 - 10 %	Faible		
Méthodes d'exploration du champ de vitesse	La vitesse est mesurée ponctuellement à partir de la vitesse de rotation d'une hélice calibrée ou par une bobine d'induction immergée. La mesure doit être effectuée sur plusieurs verticales de la section concernée et à différents niveaux sur une même verticale.	Régime d'écoulement fluvial	Pas de limitations pour des tranches d'eau peu importantes. Moulinet: inadapté pour la mesure de petits débits ou en présence d'herbes, branches, etc. Courantomètre électromagnétique: utilisable en cas de faible vitesse (< 5 cm/s) et en présence d'herbes. La dispersion des résultats sur <i>n</i> mesures est cependant plus importantes que celle du moulinet.	5 - 10 %	Elevé		
	Méthode basée sur l'équilibre entre le moment de rotation dû à la vitesse de l'eau et le moment exercé par le balancier horizontal de la canne. La vitesse moyenne du courant, dans la verticale du cours d'eau, est déterminée par abaques à l'aide du moment (lecture sur le balancier) et de la profondeur de l'eau. En mesurant la vitesse moyenne sur une verticale en différents points le long d'une section du cours d'eau, il est alors possible de calculer avec précision le débit qui la traverse.	Régime d'écoulement fluvial	Limitations d'utilisation si la tranche d'eau est profonde ou en présence d'herbes.	10 - 15 %	Moyen		
Jaugeage à la canne de Jéns	Suivi du déplacement d'un flotteur durant le temps. Plusieurs essais permettent d'en déduire la vitesse moyenne de l'écoulement de surface. La vitesse moyenne de l'eau est obtenue par la multiplication de cette valeur par un coefficient approprié (entre 0,4 et 0,9).	Régime d'écoulement fluvial	Cette méthode est conseillée lorsque l'usage des autres méthodes est inadaptée (p. ex. présence d'herbes).	20%	Faible		

Légende

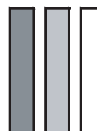


Tableau 28 – Comparaison des différentes méthodes de jaugeage, d'après (Musy, 2004) et (Ministère de l'Environnement, 1998).

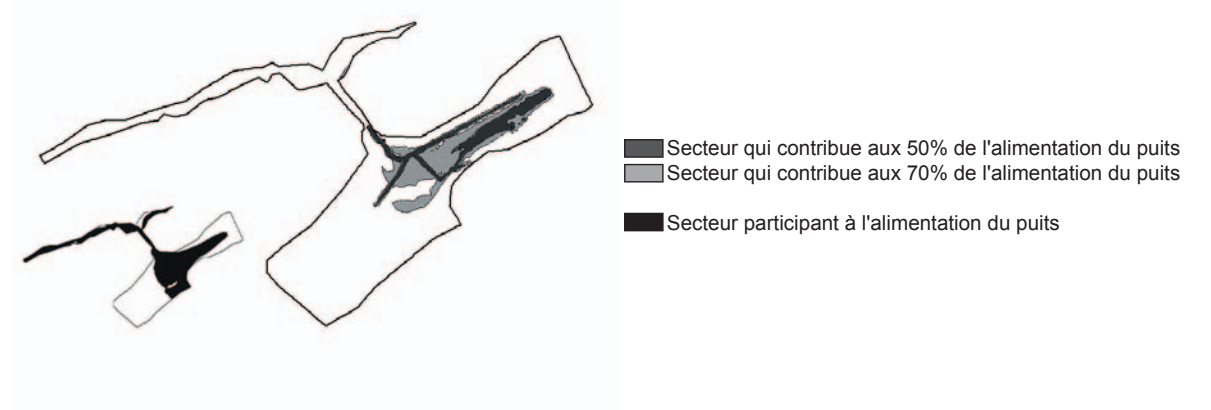
Méthodes	Principe	Conditions d'application	Mise en œuvre	Incertitudes	Coût	Applicabilité pour le dimensionnement des zones de protection	
						Pour la mesure du débit de cours d'eau	Pour la mesure du débit de réseaux de drainage
Méthodes hydrauliques	Déversoirs (en mince paroi ou à large crête) et canaux jaugeurs (Venturi)	Régime d'écoulement fluvial	Dispositifs recommandés pour les petits cours d'eau étroits, encombrés de blocs et à faible tirant d'eau. On choisira le dispositif le plus adapté au contexte. Mesure rapide lorsque le dispositif a été installé. Problématique en cas de fortes variations du débit, puisque le dispositif est dimensionné pour un débit donné. Entretien délicat: alluvionnement, feuilles mortes, etc.	5%	Elevé		
	Méthodes physiques	Le principe consiste à injecter dans le cours d'eau une solution concentrée d'un traceur et à rechercher dans quelle proportion cette solution a été diluée par la rivière, par prélèvements d'échantillons d'eau à l'aval du point d'injection. Le débit étant supposé constant le long du tronçon concerné, et pendant le temps de la mesure, la relation suivante lie la dilution au débit : $Q = k(C1/C2)$ avec Q : débit du cours d'eau [l/s], C1 : concentration de la solution injectée dans le cours d'eau [g/l], C2 : concentration d'échantillons prélevés à l'aval du point d'injection dans le cours d'eau [g/l], k coefficient caractéristique du procédé et du matériel utilisé. Le rapport C1/C2 exprime la dilution.	Régime d'écoulement turbulent	Il est nécessaire que le mélange soit homogène à l'emplacement de la mesure et qu'il n'y ait pas de perte de traceur le long du tronçon (piégeage dans des remous, pertes sur des plantés, etc.)	5 - 10 %	Moyen	
	Cas particulier de la méthode par injection instantanée: jaugeage au sel d'eau.	Régime d'écoulement turbulent	Il est nécessaire que le mélange soit homogène à l'emplacement de la mesure et qu'il n'y ait pas de perte de traceur le long du tronçon (piégeage dans des remous, pertes sur des plantes, etc.). Simple et rapide à mettre en œuvre	10 - 15 %	Faible		

Tableau 28 (suite) – Comparaison des différentes méthodes de jaugeage, d'après (Musy, 2004) et (Ministère de l'Environnement, 1998).

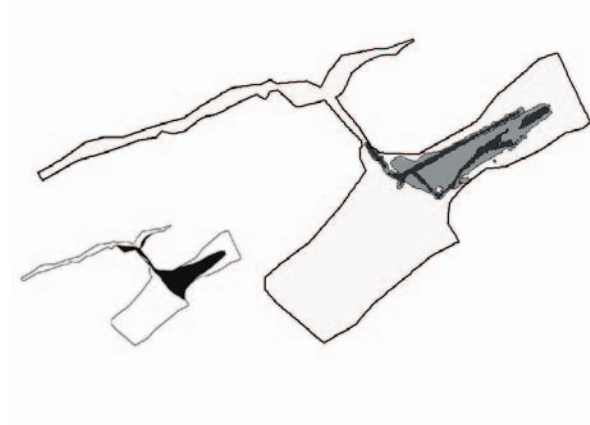
Annexe 4 - Analyse de sensibilité sur le modèle numérique du puits Neufeld.

Les conditions introduites dans les différentes modélisations sont détaillées dans le chapitre 4.6.

