



*OPUR : Observatoire des Polluants Urbains en Île de France*

*Thème de recherche : Scénarisation de la gestion des eaux pluviales urbaines dans un contexte de changements globaux*

*Action de recherche : Conséquences d'une systématisation des pratiques d'infiltration à la parcelle des pluies courantes à l'échelle du quartier*

## MEMOIRE DE THESE DE WILLIAM POPHILLAT

*Rapport final  
Thèse de doctorat  
Soutenue le 13 avril 2022*





## THÈSE

Pour obtenir le grade de

## DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ GRENOBLE ALPES

Spécialité : Océan, Atmosphère, Hydrologie

Arrêté ministériel : 25 mai 2016

Présentée par

**William POPHILLAT**

Thèse dirigée par **Isabelle BRAUD**, Directrice de Recherche,  
Université Grenoble Alpes

et codirigée par **Fabrice RODRIGUEZ**, IFSTTAR

et co-encadrée par **Jérémy SAGE**, Cerema

préparée au sein du **Laboratoire RiverLy - Fonctionnement des  
hydrosystèmes**

dans l'**École Doctorale Sciences de la Terre de l'Environnement  
et des Planètes**

**Conséquences d'une systématisation des  
pratiques d'infiltration à la parcelle des pluies  
courantes à l'échelle de petits bassins versants  
urbains et péri-urbains. Apports de la  
modélisation intégrée**

**Impacts of the generalisation of common rains  
infiltration at source on the hydrological  
functioning of watersheds, at the scale of small  
urban and peri-urban watersheds - contribution  
of integrated modelling**

Thèse soutenue publiquement le **13 avril 2022**,  
devant le jury composé de :

**Madame Isabelle BRAUD**

DIRECTRICE DE RECHERCHE, INRAE centre de Lyon-Grenoble  
Auvergne Rhône-Alpes, Directrice de thèse

**Monsieur Philippe ACKERER**

DIRECTEUR DE RECHERCHE, CNRS délégation Alsace, Rapporteur

**Monsieur Roger MOUSSA**

DIRECTEUR DE RECHERCHE, INRAE centre Occitanie-Montpellier,  
Rapporteur

**Madame Marie-Christine GROMAIRE**

DIRECTRICE DE RECHERCHE, Ecole Nationale des Ponts et  
Chaussées, Examinatrice

**Monsieur Fabrice RODRIGUEZ**

INGENIEUR HDR, Université Gustave Eiffel, Co-directeur de thèse

**Monsieur Laurent OXARANGO**

PROFESSEUR DES UNIVERSITES, Université Grenoble Alpes,  
Président

**Madame Zahra THOMAS**

MAITRE DE CONFERENCES HDR, Agrocampus Ouest, Examinatrice



# Remerciements

Je tiens avant toute chose à adresser mes plus sincères remerciements à Madame Isabelle Braud, Monsieur Fabrice Rodriguez et Monsieur Jérémie Sage qui ont dirigé mes pérégrinations scientifiques pendant ces quelques années. Merci de m'avoir accordé votre confiance et permis de vivre cette expérience. Merci pour votre soutien, votre patience et votre bienveillance. Ces moments passés en votre compagnie ont réellement été un plaisir.

Je remercie Monsieur Nicolas Lamouroux, directeur de l'unité de recherche RiverLy de l'institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), Madame Ivana Durickovic, responsable de l'équipe de recherche transferts et interactions liés à l'eau en milieu construit (TEAM) du centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema), et Madame Véronique Ruban, directrice du laboratoire eau et environnement de l'université Gustave Eiffel, d'avoir accepté de m'accueillir dans leur équipe.

Mes remerciements vont ensuite à l'ensemble des membres de ces trois équipes, et en particulier à Monsieur Emmanuel Berthier et Madame Flora Branger pour leur sympathie et leurs conseils toujours avisés, à Madame Marie-Laure Mosini pour son aide précieuse et sa bonne humeur communicative, et à Monsieur Jérémie Bonneau pour son apaisante sérénité et son indulgence face au bruit incessant des ordinateurs.

Cette thèse s'inscrit dans le cadre du programme OPUR (Observatoire des Polluants Urbains en Île-de-France) et je tiens à remercier son coordinateur, Monsieur Ghassan Chebbo, ainsi que l'ensemble des membres du programme qui ont grandement contribué à la réalisation de cette thèse. Je remercie également les membres de l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) et de l'ONEVU (observatoire nantais des environnements urbains).

Mes remerciements vont ensuite aux membres du Jury : Monsieur Laurent Oxarango, président, Messieurs Roger Moussa et Philippe Ackerer, rapporteurs, Mesdames Marie-Christine Gromaire et Zahra Thomas, examinatrices. Merci d'avoir accepté de participer à l'évaluation de mon travail. Merci pour votre analyse minutieuse et pour vos commentaires qui ont contribué à améliorer ce mémoire.



Pour finir, je souhaite remercier mes parents qui ont cru en moi et m'ont encouragé tout au long de cette thèse comme durant les années qui l'ont précédée.

Merci à Noémie, ma fille, pour toutes ces parenthèses hors du temps et pour m'avoir toujours donné le courage d'avancer.

Merci enfin à Anastasia, ma compagne, pour sa patience et son soutien indéfectible même dans les moments les plus difficiles. Ce travail n'aurait jamais été possible sans toi.

# Table des Matières

<b>RESUME .....</b>	<b>I</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>III</b>
<b>LISTE DES SYMBOLES ET ABREVIATIONS.....</b>	<b>V</b>
<b>INTRODUCTION GENERALE .....</b>	<b>1</b>
<b>PARTIE 1. CONTEXTE SCIENTIFIQUE .....</b>	<b>7</b>
<b>1.1. Hydrologie des bassins versants urbanisés et infiltration à la source des eaux pluviales .....</b>	<b>8</b>
1.1.1. Impacts de l'urbanisation sur le cycle de l'eau .....	8
1.1.2. Stratégies d'infiltration à la source des eaux pluviales .....	11
1.1.3. Facteurs influençant les performances d'un ouvrage d'infiltration.....	15
1.1.4. Influence des pratiques d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique du bassin	17
1.1.5. Besoins de recherche abordés dans ce travail .....	21
<b>1.2. Approche de modélisation hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à une infiltration à la source .....</b>	<b>23</b>
1.2.1. Modèles intégrant une représentation de l'ensemble du cycle de l'eau dans leur code source .....	23
1.2.2. Couplages entre modèles.....	31
1.2.3. Choix d'une approche de modélisation .....	33
<b>1.3. Conclusion de la partie 1 .....</b>	<b>36</b>
<b>PARTIE 2. DEVELOPPEMENT DU MODELE HYDROLOGIQUE D'ETUDE .....</b>	<b>37</b>
<b>2.1. Introduction .....</b>	<b>38</b>
<b>2.2. Cadre de modélisation initial, limites et besoins de développements .....</b>	<b>39</b>
2.2.1. Représentation du milieu.....	39
2.2.2. Production au sein des EHU.....	40
2.2.3. Transfert du ruissellement .....	46
2.2.4. Ouvrages d'infiltration des eaux pluviales .....	47
2.2.5. Écoulement en zone saturée .....	48

2.2.6. Limites du modèle relativement aux objectifs poursuivis et besoins de développement.....	50
<b>2.3. Développement et évaluation d'une approche de modélisation du compartiment souterrain .....</b>	<b>54</b>
2.3.1. Introduction .....	55
2.3.2. Theoretical basis of the new modules .....	59
2.3.3. Evaluation of the subsurface modelling approach .....	69
2.3.4. Integration within the URBS model and preliminary application.....	87
2.3.5. Discussion .....	93
2.3.6. Conclusion.....	96
2.3.7. Synthèse en français .....	98
<b>2.4. Développements complémentaires.....</b>	<b>102</b>
2.4.1. Modélisation des ouvrages d'infiltration.....	102
2.4.2. Modélisation des parcelles agricoles et naturelles .....	106
2.4.3. Modélisation de l'évapotranspiration .....	108
<b>2.5. Conclusion de la partie 2 .....</b>	<b>109</b>
 <b>PARTIE 3. IDENTIFICATION DES FACTEURS ET MECANISMES INFLUENÇANT LA REPONSE HYDROLOGIQUE DU BASSIN VERSANT A UNE INFILTRATION A LA SOURCE DES EAUX PLUVIALES .....</b>	 <b>111</b>
<b>3.1. Introduction .....</b>	<b>112</b>
<b>3.2. Influence des interactions entre surface et subsurface sur l'impact hydrologique de l'infiltration.....</b>	<b>114</b>
3.2.1. Introduction .....	115
3.2.2. Materials and methods.....	116
3.2.3. Results .....	120
3.2.4. Discussion .....	133
3.2.5. Conclusion.....	136
3.2.6. Synthèse en français .....	138
<b>3.3. Facteurs contrôlant la réponse du bassin à l'infiltration.....</b>	<b>141</b>
3.3.1. Méthode.....	142
3.3.2. Résultats .....	156
3.3.3. Discussion et conclusion de la section 3.3 .....	217
<b>3.4. Conclusion de la partie 3 .....</b>	<b>224</b>

<b>PARTIE 4. SIMULATION INTEGREE DU FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DE LA ZAC DU MOULON .....</b>	<b>227</b>
<b>4.1. Introduction .....</b>	<b>227</b>
<b>4.2. Description du secteur d'étude.....</b>	<b>229</b>
4.2.1. Localisation et topographie .....	229
4.2.2. Météorologie .....	230
4.2.3. Hydrologie naturelle de surface et proche surface .....	231
4.2.4. Géologie et hydrogéologie .....	232
4.2.5. Occupation des sols et sous-sols .....	238
<b>4.3. Approche de modélisation .....</b>	<b>239</b>
4.3.1. Délimitation du domaine de modélisation et conditions limites .....	239
4.3.2. Représentation du compartiment souterrain.....	239
4.3.3. Discrétisation spatiale et attribution des caractéristiques d'occupation des sols	240
4.3.4. Période modélisée, discrétisation spatio-temporelle et initialisation du modèle.	242
<b>4.4. Étude de sensibilité préalable.....</b>	<b>243</b>
4.4.1. Méthode.....	243
4.4.2. Résultats .....	247
4.4.3. Conclusion et discussion .....	252
<b>4.5. Échantillonnage complémentaire de représentations du système et comparaison avec les mesures de niveaux de nappe.....</b>	<b>254</b>
4.5.1. Méthode.....	254
4.5.2. Description globale de l'ensemble complémentaire de simulations .....	256
4.5.3. Niveaux de nappe par piézomètre .....	256
4.5.4. Configurations associées aux meilleurs résultats sur plusieurs piézomètres simultanément.....	262
4.5.5. Conclusion et discussion .....	270
<b>4.6. Conclusion de la partie 4 .....</b>	<b>277</b>
<b>CONCLUSION GENERALE.....</b>	<b>279</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>291</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>303</b>
<b>A. Annexes de la partie 2.....</b>	<b>304</b>

<b>B.</b>	<b>Annexes de la partie 3.....</b>	<b>323</b>
<b>C.</b>	<b>Annexes de la partie 4.....</b>	<b>333</b>

# Résumé

L'infiltration à la source des pluies courantes est largement encouragée par les pouvoirs publics. Pourtant, les conséquences d'une systématisation de ces pratiques à l'échelle du quartier ou de la ville restent mal connues, notamment du point de vue du compartiment souterrain. Outre la question de l'éventuelle pollution des nappes par l'eau issue du ruissellement urbain, différents travaux démontrent le risque d'introduire une recharge excessive des aquifères ou mettent en lumière les fortes incertitudes quant à la proportion des volumes infiltrés participant effectivement à la recharge des nappes et aux débits de base ou à celle regagnant finalement le réseau d'assainissement par infiltration des eaux souterraines dans les conduites. Le faible nombre d'études et le caractère spécifique des sites d'application limitent toutefois la compréhension des mécanismes en jeu et de l'influence du contexte naturel et urbain.

Cette thèse vise à préciser les effets potentiels d'une systématisation de l'infiltration à la source des eaux pluviales sur le fonctionnement hydrologique de petits bassins versants urbanisés et les facteurs gouvernant ces effets (caractéristiques du contexte climatique, hydrogéologique, d'occupation des sols et de la stratégie d'infiltration mise en œuvre). Il s'agit par ailleurs d'apporter des éléments de compréhension quant aux apports et limites des modèles hydrologiques distribués pour l'évaluation de stratégies d'infiltration à l'échelle du quartier ou de petits bassins versants.

La réponse à ces objectifs s'appuie sur l'utilisation du modèle URBS qui permet de simuler en continu et de manière distribuée le fonctionnement hydrologique de zones urbanisées. La représentation du compartiment souterrain a été enrichie et consolidée pour simuler plus finement les écoulements en zone non-saturée et saturée et modéliser une plus grande variété de sols, d'aquifères et de structures souterraines.

Le fonctionnement hydrologique d'un ensemble de bassins versants fictifs a été modélisé en faisant varier les caractéristiques du contexte climatique, hydrogéologique, d'occupation des sols et de la stratégie d'infiltration. Les résultats confirment l'intérêt des ouvrages d'infiltration pour la maîtrise du ruissellement et mettent en évidence leurs limites pour rétablir les autres composantes du bilan hydrologique, en particulier le flux d'évapotranspiration. Les ouvrages d'infiltration entraînent en conséquence un accroissement de la recharge pouvant se traduire par une élévation de la nappe générant des interactions complexes entre volumes infiltrés,

nappe, végétation et structures souterraines, en particulier en présence d'une nappe peu profonde et d'un aquifère peu transmissif. Outre le contexte hydrogéologique, le climat (e.g. répartition des précipitations et de la demande évaporative) et les caractéristiques de l'occupation des sols (e.g. densité) et sous-sols (e.g. type et répartition des structures souterraines) sont déterminants dans la capacité à retrouver un fonctionnement hydrologique pré-développement. Les résultats suggèrent ainsi que les stratégies d'infiltration doivent être adaptées localement aux spécificités du contexte et envisagées en combinaison d'une maîtrise de l'imperméabilisation et/ou d'autres ouvrages (e.g. toitures végétalisées).

La simulation du fonctionnement hydrologique d'un secteur en cours d'urbanisation situé en région parisienne a montré la pertinence d'un tel outil pour l'étude du fonctionnement hydrologique des milieux urbanisés mais aussi ses limites dans un contexte opérationnel. Elle a permis d'illustrer la forte incertitude liée à la méconnaissance du sous-sol et d'identifier des pistes d'amélioration du modèle, notamment sur la description de la transpiration.

**Mots-clés :** Gestion des eaux pluviales ; Modélisation hydrologique ; Hydrologie ; Hydrogéologie.

# Abstract

Source-control infiltration practices are widely promoted by public authorities. However, the consequences of a systematization of these methods at the neighborhood or city scale remain poorly known, especially with regard to the underground compartment. In addition to the question of the possible pollution of groundwater by urban runoff, various studies demonstrate the risk of introducing an excessive recharge of aquifers or highlight the strong uncertainties regarding the proportion of infiltrated volumes that actually contributes to groundwater recharge and to base flows or that finally returns to the sewerage system by groundwater seepage into the pipes. However, the small number of studies and the site-specific nature of the applications limit the understanding of the mechanisms involved and of the influence of the natural and urban context.

This thesis aims at specifying the potential effects of a systematization of stormwater source-control practices on the hydrological functioning of small urbanized watersheds and the factors governing these effects (characteristics of the climatic, hydrogeological and land use context and of the implemented infiltration strategy). It also aims to provide insights into the contributions and limitations of distributed hydrological models for the evaluation of infiltration strategies at the neighborhood or small watershed scale.

The response to these objectives is based on the use of the URBS model which allows continuous and distributed simulation of the hydrological functioning of urbanized areas. The underground compartment depiction has been enriched and consolidated to more finely simulate unsaturated and saturated flows and to model a wider variety of soils, aquifers and underground structures.

The hydrological functioning of a set of hypothetical watersheds is modeled varying the characteristics of the climatic and hydrogeological context, the land use and the infiltration strategy. Results confirm the benefits of infiltration systems for runoff control and highlight their limitations in restoring the other components of the water balance, especially the evapotranspiration flow. As a consequence, infiltration devices increase groundwater recharge, which can lead to a rise in the water table, generating complex interactions between infiltrated volumes, water table, vegetation and underground structures, especially in the presence of a shallow water table and a low-transmissive aquifer. Besides the hydrogeological context, the climate (e.g.



distribution of precipitation and evaporative demand) and the characteristics of the land use (e.g. density) and subsoil (e.g. type and distribution of subsurface structures) are determinant in the ability to recover a pre-development hydrological functioning. Results suggest that source-control infiltration strategies should be locally defined according to the specificities of the context and considered in combination with a control of imperviousness and/or other types of devices (e.g. green roofs).

The simulation of the hydrological functioning of a partially urbanized watershed located in the Paris region highlights the relevance of such a tool to study the hydrological functioning of urbanized environments, but also its limitations for operational purposes. This application illustrates the high uncertainty linked to the lack of knowledge of the subsurface compartment composition and to identify ways to improve the model, especially regarding the description of transpiration.

**Keywords** : Stormwater management ; Hydrological modelling ; Hydrology ; Hydrogeology.

# Liste des symboles et abréviations

Symbole	Définition	Dimension
$a_{tree}$	Paramètre de la loi de drainage du feuillage vers le sol	$T^{-1}$
$A_i$	Surface de l'unité i	$L^2$
$A_{m-1}, B_{m-1}$	Paramètres du modèle de Green-Ampt	L
$BC$	Lame d'eau échangée au niveau des conditions limites	L
$B$	Paramètre de forme de la loi de Brooks and Corey	-
$B_k$	Paramètre de forme de la loi de Brooks and Corey dans le réservoir k	-
$b_{tree}$	Paramètre de la loi de drainage du feuillage vers le sol	$L.T^{-1}$
$C_0, C_1, C_2$	Paramètres du schéma de Muskingum	-
$Ca$	Capacité d'infiltration	$L.T^{-1}$
$CV_x(X)$	Coefficient de variation longitudinal de la variable X	-
$CV_y(X)$	Coefficient de variation transversal de la variable X	-
$CV_t(X)$	Coefficient de variation temporel de la variable X	-
$\overline{CV_a}(X)$	Moyenne interannuelle coefficient de variation temporel de la variable X	-
$c_{tree}$	Paramètre de la loi de drainage du feuillage vers le sol	$L^{-1}$
$d$	Déficit à saturation	L
$d_k$	Épaisseur du réservoir k	L
$d_{ij}$	Distance entre le centre de gravité de l'unité i et le milieu de l'interface entre unités i et j	L
$DR$	Lame d'eau drainée par les structures souterraines	L
$dr_k$	Densité racinaire dans le réservoir k	-
$dZS$	Différence entre profondeur de la nappe sous les ouvrages et sur le reste du domaine	L
$Ed$	Demande évaporative	$L.T^{-1}$
$E_{surf}$	Flux d'évaporation depuis la surface	$L.T^{-1}$
$EV$	Lame d'eau évaporée	L
$E_{freq}$	Efficacité fréquentielle	-
$E_{vol}$	Efficacité volumique	-

$E_{tree}$	Flux d'évaporation depuis le feuillage	$L.T^{-1}$
$ETP$	Évapotranspiration potentielle	$L.T^{-1}$
$Ex$	Débit d'exhaure	$L.T^{-1}$
$EX$	Lame d'eau drainée par les systèmes de drains	$L$
$F_{k,k+1}$	Flux d'échange entre réservoirs k et k+1	$L.T^{-1}$
$F_{RM}$	Flux d'échange entre modèles de Green-Ampt et à réservoir	$L.T^{-1}$
$FSF$	Lame d'eau infiltrée vers les sables de Fontainebleau	$L$
$f_{tree}$	Fraction arborée de la surface d'un profil	-
$F_{ZNS-SZ}$	Flux d'échange entre le réservoir inférieur et la zone saturée ( $F_{UZ-SZ}$ dans l'article en anglais)	$L.T^{-1}$
$GR$	Lame d'eau échangée entre zone saturée et non-saturée	$L$
$G_{res, i}$	Coefficient caractérisant la conductivité de la conduite et du milieu environnant dans l'unité i ( $G_{sew}$ dans l'article en anglais)	$L.T^{-1}$
$H$	Potentiel hydraulique	$L$
$H_i$	Potentiel hydraulique dans l'unité i	$L$
$i$	Gradient hydraulique	-
$I$	Infiltration cumulée	$L$
$IF$	Lame d'eau infiltrée	$L$
$I_p$	Infiltration cumulée lorsque le sol en surface devient saturé	$L$
$IR$	Lame d'eau infiltrée dans les conduites de réseaux	$L$
$I_{res}$	Flux d'infiltration parasite dans les conduites de réseaux	$L.T^{-1}$
$isup$	Flux maximal en surface	$L.T^{-1}$
$Isurf$	Flux d'infiltration en surface	$L.T^{-1}$
$K$	Conductivité hydraulique	$L.T^{-1}$
$K_{agr}$	Coefficient de rugosité de la loi de Strickler pour les parcelles agricoles	
$K_{eff}$	Conductivité hydraulique effective	$L.T^{-1}$
$K_{k,k+1}$	Conductivité hydraulique à l'interface entre les réservoirs k et k+1	$L.T^{-1}$
$K_k$	Conductivité hydraulique dans le réservoir k	$L.T^{-1}$
$K_s$	Conductivité hydraulique à saturation	$L.T^{-1}$
$K_{sk}$	Conductivité hydraulique à saturation dans le réservoir k	$L.T^{-1}$
$K_{sdr, i}$	Conductivité hydraulique à saturation du sol sous le système de drainage dans la l'unité i	$L.T^{-1}$
$K_{surf}$	Conductivité hydraulique à saturation du sol en surface	$L.T^{-1}$

$L$	Longueur	L
$L_{ij}$	Longueur de l'interface entre les unités i et j	L
$L_{sew, i}$	Longueur des conduites de réseau dans l'unité i	L
$M$	Paramètre de calage de la loi de décroissance pour la conductivité du sol	-
$Mod_{ETP}$	Paramètre de modulation de l'ETP	
$P$	Précipitations	$L.T^{-1}$
$Pr_{VH}$	Profondeur racinaire de la végétation haute	L
$Pr_{VB}$	Profondeur racinaire de la végétation basse	L
$O_{tree}$	Flux de drainage depuis le feuillage vers le sol	$L.T^{-1}$
$R$	Flux de ruissellement	$L.T^{-1}$
$R_{act}$	Rayon d'action du drain	L
$R_{bat}$	Rayon équivalent du bâtiment	L
$R_{BC}$	Rapport entre accroissement du volume d'eau souterraine sortant à l'aval du domaine et recharge induite par les ouvrages	-
$RE$	Lame d'eau transpirée	L
$R_{DR}$	Rapport entre accroissement du drainage par les structures souterraines et recharge induite par les ouvrages	-
$R_{RE}$	Rapport entre accroissement de la transpiration hors ouvrages et recharge induite par les ouvrages	-
$RU$	Lame d'eau ruisselée	L
$S_{CF}$	Lame d'eau contenue dans la frange capillaire	L
$Se_k$	Niveau de saturation du réservoir k	-
$Se_{k,k+1}$	Niveau de saturation à l'interface entre les réservoirs k et k+1	-
$S_k$	Lame d'eau contenue dans le réservoir k	L
$SS$	Lame d'eau contenue dans la zone saturée	L
$S_{surf}$	Lame d'eau contenue dans le réservoir de surface	L
$S_{tree}$	Lame d'eau contenue dans le réservoir modélisant les arbres	L
$S_{max_{surf}}$	Capacité du réservoir de surface	L
$S_{max_{tree}}$	Capacité du réservoir modélisant les arbres	L
$S_y$	Specific yield	-
$S_{ZNS}$	Lame d'eau contenue dans la zone non-saturée	L
$SW_m$	Pression capillaire à la limite inférieure du front d'infiltration	L
$t$	Temps	T

$Tf_{AEP}$	Taux de fuite des réseaux d'alimentation en eau potable	-
$t_p$	Temps entre le début du pas de temps et la saturation du sol en surface	T
$T_{ij}$	Transmissivité à l'interface entre les unités i et j	$L^2.T^{-1}$
$Tr$	Flux de transpiration	$L.T^{-1}$
$Tr_k$	Extraction racinaire dans le réservoir k	$L.T^{-1}$
$v$	Point représentatif du fonctionnement de la zone non-saturée	-
$V_{ij}$	Volume échangé entre les unités i et j	$L^3$
$V_{dr, i}$	Volume drainé par un système de drains dans l'unité i	$L^3$
$V_{sew, i}$	Volume infiltré dans les conduites de réseaux dans l'unité i	$L^3$
$V_{well, i}$	Volume pompé/injecté dans l'unité i	$L^3$
$Q^j$	Débit au sein d'un tronçon de réseau	$L.T^{-1}$
$Q_{max}$	Débit maximal par unité de surface	$L.T^{-1}$
$Q_{SF}$	Débit de fuite vers les sables de Fontainebleau	$L.T^{-1}$
$Q_x (X)$	Quantile x (e.g. 0.95, 0.75, 0.25) de la variable X	de X
$x, y, z$	Coordonnées	L
$z_{dr, i}$	Élévation des drains dans l'unité i	L
$ZS$	Profondeur de la nappe	L
$z_{sew, i}$	Élévation des conduites de réseaux dans l'unité i	L
$\Delta t$	Pas de temps	T
$\Psi$	Pression capillaire	L
$\Psi_{int}$	Pression capillaire à l'interface entre réservoirs	L
$\Psi_k$	Pression capillaire dans le réservoir k	L
$\Psi_{E, k}$	Pression d'entrée d'air dans le réservoir k	L
$\Psi_{FC, k}$	Pression capillaire à la capacité au champ dans le réservoir k	L
$\Psi_{WP, k}$	Pression capillaire au point de flétrissement dans le réservoir k	L
$\theta$	Teneur en eau	-
$\theta_k$	Teneur en eau dans le réservoir k	-
$\theta_{root}$	Teneur en eau moyenne dans la zone racinaire	-
$\theta_s$	Teneur en eau à saturation	-
$\theta_{s_k}$	Teneur en eau à saturation dans le réservoir k	-
$\theta_{r_k}$	Teneur en eau résiduelle dans le réservoir k	-
$\sigma_x (X)$	Écart type longitudinal* de la variable X	de X

$\sigma_y (X)$	Écart type transversal* de la variable X	de X
$\sigma_t (X)$	Écart type temporel de la variable X	de X
$\overline{\sigma_a} (X)$	Moyenne interannuelle de l'écart type temporel de la variable X	de X
$\lambda_{res}, \mu_{res}$	Paramètres de la loi modélisant initialement les infiltrations parasites	-

### Abréviations

BC	Boundary Condition
CF	Capillary fringe
EHU	Élément Hydrologique Urbain
GW	Groundwater
OI	Ouvrage d'infiltration
SUDS	Sustainable Urban Drainage System
SZ	Saturated zone
UZ	Unsaturated zone
ZNS	Zone non-saturée
ZS	Zone saturée



# Introduction générale

Ce travail s'inscrit dans le cadre du programme OPUR (Observatoire des Polluants Urbains en Île-de-France), associant acteurs scientifiques et opérationnels autour d'un objectif d'amélioration des connaissances sur les flux d'eau et de contaminants en milieu urbain. Il contribue par ailleurs aux recherches menées au sein de l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) et de l'ONEVU (Observatoire Nantais des Environnements Urbains).

## Contexte

L'urbanisation des espaces naturels perturbe profondément le fonctionnement hydrologique des bassins versants. La couverture des surfaces naturelles par des objets peu perméables réduit les possibilités d'infiltration et d'évapotranspiration des eaux pluviales et favorise leur ruissellement. A l'échelle du bassin versant, il en résulte un accroissement des volumes et débits de pointe et une diminution du temps de réponse du bassin et de la recharge des nappes par infiltration des eaux pluviales (Fletcher et al., 2013). L'influence de l'urbanisation sur les niveaux de nappe et le débit de base des cours d'eau adjacents dépend d'un équilibre complexe entre l'impact sur l'infiltration et l'évapotranspiration et de nouvelles sources (e.g. fuites des réseaux, irrigation excessive) et prélèvements (drains, puits, infiltration parasite dans les réseaux) (Bhaskar et al., 2016b, 2016a). En outre, les écoulements des eaux souterraines sont largement affectés par la forte hétérogénéité des sous-sols urbains, caractérisés par diverses modifications du sol (e.g. remblai, compaction) et par la présence de structures souterraines (e.g. parkings souterrains, tunnels, équipés ou non de système de drainage) (Attard et al., 2016b).

Les stratégies traditionnelles d'assainissement des eaux pluviales, reposant sur des réseaux de conduites enterrées et des dispositifs de traitement centralisés, ont progressivement évolué au cours des dernières décennies vers une gestion décentralisée, au plus proche du point de chute des eaux pluviales (Petrucci, 2012; Sage, 2016). Les stratégies actuelles reposent largement sur une gestion dite « à la source » des eaux pluviales, s'appuyant sur un ensemble de dispositifs distribués sur le bassin versant et répondant à des objectifs allant de la maîtrise du risque d'inondation et de la contamination des milieux récepteurs au rétablissement du fonctionnement hydrologique pré-développement des bassins versants (Fletcher et al., 2015; Sage, 2016). Pour ce faire, ces dispositifs peuvent assurer différentes fonctions, dont l'abattement à la source des pluies courantes par infiltration et/ou évapotranspiration (Bressy et al., 2014; Fletcher et al.,



2013; Sage, 2016). L'intérêt d'ouvrages d'infiltration à la source pour la maîtrise des flux d'eau et de polluants fait aujourd'hui consensus dans les milieux scientifiques et opérationnels (Bressy et al., 2014; Sage, 2016) et les pouvoirs publics encouragent donc très largement leur usage (Liu et al., 2017; Mairie de Paris, 2018; Métropole de Lyon, 2017).

Pourtant, les conséquences d'une systématisation de l'infiltration à la source des eaux pluviales sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants demeurent incertaines. La littérature scientifique s'intéressant à ces conséquences est en effet relativement récente et demeure majoritairement centrée sur l'hydrologie de surface. Sur cet aspect, elle confirme les bonnes performances des stratégies d'infiltration pour la maîtrise du ruissellement et des conséquences de l'urbanisation à l'exutoire du bassin dans des contextes usuels (Jefferson et al., 2017). Elle met toutefois en évidence la dégradation de ces performances dans des contextes de nappe peu profonde en raison des interactions locales entre nappe et ouvrages d'infiltration (Locatelli et al., 2015; Zhang and Chui, 2019). Différentes études montrent que la concentration spatiale des volumes de ruissellement urbain dans les ouvrages entraîne une faible proportion d'évapotranspiration en comparaison d'une surface naturelle (Hamel et al., 2011; Locatelli et al., 2017). Rétablir le flux d'infiltration dans ces conditions implique alors potentiellement une recharge excessive des aquifères superficiels susceptible de conduire à une élévation de la nappe au-delà de son niveau pré-développement (Endreny and Collins, 2009; Göbel et al., 2004; Kidmose et al., 2015). En présence de nappes peu profondes, l'élévation de la nappe liée à l'infiltration implique des interactions accrues avec les aménagements anthropiques. Elle est entre autres susceptible de générer des dommages aux ouvrages (Göbel et al., 2004), d'accroître localement le risque d'inondations par remontée de nappe (Locatelli et al., 2017) et les volumes d'eau souterraine drainés par les ouvrages enterrés (Kidmose et al., 2015; Li, 2015; Zhang et al., 2018). Les quelques études s'intéressant aux effets des stratégies d'infiltration sur le fonctionnement global de bassins versants urbanisés mettent ainsi en lumière la complexité du fonctionnement hydrologique de ces milieux, en particulier en présence d'une nappe peu profonde. Toutefois, le faible nombre d'études et le caractère spécifique des objectifs et sites d'application limitent le niveau de compréhension des effets potentiels ainsi que des paramètres et mécanismes les gouvernant.

La majorité des études s'intéressant à l'évaluation des effets de stratégies d'infiltration s'appuie sur des modèles hydrologiques. Ces derniers possèdent en effet de nombreux atouts. Ils permettent par exemple d'évaluer et comparer au préalable la pertinence de scénarios de gestion et offrent l'avantage d'une représentation continue et distribuée des différents processus

impliqués. Évaluer les effets d'un cumul d'ouvrages sur le fonctionnement hydrologique global du milieu suppose l'utilisation de modèles représentant autant que faire se peut l'ensemble des composantes du cycle de l'eau, en surface et en souterrain. De telles approches, usuellement qualifiées d'« intégrées », sont aujourd'hui largement répandues dans la littérature (Hoghooghi et al., 2018; Locatelli et al., 2017; Zhang et al., 2018; Zheng et al., 2018). La majorité des modèles exploités pour évaluer les impacts de stratégies d'infiltration reposent toutefois sur de fortes simplifications du milieu et des processus (e.g. influence de la nappe sur l'infiltration, sur la transpiration, interactions avec les structures souterraines). Si ces simplifications sont adaptées aux objectifs et à l'échelle d'analyse propre à ces études, la littérature ne permet pas de comprendre pleinement leur influence dans les résultats de modélisation. Par ailleurs, la relative complexité de ces modèles et le manque de données permettant leur paramétrage ou leur validation, en particulier dans le cas des compartiments souterrains urbains, interrogent quant au niveau de confiance à associer aux résultats qu'ils fournissent et à leur intérêt dans un contexte opérationnel ou pour la compréhension du fonctionnement des hydrosystèmes.

## **Objectifs de la thèse et démarche**

L'objectif principal de cette thèse est de préciser les effets d'une infiltration à la source généralisée des eaux pluviales sur le fonctionnement hydrologique de petits bassins versants dans différents contextes climatiques, hydrogéologiques et d'occupation des sols. Une attention particulière est portée aux composantes souterraines du fonctionnement hydrologique, notamment aux interactions entre volumes infiltrés, nappe, végétation et structures souterraines. En raison de l'échelle des objets et processus étudiés, l'analyse est centrée sur des bassins de faible extension (quelques hectares à quelques km<sup>2</sup>). Elle porte sur des périodes continues d'une à cinq années, afin de considérer un fonctionnement hydrologique représentatif du système durant une échelle de temps adaptée aux processus souterrains, mais sans volonté de s'intéresser à des évolutions à plus long terme (e.g. changements globaux).

L'objectif secondaire de ce travail est d'apporter des éléments de compréhension sur les apports, limites et conditions d'applicabilité des modèles hydrologiques distribués pour l'étude du fonctionnement hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à une infiltration à la source des eaux pluviales.

Pour répondre aux objectifs poursuivis, une approche par modélisation hydrologique intégrée est utilisée. Le choix s'est porté sur l'adaptation d'un outil existant aux besoins de l'étude, le

modèle URBS (Rodriguez et al., 2008), qui permet de simuler en continu et de manière distribuée le fonctionnement hydrologique de zones urbanisées. La représentation du compartiment souterrain est enrichie et consolidée pour représenter plus finement les écoulements en zone non-saturée et saturée et permettre de modéliser une plus grande variété de sols, d'aquifères et de structures souterraines. Le modèle est ensuite exploité pour simuler le fonctionnement hydrologique d'un ensemble de bassins versants fictifs en faisant varier les caractéristiques de la stratégie d'infiltration, le contexte climatique, le contexte hydrogéologique et le type d'urbanisation. Une analyse statistique est appliquée afin de déterminer les facteurs les plus influents sur la réponse hydrologique, notamment ceux concernant le compartiment souterrain. Enfin, afin d'évaluer l'applicabilité de ce type d'approche dans un cas réel, le modèle est appliqué à un cas d'étude bien documenté situé en région parisienne.

## **Organisation du manuscrit**

Le manuscrit est organisé en quatre parties.

### ***Partie 1 : Contexte scientifique***

La première partie décrit le contexte scientifique de ce travail. Elle débute par une description de l'impact de l'urbanisation sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants, de la place des stratégies d'infiltration à la source, puis présente une synthèse des connaissances actuelles sur les effets d'un cumul d'ouvrages d'infiltration à l'échelle du bassin. Dans un second temps, sont décrites les principales approches de modélisation utilisées pour l'évaluation de stratégies d'infiltration et l'approche choisie dans le cadre de ce travail.

### ***Partie 2 : Développement du modèle hydrologique d'étude***

La seconde partie présente le modèle URBS et les développements réalisés dans le cadre de la thèse. Afin de préciser les hypothèses de modélisation sous-tendant les applications présentées dans les parties suivantes et les limites initiales du modèle, cette partie débute par une description détaillée du modèle URBS dans sa configuration initiale et des développements nécessaires pour répondre aux objectifs de ce travail. Elle détaille ensuite les développements réalisés afin de consolider la description du compartiment souterrain ainsi que leur évaluation. Ces développements ont visé à affiner la représentation des écoulements en zone non-saturée et saturée et à permettre de mieux modéliser le sous-sol urbain et la grande variété de types de sols, d'aquifères et de structures souterraines le composant. Sont ensuite introduits des développements

complémentaires portant sur la modélisation des ouvrages d'infiltration et des parcelles agricoles et naturelles.

Cette partie s'appuie, en partie, sur l'article suivant intégré au manuscrit :

William Pophillat, Jérémie Sage, Fabrice Rodriguez, Isabelle Braud (2021), *Dealing with shallow groundwater contexts for the modelling of urban hydrology – A simplified approach to represent interactions between surface hydrology, groundwater and underground structures in hydrological models*, Environmental Modelling and Software, Volume 144, 105144

### ***Partie 3 : Identification des facteurs et mécanismes influençant la réponse hydrologique du bassin versant à une infiltration à la source des eaux pluviales***

La troisième partie présente un ensemble d'applications du modèle à des bassins versants fictifs visant à évaluer (1) les effets potentiels d'un cumul d'ouvrages sur le fonctionnement hydrologique, (2) l'influence des caractéristiques du milieu et de la stratégie mise en œuvre, ainsi que des interactions localisées entre compartiments de surface et souterrain sur ces effets et (3) à préciser les conditions d'applicabilité des modèles hydrologiques en fonction du contexte et des objectifs de modélisation. Cette partie débute par une évaluation du rôle des interactions entre volumes infiltrés, nappe et structures souterraines dans l'impact des stratégies d'infiltration en contexte de nappe peu profonde. Cette analyse repose sur la simulation continue du fonctionnement hydrologique d'un ensemble de scénarios d'occupation du sous-sol d'un secteur urbain fictif de faible extension. Dans un second temps, une évaluation générique des effets de l'infiltration et des caractéristiques du contexte les influençant est proposée. Cette évaluation repose sur la simulation continue du fonctionnement hydrologique d'un large ensemble de bassins versants urbanisés fictifs construits par variation systématique d'une sélection de facteurs décrivant le contexte climatique, hydrogéologique, l'occupation des sols et sous-sols et la stratégie d'infiltration.

Cette partie s'appuie, en partie, sur l'article suivant intégré au manuscrit :

William Pophillat, Jérémie Sage, Fabrice Rodriguez, Isabelle Braud (2022), *Consequences of interactions between stormwater infiltration systems, shallow groundwater and underground structures at the neighborhood scale*, Urban Water Journal

#### ***Partie 4 : Simulation intégrée du fonctionnement hydrologique de la ZAC du Moulon***

La quatrième partie présente une application du modèle à un bassin versant partiellement urbanisé d'environ 300 hectares situé sur le plateau de Saclay (91). Elle vise à diagnostiquer l'approche de modélisation développée dans cette thèse et à discuter ses apports et limites dans un cadre de recherche et opérationnel. Après une description du bassin versant, cette partie présente une étude de sensibilité basée sur la méthode de Morris, puis une analyse des configurations présentant les résultats les plus proches de mesures distribuées de niveaux de nappe. Elle discute ensuite les limites du modèle pour la simulation de ce cas d'étude spécifique et propose des pistes de développements du modèle et de recherche.

Enfin, la conclusion générale de ce manuscrit synthétise des principaux résultats et dresse des perspectives de recherches.

# Partie 1.

## Contexte scientifique

### Sommaire

<b>1.1. Hydrologie des bassins versants urbanisés et infiltration à la source des eaux pluviales</b>	<b>8</b>
1.1.1. Impacts de l'urbanisation sur le cycle de l'eau .....	8
1.1.2. Stratégies d'infiltration à la source des eaux pluviales .....	11
1.1.3. Facteurs influençant les performances d'un ouvrage d'infiltration.....	15
1.1.4. Influence des pratiques d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique du bassin	17
1.1.5. Besoins de recherche abordés dans ce travail.....	21
<b>1.2. Approche de modélisation hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à une infiltration à la source</b> .....	<b>23</b>
1.2.1. Modèles intégrant une représentation de l'ensemble du cycle de l'eau dans leur code source .....	23
1.2.2. Couplages entre modèles.....	31
1.2.3. Choix d'une approche de modélisation .....	33
<b>1.3. Conclusion de la partie 1</b> .....	<b>36</b>

## **1.1. Hydrologie des bassins versants urbanisés et infiltration à la source des eaux pluviales**

Cette première section présente le contexte scientifique de ce travail. Elle débute par une description des impacts de l'urbanisation sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants. Elle décrit ensuite les stratégies d'infiltration à la source des eaux pluviales, les caractéristiques des ouvrages sur lesquels elles reposent et les facteurs influençant leurs performances. Enfin, elle dresse un bilan des connaissances sur les conséquences d'un cumul d'ouvrages d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants.

### **1.1.1. Impacts de l'urbanisation sur le cycle de l'eau**

L'artificialisation des espaces naturels a de nombreuses conséquences sur les milieux impactés : fragmentation, altération ou destruction d'habitats, altérations physico-chimiques des sols et atteintes aux organismes vivants, perturbation du fonctionnement hydrologique des bassins versants, pollution de la ressource en eau, etc. (Béchet et al., 2017). Parmi ces conséquences variées, ce travail se focalise sur les impacts sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants, c'est à dire sur les différentes composantes du bilan hydrologique.

#### **1.1.1.1. Conséquences de l'urbanisation sur les flux de surface**

L'artificialisation des espaces naturels affecte tout d'abord les composantes de surface du bilan hydrologique et la dynamique du transfert des écoulements vers l'exutoire du bassin. Le recouvrement des surfaces par des objets imperméables (e.g. bâtiments divers, revêtements des voiries, parkings) diminue les possibilités d'infiltration et d'évapotranspiration des eaux pluviales et, en conséquence, génère un accroissement du ruissellement (Fletcher et al., 2013). L'impact de l'urbanisation sur ces flux n'est toutefois pas parfaitement proportionnel au taux d'imperméabilisation. En effet, l'infiltration et l'évaporation sur les surfaces revêtues peuvent représenter une part significative des volumes précipités à l'échelle annuelle (Rammal and Berthier, 2020). Par ailleurs, la modification de la structure et de la texture des horizons supérieurs des sols (e.g. compactations, remblais) implique un comportement hydrologique incertain même pour les surfaces perméables (Fletcher et al., 2013; Voter and Loheide, 2018).

L'urbanisation s'accompagne également de profondes modifications du réseau hydrographique (e.g. écoulement dans des conduites enterrées, canalisation des tronçons de rivière).

Enfin, les surfaces artificialisées sont généralement associées à une faible rugosité. Il en résulte un transfert plus rapide des volumes ruisselés vers l'aval du secteur urbanisé (Shuster et al., 2005).

A l'échelle du bassin, ces modifications de la production et du transfert du ruissellement se traduisent directement par une augmentation des volumes et débits de pointe à l'exutoire et une diminution du temps de réponse et du seuil de ruissellement (Figure 1-1) (Fletcher et al., 2013). L'ampleur de ces impacts dépend fortement de l'occupation des sols en surface (proportion du bassin artificialisé, taux de surfaces imperméables connectées au réseau, répartition spatiale de ces surfaces sur le bassin, nature des connexions entre surfaces, etc.) et du mode d'évacuation des eaux pluviales vers l'exutoire (Fletcher et al., 2013).

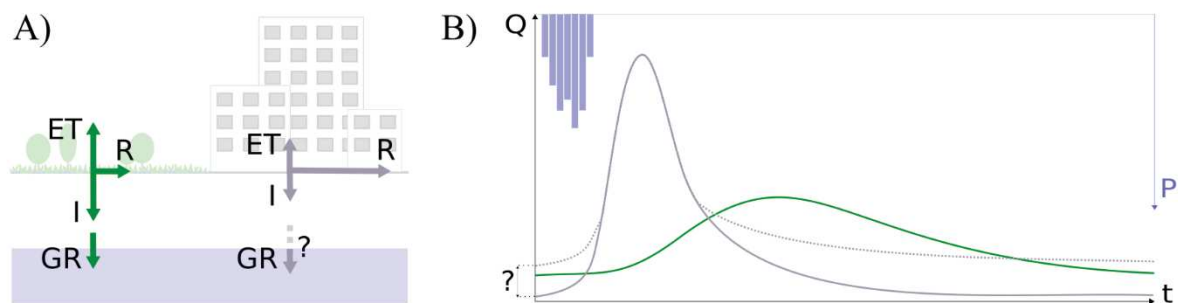


Figure 1-1 : Altération du fonctionnement hydrologique des bassins versants par l'urbanisation. A) Impact sur le bilan hydrologique (ET : évapotranspiration ; I : infiltration ; R : ruissellement ; GR : recharge). B) Impact sur l'hydrogramme à l'exutoire (Q : débit ; P : précipitations ; t : temps). Vert : avant urbanisation. Gris : après urbanisation.

#### 1.1.1.2. Conséquences de l'urbanisation sur les flux et stocks souterrains

L'impact sur le bilan souterrain ne se limite pas à la diminution de la recharge naturelle des nappes superficielles par infiltration directe des précipitations. L'imperméabilisation des surfaces réduit également le retour à l'atmosphère par évapotranspiration des stocks d'eau du sol (Fletcher et al., 2013; Göbel et al., 2004; Hamel et al., 2011). Par ailleurs, les sources de recharge anthropiques (e.g. fuites de réseaux, arrosage excessif) représentent potentiellement une part non négligeable du bilan hydrologique annuel (Sanzana et al., 2019; Vázquez-Suñé et al., 2005). Inversement, les prélèvements pour les besoins urbains (e.g. alimentation en eau potable, climatisation, process industriels) et le drainage volontaire ou non (e.g. infiltrations parasites dans les conduites) des eaux souterraines peuvent constituer des pertes significatives (Braud et al., 2013; Salvatore et al., 2015). De plus, l'artificialisation du réseau hydrographique perturbe les échanges entre masses d'eaux souterraines et de surface. L'influence de l'urbanisation sur



les stocks souterrains et les débits de base dépend ainsi d'un équilibre complexe entre ces termes pouvant se traduire par une diminution ou un accroissement de ces composantes (Bhaskar et al., 2016a; Fletcher et al., 2013; Salavati et al., 2016; Salvatore et al., 2015; Sanzana et al., 2019).

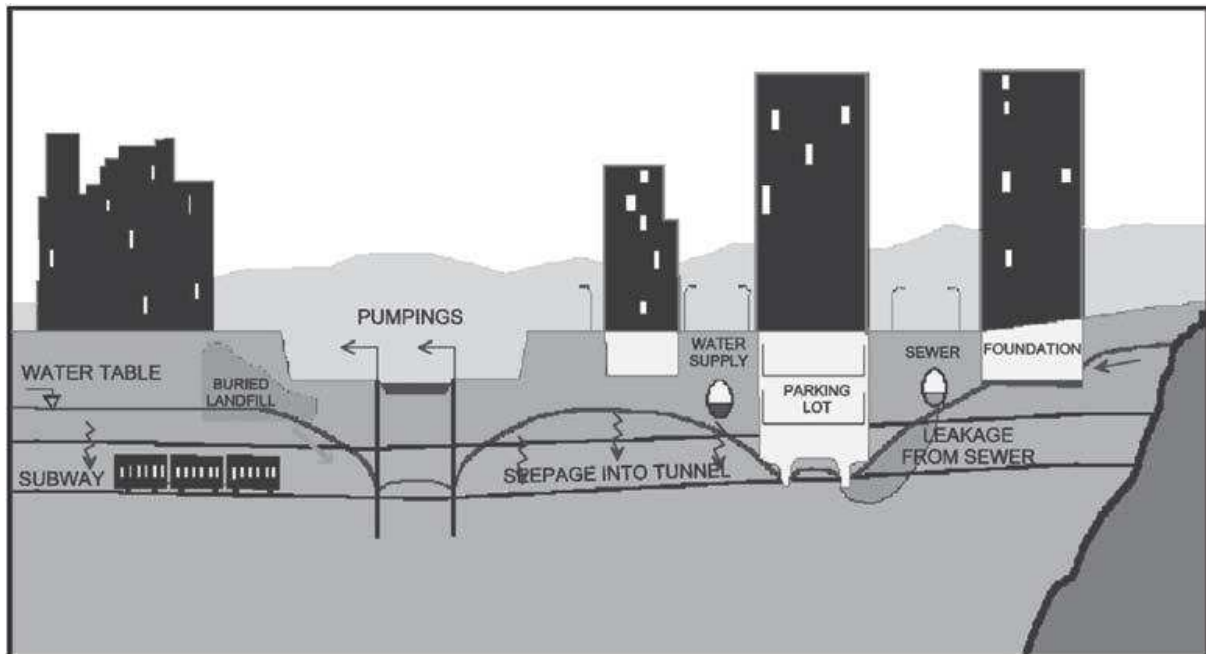


Figure 1-2 : Impacts des aménagements souterrains sur les masses d'eau souterraines (Vázquez-Suñé et al., 2005)

Les milieux construits cumulent par ailleurs hétérogénéité naturelle des sols, remaniements et aménagements anthropiques divers (tranchées de pose, remblais, drains, puits, bâtiments, tunnels, réseaux divers, etc.) qui perturbent profondément les conditions d'écoulement des masses d'eau (Attard et al., 2016b; Vázquez-Suñé et al., 2005). Au-delà de leur impact sur le bilan souterrain, les ouvrages drainant les eaux souterraines (e.g. puits, drains, réseaux divers) et, inversement, les ouvrages introduisant ponctuellement une source (e.g. puits d'injection, ouvrage d'infiltration), génèrent des déformations piézométriques localisées (Attard et al., 2016b). Les structures souterraines imperméables (e.g. sous-sols, tunnels) constituent quant à elles des barrières à l'écoulement et génèrent localement une élévation du niveau de la nappe en amont de l'ouvrage et une dépression à l'aval (Pujades et al., 2012). A travers ces déformations, ces différents éléments anthropiques modifient les gradients hydrauliques locaux, et donc les vitesses et sens d'écoulements, et fragmentent les systèmes d'écoulement (Attard et al., 2016a). Cette fragmentation peut notamment conduire à modifier les zones d'alimentation des cours d'eau (débit de base), voire à inverser localement les échanges entre nappe et cours d'eau (Attard et al., 2016a). L'ampleur de ces impacts dépend directement de la profondeur de la nappe

relativement aux objets anthropiques souterrains. Les milieux associés à des nappes faiblement profondes sont dans ce cadre particulièrement propices à des modifications substantielles des écoulements, du bilan souterrain et des systèmes d'écoulement.

### **1.1.2. Stratégies d'infiltration à la source des eaux pluviales**

#### **1.1.2.1. Place de l'infiltration à la source dans les stratégies d'assainissement**

Jusque dans les années 50, l'assainissement urbain visait avant tout à assurer des conditions de salubrité (Petrucchi, 2012). Les systèmes d'assainissement reposaient alors sur un objectif d'évacuation rapide des eaux usées et pluviales hors des zones urbaines via un réseau de conduites, dit « unitaire », assurant indistinctement le transport de ces effluents. Le développement urbain d'après-guerre s'est traduit par une sollicitation croissante de ces réseaux, particulièrement des tronçons aval, générant une fréquence accrue de débordements de réseaux (Petrucchi, 2012). De plus, l'accroissement des surfaces imperméabilisées associé à une évacuation rapide vers l'exutoire impliquait une perturbation toujours plus importante de la réponse à l'exutoire du bassin et un risque accru d'inondations à l'aval du secteur urbanisé (Figure 1-1) (Fletcher et al., 2013; Petrucci, 2012; Sage, 2016). Parallèlement, la question de l'impact des rejets dans le milieu environnant conduisit, à partir des années 60, au développement de systèmes de traitement centralisés à l'aval des réseaux unitaires. Afin de ne pas altérer le fonctionnement de ces installations lors d'événements pluvieux intenses, des déversoirs d'orages et bassins de stockage furent installés en amont des stations (Petrucchi, 2012). Pour soulager les réseaux d'eaux usées, se développèrent par ailleurs les réseaux « séparatifs », reposant sur un ensemble supplémentaire de conduites dédiées exclusivement à l'acheminement des eaux pluviales vers l'exutoire (Petrucchi, 2012; Sage, 2016). A partir des années 90, la prise en compte croissante des préoccupations environnementales et l'avancée des connaissances scientifiques relatives à la pollution des eaux pluviales urbaines conduisirent à la mise en place de stratégies de limitation de l'impact écologique de ces rejets d'eaux pluviales dans le milieu naturel (Petrucchi, 2012). Il s'agissait dans un premier temps de traiter ces effluents au sein d'ouvrages centralisés pour lesquels la question du coût associé au traitement des volumes considérables en fin de réseau fût rapidement limitante (Sage, 2016). Par ailleurs, les réseaux séparatifs souffraient, et souffrent encore aujourd'hui, des mêmes limites que les réseaux unitaires quant au besoin d'accroître toujours plus la dimension des sections en partie aval du réseau avec l'augmentation des surface urbaines raccordées.

Ces dernières décennies ont été marquées par un changement progressif de paradigme dans l'assainissement et la gestion des eaux pluviales, vers une gestion décentralisée, au plus près de la source des précipitations (Petrucci, 2012; Sage, 2016). Il s'agissait tout d'abord de soulager les réseaux lors d'événements pluvieux intenses et de maîtriser le risque d'inondation grâce à un ensemble d'ouvrages, plus ou moins centralisés, permettant de stocker temporairement un volume d'eau donné, puis de le restituer au réseau de manière différée (Sage, 2016). Avec l'accroissement des préoccupations environnementales, les stratégies ont graduellement intégré des objectifs de réduction des rejets de polluants puis de rétablissement d'un fonctionnement hydrologique « naturel » des bassins (Fletcher et al., 2013; Sage, 2016). D'un point de vue opérationnel, la prise en compte de ces objectifs se traduit par une gestion des pluies courantes et de la pollution associée, le plus en amont possible, dans des ouvrages qui peuvent donner lieu à un abatement volumique plus ou moins important (Fletcher et al., 2013; Sage, 2016). De telles approches sont qualifiées de « gestion à la source » des eaux pluviales, par opposition aux stratégies reposant sur les réseaux traditionnels et/ou sur des ouvrages de rétention centralisés.

Cette notion recouvre toutefois une échelle de mise en œuvre fortement variable. Il peut s'agir d'ouvrages relativement centralisés recueillant les eaux pluviales de secteurs relativement étendus (îlots, quartiers, ...) autant que d'ouvrages de petites dimensions adaptés à l'assainissement d'une parcelle urbaine (Sage, 2016). Ces ouvrages sont regroupés en France sous la dénomination « techniques alternatives » (de gestion des eaux pluviales). Le terme « alternatif » s'entend ici relativement aux systèmes d'assainissement traditionnels (Chocat, 1997). La littérature scientifique internationale regroupe fréquemment ces stratégies ou dispositifs sous les termes « Low Impact Development » (LID), « Green Infrastructures » (GI), « Water Sensitive Urban Design » (WSUD), « Best Management Practices » (BMP) ou encore « Sustainable Urban Drainage Systems » (SUDS) (Fletcher et al., 2015). Ces différentes appellations ne définissent pas exactement les mêmes pratiques ou objets mais s'intègrent toutes dans un objectif de gestion intégrée et durable de la ressource en eau et, plus largement, de l'environnement en milieu urbain (Fletcher et al., 2015). Par ailleurs, les stratégies de gestion à la source ne reposent pas uniquement sur des ouvrages d'assainissement mais intègrent également différentes pratiques qui contribuent à l'atteinte des mêmes objectifs de gestion intégrée du cycle de l'eau (Sage, 2016). Il peut s'agir de politiques de gestion (développement de la récupération des eaux pluviales, ...) ou de politiques d'urbanisme plus durables intégrant une certaine perméabilité de la ville, par exemple à travers l'usage de matériaux poreux en voiries ou en déconnectant les espaces verts (privés ou publics) des réseaux d'assainissement. De telles pratiques sortent du

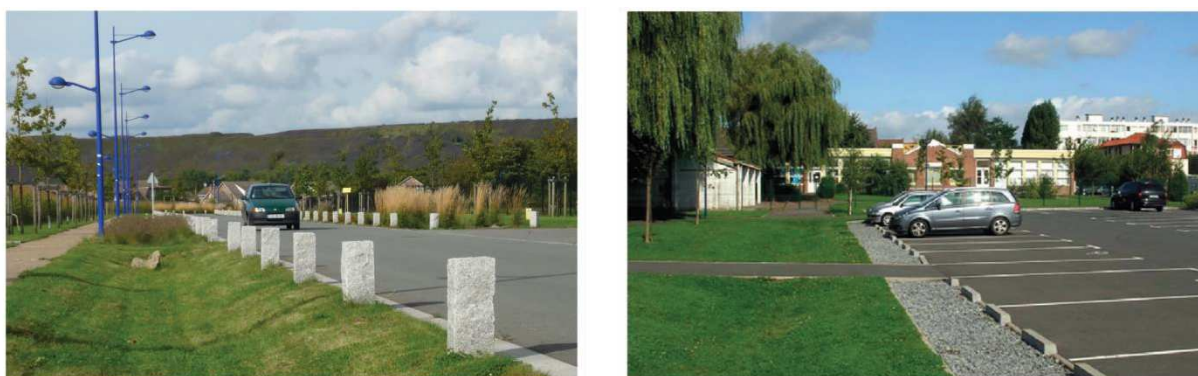
cadre habituel de l'appellation « techniques alternatives » qui dans son sens commun est plutôt réservée aux ouvrages structurels d'assainissement. Elles s'intègrent par contre dans l'esprit d'une gestion durable et intégrée de la ressource en eau et rejoignent en ce sens les principes des BMP ou du LID (Fletcher et al., 2015; Sage, 2016).

Si la gestion à la source des eaux pluviales participe aujourd'hui à répondre à des enjeux environnementaux variés (valorisation paysagère, maintien de la biodiversité, lutte contre les îlots de chaleur, etc.) (Fletcher et al., 2015), les systèmes sont avant tout dimensionnés par rapport à des objectifs hydrauliques, hydrologiques et de maîtrise de la pollution (Sage, 2016). Les stratégies reposent alors sur une association de dispositifs permettant de répondre aux enjeux associés à différents niveaux de sollicitation. En France, des guides techniques comme « La ville et son assainissement » (Certu, 2003) ou la fiche « Principes généraux de gestion des eaux pluviales » (DGALN, Cerema, 2014) précisent par exemple que la gestion des pluies faibles (périodes de retour inférieures à deux ans) est associée à des objectifs de maîtrise tant de la pollution que de l'impact sur le bilan hydrologique. La gestion des pluies moyennes (périodes de retour allant de 1 à 10 ans), doit assurer une maîtrise des flux de polluants et d'eau transmis à l'aval (Certu, 2003; DGALN, Cerema, 2014). Les objectifs de gestion associés aux pluies plus exceptionnelles sont centrés sur la maîtrise du risque d'inondation, avec acceptation d'une détérioration sensible du milieu récepteur (Certu, 2003; DGALN, Cerema, 2014). Le système d'assainissement dans son ensemble doit ainsi permettre de répondre à ces différents objectifs. Individuellement, les ouvrages peuvent donc se voir assigner différents objectifs associés à différents niveaux d'événements pluvieux (DGALN, Cerema, 2014). La réponse à ces objectifs se traduit par un ensemble de fonctions assurées par les ouvrages : stockage et restitution à débit maîtrisé, traitement ou dépollution, abattement volumique, etc. Dans ce cadre, l'abattement à la source des eaux pluviales vise à réduire les volumes transférés vers l'aval en abattant, au plus près du point de chute des eaux pluviales, un volume donné de précipitations par infiltration et/ou évapotranspiration. S'il est avant tout associé aux objectifs de gestion des pluies faibles à moyennes (Certu, 2003; DGALN, Cerema, 2014), il peut dans certains cas (perméabilité suffisante) être associé à la gestion d'événements plus importants (Sage, 2016).

#### **1.1.2.2. Dispositifs assurant une infiltration à la source des pluies courantes**

Les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales sont très variés. Ils peuvent être superficiels ou souterrains, compacts ou extensifs, végétalisés ou non, etc.

Les ouvrages les plus fréquents consistent en des dépressions végétalisées. C'est par exemple le cas des bassins et noues d'infiltration (Figure 1-3). De tels ouvrages présentent l'avantage d'un faible coût, d'un entretien relativement aisé d'un point de vue technique et d'une bonne adaptation aux contextes et objectifs locaux (forme linéaire ou compacte, volume de stockage plus ou moins important, etc.) (Sage, 2016). Pour s'adapter à certaines contraintes urbaines (e.g. sécurité) ou pour assurer une filtration préalable, le volume de stockage superficiel peut être comblé par un matériau perméable (Sage, 2016) (Figure 1-3).



*Figure 1-3 : Gauche : noue d'infiltration ; Droite : tranchée d'infiltration – images issues de (Sage, 2016)*

Les ouvrages peuvent également être souterrains, ce qui permet une meilleure intégration à certains espaces où la disponibilité foncière ne permet pas d'envisager de dispositif superficiel. L'eau collectée en surface est alors acheminée vers un réservoir souterrain à partir duquel est réalisée l'infiltration. C'est par exemple le cas des puits d'infiltration et des chaussées à structure réservoir. Toutefois, en comparaison avec les ouvrages superficiels, les dispositifs souterrains sont plus coûteux et leur entretien est plus complexe d'un point de vue technique (Sage, 2016). Par ailleurs, ils impliquent un cheminement plus court des eaux vers la nappe et donc une plus faible capacité de rétention des contaminants et un risque accru de contamination des eaux souterraines (Cerema, 2018).

Pour l'ensemble des dispositifs précédents, un drain est parfois installé en partie basse des ouvrages afin de faciliter l'évacuation, en particulier dans le cas de sols peu perméables. Il convient dans ce cadre de distinguer les ouvrages dont le fond est laissé perméable, qui contribuent à l'abattement par infiltration, et ceux imperméabilisés à l'aide d'un géotextile, qui ne participent pas à abattre les volumes par infiltration. De tels ouvrages assurent alors une fonction de régulation des débits et éventuellement d'abattement volumique par évapotranspiration (jardins de pluie étanchés, toitures végétalisées, ...).

### **1.1.3. Facteurs influençant les performances d'un ouvrage d'infiltration**

La littérature s'intéressant à la capacité d'ouvrages d'infiltration, pris individuellement, à maîtriser les volumes transmis à l'aval est relativement fournie (Bonneau et al., 2017). Les études concluent globalement à la bonne capacité de ces ouvrages à abattre les volumes entrants et, de ce fait, à diminuer les volumes et débits de pointe à la sortie du système (Bonneau et al., 2017). Les performances relatées dans la littérature sont toutefois fortement variables et mettent en lumière le rôle de différents paramètres, processus et mécanismes affectant ces performances (Fletcher et al., 2013).

#### **1.1.3.1. Capacité d'infiltration dans l'ouvrage**

Pour une surface d'apport et un évènement pluvieux donnés, le volume pouvant être abattu dans un ouvrage dépend avant tout de la surface infiltrante et de la perméabilité du sol (i.e. du débit potentiel d'infiltration) ainsi que du volume de stockage. Bien qu'étant un élément prépondérant dans le dimensionnement des ouvrages, la connaissance de la perméabilité du sol s'avère en pratique très approximative en raison de la forte hétérogénéité des sols à l'échelle de l'ouvrage (Ahmed et al., 2015; Kanso et al., 2018), ce qui conduit certains opérationnels à appliquer un coefficient de sécurité aux valeurs mesurées (Sage, 2016).

#### **1.1.3.2. Dynamique des flux entrants**

La capacité à maîtriser les flux de surface à l'échelle de l'évènement est fortement influencée par la dynamique et l'amplitude des flux entrants (Eckart et al., 2017). Les performances des ouvrages décroissent significativement lorsque le cumul ou l'intensité des précipitations augmente, mais varient également, à cumul et intensité moyenne identiques, en fonction de la position du pic d'intensité au cours de l'évènement (Qin et al., 2013). La capacité à abattre les volumes varie ainsi fortement d'un évènement à l'autre et il est de ce fait pertinent d'évaluer l'abattement sur des périodes longues de précipitations.

La forme de la surface d'apport, l'occupation des sols et la nature des connexions vers l'ouvrage sont par ailleurs susceptibles d'influencer la dynamique des apports et ainsi d'affecter de manière similaire les performances des ouvrages d'infiltration (Fanelli et al., 2017).

#### **1.1.3.3. Rôle de l'évapotranspiration dans l'abattement**

La littérature s'intéressant au flux d'évapotranspiration dans les ouvrages d'infiltration est relativement peu fournie (Bonneau et al., 2017; Fletcher et al., 2013). Elle suggère une contribution mineure ( $< 5\%$  des flux entrants à l'échelle annuelle) (Bonneau et al., 2020; Daly et al.,



2012; Gao et al., 2018; Hamel et al., 2011; Hoskins and Peterein, 2013; Thom et al., 2020). Ces faibles valeurs sont fortement liées au ratio entre surface de l'ouvrage et surface d'apport qui est usuellement faible (entre 2 et 10 %) pour des ouvrages d'infiltration (Thom et al., 2020). Si l'influence sur le bilan global apparaît relativement faible, la proportion varie fortement au cours du temps en fonction de la demande évaporative et donc de la saison. Par ailleurs, au-delà de la contribution à l'abattement direct ou à l'accroissement du flux d'évapotranspiration, la transpiration végétale contribue à réduire la teneur en eau dans les horizons supérieurs du sol et favorise de ce fait le flux d'infiltration.

#### **1.1.3.4. Evolution de la structure du sol**

La structure du sol au sein des ouvrages évolue au cours du temps suivant différents processus. En particulier, le colmatage progressif des pores par les particules fines contenues dans les eaux de ruissellement est susceptible d'entraîner une diminution progressive de la capacité d'infiltration (Fletcher et al., 2013) dont l'ampleur est tributaire des choix de conception (ratio entre surface d'apport et surface de l'ouvrage, présence d'un volume de stockage, de végétation) et de la qualité des opérations de maintenance et d'entretien (Sage, 2016). Inversement, le développement de macroporosités par action de la faune et de la flore (développement racinaire) est de nature à accroître la conductivité hydraulique à saturation (Fletcher et al., 2013).

#### **1.1.3.5. Teneur en eau du sol et interactions avec la nappe**

La capacité d'infiltration dépend directement du degré de saturation du sol. Ce dernier influence, d'une part, le volume disponible et, d'autre part, la conductivité hydraulique et la succion. Ces dernières varient ainsi en fonction de l'état hydrique du sol au cours d'un événement et entre les événements et sont en cela tributaires des processus permettant la redistribution du profil de teneur en eau, dont notamment la transpiration végétale (Sage, 2016). Lorsqu'une nappe superficielle est présente, elle conditionne le profil hydrique sur une hauteur dépendant des propriétés du sol et est de ce fait susceptible d'influencer directement la capacité d'infiltration en surface (Lauvernet and Muñoz-Carpena, 2018; Locatelli et al., 2015; Roldin et al., 2013). Dans des contextes hydrogéologiques peu favorables (nappe à faible profondeur, sols faiblement perméables), les variations localisées de la surface piézométrique sous les ouvrages d'infiltration entraînent ainsi une variation de la capacité d'infiltration en surface.

La concentration de l'infiltration dans les ouvrages d'infiltration peut générer une surélévation localisée de la nappe susceptible d'affecter rétroactivement les performances du dispositif lorsqu'elle atteint, ou se rapproche, de sa partie basse (Locatelli et al., 2015; Roldin et al., 2013).

L'amplitude et la dynamique de cette surélévation sont tout d'abord gouvernées par les flux d'infiltration, et donc par l'événement pluvieux (intensité et durée) et les caractéristiques des ouvrages (surface d'apport, volume de stockage) (Maimone et al., 2011). Elles dépendent ensuite du contexte hydrogéologique, les élévations étant d'autant plus marquées que la nappe est peu profonde (Bhaskar et al., 2018; Nimmer et al., 2009), que l'épaisseur initiale de la zone saturée est faible (Nimmer et al., 2009) et que la perméabilité de l'aquifère est faible (Maimone et al., 2011; Nimmer et al., 2009). La surélévation est par ailleurs influencée par les conditions environnantes. Elle est par exemple susceptible d'être amplifiée par des surélévations générées par des ouvrages voisins (Endreny and Collins, 2009) ou d'être lissée à proximité des exutoires de la nappe (Bhaskar et al., 2018).

#### **1.1.4. Influence des pratiques d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique du bassin**

L'essentiel de la littérature s'intéressant aux effets hydrologiques des stratégies d'infiltration à l'échelle du bassin est relativement récente, ce qui conduit Golden & Hoghooghi (2017) à qualifier ce domaine de « science émergente ». Les études à cette échelle demeurent peu nombreuses et majoritairement centrées sur les objectifs initiaux associés à ces stratégies, i.e. la maîtrise du ruissellement et les conséquences à l'exutoire du bassin. Quelques études s'intéressent toutefois aux effets sur le fonctionnement hydrologique plus global du système. Probablement en raison de la complexité de mise en œuvre de campagnes de mesure pour investiguer ces problématiques à cette échelle spatio-temporelle, la majorité de ces études sont des travaux de modélisation.

##### **1.1.4.1. Maîtrise du ruissellement et des débits et volumes de pointe à l'exutoire**

La majorité de la littérature s'intéressant aux effets des stratégies d'infiltration à l'échelle du bassin porte sur l'évaluation des performances des stratégies d'infiltration vis-à-vis de la maîtrise du ruissellement et des débits et volumes de pointe à l'exutoire du bassin. Qu'ils reposent sur des campagnes de mesure ou des approches de modélisation, ces travaux concluent dans leur grande majorité à un accroissement significatif du seuil minimal de précipitations engendrant une réponse à l'exutoire et à une diminution des débits et volumes de pointe en comparaison avec un système d'assainissement traditionnel (Di Vittorio et al., 2015; Fanelli et al., 2017; Hoghooghi et al., 2018; Hood et al., 2007; Jarden et al., 2016; Loperfido et al., 2014; Lucas and Coombes, 2009; Perez-Pedini et al., 2005; Selbig and Bannerman, 2008; Wilson et al., 2015; Yang and Li, 2010; Zheng et al., 2018).



Comme à l'échelle de l'ouvrage, différents travaux montrent que les stratégies d'infiltration sont particulièrement adaptées à la gestion des pluies courantes mais que leurs performances diminuent significativement pour des intensités et durées d'événements plus importantes (Hoghooghi et al., 2018; Loperfido et al., 2014; Selbig and Bannerman, 2008; Williams and Wise, 2006). L'ampleur des effets sur les flux de surface dépend directement de la proportion des surfaces imperméables connectées à des ouvrages d'infiltration (Bell et al., 2016; Hamel et al., 2011; Palla and Gnecco, 2015; Zheng et al., 2018). Il semble dans ce cadre exister un taux de connexion minimal en deçà duquel les ouvrages d'infiltration n'ont pas d'effet significatif (Bell et al., 2016; Palla and Gnecco, 2015). Certains travaux de modélisation concluent à une proportionnalité entre les effets à l'exutoire et le taux de connexion des surfaces imperméables à des ouvrages d'infiltration (Palla and Gnecco, 2015; Walsh et al., 2014). D'autres travaux suggèrent une influence de la répartition de l'occupation des sols et de la structure du réseau d'assainissement sur le bassin (Fanelli et al., 2017; Hoghooghi et al., 2018; Perez-Pedini et al., 2005) ou sur les surfaces d'apport des ouvrages (Fanelli et al., 2017; Perez-Pedini et al., 2005), mais également de la localisation des ouvrages sur le bassin (Di Vittorio et al., 2015; Fanelli et al., 2017; Hoghooghi et al., 2018; Perez-Pedini et al., 2005). Ce dernier point est par ailleurs à rapprocher de l'hétérogénéité sur le bassin des caractéristiques du sol ou de la profondeur de la nappe susceptibles de conditionner la capacité d'abattement des ouvrages, et donc les flux transmis à l'aval (Fanelli et al., 2017).

#### **1.1.4.2. Influence sur le flux d'évapotranspiration**

Les travaux s'attachant à évaluer l'influence des stratégies d'abattement à la source sur les flux d'évapotranspiration sont peu nombreux (Bonneau et al., 2017). Il s'agit en grande majorité de travaux de modélisation. Ils montrent que l'implémentation d'ouvrages d'infiltration végétalisés est susceptible d'accroître les volumes évapotranspirés à l'échelle du bassin dans une proportion dépendant directement de la surface rendue perméable (Hoghooghi et al., 2018; Zheng et al., 2018), mais que cette élévation ne permet pas de compenser la diminution due aux surfaces imperméabilisées (Locatelli et al., 2017). Locatelli et al. (2017) montrent que l'élévation du niveau de la nappe due aux zones urbanisées avec ouvrages d'infiltration est susceptible de générer un accroissement de la transpiration par la végétation sur des zones non-urbanisées adjacentes. Quelques études récentes basées sur des campagnes de mesure à une échelle plus réduite montrent de la même manière que la surélévation de la nappe à l'aval d'un ouvrage est susceptible de conduire à une élévation de la transpiration par la végétation en période de déficit hydrique (Bonneau et al., 2018b; Western et al., 2021). Si ces travaux mettent en évidence la

possibilité d'une contribution localisée de la nappe à l'évapotranspiration, ils n'apportent qu'une compréhension limitée (i) de son influence sur l'évapotranspiration et sur les niveaux de nappe à l'échelle du bassin, et (ii) de l'influence du contexte hydrogéologique ou climatique sur ce phénomène.

