



Direction Régionale et Interdépartementale
de l'Environnement et de l'Energie

Modélisation hydrodynamique de surstockage en nappe semi-profonde dans le cadre des mesures d'adaptation au changement climatique

GALLOIS N., VIENNOT P.
ARMINES – Centre de géosciences

VERJUS Ph.
DRIEE Île-de-France

Références : R130709NGAL

ARMINES : N° 10 706

DRIEE Île-de-France : BC 2011-113

DRIEE Île-de-France

10, rue Crillon – F-75194 Paris IV^{ème} CEDEX 04
Tél : +33 (0) 1.71.28.45.00 – Fax : +33 (0)1.71.28.46.00

MINES ParisTech - Centre de géosciences

35, rue Saint Honoré – F-77305 Fontainebleau CEDEX
Tél. : +33 (0) 1.64.69.47.02 – Fax : +33 (0) 1.64.69.47.03

TABLE DES MATIERES

Contexte et objectifs de l'étude

1. Principe du modèle MODCOU	10
1.1. Modélisation des écoulements souterrains	11
1.2. Modélisation des écoulements superficiels	11
1.3. Transfert des lames d'eau infiltrées en zone non saturée.....	13
1.4. Echanges entre le domaine de surface et le domaine souterrain.....	13
2. Présentation des caractéristiques générales du modèle	14
2.1. Surface et extension du modèle	14
2.2. Réseau hydrographique.....	15
2.3. Présentation des caractéristiques du domaine souterrain.....	16
2.4. Paramètres de surface du modèle – Fonctions de production.....	18
2.5. Paramètres et données relatives au domaine souterrain.....	18
2.5.1. Transmissivités	18
2.5.2. Emmagasinement	19
2.5.3. Drainance verticale entre couches.....	19
2.5.4. Prélèvements moyens	19
3. Présentation des zones d'études	21
3.1. Zone « Brie »	21
3.2. Zone « Beauce ».....	24
3.3. Zone « Nord-Marne ».....	26
4. Caractérisation de la réponse de l'hydrosystème à une perturbation d'injection forcée (sous contexte climatique moyen actuel)	28
4.1. Choix d'une année hydrologique moyenne.....	28
4.2. Paramètres et résultats des simulations d'injection pluriannuelle.....	33
4.3. Simulations couplées d'injection/pompage sur les trois zones d'étude – Reprise par pompage de l'eau injectée.....	41
4.3.1. Choix des débits de pompage	41
4.3.2. Condition d'arrêt de pompage	41
4.3.3. Résultats.....	41
4.4. Rendement effectif du processus injection/pompage sous contexte climatique <i>moyen</i> actuel.....	45
5. Etude et simulations sous contexte de changement climatique	48
5.1. Caractéristiques des années hydrologiques moyennes sélectionnées.....	48
5.2. Simulations pluriannuelles couplées d'injection/pompage	55
6. Simulations d'alternance annuelle de phases d'injection et de pompage	61
7. Influence de la durée d'injection sur le rendement du dispositif	64
8. Prélevabilité en rivière des volumes injectés en nappe	66

CONCLUSION

ANNEXE : Synthèse sur les techniques de recharge artificielle des nappes : méthodes de mise en œuvre, aspects techniques et présentation de cas réels

1.	Recharge par injection passive	71
2.	Recharge par injection forcée	72
2.1.	Stockage et reprise différée dans le temps	72
2.2.	Stockage et reprise différée dans le temps et l'espace.....	73
3.	Compléments sur les autres techniques de recharge artificielle	75
3.1.	Les tranchées d'infiltration.....	75
3.2.	Infiltration dans le lit d'un cours d'eau.....	76
3.3.	Epandage.....	76
3.4.	Filtre à sable et terre d'infiltration.....	77
3.5.	Barrages souterrains	77
4.	Conditions hydrologiques, hydrogéologiques et hydrodynamiques de l'alimentation artificielle	77
4.1.	Paramètres hydrologiques	78
4.2.	Paramètres et contextes hydrogéologiques.....	78
5.	Les principaux problèmes techniques	80
5.1.	Le colmatage.....	80
5.1.1.	Dépôt de matières en suspension	80
5.1.2.	Développement bactérien.....	80
5.1.3.	Croissance d'algues	80
5.1.4.	Gonflement et dispersion des argiles.....	81
5.2.	Moyens de lutte contre le colmatage	81
5.3.	Contraintes liées à la chimie de l'eau injectée.....	81
6.	Présentation de quelques dispositifs réels	82
6.1.	En France	82
6.1.1.	Exemple de recharge par infiltration gravitaire	82
6.1.2.	Recharge par injection forcée	89
6.2.	A l'étranger.....	90
7.	Conclusion.....	95

LEXIQUE

LISTE DES ILLUSTRATIONS

Figures :

Figure 1 : Principe général du modèle hydrogéologique couplé MODCOU	10
Figure 2 : Discrétisation spatiale en couches et mailles carrées emboîtées	11
Figure 3 : Principe général des fonctions de production	12
Figure 4 : Principe du modèle à réservoirs en cascade de Nash.....	13
Figure 5 : Différents cas d'échanges hydrauliques entre nappe et rivière	14
Figure 6 : Limites d'extension du modèle	14
Figure 7 : Réseau hydrographique principal et topographie de la zone modélisée.....	15
Figure 8 : Maillage de surface.....	16
Figure 9 : Formations géologiques modélisées	17
Figure 10 : Superposition des différentes couches du modèle	17
Figure 11 : Répartition spatiale des fonctions de production majoritaires	18
Figure 12 : Répartition spatiale des prélèvements moyens utilisés par le modèle dans la couche des calcaires du Lutétien (en m ³ /an)	20
Figure 13 : Répartition spatiale des prélèvements moyens utilisés par le modèle dans la couche des sables du Cuisien	20
Figure 14 : Localisation géographique des trois zones d'étude.....	21
Figure 15 : Configuration géologique et répartition géographique des stations hydrométriques fictives au niveau de la zone « Brie »	22
Figure 16 : Configuration géologique simplifiée de la zone d'injection (secteur « Brie »).....	23
Figure 17 : Carte des iso-épaisseurs de la formation injectée au niveau de la zone « Brie » : les calcaires du Lutétien	23
Figure 18 : Configuration géologique et répartition géographique des stations hydrométriques fictives au niveau de la zone « Beauce ».....	24
Figure 19 : Configuration géologique simplifiée de la zone d'injection (secteur « Beauce »).....	25
Figure 20 : Carte des iso-épaisseurs de la formation injectée au niveau de la zone « Beauce » : les sables du Cuisien	25
Figure 21 : Configuration géologique et suivi en rivière de la zone « Nord-Marne ».....	26
Figure 22 : Configuration géologique simplifiée de la zone d'injection (secteur « Nord-Marne »).....	27
Figure 23 : Carte des iso-épaisseurs de la formation injectée au niveau de la zone « Nord-Marne » : les sables du Cuisien	27
Figure 24 : Exemple de piézométries référence stabilisées obtenues au niveau du piézomètre d'Yèvres sous les trois contextes climatiques moyens testés.....	28
Figure 25 : Evolution interannuelle de la recharge efficace calculée par le modèle de surface pour la période 1970-2009.....	29
Figure 26 : Précipitations annuelles spatialisées à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique de référence 2002/2003	30
Figure 27 : ETP annuelle spatialisée à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique 2002/2003.....	30
Figure 28 : Evolution journalière de la pluviométrie moyenne pour l'année hydrologique 2002/2003	31
Figure 29 : Evolution de la recharge efficace moyenne journalière calculée par le modèle de surface pour l'année hydrologique 2002/2003	31
Figure 30 : Piézométrie calculée en fin de période d'initialisation pour l'horizon des calcaires du Lutétien	32
Figure 31 : Piézométrie calculée en fin de période d'initialisation pour l'horizon des sables du Cuisien	32
Figure 32 : Evolution temporelle du ratio entre le volume injecté et drainé total cumulé lors de l'arrêt.....	38

Figure 33 : Extension des dômes piézométriques créés par l'injection dans deux formations différentes : les calcaires du Lutétien et les calcaires du Champigny– Zone de la Brie.....	39
Figure 34 : Extension des dômes piézométriques créés par l'injection dans deux formations différentes : les sables du Cuisien et les sables de Fontainebleau – Zone de la Beauce	39
Figure 35 : Extension des dômes créés par l'injection dans trois formations différentes : les sables du Cuisien, les calcaires du Lutétien et les calcaires de Saint-Ouen – Zone Nord-Marne	40
Figure 36 : Evolution temporelle de la piézométrie moyenne du dôme d'injection pour les trois zones d'étude dans le cas de pompages continus consécutifs à la phase d'injection pluriannuelle	42
Figure 37 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des calcaires du Lutétien au niveau de la zone « Brie ».....	43
Figure 38 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien au niveau de la zone « Beauce ».....	44
Figure 39 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien au niveau de la zone « Nord-Marne ».....	45
Figure 40 : Evolution interannuelle de la recharge efficace calculée par le modèle de surface pour les contextes MS et FS –Simulation ARPEGE/A1B.....	48
Figure 41 : Précipitations annuelles spatialisées à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique référence 2047/2048 (contexte climatique Milieu de Siècle)	49
Figure 42 : Précipitations annuelles spatialisées à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique de référence 2087/2088 (contexte climatique Fin de Siècle).....	49
Figure 43 : ETP annuelle spatialisée à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique de référence 2047/2048 (contexte climatique Milieu de Siècle).....	50
Figure 44 : ETP annuelle spatialisée à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique de référence 2087/2088 (contexte climatique Fin de Siècle).....	50
Figure 45 : Evolution journalière de la pluviométrie moyenne des deux années hydrologiques de référence	51
Figure 46 : Evolution de la recharge efficace moyenne journalière calculée par le modèle de surface pour les deux années hydrologiques de référence retenues.....	51
Figure 47 : Mode d'obtention des piézométries de référence pour chacun des trois contextes climatiques moyens d'étude	52
Figure 48 : Différentiels piézométriques calculés en fin de période d'initialisation par rapport au cas ACT (contexte climatique moyen actuel) dans les deux horizons cibles de l'injection pour le cas MS).....	53
Figure 49 : Différentiels piézométriques calculés en fin de période d'initialisation par rapport au cas ACT (contexte climatique moyen actuel) dans les deux horizons cibles de l'injection pour le cas FS).....	54
Figure 50 : Evolution synchrone de la piézométrie au niveau de la maille d'injection et du surplus de débit drainé dans le cas simulations d'injection avec arrêt.....	56
Figure 51 : Evolution temporelle du ratio entre le volume injecté et drainé total cumulé lors de l'arrêt.....	57
Figure 52 : Evolution temporelle de la piézométrie moyenne du dôme d'injection pour les trois zones d'étude dans le cas de pompages continus suite à la phase d'injection pluriannuelle	57
Figure 53 : Extensions latérales du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien dans 4 situations différentes – Simulations sous forçage climatique de milieu de siècle.....	58
Figure 54 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien dans 4 situations différentes – simulations sous forçage climatique de fin de siècle.....	59
Figure 55 : Evolution piézométrique moyenne lors de la succession de phase d'injection et de pompage à l'échelle annuelle	62
Figure 56 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien sous forçage climatique de milieu de siècle.....	63
Figure 57 : Evolution du rendement effectif en fonction du nombre d'années d'injection - Forçage climatique de milieu de siècle	65

Figure 58 : Répartition géographique des 19 stations hydrométriques fictives.....	66
Figure 59 : Evolution du module sur la période 1970 - 2009 sur L'Essonne à Buno-Bonnevaux – Illustration du calcul du module moyen pour chaque période d'étude.....	67
Figure 60 : Valeurs moyennes des « 9/10 ^{ème} du module » correspondant à chacun des contextes climatiques moyens	67
Figure 61 : Valeurs moyennes des « 9/10 ^{ème} du module » pour les stations hydrométriques fictives du secteur de la Brie (forçage climatique moyen actuel)	68
Figure 62 : Valeurs moyennes des « 9/10 ^{ème} du module » pour les stations hydrométriques fictives du secteur Nord-Marne (forçage climatique moyen actuel)	68
Figure 63 : Schéma simplifié d'une réalimentation de nappe par injection superficielle gravitaire	71
Figure 64 : Photographie d'un bassin de ré-infiltration en nappe	72
Figure 65 : Schéma d'une injection et reprise	72
Figure 66 : Ouvrages d'ASR aux Etats-Unis en juillet 2003	73
Figure 67 : Schématisation du principe de l'ASTR	73
Figure 68 : Schématisation d'un tertre d'infiltration	77
Figure 69 : Profil de "relèvement" type induit par l'injection d'un débit en nappe	79
Figure 70 : Schématisation du principe de la barrière hydraulique au niveau du champ captant de Crepieux-Charmy	82
Figure 71 : Localisations relatives du champ captant et des bassins d'infiltrations par rapport au Canal de Miribel	83
Figure 72 : Résultats de modélisation 2D de l'infiltration via la méthode du simple anneau.....	83
Figure 73 : Caractérisation de l'hétérogénéité verticale de la zone non saturée	84
Figure 74 : Evolution temporelle comparée des débits d'alimentation et des hauteurs d'eau dans le bassin.....	84
Figure 75 : Délimitation du domaine modélisé	85
Figure 76 : Récapitulatif de la phase de caractérisation des paramètres hydrogéologiques et hydrodynamiques du fond du bassin et de l'aquifère	85
Figure 77 : Comparaisons des hauteurs d'eau observées et simulées dans le bassin et résultats de simulation de remontée de nappe.....	86
Figure 78 : Résultats de simulation vis-à-vis de la protection du champ captant de Crepieux-Charmy	86
Figure 79 : Schéma du champ captant de Croissy	87
Figure 80 : Réalimentation artificielle de la Moulle en fonction du niveau de la nappe.....	88
Figure 81 : Schéma de l'alimentation artificielle de Donzère-Mondragon	89
Figure 82 : Illustration de formations de poches d'air dans le cas de recharge par injection	90
Figure 83 : Répartition géographique des principaux sites de recharge artificielle des nappes	90
Figure 84 : Utilisation conjointes des eaux souterraines et eaux de surface.....	92
Figure 85 : Exploitation de l'aquifère de la basse vallée et du delta du Llobregat.....	93
Figure 86 : Localisation des 3 barrières d'injection	94
Figure 87 : Evolution du volume injecté dans la barrière West Coast bassin de 1995 et 1997.....	94

Tableaux :

Tableau 1 : Gammes de transmissivités déterminées après calage du modèle sur les deux couches cibles de l'injection.....	19
Tableau 2 : Gammes de coefficients d'emmagasinement déterminées après calage du modèle sur les deux couches cibles de l'injection.....	19
Tableau 3 : Paramètres de simulations de sensibilité au débit d'injection.....	33
Tableau 4 : Paramètres de simulations de sensibilité à la durée d'injection	33
Tableau 5 : Paramètres de simulations des simulations avec arrêt d'injection	33

Tableau 6 : Gamme de débits de pompage simulés	41
Tableau 7 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Zone d'étude de la Brie	46
Tableau 8 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Zone d'étude de la Beauce.....	46
Tableau 9 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Zone d'étude Nord-Marne	46
Tableau 10 : Années hydrologiques sélectionnées correspondant à chacun des deux nouveaux contextes climatiques testés.....	48
Tableau 11 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Forçage climatique de milieu de siècle	60
Tableau 12 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Forçage climatique de fin de siècle	60
Tableau 13 : Evolution du rendement en fonction du débit de pompage – Simulation à l'échelle annuelle – Forçage climatique actuel ACT	64
Tableau 14 : Evolution du rendement en fonction du débit de pompage – Simulation à l'échelle annuelle – Forçage climatique de milieu de siècle MS.....	64
Tableau 15 : Evolution du rendement en fonction du débit de pompage – Simulation à l'échelle annuelle – Forçage climatique de fin de siècle FS	64
Tableau 16 : Evolution des valeurs de rendements effectifs en fonction du nombre d'années d'injection.....	65
Tableau 17 : Tableau comparatif des avantages et inconvénients des deux techniques majoritaires de recharge artificielle des nappes.....	74
Tableau 18 : Caractéristiques des différentes alternatives de recharge artificielle des aquifères par infiltration ...	75
Tableau 19 : Caractéristiques du site de Croissy	87
Tableau 20 : Caractéristiques du site de la Moulle	88
Tableau 21 : Caractéristiques de quelques sites de recharges artificielles des nappes	91
Tableau 22 : Caractéristiques du site de Barcelone	92
Tableau 23: Caractéristiques du site du West Coast Basin Barrier Project.....	93

Planches : *Evolutions temporelles des débits différentiels enregistrés à la station aval de la zone d'étude en fonction du débit d'injection, de la durée annuelle d'injection. Evolution lors d'arrêt d'injection - Evolutions temporelles comparées des volumes totaux cumulés injectés (traits fins) et drainés (traits épais) en fonction du débit d'injection, de la durée annuelle d'injection. Evolution lors d'arrêt d'injection*

Planche 1 : Zone « Brie ».....	35
Planche 2 : Zone « Beauce ».....	36
Planche 3 : Zone « Nord-Marne ».....	37

CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

Les récentes études effectuées sur le bassin de la Seine, concernant l'impact du changement climatique (projet « RExHySS »¹ – Impact du changement climatique sur les Ressources en eau et les Extrêmes Hydrologiques dans les bassins de la Seine et de la Somme – complétées par les résultats du projet « Explore 2070 »²) initié par le ministère en charge de l'écologie ont globalement mis en évidence les perspectives suivantes pour les décennies à venir :

- une baisse importante et significative des précipitations estivales et à un degré moindre, mais significatif, des précipitations hivernales,
- une évapotranspiration potentielle (ETP) qui augmente significativement (+16 % en moyenne à l'horizon 2050, +23% à l'horizon 2100),
- une réponse régionale du changement climatique déjà très marquée dès les années 2050,
- des conditions climatiques qui diminuent sensiblement la recharge des formations aquifères (baisse estimée à 20 % en milieu de siècle et près de 30 % en fin de siècle). Quantitativement, à l'échelle du bassin de la Seine, ce déficit d'alimentation des formations aquifères représente environ le double de ce qui y est prélevé en nappe à ce jour sur ce même bassin,
- une baisse des niveaux piézométriques de l'ensemble des formations aquifères du bassin et, en conséquence directe, une diminution du débit de base des cours d'eau. Ainsi, les débits des rivières seraient en baisse, en moyenne annuelle et en toute saison (basses et hautes eaux), ce qui aurait également des impacts négatifs sur la qualité des cours d'eau.

Ces résultats, relativement alarmants, incitent à étudier la faisabilité de solutions de limitation d'impact des effets du changement climatique à moyen et long terme sur la ressource en eau souterraine, dans le cadre des mesures s'adaptant au changement climatique.

Le stockage en nappes semi-profondes, par recharge artificielle, fait partie des pistes que nous proposons ici de défricher. Les méthodes de réalimentation artificielle sont en effet perçues comme étant une alternative pour pérenniser un niveau correct des nappes afin que celles-ci puissent continuer à être exploitables, même dans des contextes d'utilisation et/ou climatiques critiques.

Envisager ce type de stockage pourrait en effet être une alternative intéressante à la réalisation d'ouvrages de stockage en surface pour limiter l'impact des effets du changement climatique à moyen et long terme sur la ressource en eau et les écosystèmes aquatiques. La présente étude, à caractère exploratoire, s'inscrit dans le cadre des mesures visées au Plan National d'Adaptation au Changement Climatique. Elle a pour objectif de tester strictement sur le plan hydrodynamique, la faisabilité de ce type d'adaptation, sachant que d'autres aspects devront être développés éventuellement par ailleurs (notamment les aspects économiques et ceux relatifs à la qualité des eaux souterraines).

Le processus de réalimentation artificielle d'un aquifère consiste à y introduire une quantité d'eau supérieure à celle qui y parviendrait sur la seule base d'un fonctionnement naturel. Le plus souvent, l'objectif final de la mise en œuvre de ce type de techniques est de parvenir à une gestion active de l'aquifère cible.

D'une façon générale, le recours à ce procédé, comme il est mentionné en annexe, peut admettre diverses variantes et se faire via l'utilisation d'eau de rivière, d'eau pluviale ou d'eaux traitées issues des stations d'épuration. Dans un cadre général, les objectifs à atteindre peuvent, à terme, permettre de :

- bénéficier d'une ressource immédiatement disponible en cas d'accroissement des besoins (technique particulièrement adaptée lorsque l'alimentation en eau potable d'une ville dépend essentiellement d'une nappe phréatique qui tend à s'épuiser ou encore d'une rivière présentant un risque de pollution non prévisible),
- épurer l'eau par voie naturelle via la zone non saturée, permettant son utilisation ultérieure pour l'AEP,
- tamponner une baisse du niveau piézométrique liée à la surexploitation locale,

¹ DUCHARNE A., HABETS F., DEQUE M., EVAUX L., HACHOUR A., LEPAILLIER A., LEPELLETIER T., MARTIN E., OUDIN L., PAGE C., RIBSTEIN P., SAUQUET E., THIERY D., TERRAY L., VIENNOT P., BOE J., BOURQUI M., CRESPI O., GASCOIN S., RIEU J., 2009. *Projet RExHySS - Impact du changement climatique sur les Ressources en eau et les Extrêmes Hydrologiques dans les bassins de la Seine et la Somme*

² VIENNOT P., HABETS F., 2012. *Explore 2070, Eau et Changement Climatique - Rapport final : le bassin de la Seine*

- diluer les contaminants et ainsi améliorer la qualité de l'eau souterraine par injection d'une eau de meilleure qualité que l'eau native,
- diminuer les frais de stockage de l'eau et les pertes d'eau liées à l'évaporation comparativement aux infrastructures nécessaires à du stockage de surface,
- maintenir et/ou soutenir le débit des cours d'eau.

Il existe de nombreuses méthodes d'alimentation artificielle d'un aquifère. Celles-ci peuvent être classées en deux principales catégories: celles ayant recours à une injection directe en aquifère (sous pression) et celles basées sur l'infiltration vers un aquifère à nappe sans couverture imperméable (libre) et de faible profondeur (infiltration gravitaire).

La présente étude se focalise uniquement sur la faisabilité hydrodynamique de cas d'injections sous pression (forcée). Les sites investigués sont au nombre de trois et ont été sélectionnés dans des secteurs comprenant des formations relativement profondes et étant le moins possible connectées directement avec les cours d'eau. En effet, le drainage des nappes par ces derniers est le principal problème pouvant éventuellement limiter le rendement d'un surstockage.

Ces secteurs sont chacun, implantés sur un domaine hydrogéologique caractéristique du bassin parisien (le Nord de l'Île-de-France aux confins de la Picardie, la Brie et la Beauce).

Une revue bibliographique de l'état de l'art des modes d'infiltration et les contraintes afférentes a été conduite. Cependant, elle a été reportée en annexe (page 70) afin de ne pas alourdir la lecture du présent rapport en marge de son objectif principal: évaluer la pertinence hydrodynamique de ce type de stockage. A cet effet, il a été utilisé l'outil que MINES ParisTech/Armines, par le biais de son centre de géosciences a développé, dans le cadre du programme PIREN-Seine : le modèle mathématique du fonctionnement hydrogéologique du bassin de la Seine.

Initialement mis en place par E. Gomez dans le cadre de sa thèse³ (2002), ce modèle a été mis à jour en 2008, à la demande de la DRIEE Île-de-France, par une discrétisation verticale des formations du Tertiaire. Cette première version a tout d'abord consisté à individualiser les formations Oligocène (calcaires de Beauce, calcaires de Brie et sables de Fontainebleau) ainsi que les formations Eocène (calcaires du Champigny, Lutétien-Yprésien et Thanétien). Les géométries de ces horizons (extensions latérales, cotes des murs et toits, etc.) ont été précisées à partir des données structurales acquises par la DRIEE auprès du BRGM. Cette mise à jour a permis également d'intégrer de façon explicite, et ce, sur tout le bassin, l'ensemble des prélèvements anthropiques effectués en nappe. Cette version du modèle est actuellement mise à disposition et utilisée par la DRIEE. Le rapport descriptif et son utilisation pour la simulation des effets des prélèvements anthropiques⁴ est disponible sur le site de la DRIEE.

Dans le cadre de la présente étude, le modèle utilisé, dit « *modèle Tertiaire* », couvre l'ensemble des formations d'âge Tertiaire du bassin de Paris. Une discrétisation verticale plus fine encore que celle retenue dans le modèle de 2008 permet de prendre en compte un nombre plus important de formations géologiques mais également de représenter explicitement les formations semi-perméables. Le descriptif détaillé ainsi que la phase de calage de cette version du modèle ne font pas partie du présent rapport mais sont développés dans la référence⁽⁵⁾.

A noter que ce modèle est également utilisé par ailleurs en tant que vecteur hydraulique à la dissémination des pollutions diffuses d'origine agricole dans le bassin (nitrates, pesticides).

Cette étude à caractère exploratoire, s'inscrit dans le cadre des mesures visées au Plan National d'Adaptation au Changement Climatique. Les simulations ont donc été faites sous climats présent et à venir, de façon à tenir compte des modifications futures des conditions hydrodynamiques, notamment de drainage des nappes par les cours d'eau. Par ailleurs deux types de situation de crise potentielle et de réponse par surstockage/repompage ont été prises en compte par des simulations à deux échelles de temps : pluriannuelle et annuelle.

³ GOMEZ E., 2002. *Modélisation intégrée du transfert de nitrates à l'échelle régionale dans un système hydrologique – Application au bassin de la Seine*, Thèse, Ecole des Mines de Paris

⁴ VIENNOT P., LEDOUX E., 2009. *Influence de l'augmentation des prélèvements anthropiques sur le fonctionnement hydrodynamique du bassin de la Seine*. http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Influence_de_l_augmentation_des_prelevements_ele53f73a.pdf

⁵ VIENNOT P., ABASQ L., 2013. *Modélisation des écoulements et des pollutions nitrées dans les formations tertiaires du Bassin Parisien - Méthodologie et résultats du calage*

1. Principe du modèle MODCOU

La Figure 1 présente le principe général du modèle hydrogéologique MODCOU ici utilisé. Il consiste, comme son nom le suggère, en un couplage des écoulements de surface et souterrains afin de reproduire au pas de temps journalier, à la fois, les débits aux rivières simulés et les piézométries dans les aquifères modélisés.

Globalement, le modèle de surface assure le bilan hydrique des eaux météoriques entre évaporation, ruissellement et infiltration tandis que le modèle souterrain assure le transfert dans les formations aquifères et les échanges nappes-rivières, les deux étant connectés par un module supplémentaire permettant de rendre compte des transferts d'eau en domaine non saturé.

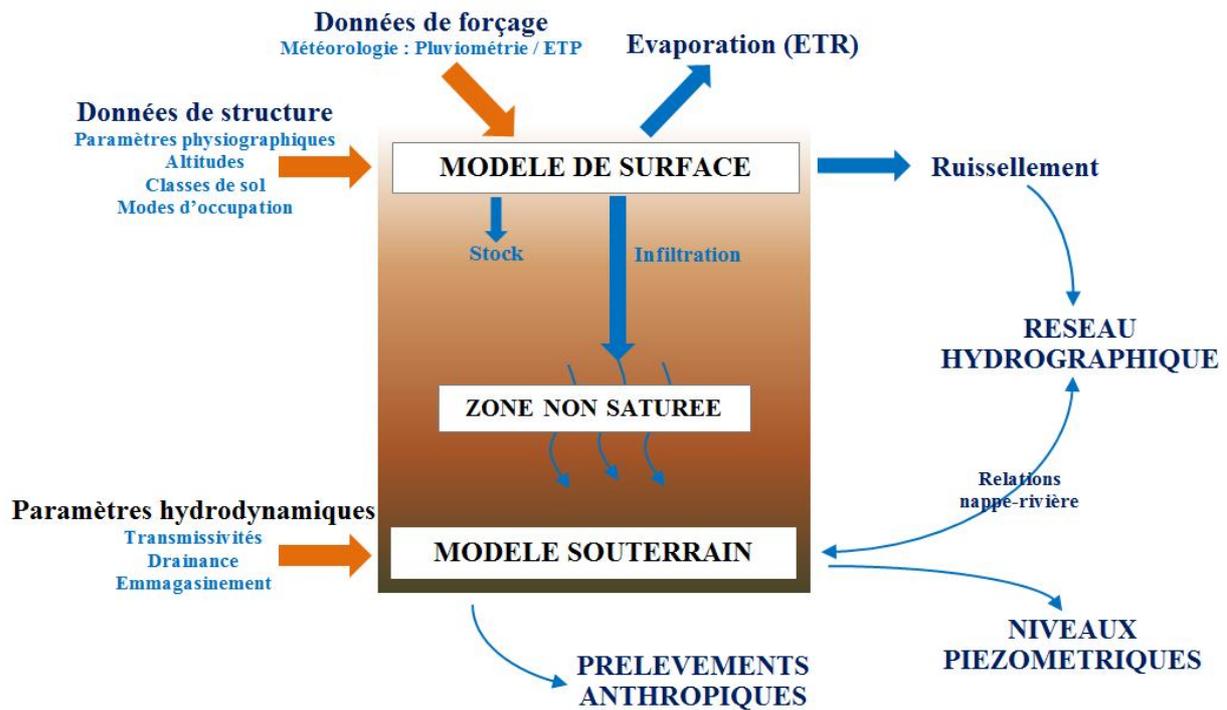


Figure 1 : Principe général du modèle hydrogéologique couplé MODCOU

Le modèle est discrétisé en une structure multicouche (cf. Figure 2) utilisant le principe des mailles carrées emboîtées, auxquelles sont rattachées les caractéristiques du domaine (direction de drainage, altitude, distribution des zones de production pour les mailles de surface - transmissivité, drainance, coefficient d'emmagasinement pour les mailles des couches souterraines).

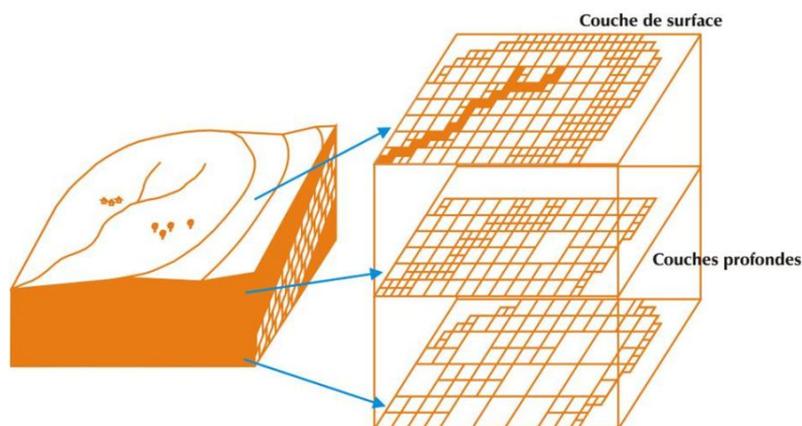


Figure 2 : Discretisation spatiale en couches et mailles carrées emboîtées

1.1. Modélisation des écoulements souterrains (écoulements en nappe)

Les écoulements en nappe modélisés sont purement horizontaux (hypothèse de Dupuit) et sont, de ce fait, régis par l'équation de diffusivité, laquelle s'exprime de la façon suivante :

$$\operatorname{div} (T \overrightarrow{\operatorname{grad}} h) = Q + S \frac{\partial h}{\partial t}$$

Où :

- T est la transmissivité du milieu poreux (en m^2/s),
- h , la charge hydraulique (en m),
- Q , le débit surfacique prélevé ou injecté (en m^3/s),
- S , le coefficient d'emmagasinement (adimensionnel).

Cette équation est valable pour les nappes captives, ainsi que pour les nappes libres lorsque la variabilité spatiale de la charge hydraulique n'est pas trop importante. La résolution numérique de cette équation par la méthode des différences finies consiste en une discrétisation de ses différents termes grâce à un découpage du domaine modélisé en mailles carrées. Chaque maille i du modèle possède des propriétés hydrodynamiques homogènes (T_i et S_i) et les valeurs de la fonction charge hydraulique (H_i) sont calculées en chacune de ces mailles. La discrétisation de l'équation de diffusivité, pour la maille i s'écrit alors :

$$T_N(H_N - H_i) + T_E(H_E - H_i) + T_S(H_S - H_i) + T_W(H_W - H_i) = Q_i + a^2 S_i \frac{\partial H_i}{\partial t}$$

Où :

- T_N, T_E, T_S et T_W sont les transmissivités des mailles adjacentes à la maille i , situées respectivement au Nord, à l'Est, au Sud et à l'Ouest de celle-ci,
- H_N, H_E, H_S, H_W , les cotes piézométriques dans ces mailles adjacentes respectives,
- H_i , la cote piézométrique dans la maille i ,
- Q_i , le débit surfacique entrant ou sortant en maille i ,
- S_i , le coefficient d'emmagasinement de la maille i ,
- a , la longueur du côté de la maille i .

La résolution de cette équation discrétisée s'appuie sur la connaissance des conditions aux limites (débits ou potentiels imposés). Après calcul, la hauteur piézométrique en chaque maille du modèle est alors déterminée.

1.2. Modélisation des écoulements superficiels

Chaque maille de surface reçoit une certaine quantité d'eau déduite des données météorologiques (précipitations) à chaque pas de temps. Cette lame d'eau disponible au sol est répartie entre une lame d'eau évapotranspirée et une lame d'eau disponible pour l'écoulement. Cette dernière est elle-même répartie entre infiltration et ruissellement grâce à un modèle à réservoirs paramétré par les fonctions de production (cf. Figure 3) qui permettent de tenir compte de la nature géologique et de l'occupation du sol.

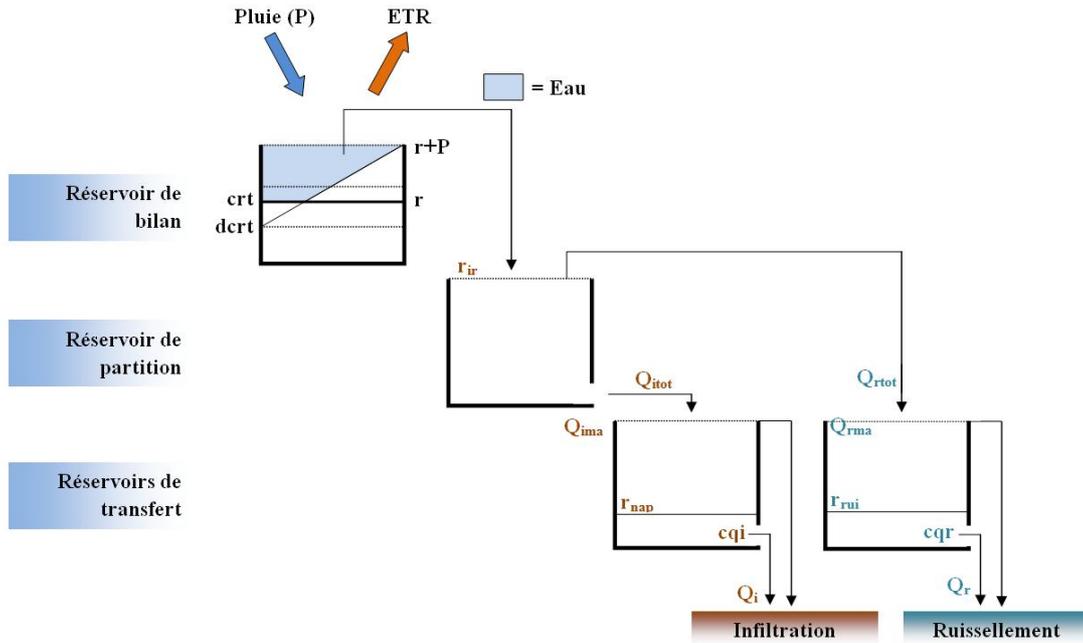


Figure 3 : Principe général des fonctions de production

Ce modèle à réservoir correspond à la représentation d'écoulements dits *hortoniens* : les sols possèdent une certaine capacité d'infiltration qui, lorsqu'elle est dépassée donne lieu à du ruissellement de surface. En sortie de ce modèle, on dispose donc, pour chaque maille de surface, d'une lame d'eau ruisselée sur cette maille ainsi que d'une lame d'eau infiltrée. Celles ruisselées sont transférées au réseau hydrographique par isochronisme (Golaz *et al.*, 1998). En d'autres termes, chaque zone isochrone d'un sous bassin est caractérisée par le temps que met la lame d'eau ruisselée sur cette zone pour atteindre la maille rivière exutoire du sous-bassin. La lame d'eau ruisselée arrivant à la maille de rivière i au temps t est alors donnée par la formule :

$$Qr_i(t) = \sum_{k=0}^{K-1} \left(\sum_{j=1}^{N_k} qr_j(t - kdt) \right)$$

Où :

- K est le nombre de zones isochrone du sous-bassin,
- N_k , le nombre de mailles de la zone isochrone k ,
- $qr_j(t - kdt)$, la lame d'eau ruisselée sur la maille j au temps $(t - kdt)$, dt étant le pas de temps de calcul.

Le transfert des lames d'eau au sein du réseau hydrographique est assuré par un découpage en biefs de ce réseau. Chaque bief est constitué d'une zone isochrone, c'est-à-dire d'un ensemble de mailles rivières dont la lame d'eau va mettre le même temps à atteindre l'exutoire du bassin. A un instant donné, le volume d'eau s'écoulant d'un bief vers le bief aval est donné par l'expression Vx_{kb} où x_{kb} est le coefficient de vidange du bief et V , le volume d'eau contenu dans le bief. Le volume d'eau dans un bief i au temps $t + dt$ est donc égal au volume dans ce bief au temps t moins le volume vidangé entre t et $t + dt$, auquel il faut ajouter les volumes vidangés au niveau des biefs situés en amont direct de i . Ce volume est ainsi donné par l'expression :

$$V_i(t + dt) = (1 - x_{kbi}) * (V_i(t) + Q_{ri}(t) + Q_{nap-i}(t)) + \sum_{j=1}^N x_{kbj} (V_j(t) + Q_{rj}(t) + Q_{nap-j}(t))$$

Où :

- $V_k(t)$ est le volume d'eau contenu dans le bief k au temps t ,
- $Q_{rk}(t)$, la lame d'eau ruisselée parvenant au bief k entre t et $t + dt$,
- $Q_{nap-k}(t)$, la lame d'eau échangée avec le domaine souterrain sur le bief k entre t et $t + dt$.

1.3. Transfert des lames d'eau infiltrées en zone non saturée

Un modèle supplémentaire est utilisé lors de la modélisation dans le cas où des épaisseurs de zone non saturée non négligeables existent. Ce module (dit module « *Nonsat* ») utilise en entrée les données de recharge efficace calculées par le module de surface et y applique un modèle en cascade de Nash (cf. Figure 4) qui introduit un retard à l'arrivée de ces lames d'eau dans la nappe.

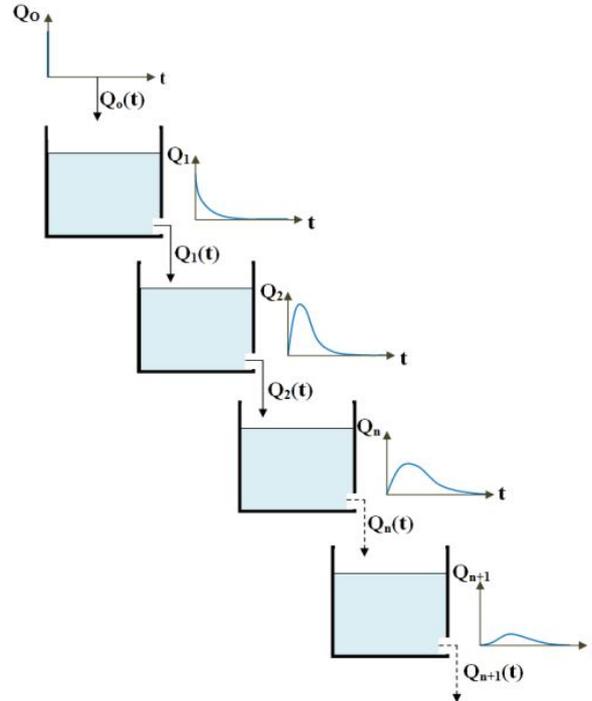


Figure 4 : Principe du modèle à réservoirs en cascade de Nash

Ce modèle utilise pour chaque maille où se produit l'infiltration deux paramètres : le nombre de réservoirs (N) et le temps de délai de ces réservoirs (T). Le débit en sortie du $N_i^{ème}$ réservoir au temps t résultant d'un débit d'infiltration dQ dans le premier réservoir au temps τ inférieur à t est issu de la formule :

$$Q_N(t) = \frac{dQ(\tau)}{\tau(N-1)!} \left(\frac{t-\tau}{T}\right)^{N-1} \exp\left(-\frac{t-\tau}{T}\right)$$

Le nombre de réservoirs utilisés est fonction de l'épaisseur de la zone non saturée, et le temps de délai dépend de la nature lithologique de la zone non saturée. En sortie de ce module, on dispose d'un fichier d'entrée utilisable par MODCOU contenant les lames d'eau ruisselées inchangées et les lames d'eau infiltrées parvenant au domaine souterrain saturé à chaque pas de temps prenant en compte le transfert en domaine non saturé.

1.4. Echanges entre le domaine de surface et le domaine souterrain

Les échanges entre la surface et le souterrain ont lieu d'une part, au niveau de toutes les mailles de surface connectées à une maille souterraine sous-jacente grâce au transfert des lames d'eau infiltrées de la surface vers le souterrain, et d'autre part au niveau des mailles rivières par la prise en compte des échanges nappe-rivière. Ces derniers peuvent s'effectuer dans les deux sens. Dans le cas où la nappe et la rivière sont hydrauliquement connectées, le débit Q transitant de l'une à l'autre est égal à :

$$Q = \max(T_p(H - H_0), Q_{riv}, Q_{lim})$$

Où :

- H est la cote piézométrique dans la nappe (en m),
- H_0 , le niveau de l'eau dans la rivière (en m),
- T_p , le coefficient de transfert nappe-rivière dépendant de la nature et de l'état du lit (adimensionnel).

Lorsque la nappe est alimentée par la rivière (ce qui équivaut à la condition $H < H_0$), le débit est alors négatif et est limité à la fois par le débit disponible en rivière (Q_{riv}) et le débit limite associé à la conductivité hydraulique du lit (Q_{lim}). Dans le cas contraire (déconnexion hydraulique), le débit d'infiltration est imposé égal au débit limite Q_0 pouvant s'infiltrer (cf. Figure 5). Dans tous les cas, le débit échangé est limité par la capacité d'infiltration du lit de la rivière, ainsi que par le volume d'eau disponible dans la maille rivière.

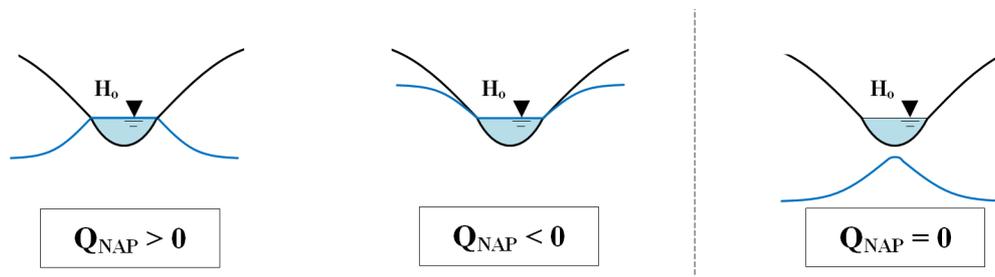


Figure 5 : Différents cas d'échanges hydrauliques entre nappe et rivière

2. Présentation des caractéristiques générales du modèle

2.1. Surface et extension du modèle

L'extension de cette version du modèle s'appuie sur des limites naturelles ou hydrauliques (cf. Figure 6). Le modèle est circonscrit par les limites d'affleurement du Tertiaire, des fleuves ou rivières comme la Seine ou l'Eure et des limites piézométriques. On couvre ainsi une surface modélisée de 23 152 km² répartie sur 99 725 mailles de surface.

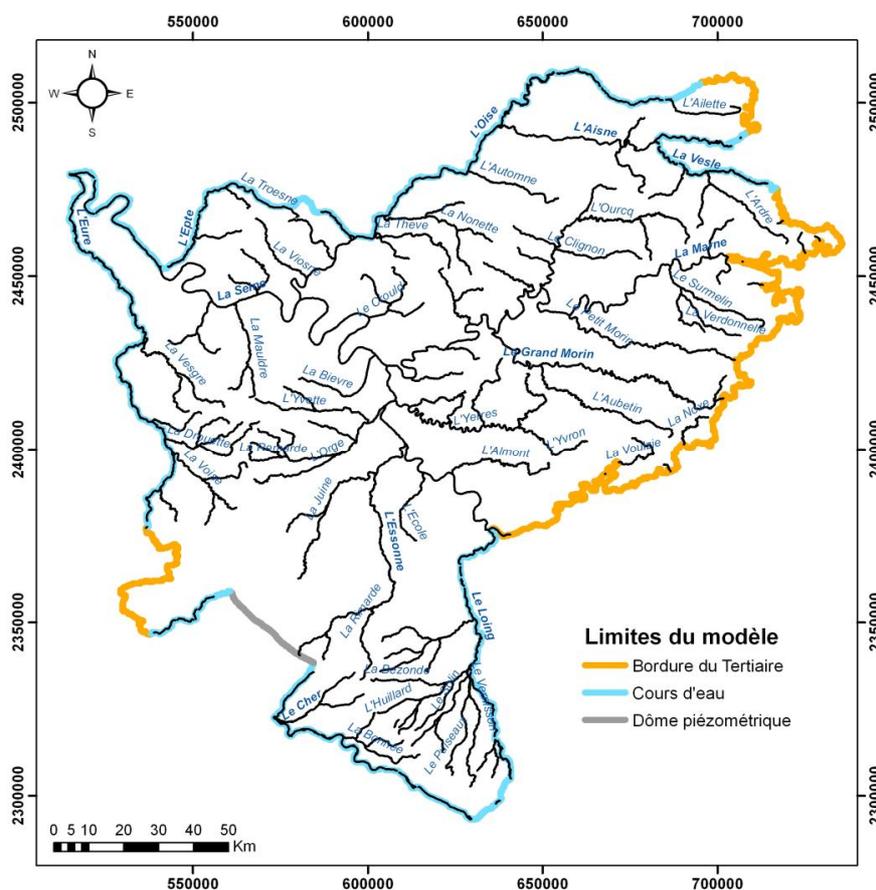


Figure 6 : Limites d'extension du modèle

2.2. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique a été créé à partir d'un MNT IGN possédant une discrétisation horizontale de 50 m et verticale de 1 m. Il a été corrigé pour s'approcher le plus possible du réseau hydrographique *Carthage*. Au sein du modèle, une maille du modèle est considérée comme « rivière » lorsque la surface drainée par cette maille est supérieure ou égale à 12 km².