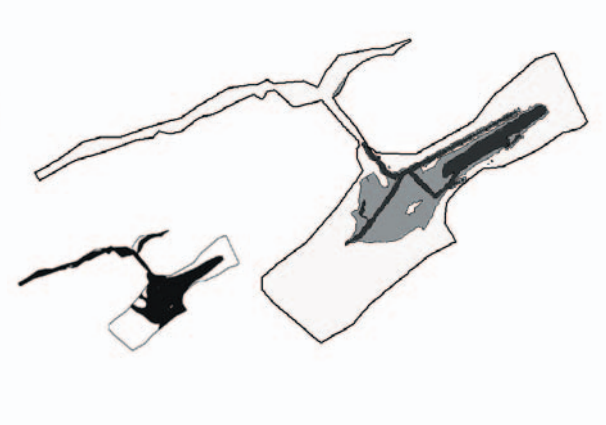
Modèle 1: modèle retenu



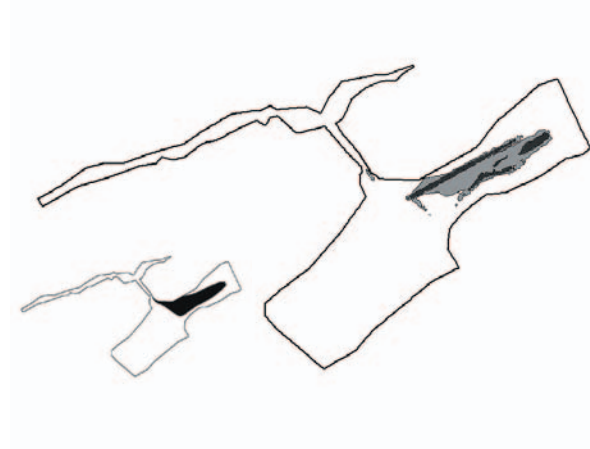
Modèle 2



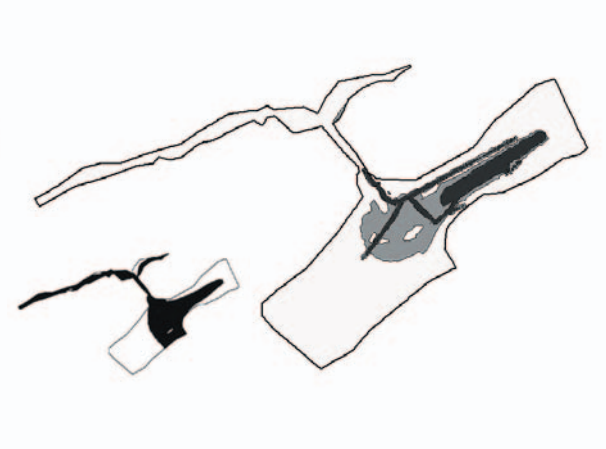
Modèle 3



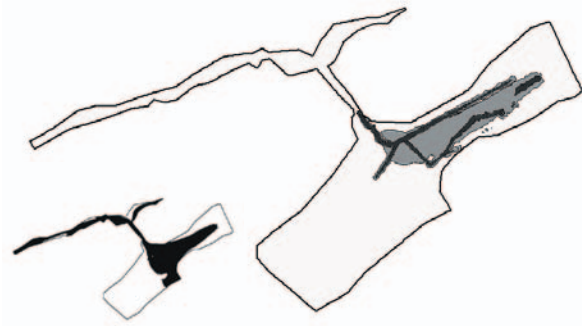
Modèle 4



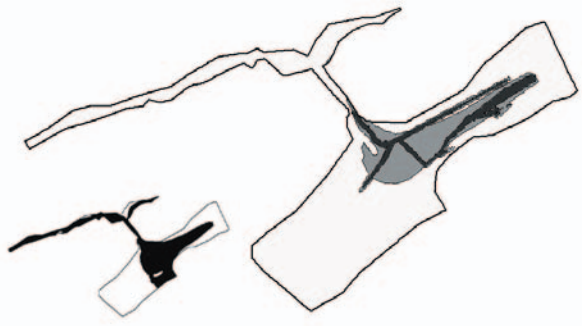
Modèle 5



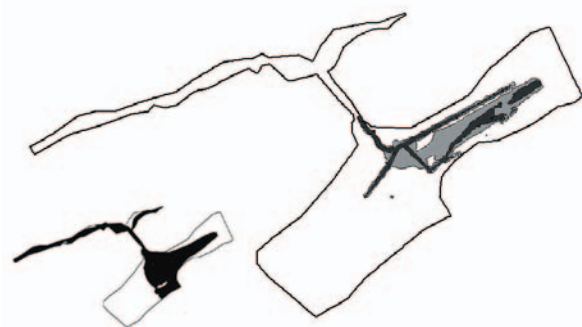
Modèle 6



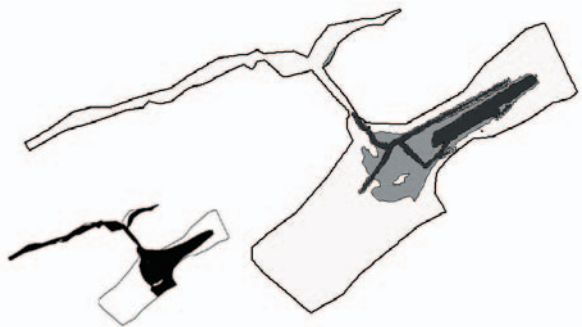
Modèle 7



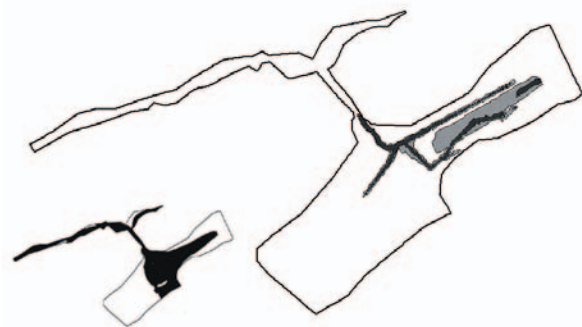
Modèle 8



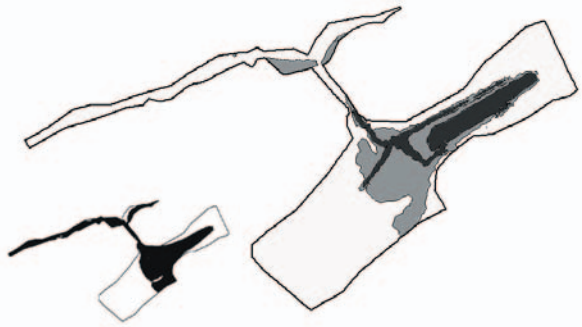
Modèle 9



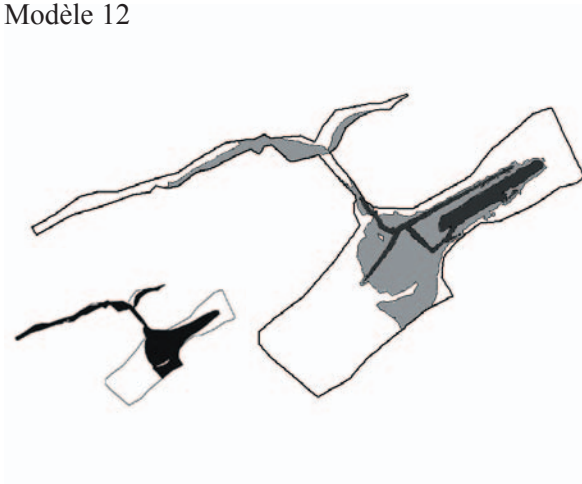
Modèle 10



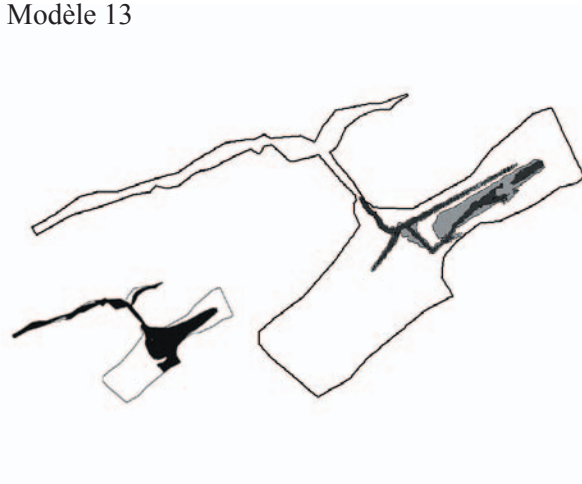
Modèle 11