#### **1.1.4.3. Rétablissement des stocks souterrains et du débit de base des cours d'eau adjacents**

A l'instar de l'évapotranspiration, les études s'intéressant aux effets des stratégies d'infiltration sur les stocks souterrains et les débits de base des cours d'eau voisins sont peu nombreuses et très majoritairement basées sur des travaux de modélisation (Bonneau et al., 2017). Les quelques études empiriques s'intéressant à ces problématiques présentent des résultats contrastés et mettent en lumière la complexité du devenir des volumes infiltrés dans le compartiment souterrain. Certains travaux concluent à un accroissement du débit de base des cours d'eau voisins (Bhaskar et al., 2016b; Loperfido et al., 2014), avec potentiellement un volume plus élevée et une variabilité temporelle plus faible que dans le milieu naturel de référence (Bhaskar et al., 2016b). Les auteurs expliquent cette différence par la diminution de l'évapotranspiration par les surfaces imperméables (Bhaskar et al., 2016b). D'autres travaux concluent inversement à un effet négligeable sur les débits de base, les flux infiltrés ne participant alors pas à alimenter les zones contributives du débit de base (Fanelli et al., 2017). Cette complexité du cheminement souterrain de l'eau infiltrée est bien illustrée par l'étude isotopique de Bonneau et al. (2018) qui démontre la forte proportion du débit de base d'un cours d'eau urbain provenant d'écoulements rapides de subsurface. De même, Thompson et al. (Thompson et al., 2020) montrent que les réseaux d'assainissement et leur tranchée de pose sont susceptibles d'intercepter partiellement les surélévations de nappe générées par les ouvrages et de constituer des chemins d'écoulements préférentiels.

Les travaux de modélisation présentent des résultats plus homogènes de ce point de vue. Ils concluent globalement à une élévation significative du taux annuel de recharge des nappes superficielles par infiltration des eaux pluviales, du niveau de la nappe et du débit de base à l'exutoire (Endreny and Collins, 2009; Göbel et al., 2004; Li, 2015; Maimone et al., 2011; Zheng et al., 2018).

Différentes études mettent en évidence le risque de surcompenser par l'infiltration les effets de l'urbanisation sur la recharge et les niveaux de nappe (Göbel et al., 2004; Locatelli et al., 2017). En effet, en fonction de la limitation de l'évapotranspiration et des sources de recharge

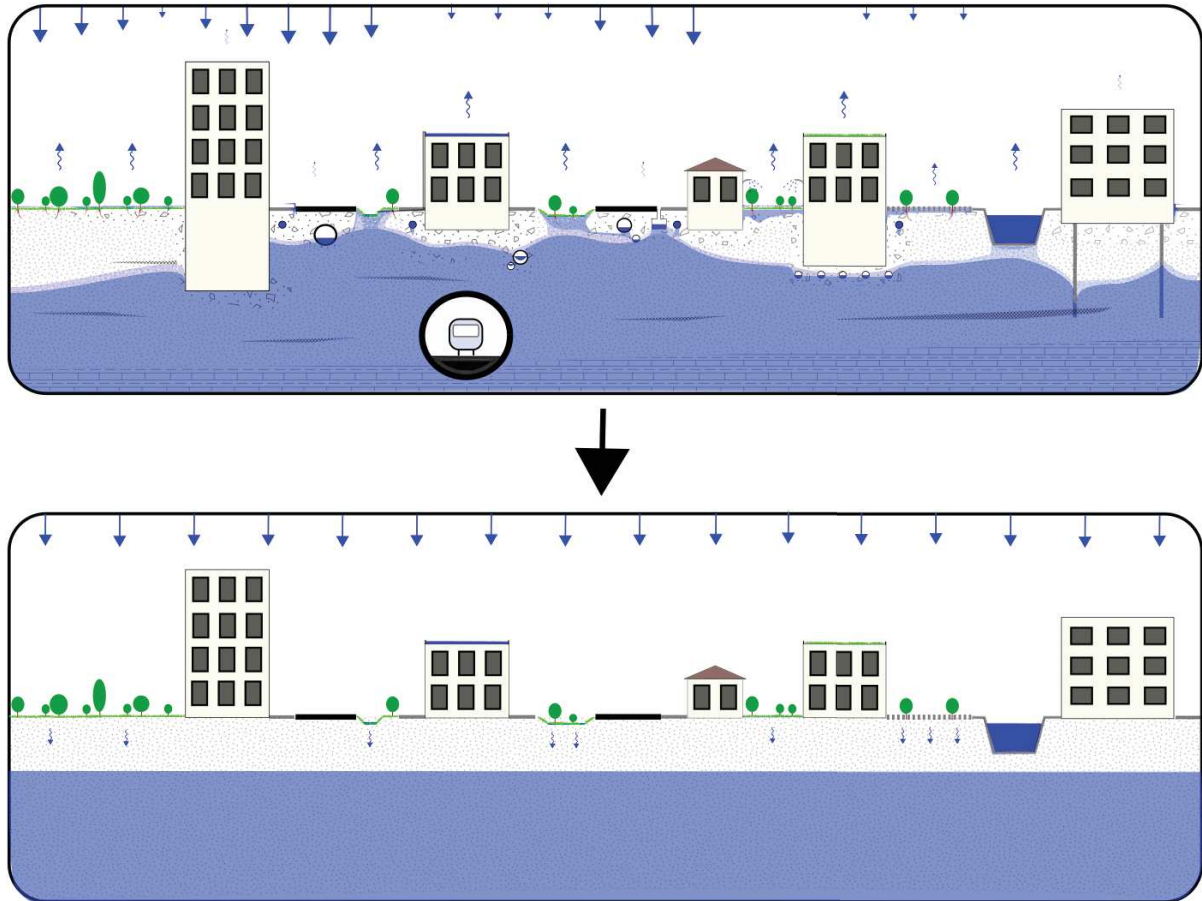
anthropiques, rétablir un taux « naturel » d'infiltration des eaux pluviales peut conduire à introduire une recharge totale excessive et, potentiellement, à élever la nappe au-dessus de son niveau pré-développement (Göbel et al., 2004; Locatelli et al., 2017).

La concentration spatiale de l'infiltration au sein des ouvrages conduit à une élévation de la nappe variant fortement dans le temps et l'espace (Bhaskar et al., 2018; Endreny and Collins, 2009; Maimone et al., 2011; Nimmer et al., 2009; Roldin et al., 2013). La surface piézométrique est fortement déformée localement par la création de nombreuses surélévations locales d'extension spatio-temporelle variable et interagissant plus ou moins entre elles (Endreny and Collins, 2009; Maimone et al., 2011; Nimmer et al., 2009; Roldin et al., 2013).

Les conséquences de l'élévation du niveau de la nappe résultant de la recharge additionnelle dépendent fortement du contexte. En particulier, la présence d'une nappe peu profonde implique un risque accru d'interactions avec le milieu anthropisé. De tels contextes renforcent tout d'abord le risque d'interactions entre nappe et ouvrage d'infiltration dégradant les performances des dispositifs (Locatelli et al., 2017; Zhang and Chui, 2019). L'accroissement du niveau de la nappe est par ailleurs susceptible de conduire à des inondations par remontée de nappes (Locatelli et al., 2017; Zheng et al., 2018) ou d'accroître les volumes regagnant les réseaux traditionnels par infiltration parasite dans les réseaux d'assainissement (Cerema - IFSTTAR, 2018; Kidmose et al., 2015; Li, 2015).

A l'instar des effets indirects de l'infiltration sur la transpiration via la nappe, peu d'études se sont intéressées à de telles interactions. La compréhension des mécanismes en jeu et du rôle de ces interactions sur les effets des stratégies d'infiltration demeure de ce fait limitée. L'influence des surélévations de nappe sur l'abattement dans les ouvrages, bien que largement documentée à l'échelle de l'ouvrage, est rarement prise en compte dans les travaux de modélisations à l'échelle du bassin, du fait soit de discrétisations trop grossières pour modéliser les surélévations localisées de la nappe (Locatelli et al., 2017), soit de l'absence de prise en compte des rétroactions du compartiment souterrain sur la surface (voir section suivante). Les rares études s'intéressant aux infiltrations parasites dans les réseaux ne permettent pas de comprendre la variabilité spatio-temporelle de ce processus en présence d'ouvrages d'infiltration et son influence à l'échelle du bassin. Aucune étude ne s'intéresse à l'influence inverse de ce drainage de la nappe sur les fluctuations localisées sous les ouvrages d'infiltration ou, plus largement, sur l'élévation de la nappe générée par les ouvrages d'infiltration. Par ailleurs, le rôle des autres structures souterraines usuelles en milieu urbanisé (e.g. sous-sols, parkings souterrains, drainés ou non) n'est à ce jour pas investigué bien que ces structures puissent avoir une influence

majeure sur les écoulements et stocks souterrains (Attard et al., 2016a, 2016b). Enfin, le nombre limité de travaux à cette échelle, l'absence d'étude de sensibilité et la singularité des sites d'étude ne permettent pas de comprendre l'influence des nombreux facteurs et mécanismes impliqués et, plus largement, questionnent la généralisabilité des résultats à d'autres contextes climatiques, hydrogéologiques et d'occupation des sols.



*Figure 1-4 : Simplifications du compartiment souterrain, des interactions entre compartiment de surface et souterrain, de l'évapotranspiration et de la variabilité des entrants météorologiques usuellement considérées pour la modélisation du fonctionnement hydrologique de secteurs urbanisés soumis à une infiltration à la source des eaux pluviales.*

### 1.1.5. Besoins de recherche abordés dans ce travail

La littérature s'intéressant à l'influence d'un cumul d'ouvrages sur le fonctionnement hydrologique du bassin est majoritairement centrée sur la maîtrise du ruissellement et les effets à l'exutoire. Le nombre limité de travaux s'intéressant au fonctionnement hydrologique plus global du bassin (notamment à l'évapotranspiration et au compartiment souterrain) et la singularité des sites d'étude limitent la compréhension des mécanismes en jeu, des facteurs influençant les

résultats et interrogent la validité de ces résultats dans des conditions climatiques, hydrogéologiques et d'occupation des sols différentes. Par ailleurs, ces travaux reposent très majoritairement sur des approches de modélisation négligeant de nombreux objets, processus ou interactions considérés a priori comme secondaires bien que pouvant avoir une influence significative, a minima à l'échelle de l'aménagement. C'est en particulier le cas des surélévations localisées de nappe sous les ouvrages et de leurs effets en surface (e.g. sur l'infiltration et la transpiration) et des interactions entre nappe et structures souterraines. De ce fait, les connaissances actuelles ne permettent pas de cerner l'influence cumulée de ces éléments sur le bilan des stratégies d'infiltrations des eaux pluviales, tant à l'échelle de l'aménagement qu'à l'échelle du bassin, ni de comprendre l'influence de telles simplifications dans les résultats de modélisation.

Ce travail se propose d'apporter des éléments complémentaires aux connaissances actuelles, notamment concernant l'influence du contexte hydrogéologique, climatique et d'occupation des sols sur les effets potentiels des stratégies d'infiltration. Une attention particulière est portée aux contextes de nappe peu profonde qui apparaissent plus préoccupants du fait du potentiel élevé d'interactions entre nappe et éléments urbains (e.g. ouvrages d'infiltration, végétation, structures souterraines). Ce travail se centre par ailleurs sur des ouvrages superficiels végétalisés, dispositifs les plus fréquemment utilisés dans les stratégies d'infiltration à la source des eaux pluviales.

L'analyse porte sur l'ensemble du bilan hydrologique, avec un focus sur le compartiment souterrain qui apparaît central dans les effets de l'infiltration tant en surface que souterrains mais a fait l'objet d'un nombre restreint d'études. Une attention particulière est portée aux interactions entre volumes infiltrés dans les ouvrages, nappe, végétation et structures souterraines. Il s'agit de préciser comment ces interactions localisées affectent localement le fonctionnement de ces objets et, à plus large échelle, les effets des stratégies d'infiltration des eaux pluviales. L'analyse se place de ce fait à l'échelle du quartier ou de bassins versants de faible extension (jusqu'à quelques km<sup>2</sup>).

Il s'agit par ailleurs de préciser l'incidence des simplifications usuellement considérées dans les modèles hydrologiques sur les résultats de modélisation. Ce travail vise dans ce cadre à apporter des éléments de compréhension quant aux apports, limites et conditions d'applicabilité des approches de modélisation hydrologique pour l'étude de bassins versants urbanisés soumis à l'infiltration.

## **1.2. Approche de modélisation hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à une infiltration à la source**

Les modèles hydrologiques constituent des outils privilégiés pour l'évaluation des effets de stratégies d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants. Ils permettent en effet d'estimer l'impact de stratégies d'infiltration, de changements d'occupation des sols ou climatiques, de réaliser des études de sensibilité, d'estimer l'évolution de flux et stocks d'eau de manière continue dans le temps et distribuée dans l'espace, ... De telles approches sont donc largement répandues dans la littérature scientifique s'intéressant à l'influence des stratégies d'infiltration (Jefferson et al., 2017; Li et al., 2017).

Le domaine de la modélisation hydrologique des bassins versants urbanisés, bien que relativement récent, a donné naissance à une abondance de modèles, conçus et adaptés en fonction des objectifs de modélisation. Ces modèles diffèrent des modèles hydrologiques dédiés aux milieux naturels par la spécificité des objets et processus impliqués et la discrétisation spatio-temporelle fine qu'ils requièrent (Salvadore et al., 2015). Parmi ces modèles, un nombre relativement restreint permet une simulation continue et distribuée de l'ensemble du fonctionnement hydrologique de secteurs urbanisés (Salvadore et al., 2015), nécessaire pour l'évaluation des stratégies d'infiltration à la source des eaux pluviales sur le cycle de l'eau. Ces modèles, appelés par la suite « intégrés », consistent soit en un unique outil intégrant une description des différents compartiments, soit en un couplage entre modèles spécialisés.

Cette sous-partie présente ces deux approches de modélisation puis précise l'approche choisie pour répondre aux objectifs de ce travail.

### **1.2.1. Modèles intégrant une représentation de l'ensemble du cycle de l'eau dans leur code source**

De nombreux modèles d'hydrologie naturelle intègrent une représentation de l'ensemble du cycle de l'eau tenant compte de manière détaillée de l'ensemble des processus de surface et souterrains (e.g. MIKE SHE (DHI, 2017), HydroGeoSphere (Therrien et al., 2010), ParFlow (Ashby and Falgout, 1996; Jones and Woodward, 2001)). Si de tels modèles sont parfois utilisés pour l'évaluation de stratégie d'infiltration (Hoghooghi et al., 2018; Lim and Welty, 2017; Trinh and Chui, 2013), ils ne sont pas conçus pour représenter les objets et processus spécifiques aux zones urbanisées. En comparaison, peu de modèles d'hydrologie urbaine intègrent



dans leur code source une représentation de l'hydrologie de surface et souterraine (Salvadore et al., 2015). En raison des objectifs spécifiques qui ont guidés leur conception, ces modèles intègrent usuellement une description fine du milieu et des processus de surface et une description relativement plus simplifiée du compartiment et des flux souterrains. Les modèles SWMM (Rossman, 2016), URBS (Rodriguez et al., 2008) ou WEP (Jia et al., 2001), représentatifs de ce type d'approche de modélisation, sont brièvement décrits ci-dessous, puis le positionnement et les limites des descriptions du compartiment souterrain qu'ils intègrent sont discutés.

### 1.2.1.1. SWMM

Le modèle SWMM (Storm Water Management Model) est un outil largement exploité en hydrologie urbaine (Salvadore et al., 2015). Il est conçu pour la simulation de la production et de la gestion du ruissellement tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif. Il permet de simuler les différents processus impliqués de manière distribuée et continue avec un pas de temps fin (potentiellement inférieur à la minute).

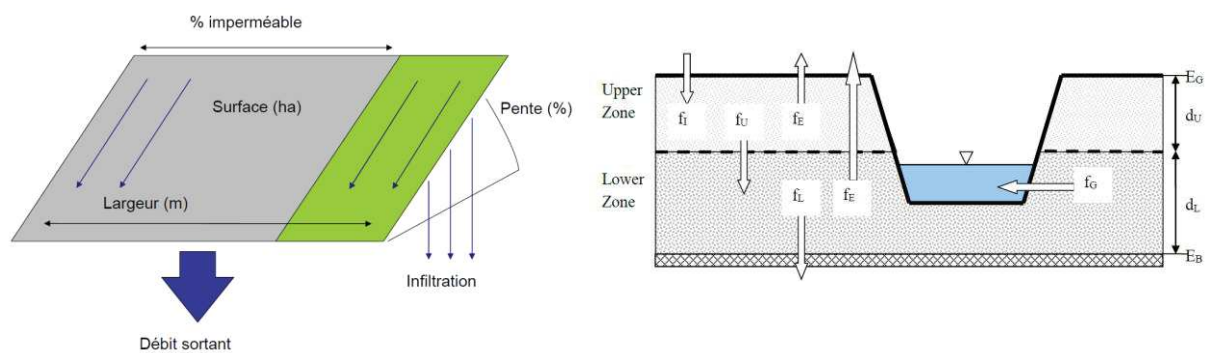


Figure 1-5 : Schématisation du calcul au sein des unités dans le modèle SWMM ; répartition des zones perméables et imperméables (gauche – image issue de (Petrucci, 2012)), flux et discrétisation verticale en réservoirs dans le compartiment souterrain (droite – image issue de (Rossman & Huber, 2015))

SWMM repose sur une discrétisation spatiale flexible en sous-bassins, sans limite de dimension (e.g. ouvrage d'infiltration, quartier). La production du ruissellement sur chaque unité est simulée en distinguant conceptuellement les portions imperméables et perméables (Figure 1-5). Sur les portions imperméables, le modèle tient compte de l'interception dans les dépressions de surface et de l'évaporation depuis ces stocks. Le calcul de l'évapotranspiration repose sur un simple partitionnement de l'évapotranspiration potentielle (ETP) entre les différentes sources (dépressions de surface, couche de sol et nappe), le volume prélevé dans chaque réservoir étant limité par le stock disponible (en considérant le point de flétrissement comme limite basse dans le sol). Sur les portions perméables, le modèle simule par ailleurs les pertes par infiltration

suivant les méthodes du Curve Number (USDA-SCS, 1986), de Horton (Horton, 1941) ou de Green-Ampt (Green and Ampt, 1911). Pour ces deux dernières méthodes, l'évolution de la teneur en eau du sol après un événement, et donc la teneur en eau initiale lors du suivant, sont estimées par une formule empirique dépendant de la conductivité à saturation du sol en surface. Le ruissellement produit est transféré vers le réseau hydrographique en considérant une vitesse d'écoulement estimée via la formule de Manning-Strickler (Manning, 1891). L'écoulement dans le réseau vers le (les) exutoire(s) est simulé en considérant un écoulement uniforme ou à l'aide d'un modèle d'onde cinématique ou d'onde dynamique.

SWMM permet de simuler un large éventail d'ouvrages de gestion à la source (e.g. jardins de pluie, noues, tranchées d'infiltration, toitures végétalisées) constituant un secteur du sous-bassin ou un sous-bassin à part entière. Les ouvrages d'infiltration sont représentés par une superposition de trois réservoirs modélisant la surface, le sol et, éventuellement, une couche intermédiaire de stockage. L'infiltration en surface est calculée par la méthode de Green-Ampt. L'infiltration vers la couche de stockage ou le sol sous-jacent est supposée égale à la conductivité hydraulique  $K(\theta)$  et les flux diffusifs ascendants entre réservoirs et depuis la nappe sont donc négligés. Le modèle tient compte de l'évaporation de l'eau en surface et de la transpiration depuis la couche de sol (partitionnement de l'ETP). La vidange vers l'aval de l'ouvrage se fait par débordement en surface et éventuellement par un drain situé dans la couche de stockage.

La représentation du compartiment souterrain repose sur un calcul indépendant par sous-bassin (sans échange entre sous-bassin), les écoulements de nappe se faisant vers un tronçon du réseau hydrographique. Sur chaque sous-bassin, le sol est considéré homogène et est divisé verticalement en deux réservoirs modélisant la zone non-saturée (ZNS) et la zone saturée (ZS) (Figure 1-5). Leur épaisseur varie donc au cours du temps en fonction du niveau de la nappe. La ZNS est alimentée par infiltration depuis les zones perméables, les volumes étant répartis uniformément sur l'ensemble du sous-bassin. Si l'espace disponible dans le réservoir est insuffisant, le flux d'infiltration est limité. Le réservoir est drainé par infiltration vers la ZS et par évapotranspiration (partitionnement de l'ETP). Le flux de recharge est considéré égal à la conductivité hydraulique  $K(\theta)$  et la diffusion ascendante depuis la nappe est donc négligée. La ZS est alimentée par infiltration depuis la ZNS et drainée par transpiration (décroissant linéairement avec la profondeur de nappe jusqu'à une limite définie par l'utilisateur), percolation profonde (dépendant d'un coefficient à fixer et de l'épaisseur saturée) et échanges avec un élément du réseau hydrographique (tronçon de cours d'eau, drain, rivière). Le calcul de ces échanges repose sur une formule empirique dépendant de l'altitude du toit de la nappe, de celle de l'élément du



réseau et de six paramètres permettant d'adapter la forme de la relation à différents objets et éventuellement de tenir compte de la charge dans le tronçon de réseau et d'échanges bidirectionnels (alimentation de l'aquifère).

### 1.2.1.2. URBS

Le modèle URBS (Urban Runoff Branching Structure) (Rodriguez et al., 2008) est un modèle hydrologique distribué visant à simuler de manière continue et avec un pas de temps fin (typiquement 5 minutes) l'ensemble du fonctionnement hydrologique de secteurs urbanisés. Cet objectif a conduit à une description relativement fine du milieu urbain et à la prise en compte de différents processus usuellement négligés (rôle de la végétation, écoulements de nappe). Le modèle est décrit succinctement ci-dessous et de manière détaillée dans la partie 2.

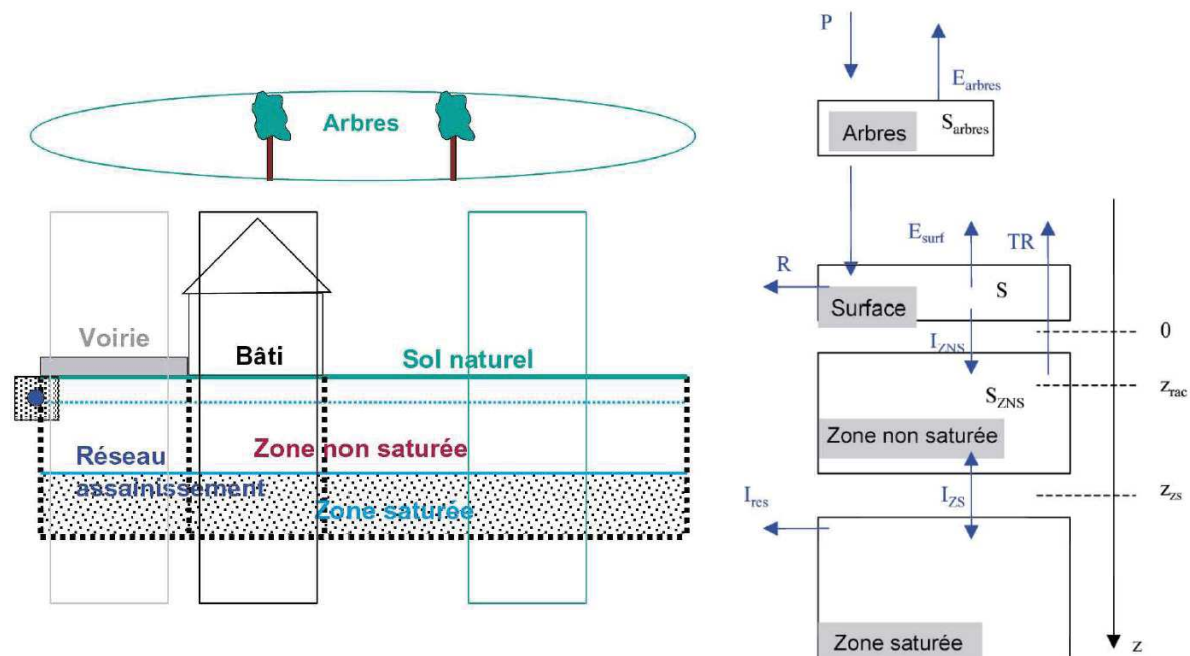


Figure 1-6 : Schématisation du calcul au sein des unités dans le modèle URBS ; profils d'occupation des sols (gauche), flux et discrétisation verticale en réservoirs (droite) – images issues de (Rodriguez et al., 2010)

URBS repose sur une description du bassin versant suivant ses éléments structurants : les parcelles cadastrales et le réseau viaire. Le secteur est discrétisé en éléments hydrologiques urbains (EHU), chacun composé d'une parcelle cadastrale et d'une partie de la voirie adjacente. Chaque EHU est divisé en trois profils d'occupation des sols (« bâtiment », « naturel » et « voirie »), chacun représenté par une superposition verticale de réservoirs représentant l'interception par la végétation haute (profil « voirie » et naturel uniquement), la surface, la ZNS et la ZS (Figure 1-6). Du haut vers le bas, le premier réservoir modélise l'interception par la végétation haute

sur les profils « voirie » et « naturel » par un modèle de Calder (Calder, 1977). Il représente l'évaporation (dépendant du niveau de remplissage du réservoir et de l'ETP) et le « drainage » de la pluie à travers la végétation (débordement simple, linéaire ou exponentiel). Le second réservoir modélise la surface du sol revêtu, du sol naturel ou de la toiture. Le stock contenu dans les dépressions de surface peut être évaporé (dépendant du niveau de remplissage du réservoir et de l'ETP) et, pour les profils « naturels » et « voiries », infiltré vers la zone non-saturée (à taux constant ( $K_s$ ), limité par le stock de surface et le volume disponible en zone non-saturée). Le transfert du ruissellement vers l'exutoire est simulé en distinguant, d'une part, les écoulements de surface (au sein de chaque à l'EHU et sur les filaires de voiries) et, d'autre part, les écoulements en réseaux (suivant un schéma de Muskingum). URBS permet de modéliser le fonctionnement de différents ouvrages de gestion à la source : toitures végétalisées, chaussées à structure réservoir, noue. La représentation des ouvrages d'infiltration est détaillée en partie 2.

Le compartiment souterrain est conceptualisé par un milieu semi infini (sans substratum) dont la conductivité hydraulique à saturation décroît exponentiellement avec la profondeur. Les caractéristiques de ce compartiment sont supposées identiques sur l'ensemble du bassin. La ZNS est représentée par un unique réservoir dont l'épaisseur varie en fonction de la profondeur de la nappe. La ZS est représentée par un réservoir caractérisé par sa porosité et l'altitude du toit de la nappe (le milieu étant semi-infini). Ce réservoir est associé à l'EHU dans son intégralité, ce qui suppose une hypothèse d'homogénéité de la nappe à cette échelle. Le niveau de la nappe est actualisé à chaque pas de temps en tenant compte des échanges bidirectionnels avec la ZNS (moyenne pondérée par la surface de chaque profil), des infiltrations parasites dans les conduites de réseaux (formule de drainage agricole) et des écoulements latéraux de la nappe. Ces derniers sont calculés par une application simplifiée de la loi de Darcy au niveau des interfaces entre EHUs.

### **1.2.1.3. WEP**

Le modèle WEP (Water and Energy transfer Processes) (Jia et al., 2001) vise à simuler de manière distribuée les flux d'eau et d'énergie dans le milieu urbain. WEP intègre une description complète du cycle hydrologique urbain incluant notamment un calcul du bilan énergétique permettant une estimation fine des flux d'évapotranspiration. Le calcul repose toutefois sur un pas de temps horaire, ce qui peut constituer une limite pour la modélisation des processus de surface urbains.

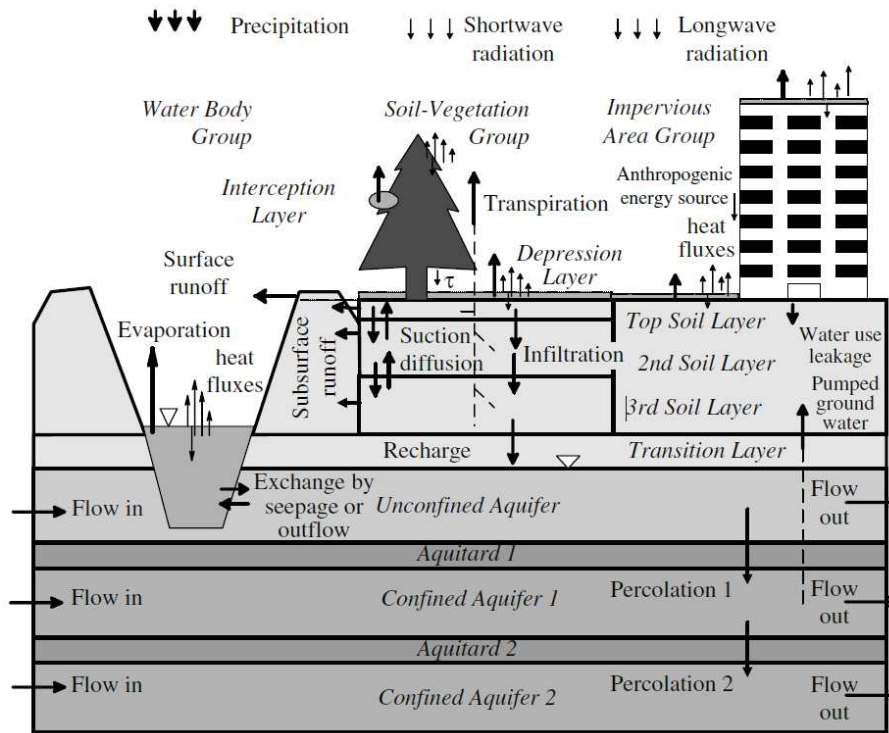


Figure 1-7 : Schématisation du calcul au sein des unités dans le modèle WEP, profils d'occupation des sols, flux et milieu souterrain - image issue de (Jia et al., 2001)

WEP repose sur une discrétisation en mailles carrées. Les mailles sont divisées en trois profils : « eau libre », « imperméable » et « sol-végétation » (Figure 1-7). Sur le profil « eau libre », le modèle simule l'évaporation et les échanges avec la nappe. Sur le profil « imperméable », le modèle simule l'interception, l'évaporation et le ruissellement en distinguant la canopée urbaine et les autres secteurs. Sur le profil « sol-végétation », le modèle simule l'interception et l'évaporation depuis la végétation haute et basse ainsi que le drainage depuis le feuillage vers le sol. En surface du sol, il simule l'évaporation et l'infiltration. L'infiltration et les flux verticaux en zone non saturée sont calculés par un couplage entre un modèle de Green-Ampt adapté aux sols stratifiés et un modèle à trois réservoirs permettant de tenir compte de la redistribution du profil en eau, de l'extraction racinaire et d'un écoulement latéral de subsurface entre unités spatiales et vers la rivière (dépendant de la conductivité hydraulique et de la pente du sol). Le modèle ne tient toutefois pas compte de la diffusion ascendante depuis la nappe. Le ruissellement de surface et subsurface est transmis directement au tronçon de rivière (sans simulation des écoulements en réseau). L'écoulement de la rivière est modélisé par un modèle d'onde cinématique. Le modèle permet de simuler la gestion du ruissellement produit sur les zones imperméables

par des noues représentées de manière conceptuelle. En particulier, l'infiltration est calculée en considérant uniquement la conductivité hydraulique à saturation du sol de surface.

La représentation du compartiment souterrain est sensiblement plus détaillée que dans les modèles URBS et SWMM. Le découpage en trois réservoirs de la ZNS sous le profil « sol-végétation » permet de modéliser plus finement le profil de teneur en eau et de représenter des sols hétérogènes verticalement. WEP permet par ailleurs de modéliser une superposition de trois aquifères (une nappe libre et deux nappes captives). La nappe superficielle est alimentée par l'infiltration depuis le profil « sol-végétation » et par les fuites des réseaux d'alimentation en eau potable sur le profil « imperméable ». Elle est drainée par percolation vers l'aquifère sous-jacent, pompages et transpiration (si la nappe intersecte les réservoirs modélisant la ZNS). Le sens des échanges avec la rivière dépend de la différence de charge entre ces deux masses d'eau. Les nappes captives sont alimentées par percolation depuis la nappe sus-jacente et drainées par pompage et percolation vers les aquifères sous-jacents. L'écoulement latéral dans chacune de ces nappes est déterminé par une résolution 2D des équations de Boussinesq (Boussinesq, 1877) (sans précision sur la méthode de résolution).

#### **1.2.1.4. Positionnement et limites des représentations simplifiées du compartiment souterrain intégrées dans ces modèles**

Ces approches de représentations du compartiment souterrain visent avant tout à estimer l'impact du milieu urbanisé sur les stocks souterrains et les débits dans le réseau hydrographique et à tenir compte de l'influence du compartiment souterrain sur l'hydrologie de surface. Leur relative simplicité est cohérente avec ces objectifs, les incertitudes entachant la composition et le fonctionnement du compartiment souterrain, et permet de ne pas accroître plus que nécessaire le temps de calcul. Ce dernier point est particulièrement prégnant dès lors qu'il est nécessaire d'appliquer de nombreuses fois le modèle, par exemple dans un objectif de modélisation multi-scénarios, de calage, d'évaluation d'incertitude ou d'étude de sensibilité. Ces représentations négligent toutefois un certain nombre d'objets, de processus et d'interactions susceptibles de limiter la précision du calcul des écoulements souterrains ou leur domaine d'applicabilité dans certains contextes, en particulier de nappe peu profonde.

Le calcul des échanges entre ZNS et ZS dans les modèles SWMM et WEP néglige le flux ascendant de diffusion depuis la nappe. Cette hypothèse est susceptible d'affecter directement le flux de recharge et la teneur en eau dans la ZNS et limite la capacité à modéliser la contribution de la nappe à la transpiration via ce flux en période de déficit hydrique. Les représentations

très simplifiées de la zone non-saturée reposant sur un unique réservoir dans les modèles SWMM et URBS 1) ne permettent pas de modéliser l'influence de changements de matériau du sol sur les flux verticaux, 2) négligent les écoulements verticaux au sein de la ZNS et sont de ce fait susceptibles de conduire à un transfert plus rapide de l'eau depuis la surface jusqu'à la nappe et 3) supposent un profil de teneur en eau uniforme susceptible d'affecter l'estimation des flux dépendant de la teneur en eau au niveau des interfaces (infiltration, transpiration et recharge).

L'absence de modélisation des écoulements latéraux de nappe entre unités dans le modèle SWMM limite fortement la capacité à représenter l'évolution locale du niveau de la nappe. Le calcul simplifié de ces écoulements dans le modèle URBS permet d'estimer l'homogénéisation de la nappe entre unité et le sens d'écoulement global. Toutefois, comme montré en partie 2, la paramétrisation choisie et l'utilisation du maillage de surface suivant les parcelles cadastrales limitent fortement la précision du calcul et la capacité à représenter les fluctuations localisées de nappe et leur influence sur la surface (e.g. sous les ouvrages d'infiltration). Le modèle WEP ne souffre a priori pas de ces limites. L'utilisation de mailles carrées restreint toutefois l'adaptabilité à la géométrie du milieu et des objets urbains.

Ces modèles permettent de modéliser les infiltrations parasites dans les conduites de réseaux (URBS et SWMM) et les pompages (WEP), mais ne considèrent pas le bâti souterrain ou les systèmes de drains qui peuvent y être associés. Ils ne peuvent donc pas tenir compte de l'influence significative que peuvent avoir ces structures sur les niveaux de nappe et gradients hydrauliques locaux, sur les stocks souterrains, les échanges avec les cours d'eau voisins et, inversement, sur les volumes additionnels à gérer par le système d'assainissement en surface.

L'utilisation de ces modèles dans des contextes où la nappe interagit fortement avec la surface (e.g. nappe peu profonde, présence d'ouvrages d'infiltration) requiert donc des adaptations permettant une meilleure prise en compte de ces interactions. Ces adaptations peuvent tout d'abord reposer sur le développement ciblé de nouveaux modules. Zhang et al. (2018) ont par exemple développé un module permettant de tenir compte de manière plus précise de l'influence de nappes faiblement profondes sur les drains implantés sous les ouvrages d'infiltration dans SWMM. Une prise en compte plus fine du compartiment souterrain peut également s'appuyer sur un couplage entre modèles hydrologiques.

### 1.2.2. Couplages entre modèles

Afin d'étendre l'applicabilité des modèles à certains contextes ou objectifs spécifiques, l'approche la plus fréquente est de procéder à un couplage, par exemple entre un modèle d'hydrologie de surface (e.g. SWMM, MIKE URBAN (DHI, 2019)) et un modèle hydrogéologique (e.g. MODFLOW (Harbaugh, 2005), FEFLOW (Diersch, 2014)) ou intégré mais dédié au milieu naturel (e.g. MIKE SHE, GSFLOW (Markstrom et al., 2008)). Cette stratégie permet d'exploiter les performances de modèles existants et ainsi de représenter l'ensemble des compartiments, objets ou processus d'intérêt avec un niveau de détail adapté aux objectifs de modélisation et au contexte modélisé.

Les travaux de modélisation portant sur l'évaluation des conséquences des stratégies d'infiltration sur le fonctionnement des bassins versants reposent très majoritairement sur ce type d'approche (Endreny and Collins, 2009; Göbel et al., 2004; Kidmose et al., 2015; Locatelli et al., 2017; Maimone et al., 2011; Zhang et al., 2018; Zheng et al., 2018). Toutefois, à l'instar des modèles décrits dans la section précédente, la majorité des couplages exploités dans la littérature négligent un certain nombre d'objets, de processus et d'interactions susceptibles d'influencer significativement le fonctionnement hydrologique, en particulier en présence d'une nappe peu profonde et d'ouvrages d'infiltration. Ces limites peuvent être liées à la nature du couplage ou aux capacités des modèles disponibles pour le couplage. Par ailleurs, ces approches demeurent relativement complexes à mettre en œuvre et impliquent un temps de calcul accru limitant potentiellement les possibilités de modélisation.

#### 1.2.2.1. Couplages unidirectionnels et bidirectionnels

Il convient de distinguer les modèles suivant le type de couplage, i.e. la nature des interactions entre modèles. Le couplage peut tout d'abord être partiel (ou unidirectionnel), les flux calculés par un modèle constituant une condition limite pour l'autre sans prise en compte des rétroactions. Cette approche, s'apparentant à un chaînage entre modèles, est majoritaire dans la littérature du fait de sa mise en œuvre plus aisée. L'absence de prise en compte des rétroactions du compartiment souterrain sur la surface rend toutefois ce type de couplage peu adapté à des contextes où la nappe interagit fortement avec la surface (e.g. nappe peu profonde, présence d'ouvrages d'infiltration). Certains auteurs ont alors développé des modules spécialisés pour tenir compte de manière ciblée de certaines rétroactions, par exemple de l'influence de la nappe sur le fonctionnement des ouvrages (Roldin et al., 2013; Zhang et al., 2018). Le couplage peut ensuite être total (ou bidirectionnel), les deux modèles échangeant alors à chaque pas de temps

un ensemble de variables partagées. Contrairement au couplage partiel, cette solution permet de tenir compte des nombreuses rétroactions entre modèles et est donc adaptée aux contextes où la nappe interagit fortement avec le milieu urbain. Elle demeure toutefois plus complexe à mettre en œuvre, notamment du fait de l'échange dynamique de diverses variables de calcul dont certaines sont calculées par les deux modèles. Ce point est particulièrement vrai dans le cas de nappes peu profondes en raison du grand nombre de variables d'interaction. Des systèmes d'échanges (e.g. OpenMi (Gregersen et al., 2007)) peuvent faciliter le traitement de ces interactions. Néanmoins, ils nécessitent potentiellement une adaptation du code source, ce qui peut être fortement complexifié voire impossible dans le cas de modèles propriétaires. En outre, les couplages bidirectionnels peuvent conduire à une augmentation significative du temps de calcul, limitant les possibilités de réaliser des procédures d'optimisation ou d'analyse de sensibilité (Kidmose et al., 2015).

#### **1.2.2.2. Représentation du milieu et des processus**

Au-delà de la nature même du couplage, les modèles exploités dans la littérature négligent certains objets, processus et interactions susceptibles de limiter leur applicabilité en contexte de nappe peu profonde.

La plupart des couplages exploités intègrent une représentation très simplifiée de la ZNS du point de vue de son hétérogénéité, du profil de teneur en eau et/ou des échanges avec la ZS. En effet, les modèles utilisés pour représenter les écoulements souterrains n'intègrent généralement pas d'alternative permettant de surmonter les limitations des modèles de surface concernant la description de la ZNS sans accroître significativement les temps de calcul. Par exemple, les solutions d'ondes cinématiques simplifiées introduites dans MODFLOW ou GSFLOW ne prennent pas en compte les flux diffusifs ou l'hétérogénéité verticale du sol. La résolution 3D de l'équation de Richards, bien que rendue possible par certains modèles (e.g. FEFLOW, Hydrogeosphere) requiert des temps de calcul prohibitifs (Zha et al., 2019). La résolution 1D de l'équation de Richards, introduite dans MIKE SHE (bien que rarement utilisées dans les couplages urbains), implique des problèmes potentiels de convergence et une augmentation du temps de calcul (Sage et al., 2020). Le couplage avec un troisième modèle représentant la ZNS, comme dans l'étude de Gôbel et al. (2004), implique une complexité de couplage et un temps de calcul accru, d'autant plus pour un couplage bidirectionnel. Par ailleurs, les modèles dédiés à la ZNS reposent usuellement sur la résolution des équations de Richards et souffrent de ce fait des limitations précédemment mentionnées.



De plus, les couplages exploités dans la littérature tiennent peu compte des interactions entre nappe et structures souterraines. Seules les infiltrations parasites dans les conduites de réseaux (Kidmose et al., 2015; Li, 2015; Maimone et al., 2011) et les pompages (Locatelli et al., 2017) sont pris en compte. Si les modèles hydrogéologiques utilisés permettent usuellement leur représentation, leur prise en compte dans les couplages nécessite des développements complémentaires pour tenir compte des nouvelles variables d'interaction. Par ailleurs, si certains modèles hydrogéologiques permettent l'utilisation de maillages irréguliers (e.g. MODFLOW 6 (Hughes, 2017), MODFLOW-USG (USGS, 2017), FEFLOW, Hydrogeosphere), de nombreux modèles sont basés sur des maillages rectangulaires (e.g. autres versions de MODFLOW, GSFLOW, MIKE-SHE) qui ne sont pas bien adaptés à la morphologie du milieu urbain, aux formes des éléments souterrains et limitent l'utilisation de raffinements locaux.

### **1.2.3. Choix d'une approche de modélisation**

#### **1.2.3.1. Caractéristiques requises**

Les objectifs poursuivis dans ce travail imposent un certain nombre de caractéristiques que doit prendre en compte l'approche de modélisation choisie.

##### *A) Compartiment de surface et ouvrages d'infiltration*

En surface, le modèle doit permettre de décrire explicitement l'hétérogénéité de l'occupation du sol et la localisation des objets usuels composant les milieux urbanisés (e.g. bâtiment, voirie, espaces naturels ou agricoles, ouvrages d'infiltration). Il doit simuler les différentes composantes du bilan hydrologique en tenant compte des spécificités des différentes surfaces.

Le modèle doit permettre de représenter le fonctionnement d'ouvrages d'infiltration usuels en tenant compte du flux d'évapotranspiration ainsi que de la surélévation de la nappe se formant sous les ouvrages et ses conséquences sur l'abattement dans l'ouvrage. Au vu des objectifs et durées de fonctionnement (quelques années) considérés, la variation temporelle des caractéristiques du sol due au colmatage, au développement racinaire ou à l'influence de la faune n'est pas considérée. Par ailleurs, si les objectifs imposent d'être en mesure de représenter individuellement les ouvrages et leurs interactions, ils ne requièrent pas nécessairement une description fine de ces objets. En particulier, l'effet de la variabilité interne de la composition du sol et le rôle des pentes sur l'abattement n'est pas pris en compte dans ce travail.



### *B) Compartiment souterrain*

La représentation du compartiment souterrain doit permettre de modéliser, dans des contextes de nappe peu profonde ou non, l'impact du milieu urbanisé sur les stocks souterrains et les débits dans le réseau hydrographique et, inversement, de tenir compte de l'influence du compartiment souterrain sur l'hydrologie de surface. L'approche doit dans ce cadre permettre de représenter les objets usuels composant les milieux urbanisés (e.g. conduites de réseaux, puits, drains, structures imperméables). Par ailleurs, l'objectif d'évaluer l'influence des caractéristiques du contexte hydrogéologique suppose d'être en mesure de modéliser différents types de sol et une hétérogénéité verticale et latérale de leurs caractéristiques.

Dans la zone non-saturée, le modèle doit simuler les écoulements depuis la surface jusqu'à la nappe en tenant compte de la transpiration par la végétation. Il doit par ailleurs simuler les remontées capillaires depuis la nappe afin de tenir compte de l'influence indirecte de l'infiltration sur la transpiration en période de déficit hydrique du fait de l'élévation de la nappe. Les objectifs ne requièrent pas une modélisation précise du fonctionnement hydrogéologique éminemment complexe des zones urbanisées et propre à chaque site. L'approche de modélisation doit toutefois permettre d'estimer l'influence des stratégies d'infiltration sur les stocks souterrains et les fluctuations globales et plus localisées de la nappe superficielle, notamment sous les ouvrages d'infiltration. De ce point de vue, un calcul bi-dimensionnel des écoulements est jugé satisfaisant. Il doit par ailleurs permettre de modéliser les interactions entre la nappe et les structures souterraines usuelles (e.g. conduites de réseaux, puits, drains, structures imperméables). A l'instar des ouvrages d'infiltration, la variabilité spatio-temporelle du fonctionnement des différentes structures souterraines (e.g. répartition et évolution des défauts d'étanchéité de conduite, dynamique des pompes associées aux systèmes de drainage) n'est pas prise en compte dans ce travail. De même, l'influence d'écoulements préférentiels, par exemple dans les trachées de pose des réseaux, ne sera pas investigué dans ce travail.

### *C) Cheminements de l'eau*

Le modèle doit permettre de modéliser les cheminements complexes de l'eau dans les secteurs urbanisés, en particulier en présence de nappes peu profondes. Il doit en particulier simuler le transfert depuis les surfaces urbaines vers les ouvrages d'infiltration et vers l'exutoire, mais également le devenir souterrain des eaux infiltrées et le devenir en surface ou dans le système d'assainissement des résurgences de nappe et des volumes de nappe drainés.

#### *D) Discrétisation spatio-temporelle et temps de calcul*

La dimension des objets urbains et l'échelle caractéristique des fluctuations de nappe, en particulier sous les ouvrages d'infiltration, requièrent l'utilisation d'une discrétisation relativement fine du milieu, a minima localement. L'approche de discrétisation doit par ailleurs être adaptée aux géométries quelconques caractérisant l'occupation des sols et sous-sols des zones urbaines, par exemple via une discrétisation en éléments triangulaires ou quadrilatéraux irréguliers.

Le modèle doit enfin permettre de réaliser des simulations continues sur des périodes de plusieurs années avec un pas de temps adapté aux processus urbains.

Il est toutefois nécessaire de conserver un temps de calcul autorisant la réalisation d'un grand nombre de simulations (plusieurs milliers voire dizaine de milliers) nécessaires notamment pour évaluer l'influence des caractéristiques du contexte et des stratégies d'infiltration.

##### **1.2.3.2. Approche choisie**

Le choix s'est porté sur l'exploitation du modèle URBS avec une consolidation ciblée de la représentation du compartiment souterrain et des ouvrages d'infiltration. Le choix de ce modèle repose sur sa capacité à modéliser la majorité des processus et objets impliqués avec un niveau de détail adapté aux objectifs poursuivis. Le choix de consolider ce modèle par l'ajout ciblé de nouvelles fonctionnalités plutôt que de recourir à un couplage repose avant tout sur l'existence de fonctionnalités proches de celles requises. Les développements nécessaires sont de ce point de vue modérés et facilités par l'existence dans le cadre de modélisation existant de différentes variables d'interactions (e.g. liées aux interactions entre nappe et réseaux, aux remontées capillaires, aux résurgences de nappe). L'introduction de nouvelles fonctionnalités est par ailleurs facilitée par le caractère libre du code source. Une description détaillée du fonctionnement du modèle et des développements complémentaires nécessaires pour répondre aux objectifs est présentées dans la partie suivante.

### 1.3. Conclusion de la partie 1

Dans un premier temps, cette partie replace ce travail dans son contexte scientifique et technique. L'état de l'art sur les effets des stratégies d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique du bassin permet d'identifier des besoins de recherche, investigués dans le cadre de ce travail. En particulier, ce travail se propose d'apporter des éléments de compréhension complémentaires quant aux effets souterrains des stratégies d'infiltration et quant au rôle des interactions localisées entre volumes infiltrés, nappe, végétation et structures souterraines sur les effets des stratégies d'infiltration à l'échelle du bassin. Il vise par ailleurs à préciser l'influence du contexte climatique, hydrogéologique et d'occupation des sols dans la réponse hydrologique prévisible du bassin à un cumul d'ouvrages d'infiltration. Enfin, il apparaît nécessaire de préciser les conditions d'applicabilité des modèles hydrologiques pour l'évaluation des stratégies d'infiltration en fonction des caractéristiques du contexte local.

Dans un second temps, sont décrites les approches de modélisation usuelles pour l'évaluation de stratégies d'infiltration à l'échelle du bassin ainsi que l'approche choisie pour la réponse aux objectifs de ce travail. Le modèle URBS est choisi en raison de sa capacité à représenter l'ensemble du fonctionnement hydrologique de secteurs urbanisés avec un niveau de détail adapté aux objectifs poursuivis. Toutefois, des développements ciblés sont nécessaires pour consolider la représentation des flux souterrains et enrichir la gamme de contextes pouvant être modélisée. La partie suivante présente de manière détaillée ce modèle et les développements réalisés dans le cadre de cette thèse.

# Partie 2.

## Développement du modèle hydrologique d'étude

### Sommaire

<b>2.1. Introduction .....</b>	<b>38</b>
<b>2.2. Cadre de modélisation initial, limites et besoins de développements .....</b>	<b>39</b>
2.2.1. Représentation du milieu .....	39
2.2.2. Production au sein des EHU .....	40
2.2.3. Transfert du ruissellement .....	46
2.2.4. Ouvrages d'infiltration des eaux pluviales .....	47
2.2.5. Écoulement en zone saturée .....	48
2.2.6. Limites du modèle relativement aux objectifs poursuivis et besoins de développement.....	50
<b>2.3. Développement et évaluation d'une approche de modélisation du compartiment souterrain .....</b>	<b>54</b>
2.3.1. Introduction .....	55
2.3.2. Theoretical basis of the new modules .....	59
2.3.3. Evaluation of the subsurface modelling approach.....	69
2.3.4. Integration within the URBS model and preliminary application.....	87
2.3.5. Discussion .....	93
2.3.6. Conclusion.....	96
2.3.7. Synthèse en français .....	98
<b>2.4. Développements complémentaires.....</b>	<b>102</b>
2.4.1. Modélisation des ouvrages d'infiltration.....	102
2.4.2. Modélisation des parcelles agricoles et naturelles.....	106
2.4.3. Modélisation de l'évapotranspiration .....	108
<b>2.5. Conclusion de la partie 2 .....</b>	<b>109</b>

## 2.1. Introduction

Pour répondre aux objectifs poursuivis, ce travail s'appuie sur le modèle URBS (Rodriguez et al., 2008). Ce modèle est développé depuis une vingtaine d'années au sein du Laboratoire Eau et Environnement de l'université Gustave Eiffel et, plus récemment, de l'équipe de recherche TEAM (Transferts et interactions liés à l'eau en milieu construit) du Cerema. Son originalité repose sur une discrétisation du milieu suivant les éléments structurant le fonctionnement hydrologique des zones urbanisées : les parcelles urbaines et le réseau viaire. Cette description du milieu urbain a tout d'abord été utilisée par Rodriguez et al. (2003) pour reproduire des hydrogrammes unitaires de zones urbaines de faible extension. La fonction de production au sein de chaque parcelle, depuis les échanges avec l'atmosphère jusqu'aux infiltrations des eaux souterraines dans les réseaux, a été intégrée dans un second temps (Morena, 2004). Le modèle, alors appelé URBS-MO pour Urban Runoff Branching Model, n'intégrait pas de calcul des écoulements de nappe. Pour pallier cette limite, Le Delliou (2009) a réalisé un couplage entre URBS-MO et MODFLOW. Ce couplage s'est toutefois avéré complexe à exploiter en raison de la différence de représentation du sol dans les deux modèles (Le Delliou, 2009). Li (2015) a par la suite intégré le module WTI (Branger, 2007) permettant un calcul simplifié des écoulements latéraux de nappe. En parallèle, différents modules ont successivement été intégrés pour représenter le fonctionnement d'ouvrages variés (noues, toiture végétalisées, terrasses, chaussées à structure réservoir, réseau séparatif, exhaure) (Cerema - IFSTTAR, 2018; Li, 2015).

Ces développements ont abouti à la construction d'un modèle original décrivant de manière détaillée le fonctionnement hydrologique des zones urbaines tant en surface qu'en souterrain. Toutefois, la description du compartiment souterrain et des processus qui s'y déploient y demeure très simplifiée du point de vue de la représentation du milieu et des écoulements. L'exploitation de ce modèle pour la réponse aux objectifs de ce travail a de ce fait requis des développements complémentaires pour consolider la représentation de ces éléments.

Cette partie débute par une présentation détaillée des hypothèses de modélisation sur lesquelles reposaient le modèle URBS au début de ce travail et des limites que présentaient la représentation initiale du compartiment souterrain, des ouvrages d'infiltration et des zones « naturelles » relativement aux objectifs de ce travail. Dans un second temps, cette partie détaille les développements réalisés afin de consolider la représentation du compartiment souterrain et leur évaluation. Enfin, elle décrit les développements complémentaires effectués afin de consolider la représentation des ouvrages d'infiltration, des zones naturelles ou agricoles et de la transpiration.

## 2.2. Cadre de modélisation initial, limites et besoins de développements

### 2.2.1. Représentation du milieu

#### 2.2.1.1. Représentation du milieu urbain en surface

Le modèle URBS repose sur une description détaillée du milieu urbain suivant les éléments gouvernant son fonctionnement hydrologique. Le milieu est discrétisé en éléments hydrologiques urbains (EHU), chacun composé d'une parcelle cadastrale et de la portion de voirie adjacente (Figure 2-1). Ces éléments constituent l'unité de base de la production du ruissellement. Les EHU sont connectés au réseau hydrographique urbain, constitué par les portions de voiries et le réseau d'assainissement (unitaire ou séparatif<sup>1</sup>) (Figure 2-1) et assurant le transfert du ruissellement vers le (les) exutoire(s).

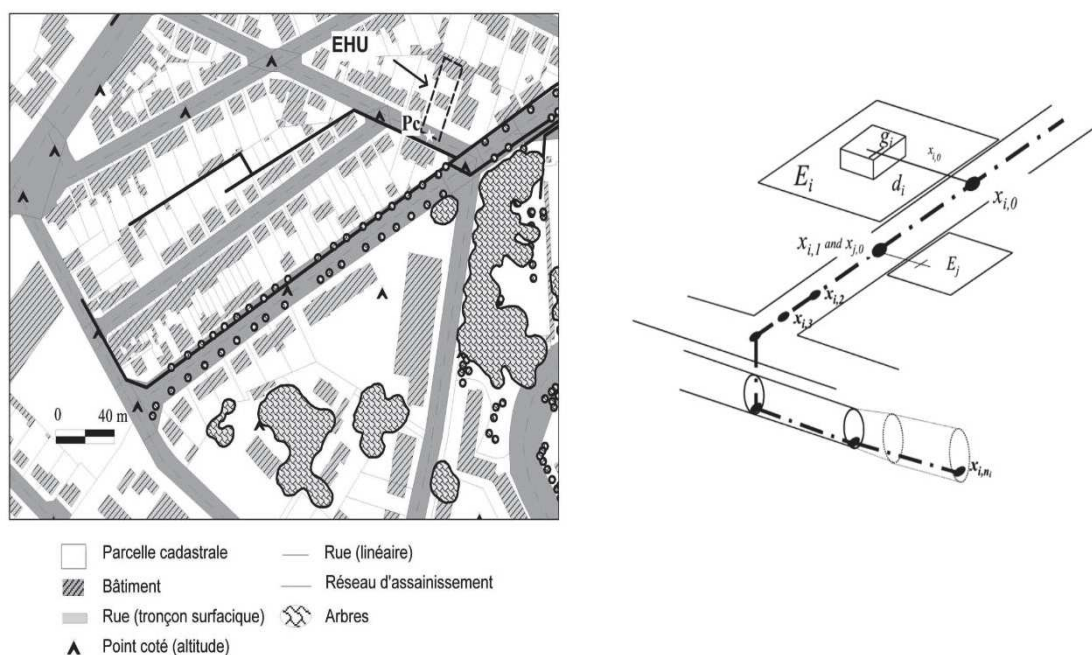


Figure 2-1 : Gauche : discrétisation spatiale du bassin urbanisé suivant les éléments structurants de l'occupation des sols (Rodriguez et al., 2010). Droite : raccordement des EHU au réseau hydrographique urbain (Rodriguez et al., 2003)

<sup>1</sup> Un module, non détaillé dans ce document, permet de calculer la production d'eaux usées par parcelles en considérant les données INSEE de composition des ménages.

### 2.2.1.2. Représentation du sol

La modélisation du compartiment souterrain considère un milieu homogène latéralement sur l'ensemble du secteur modélisé (i.e. dont les caractéristiques sont invariantes suivant  $x$  et  $y$ ) et infini en profondeur (i.e. il n'est pas considéré explicitement de substratum). La porosité  $y$  est supposée constante et la conductivité hydraulique décroît en profondeur suivant une loi de type exponentielle (équation (2-1)).

$$K_S(z) = K_S(z = 0) \exp(-z/M) \quad (2-1)$$

L'axe vertical (profondeur  $z$  en mètres) a pour origine la surface du sol et est orienté vers le bas.  $M$  (-) est un paramètre de calage de la loi de décroissance.  $K_S$  ( $\text{m s}^{-1}$ ) est la conductivité hydraulique à saturation du sol naturel.

### 2.2.2. Production au sein des EHUs

Au sein de chacun des EHUs, la fonction de production est établie par profil d'occupation des sols : « naturel », « bâti » et « voirie ». A l'exception des ouvrages de gestion des eaux pluviales dont le fonctionnement est détaillé dans la section suivante, la production hydrologique est modélisée en considérant une superposition verticale de quatre réservoirs représentant 1) le couvert végétal, 2) la surface, 3) la zone non-saturée et 4) la zone saturée. Cette représentation est schématisée par la Figure 2-2 et détaillée ci-dessous.

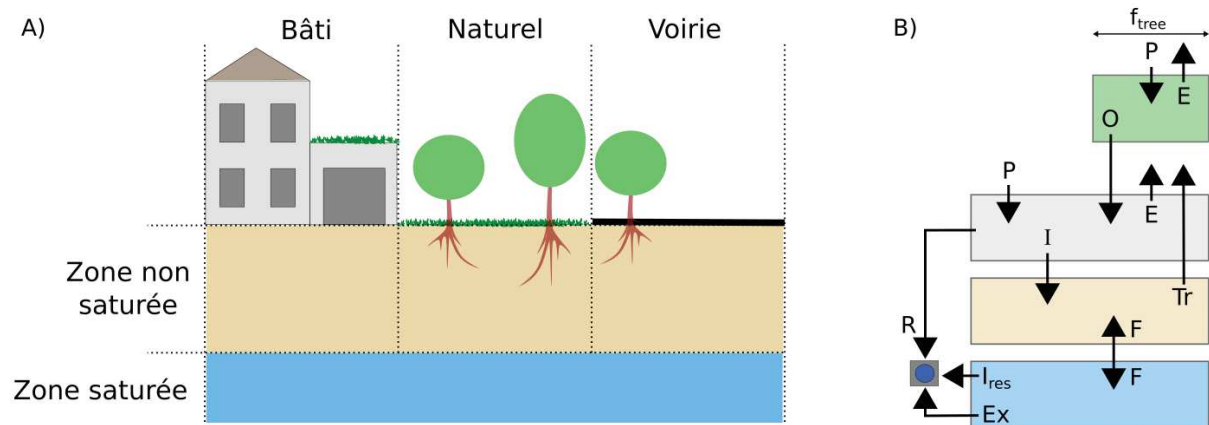


Figure 2-2 : Représentation d'une unité hydrologique dans URBS. A) Découpage de l'unité selon les profils d'occupation des sols. B) Schématisation des réservoirs et principaux flux intervenant dans le calcul de la production pour chaque profil :  $P$  (pluie),  $E$  (évaporation),  $Tr$  (transpiration),  $O$  (drainage du feuillage vers le sol),  $I$  (infiltration),  $F$  (échanges entre zone saturée et zone non-saturée),  $R$  (ruissellement),  $I_{res}$  (infiltration dans le réseau),  $Ex$  (exhaure).  $f_{tree}$  : fraction arborée de la surface du profil.

### 2.2.2.1. Couvert végétal

Les surfaces naturelles et les voiries peuvent être partiellement ou totalement couvertes par des arbres. L'interception des précipitations par cette végétation est représentée par le modèle de Calder (Calder, 1977) qui assimile la végétation à un réservoir de capacité donnée  $S_{tree\ max}$  (m) (dépendant du type de végétation et de la saison) contenant un stock  $S_{tree}$  (m).

#### A) Équation bilan du réservoir

Ce réservoir est alimenté par les précipitations  $P$  ( $ms^{-1}$ ) et vidangé par drainage vers le sol  $O_{tree}$  ( $ms^{-1}$ ) et évaporation  $E_{tree}$  ( $ms^{-1}$ ) (équation (2-2)).

$$S_{tree}(t) = S_{tree}(t - \Delta t) + [P(t) - E_{tree}(t) - O_{tree}(t)] \cdot \Delta t \quad (2-2)$$

#### B) Évaporation de la pluie interceptée par la végétation $E_{tree}$

L'évaporation de l'eau interceptée par le couvert végétal  $E_{tree}$  dépend de l'évapotranspiration potentielle ETP ( $ms^{-1}$ ) et du niveau de remplissage du réservoir, i.e. du rapport entre le stock contenu dans le réservoir  $S_{tree}$  et la capacité du réservoir  $S_{max\ tree}$  (équation (2-3)).

$$E_{tree}(t) = \min(1, S_{tree}(t - \Delta t) / S_{max\ tree}) ETP(t) \quad (2-3)$$

#### C) Drainage vers la surface du sol $O_{tree}$

Le drainage a lieu dès lors que le stock  $S_{tree}$  excède la capacité du réservoir  $S_{max\ tree}$ . Trois lois de drainage peuvent être utilisées : drainage linéaire (équation (2-4)), drainage exponentiel (équation (2-5)) ou débordement simple (équation (2-6)).

$$Si\ S_{tree} > S_{max\ tree} : O_{tree}(t) = a_{tree} (S_{tree}(t - \Delta t) - S_{tree\ max}) \quad (2-4)$$

$$Si\ S_{tree} > S_{max\ tree} : O_{tree}(t) = b_{tree} \left[ \exp(c_{tree} S_{tree}(t - \Delta t)) - \exp(c_{tree} S_{max\ tree}) \right] \quad (2-5)$$

$$Si\ S_{tree} > S_{max\ tree} : O_{tree}(t) = (S_{tree}(t - \Delta t) - S_{max\ tree}) / \Delta t \quad (2-6)$$

Avec  $a_{tree}$  ( $s^{-1}$ ),  $b_{tree}$  ( $ms^{-1}$ ) et  $c_{tree}$  ( $m^{-1}$ ) des paramètres de forme de la loi de drainage.

### 2.2.2.2. Surface

#### A) Équation bilan du réservoir

Le réservoir de surface, de capacité  $S_{max\ surf}$  (m), est alimenté par les précipitations non-interceptées et le drainage du couvert végétal  $O_{tree}$  (équation (5)). Il est vidangé par évaporation  $E_{surf}$



(m s<sup>-1</sup>), ruissellement  $RU$  (m s<sup>-1</sup>) et infiltration vers la zone non-saturée  $I_{surf}$  (ms<sup>-1</sup>) (équation ((2-7))).

$$S_{surf}(t) = S_{surf}(t - \Delta t) + [P(t) \cdot (1 - f_{tree}) + O_{tree}(t) \cdot f_{tree} - E_{surf}(t) - I_{surf}(t) - R(t)] \cdot \Delta t \quad (2-7)$$

Avec  $S_{surf}$  (m) la lame d'eau contenue dans le réservoir et  $f_{tree}$  la fraction arborée de la surface du profil.

#### B) Évaporation de la pluie retenue dans les dépressions de surface $E_{surf}$

L'évaporation depuis le stock de surface  $E_{surf}$  dépend de l'évapotranspiration potentielle  $ETP$  et du niveau de remplissage du réservoir (équation (2-8)).

$$E_{surf}(t) = \min(1, S_{surf}(t - \Delta t) / S_{max_{surf}}) ETP(t) \quad (2-8)$$

#### C) Infiltration vers la zone non-saturée du sol $I_{surf}$

L'infiltration  $I_{surf}$  est conditionnée par le stock de surface  $S_{surf}$ , la conductivité hydraulique à saturation du sol en surface  $K_{surf}$  (m s<sup>-1</sup>) et la disponibilité du réservoir sous-jacent (i.e. la lame d'eau qui conduirait à une saturation totale du sol) (équation (2-9)).

$$I_{ZNS}(t) = \min(K_{surf}, S_{surf}(t - \Delta t) / \Delta t, (d - S_{ZNS}(t - \Delta t)) / \Delta t) \quad (2-9)$$

Avec  $d$  le déficit à saturation (i.e. la capacité du réservoir modélisant la zone non-saturée) et  $S_{ZNS}$  le stock contenu dans la zone non-saturée.

#### D) Ruissellement $R$

Lorsque le stock de surface  $S_{surf}$  dépasse la capacité du réservoir  $S_{max_{surf}}$ , le réservoir est vidangé par ruissellement  $R$  (équation (2-10)).

$$R(t) = \max(0, (S_{surf}(t - \Delta t) - S_{max_{surf}}) / \Delta t) \quad (2-10)$$

Le ruissellement est dirigé soit vers le réseau, soit vers le profil « naturel » par application d'un coefficient de répartition compris entre 0 et 1.

### 2.2.2.3. Zone non-saturée

La zone non-saturée est modélisée par un réservoir dont la capacité correspond au déficit à saturation  $d$  (équation (2-11)).

$$d = z_s(t) \theta_s \quad (2-11)$$

Avec  $z_S$  (m) la profondeur du toit de la nappe et  $\theta_S$  (-) la teneur en eau à saturation. La capacité  $d$  du réservoir varie donc au cours du temps avec la profondeur de la zone saturée.

Ce réservoir est associé à un stock  $S_{ZNS}$  (m) défini par l'équation (2-12) en faisant l'hypothèse d'une teneur en eau moyenne  $\theta$  (-) sur l'épaisseur du réservoir.

$$S_{ZNS}(t) = \theta(t) \cdot z_S(t) \quad (2-12)$$

#### A) Équation bilan du réservoir

La zone non-saturée est alimentée par infiltration depuis la surface  $I_{surf}$ , échange avec la zone saturée  $F_{ZNS-ZS}$  ( $\text{ms}^{-1}$ ) et est drainée par extraction racinaire, i.e. transpiration par la végétation  $Tr$  ( $\text{ms}^{-1}$ ) (équation (2-13)).

$$S_{ZNS}(t) = S_{ZNS}(t - \Delta t) + [I_{surf}(t) - F_{ZNS-ZS}(t) - Tr(t)] \cdot \Delta t \quad (2-13)$$

#### B) Échanges avec la zone saturée $F_{ZNS-ZS}$

L'échange avec la zone saturée  $F_{ZNS-ZS}$  est déterminé par application de la loi de Darcy entre un point  $v$ , considéré comme représentatif du fonctionnement de la zone non-saturée (Figure 2-3), et la surface de la nappe (équation (2-14)).  $F_{ZNS-ZS}$  peut être positif (percolation) ou négatif (remontée capillaire).

$$F_{ZNS-ZS}(t) = -K_v(t) \left[ \frac{H_S(t) - H_v(t)}{z_S(t) - z_v(t)} \right] \quad (2-14)$$

Où  $K_v$  est la conductivité hydraulique minimale entre les profondeurs  $z_S$  et  $z_v$  (équation (2-15)) et  $H_S$  et  $H_v$  les potentiels hydrauliques en  $z_S$  et  $z_v$  (équations (2-16)).

$$K_v(t) = \min(K_S(z_S), K(\theta(t), z_v(t))) \quad (2-15)$$

$$H_S(t) = -z_S(t) \quad (2-16)$$

$$H_v(t) = -z_v(t) - \Psi(\theta(t))$$

$K_S$  ( $\text{ms}^{-1}$ ) est la conductivité hydraulique à saturation,  $K$  ( $\text{m s}^{-1}$ ) la conductivité hydraulique et  $\Psi$  (m) la succion. Ces deux variables sont déterminées par le modèle de Brooks et Corey (équations (2-17)). Les succions sont considérées comme opposée de la pression capillaire et donc positives dans le cas d'un milieu non saturé.

$$\Psi(\theta(t)) = \Psi_E(\theta(t)/\theta_S)^{-b} \quad (2-17)$$

$$K(\theta(t), z) = K_S(z)(\theta(t)/\theta_S)^{3+2b}$$

Avec  $\Psi_E$  (m) la succion d'entrée d'air,  $\theta_S$  (-) la teneur en eau à saturation et  $b$  (-) un paramètre de forme.

Le point  $V$  est déterminé par calage d'un coefficient  $\alpha_V$  (équation (2-18)).

$$z_V(t) = \alpha_V[z_S(t) - \Delta z_{CF}] \quad (2-18)$$

Où  $\Delta z_{CF}$  (m) représente l'épaisseur de la frange capillaire, supposée égale à la succion d'entrée d'air  $\Psi_E$ .

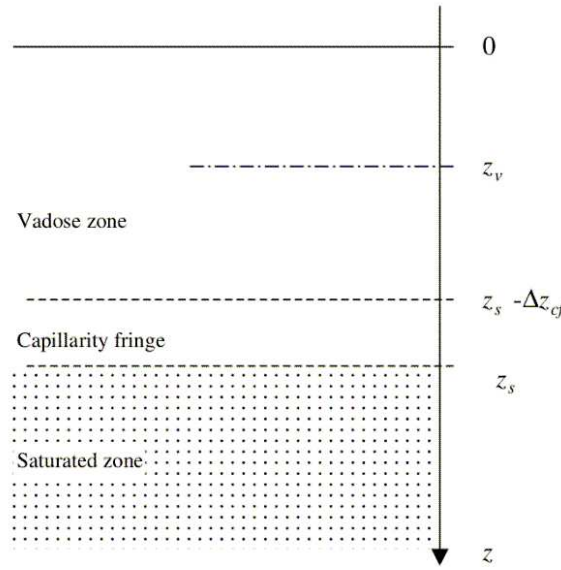


Figure 2-3 : Représentation de la zone non-saturée, avec  $z_v$  la profondeur du point  $V$ ,  $z_s$  la profondeur du toit de la nappe et  $\Delta z_{CF}$  l'épaisseur de la frange capillaire (Rodriguez et al., 2008)

En utilisant (2-16), l'équation (2-14) devient :

$$F_{ZNS-ZS}(t) = -K_v(t) \left[ 1 - \frac{\Psi(\theta(t))}{z_S(t) - z_V(t)} \right] \quad (2-19)$$

### C) Transpiration par la végétation $Tr$

La vidange par transpiration  $Tr$  n'est possible que pour les profils « naturel » et « voirie » (si recouvert par des arbres). Elle n'a lieu pour le profil « naturel » que si le stock de surface  $S_{surf}$  est nul et, pour le profil « voirie », que si le stock du couvert végétal  $S_{tree}$  est nul.

La transpiration  $Tr$  est calculée en utilisant un modèle de Feddes (équation (2-20)).

$$Tr(t) = \frac{\theta_{root}(t - \Delta t) - \theta_{WP}}{\theta_S - \theta_{WP}} \cdot ETP(t) \quad (2-20)$$

$\theta_{WP}$  (-) est le point de flétrissement (i.e. le seuil de teneur en eau minimal pour l'extraction racinaire), fixé ici comme correspondant à une succion de 150 m par application du modèle de Brooks et Corey (équations (2-17)).  $\theta_{root}$  (-) est la teneur en eau moyenne dans la zone racinaire, définie comme suit :

$$\begin{aligned} \text{si } z_{root} \leq z_S(t) - \Delta z_{CF} : \theta_{root}(t) &= \theta(t) \\ \text{si } z_{root} > z_S(t) - \Delta z_{CF} : \theta_{root}(t) &= \frac{(z_S(t) - \Delta z_{CF})}{z_{root}} \theta(t) + \left(1 - \frac{(z_S(t) - \Delta z_{CF})}{z_{root}}\right) \theta_S \end{aligned} \quad (2-21)$$

#### 2.2.2.4. Zone saturée

La zone saturée est représentée par un réservoir défini uniquement par la profondeur du toit de la nappe  $z_s$ . Cette profondeur est homogène sur l'EHU. Du fait de l'absence de substratum, la capacité de ce réservoir est supposée infinie.