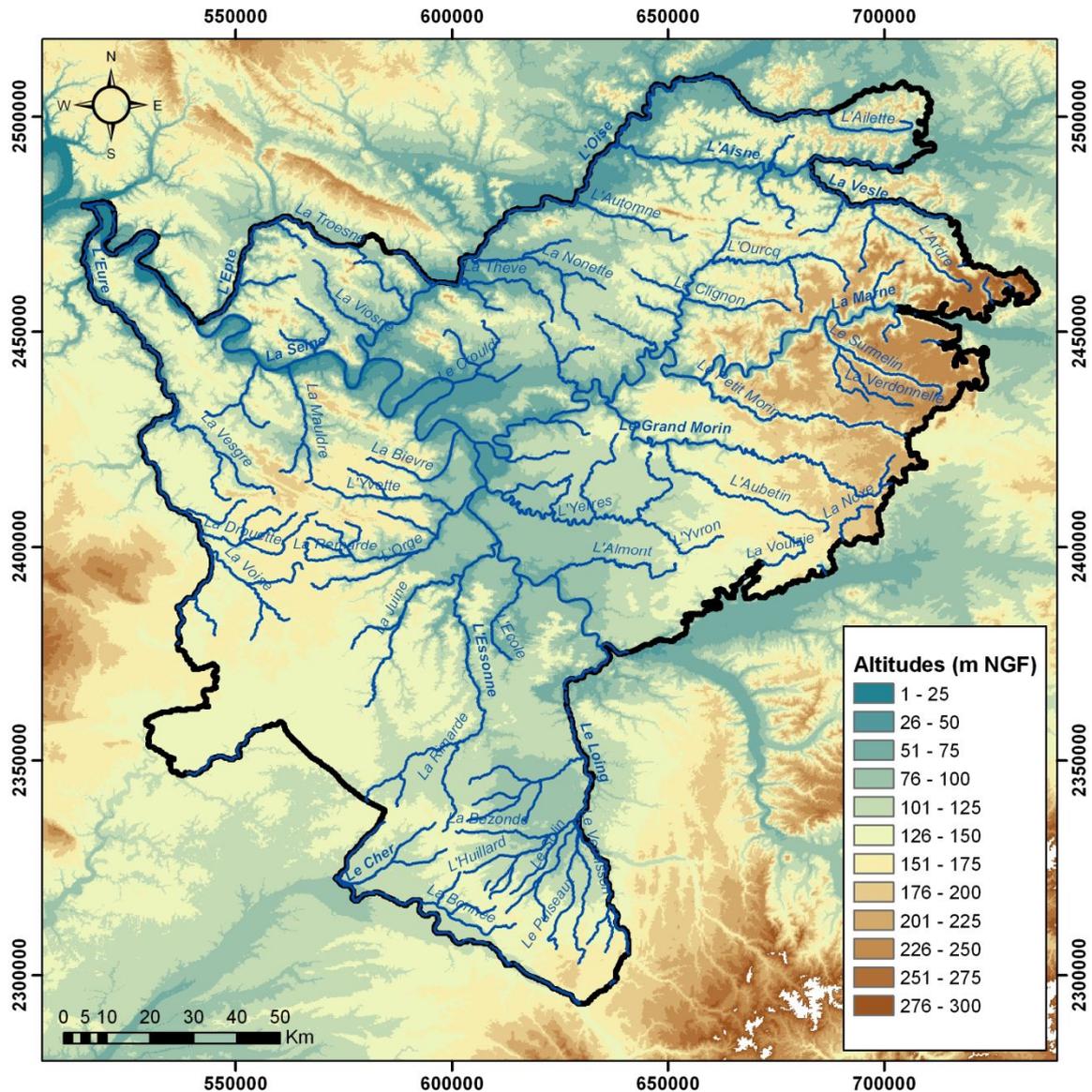


Figure 7 : Réseau hydrographique principal et topographie de la zone modélisée

Le maillage de surface a été développé à partir de ce réseau hydrographique en prenant comme plus petite taille de maille 250 m de côté pour la plupart des mailles « rivière » et les limites de bassin versant, et comme taille maximale 2 km de côté. Le maillage de surface obtenu dénombre au final 18 218 mailles rivières.

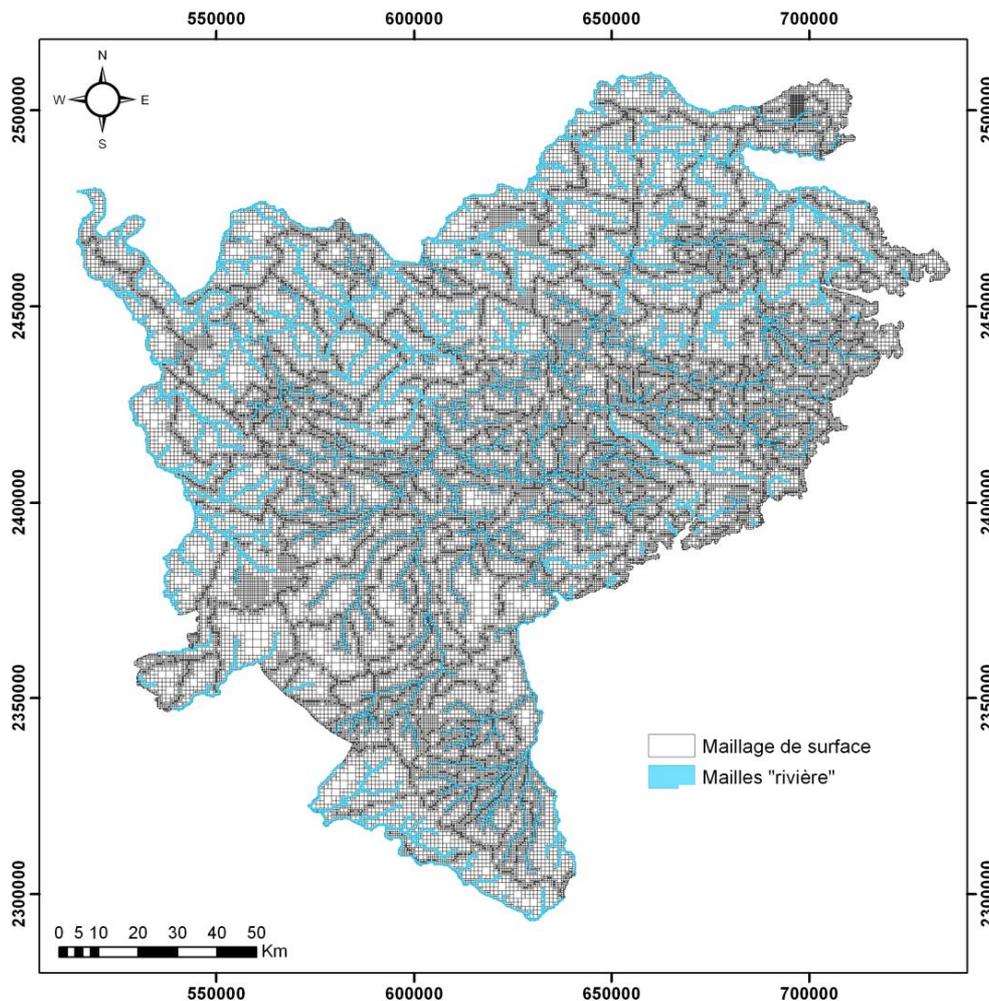


Figure 8 : Maillage de surface (les mailles « rivières » sont matérialisées en bleu)

2.3. Présentation des caractéristiques du domaine souterrain

Le modèle compte 17 couches dont 7 semi-perméables, permettant de mieux prendre en compte le phénomène de compartimentation des aquifères. La craie du Crétacé Supérieur n'est modélisée que sur la partie Nord-Ouest du bassin. Le Paléocène est représenté par le Thanétien, l'Eocène est divisé en 8 couches (Sparnacien, Cuisien, argiles de Laon, calcaires du Lutétien, marnes et caillasses, calcaires de Saint-Ouen, marnes Infragypseuses et calcaires de Champigny). L'Oligocène est ensuite composé de 5 couches, avec les marnes Vertes, les sables de Fontainebleau (incluant les calcaires de Brie), les calcaires d'Etampes, et la molasse du Gâtinais. Les calcaires de Pithiviers, les marnes de Blamont et l'ensemble détritique de Sologne représentent le Miocène.

Comme précédemment évoqué, la géométrie des formations souterraines prises en compte a été obtenue à partir de données structurales provenant du BRGM. Deux couches (les marnes et caillasses du Lutétien et les argiles de Laon) ont été ajoutées à celles fournies à partir de données d'épaisseurs collectées sur *InfoTerre*⁶. Cinq autres (l'ensemble détritique de Sologne, les marnes de Blamont, les calcaires de Pithiviers, la molasse du Gâtinais et les calcaires d'Etampes) ont été déterminées à partir des données d'une étude précédemment réalisée sur la Beauce⁷.

Les Figure 9 et Figure 10 représentent l'ensemble des couches géologiques comprises dans le modèle.

⁶ INFORTERRE, *Le visualiseur de données géoscientifiques*, <http://infoterre.brgm.fr/>

⁷ MARTIN J-C., 2000, *Etudes préalables à la réalisation d'un modèle de gestion de la nappe de Beauce – Caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère, mesures de la transmissivité et du coefficient d'emmagasinement*, BRGM/RP-50348-FR

Miocène	Burdigalien	ensemble détritique de Sologne
	Aquitanien	<i>marnes de Blamont</i>
Oligocène	Stampien	<i>calcaires de Pithiviers</i>
		<i>molasse du Gâtinais</i>
		calcaires d'Etampes
	Sannoisien	<i>sables de Fontainebleau et calcaires de Brie</i>
Eocène	Bartonien Sup.	calcaires de Champigny
		<i>marnes Infragypseuses et à Pholadomya</i>
	Bartonien Inf.	calcaires de Saint-Ouen et sables de l'Auversien
	Lutétien	<i>marnes et caillasses du Lutétien</i>
		calcaires du Lutétien
		<i>argiles de Laon</i>
	Yprésien	sables du Cuisien
<i>argiles du Sparnacien</i>		
Paléocène	Thanétien	calcaires du Thanétien
Crétacé		craie

Figure 9 : Formations géologiques modélisées (les couches semi-perméables sont indiquées en nuances de bleu)

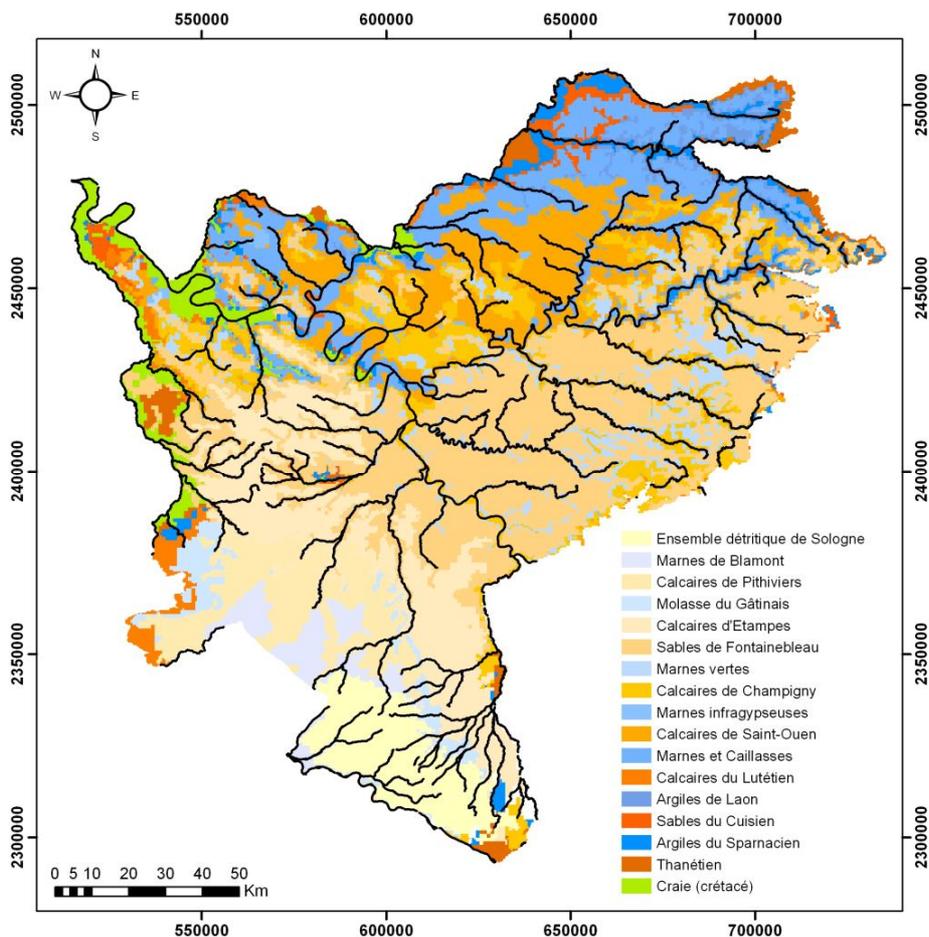


Figure 10 : Superposition des différentes couches du modèle

Comme précédemment évoqué, la craie n'est concrètement définie que sur la partie nord-ouest du modèle, où celle-ci affleure. Les transferts d'eau entre la craie et le Tertiaire sont représentés, sur le reste du domaine, par des flux entrants ou sortants imposés, issus du modèle régional du bassin de la Seine⁸.

2.4. Paramètres de surface du modèle – Fonctions de production

Afin de quantifier le bilan hydrique des précipitations, (partition entre évaporation, infiltration et ruissellement), des fonctions de production représentatives de chaque type de sol sont utilisées. Celles-ci prennent en compte la nature du sol, la nature de la roche mère et l'occupation du sol. 16 fonctions ont ainsi été définies sur le domaine.

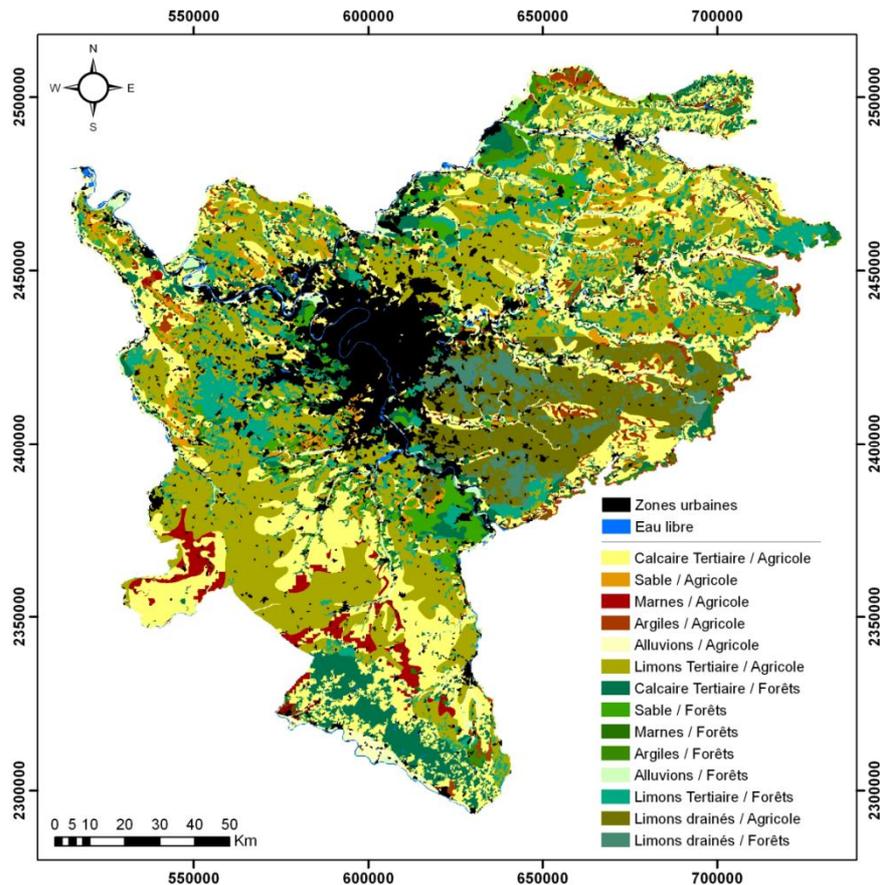


Figure 11 : Répartition spatiale des fonctions de production majoritaires

Les deux termes mentionnés en légende indiquent respectivement, pour chaque fonction de production, la nature géologique et le type d'occupation prédominant du sol. Ces fonctions conditionnent à la fois l'alimentation des aquifères par l'infiltration et d'une partie du débit des rivières par le ruissellement.

2.5. Paramètres et données relatives au domaine souterrain

2.5.1. Transmissivités

Pour la globalité du modèle, ce paramètre a été défini selon la nature des couches, les particularités locales connues et le calage en régime permanent et transitoire sur les points de contrôle (piézomètres). Pour les deux horizons géologiques dans lesquels les simulations d'injections forcées ont été réalisées, les gammes de valeurs obtenues sont celles mentionnées en Tableau 1.

⁸ VIENNOT P., 2009. *Modélisation mathématique du fonctionnement hydrogéologique du bassin de la Seine*, Armines

	Valeur minimale (en m ² /s)	Valeur maximale (en m ² /s)
calcaires du Lutétien	1,0.10 ⁻⁴	6,0.10 ⁻²
sables du Cuisien	8,0.10 ⁻³	9,0.10 ⁻⁴

Tableau 1 : Gammes de transmissivités déterminées après calage du modèle sur les deux couches cibles de l'injection

Ces gammes de valeurs ont été déterminées à partir de perméabilités modulées par l'épaisseur de chaque couche. En effet, le calage des couches profondes est relativement difficile, les mesures des paramètres hydrodynamiques (T, S) étant quasi-inexistantes. L'absence de piézomètres ne permet également pas l'obtention de chroniques permettant d'améliorer le calage de ces horizons.

2.5.2. Emmagasinement

Les coefficients d'emmagasinement permettent de caler la dynamique et l'amplitude des variations piézométriques. Ce paramètre a donc été ajusté en régime transitoire. Pour les couches d'injection, les gammes de valeurs après calage du modèle sont les suivantes.

	Valeur minimale	Valeur maximale
calcaires du Lutétien	1,0.10 ⁻⁴	1,0.10 ⁻²
sables du Cuisien	8,0.10 ⁻³	9,0.10 ⁻⁴

Tableau 2 : Gammes de coefficients d'emmagasinement déterminées après calage du modèle sur les deux couches cibles de l'injection

2.5.3. Drainance verticale entre couches

Le modèle ayant une structure multicouche, le paramètre permettant de régler la quantité d'eau échangée entre deux couches est la drainance. Cette quantité dépend principalement de la nature géologique des deux couches et résulte également d'une phase de calage.

2.5.4. Prélèvements moyens

Les données de prélèvements anthropiques sur le domaine ont été recueillies pour le modèle précédent auprès de l'agence de l'eau Seine-Normandie, de l'ex-DIREN Île-de-France (actuelle *DRIEE*) et de l'association Aquif'Brie, et mis à jour dans la mesure du possible. Les bases de données brutes consistent en un volume annuel renseigné à l'échelle de la commune ou du point, selon les sources et la nature des prélèvements. Le mode de prise en compte des prélèvements par aquifère, dans le modèle est le suivant :

- pour les captages AEP : l'aquifère capté est généralement précisé, ce qui permet d'affiner la prise en compte de ces prélèvements,
- pour les puits agricoles ou industriels : lorsque l'aquifère n'est pas précisé, le prélèvement est supposé dans la couche aquifère la plus proche de la surface. Lorsque plusieurs aquifères sont indiqués, le volume total est réparti sur chaque aquifère en fonction de l'épaisseur de la couche.

Les prélèvements ne sont effectués que lorsque la couche présente une épaisseur mouillée d'au moins 20 mètres. Dans le cas où celle-ci est comprise entre 10 et 20 m, le prélèvement est équitablement réparti entre cette couche et la prochaine couche aquifère rencontrée ayant une épaisseur mouillée d'au moins 10 m. Enfin, dans le cas où l'épaisseur mouillée est inférieure à 10 m, le prélèvement est attribué à la couche aquifère sous-jacente.

Par la suite, dans la totalité des simulations présentées dans les paragraphes suivants, le modèle prend en compte un fichier de prélèvements moyens calculés sur la période 1995-2010, identique pour chaque phase de calcul (mensuelle). On fait donc ici l'hypothèse de prélèvements constants au cours du temps afin de mieux mettre en évidence l'effet des injections et reprises. Les Figure 12 et Figure 13 indiquent les répartitions spatiales des prélèvements moyens pris en compte par le modèle pour les deux couches cibles des simulations d'injection. Dans les deux cas, les fonds de cartes matérialisent les extensions latérales respectives de la couche associée.

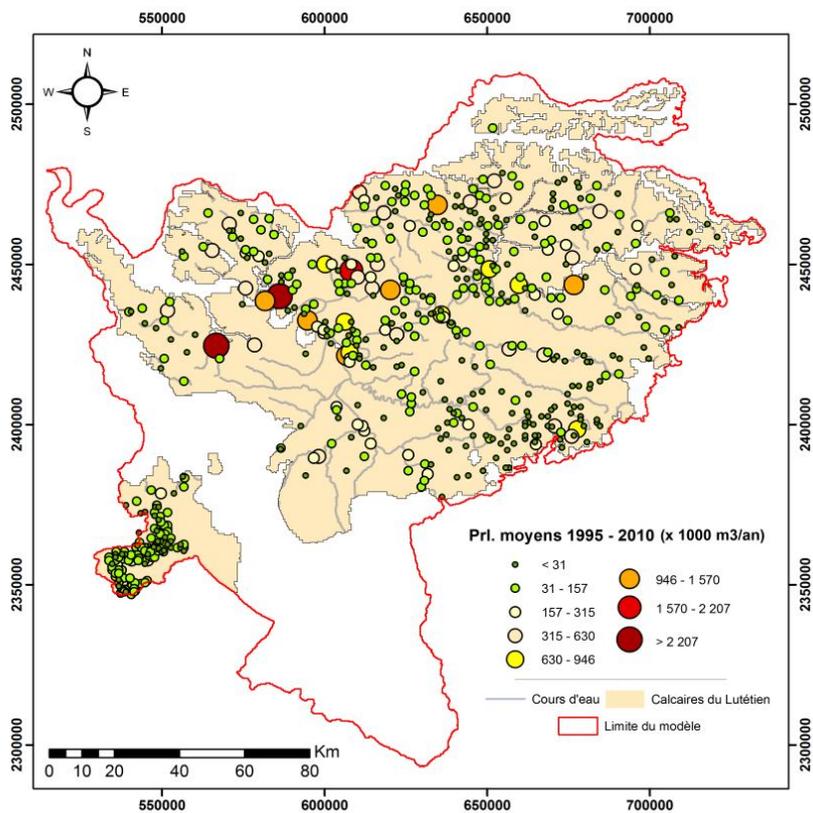


Figure 12 : Répartition spatiale des prélèvements moyens utilisés par le modèle dans la couche des calcaires du Lutétien (en m³/an)

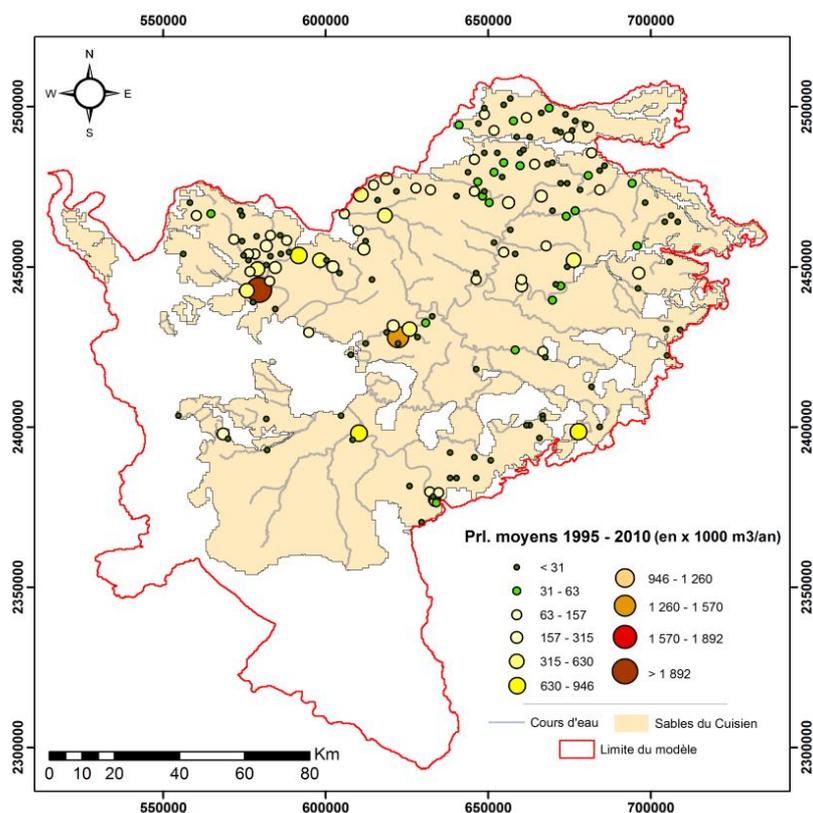


Figure 13 : Répartition spatiale des prélèvements moyens utilisés par le modèle dans la couche des sables du Cuisien (en m³/an)

Au droit de la zone d'étude, l'intégralité des formations de la série géologique présentée en page 17, comprise entre la craie et les sables de Fontainebleau est présente à l'exception des argiles de Laon, mettant ainsi directement en connexion hydraulique les aquifères des sables du Cuisien et des calcaires du Lutétien (cf. Figure 16). De même, les marnes Infragypseuses sont localement absentes, permettant ainsi la communication entre les nappes des calcaires de Saint-Ouen et du Champigny.

Les cours d'eau précédemment cités entaillent les formations aquifères sur des hauteurs variables. Les sables de Fontainebleau et les calcaires de Brie forment des entablements systématiquement séparés par la majorité des cours d'eau, sur l'intégralité du pourtour de la zone. L'Yerres entaille de plus les calcaires de Champigny, mais pas les calcaires Saint-Ouen. Ces derniers ne sont dégagés que par le Grand Morin, sur une grande partie de son linéaire, ainsi que par la Marne.

Les stations fictives de contrôle des débits drainés du secteur de la Brie, sont au nombre de 21. Elles sont positionnées sur l'aval des cours d'eau, de façon à ce que le volume excédentaire drainé enregistré à ces stations soit intégrateur de l'ensemble des pertes possibles de l'amont. La Figure 15 indique leur répartition géographique. Ici, à titre d'exemple, la station n°12, positionnée sur la Seine, joue le rôle de l'exutoire de la zone étudiée, et permettra d'évaluer le volume total drainé par les rivières au cours de la durée de simulation.

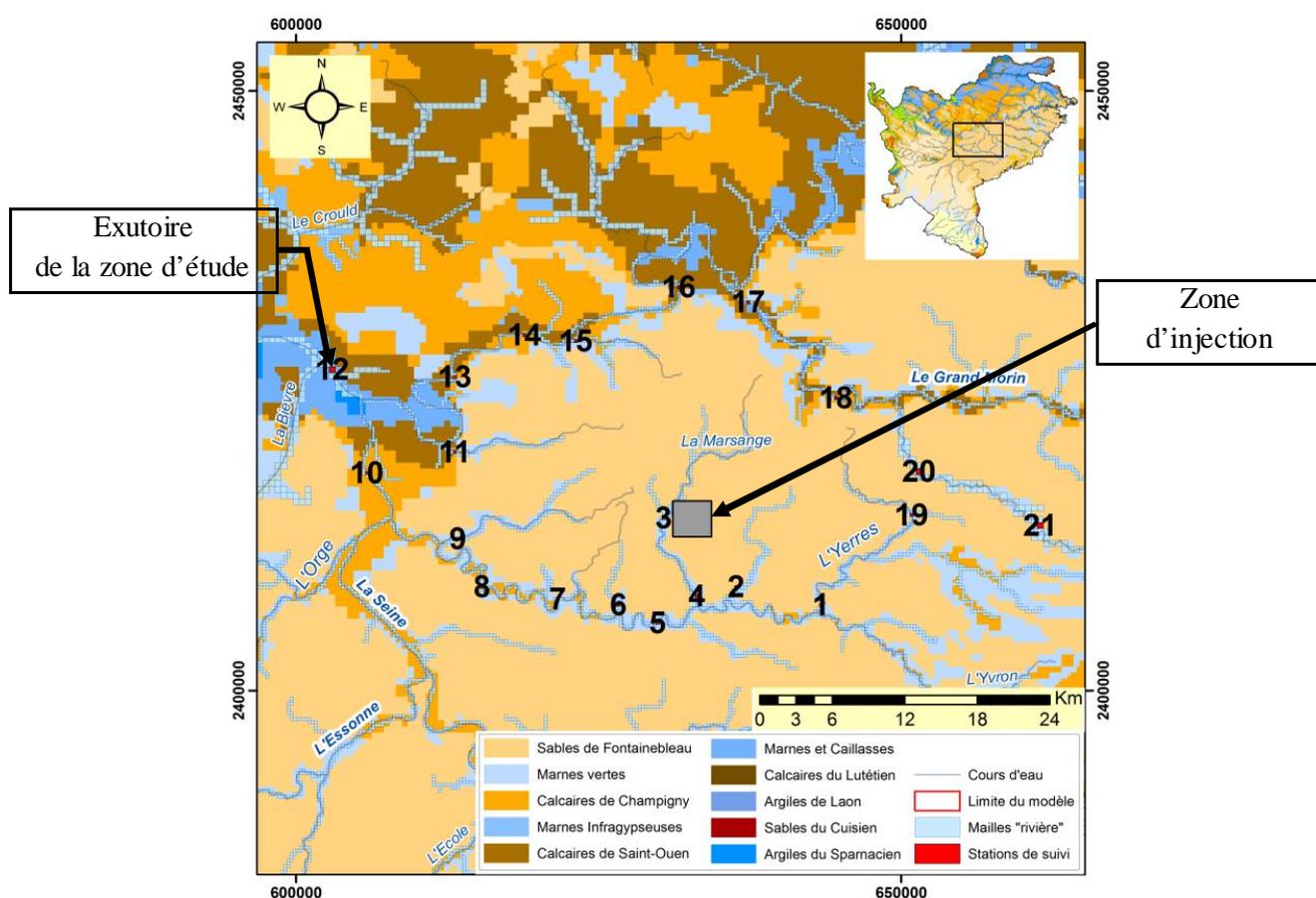


Figure 15 : Configuration géologique et répartition géographique des stations hydrométriques fictives au niveau de la zone « Brie »

La couche cible d'injection est celle des **calcaires du Lutétien**. La Figure 17 présente la carte d'iso-épaisseur de ces calcaires à l'aplomb de la zone d'injection. L'épaisseur moyenne y est d'environ 30 m. A cet endroit, la nappe y est captive.

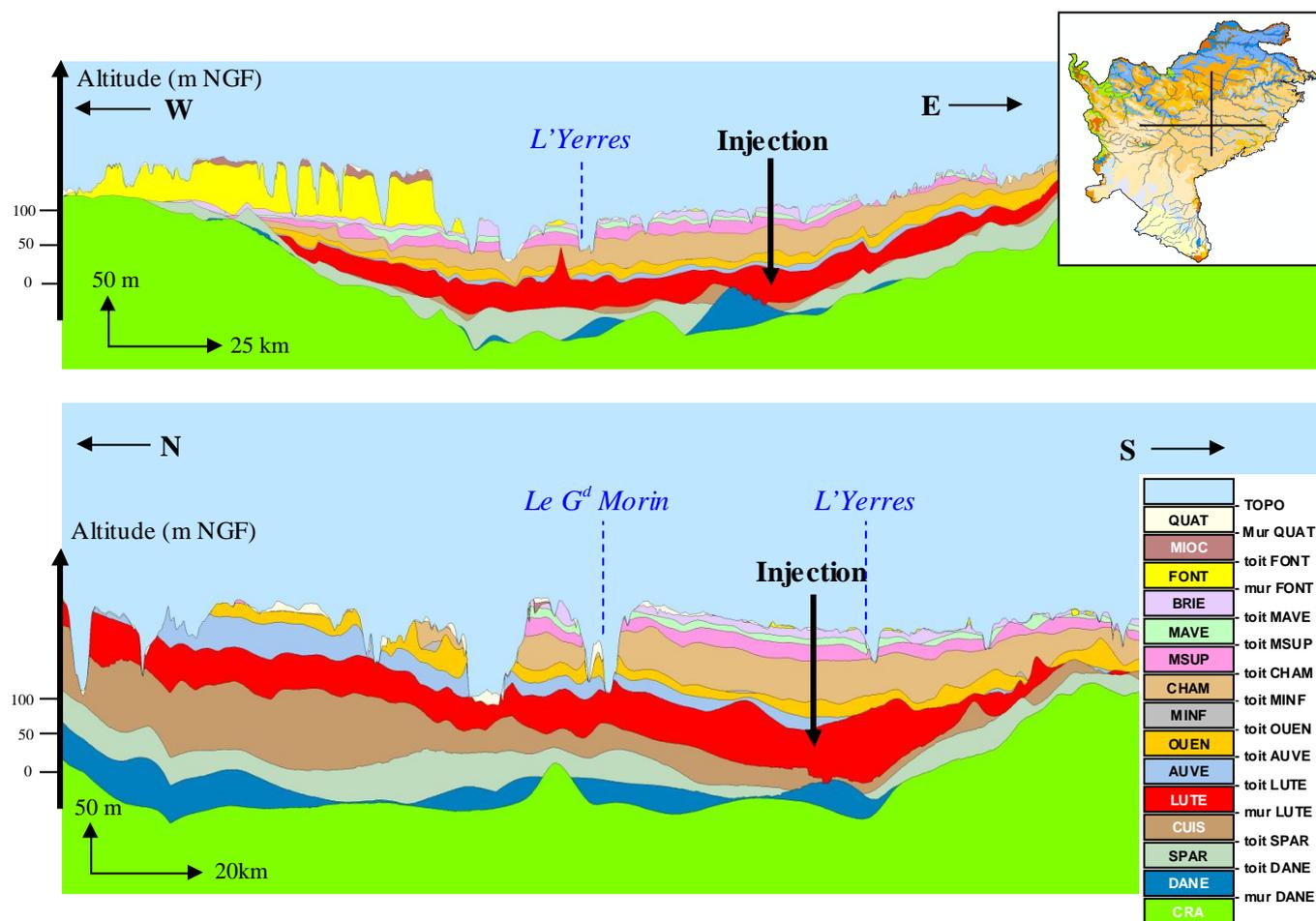


Figure 16 : Configuration géologique simplifiée de la zone d'injection (secteur « Brie »)

A noter que la structure géologique indiquée sur la figure ci-dessus (de même qu'en Figure 19 et Figure 22) est simplifiée par rapport à celle réellement modélisée, car le Miocène et l'Oligocène Supérieur n'y sont pas détaillés.

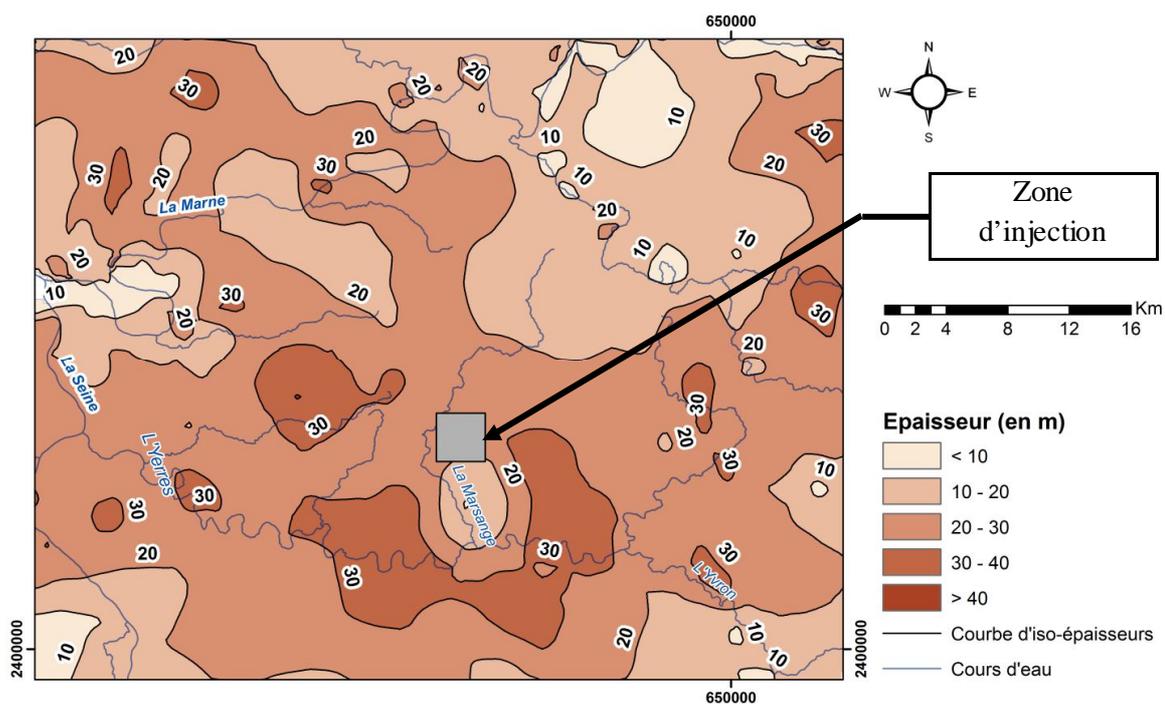


Figure 17 : Carte des iso-épaisseurs de la formation injectée au niveau de la zone « Brie » : les calcaires du Lutétien

3.2. Zone « Beauce »

L'intégralité des couches incluses dans le modèle sont présentes au droit de la zone d'étude à l'exception des argiles de Laon. Ainsi, des échanges directs entre les sables du Cuisien et les calcaires du Lutétien sont possibles. De plus, sur toute la partie amont de la zone (*i.e.* jusqu'à la confluence entre la Juine et l'Essonne), la formation des marnes et caillasses est absente et les marnes Infragypseuses ne sont présentes que de manière très éparse. Cette configuration engendre une connexion quasi-continue entre les calcaires du Lutétien, de Saint-Ouen et du Champigny. A l'inverse, les marnes Vertes sont uniformément présentes, freinant les échanges entre l'ensemble calcaires de Brie/sables de Fontainebleau et les couches aquifères sous-jacentes.

Sur une majeure partie de la zone, la formation principalement drainée directement par la Juine et l'Essonne est celle des sables de Fontainebleau, à l'exception des zones de confluence et aval où affleurent les calcaires de Champigny. Sur les Figure 18 à Figure 23, la zone d'injection est matérialisée par un encadré gris.

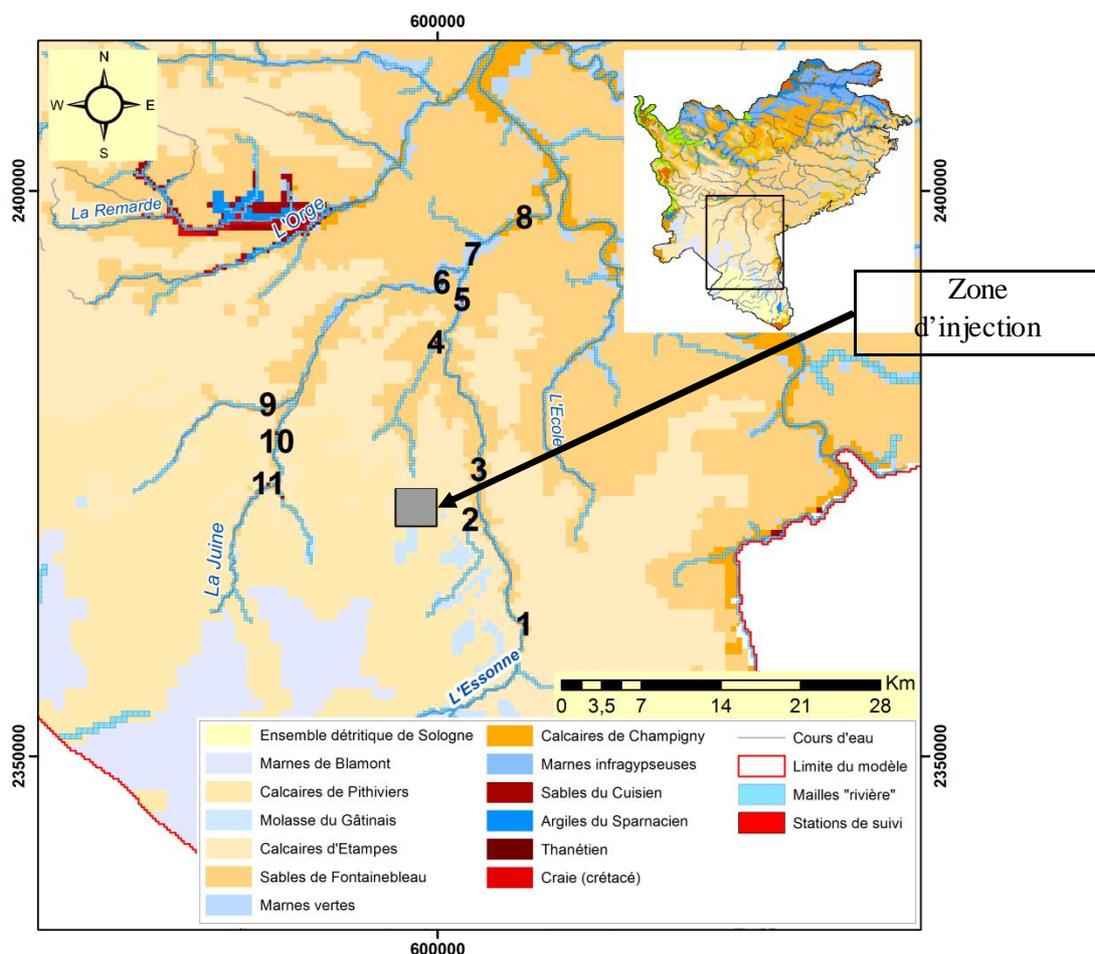


Figure 18 : Configuration géologique et répartition géographique des stations hydrométriques fictives au niveau de la zone « Beauce »

Onze stations fictives permettent un suivi des débits autour de la zone d'injection. La station n°8 (L'Essonne à Mennecy) assure le suivi au point le plus aval du réseau hydrographique. La couche d'injection est celle des **sables du Cuisien** dont l'épaisseur moyenne au niveau de la zone est d'environ 20 mètres (cf. Figure 20). La nappe y est également captive.