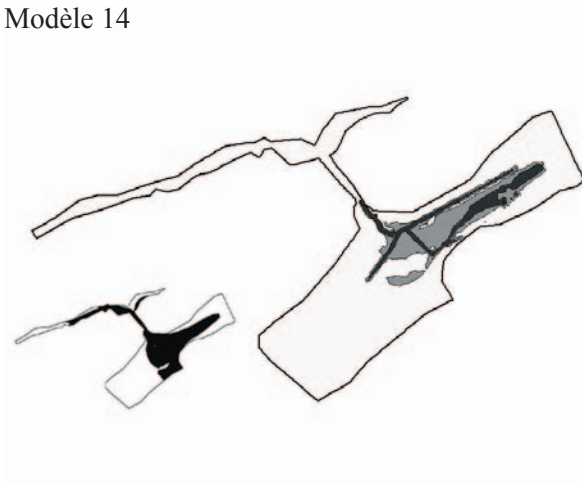
Modèle 12



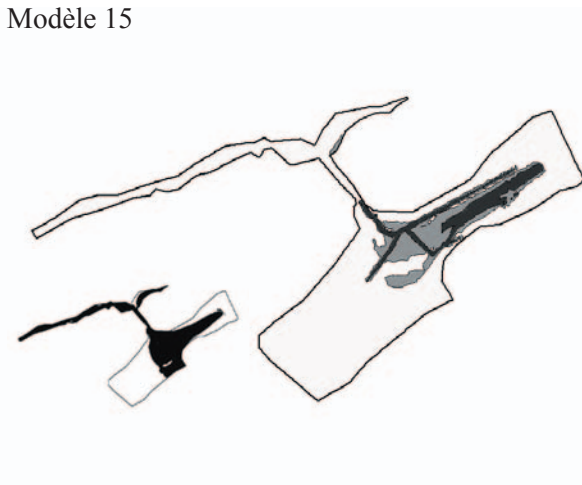
Modèle 13



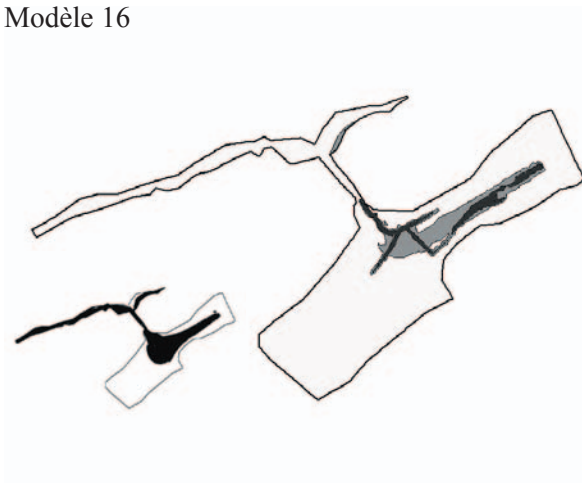
Modèle 14



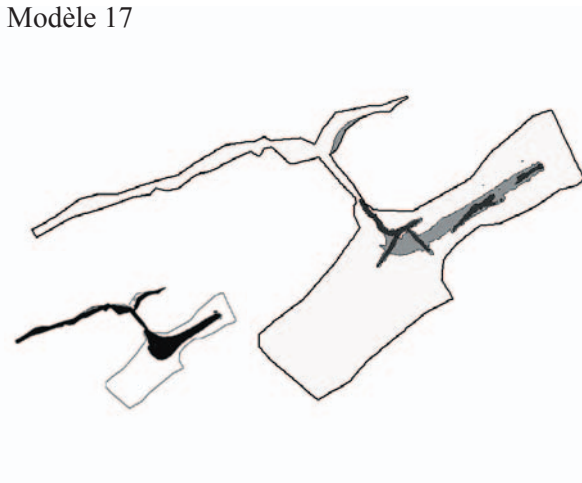
Modèle 15



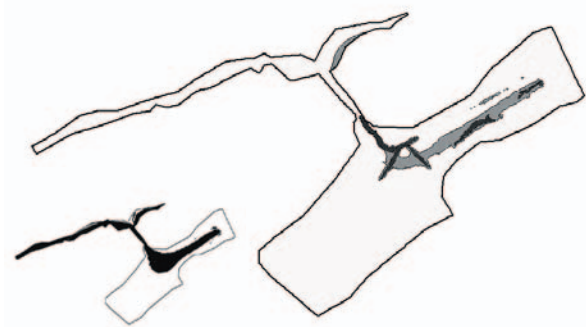
Modèle 16



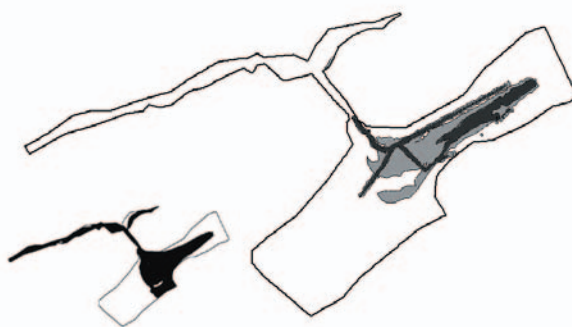
Modèle 17



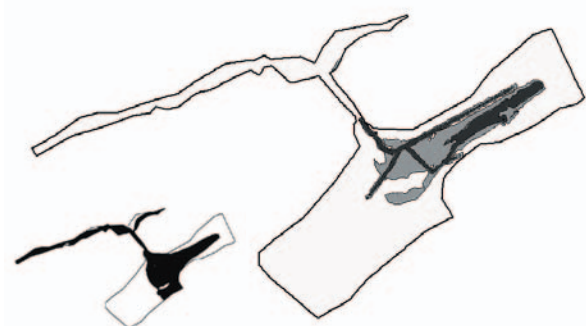
Modèle 18



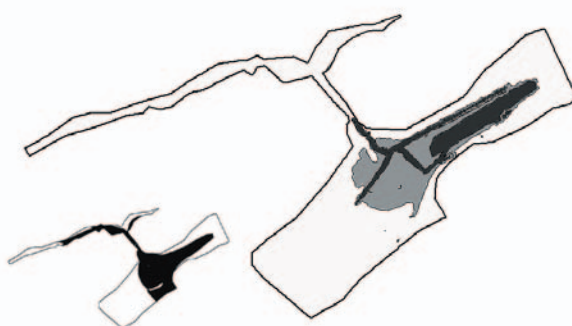
Modèle 19



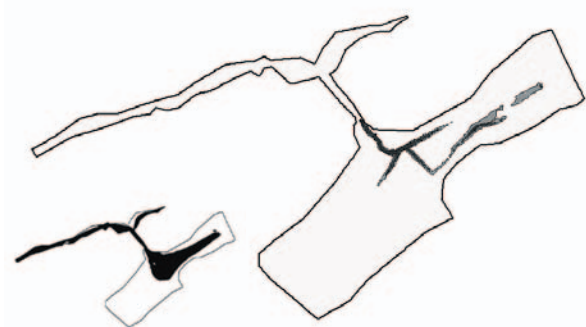
Modèle 20



Modèle 21



Modèle 22



Annexe 5 - Pesticides persistants à potentiel de lixiviation important

D'après MEF (1995) et (OFAG, 2004).