Au sein de chaque profil d'occupation des sols, ce réservoir échange avec la zone non-saturée  $F_{ZNS-ZS}$  (équation (2-19)). La profondeur moyenne de la nappe sur l'EHU est alors ensuite actualisée en tenant compte des échanges  $F_{ZNS-ZS}$  associés à chaque profil d'occupation des sols, leur contribution étant pondérée par leur surface respective.

Suite à cette actualisation, une valeur moyenne de déficit (et donc de niveau de nappe) est associée à l'EHU. Le réservoir est ensuite éventuellement vidangé par infiltration dans les réseaux  $I_{res}$  ( $m \ s^{-1}$ ) et par exhaure  $Ex$  ( $m \ s^{-1}$ ). Suite à ces échanges, le niveau moyen de la nappe est actualisé conformément à l'équation (2-22).

$$\bar{z}_S(t) = \bar{z}_S(t - \Delta t) - (Ex(t) + I_{res}(t))\Delta t / \theta_S \quad (2-22)$$

##### A) Infiltration parasite dans les conduites de réseaux

L'infiltration parasite dans les conduites des réseaux d'eaux pluviales (EP) et d'eaux usées (EU) est modélisée par une formule analytique issue du drainage agricole (équation (2-17)).

$$I_{res}(t) = \max\left(0, K_S(z_{res}) \frac{\lambda_{res}}{L} (z_{surf} - z_{res} - \bar{z}_S(t))^{\mu_{res}}\right) \quad (2-23)$$

$K_S(z_{res})$  ( $m s^{-1}$ ) est la conductivité hydraulique à saturation du sol à la profondeur  $z_{res}$  du réseau.  $\lambda_{res}$  (-) et  $\mu_{res}$  (-) sont des paramètres caractérisant le drainage des eaux souterraines par la conduite et sa tranchée de pose.

#### B) Exhaure

Le débit d'exhaure  $Ex$  pour les bâtiments équipés d'un système de drainage est déterminé par application de la formule de Dupuit (Dupuit, 1863) pour une nappe libre (équation (2-24)).

$$Ex(t) = \max\left(0, \pi K_{eq} \frac{\overline{z_S(t)}^2 - z_{ex}^2}{\ln(R_{act} - R_{bat})}\right) \quad (2-24)$$

$K_{eq}$  ( $ms^{-1}$ ) est la conductivité hydraulique à saturation effective sur la profondeur  $[z_s, z_{ex}]$  obtenue par intégration de la conductivité hydraulique sur cet intervalle de profondeur.  $z_{ex}$  (m) est la profondeur du drain,  $R_{act}$  (m) le rayon d'action du drain (i.e. le rayon au-delà duquel l'effet sur le niveau piézométrique est considéré négligeable et  $R_{bat}$  (m) le rayon équivalent du bâtiment (caractérisant l'emprise spatiale du bâtiment).

### 2.2.3. Transfert du ruissellement

Le transfert du ruissellement produit sur les EHU vers les exutoires se divise en 1) un transfert au sein de l'EHU jusqu'au filaire de voirie, 2) un transfert sur le filaire de voirie jusqu'à l'avaloir du réseau d'assainissement et 3) un transfert au sein des conduites enterrées. Ces trois composantes sont visibles sur la Figure 2-1.

Au sein de l'EHU, le temps de transfert des volumes ruisselés vers le filaire de voirie est calculé en considérant une vitesse d'écoulement constante (usuellement fixée à  $0,5 m s^{-1}$  (Rodriguez et al., 2003)) sur la distance séparant le centre de gravité du bâtiment principal de la parcelle (ou de la parcelle si non construite) et le filaire de voirie.

De même, le temps de transfert des volumes sur les filaires de voiries est calculé en considérant une vitesse d'écoulement constante (usuellement fixée à  $0,5 m s^{-1}$  (Rodriguez et al., 2003)) sur la distance parcourue jusqu'à l'avaloir du réseau d'assainissement.

Le réseau enterré (unitaire ou séparatif) est ensuite modélisé par un ensemble de tronçons connectés, caractérisés par leur longueur  $L$  (m), leur pente  $S$  (-) et leur largeur  $B$  (m). Le transfert des volumes vers l'exutoire est modélisé par un schéma de Muskingum. Le débit  $Q$  ( $m s^{-1}$ ) au sein de chaque tronçon est calculé par application de l'équation (2-25).

$$Q^{j+1}(t + \Delta t) = C_0 Q^j(t + \Delta t) + C_1 Q^j(t) + C_2 Q^{j+1}(t) \quad (2-25)$$

$Q^j$  et  $Q^{j+1}$  sont respectivement les débits au sein du tronçon  $j$  et du tronçon situé directement à l'aval du tronçon  $j$ .  $C_0$ ,  $C_1$  et  $C_2$  sont des coefficients sans unité dont la somme vaut 1 et définis comme suit :

$$C_0 = \frac{-kx + 0.5\Delta t}{(k-1)x + 0.5\Delta t}, \quad C_1 = \frac{kx + 0.5\Delta t}{(k-1)x + 0.5\Delta t} \quad \text{et} \quad C_2 = \frac{(k-1)x - 0.5\Delta t}{(k-1)x + 0.5\Delta t} \quad (2-26)$$

Le coefficient  $k$  (s) représente le temps de parcours de l'eau au sein du tronçon. Le paramètre  $x$  (-) traduit les effets hydrauliques des entrées et sorties d'eau. Ces deux paramètres peuvent être estimés comme suit :

$$k = L_j/w \quad \text{et} \quad x = \frac{1}{2} \left( 1 - \frac{Q^j}{B_j S_j L_j} \right) \quad (2-27)$$

Avec  $w$  ( $\text{m s}^{-1}$ ) la célérité de l'onde cinématique.

#### 2.2.4. Ouvrages d'infiltration des eaux pluviales

Le modèle URBS permet de représenter le fonctionnement de quatre types de techniques alternatives : les noues, les chaussées à structure réservoir et les toitures terrasses végétalisées ou non. L'approche de modélisation des noues est succinctement décrite ci-dessous. Une description plus détaillée des noues ou de l'approche de modélisation des autres ouvrages (non exploités dans ce travail) peut être trouvée dans Li (2015).

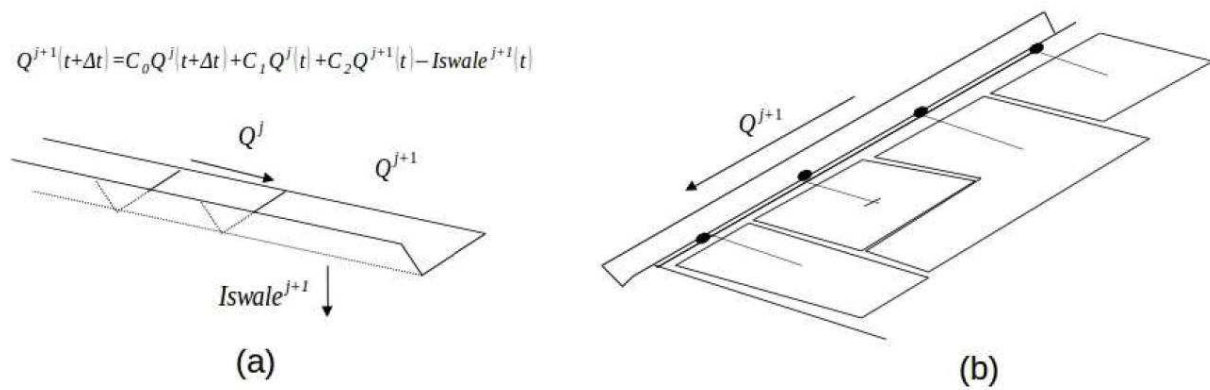


Figure 2-4 : Modélisation des noues dans URBS (Li, 2015) : (a) intégration dans le schéma de transfert comme un élément présentant une perte par infiltration, et (b) lien avec les EHU adjacentes utilisées pour l'estimation du volume disponible dans la ZNS et la redistribution des volumes infiltrés

Les noues sont considérées comme des tronçons du réseau hydrographique présentant une perte par infiltration vers la zone saturée (Figure 2-4 a). Leur emprise spatiale sur les EHUs n'est pas prise en compte explicitement.

Les pertes par infiltration sont déterminées par application de l'équation (2-9). Le volume de perte par ouvrage dépend alors de la conductivité hydraulique à saturation du sol en surface, de la surface de la noue (produit de la longueur du tronçon par sa largeur), du stock de surface (proportionnel au débit  $Q$  circulant dans la noue) et du volume disponible dans la ZNS.

L'emprise spatiale des noues sur les EHUs n'étant pas prise en compte, la disponibilité dans la zone non-saturée est déterminée en considérant la moyenne de la disponibilité associée au profil « naturel » des parcelles raccordées à la noue (au prorata des surfaces correspondantes) (Figure 2-4 b). De même, les volumes infiltrés sont redistribués aux réservoirs ZNS des profils « naturel » des parcelles raccordées à la noue au prorata de la surface de ces profils (Figure 2-4 b).

### 2.2.5. Écoulement en zone saturée

Les écoulements latéraux de nappe entre EHUs sont modélisés à l'aide du module WTI (Branger, 2007), adapté au modèle URBS par Li (2015). Le calcul repose sur une application bidimensionnelle de la loi de Darcy au niveau des interfaces entre EHUs (Figure 2-5). Le flux  $Q_{A \rightarrow B}$  ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) entre deux EHUs  $A$  et  $B$  est alors calculé comme suit :

$$Q_{A \rightarrow B} = K_{\text{int}} A_{\text{int}} \vec{\nabla} H \quad (2-28)$$

$\vec{\nabla} H$  (-) est le gradient hydraulique (nul suivant  $z$ ) (Équation (2-29)),  $A_{\text{int}}$  ( $\text{m}^2$ ) la surface de l'interface (Équation (2-30)) et  $K_{\text{int}}$  ( $\text{m s}^{-1}$ ) la conductivité hydraulique équivalente au droit de l'interface (Équation (2-31)).

$$\vec{\nabla} H = \frac{H_B - H_A}{d_A + d_B} \quad (2-29)$$

$$A_{\text{int}} = L_{\text{int}} z_{S \text{ int}} = L_{\text{int}} (H_A + d_A \vec{\nabla} H) \quad (2-30)$$

Avec  $H_A$  (m) et  $H_B$  (m) les potentiels hydrauliques au sein des EHUs  $A$  et  $B$ ,  $L_{\text{int}}$  (m) la longueur de l'interface,  $z_{S \text{ int}}$  (m) la profondeur du toit de la nappe au niveau de l'interface obtenue par interpolation linéaire et  $d_A$  (m) (respectivement  $d_B$  (m)) la distance entre le centre de l'interface et le centre de gravité de la parcelle  $A$  (respectivement  $B$ ) (Figure 2-5).

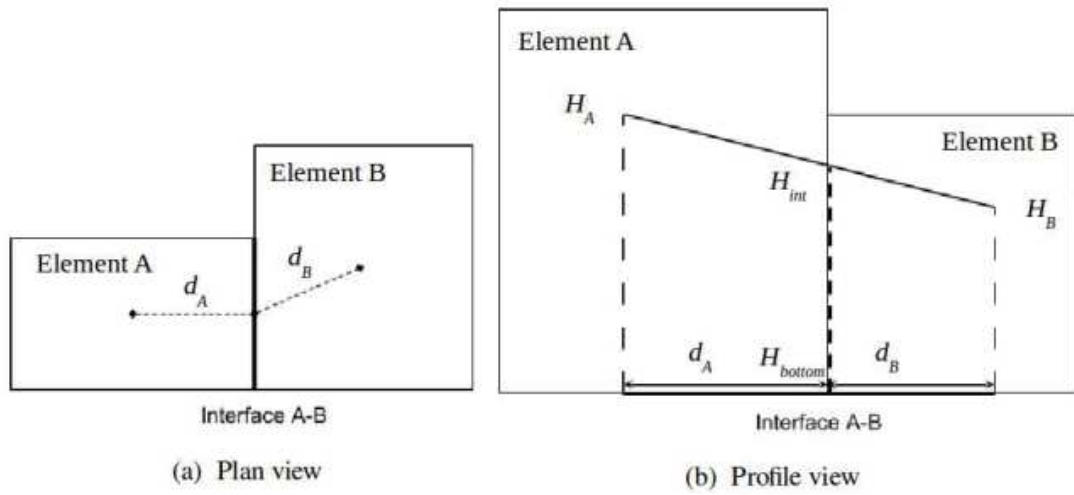


Figure 2-5 : Approche géométrique considérée pour le calcul du gradient hydraulique entre les parcelles A et B (Branger, 2007).

La conductivité hydraulique équivalente au niveau de l'interface est déterminée par intégration de la conductivité hydraulique sur l'épaisseur mouillée :

$$K_{\text{int}} = \frac{1}{z_{\text{bed}} - z_{\text{S int}}} \int_{z_{\text{bed}}}^{z_{\text{S int}}} K_S(z) dz \quad (2-31)$$

L'hypothèse d'un milieu semi-infini caractérisé par une décroissance exponentielle de la conductivité hydraulique à saturation implique alors :

$$Q_{A \rightarrow B} = K_S(z = 0) M \exp(-z_{\text{S int}}/M) L_{\text{int}} \vec{\nabla} H \quad (2-32)$$

La variation de niveau de nappe au sein d'un EHU durant un intervalle de temps  $\Delta t$  résulte ensuite de la somme des échanges avec les parcelles adjacentes :

$$z_{\text{SUHE}}(t) = z_{\text{SUHE}}(t - \Delta t) + \sum_{\text{Adj}=1}^n \left( \frac{Q_{\text{Adj} \rightarrow \text{UHE}} \Delta t}{A_{\text{UHE}} \theta_S} \right) \quad (2-33)$$

En fin de pas de temps, si la profondeur de la nappe au sein d'une parcelle est inférieure à l'épaisseur de la frange capillaire (i.e. si la saturation du sol atteint la surface), le surplus d'eau est transféré vers le réservoir de surface des profils « naturel » et « voirie ». Le surplus pour le profil « bâti » est transféré au stock de surface du profil « naturel ».



### **2.2.6. Limites du modèle relativement aux objectifs poursuivis et besoins de développement**

Le modèle URBS permet une représentation distribuée des objets conditionnant le fonctionnement hydrologique des secteurs urbains ainsi que du compartiment souterrain. L'approche de représentation est adaptée à l'échelle intermédiaire sur laquelle est focalisée ce travail et qui implique une représentation de la distribution spatiale des objets les plus influents sans nécessiter une représentation précise de chacun des objets. Le modèle permet de simuler de manière distribuée les principaux processus centraux dans ce travail. Il simule tout d'abord la production du ruissellement sur les différentes surfaces et le transfert de ces volumes vers les ouvrages de gestion des eaux pluviales ou les exutoires. Il simule le fonctionnement de divers ouvrages de gestion des eaux pluviales. Il simule l'évaporation depuis les stocks de surface et la transpiration végétale. Il permet d'estimer l'évolution temporelle de la teneur en eau dans la zone non saturée ainsi que les échanges avec la nappe en tenant compte des remontées capillaires. Enfin, il simule les écoulements latéraux de nappe entre EHU. L'approche de modélisation est par ailleurs adaptée à l'échelle spatiale d'analyse et à la dynamique temporelle rapide associée au milieu urbain.

Toutefois, si l'approche simplifiée de modélisation des ouvrages d'infiltration et du compartiment souterrain est adaptée aux données usuellement disponibles et aux objectifs usuellement associés à l'utilisation du modèle, la place centrale de ces éléments dans ce travail implique d'affiner la représentation de certains processus. De même, les objectifs du travail impliquent d'étendre la gamme d'objets et de contextes hydrogéologiques pouvant être représentés.

#### **2.2.6.1. Représentation du sol**

Si la représentation du sol peut être adaptée dans des contextes où les caractéristiques du sol sont mal connues, l'hypothèse d'un milieu semi-infini, caractérisé par une décroissance exponentielle de perméabilité et dont les caractéristiques sont identiques en tout point du domaine est limitante dans le cadre de ce travail, en particulier dans l'objectif de préciser l'influence du contexte hydrogéologique sur les effets de l'infiltration à la source.

La réponse aux objectifs du travail a donc impliqué des développements visant 1) à étendre la gamme de sols pouvant être modélisée (sols homogènes ou stratifiés), 2) à permettre de tenir compte du rôle du substratum et 3) à permettre de modéliser une hétérogénéité latérale des

caractéristiques du compartiment souterrain (caractéristiques du sol, profondeur des couches et du substratum, etc.). Le détail des fonctionnalités implémentées est fourni en section 2.3.

#### **2.2.6.2. Processus liés à la zone non-saturée**

L'hypothèse d'un flux d'infiltration n'excédant jamais la conductivité hydraulique à saturation ne permet pas de rendre compte de l'effet de l'état hydrique du sol sur la variabilité temporelle de ce flux (notamment d'un événement à l'autre) et est susceptible de conduire à une sous-estimation de l'infiltration dans certaines configurations (en particulier en début d'événement). Ensuite, l'utilisation d'un unique réservoir associé à l'hypothèse d'une teneur en eau moyenne sur l'ensemble de l'épaisseur de la zone non saturée est susceptible d'affecter l'estimation des échanges avec la surface (transpiration et infiltration) et avec la nappe. En effet, cette représentation implique 1) une erreur dans l'estimation de la teneur en eau dans les horizons supérieurs ou inférieurs de la zone non-saturée dont dépendent ces échanges et 2) une répartition immédiate des volumes entrants/sortants le long du profil non-saturé. Enfin, la modélisation de l'ensemble de ces processus n'est adaptée qu'à des sols à décroissance exponentielle de perméabilité.

La réponse aux objectifs du travail a donc impliqué d'introduire 1) une méthode de calcul de l'infiltration permettant d'accroître la précision de l'estimation lorsque la conductivité hydraulique à saturation est dépassée et 2) une représentation de la zone non-saturée permettant une estimation plus réaliste du profil de teneur en eau dans la zone non-saturée et de son influence sur les différents flux. Les fonctionnalités introduites sont par ailleurs adaptées aux nouveaux types de sols modélisés, en particulier aux sols stratifiés. Le détail des fonctionnalités implémentées est fourni en section 2.3.

#### **2.2.6.3. Écoulements de nappe**

L'approche de modélisation des écoulements de nappe permet une estimation rapide des écoulements latéraux de la nappe superficielle. Bien que le choix d'une représentation des écoulements souterrains via un couplage entre un calcul 1D en zone non saturée et un calcul 2D en zone saturée limite les contextes pouvant être représentés (e.g. impossibilité de rendre compte d'une anisotropie verticale de perméabilité, de mises en charge de la nappe ou de nappes perchées), cette approche est suffisante relativement aux objectifs du travail. Une évaluation préalable du module a toutefois montré que la méthode de calcul du gradient aux interfaces dans le module WTI n'est pas adaptée à des mailles irrégulières, typiquement comme celles utilisées dans URBS (un exemple est fourni en annexe A.1). Il en résulte une erreur dans l'estimation

des flux et donc des niveaux de nappes. Par ailleurs, quelle que soit la méthode de calcul du gradient aux interfaces, l'utilisation d'une discrétisation suivant les parcelles cadastrales pour le calcul des écoulements souterrains limite la précision du calcul et l'échelle des effets pouvant être représentés. Enfin, le module WTI tel qu'implémenté dans URBS ne permet pas de tenir compte de variations des caractéristiques du sol entre les unités (le sol est homogène latéralement dans le modèle) et est uniquement adapté à la description du sol comme un milieu semi-fini avec une conductivité hydraulique décroissant exponentiellement avec la profondeur.

La réponse aux objectifs du travail a donc impliqué de consolider le calcul des écoulements souterrains en 1) introduisant une nouvelle méthode de calcul du gradient aux interfaces adaptée à des mailles irrégulières et 2) rendant possible l'utilisation d'un maillage souterrain permettant d'assurer la stabilité du calcul et de raffiner localement l'estimation des interactions avec la surface et les structures souterraines. Il s'agissait par ailleurs d'étendre l'applicabilité du module à des contextes hydrogéologiques plus variés (e.g. sols hétérogènes, stratifiés, présence d'un substratum). Le détail des développements correspondants est fourni en section 2.3.

#### **2.2.6.4. Interactions entre nappe et structures souterraines**

Le modèle permet de représenter les interactions entre nappe et 1) réseaux d'assainissement et 2) fondations drainantes, processus rarement pris en compte dans les modèles hydrologiques. Les formules analytiques exploitées permettent une estimation rapide des volumes de nappe drainés. Toutefois, les hypothèses d'applicabilité de ces solutions ne sont pas nécessairement vérifiées pour les applications envisagées. Par exemple, la solution analytique exploitée pour représenter les infiltrations parasites de la nappe dans les conduites repose sur l'hypothèse de drains parallèles, potentiellement non vérifiée en milieu urbanisé (notamment dans le cas d'application présenté en dernière partie). Par ailleurs, la localisation des réseaux ou des fondations drainantes au sein des EHU n'est pas considérée (seule leur emprise spatiale est prise en compte). Étant donnée la forte hétérogénéité des formes et extensions des parcelles cadastrales et l'échelle caractéristique potentiellement faible des variations de niveau de nappe, ce point est susceptible de limiter la capacité à représenter des interactions localisées avec la nappe. Enfin, d'autres éléments rencontrés en milieu construit (puits de pompage, fondations imperméables) ne sont pas modélisés bien que pouvant avoir une influence significative sur le fonctionnement hydrologique du bassin.

Des développements spécifiques ont ainsi porté sur la représentation de ces objets. Ils visent à 1) étendre la gamme de structures modélisables (réseaux, drainage, pompes, effet barrière) et

2) s'affranchir des hypothèses d'applicabilité des solutions analytiques. Le détail des développements correspondants est fourni en section 2.3.

#### **2.2.6.5. Représentation des ouvrages d'infiltration**

L'approche de modélisation des ouvrages d'infiltration permet de tenir compte du rôle de ces ouvrages vis-à-vis de la gestion du ruissellement et du compartiment souterrain. Toutefois, à ce stade, le modèle ne permet de représenter que des ouvrages linéaires (noues) sans limitation aval du débit, ce qui n'est pas nécessairement représentatif des ouvrages d'infiltration à la source des eaux pluviales. Par ailleurs, l'absence de prise en compte explicite de l'emprise spatiale des ouvrages implique l'utilisation des conditions hydriques des parcelles adjacentes pour la limitation de l'infiltration et la répartition des volumes infiltrés sur ces même parcelles. Du fait de la dimension des parcelles, cette hypothèse est susceptible d'affecter le calcul de l'infiltration, de la transpiration et de la recharge au droit de l'ouvrage ainsi que de la surélévation de la nappe et de ses effets sur les processus précédents. Enfin, le calcul de l'abattement dans l'ouvrage ne tient actuellement pas compte de l'évaporation dans l'ouvrage.

La place centrale des ouvrages d'infiltration dans ce travail suppose de conforter leur représentation dans le modèle. Comme précisé plus haut, les objectifs ne requièrent pas une représentation précise de la variabilité spatiale des flux au sein des ouvrages. Les développements ont ainsi visé à 1) permettre de représenter des ouvrages infiltrants de forme variée en surface, 2) accroître la précision de l'estimation des conditions hydriques du sol au droit de l'ouvrage et des interactions avec la nappe et 3) tenir compte de l'ensemble des processus gouvernant l'abattement volumique, notamment en mobilisant les nouvelles fonctionnalités développées pour le calcul de l'infiltration et des flux en zone non saturée. Le détail des développements correspondants est fourni en sections 2.3 et 2.4.

#### **2.2.6.6. Représentation des parcelles agricoles et naturelles**

Comme précisé plus haut, le cas d'application du Moulon (Partie 4) implique d'introduire une représentation des parcelles agricoles et naturelles. Il s'agit en particulier 1) d'introduire une loi de ruissellement représentative de ces objets, 2) d'autoriser dans le modèle le ruissellement entre parcelles et 3) de représenter le rôle des systèmes de drainage agricole. Le détail des développements correspondants est fourni en section 2.4.

## **2.3. Développement et évaluation d’une approche de modélisation du compartiment souterrain**

Cette partie présente le développement et l’évaluation de nouvelles fonctionnalités décrivant 1) le calcul des écoulements en zone non-saturée, 2) le calcul des écoulements en zone saturée, 3) les interactions entre nappe et différentes structures souterraines et 4) le couplage entre ces fonctionnalités et avec les fonctionnalités existantes du modèle.

Cette partie est une reproduction de l’article (en anglais) :

William Pophillat, Jérémie Sage, Fabrice Rodriguez, Isabelle Braud (2021), *Dealing with shallow groundwater contexts for the modelling of urban hydrology – A simplified approach to represent interactions between surface hydrology, groundwater and underground structures in hydrological models*, Environmental Modelling and Software, Volume 144, 105144,

La numérotation des titres, figures et équations a été adaptée pour une meilleure intégration dans le manuscrit.

Une synthèse en français est présentée en fin de partie.

### 2.3.1. Introduction

About half of the world's population currently lives in urban areas. By 2050, these areas will be home to an additional 2.5 billion people, bringing together two-thirds of the world's population (United Nations, 2014). Urban expansion associated with such development implies significant changes in the hydrology of the affected watersheds. The sealing of natural surfaces leads to an increase in runoff volumes and to a decrease in stormwater volumes infiltrating into the soil, returning to the atmosphere through evapotranspiration and contributing to groundwater (GW) recharge (Fletcher et al., 2013). Combined with the rapid transfer of runoff volumes across urban surfaces and drainage network, it results in increased peak flows and volumes and shorter times of concentration (Fletcher et al., 2013). To mitigate these effects, stormwater management increasingly relies on small infiltration devices disseminated throughout urban catchments. However, the spatial concentration of runoff in such systems is likely to promote deep infiltration rather than evapotranspiration and thus to over-recharge GW (Göbel et al., 2004). Stormwater infiltration may also be associated with highly heterogeneous GW elevation with localized mounding beneath infiltration devices following rain events (Bhaskar et al., 2018). Overall consequences of urbanization on GW levels and base flow depend on a complex water budget. The balance involves a variety of sources, that not only include rainfall infiltration but also other anthropogenic sources such as network leakage or irrigation, and sinks such as drainage or pumping (Bhaskar et al., 2016a). Besides, underground water pathways, local GW levels and GW flow systems are largely affected by the various soil modifications (e.g. backfill, compaction) and underground structures (e.g. sewer pipes, underground car parks, tunnels, equipped or not with drainage system) (Attard et al., 2016a).

These numerous disturbances make urbanized areas highly heterogeneous environments concentrating a wide variety of natural and anthropogenic processes interacting with each other at various spatio-temporal scales (Salvadore et al., 2015). These interactions are often challenging to quantify and greatly increase the complexity of the hydrological functioning of these systems. This is notably the case for interactions linking surface and underground processes. For instance, mounding forming beneath infiltration devices may increase transpiration in surrounding areas (Bonneau et al., 2018b) or affect in turn the infiltration capacity within the devices (Bouwer, 2002). The rise in the water table resulting from the infiltration may also increase GW volumes drained by underground structures (e.g. GW seepage into sewer pipes (Kidmose et al., 2015)) which affects both water volumes to be managed by sewerage systems and subsurface water storage. The influence of such interactions on the hydrological functioning of the

watershed depends strongly on the characteristics of the urban, hydrogeological and climatic contexts. In particular, shallow GW contexts (less than a few meters deep) have a high potential for significant interactions between surface and subsurface.

Understanding and managing the water cycle in urbanized areas in shallow GW contexts therefore requires hydrological models capable of taking these various processes and interactions into account (Hamel and Fletcher, 2014). Such models should be suited to the morphology of urban environments and to their specific components. They should simulate natural and urban processes involved (e.g. runoff generation over natural and impervious surfaces, evapotranspiration, unsaturated flows, GW interactions with underground structures). They should also take into account the various interactions between these processes (Salvadore et al., 2015) and the complex water paths in these environments (e.g. centralised/decentralised runoff management, fate of drained groundwater). They should allow long-term continuous simulations with rather high temporal resolution (a few minutes or less) (Salvadore et al., 2015). Finally, the computation times should not preclude the use of optimization procedures, sensitivity studies or multi-model scenarios to take into account the strong uncertainties regarding the underground composition.

Only a few hydrological models designed for urban environments integrate a representation of both the surface and underground compartments in their source code (e.g. SWMM (Rossman, 2016), WEP (Jia et al., 2001), URBS (Rodriguez et al., 2008)). These models usually incorporate a relatively fine representation of the urban environment and hydrological processes on the surface and a simplified description of the underground compartment. In usual modelling contexts, such descriptions provide satisfactory estimates of the influence of the underground compartment on the surface hydrology and of the impacts on subsurface storages and base flows. However, they neglect various processes and interactions that may significantly affect the water cycle in presence of a shallow water table and therefore limits the applicability of these models in such contexts. For instance, oversimplified representations of the unsaturated zone regarding soil heterogeneity, water content profile, and vertical fluxes (e.g. through single-reservoir approaches in URBS and SWMM) and non-consideration of capillary rise from the water table (e.g. in WEP, SWMM) limit the ability to represent the GW influence on evapotranspiration and surface infiltration and the GW recharge. Furthermore, conceptual GW flow calculations (e.g. in SWMM or URBS) are not appropriate to represent local fluctuations (e.g. mounding beneath infiltration structures) and their influence on surface. Besides, the use of square-mesh based GW flow computations (WEP) doesn't suit well to urban object geometry. Finally,



interactions between GW and underground structures are usually neglected (except for GW seepage into sewer pipes in URBS and pumping in WEP) which hinders the consideration of their influence on subsurface water storage and on water volumes to be managed by sewer systems. The use of these models in shallow GW contexts therefore requires adaptations of the description of the subsurface compartment to better take into account the specificities of such environments.

A possible approach to overcome the limitations of these urban hydrology models is to couple them with GW models (e.g. FEFLOW, MODFLOW) or integrated hydrogeological models developed for natural environments (e.g. MIKE-SHE, GSFLOW). If such couplings are commonly described in the literature, many of them have not been designed to improve the representation of surface-subsurface interactions and rather focus on GW flows. As a consequence, only a few of them actually consist in “two-ways” couplings where feedbacks between surface and subsurface compartments are taken into account. Two-way couplings (e.g. SWMM-MODFLOW (Zhang and Chui, 2020), MIKE URBAN-MIKE SHE (Kidmose et al., 2015; Locatelli et al., 2017)) have the potential to simulate the urban water cycle in shallow GW contexts. Their use or implementation is however not necessarily straightforward. Two-way couplings may first be associated with a significant increase of computation time, limiting their applicability for optimization or sensitivity analysis procedures (Kidmose et al., 2015). They may also be difficult to set up as they involve dynamic exchanges between numerous calculation variables. In addition, the models used to describe the subsurface compartment may not provide pragmatic alternatives to overcome the limitations regarding the description of the unsaturated zone in urban hydrology models. The resolution of Richards equation, available in some models as the highest accuracy option, can become cumbersome in many applications (Zha et al., 2019). While simpler approaches (such as the kinematic wave solutions included in MODFLOW or GSFLOW) are also provided, they do not take into account diffusive fluxes or vertical soil heterogeneity. Besides, except MIKE SHE-MIKE URBAN, existing couplings do not consider interactions between GW and underground structures. Although their representation is possible with most of the models used to depict the subsurface compartment, their integration in couplings would require additional developments. Finally, if several groundwater models allow the use of irregular meshes (e.g. MODFLOW 6, MODFLOW-USG, FEFLOW), many others are based on rectangular meshes (e.g. other versions of MODFLOW, GSFLOW, MIKE-SHE) less adapted to the geometry of urban objects and the use of local refinements. The features of existing software or couplings are therefore not fully in line with the objectives commonly



associated with urban hydrology models in shallow GW contexts. Instead, the introduction of selective developments in these models may also be a relevant approach to extend their applicability while taking advantage of their existing functionalities and retaining their relative simplicity.

In this study, a set of modules is introduced to describe the role of the urban underground compartment in shallow GW environments and integrated within the URBS model. The modules rely on a physically-based but relatively simple depiction of this compartment and its interactions with the surface. Given the simplifications involved, particular attention is paid to the evaluation of the modules ability to reproduce the processes and interactions of interest. Their integration into the URBS model aims to exploit the capabilities of an existing tool to develop a flexible modelling framework for the evaluation of the impacts of stormwater management strategies or urban developments on the water cycle in a variety of contexts, including shallow GW environments. This tool i) is suited to the complexity of urban landscapes and the geometry of their components ii) is able to simulate the evolution of the various terms of the water balance, the surface and subsurface storage and the complex water pathways in these environments (decentralized/centralized management of runoff, subsurface fate of infiltrated water, fate of drained groundwater or groundwater resurgence, etc. ) and iii) can be used to perform continuous simulations over long periods with computation times enabling optimization or sensitivity analysis procedures to be implemented.

The first section of the paper details the theoretical basis of the subsurface modelling approach. It is based on 1) a 2D GW flow computation module adapted to irregular meshes and allowing interactions with several underground structures to be taken into account (sewer systems, wells, underground constructions with or without draining systems) and 2) a reservoir model for the computation of vertical UZ flows capable of taking into account layered soils, vegetation transpiration and upward capillary rise from the water table. Section 2 of the paper details the diagnosis conducted to better understand the functioning and limitations of these modules regarding the processes and interactions of interest. It is based on comparisons with reference models (HYDRUS 1D (Šimůnek et al., 2005) and FEFLOW (Diersch, 2014)) over a set of hypothetical test cases. Section 3 introduces the integration of these modules into the URBS model. It also presents an application to a hypothetical yet realistic watershed designed to illustrate the model's applicability and potential benefits of considering such processes and interactions in shallow GW environments with stormwater infiltration devices. Finally, section 4 discusses the benefits and limits of the approach.

### 2.3.2. Theoretical basis of the new modules

This section details the theoretical basis of the modules developed to represent the urban underground compartment. The first sub-section describes the computation of GW flows and interactions with underground structures. The second sub-section focuses on the UZ flows computation. Finally, the last sub-section details the computation procedure.

#### 2.3.2.1. Saturated zone

##### *A) Lateral groundwater flows*

The modelling of GW flow is based on a 2D application of Darcy's law at the interfaces between computation cells (Eq. (2-34), Figure 2-6). The computation is done by sequentially estimating the flow at each interface, on the basis of hydraulic heads at the previous time step.

$$V_{ij} = - \vec{\nabla} H \cdot \vec{n} T_{ij} L_{ij} \Delta t \quad (2-34)$$

Where  $V_{ij}$  [m<sup>3</sup>] is the volume exchanged between cells  $i$  and  $j$  during a time step  $\Delta t$ ,  $\vec{\nabla} H$  [-] the hydraulic gradient,  $\vec{n}$  the interface normal vector,  $T_{ij}$  [m<sup>2</sup>s<sup>-1</sup>] the transmissivity at the interface and  $L_{ij}$  [m] is the interface length.

$T_{ij}$  is computed at each time step by integrating the hydraulic conductivity along the interface according to  $z$  between the bed rock and the water level (linearly interpolated between cells  $i$  and  $j$ ). In the case of layered soils, the wet thickness of each soil layers is considered for the calculation of transmissivity. If cells  $i$  and  $j$  have different geological properties,  $T_{ij}$  is taken equal to the harmonic mean of the transmissivity computed for each cell.

A simple estimation of the hydraulic gradient at the interface as the head difference between cells  $i$  and  $j$  divided by the distance between the centroids of the cells would produce inaccurate results for non-rectangular cells. The use of irregular meshes can however be relevant to better fit the geometry of urban objects. To ensure the validity of the computation on such meshes, the approach relies on the use of a third cell  $a$  to estimate the components of the hydraulic gradient along the interface (De Marsily, 1981) (Figure 2-6). The third cell is selected by limiting its distance from the interface and excluding cells whose centre of gravity would be close to an alignment with those of cells  $i$  and  $j$ . Based on these three cells, a Taylor series expansion at the first order for any point  $m$  on the interface gives:

$$\begin{cases} H_i = H_m + (x_i - x_m) \left( \frac{\delta H}{\delta x} \right)_m + (y_i - y_m) \left( \frac{\delta H}{\delta y} \right)_m \\ H_j = H_m + (x_j - x_m) \left( \frac{\delta H}{\delta x} \right)_m + (y_j - y_m) \left( \frac{\delta H}{\delta y} \right)_m \\ H_a = H_m + (x_a - x_m) \left( \frac{\delta H}{\delta x} \right)_m + (y_a - y_m) \left( \frac{\delta H}{\delta y} \right)_m \end{cases} \quad (2-35)$$

Where  $H_i$ ,  $H_j$  and  $H_m$ , are the hydraulic head within cell  $i$ ,  $j$  and on the interface, respectively, and  $x_i$ ,  $y_i$ ,  $x_j$ ,  $y_j$ ,  $x_m$  and  $y_m$ , are the coordinates of the centre of gravity of cell  $i$ ,  $j$  and of the point  $m$ , respectively.

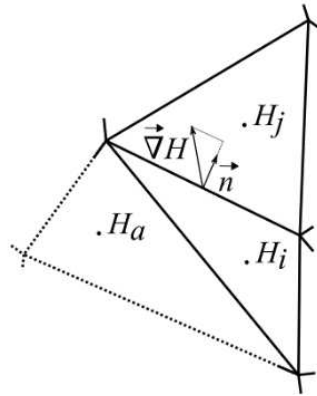


Figure 2-6: Computation of the hydraulic gradient at the interface between two cells  $i$  and  $j$  using a third cell  $a$

The resolution of (2-35) provides the components of the hydraulic gradient at the interface:

$$\begin{cases} \left( \frac{\delta H}{\delta x} \right)_m = \frac{(H_j - H_i)(y_a - y_i) - (H_a - H_i)(y_j - y_i)}{(x_j - x_i)(y_a - y_i) - (x_a - x_i)(y_j - y_i)} \\ \left( \frac{\delta H}{\delta y} \right)_m = -\frac{(H_j - H_i)(x_a - x_i) - (H_a - H_i)(x_j - x_i)}{(x_j - x_i)(y_a - y_i) - (x_a - x_i)(y_j - y_i)} \end{cases} \quad (2-36)$$

$\vec{\nabla}H$  in Eq.(2-34) is then be obtained by projecting these components onto the normal at the interface:

$$\vec{\nabla}H = \left( \frac{\delta H}{\delta x} \right)_m \cdot \vec{n}_x + \left( \frac{\delta H}{\delta y} \right)_m \cdot \vec{n}_y \quad (2-37)$$

### B) Interactions with underground structures

The modelling of interactions between GW and underground structures is inspired by urban hydrogeology methods. It relies on the use of either specific hydrodynamic parameters (e.g. for

underground structure) or boundary conditions (BCs) (e.g. for drainage systems (Dirichlet BCs + flow constraint), for wells (Neuman BCs) or for sewer systems (Cauchy BCs)) (Attard et al., 2016b).

The modelling of underground constructions (buildings, car parks, etc.) is carried out by assigning to cells included in the structure perimeter a hydraulic conductivity of  $10^{-9} \text{ ms}^{-1}$  over the structure depth. If the structure is equipped with a drainage system, the volumes  $V_{dr, i} [\text{m}^3]$  drained at each time step are computed according to Eq. (2-38)<sup>2</sup>. It aims to mimic a Dirichlet BC while limiting the flow by the surrounding medium and by a maximum permissible flow rate per unit area (pump limit).

$$V_{dr, i} = \min(\max(H_i(t - \Delta t) - z_{dr, i}, 0)Sy, K_{sdr, i}\Delta t, Q_{max}\Delta t)A_i \quad (2-38)$$

With  $H_i [\text{m}]$  the GW level in cell  $i$ ,  $z_{dr, i} [\text{m}]$  the drainage system level,  $Sy [-]$  the specific yield (i.e. the difference between the total porosity and the specific retention, considered here equal to the field capacity),  $K_{sdr, i} [\text{ms}^{-1}]$  the saturated hydraulic conductivity of soil below the basement,  $A_i [\text{m}^2]$  the area of cell  $i$  and  $Q_{max} [\text{ms}^{-1}]$  the maximum flow rate per unit surface.

The volume  $V_{sew, i} [\text{m}^3]$  drained by a sewer network at each time step within a cell  $i$  is determined by Eq. (2-39)<sup>2</sup>. It aims to mimic a Cauchy BC.

$$V_{sew, i} = \max(H_i(t - \Delta t) - z_{sew, i}, 0)G_{sew, i}L_{sew, i}\Delta t \quad (2-39)$$

With  $G_{sew, i} [\text{ms}^{-1}]$  a coefficient characterizing the conductivity of the pipe and the surrounding medium,  $z_{sew, i} [\text{m}]$  the pipe elevation and  $L_{sew, i} [\text{m}]$  the pipe length within cell  $i$ .

Pumping and injection wells are modelled using a sink/source term  $V_{well, i} [\text{m}^3]$  (corresponding to a given pumping/injection rate multiplied by the time step).

### C) Groundwater level update

At the end of each time step, the GW level is updated according to Eq. (2-40).

$$H_i(t) = H_i(t - \Delta t) + \frac{\left[ \sum_{j=1}^n (V_{ji}(t)) - V_{dr, i}(t) - V_{sew, i}(t) + V_{well, i}(t) + F_{UZ-SZ}(t)\Delta t \right]}{(A_i Sy_{i, l})} \quad (2-40)$$

---

<sup>2</sup> Une erreur a été identifiée dans l'article. Un erratum sera publié pour intégrer la version corrigée présentée dans ce mémoire.

With  $V_{ji}$  [ $\text{m}^3$ ] the volume exchanged with the adjacent cell  $j$  by lateral GW flow,  $F_{UZ-SZ}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] the exchange between UZ and SZ (section 2.3.2.2.B) and  $Sy_{i,l}$  [-] the specific yield of the geological layers where the water table movement occurs. Each groundwater level variation is calculated using the specific yield of the reservoir in which the variation occurs. If the water table changes reservoir, the calculation takes into account successively the specific yield of each reservoir crossed.

### 2.3.2.2. Unsaturated zone

The UZ is conceptualized as an overlay of reservoirs (Figure 2-7). Reservoirs may have identical hydrodynamic properties and thus constitute discretization elements or, conversely, they may have different properties in order to represent layered soils. The number and thickness of reservoirs are not fixed and are selected for each case based on material properties and modeling objectives.

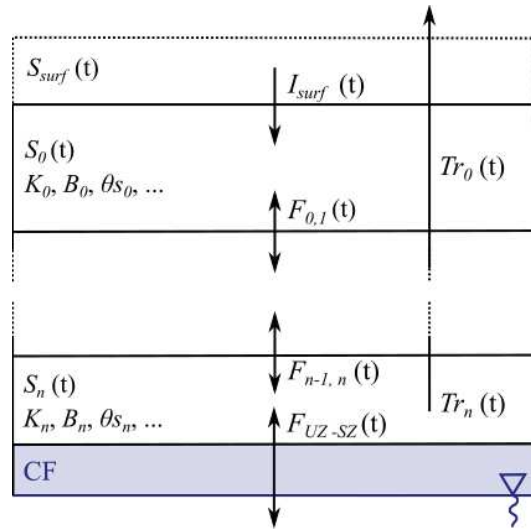


Figure 2-7: Unsaturated zone conceptualization into an overlay of reservoirs. The various notations are defined in section 2.2 and in the list of notations.

The Brooks and Corey model (Brooks and Corey, 1964) is used to represent the relation between pressure, water content and hydraulic conductivity (Eq. (2-41)).

$$Se_k = \frac{\theta_k - \theta_{r_k}}{\theta_{r_k} - \theta_{S_k}} = \begin{cases} \left[ \psi_k / \psi_{E,k} \right]^{1/B_k} & \text{if } \psi_k \leq \psi_{E,k} \\ 1 & \text{if } \psi_k > \psi_{E,k} \end{cases} \quad (2-41)$$

$$K_k(Se_k) = K_{S_k} Se_k^{2B_k+3}$$

With  $Se_k$  [-] the saturation rate,  $\Psi_k$  [m] the capillary pressure,  $\Psi_{E,k}$  [m] the capillary pressure at air entry value,  $B_k$  [-] a shape parameters and  $K_{S,k}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] the saturated hydraulic conductivity of reservoir  $k$ .  $\theta_k$  [-],  $\theta_{S,k}$  [-], and  $\theta_{r,k}$  [-] are respectively the water content, the saturated water content and the residual water content of reservoir  $k$ .

Following WEP's approach (Jia et al., 2001), vertical UZ fluxes computation is based on a coupling between a reservoir model and a Green-Ampt Model. The following sections detail the calculation of (1) the surface infiltration flux, (2) the vertical fluxes outside the infiltration front and (3) the conceptualization of the capillary fringe.

#### A) Surface infiltration and Green-Ampt model

The surface infiltration flux  $I_{surf}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] depends on the soil's infiltration capacity. First of all, infiltration is assumed to be zero when the water table is at land surface. Apart from this case,  $I_{surf}$  computation method depends on the ratio between the surface flux to be infiltrated  $i_{sup} = P(t) + S_{surf}(t - \Delta t) / \Delta t$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] and the infiltration capacity  $Ca = \min(K_{s,0}, d_0(\theta_{S,0} - \theta_0(t - \Delta t)) / \Delta t)$  [ $\text{ms}^{-1}$ ]. With  $P$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] the rainfall volume during the time step,  $S_{surf}$  [m] the surface storage and  $K_{s,0}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ],  $d_0$  [m],  $\theta_{S,0}$  [-] and  $\theta_0$  [-] the saturated hydraulic conductivity, the thickness, the water content at saturation and the current water content of the upper reservoir, respectively. If  $i_{sup} \leq Ca$ , the incident volumes can be fully infiltrated and  $I_{surf} = i_{sup}$ . If  $i_{sup} > Ca$ ,  $I_{surf}$  is computed using a Green-Ampt model adapted to layered soils (Jia and Tamai, 1997) in order to more accurately model the infiltration dynamics while taking into account layered soils and heterogeneous initial water content profiles. The Green-Ampt model calculation only occurs when  $Ca$  is exceeded which makes it possible to improve the estimation of infiltrated flow without significantly increasing the calculation time. This mode of activation (using  $Ca$ ) allows the use of the Green-Ampt model when a less permeable underlying reservoir limits the infiltration capacity. Indeed, if the infiltration rate is higher than the hydraulic conductivity of the less permeable reservoir, the water content within the upper reservoirs gradually increases (calculated by the reservoir model as described in section B)) until  $i_{sup} > Ca$ .

When the Green-Ampt model is activated, the cumulative infiltration since the beginning of the activation  $I$  [m] is computed as follows:

- If the surface remains unsaturated:

$$I(t) - I(t - \Delta t) = i_{sup}(t)\Delta t \quad (2-42)$$

- The surface ponding occurs if the surface volume to be infiltrated is greater than the volume estimated by the Green-Ampt model under saturated conditions:

$$I(t) = \frac{A_{m-1}}{i_{sup}/KS_m - 1} - B_{m-1} \leq i_{sup}\Delta t + I(t - \Delta t) \quad (2-43)$$

- If surface ponding occurs at the present time step:

$$I_p - I(t - \Delta t) = i_{sup}t_p \rightarrow t_p = \frac{I_p - I(t - \Delta t)}{i_{sup}} \quad (2-44)$$

$$I(t) - I_p = KS_m(t - t_p) + A_{m-1} \ln \left( \frac{A_{m-1} + B_{m-1} + I(t)}{A_{m-1} + B_{m-1} + I_p} \right)$$

- If surface ponding occurred during a previous time step and continues since:

$$I(t) - I(t - \Delta t) = \min \left[ i_{sup}(t)\Delta t, KS_m\Delta t + A_{m-1} \ln \left( \frac{A_{m-1} + B_{m-1} + I(t)}{A_{m-1} + B_{m-1} + I(t - \Delta t)} \right) \right] \quad (2-45)$$

With  $m$  the index of the reservoir where the infiltration front is located,  $t_p$  [s] the duration between the beginning of the time step and the beginning of the surface ponding and  $I_p$  [m] the cumulative infiltration from the activation of Green-Ampt model to the surface ponding. Other variables are described below:

$$A_{m-1} = \left( \sum_{k=0}^{m-1} d_k - \sum_{k=0}^{m-1} d_k KS_m/KS_k + SW_m + S_{surf} \right) \Delta\theta_m \quad (2-46)$$

$$B_{m-1} = \left( \sum_{k=0}^{m-1} d_k KS_m/KS_k \right) \Delta\theta_m - \sum_{k=0}^{m-1} d_k \Delta\theta_k$$

With  $d_k$  [m] the thickness of reservoir  $k$ ,  $SW_m$  the capillary pressure at the infiltration front lower limit (computed according to Eq. (2-47) using Brooks and Corey law),  $\Delta\theta_k$  the difference between the saturated water content and the initial water content (i.e. at the time of activation of Green-Ampt model) in reservoir  $k$ .

$$SW_m = \int_0^{\psi_m} \frac{K_m(Se(\psi))}{KS_m} d\psi \quad (2-47)$$

For more details regarding the derivation of Eq. (2-42) to (2-47), the reader may refer to (Jia and Tamai, 1997).

If the saturation front reaches a reservoir with a higher hydraulic conductivity, the inflow is not sufficient to saturate the new material and Green-Ampt model's applicability assumptions are no longer met. The Green-Ampt model is then applied only within the upper reservoirs according to Eq. (2-48). The downflow at the reservoir bottom  $F_{RM}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ], computed with the Green-Ampt model, is used as the upper limit condition for the reservoir model within the underlying reservoir. In any other case  $F_{RM} = 0 \text{ ms}^{-1}$ .

$$I_{surf} = F_{RM} = K_{eff} \left( 1 + (SW_m + S_{surf}) / \sum_{k=0}^m d_k \right) \quad (2-48)$$

With  $K_{eff}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] the effective hydraulic conductivity of the medium above the saturation front (obtained by a harmonic mean of the saturated hydraulic conductivity of reservoir weighted by their thickness).

If the saturation front reaches the substratum or the GW table, infiltration stops and the GW level is fixed at soil surface. This amounts to considering that the saturated column belongs to the saturated zone and contributes to increase the hydraulic head.

#### *B) Unsaturated fluxes computation using the reservoir model*

Vertical fluxes between reservoirs and vegetation transpiration are computed using a reservoir model. When the Green-Ampt model is not activated, the fluxes are sequentially computed from the capillary fringe upper limit (reservoir  $n$ ) to the ground surface (reservoir 0), on the basis of capillary pressures at the previous time step (Figure 2-7). When the Green Ampt model is activated, exchanges between reservoirs are still computed up to the reservoir located under the one including the infiltration front in order to take into account fluxes under the front (in particular exchanges with the SZ). When the infiltration front computed by the Green-Ampt model enters a reservoir, the latter is excluded from the reservoir model computation. The water content within the reservoir is then used as initial water content in the Green-Ampt model for computing the progression of the infiltration front. Conversely, when the Green-Ampt model is disabled, the water content in the various reservoirs is updated by adding the additional volume of the infiltration front contained therein. This procedure ensures the water balance in UZ.

The balance equation for a given reservoir  $k$  between 0 and  $n$  is given by Eq. (2-49):

$$S_k(t) = S_k(t - \Delta t) + (F_{k-1,k}(t) - F_{k,k+1}(t) - Tr_k(t)) \Delta t \quad (2-49)$$



With  $S_k$  [m] the storage in reservoir  $k$ ,  $F_{k,k+1}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] the exchange flux (gravity and diffusion) between reservoir  $k$  and  $k+1$  and  $Tr_k$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] the root water uptake flux in reservoir  $k$ . The computation of the various flux is subsequently described. Fluxes are limited by the storage of the incoming and outgoing reservoirs, so that the water content remains between its residual and saturation level.

The root water uptake flux  $Tr_k$ , within reservoir  $k$  is computed using the Feddes model (Feddes et al., 1978):

$$Tr_k(t) = \min\left(\frac{\psi_k(t - \Delta t) - \psi_{WP,k}}{\psi_{FC,k} - \psi_{WP,k}}, 1\right) dr_k Ed(t) \quad (2-50)$$

With  $\Psi_k$  [m] the capillary pressure in reservoir  $k$  computed according to Brooks and Corey's law,  $\Psi_{WP,k}$  [m] and  $\Psi_{FC,k}$  [m] the capillary pressure at wilting point (i.e. - 150 m) and at field capacity (i.e. - 3.3 m), respectively,  $dr_k$  [-] the root density in the reservoir  $k$  ( $\sum_k dr_k = 1$ ) and  $Ed$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] the evaporative demand.

Exchange flux between two reservoirs  $F_{k,k+1}$  is computed according to Eq. (2-51). It takes into account gravity flux (first term in the bracket) and diffusion flux (second term in the bracket). Positive exchange fluxes are oriented downwards.

$$F_{k,k+1}(t) = K_{k,k+1}(t) \left[ 1 - \frac{\psi_{k+1}(t - \Delta t) - \psi_k(t - \Delta t)}{(d_k + d_{k+1})/2} \right] \quad (2-51)$$

With  $K_{k,k+1}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] the average hydraulic conductivity at interface between reservoir  $k$  and  $k+1$  and  $d_k$  the thickness of reservoir  $k$ . The calculation method of  $K_{k,k+1}$  depends on whether the two reservoirs have identical or different hydrodynamic characteristics. If the reservoirs have identical hydrodynamic characteristics,  $K_{k,k+1}$  is computed according to Brooks and Corey's law (Eq. (2-41)) considering an average saturation  $Se_{k,k+1}$ . The latter is computed according to Eq. (2-52). It assumes that when the saturation rate of the upper reservoir is higher (i.e. in the case of marked downward flux), the saturation level of the upper reservoir governs the advance of the infiltration front.

$$Se_{k,k+1}(t) = \max(Se_k(t), [Se_k(t) + Se_{k+1}(t)]/2) \quad (2-52)$$

If the reservoirs have different hydrodynamic characteristics,  $K_{k,k+1}$  is equal to the average hydraulic conductivity of the two reservoirs (Eq. (2-53)) computed using the Brooks and Corey law (2-41).

$$K_{k,k+1}(t) = [K_k(S_k(t)) + K_{k+1}(S_{k+1}(t))]/2 \quad (2-53)$$

The limits of the chosen parameterizations as well as those associated with the use of other types of averages are discussed in supplementary material (section A.2.1 and 0).

For the upper reservoir,  $F_{k,k+1}$  is the surface infiltration  $I_{surf}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ] (section A)) if Green-Ampt model is deactivated or  $F_{RM}$  otherwise. For the lowest reservoir  $n$ ,  $F_{k,k+1}$  is the exchange flux with the saturated zone  $F_{UZ-SZ}$  [ $\text{ms}^{-1}$ ]. The latter is computed between the middle of the lower reservoir and the top of the capillary fringe (CF) according to Eq. (2-54) (which is a direct application of Eq. (2-51) within these conditions). The capillary pressure value at the top of the CF  $\Psi_{CF}$  is by default equal to the air entry pressure. The special case of a material transition is detailed in the following section (2.3.2.2.C)). Note that the thickness of this reservoir  $d_n$  varies with the depth of the GW table (see section 2.3.2.3).

$$F_{UZ-SZ}(t) = K_n((Se_n(t - \Delta t) + 1)/2) \left( 1 - \frac{\psi_{CF} - \psi_n(t - \Delta t)}{d_n/2} \right) \quad (2-54)$$

### C) Capillary fringe conceptualization

As the Brooks and Corey model cannot model variably saturated soil within the capillary fringe ( $Se_k = 1$  if  $\Psi_k < \Psi_{E,k}$ ), the model assumes a conceptualization of the CF.

The CF is assumed to behave like a saturated zone. UZ-SZ exchanges through the CF are assumed to be instantaneous. The CF belongs to UZ and the corresponding water storage  $S_{CF}$  [m] is then assigned to the UZ storage. By default, the CF thickness and the capillary pressure at its upper boundary  $\Psi_{CF}$  are equal to the air entry pressure of the material  $\Psi_{E,k}$ .

For stratified soils, the model conceptualizes the influence of material transitions on the capillary fringe (Figure 2-8). Consider two superimposed geological layers  $k$  and  $k+1$  (with  $k$  on top), one made of coarse material and the other of fine material, with the top of the water table located in the lower layer ( $k+1$ ). Consider  $\Psi_{int}$  the capillary pressure at the interface at hydrostatic equilibrium condition (i.e. equal to the distance between the interface and the top of the water table) (Figure 2-8). To facilitate interpretation, the various pressures are expressed in absolute values in the remainder of this paragraph.

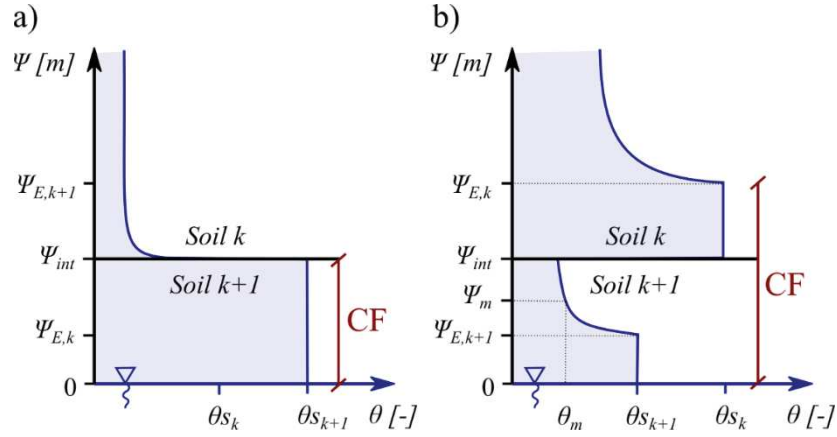


Figure 2-8 : Capillary fringe modelling in the case of a material transition.

If the upper material is coarser than the lower one, then  $\Psi_{E,k} < \Psi_{E,k+1}$  and  $\Psi_{E,k} < \Psi_{int} < \Psi_{E,k+1}$  and  $\theta_k(\Psi_{int}) < \theta_{s_k}$ . The CF upper boundary is thus fixed at the interface, its storage is  $S_{CF} = \Psi_{int} \theta_{s_k}$ , and the pressure value used for  $F_{UZ,SZ}$  computation is  $\Psi_{CF} = \Psi_{int}$  (Figure 2-8a).

If the lower material is coarser than the upper, then  $\Psi_{E,k} > \Psi_{E,k+1}$  and  $\Psi_{E,k+1} < \Psi_{int} \leq \Psi_{E,k}$  and the CF reaches the upper reservoir while the lower reservoir remains unsaturated over a  $\Psi_{int} - \Psi_{E,k+1}$  thickness (Figure 2-8b).  $\Psi_{CF} = \Psi_{E,k}$  and the CF storage is thus computed as follows:  $S_{CF} = (\Psi_{E,k} - \Psi_{int}) \theta_{s_k} + (\Psi_{int} - \Psi_{E,k+1}) \theta_m + \Psi_{E,k+1} \theta_{s_{k+1}}$ , considering an estimate of the mean water content within this thickness  $\theta_m = \theta(\Psi_m)$  with  $\Psi_m = (\Psi_{int} + \Psi_{E,k+1})/2$  (Figure 2-8b) computed according to Brooks and Corey law (Eq. (2-41)).

### 2.3.2.3. Computation procedure

From the beginning of the time step, the computation follows the subsequent steps:

1. Computation of the various fluxes and storage related to the UZ for each cell (section 2.3.2.2).
2. Computation of the interactions between GW and underground structures for each cell (section 2.3.2.1.B)).
3. Computation of GW flows for each interface between cells (section 2.3.2.1.A)).
4. Update of the GW level according to Eq. (2-40) for each cell considering the specific yield of each reservoir intersected by the water table movement.
5. Update of the CF level for each cell (section 2.3.2.2.C)).
6. Update of the thickness of the lower reservoir for each cell accordingly to the new CF level.

In order to avoid numerical oscillations, the thickness cannot fall below a threshold  $d_{min}$  [m],

typically about a few centimetres, informed by the user and depending on the material properties. Below this threshold, the reservoir is merged with the upper reservoir.

7. Update of the water content in the UZ for each cell. Indeed, as GW movements (and consequently CF movements) are determined on the basis of fixed specific yields, maintaining the balance requires a reallocation of the UZ volume located in the variation thickness of GW. Additionally, in the case of layered soils, the CF storage may vary within a time step as presented in section 2.3.2.2.C). The sum of these two differences (positive or negative) is added to the overlying reservoirs and its water content is updated. If it leads to exceeding the water content at saturation, the excess is added to the overlying reservoir, and so on until the surface if all the reservoirs are saturated. Conversely, if it leads to fall below the residual water content the corresponding deficit is spread over the overlying reservoir. If it cannot be distributed over the soil column, the water table level is lowered accordingly.

### 2.3.3. Evaluation of the subsurface modelling approach

The modules are evaluated over a set of hypothetical test cases. The evaluation is based on a comparison between the results provided by the modules and those obtained by reference models: HYDRUS 1D (Šimůnek et al., 2005) for the 1D fluxes in unsaturated zone and FEFLOW (Diersch, 2014) for the GW flows and the coupling between UZ and SZ modules. Results are compared over a set of variables distributed either in time (e.g. infiltration, GW level fluctuations at one point) or in space (e.g. GW levels at steady state). Comparison variables are specified in the corresponding test case subsections. The error related to spatial distributions of variables is quantified focusing on the mean absolute error  $|E_{xy}|_{mean}$  (Eq. (2-55)) and the maximum absolute error  $|E_{xy}|_{max}$  (Eq. (2-56)). Due to the difference in spatial discretization, the results are interpolated for comparison on a regular G grid composed of 250 000 points spaced one meter apart.

$$|E_{xy}|_{mean} = \sum_{(x,y) \in G} |X(x,y) - X_{ref}(x,y)| / 250000 \quad (2-55)$$

$$|E_{xy}|_{max} = \max_{(x,y) \in G} |X(x,y) - X_{ref}(x,y)| \quad (2-56)$$

With  $X$  and  $X_{ref}$  the variable simulated by the modules presented in this study and the reference model, respectively.

The error related to temporal distributions of variables is quantified focusing on the mean absolute error  $|E_t|_{mean}$  (Eq. (2-57)) and the determination criteria  $R^2$  (Eq. (2-58)).

$$|E_t|_{mean} = \sum_{t=0}^n |X(t) - X_{ref}(t)| / n \quad (2-57)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_{t=0}^n (X(t) - \bar{X})(X(t) - \bar{X}_{ref})]^2}{\sum_{t=0}^n (X(t) - \bar{X})^2 \sum_{t=0}^n (X_{ref}(t) - \bar{X}_{ref})^2} \quad (2-58)$$

The test cases are divided into three categories depending on whether they focus on the SZ (subsection 2.3.3.1), the UZ (subsection 2.3.3.2) or the coupled SZ+UZ system (subsection 2.3.3.3). Table 2-1 lists the characteristics of the various soils used, chosen to cover a wide range of soils encountered in the literature (Morris and Johnson, 1967). Table 2-2 summarizes the main characteristics of the various test cases.

*Table 2-1 : Properties of the soil used in the various test cases. Gravel, coarse sand, and fine sand are only used in the saturated module evaluation and are characterized solely by the parameters used in this module.*

<b>Soil type</b>	<b><math>K_s</math> [mmh<sup>-1</sup>]</b>	<b><math>S_y</math> [-]</b>	<b><math>\Theta_s</math> [-]</b>	<b><math>\Theta_r</math> [-]</b>	<b><math>\Theta_{FC}</math> [-]</b>	<b><math>\Theta_{WP}</math> [-]</b>	<b><math>B</math> [-]</b>	<b><math>\Psi_E</math> [m]</b>
<i>Gravel</i>	3600	0.25	-	-	-	-	-	-
<i>Coarse sand</i>	360	0.30	-	-	-	-	-	-
<i>Fine sand</i>	36	0.20	-	-	-	-	-	-
<i>Sand</i>	210	0.37	0.44	0.02	0.06	0.02	1.69	0.07
<i>Sandy loam</i>	26	0.26	0.45	0.04	0.19	0.09	3.11	0.15
<i>Silt</i>	6.8	0.21	0.50	0.02	0.29	0.14	4.74	0.21
<i>Silty clay loam</i>	4.3	0.13	0.47	0.06	0.34	0.21	6.62	0.33
<i>Clay</i>	0.6	0.10	0.48	0.09	0.38	0.27	7.63	0.37

Table 2-2 : Summary of the main characteristics of the test cases.

Ref.	Phenomena assessed	Domain properties	Flow conditions	Inputs	Spatio-temporal discretization	Ref. model
SZ1	GW flow in a heterogeneous aquifer	- 500x500x10m parallelogram, constant slope (0.5 %) - Heterogeneous soil; 3 areas: gravel ( $K = 3600 \text{ mmh}^{-1}$ ), coarse sand ( $K = 360 \text{ mmh}^{-1}$ ), fine sand ( $K = 36 \text{ mmh}^{-1}$ )	- Upstream and downstream: fixed head (2m below the soil surface) - Other boundaries: no flux	-	- <i>SZ module</i> : Fixed time step of 6 min; 2D irregular meshes with refinement in the vicinity of the disturbances; 141 to 453 cells ( $\sim 20 \text{ m}^2$ to $\sim 4000 \text{ m}^2$ )  - <i>FEFLOW</i> : Variable time step; 3D triangle mesh refined vertically and horizontally in the vicinity of the disturbances; Horizontal: 58 481 cells ( $\sim 0.04 \text{ m}^2$ to $\sim 100 \text{ m}^2$ ); Vertical: 10 (1 m thick) to 12 layers (SZ3a – 0.5 to 1 m thick)	FEFLOW 3D Darcy
SZ2	GW fluctuations around source/sink terms	- 500x500x10m parallelogram, constant slope (0.5 %) - Homogeneous soil (coarse sand: $K = 360 \text{ mmh}^{-1}$ ) - Fully penetrating well at the domain centre	- SZ1 BCs + variable flux on the well (see inputs) - Initial condition: natural steady state (linear head decrease between the BCs, $i = 0.5 \%$ )	$Q_{\text{well}}(t) = \{50/-50/50/-50/50/0\} \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ during $\{10/10/10/10/10/50\} \text{ d}$		
SZ3	GW flow disturbances by underground structures	- 500x500x10m parallelogram, constant slope (0.5 %) - Homogeneous soil (coarse sand: $K = 360 \text{ mmh}^{-1}$ ) - Underground structures at the domain centre: * SZ3a. 300m sewer pipe (4 m deep, $G_{\text{sew}} = 10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ ) * SZ3b. 100x20x6m basement ( $K = 10^{-9} \text{ ms}^{-1}$ ) * SZ3c. SZ3b basement with drainage system	- SZ1 BCs + * SZ3a. mixed BC on the sewer pipe * SZ3c. fixed head on the drainage system (6m below the soil surface) - Initial condition: natural steady state	-		
UZ1	Upward capillary rise	- 2m homogeneous soil column (silt: $K = 6.8 \text{ mmh}^{-1}$ ) - 50cm-root zone	- Lower BC: fixed head (0m) - Upper BC: no flux (see inputs) - Root zone: variable PET (see inputs) - Initial condition: hydrostatic equilibrium state of the water content profile ( $h_{\text{bottom}} = 0\text{m}$ )	$E_d(t) = \{0/0.2/0/0.2\} \text{ mmh}^{-1}$ during $\{30/30/30/30\} \text{ d}$	- <i>UZ module</i> : Fixed time step of 6 min; Soil columns homogeneously discretized into 0.5 m thick reservoirs (4 to 8 reservoirs); Fixed time step of 6 min	HY-DRUS 1D

UZ2	UZ storage and fluxes evolution in homogeneous and layered soils under various rainfall intensities	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 3m soil column</li> <li>* UZ2a. Homogeneous: silt (<math>K = 6.8 \text{ mmh}^{-1}</math>)</li> <li>* UZ2b. Heterogeneous: silt (0.5 m, <math>K = 6.8 \text{ mmh}^{-1}</math>) over sand (2.5 m, <math>K = 210 \text{ mmh}^{-1}</math>)</li> <li>* UZ2c. Heterogeneous: silt (0.5 m, <math>K = 6.8 \text{ mmh}^{-1}</math>) over clay (2.5 m, <math>K = 0.6 \text{ mmh}^{-1}</math>)</li> <li>- 25cm-root zone</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lower BC: fixed head (0m)</li> <li>- Upper BC: variable flux (see inputs)</li> <li>- Root zone: variable PET (see inputs)</li> <li>- Initial condition: hydrostatic equilibrium state of the water content profile (<math>h_{\text{bottom}} = 0 \text{ m}</math>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <math>P(t) = \{0/1/0/6.8/0/15/0\} \text{ mm h}^{-1}</math> during <math>\{10/10/10/10/10/10/10\} \text{ d}</math></li> <li>- <math>E_d(t) = \{0.2/0/0.2/0/0.2/0/0.2\} \text{ mmh}^{-1}</math> during <math>\{10/10/10/10/10/10/10\} \text{ d}</math></li> </ul>	- <i>HYDRUS 1D</i> : Variable time step; soil columns homogeneously discretized into nodes spaced 0.5 cm apart	
CO1	Interactions between water table variation and UZ in a single soil column	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 4m soil columns:</li> <li>* CO1a. Homogeneous: silt (<math>K = 6.8 \text{ mmh}^{-1}</math>)</li> <li>* CO1b. Heterogeneous: silt (2.5 m, <math>K = 6.8 \text{ mmh}^{-1}</math>) over sand (1.5 m, <math>K = 210 \text{ mmh}^{-1}</math>)</li> <li>* CO1c. Heterogeneous: sand (2.5 m, <math>K = 210 \text{ mmh}^{-1}</math>) over silt (1.5 m, <math>K = 6.8 \text{ mmh}^{-1}</math>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lower BC: variable flux (see inputs)</li> <li>- Upper BC: variable flux (see inputs)</li> <li>- Initial condition: hydrostatic equilibrium state of the water content profile (<math>h_{\text{bottom}} = 1 \text{ m}</math>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <math>P(t) = \{1/0/0/0/0\} \text{ mmh}^{-1}</math> during <math>\{15/15/15/15/90\} \text{ d}</math></li> <li>- <math>Q_b(t) = \{0/-0.5/0.5/-1/0\} \text{ mmh}^{-1}</math> during <math>\{15/15/15/15/90\} \text{ d}</math></li> </ul>		
CO2	Water table evolution under spatially homogeneous or heterogeneous rainfall	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 500x500x20m parallelogram, constant slope (0.5 %)</li> <li>- Homogeneous soil (silt: <math>K = 6.8 \text{ mmh}^{-1}</math>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- SZ1 BCs (at a 3m depth)+</li> <li>* CO2a. spatially homogeneous variable flux at upper BC (see inputs)</li> <li>* CO2b. spatially heterogeneous variable flux at upper BC (see inputs)</li> <li>- Initial condition: linear head decrease between the BCs (<math>i = 0.5\%</math>) and hydrostatic equilibrium state of the water content profile</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <math>P_1(t) = \{0.1/0/0.1/0/0.1/0\} \text{ mmh}^{-1}</math> during <math>\{10/10/10/10/10/50\} \text{ d}</math></li> <li>- <math>P_2(t) = \{1/0/1/0/1/0\} \text{ mmh}^{-1}</math> during <math>\{10/10/10/10/10/50\} \text{ d}</math></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <i>coupling</i>: Fixed time step of 6 min; Horizontal: 625 square cells (<math>400 \text{ m}^2</math>); Vertical: first 4m homogeneously discretized into 0.5 m reservoirs</li> <li>- <i>FEFLOW</i>: Variable time step; 3D triangle mesh; Horizontal: 40 000 triangle cells (<math>\sim 6 \text{ m}^2</math>); Vertical: 93 layers (0.05 m to 1 m thick)</li> </ul>	FEFLOW 3D Richards

### 2.3.3.1. Evaluation of the saturated zone modelling approach

Three test cases are dedicated to the evaluation of the SZ modelling approach presented in section 2.3.2.1. For this evaluation, the SZ module is decoupled from the other modules. GW flows are computed with a fixed time step of 6 min (time step usually used in the URBS model and corresponding to rainfall data provided by the French national meteorological service). The various meshes are made up of irregular elements with and refinement in the vicinity of sharp variations in flow conditions. All the meshes used are shown in section 0 of the supplementary material.

The three test cases are based on a hypothetical 500 m x 500 m aquifer with a thickness of 10 m. The slope of the surface and bedrock is 0.5 %. Except for test case SZ1, the medium is homogeneous and made of coarse sand. The GW level is set at a 2 m depth at the upstream and downstream boundaries so that the surface of the GW table is parallel to the model's top and bottom at natural steady state for a homogeneous medium.

#### *A) Test case SZ1: ability to simulate groundwater flows in a heterogeneous aquifer*

Test case SZ1 aims to evaluate the model's ability to reproduce steady state GW flow in the case of abrupt lateral variations in the surrounding environment such as changes in geological material or local anthropogenic modifications of the environment. The aquifer is therefore divided into three zones of varying hydraulic conductivity and specific yield as described in Figure 2-9a.