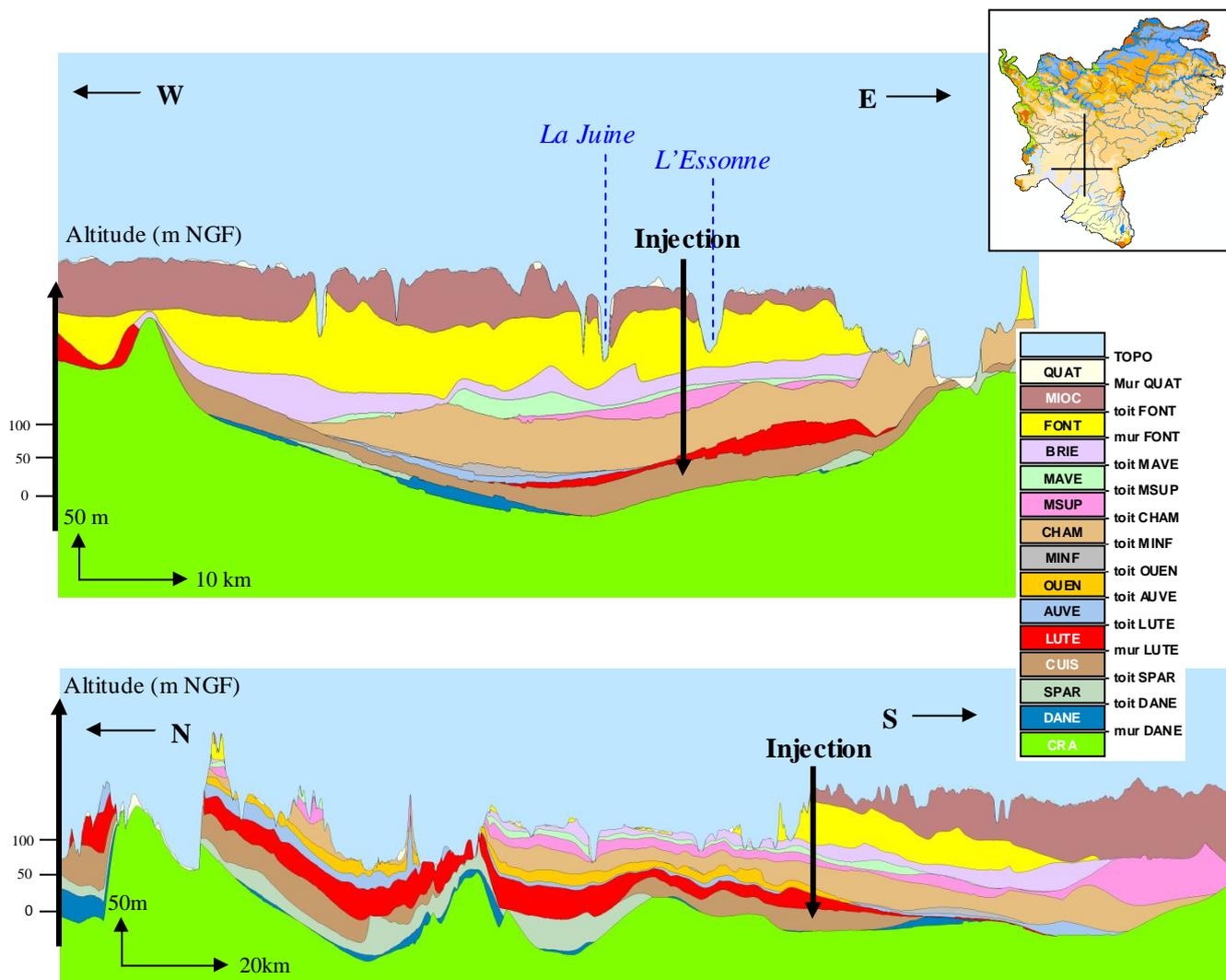


Figure 19 : Configuration géologique simplifiée de la zone d'injection (secteur « Beauce »)

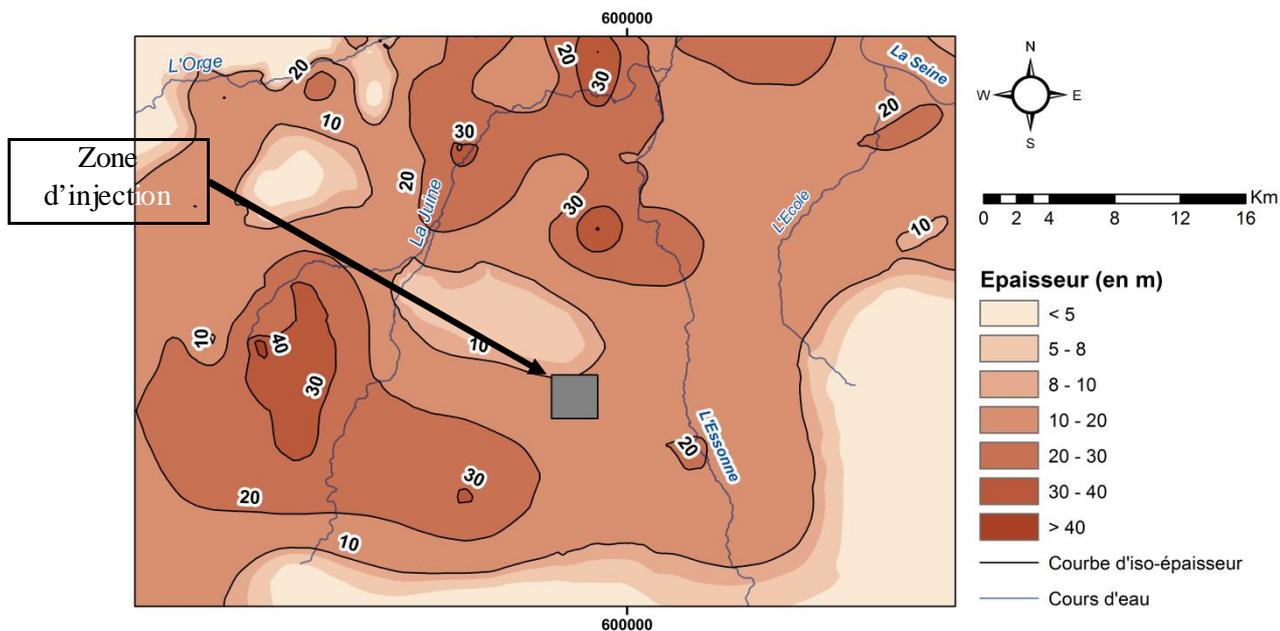


Figure 20 : Carte des iso-épaisseurs de la formation injectée au niveau de la zone « Beauce » : les sables du Cuisien

3.3. Zone « Nord-Marne »

Au droit de cette zone d'injection, l'intégralité des couches est présente, du Thanétien aux calcaires de Saint-Ouen, y compris les argiles séparant l'Yprésien et le Lutétien. Dans un rayon de 20 km, chaque couche est continue, excepté au niveau du lit de la rivière Ourcq, laquelle entaille la série, des calcaires de Saint-Ouen aux argiles de Laon. La rivière Automne est alimentée par les calcaires du Lutétien et repose sur les argiles de Laon tandis que la Nonette est alimentée par les calcaires de Saint-Ouen et repose sur les marnes et caillasses. Dans cette configuration, la couche injectée est celle des **sables du Cuisien** dont l'épaisseur moyenne au niveau de la zone est d'environ 60 mètres (cf. Figure 23).

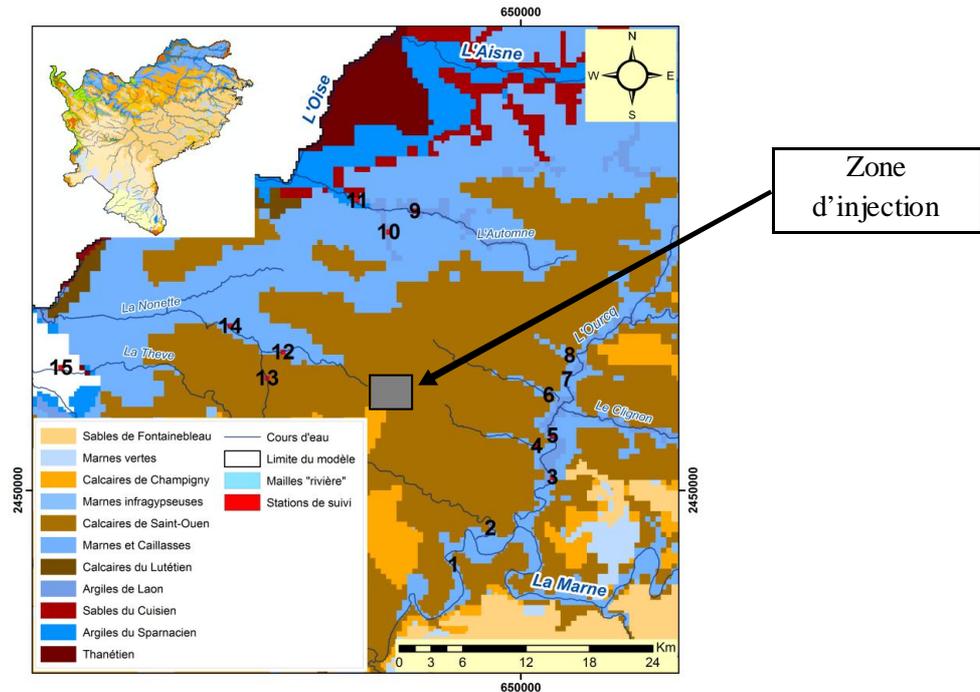


Figure 21 : Configuration géologique et suivi en rivière de la zone « Nord-Marne »

Quinze stations fictives permettent un suivi des débits autour de la zone d'injection. Elles sont donc réparties sur trois bassins versants proches : l'Ourcq, l'Automne et la Nonette. Afin d'être le plus intégrateur possible en termes d'évaluation des volumes dus à l'injection drainés en rivière, on s'intéressera donc ici à la somme des volumes drainés aux stations n°1, 11 et 14, respectivement positionnées en aval de ces trois cours d'eau.

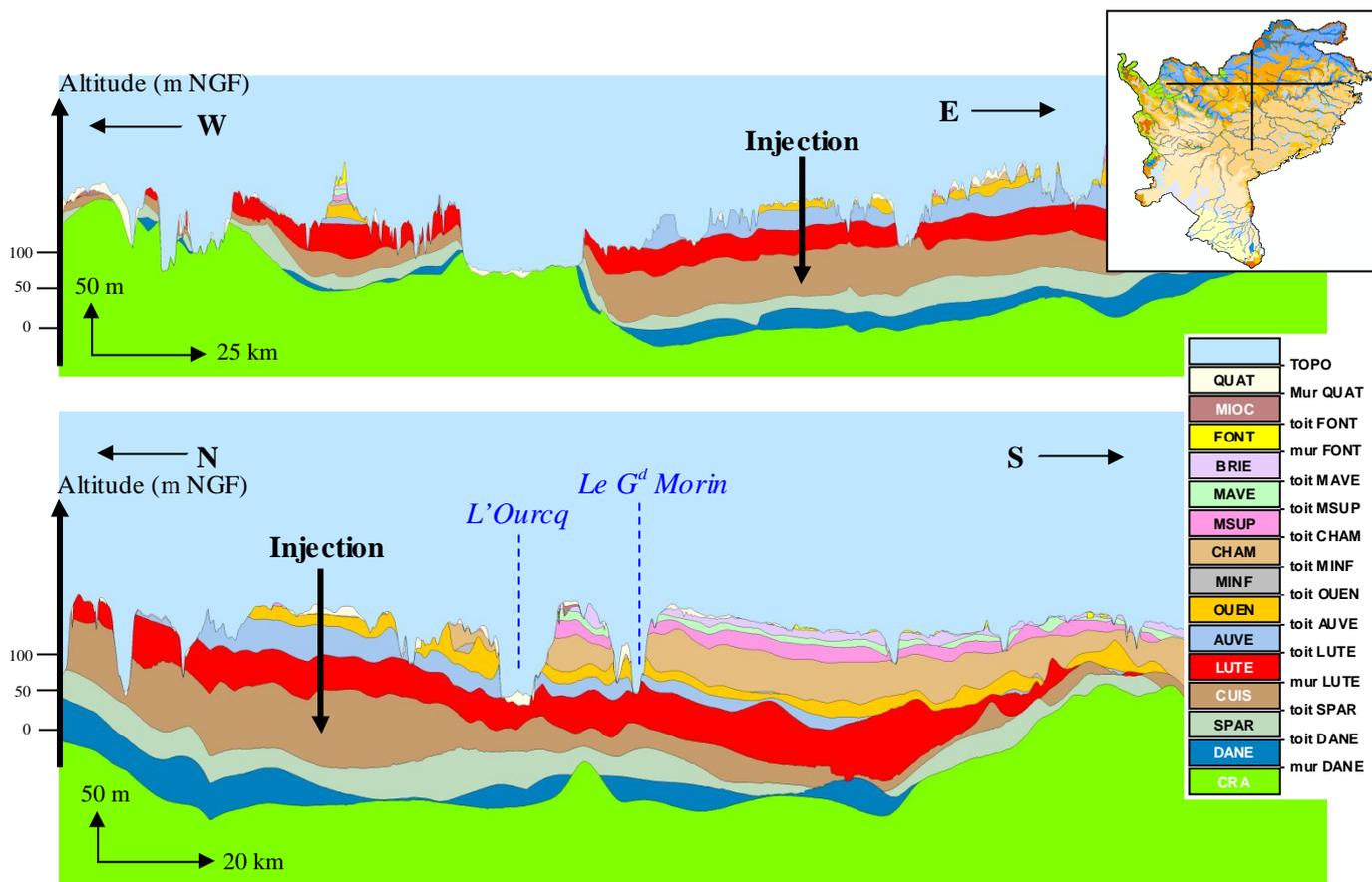


Figure 22 : Configuration géologique simplifiée de la zone d'injection (secteur « Nord-Marne »)

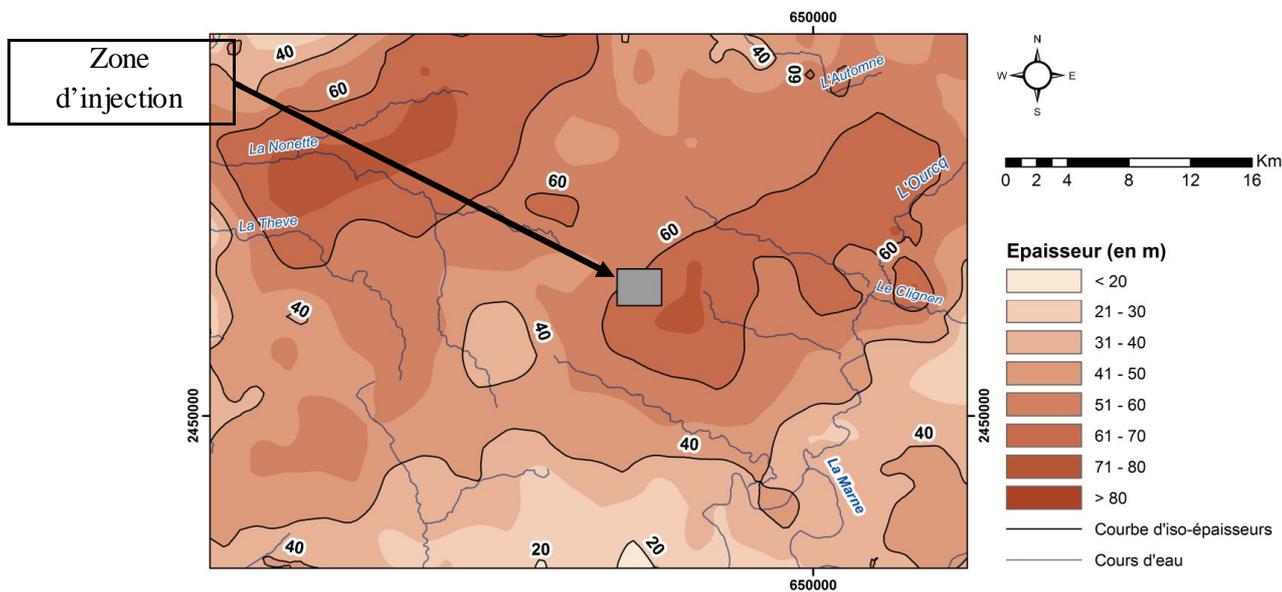


Figure 23 : Carte des iso-épaisseurs de la formation injectée au niveau de la zone « Nord-Marne » : les sables du Cuisien

4. Caractérisation de la réponse de l'hydrosystème à une perturbation d'injection forcée (sous contexte climatique *moyen* actuel)

L'objectif est de quantifier l'impact de l'injection forcée en nappe sur la piézométrie de l'aquifère cible, des couches sus-jacentes mais aussi sur les débits des rivières avoisinantes. Pour cela, il est nécessaire d'obtenir préalablement des conditions de simulation représentant un état stabilisé de référence de l'hydrosystème. L'impact de l'injection pourra alors être évalué par l'écart à cet état de référence sur les débits en rivières et sur la piézométrie avec ou sans injection.

4.1. Choix d'une année hydrologique *moyenne*

Cet état de référence est obtenu par la simulation d'une année de recharge moyenne, répétée plusieurs fois. Moyennant une phase d'initialisation, on obtient un état pseudo-permanent du modèle. A titre d'exemple, la Figure 24 ci-dessous illustre, l'allure du signal piézométrique de référence obtenue.

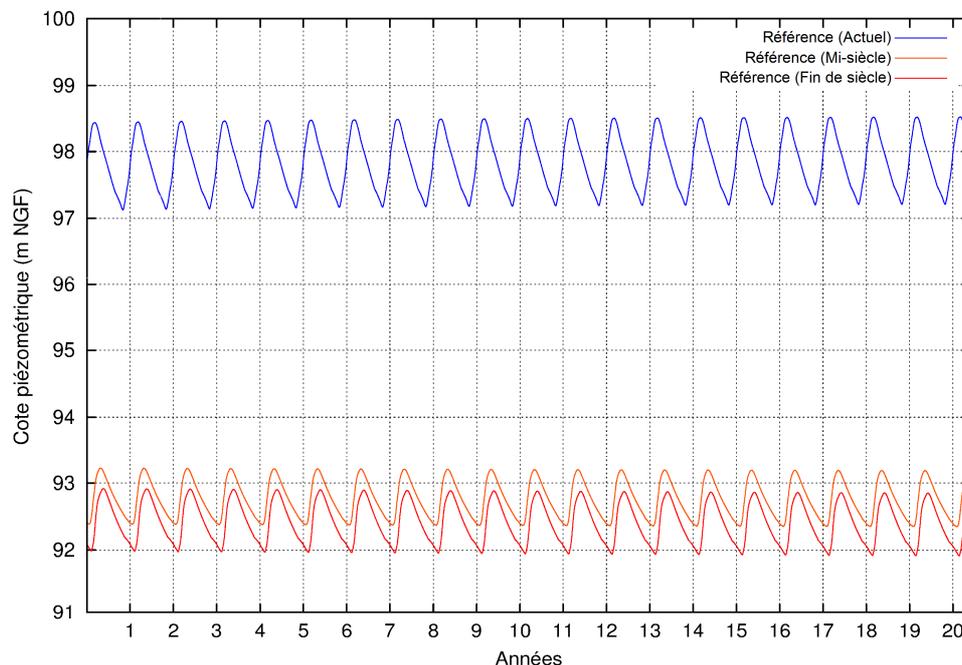


Figure 24 : Exemple de piézométries référence stabilisées obtenues au niveau du piézomètre d'Yèvres (formation des calcaires d'Etampes) sous les trois contextes climatiques moyens testés

Cependant, la moyenne journalière de l'ensemble des variables météorologiques sur une année (précipitations et ETP) ne permet pas de reproduire une année « moyenne ». En effet, la moyenne des pluies, par exemple, conduit à faire pleuvoir pratiquement tous les jours en lissant les périodes les plus humides. De plus, il faut prendre en compte la variabilité spatiale observée sur le bassin. Enfin, une année météorologique moyenne au sens climatique ne correspond pas nécessairement à une année de recharge moyenne des aquifères.

En tenant compte de ces contraintes, l'année hydrologique de recharge moyenne la plus représentative a été obtenue en comparant les alimentations efficaces moyennes annuelles des nappes calculées par le modèle de surface sur la période 1970-2009. Parmi les années de recharge efficace proche de la moyenne sur la période considérée, il a été retenu celle présentant le meilleur contraste entre période de recharge et période sèche. Ainsi, l'année hydrologique sélectionnée représentative d'un contexte climatique moyen actuel est l'année 2002/2003 (cf. Figure 25). A noter que cette méthodologie de sélection avait été déjà appliquée de façon similaire dans le cadre de l'évaluation de l'impact des prélèvements anthropiques du bassin sur son fonctionnement hydrogéologique⁹.

⁹ VIENNOT P., LEDOUX E., 2006. *Influence de l'augmentation des prélèvements anthropiques en formations aquifères sur le fonctionnement hydrodynamique du bassin de la Seine, Ammines.*

Sur cette période, la météorologie utilisée en entrée du modèle a été fournie par Météo-France (base de données SAFRAN). L'analyse atmosphérique SAFRAN intègre l'ensemble des observations disponibles sur le territoire et présente l'avantage d'avoir une description spatiale et temporelle homogène et continue. Elle se présente sous la forme de valeurs journalières (précipitations, ETP, températures minimales et maximales, rayonnement visible, etc.) couvrant l'ensemble du territoire sur une grille au pas de 8 km. 434 mailles SAFRAN recouvrent la superficie du modèle « Tertiaire ».

Il est important d'insister sur le fait que l'année choisie n'est donc représentative que d'une recharge efficace moyenne sur l'ensemble de l'extension modélisée.

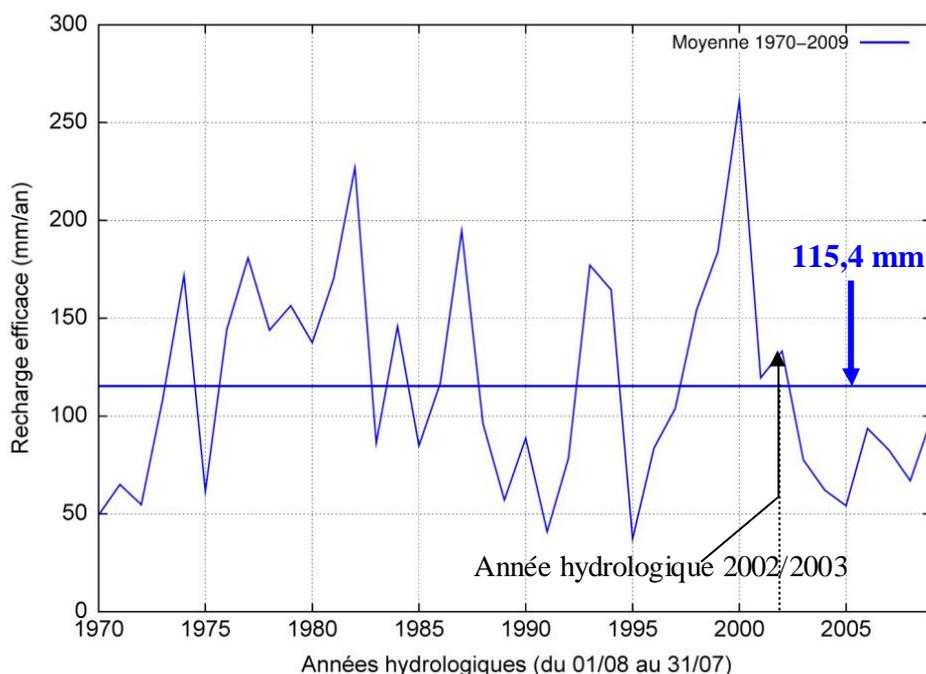


Figure 25 : Evolution interannuelle de la recharge efficace calculée par le modèle de surface pour la période 1970-2009

Les Figure 26 et Figure 27 présentent la météorologie spatialisée (précipitations annuelles et ETP) de l'année de référence sélectionnée dans la limite du domaine couvert par le modèle.

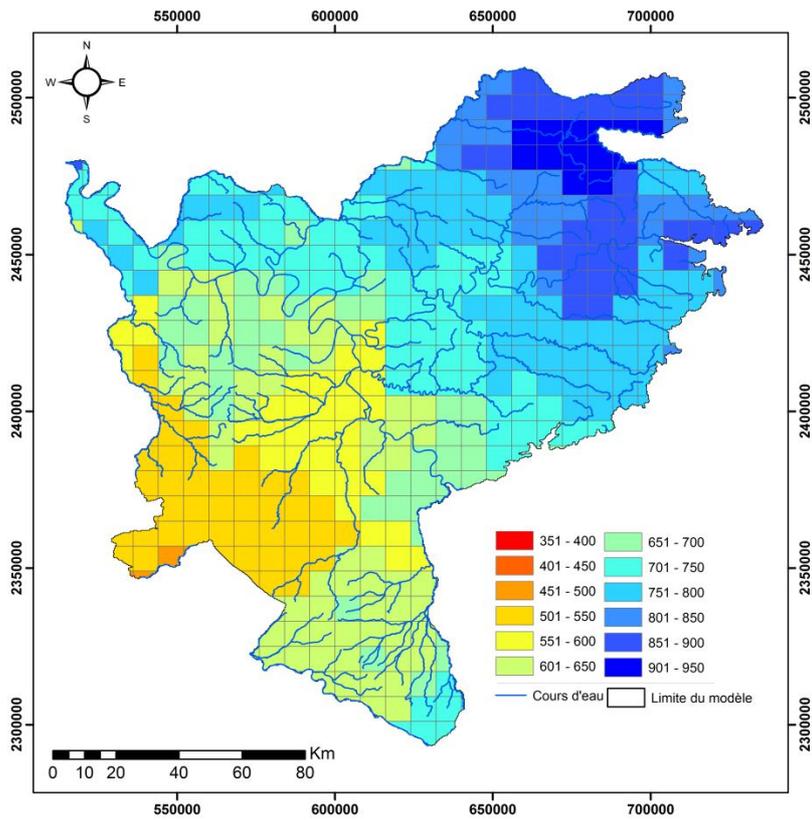


Figure 26 : Précipitations annuelles spatialisées (en mm) à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique de référence 2002/2003

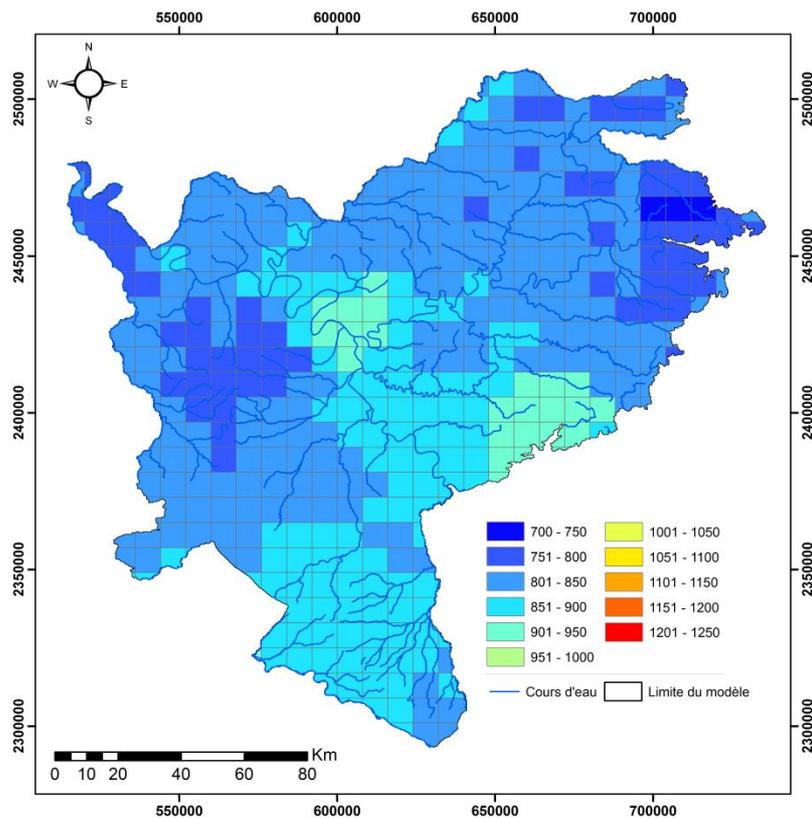


Figure 27 : ETP annuelle spatialisée (en mm) à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique 2002/2003

Les Figure 28 et Figure 29 indiquent respectivement l'évolution de la pluviométrie moyenne sur des pas de temps de cinq jours ainsi que celle de la recharge efficace calculée par le modèle de surface sur l'extension du modèle pour cette même année de référence.

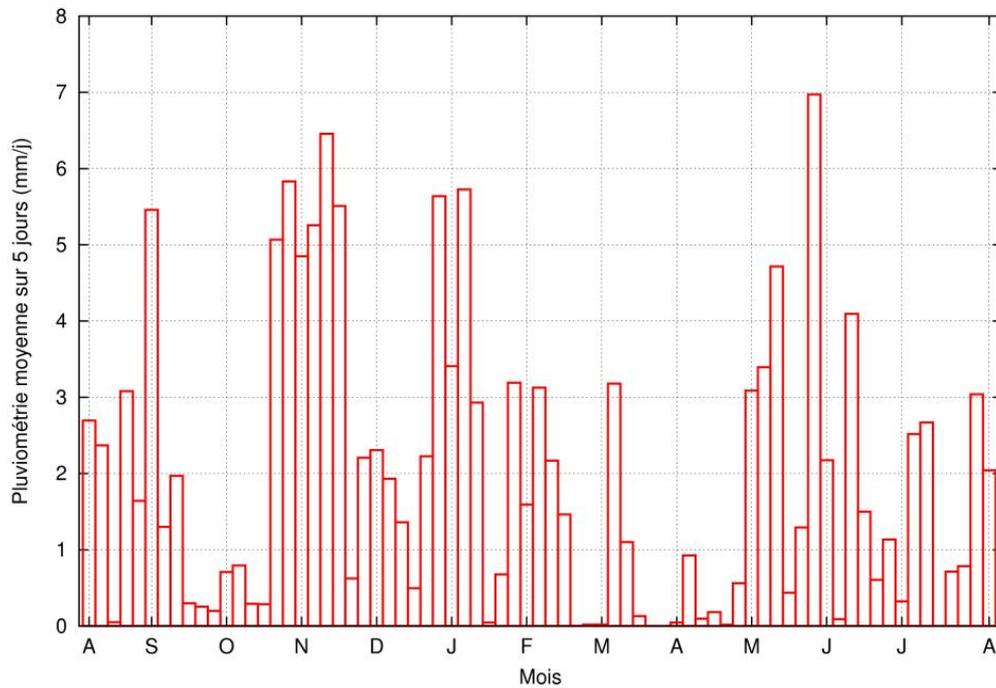


Figure 28 : Evolution journalière de la pluviométrie moyenne pour l'année hydrologique 2002/2003

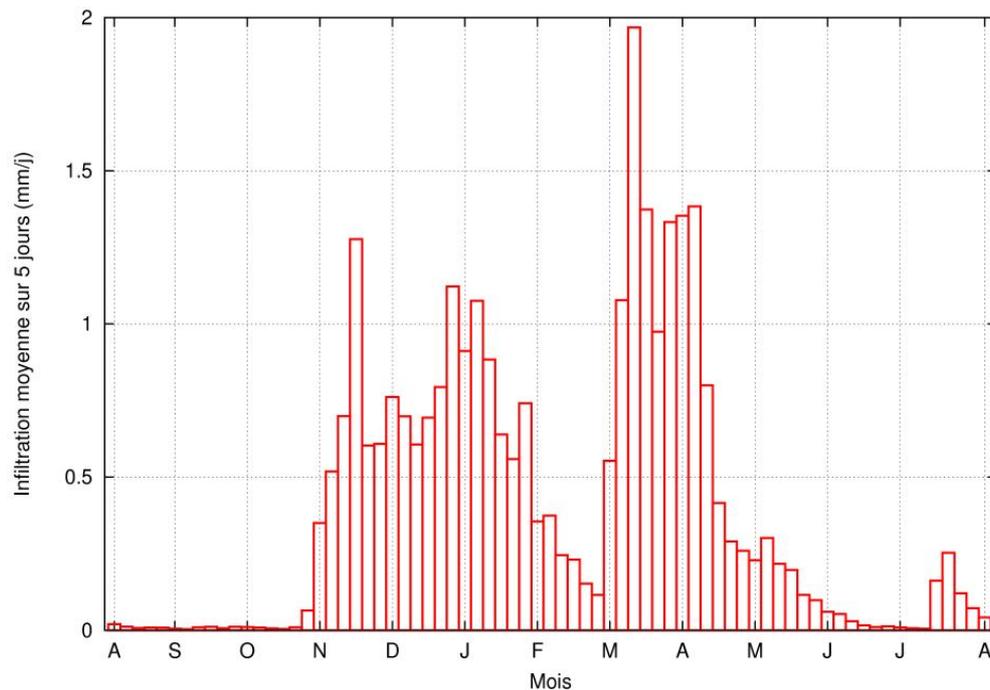


Figure 29 : Evolution de la recharge efficace moyenne journalière calculée par le modèle de surface pour l'année hydrologique 2002/2003

Les Figure 30 et Figure 31 présentent les piézométries moyennes calculées sur les deux couches d'injection (calcaires du Lutétien et sables du Cuisien) en fin de période d'initialisation du modèle sous climat *moyen* actuel.

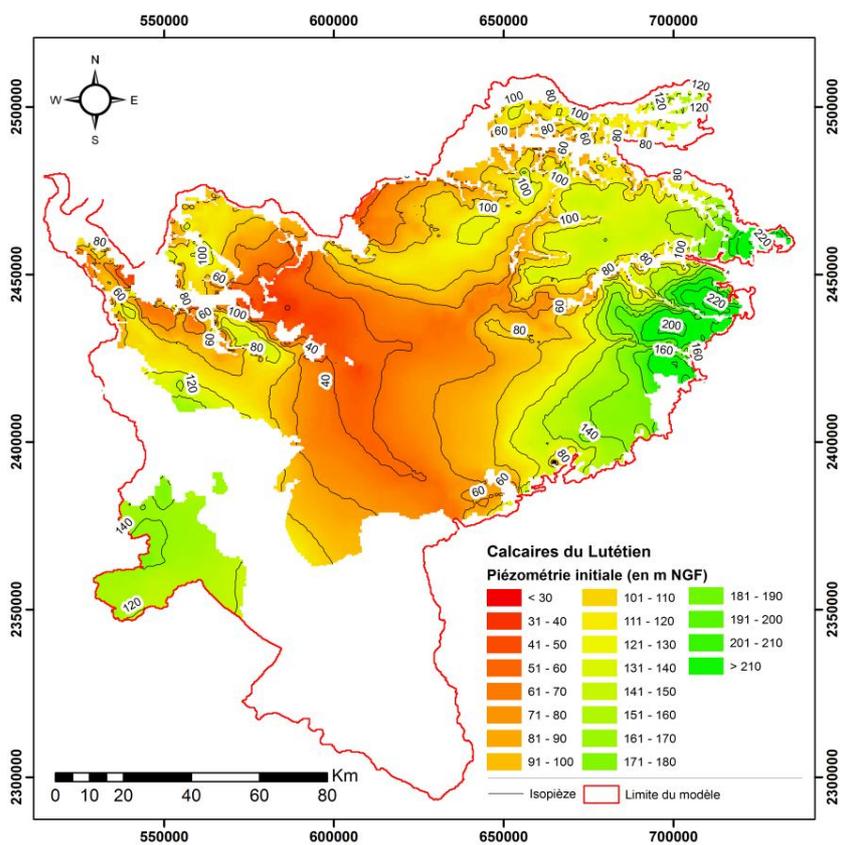


Figure 30 : Piézométrie calculée en fin de période d'initialisation pour l'horizon des calcaires du Lutétien (sous contexte climatique moyen actuel)

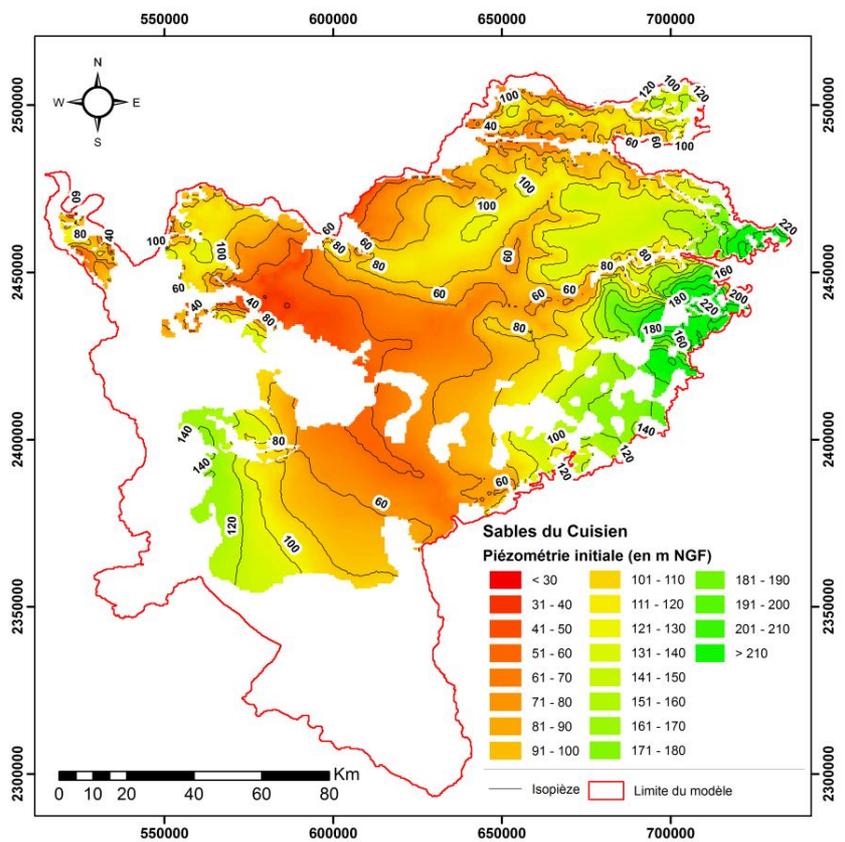


Figure 31 : Piézométrie calculée en fin de période d'initialisation pour l'horizon des sables du Cuisien (sous contexte climatique moyen actuel)

4.2. Paramètres et résultats des simulations d'injection pluriannuelle

Le but est ici, dans un premier temps, de déterminer les principales caractéristiques de la réponse de l'hydrosystème suite à la perturbation due à l'injection sous pression. Pour rappel, cette évaluation est numériquement réalisée par deux types d'observations :

- le suivi piézométrique temporel au sein de la couche cible de l'injection et des nappes sus-jacentes,
- l'évolution du surcroît de débit enregistré à l'aval de chaque zone, traduisant le drainage accru des nappes par l'ensemble du réseau hydrographique.

Afin de déterminer la sensibilité du système à la durée d'injection d'une part, et au débit d'injection d'autre part, une série de simulations a été réalisée avec les répartitions en temps et en débit suivantes :

- succession de cycles annuels d'injection en nappe en période hivernale synchrones à un prélèvement en rivière à proximité de la zone d'injection (d'un débit équivalent),
- gamme de débit d'injection comprise entre 54 et 288 m³/h (soit respectivement 15 et 80 L/s),
- gamme de durée annuelle d'injection variable entre 2 et 6 mois (de décembre à mai).

Les débits d'injection en nappe ont été choisis du même ordre de grandeur que les débits les plus courants de pompage en nappe. Dans une optique de stockage, l'intérêt d'une succession de cycles d'injection est de déterminer si, à proximité de la zone d'injection, l'évolution piézométrique présente un effet cumulatif.

L'objectif étant, à terme, de remobiliser une majeure partie du volume total injecté au niveau de cette même zone d'injection, il a été effectué une série supplémentaire de simulations composées de deux phases : une succession de 10 cycles d'injection suivi d'un arrêt total. Un suivi de la dynamique et de la mobilité du dôme d'injection sur une durée de 10 ans est alors effectué.

On propose ainsi, dans un premier temps, pour chaque zone d'étude, 3 types de simulations dont les caractéristiques sont les suivantes :

Débit d'injection (L/s)	Durée annuelle d'injection
15 (ou 54 m ³ /h)	4 mois (Décembre à Mars)
30 (ou 108 m ³ /h)	
50 (ou 180 m ³ /h)	
80 (ou 288 m ³ /h)	

Tableau 3 : Paramètres de simulations de sensibilité au débit d'injection

Débit d'injection (L/s)	Durée annuelle d'injection
50 (ou 180 m ³ /h)	2 mois (Décembre et Janvier)
	4 mois (Décembre à Mars)
	6 mois (Décembre à Mai)

Tableau 4 : Paramètres de simulations de sensibilité à la durée d'injection

Débit d'injection (L/s)	Durée annuelle d'injection
50 (ou 180 m ³ /h)	6 mois
80 (ou 288 m ³ /h)	4 mois

Tableau 5 : Paramètres de simulations des simulations avec arrêt d'injection

Pour l'ensemble des graphiques présentés ci-après (cf. Planche 1 à Planche 3), on rappelle que les résultats sont présentés en valeurs relatives par rapport aux chroniques de débits et de hauteurs piézométriques calculées sous scénario de référence.

Les évolutions représentent donc uniquement les conséquences des cycles d'injection et en aucun cas des variations saisonnières (qui sont donc soustraites par différence des courbes avec et sans injection).

Dans un premier temps, on cherche à quantifier les ordres de grandeur des volumes injectés évacués en rivière. Pour ce faire, pour chaque planche de résultats, les évolutions des débits drainés sont présentées sous deux formes :

- évolution temporelle du surcroît de débit (en L/s) à la station hydrométrique (dit « *débit différentiel* ») la plus en aval (graphes **A1**, **A2** et **A3**),
- évolutions temporelles comparées des volumes totaux cumulés injectés et drainés (en m³) (graphes **B1**, **B2** et **B3**).

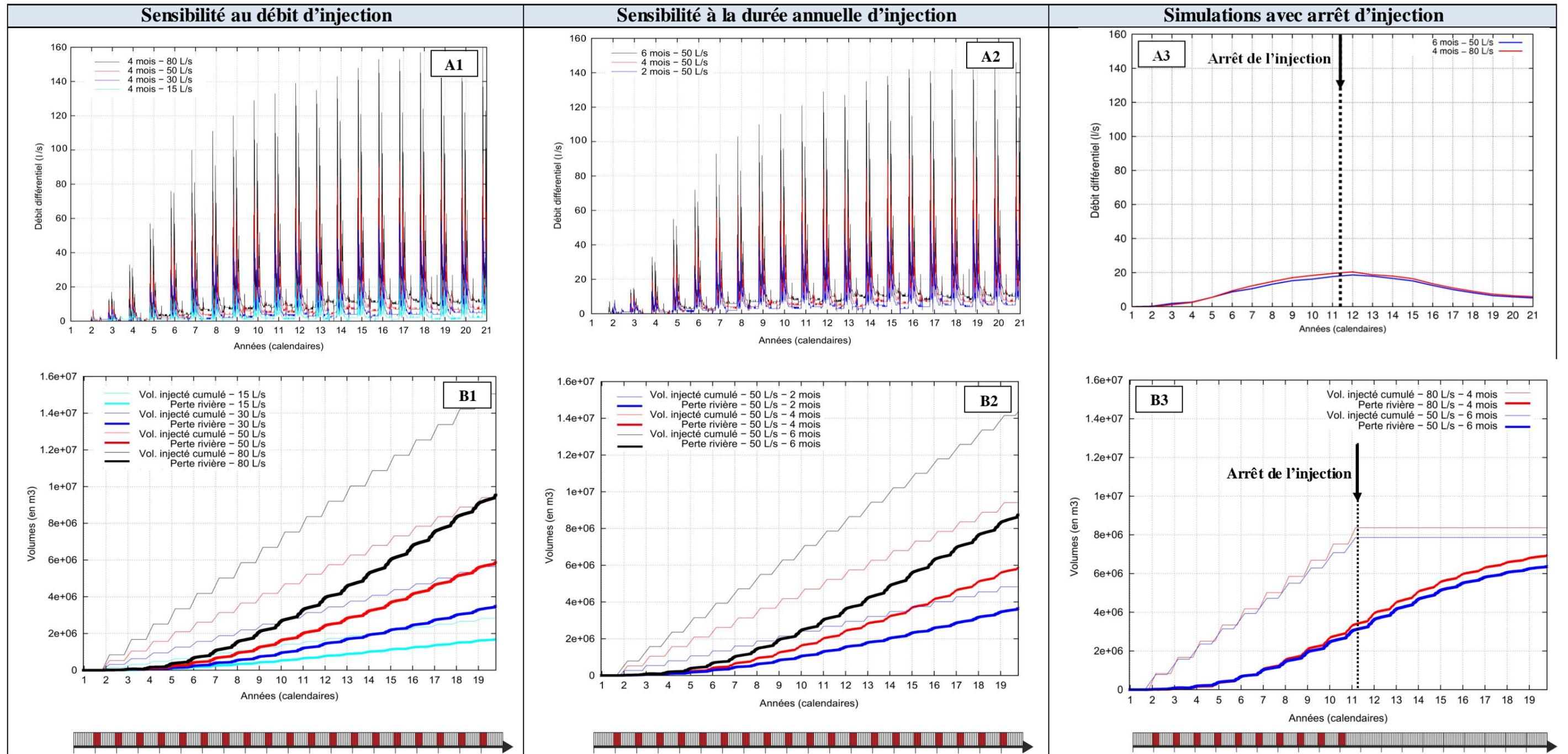


Planche 1 : ZONE « BRIE »

En haut : Evolutions temporelles des débits différentiels calculés à la station aval de la zone « Brie » (station n°12) en fonction du débit d'injection (A1), de la durée annuelle d'injection (A2). Evolution lors d'arrêt d'injection (débit moyen annuel) (A3)

En bas : Evolutions temporelles comparées des volumes totaux cumulés injectés (traits fins) et drainés (traits épais) en fonction du débit d'injection (B1), de la durée annuelle d'injection (B2). Evolution lors d'arrêt d'injection (B3)

Les phases d'injections sont matérialisées en rouge sur les axes chronologiques.

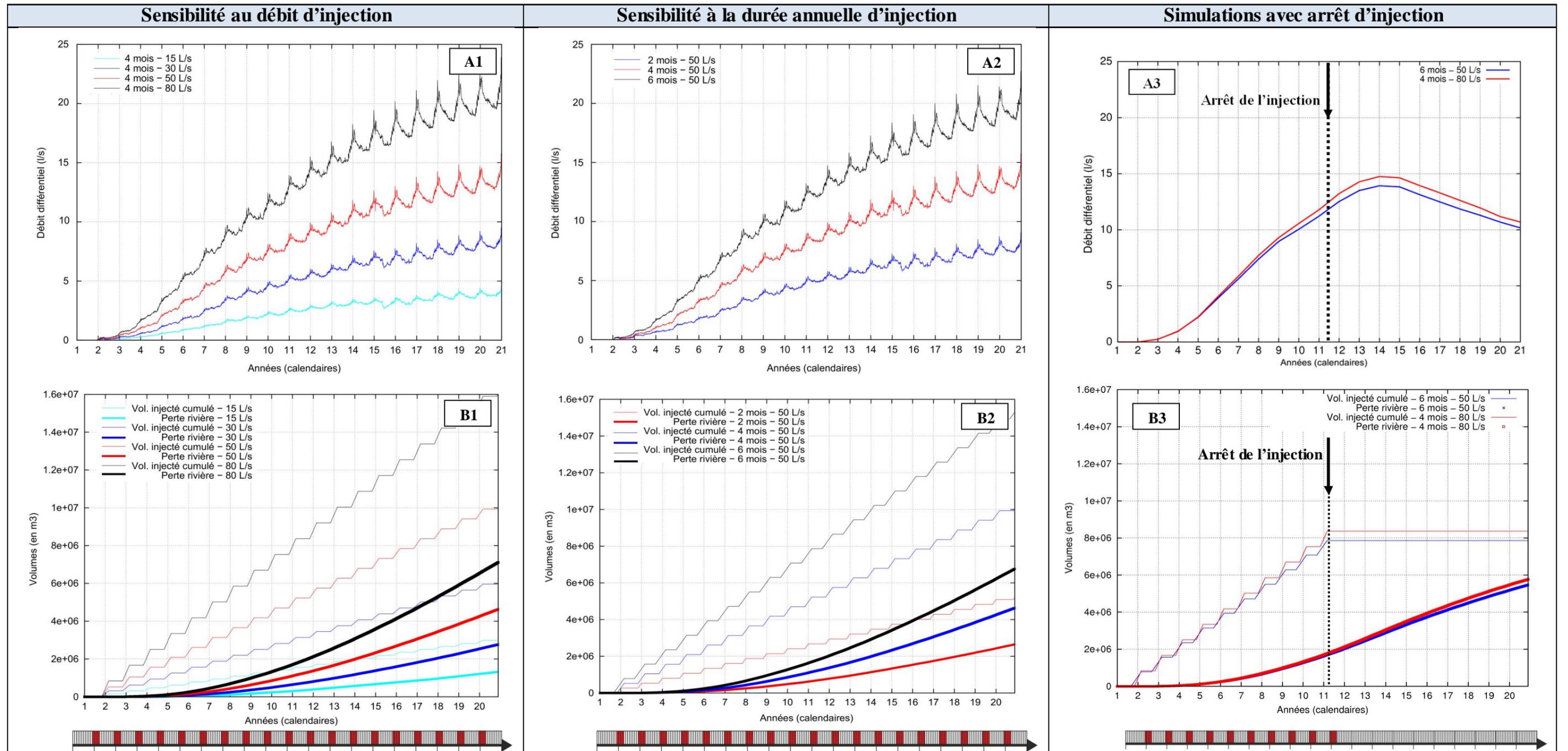


Planche 2 : ZONE « BEAUCE »

En haut : Evolutions temporelles des débits différentiels calculés à la station aval de la zone « Beauce » (station n°8) en fonction du débit d'injection (A1), de la durée annuelle d'injection (A2). Evolution lors d'arrêt d'injection (débit moyen annuel) (A3)

En bas: Evolutions temporelles comparées des volumes totaux cumulés injectés (traits fins) et drainés (traits épais) en fonction du débit d'injection (B1), de la durée annuelle d'injection (B2). Evolution lors d'arrêt d'injection (B3)

Les phases d'injections sont matérialisées en rouge sur les axes chronologiques.