Aldicarbe	Difénamide	Métobromuron
Alloxydim	Diméthoate	Métolachore
Anilazine	Dinosèbe	Métribuzine
Atrazine	Disulfoton	Monolinuron
Bensulide	Diuron	Napropamide
Bentazone	Ethofumesate	Oxydémeton-méthyl
Bromacil	Ferbame	Piclorame
Carbofuran	Furalaxyl	Séthoxydime
Chloroprophame	Hexazinone	Tébuthiuron
Clétodime	Isoproturon	Terbacil
Cyanazine	Lindane	Triadiméfone
Cycloate	Linuron	Trichlopyr (ester)
Dalapon	MCPA	Trichlorfon
Dazomet	Métalaxyl	Simazine
Dicamba	Méthamidophos	2,4-D
Dichloro-1,3-propène	Méthomyl	2,4-DB

Bibliographie

- ABA-GEOL SA (1986). – *Etude hydrogéologique et délimitation des zones de protection du captage de Fontana Bion*. Rapport VD 26, non publié.
- ABU-ZEID, N., SANTARATO, G. (2004). – *On the correspondence between resistivity and texture of loose sediments, saturated with salt water*. Near Surface Geophysics, 2004, pp. 144-149.
- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J., PETTY, R., HACKETT, G. (1987). – *DRASTIC : A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings*. National Water Well Association, Dublin Ohio/EPA Ada, Oklahoma, USA. EPA-600/2-87-035.
- AMT FUER UMWELTSCHUTZ DES KANTONS SOLOTHURN (2000). - *Zuströmbereich, Böden klasiert für Balmer-Modell*.
- ANDERSEN L.J., KRISTIANSEN, H. (1984). - *Nitrate in groundwater and surface water related to land use in the Karup Bassin, Denmark*. Environ. Geol. 5, pp. 207-212.
- ARCHER, J. (1994). – *Policies to Reduce Nitrogen Loss to Water from Agriculture in the United Kingdom*. Pergamon, Marine Pollution Bulletin, Vol 29, No 6-12, pp. 444-449
- BAIZE, D., GIRARD, M.C. (1992). - *Référentiel pédologique*. INRA, Paris.
- BALMER, W. (19939). – *Ermittlung von empfindlichen Gebieten innerhalb des Zuströmbereich*. Geo7 Geowissenschaftliches Büro, Bericht: 262.02. Non publié. 16 p.
- BANTON, O., BANGOY, L.M. (1997). - *Hydrogéologie: multiscience environnementale des eaux souterraines*. Presse de l'Université du Québec, AUPELF.
- BASABE, P. P. (1993). – *Typologie des eaux souterraines du flysch de la nappe tectonique du Niesen (Préalpes suisses)*. Thèse de doctorat, EPFL, Dép. Génie Civil.
- BATELAAN, O., DE SMEDT, F., TRIEST, L. (2003). – *Regional groundwater discharge : phreato-phyte mapping, groundwater modelling and impact analysis of land-use change*. Journal of hydrology 275 (2003), pp. 86-108.
- BCMELP (2000). – *Well Protection Toolkit*. British Columbia, Ministry of Environment, Lands and Parks. 227 p.
- BEAR, J., JACOBS, M. (1965). - *On the movement of water bodies injected into aquifers*. Journal of Hydrology, 3, pp. 37-57.
- BENOIT, M., BERNARD, P.Y. (2001). - *Le tour de bassin d'alimentation: une méthode interactive de communication pour la préservation de la qualité des ressources en eau*. Forum Sol Eaux Nitrates, srva, EPFL, 7 p.
- BOU-ZEID, E., EL-FADEL, M. (2004). - *Parametric sensitivity analysis of leachate transport simulations at landfills*. Waste Management, 24, pp. 681-689.
- BRADBURY, K.R., MULDOON, M.A., ZAPOROZEC, A., LEVY, J. (1991). – *Delineation of Wellhead Protection Areas in Fractured Rocks*. USEPA 570/9-91-009.
- BRGM, CGG, CPGF, LCPC (1992). – *Géophysique appliquée: code de bonne pratique*.
- BROOKS, R., COREY, A. (1964). - *Hydraulic properties of porous media*. Hydrology Paper n°3, Colorado State University, Fort Collins, Colorado:27.
- BUSSARD, T., TACHER, L., PARRIAUX, A., BAYARD, D., MAITRE, V. (2004). – *Dimensionnement des aires d'alimentation Z_u, Document de base*. Protection des eaux, Document environnement n°183, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), UM-183-F. 145 p.
- BUSSARD, T., PARRIAUX, A. (2001). – *Expérience des eaux de Morand (VD) : aspects hydrogéologiques*. Forum Sol Eaux Nitrates 2001, SRVA. 5 p.

- BUSSARD, T., TACHER, L., PARRIAUX, A. (2002). – *Recommandations pour le dimensionnement des aires Z_u , délimitation des zones sensibles*. Forum Sol Eaux Nitrates 2002, SRVA. 4 p.
- BUSSARD, T., TACHER, L., PARRIAUX, MAITRE, V. (submitted). – *Methodology for the delineating of groundwater protection areas against persistent contaminants*. Actuellement en soumission au Quarterly journal of Engineering Geology & Hydrogeology (Geological Society).
- BUSSARD, T. (2000). – *Test méthodologique du dimensionnement des aires Z_u – Cas du Gäu (SO)*. Travail de diplôme postgrade en géologie de l'ingénieur et de l'environnement (EPFL), non publié, 74 p.
- BUWAL (2004) – *Wegleitung Grundwasserschutz*. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 141 p.
- CAI, G.Q., QIU, X., SU, T.C., LIN, Y.K. (1996). – *Markov process modeling of groundwater contamination problems*. Prob Eng Mech 1996, 11, pp.243-250.
- CASTANY, G. (1967). – *Traité pratique des eaux souterraines*. 2ème édition, Dunod, Paris.
- CHAPUIS, R.P. (1999). - *Guide des essais de pompage et leurs interprétations*. Les publications du Québec, Sainte-Foy (Québec). 156 p.
- CHERKAUER, D.S., ANSARI, S.A. (2005). – *Estimating Ground Water Recharge from Topography, Hydrogeology, and Land Cover*. Ground Water, 43, 1, January-February 2005, pp. 102-112.
- CHILTON, J., BESIEN, T. (2004). – *Introduction to the Diffuse Groundwater Pollution papers*. Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology, 37, 260.
- CHRISTENSEN, N.B., SORENSEN, K.I. (1998). – *Surface and borehole electric and electromagnetic methods for hydrogeological investigations*. European Journal of Environmental and Engineering Geophysics, 3, pp. 75-90.
- COLOMBANI, J., LAMAGAT, J.-P., THIEBAUX, J. (1973). – *Mesure de la perméabilité des sols en place : un nouvel appareil pour la méthode Müntz une extension de la méthode Porchet aux sols hétérogènes*. Bulletin des sciences Hydrologiques, XVIII, 2, 6/1973, p. 197-235.
- COMITE TECHNIQUE DE PEDOLOGIE (1973). – *Bulletin de travail sur la dynamique actuelle des sols*. ORSTOM n°2.
- CORNATON, F. (2004). – *Deterministic models of groundwater age, life expectancy and transit time distributions in advective-dispersive systems*. PhD thesis, University of Neuchâtel, Switzerland. 147 p.
- COSANDEY-DERUAZ, A.C. (2002). – *Denitrification in riparian soils: patterns, controls and influence on water quality*. Thèse no 2518 (2001), EPFL.
- DABAS, M., DUVAL, O., BRUAND, A., VERBEQUE, B. (1995). – *Cartographie électrique en continu: Apport à la connaissance d'une couverture de sol développée sur matériaux deltaïques*. Etude et Gestion des Sols, 2, 4, pp. 257-268.
- DE GLEE, G.J. (1930). - *Over grondwaterstromingen bij wateronttrekking door middel van putten*. Thesis. J. Waltman, Delft, The Netherlands. 175 p.
- DE GLEE, G.J. (1951). - *Berekeningsmethoden voor de winning van groundwater*. In Drinkwatervoorziening, 3e Vacantiecursus, 38-80 Moorman's periodieke pers., The Hague.
- DEMATTEIS, A. (1995). – *Typologie géochimique des eaux des aquifères carbonatés des chaînes alpines d'Europe centrale et méridionale*. Thèse de doctorat, n°1419, EPFL, Dép. Génie Civil.
- DESIMONE, L.A., HOWES, B.L. (1996). – *Denitrification and nitrogen transport in a coastal aquifer receiving wastewater discharge*. Environmental Science and Technology 30 (4), pp. 1152-1162.
- DIERSCH, H. (1996). – *Interactive, graphics based finite element simulation system FEFLOW for modelling groundwater flow, contaminant mass and heat transport processes*. Wasy Ltd. Berlin.
- DOMENICO, P.A., SCHWARTZ, F.W. (1997). – *Physical and Chemical Hydrogeology*. Second Ed.

John Wiley and Sons, Inc., ISBN 0-471-59762-7, 506 p.