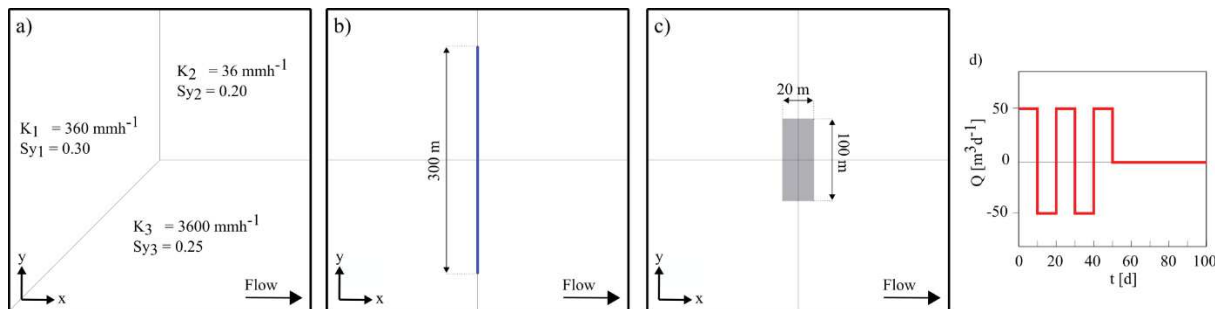


Figure 2-9: Definition of test cases dedicated to the evaluation of the saturated zone representation module. Geometry of test cases SZ1 (a), SZ3a (b), SZ3b and SZ3c (c) and operation of the injection/pumping well used in test case SZ2.

The assessment is based on a comparison with results provided by the FEFLOW model solving the Darcy's law 3D equations. The domain is discretized horizontally into triangular elements with a refinement near to material transitions and vertically into 1 m-thick layers. The



comparison focuses on the steady-state distributed GW levels ( $H_{xy}$ ), considering the mean and maximum value of the absolute error (respectively  $|E_{xy}|_{mean}$  (Eq. (2-55)) and  $|E_{xy}|_{max}$  (Eq. (2-56))).

Table 2-3 : Comparison results between the simulation outputs from the SZ module and the FEFLOW model for the SZ1 test case.

$H_{xy}$ [m]	
$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$
0.024	0.119

Figure 7a shows the comparison between the steady state groundwater levels simulated by FEFLOW and the SZ module. Over the whole domain, the maximum error is about 12 cm and the mean error is about 2.5 cm (Table 2-3), which is reasonable considering the uncertainties related to the composition of the underground compartment or to measurements. The model slightly underestimates the water level in the most permeable part (lower part in Figure 2-10a). The maximal error is located at the transition between materials, near the upstream boundary condition, and gradually decreases downstream. The mesh refinement here maintains a satisfactory level of error without excessively increasing the number of elements. As shown in section 0 of the supplementary material, the estimation tends towards the reference result when the mesh is more refined.

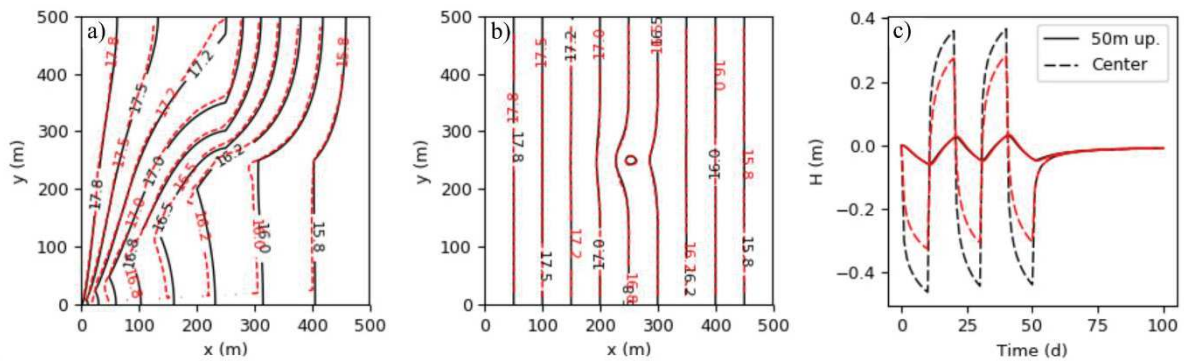


Figure 2-10: Groundwater levels computed by the SZ module (red lines) and FEFLOW (black lines) for test cases SZ1 and SZ2. a) Steady-state groundwater levels in a heterogeneous aquifer (case SZ1). b) Groundwater levels after 50 days around a pumping/injecting well (case SZ2). c) Groundwater level ( $H$ ) evolution at the well location and 50 m upstream (case SZ2).

*B) Test case SZ2: ability to simulate groundwater fluctuations around sinks/sources*

Test case SZ2 is designed to assess the module's ability to simulate sharp transitory disturbances of GW level generated by a source/sink term such as injection/pumping well or concentrated water inflows from infiltration devices. A well is therefore added in the domain centre. Its operation is described in Figure 2-9d.

The assessment is based on a comparison with results provided by the FEFLOW model solving the Darcy 3D. The domain is discretized horizontally into triangular elements with a refinement near to the well and vertically into 1 m-thick layers. The well is modelled in the FEFLOW model using a multilayer well BCs. The evaluation focuses on:

- the spatial distribution of GW levels ( $H_{xy}$ ) after at  $t = 50$  d (end of the well's operation), considering the mean absolute error ( $|E_{xy}|_{mean}$  (Eq. (2-55))) and the maximal absolute error ( $|E_{xy}|_{max}$  (Eq. (2-56)));
- the temporal evolution of GW levels at the well location ( $H_t - center$ ) and 50 m upstream ( $H_t - 50m up$ ), considering the mean absolute error  $|E_t|_{mean}$  (Eq. (2-57)) and the determination criteria  $R^2$  (Eq. (2-58)).

*Table 2-4 : Comparison results between the simulation outputs from the SZ module and the FEFLOW model for the SZ2 test case*

$H_{xy}$ [m]		$H_t - center$ [m]		$H_t - 50m up$ [m]	
$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
0.001	0.133	0.057	0.985	0.002	0.990

Results related to this test case (Figure 2-10b and c and Table 2-4) show that the module satisfactorily reproduces the influence of a sink/source term on GW levels. The maximal error ( $\sim 13$  cm) is located in the vicinity of the well. It is directly related to the homogenization of the injected/pumped volumes over the cell surface (here about 400 m<sup>2</sup>). Greater accuracy would therefore be achieved by reducing the size of the well cell (see section 0 of the supplementary material). However, the low average error and the good matching of head isolines show that the error is quickly smoothed on adjacent cells. These various observations are confirmed by the comparison of GW level evolution at the domain centre and 50 m upstream (Figure 2-10c).

*C) Test case SZ3: ability to simulate interactions between groundwater and underground structures*

Test case SZ3 aims to evaluate the module's ability to estimate interactions between GW and underground structures through three sub-cases focusing on: a sewer pipe (SZ3a), an impervious building basement (SZ3b) and a building basement equipped with a draining system (SZ3c). In test case SZ3a, a 300 m sewer pipe ( $G_{sew} = 10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ ) is added in the central part of the domain, perpendicular to the direction of flow (Figure 2-9b) and at a depth of 4 m. In test case SZ3b and SZ3c a building extending 100 m x 20 m and 6 m deep (two underground floors) is added in the central part of the domain (Figure 2-9c). In case SZ3c, the building is equipped with a draining system to lower the GW level to a depth of 6 m.

The assessment is based on a comparison with results provided by the FEFLOW model solving the Darcy's law in 3D equations. The domain is discretized horizontally into triangular elements with a refinement near to the underground structures and vertically into 1 m-thick layers. The sewer pipe is modelled by assigning a Cauchy boundary condition over a 0.5 m x 300 m horizontal strip. The building's basement is modelled by assigning a hydraulic conductivity of  $10^{-9} \text{ ms}^{-1}$  to cells within the building's perimeter. The building's drainage system is modelled by applying a Dirichlet boundary condition on the horizontal elements located at the basement bottom. The evaluation focuses on:

- the spatial distribution of steady-state GW levels ( $H_{xy}$ ), considering the mean absolute error ( $|E_{xy}|_{mean}$  (Eq. (2-55))) and the maximal absolute error ( $|E_{xy}|_{max}$  (Eq. (2-56)));
- the temporal evolution of GW volumes drained by the sewer pipe and the draining system ( $V_t$ ), considering the mean absolute error  $|E_t|_{mean}$  (Eq. (2-57)) and the determination criteria  $R^2$  (Eq. (2-58)).

*Table 2-5 : Comparison results between the simulation outputs from the SZ module and the FEFLOW model for the test cases SZ3 a to c.*

	$H_{xy} [\text{m}]$		$V_t [\text{m}^3 \text{d}^{-1}]$	
	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$
SZ3a	0.009	0.048	4.554	0.999
SZ3b	0.002	0.033	-	-
SZ3c	0.071	0.568	36.418	0.981

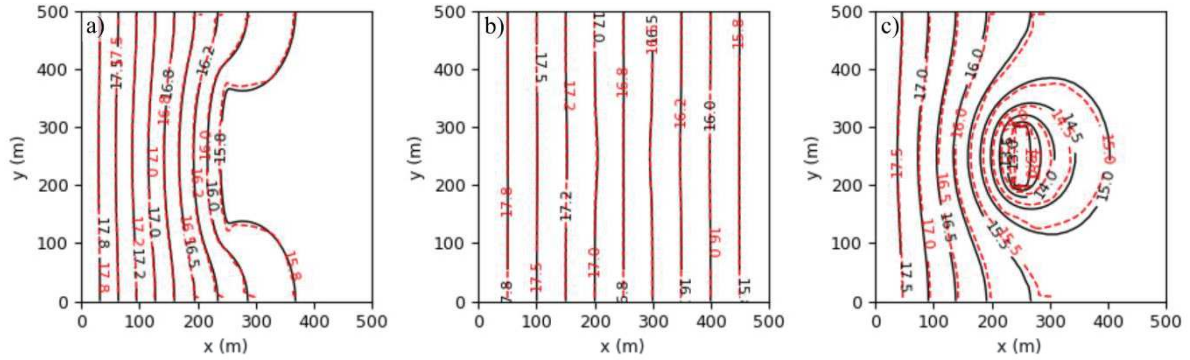


Figure 2-11: Groundwater levels computed by the SZ module (red lines) and FEFLOW (black lines) for test cases SZ3 a to c. a) Steady-state groundwater levels around a sewer network (case SZ3a). b) Steady-state groundwater levels around an impervious building basement (case SZ3b). c) Steady-state groundwater levels around a building basement equipped with a draining system (case SZ3b).

Results related to test case SZ3a to c are shown in Table 2-5 and Figure 2-11. The influence of the sewer pipe (Test case SZ3a) on steady-state GW levels is satisfactorily reproduced despite a slight overestimation in the vicinity of the structure (Table 2-5, Figure 2-11a). As for the well, it is linked to the distribution of infiltrated flows over a large area. The module also well estimates the dynamics of GW drainage through the pipe (Table 2-5, Figure 2-11b). The influence of the impervious basements (Test case SZ3b) is satisfactorily estimated. However, results are significantly less good for the basement equipped with a draining system (Test case SZ3c - Table 2-5, Figure 2-11c). If the flow shape is overall well reproduced, the error is significantly greater than in the previous cases (up to 57 cm in the vicinity of the building) and Figure 2-11c shows slight deformations of the head isolines in the vicinity of the basement (e.g. at  $(x = 300, y = 150)$ ). Additionally, the model strongly underestimates the GW drainage by the draining system at the beginning of the simulation, although the steady-state drainage flows are well estimated (Table 2-5, Figure 2-12). These two observations reflect the insufficient refinement of the discretization near the building regarding the strong hydraulic gradients it generates (see section 0 of the supplementary material).

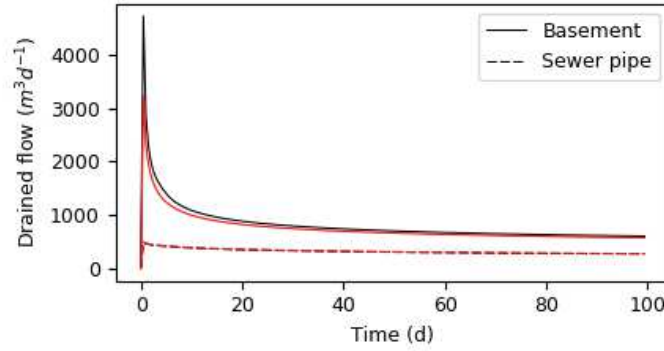


Figure 2-12: Groundwater volumes drained by the sewer pipe and the basement equipped with a draining system, simulated by the SZ model (red lines) and FEFLOW (black lines)

### 2.3.3.2. Evaluation of the unsaturated zone modelling approach

Three test cases are dedicated to the evaluation of the UZ modelling approach presented in section 2.3.2.2. For this evaluation, the UZ module is decoupled from the other modules. The various processes are computed with a constant time step of 6 min. Soil columns are discretized into 0.5 m reservoirs. In order to maintain a constant level of the water table level at the column bottom (imposed pressure head equal to 0 m), the computation of  $I_{surf}$  and  $F_{UZ-SZ}$  when the GA infiltration front reaches the water table is done according to Eq. (2-48), considering a zero suction.

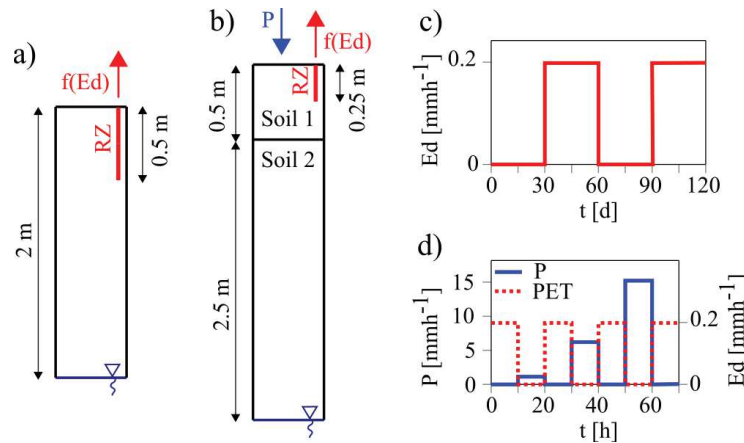


Figure 2-13: Definition of test cases dedicated to the evaluation of the unsaturated zone representation module. Geometry of test cases UZ1 (a) and UZ2 (b). Precipitation (P) and evaporative demand (Ed) used in test cases UZ1 (c) and UZ2 (d). RZ = Root zone.

The test cases focus on single soil columns on which various rainfall and root water uptake conditions are applied to generate usual vertical water movements within common soils or

infiltration devices. Columns are delimited in their lower boundary by a constant GW depth and are initially at a moisture content profile equilibrium state (i.e.  $d\Psi = dz$ ).

Table 2-6 : Comparison results between the simulation outputs from the UZ module and the HYDRUS model for the test cases UZ1 and UZ2a to c.

	$I_{surf}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$F_{UZ-SZ}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$Tr$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$\theta_{UZ}$ [-]		$\theta_{RZ}$ [-]		$S_{surf}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
UZ1	-	-	0.004	0.990	0.006	0.984	0.003	0.999	0.012	0.997	-	-
UZ2a	0.131	0.966	0.211	0.950	0.002	0.963	0.001	0.999	0.013	0.908	0.699	0.997
UZ2b	0.131	0.968	0.281	0.966	0.011	0.814	0.005	0.990	0.014	0.909	0.779	0.995
UZ2c	0.038	0.993	0.017	0.790	0.000	0.999	0.001	0.999	0.009	0.942	3.492	0.999

#### A) Test case UZ1: ability to simulate upward capillary rise from the water table

The UZ1 test case is designed to evaluate the model's ability to simulate the upward water movement from the GW to supply the upper soil horizons during periods of low precipitation and high evaporation demand. It is based on a 2 m column of silt with a homogeneous root distribution over the first 50 cm (Figure 2-13a). Surface forcing consists of two 30 days periods of high evaporative demand without precipitation (Figure 2-13c).

The assessment is based on a comparison with results provided by the HYDRUS model solving the 1D Richards equations with the Brooks and Corey's model. The column is discretized into 0.5 cm-thick elements. An atmospheric BC with a maximal pressure head of 1 m is assigned at the surface. An imposed pressure at  $h = 0$  m is assigned at the column bottom. The root water extraction is modelled using the Feddes model without compensation (Šimůnek and Hopmans, 2009). The evaluation focuses on the temporal evolution of the root water uptake ( $Tr$ ), the exchanges between UZ and SZ ( $F_{UZ-SZ}$ ), the mean water content within the root zone ( $\theta_{RZ}$ ) and within the whole column ( $\theta_{UZ}$ ), considering the mean absolute error  $|E_t|_{moy}$  (Eq. (2-57)) and the determination criteria  $R^2$  (Eq. (2-58)).

Results related to this test case are shown in Table 2-6 and Figure 2-14. It shows that the reservoir model slightly overestimates the root water uptake ( $Tr$ ). This higher extraction of soil water directly results in lower average water content throughout the soil column ( $\overline{\theta_{RZ}}$  and  $\overline{\theta_{UZ}}$ ) and, as a consequence, in a higher capillary rise from the GW ( $F_{UZ-SZ}$ ). The  $Tr$  overestimation is reinforced by the HYDRUS configuration (Feddes without compensation) which implies that the model does not seek to compensate for a decrease in root water uptake in stressed areas of the root profile by an increase in less stressed areas. Conversely, in the reservoir model, the root



zone is entirely included in the first reservoir (50 cm). This implies an average value of the water content over the whole root zone. A reduction in the reservoir thickness then leads to a significant improvement in results (see section 0 of the supplementary material).

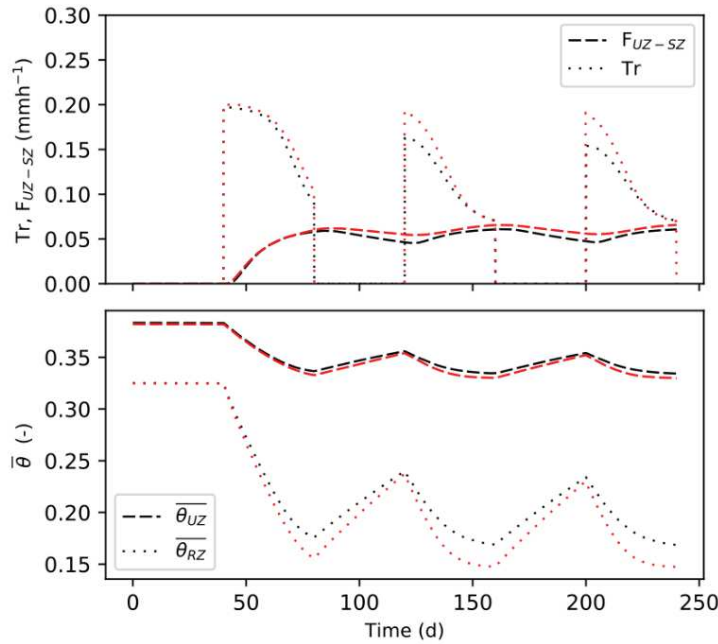


Figure 2-14: Simulation results of test case UZ1 provided by the unsaturated zone module (red lines) and HYDRUS 1D (black lines): root water uptake ( $Tr$ ), exchanges with groundwater ( $F_{UZ-SZ}$ ), mean water content ( $\bar{\theta}$ ) in the root zone ( $\bar{\theta}_{RZ}$ ) and in the whole unsaturated zone ( $\bar{\theta}_{UZ}$ ).

*B) Test case UZ2: ability to simulate the evolution of storages and fluxes within homogeneous and layered unsaturated soils under various rainfall intensities*

Test case UZ2 aims to evaluate the model's accuracy in simulating the evolution of vertical fluxes and storage in homogeneous and layered soils subjected to periods of rainfall of various intensities and to redistribution periods with root extraction. The objective is to consider a set of soil and surface input combinations representative of common permeable areas and storm-water infiltration structures. Three sub-cases differing by soil characteristics are therefore considered. Test case UZ2a is based on a 3 m homogeneous column of silt. Test cases UZ2b and UZ2c cases rely on 3 m columns of layered soils designed to assess the module's ability to represent the influence of a different underlying soil layer. They are composed of a 0.5 m surface layer of silt on top of a 2.5 m layer of a material either more permeable (UZ2b: sand) or less permeable (UZ2c: clay) (Figure 2-13b). For the three sub-cases, roots are homogeneously distributed over the first 25cm. The rainfall inputs (Figure 2-13d), identical within the three sub-cases, are set to meet various possible cases of exceeding or not exceeding the infiltration

capacity of the materials. They are interspersed with periods of moderate evaporative demand favouring the redistribution of water (Figure 2-13d).

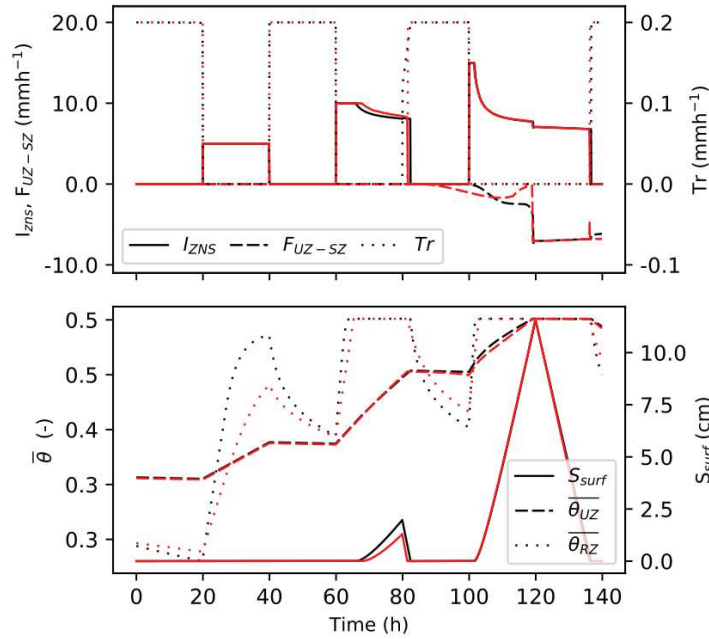


Figure 2-15: Simulation results of test case UZ2a provided by the unsaturated zone module (red lines) and HYDRUS 1D (black lines): surface infiltration ( $I_{surf}$ ), exchanges with groundwater ( $F_{UZ-SZ}$ ), root water uptake ( $Tr$ ), surface storage ( $S_{surf}$ ) and mean water content ( $\bar{\theta}$ ) in the root zone ( $\bar{\theta}_{RZ}$ ) and in the whole unsaturated zone ( $\bar{\theta}_{UZ}$ ).

The assessment is based on a comparison with results provided by the HYDRUS model configured identically to case UZ1 (except for the column extension and soil characteristics). The evaluation focuses on the temporal evolution of the surface infiltration ( $I_{surf}$ ), the root water uptake ( $Tr$ ), the exchanges between UZ and SZ ( $F_{UZ-SZ}$ ), the surface storage ( $S_{surf}$ ), and the mean water content within the root zone ( $\bar{\theta}_{RZ}$ ) and within the whole column ( $\bar{\theta}_{UZ}$ ), considering the mean absolute error  $|E_t|_{mean}$  (Eq. (2-57)) and the determination criteria  $R^2$  (Eq. (2-58)).

Results related to the test case UZ2a show that the model properly estimates rainfall infiltration ( $I_{surf}$ ) in a homogeneous soil (Table 2-6, Figure 2-15) using both the reservoir model (first rainfall pulse with  $i_{sup} < K_s$ ) and the Green-Ampt model (second and third pulses with  $i_{sup} > K_s$ ). The latter provides better results when the inflow more distinctly exceeds the hydraulic saturation conductivity of the surface soil (the third pulse). The good matching of mean water contents ( $\bar{\theta}_{RZ}$  and  $\bar{\theta}_{UZ}$ ) variations during and between rainfall inputs validates the coupling between the Green-Ampt model and the reservoir model. The root water extraction ( $Tr$ ) is overall satisfactorily reproduced. By hypothesis,  $Tr$  is not computed in the reservoirs where the Green-Ampt computation occurs. This leads to the error visible at  $t \sim 80$  h. Exchanges with the SZ ( $F_{UZ-SZ}$ )



are overall less accurately reproduced. For  $t < 120$  h, they are computed by the reservoir model. The homogenization of incoming volumes over the lower reservoir thus leads to a smoother and earlier recharge ( $90 \text{ h} < t < 120 \text{ h}$  Figure 2-15). For  $t \sim 120$  h, the infiltration front computed by the Green-Ampt model enters the lowest reservoir. The reservoir model computation within this reservoir therefore stops and  $F_{UZ-SZ}$  suddenly drops to zero until the infiltration front reaches the GW table ( $t \sim 120$  h - Figure 2-15). At  $t \sim 135$  h, the Green-Ampt model computation stops.  $F_{UZ-SZ}$  therefore drops during this time step before being calculated with the reservoir model at the next time step. A decrease in the reservoir thickness near the water table leads to a significant improvement in the estimation of these exchanges (see section 0 of the supplementary material).

The model satisfactorily reproduces the impact of a transition to a more permeable environment on the various UZ variables (case UZ2b - Table 2-6, Figure 2-16 a and b). The Green-Ampt model slightly underestimates  $I_{surf}$  when the infiltration front reaches the boundary between media ( $65 \text{ h} < t < 80 \text{ h}$  and  $105 \text{ h} < t < 130 \text{ h}$  - Figure 2-16a). It results in a slight overestimation of the surface ponding ( $S_{surf}$ ) (Table 2-6, Figure 2-16). Not computing  $Tr$  within reservoirs where the Green-Ampt computation occurs results here in a significant underestimation of this flux ( $t \sim 80 \text{ h}$  and  $t \sim 120 \text{ h}$  - Figure 2-16a). The GW recharge ( $t > 90 \text{ h}$ ) is here estimated by the reservoir model, which lead to similar conclusions as for the homogeneous soil (earlier and smoother recharge).

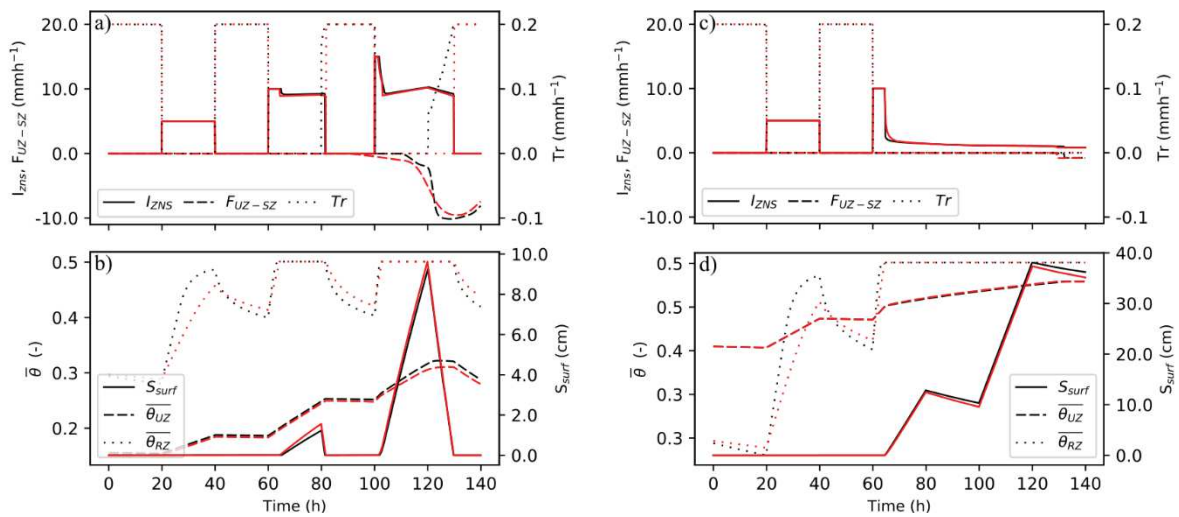


Figure 2-16: Simulation results of test cases UZ2b (figures a) and b)) and UZ2c (figures c) and d)) provided by the unsaturated zone module (red lines) and HYDRUS 1D (black lines): surface infiltration ( $I_{surf}$ ), exchanges with groundwater ( $F_{UZ-SZ}$ ), root water uptake ( $Tr$ ), surface storage ( $S_{surf}$ ) and mean water content ( $\bar{\theta}$ ) in the root zone ( $\bar{\theta}_{RZ}$ ) and in the whole unsaturated zone ( $\bar{\theta}_{UZ}$ ).

The model also properly reproduces the influence of an underlying low permeable layer on the various fluxes and storages (case UZ2b - Table 2-6, Figure 2-16 c and d).  $I_{surf}$  and  $S_{surf}$  are accurately reproduced. However, the Green-Ampt model slightly underestimates the time for the front to reach the water table ( $t > 130$  h - Figure 11c). In contrast to the previous cases, a refinement of discretization does not correct this error (see section 0 of the supplementary material).

### 2.3.3.3. Evaluation of the coupling

Three test cases are dedicated to the evaluation of the coupling between UZ and SZ. They are simulated using the whole subsurface modelling approach described in section 2 using a constant time step of 6 minutes.

*A) Test case CO1: ability to simulate interactions between water table variation and unsaturated zone*

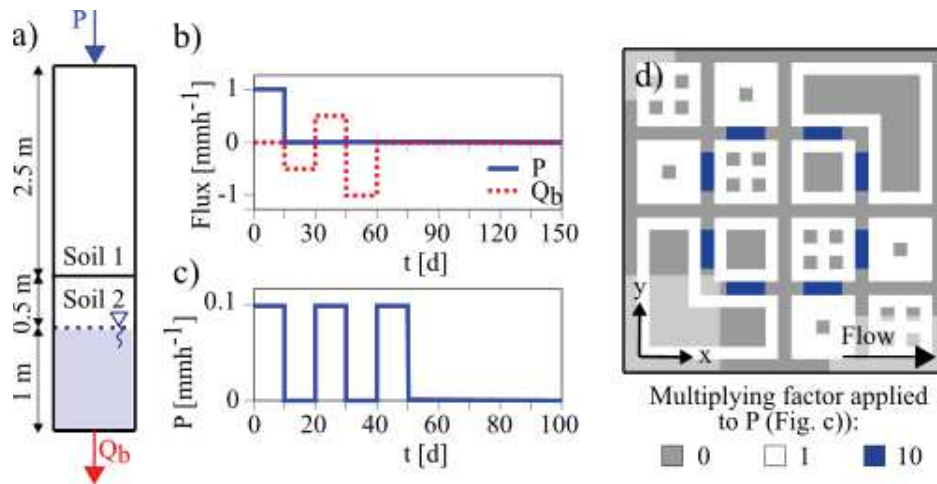


Figure 2-17: Definition of test cases dedicated to the evaluation of the UZ-SZ coupling. Geometry of the soil column used in the test case CO1 (a), atmospheric inputs used in test cases CO1 (b) and CO2 (c) and spatial distribution of surface inputs for the CO2b test case (d).

Test case CO1 is intended to assess interactions between GW and UZ during GW fluctuations. It focuses on a single 4m column of soil (without lateral exchanges) subject to rainfall inputs and a SZ sink term (e.g. pumping well) (Figure 2-17). The column is initially at hydrostatic equilibrium (i.e.  $dh = dz$ ) with a bottom boundary condition fixed at  $h = 1$  m (i.e. the GW table is at a 3 m depth from the surface). The column is discretized into 0.5 m reservoirs. The minimum thickness of the lower reservoir is set at  $d_{min} = 0.1$  m. Test case CO1 is divided into three sub-cases. Test case CO1a focuses on a homogeneous column of silt. Test cases CO1b and CO1c focuses on layered columns to assess the model's ability to reproduce the influence of

material change (including the influence of the CF conceptualization presented in section 2.3.2.2) on groundwater level variations. Two configurations are considered: a more permeable soil above (CO1b: 2.5 m of silt over 1.5 m of sand) or a more permeable soil below (CO1c: 2.5 m of sand over 1.5 m of silt) (Table 2-1 and Figure 2-17a).

The assessment is based on a comparison with results provided by the HYDRUS model solving the 1D Richards equations with the Brooks and Corey's model. The column is discretized into 0.5 cm-thick elements. An atmospheric BC with a maximal pressure head of 1 m is assigned at the surface. A variable flow BC is assigned at the column bottom. The evaluation focuses on the temporal evolution of the water table elevation ( $H_t$ ) and the storage in the unsaturated zone ( $S_{UZ}$ ), considering the mean absolute error  $|E_t|_{mean}$  (Eq. (2-57)) and the determination criteria  $R^2$  (Eq. (2-58)).

*Table 2-7 : Comparison results between the simulation outputs from the UZ-SZ coupling and the HYDRUS model for the test cases CO1a to c.*

	$H$ [m]		$S_{uzs}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
CO1a	0.038	0.989	0.022	0.975
CO1b	0.027	0.990	0.020	0.923
CO1c	0.060	0.968	0.031	0.896

Results related to test cases CO1a to c (Table 2-7 and Figure 2-18) show the model's ability to estimate the water table ( $H$ ) fluctuations and their influence on the unsaturated zone storage ( $S_{UZ}$ ). The system properly returns to its initial condition at the end of the simulation (the sum of the inflows/outflows being zero). Results also validate the conceptualization of the capillary fringe. In test cases CO1b and CO1c, the water table intersects the interface between mediums both during rise and fall and the two specific cases presented in section 2.3.2.2.C) are encountered. In both cases, the impact on both  $H$  and  $S_{UZ}$  is satisfactorily reproduced. However, the coarseness of the discretization leads to sharp variation in the water content when the SZ upper limit moves to a different reservoir. During following time steps, this results in adjustments of the water content by UZ-SZ exchanges to restore the equilibrium (Figure 2-18). A refinement of the discretization attenuates this effect but does not completely prevent it (see section 0 of the supplementary material).

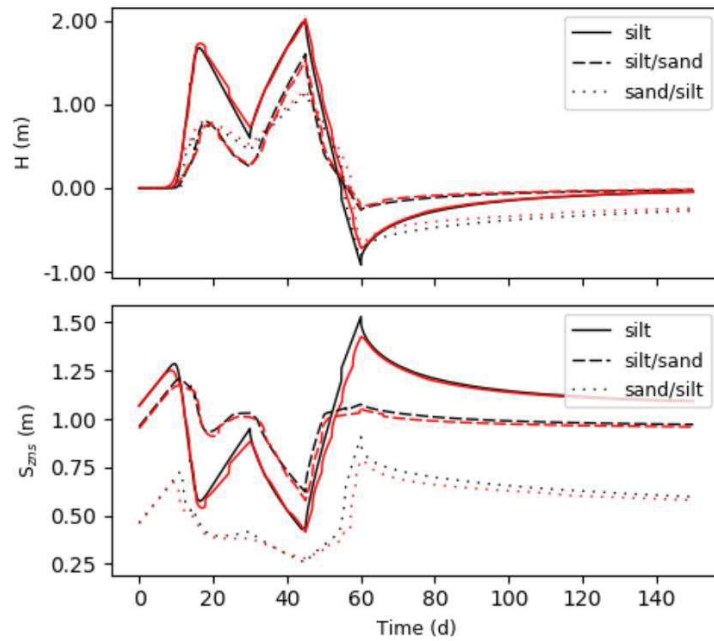


Figure 2-18: Simulation results of test cases CO1a to c provided by the UZ-SZ coupling (red lines) and HYDRUS 1D (black lines): water table elevation ( $H$ ) and storage in the unsaturated zone ( $S_{UZ}$ ).

*B) Test case CO2: ability to simulate the water table evolution under spatially homogeneous or heterogeneous upper input*

Test cases CO2a and CO3b are designed to evaluate the coupling's accuracy in simulating the evolution of a water table in an unconfined aquifer subjected to a time varying surface input. The latter is either spatially homogeneous (CO2a) or heterogeneous (CO2b) in order to reproduce a recharge similar to that occurring in a heterogeneous urban environment with infiltration devices.

The domain is a homogeneous medium composed of silt with an extension of 500 m x 500 m and a thickness of 20 m. The slope of the top and bottom is 0.5%. The GW level is fixed on the upstream and downstream boundaries at a depth of 3 m so that the surface of the GW table is parallel to the model's top and bottom at equilibrium state. In its initial state, the UZ-SZ system is in its moisture content profile equilibrium state. The reference rainfall pattern used as forcing is shown in Figure 2-17c. In test case CO2a, it is applied as is over the entire surface of the domain. In test case CO2b, the surface is divided into 625 areas associated with three types of surface boundary conditions (Figure 2-17d), constructed by applying a multiplying factor (0, 1 or 10) to the reference rainfall intensity (Figure 2-17c). The spatial discretization used for the simulation of both test cases corresponds to this division into 625 square cells. Each cell is then vertically discretized into 0.5 m reservoirs within the first 4m at top of a reservoir of 16 m.

The assessment is based on a comparison with results provided by the FEFLOW model solving the 3D Richards equations with the Brooks and Corey's model. The domain is horizontally discretized into elements of about 6 m<sup>2</sup>. Vertically, it is divided into layers of 0,05 m thick in the first meters to 1 m in the saturated part. The rainfall input is modelled by an inflow at the top of the domain. For the initial condition, a preliminary simulation without rainfall is performed until a steady state is reached. The evaluation focuses on:

- the spatial distribution of GW levels after 50 days ( $H_{xy-50d}$ ), 100 days ( $H_{xy-100d}$ ) and 300 days ( $H_{xy-300d}$ ), considering the mean absolute error ( $|E_{xy}|_{mean}$  (Eq. (2-55))) and the maximal absolute error ( $|E_{xy}|_{max}$  (Eq. (2-56)));
- the temporal evolution of GW levels at two points of the domain per test case, considering the mean absolute error  $|E_t|_{mean}$  (Eq. (2-57)) and the determination criteria  $R^2$  (Eq. (2-58)). For test case CO2a: the domain centre ( $H_{t-center}$ ) and 120 m downstream ( $H_{t-120m}$ ). For test case CO2b: beneath an area of zero surface infiltration (domain center -  $H_{t-center}$ ) and beneath an area of concentrated surface infiltration (coordinates: x = 310, y = 370 -  $H_{t-BC10}$ ).

Table 2-8 : Comparison results between the simulation outputs from the UZ-SZ coupling and the HYDRUS model for the test cases CO2a and b.

	$H_{xy-50d}$ [m]		$H_{xy-100d}$ [m]		$H_{xy-300d}$ [m]		$H_{t-center}$ [m]		$H_{t-BC10}$ [m]		$H_{t-120m}$ [m]	
	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
CO2a	0.011	0.013	0.007	0.011	0.005	0.008	0.008	0.998	-	-	0.009	0.993
CO2b	0.018	0.246	0.008	0.081	0.003	0.006	0.004	0.999	0.021	0.990	-	-

Results related to the test case CO2 (Table 2-8 and Figure 2-19 a and c) show that the fluctuations of a water table subject to a spatially homogeneous surface input are overall well reproduced. The model also satisfactorily reproduces GW level fluctuations with a heterogeneous surface forcing (test case CO2b – Table 2-8 and Figure 2-19 b and d). Below areas where the inflow is concentrated, the maximum elevation is slightly overestimated and the decrease in water table recession is sharper. (Figure 2-19d). As noticed in test case CO1, the water table level may drop when the SZ upper limit moves to a different reservoir. This is especially noticeable during the lowering phase ( $t \sim 90$  d - Figure 2-19d). A refinement of the vertical discretization leads to smoothing the latter effect but only marginally influences overestimation of the peak elevation and of the recession rate (see section 0 of the supplementary material).

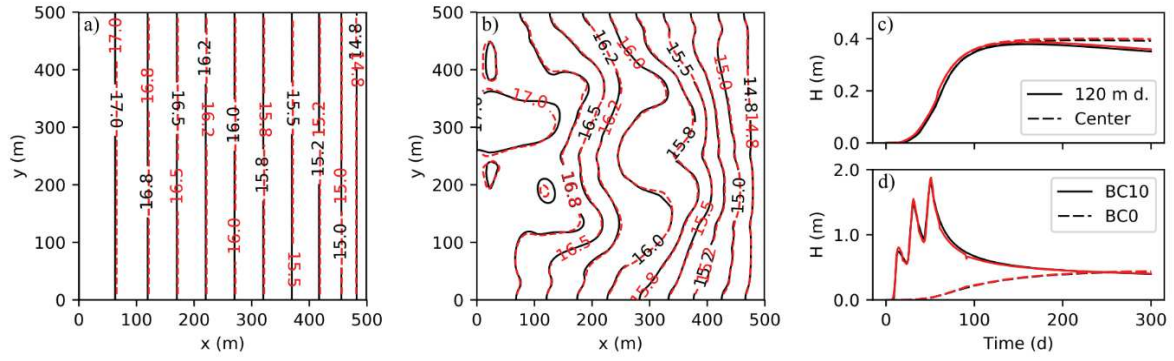


Figure 2-19: Groundwater levels computed by the UZ-SZ coupling (red lines) and FEFLOW for test cases CO2a and CO2b. a) Groundwater level distribution after 100 days for a spatially heterogeneous surface input (case CO2a). b) Groundwater level distribution after 100 days for a spatially heterogeneous surface input (case CO2b). c) Groundwater level evolution at the domain center and 120 down-gradient for a homogeneous surface input (case CO2a). d) Groundwater level evolution beneath an area without inflow at top (BC0) and with a concentrated inflow at top (BC10) for a heterogeneous surface input (case CO2b).

### 2.3.4. Integration within the URBS model and preliminary application

This section presents the integration of the developed modules within the URBS model (sub-section 2.3.4.1) and a preliminary application of the model to a hypothetical yet realistic watershed (sub-section 2.3.4.2).

#### 2.3.4.1. Brief description of the URBS model and integration of the new modules

The URBS model provides continuous simulations of the hydrological functioning of urbanized watersheds (Rodriguez et al., 2008). It is based on a watershed discretization into urban hydrological elements (UHE's), each composed of a cadastral parcel and half of the associated street section. This results in a highly irregular grid adapted to the structuring elements of the urban environment. On each UHE, fluxes and storages are computed by land use profile (natural, street, building). Natural and street profiles can be partially covered by trees to take into account their role in rain interception and evapotranspiration. Runoff volumes generated over the various profiles are routed either to the outlet via the hydrographic network composed by street segments and sewer pipes or to stormwater management devices (green roofs, reservoir pavements, infiltration devices).

The initial modelling of the underground compartment assumes a soil where the water flows are controlled by an exponential decrease in hydraulic conductivity with depth. The soil characteristics are homogeneous over the simulation domain. The unsaturated zone is modelled by



a single reservoir fed by infiltration from the surface storage (at constant rate), emptied by evapotranspiration. The exchanges between the unsaturated zone and the saturated zone take into account both gravitational and diffusion fluxes. GW flows are computed at each interface between UHEs using a 2D Darcy computation without correction of the gradient computation method for irregular meshes. GW seepage into sewer pipes is considered by using an analytical formula derived from agricultural drainage.

For more details, the reader may refer to Rodriguez et al. (2008), Morena (2004) and Li (Li, 2015).

New modules introduced in section 2.3.2 are integrated into the URBS model as alternative modelling options. However, URBS specificities require coupling assumptions and intermediate calculation steps. First of all, the UZ flow computation by land use profile implies that each SZ computation cell could be associated with of up to three UZ soil columns, each characterized by its own water content profile and UZ-SZ exchange flow. UZ computation on each land use profile is then done using an identical GW level and the exchange flows with the SZ are averaged over the computation cell. The water content update at the end of the time step (section 2.3.2.3) is then carried out by land use profile. Figure 2-20 presents a conceptual representation of the partitioning of (sub)UHE by land-use profiles and of the flows calculated on each profile.

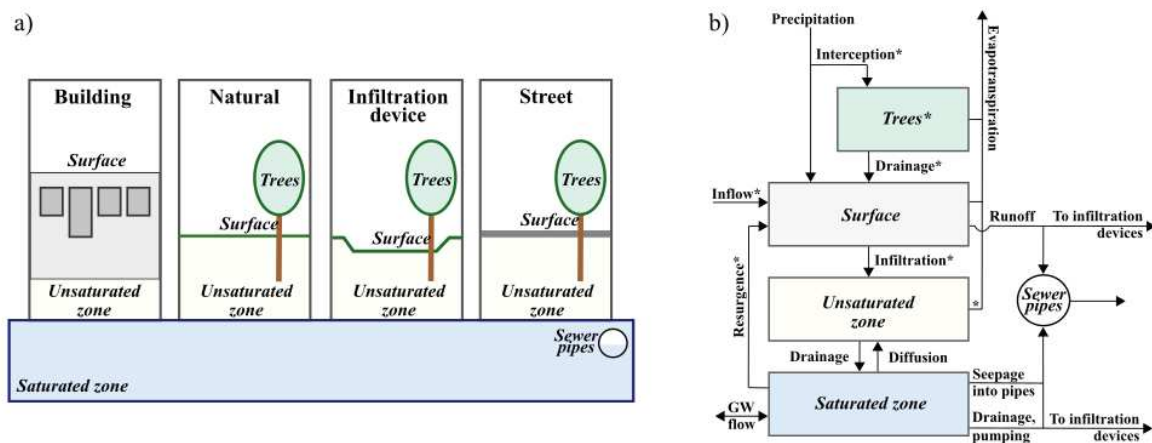


Figure 2-20: Schematization of the computation within the (sub)UHEs in the URBS model. a) Division of a (sub)UHE according to the land use profiles. b) Fluxes computed within a profile (\* except for buildings).

Surface discretization into UHEs according to cadastral parcels is not optimal for the computation of underground flows 1) regarding the geometry of urban objects (e.g. infiltration devices, building basements), 2) regarding the characteristic scale of processes to be modelled (e.g. mounding effect) or 3) to ensure an accurate computation. Consequently, the possibility of

using a refined underground mesh is added. In such case, each sub-UHE must be fully included in a single UHE to ensure proper code operation. Each sub-UHE can intersect several land use profiles. On each sub-UHE, subsurface flow computation is performed as described in section 2. Surface storage and runoff remain computed at the UHE scale. The infiltrated volume over each land use profile is then computed by averaging the contribution of each sub-UHE, weighted by the intersecting area of each profile. This sub level of discretization is defined in pre-processing and can be obtained for example using GIS tools to divide polygons (here the UHEs) into triangles. The application case presented in the following section provides an example of such a division of the UHEs into triangular sub-UHEs (Figure 2-21).

#### **2.3.4.2. Application to a hypothetical urban watershed**

This part presents an application of the resulting coupled model to a hypothetical yet realistic urban watershed concentrating various interactions between surface and sub-surface hydrology. It does not aim to validate the model but to highlight potential benefits of taking into account underground interactions when modelling urban water cycle in shallow GW environments.

##### *A) Description of the application case*

The watershed has an extension of 500 m x 500 m, a constant thickness of 10 m and a uniform slope of 0.5 %. It is composed of 70 UHEs varying from 1 100 m<sup>2</sup> to 40 000 m<sup>2</sup> and spread over various areas representing either a dense urban environment, a commercial area, residential area and a natural area (Figure 2-21). From the bedrock to the surface, the soil is composed of a 9.3 m layer of loamy sand representing an aquifer formation, a 0.4 m layer of sand representing a reworked geological formation, and a 0.3 m layer of sandy clay loam (Table 2-1) representing the topsoil. Three buildings have basements set at 3 m (one underground level) with a hydraulic conductivity of 10<sup>-9</sup> ms<sup>-1</sup> and one of them is equipped with a drainage system (Figure 2-21). The sewer pipes (combined sewer systems) are located under the roads (Figure 2-21) at a depth of 2 m. Their conductivity is considered homogeneous and equal to  $G_{sew} = 10^{-6}$  ms<sup>-1</sup>. Storm-water is managed by several infiltration devices (Figure 2-21) with a 20cm-depth, variable surfaces and where the soil is considered to be reworked (the two upper geological layers are replaced by a single layer of sand). In this simplified application, the runoff is assumed to be transferred immediately to the infiltration structures and/or the basin outlet without calculation of network flows. The GW level is fixed on the upstream and downstream boundaries (respectively left and right boundaries in Figure 2-21) at a 2m-depth so that the surface of the GW table is parallel to the model's top and bottom at equilibrium state without underground structures. A



preliminary simulation without rainfall is done until steady state is reached in order to prevent artificial overestimation of the drained volumes. In its initial state, the UZ-SZ system is in its moisture content profile equilibrium state.

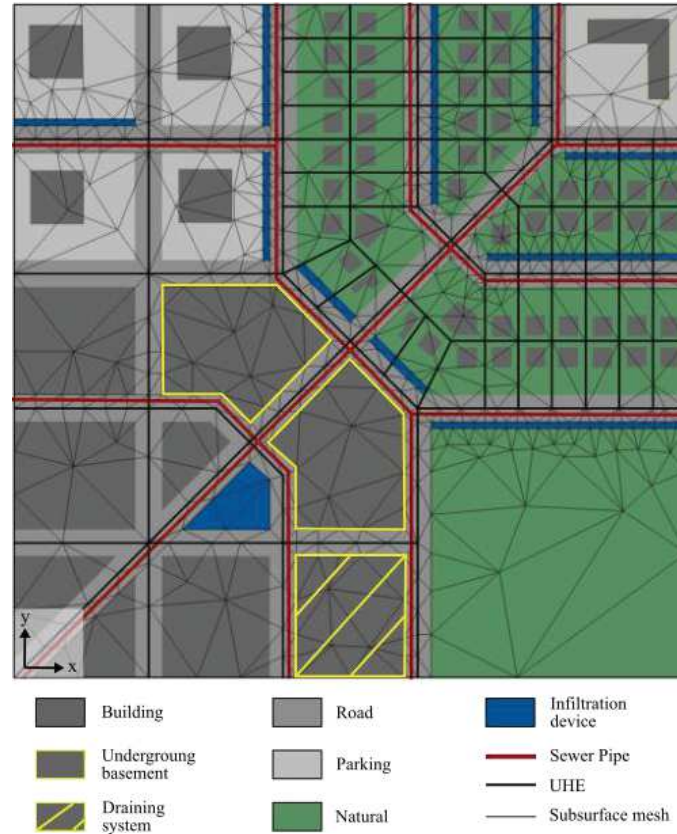


Figure 2-21: Spatial distribution of urban elements and subsurface mesh for the hypothetical application of the URBS model.

Five scenarios are built by successively adding components to the underground representation. The first scenario does not consider any interaction with the GW (the bedrock and the GW table are lowered down 20 m). The second scenario focuses on GW interactions with surface without any underground structures. The third scenario includes sewer pipes but no building basements (with or without draining systems). The fourth scenario includes all the underground elements as detailed in the previous paragraph. The fifth scenario considers all underground elements but without infiltration devices in order to evaluate potential influence of these devices on the underground structures. The various scenarios are simulated over a continuous 1-year period using real rainfall records (6 min) and PET records (hourly, disaggregated from daily) from the Trappes station (48,77 °N – 2,01 °E) for the year 2013 (Figure 2-22). The model is used with a constant 6 min time step. The subsurface mesh (Figure 2-21) is made of 1238 triangular cells

with a refinement in the vicinity of the areas where sharp hydraulic gradients are expected (Figure 2-21).

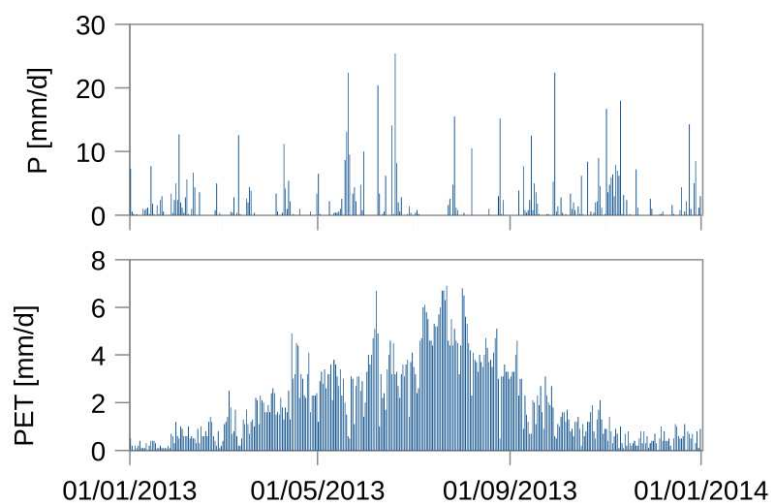


Figure 2-22: Rainfall (P) and potential evapotranspiration (PET) records of the Trappes station for the year 2013

#### B) Simulation results

The simulation results related to the various scenarios are presented in Figure 2-23 and Table 2-9 and subsequently described.

Table 2-9 : Simulation results of the various scenarios. Variables are calculated over the whole simulation and modelling domain.

	Without interactions with GW	GW only	GW + Sewer pipes	GW + Sewer pipes + building basements	Without infiltration devices
Rainfall (mm)	649	649	649	649	649
Infiltration (mm)	526	450	458	472	202
Runoff (mm)	11	85	76	64	335
Evaporation (mm)	112	113	113	112	112
Transpiration (mm)	143	165	160	156	151
Mean depth to GW (m)	-	1.65	1.73	1.94	2.19
Infiltration into devices (mm)	341	266	274	287	-
Mean depth to GW beneath devices (m)	-	1.27	1.36	1.50	2.18
GW drainage by sewer pipes (mm)	-	-	85	51	0
GW drainage by basements (mm)	-	-	-	66	33

Results related to the first scenario show that when interactions with GW are neglected (scenario 1), almost all stormwater volumes conveyed to infiltration devices infiltrates. The comparison with the second scenario highlights the significant influence of considering interactions between GW and infiltration devices on simulations results. This directly results in a significant drop in infiltration within the structures and, consequently, in an increase in runoff. In addition, taking into account the influence of capillary rise from the shallow GW leads here to a higher estimation of the transpiration.

The inclusion of sewer pipes (scenario 3) leads to a slight decrease in the simulated rise of the water table, both overall and in the mounding beneath infiltration devices (Table 2-9, Figure 2-23). The interactions between GW and surface are consequently reduced, and the simulation results present 1) an increase of the infiltration volumes in the infiltration devices and 2) a decrease of the evapotranspiration compared to the second scenario (GW only).

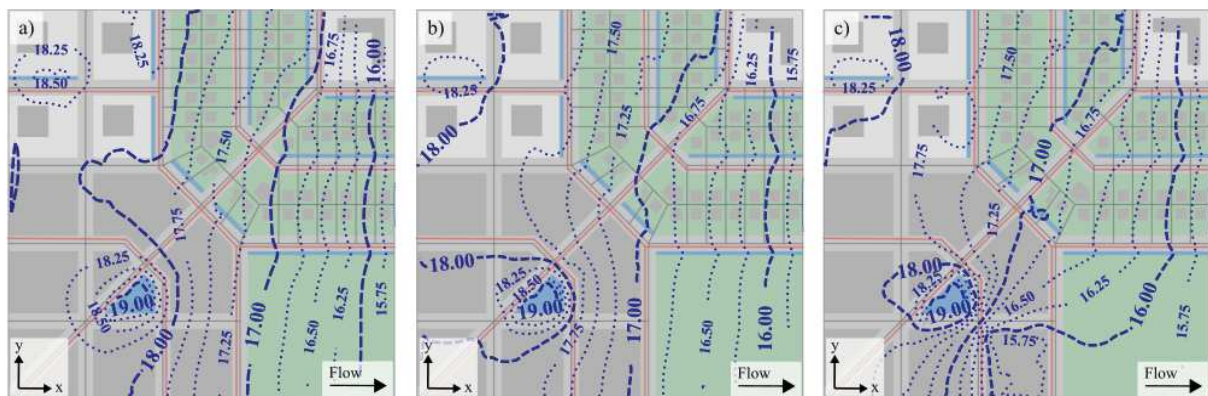


Figure 2-23: Hydraulic head isolines at the end of the simulation (m) for scenarios without any underground structures (a), with sewer pipes only (b) and with all underground structures (c).

The inclusion of all underground structures (scenario 4) leads to similar, but amplified, conclusions. This is mainly due to the high GW level reduction resulting from the draining system equipping the building basement which further reduces interactions between GW and surface compartment. Comparison of GW levels at the end of the simulation (Figure 2-23a) shows that this effect is locally more noticeable, especially for the infiltration device located upstream of the drainage system. This figure also shows that the draining system is a major outlet for the area and largely captures the water infiltrated into the upstream infiltration device. It strongly modifies local flow directions which leads, among others, to disruption of local exchanges between the water table and the downstream limit (which could represent a watercourse, for example). Neglecting such structures is therefore likely to bias the results when assessing the

impact of infiltration strategies on runoff volumes, GW levels and base flow of neighbouring watercourses.

Taking into account pipes and underground structures equipped with draining systems also makes it possible to estimate the extent to which the infiltration devices will increase the infiltration of GW returning to the sewer system by voluntary (draining system) and involuntary (pipes) drainage. For example, comparison between scenario 4 and 5 (without infiltration devices) shows that the implementation of infiltration devices leads to a 3.5-fold increase in the GW volumes returning to the sewer system by drainage, difference which represents 29 % of the volumes infiltrated into the infiltration devices.

## **2.3.5. Discussion**

### **2.3.5.1. Positioning and novelty of the modelling approach**

The modules developed in this study satisfactorily reproduce various processes and interactions commonly neglected in urban hydrological models (e.g. SWMM, URBS, WEP) although likely to significantly influence the urban water cycle in shallow groundwater environments. For instance, the unsaturated zone flow calculation module takes into account the influence of vertical soil heterogeneity and of capillary upwelling from the water table on the various related fluxes (e.g. infiltration and runoff formation, evapotranspiration, GW recharge or GW drainage to satisfy evaporative demand in dry periods). The GW flow calculation module allows the simulation of local GW fluctuations, for instance beneath stormwater infiltration devices, while taking into account lateral heterogeneities of the medium and various underground structures. It allows the estimation of groundwater volumes drained intentionally (pumping, drainage systems equipping underground structures) or not (e.g. seepage into sewer pipes). It is therefore possible to estimate the influence of these structures on the underground water storage and additional volumes to be managed by the sewerage system. Using irregular computation cells allows mesh adjustments to fit to urban objects geometry and potential refinements for a more precise estimation of local GW fluctuations and of the related interactions with the surface or underground structures. Furthermore, the coupling procedure between these modules takes into account the dynamic feedbacks between surface and underground compartments.

Although the modelling approach is relatively straightforward, the evaluation of the modules show that they provide results of satisfactory accuracy regarding 1) the objectives assigned to the inclusion of the underground compartment in urban hydrological models and 2) the high

uncertainties regarding the underground compartment composition. They also ensure the water balance. The maximum water budget error for all simulations is reached in scenario 3 of the URBS model application case. The total error over one year of simulation is then below  $0.001 \text{ m}^3$  (about  $5 \cdot 10^{-7} \%$  of rain volumes).

The integration of the developed modules within the URBS model and its application to a hypothetical urban area illustrate the relevance of such developments to extend the applicability of an existing urban hydrological model in shallow GW environments. This allows the exploitation of existing model capabilities regarding the modelling of the surface hydrology of urbanized environments (e.g. runoff generation on impermeable and permeable surfaces, decentralised/centralised runoff management following complex water paths, transpiration by vegetation) while taking into account the specificities of these contexts. The final model can for example handle i) the influence of groundwater fluctuations on the infiltration capacity within permeable areas and stormwater infiltration devices or on transpiration by vegetation, ii) localized groundwater resurgences and their fate in the urban environment or iii) the influence of underground structures on groundwater storage and the fate of drained groundwater in the urban drainage system. The inclusion of these various components and dynamic feedbacks in an urban hydrological model is relatively novel. The level of detail in the description of the urban environment and hydrological processes makes this model suitable for studies at intermediate scales, typically from the city district to small urbanized catchment (a few  $\text{km}^2$ ). The integration of these new features as optional modules has the advantage of providing a single tool that can be easily adapted to the modelling context and objectives. Furthermore, the relative simplicity of the additional modules maintains fairly low computation times that remain compatible with sensitivity studies or multi-scenario modelling. It also allows a rather straightforward implementation in existing code. The open-source modules developed in this study may hence be used or adapted to extend in a similar way the applicability of other hydrological models for shallow GW contexts.

The modules developed in this study are not intended to be a substitute for a groundwater flow calculation system. As soon as the objectives imply a more accurate GW flow modelling, it is necessary to use a coupling with a hydrogeological model (e.g. MODFLOW, FEFLOW) or an integrated model dedicated to the natural environment (e.g. MIKE SHE, GSFLOW). Their implementation in the URBS model nevertheless provides a complementary tool allowing for example 1) a rapid assessment of the relative influence of the various processes and interactions involved, 2) to identify where physically based groundwater models may be needed and 3) to



perform multi-scenario modelling to handle the high uncertainties regarding the composition of the subsurface compartment (Clark et al., 2011).

### **2.3.5.2. Limitations and needs for further developments**

#### *A) Spatio-temporal discretization and computation method*

The developed modules assume a single fixed time step (i.e. identical for each module and during the whole simulation) which highly facilitates the management of dynamic interactions between the various model components. However, the time step required for surface or UZ flow calculations is often unnecessarily fine for GW flow computation. The use of a module-specific time step does, however, introduce further questions on the maintenance of balances and communications between modules (Beegum et al., 2018; Branger et al., 2010).

Both SZ and UZ modules rely on a sequential computation of flow between the computing units, on the basis of hydraulic heads (SZ) or capillary pressures (UZ) at the previous time step. It distinguishes them from true hydrogeological models based on a numeric resolution, at each time step, of the matrix system linking all the calculation units. This method (combined with a fixed time step) limits the use of fine mesh, the minimum size of the elements depending on the soil characteristics. Below this value, the calculation may be unstable (see section 3 of the supplementary material). However, urban hydrological modelling usually requires few minutes time step to describe surface hydrological processes. Such time steps alleviate these restrictions and allows a relatively stable resolution as shown by the various test cases. Special attention must nevertheless be paid to discretization if larger time steps are used or if highly permeable soils are considered. The use of a variable time step for these modules (allowing, for example, a division of the time step for particular units) would make it possible to, at least partially, solve this issue. However, further development of the model should focus on the introduction of matrix resolutions for both UZ and SZ equations to extend the range of applicability of the model.

#### *B) Modelled processes*

Although the approach satisfactorily simulates subsurface flows, it suffers from various limitations that could restrict its scope of application but may be partially addressed in the future. First of all, the UZ model only considers single porosity media and further development should be carried out to allow for macropore flows, which can significantly influence UZ functioning and infiltration processes (Beven, 1982). Simple approaches such as those used in the MIKE-SHE model (DHI, 2017) seem to be adapted to the level of complexity of the module and the level of knowledge of the macropore distribution. Similarly, the GW flow calculation module

cannot model the influence of double porosity (matrix and cracks) or horizontal anisotropy of the hydraulic conductivity in the aquifer. For the latter case, a minor modification of the calculation presented in part 2.1 could be considered, following for example the approach presented in (De Marsily, 1981). Anyway, the approach remains limited by the 2D assumption of a negligible vertical component of the hydraulic gradient. It may thus provide erroneous results when this assumption is not valid, for example in case of vertical anisotropy of permeability. Similarly, the UZ modelling method is simpler but remain less reliable and accurate than models solving the Richards 1D equations. However, the latter remain associated with a high computation time and potential convergence issues. Ross' approach (Ross, 2003) seems from this point of view to be an interesting alternative to the usual methods of solving the Richards equation.

The modelling of GW infiltration in sewer pipes is quite elementary. First of all, it assumes a homogeneous infiltration over the pipe length in a cell, whereas this infiltration is actually due to punctual defects (cracks, joints, ...). However, due to the low level of knowledge of the spatial distribution of these defects, this homogeneous infiltration assumption is reasonable. Furthermore, such description would allow the use of distributed value for the parameters controlling GW-sewer interactions if the conditions of sewer pipes were known. A second limitation of the module is that it does not consider the head in the pipes for the computation. Further developments should introduce this functionality to represent more realistically interactions between GW and pipes.

Finally, the vegetation depiction is relatively simplified. It would in particular be relevant to introduce the possibility to vary vegetation characteristics throughout the year and to take into account compensation processes in the root zone.

### **2.3.6. Conclusion**

This paper details the development, the evaluation and the integration within the urban hydrological model URBS of a set of modules designed to depict the urban underground compartment in shallow groundwater contexts. The unsaturated flow computation is based on a coupling between a reservoir model and a Green-Ampt model. It allows taking into account the influence of a shallow water table on infiltration and evapotranspiration processes, in homogeneous or stratified soils. The modelling of the saturated zone is based on a 2D groundwater flow computation allowing 1) the use of irregular meshes adapted to the geometry of urban components and 2) the simulation of interactions between groundwater and various underground structures:

sewer pipes, wells, underground constructions (basements, car parks, etc.) with or without draining systems. The evaluation of the modules by comparison with reference models (HYDRUS and FEFLOW) shows their ability to efficiently reproduce the processes and interactions of interest.

The new modules are integrated within the URBS model through an approach allowing dynamic feedbacks between the various components. It provides an original framework for the assessment of the impacts of urban development or stormwater management strategies in shallow groundwater contexts. Its application to a hypothetical yet realistic urban area illustrates the benefits of such integration to extend the applicability of an existing urban hydrogeological model to such contexts. The approach presented in this paper could be adapted to complement existing modelling frameworks to provide a more realistic description of the hydrological functioning of urbanized watersheds in shallow groundwater contexts.



### **2.3.7. Synthèse en français**

Une approche de modélisation consolidée du compartiment souterrain a été développée, évaluée et intégrée dans le modèle URBS. Elle consiste en un couplage bidirectionnel entre un module de calcul 1D des flux en zone non-saturée et un module de calcul 2D des flux en zone saturée. Une discrétisation du compartiment souterrain est proposée afin d'obtenir la précision de l'estimation du profil de teneur en eau, des flux en zone non saturée et des fluctuations locales de la nappe requises pour les besoins de modélisation. Le modèle ainsi complété permet de représenter la morphologie des milieux urbanisés en tenant compte des objets influençant significativement leur fonctionnement hydrologique en surface et en souterrain ainsi que les interactions entre ces deux compartiments en contexte de nappe peu profonde.

#### **2.3.7.1. Représentation de la zone non saturée**

Le calcul des flux en zone non saturée repose sur une discrétisation verticale du sol en réservoirs d'épaisseurs variables. Cette discrétisation vise à 1) représenter de manière plus réaliste le profil de teneur en eau et 2) permettre de modéliser une variation verticale des caractéristiques du sol (sols stratifiés).

Suivant l'approche du modèle WEP (Jia et al., 2001), le calcul des flux couple un modèle de Green-Ampt adapté aux sols stratifiés de Jia & Tamai (1997) et un modèle à réservoirs. Le modèle de Green-Ampt est activé lorsque le flux en surface dépasse la conductivité hydraulique à saturation du sol. Il permet d'estimer l'évolution du front de saturation au sein des différents horizons de sols. Le modèle est étendu à des cas où le front d'infiltration atteint le toit de la nappe. Le modèle à réservoirs calcule les flux verticaux d'eau ainsi que la transpiration en dehors du front de saturation, i.e. sur l'ensemble des réservoirs lorsque le modèle de Green-Ampt n'est pas activé ou sous le front d'infiltration dans le cas contraire. Le calcul des échanges entre les réservoirs tient compte des flux gravitaires et de diffusion ainsi que des remontées capillaires depuis la nappe.

La comparaison avec le modèle HYDRUS 1D (Richards 1D) sur un ensemble de cas tests théoriques confirme la capacité de ce module à simuler l'infiltration, la transpiration, les échanges avec la nappe et l'évolution de la teneur en eau dans la zone non-saturée.

#### **2.3.7.2. Représentation de la zone saturée**

Le module de calcul des flux en zone saturée permet d'estimer les fluctuations de la nappe et les interactions avec les structures souterraines. Le calcul du gradient hydraulique aux interfaces

a été consolidé pour une adaptation aux mailles irrégulières telles que celles utilisées dans URBS. Le calcul de la transmissivité a été modifié pour permettre de modéliser des sols stratifiés et homogènes avec un substratum ainsi que des variations spatiales des caractéristiques du sol.

Le module permet de modéliser les infiltrations parasites de la nappe dans les conduites de réseaux d'assainissement, des systèmes de drainage (e.g. en base de bâtiments), des puits de pompage/injection ainsi que l'effet barrière généré par des structures imperméables. La représentation de ces interactions s'inspire des pratiques usuelles en modélisation hydrogéologique, i.e. par modification des conditions limites (réseaux, puits et drains) ou des paramètres hydrodynamiques du sol (structures imperméables).

La comparaison avec le modèle FEFLOW (Darcy 3D) sur un ensemble de cas tests théoriques confirme la capacité de ce module à simuler les écoulements de nappe dans des milieux homogènes ou hétérogènes et les interactions avec les structures souterraines sur des maillages irréguliers.

#### **2.3.7.3. Couplage**

Le couplage entre ces deux modules tient compte des interactions entre ces deux compartiments à chaque pas de temps. La comparaison avec les modèles HYDRUS 1D et FEFLOW (Richards 3D) sur un ensemble de cas tests théoriques confirme la capacité du couplage à reproduire le fonctionnement d'une nappe libre et l'influence de ses variations sur la teneur en eau dans la zone non-saturée.

#### **2.3.7.4. Intégration au modèle URBS**

L'intégration de ces modules dans le modèle URBS permet de représenter de manière totalement couplée l'ensemble du cycle de l'eau depuis la surface jusqu'aux exutoires de la nappe sur de longues périodes avec un pas de temps fin. Le modèle ainsi constitué permet de représenter les chemins complexes de l'eau dans ces milieux : production du ruissellement sur les différentes surfaces urbaines, gestion centralisée ou décentralisée du ruissellement, devenir souterrain des eaux infiltrées, devenir dans les réseaux d'assainissement des eaux de nappe drainée volontairement ou involontairement (infiltrations parasites), résurgences de nappe et devenir en surface, contribution de la nappe à la transpiration en période de déficit hydrique.

Le modèle est par ailleurs modifié pour introduire la possibilité d'utiliser un maillage souterrain affiné pour le calcul de l'ensemble des flux souterrains depuis l'infiltration en surface jusqu'aux

écoulements de nappe. Ce maillage consiste en une subdivision des EHUs, par exemple en éléments triangulaires. Chaque sous-élément est caractérisé en surface par les profils d'occupation des sols intersectés. Cette stratégie permet 1) d'assurer la stabilité du calcul, 2) d'adapter la précision du calcul aux besoins de modélisation, notamment à proximité d'ouvrages d'infiltration ou de structures souterraines, et 3) de « fixer » la localisation d'objets spécifiques interagissant avec la nappe (e.g. ouvrage d'infiltration). La capacité du module de simulation des écoulements de nappe à tenir compte de maillages irréguliers permet alors une bonne adaptation du maillage à la géométrie des objets urbains.

### **2.3.7.5. Limites et perspectives**

Les nouvelles fonctionnalités introduites permettent d'affiner la représentation du compartiment souterrain, des flux qui s'y développent et des interactions avec le compartiment de surface en présence d'une nappe peu profonde et d'ouvrages d'infiltration. Le niveau de complexité de l'approche de modélisation choisie est adapté aux objectifs spécifiques de ce travail. Il permet de tenir compte des objets, processus et interactions centraux tout en conservant un temps de calcul raisonnable. Dès lors que les objectifs de modélisation impliquent une simulation précise des flux souterrains ou que le contexte hydrogéologique sort du domaine d'applicabilité du modèle (e.g. anisotropie de perméabilité, nappe perchée), il est nécessaire de coupler la représentation de surface avec un modèle hydrogéologique. Les développements intégrés dans le cadre de ce travail peuvent alors faciliter la réalisation d'un tel couplage, en particulier du fait des variables d'interactions introduites.

Des développements futurs du modèle pourraient toutefois permettre d'étendre l'applicabilité du modèle à des cas d'études plus variés tout en conservant un niveau de complexité cohérent avec les objectifs d'utilisation usuels du modèle. La représentation de la zone non-saturée ne tient par exemple pas compte d'écoulements préférentiels dans les macroporosités du sol. Leur prise en compte pourrait être introduite en exploitant l'approche simplifiée de représentation des macroporosités implémentée dans le modèle MIKE-SHE, qui paraît adaptée en termes de complexité. De même, la représentation des écoulements de nappe ne permet pas, en l'état, de modéliser d'anisotropie de perméabilité. La prise en compte d'une anisotropie horizontale pourrait être introduite relativement simplement dans le calcul de la transmissivité aux interfaces entre unités spatiales (De Marsily, 1981). L'approche de résolution itérative des écoulements en zone saturée et non-saturée limite la capacité d'utilisation du modèle dans le cas de sols très perméables. L'introduction d'un pas de temps adaptatif permettrait d'étendre l'applicabilité du modèle dans ces contextes. Enfin, la modélisation de la transpiration par la végétation demeure

très simplifiée dans le modèle, en particulier au regard de l'hypothèse d'une profondeur racinaire constante sur le domaine de modélisation, de l'utilisation de l'évapotranspiration potentielle sans adaptation en fonction du type de végétal et de leur cycle de vie, ainsi que de l'absence de prise en compte des phénomènes de compensation de l'extraction le long du profil racinaire. Une prise en compte plus réaliste de tout ou partie de ces aspects pourrait être introduite à moyen terme dans le code sans modification significative de sa structure, mais sort du cadre de cette thèse.

## 2.4. Développements complémentaires

Cette partie présente des développements ayant porté sur la représentation des ouvrages d'infiltration à la source, des parcelles agricoles et naturelles, ainsi que du flux de transpiration, n'ayant pas été intégrés à l'article présenté dans la section précédente.