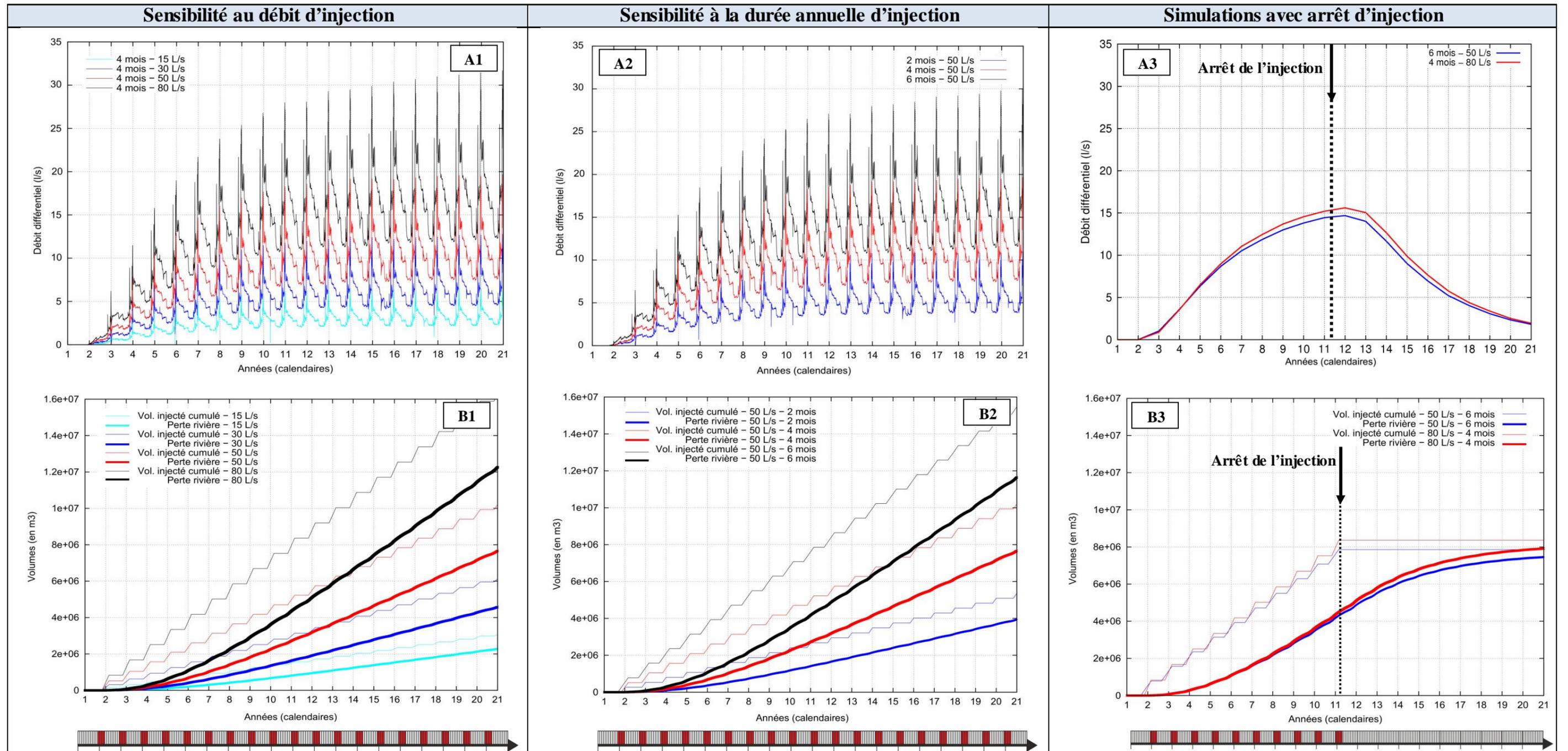


Planche 3 : ZONE « NORD-MARNE »

En haut : Evolutions temporelles des débits différentiels calculés à la station aval de la zone « Nord-Marne » (cumul des stations station n°1, 11 et 14) en fonction du débit d'injection (A1), de la durée annuelle d'injection (A2). Evolution lors d'arrêt d'injection (débit moyen annuel) (A3)

En bas : Evolutions temporelles comparées des volumes totaux cumulés injectés (traits fins) et drainés (traits épais) en fonction du débit d'injection (B1), de la durée annuelle d'injection (B2). Evolution lors d'arrêt d'injection (B3)

Les phases d'injection sont matérialisées en rouge sur les axes chronologiques.

Les planches 1 à 3 permettent d'identifier quelques spécificités caractéristiques:

- **zones Brie et Nord-Marne** : Le signal de réponse est scindé en deux phases (graphes **A1** et **A2**) : une augmentation globale puis une stabilisation du système, se traduisant par un parallélisme des courbes des volumes injectés et drainés cumulés (graphes **B1** et **B2**). Ces deux zones se démarquent de la Beauce par l'enregistrement de pics très marqués synchrones des phases annuelles d'injection (périodes de hautes eaux). Cette réponse rapide tend à témoigner d'une relativement faible inertie du système.
- **zone Beauce** : Cette zone montre une réponse plus lente et progressive avec des pics peu marqués. La comparaison via les graphiques **B1**, pour des conditions et des dates de simulations identiques aux niveaux des trois zones, indique des volumes drainés totaux plus faibles au niveau de la Beauce. L'inertie plus importante du système multicouche dans cette zone se traduit sur le graphique **B3** (cf. Planche 2) par une augmentation relativement lente du drainage lors de l'arrêt de l'injection (la plus lente des trois zones).

Ces différences s'expliquent par plusieurs facteurs :

- La densité du réseau hydrographique de surface : celui-ci est peu dense en Beauce se résumant à deux cours d'eau principaux : l'Essonne et la Juine – tandis que les deux autres zones d'études sont drainées par un chevelu de rivières plus développé.
- La structure géologique et la profondeur de l'injection : en Beauce, au droit de la zone d'injection, la couche des sables du Cuisien est sous-jacente à quatre autres nappes : les calcaires du Lutétien, les calcaires de Saint-Ouen, les calcaires de Champigny et les sables de Fontainebleau, et deux couches semi-perméables : les marnes Vertes et Infragypseuses tandis qu'en zone « Nord-Marne », seule la formation aquifère des calcaires du Lutétien sépare la couche d'injection du drainage par l'Ourcq.
- La « profondeur » du drainage : la majeure partie du linéaire de l'Essonne et de la Juine est seulement en connexion directe avec le haut de la pile stratigraphique (sables de Fontainebleau et, seulement à leur confluence, calcaires de Champigny), ce qui tend à diminuer le drainage.

Afin d'évaluer la proportion du volume drainé total sur tout le linéaire couvrant chaque zone d'étude, la Figure 32 représente l'évolution temporelle du ratio :

$$R = \left(\frac{\Delta V_{riviere_i}}{V_{injecte_i}} \right) = f(\text{temps})$$

où $\Delta V_{riviere}$ représente le volume drainé total cumulé en fin de phase de calcul i , consécutif à l'injection et $V_{injecte}$ le volume total injecté cumulé en fin de phase de cette même phase i .

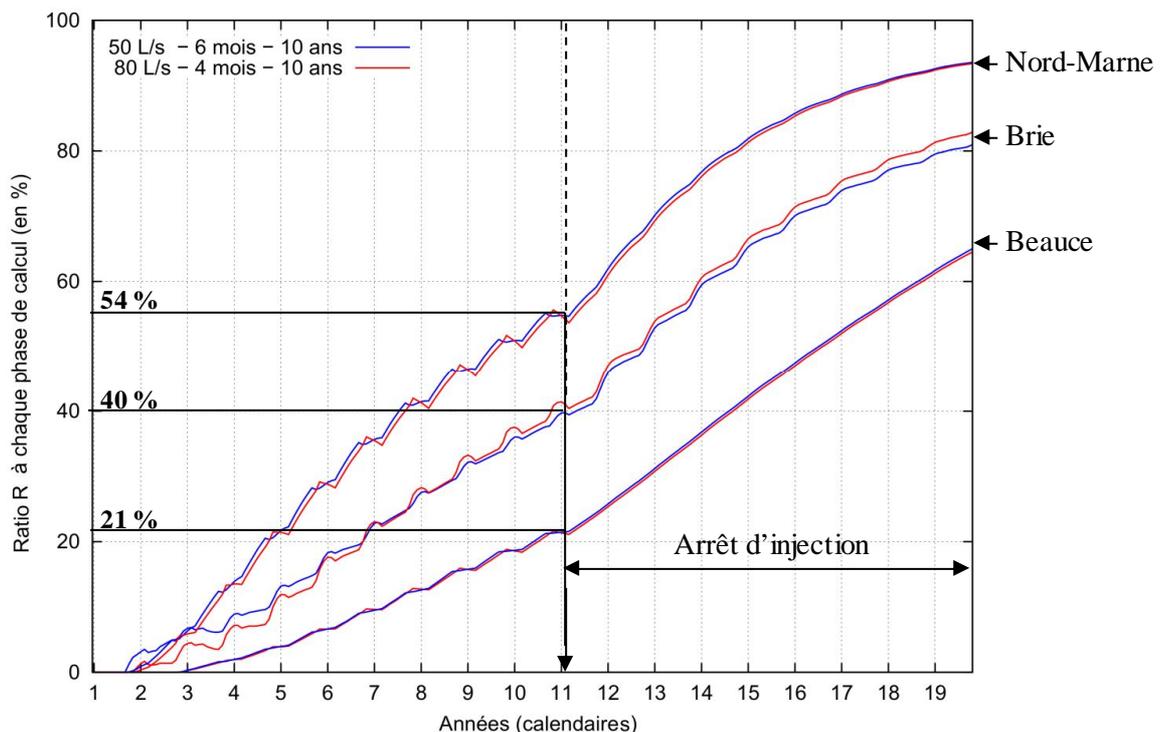


Figure 32 : Evolution temporelle du ratio entre le volume injecté et drainé total cumulé lors de l'arrêt d'injection

Comme le montre la Figure 32, à conditions d'injection équivalentes, la zone Beauce n'a subi qu'un drainage de 21 % du volume total injecté, alors que par exemple, la zone « Nord-Marne » en subit jusqu'à deux fois plus (54 %). Afin de rendre compte du phénomène de drainage vertical du système multicouche, la Figure 33 représente l'extension spatiale du dôme d'injection, pour la zone de la Brie dans deux aquifères différents **en fin de période d'injection (30 jours après la fin d'injection)** :

- (a) : l'aquifère cible : les calcaires du Lutétien,
- (b) : l'aquifère en connexion directe avec un cours d'eau majeur (Yerres) : les calcaires de Champigny.

Les variations piézométriques induites sont exprimées en mètres.

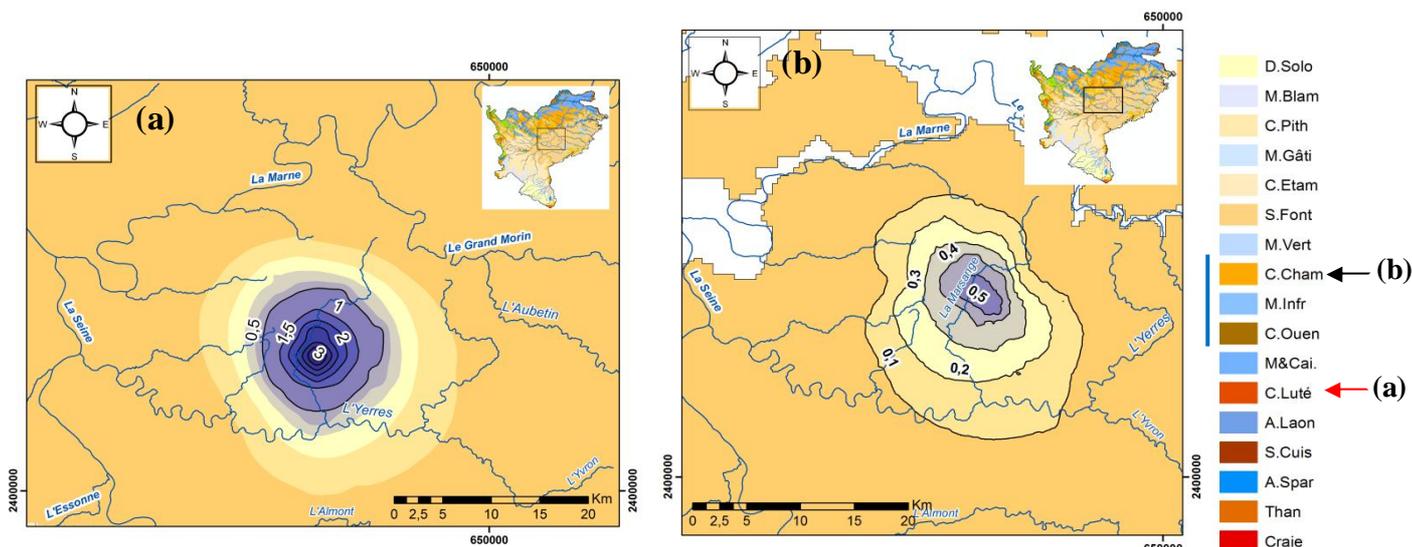


Figure 33 : Extension des dômes piézométriques créés par l'injection dans deux formations différentes : les calcaires du Lutétien (a) et les calcaires de Champigny (b) – Zone de la Brie

De même, la Figure 34 représente l'extension du dôme de l'injection, pour la zone de la Beauce dans deux aquifères différents **en fin de période d'injection** :

- (a) : l'aquifère cible : les sables du Cuisien,
- (b) : l'aquifère en connexion directe avec les cours d'eau majeurs (Juine et Essonne) : les sables de Fontainebleau.

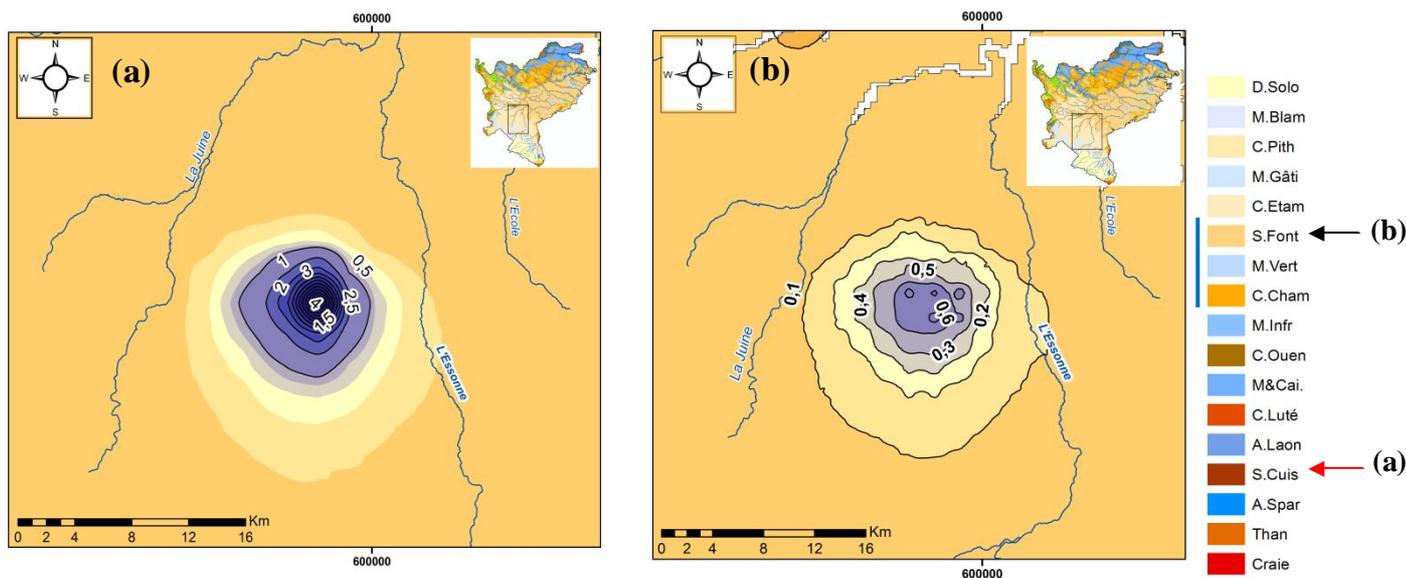


Figure 34 : Extension des dômes piézométriques créés par l'injection dans deux formations différentes : les sables du Cuisien (a) et les sables de Fontainebleau (b) – Zone de la Beauce

Enfin, la Figure 35 représente l'extension spatiale du dôme dû à l'injection, pour la zone Nord-Marne dans trois aquifères différents **en fin de période d'injection** :

- (a) : l'aquifère cible : les sables du Cuisien,
- (b) et (c) : deux aquifères en connexion directe avec le cours d'eau majeur (*Ourcq*), respectivement : les calcaires du Lutétien et les calcaires de Saint-Ouen.

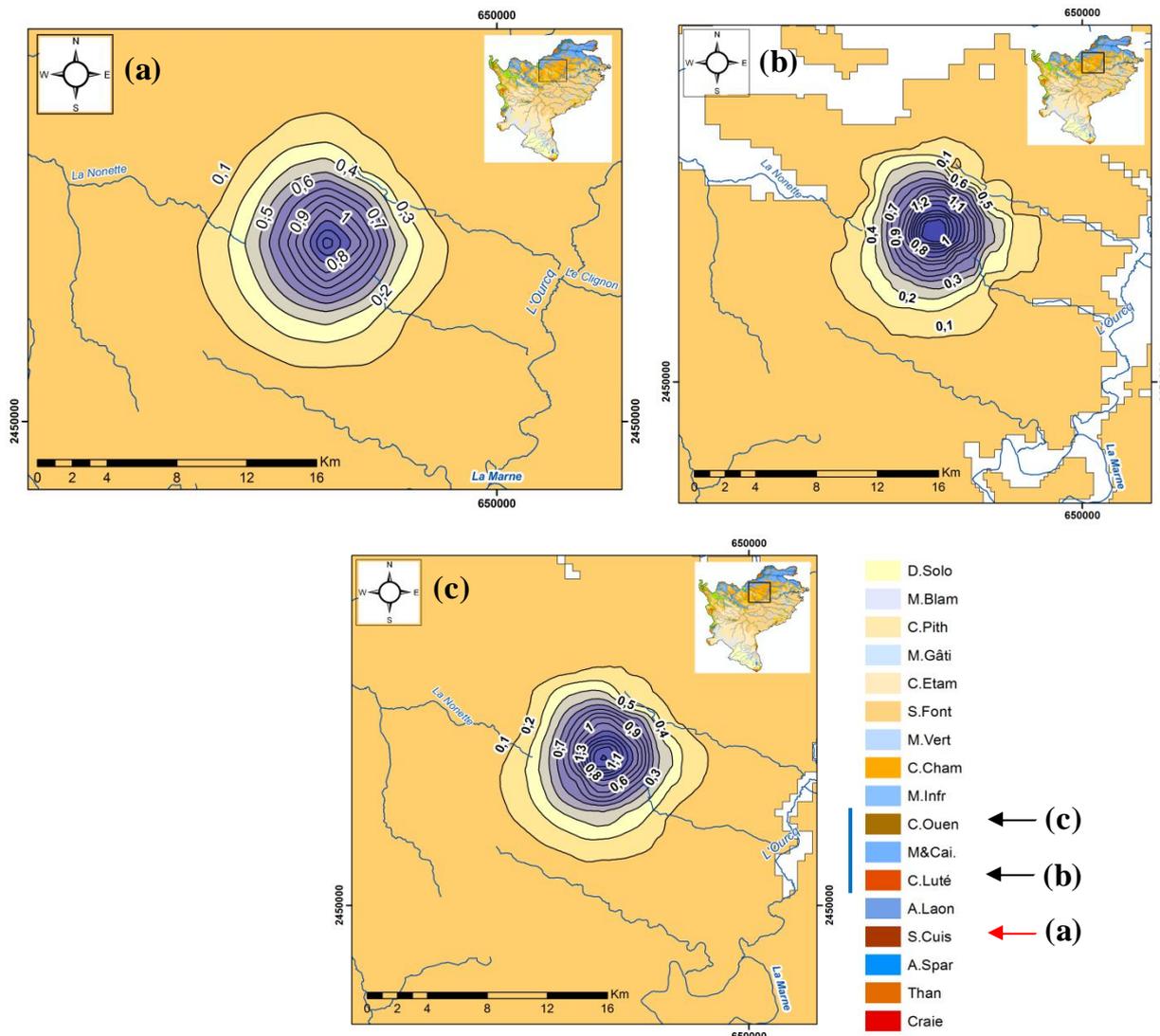


Figure 35 : Extension des dômes créés par l'injection dans trois formations différentes : les sables du Cuisien (a), les calcaires du Lutétien (b) et les calcaires de Saint-Ouen (c) – Zone Nord-Marne

Principales conclusions :

La Beauce se différencie principalement des deux autres zones d'étude par un réseau hydrographique peu dense et ne drainant que les formations de sub-surface à proximité de la zone d'injection. Pour des conditions similaires d'injection aux niveaux des trois zones d'études (10 cycles d'injection annuels (4 mois) à raison de 288 m³/h), le réseau, pris dans son ensemble, ne draine que 1/5 du volume total injecté, ces proportions pouvant évoluer jusqu'à 1/2 en secteur Nord-Marne. Même si les simulations sur les trois domaines d'étude semblent rendre compte d'une faible mobilité du dôme d'injection sur une décennie, ces premiers éléments nous permettent ainsi de cibler la zone de la Beauce comme étant le plus propice à un stockage souterrain à l'échelle pluriannuelle.

4.3. Simulations couplées d'injection/pompage sur les trois zones d'étude – Reprise par pompage de l'eau injectée

Les résultats de simulations suivants sont toujours réalisés sous données météorologiques représentatives d'un contexte climatique *moyen* actuel.

Afin d'évaluer l'ordre de grandeur du volume susceptible de pouvoir être repris par pompage, pour chacune des trois zones, les simulations de 10 cycles d'injection annuels à un débit 80 L/s présentées ci-avant ont été reprises mais modifiées pour que la phase d'arrêt d'injection soit remplacée par un pompage continu effectué dans le même ouvrage que celui ayant servi lors de l'injection.

4.3.1. Choix des débits de pompage

Les débits de pompage ont les mêmes valeurs que les débits d'injection précédemment testés (*i.e.* 30, 50 et 80 L/s sur une période de 4 mois) mais sont répartis uniformément sur 12 mois, comme le précise le Tableau 6. Un test supplémentaire (équivalent à 100 L/s) est ajouté (simulation de pompage correspondant à un scénario de crise avec des besoins en eau accrus).

Débits d'injection initiaux rapportés à 12 mois (L/s) = Débits de pompage testés
9,95 (ou 35,9 m ³ /h)
16,5 (ou 59,4 m ³ /h)
26,5 (ou 95,4 m ³ /h)
33,1 (ou 119,2 m ³ /h)

Tableau 6 : Gamme de débits de pompage simulés

4.3.2. Condition d'arrêt de pompage

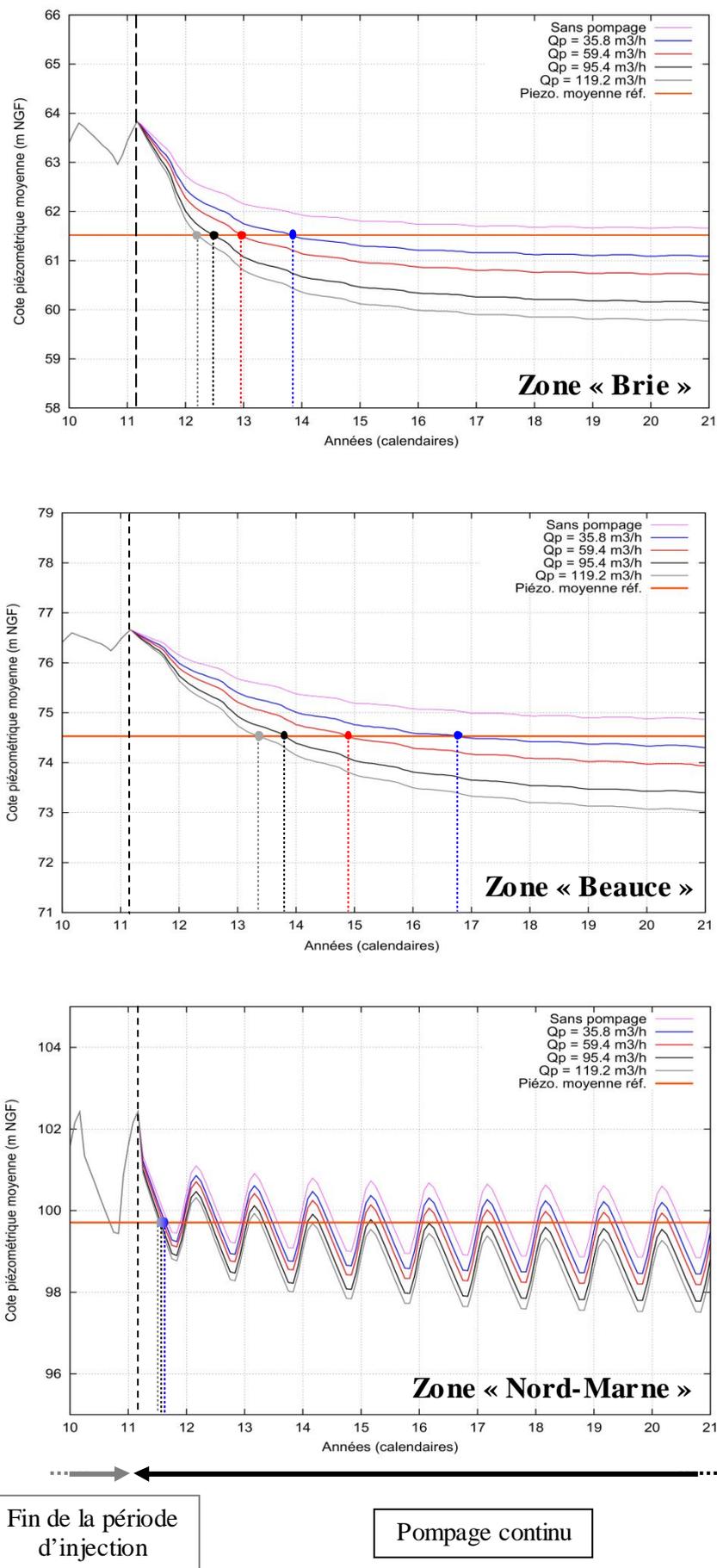
Afin de déterminer le volume susceptible d'être repris par pompage, la durée de ce dernier est définie par une condition d'arrêt qui est la suivante :

« Pour des conditions de simulation données, le pompage continu consécutif à la phase pluriannuelle d'injection prend fin lorsque la cote piézométrique moyenne du dôme piézométrique résultant de l'injection devient strictement inférieure à la cote piézométrique moyenne de référence (état non perturbé du système - sans injection ni pompage) ».

4.3.3. Résultats

La Figure 36 représente l'évolution de la piézométrie moyenne du dôme d'injection pour les trois zones d'étude dans le cas de pompages continus consécutifs à la phase d'injection pluriannuelle. Pour toutes ces simulations couplées d'injection/pompage, la phase d'injection est constituée de 10 cycles annuels de 4 mois à 80 L/s.

Le trait horizontal orange rappelle la valeur de la piézométrie moyenne de référence dans l'état non perturbé (référence moyenne).



Fin de la période d'injection

Pompage continu

Figure 36 : Evolution temporelle de la piézométrie moyenne du dôme d'injection pour les trois zones d'étude dans le cas de pompages continus consécutifs à la phase d'injection pluriannuelle

De façon cohérente avec les résultats obtenus précédemment, la zone permettant de pomper sur une plus grande période est celle de la Beauce (période variant entre 2 et 5 ans selon le débit de pompage). Les zones « Brie » et « Nord-Marne » permettent respectivement des durées de pompage moyennes de 18 et 5 mois.

Les Figure 37, Figure 38 et Figure 39 représentent, pour les trois zones d'étude, le dôme piézométrique dans la formation d'injection (sables du Cuisien) à trois temps différents, respectivement notés (1), (2) et (3) :

- Carte (1) : en fin de phase d'injection,
- Carte (2) : à l'arrêt du pompage (sous condition piézométrique imposée),
- Carte (3) : au temps défini en carte (2) mais sans pompage.

Les graphiques miniatures permettent de relier les cartes aux résultats de la page précédente, en pointant le temps et la courbe associée à chacune des trois cartes. Dans tous les cas, les cartes correspondent à un débit de pompage de 119 m³/h. La piézométrie relative est donnée par rapport à la piézométrie de référence. La comparaison des cartes (2) et (3) permet de visualiser l'impact du plus fort pompage sur le dôme.

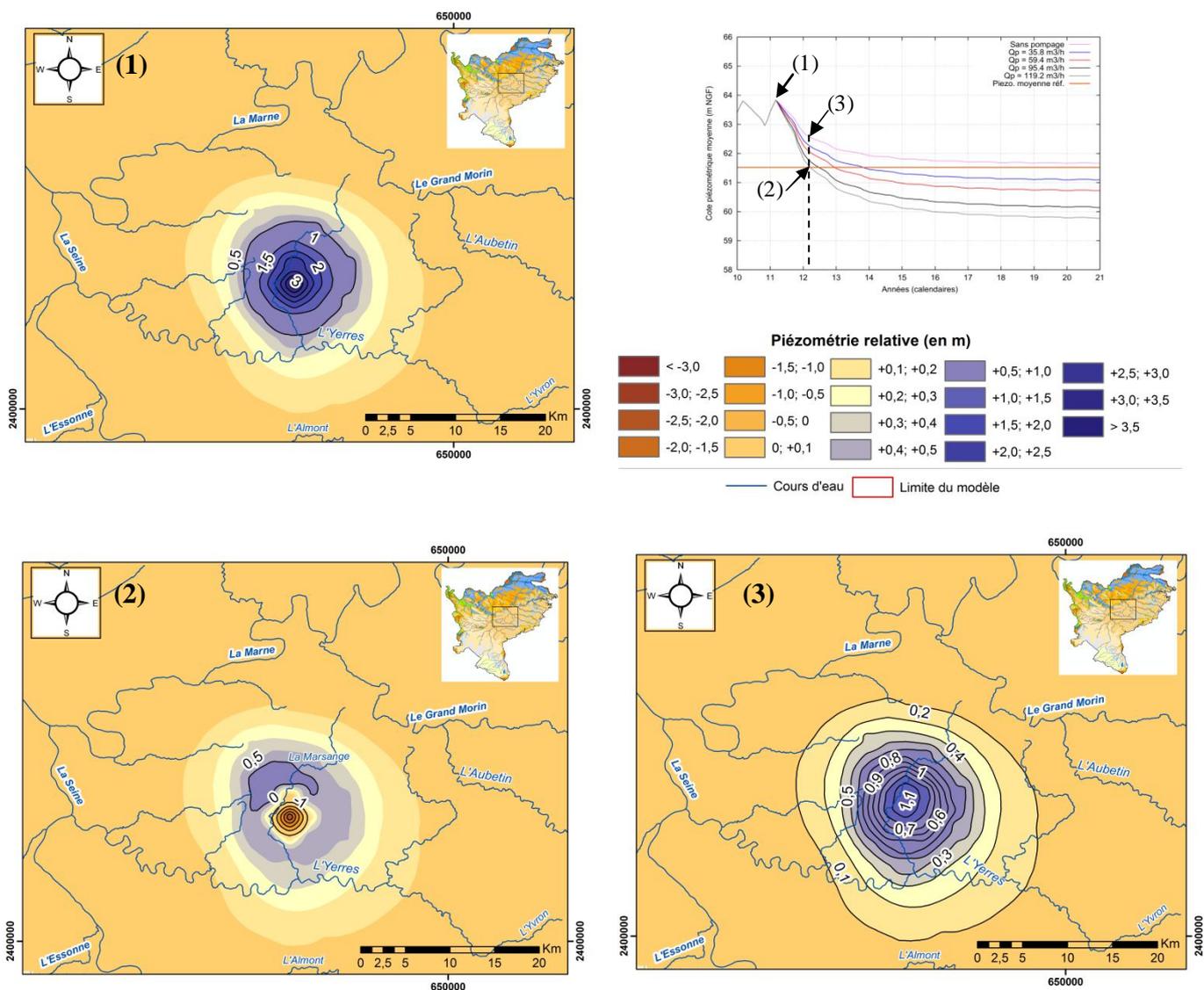


Figure 37 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des calcaires du Lutétien au niveau de la zone « Brie »

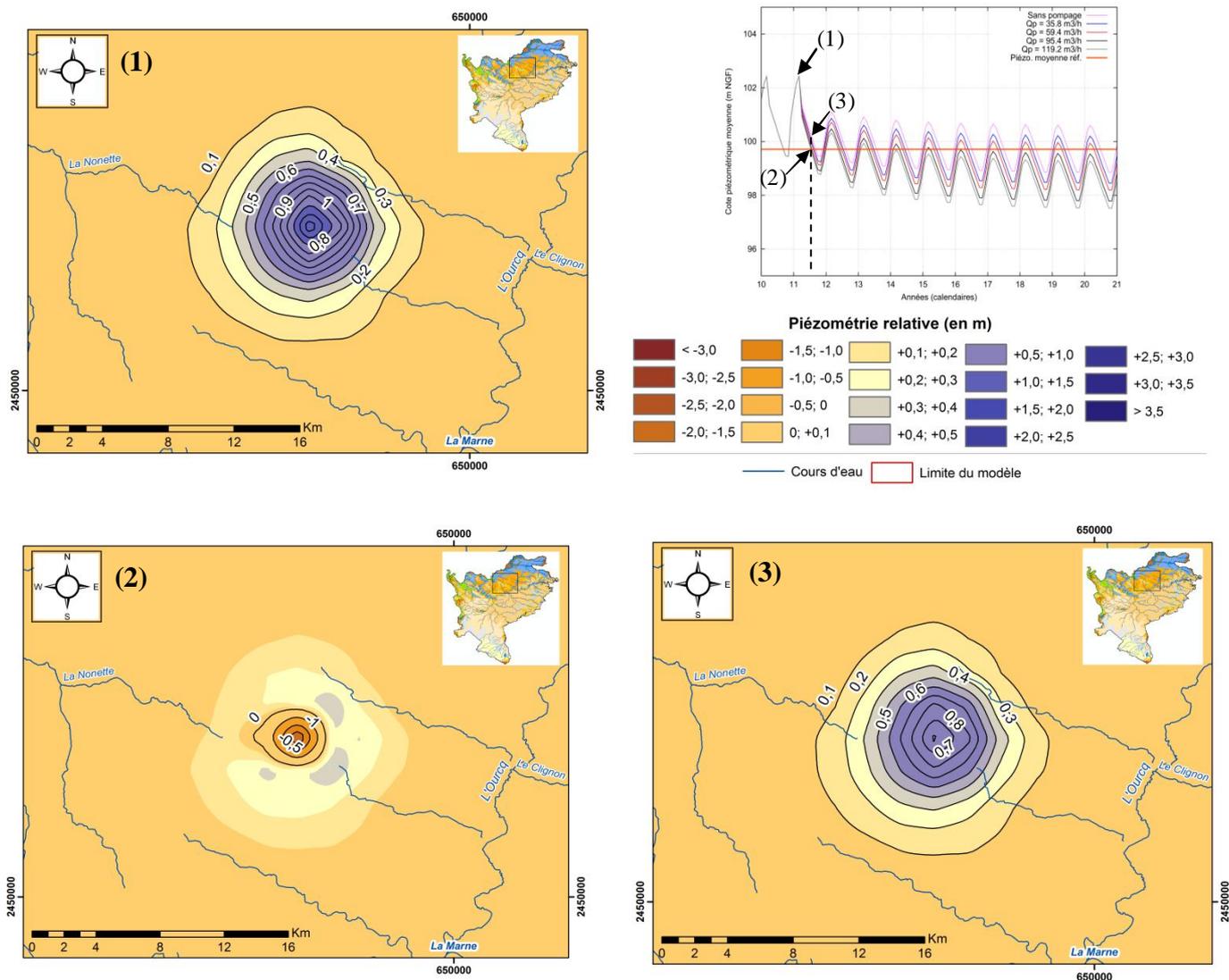


Figure 39 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien au niveau de la zone « Nord-Marne »

4.4. Rendement effectif du processus injection/pompage sous contexte climatique moyen actuel

Le rendement du processus couplé d'injection et pompage, peut s'exprimer de façon simple par le ratio suivant :

$$\eta = \left(\frac{V_{pomp\ tot}}{V_{inj\ tot}} \right)$$

Où :

- $V_{pomp\ tot}$, représente le volume pompé total sous condition piézométrique imposée,
- $V_{inj\ tot}$, représente le volume injecté total en fin des 10 cycles annuels d'injection.

Pour chacune des simulations réalisées et présentées ci-avant, les rendements calculés sont répertoriés dans les Tableau 7 à 9. Dans tous les cas, le volume total injecté est de 8 400 000 m³.

Débit de pompage (m ³ /h)	Temps de pompage (en mois)	Volume approximatif remobilisé (m ³)	Rendement η (%)
35,8	28	759 000	9,1
59,4	18	825 500	9,9
95,4	12	904 500	10,8
119,2	9	875 000	10,5

Tableau 7 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Zone d'étude de la Brie

Débit de pompage (m ³ /h)	Temps de pompage (en mois)	Volume approximatif remobilisé (m ³)	Rendement η (%)
35,8	64	1 700 000	20,3
59,4	41	1 822 000	21,8
95,4	28	2 022 000	24,2
119,2	23	2 088 000	25,0

Tableau 8 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Zone d'étude de la Beauce

Débit de pompage (m ³ /h)	Temps de pompage (en mois)	Volume approximatif remobilisé (m ³)	Rendement η (%)
35,8	5	157 300	1,9
59,4	5	260 800	3,1
95,4	4	350 300	4,2
119,2	4	437 500	5,2

Tableau 9 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Zone d'étude Nord-Marne

A titre d'exemple, on détaille ci-dessous le calcul du rendement dans le cas de la ligne grisée :

$$\eta = \frac{10 Q_p N_{jp}}{Q_{inj} N_{ji}}$$

Où :

- Q_p est le débit de pompage continu (en m³/h),
- N_{jp} , le nombre de jours où le pompage satisfait la condition imposée sur la piézométrie,
- Q_{inj} , le débit d'injection (en m³/h) (ici, 80 L/s),
- N_{ji} , le nombre de jours d'injection par an.

Soit :

$$\eta_G (en \%) = \frac{10 Q_p N_{jp}}{Q_{inj} N_{ji}} = \frac{10 * 119,2 * 730}{288 * (29 + 3 * 31)} \approx 25 \%$$

Il est intéressant de noter, et ce dans les trois cas, que malgré une période plus courte de pompage, pour un débit plus important, l'augmentation du rendement est fonction croissante du débit de pompage. En effet, un débit de pompage plus élevé permet d'éviter la diffusion de l'eau injectée au-delà de la zone de reprise.

Principales conclusions :

Les résultats d'essai de reprise par pompage continu de l'eau injectée pour les trois zones indiquent, **pour les configurations et conditions de simulations imposées**, des délais de reprise d'eau très variables, compris entre 4 mois (pour la zone Nord-Marne) et plus de 2 ans (sur le secteur de la Beauce) pour un débit d'environ 120 m³/h. A titre d'exemple, pour un volume total injecté d'environ 8 430 000 m³, le volume remobilisé en Beauce est de 2 088 000 m³ (25 %), et de 875 000 et 437 500 m³ respectivement pour les secteurs Brie et Nord-Marne.

Le volume de reprise d'eau (et *a fortiori* le rendement du dispositif injection/repompage) est une fonction croissante du débit de pompage; un débit plus important permettant de parer à l'écoulement naturel de l'eau injectée au-delà de la zone de reprise.

Conformément aux résultats du paragraphe précédent, ces résultats ciblent la zone de la Beauce comme la plus adaptée à la mise en place d'un dispositif de stockage souterrain (bonne inertie de l'hydrosystème, volume drainés faibles, rendement effectif moyen de 25 % environ).

5. Etude et simulations sous contexte de changement climatique

En contexte de changement climatique, il convient de déterminer si l'hydrosystème répond différemment à une perturbation par injection et si les modifications de recharge et de drainage par les cours d'eau ont un impact sensible (positif ou négatif) sur les rendements précédemment calculés.

L'étude du stockage sous conditions de changement climatique est effectuée uniquement sur la zone d'étude de la Beauce. La transposition aux deux autres secteurs étant toujours possible sur la base des résultats obtenus sous climat actuel.

5.1. Caractéristiques des années hydrologiques moyennes sélectionnées

Afin de les différencier, les contextes climatiques moyens, sous changement climatiques sont intitulés :

- **ACT** : actuel – contexte climatique *moyen* actuel,
- **MS** : mi-siècle – contexte climatique *moyen* à l'horizon 2050,
- **FS** : fin de siècle – contexte climatique *moyen* à l'horizon 2100.

Selon la même méthodologie que celle exposée en paragraphe 4.1., deux années hydrologiques représentatives d'un contexte climatique à mi-siècle et fin de siècle ont été sélectionnées (cf. Tableau 10). Pour ce faire, les données utilisées sont fournies par le modèle de climat ARPEGE de Météo-France sous scénario SRES-A1B et désagrégé sur le maillage 8x8 km des données SAFRAN par la méthode des régimes de temps. Cette simulation climatique a l'avantage de fournir une modélisation continue sur la période 1950-2100. Les limites des périodes correspondant aux horizons 2050 (**MS**) (soit 2045-2065) et 2100 (**FS**) (2070-2099) ont été définies pour coïncider avec les périodes d'étude de RExHySS.

Contexte climatique moyen	MS	FS
Période associée	2045-2065	2070-2099
Année hydrologique moyennée retenue	2047/2048	2087/2088

Tableau 10 : Années hydrologiques sélectionnées correspondant à chacun des deux nouveaux contextes climatiques testés

De manière analogue à la Figure 25, la Figure 40 présente l'évolution interannuelle de la recharge efficace calculée par le modèle de surface sur la période 2012-2099.

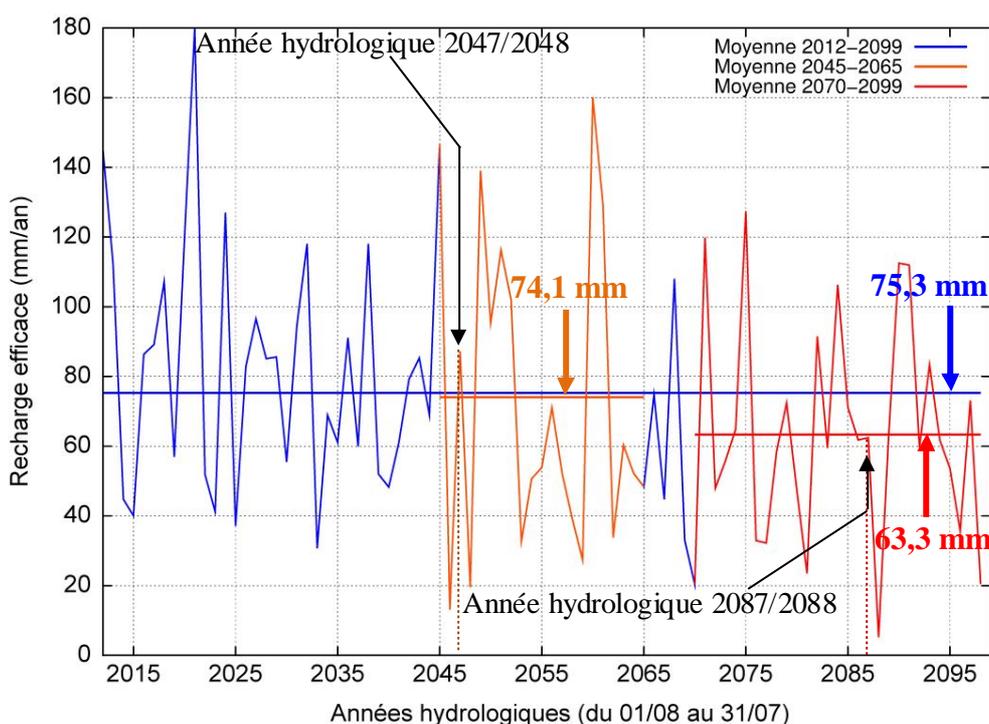


Figure 40 : Evolution interannuelle de la recharge efficace calculée par le modèle de surface pour les contextes **MS** et **FS** – Simulation ARPEGE/A1B

De même, les Figure 41 à Figure 44 présentent les caractéristiques météorologiques annuelles spatialisées des deux années sélectionnées.