DOROUDIAN, B. (2004). – *Caractérisation de l'infiltration efficace des eaux météoriques dans les terrains meubles de proche surface (premiers mètres du sous sol)*. Travail de diplôme postgrade en géologie de l'ingénieur et de l'environnement (Université de Liège). Réalisé au GEOLEP/EPFL, non publié, 107 p.

DUBOIS, J.-D. (1993). – *Typologie des aquifères du cristallin : Exemple des massifs des Aiguilles-Rouges et du Mont-Blanc (France, Italie et Suisse)*. Thèse de doctorat, n° 950, EPFL, Dép. Génie Civil.

EC (2000). – *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a frame work for Community action in the field of water policy*. 72 p.

EC (1998). – *Directive 98/83/CE du Conseil, du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinée à la consommation humaine*. 21 p.

EC (1991). – *Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles*. 9 p.

EC (1991). – *Directive 91/271/CEE du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires*. JOCE no L 135. 11 p.

EC (1980). – *Directive 80/68/CEE du Conseil, du 17 décembre 1979, concernant la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses*. JOCE no L 20. 8 p.

EC (1980). – *Directive 80/778/CEE du Conseil, du 15 juillet 1980 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine*. JOCE no L 229.

EDMUNDS, W.M., WALTON, N.R.G. (1983). - *The Lincolnshire limestone – Hydrogeochemical evolution over a ten-year period*. J. Hydrol. 61, pp. 201-211.

EDWARDS, A.C., SINCLAIR, A.H., DOMBURG, P. (2003). – *Identification, designation and formulation of an action plan for a nitrate vulnerable zone: a case study of the Ythan catchment, NE Scotland*. European Journal of Agronomy, 20, pp. 165-172.

ETCHEVERRY, D., PARRIAUX, A. (1998). – *Les méthodes isotopiques dans la pratique de l'hydrogéologie*. gwa, 1/98, p. 11-17.

FANG, J., TACHER, L., PARRIAUX, A. (2005). – *Backward simulation of the probability of a trace particle reaching a given region*. Probabilistic Engineering Mechanics, 20 (1), pp 97 – 101.

FAO (1998). – *Crop Evapotranspiration*. FAO Irrigation and Drainage Paper, 56, FAO, 300 p.

FERNANDEZ-GARCIA, D., ILLANGASEKARE, T.H., RAJARAM, H. (2005). - *Differences in the scale-dependence of dispersivity estimated from temporal and spatial moments in chemically and physically heterogeneous porous media*. Advances in Water Resources, 28, pp. 745-759.

FEYEN, L., DESSALEGN, A.M., DE SMEDT, F., GEBREMESKEL, S., BATELAAN, O. (2004). – *Application of a Bayesian Approach to Stochastic Delineation of Capture Zones*. Ground water, Vol 42, No 4, pp. 542-551.

FINCH, J.W., ROBINSON, M., HARDING, R.J. (2001). – *Predicting the impact of land cover change on groundwater recharge*. Protecting Goundwater, An International Conference on : Applying policies and decision making tools to land-use planning, 4-5 Oct. 2001 International Convention Centre, Birmingham, UK, Conference Proceedings, National Groundwater & Contaminated Land Centre Project NC/00/10. pp. 286-300.

FREEZE, R.A., CHERRY, J.A. (1979). - *Groundwater*. Prentice-Hall. 604 p.

FUKADA, T., HISCOCK, K.M., DENNIS, P.F., GRISCHEK, T. (2003). – *A dual isotope approach to identify denitrification in groundwater at a river-bank infiltration site*. Water Research 37, pp. 3070-3078.

GASCOYNE, M., KOTZER, T. (1995). – *Isotopic methods in hydrogeology and their application to the*

Underground Research Laboratory, Manitoba. Chalk River, Ontario, Canada.

GELHAR, L.W., WELTY, C., REHFELDT, K.R. (1992) – *A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers*. Water Resources Res., v. 28, no. 7, pp. 1955-1974.

GEOLEP (1998). – *Etude hydrogéologique de la station de pompage de Perallaz, Projet pilote Thierrens*. Rapport du GEOLEP, EPFL, non publié. 13 p.

GEOLEP (2001). - Avis hydrogéologique concernant les demandes d'autorisation de purinage dans la zone SII de protection rapprochée. GEOLEP/EPFL, Etude No. 0102, non publiée. 5 p.

GEOLEP-PROMETERRE (2001). - *Programme de réduction des charges en nitrates du puits du Morand (propriété de la Ville de Morges)*. Rapport interne, non publié.

GEOTECHNISCHES INSTITUT / TK CONSULT AG. (1999). - *Grundwassermodell Gäu*. Synthesericht und technischer Bericht, Baudepartement Kanton Solothurn, Bern / Zürich. Non publié.

GOUVERNEMENT WALLON (1992). - *Arrêté du Gouvernement Wallon relatif aux prises d'eau souterraine, aux zones de prise d'eau, de prévention et de surveillance, et à la recharge artificielle des nappes d'eau souterraine*. Moniteur Belge 24.03.1992.

GRAMEL, S., URBAN, W. (2001). – *Co-operative agreements between water supply and agriculture in Germany*. Protecting Groundwater, An International Conference on : Applying policies and decision making tools to land-use planning, 4-5 Oct. 2001 International Convention Centre, Birmingham, UK, Conference Proceedings, National Groundwater & Contaminated Land Centre Project NC/00/10. pp. 37-49.

GRIFFITHS, D.H., KING, R.F. (1981). – *Applied geophysics for geologists and Engineers, The elements of Geophysical Prospecting*. Second Edition, Pergamon Press, 230 p.

GRISCHEK, T., HISCOCK, K.M., METSCHIES, T., DENNIS, P.F., NESTLER, W. (1998). – *Factors affecting denitrification during infiltration of river water into a sand and gravel aquifer in Saxony, Germany*. Wat. Res. Vol 32, No 2, pp. 450-460.

GROUPE DE TRAVAIL “REDUCTION DES NITRATES DANS LES EAUX SOUTERRAINES” (2004). – *Un guide pour les fournisseurs d'eau et l'agriculture*. Canton de Fribourg, non publié, 14 p.

GRUBB, S. (1993). – *Analytical model for estimation of steady-state capture zones of pumping wells in confined and unconfined aquifers*. Ground Water, 31 (1), pp. 27-32.

HAERENS, B., BROUYERE, S., DASSARGUES, A. (1999). – *Detailed calibration of a deterministic transport model on multi-tracer tests: analysis and comparison with semi-analytical solutions*. pp. 319-324

HANTUSH, M.S., JACOB, C.E. (1955). - *Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer*. Transactions American Geophysical Union, 36, p. 95-100.

HARRIS, B. (2001). – *Groundwater management and protection in England and Wales – A backwards and forwards glance*. Protecting Groundwater, An International Conference on : Applying policies and decision making tools to land-use planning, 4-5 Oct. 2001 International Convention Centre, Birmingham, UK, Conference Proceedings, National Groundwater & Contaminated Land Centre Project NC/00/10. pp. 3-11.

HASSENBACH, B. (2002). – *Modélisation numérique des essais d'infiltration de type Porchet*. Travail de diplôme postgrade en géologie de l'ingénieur et de l'environnement (Université de Liège). Réalisé au GEOLEP/EPFL, non publié, 45 p.

HEALY, R.W., COOK, P.G. (2002). – *Using groundwater levels to estimate recharge*. Hydrogeology Journal, 10 (1), pp. 91-109.

HEROLD, T., JORDAN, P., ZWAHLEN, F. (2000). - *The influence of tectonic structures on karst flow patterns in karstified limestones and aquitards in the Jura Mountains, Switzerland*. Eclogae Geologicae Helvetiae, Vol. 9, No.3, p. 349-362.