### 2.4.1. Modélisation des ouvrages d'infiltration

Une approche de modélisation d'ouvrages superficiels végétalisés susceptibles d'être associés à une limitation du débit sortant est intégrée dans le modèle. Elle vise à représenter de manière simplifiée le fonctionnement hydrologique de tels ouvrages, en tenant compte des flux d'infiltration, d'évaporation, de transpiration par la végétation, des échanges avec la nappe ainsi que de la surélévation localisée de la nappe sous l'ouvrage et de ses conséquences sur les flux en surface. Le calcul de ces processus et interactions est adapté à des sols variés (mono ou multicouches, décroissance exponentielle de perméabilité). Le mode de représentation spatiale permet de représenter individuellement les ouvrages et leur répartition sur le bassin, ainsi que de tenir compte des conditions hydriques locales au droit de l'ouvrage.

#### 2.4.1.1. Représentation géométrique et calcul des flux

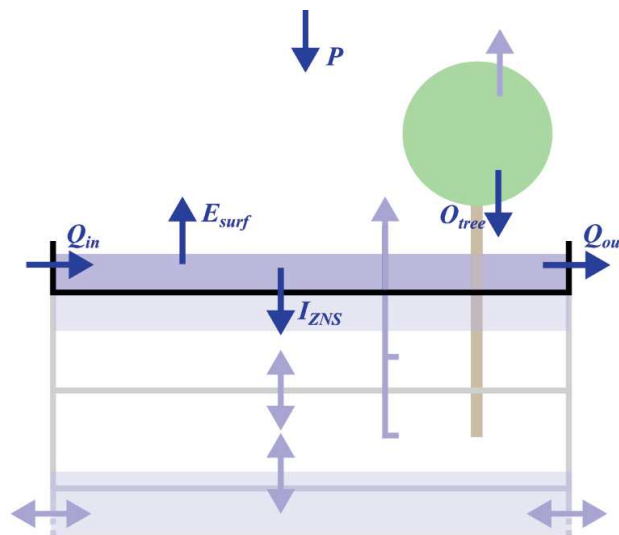


Figure 2-24 : Schématisation de l'approche de modélisation des ouvrages d'infiltration. Seuls les flux impactant directement le bilan du réservoir de surface (équation 2-59) sont indiqués. Les flèches plus claires représentent les flux calculés par les autres modules.

Un ouvrage d'infiltration est représenté par un réservoir caractérisé par une surface et une profondeur  $hl$ , considérée constante au sein de l'ouvrage. Le rôle des pentes est de ce fait négligé (hypothèse de berges verticales).

Le fonctionnement de ce réservoir est identique à celui du réservoir de surface du profil « naturel » (cf. 2.2.2.2), à l'exception des termes de ruissellement entrant  $Q_{in}$  (m) et sortant  $Q_{out}$  (m). La prise en compte de ces flux conduit à l'équation bilan suivante pour le réservoir de surface :

$$S_{OI}(t) = S_{OI}(t - \Delta t) + [Q_{in}(t - \Delta t) + P(t) \cdot (1 - f_{tree}) + O_{tree}(t) \cdot f_{tree} - E_{surf}(t) - I_{ZNS}(t) - Q_{out}(t)] \cdot \Delta t \quad (2-59)$$

Avec  $S_{OI}$  (m) la lame d'eau contenue dans le réservoir,  $f_{tree}$  la proportion de la surface de l'ouvrage qui est couverte par de la végétation haute (entre 0 et 1) et  $O_{tree}$  le drainage depuis la végétation.

Le débit sortant  $Q_{out}$  est modélisé suivant une relation non linéaire à trois paramètres (équation (2-60)) s'inspirant de celle utilisée dans le modèle SWMM (Rossman, 2010). Cette paramétrisation permet de modéliser différents modes d'évacuation aval : débordement simple ( $A = C = 1$  et  $B = hl$ ), seuil rectangulaire ( $A = Cte$ ,  $B =$  hauteur du seuil et  $C = 1,5$ ), orifice ( $A = Cte$ ,  $B =$  hauteur de l'orifice et  $C = 0,5$ ), etc. Du fait de l'échelle temporelle associée à ce processus, une discrétisation plus fine du pas de temps est possible pour le calcul de ce flux (jusqu'à la seconde).

$$Q_{out}(t) = A \max(S_{OI} - B, 0)^C \quad (2-60)$$

Le débit entrant  $Q_{in}$  correspond à la somme des débits de ruissellement de surface (depuis les EHUs directement connectés) et du débit sortant du (des) élément(s) amont(s) du réseau hydrographique (e.g. ouvrage d'infiltration amont, conduite de réseau). Ce point est précisé dans la section suivante.

Le calcul des autres flux est réalisé par les fonctions d'ores et déjà implémentées dans le modèle. Le calcul du drainage par la végétation  $O_{tree}$  et de l'évaporation  $E_{surf}$  est décrit dans la section 2.2 (équations 2-4 à 2-6 et 2-8, respectivement). Les développements présentés dans la section 2.3 sont exploités pour le calcul de l'infiltration  $I_{surf}$ , du fonctionnement de la zone non-saturée (évolution du profil de teneur en eau, transpiration et échanges avec la nappe) et des fluctuations de la nappe sous l'ouvrage. L'utilisation de ces modules permet de tenir compte de sols homogènes ou stratifiés.

### 2.4.1.2. Intégration dans le modèle

Les ouvrages d'infiltration constituent à la fois des éléments de la discrétisation spatiale et du réseau hydrographique. Leur introduction dans le modèle est ainsi associée à l'ajout d'un profil dédié dans les EHUs et d'un type d'élément de réseau spécifique.

#### A) Intégration dans la discrétisation de surface

Un profil d'occupation des sols « ouvrage d'infiltration » est introduit dans le modèle. Il permet de matérialiser l'emprise spatiale de ces objets sur le domaine et de tenir compte de leurs spécificités dans le calcul (e.g. capacité du réservoir de surface, calcul du ruissellement).

L'ouvrage peut tout d'abord constituer un EHU à part entière (constitué uniquement d'un profil « ouvrage d'infiltration »), ce qui présente un intérêt notamment pour des ouvrages de grande dimension ou intersectant plusieurs EHUs (Figure 2-25 A). Ce point implique toutefois une modification de la discrétisation de surface pour introduire ces objets et déduire en conséquence les surfaces correspondantes des parcelles concernées.

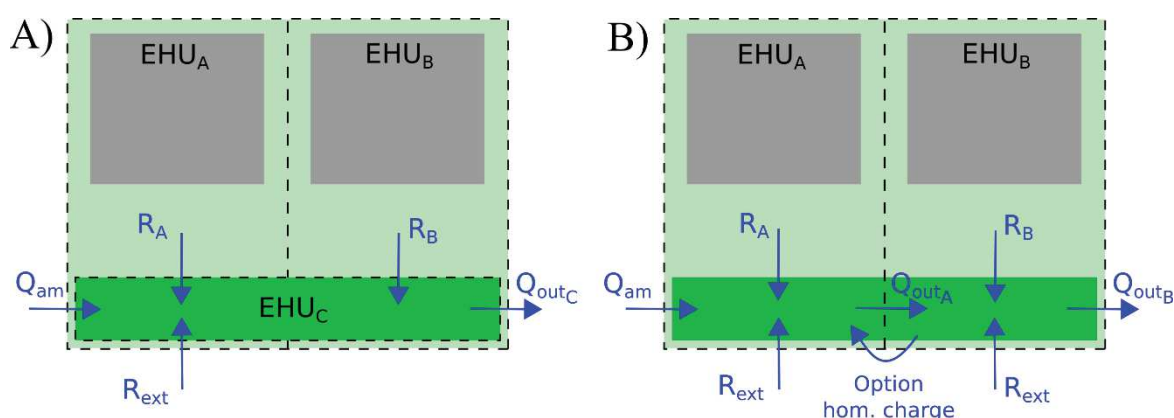


Figure 2-25 : Intégration des ouvrages d'infiltration à la discrétisation – cas d'un ouvrage intersectant deux EHUs (EHU<sub>A</sub> et EHU<sub>B</sub>). A) Création d'un EHU<sub>C</sub> dédié. B) Connexion des profils « ouvrage d'infiltration » sans créer d'EHU spécifique (avec option éventuelle d'homogénéisation de la charge).  $Q_{am}$  : débit depuis un élément amont du réseau hydrographique (ouvrage ou réseau EP) –  $R_A$ ,  $R_B$  et  $R_{ext}$  : ruissellement de surface provenant respectivement des EHU<sub>A</sub> et EHU<sub>B</sub> et d'autres EHU connectés –  $Q_{out}$  : débit sortant de l'ouvrage.

L'ouvrage peut également n'être matérialisé que par la surface du profil « ouvrage d'infiltration » sur l'EHU (sans créer un EHU spécifique) (Figure 2-25 B). Dans ce cas, l'option de découpage du maillage en souterrain permet éventuellement une adaptation à la géométrie infra-parcelle pour « localiser » l'ouvrage vis-à-vis du compartiment souterrain et ainsi estimer plus précisément les conditions hydriques et fluctuations de nappe au droit de l'ouvrage. Afin de permettre de modéliser des ouvrages intersectant plusieurs EHUs dans ce cas (sans

modification de la discrétisation suivant les parcelles cadastrales), un débordement simple (équation (2-60)) avec  $A = C = 1$  et  $B = 0$  peut être appliqué pour les connexions internes à l'ouvrage ( $Q_{outA}$  sur la Figure 2-25 B). Une option permet d'homogénéiser la charge hydraulique en fin de pas de temps afin d'éviter une accumulation artificielle dans l'élément aval.

#### *B) Intégration dans le réseau hydrographique*

Un type d'élément de réseau « ouvrage d'infiltration » est ajouté au réseau hydrographique dans le modèle. Il vise à activer des options de transfert spécifiques à ces ouvrages, permettant en particulier de calculer le volume sortant suivant l'équation (2-60) et de réaliser le transfert des volumes entre EHUs (initialement chaque EHU était directement connecté à un élément de réseau hydrographique et le transfert entre EHUs n'était pas possible).

En tant qu'éléments du réseau hydrographique, les ouvrages d'infiltration sont intégrés au module de transfert (parcours itératif des branches du réseau hydrographique, d'amont en aval, en fin de pas de temps). Lorsqu'un ouvrage d'infiltration est rencontré dans ce calcul :

- le stock de surface du profil « ouvrage d'infiltration » de l'EHU est actualisé par ajout du volume entrant provenant des écoulements de surface (des autres profils de l'EHU ou d'autres EHUs) et du (des) élément(s) amont(s) du réseau hydrographique (ouvrage d'infiltration amont ou conduite du réseau EP) ;
- le débit sortant, calculé suivant l'équation (2-60), est utilisé en remplacement du débit calculé via le schéma de Muskingum. Si l'élément aval est une conduite de réseau, le débit sortant de l'ouvrage d'infiltration constitue alors le débit entrant utilisé dans le schéma de Muskingum pour cet élément ;
- dans le cas où l'option d'homogénéisation de la charge entre ouvrages connectés est appliquée, la moyenne est effectuée lorsque le calcul atteint l'ouvrage aval.

Cette approche permet d'intégrer les ouvrages dans le calcul du transfert dans le réseau hydrographique sans perturber le reste de ce calcul. Il convient de noter que le volume transféré à un ouvrage est intégré au calcul du bilan dans l'ouvrage au pas de temps suivant (i.e. l'abattement ne tient pas compte du ruissellement entrant au temps  $t$ ). Au vu du pas de temps utilisé dans le modèle (~5 min), le décalage introduit par cette hypothèse est supposé mineur. Par ailleurs, il s'agit ici de représenter des ouvrages assurant une rétention des eaux pluviales et non des dispositifs assurant un transfert de l'eau de pluie (e.g. fossé).



## 2.4.2. Modélisation des parcelles agricoles et naturelles

Une représentation simplifiée des parcelles agricoles et naturelles est intégrée dans le modèle. Il ne s'agit pas ici de développer un module décrivant précisément le fonctionnement de ces secteurs mais d'être en mesure de tenir compte des spécificités de ces parcelles du point de vue de leur composition (e.g. volume de stockage en surface, drainage agricole) et du ruissellement (écoulements de surface entre parcelles).

### 2.4.2.1. Calcul des flux

La modélisation du fonctionnement de surface est basée sur une organisation identique à celle utilisée pour le profil « naturel » (cf. 2.2.2.2), hormis pour les termes de ruissellement entrant  $Q_{in}$  (m) et sortant  $Q_{out}$  (m). La prise en compte de ces flux conduit à l'équation bilan suivante pour le réservoir de surface :

$$S_{surf}(t) = S_{surf}(t - \Delta t) + [Q_{in}(t - \Delta t) + P(t) \cdot (1 - f_{tree}) + O_{tree}(t) \cdot f_{tree} - E_{surf}(t) - I_{ZNS}(t) - Q_{out}(t)] \cdot \Delta t \quad (2-61)$$

La modélisation du ruissellement sortant  $Q_{out}$  s'inspire de la méthode implémentée dans le modèle PUMMA (Jankowsky, 2011). Elle repose sur une application de l'équation de Manning-Strickler en faisant l'hypothèse d'une pente de la ligne de charge égale à la pente du sol et d'un rayon hydraulique égal à la hauteur d'eau (négligeable devant la largeur de l'écoulement) :

$$Q_{out}(t) = K_s i^{1/2} h^{5/3} L \quad (2-62)$$

Avec  $K_s$  ( $m^{1/3} s^{-1}$ ) le coefficient de Strickler caractérisant la rugosité de la surface,  $i$  (-) la pente du sol,  $h$  (m) la hauteur d'eau et  $L$  la longueur par laquelle sort le ruissellement. Cette longueur est approchée par la racine carrée de la surface de la parcelle. Du fait de l'échelle temporelle associée à ce processus, une discrétisation plus fine du pas de temps est possible pour le calcul de ce flux (jusqu'à la seconde).

Le débit entrant  $Q_{in}$  correspond à la somme des débits de ruissellement de surface provenant d'éventuels bâtiments ou chaussées sur la parcelle et du débit sortant du (des) parcelles(s) amont(s). Ce point est précisé dans la section suivante.

Le calcul des autres flux intervenant dans le bilan du réservoir de surface (équation (2-61)) et dans le compartiment souterrain est réalisé en exploitant les fonctions d'ores et déjà implémentées dans le modèle et décrites dans les sections 2.2 et 2.3.

Dans le cas où la parcelle est drainée, le rôle des drains est représenté de manière simplifiée en exploitant le module d'exhaure présentée dans la section 2.3, i.e. sans tenir compte du détail du réseau de drain. Les volumes drainés sont redirigés vers un élément du réseau hydrographique (e.g. fossé, conduite de réseau, bassin).

#### **2.4.2.2. Intégration dans le modèle**

A l'instar des ouvrages d'infiltration, les parcelles agricoles constituent à la fois des éléments de la discrétisation spatiale et du réseau hydrographique. Leur introduction dans le modèle est ainsi associée à l'ajout d'un profil et un type d'élément de réseau spécifique.

##### *A) Intégration dans la discrétisation de surface*

Un profil d'occupation des sols « agricole » est introduit dans le modèle. Il permet de tenir compte des spécificités de ces parcelles dans le calcul (e.g. capacité du réservoir de surface, calcul du ruissellement).

La discrétisation de surface en EHU, supposant une connexion assez proche du réseau hydrographique (voirie ou réseau enterré), est adaptée au fonctionnement hydrologique des zones urbaines. Elle est moins pertinente dans le cas de parcelles agricoles ou de zones naturelles. La discrétisation de ces zones dans la suite du travail repose sur un sous-découpage des parcelles agricoles suivant la topographie (c.f. 4.3.3.1). Cette approche vise à permettre une estimation cohérente du ruissellement agricole tout en conservant les limites initiales des parcelles si elles existent (parcelles agricoles). Ce dernier point vise à permettre une attribution plus cohérente des caractéristiques (en particulier de la couverture végétale) et à tenir compte des fossés fréquemment implantés en limites de parcelles.

##### *B) Intégration dans le réseau hydrographique*

Pour tenir compte des spécificités du transfert du ruissellement associé aux secteurs naturels et agricoles, un type d'élément de réseau *agricole* est ajouté au modèle.

L'intégration dans le schéma de transfert du ruissellement est similaire à celle des ouvrages d'infiltration et permet 1) d'affecter les volumes de ruissellement entrants au stock des parcelles et 2) d'utiliser le débit sortant calculé suivant l'équation (2-62) en remplacement du débit calculé par le schéma de Muskingum. Elle souffre également des mêmes limites, le calcul du ruissellement sortant ne tenant pas compte du ruissellement entrant au temps  $t$ . Ce point est jugé acceptable au vu des objectifs de ce travail, du pas de temps utilisé dans le modèle et de la dimension des éléments, mais devra être corrigé dans le cadre de développements ultérieurs.

### **2.4.3. Modélisation de l'évapotranspiration**

Outre les développements présentés dans la section 2.3, des modifications complémentaires ont été apportées au calcul de l'évapotranspiration afin de limiter l'évapotranspiration par la valeur de l'ETP et de permettre une prise en compte minimale de l'hétérogénéité spatiale du profil racinaire.

#### **2.4.3.1. Limitation de l'évapotranspiration**

Le calcul initial permettait que la somme de l'évaporation (feuillage et stock de surface) et de la transpiration dépasse l'ETP. Une limitation partielle était imposée en considérant la transpiration nulle si une lame d'eau était présente (i) en surface du sol pour le profil « naturel » ou (ii) sur le feuillage pour le profil « voirie ». Certains contextes (e.g. très humides) conduisaient toutefois à une somme dépassant l'ETP. Une limitation du flux d'évapotranspiration par la valeur de l'ETP a donc été introduite. Elle s'applique à chaque pas de temps et pour chaque profil des EHUs. Elle se matérialise dans le calcul par une déduction itérative du volume d'ETP satisfait à chaque étape du calcul : évaporation depuis le feuillage, transpiration par la végétation, évaporation depuis le stock de surface. Ce choix résulte d'une organisation du calcul dans le modèle ne permettant pas la modélisation simultanée de ces flux et limitant la possibilité d'une correction a posteriori en cas de dépassement de l'ETP. Suite à cette modification, la limitation de la transpiration sur le profil « naturel » en présence d'une lame d'eau en surface du sol a été désactivée dans le nouveau module.

#### **2.4.3.2. Hétérogénéité du profil racinaire**

Initialement, le profil racinaire était considéré homogène verticalement et identique en tout point du domaine de modélisation. Les développements présentés dans la section 2.3 permettent de tenir compte d'un profil racinaire verticalement hétérogène. En complément, le paramètre contrôlant la profondeur racinaire a été scindé en deux paramètres caractérisant la profondeur racinaire de la végétation haute et basse. La profondeur racinaire moyenne sur chaque EHU est déterminée en début de calcul et correspond à la moyenne de ces deux profondeurs, pondérée par la surface couverte par la végétation haute et basse (donnée d'entrée dans le modèle). Cette option de modélisation, n'ayant une incidence que si les profondeurs indiquées sont différentes, permet une prise en compte approximative de l'hétérogénéité spatiale de la profondeur racinaire en exploitant les données d'entrée initiales.

## 2.5. Conclusion de la partie 2

Le modèle URBS permet la simulation continue et distribuée de l'ensemble du fonctionnement hydrologique de secteurs urbanisés. La description initiale du compartiment souterrain et des ouvrages d'infiltration présentait toutefois différentes limites nécessitant des développements complémentaires.

Ces éléments ont de ce fait été consolidés de manière ciblée. Les développements complémentaires reposent sur une description qui reste relativement simple du milieu et des processus en accord avec les objectifs poursuivis dans le cadre de cette thèse. La représentation du compartiment souterrain a été enrichie et consolidée pour simuler plus finement les écoulements en zone non-saturée et saturée et permettre de modéliser une plus grande variété de sols, d'aquifères et de structures souterraines. Ces développements ont été évalués par comparaison avec des modèles de référence : FEFLOW pour la partie saturée et HYDRUS 1D pour la zone non saturée.

Un nouveau module de représentation des ouvrages d'infiltration a été introduit pour tenir compte de manière plus détaillée de la limitation aval du débit et des interactions avec le compartiment souterrain. Par ailleurs, une représentation simplifiée des parcelles agricoles et naturelles a été introduite.

Ces développements permettent d'aboutir à un cadre de modélisation adapté à une évaluation des effets des stratégies d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique global de bassins versants urbanisés dans des contextes climatiques, hydrogéologiques et d'occupation des sols variés.



# Partie 3.

## Identification des facteurs et mécanismes influençant la réponse hydrologique du bassin versant à une infiltration à la source des eaux pluviales

### Sommaire

<b>3.1. Introduction .....</b>	<b>112</b>
<b>3.2. Influence des interactions entre surface et subsurface sur l'impact hydrologique de l'infiltration.....</b>	<b>114</b>
3.2.1. Introduction .....	115
3.2.2. Materials and methods.....	116
3.2.3. Results .....	120
3.2.4. Discussion .....	133
3.2.5. Conclusion.....	136
3.2.6. Synthèse en français .....	138
<b>3.3. Facteurs contrôlant la réponse du bassin à l'infiltration.....</b>	<b>141</b>
3.3.1. Méthode.....	142
3.3.2. Résultats .....	156
3.3.3. Discussion et conclusion de la section 3.3 .....	217
<b>3.4. Conclusion de la partie 3 .....</b>	<b>224</b>

### 3.1. Introduction

Cette partie vise à apporter des éléments de compréhension quant à l'impact des stratégies d'infiltration à la source des eaux pluviales sur le fonctionnement hydrologique des milieux urbanisés. Il s'agit de préciser les caractéristiques du contexte naturel, urbain et de la stratégie d'infiltration, ainsi que les processus et interactions susceptibles d'influencer cet impact. Plus particulièrement, cette partie s'attache à apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

*Q1 : Quelles conséquences une infiltration généralisée des pluies courantes sur un secteur d'un bassin versant urbanisé a-t-elle sur le fonctionnement hydrologique de ce bassin versant ?*

*Q2 : Quelles caractéristiques du contexte (naturel ou urbain) et des stratégies d'infiltration conditionnent ces conséquences ?*

*Q3 : Comment les interactions entre volumes infiltrés, nappe et structures souterraines influencent-elles ces conséquences en contexte de nappe peu profonde ?*

Il ne s'agit pas d'apporter une réponse universelle à ces questions mais d'améliorer la compréhension du rôle des paramètres et mécanismes en jeu et de dégager des tendances. Par ailleurs, l'objectif secondaire de cette partie est d'apporter des éléments de compréhension quant aux conditions d'applicabilité des modèles distribués pour l'étude du fonctionnement hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à une infiltration des eaux pluviales.

Pour répondre à ces objectifs, l'approche repose sur la simulation numérique, à l'aide du modèle URBS, d'un ensemble varié de bassins versants fictifs. Ces bassins sont construits pour représenter de manière simplifiée mais réaliste des milieux urbanisés, tant dans les dimensions que dans les caractéristiques physiques des éléments naturels et anthropiques les composant. Sans viser l'exhaustivité, ces bassins comprennent des configurations classiques d'aménagement urbain et de stratégies de gestion des eaux pluviales rencontrées actuellement. Le choix d'exploiter des bassins fictifs repose avant tout sur la volonté de considérer une large diversité de contextes climatiques, urbains et hydrogéologiques. Il n'était en effet pas envisageable de constituer un ensemble de bassins versants urbanisés suffisamment hétérogène de ce point de vue, sur lesquels une infiltration à la source systématique ait été mise en œuvre et pour lesquels l'on aurait disposé de suffisamment d'observations. Raisonner sur des bassins fictifs permet par ailleurs d'isoler certaines caractéristiques de ces contextes et bassins afin de se focaliser sur le rôle des facteurs et les mécanismes à l'œuvre. Cela permet enfin d'assurer une certaine maîtrise du

fonctionnement hydro(géo)logique. La complexité du fonctionnement de milieux réels aurait en effet rendu difficile la compréhension et l'identification du rôle des différents paramètres, processus et interactions.

Cette partie est divisée en deux sous-parties. La première sous-partie consiste en une évaluation préalable à l'étude systématique menée en deuxième partie, de l'influence des interactions entre volumes infiltrés, nappe et structures souterraines sur les effets de l'infiltration en contexte de nappe peu profonde. Il s'agit notamment de préciser le niveau de détail requis pour les modélisations ultérieures. La seconde sous-partie consiste en une évaluation générique des effets potentiels de l'infiltration et des caractéristiques du contexte les influençant. Elle repose sur la simulation continue du fonctionnement hydrologique d'un large ensemble de bassins versants urbanisés fictifs de faible extension durant quatre années.



### **3.2. Influence des interactions entre surface et subsurface sur l'impact hydrologique de l'infiltration**

Cette partie présente une investigation numérique de l'influence des interactions entre compartiments de surface et souterrains sur la réponse hydrologique du milieu à une infiltration à la source des eaux pluviales.

Cette partie est constituée d'un article en révision dans la revue *Urban Water Journal* :

William Pophillat, Jérémie Sage, Fabrice Rodriguez, Isabelle Braud (2022), *Consequences of interactions between stormwater infiltration systems, shallow groundwater and underground structures at the neighborhood scale*, Urban Water Journal

La numérotation des titres, figures et équations a été adaptée pour une meilleure intégration dans le manuscrit.

Une synthèse en français est présentée en fin de partie.

### 3.2.1. Introduction

To mitigate urbanization impacts on surface and subsurface hydrology, stormwater management increasingly relies on small, decentralized infiltration systems. These systems are associated with various objectives, including the control of runoff and pollutant fluxes or the restoration of groundwater recharge. They are commonly classified as Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS).

At the plot scale, a key concern is to correctly estimate the groundwater mounding beneath the SUDS which is likely to affect neighboring underground features (e.g. building foundations, sewer pipes) but also the functioning of the SUDS (Locatelli et al., 2015). The amplitude and dynamics of the mounding are controlled by the characteristics of the SUDS, the rain event, the hydrogeological context (Nimmer et al., 2009) and by surrounding conditions. The mounding may overlap with that of neighboring SUDS (Endreny and Collins, 2009) or be intercepted by sewer pipe trenches (Thompson et al., 2020). However, the influence of nearby underground structures (sewer pipes, foundations, drain) on the mounding magnitude and dynamics is poorly documented although they are likely to affect groundwater flows and levels (Attard et al., 2016b).

At the city scale, the low proportion of infiltrated volumes returned to the atmosphere by evapotranspiration and the presence of anthropogenic recharge sources (e.g. leakage from water supply networks, excessive irrigation) introduce a potential over-recharge of the aquifer that may result in a water table rise above pre-development level (Göbel et al., 2004; Locatelli et al., 2017). The water table rise may increase groundwater seepages into sewer pipes (Kidmose et al., 2015; Rodriguez et al., 2020) and cause groundwater resurgences (Locatelli et al., 2017). These consequences are exacerbated in shallow water table environments. In such contexts, SUDS implementation therefore requires special attention (Zhang and Chui, 2019).

The evaluation of the hydrological impacts of stormwater infiltration is largely based on modeling. Hydrological models usually rely on simplified descriptions of actual composition and hydrological functioning of the subsurface compartment (Pophillat et al., 2021). For instance, the coupling between surface and subsurface hydrology is usually one-way, limiting the ability to account for subsurface feedbacks to the surface. Additionally, apart from a few studies that take into account groundwater seepages into sewer pipes (Kidmose et al., 2015), modeling approaches commonly neglects interactions between groundwater and underground structures. The literature provides only a partial understanding of the consequences of such hypotheses for

the evaluation of stormwater infiltration strategies, especially in shallow groundwater environments.

The purpose of this paper 1) is to provide insights into the potential influence of interactions between sur-face hydrology, groundwater and underground structures on SUDS functioning and on their hydrological effects in shallow groundwater environment and 2) to discuss the implications for the modeling of urbanized areas with SUDS. The role of the various processes and interactions is investigated through the modeling of a hypothetical urban area for which different scenarios regarding the underground compartment are considered. The study area has a limited spatial extension ( $0.25 \text{ km}^2$ ), similar to that of an urban neighborhood or a small catchment. This extension, in the range identified by Golden and Hoghooghi (2017) for evaluating the effect of LIDs and their interactions, is adapted to the scale of the phenomena studied. It allows considering multiple SUDS and the spatial variability of urban surface and underground features.

### **3.2.2. Materials and methods**

#### **3.2.2.1. Hypothetical watershed**

The hypothetical watershed is shown in Figure 3-1. The domain has a 500 m x 500 m extension, a constant thickness of 10 m and a uniform slope of 1 %. Impervious areas (streets, parking, buildings) amount for 66 % of the watershed. The remaining 34% consist of green spaces and SUDS. The area is divided in 11 sub-basins for which all impervious surfaces and green spaces are connected to SUDS (10 swales (S1 to S10) and an infiltration basin (I1)). The latter are designed to manage the first 10 mm of runoff over their drainage area.

SUDS locations and associated drainage areas are shown in Figure 3-1. Depending on the scenario (section 3.2.2.2), different underground structures (sewer pipes, building foundations with or without drainage system) are included separately or cumulatively. Their location is shown in Figure 3-1 and their characteristics are described in section 3.2.2.2.

Soil properties are homogeneous throughout the domain. The groundwater level is imposed at the upstream and downstream boundaries (respectively left and right limits in Figure 3-1) at a depth of 3 m. The lateral boundaries (upper and lower boundaries in Figure 3-1) and the bedrock are impermeable. The overall groundwater flow is thus oriented along the main slope.

The hydrological functioning of this environment is assessed over one year using rainfall (6 min) and PET (hourly, disaggregated from daily) records of year 2013 from the Trappes meteorological station (Paris Region, France, 48.77 °N - 2.01 °E) (Figure 3-1).

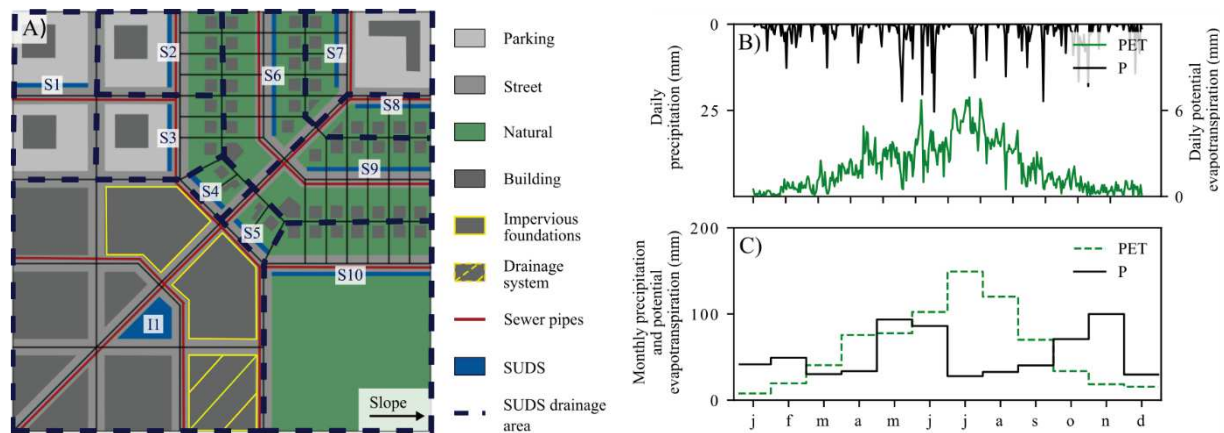


Figure 3-1 : Description of the modeled case. Top view of the domain (A): spatial distribution of land use types, underground structures and SUDS (swales S1 to S10 and infiltration basin I1). Meteorological input used for the simulation aggregated to daily (B) and monthly (C) time steps.

### 3.2.2.2. Scenarios

24 scenarios are designed, varying in soil types, underground configuration and SUDS implementation. Their main characteristics and the denominations used hereafter are described in Table 3-1.

Table 3-1 : Summary of modeling scenarios and corresponding denominations.

Underground configuration	Objective	Conventional drainage system		Sustainable urban drainage system	
		Sandy Loam	Sand	Sandy Loam	Sand
No water table nor underground structure (FD) - free drainage condition imposed at a depth of 3 m	Basis for assessing the influence of the water table	FD <sub>CONV</sub> – Soil 1	FD <sub>CONV</sub> – Soil 2	FD <sub>SUDS</sub> – Soil 1	FD <sub>SUDS</sub> – Soil 2
Water table without underground structure (GW)	Assessing the role of the water table	GW <sub>CONV</sub> – Soil 1	GW <sub>CONV</sub> – Soil 2	GW <sub>SUDS</sub> – Soil 1	GW <sub>SUDS</sub> – Soil 2

	Basis for assessing the role of underground structures				
Water table with sewer pipes at a depth of 2 m (SP) - conductance of the pipe/trench system set at $10^{-6} \text{ ms}^{-1}$ (pipe in relatively good condition (Karpf & Krebs, 2011))	Assessing the role of sewer pipes	$SP_{\text{CONV}} - \text{Soil 1}$	$SP_{\text{CONV}} - \text{Soil 2}$	$SP_{\text{SUDS}} - \text{Soil 1}$	$SP_{\text{SUDS}} - \text{Soil 2}$
Water table with impervious building foundations reaching a depth of 5 m (IF)	Assessing the role of impervious building foundation	$IF_{\text{CONV}} - \text{Soil 1}$	$IF_{\text{CONV}} - \text{Soil 2}$	$IF_{\text{SUDS}} - \text{Soil 1}$	$IF_{\text{SUDS}} - \text{Soil 2}$
Water table with a building equipped with a drainage system designed to lower the water table at the foundation bottom (DF)	Assessing the role of building foundations equipped with drainage systems	$DF_{\text{CONV}} - \text{Soil 1}$	$DF_{\text{CONV}} - \text{Soil 2}$	$DF_{\text{SUDS}} - \text{Soil 1}$	$DF_{\text{SUDS}} - \text{Soil 2}$
Water table with all underground structures described above (CE)	Assessing the cumulative influence of underground structures	$CE_{\text{CONV}} - \text{Soil 1}$	$CE_{\text{CONV}} - \text{Soil 2}$	$CE_{\text{SUDS}} - \text{Soil 1}$	$CE_{\text{SUDS}} - \text{Soil 2}$

Two soils are considered in order to highlight the hydrogeological context influence: a sandy loam (soil 1) and a sand (soil 2). Their characteristics are listed in Table 3-2.

*Table 3-2 : Brooks and Corey parameters for the two modeled soil types (Rawls et al., 1982)*

Soil type	Saturated hydraulic conductivity ( $\text{mm h}^{-1}$ )	Saturated water content (-)	Residual water content (-)	Shape parameter $\alpha$ ( $\text{mm}^{-1}$ )	Shape parameter $n$ (-)
Sandy loam	25.9	0.453	0.041	0.00682	0.322
Sand	210	0.437	0.02	0.0138	0.592

Six underground configurations are used to assess the influence of underground components. They are described in Table 3-1.

Simulations for the 2×6 scenarios regarding soil type and underground configuration are conducted with and without SUDS (e.g. 24 scenarios). The aim is to evaluate the influence of SUDS implementation on underground components. The description provided in 3.2.2.1 is adapted to simulate the catchment functioning with a conventional drainage system without SUDS: the runoff from the 11 sub-basins is directly conveyed to the sewer network and SUDS objects are simply replaced by green spaces (e.g. the impervious cover remains unchanged).

Pairwise comparisons of these scenarios are used to evaluate the influence of underground features (and associated interactions), with and without SUDS and under different soil conditions.

### **3.2.2.3. Modeling approach**

The various scenarios are simulated using the URBS model (Rodriguez et al., 2008) which allows for continuous simulations of the hydrological functioning of urbanized watersheds. The calculation is based on a watershed discretization into urban hydrological elements (UHEs), each composed of a cadastral parcel and half of the associated street segment. For each UHE, flows and storage are computed at each time step by land use profile (natural, street, building and stormwater management structures) considering, among others, interception by vegetation, evaporation from surface storage and vegetation, infiltration, runoff, transpiration from soil storage and exchanges with groundwater (considering capillary upwelling from the water table). URBS can simulate runoff transfer through the urban drainage system considering different stormwater source control management devices. Groundwater flows are modeled by a 2D application of Darcy's law on a subsurface mesh built by subdividing UHEs into triangle elements, considering drains and wells, ground-water seepage in sewer pipes and barrier effect generated by impermeable structures. For more details, readers may refer to Rodriguez et al. (2008) for the surface hydrology representation and to Pophillat et al. (2021) for the underground compartment representation.

The hypothetical area is discretized into 70 UHEs varying from 1100 to 40000 m<sup>2</sup> (Figure 3-1). The subsurface is discretized into 1238 triangular meshes (varying from 7 to 5821 m<sup>2</sup>) with a refinement in the vicinity of underground structures and SUDS. The soil is vertically discretized from the surface to the bedrock into ten reservoirs of 0.5 m thickness topping one reservoir of 5 m thickness.

Tree coverage is set at 20 % for street profiles and 50 % for natural and SUDS profiles. The tree interception reservoir capacity is set at 1 mm. The average depth of the root profile on vegetated areas is set at 50 cm. The storage capacity of the surface reservoirs is set at 0.5 mm

for building, 1.5 mm for streets and 4 mm for natural areas (Rodriguez et al., 2008). The storage capacity of SUDS is calculated as the volume resulting from a 10 mm water depth over their drainage area. This value is one of the permanent rainfall retention targets for Paris region (DRIEE, 2020) and is thus consistent with the meteorological records used for the simulations

The simulations are carried out over a continuous period using a 6 min time step. An initialization of subsurface storage conditions is performed by repeating the one-year meteorological record described above (year 2013 from Trappes station) until a negligible variation ( $< 1\%$ ) in infiltration, evapotranspiration, groundwater recharge and groundwater level is achieved between two consecutive repetitions. The analysis is then conducted over the last repetition, e.g., a one-year period with stable initial conditions.

### 3.2.3. Results

Figure 3-2 provides an overview of the results associated with the 24 scenarios. It allows comparing water balance and subsurface storage conditions depending on the underground component considered for simulations and soil types, with or without SUDS. A more detailed analysis of the differences between the scenarios is provided in subsequent sections and figures.

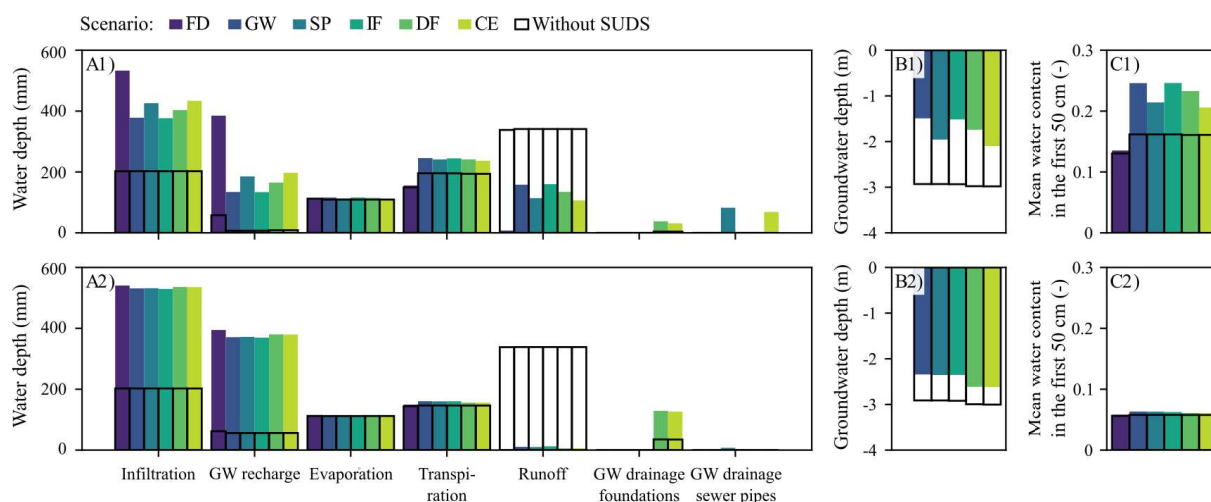


Figure 3-2 : Overall simulation results for the sandy loam (1) and the sand (2). Components of the water budget (A), average groundwater depth (B) and average water content in the first 50 cm (C) over the whole domain and simulation time.

### **3.2.3.1. Results without underground structures (GW versus FD and UGW scenarios)**

#### *A) SUDS effects on groundwater levels*

SUDS significantly increase the groundwater recharge (Figure 3-2 A1 and A2) and, consequently, the average groundwater level (Figure 3-2 B1 and B2) for both soils. Although the recharge is higher for soil 2 (Figure 3-2 A), the higher aquifer transmissivity allows a faster lateral discharge of infiltrated volumes which results in a lower water table rise than for soil 1 (Figure 3-2 B1 and B2).

The water table rise is highly heterogeneous (Figure 3-3 C1 and C2). For soil 1, SUDS cause a widespread rise (Figure 3-3 C1). In the northern part of the domain, mounding beneath neighboring SUDS overlap and produce a large area where the average groundwater depth (GWD) is below 0.5 m (Figure 3-3 C1). The GWD also tends towards 0 in the infiltration basin indicating a quasi-permanent connection with the water table (Figure 3-3 C2). For soil 2, the high aquifer transmissivity limits water table fluctuations and only the infiltration basin causes a water table rise that affect mean groundwater levels (Figure 3-3 C2).

Stormwater infiltration also results in larger fluctuations of the mean groundwater level with both large seasonal variations, driven by rainfall seasonality, and faster variations in response to concentrated recharge in SUDS (Figure 3-3 A1 and A2).



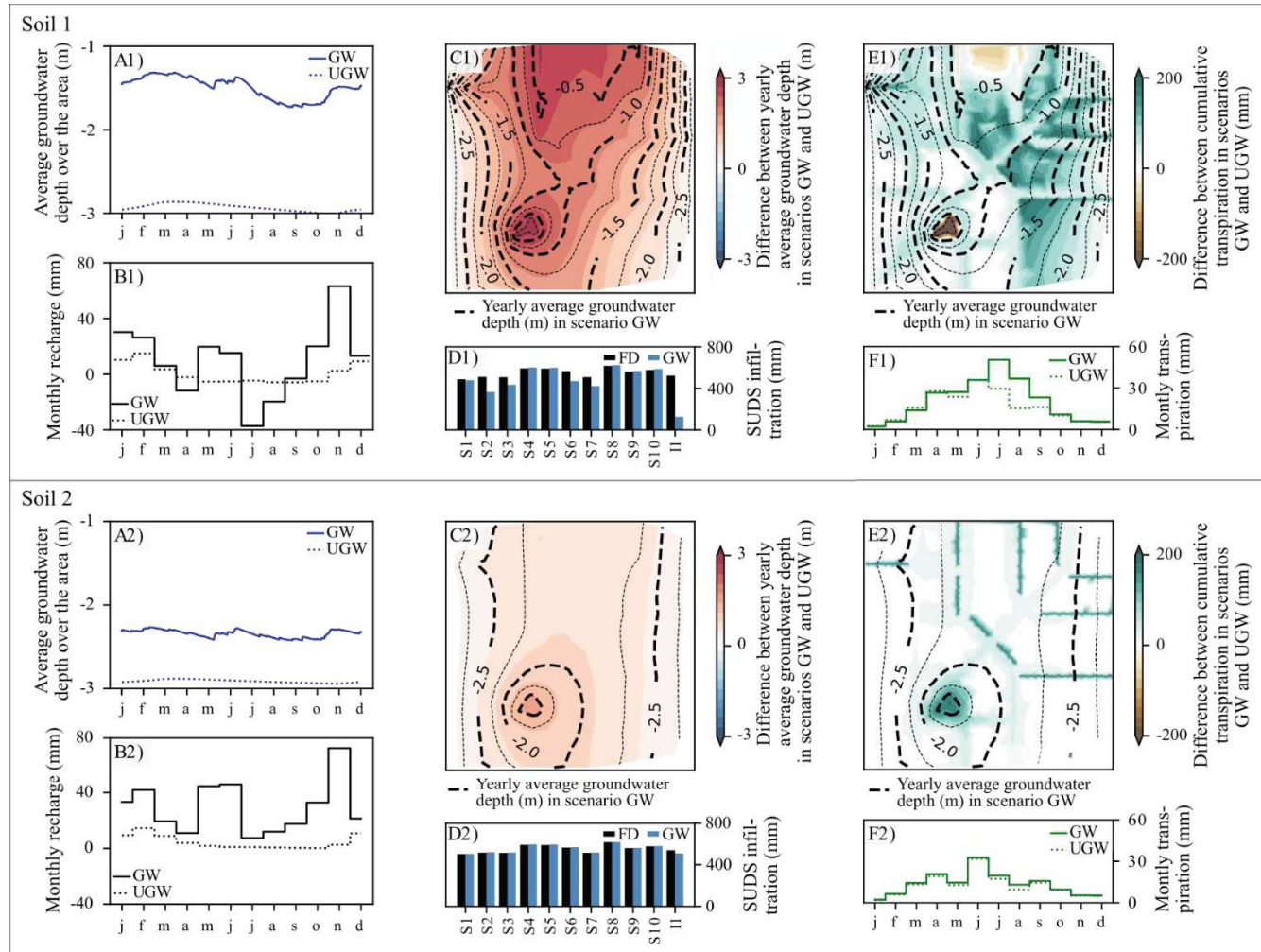


Figure 3-3 : Simulation results for scenario  $GW_{SUDS}$  (without underground structure) for soil 1 (sandy loam) and 2 (sand). Comparison with scenario  $GW_{CONV}$  (corresponding scenario without SUDS) to assess the SUDS influence on average groundwater depth over the domain (A), on monthly groundwater recharge over the domain (B) on yearly average groundwater depth at each point of the domain (C), on cumulative transpiration at each point of the domain (E) and on monthly transpiration over the domain (F). Comparison with scenario  $FD_{SUDS}$  (no interactions with groundwater) to assess the groundwater influence on infiltration within SUDS (D).

### *B) Influence of groundwater on the SUDS functioning*

For soil 1, the sharp water table rise beneath the infiltration basin and the northern swales (S2, S3, S6 and S7) significantly reduces infiltration within these SUDS infiltration (-149 mm compared to scenario  $FD_{SUDS}$ ) and consequently runoff at the catchment scale (Figure 3-2 A1). For soil 2, as the water table rise beneath SUDS is less pronounced, local connections between SUDS and groundwater are far more limited (Figure 3-3 C2) and their consequences on the water budget are negligible (-9 mm of infiltration compared to scenario  $FD_{SUDS}$ ; Figure 3-2-A2).

### *C) SUDS effects on transpiration*

SUDS only slightly increase the transpiration for soil 1 and this effect is almost negligible for soil 2 (Figure 3-2 A1 and A2). The relative influence on this flux is very low compared to that on infiltration (Figure 3-2 A1 and A2). This explains the sharp increase of groundwater recharge shown in Figure 3-3 B1 and B2.

For soil 1, a significant part of the transpiration increase is localized on green spaces, streets and parking (Figure 3-3 E1) and occurs during summer (Figure 3-3 F1) i.e. when precipitation is no longer sufficient to satisfy the evaporative demand (Figure 3-3 C1). This increase amounts to about 50 mm at the domain scale. It is due to capillary upwelling from the water table that feeds the root zone, resulting in negative exchange volumes between unsaturated and saturated zones (Figure 3-3 B1). It thus depends on the magnitude of the water table rise (Figure 3-3 E1). The transpiration decrease in the upper part of the domain and within the infiltration basin (Figure 3-3 E1) is related to the root extraction conceptualization which assumes no water uptake for the root zone portions within groundwater (prevalent in these areas). This effect is partially counterbalanced by an increase in evaporation from the surface storage, especially within the infiltration basin. SUDS influence on transpiration in surrounding areas is overall less pronounced for soil 2 (+9 mm; Figure 3-3 E2) because of the lower water table rise and of soil characteristics that limit capillary upwelling. The transpiration increase is concentrated within SUDS and, to a smaller extent, on surrounding streets (Figure 3-3 E2). The latter are indeed covered at 20 % by trees whose roots are little fed by direct precipitation (due to the impervious cover) and which are therefore more sensitive to even a slight increase in the water table level.

### 3.2.3.2. Role of sewer pipes on the hydrological functioning

The role of sewer pipes is evaluated by comparing the scenario with SUDS and sewer pipes ( $SP_{SUDS}$ ) with that (i) with SUDS but without sewer pipes ( $GW_{SUDS}$ ), and (ii) with sewer pipes but without SUDS ( $SP_{CONV}$ ).

The water table rise due to SUDS results in groundwater seepages into sewer pipes reaching 83 mm for soil 1 and 7 mm for soil 2 (Figure 3-2 A1 and A2). For soil 1, the water table rises extensively above sewer pipes depth (set at a 2 m depth) which implies continuous seepages. They vary both locally (Figure 3-4) and temporarily (Figure 3-5 A1) following mounding fluctuations and more uniformly following seasonal groundwater fluctuations (Figure 3-5 A1). Conversely, for soil 2, the average water table elevation remains below pipes (Figure 3-5 A2 and C2). Seepages are therefore lower than for soil 1. They are controlled by local (Figure 3-4) and temporary (Figure 3-5 A2) connections between pipes and groundwater caused by mounding.

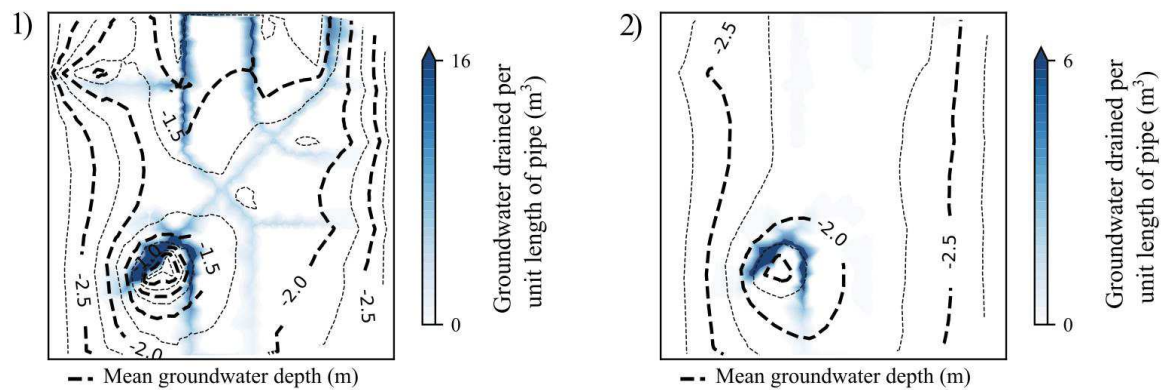


Figure 3-4 : Spatial distribution of groundwater volumes drained by sewer pipes for the sandy loam (1) and the sand (2) over the whole simulation.

Groundwater drainage by sewer pipes in turn influence the water table rise caused by SUDS. For soil 1, the drainage significantly attenuates the overall rise (Figure 3-2 B1 and Figure 3-5 B1 and C1). The effect of mounding beneath SUDS is moderate but the attenuation is more pronounced between SUDS, particularly in the northern sector where mounding overlapped widely. For soil 2, the low groundwater drainage does not cause noticeable effect on groundwater levels (Figure 3-5 C2).

For soil 1, the attenuation of the water table rise reduces interactions between SUDS and groundwater, especially in the northern part of the domain. The infiltration within northern swales (S2, S3, S6 and S7) is therefore higher than without sewer pipes. This effect is weaker

for the infiltration basin (Figure 3-5 D1). At the catchment scale, this results in a noticeable increase in overall infiltrated volumes (+42 mm compared to scenario GW<sub>SUDS</sub>) and a corresponding decrease in runoff volumes (Figure 3-2 A1). For soil 2, SUDS functioning is not influenced by sewer pipes as the latter do not significantly affect water table levels (Figure 3-5 D2).

The sharp attenuation of the water table rise for soil 1 reduces SUDS effect on transpiration in surrounding areas (Figure 3-5 E1) during summer (Figure 3-5 F1). The transpiration increase in the infiltration basin and in the northern area (Figure 3-5 E1) originates from the conceptualization of root water uptake, the proportion of root within the water table being lower here. Overall, sewer pipes influence on transpiration remains minor (-6 mm compared to scenario GW<sub>SUDS</sub>). For soil 2, sewer pipes do not influence the transpiration (Figure 3-5 E2 and F2) which is consistent with both their negligible effect on groundwater levels and the limited influence of the groundwater on transpiration (section 3.2.3.1.C)).

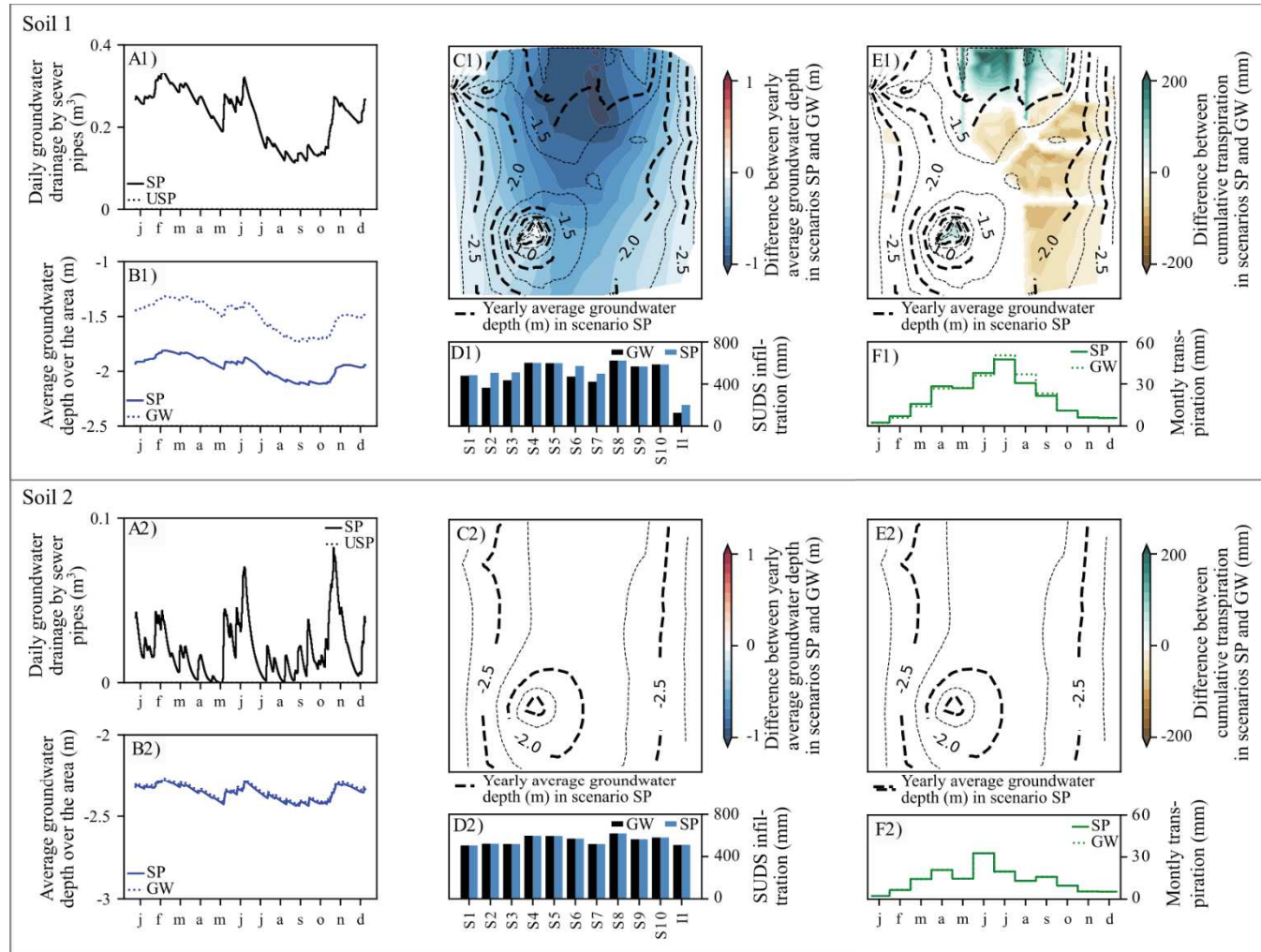


Figure 3-5 : Simulation results for the scenario  $SP_{SUDS}$  (sewer pipes only) for soil 1 (sandy loam) and 2 (sand). Comparison with scenario  $SP_{CONV}$  (corresponding scenario without SUDS) to assess the SUDS influence on daily groundwater drainage by pipes (A). Comparison with scenario  $GW_{SUDS}$  (no underground structure) to assess the sewer pipes influence on average groundwater depth over the domain (B), on yearly average groundwater depth at each point of the domain (C), on infiltration within SUDS (D), on cumulative transpiration at each point of the domain (E) and on monthly transpiration over the domain (F).

### 3.2.3.3. Role of impervious foundations on the hydrological functioning

The role of impervious foundations is evaluated by comparing the scenario with SUDS and impervious foundations ( $IF_{SUDS}$ ) with that (i) with SUDS but without impervious foundations ( $GW_{SUDS}$ ), and (ii) with impervious foundations but without SUDS ( $IF_{CONV}$ ).

The overall water table rise due to SUDS results in a greater foundation depth lying within the water table. In addition, the mounding beneath the infiltration basin significantly increases the difference in water table level between upstream and downstream limits of the foundations (Figure 3-6 B1 and B2). This increase reaches almost 1 m, for a maximum difference of about 2.6 m.

The impact of impervious foundations on the average water table elevation is overall negligible (Figure 3-6 B1 and B2). The barrier effect slightly increases the water table rise upstream of the foundations and slightly attenuates it downstream (Figure 3-6 C1 and C2). This effect is relatively small due to the low obstruction of the aquifer, the low hydraulic gradient and the closeness of imposed potential boundary conditions (Pujades et al., 2012).

The slight increase in the water table level beneath the infiltration basin (located upstream of the building) results in a slight decrease of the infiltration within this SUDS (Figure 3-6 D1 and D2). As downstream SUDS are not affected by the water table, the barrier effect does not influence their functioning. For soil 1, the infiltration in swale S6 located in the northern part of the domain is slightly increased (Figure 3-6 D1). The effect on the overall infiltration and runoff is negligible (-2 mm of infiltration for both soils compared to scenario  $GW_{SUDS}$ ).

Similarly, the barrier effect negligibly affects transpiration within surrounding areas (Figure 3-6 E1 and E2).



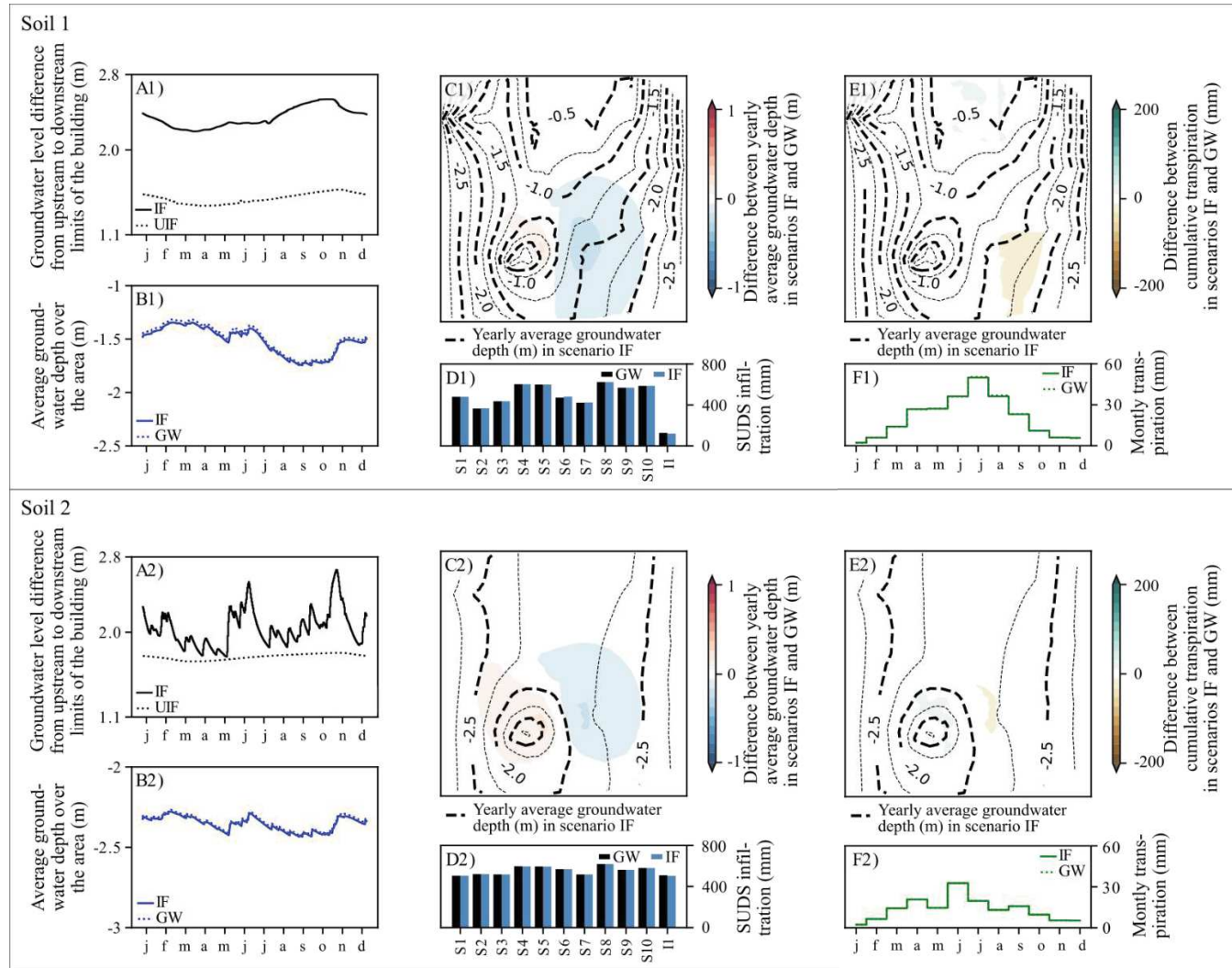


Figure 3-6 : Simulation results for the scenario  $IF_{SUDS}$  (impervious foundations only) for soil 1 (sandy loam) and 2 (sand). Comparison with scenario  $IF_{CONV}$  (corresponding scenario without SUDS) to assess the SUDS influence on groundwater level difference between upstream and downstream limits of impervious foundations (A). Comparison with scenario  $GW_{SUDS}$  (no underground structure) to assess the impervious foundations influence on average groundwater depth over the domain (B), on yearly average groundwater depth at each point of the domain (C), on infiltration within SUDS (D), on cumulative transpiration at each point of the domain (E) and on monthly transpiration over the domain (F).

#### **3.2.3.4. Role of foundations equipped with a drainage system on the hydrological functioning**

The role of draining systems (equipping foundations) is evaluated by comparing the scenario with SUDS and drained foundations ( $DF_{SUDS}$ ) with that (i) with SUDS but without drained foundations ( $GW_{SUDS}$ ), and (ii) with drained foundations but without SUDS ( $DF_{CONV}$ ).

The water table rise caused by SUDS increases groundwater volumes drained by the foundation drainage system (Figure 3-2 A1 and A2). For soil 1, the drainage increases by 34 mm. It is relatively stable over time with a slight influence of seasonal water table fluctuations (Figure 3-7A1). This is related to the quasi-permanent mounding beneath the infiltration basin located directly upstream of the foundations. For soil 2, the drainage increases by 94 mm, which is higher than for soil 1 due to the higher aquifer transmissivity. The drainage varies following both seasonal groundwater fluctuations and rapid water table fluctuations related to the mounding beneath the infiltration basin (Figure 3-7 A2).

Although localized and shallow, the groundwater drainage significantly attenuates the water table rise associated with SUDS over the entire area with an increasing influence towards the foundations (Figure 3-7 C1 and C2). The attenuation is less pronounced beneath SUDS that highly concentrate infiltration, effect less marked for soil 2 (Figure 3-7 C). For both soils, the drainage strongly disturbs the shape of the piezometric surface and thus local groundwater flow directions (Figure 3-7 C).

The extensive attenuation of the water table rise reduces interactions between SUDS and groundwater and thus increases the infiltration within all SUDS affected by groundwater (Figure 3-7 D1 and D2). However, due to the shallow drainage depth and its limited spatial extent, the effect is relatively small both locally (Figure 3-7 D1 and D2) and is moderate at the catchment scale (+23 mm for soil 1 and +4 mm for soil 2 compared to scenario  $GW_{SUDS}$ ).

For both soils, the attenuation of the water table rise entails a low impact on transpiration in surrounding areas (except in northern area and in the infiltration basin as explained before) with an increasing influence towards the drainage system (Figure 3-7 E1 and E2). This influence is mostly concentrated in summer (Figure 3-7 F1 and F2) but the overall effect remains marginal (Figure 3-2 A1 and A2).



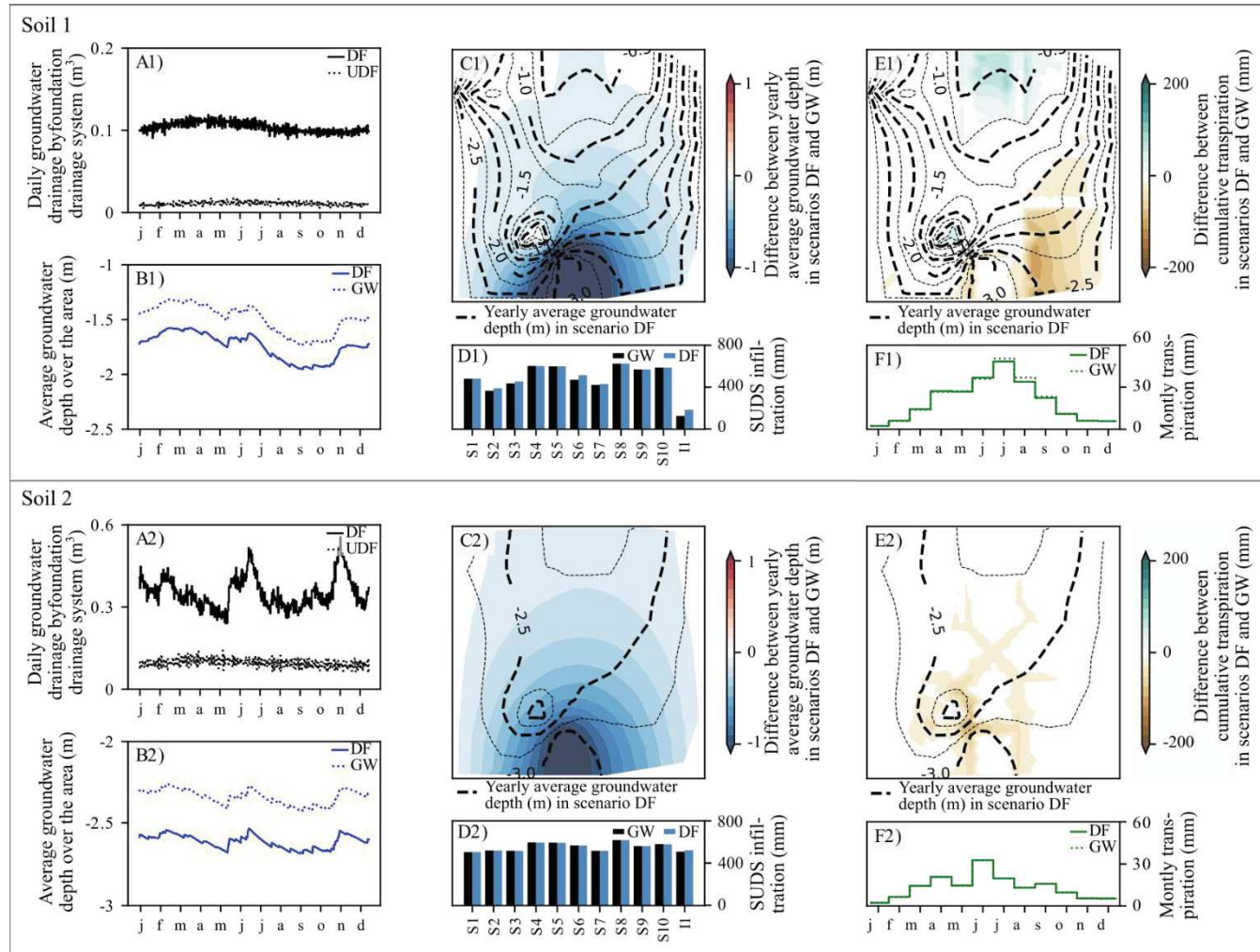


Figure 3-7 : Simulation results for the scenario  $DF_{SUDS}$  (foundation drainage system only) for soil 1 (sandy loam) and 2 (sand). Comparison with scenario  $DF_{CONV}$  (corresponding scenario without SUDS) to assess the SUDS influence on daily groundwater volumes drained by the foundation (A). Comparison with scenario  $GW_{SUDS}$  (no underground structure) to assess the foundation drainage system influence on average groundwater depth over the domain (B), on yearly average groundwater depth at each point of the domain (C), on SUDS functioning (infiltration within SUDS) (D), on cumulative transpiration at each point of the domain (E) and on monthly transpiration over the domain (F).

### 3.2.3.5. Cumulative effect of underground structures

The cumulative effect of all previously introduced underground structures is evaluated by comparing the scenario with SUDS and all underground structures ( $CE_{SUDS}$ ) with that (i) with SUDS but without underground structures ( $GW_{SUDS}$ ), and (ii) with underground structures but without SUDS ( $CE_{CONV}$ ).

The water table rise caused by SUDS entails an increase in groundwater volumes drained by the sewer pipes (+69 mm for soil 1 and +2 mm for soil 2) and the drainage system (+27 mm for soil 1 and +92 mm for soil 2). For soil 1, for which both structures cause significant drainage, the volume is lower for each structure taken individually (scenarios SP and DF) but cumulatively higher (Figure 3-2 A1 and A2). The GWD difference between upstream and downstream limits of the impervious building foundations reaches more than 3 m (with an increase of about 1.5 m). It is higher than in scenario IF as draining structures reduce the water table elevation more downstream than upstream (Figure 3-8 C1 and C2).

The cumulative effect of underground structures on the water table is dominated by draining structures (Figure 3-8 C1 and C2). For soil 1, the effects related to each structure overlap to create an extensive attenuation of the water table rise, more pronounced than for each structure taken individually (Figure 3-5, Figure 3-7 and Figure 3-8 B1 and C1). For soil 2, as the sewer pipes influence is negligible, the cumulative effect is identical to that of the foundation drainage system alone although the barrier effect introduces minor differences near the infiltration basin (Figure 3-7 and Figure 3-8 B2 and C2). For both soils, the cumulative effect of underground structures significantly disturbs the water table shape (Figure 3-8 C1 and C2).

For soil 1, the sharp attenuation of the water table rise increases infiltration within all SUDS affected by the groundwater (Figure 3-8 D1) and reduces SUDS effect on transpiration in surrounding areas (Figure 3-8 E1). At the catchment scale, this results in a 50 mm increase in infiltration and a 8 mm decrease in transpiration compared to scenario  $GW_{SUDS}$ . These consequences are more pronounced than for each draining structure taken individually (Figure 3-5, Figure 3-7 and Figure 3-8 D1 and E1). For soil 2, the effect on both SUDS functioning and transpiration is identical to that of the foundation drainage system alone (Figure 3-7 and Figure 3-8 D2 and E2).

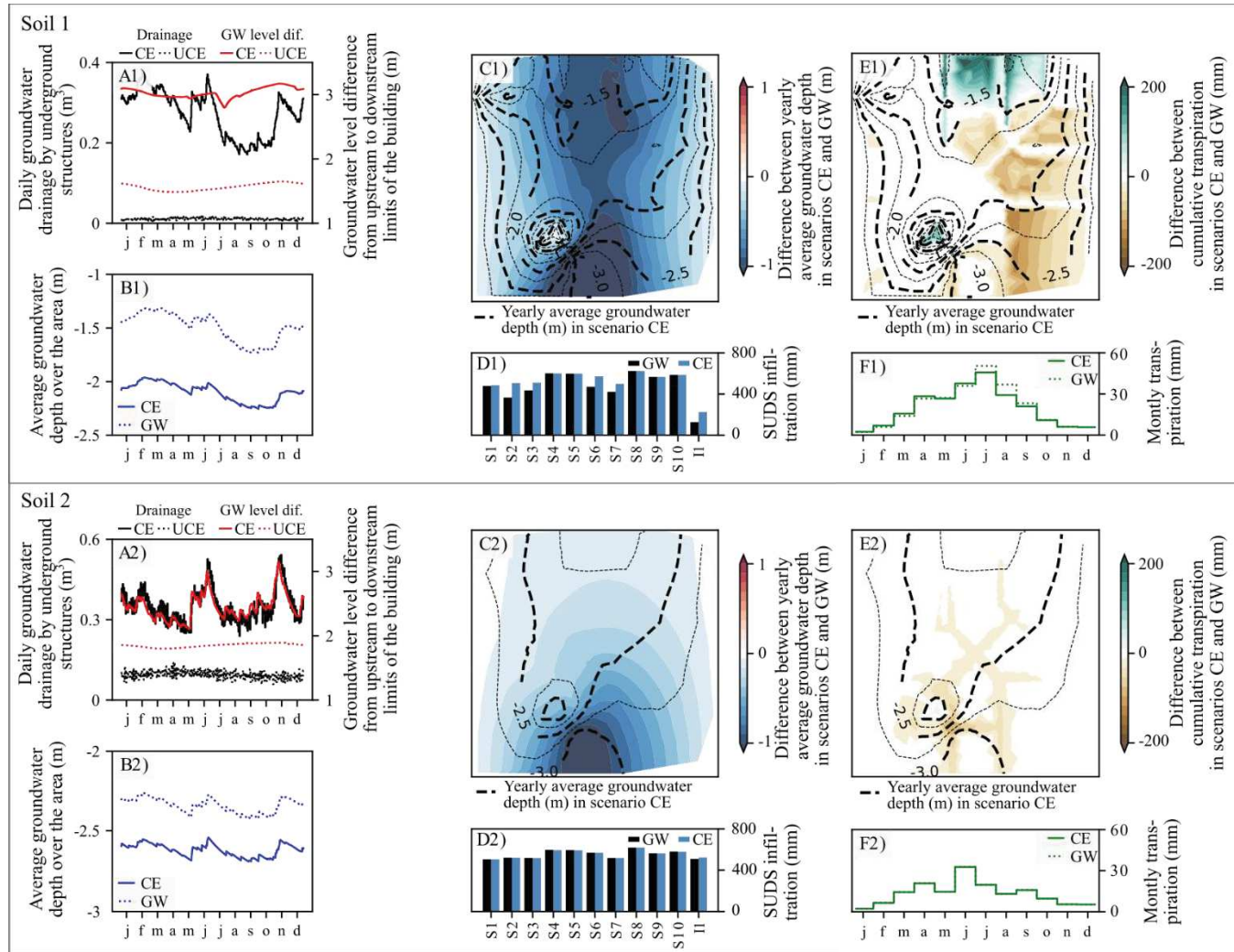


Figure 3-8 : Simulation results for the scenario  $CE_{SUDS}$  (cumulative effect of all underground structures) for soil 1 (sandy loam) and 2 (sand). Comparison with scenario  $CE_{CONV}$  (corresponding scenario without SUDS) to assess the SUDS influence on daily groundwater volumes drained by underground structures and on groundwater level difference between upstream and downstream limits of impervious foundations (A). Comparison with scenario  $GW_{SUDS}$  (no underground structure) to assess the cumulative effect of underground structures on average groundwater depth over the domain (B), on yearly average groundwater depth at each point of the domain (C), on infiltration within SUDS (D), on cumulative transpiration at each point of the domain (E) and on monthly transpiration over the domain (F).