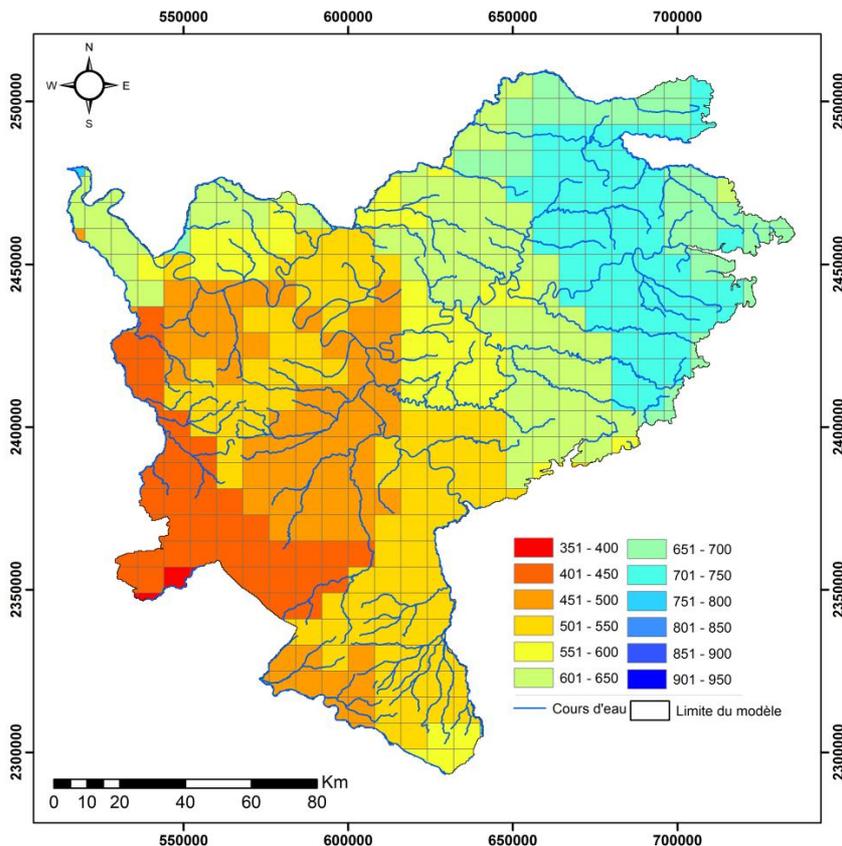


Figure 41 : Précipitations annuelles spatialisées (en mm) à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique référence 2047/2048 (contexte climatique *Milieu de Siècle*)

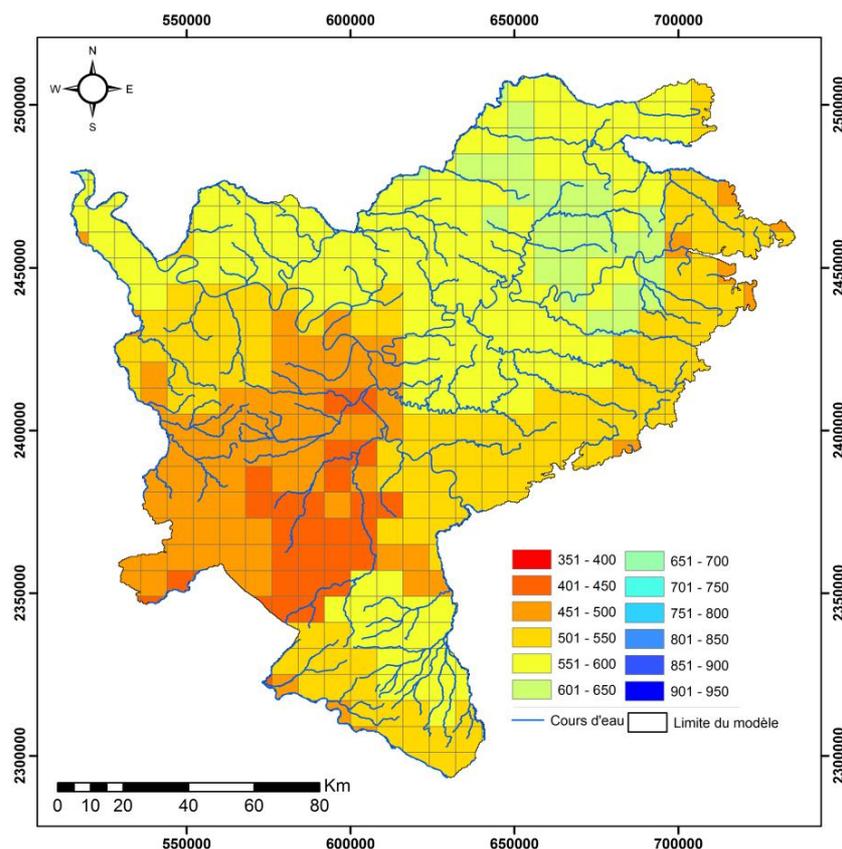


Figure 42 : Précipitations annuelles spatialisées (en mm) à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique de référence 2087/2088 (contexte climatique *Fin de Siècle*)

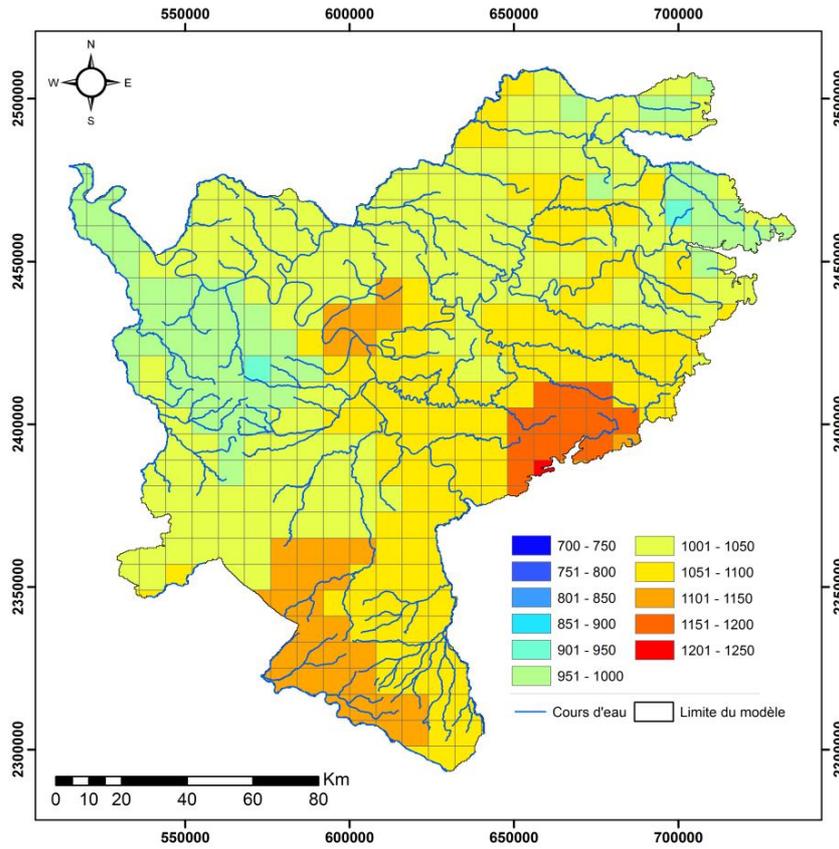


Figure 43 : ETP annuelle spatialisée (en mm) à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique de référence 2047/2048 (contexte climatique *Milieu de Siècle*)

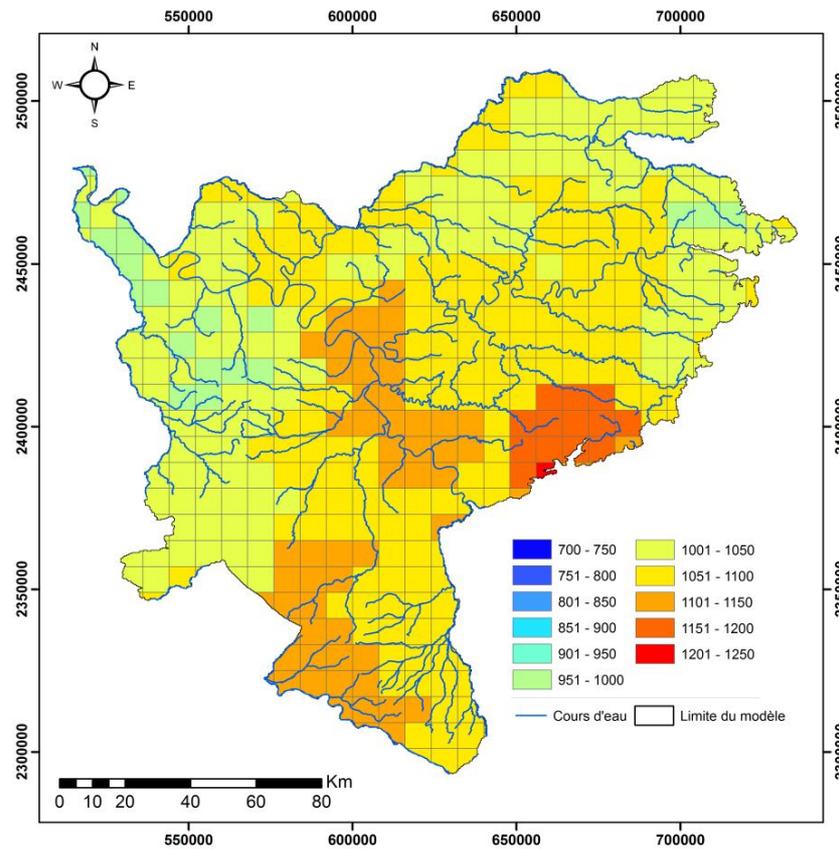


Figure 44 : ETP annuelle spatialisée (en mm) à l'échelle de la maille SAFRAN pour l'année hydrologique de référence 2087/2088 (contexte climatique *Fin de Siècle*)

Enfin, les Figure 45 et Figure 46 indiquent respectivement l'évolution journalière de la pluviométrie moyenne ainsi que celle de la recharge efficace moyenne journalière calculée par le modèle de surface pour les deux années hydrologiques retenues.

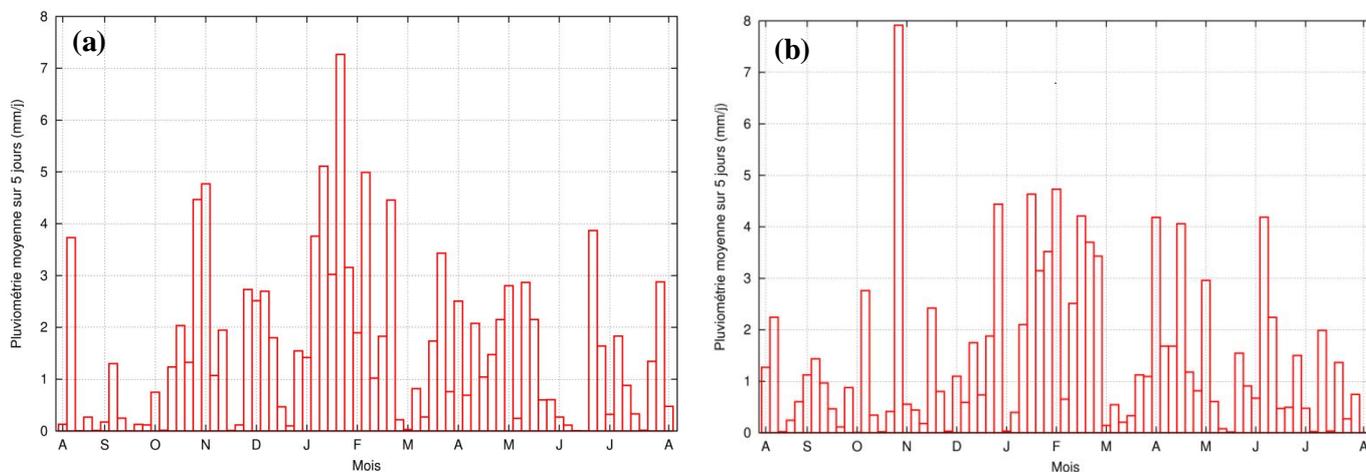


Figure 45 : Evolution journalière de la pluviométrie moyenne des deux années hydrologiques de référence ((a) : 2047/2048, (b) : 2087/2088)

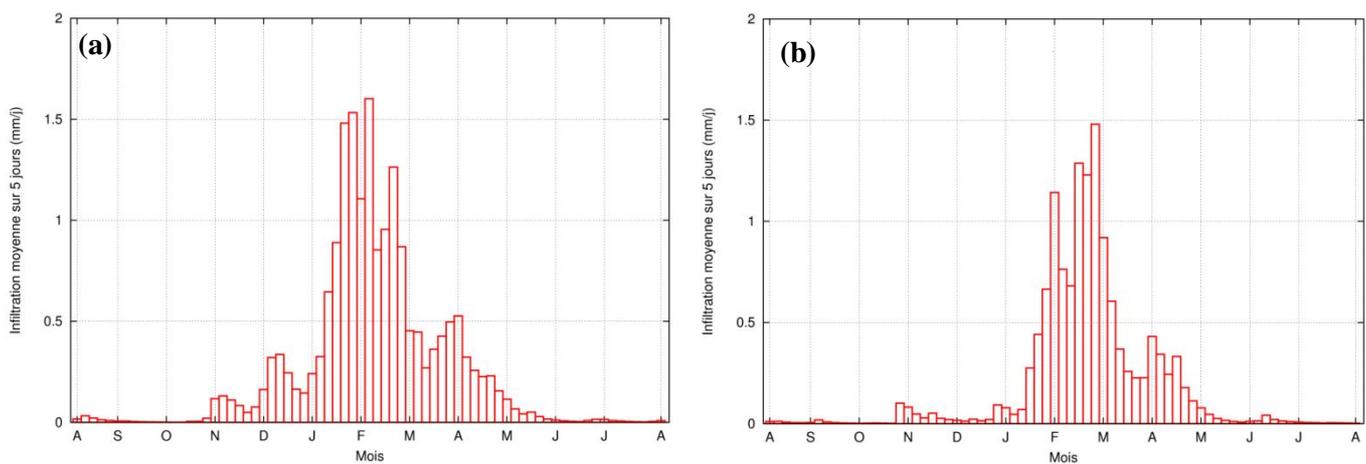


Figure 46 : Evolution de la recharge efficace moyenne journalière calculée par le modèle de surface pour les deux années hydrologiques de référence retenues ((a) 2047/2048, (b) 2087/2088)

De même que précédemment, pour chacun des deux nouveaux contextes climatiques d'étude, la simulation d'une piézométrie de référence est réalisée comme le rappelle le schéma suivant :

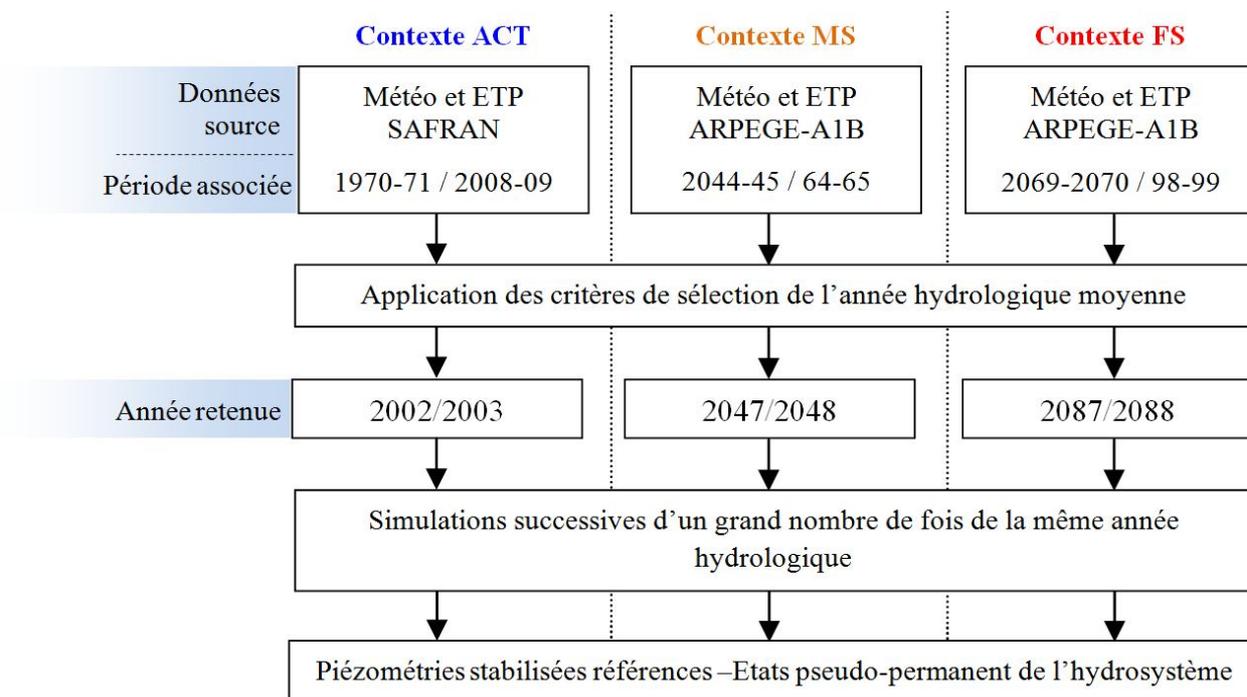


Figure 47 : Mode d'obtention des piézométries de référence pour chacun des trois contextes climatiques moyens d'étude

Les Figure 48 et Figure 49 précisent les différentiels piézométriques calculés en milieu et fin de siècle par rapport à la piézométrie moyenne en temps présent (piézométries stabilisées de début de simulation - Figure 30 et Figure 31) (niveaux de nappes globalement plus bas dus à une recharge globalement plus faible).

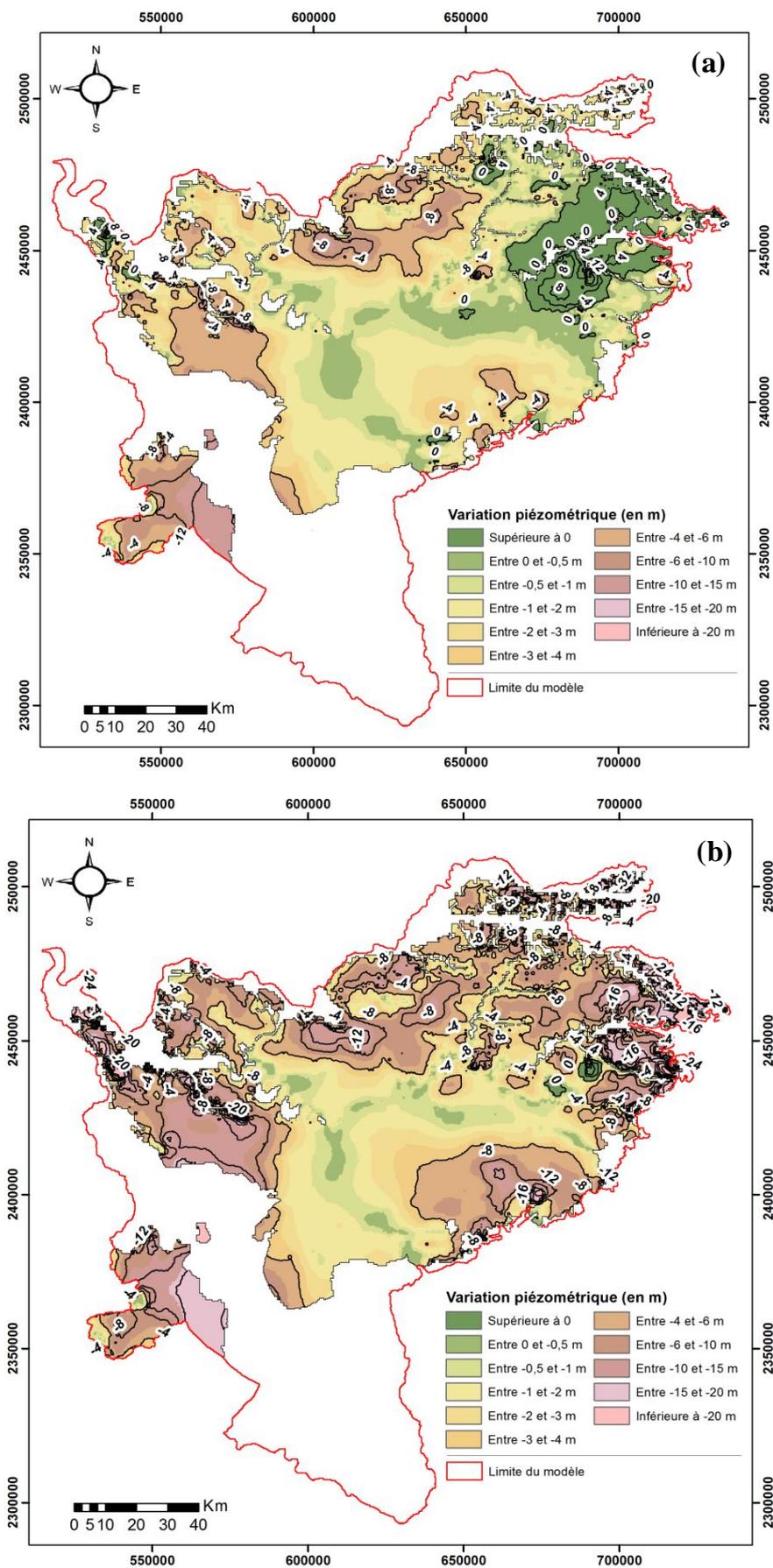


Figure 48 : Différentiels piézométriques calculés en fin de période d'initialisation par rapport au cas ACT (contexte climatique moyen actuel) dans les deux horizons cibles de l'injection pour le cas MS ((a) : calcaires du Lutétien, (b) : sables du Cuisien)

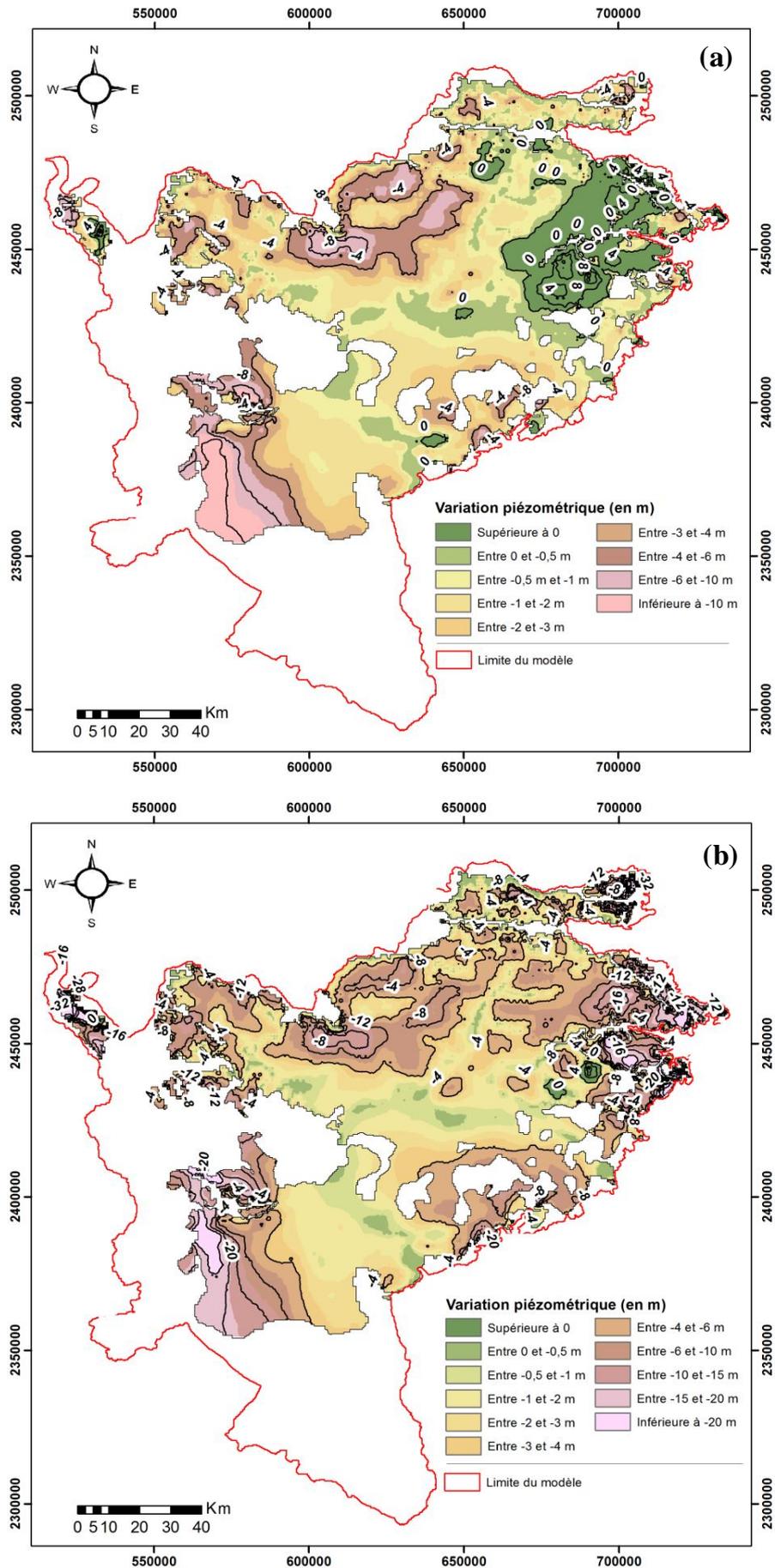


Figure 49 : Différentiels piézométriques calculés en fin de période d'initialisation par rapport au cas ACT (contexte climatique moyen actuel) dans les deux horizons cibles de l'injection pour le cas FS) ((a) : calcaires du Lutétien, (b) : sables du Cuisien)

5.2. Simulations pluriannuelles couplées d'injection/pompage

Il s'agit notamment d'évaluer l'influence de la diminution de la recharge des nappes et des débits des cours d'eau sur la modification de la réponse de l'hydrosystème.

La première étape consiste à évaluer l'éventuelle modification de l'évolution piézométrique au droit de la zone d'injection. La Figure 50 présente ainsi de façon synchrone et pour chacun des trois contextes climatiques testés (**actuel**, **mi-siècle** et **fin de siècle**) :

- **(a)** : l'évolution comparée du gain piézométrique dû aux cycles d'injection au niveau de la maille d'injection,
- **(b)** : l'évolution comparée de l'évolution du surcroît de débit enregistré à l'aval du réseau hydrographique, résultant du drainage des nappes par les rivières.

De façon analogue aux simulations précédentes, ces graphes résultent de tests comprenant deux phases :

- une phase d'injection composée de 10 cycles annuels d'une durée de 4 mois à 80 L/s,
- un arrêt d'injection sur les 10 dernières années de simulation.

Cette figure indique qu'il ne semble pas y avoir de modifications majeures quant à l'allure globale de la réponse piézométrique, quel que soit le contexte climatique de simulation (effet cumulatif sur les premières années puis stabilisation piézométrique précédemment observée). Cependant, il est important de noter que les piézométries sont globalement plus hautes sur les périodes comprises entre 1 et 5 ans après la fin de l'injection.

Le graphique de l'évolution du débit différentiel en fonction du temps pour les trois contextes montre des accroissements des débits de drainage systématiquement plus faibles sous conditions de changement climatique. Cela s'explique par une conséquence de la baisse de la recharge globale des aquifères (notamment de ceux de subsurface) entraînant une diminution du drainage des nappes par les rivières.

La forme de la réponse des débits en rivières, quant à elle, reste identique sous les trois contextes climatiques.

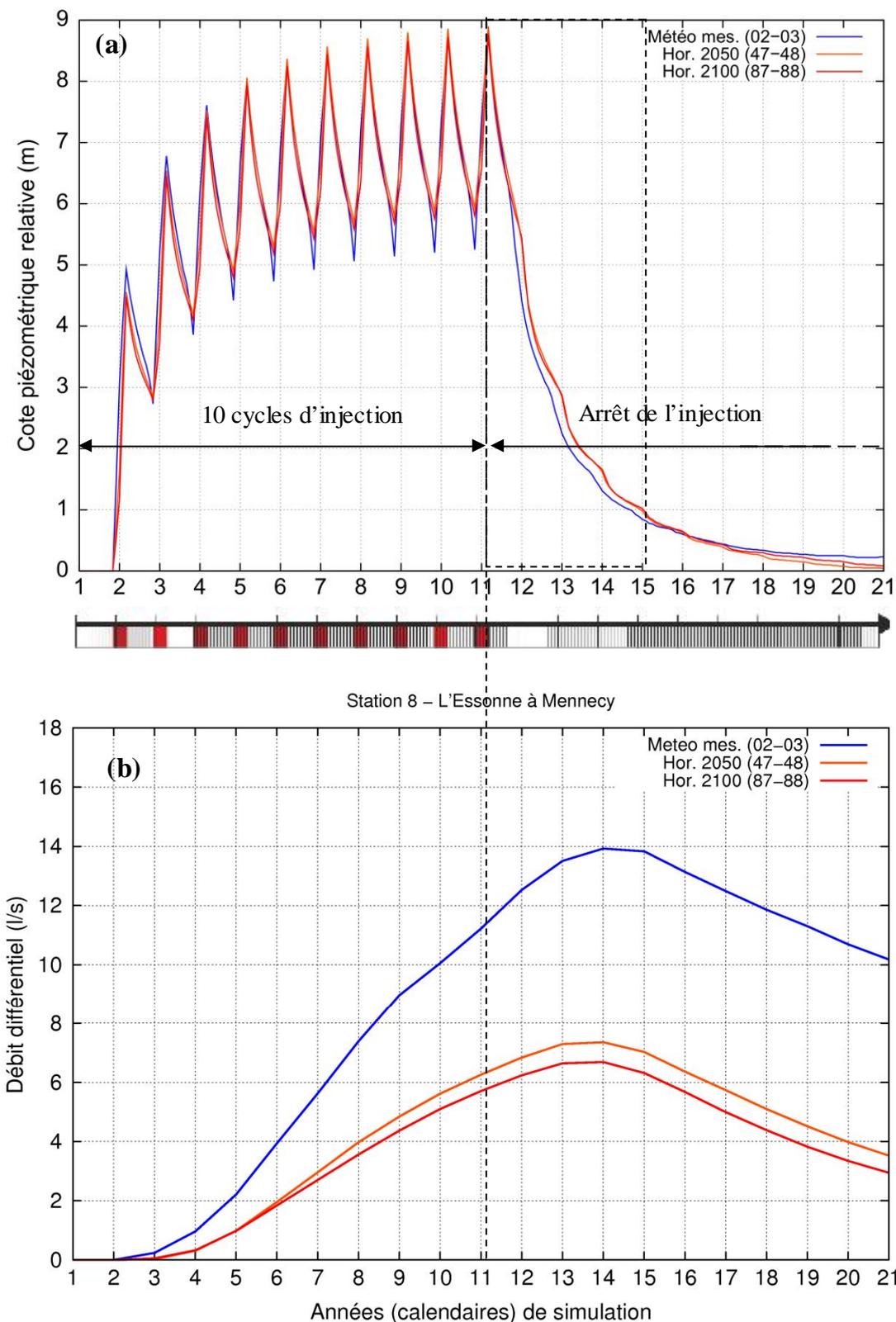


Figure 50 : Evolution synchrone de la piézométrie au niveau de la maille d'injection et du surplus de débit (débit annuel moyen) drainé dans le cas simulations d'injection avec arrêt

De manière analogue à la Figure 32, la Figure 51 indique l'évolution temporelle du ratio entre le volume injecté et drainé total cumulé lors de l'arrêt d'injection. Elle met en évidence une baisse globale de moitié des volumes drainés sous conditions de changement climatique, soit en fait une diminution des pertes dans une optique de stockage souterrain.

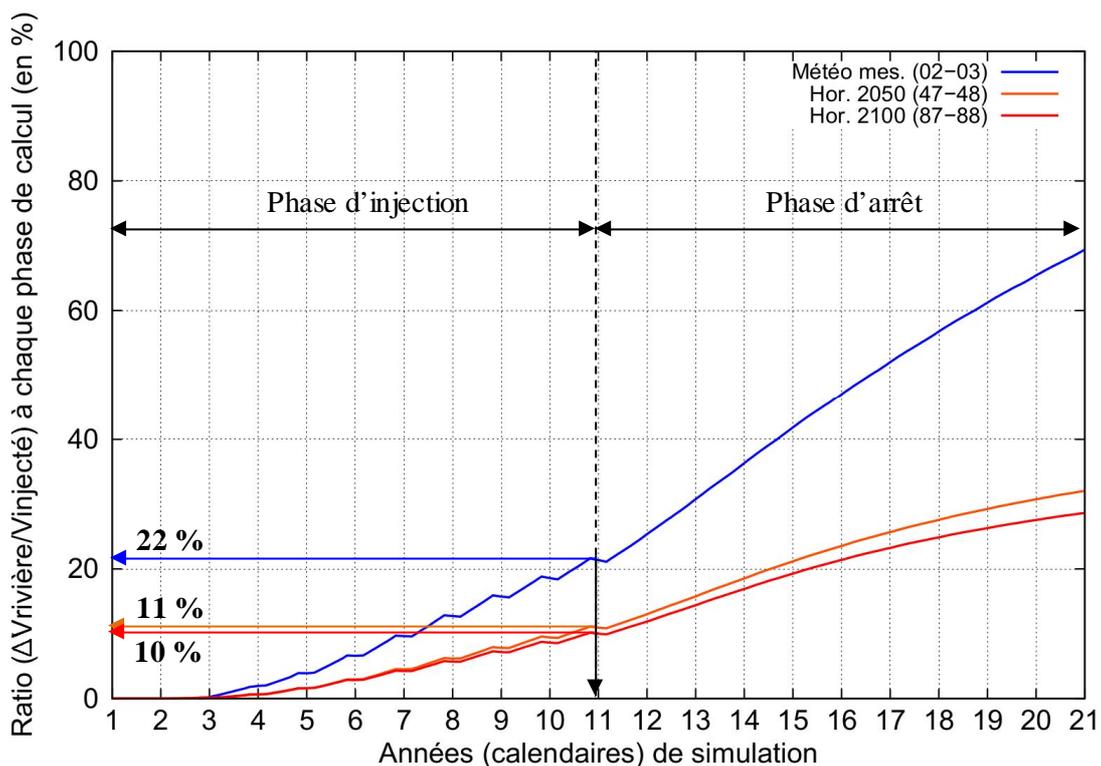


Figure 51 : Evolution temporelle du ratio entre le volume injecté et drainé total cumulé lors de l'arrêt d'injection

La Figure 52 indique l'évolution piézométrique moyenne au niveau du dôme d'injection lors de la phase de pompage de l'eau injectée. La phase pluriannuelle d'injection est toujours composée de 10 cycles d'injection annuels (4 mois) à 80 L/s. Chacun des trois faisceaux de courbes correspond à un groupe de simulations réalisées pour un contexte climatique donné. Ici, seuls deux débits de reprise par pompage sont testés (59,5 et 118,8 m³/h).

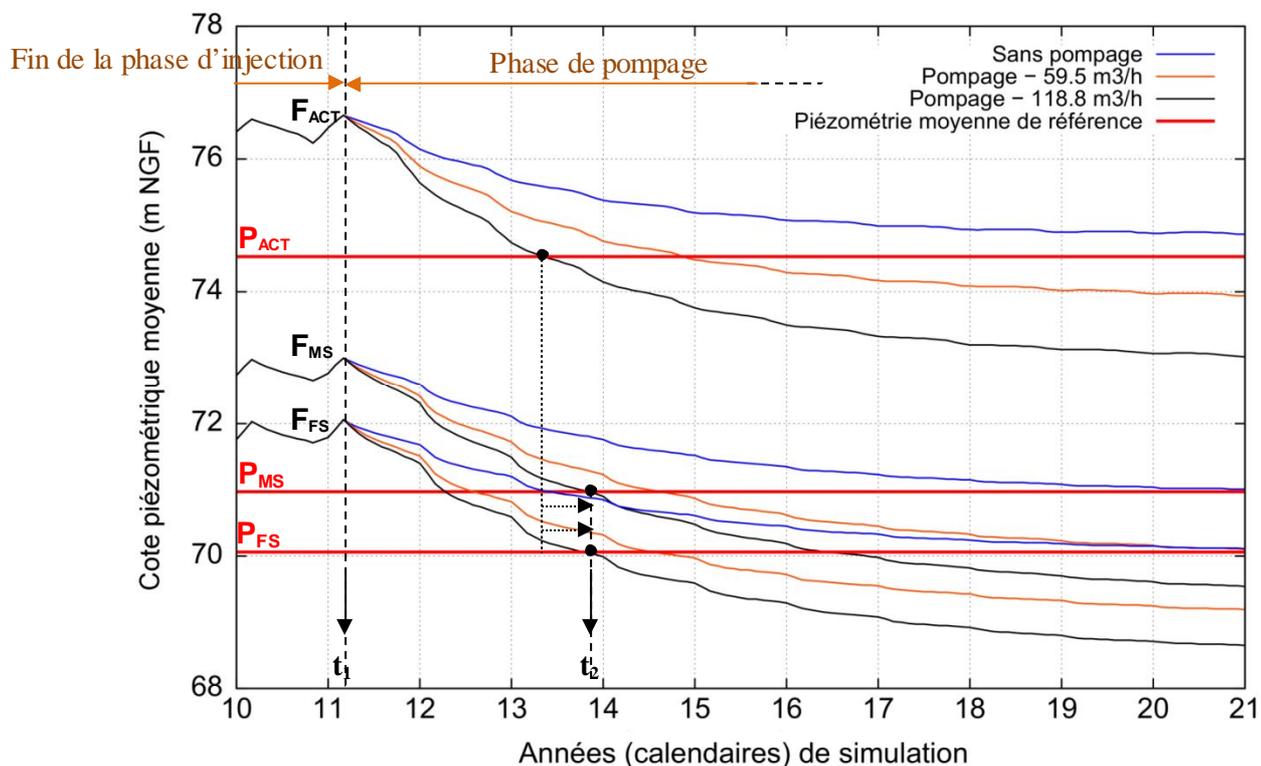
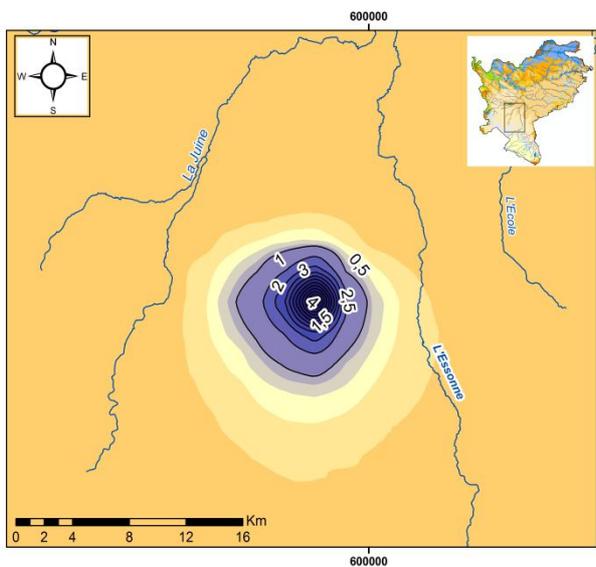
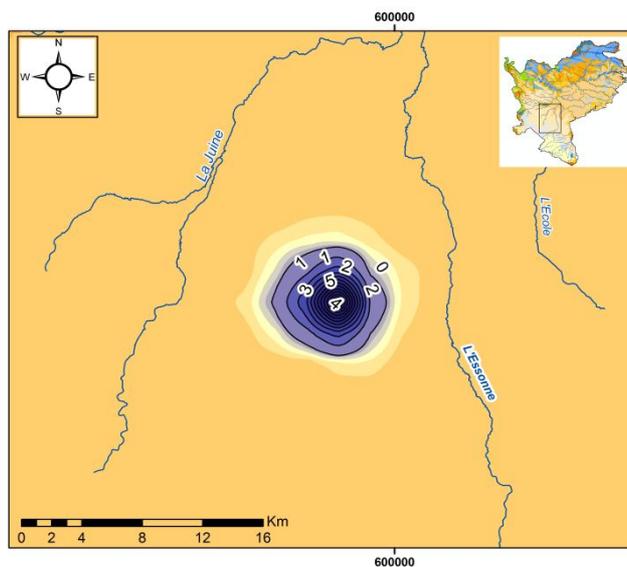


Figure 52 : Evolution temporelle de la piézométrie moyenne du dôme d'injection pour les trois zones d'étude dans le cas de pompages continus suite à la phase d'injection pluriannuelle (F_{ACT} : Contexte climatique moyen actuel, F_{MS} : contexte climatique moyen à mi-siècle, F_{FS} : contexte climatique moyen en fin de siècle – Les lignes horizontales rouges représentent les valeurs des piézométries moyennes de référence pour le contexte climatique associé

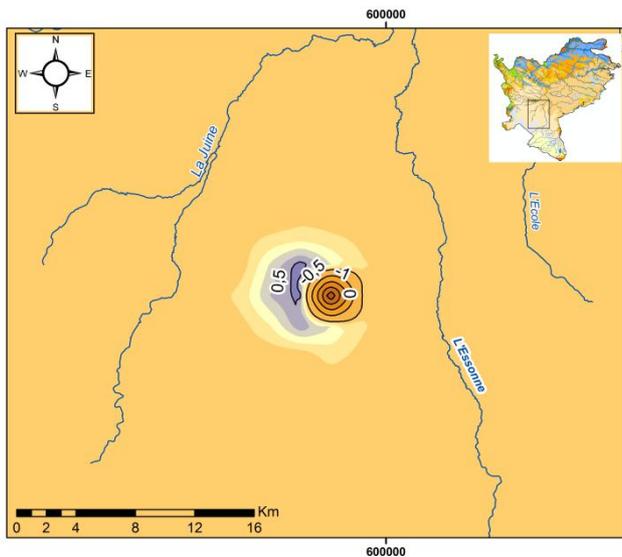
Les Figure 53 et Figure 54 permettent de visualiser et de comparer l'extension du dôme au sein de l'aquifère cible d'injection (sables du Cuisien) dans 4 situations différentes.



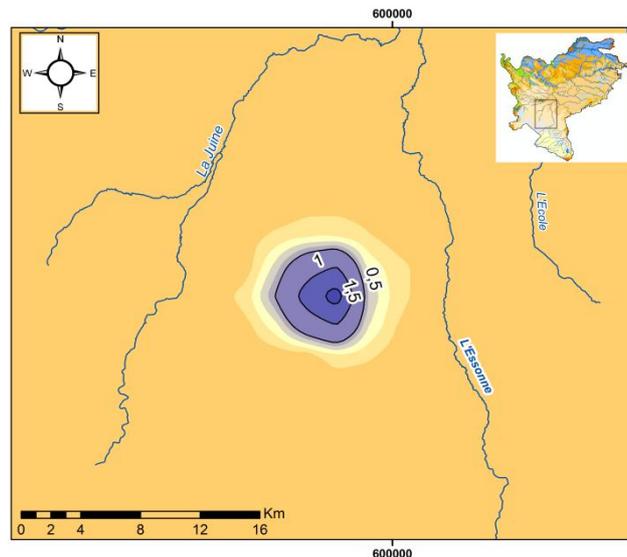
(1) Dôme piézométrique en fin de période d'injection - Contexte climatique moyen ACT



(2) Dôme piézométrique en fin de période d'injection - Contexte climatique moyen MS



(3) Dôme piézométrique au temps d'arrêt du pompage - Contexte climatique moyen MS



(4) Dôme piézométrique au temps associé à la carte (3), mais sans pompage - Contexte climatique moyen MS

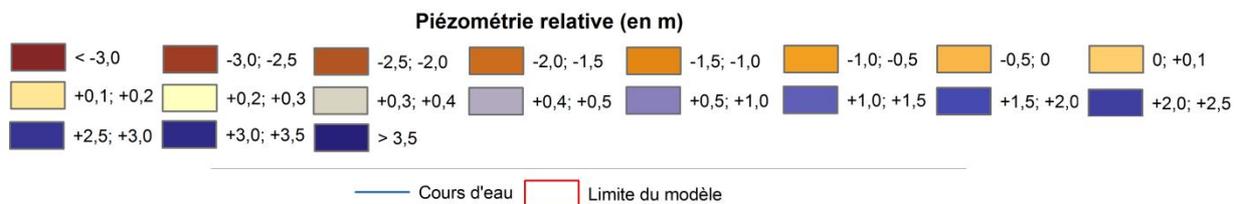
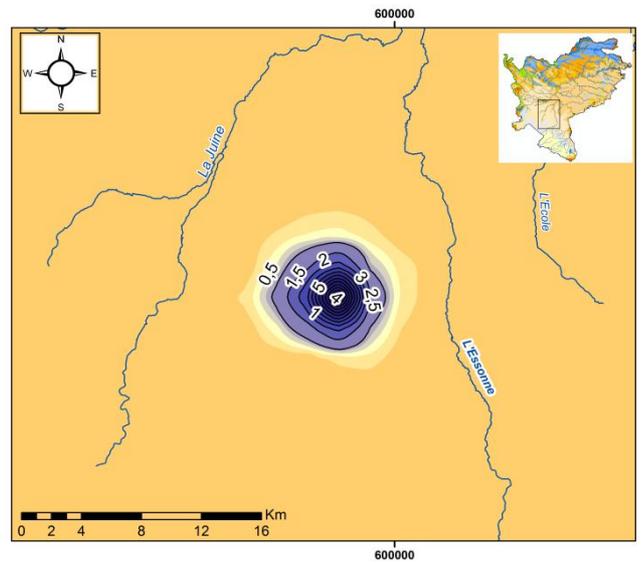
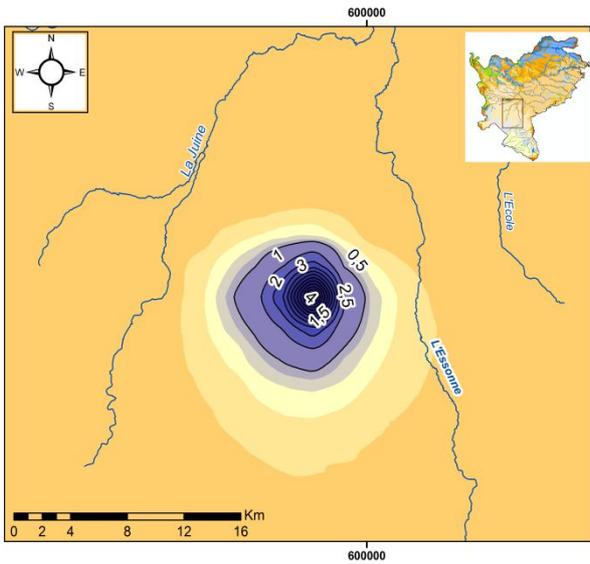
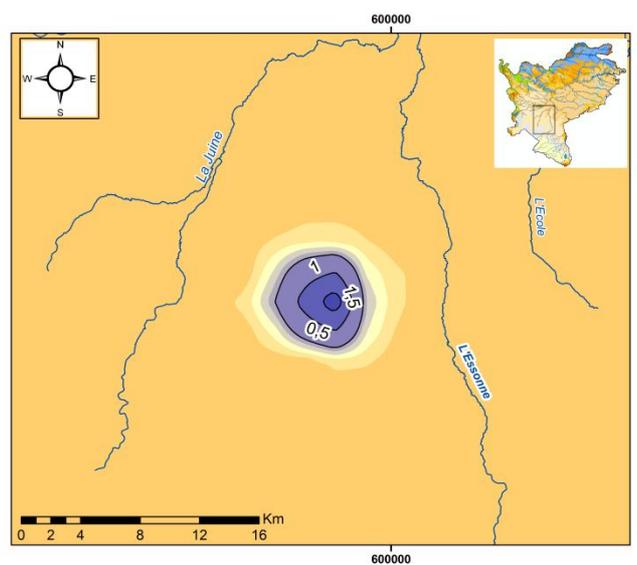
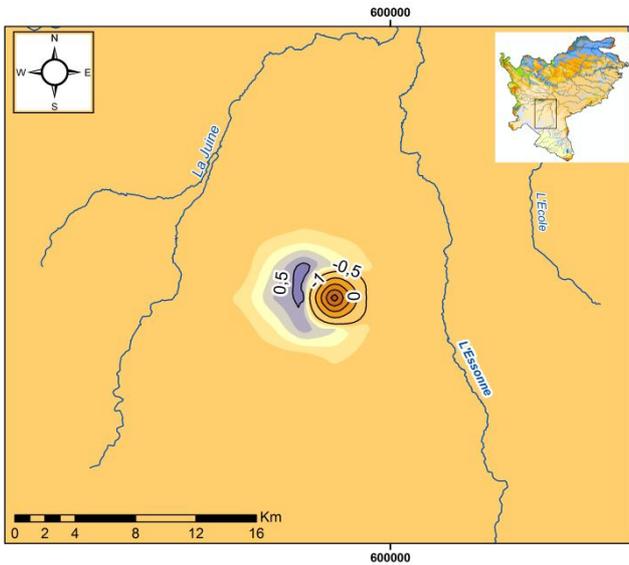


Figure 53 : Extensions latérales du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien dans 4 situations différentes – Simulations sous forçage climatique de milieu de siècle



(1) Dôme piézométrique en fin de période d'injection - Contexte climatique moyen **ACT**

(2) Dôme piézométrique en fin de période d'injection - Contexte climatique moyen **FS**



(3) Dôme piézométrique à l'arrêt du pompage - Contexte climatique moyen **FS**

(4) Dôme piézométrique au temps associé à la carte (3), mais sans pompage - Contexte climatique moyen **MS**

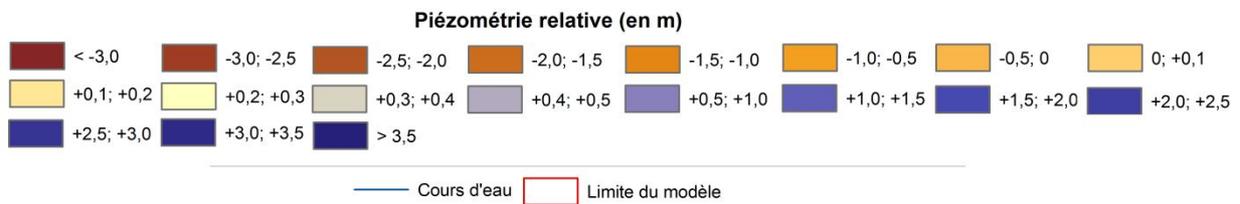


Figure 54 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien dans 4 situations différentes – simulations sous forçage climatique de fin de siècle

Les Tableau 11 et Tableau 12 indiquent les valeurs des rendements effectifs calculés sous les deux contextes climatiques testés. Les valeurs de rendements précédemment calculés sous contexte climatique moyen actuel sont rappelées à titre de comparaison.