- HESSKE, S. (1995). – *Typologie des eaux souterraines de la Molasse entre Chambéry et Linz (France, Suisse, Allemagne, Autriche)*. Thèse de doctorat, EPFL, Dép. Génie Civil.
- HISCOCK, K.M., LLOYD, J.W., LERNER, D.N. (1991). – *Review of natural and artificial denitrification of groundwater*. Water Res, Vol. 25, No 9, pp. 1099-1111.
- HOEHN, E. (2001). – *Délimitation des aires d'alimentation autour des captages d'eau souterraine*. EAWAG news 49, pp 26-28.
- HOLLAENDER, R. (1989) - *Zum Dispersionseinfluss bei Altersbestimmungen des Grundwassers im Nubischen Aquifersystem*. Berlin, VIII, 153 p.
- HOWARD, K.W.F. (1985) - *Denitrification in a major limestone aquifer*. J. Hydrol. 76, pp. 265-280.
- ISO (1983). – *Mesure de débit des liquides dans les canaux découverts*. Recueil de normes ISO 16, Organisation internationale de normalisation, Suisse.
- JANNOT, P. (2001). – *Nitrates dans les eaux souterraines: législation et perspectives en Europe et en France*. Forum Sol Eaux Nitrates 2001, SRVA. 3 p.
- JANSSON, P.-E., KARLBERG, L. (2001). – *Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems*. Royal Institute of Technology, Dept. of Civil and Environmental Engineering, Stockholm. 325 p.
- JORDAN, P. (2001). – *Modélisation de la partie nord de l'aquifère du Seeland (Berne). Méthode de détermination des aires d'alimentation Z_u en milieu poreux*. Bulletin d'hydrogéologie n°19, Centre d'hydrogéologie, Université de Neuchâtel, Peter Lang, p. 125-126.
- JORDI, B. (2003) – *Les forêts de feuillus fournissent la meilleure eau potable*. ARPEA n°218, pp. 39-41.
- KALINSKI, R.J., KELLY, W.E., BOGARDI, I. (1993). – *Combined Use of Geoelectric Sounding and Profiling to Quantify Aquifer Protection Properties*. Ground Water, Vol 31, no 4, pp. 538-544.
- KELLY, W.E. (1977). – *Geoelectric Sounding for Estimating Aquifer Hydraulic Conductivity*. Ground Water, vol 17, no 6, pp. 420-425.
- KELLY, W.E., GORMAN, T., CURTIS, B. (1989). – *Relationships between the unsaturated electric and saturated hydraulic properties of soils*. Journal of Hydrology, 109 (1989), pp. 115-123.
- KILCHMANN, S. (2001). – *Typology of recent groundwaters from different aquifer environments based on geogenic tracer elements*. Thèse de doctorat, n°2411, EPFL, Dép. Génie Civil.
- KINZELBACH, W. (1988). – *The random walk method in pollutant transport simulation*. Custodio E, Gurgui A, Lobo Ferreira JP, editors. Groundwater flow and quality modelling. NATO ASI Series, Serie C: Math. And Phys. Sci., Vol 224. Dordrecht: Reidel Publishing Company, pp. 227-246.
- KINZELBACH, W., MARBURGER, M., CHIANG, W.-H. (1992). - *Determination of groundwater catchment areas in two and three spatial dimensions*. Journal of Hydrology, Vol.134, pp. 221 - 246.
- KINZELBACH, W. (1987). - *Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser*. Schriftenreihe Wasser. Oldenbourg. 317 p.
- KIRSCH, R, SENGPIEL, K-P., VOSS, W. (2003). – *the use of electrical conductivity mapping in the definition of an aquifer vulnerability index*. Near Surface Geophysics, vol 1, pp. 13-19.
- KNAPP, M.F. (2005). - *Diffuse pollution threats to groundwater: a UK water company perspective*. Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology, 38, pp. 39-51.
- KUHLMANN, U., JORDAN, P., TROESCH, J. (2000). – *Zuströmbereiche von Grundwasserentnahmen*. GWA 4/2000, pp. 278-286.
- LASSERRE, F. (2003) – *L'Eau, enjeu mondial – géopolitique du partage de l'eau*. Ed. Le Serpent à plumes, Paris, ISBN 2-84261-456-9. 234 p.

- LAWRENCE, A.R., FOSTER, S.S.D. (1986). - *Denitrification in a limestone aquifer in relation to the security of low-nitrate groundwater supplies*. J. Inst. Wat. Engng Sci. 40, pp. 159-172.
- LEHMANN, H.J. (2001). - *Nitrates dans les eaux souterraines : état 2001 de la stratégie nationale en matière de nitrates*. Forum Sol Eaux Nitrates 2001, SRVA. 2 p.
- LEaux (1991) – *Loi fédérale sur la protection des eaux*. Confédération Helvétique.
- MAITRE, V., MASTRULLO, J., ZUMSTEIN, J., PARRIAUX, A. (2002). – *Les prairies de longue durée : une solution pour les aires d'alimentation Z_u de captages d'eaux souterraines*. Revue suisse d'agriculture, No 34(2), mars 2002, pp. 79-85.
- MAITRE, V., PARRIAUX, A., ZUMSTEIN, J. (2000). - *Assainissement de sources chargée en nitrates*. GWA 3/2000, p. 188-200.
- MAITRE, V. (1998). - *Concept hydrogéologique et agronomique tendant à réduire les concentrations en nitrates dans les eaux souterraines*. GEOLEP/EPFL, rapport interne, non publié.
- MAITRE, V., COSANDEY, A.-C., PARRIAUX, A., GUENAT, C. (2005). - *Wetlands and Aquatic Processes, A Methodology to estimate the Denitrifying Capacity of a Riparian Wetland*. J. Environ. Qual. 34, pp. 707-716.
- MANDIA, Y. (1993). – *Typologie des aquifères évaporitiques du Trias dans le Bassin lémanique du Rhône (Alpes occidentales)*. Thèse de doctorat, EPFL, Dép. Génie Civil.
- MARIOTTI, A. (1986). - *La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification : une revue*. J. Hydrol. 88, pp. 1-23.
- MARIOTTI, A., LANDREAU, A., SIMON, B. (1988). - *^{15}N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater : Application to the chalk aquifer of northern France*. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol. 52, pp. 1869-1878.
- MARSILY, G., de (1996). - *Quantitative Hydrogeology*. Academic Press Inc, London. 440 p.
- MEF (1995). – *Guide pour la détermination des périmètres de protection autour des ouvrages de captage d'eau souterraine*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 54 p.
- MEYLAN, B. (2003). – *La forêt, source d'eau potable*. Gwa 10/2003, pp. 735-744.
- MICHOT, D. (2003). – *Intérêt de la géophysique de subsurface et de la télédétection multispectrale pour la cartographie des sols et le suivi de leur fonctionnement hydrique à l'échelle intraparcellaire*. Université 6 Paris, Thèse, 394 p.
- MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT (1998). – *Charte qualité de l'hydrométrie, code de bonnes pratiques*. Ministère de l'Environnement, France.
- MOHAMED A.A.M., TERAQ, H., SUZUKI, R., BABIKER, I.S., OHTA, K., KAORI, K., KATO, K. (2003). – *Natural denitrification in the Kakamighahara groundwater basin, Gifu prefecture, central Japan*. The Science of the Total Environment, 307, pp. 191-201.
- MORNOD, L. (1969). - *Rapport hydrogéologique sur un pompage d'essai aux puits filtrants du Morand*. Rapport d'expertise pour la commune de Morges, non publié.
- MUSY, A., HIGY, C. (2004). – *Hydrologie – I Une science de la nature*. Presse polytechniques et universitaires romandes, collection gérer l'environnement, n° 21, 314 p.
- MUSY, A., HIGY, C. (1999). – *Hydrologie appliquée*. Cours photocopié, GR, EPFL, 336 p.
- NEW JERSEY GEOLOGICAL SURVEY (2003). – *Guideliness for Delineation of Well Head Protection Areas in New Jersey*. Trenton, New Jersey 08625-0427. 33 p.
- NDIAYE, M. (2003). – *Modélisation numérique d'essais d'infiltration de type Porchet en vue de la détermination de l'erreur liée aux conditions du terrain*. Travail de diplôme postgrade en géologie de l'ingénieur et de l'environnement (EPFL), non publié, 40 p.