### 3.2.4. Discussion

#### 3.2.4.1. Influence of model setup

The hypothetical catchment is designed to depict a realistic urban setting regarding land cover, subsurface features and hydrological processes. It allows assessing the individual effect of the different underground components, for different configurations regarding soil type or SUDS implementation, through pairwise comparisons of scenarios. However, the assumptions involved in the conceptualization of the catchment affect the magnitude of the interactions between surface and underground components. Results should therefore essentially be interpreted as an indication of interplays that may occur within shallow groundwater environments in the context of SUDS implementation.

The analysis focuses on an urban area of relatively low extension ( $0.25 \text{ km}^2$ ), close to that of the neighborhood or small catchments. This scale is consistent with the objects and processes studied and the objectives. It is at the lower end of the range identified by Golden et al. (2017) for evaluating the effect of LIDs and their interactions and is consistent with the scales of analysis for papers analyzed in the literature review by Jefferson et al. (2017). However, this low spatial extension exacerbates the influence of hydrogeological boundary settings. The use of no-flow conditions on the lateral boundaries amounts to a symmetry assumption, likely to amplify groundwater level fluctuations. Conversely, the fixed head boundary conditions on the upstream and downstream limits restricts groundwater level fluctuations and thus interactions with surface or subsurface features.

The two soil types considered aim at highlighting the contrasting influence of studied interactions depending on the transmissivity of the aquifer. The magnitude of these interactions is largely controlled by the characteristics of these two soils and using more extreme saturated hydraulic conductivity values would have led to amplified effects. Besides, the strong heterogeneities associated with urban soils, but also with, for instance, the sewer pipes conductance, the micro-climate and plant characteristics, are not accounted for in this study. While taking into account such heterogeneities was not relevant to the objectives of the study and would have complicated the analysis of the results, they are likely to affect spatial variability of observed effects and their influence should be examined in future research.

### **3.2.4.2. Potential interactions identified through this case study**

Results are consistent with previous findings regarding SUDS effects on water table levels (Endreny and Collins, 2009; Nimmer et al., 2009) and potential consequences of the water table rise on SUDS efficiency (Locatelli et al., 2015) and transpiration by surrounding vegetation (Bonneau et al., 2018b; Western et al., 2021). The magnitude of the latter effect depends on the potential of the water table to feed the root zone, i.e. on local groundwater depth and on soil characteristics. The results show that this effect can locally be significant during dry and hot periods, i.e. when the transpiration increase is often desired for instance to mitigate urban heat islands (Nuruzzaman, 2015). Nevertheless, the annual transpiration increase is relatively low compared to the increase in infiltration which suggests a relatively low effectiveness of infiltration strategies for restoring evapotranspiration volumes at the neighborhood scale.

Results suggest that the water table rise due to SUDS may sharply increase groundwater seepages into sewer pipes, which is consistent with the findings of Kidmose et al. (2015). Results show that this effect is reinforced by mounding beneath SUDS. Such interactions might prove to be widespread due to the common implementation of SUDS along streets (and so nearby sewer pipes). The interactions with these structures are, however, more complex than those represented in this study. In particular, seepage does not occur homogeneously but through punctual defects. Furthermore, the pipe-laying trench may have a significant influence, for example by temporarily storing volumes and delaying the drainage and the downward infiltration or by providing preferential pathways Thompson et al. (2020). Results also suggest that local and global water table rises due to SUDS may significantly increase groundwater volumes to be drained, for example at the bottom of building foundations, which can among others have a direct impact on the sizing of related equipment. Water table rises also increase the depth of impervious structures lying into groundwater and the differential of this depth between opposite walls of the structure. In addition to an increased risk of seepage and basement flooding, this leads to a modification of the water pressure differential between opposite walls for which the structure may not have been designed (Pujades et al., 2012).

Conversely, underground structures affect groundwater flows and fluctuations. They may hence influence local interactions between groundwater and SUDS as well as the effects of SUDS on subsurface storage, groundwater flows and evapotranspiration. The barrier effect induced by impervious structures (e.g. car parks, tunnel and foundations) is likely to reinforce upstream and decrease downstream the interactions between groundwater and surface. Underground structures that drain intentionally (e.g. draining systems, pumping) or not (e.g. sewer pipes) the



groundwater attenuate these interactions by reducing localized and overall groundwater rise. Furthermore, such structures may capture a significant volume of the underground water storage and thus affect underground effects of infiltration strategies. For example, the GW volume drained by underground structures in the scenario CE (soil 1) represents ~40 % of the volume infiltrated in the SUDS. Moreover, these structures strongly disturb underground paths of the infiltrated water. In particular, the foundation drainage system in the DF and CE scenarios strongly modifies groundwater flows, with an inversion of downstream GW flows. Such structures are likely to reverse groundwater exchanges with neighboring streams and contribute to the fragmentation of flow systems (Attard et al., 2016a). They can therefore affect watershed-scale effects of infiltration strategies, for instance in restoring the base flow of nearby streams.

The results of these few scenarios illustrate the complexity of the hydrological response of urban areas to stormwater infiltration in shallow groundwater contexts. Future research should focus on systematically assessing the impacts of such practices at the watershed scale in a wider variety of contexts. The influence of urban soil heterogeneity or urban karst (Bonneau et al., 2017) should also be investigated, despite the difficulties involved in defining representative cases for these inherently site-specific features.

#### **3.2.4.3. Preliminary insights for modeling urbanized areas with SUDS**

Results suggest that the level of detail in the depiction of the underground compartment should be adapted depending on hydrogeological conditions and modeling objectives. When the aquifer has a sufficiently high transmissivity, the influence of the water table (and therefore of underground structures) on the surface hydrology is negligible. Obviously, the influence will also be negligible in cases where the water table is deep enough. Under such conditions, the assessment of SUDS impacts on surface and subsurface hydrology can be decoupled, at least partially. Studies focusing on surface impacts can neglect groundwater and subsurface features. Regarding the evaluation of subsurface impacts of SUDS, the variability of groundwater recharge should be considered (e.g. through partial coupling with a surface model) where SUDS involve groundwater level fluctuations likely to affect local flows and interactions with underground structures.

When the water table is likely to influence the surface hydrology (e.g. SUDS functioning, transpiration) modeling should consider two-way coupling between surface and subsurface in order to take into account the numerous retroactions between these compartments. In particular, the coupling between unsaturated and saturated zones should take into account capillary upwelling

from the water table in order to more realistically depict the interactions between these zones and their influence on transpiration. Groundwater flow modeling should allow simulating the various fluctuations that influence both local interactions and impacts at broader scales. This involves, in particular, the use of sufficiently fine spatiotemporal discretization. Representing groundwater interactions with underground structures allows a more comprehensive assessment of the subsurface impacts of infiltration strategies and a more precise estimate of local influence of the water table on SUDS and transpiration. To identify processes and interactions that should be taken into account, their relative influence can be estimated using preliminary decoupled numerical simulations or analytical solutions (e.g. Hantush (1967) solution for mounding, Pujades et al. (2012) solution for the barrier effect).

Finally, comparison between the two modeled soils reveals a marked contrast for all effects investigated although their characteristics remain quite similar. This suggests that underground compartment characteristics, and potentially its heterogeneities, largely condition the interactions and thus potentially the overall hydrological functioning. Furthermore, it seems rather unlikely that sufficient hydrological data are available to calibrate the numerous processes specific to these environments in usual modeling conditions. This implies a high probability of compensations between parameters or processes, i.e. of finding contrasting configurations leading to similar matching to measurements. It may thus be advisable to avoid using single representations of the hydrosystem for modeling, but instead to use multiple working hypotheses approaches that integrate this uncertainty in composition and/or hydrologic functioning (Clark et al., 2011).

### **3.2.5. Conclusion**

This study provides insights into the interplay between SUDS, groundwater and underground structures and into the detail level of the underground component representation required to assess infiltration strategies through hydrological modeling at the scale of small catchments. It relies on the numerical simulation of a set of scenarios based on a hypothetical urban area and varying by the soil type and the underground configuration.

Results indicate that SUDS may cause a significant rise of the water table. Simulated rise is strongly heterogeneous in time and space, with the formation of mounding beneath SUDS that interact with each other and with their surrounding environment. For the least permeable soil, the water table rise increases the transpiration in surrounding areas (+42 to +50 mm/y) but also reduces infiltration within SUDS (-99 to -151 mm/y). For both soils, the overall water table rise

and mounding beneath infiltration devices increases groundwater seepage into sewer pipes and volumes drained by drainage systems (respectively +2 to +83 mm/y and +27 to +94 mm/y), the depth of impervious structure lying into groundwater and the differential of this depth between opposite walls of the structure (up to +1.5 m). Conversely, underground structures are found to strongly modify groundwater flow and level. For the least permeable soil, they significantly influence interactions between groundwater and surface (e.g. groundwater/SUDS interactions, effect on transpiration), which directly explains the above-mentioned range of variation in this case. Results thus indicate that in shallow groundwater environments, the overall effects of infiltration strategies at the neighborhood scale may strongly depend on interactions with underground structures. Potential effects on surface hydrology highlighted in this study suggest that, in the presence of low transmissive aquifer and shallow groundwater, the evaluation of SUDS functioning and of their hydrological effects at local and catchment scales requires modeling approaches that take into account the underground complexity and the interactions between surface and subsurface. Conversely, when the water table is deep or when the aquifer has a high transmissivity, decoupled models that focus on the compartment of interest may be appropriate.

This work provides preliminary insights into the hydrological functioning of shallow groundwater urban catchments with SUDS and the methods for their modeling. Further research should consolidate these findings by focusing on more diverse and realistic contexts. Such knowledge is required to better understand these systems and more accurately assess the hydrological impacts of stormwater infiltration strategies.



### 3.2.6. Synthèse en français

Cette section visait à préciser le rôle des interactions entre volumes infiltrés, nappe, végétation et structures souterraines en contexte de nappe peu profonde dans la réponse hydrologique du milieu à l'infiltration et à tirer des premières conclusions pour la modélisation de tels contextes.

Pour ce faire, le fonctionnement hydrologique d'un secteur urbanisé théorique de 500 m x 500 m soumis à une infiltration à la source systématique des eaux pluviales a été simulé avec le modèle URBS sur une période continue de 1 an. L'influence des diverses interactions a été évaluée en considérant 24 scénarios variant par les éléments pris en compte dans le compartiment souterrain (nappe, conduite de réseaux, fondations imperméables ou drainées), le type de sol (peu perméable ou perméable) et la présence ou non d'ouvrages d'infiltration.

#### *A) Élévation de la nappe générée par les ouvrages d'infiltration*

Les résultats montrent que les ouvrages d'infiltration conduisent à une élévation de la nappe fortement hétérogène dans le temps et l'espace, notamment du fait de surélévations localisées sous les ouvrages interagissant entre elles et avec les éléments environnants. Pour le sol peu perméable, l'élévation moyenne et localisée sous les ouvrages d'infiltration est relativement marquée. Pour le sol perméable, la transmissivité élevée de l'aquifère facilite l'évacuation latérale des volumes infiltrés, ce qui limite fortement l'élévation de la nappe tant localement que plus globalement.

#### *B) Influence de la nappe sur l'infiltration dans les ouvrages*

Pour le sol peu perméable, la forte élévation de la nappe sous les ouvrages d'infiltration diminue significativement les volumes infiltrés et accroît de ce fait le rejet au réseau. Pour le sol perméable, du fait de l'élévation moins prononcée de la nappe, ces interactions sont peu fréquentes et ne génèrent qu'une diminution négligeable de l'abattement.

#### *C) Influence des SUDS sur l'évapotranspiration*

L'élévation de la transpiration due aux ouvrages d'infiltration est très faible dans l'ensemble des scénarios modélisés. Elle est légèrement plus élevée pour le sol peu perméable. Dans ce cas, une part significative de l'élévation de la transpiration à l'échelle du domaine est liée à la végétation implantée sur les espaces verts, voiries et parkings (hors SUDS). Ce constat conforte les conclusions des travaux de Western et al. (2021). Ce phénomène dépend directement de la profondeur de la nappe, du type de sol et de la demande évaporative non satisfaite par les

précipitations. Il est en conséquence négligeable pour le sol perméable (moins diffusif et associé à une plus faible élévation de la nappe).

#### *D) Influence des interactions entre nappe et structures souterraines*

L'élévation de la nappe conduit à une élévation significative des interactions entre nappe et structures souterraines, en particulier pour le sol peu perméable. Les volumes d'infiltration parasite dans les conduites de réseaux sont significativement accrus, ce qui est cohérent avec les résultats de Kidmose et al. (2015). Les résultats montrent que cet accroissement est renforcé à proximité des ouvrages par les surélévations localisées de la nappe. De même, l'élévation de la nappe entraîne un accroissement significatif des volumes de nappe drainés par les systèmes de drainage en base de fondations de bâtiments. Concernant les sous-sols imperméables, l'élévation de la nappe accroît la profondeur de bâtiment immergée dans la nappe et l'hétérogénéité de cette élévation renforce le différentiel de hauteur de nappe entre parois opposées des bâtiments.

Les structures souterraines influencent directement les fluctuations de nappes. Les structures drainant la nappe atténuent fortement l'élévation de la nappe, tant localement que plus globalement. L'effet barrière généré par les fondations imperméables de bâtiments renforce les élévations à l'amont et les diminue à l'aval. Ces structures impactent de ce fait directement les interactions entre nappe et ouvrages d'infiltration et les effets de l'infiltration sur la transpiration par la végétation environnante. Par ailleurs, l'accroissement des volumes drainés par les structures souterraines représente une part significative du bilan, atteignant près de 40 % des volumes infiltrés dans les configurations les plus défavorables simulées.

#### *E) Conséquences pour la modélisation hydrologique de secteurs urbanisés en présence d'une nappe peu profonde*

Ces résultats fournissent de premiers enseignements pour la modélisation du fonctionnement hydrologique de milieux urbanisés soumis à une infiltration des eaux pluviales, qui nécessitent cependant d'être consolidés par un nombre plus grand de scénarios, ce qui est fait en section 3.3.

Les résultats suggèrent que lorsque l'aquifère est perméable et/ou la nappe profonde, l'influence de la nappe sur le compartiment de surface est potentiellement négligeable. Dans de tels contextes, il serait dès lors possible de négliger le rôle de la nappe lorsque les objectifs de modélisation sont centrés sur l'hydrologie de surface (e.g. maîtrise du ruissellement, évapotranspiration). Pour des objectifs de modélisation centrés sur le compartiment souterrain (e.g. impacts d'aménagements sur les écoulements souterrains), l'échelle spatio-temporelle spécifique de la

recharge introduite par les SUDS devrait être considérée lorsqu'elle est susceptible d'affecter les interactions avec les structures souterraines. Dans ce cas, un couplage partiel peut s'avérer suffisant.

Dans des contextes où la nappe est susceptible d'interagir fortement avec la surface (e.g. nappe peu profonde et sol peu perméable), l'utilisation de modèles représentant l'hydrologie de surface et souterraine à travers un couplage bidirectionnel semble nécessaire, que les objectifs soient centrés sur la surface ou le souterrain, afin de tenir compte des nombreuses rétroactions entre ces compartiments. Ces dernières sont en effet susceptibles d'influencer significativement le fonctionnement hydrologique de ces deux compartiments. Par ailleurs, la modélisation des interactions entre nappe et SUDS et entre nappe et structures souterraines requiert l'utilisation d'une discrétisation spatio-temporelle relativement fine.

Les deux types de sols considérés dans les scénarios, bien que relativement proches dans leurs caractéristiques, conduisent à des résultats très contrastés. Au vu de la très forte incertitude associée à la connaissance de la composition du compartiment souterrain, aux caractéristiques des formations géologiques ou des structures souterraines, les résultats plaident pour l'utilisation d'une approche de modélisation multi-scénario (Clark et al., 2011).

#### *F) Perspectives*

Ce cas d'étude théorique simplifié a permis de se focaliser sur l'incidence potentielle des interactions plus ou moins localisées entre subsurface et surface sur la réponse hydrologique plus globale d'un secteur urbanisé à l'infiltration. Les résultats doivent toutefois être appréhendés à l'aune des fortes hypothèses simplificatrices associées à la construction de ce cas d'étude, notamment du point de vue des conditions limites ou de l'homogénéité des caractéristiques du sol, de la végétation ou de la porosité des conduites de réseaux. Les résultats présentés doivent de ce fait uniquement être interprétés comme une indication des interactions pouvant survenir dans des contextes de nappe peu profonde et du rôle de ces interactions dans le bilan global.

Par ailleurs, les objectifs de cette section et les caractéristiques des scénarios construits pour y répondre ne permettent pas de comprendre, de manière détaillée, l'influence des caractéristiques des stratégies d'infiltration, du contexte hydrogéologique, climatique et d'occupation des sols et sous-sols sur ces interactions et, plus largement, sur la réponse du milieu à une infiltration à la source systématique des eaux pluviales. Un tel objectif suppose de considérer un ensemble plus large de scénarios permettant d'évaluer de manière générique l'influence de ces différents aspects, ce qui est réalisé dans la section suivante.

### 3.3. Facteurs contrôlant la réponse du bassin à l'infiltration

La partie précédente met en évidence l'influence des interactions entre compartiment de surface et souterrain sur les impacts de stratégies d'infiltration dans des contextes de nappe peu profonde avec des sols peu perméables. Cette partie vise à approfondir la compréhension du rôle du contexte météorologique, hydrogéologique, urbain et de la stratégie d'infiltration mise en œuvre dans l'impact sur le fonctionnement hydrologique du bassin.

Afin d'évaluer de manière générique l'influence de paramètres caractérisant des contextes naturels et urbains variés, cette partie repose sur la simulation numérique d'un ensemble de bassins versants fictifs de faible extension soumis à une infiltration des eaux pluviales. L'ensemble de bassins fictifs repose sur une base commune sur laquelle varie de manière systématique un ensemble de facteurs décrivant 1) le contexte hydrogéologique, 2) le contexte météorologique, 3) le contexte urbain et 4) la stratégie d'infiltration mise en œuvre.

Pour chaque bassin, l'impact de l'infiltration est estimé en comparant, sur une même période, le fonctionnement hydrologique du bassin « avec infiltration » à celui du même milieu « sans ouvrage d'infiltration » et d'un hypothétique état « pré-développement », i.e. sans urbanisation. Il s'agit alors d'expliquer comment les caractéristiques naturelles, urbaines et des ouvrages d'infiltration conditionnent l'impact de l'infiltration sur le fonctionnement hydrologique du système.

La comparaison se focalise sur un fonctionnement hydrologique « stabilisé » sans tenir compte de la période transitoire suivant la mise en place des ouvrages d'infiltration (supposée antérieure à la période étudiée). Elle est tout d'abord centrée sur le sous-secteur où est mise en œuvre l'infiltration puis est élargie au reste du bassin pour les variables liées au niveau de la nappe.

La sous-section 3.3.1 décrit la construction de l'ensemble de bassins versants modélisés, l'approche de modélisation et la méthode d'analyse des résultats. La sous-section 3.3.2 détaille les résultats. Enfin, la sous-section 3.3.3 dresse une synthèse des principaux enseignements tirés de cette analyse.

### 3.3.1. Méthode

#### 3.3.1.1. Description des bassins fictifs modélisés

L'ensemble de bassins versants modélisés repose sur un milieu de base commun. Il représente un versant à faible pente se déversant dans une rivière à l'aval. Le domaine considéré a une extension de 1500 m x 500 m. Le sol est constitué d'une couche superficielle de 1 m surmontant une couche aquifère s'étendant jusqu'au substratum. Les limites latérales, amont et le fond du domaine sont considérés imperméables. Le niveau d'eau est fixé au niveau de la limite aval. Ce choix de domaine vise à considérer un système relativement simple mais représentatif d'un grand nombre de bassins versants.

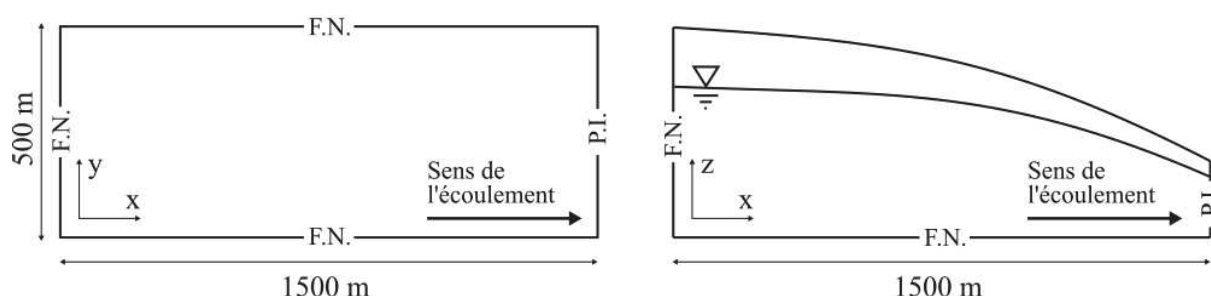


Figure 3-9 : Extension du domaine modélisé et conditions limites pour les écoulements souterrains (P.I. : potentiel imposé ; F.N. : flux nul). Gauche : vue en plan. Droite : vue en coupe.

L'occupation des sols et du sous-sol est homogène sur l'ensemble du domaine. Les ouvrages d'infiltration sont implantés sur un secteur de 500 m x 500 m (un tiers du domaine).

Les caractéristiques des différents bassins modélisés sur la base de ce milieu de référence sont listées dans Tableau 3-3 et décrites dans les parties suivantes.

Tableau 3-3 : Caractéristiques considérés pour la construction de l'ensemble de bassins modélisés

Paramètre	Valeur 1	Valeur 2	Valeur 3
Type d'urbanisation (Urb)	Lotissement (LOT)	Commercial (COM)	Dense (DEN)
Répartition des ouvrages d'infiltration (Rep)	Centralisé (CEN)	Médian (MED)	Distribué (DIS)
Rapport entre surfaces des ouvrages et surfaces d'apport (Rsi)	10 %	2 %	-

Position du secteur où est mise en œuvre l'infiltration (Pos)	Amont (AM)	Centre (MIL)	-
Météo (Met)	Montpellier (MTP)	Nantes (NTS)	Paris (PRS)
Sol de surface (Ss)	Peu perméable (SPP)	Moyennement perméable (SMP)	Perméable (SP)
Sol sous-jacent (Si)	Peu perméable (SPP)	Moyennement perméable (SMP)	Perméable (SP)
Pente du substratum (Sl)	0 %	1 %	2 %
Epaisseur saturée à l'aval (BCd)	1 m	5 m	-
Profondeur moyenne initiale de la nappe (Eznz)	3 m	5 m	7 m

#### A) Type d'urbanisation

L'influence du type d'urbanisation (Urb) est évaluée en considérant trois scénarios d'urbanisation (Figure 3-10), construits pour être représentatifs de types de tissus urbains présentant des caractéristiques contrastées en termes d'imperméabilisation, d'occupation du sol et du sous-sol ainsi que de fuites des réseaux d'alimentation en eau potable<sup>3</sup>. Ils ne visent pas à une évaluation de l'influence de chacune des composantes (e.g. taux d'imperméabilisation, fuites des réseaux, ouvrages souterrains).

Le premier type d'urbanisation représente un secteur pavillonnaire (LOT). Il est caractérisé par un taux d'imperméabilisation de 30 %, des fuites de réseaux d'alimentation en eau potable<sup>3</sup> (AEP) de 50 mm/an et la présence de réseaux d'assainissement situés à une profondeur de 2 m sous les voiries.

Le second type représente un secteur commercial (COM). Il est caractérisé par un taux d'imperméabilisation de 70 %, des fuites de réseaux AEP<sup>3</sup> de 50 mm/an et la présence de réseaux d'assainissement sous les voiries (à 2 m de profondeur).

Le troisième type représente un secteur urbain dense (DEN). Il est caractérisé par une surface imperméabilisée identique au milieu COM mais des fuites de réseaux AEP<sup>3</sup> de 200 mm/an. En sus de la présence de réseaux d'assainissement sous les voiries (à 2 m de profondeur), ce milieu

<sup>3</sup> Les valeurs de fuites des réseaux d'alimentation en eau potable ont été fixées en considérant des valeurs estimées dans différents contextes urbains (Attard et al., 2016a; Lerner, 2002, 1990; Yang et al., 1999)

intègre des fondations de bâtiments d'une profondeur de 2,5 m dont certaines sont drainées (Figure 3-10).

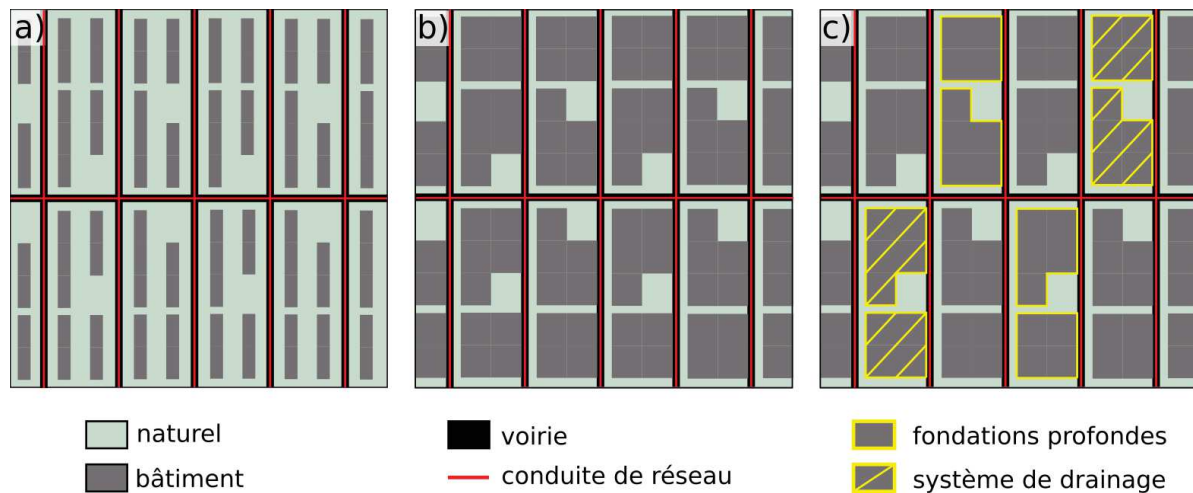


Figure 3-10 : Types d'urbanisation (Urb) : a) lotissement (LOT), b) commercial (COM) et c) dense (DEN). L'occupation est ici représentée sur un secteur de 500 m x 500 m. Elle est identique sur l'ensemble du domaine.

#### B) Caractéristiques de la stratégie d'infiltration

L'infiltration des eaux pluviales est mise en œuvre sur un secteur de 500 m x 500 m. Sur ce secteur, l'ensemble des surfaces imperméabilisées sont raccordées à des ouvrages d'infiltration (OI) dimensionnés pour retenir et abattre les 10 premiers millimètres de pluie. La stratégie d'infiltration varie suivant :

- le niveau de distribution des ouvrages (Rep), c'est à dire la surface du bassin gérée par un ouvrage (et donc le nombre d'ouvrages), avec trois modalités : centralisé (CEN), médian (MED) et distribué (DIS) (Figure 3-11) ;
- le rapport entre la surface des ouvrages et leur surface revêtue d'apport (Rsi), caractérisant le niveau de concentration spatiale des volumes de ruissellement dans les ouvrages, avec deux modalités : 2 % et 10 %.

Pour un niveau de distribution donné, la position et la longueur des ouvrages sont identiques pour les deux rapports de surface et les trois types d'urbanisation et seule leur largeur varie.



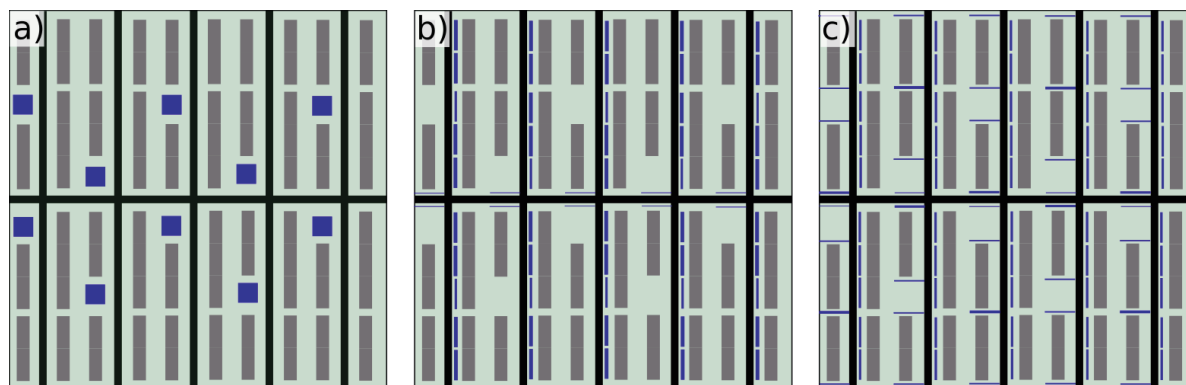


Figure 3-11 : Distribution des ouvrages (Rep) : a) centralisé (CEN), b) médian (MED) et c) distribué (DIS). Les dimensions des ouvrages correspondent ici à un ratio Rsi de 10 %. La distribution est présentée pour le type d'urbanisation LOT. Elle est identique pour les types DEN et COM, seule la largeur des ouvrages étant modifiée pour tenir compte de la surface d'apport plus étendue

Afin de pouvoir évaluer l'incidence de la position du secteur où sont implantés les OI (Pos), ces derniers sont positionnés soit sur le secteur amont (AM), i.e.  $0 < x < 500$  m, soit sur le secteur central (MIL), i.e.  $500 \text{ m} < x < 1000$  m. L'implantation sur le secteur aval n'est pas considérée du fait de la trop grande proximité de la condition limite aval (potentiel imposé).

### C) Caractéristiques climatiques

L'influence des entrants météorologiques (Met) est évaluée en considérant trois chroniques pluie/ETP d'une durée de 4 ans (du 1er avril 2015 au 31 mars 2019), associées à des contextes climatiques métropolitains tranchés : Nantes, Montpellier et Paris.

Les données de précipitations sont issues des stations de mesure de Météo France (pas de temps de 6 min - station 34154001 pour Montpellier (43°34'34"N, 3°57'52"E), 75114001 pour Paris (48°49'18"N, 2°20'16"E) et 44020001 pour Nantes (47°08'59"N, 1°36'31"O)). Les données d'ETP sont calculées selon la formule de Allen et al. (1998) à partir des données horaires issues de la base SAFRAN (Vidal et al., 2010) au point de grille le plus proche. La Figure 3-12 présente la répartition des précipitations et de l'évapotranspiration mensuelles pour les trois stations. Le Tableau 3-4 présente les cumuls de ces deux variables sur les quatre années, les cumuls moyens durant les saisons estivale (mars – septembre) et hivernale (octobre – février) et ces cumuls pour chacune des quatre années de simulation.

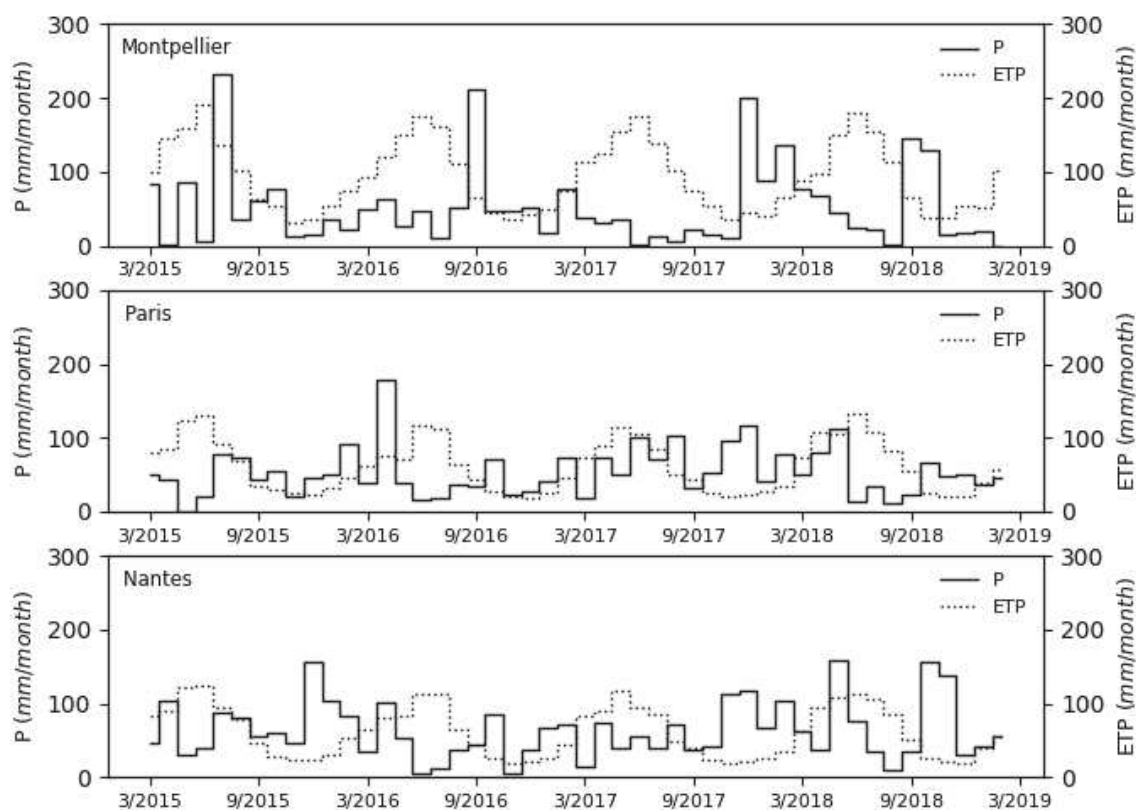


Figure 3-12 : Précipitations et évapotranspiration potentielle mensuelles pour les trois stations météo-

Tableau 3-4 : Cumuls des précipitations et de l'évapotranspiration potentielle durant les quatre années, cumuls moyens durant les saisons estivale (mars – septembre) et hivernale (octobre – février), cumul annuel et cumuls moyens durant les saisons estivale et hivernale

	Précipitations (mm)			Evapotranspiration potentielle (mm)		
	Montpellier	Paris	Nantes	Montpellier	Paris	Nantes
<b>Total</b>	<b>2537</b>	<b>2569</b>	<b>3061</b>	<b>4525</b>	<b>2969</b>	<b>2959</b>
Moyenne estivale	1064	1311	1307	3232	2205	2196
Moyenne hivernale	1474	1257	1754	1292	764	763
<b>Année 1</b>	<b>669</b>	<b>573</b>	<b>894</b>	<b>1144</b>	<b>771</b>	<b>799</b>
Saison estivale	448	266	387	833	580	592
Saison hivernale	221	307	507	311	190	207
<b>Année 2</b>	<b>703</b>	<b>595</b>	<b>555</b>	<b>1125</b>	<b>681</b>	<b>699</b>
Saison estivale	249	327	245	810	498	519
Saison hivernale	454	268	310	315	183	180
<b>Année 3</b>	<b>599</b>	<b>833</b>	<b>773</b>	<b>1124</b>	<b>691</b>	<b>681</b>
Saison estivale	126	416	294	807	519	518
Saison hivernale	473	417	479	317	172	163
<b>Année 4</b>	<b>566</b>	<b>568</b>	<b>840</b>	<b>1133</b>	<b>827</b>	<b>781</b>
Saison estivale	240	302	381	783	608	567
Saison hivernale	326	266	459	350	219	213

Le contexte nantais présente les plus forts cumuls de précipitations. Les cumuls sont plus faibles et similaires pour les contextes parisien et montpellierain. La Figure 3-13 montre que la pluviométrie à Montpellier est caractérisée par une faible fréquence de précipitations et des événements extrêmes plus intenses. En comparaison, les précipitations à Nantes et Paris sont plus fréquentes et moins intenses, les précipitations à Nantes étant légèrement plus fréquentes et intenses qu'à Paris. La saison hivernale est globalement associée à un cumul de précipitation plus élevé, la différence étant moins marquée pour le contexte parisien. La variabilité interannuelle des précipitations est relativement marquée pour les trois contextes. Pour le contexte montpellierain, la saison estivale de l'année 3 est particulièrement humide et les saisons hivernales précédente (année 2) et subséquente (année 3) sont particulièrement humides. Pour le contexte parisien, l'année 3 (mars 2017 – mars 2018) est significativement plus humide que le reste de la chronique. Pour le contexte nantais, l'année 2 (mars 2016 – mars 2017) est significativement plus sèche que le reste de la chronique.

Contrairement aux précipitations, l'évapotranspiration potentielle cumulée est significativement plus élevée pour le contexte montpellierain, le cumul étant ensuite similaire pour les contextes parisien et nantais. Pour les trois contextes, la demande évaporative montre une saisonnalité marquée, environ 75 % du cumul étant compris dans les périodes mars-septembre. Inversement, les variations interannuelles apparaissent relativement faibles. La variabilité temporelle des précipitations se traduit alors directement par une variabilité interannuelle prononcée du déficit hydrique ( $P-ETP$ ). Ce dernier est particulièrement marqué dans le contexte montpellierain pour l'ensemble des saisons estivales et, de manière plus prononcée, durant la saison estivale de l'année 3.

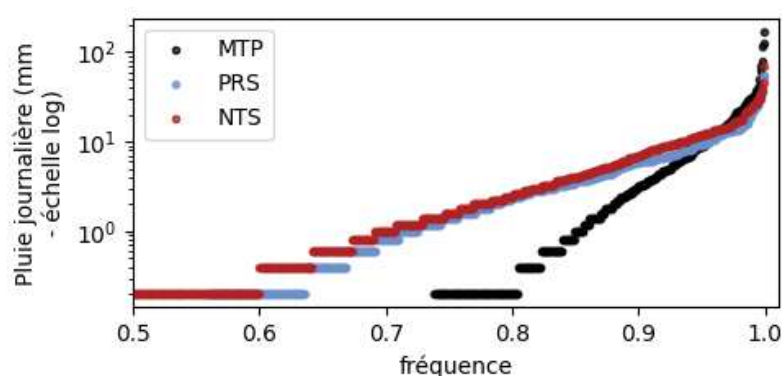


Figure 3-13 : Fréquence des pluies journalières (échelle logarithmique)

#### *D) Caractéristiques hydrogéologiques*

Différentes caractéristiques du contexte hydrogéologique sont considérées afin de constituer des contextes variés susceptibles de conduire à des impacts contrastés de l'infiltration sur le fonctionnement hydrologique du bassin versant.

##### ***Sol de surface et sous-jacent***

Trois types de sol sont considérés pour la couche de surface (Ss) et la couche sous-jacente (aquifère) (Si) : un sol peu perméable (proche d'un silt), un sol moyennement perméable (proche d'un sable) et un sol perméable (proche d'un sable grossier). Leurs caractéristiques sont listées dans le Tableau 3-5.

*Tableau 3-5 : caractéristiques des types de sols utilisés pour la couche de surface et la couche aquifère*

<b>Sol</b>	<b>Conductivité hydraulique à saturation (mm/h)</b>	<b>Teneur en eau à saturation (-)</b>	<b>Teneur en eau résiduelle (-)</b>	<b>Pression d'entrée d'air (m)</b>	<b>Paramètre de forme n de la loi de Brooks and Corey (-)</b>
Peu perméable (SPP)	18	0.45	0.05	0.20	0.34
Moyennement perméable (SMP)	180	0.35	0.02	0.05	0.5
Perméable (SP)	1800	0.35	0.01	0.01	0.67

##### ***Pente du domaine et épaisseur saturée au niveau de la condition limite aval***

La pente du substratum (Sl) peut prendre trois valeurs : 0 %, 1 % et 2 %.

La charge imposée au niveau de la condition limite aval (BCd) peut prendre deux valeurs : 1 m et 5 m. Cette condition est identique pour les trois types de sol sous-jacent. Il en résulte dès lors un fort contraste de transmissivité à l'aval du domaine avec, en particulier, une forte limitation des volumes pouvant s'évacuer à l'aval du domaine pour les sols peu perméables. Ce choix vise ici à constituer des contextes hydrogéologiques tranchés.

##### ***Profondeur moyenne initiale de la nappe et profil en long du sol en surface***

La profondeur initiale de la nappe étant un facteur central lors de la mise en œuvre de stratégies d'infiltration, le domaine souterrain est construit en fixant la profondeur moyenne durant la première année (2015) de la nappe avant infiltration (Eznz). Ce paramètre peut prendre trois valeurs : 3, 5 et 7 m.

Le niveau de la nappe dépendant de la recharge (i.e. des entrants météorologiques, du type de sol, de l'occupation du sol) et étant variable sur le domaine, il n'est pas possible de fixer ce paramètre tout en conservant un profil longitudinal linéaire du sol en surface ou identique entre les bassins modélisés. Ce profil est donc adapté pour chaque contexte modélisé en fonction de la recharge dans le milieu urbanisé sans ouvrage d'infiltration afin d'obtenir une profondeur initiale proche de l'équilibre dans le milieu urbain initial. Pour ce faire, une simulation préalable est réalisée pour estimer la distribution des niveaux de nappe sur le domaine. L'épaisseur de la ZNS est fixée à 3, 5 ou 7 m (en fonction du facteur  $E_{znz}$ ) durant cette simulation et le niveau du sol varie ainsi artificiellement en fonction du niveau de la nappe. Les entrants météorologiques de la première année sont répétés jusqu'à atteindre une différence inférieure à 0.025 % entre deux années consécutives des niveaux de nappe moyen sur chaque sous-secteur de 500 m x 500 m. Le profil en long final du sol correspond au profil obtenu après stabilisation. La Figure 3-14 illustre cette procédure. Cette procédure implique que, pour un même contexte naturel, le profil en long du sol et l'épaisseur de la zone saturée varient en fonction du type d'urbanisation, les trois types conduisant en effet à un impact différent sur la recharge.

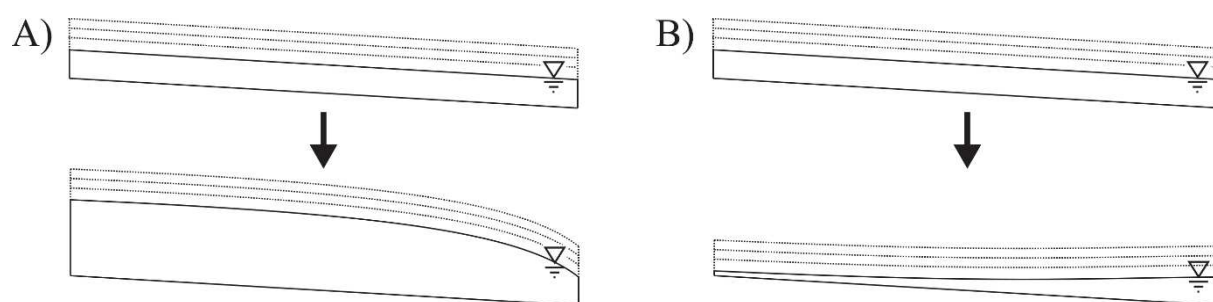


Figure 3-14 : Procédure visant à créer un domaine pour lequel la profondeur moyenne initiale de la nappe ( $E_{znz}$ ) est homogène. Contexte conduisant à une élévation (A) ou une diminution (B) du niveau de la nappe. Les trois épaisseurs de zone non-saturée (3,5 ou 7 m) sont représentées en pointillés.

#### E) Cas de référence

Deux cas de référence sont exploités pour l'analyse des effets de l'infiltration.

Le cas de référence « urbain » est construit comme précisé dans les paragraphes précédents mais sans ouvrage d'infiltration, la surface des ouvrages étant remplacée par une surface végétalisée sans apport de ruissellement (profil « naturel »). Il représente le fonctionnement hydrologique du milieu avant mise en œuvre de l'infiltration.

*Le cas de référence « pré-développement »* constitue un repère pour estimer la capacité des OI à rétablir le fonctionnement naturel du milieu. Il ne s'agit pas ici de reproduire un fonctionnement naturel réel du milieu mais de constituer un hypothétique état avant urbanisation permettant d'estimer des tendances. Ce cas est construit sur la base du cas de référence urbain en remplaçant l'urbanisation en surface par des surfaces naturelles. Chaque cas de référence urbain ayant un fonctionnement hydrologique propre, le remplacement des objets de surface et du sous-sol par des surfaces naturelles donne lieu à des cas de référence « pré-développement » différents, notamment du point de vue du profil en long de la surface du sol et de la profondeur de la nappe.

### **3.3.1.2. Approche de modélisation**

#### *A) Conditions initiales*

L'évaluation se focalisant sur l'impact de l'infiltration après la période transitoire d'élévation de la nappe suivant la mise en œuvre de l'infiltration, les simulations reposent sur un état initial stabilisé du bassin, défini ici par une différence inférieure à 1 cm des niveaux moyens et maximum (dans le temps et l'espace) de nappe et de 1 mm de la recharge entre deux répétitions de la première année de simulation. Chaque simulation débute ainsi par la répétition de la première année d'entrant météorologique et se poursuit avec les autres années dès que cette condition est atteinte.

#### *B) Modèle hydrologique*

Les différents cas sont simulés à l'aide du modèle URBS. Le maillage de surface comprend, suivant le type d'occupation des sols, entre 75 et 156 EHUs. Le maillage souterrain varie entre 495 et 705 unités de forme quadrilatérale. Le sol est discrétisé verticalement sur les sept premiers mètres en réservoirs de 50 cm d'épaisseur. Un unique réservoir est considéré pour la partie inférieure.

La couverture arborée est fixée à 10 % pour les voiries, à 30 % pour les espaces naturels (dans le milieu naturel pré-développement et sur les zones urbaines « naturelles ») et à 20 % pour les noues. La capacité du réservoir d'interception par la végétation est fixée à 1 mm. La profondeur moyenne du profil racinaire des zones végétalisées est fixée à 50 cm. La capacité de stockage des réservoirs de surface est fixée à 0,2 mm pour les bâtiments, 0,5 mm pour les voiries et 4 mm pour les zones naturelles.

Les ouvrages d'infiltration sont représentés comme des dépressions rectangulaires dans le milieu naturel (cf. 2.4.1). La capacité de stockage des ouvrages d'infiltration correspond au volume généré par une lame d'eau de 10 mm sur leur surface d'apport. Du fait de la faible surface des ouvrages et des limites imposées par le mode de résolution des écoulements souterrains dans le cas du sol le plus perméable (cf. 2.3.7.5), les unités de calcul ont une surface supérieure à celle des ouvrages et sont composées en surface d'un profil « ouvrage d'infiltration » et d'un profil « naturel » (cf. 2.4.1.2).

### **3.3.1.3. Méthode d'analyse des résultats**

L'ensemble de configurations construit et simulé suivant les conditions détaillées ci-dessus est composé de :

- 1458 cas de référence « urbain » ;
- 1458 cas de référence « pré-développement » ;
- 17 496 simulations « avec ouvrages d'infiltration ».

Cette partie présente l'organisation de l'analyse de cet ensemble de résultats.

#### *A) Organisation générale de l'analyse*

L'analyse des résultats est organisée en six étapes :

##### *1. Description préalable de la répartition globale des résultats*

Dans une première étape, l'ensemble complet de simulations est décrit du point de vue des principaux termes du bilan hydrologique à l'échelle du secteur où sont implantés les ouvrages d'infiltration. Cette étape vise à identifier les tendances globales de l'influence de l'infiltration et à apporter de premiers éléments de compréhension quant aux termes présentant la plus grande variabilité et aux facteurs influençant le plus significativement cette variabilité.

##### *2. Description préalable des cas de référence « urbain »*

La suite de l'analyse débute par une description succincte du fonctionnement hydrologique des cas de référence « urbain » et de leurs écarts aux cas de référence « pré-développement ». Cette sous-partie vise à apporter les éléments nécessaires, dans les sections suivantes, à la compréhension du fonctionnement des ouvrages d'infiltration, de leur impact sur le fonctionnement hydrologique du milieu urbain et de leur capacité à rétablir le fonctionnement hydrologique pré-développement.



### *3. Fonctionnement hydrologique des ouvrages d'infiltration*

L'analyse se focalise ensuite sur le fonctionnement des ouvrages d'infiltration. Elle vise à préciser les facteurs et processus qui influencent 1) l'abattement volumique et la limitation du rejet au réseau, 2) la transpiration par la végétation implantée dans les ouvrages et 3) la recharge de la nappe sous les ouvrages.

### *4. Effets des ouvrages d'infiltration sur les niveaux de nappes et les processus en dépendant sur le secteur où sont implantés les ouvrages*

Dans cette étape, l'analyse se focalise sur l'élévation de la nappe au droit du secteur où sont implantés les ouvrages d'infiltration et ses interactions potentielles avec la surface (transpiration, recharge) et les structures souterraines. Il s'agit ici d'apporter des éléments de compréhension quant à l'influence des ouvrages d'infiltration sur le stock d'eau en zone saturée, à l'importance relative des interactions potentielles avec la surface et les structures souterraines et de préciser les facteurs gouvernant ces effets et les contextes susceptibles de les favoriser.

### *5. Effets des ouvrages d'infiltration sur les niveaux de nappes et les processus en dépendant sur les secteurs amont/aval*

Dans cette étape, l'analyse de l'influence des ouvrages d'infiltration sur les niveaux de nappe et les interactions potentielles avec la surface et les structures souterraines est élargie aux autres secteurs aval/amont. Il s'agit ici de préciser pour quels contextes et dans quelle mesure la mise en œuvre des ouvrages d'infiltration est susceptible d'affecter le fonctionnement hydrologique des secteurs amont/aval.

### *6. Bilan sur le devenir souterrain des volumes infiltrés*

La dernière étape vise à préciser dans quelle proportion, en fonction des contextes, la recharge induite par les ouvrages d'infiltration contribue à accroître les stocks souterrains, la transpiration par la végétation environnante, le drainage par les structures souterraines et le volume de nappe sortant à l'aval du domaine.

### *B) Synthèse des principales variables exploitées dans l'analyse*

Le Tableau 3-6 : Principales variables exploitées dans l'analyse et notations associées synthétise les principales variables exploitées dans l'analyse et les notations correspondantes. Les notations associées aux facteurs et modalités sont listées dans le Tableau 3-3.

Tableau 3-6 : Principales variables exploitées dans l'analyse et notations associées

Notation	Définition	Unité
$IF$	Volume annuel moyen infiltré (lame d'eau)	mm
$EV$	Volume annuel moyen évaporé depuis les stocks de surface (végétation et surface) (lame d'eau)	mm
$RU$	Volume annuel moyen de ruissellement rejeté au réseau (lame d'eau)	mm
$RE$	Volume annuel moyen transpiré par la végétation (lame d'eau)	mm
$GR$	Volume annuel moyen de recharge (lame d'eau)	mm
$DR$	Volume annuel moyen drainé par les structures souterraines (lame d'eau)	mm
$EX$	Volume annuel moyen drainé par les systèmes de drains (bâtiments) (lame d'eau)	mm
$IR$	Volume annuel moyen s'infiltrant dans les réseaux (lame d'eau)	mm
$BC$	Volume annuel moyen d'eau souterraine sortant à l'aval du domaine (lame d'eau)	mm
$SS$	Stock moyen en zone saturée (lame d'eau)	mm
$ZS$	Profondeur de la nappe	m
$dZS$	Différence journalière entre profondeur moyenne de la nappe sous les OI et sur l'ensemble du secteur	m
$E_{vol}$	Efficacité volumique des OI	(-)
$E_{freq}$	Efficacité fréquentielle des OI	(-)
$R_{RE}$	Rapport entre accroissement de la transpiration hors OI et recharge induite par les OI	(-)
$R_{DR}$	Rapport entre accroissement du drainage par les structures souterraines et recharge induite par les OI	(-)
$R_{BC}$	Rapport entre accroissement d'eau souterraine sortant à l'aval du domaine et recharge induite par les OI	(-)
$\sigma_x(X)$	Ecart type longitudinal* de la variable X	de X
$\sigma_y(X)$	Ecart type transversal* de la variable X	de X
$\sigma_t(X)$	Écart type temporel de la variable X	de X
$\overline{\sigma_a}(X)$	Moyenne interannuelle de l'écart type temporel de la variable X	de X
$CV_x(X)$	Coefficient de variation longitudinal* de la variable X	%
$CV_y(X)$	Coefficient de variation transversal* de la variable X	%
$CV_t(X)$	Coefficient de variation temporel de la variable X	%
$\overline{CV_a}(X)$	Moyenne interannuelle coefficient de variation temporel de la variable X	%
$Q_x(X)$	Quantile x (e.g. 0.95, 0.75, 0.25) de la variable X	de X
<b>Indices</b>		
$RefUrb$	Valeur dans le cas de référence urbain	-
$RefPre$	Valeur dans le cas de référence pré-développement	-
$SimOI$	Valeur dans les simulations avec OI	-
$OI$	Valeur au droit des OI	-
$hOI$	Valeur hors des OI	-

\* L'analyse de la variabilité spatiale de processus distingue dispersion longitudinale (i.e. dans le sens de l'écoulement principal de la nappe) et transversale (i.e. orthogonalement au sens

d'écoulement principal). Cette distinction vise à séparer le rôle d'interactions et processus locaux (e.g. surélévation de la nappe sous les ouvrages d'infiltration), qui influenceront la dispersion transversale, de celui de la variation plus globale du niveau de la nappe, qui influencera la dispersion longitudinale. Les écarts-types (ou le coefficient de variation) longitudinal et transversal sont calculés en raisonnant par bandes de 100 m (longitudinalement) par 500 m (transversalement) (Figure 3-15). Ce découpage correspond, aux rues orthogonales au sens principal d'écoulement de la nappe sur les secteurs modélisés. L'écart type (ou le coefficient de variation) transversal correspond à la moyenne des écarts-types de la variable d'intérêt calculés sur chacune des bandes (Figure 3-15 A). L'écart type (ou le coefficient de variation) longitudinal correspond à l'écart-type des valeurs moyennes de la variable d'intérêt sur chacune des bandes (5 valeurs) (Figure 3-15 B). Ces indicateurs sont calculés en considérant (i) l'ensemble des unités de calcul pour le niveau de nappe, (ii) uniquement les unités avec de la végétation pour la transpiration, et (iii) uniquement les unités avec des structures souterraines pour le drainage.

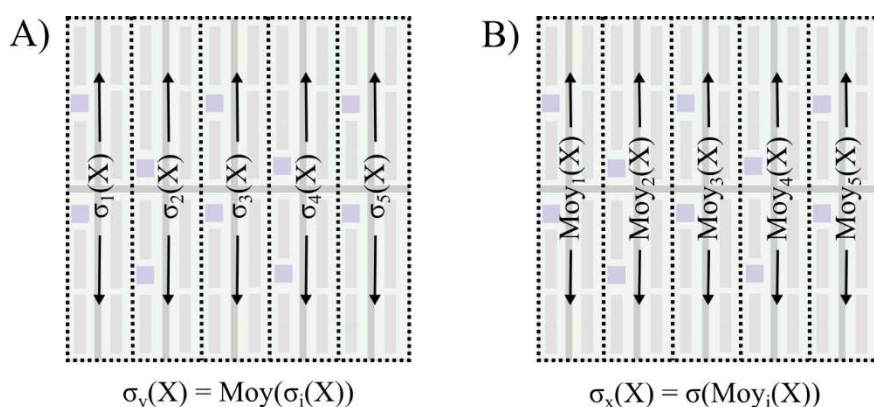


Figure 3-15 : Calcul de l'écart type transversal (A) et longitudinal (B). L'approche est identique pour les coefficients de variation.

### C) Outils exploités

Afin d'étudier la dispersion des simulations, ce travail s'appuie sur des analyses en composantes principales (ACP) en première partie, ainsi que sur une classification ascendante hiérarchique (CAH) en dernière partie. Ces deux méthodes sont mises en œuvre à l'aide du package FactominR (Lê et al., 2008).

L'estimation de l'influence des différents facteurs (variables qualitatives) sur les processus hydrologiques ou stocks (variables quantitatives) est réalisée à l'aide des tests de :

- Kruskal-Wallis (KW), afin de déterminer si au moins une modalité domine stochastiquement ;

- Fligner-Killeen (FK), afin de déterminer s'il existe une différence significative de variance entre les modalités.

Le choix de ces outils de test résulte de leur robustesse à la non normalité et à l'hétéroscédasticité des données étudiées.

Afin de hiérarchiser l'influence des facteurs, la significativité des tests est évaluée en considérant quatre classes de p-value ( $pv$ ) : très significative ( $pv < 10^{-100}$ ), modérément significative ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), significative ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ ) et non significative ( $pv > 0,01$ ). Le choix de ces classes est adapté aux valeurs contrastées mises en évidence dans l'analyse.

Les corrélations entre variables quantitatives sont estimées à l'aide du coefficient de Spearman du fait de la probable non-linéarité de certaines des relations étudiées.

### 3.3.2. Résultats

#### 3.3.2.1. Distribution globale des résultats de simulations

La Figure 3-16 (A à D) présente les résultats d'une ACP réalisée sur l'ensemble des simulations en considérant comme variables actives les principaux termes du bilan hydrologique : moyenne des volumes annuels infiltrés (*IF*), évaporés depuis les stocks de surface (*EV*), transpirés par la végétation (*RE*), participant à la recharge de la nappe (*GR*), drainés par les structures souterraines (*DR*), sortant du domaine au niveau de la condition limite aval (*BC*) et stock moyen en zone saturé (*SS*). Hormis pour *BC*, les variables sont calculées à l'échelle du secteur de 500 m x 500 m où sont implantés les ouvrages d'infiltration (OI) dans les simulations avec infiltration. La présentation des résultats se focalise sur les trois premières dimensions de l'ACP qui expliquent près de 80 % de la variabilité. Les diagrammes en violons (Figure 3-16E) permettent de visualiser la distribution des variables.

Afin de préciser l'influence des différents facteurs sur la distribution des principaux termes du bilan, des tests de KW et FK ont été réalisés en distinguant les simulations avec ouvrages d'infiltration (SimOI) et les cas de référence « urbain » (RefUrb) et « pré-développement » (RefPre). Le Tableau 3-7 présente les résultats de ces tests. La Figure 3-17 présente quant à elle les corrélations entre ces variables dans chacun des groupes.

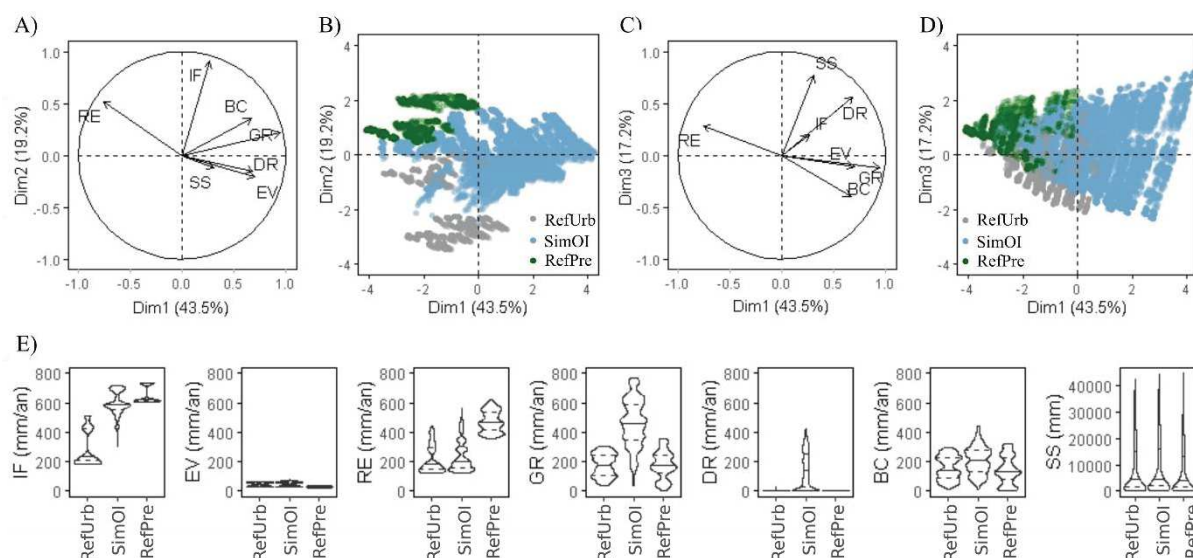


Figure 3-16 : Distribution des principaux termes du bilan hydrologique pour les simulations avec ouvrages d'infiltration (SimOI) et les cas de référence « urbain » (RefUrb) et « pré-développement » (RefPre). A) cercle des corrélations du plan (1,2). B) répartition des simulations sur le plan (1,2). C) cercle des corrélations du plan factoriel (1,3). D) répartition des simulations sur le plan (1,3). E) diagrammes en violons avec quartiles (0.25 et 0.75 en pointillés, médiane en trait plein).

Tableau 3-7 : résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliquées à chaque terme du bilan de manière séparée au sein de chaque groupe. \*\*\* ( $p_v < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < p_v < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < p_v < 10^{-2}$ ). Les notations des facteurs (entêtes des colonnes) sont listées dans le Tableau 3-3.

<b>Cas de référence « ur- bain »</b>	<b>Urb</b>	<b>Met</b>	<b>Ss</b>	<b>Si</b>	<b>Ezns</b>	<b>Sl</b>	<b>BCd</b>			
<i>Infiltration</i>	*** **	*** **	** *							
<i>Evaporation</i>	*** **	*** **	** **							
<i>Transpiration</i>	*** ***	*** *	*** **	**						
<i>Recharge</i>	*** **	**	*** *	*						
<i>Drainage de la nappe</i>	** **	** **	* *	** **	** **					
<i>Volume de nappe sortant</i>	*** **	*** *	***							
<i>Stock zone saturée</i>	** **	* **	* **	** ***		** **				
<b>Cas de référence « pré- développement »</b>	<b>Urb</b>	<b>Met</b>	<b>Ss</b>	<b>Si</b>	<b>Ezns</b>	<b>Sl</b>	<b>BCd</b>			
<i>Infiltration</i>		*** **	*** *							
<i>Evaporation</i>		*** **	** *							
<i>Transpiration</i>	**	** **	*** *	*						
<i>Recharge</i>	** **	*** *	*** *	* **	*					
<i>Volume de nappe sortant</i>	* **	*** **	*** *							
<i>Stock zone saturée</i>		** **	** **	*** ***		** **				
<b>Simulations avec OI</b>	<b>Urb</b>	<b>Met</b>	<b>Ss</b>	<b>Si</b>	<b>Ezns</b>	<b>Sl</b>	<b>BCd</b>	<b>Rep</b>	<b>Rsi</b>	<b>Pos</b>
<i>Infiltration</i>	*** **	*** ***	*** ***	*** **				** **	*** **	
<i>Evaporation</i>	*** ***	*** ***	** *	** *				* *	** **	**
<i>Transpiration</i>	*** ***	** **	*** ***	** **	*				**	
<i>Recharge</i>	*** **	*** *	*** ***	** **	*			** *	*	
<i>Drainage de la nappe</i>	*** ***	*** ***	** **	*** ***	*** **	** **	* **	* **	* **	**
<i>Volume de nappe sortant</i>	*** ***	** **	** **	* *	** **					
<i>Stock zone saturée</i>	*** ***	** **	** **	*** ***	** **	*** **	** **			*

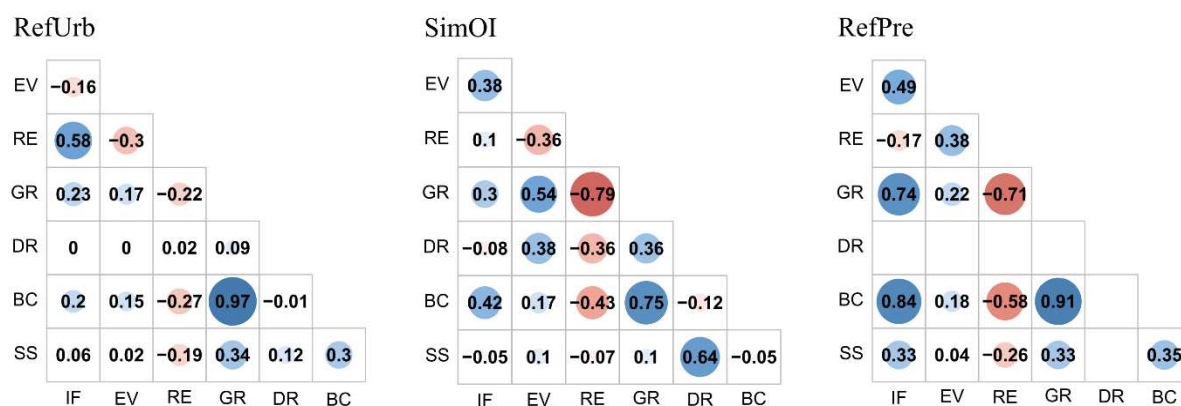


Figure 3-17 : Matrices de corrélation (Spearman) pour chacun des groupes. Les notations sont listées dans le Tableau 3-6

Ces résultats apportent des informations préalables sur le fonctionnement hydrologique des cas de référence et des simulations avec OI et sur les tendances quant à l'influence de la mise en œuvre des OI sur le fonctionnement hydrologique du milieu et sur la capacité à tendre vers le fonctionnement « pré-développement ». Les tests de KW et FK mettent en évidence l'influence majeure du type d'urbanisation (Urb), des entrants météorologiques (Met), du sol de surface (Ss) et du sol sous-jacent (Si) sur les différents termes du bilan. La Figure 3-18 présente la distribution des simulations sur les plans (1,2) et (1,3) de l'ACP suivant ces quatre facteurs.

Les matrices de corrélations (Figure 3-17) ne faisant pas apparaître de corrélation systématique entre les termes du bilan (hormis entre *BC* et *GR*), les résultats sont par la suite décrits indépendamment par composante du bilan.



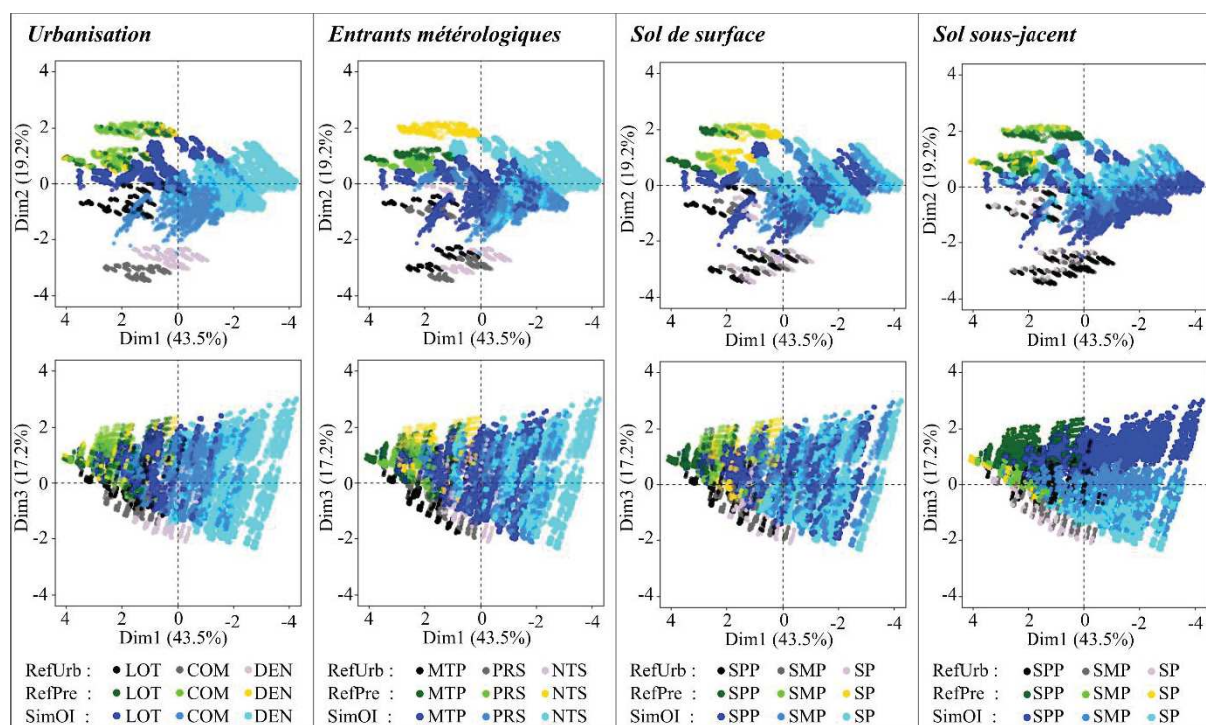


Figure 3-18 : Répartition des simulations sur les plans factoriels (1,2) et (1,3) pour les simulations avec OI (SimOI) et les cas de référence « urbain » (RefUrb) et « pré-développement » (RefPre) en fonction des quatre facteurs les plus influents

#### A) Infiltration annuelle moyenne (IF)

L'infiltration annuelle moyenne (IF) est bien corrélée à la seconde dimension de l'ACP. La répartition des simulations suivant cette direction et les diagrammes en violons montrent de façon prévisible que IF est significativement plus élevée dans les simulations avec OI que dans les cas de référence « urbain », les valeurs se rapprochant de celle des cas de référence « pré-développement ».

La répartition des simulations sur la seconde direction de l'ACP met en évidence une dispersion légèrement plus prononcée des simulations avec OI en comparaison des cas de référence. Les tests de KW et FK montrent en effet que si, dans les cas de référence, IF n'est gouvernée que par le sol de surface (Ss), les entrants météorologiques (Met) et le type d'urbanisation (Urb - cas urbain uniquement), pour les simulations avec OI, la distribution (Rep) et le rapport de surface (Rsi) des OI ainsi que le sol sous-jacent (Si) influencent également significativement la dispersion.

### *B) Évaporation annuelle moyenne depuis les stocks de surface (EV)*

L'évaporation annuelle moyenne depuis les dépressions de surface du sol et la végétation (*EV*) est corrélée à la première dimension de l'ACP. La qualité de projection est toutefois faible. Les diagrammes en violons montrent que *EV* est comparable pour les simulations avec OI et les cas de référence « urbain » et est plus faible pour les cas de référence « pré-développement ». Pour les trois sous-ensembles de simulations, *EV* demeure négligeable en comparaison des autres termes du bilan hydrologique.

La variabilité de *EV* est relativement faible. Ce terme est globalement gouverné par les mêmes facteurs que *IF*.

### *C) Transpiration annuelle moyenne (RE)*

La transpiration annuelle moyenne (*RE*) est bien corrélée à la seconde bissectrice du premier plan factoriel de l'ACP. Les simulations avec OI sont dans l'ensemble associées à une transpiration proche de celle des cas de référence « urbain », demeurant significativement plus faible que pour les cas de référence « pré-développement ».

Ce terme présente une forte variabilité inter et intra-groupes. Dans les cas de référence, *RE* est gouvernée par le sol de surface (*Ss*), les entrants météorologiques (*Met*), le type d'urbanisation (*Urb*) et le sol sous-jacent (*Si*). L'influence de *Urb* pour les cas de référence « pré-développement » résulte de la construction de ces cas à partir des cas « urbain » (cf. 3.3.1.1.E)) et traduit l'influence de la variation du niveau de la nappe dans certains contextes. Pour les simulations avec OI, le rapport de surface des OI (*Rsi*) et la profondeur initiale de la nappe (*Ezns*) ont également une influence notable.

### *D) Recharge annuelle moyenne (GR)*

La recharge annuelle moyenne (*GR*) est bien corrélée à la première dimension de l'ACP. Pour les cas de référence, *GR* varie dans une gamme de valeurs similaire malgré une diminution significative de l'infiltration. Ce constat résulte majoritairement de la recharge additionnelle générée par les fuites AEP. Pour les simulations avec OI, la forte augmentation de l'infiltration associée à une faible élévation de la transpiration conduit à une recharge excédant largement celle des cas de référence « urbain » et « pré-développement ».