Débit de pompage (m ³ /h)	Temps de pompage (en mois)	Volume approximatif remobilisé (m ³)	Rendement $\eta_{MS}(\%)$	$\eta_{ACT}(\%)$
59,4	38	1 690 700	20,2	21,8
119,2	29	2 611 00	31,2	25,0

Tableau 11 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Forçage climatique *de milieu de siècle*

Débit de pompage (m ³ /h)	Temps de pompage (en mois)	Volume approximatif remobilisé (m ³)	Rendement $\eta_{FS}(\%)$	$\eta_{ACT}(\%)$
59,4	37	1 648 000	19,7	21,8
119,2	28	2 525 200	30,2	25,0

Tableau 12 : Evolution du rendement effectif en fonction du débit de pompage – Forçage climatique *de fin de siècle*

Principales conclusions :

Les résultats indiquent que la baisse globale des niveaux de nappes simulés à mi-siècle et/ou fin de siècle (cf. Figure 48 et Figure 49) démontrent une baisse de la différence de charge entre les nappes et les rivières, diminuant ainsi de façon globale le volume total drainé (cf. Figure 50) et permettant une réduction de moitié de ce dernier sous conditions climatiques moyennes de milieu et de fin de siècle par rapport aux conditions climatiques moyennes actuelles (cf. Figure 51).

Il s'ensuit également une réduction de la dynamique du dôme piézométrique de la zone d'injection, qui se traduit par des niveaux piézométriques plus élevés en fin d'injection (cf. Figure 50 et Figure 53). Les volumes de reprise d'eau sont donc plus importants, particulièrement à fort débit de pompage (augmentation du rendement d'environ 5 % pour un débit de pompage de 120 m³/h sous conditions de changement climatique, soit un volume équivalent supplémentaire approximatif de 500 000 m³).

6. Simulations d'alternance annuelle de phases d'injection et de pompage

Ce paragraphe présente des résultats de simulations d'alternance d'injection/pompage à l'échelle annuelle sous chacun des trois forçages climatiques testés. Le site ciblé est celui de la Beauce, la transposition aux deux autres secteurs étant toujours possible sur la base des résultats des simulations sous climat actuel à l'échelle pluriannuelle.

De même que précédemment, la période de simulation est scindée en deux phases :

- **une phase continue d'injection** en nappe durant la saison hivernale (de début décembre à fin mars) à 80 L/s (288 m³/h), synchrone d'un prélèvement proximal en rivière (au même débit),
- **une phase continue de reprise par pompage de l'eau injectée** sur le restant de l'année (de début avril à fin novembre).

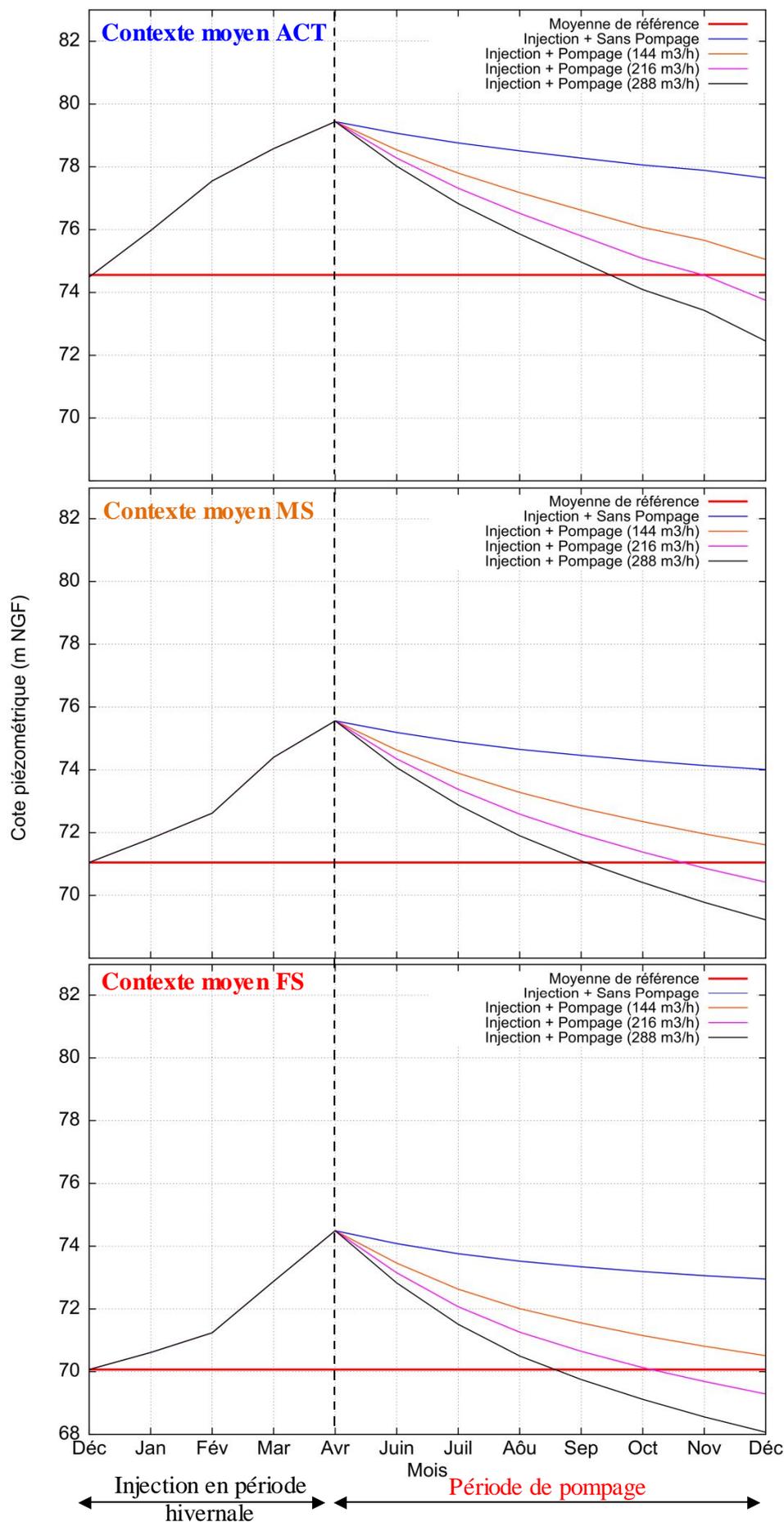


Figure 55 : Evolution piézométrique moyenne lors de la succession de phase d'injection et de pompage à l'échelle annuelle

Trois débits de pompage sont testés: 40, 60 et 80 L/s. La Figure 56 présente l'extension du dôme piézométrique, au sein de la formation injectée des sables du Cuisien, pour trois situations différentes :

- Carte (1) : en fin de phase d'injection,
- Carte (2) : à l'arrêt du pompage (sous condition piézométrique imposée),
- Carte (3) : au temps précédemment défini en carte (2) et correspondant à l'arrêt du pompage (sans pompage).

La piézométrie relative est donnée en mètres par rapport à la piézométrie de référence associée.

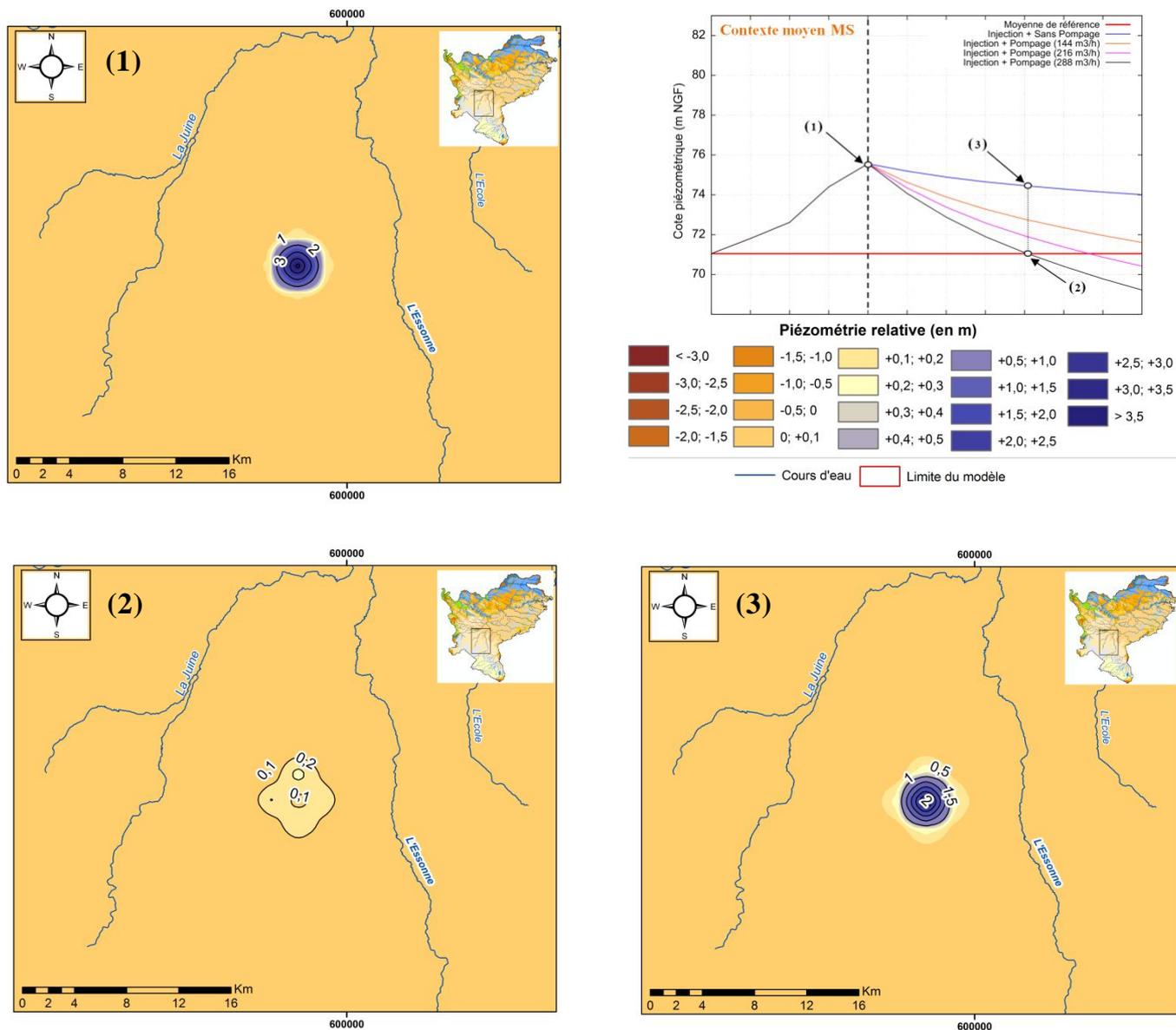


Figure 56 : Extensions du dôme piézométrique dans la formation des sables du Cuisien sous forçage climatique de milieu de siècle

Les tableaux suivants indiquent les valeurs des rendements effectifs déterminées pour ces simulations.

Débit de pompage (m ³ /h)	Temps de pompage (en mois)	Volume approximatif remobilisé (m ³)	Rendement η (%)
144	7	739 500	88,4
216	5	793 100	94,8
288	4	843 200	100,0

Tableau 13 : Evolution du rendement en fonction du débit de pompage – Simulation à l'échelle annuelle – Forçage climatique actuel **ACT**

Débit de pompage (m ³ /h)	Temps de pompage (en mois)	Volume approximatif remobilisé (m ³)	Rendement η (%)
144	8	843 200	100,0
216	5	793 100	94,8
288	4	843 200	100,0

Tableau 14 : Evolution du rendement en fonction du débit de pompage – Simulation à l'échelle annuelle – Forçage climatique de milieu de siècle **MS**

Débit de pompage (m ³ /h)	Temps de pompage (en mois)	Volume approximatif remobilisé (m ³)	Rendement η (%)
144	8	843 200	100,0
216	5	793 100	94,8
288	4	843 200	100,0

Tableau 15 : Evolution du rendement en fonction du débit de pompage – Simulation à l'échelle annuelle – Forçage climatique de fin de siècle **FS**

Par comparaison avec les simulations réalisées à l'échelle pluriannuelle, les fortes différences de rendement observées soulignent la grande importance du choix entre une gestion annuelle ou pluriannuelle de la nappe sur le rendement du système. En ce qui concerne la gestion pluriannuelle, une optimisation serait à rechercher pour une mise en œuvre opérationnelle alors que pour les simulations, la longueur de la période d'injection a arbitrairement été fixée à 10 cycles annuels. Cependant, afin de préciser l'évolution du rendement en fonction du nombre d'années d'injection, une série supplémentaire de simulation a été réalisée, pour lesquelles le nombre d'années d'injection précédent une exploitation du stockage varie.

7. Influence de la durée d'injection sur le rendement du dispositif

Entre une phase d'injection comprenant un unique cycle annuel ou 10 cycles annuels répétés, une forte baisse du rendement est calculée (environ 70 %). Une série de simulations faisant varier le nombre d'années d'injection précédent une exploitation du stockage a donc été réalisée afin de préciser le type d'évolution du rendement en fonction du nombre d'années d'injection. Le Tableau 16, précise les paramètres de simulations utilisés et présente les rendements calculés. Dans tous les cas, la durée annuelle et le débit d'injection restent inchangés et sont respectivement de 4 mois et de 80 L/s. Le débit de pompage est également de 80 L/s. Les modalités de calcul des rendements restent inchangées. L'ensemble des simulations est réalisé sous forçage climatique **de milieu de siècle**.

Simulation	Nombre d'années d'injection	Période et débit d'injection annuelle	Débit de pompage	Rendement η (en %)
A	1	4 mois – 80 L/s	80 L/s	100
B	3			44,8
C	5			39,2
D	8			33,6
E	10			31,2

Tableau 16 : Evolution des valeurs de rendements effectifs en fonction du nombre d'années d'injection

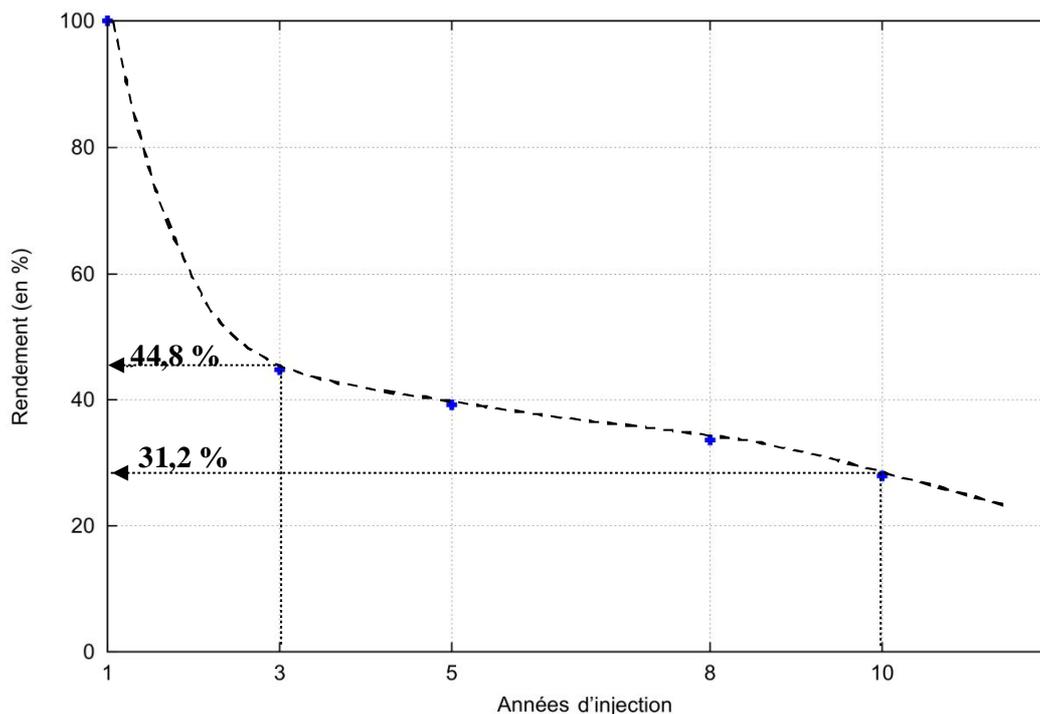


Figure 57 : Evolution du rendement effectif en fonction du nombre d'années d'injection - Forçage climatique de milieu de siècle

Principales conclusions :

Le mode de gestion annuelle de la nappe permet l'obtention de rendements proches de 100 %, quelque soit le régime climatique de référence. Ainsi, d'une manière générale, une telle configuration d'injection/pompage (voire bi-annuelle) est beaucoup plus rentable qu'une gestion pluriannuelle (une configuration comprenant 3 cycles d'injection donne un rendement inférieur à 50 %), la contrepartie étant des volumes injectés (et donc de reprise) plus faibles. Au-delà de trois années cependant, les simulations montrent que, pour le site de Beauce testé, le rythme de la baisse de rendement ralentit.

8. Prélevabilité en rivière des volumes injectés en nappe

De par la conception du dispositif, les volumes injectés en nappe durant la période hivernale proviennent de points de pompage en rivière. Ces derniers sont recherchés à proximité de la zone d'injection (afin de minimiser les coûts d'acheminement de l'eau). Il convient donc de vérifier la disponibilité de la ressource superficielle hivernale, aux différents points de prélèvement potentiels, et dans les différents contextes climatiques étudiés.

En effet, les études telles que *RexHySS* et *Explore 2070* ont indiqué une baisse significative des débits des rivières, notamment en secteur de Beauce où une diminution du QMNA5 comprise entre -25 et -50 % est prévue à l'horizon 2050.

Une simulation sur la période août 1970–juillet 2009 a permis de simuler les débits journaliers en rivières aux niveaux de 19 stations disposées d'amont en aval sur les linéaires de l'Essonne et de la Juine. Ces stations hydrométriques fictives sont localisées sur la Figure 58.

Pour chaque année hydrologique simulée et chaque station, le module (débit moyen annuel) a été calculé. On présente, à titre d'exemple, l'évolution du module sur la période 1970–2009 au niveau de la station n°4 (*L'Essonne à Buno-Bonnevaux*). Enfin pour chacune des trois périodes climatiques de référence le module moyen a été calculé. Un exemple de résultat est illustré sur la Figure 59.

On cherche à vérifier la prélevabilité en chaque point de la rivière du débit de pompage le plus élevé testé dans l'ensemble des simulations, soit 80 L/s. Ce débit doit, en outre, être tel que le débit résiduel dans le cours d'eau ne soit pas inférieur au dixième du module.

Il convient donc de vérifier que la condition $0,9 * \text{Module} > 0,08 \text{ m}^3/\text{s}$ est satisfaite au niveau de la station où l'on souhaite prélever en rivière. La Figure 60, visualise l'ensemble des valeurs « 90 % du module » moyennes calculées pour l'ensemble des stations et les trois périodes climatiques considérées.

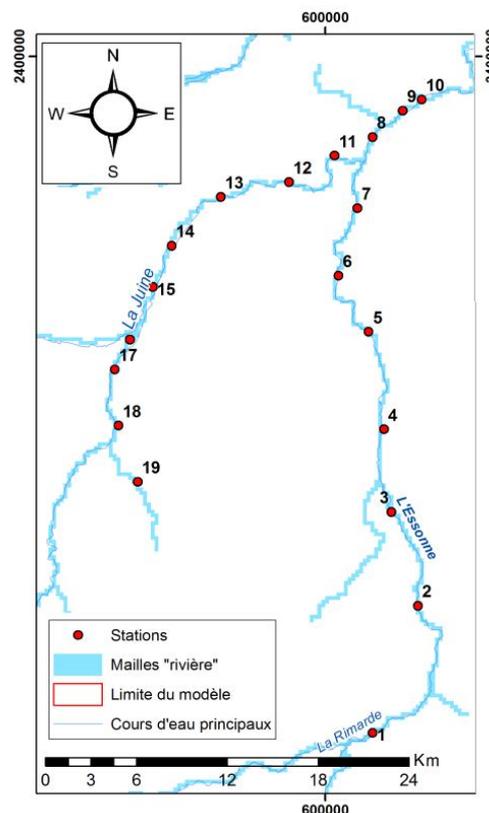


Figure 58 : Répartition géographique des 19 stations hydrométriques fictives

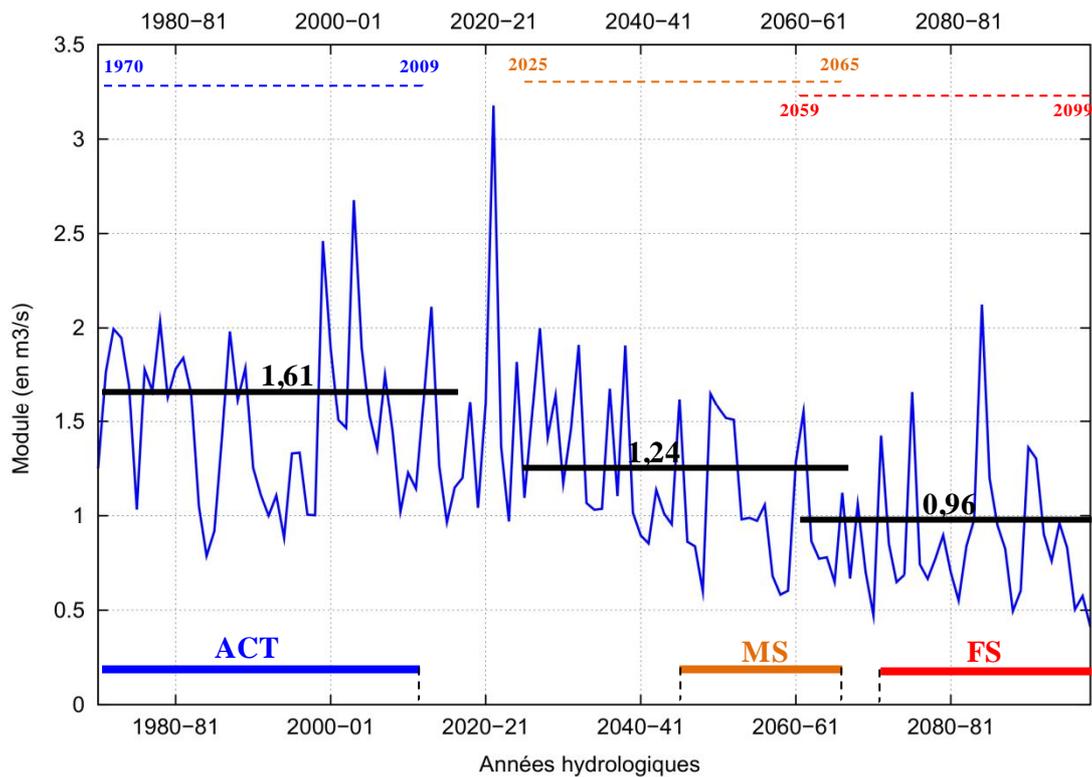


Figure 59 : Evolution du module sur la période 1970- 2099 sur l'Essonne à Buno-Bonnevaux – Illustration du calcul du module moyen (valeurs en m^3/s) pour chaque période d'étude

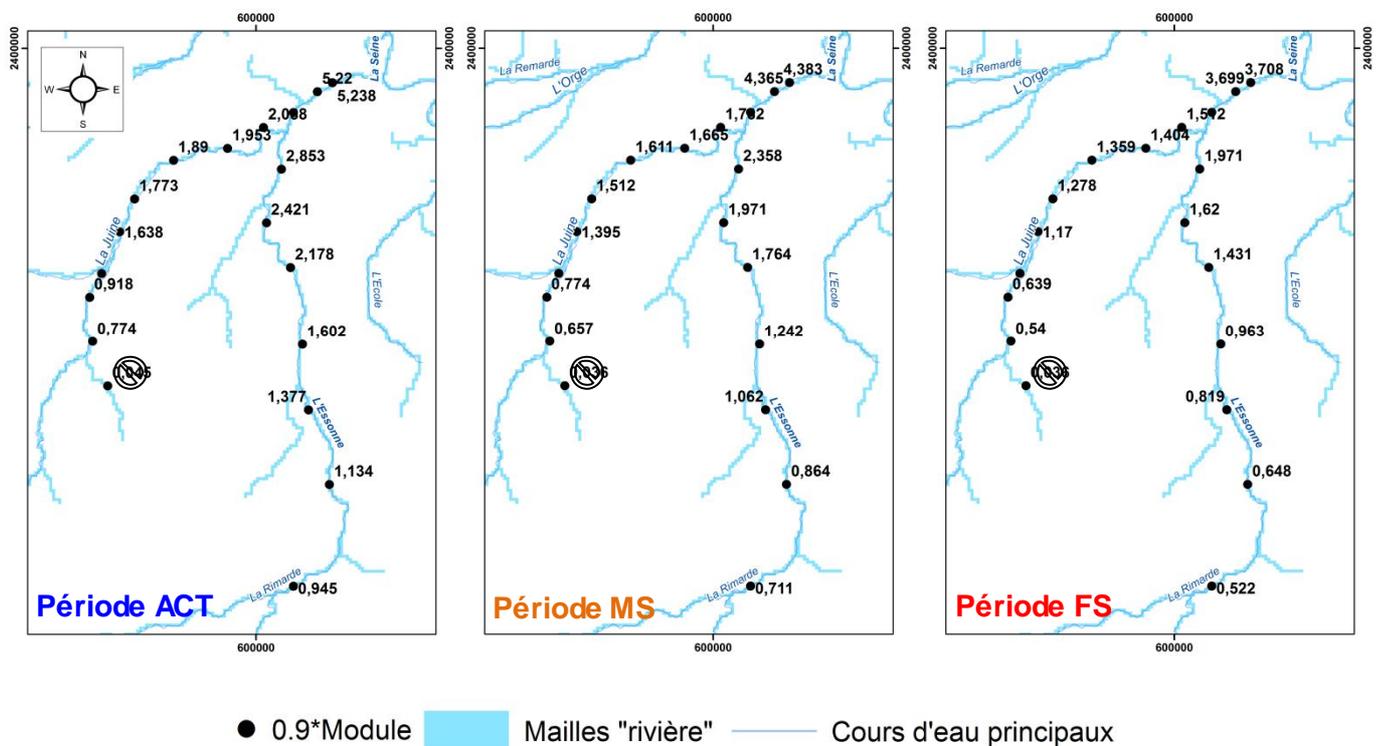


Figure 60 : Valeurs moyennes des « 9/10^{ème} du module » correspondant à chacun des contextes climatiques moyens

Les résultats de ce calcul montrent que la condition est satisfaite quel que soit le contexte climatique, pour l'ensemble des stations, à l'exception de la station amont de la Juine (matérialisée par une croix). Sur la base de

cette seule condition imposée, l'ensemble des débits testés peuvent donc être prélevés en rivière à proximité de la zone d'injection pour la zone d'étude de la Beauce.

Enfin, par souci d'homogénéité avec l'ensemble des simulations réalisées au cours de cette étude, on présente en Figure 61 et Figure 62, les cartes des valeurs des 90 % du module sous forçage climatique moyen actuel uniquement sur les deux autres zones d'étude. La condition de prélevabilité en rivière est toujours vérifiée.

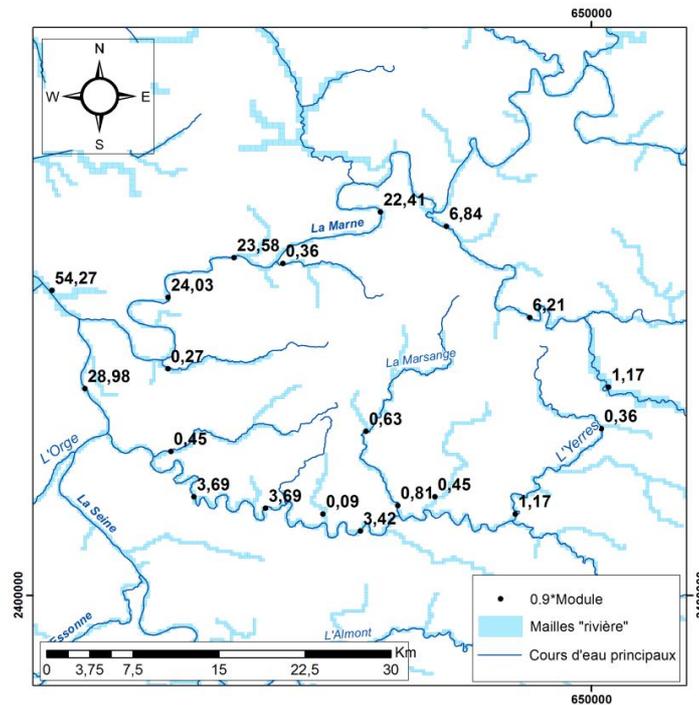


Figure 61 : Valeurs moyennes des « $9/10^{\text{ème}}$ du module » pour les stations hydrométriques fictives du secteur de la Brie (forçage climatique moyen *actuel*)

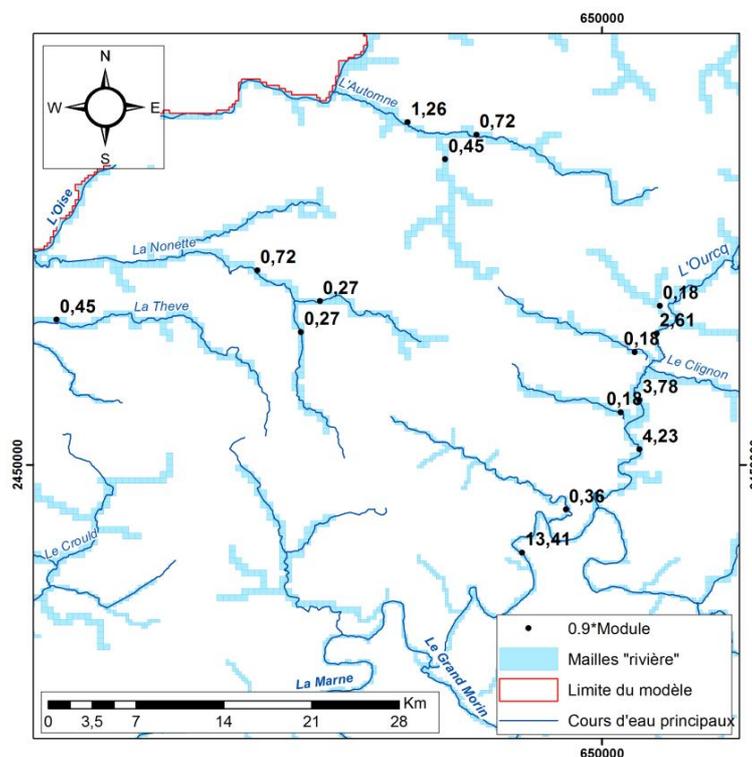


Figure 62 : Valeurs moyennes des « $9/10^{\text{ème}}$ du module » pour les stations hydrométriques fictives du secteur Nord-Marne (forçage climatique moyen *actuel*)

CONCLUSION

Sur la base des résultats des simulations réalisées, il est possible d'apporter des éléments de réponse relatifs à la pertinence hydrodynamique du surstockage en nappe et ses différents aspects :

- **Faisabilité hydrodynamique du surstockage** : La mise en évidence par les simulations de la forte inertie du dôme piézométrique, en particulier sur le secteur de la Beauce, y rend le processus de stockage en nappe semi-profonde envisageable. Ce point est fondamental. En effet, il était à craindre a priori que le drainage par le réseau hydrographique limite l'efficacité du dispositif, notamment les possibilités de reprise de l'eau injectée.
- **Utilisation de l'eau injectée comme source d'appoint** : L'ordre de grandeur du volume potentiel de reprise est conditionné à la fois, bien sûr, par le volume total injecté, mais surtout par les conditions d'injection. Dans le cas de la Beauce, et sous les conditions de simulations imposées, l'ordre de grandeur du volume total remobilisable est très significatif.
- **Mode de gestion annuel ou pluriannuel** : Le choix du mode de gestion de la nappe est déterminant quant au rendement du dispositif. Ce choix dépendra du type d'utilisation et du type de risque de pénurie envisagé (par exemple, pompage très intense en cas de scénario de crise, source d'appoint utilisable en période estivale sur plusieurs années, etc.). La gestion annuelle favorise un rendement très élevé, mais un volume potentiellement remobilisable plus faible. A l'inverse, l'approche pluriannuelle permet la reprise d'un volume beaucoup plus important. En ce qui concerne l'optimisation du dispositif, l'analyse des simulations permet de mettre en évidence qu'une gestion bi-annuelle est optimale. L'injection sur deux ans puis la reprise par pompage permet en effet d'optimiser deux paramètres : rendement supérieur à 50 % et obtention d'un volume de reprise significatif.

Les limites actuelles de la modélisation sont en fait liées au calage précis de l'hydrodynamisme des formations, compte tenu de la quasi-absence de piézomètres de suivi des horizons d'injection modélisés (Cuisien essentiellement). La mise en place d'ouvrages piézométriques pour les nappes profondes serait donc très utile. Ces limites n'entachent toutefois pas les conclusions de la présente étude puisque tous les résultats sont établis relativement à une situation de référence.

Cette étude apporte ainsi essentiellement des éléments sur l'aspect fondamental de l'hydrodynamique du surstockage dans le contexte spécifique des formations d'âge Tertiaire du bassin parisien. Il serait nécessaire de tester les difficultés pratiques potentielles pour la compléter (un rendement évalué par simulation de 100 % reste théorique).

La diminution du rendement par colmatage progressif des ouvrages est notamment un point que l'annexe bibliographique ci-après met en évidence. Les contraintes et aspects pratiques, notamment relatifs à la disponibilité foncière et à la qualité de l'eau, mériteraient des études complémentaires *in situ*.

ANNEXE :

Synthèse sur les techniques de recharge artificielle des nappes : méthodes de mise en œuvre, aspects techniques et présentation de cas réels.

Cette partie a pour objectif de donner un rapide aperçu des techniques les plus répandues de recharges artificielles des nappes en précisant leurs utilités et en détaillant leurs caractéristiques, avantages et inconvénients respectifs. Une attention toute particulière est donnée à la description des problèmes et difficultés techniques les plus couramment rencontrées.

Les éléments soulignés trouvent leurs définitions dans le lexique, page 96.

La recharge artificielle a pour objectif principal de maintenir, de façon pérenne, une réserve d'eau de bonne qualité dans des conditions exploitables. Cette eau devient une ressource alternative qui permet de garantir l'approvisionnement pour des usages potables ou non-potables en cas de diminution significative de la ressource. De plus, dans la mesure où la texture du sol permet un temps de contact suffisant entre l'eau et le milieu récepteur, il se produit par voie biologique un phénomène d'autoépuration de l'eau. Néanmoins, comme nous le détaillerons par la suite, ces méthodes nécessitent la construction d'infrastructures plus ou moins coûteuses (bassins, barrages, stations de pompage et/ou de décantation, etc.).

Il existe deux méthodes de recharge artificielle majoritairement répandues.

1. Recharge par injection passive

Dans cette configuration, la recharge se fait par le biais de l'infiltration gravitaire via de grands bassins (cf. Figure 63). L'eau atteint la nappe par percolation, utilisant le pouvoir épurateur des couches sédimentaires traversées (zone non saturée ou ZNS). Cette technique admet certaines limites hydrogéologiques (cf. § 4.2.) et est soumise à certaines contraintes techniques (cf. § 5.).

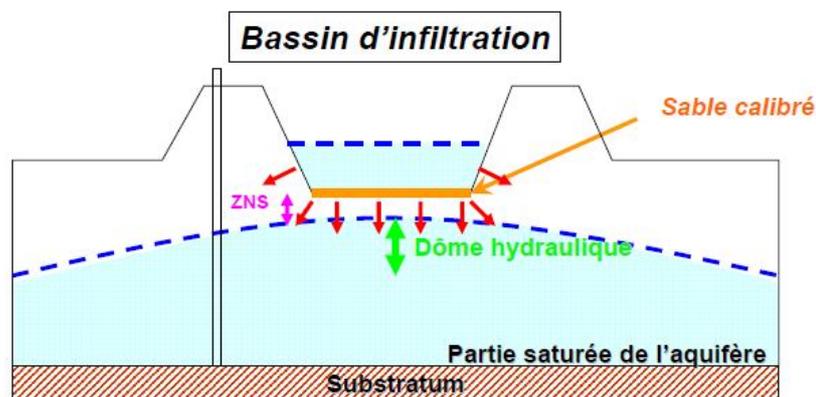


Figure 63 : Schéma simplifié d'une réalimentation de nappe par injection superficielle gravitaire¹⁰

Ces bassins sont souvent réalisés en déblai-remblai; l'eau y est préalablement prétraitée ou non en fonction de son origine et de sa qualité. Elle s'infiltré préférentiellement par le fond et dans une moindre mesure, par les parois. La méthode étant sujette au colmatage (cf. § 5.1.), il est nécessaire de s'assurer de la qualité des eaux à infiltrer et de prévoir les opérations d'entretien nécessaires, d'évaluer leur fréquence et d'estimer leur coût (critère important de faisabilité économique).

Ils peuvent aussi bien être utilisés pour l'infiltration d'eau en provenance de cours d'eau que d'effluents préalablement traités. Pour des raisons d'entretien et d'optimisation de l'infiltration, il est souvent nécessaire de réaliser plusieurs ouvrages fonctionnant en alternance. Leur dimension et leur disposition sur le site dépendent de la perméabilité naturelle des terrains, du pouvoir colmatant de l'eau à infiltrer et des besoins locaux.¹¹

Sur la base des cas recensés, les bassins peuvent s'étendre jusqu'à 10 ha. Ils présentent généralement des berges obliques ou verticales et un parement en béton le plus souvent incliné, revêtues d'un perré afin d'atténuer les effets de l'érosion dû au batillage dans le bassin. Ils atteignent au maximum une hauteur de 6 mètres. Dans la plupart des cas, le fond du bassin est tapissé d'une épaisse couche de sable dont les grains ont un diamètre efficace compris entre 0,2 et 0,3 mm, assurant le rôle d'épuration mécanique et biochimique (écran entre le terrain et le bassin dont le colmatage doit à tout prix être évité)¹². L'épaisseur de cette couche est en moyenne comprise entre 0,15 et 1,00 m.

¹⁰ LOIZEAU S., 2012. *Etude d'un champ captant : observations et modélisation 3D en focalisant sur le fonctionnement des bassins d'infiltration*, Veolia Environnement, <http://www.lthe.fr/LTHE/IMG/pdf/LoizeauS.pdf>, page consultée le 28 janvier 2013

¹¹ JAUFFRET D., 2004. *Possibilités de recharge artificielle de la nappe alluviale de la Loire en Saône-et-Loire pour sécuriser l'alimentation en eau potable - Propositions et prescriptions pour la mise en œuvre de sites de recharge artificielle - Rapport final*, BRGM/RP-53087-FR

¹² ARCHAMBAULT J., BIZE J., MARGAT J., 1968. *Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines*, BRGM & BURGEAP, Délégation générale à la recherche scientifique et techniques, 68 SGL 020 HYD



Figure 64 : Photographie d'un bassin de ré-infiltration en nappe (Grand Lyon – protection du champ captant de Crépieux-Charmy)¹³

2. Recharge par injection forcée

Il s'agit d'un dispositif de réalimentation par injection directe dans un aquifère. Cette technique se décline en deux principales variantes plus connues sous leurs acronymes anglais respectifs d'ASR et ASTR.

2.1. Stockage et reprise différée dans le temps (ASR : Aquifer Storage & Recovery)

Le principe de l'ASR consiste à injecter de l'eau dans un aquifère puis à pomper ultérieurement à partir du même forage (cf. Figure 65).

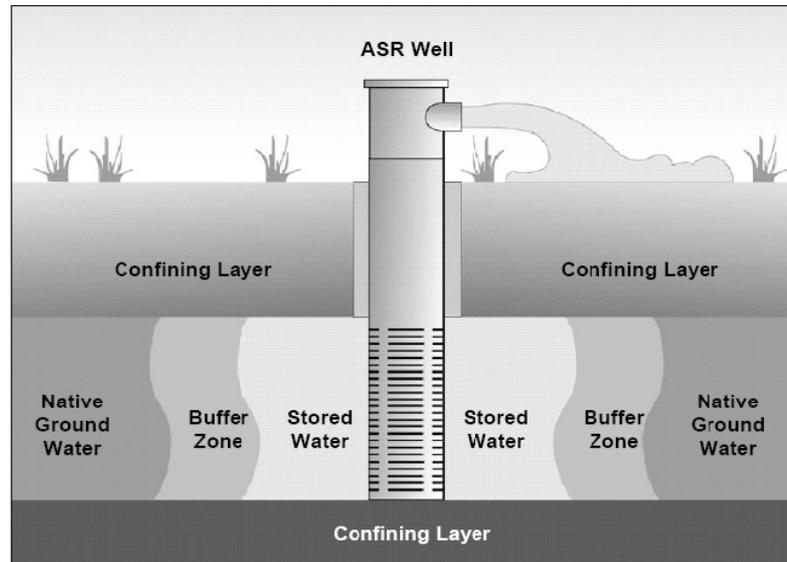


Figure 65 : Schéma d'une injection et reprise¹⁴

Ce type de technique de recharge est généralement mis en place dans des aquifères captifs ou semi-captifs qui présentent une vulnérabilité moindre aux pollutions, comparée aux aquifères libres, du fait de la protection par une formation semi-perméable sus-jacente.

Certaines études ont montré, par suivi des teneurs en chlorures lors de la phase de pompage, que l'eau remobilisée résulte d'un mélange constitué d'eau native et d'eau injectée. A titre d'exemple, sur un dispositif

¹³ Leprogres.fr, 2011. Sécheresse : l'état des nappes phréatiques reste préoccupant, <http://www.leprogres.fr/rhone/2011/06/18/secheresse>, page consultée le 29 janvier 2013.

^{14,12} SEGUIN J.J., WUILLEUMIER A., 2008. Réalimentation artificielle des aquifères en France : une synthèse. BRGM/RP-55063-FR.

d'ASR basé en Californie, pour une reprise équivalente à 50 % du volume injecté préalablement, l'eau prélevée était seulement composée à 82 % d'eau injectée.¹⁵

Dans le cas où ce processus est mis en place à des fins de dilution de contaminants, il est nécessaire de s'assurer que le temps de résidence de l'eau injectée est suffisant pour permettre la reprise d'une eau de meilleure qualité.

Sur une approche plus technique, l'intérêt de cette méthode réside dans l'alternance de phases d'injection et de pompage sur un même ouvrage. En effet, celle-ci induit au voisinage de l'ouvrage ainsi qu'au niveau de la crépine, une inversion du sens de la circulation d'eau réduisant ainsi la vitesse de colmatage. Cet atout doit tout de même être joint à un traitement préalable des eaux destinées à l'injection (par décantation essentiellement). Par ailleurs, précisons que l'utilisation d'un seul ouvrage pour l'injection et le pompage tend à réduire les couts financiers du projet.

L'ASR est très largement répandu aux Etats-Unis, comme le montre la Figure 66.



Figure 66 : Ouvrages d'ASR aux Etats-Unis en juillet 2003¹⁶

2.2. Stockage et reprise différée dans le temps et l'espace (ASTR : Aquifer Storage Transfer and Recovery)

Cette seconde variante de la méthode de stockage forcé prend en compte l'injection et la reprise d'eau par un puits de prélèvement différent du puits d'injection. L'eau injectée est donc amenée à circuler au sein de l'aquifère.