- NIEVERGELT, J. (1997). - *Lysimeterversuch 1981 bis 1996: N-Auswaschung in Fruchtfolgen*. AGRAR-FORSCHUNG 4 (5), pp. 209-212.
- NOVAK, S.M., BANTON, O., SCHIAVON, M. (2003). - *Modelling metolachlor exports in subsurface drainage water from two structured soils under maize (eastern France)*. Journal of Hydrology, 270 (2003), pp. 295-308.
- NRA (1995). - *Guide to groundwater vulnerability mapping in England and Wales*. National Rivers Authority, United Kingdom. 47 p.
- OEaux (1998). - *Ordonnance sur la protection des eaux*. Confédération Helvétique.
- OFAG (2003). - *Le projet nitrate de la confédération. Action N*, Fact sheet, OFAG, OFEFP, OFSP. 3 p.
- OFAG (2004). - *Interdiction d'utilisation de produits phytosanitaires dans la zone de protection des eaux souterraines S2*. Fact sheet, 9 sept 2004. 1 p.
- OFEFP (2004). - *Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines*. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 141 p.
- OFEFP (1998). - *Cartographie de la vulnérabilité en régions karstiques (méthode EPIK)*. L'environnement pratique, Guide pratique.
- OFEFP, OFEG (2004). - *Délimitation des zones de protection des eaux souterraines en milieu fissuré*. L'environnement pratique, Guide pratique.
- OFEFP, OFEG (2004). - *NAQUA – Qualité des eaux souterraines en Suisse 2002/2003*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage/Office fédéral des eaux et de la géologie (éditeurs). Berne. 204 p.
- OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU (2000) – *Les périmètres de protection des captages*. <http://cartel.oieau.fr/guide/c006.htm>
- PARRIAUX, A., NICLOUD, G.,F. (1990). - *Hydrological behaviour of glacial deposits in mountainous areas*. IAHS Publ. No. 190, p. 291-312.
- PARRIAUX, A. (2001). - *Traceurs naturels et artificiels*. Formation postgrade internationale en géologie de l'ingénieur et de l'environnement, Module A1-07, EPFL, non publié.
- PARRIAUX, A. (2001). - *Infiltration des eaux urbaines*. Cycle d'études postgrade en aménagements hydrauliques 2001-2003, Module 6.2.2, EPFL, non publié.
- PASQUIER, F. (1999). - *Calibrage d'un modèle d'écoulement des eaux souterraines (nappe du Gäu, cantons de Berne et Soleure, Suisse)*. Gäu-2/mai'99, p. 1-17.
- PAUWELS, H., FOUCHER, J.-C., KLOPPMANN, W. (2000). - *Denitrification and mixing in a schist aquifer : influence on water chemistry and isotopes*. Chemical Geology 168, pp. 307-324.
- PAUWELS, H., KLOPPMANN, W., FOSTER, J.-C., MARTELAT, A., FRITSCHÉ, V. (1998). - *Field tracer test for denitrification in a pyrite-bearing schist aquifer*. Applied Geochemistry, vol 13, No 6, pp. 767-778.
- PLUEMACHER, J., KINZELBACH, W. (2000). - *Calibration of a regional groundwater flow model using environmental isotope data*. Tracers and Modelling Hydrogeology (Proceedings of the TraM'2000 Conference held at Liège, May 2000). IAHS Publ. No 262, 2000. pp 429-445.
- PRASUHN, V., BRAUN, M. (1994). - *Estimation des pertes en phosphore et en azote dans les eaux du canton de Berne à partir de sources diffuses*. Les cahiers de la FAC Liebefeld, numéro 17, Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement Liebefeld-Berne.
- PRIMAULT, B. (1981). - *Extension de la validité de la formule de calcul de l'évapotranspiration*. Zurich, Institut Suisse de Météorologie: 6.
- RAMANARAYANAN, T.S. (1995). *Evaluation of existing wellhead protection strategies for control-*

- ling nonpoint source nitrate pollution*. Oklahoma State University. Doctoral Abstracts International, v. 56-09B, 232 p.
- RASMUSSEN, H., ROULEAU, A. (2003). – *Guide de détermination d'aires d'alimentation et de protection de captages d'eau souterraine*. Rasmussen et Rouleau éditeurs, CERM, Environnement Québec. 182 p.
- RAVAILLEAU, S., OLIVE, P., BABIC, M., TALAVERA, J.-M. (2000). – *L'aquifère du delta de la Dranse : un cas d'école*. Tracers and Modelling Hydrogeology (Proceedings of the TraM'2000 Conference held at Liège, May 2000). IAHS Publ. No 262, 2000. pp 511-524.
- RAWLS, W.J., BRAKENSIEK D.L. (1985). - *Prediction of soil water properties for hydrologic modeling*. In Watershed Management in the Eighties, E.B. Jones, T.V. Ward (ed.) Proceedings of Symposium sponsored by Commision on Watershed Management, Denver, CO, ASLE New York, p. 293-299.
- REEVE, A.S., SIEGEL, D.I., GLASER, P.H. (2001). - *Simulating dispersive mixing in large peatlands*. Journal of Hydrology, 242, pp.103-114.
- RITZEMA, H.P. (1994). – *Drainage Principles and Applications*. International Institute for Land Reclamation and Improvement - ILRI, Publication 16, Second Edition, Wareningen.
- ROBINS, N.S., SMEDLEY, P.L. (1994). – *Hydrogeology and hydrogeochemistry of a small, hard-rock island – the heavily stressed aquifer of Jersey*. J. Hydrol. 163, pp. 249-269.
- ROCK, G., KUPFERSBERGER, H. (2002). – *Numerical delineation of transient capture zones*. Journal of Hydrology 269 (2002), pp. 134-149.
- RYSER, J.-P., PITTET, J.-P. (2002) – *Effets de la texture du sol et de la fumure azotée sur la lixiviation de l'azote. Résultats d'un essai en lysimètres*. Revue suisse d'agriculture, vol 34 No 5, pp. 217-220.
- SANTIAGO, S. (2005). – *Mieux comprendre le fonctionnement des sols agricoles : l'exemple du bas-sins du Nant d'Aisy (Genève)*. Bulletin de l'ARPEA, N° 223, janvier 2005, pp. 25-30.
- SEILER, K.-P., VON LOEWENSTERN, S., SCHNEIDER, S. (2002). – *Matrix and bypass-flow in quaternary and tertiary sediments of agricultural areas in south Germany*. Geoderma 105 (002), pp. 299-306.
- SHAAP, M.G., LEIJ, F.J., VAN GENUCHTEN, M.T. (2001). – *Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions*. Journal of hydrology 251 (2001), pp. 163-176.
- SPITZ, K., MORENO, J. (1996). - *A practical guide to groundwater and solute transport modeling*. John Wiley and sons, Inc. ISBN: 0471136875. 461 p.
- SSH (2002). - *Utilisation des traceurs artificiels en hydrogéologie*. Guide pratique, Groupe de travail Traçage de la Société suisse d'hydrogéologie SSH. OFEG. 77 p.
- STARR, R.C., GILLHAM, R.W. (1993). – *Denitrification and organic-carbon availability in 2 aquifers*. Ground Water 31 (6), pp. 934-947.
- STURNY, W.G. (2005). – *Comment améliorer la qualité de l'eau en modifiant les pratiques culturales: l'exemple du semis direct*. Bulletin de l'ARPEA, N° 223, janvier 2005, pp. 35-40.
- STUTE, M., SCHLOSSER, P. (2000). – *Tritium/³He measurements as calibration tools in groundwater transport modelling*. Tracers and Modelling Hydrogeology (Proceedings of the TraM'2000 Conference held at Liège, May 2000). IAHS Publ. No 262, 2000. pp 33-38.
- TACHER, L., PARRIAUX, A., BUSSARD, T. (2001). – *Méthodologie et logiciel de dimensionnement des aires d'alimentation en eau potable (aires Z_u)*. Forum Sol Eaux Nitrates 2001, SRVA. 5 p.
- TARTAKOVSKY, B., MILETTE, D., DELISLE, S., GUIOT, S.R. (2002). – *Ethanol-Stimulated Bioremediation of Nitrate-Contaminated Ground Water*. National Groundwater Association, Vol. 22, No. 1, pp. 78-87.