Les matrices de corrélations montrent que *GR* est bien corrélée à *IF* et à *RE* dans les cas de référence « pré-développement », seulement à *RE* dans les simulations avec OI et à aucune de

ces deux variables dans les cas de référence « urbain ». La corrélation peu significative avec l'infiltration dans les deux derniers groupes traduit à nouveau l'influence des fuites AEP.

*GR* présente une très forte variabilité inter et intra groupes, en particulier pour les simulations avec OI. Pour les cas de référence, les facteurs d'influence sont globalement similaires à ceux gouvernant *RE*. Pour les simulations avec OI, la recharge dépend également fortement de la distribution des ouvrages (Rep).

#### *E) Stock moyen en zone saturée (SS)*

Le stock moyen en zone saturée (*SS*) est corrélé à la troisième direction principale de l'ACP. Les valeurs sont légèrement plus élevées pour les simulations avec OI que pour les cas de référence, ce qui résulte directement de la recharge induite par les ouvrages.

Les matrices de corrélations montrent toutefois que *SS* n'est pas significativement corrélée à *GR* (ni aux autres variables du bilan), ce qui suggère que d'autres facteurs ou interactions gouvernent la très forte dispersion associée à ce terme du bilan dans les simulations.

Parmi les différents facteurs identifiés dans les tests de KW et FK, la Figure 3-18 met distinctement en évidence le rôle majeur du sol sous-jacent (*Si*), les stocks les plus élevés étant associés aux sols les moins perméables.

#### *F) Volume annuel moyen drainé par les structures souterraines (DR)*

Le volume de nappe drainé par les ouvrages souterrains (*DR*) est corrélé à la première bissectrice du plan (1,3) de l'ACP. Il n'est significatif que pour le groupe avec OI du fait 1) d'une profondeur de nappe supérieure à celle des structures dans le cas de référence « urbain » et 2) de l'élévation de la nappe due aux OI.

Dans ces simulations, la variabilité de *DR* est élevée. Elle est gouvernée par l'ensemble des facteurs du fait de leur influence sur la recharge et/ou sur l'élévation de la nappe.

#### *G) Volume annuel moyen de nappe sortant à l'aval du domaine (BC)*

Le volume annuel moyen de nappe sortant au niveau de la condition limite aval (*BC*) est corrélé à la première direction de l'ACP. La gamme de variation de ce terme est proche dans les deux cas de référence. Les valeurs sont sensiblement plus élevées pour les simulations avec OI ce qui résulte directement de l'accroissement significatif de la recharge. Les valeurs de *BC* présentées sur la Figure 3-16 sont rapportées à l'ensemble du domaine (1500 m x 500 m) et la contribution de l'augmentation de la recharge sur le secteur où sont implantés les OI est donc

lissée sur ces surfaces (rapport de trois). Les matrices des corrélations montrent toutefois que la corrélation entre *BC* et *GR* est moins marquée pour les simulations avec *OI*, ce qui résulte directement du drainage d'une partie des volumes infiltrés par les structures souterraines.

*BC* présente une très forte variabilité inter et intra groupes, en particulier pour le groupe avec *OI*. Pour les cas de référence, *BC* est influencé majoritairement par les facteurs gouvernant la recharge (*Urb*, *Met* et *Ss*). Pour les simulations avec *OI*, *BC* est également influencé par des facteurs contrôlant la profondeur finale de la nappe (*Si*, *Ezns*, *Sl*, *BCd* et *Pos*).

#### *H) Conclusion de la section 3.3.2.1*

Les résultats de l'analyse en composante principale permettent de dégager de premières tendances quant aux effets des stratégies d'infiltration sur les principaux termes du bilan hydrologique. Ils montrent que la mise en œuvre des *OI* permet de tendre vers le volume d'infiltration « pré-développement » (et donc de maîtriser le flux de ruissellement), mais s'accompagne d'une élévation très limitée de l'évapotranspiration. En conséquence, l'infiltration génère une forte élévation de la recharge qui, cumulée aux sources de recharge anthropiques (fuites des réseaux AEP), conduit à un volume total de recharge supérieur au volume « pré-développement » dans la majorité des simulations. Il en résulte un accroissement du niveau de la nappe générant dans une grande partie des simulations une augmentation significative des volumes drainés par les structures souterraines, et, en conséquence, un accroissement plus limité du volume de nappe sortant à l'aval du domaine.

La forte dispersion des résultats pour les simulations avec *OI* traduit un impact très contrasté de l'infiltration dans les configurations modélisées, en particulier pour la recharge. Les tests de *KW* et *FK* montrent que le bilan hydrologique est avant tout gouverné par le type d'urbanisation, le contexte météorologique, le sol de surface et sous-jacent et, pour les simulations avec *OI* et dans une moindre mesure, par la répartition et le rapport de surface des ouvrages.

Les sections suivantes approfondissent les tendances identifiées, en s'intéressant notamment à la variabilité spatio-temporelle des processus, aux mécanismes sous-jacents et à l'influence des différents facteurs les gouvernant.

### 3.3.2.2. Description des cas de référence « urbain » et différences avec les cas de référence « pré-développement »

Cette partie décrit le fonctionnement hydrologique des cas de référence « urbain » et les différences avec celui des cas « pré-développement ». Elle apporte les éléments nécessaires à la compréhension de l'impact des OI sur le fonctionnement hydrologique du milieu.

#### *A) Infiltration, évaporation et rejet au réseau*

La Figure 3-16 met en évidence un cumul d'infiltration significativement plus faible dans les cas de référence « urbain » que « pré-développement ». Inversement, l'évaporation cumulée y apparaît légèrement supérieure, bien que demeurant négligeable relativement aux autres termes du bilan (Figure 3-16E).

Des tests de KW et FK réalisés sur la différence entre valeurs prises dans les cas de référence montrent que l'impact de l'urbanisation sur ces processus ne dépend ici que du type d'urbanisation (du taux d'imperméabilisation) et des entrants météorologiques ( $pv_{KW} < 10^{-100}$  et  $pv_{FK} < 10^{-10}$  pour les deux termes) et, dans une moindre mesure, du sol de surface ( $pv_{KW} < 10^{-10}$  et  $pv_{FK} > 0.1$  pour les deux termes). La faible influence du sol de surface est liée au faible ruissellement généré sur les sols modélisés. Dans les cas « pré-développement », le ruissellement cumulé sur quatre ans est au maximum, suivant les entrants météorologiques, de 27 mm (MTP), 31 mm (NTS) et 13 mm (PRS).

La plus forte rétention de l'eau sur les surfaces imperméabilisées explique l'élévation de l'évaporation. L'élévation moyenne de  $EV$  entre cas « urbain » et « pré-développement » est de 48 mm (MTP), 93 mm (PRS) et 110 mm (NTS). Elle est donc plus élevée pour les contextes météorologiques caractérisés par des pluies plus fréquentes, la disponibilité en eau étant ici le facteur limitant.

Sur les surfaces imperméables, le volume de précipitations non retenu dans les dépressions de surface est rejeté au réseau. Il constitue par ailleurs le volume transmis aux OI dans les simulations correspondantes. La Figure 3-19 présente la distribution du volume annuel moyen rejeté au réseau ( $RU_{RefUrb}$ ) suivant le type d'urbanisation et les entrants météorologiques. La très faible extension des diagrammes en violons (proche de lignes) traduit une variance intra-groupe quasiment nulle.

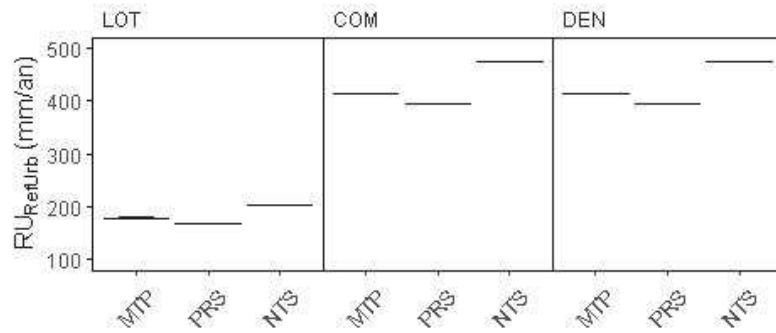


Figure 3-19 : Distribution des volumes moyens annuels rejetés au réseau ( $RU_{RefUrb}$ ) en fonction des entrants météorologiques et de l'occupation des sols

### B) Transpiration

La Figure 3-16 montre que la transpiration associée aux cas de référence « urbain » est significativement inférieure à celle des cas « pré-développement ». Des tests de KW et FK réalisés sur la différence entre valeurs prises dans les cas de références montrent que l'impact de l'urbanisation sur ces processus ne dépend ici que du type d'urbanisation ( $p_{VKW}$  et  $p_{VFK} < 10^{-100}$ ), du sol de surface ( $p_{VKW} < 10^{-100}$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ), des entrants météorologiques ( $p_{VKW}$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ) et, dans une moindre mesure, du sol sous-jacent ( $p_{VKW} > 0.1$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ) et la profondeur de la nappe dans le milieu urbain ( $p_{VKW} > 0.1$  et  $p_{VFK} < 0.1$ ). L'influence, mineure, de ces deux derniers facteurs suggère un effet lié à la variation de profondeur de la nappe sur la transpiration dans certains contextes.

La Figure 3-20 présente la relation entre la transpiration moyenne annuelle dans les cas de référence « urbain » ( $RE_{RefUrb}$ ) et « pré-développement » ( $RE_{RefPre}$ ) suivant les trois facteurs les plus influents. Les droites d'équation  $y = p_n x$ , où  $p_n$  est le pourcentage de surfaces perméables pour les types d'urbanisation DEN et COM (trait plein) et LOT (tirets) permettent d'apprécier le rôle du taux d'imperméabilisation. Le coefficient de corrélation de Spearman entre  $RE_{RefUrb}$  et la droite correspondante est de 0.97 pour le type LOT et 0.98 pour le type DEN, ce qui montre que l'impact y est majoritairement gouverné par le taux d'imperméabilisation. Le coefficient est de 0.67 pour le type COM, ce qui traduit l'influence d'autres facteurs ou mécanismes.



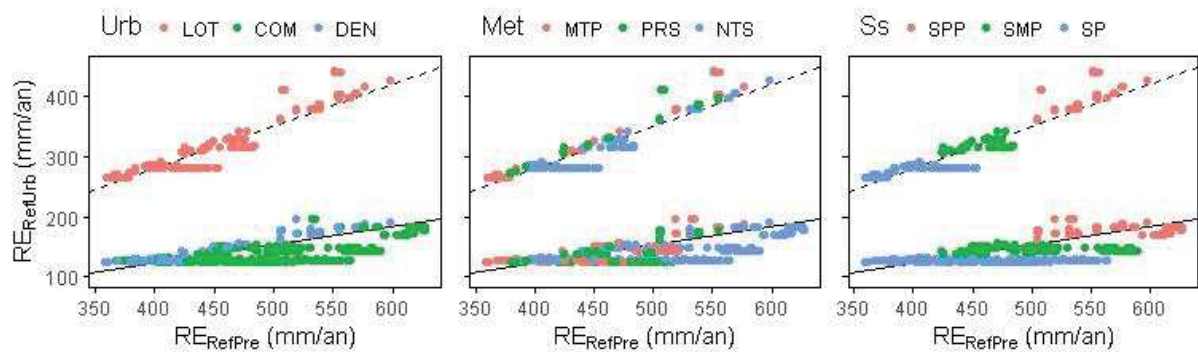


Figure 3-20 : Relation entre transpiration annuelle moyenne dans les cas de références urbains ( $RE_{URB}$ ) et niveau pré-développement ( $RE_{PRE}$ ) suivant l'occupation des sols (Urb), les entrants météorologiques (Met) et le sol de surface (Ss). Les droites affichées ont pour équation  $y = p_n x$  où  $p_n$  est le pourcentage de surfaces perméables pour les types d'urbanisation DEN et COM (trait plein) et LOT (tirets).

Comme précisé plus haut, les résultats des tests de KW et FK suggèrent une modification de la contribution de la nappe à la transpiration du fait de la variation de profondeur de nappe due à l'urbanisation. Ce second aspect gouverne les écarts à la linéarité observés sur la Figure 3-20. Pour les cas urbains, l'examen individuel des configurations montre que la contribution de la nappe à la transpiration n'est significative que pour quelques configurations caractérisées par un sol peu perméable, une faible profondeur moyenne de la nappe ( $E_{zns} = 3$  m) et un déficit hydrique prononcé durant certaines saisons estivales (MTP, PRS). Pour ces configurations, lorsque l'urbanisation conduit à élever le niveau de la nappe, la contribution de la nappe à la transpiration est accrue et l'impact global de l'urbanisation est de ce fait légèrement plus faible (points situés au-dessus des lignes sur la Figure 3-20). En dehors de ces cas, lorsque l'urbanisation conduit à diminuer le niveau de la nappe, la contribution de cette dernière à la transpiration décroît. L'ampleur de la diminution dépend directement de la valeur initiale de la contribution (i.e. de la profondeur de nappe, des entrants météorologiques et du type de sol), la contribution dans le cas urbain étant majoritairement négligeable. La Figure 3-21 distingue les configurations pour lesquels l'urbanisation a conduit à diminuer le niveau de la nappe alors qu'elle était initialement proche de la surface ( $< 3$  m). Elle confirme le rôle de la diminution de la contribution de la nappe dans la répartition des points suivant des lignes horizontales. Ce point explique par ailleurs la faible corrélation pour le type d'urbanisation COM (paragraphe précédent), ce dernier conduisant majoritairement à une diminution du niveau de la nappe (cf. partie D).



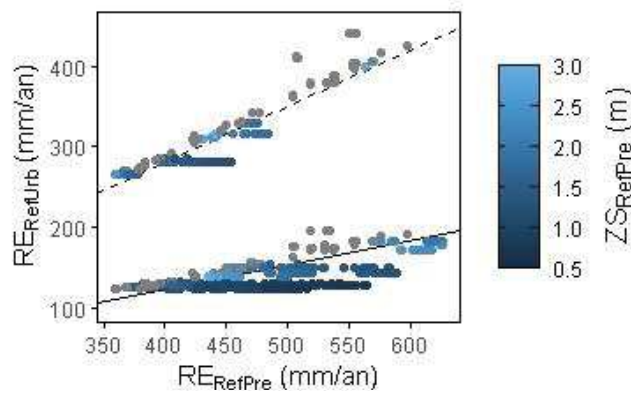


Figure 3-21 : Influence de la profondeur initiale de la nappe dans le cas de référence pré-développement sur l'impact de l'urbanisation sur la transpiration moyenne annuelle. Les profondeurs inférieures à 3 m dans les cas pré-développement sont représentées en dégradé de bleu.

### C) Recharge

La Figure 3-16 montre que la recharge annuelle moyenne associée aux cas de référence « urbain » varie dans une gamme de valeurs proche de celle associée aux cas de référence « pré-développement ». Des tests de KW et FK réalisés sur la différence entre valeurs prises dans les cas de référence montrent que l'impact de l'urbanisation sur ces processus ne dépend ici que du type d'urbanisation ( $p_{VKW}$  et  $p_{VFK} < 10^{-100}$ ), du sol de surface ( $p_{VKW} < 10^{-100}$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ), des entrants météorologiques ( $p_{VKW}$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ) et, dans une moindre mesure, du sol sous-jacent ( $p_{KW} < 0,1$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ) et de la profondeur de la nappe dans le milieu urbain ( $p_{VKW} > 0.1$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ).

La Figure 3-22 présente la relation entre recharge annuelle moyenne dans les cas de référence « urbain » ( $GR_{RefUrb}$ ) et « pré-développement » ( $GR_{RefPre}$ ) suivant Urb, Met et Ss. La droite d'équation  $y = x$  (ligne rouge) permet de visualiser le sens de l'impact. Les droites d'équation  $y = F_{aep} + p_n x$ , avec  $F_{aep}$  le volume annuel de fuite des réseaux AEP et  $p_n$  le pourcentage de surfaces perméables, permettent d'apprécier le rôle du taux d'imperméabilisation et des fuites AEP. Le coefficient de corrélation de Spearman entre  $RE_{RefUrb}$  et la droite correspondante est de 0.99 pour le type LOT, 0.96 pour le type DEN et 0.78 pour le type COM. Ces résultats montrent que la différence entre la recharge annuelle moyenne dans les cas « urbain » et « pré-développement » résulte de l'équilibre entre la diminution de la recharge naturelle due à l'imperméabilisation et la contribution des fuites des réseaux d'AEP. Pour le type d'urbanisation COM, l'impact sur la recharge présente une plus forte variabilité du fait de l'influence des variations du niveau de la nappe sur la transpiration (cf. partie précédente).

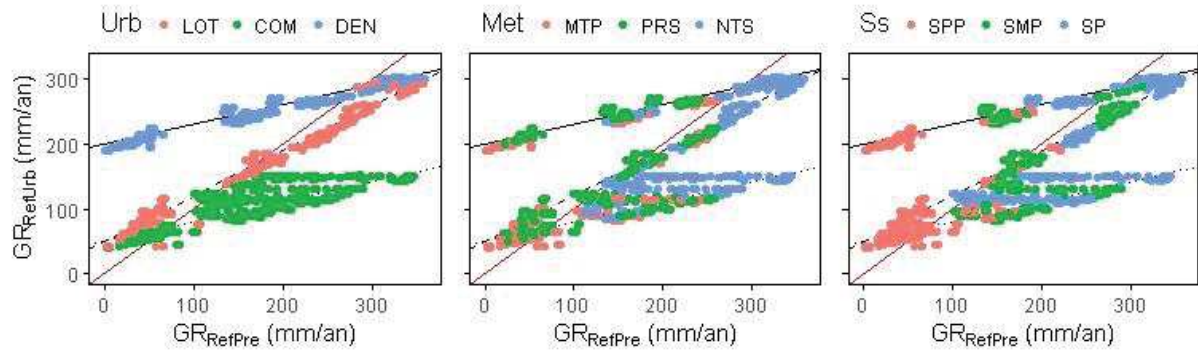


Figure 3-22 : Relation entre recharge annuelle moyenne dans les cas de référence « urbain » ( $GR_{RefUrb}$ ) et « pré-développement » ( $GR_{RefPre}$ ) suivant le type d'urbanisation (Urb), les entrants météorologiques (Met) et le sol de surface (Ss). Les droites affichées ont pour équation  $y = x$  (ligne rouge) et  $y = F_{AEP} + p_n x$  avec  $F_{aep}$  le volume annuel de fuite des réseaux AEP et  $p_n$  le pourcentage de surfaces perméables pour les types d'urbanisation LOT (tirets), COM (pointillés) et DEN (trait plein).

Alors que la recharge naturelle varie en fonction des précipitations et de la demande évaporative, les fuites des réseaux AEP sont constantes au cours de l'année. De ce fait, même si la recharge cumulée est accrue dans certains contextes, l'urbanisation conduit à une diminution de la variabilité temporelle de la recharge globalement proportionnelle au taux d'imperméabilisation (s'en écartant légèrement dans les configurations où la variation de niveau de nappe entre cas « urbain » et « pré-développement » influence la transpiration). La dynamique de la recharge est toutefois également influencée par la variation de la profondeur de la nappe entre les cas de référence. En effet, une nappe moins profonde implique une recharge plus rapide, moins lissée et potentiellement plus élevée du fait 1) d'une plus faible épaisseur de zone non-saturée, 2) d'une teneur en eau élevée dans la zone non-saturée et 3) d'un déficit en eau plus faible en fin de période estivale. La Figure 3-23 illustre ces impacts sur la recharge à travers un exemple constitué de deux types d'urbanisation (Urb) et deux profondeurs initiales de nappe (Ezns) pour un même contexte naturel. Le type DEN est ici associé à une recharge annuelle moyenne du même ordre de grandeur pour les cas « urbain » et « pré-développement » et le type LOT à une diminution.

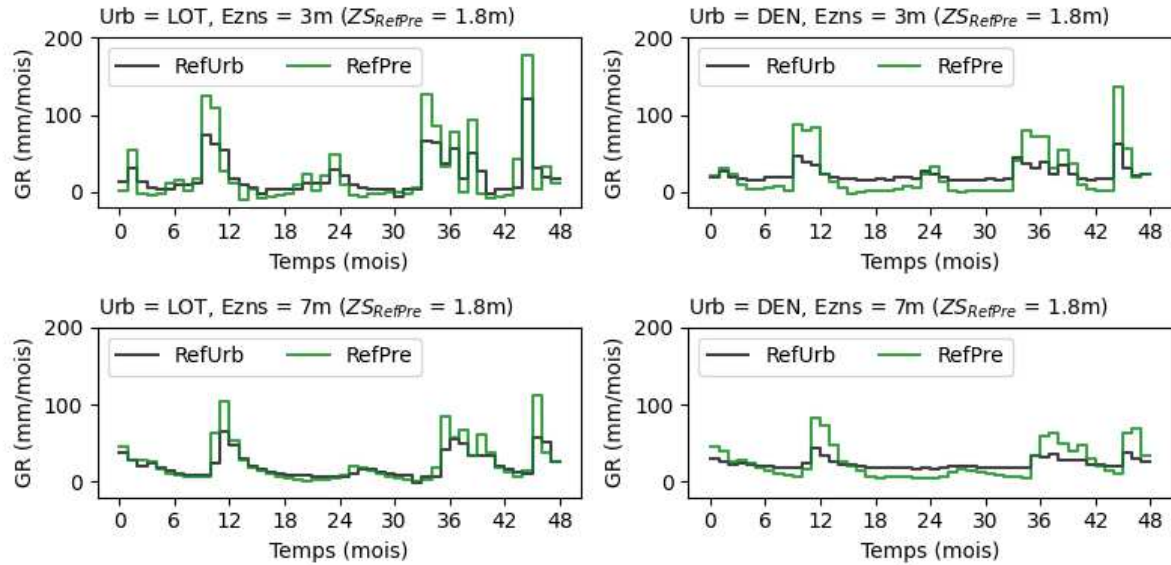


Figure 3-23 : Exemple de l'impact du type d'urbanisation sur la variation mensuelle de la recharge pour les cas de référence RefPre et RefUrb. Caractéristiques de la configuration : Met = NTS, Ss = SMP, Si = SMP, BCd = 5

#### D) Stock en zone saturée

La Figure 3-16E met en évidence une très forte variabilité du stock moyen en zone saturée pour l'ensemble des simulations. La valeur médiane apparaît plus élevée dans les cas de référence « urbain » que « pré-développement ». Des tests de KW réalisés sur la différence entre le stock moyen en zone saturée dans les cas de référence suggèrent une influence du type d'urbanisation, du sol de surface et des entrants météorologiques ( $p_{VKW} < 10^{-100}$  pour les trois facteurs), c'est-à-dire des facteurs influençant significativement l'impact sur la recharge. Les tests de FK montrent toutefois qu'il existe une hétérogénéité significative de la variance pour l'ensemble des facteurs, particulièrement marquée pour le sol sous-jacent ( $p_{VFK} < 10^{-100}$  pour Si,  $p_{VFK} < 10^{-10}$  pour Urb, Met, Ss et Sl et  $p_{VFK} < 0,1$  pour Ezns et BCd).

La Figure 3-24 présente la relation entre impact sur le stock moyen en zone saturée ( $SS_{RefUrb} - SS_{RefPre}$ ) et sur la recharge cumulée ( $GR_{RefUrb} - GR_{RefPre}$ ) suivant les facteurs influençant significativement l'hétéroscédasticité de  $SS_{RefUrb} - SS_{RefPre}$  mais n'ayant peu ou pas d'influence sur la recharge. Le rôle des facteurs influençant la recharge est décrit dans la partie précédente. Il convient de noter que, contrairement à l'impact sur les flux qui peut s'appréhender à l'échelle de la simulation, l'impact sur SS intègre l'évolution du niveau de la nappe durant les années de stabilisation du système et peut donc représenter plusieurs années de précipitations.

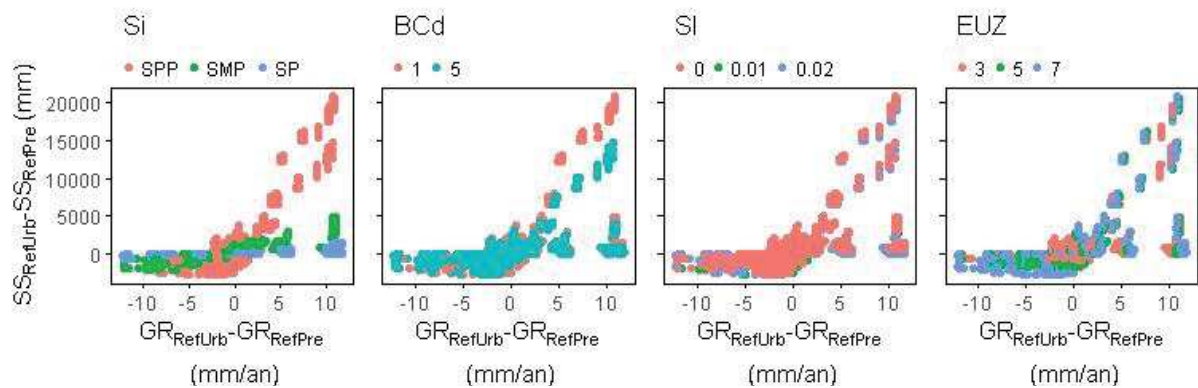


Figure 3-24 : Relation entre impact de l'urbanisation sur le stock moyen en zone saturée ( $SS_{RefUrb} - SS_{RefPre}$ ) et impact sur la recharge ( $GR_{RefUrb} - GR_{RefPre}$ ) suivant le sol sous-jacent (Si), la pente (SI), l'épaisseur saturée à l'aval (BCd) et la profondeur initiale de la nappe dans le milieu urbain (Ezns)

La Figure 3-24 confirme que la forte dispersion des résultats pour cette variable est dominée par le type de sol sous-jacent (Si). Les contextes impliquant un accroissement de la recharge ( $GR_{RefUrb} - GR_{RefPre} > 0$ ) en présence d'un sol sous-jacent peu perméable (SPP) et, dans une moindre mesure moyennement perméable (SMP), sont associés à une augmentation très prononcée du stock moyen en zone saturée. Cela résulte directement des valeurs de conditions limites aval, identiques pour les trois types de sol sous-jacent, qui limitent d'autant plus le flux sortant que le sol est moins perméable. L'influence de cette limitation (liée au facteur BCd) est discutée dans l'annexe B.1.

En comparaison, les contextes impliquant une diminution de la recharge ( $GR_{RefUrb} - GR_{RefPre} < 0$ ) sont associés à une diminution moins marquée du stock souterrain. En effet, la profondeur de la nappe a été fixée dans le cas de référence « urbain » à 3, 5 ou 7 m. Une diminution de la recharge ne génèrera de ce fait qu'une baisse du niveau de la nappe d'au maximum 3, 5 ou 7 m. L'influence de la profondeur initiale de la nappe dans les cas « urbain » (Ezns) constatée dans les tests de FK apparaît de ce fait liée à cette limitation.

La pente du substratum (SI) a une influence globalement moins marquée que les facteurs précédents. Cette influence est associée majoritairement aux contextes caractérisés par une augmentation de la recharge et un sol sous-jacent moyennement perméable à perméable. En effet, les fortes épaisseurs saturées pour les SPP diminuent logiquement l'influence de ce paramètre. Ce point est discuté dans l'annexe B.1.

Comme montré dans la partie précédente, les cas « urbain » modélisés conduisent à une diminution de la variabilité temporelle de  $GR$ . La Figure 3-25 présente la relation entre l'écart type temporel du niveau moyen de la nappe entre les cas de référence en distinguant la valeur sur

l'ensemble de la simulation et la moyenne de l'écart type annuel. Les points sont présentés suivant les facteurs influençant le plus significativement l'impact sur la recharge. Cette figure montre tout d'abord que la variabilité annuelle est plus élevée dans le contexte météorologique NTS et la variabilité totale est plus élevée dans le contexte météorologique PRS. Ce constat reflète directement la variabilité des entrants météorologiques (partie 3.3.1.1.C)). Cette figure montre ensuite, qu'hormis pour les contextes caractérisés par un sol sous-jacent peu perméable (Si), la diminution de la variabilité totale et annuelle moyenne du niveau de la nappe est globalement bien expliquée par le taux d'imperméabilisation (gouvernant l'impact sur la variabilité de la recharge).

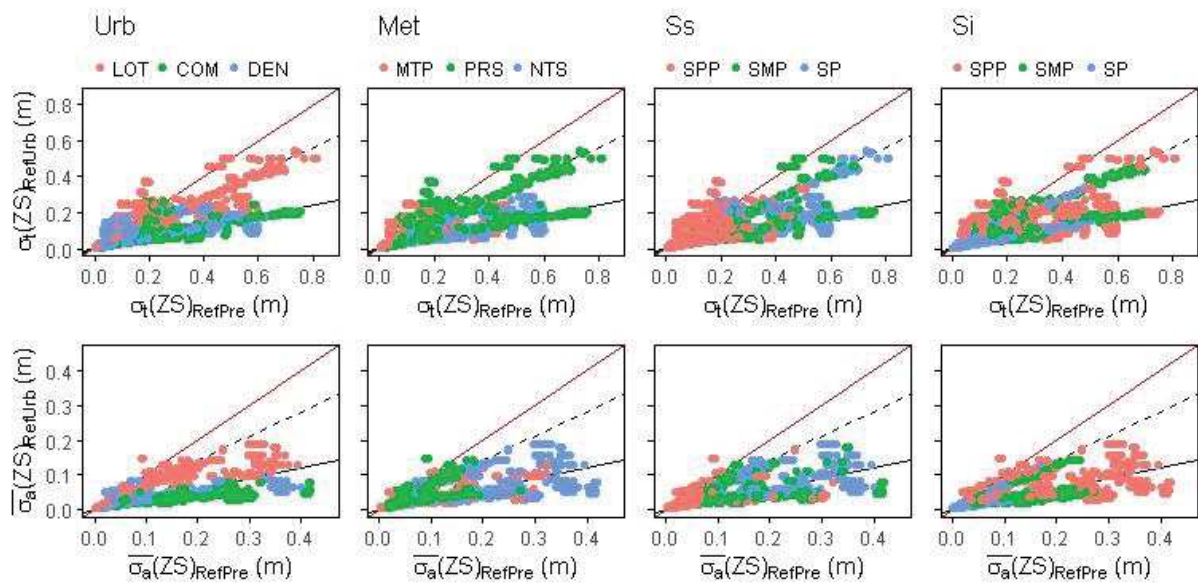


Figure 3-25 : Relation entre écart type du niveau moyen mensuel de la nappe sur l'ensemble de la simulation et moyenne interannuelle de cet écart type pour les cas de référence « urbain » ( $\sigma_t(ZS)_{RefUrb}$  et  $\overline{\sigma_a}(ZS)_{RefUrb}$ ) et « pré-développement » ( $\sigma_t(ZS)_{RefPre}$  et  $\overline{\sigma_a}(ZS)_{RefPre}$ ) suivant le type d'urbanisation (Urb), les entrants météorologiques (Met), le sol de surface (Ss) et le sol sous-jacent (Si). Les droites affichées ont pour équation  $y = x$  (ligne rouge) et  $y = p_n x$  avec  $p_n$  le pourcentage de surfaces perméables pour les types d'urbanisation LOT (tirets), COM et DEN (trait plein).

La Figure 3-26, reprenant les mêmes contextes que présentés dans la partie précédente, illustre cet effet sur le niveau de la nappe. Le type d'urbanisation LOT conduit dans ce contexte à une baisse du niveau de la nappe associée à un lissage peu prononcé de la variabilité temporelle. Le type d'urbanisation DEN conduit inversement à une élévation du niveau de la nappe associée à un fort lissage de la variabilité temporelle.



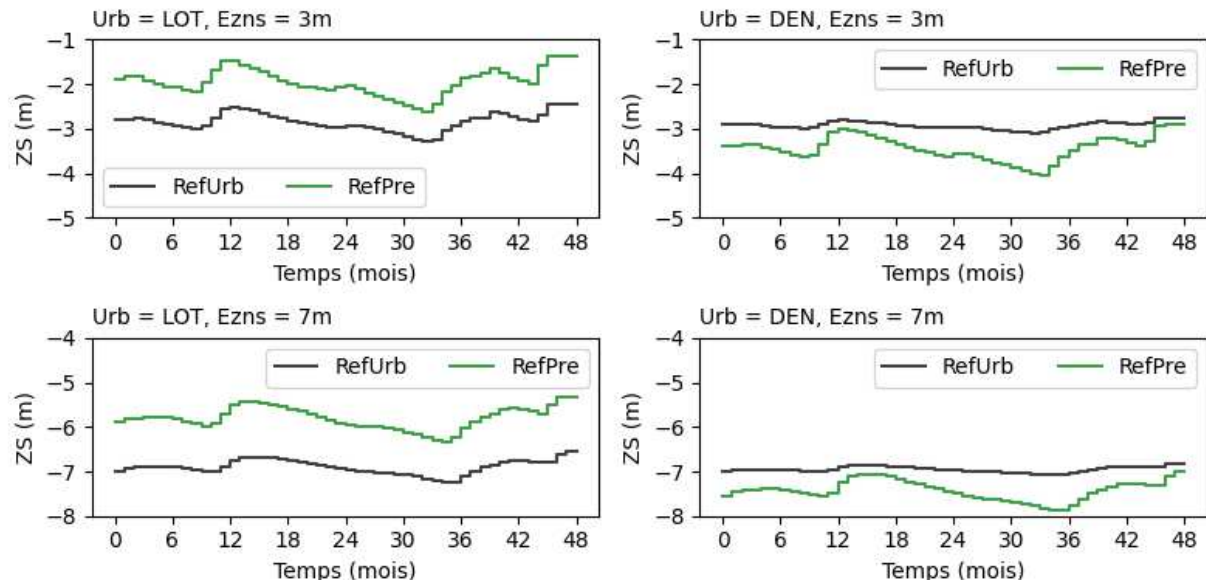


Figure 3-26 : Exemple de l'impact du type d'urbanisation sur la variabilité temporelle du niveau de la nappe pour les cas de référence PRE et URB. Caractéristiques de la configuration : Met = NTS, Ss = SMP, Si = SMP, BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10, Sl = 1%, Pos = MIL

#### E) Drainage par les structures souterraines

La profondeur des conduites de réseaux et des fondations drainantes étant fixées respectivement à 2 m et 2.5 m, ces structures ne drainent la nappe que dans un nombre très restreint de configurations. Seuls 4 % des cas de référence « urbain » sont concernés. Il s'agit uniquement de contextes caractérisés par des entrants météorologiques PRS avec une profondeur initiale de nappe de 3 m et un sol moyennement à peu perméable. Le drainage n'y a lieu que durant la dernière année de simulation succédant à une période particulièrement humide générant une élévation marquée de la nappe. La lame d'eau maximale drainée par les réseaux et les systèmes de drainage durant cette année est respectivement de 119 mm et 52 mm.

#### F) Volume de nappe sortant à l'aval du domaine

La Figure 3-16 montre que les cas de références « urbain » et « pré-développement » présentent des volumes de nappe sortant annuels moyens du même ordre de grandeur. Des tests de KW et FK montrent que la différence du volume sortant à l'aval du domaine entre cas de référence « urbain » et « pré-développement » est globalement gouvernée par les facteurs influençant l'impact sur la recharge, i.e. le type d'urbanisation ( $p_{VKW}$  et  $p_{VFK} < 10^{-100}$ ), le sol de surface ( $p_{VKW} < 10^{-100}$  et  $p_{VFK} < 0.1$ ), les entrants météorologiques ( $p_{VKW} < 10^{-100}$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ) et, dans une moindre mesure, le sol sous-jacent ( $p_{VKW} > 0.1$  et  $p_{VFK} < 10^{-10}$ ) et la profondeur de la nappe dans le milieu urbain ( $p_{VKW} > 0.1$  et  $p_{VFK} < 0.1$ ). En l'absence d'interactions significatives entre la nappe et les structures souterraines, la différence de recharge cumulée introduite se

répercute directement sur les volumes sortants à l'aval du domaine. Ceci est traduit à travers la valeur du coefficient de corrélation de Spearman (0,94) entre les variations de  $GR$  et  $BC$  induites par l'urbanisation sur ces deux termes du bilan.

L'urbanisation ayant un impact sur la variabilité temporelle de la recharge et des niveaux de nappe, elle influence nécessairement la variabilité temporelle de  $BC$ . La Figure 3-27 présente la relation entre la variabilité temporelle de  $BC$  dans les cas de référence « urbain » et « pré-développement ». Cette figure montre tout d'abord que la variabilité temporelle du flux sortant est très faible en comparaison avec celle des flux entrants. A titre de comparaison, l'écart type sur la recharge mensuelle sur l'ensemble de la simulation varie entre 0 et 60 mm/mois dans les cas de référence « pré-développement ». Ce constat traduit directement le lissage exercé par la nappe. Cette figure montre par ailleurs que l'impact de l'urbanisation sur la variabilité de ce terme est gouverné par le taux d'imperméabilisation du domaine (droites en fond de graphique).

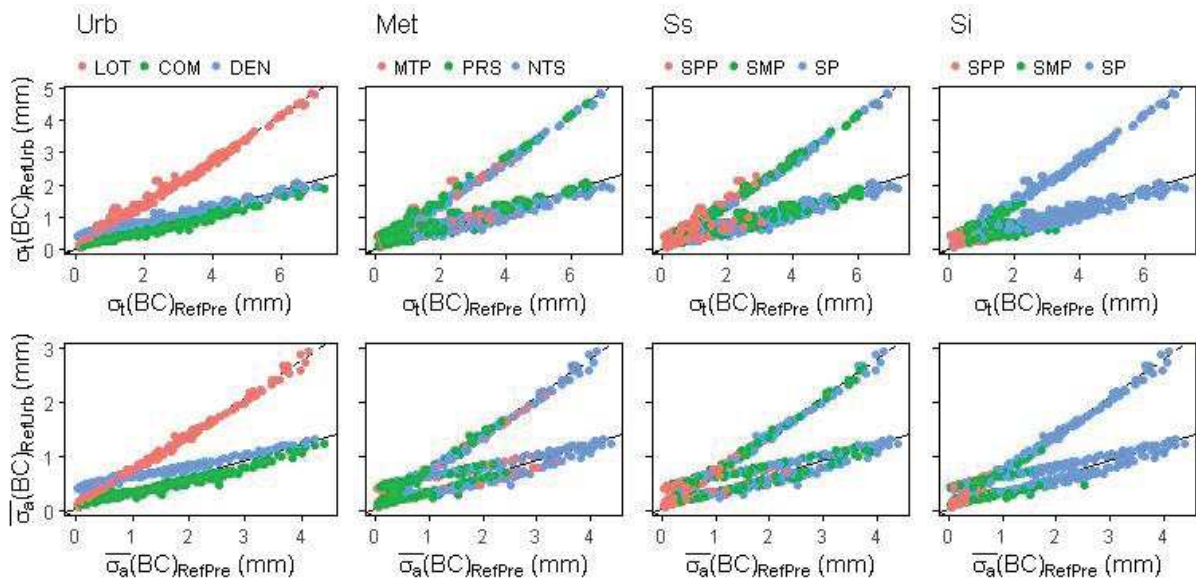


Figure 3-27 : Relation entre écart type du volume moyen mensuel de nappe sortant à l'aval du domaine sur l'ensemble de la simulation et en moyen annuel pour les cas de référence « urbain » ( $\sigma_t(ZS)_{RefUrb}$  et  $\sigma_a(ZS)_{RefUrb}$ ) et « pré-développement » ( $\sigma_t(ZS)_{RefPre}$  et  $\sigma_a(ZS)_{RefPre}$ ) suivant le type d'urbanisation (Urb), les entrants météorologiques (Met), le sol de surface (Ss) et le sol sous-jacent (Si). Les droites affichées ont pour équation  $y = x$  (ligne rouge) et  $y = p_n x$  avec  $p_n$  le pourcentage de surfaces perméables pour les types d'urbanisation LOT (tirets), COM et DEN (trait plein).

#### G) Conclusion de la section 3.3.2.2

Cette section permet de préciser le fonctionnement hydrologique des cas de référence « urbain » et l'impact initial de l'urbanisation relativement au cas de référence « pré-développement ».



Elle apporte les éléments nécessaires à l'appréciation de l'impact des OI sur le fonctionnement hydrologique du milieu dans les sections suivantes.

Les résultats montrent que le flux d'infiltration ne dépend ici que des entrants météorologiques et du sol de surface. La diminution de l'infiltration entre cas de référence « urbain » et « pré-développement » est directement proportionnelle au taux d'imperméabilisation. L'évaporation depuis les stocks de surface est influencée par les mêmes facteurs. La disponibilité en eau étant ici le facteur limitant, l'évaporation croît avec l'urbanisation du fait d'une plus grande rétention sur les surfaces imperméables.

La transpiration dépend des facteurs précédents et du type de sol sous-jacent. L'urbanisation conduit à une diminution gouvernée par le taux d'imperméabilisation, mais également influencée par la variation du niveau de la nappe (de sa contribution à la transpiration sur les surfaces végétalisées) entre cas « urbain » et « pré-développement ».

La recharge de la nappe est globalement influencée par les mêmes facteurs que l'infiltration et la transpiration mais également par le volume additionnel constitué par les fuites des réseaux AEP. La différence entre cas « urbain » et « pré-développement » dépend alors de l'équilibre entre ce volume additionnel et la diminution de la recharge « naturelle » due à l'imperméabilisation. Elle est de ce fait contrastée suivant le type d'urbanisation et le contexte hydrogéologique et climatique. Que l'urbanisation conduise à un accroissement ou une diminution du volume de recharge, la diminution de la recharge « naturelle » se traduit par une baisse de la variabilité temporelle de la recharge.

Il en résulte un impact contrasté sur les niveaux de nappe dont la tendance découle directement de l'impact sur la recharge. L'ampleur de l'écart entre niveau « urbain » et « pré-développement » dépend directement de la différence du volume de recharge et du type de sol sous-jacent. L'influence sur la variabilité spatiale de la nappe est influencée majoritairement par le taux d'imperméabilisation (gouvernant la diminution de la recharge « naturelle » et donc de la variabilité de la recharge).

Les profondeurs moyennes de nappe (3, 5 et 7 m) et la profondeur des structures souterraines (2,5 m pour les systèmes de drainage et 2 m pour les réseaux) conduisent à un drainage par les structures souterraines non nul uniquement durant des périodes de hautes eaux, et globalement négligeable.

Le volume de nappe sortant à l'aval du domaine est entièrement expliqué par le volume de recharge. L'impact de l'urbanisation sur ce volume est de ce fait identique à celui sur la recharge. La variabilité temporelle du volume sortant à l'aval du domaine est globalement faible et l'impact de l'urbanisation n'est gouverné que par le taux d'imperméabilisation (expliquant la diminution de la variabilité temporelle de la recharge).

### 3.3.2.3. Fonctionnement hydrologique des ouvrages d'infiltration

Cette partie se focalise sur le fonctionnement hydrologique des OI du point de vue de l'abattement volumique et de la limitation du rejet au réseau, de la transpiration par la végétation implantée dans les ouvrages et de la recharge de la nappe sous les ouvrages.

#### A) Abattement volumique et maîtrise du rejet au réseau

La capacité des OI à rétablir le flux d'infiltration et, en conséquence, à maîtriser le rejet au réseau est ici analysée en se focalisant sur (i) la proportion des volumes entrants abattus, appelée par la suite efficacité volumique ( $E_{vol}$ ), et (ii) la proportion des périodes de 24 h avec rejet au réseau dans le cas de référence « urbain » pour lesquelles il n'y a aucun rejet avec OI, appelée par la suite efficacité fréquentielle ( $E_{freq}$ ). Les tests de KW et FK appliqués à ces deux variables (Tableau 3-8) mettent en évidence une influence significative de la majorité des facteurs (hormis Bcd), mais moindre pour Ezns, Sl et Pos.

Tableau 3-8 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à  $E_{vol}$  et  $E_{freq}$ . \*\*\* ( $pv < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ )

	Urb	Met	Ss	Si	Ezns	Sl	BCd	Rep	Rsi	Pos
$E_{vol}$	***	***	***	***	*	*		***	***	
	**	***	***	***	*	*		***	***	
$E_{freq}$	***	***	***	***	*	*		***	***	*
	**	***	***	***	**	**		***	***	**

Du fait des hypothèses de dimensionnement des OI, seuls les entrants météorologiques (Met), le sol de surface (Ss), le sol sous-jacent (Si) et la surface des OI (Rsi) sont susceptibles d'influencer directement l'abattement. La Figure 3-28 présente la répartition de  $E_{vol}$  et  $E_{freq}$  suivant ces facteurs. Leur influence, relativement évidente du fait du mode de dimensionnement, est ici succinctement détaillée. Le facteur le plus influent est le contexte météorologique (Met).  $E_{vol}$  et  $E_{freq}$  sont significativement plus faibles pour la modalité MTP du fait d'une proportion élevée d'événements intenses (près de 20 % des pluies journalières dépassent 10 mm).  $E_{vol}$  et  $E_{freq}$  sont similaires pour les modalités PRS et NTS, ces deux contextes étant associés à des événements plus fréquents avec une proportion significativement plus faible d'événements intenses. Le sol de surface, le sol sous-jacent (dans une moindre mesure) et la surface des OI conditionnent ensuite directement la capacité d'infiltration dans les ouvrages. Il en résulte une efficacité plus faible pour un ratio de surface (Rsi) plus faible (i.e. une surface infiltrante plus faible) et pour un sol moins perméable (Ss et Si) (i.e. une capacité d'infiltration par unité de surface plus faible). Il apparaît toutefois que les sols les moins perméables modélisés génèrent un abattement

significatif, en particulier dans les contextes météorologiques PRS et NTS. Dans ces contextes, le sol de surface le plus perméable conduit à un abattement total des volumes entrants dans la majorité des simulations. L'influence de Si est significative mais moins marquée. Comme montré par la suite, ce facteur influence significativement l'abattement de manière indirecte en conditionnant l'élévation de la nappe.

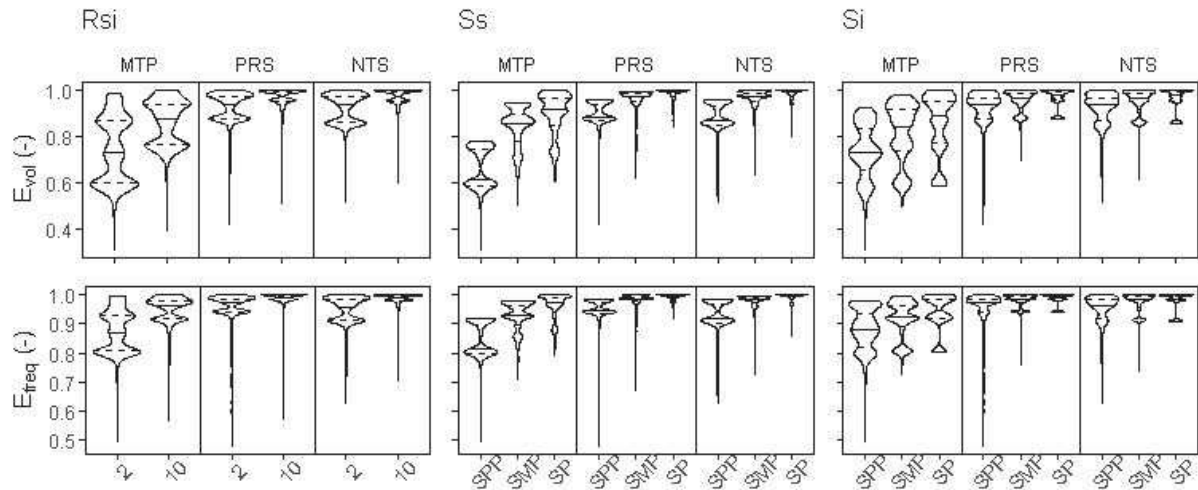


Figure 3-28 : Efficacité volumique ( $E_{vol}$ ) et fréquentielle ( $E_{freq}$ ) des OI suivant les entrants météorologiques, le rapport de surface des OI ( $R_{si}$ ), le sol de surface ( $Ss$ ) et le sol sous-jacent ( $Si$ )

Les autres facteurs n'influencent ni la valeur potentielle du flux d'infiltration en surface ni le volume transmis par unité de surface d'ouvrage. Leur influence semble montrer un effet indirect lié aux interactions entre nappe et OI. Afin d'illustrer cet effet, la Figure 3-29 présente la relation entre profondeur moyenne de la nappe sous les ouvrages ( $ZS_{OI}$ ) et  $E_{vol}$ . Les points sont répartis suivant le sol sous-jacent ( $Si$ ), le type d'urbanisation ( $Urb$ ) et la distribution des ouvrages ( $DIS$ ). Ces deux derniers facteurs ont en effet une influence significative sur l'efficacité des OI sans avoir a priori d'influence directe sur l'abattement. Cette figure illustre la forte dégradation de l'efficacité volumique lorsque la nappe est proche du fond de l'ouvrage. Elle montre par ailleurs que cet effet est majoritairement associé à des modalités spécifiques des facteurs analysés : COM et, dans une moindre mesure, LOT pour le type d'urbanisation ( $Urb$ ), CEN pour la distribution des ouvrages ( $Rep$ ) et SPP et, dans une moindre mesure, SMP pour le sol sous-jacent ( $Si$ ).

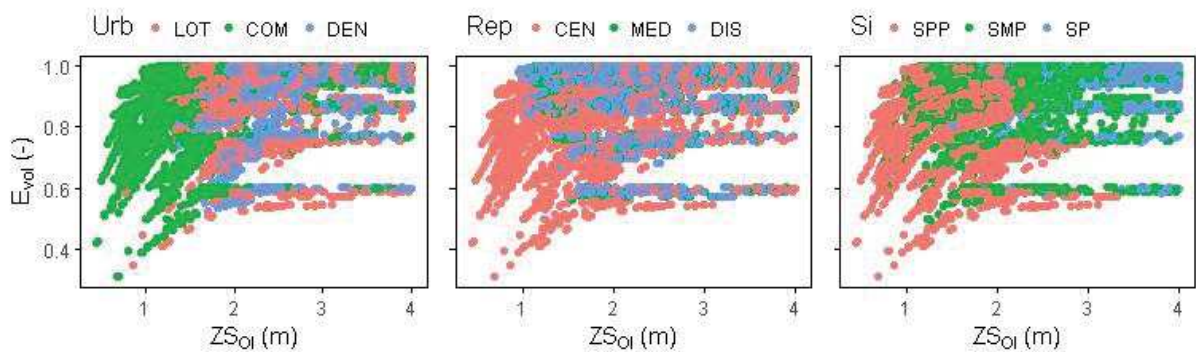


Figure 3-29 : Relation entre efficacité volumique des OI ( $E_{vol}$ ) et profondeur moyenne de la nappe sous les ouvrages ( $ZS_{OI}$ ) suivant l'occupation des sols (Urb), la distribution des ouvrages (Rep) et le type de sol sous-jacent

La profondeur de la nappe sous les ouvrages est influencée directement par la profondeur moyenne de la nappe sous le secteur et la surélévation se formant sous les OI. Elle est susceptible de varier sur le secteur en fonction des conditions environnantes (e.g. proximité d'autres OI, de structures souterraines). L'influence des différents facteurs sur la profondeur moyenne et la variabilité spatiale de l'élévation de la nappe est détaillée en partie 3.3.2.4.A). La surélévation se formant sous les OI est évaluée en se focalisant sur (i) le quantile 95 de la différence journalière entre profondeur moyenne de la nappe sous les OI et sur l'ensemble du secteur ( $Q_{95}(dZS)$ ), caractérisant l'amplitude de la surélévation, et (ii) le coefficient de variation de cette même différence ( $CV_t(dZS)$ ), caractérisant la variabilité temporelle de la surélévation. Les tests de KW et FK appliqués à ces deux variables (Tableau 3-9) mettent en évidence une influence significative de l'ensemble des facteurs Figure 3-30.

Tableau 3-9 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à  $Q_{95}(dZS)$  et  $CV_t(dZS)$  \*\*\* ( $pv < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ )

	Urb	Met	Ss	Si	Ezns	Sl	BCd	Rep	Rsi	Pos
$Q_{95}(dZS)$	***		**	***	**	***		***	**	**
	***		**	***	**	***	**	***	**	*
$CV_t(dZS)$	***	***	***	*	**		**	***	*	**
	***	**	***	**	**	**		***	*	*

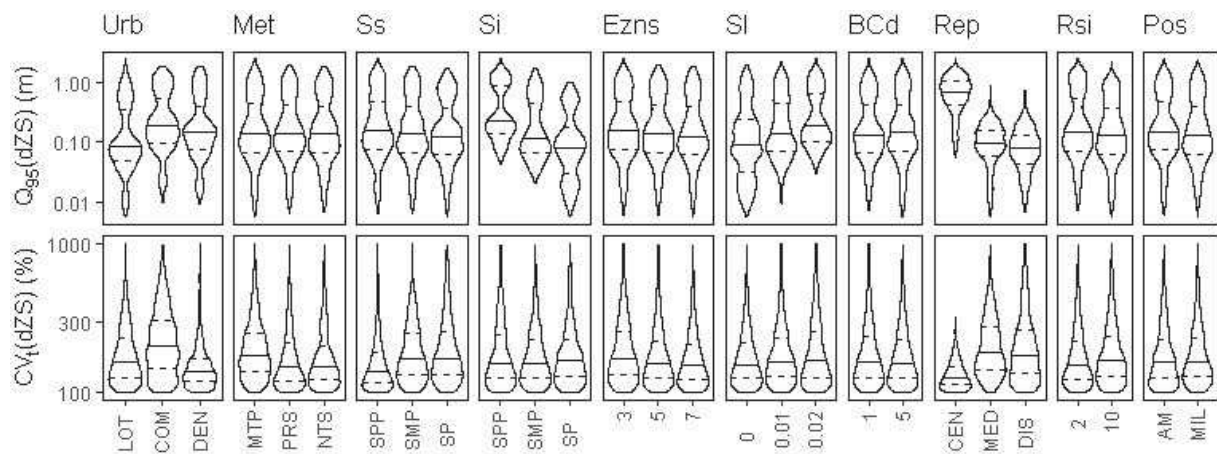


Figure 3-30 : distribution de  $Q_{95}(dZS)$  et  $CV_t(dZS)$  suivant les différents facteurs (échelle logarithmique)

Les résultats des tests et la Figure 3-30 montrent que le facteur influençant le plus les surélévations de nappe est la distribution spatiale des OI (Rep). Les ouvrages centralisés (CEN) conduisent à une surélévation ( $dZs$ ) significativement plus prononcée et moins variable dans le temps (plus pérenne), ce qui suggère une limitation significative de la dissipation latérale des volumes infiltrés par la concentration spatiale des surfaces d'infiltration (à flux surfacique de recharge identique). Le facteur Rsi, qui conditionne directement le flux surfacique de recharge, a une influence apparaissant moins prononcée dans les configurations simulées. Bien que la tendance demeure significative, l'influence de la discrétisation ne peut ici pas être négligée. Les OI ne sont en effet pas toujours représentés par une unité de calcul à part entière. Plus la surface de l'OI est faible devant celle de l'unité, plus le risque de sous-estimer l'élévation locale de la nappe est élevé (la recharge étant homogénéisée sur l'unité). Dans les cas modélisés, les surfaces d'OI les plus faibles sont associées aux distributions DIS/MED et au rapport de surface Rsi de 2%. L'élévation est de ce fait potentiellement sous-estimée dans ces cas.

Le type d'urbanisation (Urb) conditionne directement le volume transmis aux OI (participant à la recharge de la nappe) et a donc une influence majeure sur la dynamique et l'amplitude de  $dZs$ . La différence entre les types COM et DEN (même surface d'apport) met en lumière le rôle notable des systèmes de drainage sur l'amplitude et la dynamique de ces surélévations.

Le sol sous-jacent (Si) conditionne directement la capacité à écouler latéralement les volumes infiltrés. Un sol sous-jacent moins perméable, i.e. un aquifère moins transmissif, génère une surélévation plus marquée et plus pérenne de la nappe sous les OI.

Dans les contextes modélisés, les plus fortes pentes sont associées à une épaisseur de la zone saturée plus faible et donc à une transmissivité plus faible de l'aquifère, ce qui favorise les

surélévations sous les OI. L'influence de SI est particulièrement prononcée pour des sols sous-jacents moyennement perméables et perméables pour lesquels l'épaisseur initiale de la zone saturée sous le secteur où sont implantés les OI est très faible (voir nulle) pour les fortes pentes.

L'influence de la profondeur initiale de la nappe ( $E_{znz}$ ) dans le cas de référence « urbain » apparaît peu prononcée. En effet, comme l'analyse se focalise sur l'état stabilisé du système,  $E_{znz}$  n'explique que partiellement la profondeur moyenne de la nappe sous le secteur en début de simulation avec OI. Comme montré dans la littérature, une nappe moins profonde conduit à des fluctuations plus marquées de la nappe (amplitude et dynamique).

Le contexte météorologique a une influence mineure sur l'amplitude de  $dZs$  mais relativement plus prononcée sur la dynamique. Le faible impact sur l'amplitude s'explique par un quantile 95 des précipitations similaire pour les trois contextes (Figure 3-13) et la limitation du volume infiltré par le dimensionnement de l'ouvrage et le sol de surface pour les événements exceptionnels. En revanche, les précipitations étant significativement moins fréquentes dans le contexte MTP, la variabilité temporelle de  $dZs$  y est plus prononcée.

L'influence du sol de surface (Ss) sur l'amplitude de  $dZs$  est majoritairement due à des situations où le toit de la nappe atteint la couche supérieure de sol, ce qui conduit à une élévation plus marquée lorsque cette couche est composée d'un sol moins perméable. L'influence sur la dynamique de  $dZs$  est majoritairement liée au sol le moins perméable qui est en effet associé à une vitesse d'écoulement plus faible et donc un lissage de la recharge.

L'influence mineure de Pos et BCd n'est liée qu'à leur rôle dans l'élévation plus globale de la nappe (cf. 3.3.2.4.A)).

#### *B) Transpiration par la végétation implantée dans les OI*

La répartition des simulations le long de la seconde bissectrice de l'ACP (Figure 3-16 A) et les diagrammes en violons (Figure 3-16 E) montrent que la mise en œuvre des OI s'accompagne d'une élévation de la transpiration ne compensant pas l'effet initial de l'urbanisation. Le Tableau 3-10 présente les résultats de tests de KW et FK destinés à identifier les facteurs influençant l'élévation de la transpiration par la végétation implantée dans les OI ( $\Delta RE_{OI}$ ) (la surface correspondante étant dans le cas de référence « urbain » une surface naturelle).



Tableau 3-10 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à  $\Delta RE_{OI}$ .  
 \*\*\* ( $pv < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ )

	Urb	Met	Ss	Si	EUZ	Sl	BCav	DIS	TIS	PIS
$\Delta RE_{OI}$	***	***	**					*	***	
	***	***	**	**					***	

La Figure 3-31 présente la distribution  $\Delta RE_{OI}$  suivant les facteurs identifiés. Elle montre que l'élévation de la transpiration au droit des OI est globalement très faible relativement à l'impact initial de l'urbanisation (cf. 3.3.2.2.B)) et aux volumes infiltrés (cf. 3.3.2.3.A)). La présence de valeurs négatives est liée à la conceptualisation de la transpiration dans le modèle (nulle pour la part du profil racinaire comprise dans la nappe). Ces valeurs sont donc associées à des contextes où la nappe atteint le fond des ouvrages durant un temps significatif au cours de l'année.

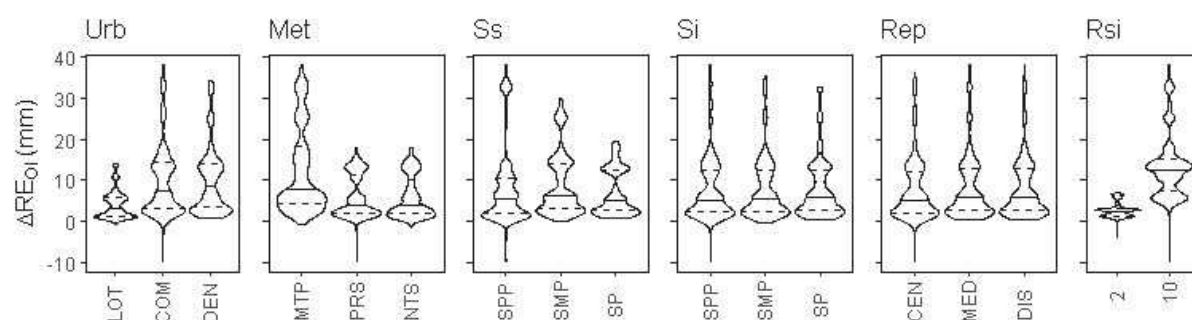


Figure 3-31 : Distribution de  $\Delta RE_{OI}$  suivant les facteurs influents.

La Figure 3-31 montre que le ratio de surface des OI (Rsi) a une influence majeure sur  $\Delta RE_{OI}$ . Ce constat suggère qu'à volume égal transmis aux OI, l'augmentation de la transpiration est gouvernée par la surface sur laquelle est réparti ce volume. Concernant les entrants météorologiques (Met), l'élévation est significativement plus élevée dans le contexte MTP et similaire pour les contextes NTS et PRS. Ce constat suggère que le facteur prépondérant est ici la demande évaporative. Le type d'urbanisation (Urb) a également une influence significative. Il conditionne directement la surface des ouvrages (dépendant de la surface imperméabilisée d'apport) et le volume total qui leur est transmis. La faible différence entre les contextes COM et DEN résulte d'une nappe moins profonde dans le contexte COM (cf. 3.3.2.4.A)). Le sol de surface (Ss) influence directement la rétention de l'eau dans l'horizon supérieur du sol et le processus d'extraction racinaire. La diminution de  $\Delta RE_{OI}$  pour les sols moins perméables (Figure 3-31) résulte de la limitation imposée par la demande évaporative qui se traduit par un potentiel d'accroissement de RE plus faible (voir ci-dessous). Le sol sous-jacent (Si) et la

distribution des ouvrages (DIS) ont une influence indirecte liée à leur rôle dans la surélévation de la nappe.

Afin d'apporter des éléments de compréhension supplémentaires, la Figure 3-32 présente l'évapotranspiration par unité de surface pour les OI (violons bleus) et le sol naturel avant mise en œuvre des OI (violons noirs) en distinguant saison estivale et hivernale. Les lignes rouges correspondent à la demande évaporative cumulée durant ces périodes, i.e. la valeur maximale que l'évapotranspiration pourrait atteindre dans le cas d'une disponibilité en eau constamment satisfaite. L'accroissement maximal théorique correspond ainsi à la différence entre ce maximum et le cumul initial d'évapotranspiration. Il est de ce fait plus élevé dans le contexte MTP, caractérisé par une forte demande évaporative et des précipitations peu fréquentes, que dans les contextes NTS et PRS, caractérisé par une demande évaporative plus faible et des précipitations plus fréquentes. Pour l'ensemble des contextes, l'accroissement maximal apparaît toutefois faible au regard de la concentration spatiale des volumes d'eau dans les ouvrages d'infiltration ( $\sim$ Précipitations/Rsi) et est négligeable durant la saison hivernale. Par ailleurs, la demande évaporative et la disponibilité en eau dans les ouvrages fluctuent au cours du temps. L'augmentation de la transpiration n'atteint donc ce maximum que pour des sols peu perméables favorisant la rétention d'eau dans la zone racinaire et les remontées capillaires depuis la nappe. Pour les sols moyennement perméables et perméables, l'infiltration rapide des volumes en deçà de la zone racinaire et les faibles remontées capillaires conduisent à un accroissement significativement plus faible. La vitesse d'infiltration est en outre favorisée par la concentration spatiale des volumes dans les OI en comparaison de ce qu'on aurait pour une surface « naturelle » (i.e. écoulement saturé avec éventuellement un effet de la charge en surface plutôt qu'écoulement non-saturé).

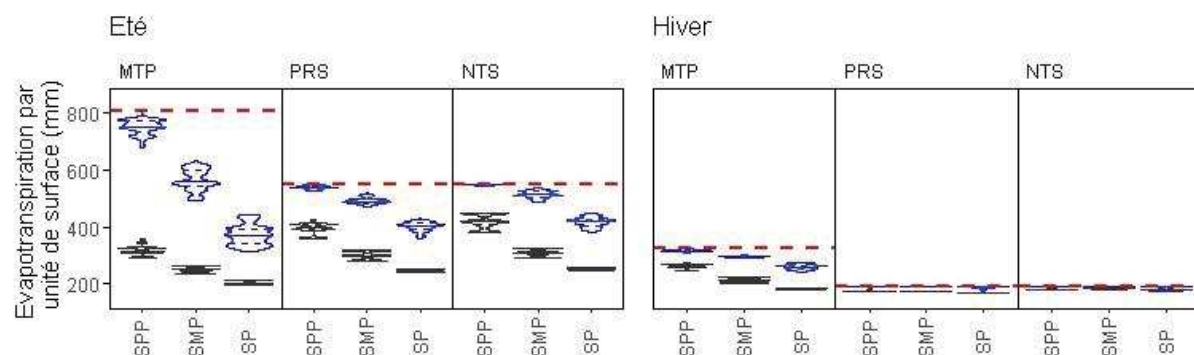


Figure 3-32 : Evapotranspiration par unité de surface des OI (violons bleus) et des surfaces naturelles avant mis en œuvre des OI (violons noirs) en été (gauche) et en hiver (droite). Les lignes en pointillés rouges représentent l'évapotranspiration de référence cumulée durant ces périodes.

### C) Recharge de la nappe induite par les OI

La répartition des simulations le long de la première direction principale de l'ACP (Figure 3-16 A) et les diagrammes en violons (Figure 3-16 E) montrent que la mise en œuvre des OI s'accompagne d'une élévation significative de la recharge de la nappe, la recharge cumulée excédant alors largement celle des cas de référence « pré-développement ». Le Tableau 3-11 présente les résultats de tests de KW et FK destinés à identifier les facteurs influençant l'élévation de la recharge induite par les OI ( $\Delta GR_{OI}$ ).

Tableau 3-11 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à  $\Delta RE_{OI}$ .

\*\*\* ( $pv < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ )

	Urb	Met	Ss	Si	EUZ	Sl	BCav	DIS	TIS	PIS
$\Delta GR_{OI}$	***	***	***	**				**	**	
	***	***	**	**				**		

La Figure 3-33 présente la distribution de  $\Delta GR_{OI}$  suivant les facteurs identifiés. L'élévation est logiquement plus forte lorsque le volume transmis aux OI est plus élevé, i.e. pour les types d'urbanisation DEN et COM et le contexte météorologique NTS. L'influence des facteurs résulte ensuite de l'équilibre entre effets sur l'efficacité volumique (sur le volume effectivement infiltré) et sur l'élévation de la transpiration (sur le pourcentage des volumes infiltrés contribuant à la recharge). Par exemple, Rsi induit une augmentation de la transpiration mais aussi des volumes abattus si bien que l'effet sur la recharge est peu marqué, voire tend vers un accroissement de la recharge.

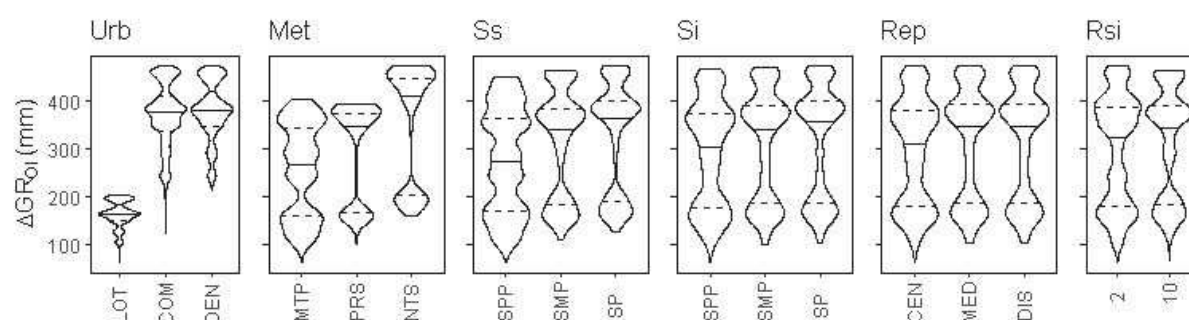


Figure 3-33 : Distribution de  $\Delta GR_{OI}$  suivant les facteurs influents.

Du fait de la faible élévation de la transpiration au droit des OI, la recharge au droit des OI représente en moyenne 93 % des volumes infiltrés dans les ouvrages (min = 71 % et  $q_{25}$  = 90 %). Comme le montre la Figure 3-34, cette proportion est d'autant plus forte que les ouvrages concentrent les volumes, ce qui est cohérent avec les constats formulés pour la transpiration.

La proportion est logiquement plus faible dans des situations où l'accroissement de la transpiration est plus élevé, i.e. durant la saison estivale et plus particulièrement pour des sols peu perméables et dans le contexte montpelliérain. De ce fait, la quasi-totalité du volume infiltré en hiver participe à la recharge et le taux de concentration a une influence négligeable.

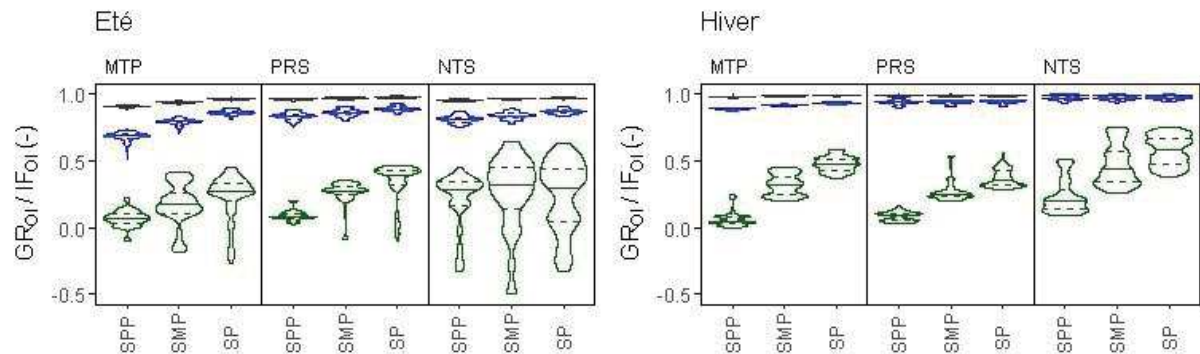


Figure 3-34 : Proportion des volumes infiltrés participant à la recharge de la nappe pour une concentration spatiale des volumes d'un facteur 1 (surface perméable avant mise en œuvre des OI ; violons verts), 10 ( $R_{si} = 10\%$  ; violons bleus) et 50 ( $R_{si} = 2\%$  ; violons noirs).

La recharge induite par les OI excède donc systématiquement la recharge sur une surface « naturelle » d'extension égale à la surface imperméabilisée d'apport. L'excès sera d'autant plus prononcé que l'augmentation du rapport  $GR_{OI} / IF_{OI}$  est élevée et que le volume infiltré est élevé. Ce dernier dépend directement de l'extension de la surface d'apport, du volume de précipitations et du pourcentage de ce volume effectivement infiltré. La forte variabilité de ces trois éléments dans les configurations simulées explique ainsi la forte dispersion de la recharge annuelle moyenne dans les résultats de l'ACP.

L'élévation de la nappe sous les ouvrages conduit mécaniquement à un temps de transfert plus court des volumes infiltrés de la surface vers la nappe, ce qui influence directement la variabilité temporelle de la recharge. La Figure 3-35 illustre cet impact sur la recharge au droit des OI en reprenant l'exemple présenté en section 3.3.2.2.C). Elle met en évidence l'excès de recharge particulièrement marquée pour le type d'urbanisation DEN. Elle illustre ensuite l'impact sur la dynamique de la recharge (particulièrement visible pour  $EUZ = 7m$ ), avec une recharge plus intense et moins lissée que dans les cas de référence. Elle montre enfin que des précipitations modérées qui ne génèrent dans les cas de référence qu'une recharge faible à nulle conduisent ici à une recharge significative de la nappe. Cet effet est visible pour les deux types d'urbanisation bien que plus marqué pour le type DEN.