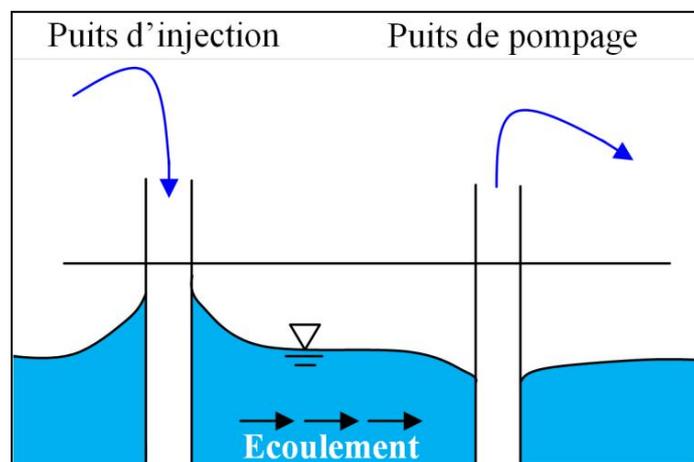


Figure 67 : Schématisation du principe de l'ASTR

¹⁶ Pyne R.D.G., 1995. *Groundwater recharge and wells - a guide to aquifer storage and recovery*, Lewis Publishers, CRC Press

Cette technique est le plus souvent utilisée lorsque l'eau souterraine native est déjà de bonne qualité pour une exploitation à des fins d'AEP. Un des exemples qui nous est donné est la mise en œuvre d'ASTR sur le site *Factory 21* d'Orange County (Californie). En 1956, d'énormes pompages dans un aquifère côtier ont induit un rabattement tel que le biseau salé a progressé de 8 km vers l'intérieur des terres. Il fut alors décidé de créer une barrière hydraulique comprenant une vingtaine de forages d'injection. Les premières injections ont été réalisées à partir d'octobre 1976, permettant de rétablir l'équilibre quantitatif de l'aquifère et donc d'en poursuivre l'exploitation.

Un autre exemple est le site de *Greenfields* (sud de l'Australie) où l'objectif du projet était de démontrer l'intérêt du stockage d'eau pluviale dans un aquifère avant de les prélever pour l'AEP. Les eaux pluviales subissent une décantation avant de traverser une zone humide dans laquelle filtration et aération interviennent. L'eau est ensuite injectée dans des forages puis prélevée après circulation dans l'aquifère. Une modélisation des sites d'injection et de reprise a été effectuée afin d'en optimiser l'emplacement et l'espacement.¹⁷

Le tableau disponible ci-dessous récapitule de façon synthétique les avantages et inconvénients des deux principales méthodes de recharges artificielles des nappes.

	AVANTAGES	INCONVENIENTS
BASSINS	Méthode souvent préférée en raison du prix de revient plus avantageux et surtout de la plus grande commodité d'entretien des installations (entretien plus facile en raison d'un accès direct au fond de l'ouvrage).	Une bonne capacité d'infiltration des terrains est nécessaire. Ce dispositif n'est applicable que pour des nappes libres. Une grande disponibilité foncière est généralement requise. Les bassins sont soumis à une forte évaporation et nécessitent par ailleurs un entretien régulier afin d'éviter la prolifération des algues et le colmatage en fond d'ouvrage.
PUITS	Ils permettent d'alimenter une nappe sous-jacente à une couche semi-perméable ou imperméable. Le problème foncier est réduit, ces installations ne nécessitant pas ou peu d'aires étendues. L'injection forcée utilise le fait que la conductivité hydraulique horizontale de la nappe est supérieure à son analogue vertical, favorisant l'injection. Dans le cas de la recharge d'une nappe en exploitation par pompage, l'élévation et le maintien des niveaux entraînent une économie sur l'équipement des pompes et des puits et sur les consommations d'énergie. Les puits peuvent à la fois servir pour le pompage et l'injection.	Le décolmatage est relativement difficile du fait de l'inaccessibilité aux parties profondes de l'ouvrage. Le débit spécifique d'injection est (même en dehors de tout colmatage) toujours inférieur au débit spécifique de pompage. Il faut tenir compte des effets du différentiel de température entre l'eau de la nappe et l'eau d'alimentation, dont l'impact est particulièrement sensible sur la viscosité de l'eau. ***

Tableau 17 : Tableau comparatif des avantages et inconvénients des deux techniques majoritaires de recharge artificielle des nappes

*** : Les forts écarts de température des eaux superficielles provoquent d'importantes variations du taux d'infiltration. A titre d'exemple, en Arkansas, le débit spécifique d'injection a diminué de 29 % lorsque la température de l'eau d'alimentation s'est abaissée de 19 à 6°C.¹⁸

¹⁷ SEGUIN J.J., WUILLEUMIER A., 2008. *Réalimentation artificielle des aquifères en France : une synthèse*, BRGM/RP-55063-FR

¹⁸ ARCHAMBAULT J., BIZE J., MARGAT J., 1968. *Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines*, BRGM & BURGEAP, Délégation générale à la recherche scientifique et techniques, 68 SGL 020 HYD

3. Compléments sur les autres techniques de recharge artificielle

Certaines autres méthodes de recharge couramment utilisées existent. Le tableau suivant en résume les principales caractéristiques. Ces méthodes sont également détaillées dans les sous-paragraphes §3.1. à §3.5.

	Caractéristiques	Observations	Eau utilisée
Tranchée d'infiltration (§ 3.1.)	Tranchées remplies de matériaux sablo-graveleux Injection par drains ou par la surface Infiltration à travers les parois latérales	Faible emprise au sol et faible coût d'entretien Colmatage restreint sauf exception Couverture des tranchées pour limiter le développement des algues, les apports éoliens et donc le colmatage	Eaux superficielles
Barrage et diguette - Infiltration dans le lit d'un cours d'eau (§3.2.)	Rendement de l'infiltration accru par optimisation de la superficie de la plage d'infiltration, la charge hydraulique et la durée de l'infiltration	Utilisation essentiellement en pays arides ou semi-arides	Eau de cours d'eau
Epandage (§3.3.)	Sur terres agricoles	Risque d'un lessivage excessif des terres pouvant entraîner une pollution par les engrais et pesticides	Eau de cours d'eau en période non déficitaire, hors période culturale
Filtre à sable et terre d'infiltration (§3.4.)	Drains ou écoulement direct Bassins fonctionnement en alternance (alimentation et mise au repos)	Faisabilité économique dépendante de l'investissement mais aussi beaucoup des coûts de fonctionnement	Eaux usées Eau superficielle pour l'utilisation en eau potable

Tableau 18 : Caractéristiques des différentes alternatives de recharge artificielle des aquifères par infiltration¹⁹

3.1. Les tranchées d'infiltration

Les sites favorables à ce mode de recharge doivent comporter une texture de sol permettant un temps de contact suffisant entre l'eau et le milieu récepteur (5 h environ) pour permettre à l'autoépuration de se réaliser. Les sols trop filtrants (graviers) ou imperméables (argiles) ne conviennent pas à ce genre d'opération. Une perméabilité autour de 10^{-6} mm/h est considérée comme optimale. La perméabilité déterminera en plus la surface nécessaire pour l'infiltration, en fonction de la charge polluante (de 6 à 12 m² par équivalent habitant)²⁰.

Concernant l'aspect technique, ces tranchées, dont la profondeur requise dépend du contexte hydrogéologique (profondeur des terrains perméables et profondeur de la surface piézométrique de la nappe) sont creusées puis remplies de matériaux sablo-graveleux pour assurer la stabilité de l'ouvrage. L'injection de l'eau se fait soit via un drain placé dans la tranchée, soit par la surface. Dans un tel dispositif, la majeure partie de l'infiltration s'effectue à travers les parois latérales, le dépôt des matières en suspension sur le fond de la tranchée n'engendre le colmatage que d'une partie de la surface d'infiltration. La diminution des lames d'eau infiltrées au cours du temps est donc moins importante que dans le cas de l'infiltration gravitaire par bassins. Comme précédemment évoqué, l'infiltration via les parois peut également être favorisée par l'existence d'une perméabilité horizontale supérieure à la perméabilité verticale. Lorsqu'il est possible de creuser des tranchées relativement profondes, cette technique peut s'avérer relativement économique du fait de son emprise au sol moindre, et d'un coût d'entretien minime. L'eau est généralement dirigée au sommet de la tranchée remplie de matériaux inertes plus grossiers. Elle percole au travers de ce matériau au niveau duquel une couche colmatante peut se développer. Ainsi, un nettoyage périodique peut donc être nécessaire, accompagné d'un remplacement éventuel du matériau de remplissage. Dans certains cas extrêmes, ce dernier pourra présenter un colmatage total.

¹⁹ SEGUIN J.J., WUILLEUMIER A., 2008. *Réalimentation artificielles des aquifères en France : une synthèse*. BRGM/RP-55063-FR

²⁰ Kesakeau.org, *La réalimentation artificielle des nappes phréatiques (RAN)*, http://kesakeau.ouvaton.org/aff_article.php?id_article=21, page consultée le 23 janvier 2013

Il est alors nécessaire de totalement le remplacer. Afin d'éviter l'eutrophisation et leur colmatage par des apports éoliens, les tranchées sont souvent couvertes.²¹

Les ordres de grandeur recueillis indiquent une capacité d'infiltration variant de 2 à 5 mm/j sur un sable jusqu'à 0,2 et 0,4 m/j dans un bassin à végétation.²²

Les paragraphes 3.2. à 3.5., inspirés de la référence⁽²³⁾, mentionnent quelques autres procédés d'infiltration éventuellement envisageables suivant le contexte environnemental.

3.2. Infiltration dans le lit d'un cours d'eau

Ces techniques sont essentiellement utilisées en pays arides ou semi-arides.

Leur objectif est d'accroître le rendement de l'infiltration naturelle en optimisant à la fois :

- la surface de la plage d'infiltration,
- la charge hydraulique,
- la durée de l'infiltration.

Le gain de surface d'infiltration peut-être obtenu par dérivation d'une partie du débit d'un lit mineur actif sur un ou plusieurs bras morts d'un cours d'eau. Une autre possibilité est l'aménagement de levées permettant d'allonger le trajet des eaux de ruissellement dans le lit (digues en chicane). La charge hydraulique, la durée mais également la surface d'infiltration peuvent être augmentées par création d'un ou plusieurs barrages sur un cours d'eau dans les zones propices à l'infiltration (terrain perméable, cours d'eau perché par rapport à la nappe). Ces dispositifs ont tous comme caractéristique commune de ralentir les eaux de cours d'eau en crue charriant une masse importante de matière en suspension.

Une alternative, dans ce même type de contexte favorable au drainage de la rivière par la nappe, consiste à effectuer des lâchers d'eau provenant d'un barrage situé en amont hydraulique des aquifères à recharger. Les débits, volumes et fréquences des lâchers sont optimisés afin de réaliser une recharge maximale des aquifères en relation avec le cours d'eau (ou de certains aquifères choisis). De cette manière, le barrage ainsi vidé, est apte à emmagasiner des volumes d'eau en cas de nouvelles précipitations.

3.3. Epannage

Ces techniques se rencontrent notamment dans les pays en voie de développement.

L'eau à infiltrer est épanchée en général sur des terres agricoles, par l'intermédiaire de sillons de labour, son écoulement peut être ralenti par la réalisation de petites digues de faible hauteur. La ressource en eau est constituée par des eaux de cours d'eau en période excédentaire, hors période culturale. Ces dispositifs rustiques présentent l'avantage d'être peu coûteux et de ne pas geler les surfaces d'épannage qui, hors période d'infiltration, peuvent être utilisées par les cultures. Cette association entre épannage et culture permet de parer les phénomènes de colmatage. Les coûts de fonctionnement sont donc exclusivement dus à la réalisation périodique de rainures et de diguettes.

Ces techniques sont bien adaptées aux pays à faible coût de main d'œuvre. Leur danger potentiel réside dans l'éventualité d'un lessivage excessif des terres agricoles, pouvant entraîner une pollution par les engrais et pesticides ou une salinisation des eaux souterraines. Il est donc nécessaire d'optimiser les surfaces d'épannage en fonction des besoins de recharge, de la qualité des eaux servant à la recharge et des flux d'éléments indésirables pouvant transiter jusqu'à la nappe.

²¹ JAUFFRET D., 2004. *Possibilités de recharge artificielle de la nappe alluviale de la Loire en Saône-et-Loire pour sécuriser l'alimentation en eau potable - Propositions et prescriptions pour la mise en œuvre de sites de recharge artificielle - Rapport final*, BRGM/RP-53087-FR

²² ARCHAMBAULT J., BIZE J., MARGAT J., 1968. *Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines*, BRGM & BURGEAP, Délégation générale à la recherche scientifique et techniques, 68 SGL 020 HYD

²³ LE GUEN C., LACHASSA GNE P., NOEL Y., 2003. *Dessalement et recharge artificielle : Synthèse technico-économique*, BRGM/RP-52262-FR

3.4. Filtre à sable et terre d'infiltration

Ces techniques sont en général utilisées lorsque l'un des objectifs est le traitement des eaux usées. Les eaux à infiltrer sont épanchées à la surface d'un massif sableux par l'intermédiaire de drains ou par écoulement direct. Lorsque la surface piézométrique de la nappe phréatique est trop proche du sol, un terre d'infiltration en matériaux sableux peut être mis en place; les dispositifs (terrassement important, approvisionnement de matériaux sableux lorsqu'ils n'existent pas sur place) ne peuvent pas *a priori* intéresser de grands volumes d'eau à infiltrer et seront donc utilisés plutôt dans un contexte local (assainissement autonome par exemple). Afin de favoriser l'aération du massif d'infiltration, il est nécessaire de pratiquer l'alimentation alternée, ce qui induit de multiplier les surfaces d'infiltration en fonction de la durée des cycles (alternance alimentation et mise au repos des bassins). Les filtres à sables peuvent être mis en œuvre verticalement ou horizontalement. Dans le cas d'un dispositif vertical, l'eau de percolation peut-être infiltrée vers l'aquifère ou drainée vers un exutoire de surface.

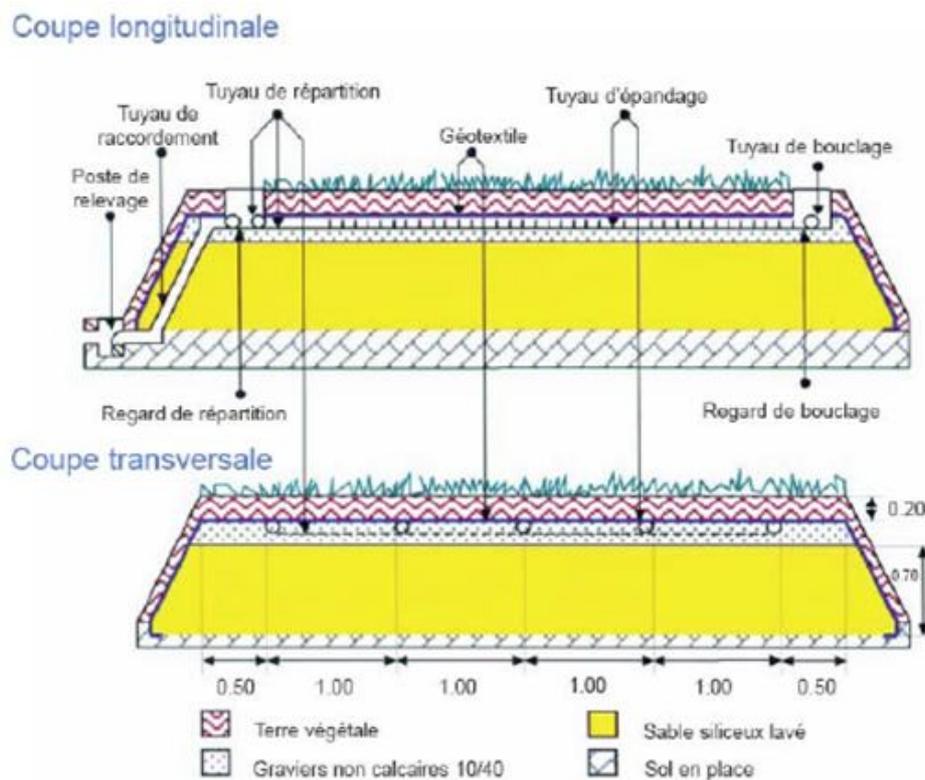


Figure 68 : Schématisation d'un terre d'infiltration²⁴

3.5. Barrages souterrains

De nombreux barrages souterrains sont réalisés au sein d'aquifères alluviaux côtiers, au Japon, et en Chine par exemple, dans le but de limiter la vidange naturelle des aquifères trop perméables et d'interdire l'invasion par l'eau de mer d'aquifères côtiers trop sollicités. En Chine, la capacité de stockage de nombreux aquifères karstiques est améliorée par la création de barrages souterrains destinés à surélever le niveau des émergences permettant ainsi l'augmentation des prélèvements par pompes dans leur secteur.

4. Conditions hydrologiques, hydrogéologiques et hydrodynamiques de l'alimentation artificielle

L'étude théorique et pratique détaillée des sites d'injection et du cadre hydrogéologique dans lequel s'inscrit une alimentation artificielle de nappe est un préalable indispensable dans le but d'éviter, les écueils et contre temps éventuels.

²⁴ LE GUER C., LACHASSAGNE P., NOEL Y., 2003. *Dessalement et recharge artificielle : Synthèse technico-économique*, BRGM/RP-52262-FR

4.1. Paramètres hydrologiques

Ils sont fondamentaux, mais sont, d'une manière générale, peu disponibles. Une des problématiques de base est de s'assurer de disposer de volumes à injecter suffisant à proximité du site. En effet, l'éloignement du ou des points de prélèvement ferait perdre tout intérêt économique au projet.

Comme il est détaillé ci-après, l'eau doit être de qualité acceptable: exempte de substances toxiques, peu polluée si l'on prévoit de l'utiliser ultérieurement pour l'AEP, ne contenant pas ou peu de matière en suspension (excepté dans les contextes karstiques où la présence de matière en suspension ne représente plus un frein à ce type de projet).

Il reste ainsi la possibilité de traiter l'eau avant injection: soit totalement, soit en se limitant à un traitement plus ou moins sommaire (floculation et infiltration rapide) mais qui risque d'augmenter le coût de l'opération (tout au plus pourra-t-on, pour des raisons d'hygiène et à cause d'un coût plus élevé, épurer l'eau (pour l'AEP) ou non (pour l'irrigation et pour l'industrie).²⁵

4.2. Paramètres et contextes hydrogéologiques

Ils sont relatifs au réservoir à alimenter et sont plus complexes à appréhender.

La présence de zone non saturée : L'existence d'une épaisseur importante de formation non saturées n'est pas toujours évidente (elle excède rarement plusieurs dizaines de mètres dans le bassin parisien par exemple). Cette zone joue cependant un rôle important dans les processus d'autoépuration et de filtration de l'eau dans le cas d'une infiltration gravitaire.

- **La transmissivité (T) :** Ce paramètre doit être favorable, c'est-à-dire que l'épaisseur mouillée doit être importante, de même que le coefficient de perméabilité. Si la couche aquifère est mince, le réservoir, même étendu, se révélera inutilisable. Dans le cas d'une perméabilité trop faible (couches poreuses peu perméables telles que de la craie non fissurée par exemple), l'opération nécessitera un dispositif d'injection trop important pour s'avérer rentable.
- **Le délai de reprise d'eau :** L'alimentation artificielle nécessite enfin, pour se révéler efficace, que l'augmentation de réserve de la nappe qu'elle génère soit conservée à proximité des ouvrages de pompage pendant une durée suffisante, compatible avec le délai de reprise désiré.
- **La formulation mathématique :** Si dans le cas de la recharge gravitaire, les processus physiques mis en jeu tels que l'écoulement en zone non saturée peuvent être formulés analytiquement (équation de Richards, cf. §6.1.1.), la loi d'évolution de la nappe pour l'injection forcée, n'est pas connue et il n'existe pour le moment aucune formule permettant d'évaluer exactement les « relèvements ». Le cas symétrique (en pompage) dont la solution est donnée par l'équation de Jacob (essai à rabattement ou à relèvement constant dans le puits) fournit seulement la possibilité de calculer la variation, décroissante du débit. En pratique, on est donc contraint de se ramener au cas de l'injection par paliers de débit constant et à utiliser le principe de superposition des écoulements.

²⁵ ARCHAMBAULT J., BIZE J., MARGAT J., 1968. *Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines*, BRGM & BURGEAP, Délégation générale à la recherche scientifique et techniques, 68 SGL 020 HYD

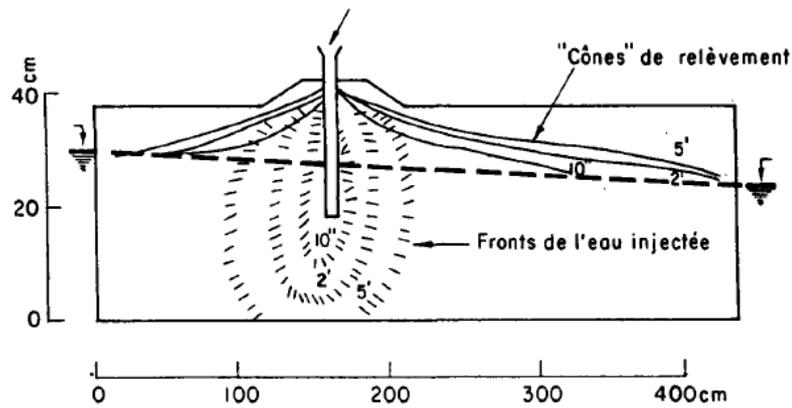


Figure 69 : Profil de "relèvement" type induit par l'injection d'un débit en nappe²⁶

Cas en pompage	Cas en injection
Débit constant $-Q$	Débit constant $+Q$
Coefficient d'emmagasinement S	Coefficient de relèvement R (volume stocké pour une augmentation de charge unitaire)

Notons que la réversibilité du processus (représenté ici par le rapport S/R) n'est absolue que pour les nappes captives, S (ou R) étant en effet défini par des grandeurs relatives à l'élasticité du complexe aquifère. Dans le cas de nappes libres, S , tel qu'il est défini habituellement, n'atteint une valeur constante qu'au bout d'un certain temps, cette valeur limite est fonction du rabattement et n'est égale à la porosité effective que si le rabattement est important. On conçoit alors que le passage de S à R doit s'effectuer avec beaucoup de précautions, surtout si le coefficient d'emmagasinement est déduit d'un essai de pompage comme c'est, en pratique, souvent le cas.

L'exemple suivant illustre ce point : lors des expériences d'alimentation artificielle de la nappe alluviale de la Durance (sud-est de la France) réalisées en 1953, la comparaison entre les volumes injectés et les volumes du terrain rempli a montré que le coefficient de remplissage progressait de 4 à 14 % au cours des essais (la porosité effective est donc supérieure sinon égale à 14%). La forme du cône de réalimentation est naturellement influencée par l'écoulement de la nappe (cf. Figure 69).

En résumé, de manière générale, qu'il s'agisse d'une méthode de recharge par infiltration à partir de la surface ou d'une méthode de recharge directement dans l'aquifère par injection, il est nécessaire que :

- l'eau injectée puisse s'écouler dans l'aquifère, ce qui suppose une bonne perméabilité,
- l'aquifère offre une capacité de stockage suffisant, condition qui suppose un bon coefficient d'emmagasinement (S),
- l'augmentation de réserve de la nappe se maintienne pendant un temps suffisant compatible avec le délai de reprise d'eau souhaité.

Dans les aquifères continus (par opposition aux aquifères discontinus de socle fracturé par exemple), cette condition dépend du rapport T/S (diffusivité de l'aquifère) où l'effet de l'injection se dissipera d'autant plus vite que ce rapport sera grand.

En résumé, pour que les conditions de recharge soient favorables dans les aquifères continus, il faut réunir une diffusivité plutôt faible, c'est-à-dire une perméabilité pas trop élevée et un bon coefficient d'emmagasinement. Ces conditions peuvent être trouvées dans les formations aquifères à porosité d'interstices (formations sableuses, gréseuses, etc.) ou à double porosité (d'interstices et de fissures).

²⁶ ARCHAMBAULT J., BIZE J., MARGAT J., 1968. *Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines*, BRGM & BURGEAP, Délégation générale à la recherche scientifique et techniques

5. Les principaux problèmes techniques

5.1. Le colmatage

Celui-ci a pour inconvénient principal de diminuer le débit d'injection et/ou d'infiltration et rend la prévision des débits, à terme, plus ou moins hasardeuse. Dans les deux cas, il oblige à un entretien régulier et coûteux, plus ou moins difficile en fonction des conditions d'accès permises par le type de dispositif utilisé.

5.1.1. Dépôt de matières en suspension

Dans le cas des bassins d'infiltration essentiellement, la présence de particules en suspension dans l'eau de recharge est directement ou indirectement responsable d'une réduction de la perméabilité de la surface d'infiltration. Les particules contenues dans l'eau sont filtrées sur la plage d'infiltration. Les dimensions relatives de celles en suspension ainsi que des grains qui forment la matrice du milieu poreux déterminent la nature et la position externe ou interne du dépôt. Dès que la continuité de la couche de sédiments externes est suffisante, elle arrête les particules plus fines. Un filtre inversé se crée alors et à terme, toutes les particules en suspension sont filtrées. Il n'y a alors plus de variation de la composition du sol dans les terrains situés sous cette croûte superficielle. La couche de sédiments externe ne fait ensuite qu'épaissir. Même si la granulométrie initiale des matières en suspension ne permet pas la création d'une couche externe (compte tenu de celle des éléments de la matrice du milieu poreux), celle-ci se formera à terme, dès lors que la porosité aura été obstruée.^{27,28}

5.1.2. Développement bactérien

Lorsque les eaux contiennent des substances organiques dissoutes, des bactéries viennent à se développer. Elles se fixent sur la matrice du milieu poreux en s'entourant d'une pellicule d'eau (on parle alors de *biofilm*). Le développement de cette membrane organique près de la surface d'infiltration est un facteur de diminution de la perméabilité, observée même lorsque l'eau ne transporte pas de sédiments en suspension. Les conditions initiales de l'infiltration sont aérobies, ce sont dans un premier temps les organismes adaptés à ces conditions qui se développent. Le facteur limitant leur croissance est l'apport en oxygène par diffusion à l'intérieur du film. Lorsque la population aérobie a atteint un stade de développement compatible avec la quantité d'oxygène disponible, le régime d'infiltration se stabilise. La totalité de l'oxygène dissout apporté est alors consommée à proximité immédiate de la surface: des conditions anaérobies règnent un peu plus en profondeur et permettent le développement de bactéries qui vont dégrader les composés organiques encore présents. Une double membrane colmatante formée d'organismes aérobies en surface et anaérobies du sol se développe alors.

En condition anaérobie, le développement du *biofilm* conduit à une baisse rapide des vitesses d'infiltration. Comme précédemment évoqué, la pratique de l'alimentation alternée des bassins par bâchée en permettant la reconstitution de conditions aérobies dans le sol permet d'améliorer sensiblement le rendement des installations. Certains micro-organismes produisent des gaz très peu solubles, les bulles qui se forment vont boucher les pores du milieu. Cette réduction de perméabilité moins localisée et plus durable a été mise en évidence pour le diazote, produit de la réaction de dénitrification.

5.1.3. Croissance d'algues

Différents types d'algues peuvent influencer sur les performances d'un dispositif d'infiltration. On distingue les algues flottantes et les espèces benthiques (accrochées en fond d'ouvrage). Les espèces qui forment sur la surface d'infiltration un tapis filamenteux vont, *a priori*, directement limiter la capacité d'infiltration. Cette couverture végétale retient également les sédiments. Ce phénomène peut alors conduire à un colmatage total ou partiel des bassins d'infiltration.

Cependant, une expérimentation en laboratoire sur colonne de sable a montré que les bulles de gaz (dioxygène produit par la photosynthèse, etc.) peuvent percer de façon périodique le dépôt alguaire. Les plaques d'algues remontent alors à la surface et le fond peut alors être nettoyé naturellement. Ce phénomène a également

²⁷ JAUFFRET D., 2004. *Possibilités de recharge artificielle de la nappe alluviale de la Loire en Saône-et-Loire pour sécuriser l'alimentation en eau potable - Propositions et prescriptions pour la mise en œuvre de sites de recharge artificielle - Rapport final*, BRGM/RP-53087-FR

²⁸ ARCHAMBAULT J., BIZE J., MARGAT J., *Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines*, BRGM & BURGEAP, Délégation générale à la recherche scientifique et techniques, 68 SGL 020 HYD

été observé lors d'essais en vraie grandeur de ré-infiltration d'eaux usées. Cependant, il reste préférable de limiter ce mode de prolifération en jouant notamment sur le temps de séjour de l'eau dans le bassin (devant être le plus court possible). Il est donc souhaitable de limiter la distance entre la source d'eau servant à la recharge et le lieu d'infiltration ainsi que l'épaisseur de la lame d'eau dans le bassin.

5.1.4. Gonflement et dispersion des argiles

En fonction des argiles présentes dans la formation et les qualités physico-chimiques de l'eau infiltrée ou injectée, les argiles peuvent gonfler, parfois avec dispersion dans le milieu. Par exemple, les ions calcium ou magnésium ne sont pas hydratés lorsqu'ils sont liés aux particules argileuses. Les ions sodium le sont et le complexe argile-sodium occupe un volume plus important.

Ce gonflement est réducteur de perméabilité. De plus, les particules argileuses liées aux cations sodium sont séparées par des distances plus élevées, les forces d'attraction mutuelles sont moins fortes : les particules fines migrent alors dans le milieu. À l'état floculé, elles forment une pellicule à la surface des grains du milieu. À l'état dispersé elles s'accumulent et s'agglomèrent en structures qui sont fonction de leur capacité d'échange cationique (représentant la taille du réservoir permettant de stocker de manière réversible certains éléments fertilisants cationiques comme le potassium, le magnésium ou le calcium). À plus ou moins long terme les principaux chenaux d'écoulement s'obstruent.

5.2. Moyens de lutte contre le colmatage

Les méthodes connues diffèrent selon le type de stockage envisagé.

Par exemple, dans le cas des bassins, on cherchera en priorité à traiter l'eau avec une couche de sable filtrante en fond de bassin (d'où la nécessité de la construction d'ouvrages de permutacion si l'installation fonctionne en continu). On conçoit que, lorsque le colmatage est très rapide (quelques semaines), le nombre de bassins doit être élevé. Dans ce cas, il faudra essayer d'aller prolonger la durée de vie des couches filtrantes.

Pour les puits d'injection, on privilégiera la méthode de décolmatage par pompage. Elle est fondée sur le principe du nettoyage hydraulique des filtres et consiste à inverser le sens du courant par pompage dans le puits d'injection. L'opération doit être réalisée de telle manière qu'à aucun moment l'air ne pénètre dans le massif filtrant et le terrain. Dans certains cas, aux Etats-Unis par exemple, la double utilisation des forages pour l'infiltration et l'extraction permet de remédier à ce problème, tout en diminuant la surface d'exploitation.

5.3. Contraintes liées à la chimie de l'eau injectée

Ce problème concerne la formation de produits de réaction entre l'eau de la nappe et l'eau injectée. Il est donc nécessaire de prétraiter l'eau d'injection.

Pour l'utilisation des bassins, dans certains cas réels, le prétraitement de l'eau de surface est simplement réduit à un passage dans un bassin de décantation (voire inexistant). On compte en effet sur l'épuration par filtration en fond de bassin. Lorsque les propriétés d'épuration du terrain sont médiocres proportionnellement à la qualité de l'eau en entrée, il est indispensable d'y avoir recours.

Dans le cas de puits d'injection, la durée de vie de l'ouvrage est, sans prétraitement, considérablement réduite du fait du colmatage biologique. Pour rendre à la nappe une eau de qualité, une série de prétraitements s'avère donc nécessaire.

Une série optimale de traitement peut être composée d'un traitement physique de dégrillage et tamisage. Les corps flottants et gros déchets, puis les fines particules et les algues supérieures à 1 mm y sont retenus. Les micropolluants sont ensuite piégés par traitement sur charbon actif. L'eau peut être alors envoyée vers des bassins d'infiltration. Des niveaux de cascades permettent l'oxygénation et font disparaître les composés organiques volatils. L'eau peut alors commencer sa descente progressive vers la nappe. Cette filtration lente fait alors disparaître les matières en suspension et précipiter certains métaux.

L'épuration chimique, c'est-à-dire la disparition des substances nocives dissoutes par transfert dans le sol, est plus aléatoire. Mais les échanges d'ions dans le sol d'une part, la dégradation des produits peu stables d'autre part (en raison même de la lenteur du cheminement), peuvent dans certains cas amener une amélioration de la qualité de l'eau injectée.

On peut penser qu'un long trajet souterrain n'est pas sans effet sur quelques-uns au moins de ces produits de synthèse (détergents, herbicides, insecticides, etc.) de plus en plus employés, dont l'innocuité pour l'organisme humain n'a pas été démontrée et sur lesquels l'épuration habituelle des eaux de rivières n'a quasiment aucune influence.

6. Présentation de quelques dispositifs réels

6.1. En France

6.1.1. Exemple de recharge par infiltration gravitaire

➤ *Crépieux-Charmy/ Lyon*

Dans le paragraphe qui suit est présenté un résumé permettant d'observer la façon avec laquelle l'étude et le suivi de certains dispositifs intègrent à la fois la notion de caractérisation des paramètres hydrodynamiques et hydrogéologiques et la simulation (écoulement en zone variablement saturée). L'avantage de cette dernière est de prendre en compte la complexité de tels écoulements.

L'objet d'étude proposé ici est le champ captant de *Crépieux-Charmy* (alimentant en eau potable l'agglomération lyonnaise), que l'on souhaite isoler hydrauliquement d'un bras du Rhône (canal de Miribel) (cf. Figure 71), ce dernier pouvant être vecteur de pollution et présentant ainsi un risque majeur de contamination pour les captages.

L'objectif est ici, via les bassins d'infiltration, de créer un dôme piézométrique entre le fleuve et le champ captant afin de créer une barrière hydraulique (cf. Figure 70)

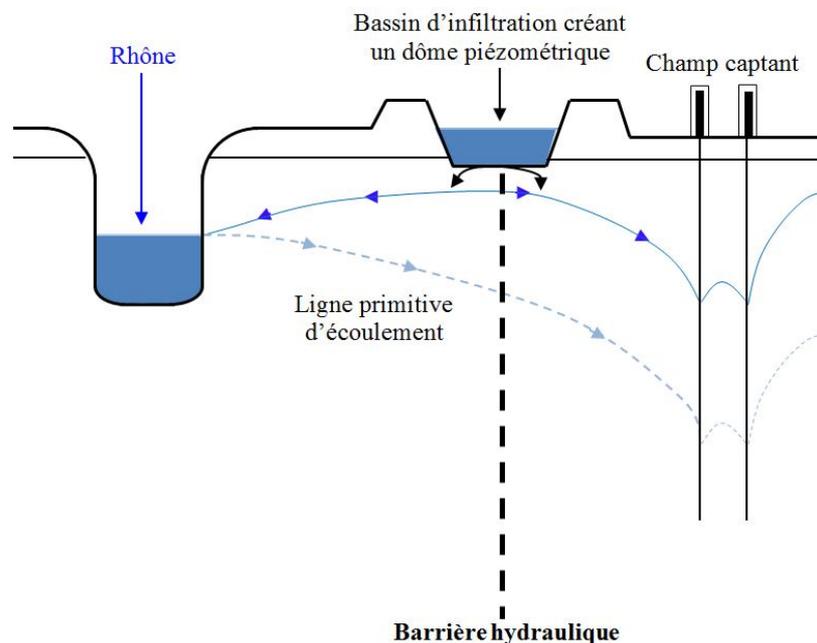


Figure 70 : Schématisation du principe de la barrière hydraulique au niveau du champ captant de Crépieux-Charmy²⁹

²⁹ FOUGEIROL D., 2011. *Recharge artificielle des nappes d'eau souterraines : présentation de quelques cas réels*, BURGEAP

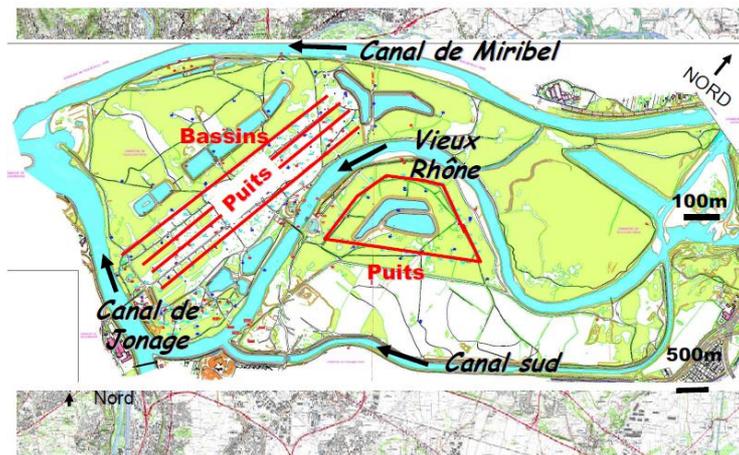


Figure 71 : Localisations relatives du champ captant et des bassins d'infiltrations par rapport au Canal de Miribel³⁰

Le fond du bassin étudié est tapissé d'une couche de sable calibré, d'une épaisseur de 30 cm. Afin de caractériser les paramètres hydrogéologiques nécessaires à la simulation, il a été choisi d'effectuer des essais d'infiltration à différentes échelles au niveau du bassin afin de caractériser ces paramètres et de pouvoir comparer leurs ordres de grandeur. Trois échelles différentes ont donc été choisies :

- l'échelle décimétrique (essais Beerkan : principe d'infiltration à charge nulle et flux mesurés) ($S_{inf}=0,008 \text{ m}^2$),
- l'échelle métrique (méthode d'infiltration par simple anneau : principe d'infiltration à charge imposée et flux mesurés) ($S_{inf}=0,8 \text{ m}^2$),
- l'échelle globale : infiltration en fond de bassin via la couche de sable de 30 cm (principe d'infiltration à débits imposés et charges mesurées) ($S_{inf}=10\,000 \text{ m}^2$).

L'intérêt de cette démarche est de pouvoir, à terme, comparer les ordres de grandeur obtenus. La méthode des essais Beerkan, sur la base des modèles classiques de Van Genuchten et de Corey & Brooks, ont permis de déterminer les courbes de rétention d'eau ($h=f(\theta)$) et de conductivité hydraulique ($K_h=f(\theta)$) où θ représente la teneur en eau. Pour information, la perméabilité à saturation du sable (K_s) indique des valeurs comprises entre $5,4 \cdot 10^{-5}$ et $3,3 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. Pour rappel, précisons qu'au sein de la zone non saturée, la conductivité hydraulique n'est pas constante mais varie en fonction de la teneur en eau du sol pour atteindre une perméabilité à saturation qui est celle de l'aquifère. L'interprétation des essais d'infiltration en simple anneau s'est faite par le biais d'une modélisation 2D (modèle bicouche du fond du bassin) (cf. Figure 72).

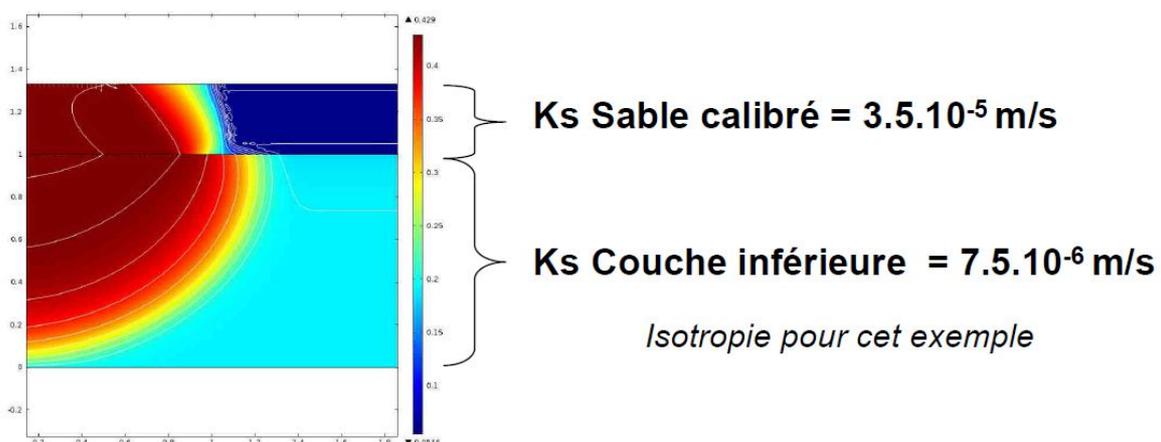


Figure 72 : Résultats de modélisation 2D de l'infiltration via la méthode du simple anneau³¹

³⁰ LOIZEAU S., 2012. *Etude d'un champ captant : observations et modélisation 3D en focalisant sur le fonctionnement des bassins d'infiltration*, Veolia Environnement, <http://www.lthe.fr/LTHE/IMG/pdf/LoizeauS.pdf>, page consultée le 28 janvier 2013

³¹ LOIZEAU S., 2012. *Etude d'un champ captant : observations et modélisation 3D en focalisant sur le fonctionnement des bassins d'infiltration*, Veolia Environnement, <http://www.lthe.fr/LTHE/IMG/pdf/LoizeauS.pdf>, page consultée le 28 janvier 2013

Dans le cas où la couche de zone non saturée est considérée comme anisotrope, les valeurs déterminées sont les suivantes :

- $K_s(\text{sable}) = 3.9 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
- $K_s(\text{couche inférieure verticale}) = 4.2 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$
- $K_s(\text{couche inférieure horizontale}) = 4.2 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$

Des caractérisations de la série de terrains située sous le bassin, faites via des tranchées d'observations, ont permis de mettre en évidence la présence d'une importante hétérogénéité verticale sous la couche de sables calibrés. En effet, on y trouve des éléments ayant des diamètres compris entre 0,3 et 1,7 m de haut en bas, comme le montre la Figure 73. La partie inférieure de la série se caractérise essentiellement par des gravés sans éléments fins donc très perméables.

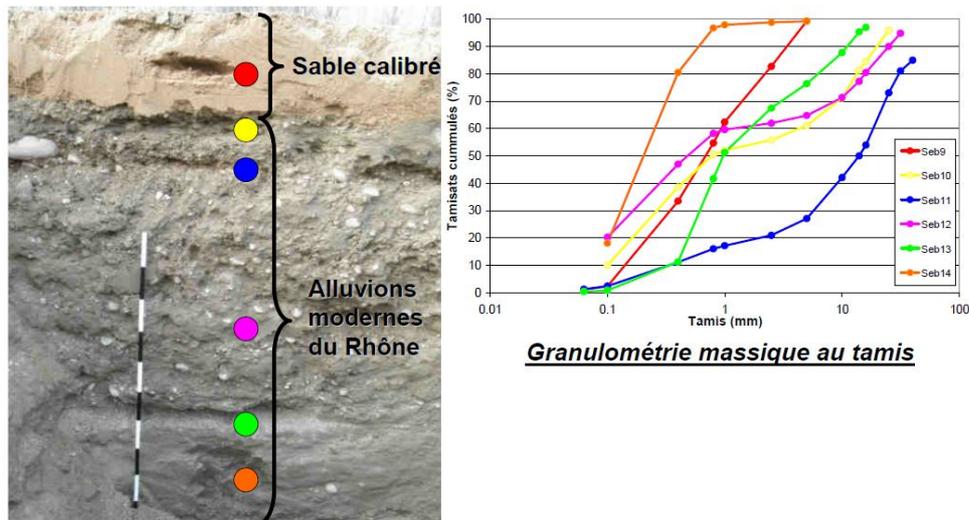


Figure 73 : Caractérisation de l'hétérogénéité verticale de la zone non saturée³²

Il a été ainsi choisi d'assimiler, pour les besoins de la simulation, cette série de couches à perméabilité hétérogène à une couche homogène ayant une perméabilité équivalente. Enfin, au niveau du bassin, des mesures d'infiltration sont réalisées, par le biais de la mesure de l'évolution du niveau d'eau en fonction de temps et des phases de recharges du bassin (cf. Figure 74).

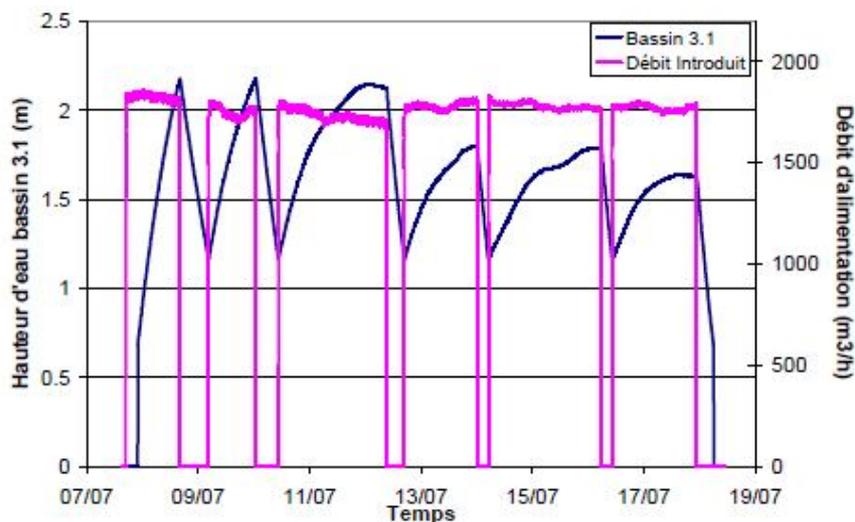


Figure 74 : Evolution temporelle comparée des débits d'alimentation et des hauteurs d'eau dans le bassin

³² LOIZEAU S., 2012. *Etude d'un champ captant : observations et modélisation 3D en focalisant sur le fonctionnement des bassins d'infiltration*, Veolia Environnement, <http://www.lthe.fr/LTHE/IMG/pdf/LoizeauS.pdf>, page consultée le 28 janvier 2013

Le calcul est fondé sur la résolution par différences finies de l'équation de Richards sur tout le domaine maillé. Elle décrit l'écoulement de l'eau en milieu variablement saturé et s'exprime de la façon suivante :

$$\operatorname{div}\left(K(h)\overrightarrow{\operatorname{grad}}(h+z)\right)-c(h)\frac{\partial h}{\partial t}=0$$

Où $h(x, y, z, t)$ est la charge de pression, $K(h)$ la conductivité hydraulique et $c(h)$ la capacité capillaire. La validité de cette relation est subordonnée au respect de quelques hypothèses fondamentales sur lesquelles elle repose, à savoir :

- la matrice solide est indéformable et le fluide incompressible,
- la matrice solide est homogène et isotrope,
- la loi de Darcy est applicable,
- la capacité capillaire $c(h)$ est nulle en zone saturée.