- THIEM, G. (1906). - *Hydrologische Methoden*. Gebhardt, Leipzig. 56 p.
- TIKTAK, A., DE NIE, D.S., PINEROS GARCET, J.D., JONES, A., VANCLOOSTER, M. (2004). – *Assessment of the pesticide leaching risk at the Pan-European level. The EuroPEARL approach*. Journal of Hydrology 289 (2004), pp. 222-238.
- THOMSEN, R., SONDERGAARD, V.H., SORENSEN (2004). – *Hydrogeological mapping as a basis for establishing site-specific groundwater protection zones in Denmark*. Hydrogeology Journal, 2004/12 . pp. 550-562.
- TODD, D., K. (1980). - *Groundwater hydrology*. 2nd Ed. John Wiley & Sons, New York, N.Y.
- TRUDELL M.R., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A. (1986). - *An in situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer*. J. Hydrol. 83, pp. 251-268.
- TURBERG, P., MUELLER, I., FLURY, F. (1993). – *Hydrogeological investigation of porous environments by radiomagnetotelluric-resistivity (RMT-R 12-240 kHz)*. Journal of Applied Geophysics, 31, pp. 133-143.
- UFFINK, G. (1989). – *Application of Kolmogorov's backward equations in random walk simulations of groundwater contaminant transport*. KOBUS d, Kinzelbach W, editors. Contaminant transport in groundwater. Brookfield, VT: Balkema, A.A., pp. 283-289.
- USEPA (1987) – *Guidelines for Delineation of Wellhead Protection Areas*. US EPA/440/6-87/010 report, 212 p.
- USEPA (1998) – *Literature review of methods for delineating wellhead protection areas*. Report EPA, United States Environmental Protection Agency, Office of water, Office of ground water and drinking water, No. 816-R-98-021, 36 p.
- VANOLLI, A.L. (2005). - *Programmes 62a en cours dans le canton de Vaud*. Bulletin de l'ARPEA, N° 223, janvier 2005, pp. 11-15.
- VASSOLO, S., KINZELBACH, W., SCHAEFER, W. (1998) – *Determination of a well head protection zone by stochastic inverse modelling*. Journal of Hydrology 206. pp. 268-280.
- VERSTRAETE, P.E., AMBERGER, G.F. (1983). – *Critique des données nécessaires pour la simulation d'une nappe souterraine*.
- VICKERY, A., HOBBS, B.A. (2003). – *Resistivity imaging to determine clay cover and permeable units at an ex-industrial site*. Near Surface Geophysics, 2003, Vol. 1, pp. 21-30.
- VOLKSWIRTSCHAFTS - DEPARTEMENT DES KANTONS SOLOTHURN. (1995). - *Kanton Solothurn Belastete Einzugsgebiete von Grund- und Quellwasserfassung Nitrat, Triazine*. Blatt 4, 1:25'000.
- VRBA, J. and ZAPOROZEC, A. (eds.). (1994). - *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*. IAH International Contribution for Hydrogeology, Vol. 16/94, Heise, Hannover, 131 p.
- WASSENAAR, L.I. (1995). – *Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifer using the isotopes of ^{15}N and ^{18}O in NO_3^-* . Applied Geochemistry, Vol. 10, pp. 391-405.
- XU, M., ECKSTEIN, Y. (1995). - *Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale*. Ground Water, vol. 33, no 6, pp. 905-908.
- YENIGUEL, N.B., ELFEKI, A.M.M., GEHRELS, J.C., VAN DEN AKKER, C., HENSBERGEN, A.T., DEKKING, F.M. (2005). - *Reliability assessment of groundwater monitoring networks at landfill sites*. Journal of Hydrology, 308, pp. 1-17.

GEOLOGIST

Thierry Bussard
 Chemin de la Joliette 5
 1006 Lausanne
 0041/79.772.90.82
 E-mail : thierry.bussard@epfl.ch

Birth date : 29.11.74
 Civil status : single
 Citizenship: Swiss
 Origin: Gruyeres (FR)

Education Continuing education on contaminated sites (University of Neuchâtel, 2003)
 Continuing education on geophysical exploration – electric methods (University of Lausanne, 2002)
Diplôme postgrade internationnal en géologie de l'ingénieur et de l'environnement (EPFL, Ecole des mines de Paris, University of Liège and Ecole Polytechnique de Montréal, 2000)
 Complementary studies in civil engineering: rock and soil mechanics, underground labours, urban hydraulic, statistics, mathematics (Swiss Federal Institute of Technology, 1998 - 1999)
Diplôme de géologue (Master of Science) from the University of Lausanne (1999)
Licence en science de la Terre from the University of Lausanne (1997)
 Rockfall analysis – Matterock (Crealp, 1997)

Employment Record

Since 2000 **Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL)**
 Assistant Prof. A. Parriaux, laboratory of Engineering and Environmental Geology
 - Preparation of a PhD Thesis on groundwater protection areas against persistent contaminants.
 - Main writer of “*Dimensionnement des aires d'alimentation Zu*” for the Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL).
 - Water prospecting and hydrogeological mapping (Commune of Grandson)
 - Delineation of groundwater protection areas against persistent contaminants (Commune of Thierrens)
 - Annual sampling of snow cover on the western swiss Alps for chemical and isotopic analyses

Since 2001 **NORBERT Consulting Geologists Ltd, Lausanne and Martigny, Switzerland**
Swiss projects
 - A5 Highway-tunnels of Concise and La Lance
 Geological assistance during construction
 - A5 Highway-bridges of Raisse
 Geological assistance during construction
 - A5 Highway-tunnel of Serrières
 Exploration drilling
 - CFF railway-tunnels of Glovelier and La Croix
 Hydrogeological monitoring during drainage works
 - CFF Contaminated sites of Lavaux - Chablais
 Risk assessment studies (50 sites)
 - Commune of Arzier
 Water prospecting with geophysical tools, hydrogeological mapping
 - Commune of Nyon
 Delineation of groundwater protection areas, tracer test
 - Landslide of La Frasse
 Development of a GIS data base, precipitation recharge modeling, movement and deformation analysis on the basis of orthophotos and in-situ measurements, geological cartography and exploration drilling.

- Landslide of Les Echelettes
Stabilization by groundwater draining
- Commune of Riez
Rock face stability analysis
- Praffleuri
Rock face stability analysis (in progress)
- Hydroelectric Scheme of Lessoc
Exploration drilling for hydrogeological monitoring
- Hydroelectric Scheme of Hongrin
Study and modeling fracture systems and water circulation (FEFLOW) in partially karstified limestone abutments of a double arch dam; stability analysis of the abutments. Study of the basin (permeability and natural hazards).
- Hydroelectric Scheme of Zmutt
Study and modeling fracture systems; stability analysis of the abutments
- Hydroelectric Scheme of Arnon
Establishment of new GPS points for movement monitoring

Foreign projects

- Highway-tunnel Maurice Lemaire and private spring (France)
Hydrogeological risk assessment studies
- Irrigation scheme of Afamia (Syria)
Geological and hydrogeological studies of three reservoirs which have shown signs of strong water leakage, treatment solution recommendations
- Irrigation schemes of Zaghadnah, Shuhubayyin, Ghanima, Qirrim and Thurgat (Libya)
Geological, hydrogeological and geotechnical studies of the sites of five dams
- Triffa's plain (Morocco)
Hydrogeological study, groundwater flow and mass transport modeling (MODFLOW)

March-sept 1999 **Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL)**

Work on the study "*Hydrologie Oberes Saanetal*" (WEA): seismic reflection and refraction, core sampling, pumping test, flowmeter logging, water sampling, GIS data base and interpretation of groundwater geochemistry.

November 1998 **Swiss Army, div mont 10**

Study of Mex landslide (VS), design and solution planning for slope stabilization and reconstruction of a damaged road

July-sept 1998 **University of Lausanne**

Geological mapping in Ladakh (North India)

Hobbies

A passion for nature, mountaineering and travel.