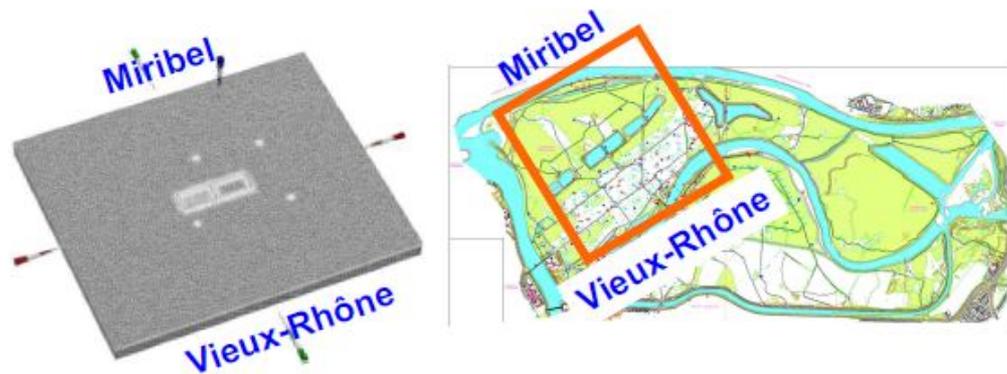


Figure 75 : Délimitation du domaine modélisé

La dernière étape de travail préliminaire à la simulation est donc la caractérisation des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère, lesquels sont obtenus par essais de pompage (exploités via la méthode classique de Théis). Cette méthode a permis de déterminer une perméabilité de l'aquifère d'une valeur de $K_s=10^{-2} \text{ m.s}^{-1}$. Précisons que, dans ce cas, l'interprétation des essais de pompage est particulièrement délicate du fait de l'impact prononcé par l'activité permanente du champ captant. On récapitule sur le schéma suivant (cf. Figure 76) les données nécessaires au bon déroulement de la simulation (acquis par mesures de terrain).

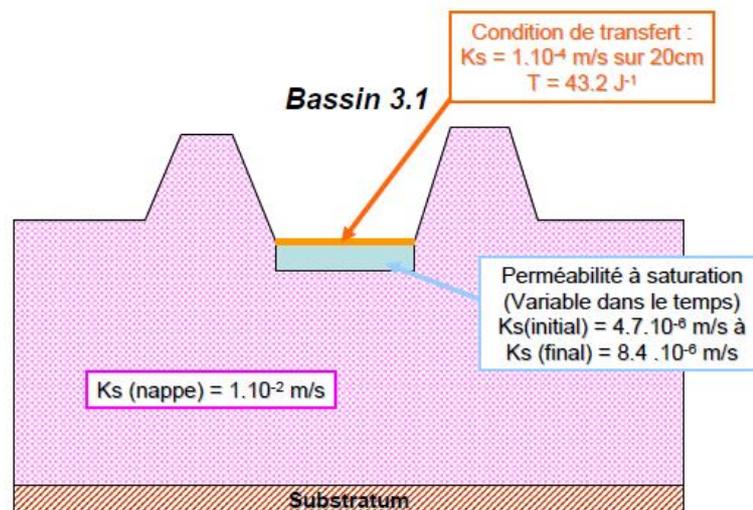


Figure 76 : Récapitulatif de la phase de caractérisation des paramètres hydrogéologiques et hydrodynamiques du fond du bassin et de l'aquifère³³

³³ LOIZEAU S., 2012. *Etude d'un champ captant : observations et modélisation 3D en focalisant sur le fonctionnement des bassins d'infiltration*, Veolia Environnement, <http://www.lthe.fr/LTHE/IMG/pdf/LoizeauS.pdf>, page consultée le 28 janvier 2013

Après avoir renseigné la piézométrie initiale au modèle, les résultats suivants sont obtenus :

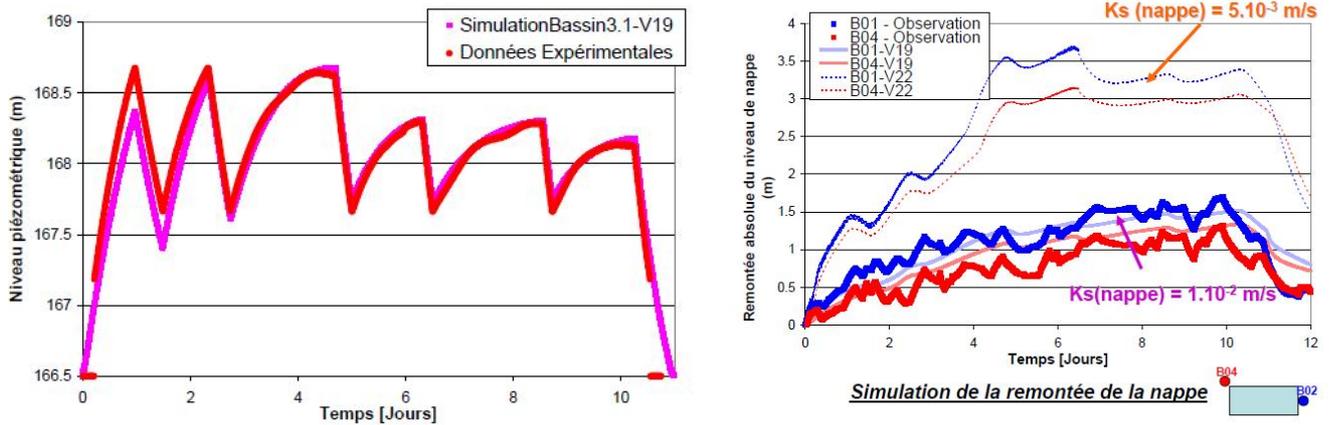


Figure 77 : Comparaisons des hauteurs d'eau observées et simulées dans le bassin (gauche) et résultats de simulation de remontée de nappe (droite)

Ces résultats attestent, outre une certaine fidélité des niveaux d'eau simulés dans le bassin par rapport aux niveaux observés, d'une bonne restitution des niveaux piézométriques enregistrés aux deux piézomètres B04 et B01. On notera la relative sensibilité des niveaux aux erreurs d'estimations de la perméabilité.

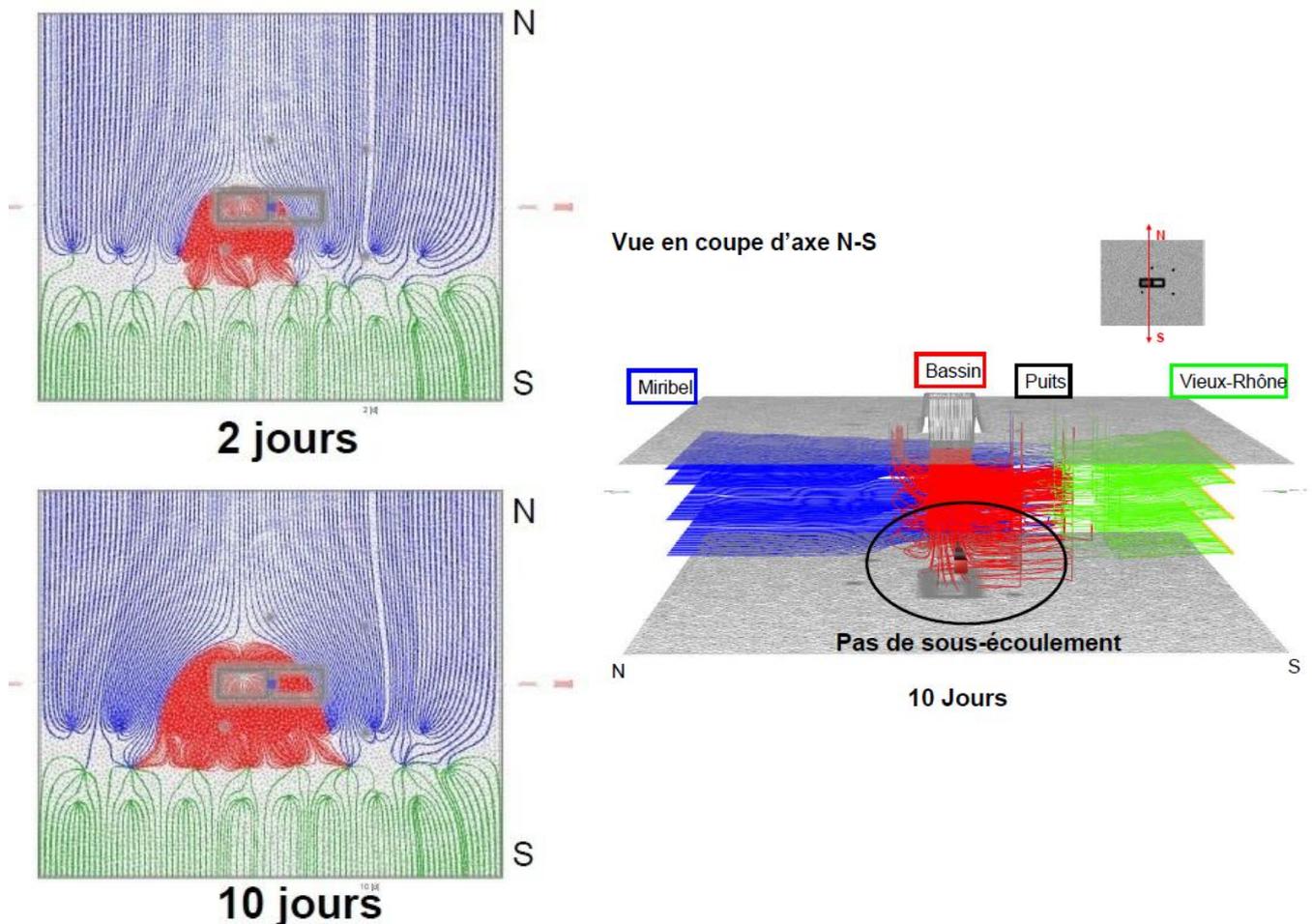


Figure 78 : Résultats de simulation vis-à-vis de la protection du champ captant de Crepieux-Charmy³⁴

³⁴ LOIZEAU S., 2012. Etude d'un champ captant : observations et modélisation 3D en focalisant sur le fonctionnement des bassins d'infiltration, Veolia Environnement, <http://www.lthe.fr/LTHE/IMG/pdf/LoizeauS.pdf>, page consultée le 28 janvier 2013

➤ Site de Croissy, France^{35,36,37}

Le site de Croissy est le plus grand site de réalimentation artificielle de France (création en 1960). Il est caractérisé par la présence de captages à gros débits exploitant une série aquifère constituée par la nappe de la craie, surmontée par des alluvions récentes. Lors des étiages accentués, l'eau de la Seine est, dans ce secteur, composée pour moitié d'eau brute d'égout. Son utilisation directe pour AEP pose de ce fait d'importants problèmes, d'autant plus que des rejets industriels (plus ou moins nocifs) se mêlent aux effluents urbains. L'accroissement du débit exploité, en provoquant l'infiltration massive d'eau de Seine, a eu pour résultat qu'à certaines périodes, l'eau s'est révélée de très mauvaise qualité (goût accentué). Une crue du fleuve ayant inopinément provoqué l'inondation d'une ancienne sablière, on a immédiatement enregistré en même temps qu'une remontée appréciable de la nappe, une nette amélioration de la qualité de l'eau. Les conséquences de ce phénomène purement accidentel ont amené l'exploitant des captages à réaliser, à partir de 1959, une réalimentation artificielle de la nappe.

Géologie	craie d'âge Sénonien altérée et par un recouvrement d'alluvions Quaternaires de la Seine
Capacité de recharge	300 000 m ³ .j ⁻¹
Mode de recharge	10 bassins pour 12,3ha nettoyés annuellement Filtration relativement lente
STEP	Prétraitement classique
Apport de la recharge	Baisse des concentrations en ammonium, fer et manganèse

Tableau 19 : Caractéristiques du site de Croissy

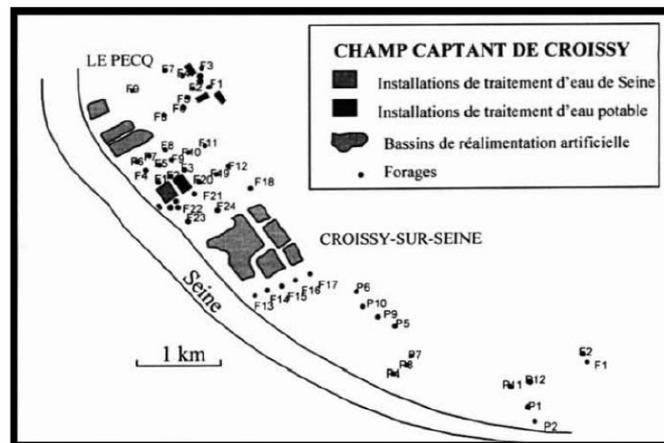


Figure 79 : Schéma du champ captant de Croissy

Plusieurs aspects de l'alimentation artificielle sont en jeu sur ce site :

- reconstitution des réserves en eau,
- régularisation et augmentation des ressources disponibles par une utilisation combinée de l'eau superficielle et souterraine,
- conservation de la qualité de l'eau souterraine,
- régularisation thermique.

L'eau utilisée à cet effet est pompée en Seine, tant que la pollution ne dépasse pas un certain seuil (généralement franchi de Juillet à Septembre), puis elle est traitée de manière à être rendue parfaitement limpide.

³⁵ ARCHAMBAULT J., BIZE J., MARGAT J., 1968. *Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines*, BRGM & BURGEAP, Délégation générale à la recherche scientifique et techniques, 68 SGL 020 HYD

³⁶ HAEFFNER H., GRANDGUILLAUME J.J., 2001. VANRENTERGHEM A., *La réalimentation des nappes : exemples d'application en France*, La Houille Blanche, Paris, pp. 133-137

³⁷ HAEFFNER H., GRANDGUILLAUME J.J., VANRENTERGHEM A., DETAY M., 1992. *Artificial recharge experience in France : lessons learned and perspectives*

Elle est ensuite déversée dans des bassins creusés dans les alluvions, et sa qualité continue de s'améliorer considérablement dans ces bassins par les seuls processus d'autoépuration. La filtration lente à travers les terrains affine l'épuration et c'est une eau d'excellente qualité qui parvient aux forages, dont le niveau dynamique, qui ne cessait de diminuer et devenu très acceptable.

➤ *Site de la Moulle, agglomération de Dunkerque*^{38,39,40}

Ce dispositif réel constitue un des rares cas où l'on dispose d'informations à propos de son dimensionnement et de son suivi par simulation. En effet, l'étude préliminaire, entreprise en 1977, s'est faite via un modèle en différences finies (mailles carrées à tailles variables), ce qui a permis de moduler l'introduction d'eau dans les bassins d'infiltration en fonction de la prévision de la demande d'une part, de la réalimentation naturelle saisonnière, d'autre part, en optimisant cette alimentation artificielle sur un état de la surface piézométrique donné. L'exploitation du modèle, calé en régime permanent mais surtout en régime transitoire, fut réalisée comme suit : au mois d'avril de chaque année sont introduites les données suivantes : pluviométrie, températures, piézométrie, pompages au cours des douze mois précédents et des prévisions pour l'année à venir en ce qui concerne les besoins à satisfaire. Une contrainte intègre la piézométrie de référence fixée au modèle : le maintien d'un débit artésien dans une zone d'urgences. Les six premiers mois de prévision calculés par le modèle prennent en compte une situation réelle de la piézométrie qui est le résultat de la recharge par la pluie durant l'hiver précédent. Afin d'économiser le plus possible l'eau de réalimentation, le scénario d'exploitation suivant a été adopté :

- pompage constant et égal à 90 % de la capacité maximum de pompage des sites les plus voisins de la rivière, afin de limiter les pertes par le drainage de la nappe en hautes eaux,
- le reste de la demande est couvert par l'exploitation des sites voisins des bassins d'infiltration.

La modulation mensuelle de la réalimentation est indiquée par le modèle. En ce qui concerne la période d'hiver suivante, trois schémas d'alimentation saisonniers sont pris en considération dans le calcul prévisionnel, correspondant respectivement à une pluviométrie faible (140 mm), moyenne (325 mm) et forte (525 mm). Pour l'exploitation, il convient de choisir un scénario en fonction de la pluviométrie observée du mois d'avril.

Géologie	craie
Capacité de rechargement	80 000 m ³ .j ⁻¹
Mode de recharge	Le volume utilisé pour la recharge est fonction du niveau de la nappe pour maintenir la capacité du champ captant. Infiltration d'eau de surface avec un système de prétraitement
Suivi et évaluation	Modélisation & logiciel d'optimisation des prélèvements

Tableau 20 : Caractéristiques du site de la Moulle

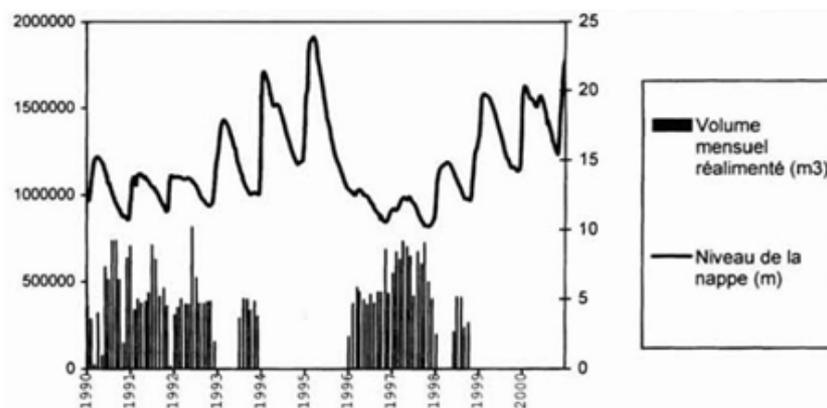


Figure 80 : Réalimentation artificielle de la Moulle en fonction du niveau de la nappe

³⁸ HAEFFNER H., GRANDGUILLAUME J.J., VANRENTERGHEM A., 2001. *La réalimentation des nappes : exemples d'application en France*, La Houille Blanche, Paris, pp. 133-137

³⁹ HAEFFNER H., GRANDGUILLAUME J.J., VANRENTERGHEM A., DETAY M., 1992. *Artificial recharge experience in France : lessons learned and perspectives*

⁴⁰ DESSONVILLE G., *L'alimentation artificielle de la nappe de la Moulle : un exemple de gestion de la ressource*

6.1.2. Recharge par injection forcée

➤ Donzère-Mondragon (Vaucluse)

La réalisation d'un canal de fuite sur le Rhône au lendemain de la seconde guerre mondiale a entraîné un rabattement important du niveau de la nappe alluviale du Rhône. Le canal agit en effet comme un drain important, entaillant les alluvions du Rhône jusqu'à leur substratum imperméable.

En son absence, la nappe alluviale était maintenue en charge par des limons de surface peu perméables. L'ouverture de ce canal sur 6 km de longueur a notamment eu comme impact l'assèchement de nombreux puits du secteur (cf. Figure 81). Pour pallier à ce phénomène, le maître d'œuvre, la Compagnie Nationale du Rhône, a réinjecté de l'eau du Rhône dans la nappe alluviale au moyen de forages d'injection répartis tout au long du canal de fuite. En détails, il s'agit de 121 fosses ou forages absorbant $4,5 \text{ m}^3/\text{s}$ en rive droite et 112 fosses ou forages absorbant $4 \text{ m}^3/\text{s}$ en rive gauche. L'influence quantitative de l'injection a été estimée à 12000 ha, réparties sur les deux rives. Aucun prétraitement n'est réalisé. La charge en sédiments étant plus élevée lors des crues, la réalimentation artificielle est suspendue durant cette période. Les travaux ont démarrés en 1952. La perméabilité horizontale moyenne des alluvions est de l'ordre de $2.10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$. L'injection d'une eau non traitée contenant 50 mg/l de sédiments limite la durée d'activité des ouvrages à 8 ans, lesquels sont abandonnés après ce délai. Du fait de l'absence de traitement, il a été calculé que tous les ans, une tonne de matière solide est introduite dans le terrain par kilomètre de front. Le colmatage, qui se limite aux massifs de graviers mis en place dans les forages, est facilité par les arrêts d'injection car le puits fait alors office de drain et collecte toutes les particules du terrain. Des essais de décolmatage à l'air-lift permettent de rétablir provisoirement le débit d'injection d'origine mais par la suite, le colmatage est encore plus rapide.

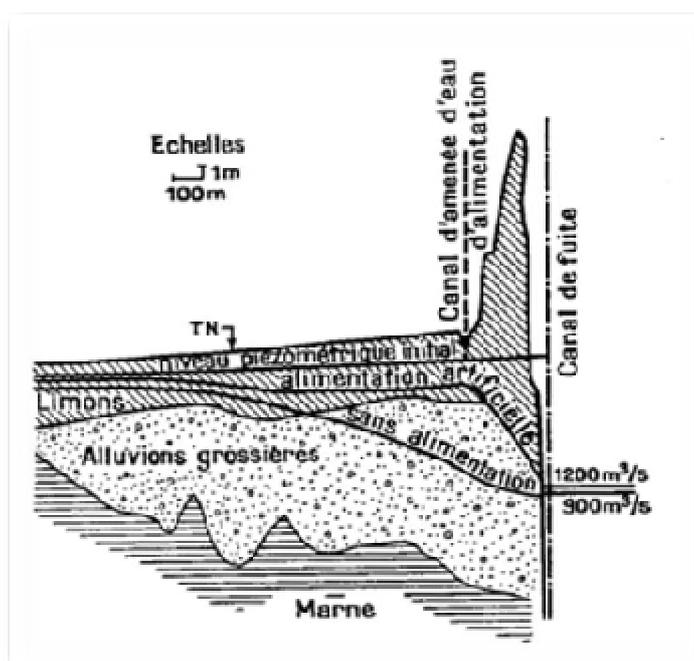


Figure 81 : Schéma de l'alimentation artificielle de Donzère-Mondragon⁴¹

⁴¹ SEGUIN J.J., WUILLEUMIER A., 2008. *Réalimentation artificielle des aquifères en France : Une synthèse*. BRGM/RP-55063-FR

➤ *Leyde (Hollande)*

Des essais d'injection ont été réalisés dans les dunes de *Leyde*, avec une eau de surface importée. Au bout d'un certain temps (non précisé), le débit d'injection a fortement baissé jusqu'à pratiquement s'annuler. Le colmatage était dû à la présence d'air dans l'eau d'alimentation, entraînant la formation d'oxydes de fer. Il a pu être constaté que le fer s'était déposé dans un rayon d'un mètre autour de la crépine.

D'après certains cas relatés, il apparaît que l'entraînement d'air dans l'eau d'alimentation est l'une des principales causes de colmatage.

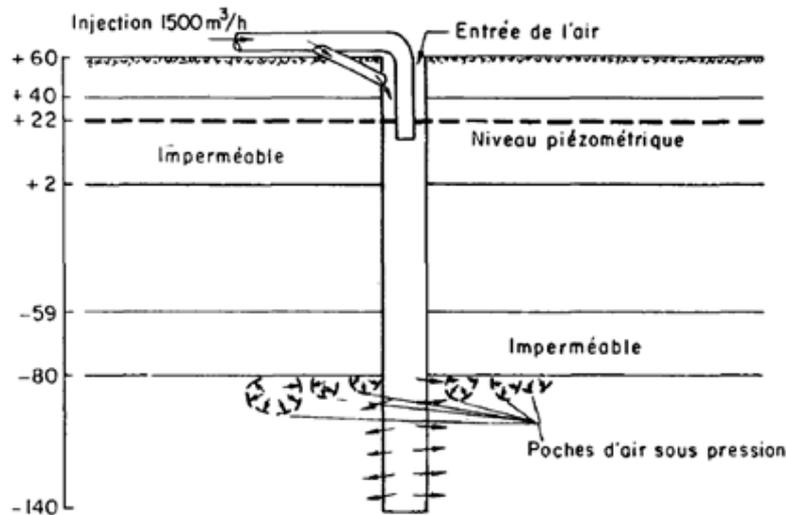


Figure 82 : Illustration de formations de poches d'air dans le cas de recharge par injection (contexte de nappe captive)

6.2. A l'étranger

La Figure 83 précise la répartition géographique des principaux sites de recharge artificielle des nappes dans le monde.

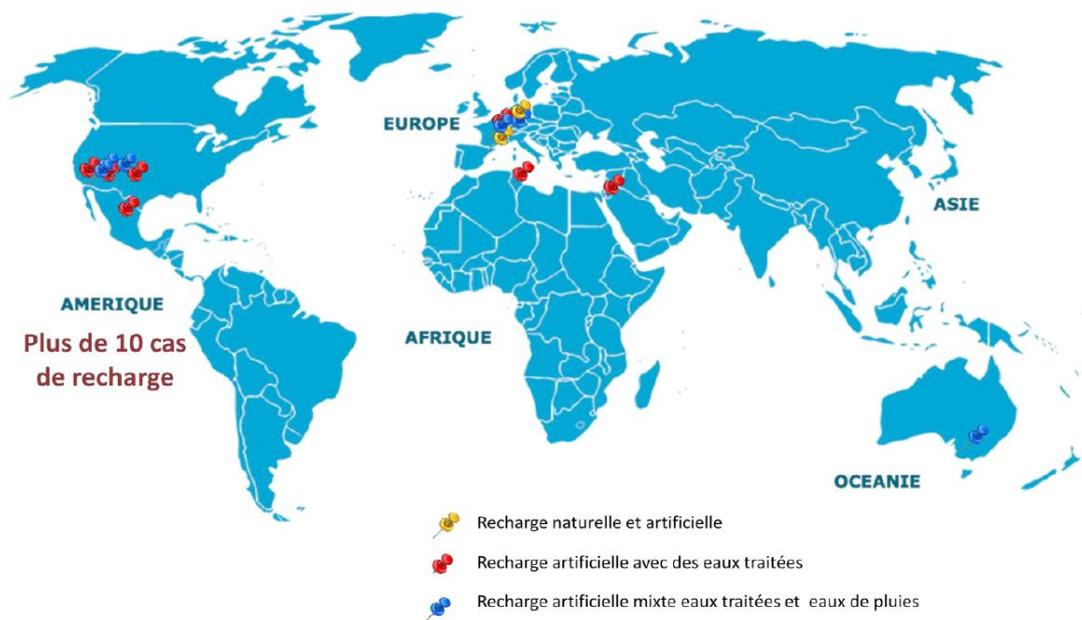


Figure 83 : Répartition géographique des principaux sites de recharge artificielle des nappes⁴²

⁴²CORMERAIS M., VONGOC D., 2011. *Gestion de la nappe alluviale de la Siagne, Recherche bibliographique*, Lyonnaise des Eaux, Master Hydroprotech (Polytech' Nice-Sophia)

	Localisation	Type de réalimentation	Taille de la commune
Allemagne	Berlin	Percolation pour 15 % + Injection directe	3,4 Mhab
Australie	Adelaïde	?*	1,1 Mhab
Espagne	Barcelone	Injection directe	2,9 Mhab
E.U.	County Sanitation Districts of LA, County, California Montebello, Forebay	Percolation	?*
E.U.	Orange County, CA	Injection directe	?*
E.U.	West Basin, CA	?*	?*
E.U.	Tucson, AZ	Percolation	?*
France	Croissy	Percolation	300 Khab
France	Mouille	Percolation	?*
Mexique	Mexico	?*	18 Mhab
Israël	Dan Region Project, Tel-Aviv	Percolation	1.3 Mhab
Tunisie	Korba	Percolation	?*

Tableau 21 : Caractéristiques de quelques sites de recharges artificielles des nappes (* : Information indisponible)⁴³

Précisons que de nombreux autres cas ont été recensés aux Etats-Unis (*Los Angeles : Rio Hondon, Hazen Spreading, San Gabriel* ou encore en *Arizona : Phoenix, Sierra Vista, Goodyear*).

➤ (*Peoria, IL, USA*)⁴⁴

Les bassins de *Peoria, ILL (USA)* sont creusés dans des alluvions de sables et de graviers, leur fond était tout d'abord tapissé d'une couche de sable de diamètre efficace de 0,3 à 0,4 mm et épaisse d'environ 15 cm. Le débit d'infiltration s'est vu diminuer de moitié en 3 jours, pour tendre vers zéro dès 7 jours.

Cette chute était précisément due à la présence d'algues, dont l'action a été stoppée grâce au traitement de l'eau par le sulfate de cuivre. Après nettoyage de la couche de sable, le taux d'infiltration est revenu à sa valeur initiale mais en 3 mois, le débit a de nouveau, diminué de 60 % du fait d'un colmatage par les particules en suspension dans l'eau d'alimentation. Les bassins ont dû être nettoyés 9 fois sur la première année de fonctionnement et il a été constaté que le colmatage n'intéressait que les 5 premiers centimètres de la couche de sable.

Après 3 ans, et dans les mêmes conditions de colmatage et d'entretien, le sable a été remplacé par des graviers de dimensions comprises entre 2,5 et 8 mm. Au bout de 3 ans, sans entretien, le débit n'avait pas varié dans un bassin, mais avait baissé de 30 % dans un autre. Le renouvellement des graviers a permis de retrouver approximativement le débit initial. Au terme d'une nouvelle période de 3 ans, toujours sans entretien, le débit avait de nouveau diminué de moitié. Le procédé semblait donc avoir donné des résultats satisfaisants, mais après renouvellement des graviers aucune amélioration du débit n'est apparue. Il a alors été constaté que les sédiments colmatant avaient imprégné les couches de terrains naturels sous-jacents aux graviers.⁴⁵

Dans d'autres cas, afin d'éviter la prolifération d'algues, on s'efforce de faire circuler l'eau. A la station de *Bâle* (Suisse), après 18 mois, les fossés se colmatent, mais après 42 mois le colmatage se stabilise. Le bassin à végétation permet des débits d'injection plus lents mais ne se colmate pas: ce qui peut paraître comme un bon compromis.

⁴³ CORMERAIS M., VONGOC D., 2011. *Gestion de la nappe alluviale de la Siagne, Recherche bibliographique*, Lyonnaise des Eaux, Master Hydroprotech (Polytech' Nice-Sophia).

⁴⁴ ARCHAMBAULT J., BIZE J., MARGAT J., 1968. *Etude documentaire - données sur l'alimentation artificielle des nappes souterraines*, BRGM & BURGEAP, Délégation générale à la recherche scientifique et technique, 68 SGL 020 HYD.

⁴⁵ BERSILLON J.-L., 2008. *Gestion active des aquifères : Aspects qualitatifs*.

➤ Fleuve Llobregat – Barcelone⁴⁶

Barcelone, et son aire métropolitaine comptant près de 3 millions d'habitants, sont approvisionnées en eau potable par quatre sources différentes dont le fleuve *Llobregat* dont les eaux sont traitées dans les stations de potabilisation de San Joan Despi et d'Abrera.

Objectifs de la recharge	Accroître les ressources en eau - utiliser l'aquifère comme infrastructure de transport de l'eau - améliorer la qualité de l'eau - produire un effet de barrière en élevant le niveau phréatique
Mode de recharge	Recharge artificielle en surface par scarifiage du lit Conditions pour scarifiage : débit entre 10 et 35 m ³ .s ⁻¹ , Turbidité < 100 NTU, Ammonium < 1 mg.L ⁻¹ , Chlorures < 350 mg.L ⁻¹ <hr/> Recharge artificielle en profondeur par des puits Nombre de puits : 12 puits Capacité de recharge : 75 000 m ³ .j ⁻¹ Problème de colmatage des puits. Le débit d'extraction doit être 4 fois plus important que le débit de recharge pour éviter le colmatage.
Volumes de recharge	Volume extrait : oscille de 8 à 34 hm ³ (1989 – 2006) Volume rechargé : oscillant de 0 à 17 hm ³ (1989 – 2006) Recharge en profondeur : oscillant de 0 à 14 hm ³ (1989 – 2006) Recharge en surface : oscillant de 0 à 4 hm ³ (1989 – 2006)

Tableau 22 : Caractéristiques du site de Barcelone

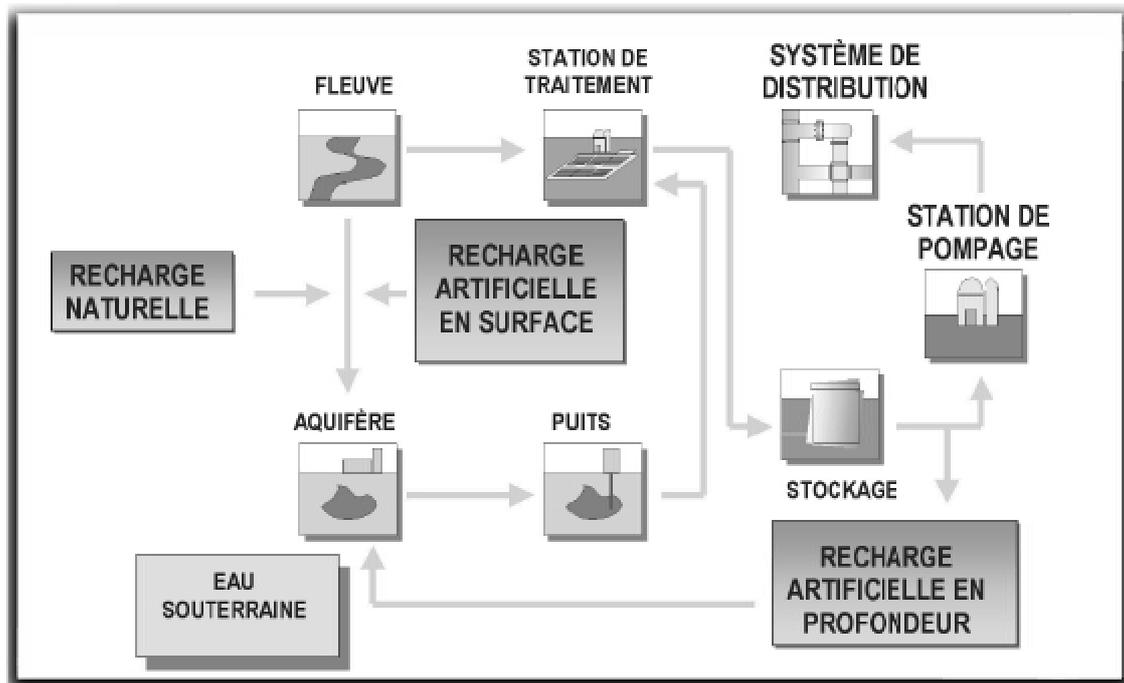


Figure 84 : Utilisation conjointe des eaux souterraines et eaux de surface

⁴⁶ ARMENTER JL., 2008. *La recharge artificielle des aquifères dans la gestion conjointe des ressources du fleuve Llobregat*, La Houille Blanche, Paris, pp. 63-69

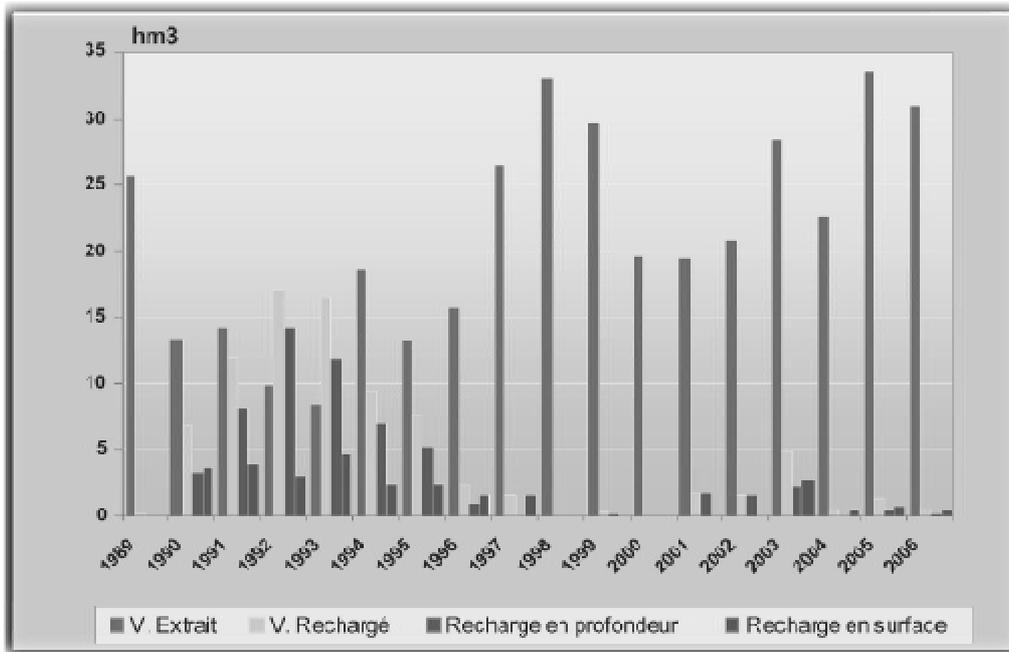


Figure 85 : Exploitation de l'aquifère de la basse vallée et du delta du Llobregat

➤ West Coast Basin Barrier Project, Californie

Géologie	Horizons sableux séparés par des aquitards argileux
La ressource	Pompage dans l'aquifère : 123,3 Mm ³ .an ⁻¹ Intrusion du biseau salé
Capacité de recharge	150 puits d'injection dont les profondeurs varient de 85 à 214m formant 3 barrières de protection contre l'eau salée Volume de recharge : 44 000 Mm ³ .an ⁻¹
Mode de recharge	Années 60 : Injection d'eau potable pour le maintien du niveau de l'aquifère Depuis 1995 : Injection d'un mélange d'eau potable (65%) et d'eau traitée (35%)
Suivi	Utilisation d'un modèle de SIG hydrodynamique et hydrodispersif
STEP	Station d'épuration de West Basin utilisant l'osmose inverse
Réglementation	Le pourcentage d'eau recyclée ne doit pas dépasser 50%.
Apport de la recharge	Prévention d'intrusion de l'eau salée et maîtrise du niveau de l'aquifère.

Tableau 23 : Caractéristiques du site du West Coast Basin Barrier Project

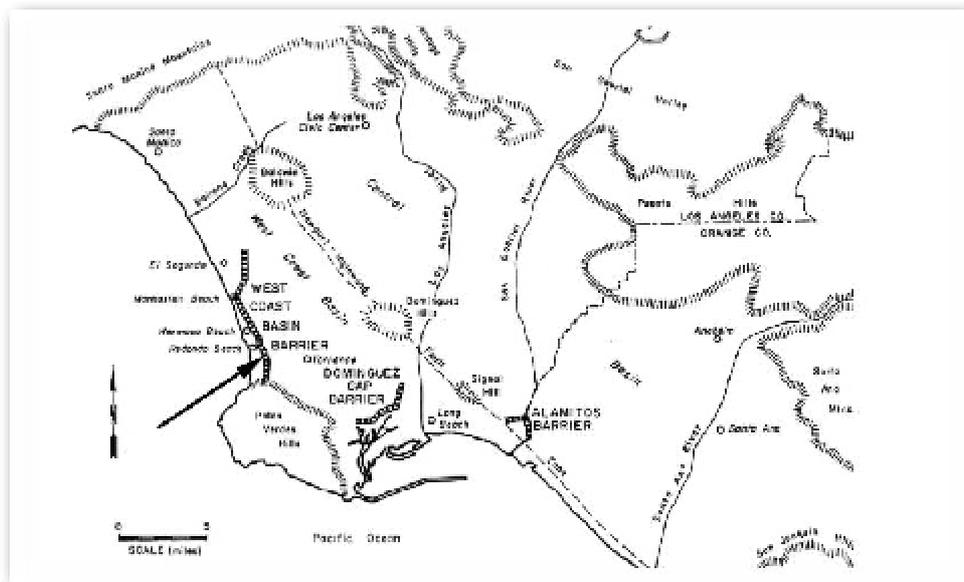


Figure 86 : Localisation des 3 barrières d'injection (la flèche montre la localisation de la barrière de la West Coast Basin)

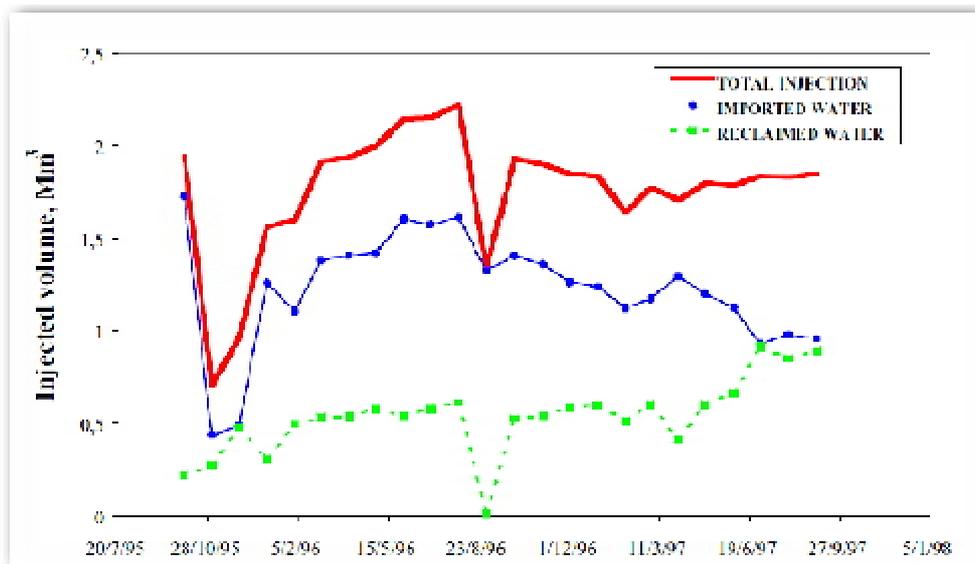


Figure 87 : Evolution du volume injecté dans la barrière West Coast bassin de 1995 et 1997

7. Conclusion

De façon générale, les techniques de réalimentation artificielle des nappes sont actuellement utilisées, de façon majeure, pour palier localement un problème spécifique (diminution de la charge polluante d'une eau par transit à travers la zone non saturée, compensation locale d'une baisse de niveaux liée à une surexploitation).

L'objectif final de la mise en œuvre de ces techniques est souvent la réutilisation de l'eau à des fins d'AEP pour lequel des méthodes d'infiltration gravitaire par bassins sont majoritairement employées (avec décantation ou traitement préalable de l'eau pompée en cours d'eau). On recense environ une soixantaine de sites de réalimentation active en France, dont la plupart sont situés dans un contexte alluvionnaire. Parmi ces sites, aucun ne met en œuvre un procédé de réalimentation par forage d'injection et récupération différée (procédé *ASR* ou *ASTR*).

Dans le cas où l'objectif recherché est l'accroissement de la ressource souterraine (stockage puis réutilisation ultérieure), la nécessité d'une gestion active de l'hydrosystème environnant doit s'imposer dans la mesure où l'eau détournée de sa destination normale pour être injectée dans l'aquifère ne doit pas faire défaut à d'autres compartiments de l'hydrosystème.

La réalimentation devra alors être considérée, surtout dans le contexte climatique actuel, comme un instrument d'une gestion globale de la ressource dans un bassin donné.

Beerkan (essai de) : Le test de *Beerkan* (à charge nulle et flux mesurés) consiste à imposer la saturation à la surface du sol, par une charge hydraulique proche de zéro, et de suivre l'évolution de l'infiltration au cours du temps. On utilise pour cela un anneau installé à la surface du sol. On verse dans cet anneau un volume précis d'eau et on mesure le temps nécessaire à l'infiltration de ce volume. Dès que cette lame d'eau a disparu, la manipulation doit être répétée, et ce, idéalement jusqu'à l'obtention du régime permanent. On suppose alors que l'on a obtenu la teneur à saturation en eau à la surface du sol. [Lassabatère et al., 2007].

Capacité capillaire : La capacité capillaire, généralement notée $c(h)$ d'un sol est définie comme :

$$c(h) = \frac{\partial \theta}{\partial h}$$

(θ étant la teneur en eau et h , la charge hydraulique). Elle représente la variation de la teneur en eau du sol par unité de variation de potentiel de pression matricielle. Il s'agit d'une caractéristique importante du sol, notamment sur le plan du stockage de l'eau et de sa disponibilité pour les plantes. La courbe de capacité capillaire $c(h)$ dépend également des caractéristiques texturales et structurales du sol.

Rétention en eau (courbe de) : Il s'agit de la courbe reliant la pression capillaire en fonction de la teneur en eau.

Simple anneau (essai par) : A la différence du test de *Beerkan*, ce test est effectué à charge constante non nulle. Il consiste généralement en un cylindre d'acier enfoncé à 3 cm de profondeur dans le sol, permettant de mesurer le taux d'infiltration pendant un certain temps. Une règle est placée contre le bord intérieur du cylindre, lequel est ensuite rempli d'eau, jusqu'à atteindre une hauteur donnée. Toutes les minutes, la hauteur d'eau est notée. Quand le niveau baisse d'une hauteur arbitraire fixée, le cylindre est rempli à nouveau jusqu'à la hauteur initiale (charge fixe). Peu à peu, le taux d'infiltration ainsi diminue. Les hauteurs d'eau sont notées jusqu'à ce que le taux d'infiltration ne change plus. Quand le sol est saturé, un taux d'infiltration constant est atteint.

Van Genuchten / Corey et Brooks (modèles de) : Parmi les nombreux modèles d'estimations de la courbe de rétention d'eau en milieu insaturé, ces deux modèles sont les plus couramment utilisés. Les modèles de Van Genuchten (1980) et Brooks et Corey (1964) associent la courbe de rétention d'eau à une courbe mathématique par ajustement de 3 ou 4 paramètres. La courbe de rétention d'eau prend généralement la forme d'une sigmoïde, dont les paramètres de forme évoluent en fonction de la texture et de la structure du sol.

Brooks et Corey ont proposé de scinder la courbe en deux parties. De la saturation jusqu'au point d'entrée d'air, la teneur en eau est supposée constante. Au-delà du point d'entrée d'air, la teneur en eau est donnée par une fonction de type *puissance*. La formulation en est la suivante :

$$\begin{cases} \theta(h) = \theta_s & \text{si } \frac{h_a}{h} < 1 \\ \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{h_a}{h}\right)^\lambda & \text{si } \frac{h_a}{h} > 1 \end{cases}$$

Où :

- θ_s est la teneur en eau au point d'entrée d'air,
- θ_r est teneur en eau où les déplacements d'eau par capillarité sont négligeables,
- h_a est le potentiel au point d'entrée d'air,

Le paramètre λ varie selon la texture et permet de rendre compte de la distribution de taille des pores. Le modèle de *Van Genuchten* est le plus couramment utilisé de par sa simplicité et la possibilité de dériver l'équation pour le calcul de la conductivité hydraulique. Il s'exprime comme suit :

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = ((1 + \alpha h)^n)^{-m}$$

où n et m sont des paramètres sans signification physique.