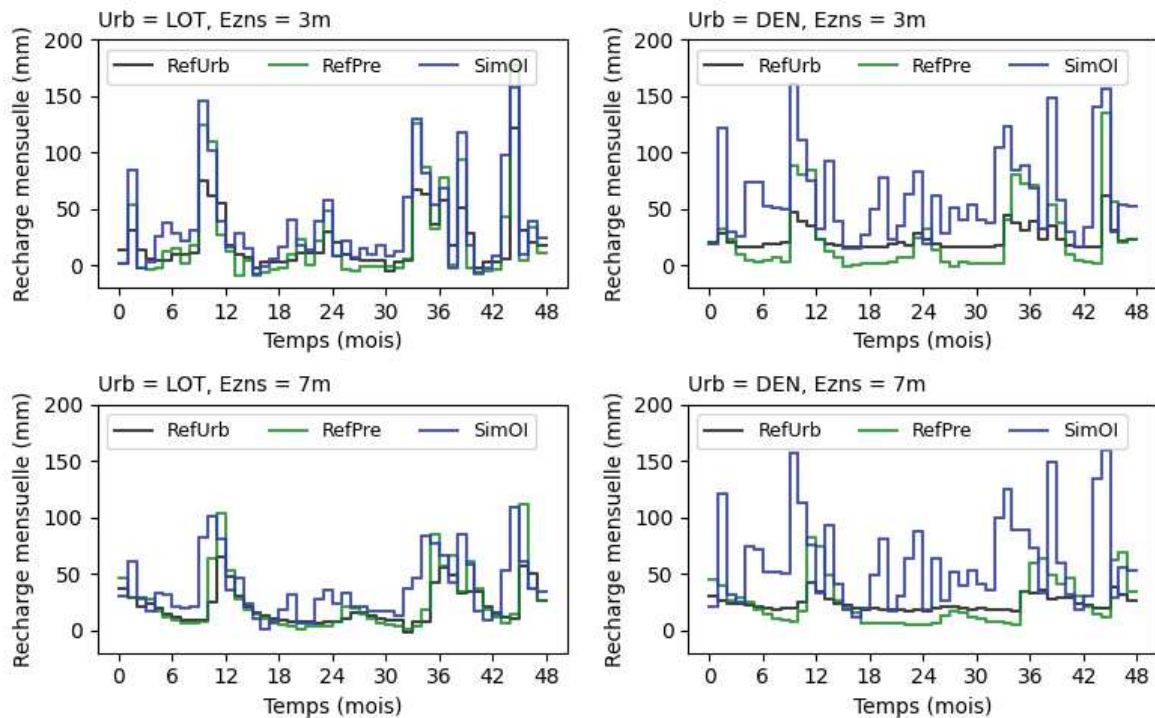


Figure 3-35 : Exemple de l'impact de la recharge au droit des OI sur la variation mensuelle de la recharge pour les cas de référence PRE et URB. Caractéristiques de la configuration : Met = NTS, Ss = SMP, Si = SMP, BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10, SI = 1%, Pos = MIL

#### D) Conclusion de la section 3.3.2.3

Les résultats de cette section précisent les facteurs et mécanismes influençant le fonctionnement hydrologique des ouvrages d'infiltration dans l'ensemble des simulations considérées.

#### **Abattement volumique**

L'abattement volumique du ruissellement généré par les ouvrages est significatif dans l'ensemble des contextes modélisés. Pour les sols les plus perméables, la totalité des volumes entrants sont abattus en l'absence d'interactions avec la nappe. L'abattement est logiquement plus faible pour des sols moins perméables et des surfaces d'infiltration plus faibles. Les entrants météorologiques ont une influence majeure dans ces cas, les pluies plus fréquentes et moins intenses dans les contextes Nantais et Parisien conduisant à une plus grande efficacité.

#### **Interactions avec la nappe**

Les interactions avec la nappe entraînent une dégradation significative du fonctionnement des ouvrages. Les résultats confirment les conclusions de la littérature quant aux paramètres influençant les surélévations de la nappe sous les ouvrages. Ils mettent toutefois en évidence le

rôle majeur de la concentration spatiale de l'infiltration (à ratio entre surface d'apport et surface d'infiltration égal). Si ce constat est probablement exacerbé ici par la différence de discrétisation entre scénarios, la tendance demeure significative.

### ***Évapotranspiration***

Les résultats confirment la faible proportion des volumes entrants retournant vers l'atmosphère par évapotranspiration. Ce constat est lié à la concentration spatiale des volumes de ruissellement qui conduit (i) à une disponibilité en eau excédant localement largement la demande évaporative, et (ii) à accroître le flux d'infiltration et donc à favoriser l'évacuation de l'eau en deçà de la zone racinaire. La proportion d'évapotranspiration est donc gouvernée très majoritairement par 1) le ratio entre surface des ouvrages et surface imperméabilisée, un ratio plus faible impliquant une proportion d'évapotranspiration plus faible, 2) la demande évaporative, le contexte montpelliérain conduisant ici à une proportion d'évapotranspiration significativement plus élevée, et 3) le type de sol de surface, les sols moins perméables favorisant la rétention d'eau.

### ***Recharge***

Les résultats montrent que, du fait de cette faible proportion d'évapotranspiration, les ouvrages d'infiltration génèrent potentiellement une recharge supérieure à la recharge « pré-développement » de leur surface d'apport. L'excès, en proportion, dépend directement de la part des flux infiltrés qui retournent vers l'atmosphère par transpiration. Il est en cela gouverné par les facteurs décrits ci-dessus. Il dépend ensuite du volume infiltré (i.e. de la surface imperméabilisée d'apport et de l'efficacité des ouvrages). Les résultats montrent par ailleurs que la concentration de l'infiltration et la diminution de l'épaisseur de la zone non-saturée conduisent à une recharge de la nappe plus rapide et moins lissée.



### 3.3.2.4. Effets des ouvrages d'infiltration sur les niveaux de nappes et les processus en dépendant, sur le secteur où sont implantés les ouvrages

Cette partie se focalise sur 1) l'élévation de la nappe au droit du secteur où sont implantés les OI et 2) les interactions potentielles qui en découlent avec la surface 3) et les structures souterraines.

#### A) Influence des OI sur les niveaux de nappe

La Figure 3-16 montre que la recharge additionnelle induite par les OI génère un accroissement du stock en zone saturée et donc du niveau de la nappe. L'accroissement apparaît toutefois faible au regard de la variabilité globale du stock en zone saturée, l'élévation de la nappe étant dans tous les cas limitée par la profondeur initiale de la zone non saturée.

#### a) Profondeur moyenne de la nappe sur l'ensemble du secteur et de la simulation

Le Tableau 3-12 présente les résultats de tests de KW et FK visant à identifier les facteurs influençant l'élévation de l'altitude moyenne de la nappe ( $\Delta ZS$ ).

Tableau 3-12 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à  $\Delta ZS$ .  
\*\*\* ( $pv < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ )

	Urb	Met	Ss	Si	Eszs	Sl	BCd	Rep	Rsi	Pos
$\Delta ZS$	***	**	**	***	***	**				**
	**	*	*	***	***	**				**

La Figure 3-36 présente la distribution des profondeurs moyennes de la nappe sous le secteur où sont implantés les OI suivant les facteurs identifiés. Les diagrammes en violons sont affichés suivant Eznz, ce qui permet d'apprécier l'élévation.

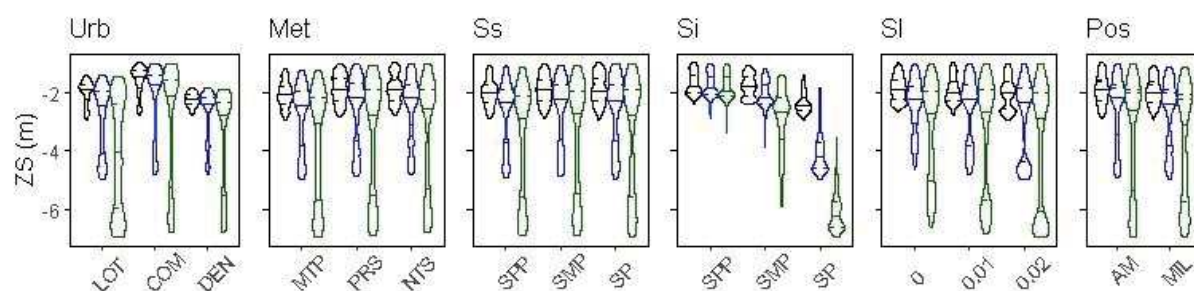


Figure 3-36 : Profondeur moyenne de la nappe par rapport à la surface sur l'ensemble de la simulation sous le secteur où sont implantés les OI en fonction des facteurs les plus influents ; Eznz : 7 m (noir), 5 m (bleu) et 3 m (vert)



Le facteur le plus influent est le sol sous-jacent (Si). Les sols peu perméables et, dans une moindre mesure, moyennement perméables, entraînent une élévation marquée de la nappe. Ces contextes sont en effet caractérisés par une transmissivité aval limitant la capacité à évacuer un volume additionnel de recharge, ce qui conduit à une élévation amplifiée de la nappe. Ce point est discuté dans l'annexe B.1.

Le second facteur le plus influent est le type d'urbanisation (Urb). L'élévation maximale de la nappe diffère pour les trois modalités mais demeure relativement proche malgré une recharge additionnelle plus faible pour le type LOT. Par ailleurs, les élévations sont sensiblement plus faibles pour le type DEN, malgré une recharge additionnelle similaire à celle du type COM. Ces constats suggèrent une limitation prononcée de l'élévation de la nappe par les interactions avec la surface et les structures souterraines (cf. 3.3.2.4.C)).

Les entrants météorologiques conditionnent directement la recharge additionnelle dans les OI (cf. 3.3.2.3) et donc l'élévation de la nappe. La distribution similaire pour les modalités NTS et PRS bien que la recharge soit sensiblement plus élevée à NTS suggère à nouveau une limitation prononcée de l'élévation à proximité de la surface. Bien que la recharge additionnelle soit globalement moins prononcée à MTP, la limitation franche de la profondeur minimale suggère une influence de la transpiration par la végétation (cf. 3.3.2.4.B)).

Le sol de surface conditionne également la recharge additionnelle et la transpiration par la végétation (cf. 3.3.2.4.B)). L'élévation est de ce fait légèrement plus faible pour les sols de surface peu perméables.

La position du secteur où sont positionnés les ouvrages (Pos) conditionne la capacité de la nappe à s'homogénéiser latéralement. L'élévation est plus marquée pour le secteur amont du fait de la proximité de la condition limite amont (flux nul), le volume additionnel ne pouvant s'écouler que vers l'aval. Inversement, elle est moins marquée pour la position centrale, du fait de la possibilité d'homogénéisation de la nappe vers l'amont et l'aval et de la proximité de la condition en charge imposée.

Suivant la pente du substratum (Sl), les diagrammes en violons diffèrent majoritairement dans leur partie basse, associée ici aux sols sous-jacents perméables. Pour ces sols, une pente plus forte du substratum favorise l'évacuation des volumes additionnels, ce qui limite l'élévation de la nappe. Pour des sols moins perméables, la plus forte épaisseur saturée limite l'influence de ce facteur étant donnée la faible extension du domaine.

## b) Variabilité temporelle de la profondeur de la nappe

Le Tableau 3-13 présente les résultats de tests de KW et FK appliqués à la différence entre la variabilité mensuelle de la profondeur de nappe dans les simulations avec OI et le cas de référence « urbain », en séparant l'impact sur la variabilité totale ( $\Delta\sigma_t(ZS)$ ) et sur la variabilité annuelle moyenne ( $\Delta\overline{\sigma_a}(ZS)$ ). La Figure 3-37 présente l'influence des OI sur ces deux variables suivant les facteurs identifiés (ici l'ensemble des facteurs).

Tableau 3-13 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à  $\Delta\sigma_t(ZS)$  et  $\Delta\overline{\sigma_a}(ZS)$ . \*\*\* ( $pv < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ )

	Urb	Met	Ss	Si	Eznz	Sl	BCd	Rep	Rsi	Pos
$\Delta\overline{\sigma_a}(ZS)$	***	**		***	**	**		**	**	**
	***	**		***	**	**		**	**	
$\Delta\sigma_t(ZS)$	***	***		**	***	**	*	**	**	**
	**	***	**	***	*	**		*	*	*

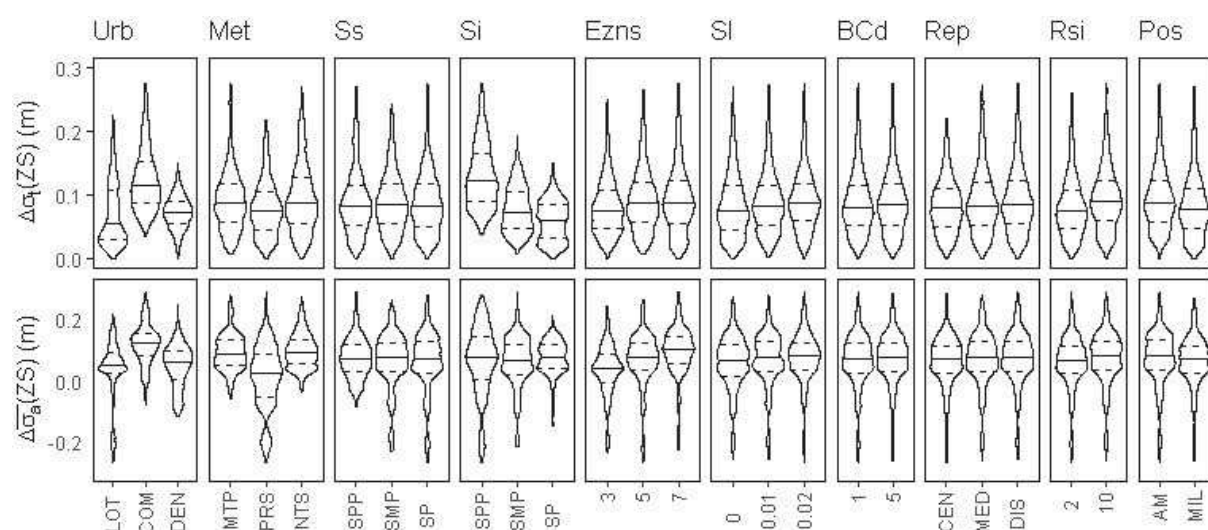


Figure 3-37 : Influence des OI sur la variabilité annuelle moyenne et sur la variabilité totale de la profondeur moyenne de la nappe sous le secteur où sont implantés les ouvrages.

Les OI conduisent à un accroissement modéré de la variabilité annuelle moyenne par rapport au milieu urbain de référence ( $\Delta\overline{\sigma_a}(ZS)$ ). Comme montré dans la partie précédente, la recharge induite par les OI est caractérisée par une dynamique et une amplitude proche de celle des précipitations. Ceci explique l'influence du contexte météorologique, avec une plus faible élévation pour le contexte PRS (pour lequel la variabilité est moins marquée). Les plus fortes élévations sont liées aux contextes générant une élévation prononcée de la nappe et une faible profondeur finale (e.g. type d'urbanisation COM, sol sous-jacent SPP, profondeur initiale

élevée  $E_{znz} = 5$  ou  $7$  m). Ce constat, visible sur la Figure 3-38, est lié 1) à des fluctuations plus marquées de la nappe lorsque sa profondeur est plus faible (du fait d'un milieu globalement très saturé) et 2) à l'influence d'une plus faible profondeur de nappe sur la transpiration et la recharge (voir section B). Ces deux figures montrent que l'élévation est moins prononcée pour le type d'urbanisation DEN, même pour des profondeurs faibles de la nappe. Ce point est directement lié aux systèmes de drainage qui limitent fortement les fluctuations de la nappe (cf. 3.3.2.4.C)).

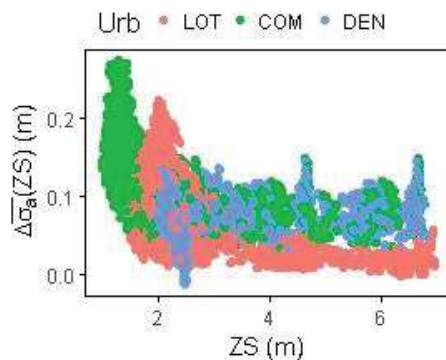


Figure 3-38 : Relation entre élévation de la variabilité annuelle moyenne du niveau de la nappe et profondeur moyenne de la nappe.

La Figure 3-37 montre que les OI conduisent à un accroissement contrasté de la variabilité totale  $\Delta\sigma_t(ZS)$ . Comme pour la variabilité moyenne annuelle, les plus fortes élévations sont liées à des contextes où l'élévation de la nappe est très prononcée et le niveau final proche de la surface du fait notamment du renforcement du rôle de la transpiration sur les fluctuations de nappe. Certains contextes sont associés à une diminution de la variabilité totale. C'est en particulier le cas pour les contextes caractérisés par un type d'urbanisation LOT et DEN et un contexte météorologique PRS. Pour ce dernier, la seconde moitié de la chronique est en effet significativement plus humide et l'accroissement de la recharge sur les secteurs perméables conduit alors à une forte élévation du niveau de la nappe dans le cas de référence « urbain ». Après mise en œuvre des OI, la profondeur moyenne de la nappe en début de simulation est plus faible et cette élévation est largement limitée par la végétation et les structures souterraines (cf. 3.3.2.4 B) et C)). La Figure 3-39 illustre cette limitation de l'élévation dans ce contexte. Le même phénomène est visible pour les contextes météorologiques MTP et NTS et le type d'urbanisation COM mais dans une proportion moindre et seulement pour des contextes hydrogéologiques associés à une très faible profondeur de la nappe. Cette figure met également en évidence l'effet

des spécificités de la recharge introduite dans les OI (cf. 3.3.2.3.C)) sur la dynamique et l'amplitude des fluctuations de nappe.

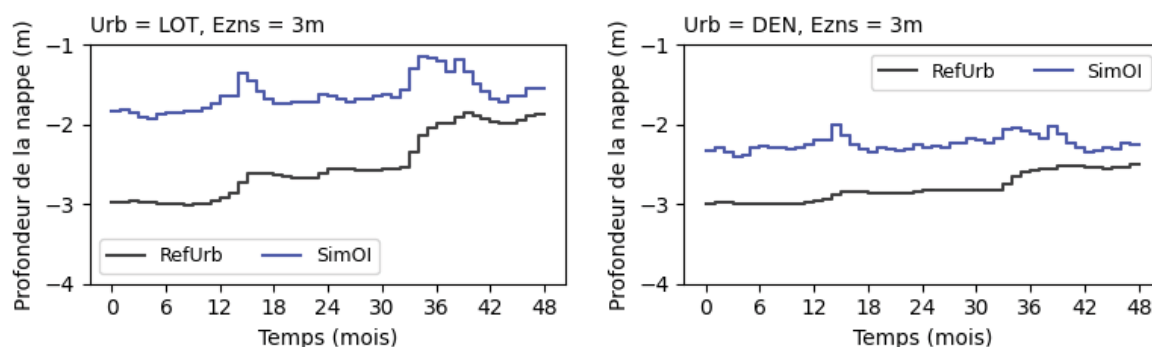


Figure 3-39 : Limitation de la variabilité du niveau de la nappe à proximité de la surface dans le contexte météorologique PRS. Caractéristiques de la configuration : Met = PRS, Ss = SMP, Si = SMP, BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10, Sl = 1%, Pos = MIL

### c) Variabilité spatiale de la profondeur de la nappe

Le Tableau 3-14 présente les résultats de tests de KW et FK appliqués à la différence entre la variabilité spatiale de la profondeur de nappe dans les simulations avec OI et cas de référence « urbain », en séparant l'impact sur la variabilité transversale ( $\Delta\sigma_y(ZS)$ ) et longitudinale ( $\Delta\sigma_x(ZS)$ ). La Figure 3-40 présente l'influence des différents facteurs sur ces deux variables.

Tableau 3-14 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à  $\Delta\sigma_y(ZS)$  et  $\Delta\sigma_x(ZS)$ . \*\*\* ( $pv < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ )

	Urb	Met	Ss	Si	Eznz	Sl	BCd	Rep	Rsi	Pos
$\Delta\sigma_y(ZS)$	***	**	**	**	***	**	**	**	*	***
	***	*	*	***	**	***	**			**
$\Delta\sigma_x(ZS)$	***	**	*	***	*	**	*	***		**
	***	**	**	***	**	***	**	***		***

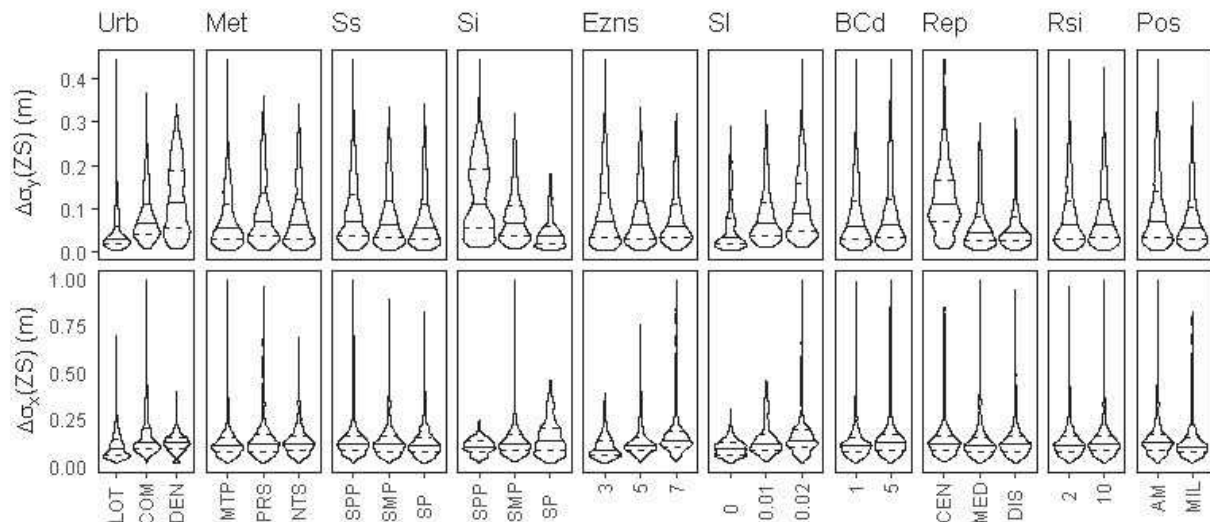


Figure 3-40 : Influence des LIDs sur la variabilité transversale et longitudinale de la profondeur de la nappe

Si l'ensemble des facteurs a ici une influence significative, la dispersion de l'impact sur la variabilité transversale est dominée par le type d'urbanisation (Urb), la distribution des OI (Rep) et le sol sous-jacent (Si). Concernant Urb, l'impact est significativement plus prononcé pour le type DEN ce qui traduit la limitation, plus ou moins localisée en fonction du sol sous-jacent (voir ci-dessous), de l'élévation de la nappe par les structures drainantes. Concernant Rep, l'élévation est significativement plus prononcée pour le type CEN, cette distribution conduisant en effet à des surélévations marquées de la nappe sous les ouvrages. Concernant Si, l'élévation est plus prononcée pour le sol peu perméable et, dans une moindre mesure, pour le sol moyennement perméable. Ces sols favorisent en effet de fortes surélévations de la nappe sous les OI. Par ailleurs, la zone d'influence des sources (OI) et puits (drainage) sur la nappe dépend directement de la perméabilité du milieu. Moins l'aquifère est perméable, moins la zone d'action est étendue, ce qui se traduit directement par une influence plus localisée et des variations plus marquées du niveau de la nappe à proximité de ces éléments. Parmi les autres facteurs, la pente du substratum (SI) et l'épaisseur de la condition limite aval (BCd) ont également une influence notable. Comme montré en section 3.3.2.3, une pente plus forte implique une plus faible transmissivité et en conséquence une surélévation plus marquée de la nappe sous les OI. L'influence de la condition limite aval (BCd) résulte de son rôle dans l'élévation plus globale de la nappe qui gouverne directement les différentes interactions influençant la variabilité spatiale (e.g. interactions avec les OI, avec les structures souterraines).

La dispersion de l'impact sur la variabilité longitudinale apparaît dominée par le sol sous-jacent (Si), le type d'urbanisation (Urb), la profondeur initiale de la nappe (Ezns) et la pente du

substratum (Sl). L'impact sur la variabilité longitudinale est globalement du même ordre de grandeur que celui sur la variabilité transversale, hormis dans certaines configurations caractérisées par un sol sous-jacent moyennement perméable et perméable, une forte pente ( $\geq 1\%$ ) et une profondeur initiale de la nappe élevée ( $\geq 5$  m). Des éléments complémentaires quant à ces plus fortes valeurs sont apportés dans la section 3.3.2.5.

#### B) Influence de l'élévation de la nappe sur la transpiration et la recharge hors OI

L'augmentation de la transpiration au droit des OI (cf. 3.3.2.3.B)) ne suffit pas à expliquer les valeurs les plus élevées de la transpiration observées sur la Figure 3-16. Ce constat suggère que l'élévation du niveau de la nappe affecte la transpiration et, plus largement, la recharge en dehors des OI.

##### a) Impact sur la transpiration hors OI

Tableau 3-15 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à  $\Delta RE_{hOI}$ .  
\*\*\* ( $pv < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < pv < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < pv < 10^{-2}$ )

	<i>Urb</i>	<i>Met</i>	<i>Ss</i>	<i>Si</i>	<i>Eznz</i>	<i>Sl</i>	<i>BCd</i>	<i>Rep</i>	<i>Rsi</i>	<i>Pos</i>
$\Delta RE_{hOI}$	***	*	***	***	**			*		**
	***	**	***	***	***	**	**	**	**	***

En raison du rôle central de l'élévation de la nappe, l'ensemble des facteurs a une influence significative sur l'élévation de la transpiration annuelle moyenne par la végétation hors OI ( $\Delta RE_{hOI}$ ) (Tableau 3-15). Toutefois, seuls le sol de surface (Ss), le sol sous-jacent (Si) et les entrants météorologiques (Met) sont susceptibles d'influencer directement les processus d'extraction racinaire et de remontées capillaires. Le type d'urbanisation (Urb) conditionne quant à lui la surface de végétation susceptible d'être impactée. La Figure 3-41 présente la répartition de  $\Delta RE_{hOI}$  suivant ces quatre facteurs.  $\Delta RE_{hOI}$  n'est significatif que dans un nombre limité de configurations (la médiane et le troisième quartile sont respectivement 0.2 mm/an et 20 mm/an). Ces configurations sont caractérisées par un sol de surface et sous-jacent modérément à peu perméables favorisant les remontées capillaires et, pour le sol sous-jacent, associé à une profondeur faible de la nappe. Concernant le type d'urbanisation, la différence marquée entre les types DEN et COM (surface végétalisée identique) traduit directement l'influence significative de la profondeur de la nappe. La plus forte élévation dans le contexte COM que LOT malgré une surface végétalisée plus faible traduit le caractère dominant de la profondeur de la nappe. L'influence des entrants météorologiques apparaît moins marquée que celle des facteurs précédents. Elle est toutefois significative dans les contextes où l'élévation est la plus marquée.



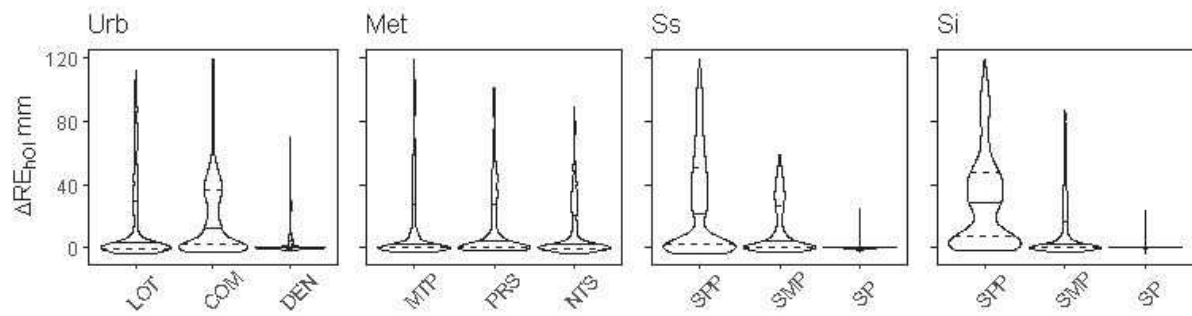


Figure 3-41 : Distribution de  $\Delta RE_{hOI}$  suivant le sol de surface (Ss), le sol sous-jacent (Si), les entrants météorologiques (Met) et le type d'urbanisation (Urb)

La Figure 3-42 présente la relation entre  $\Delta RE_{hOI}$  et la profondeur moyenne de la nappe ZS. Elle confirme l'influence prépondérante de la profondeur de la nappe ainsi que du sol de surface et du sol sous-jacent. Ces trois facteurs conditionnent directement la disponibilité en eau dans la zone racinaire. Le contexte météorologique a une influence significative dans les contextes où la nappe est faiblement profonde et le sol peu perméable. Pour chaque combinaison entre type de sol et type d'urbanisation (i.e. surface végétalisée), les accroissements les plus élevés sont associés au contexte MTP. Pour certaines configurations caractérisées par un contexte météorologique PRS ou NTS, un sol de surface et sous-jacent peu perméables et un type d'urbanisation COM (profondeur faible de nappe et faible surface végétalisée),  $\Delta RE_{hOI}$  semble plafonner pour de faibles profondeurs de nappe, ce qui suggère une limitation par la demande évaporative. Le type d'urbanisation LOT est associé à des accroissements maximums similaires à ceux constatés dans le contexte COM malgré une nappe plus profonde, ce qui est directement lié à une plus grande surface végétale.

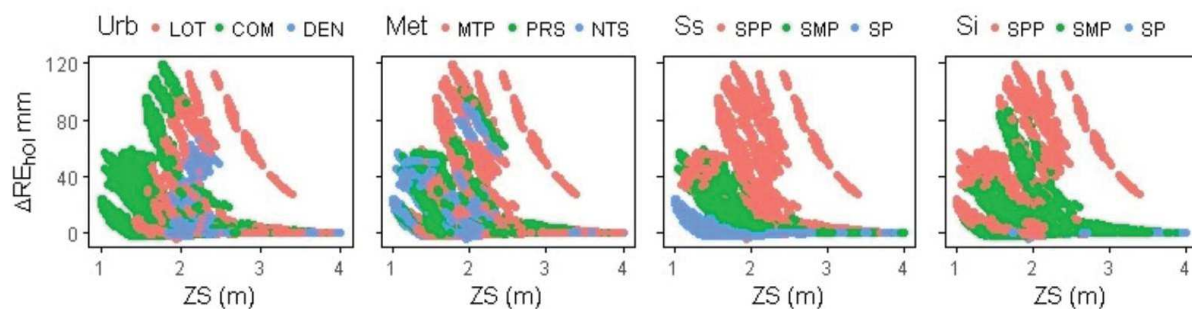


Figure 3-42 : Relation entre élévation de la transpiration hors OI et profondeur de la nappe en fonction de l'occupation des sols (Urb), des entrants météorologique (Met), du sol de surface (Ss) et du sol sous-jacent (Si)

La relation entre ZS et  $\Delta RE_{hOI}$  suppose que  $\Delta RE_{hOI}$  varie au cours du temps en fonction du niveau de la nappe et du déficit hydrique. La Figure 3-43 présente la variation temporelle de



$\Delta RE_{hOI}$  en fonction de la profondeur de la nappe et du déficit hydrique dans un contexte où  $\Delta RE_{hOI}$  est significatif. Elle met en évidence l'influence forte de la variabilité interannuelle de la profondeur de nappe et du déficit hydrique.

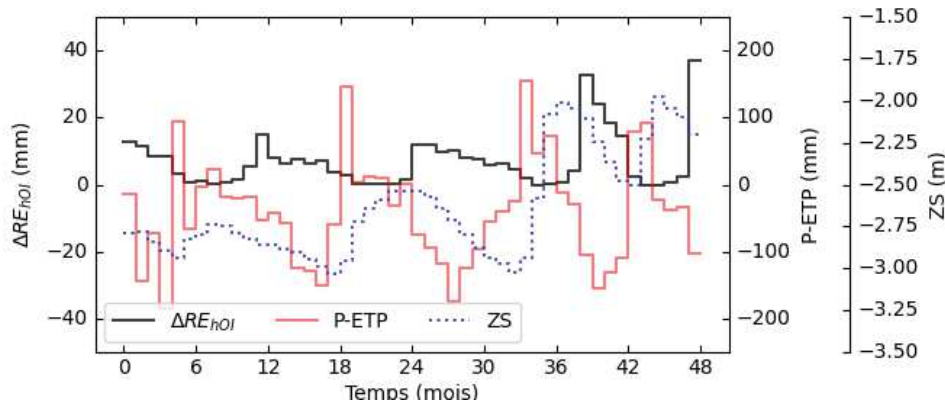


Figure 3-43 : Elévation de la transpiration par la végétation hors OI en fonction de la profondeur de la nappe et du déficit hydrique. Caractéristiques de la configuration : Met = MTP, Urb = LOT, Ss = SPP, Si = SPP, Ezns = 5 m, BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10, Sl = 1%, Pos = MIL

La Figure 3-44 présente plus globalement les valeurs saisonnières  $\Delta RE_{hOI}$  (estivale en bleu, hivernale en noir) en ne considérant que les simulations où l'élévation est supérieure à 10 mm (30 % des simulations). Elle confirme la forte variabilité saisonnière de  $\Delta RE_{hOI}$  due à la différence prononcée de demande évaporative entre hiver et été. Elle met ensuite en évidence la forte variabilité interannuelle de  $\Delta RE_{hOI}$ , en particulier pour le contexte météorologique PRS où la forte élévation du niveau de la nappe durant la troisième et quatrième année de simulation et le déficit hydrique prononcé durant la quatrième saison estivale se traduisent directement par un accroissement significatif de la transpiration. En comparaison, l'élévation est significativement plus faible durant la saison estivale précédente, caractérisée par un déficit hydrique très faible.

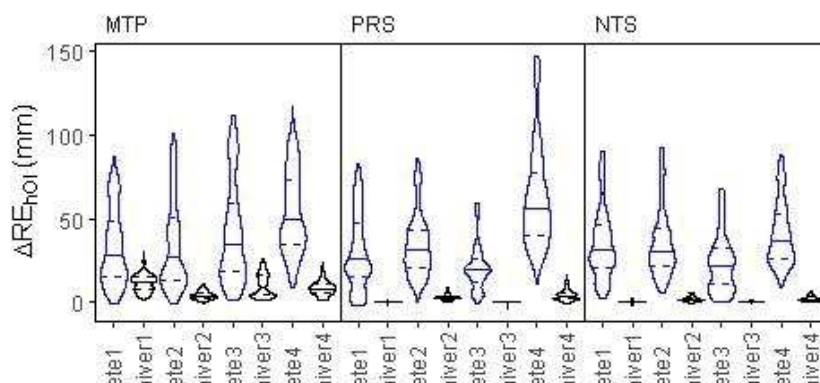


Figure 3-44 : Valeurs saisonnières de  $\Delta RE_{oth}$  (estivale en bleu, hivernale en noir) en fonction du contexte météorologique

De même, la Figure 3-45 montre que la variabilité spatiale de la profondeur de la nappe sur le secteur est susceptible d'influencer l'élévation de la transpiration hors OI. Sur cette figure, les points sont répartis suivant le type d'urbanisation, puis le contexte météorologique et seuls les contextes associés à une élévation  $\Delta RE_{hOI} > 10$  mm sont représentés. Pour les types DEN et LOT, un nombre restreint de configurations, majoritairement caractérisées par un sol de surface peu perméable, remplit cette condition (Figure 3-43). Pour le type d'urbanisation COM, du fait de la faible profondeur moyenne de la nappe, un plus grand nombre de configurations, associées à l'ensemble des types de sols, répond à cette condition, ce qui explique la plus forte dispersion des points.

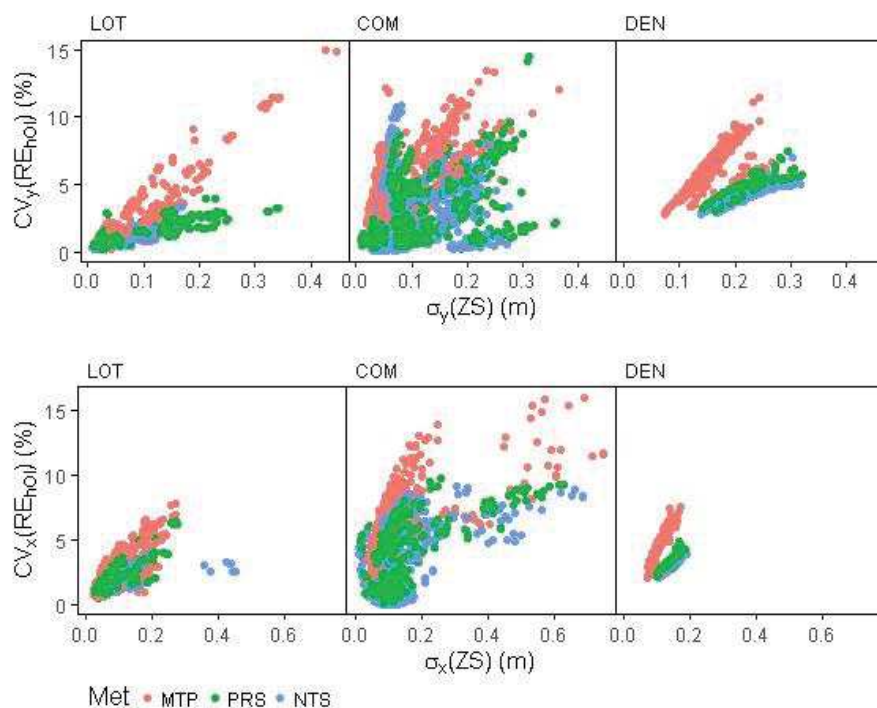


Figure 3-45 : Relation entre coefficient de variation transversal et longitudinal de la transpiration hors OI (respectivement  $CV_y(RE_{hOI})$  et  $CV_x(RE_{hOI})$ ) et écart type transversal et longitudinal de la profondeur de nappe (respectivement  $\sigma_y(ZS)$  et  $\sigma_x(ZS)$ ) pour les contextes associés à une élévation  $\Delta RE_{hOI} > 10$  mm.

Cette figure confirme que la transpiration hors OI est fortement impactée par les variations locales du niveau de la nappe dues aux structures souterraines, aux surélévations de la nappe sous les OI ou plus largement à la variabilité de l'élévation de la nappe due au contexte hydrogéologique. La pente de la relation entre variabilité spatiale du niveau de nappe et de la transpiration est plus forte pour le contexte météorologique MTP, ce qui suggère une plus forte sensibilité de la variabilité spatiale de la transpiration à celle du niveau de la nappe dans ce contexte caractérisé par une demande évaporative élevée et une disponibilité en eau faible et une

profondeur moyenne de la nappe plus élevée. La Figure 3-46 permet de visualiser l'influence de Ss, Si et Rep, en se focalisant ici par souci de lisibilité sur la variabilité transversale et les simulations associées au type d'urbanisation COM et aux entrants météorologiques MTP. Pour une même distribution Rep, qui contrôle directement la variabilité spatiale du niveau de la nappe, la sensibilité de la variabilité spatiale de la transpiration à celle du niveau de la nappe est plus forte pour des sols plus perméables (moindre contribution moyenne de la nappe relativement aux zones concernées par les surélévations).

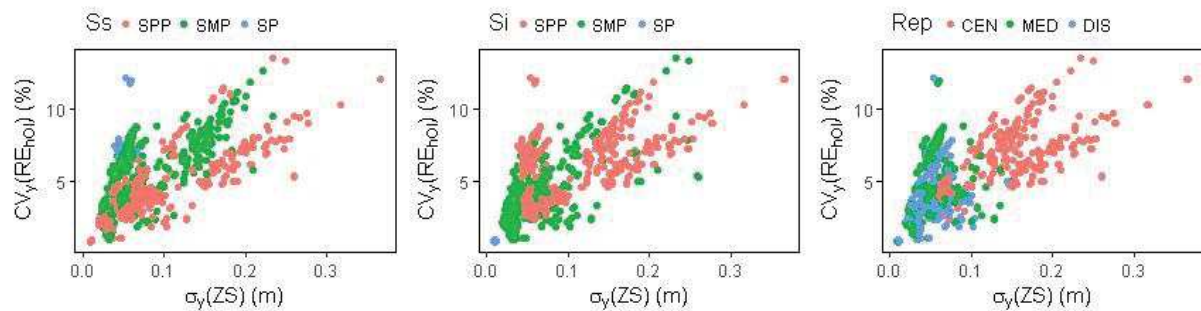


Figure 3-46 : Influence du type de sol sur relation entre coefficient de variation transversal de la transpiration hors OI ( $CV_y(RE_{hol})$ ) et écart type transversal de la profondeur de nappe ( $\sigma_y(ZS)$ )

#### b) Impact sur la recharge hors OI

L'accroissement de la transpiration hors OI affecte mécaniquement la recharge. La Figure 3-47 présente la répartition de l'impact sur la recharge annuelle moyenne hors OI ( $\Delta GR_{hol}$ ) suivant les facteurs influençant directement  $\Delta RE_{hol}$ . L'impact est globalement inverse à celui observé sur la transpiration. Le coefficient de corrélation de Spearman entre ces variables est de -0.78, ce qui montre une corrélation forte mais suggère l'influence d'autres facteurs ou mécanismes.

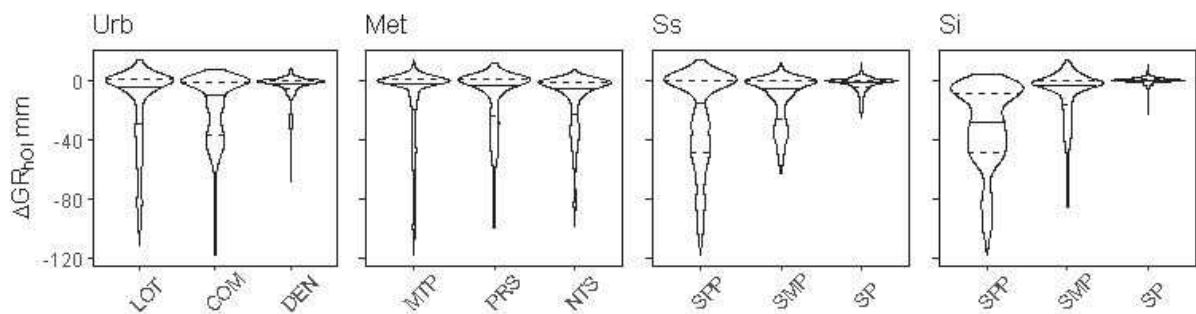


Figure 3-47 : Distribution de  $\Delta GR_{hol}$  suivant le sol de surface (Ss), le sol sous-jacent (Si), les entrants météorologiques (Met) et le type d'urbanisation (Urb)

Du fait de la saisonnalité de l'élévation sur la transpiration, la diminution de  $GR_{hol}$  est majoritairement concentrée durant la période estivale. Par ailleurs, comme expliqué précédemment,

une diminution de l'épaisseur de la zone non saturée conduit à un temps de transfert plus faible des volumes infiltrés jusqu'à la nappe. La Figure 3-48 illustre ces impacts sur la dynamique de la recharge. La figure de gauche présente la modification de  $GR_{hOI}$  générée par l'élévation de la nappe dans le cas où  $\Delta RE_{hOI}$  est significatif (cas de la partie précédente). La figure de droite illustre l'impact sur  $GR_{hOI}$  lorsque l'élévation de la nappe n'influence pas la transpiration. Dans les deux cas, l'élévation de la nappe conduit à une  $GR_{hOI}$  plus rapide et intense lors d'événements pluvieux. Lorsque l'élévation de la nappe contribue à accroître la transpiration,  $GR_{hOI}$  est négative durant les périodes de déficit hydrique, ce qui traduit une prépondérance des remontées capillaires pour alimenter l'extraction racinaire. Ce phénomène accroît alors significativement la variabilité saisonnière de la recharge. Pour les cas NTS et PRS, l'élévation observée sur la Figure 3-47 dans quelques configurations est notamment liée à ce transfert plus rapide des volumes infiltrés vers la nappe, les précipitations en fin de période ne contribuant pas à la recharge dans le cas de référence « urbain » correspondant (visible sur la partie de droite de la Figure 3-48).

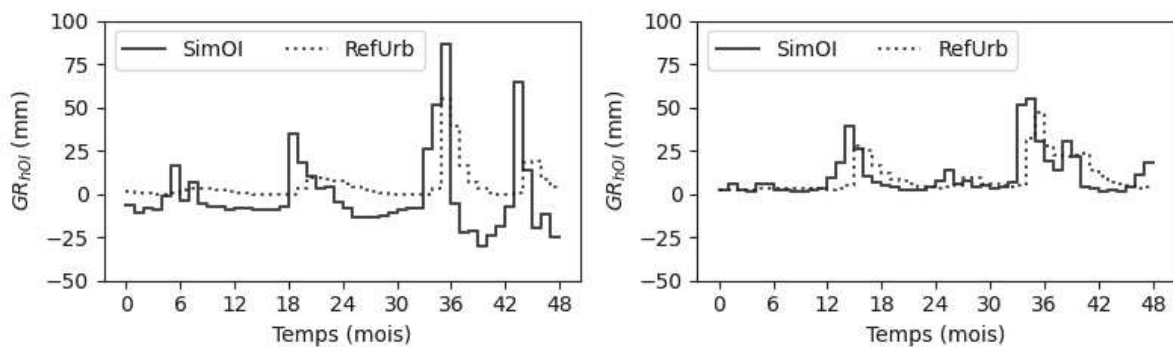


Figure 3-48 : Influence de l'élévation de la nappe sur la recharge hors OI dans un contexte où la nappe contribue à la transpiration (gauche) et dans un contexte où l'élévation n'est pas suffisante pour contribuer à la transpiration (droite). Caractéristiques des configurations : Met = MTP (gauche) / PRS (droite), Ss = SPP (gauche) / SMP (droite), Si = SPP (gauche) / SMP (droite), Ezns = 5m (gauche) / 7m (droite), Urb = LOT, Bcd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10, Sl = 1%, Pos = MIL

Ces impacts sur  $GR_{hOI}$  et sa dynamique influencent les niveaux de nappe et contribuent de ce fait à l'impact plus global des OI sur les stocks souterrains en présence d'une nappe peu profonde. Dans les contextes pour lesquels la diminution de  $GR_{hOI}$  est significative ( $> 10$  mm pour environ 30 % des simulations), cette diminution représente en moyenne 20 % ( $q_{50} = 13$  %,  $q_{75} = 25$  %, max = 100 %) de la recharge induite par les OI (cf. 3.3.2.3). Elle est de ce fait susceptible de limiter l'élévation moyenne de la nappe. La diminution est toutefois concentrée en période estivale et conduit ainsi à une récession prononcée (visible sur la Figure 3-43). Même en

l'absence d'accroissement de la transpiration, l'impact de l'élévation de la nappe sur la recharge (recharge moins lissée, contribution d'évènements plus fréquents, etc...) conduit à renforcer les effets des OI sur la variabilité temporelle des fluctuations de nappe.

### C) Drainage par les structures souterraines

Les Figure 3-16D et E montrent que le volume de nappe drainé par les structures souterraines (DR) est associé à une variabilité significative au sein des contextes modélisés et représente potentiellement un terme significatif du bilan hydrologique.

#### a) Volume annuel moyen drainé

Le Tableau 3-16 présente les résultats de tests de KW et FK appliqués aux contributions respectives de l'infiltration parasite dans les conduites de réseaux (IR) et de l'exhaure (EX – tests appliqués uniquement au type urbain DEN) sur l'ensemble de la durée de simulation.

Tableau 3-16 : Résultats des tests de Kruskal-Wallis (bleu) et Fligner-Killeen (vert) appliqués à IR et EX. \*\*\* ( $p_v < 10^{-100}$ ), \*\* ( $10^{-100} < p_v < 10^{-10}$ ), \* ( $10^{-10} < p_v < 10^{-2}$ )

	Urb	Met	Ss	Si	Eznz	Sl	BCd	Rep	Rsi	Pos
IRs	***	**	**	***	***	*			*	*
	***	***	***	***	***	**	**	**	**	***
EXs	-	***	**	***	***	*	*		*	*
		**	**	**	**	**	**	**	**	**

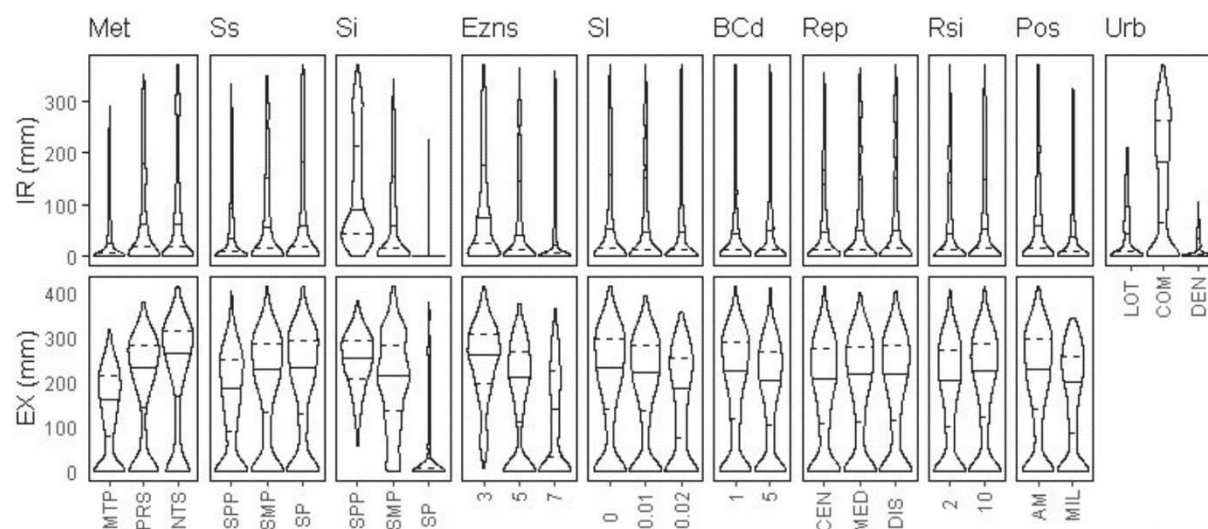


Figure 3-49 : Distribution de IR et EX suivant les différents facteurs. La répartition de EX ne concerne ici que le contexte DEN



Le drainage par les structures souterraines dépendant directement de l'élévation de la nappe, la totalité des facteurs a logiquement une influence significative sur ces deux variables. La Figure 3-49 permet d'apprécier la distribution des valeurs moyennes annuelles du drainage dû à ces deux objets suivant les différents facteurs. Elle montre tout d'abord que les volumes drainés par les deux types de structures atteignent des valeurs élevées, du même ordre de grandeur que la recharge induite par les OI (cf. 3.3.2.3.C)), ce qui confirme que ces structures limitent potentiellement de manière significative l'élévation de la nappe. *IR* est associée à des valeurs médianes plus faibles que *EX* et n'atteint des valeurs élevées que pour des contextes associés à de très faibles profondeurs de nappe (e.g. type urbain COM, sol sous-jacent SPP). *IR* est par ailleurs très faible pour le type d'urbanisation DEN du fait de la présence des systèmes de drainage qui limitent fortement l'élévation de la nappe.

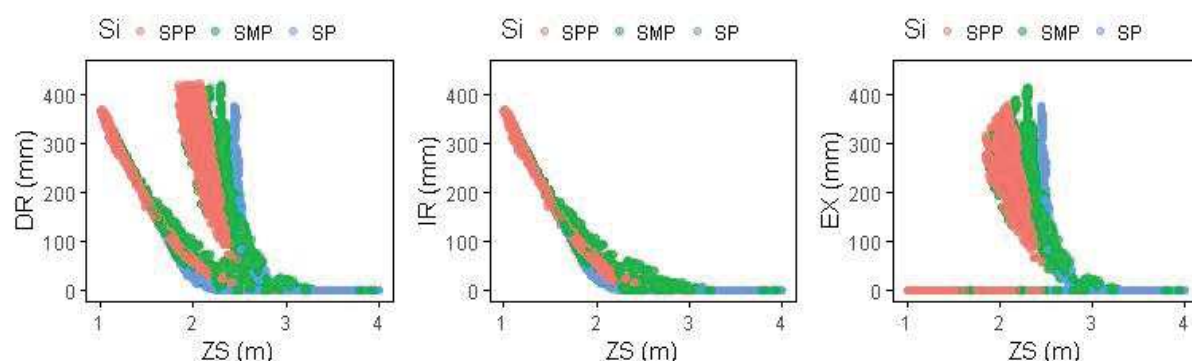


Figure 3-50 : Relation entre niveau moyen de la nappe et drainage par les structures souterraines en fonction du sol sous-jacent

La Figure 3-50 met en évidence le lien entre le niveau moyen de la nappe et le drainage par les structures souterraines ( $DR = IR + EX$ ), *IR* et *EX* en fonction du type de sol sous-jacent. Pour une profondeur moyenne inférieure à 1,5 m, les conduites sont majoritairement immergées et *IR* apparaît corrélée linéairement à la profondeur de la nappe. Ce constat découle directement de la linéarité de la représentation de ce processus dans le modèle. L'absence de dispersion autour de cette relation montre qu'aucun des facteurs considérés n'influence cette relation. Elle dépend toutefois en réalité de la conductance des conduites (fixe dans les configurations modélisées) et, potentiellement, du sol environnant si ce dernier est limitant, ce qui n'est pas le cas ici (la conductance de des conduites étant systématiquement inférieure à celle du sol environnant). L'écart à la linéarité pour des profondeurs moyennes comprises entre 1,5 et 3 m traduit la variabilité temporelle et spatiale des interactions entre nappe et conduites.

La relation entre *EX* et *ZS* s'apparente à une loi de type puissance. Une faible élévation du niveau moyen générant ici un accroissement significatif du drainage. Comme le montre la

Figure 3-50, la relation dépend directement du type de sol sous-jacent, un sol plus perméable conduisant à un accroissement plus élevé de EX pour une même élévation de la nappe. Les écarts à cette relation sont liés à la variabilité temporelle et spatiale du drainage. La forte limitation de l'élévation de la nappe liée à cette relation explique les constats des parties précédentes.

#### b) Variabilité temporelle du drainage

A l'instar de la transpiration, le drainage par les structures souterraines est logiquement influencé par les variations temporelles du niveau de la nappe. La Figure 3-51 illustre cette influence dans le cas d'une configuration caractérisée par des interactions modérées avec les structures souterraines. Les nuages de points permettent d'apprécier la nature de la relation entre profondeur mensuelle moyenne de la nappe et drainage. Cette figure met en évidence la forte influence des variations temporelles du niveau de la nappe, dépendant des lois de drainage associées à ces structures. Ce point est particulièrement visible pour le système de drainage du fait de la loi de type puissance. La variabilité temporelle du drainage est de ce fait directement influencée par les paramètres contrôlant la loi de drainage (conductance des réseaux, sol environnant, etc.). Cette figure met par ailleurs en évidence l'effet de seuil associé au drainage par ces structures (nul lorsque la nappe est plus profonde).

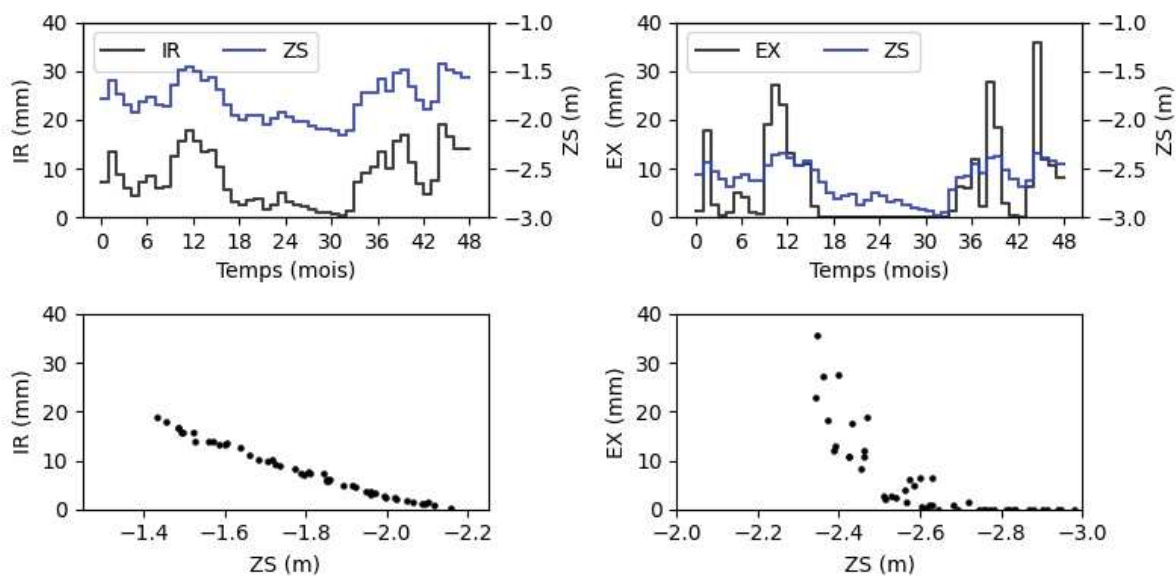


Figure 3-51 : Exemple de la variabilité temporelle du drainage par les structures souterraines en fonction de la profondeur de la nappe. Caractéristiques des configurations : Met = NTS, Ss = SMP, Si = SMP, Ezns = 7m, Urb = LOT, BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10, Sl = 1%, Pos = MIL



Inversement, ces structures contribuent à limiter les fluctuations temporelles du niveau de la nappe. L'impact dépend directement de la relation entre drainage et niveau de la nappe. Ce point explique les constats de la partie précédente quant à la forte limitation de la variabilité temporelle des fluctuations de nappe dans certains contextes. La Figure 3-52 illustre cet impact dans un contexte particulièrement défavorable. Dans ce contexte, la recharge induite par les OI conduit à élever le niveau moyen au-dessus des structures drainantes. Les structures limitent alors fortement l'élévation de la nappe en cours de simulation en comparaison avec l'élévation initiale (cas de référence « urbain ») due à la recharge sur les zones perméables du secteur.

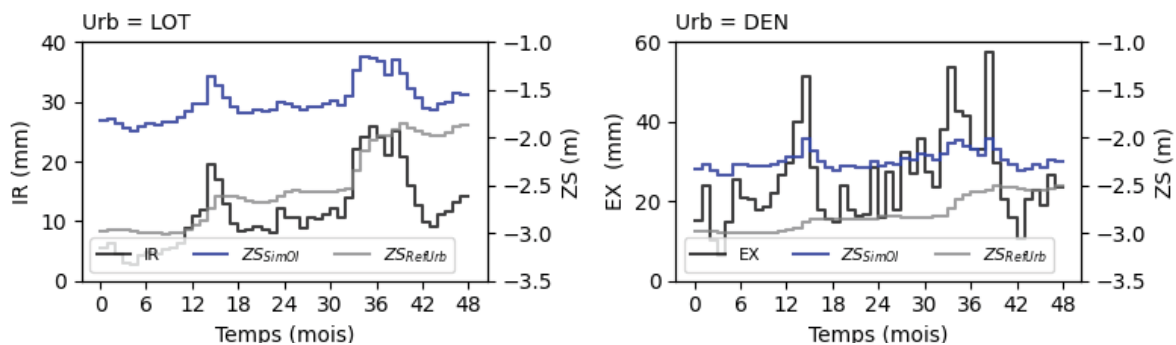


Figure 3-52 : Limitation des variations de niveau de nappe par les structures souterraines. Caractéristiques des configurations : Met = PRS, Ss = SMP, Si = SMP, Ezns = 3m, Urb = LOT (gauche) / DEN (droite), BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10, Sl = 1%, Pos = MIL

### c) Variabilité spatiale du drainage

La variabilité spatiale de l'élévation de la nappe est également susceptible d'influencer le drainage par les structures souterraines. La Figure 3-53 présente la distribution du coefficient de variation transversal et longitudinal de IR et EX en fonction de la profondeur moyenne de la nappe. Les points sont répartis suivant les facteurs ayant l'influence la plus prononcée sur la variabilité spatiale du niveau de la nappe et seules les simulations pour lesquelles le drainage annuel moyen est supérieur à 10 mm sont prises en compte (70 % des simulations).

Pour IR, les coefficients de variation décroissent avec la profondeur de la nappe et tendent vers 0 pour des profondeurs proches de 1 m. La forte variabilité pour des profondeurs comprises entre 2 et 2.5 m en traduit directement le caractère ponctuel de l'infiltration. Elle décroît pour de plus fortes profondeurs, le drainage devenant en effet négligeable. La variabilité transversale de IR est significativement plus élevée avec le type d'urbanisation DEN du fait de la présence des systèmes de drainage qui diminuent localement le niveau de la nappe sous celui des conduites. Elle est également significativement plus élevée pour des ouvrages CEN, ce qui traduit

la forte influence des surélévations. Cette influence de Rep croît avec la profondeur moyenne de la nappe car 1) la différence entre niveau sous l'ouvrage et niveau moyen est plus élevée lorsque le niveau moyen baisse (les surélévations atteignant localement la surface) et 2) pour des nappes plus profondes les surélévations localisées constituent des points de contact localisés entre nappe et conduites.

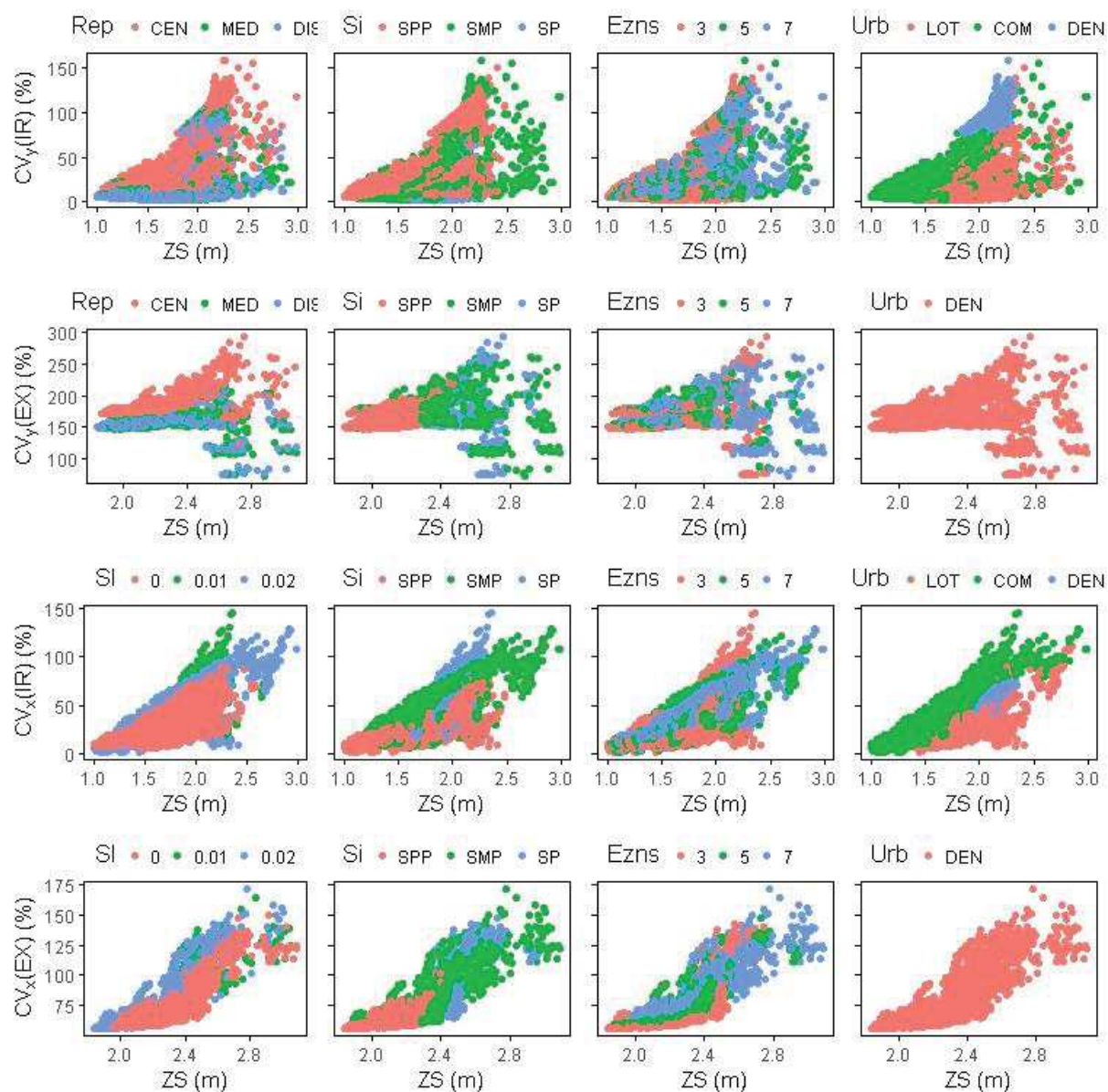


Figure 3-53 : relation entre coefficient de variation transversal et longitudinal de IR et EX et profondeur de la nappe

La variabilité spatiale de EX montre une tendance similaire. L'influence des surélévations sous les ouvrages de type CEN est ici particulièrement prononcée. Les coefficients de variation ne tendent pas vers 0, ce qui montre qu'il existe systématiquement une variabilité spatiale

prononcée du drainage. La Figure 3-54 montre que cette variabilité est liée à un drainage plus prononcé à proximité des zones de surélévations de la nappe.

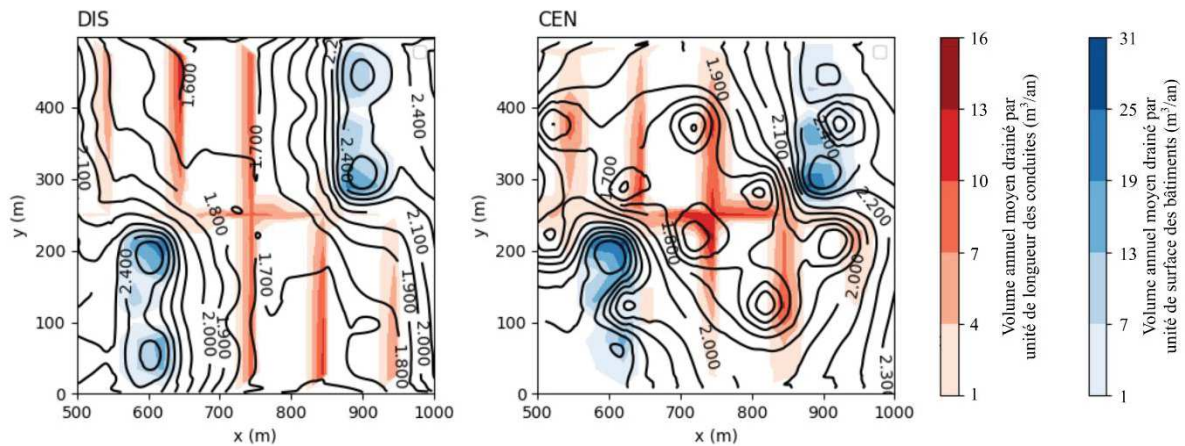


Figure 3-54 : variabilité spatiale de l'infiltration dans les réseaux et de l'exhaure. Isolignes noires : profondeur moyenne de la nappe. Caractéristiques des configurations : Met = NTS, Ss = SPP, Si = SPP, Ezns = 5m, Urb = DEN, BCd = 5, Rep = DIS (gauche) / CEN (droite), Rsi = 10, Sl = 1%, Pos = MIL

Inversement, le drainage impacte la variabilité spatiale du niveau de la nappe, ce qui est clairement visible sur la Figure 3-54. L'impact dépend directement de la loi de drainage, de la répartition spatiale des structures et du type de sol sous-jacent. Ce dernier point est lié à la dépendance du rayon d'action du drainage à la perméabilité de l'aquifère (plus le sol est perméable et plus le rayon d'action est élevé). Ainsi, pour une même surface (ou longueur) drainante, plus le sol est perméable, plus étendue est la surface que le système drainant contribue à atténuer et moins le gradient hydraulique est élevé à proximité du drain.

#### d) Volume journalier supplémentaire à gérer par les dispositifs d'assainissement

Ce drainage de la nappe impacte fortement les volumes à gérer par les différents dispositifs d'assainissement (pompes, stations à l'aval, dimensionnement des conduites, etc...). A titre illustratif, la Figure 3-55 présente les quartiles et le maximum du drainage journalier pour IR et EX en fonction du sol sous-jacent en ne considérant ici que les simulations pour lesquelles le drainage total est supérieur à 10 mm. Cette figure montre tout d'abord que la gamme de variation du débit journalier transmis au réseau est significativement plus élevée pour EX. Pour IR, les volumes les plus élevés sont systématiquement associés aux sols sous-jacents les moins perméables, ce qui découle directement de l'élévation plus prononcée de la nappe dans ces contextes et de l'absence d'influence directe du sol sur ce processus dans les cas modélisés. Pour EX, le constat est similaire pour la valeur médiane et le troisième quartile du rejet

journalier. Par contre, le volume journalier maximal drainé est significativement plus élevé pour les sols les plus perméables du fait d'une fréquence de drainage plus faible et de l'influence significative du sol sous-jacent sur ce processus.

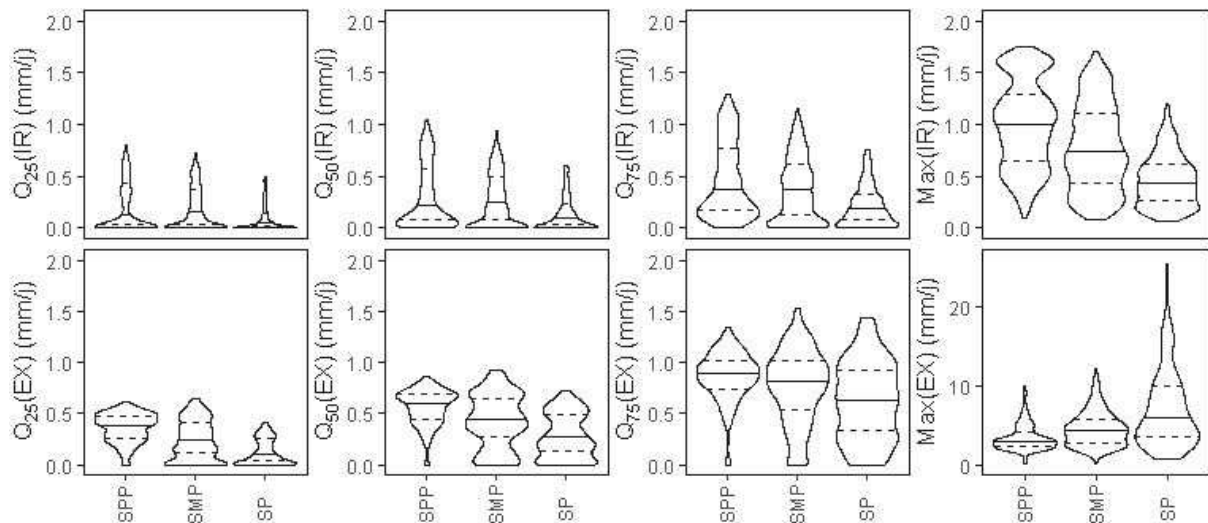


Figure 3-55 : Quartiles et maximum du drainage journalier pour IR et EX

#### D) Conclusion de la section 3.3.2.4

Cette sous-section visait à préciser les facteurs et mécanismes influençant l'élévation de la nappe sous le secteur où sont implantés les ouvrages d'infiltration et les effets indirects qui en résultent sur le fonctionnement hydrologique hors OI et les structures souterraines.

#### Élévation de la nappe

Les résultats montrent que l'infiltration généralisée des eaux pluviales sur le secteur entraîne une élévation significative du niveau de la nappe dans la majorité des contextes modélisés. Le paramètre dominant est la perméabilité du sol sous-jacent (de l'aquifère). Seul l'aquifère le plus perméable modélisé conduit à une faible élévation de la nappe, les deux autres impliquant un niveau final moyen très proche de la surface du sol. Le volume introduit, majoritairement gouverné ici par le type d'urbanisation (i.e. la surface d'apport des ouvrages) et les entrants météorologiques, a une influence moins prononcée mais demeurant significative. Comme discuté dans l'annexe B.1, la condition limite aval a ici une influence non négligeable sur ce résultat et ceux relatifs aux interactions qui en découlent. Les autres facteurs ont une influence significativement moins prononcée.

Le drainage par les structures souterraines et par la végétation limite fortement l'élévation de la nappe en proche surface. La limitation due à ces éléments est gouvernée par une loi de



drainage qui leur est propre. La limitation la plus prononcée est ici obtenue pour les systèmes de drainage et, plus particulièrement, dans le cas de sol plus perméables.

La concentration spatiale de l'infiltration dans les OI implique une élévation très hétérogène de la nappe, particulièrement pour des ouvrages plus centralisés. Le renforcement des interactions avec les structures souterraines due à l'élévation du niveau de la nappe contribue à accroître cette variabilité spatiale, en particulier en présence de systèmes de drainage qui impliquent localement une forte limitation de cette élévation. L'hétérogénéité spatiale est particulièrement prononcée en présence d'aquifères peu perméables qui impliquent un « rayon d'action » des effets plus faible et donc des variations locales du niveau de la nappe plus marquées.

La dynamique spécifique de la recharge introduite par les ouvrages conduit par ailleurs à des fluctuations rapides de la nappe. Les ouvrages contribuent de ce fait à accroître la variabilité temporelle de la nappe, sans nécessairement tendre vers la dynamique pré-développement. La modification de la dynamique de la recharge hors OI du fait de la diminution de l'épaisseur de la zone non saturée renforce ces effets. Lorsque l'élévation de la nappe contribue à accroître la transpiration, cette dernière entraîne une récession prononcée de la nappe en période estivale et contribue de ce fait à accroître les fluctuations saisonnières. Inversement, les structures souterraines limitent les élévations temporaires et saisonnières de nappe dans une proportion dépendant directement de la loi de drainage.

### ***Influence de l'élévation de la nappe sur le fonctionnement hydrologique hors OI***

L'effet indirect des OI sur la transpiration due à l'élévation du niveau de la nappe n'est significatif que dans une part restreinte des configurations modélisées ( $> 10$  mm/an dans moins de 30 % des simulations). Il est significatif dans des contextes caractérisés par un sol de surface très peu perméable (favorisant la rétention et les remontées capillaires), un déficit hydrique prononcé et une nappe à très faible profondeur. Dans la majorité des cas, cette élévation est associée à une très forte variabilité (i) temporelle, en fonction de celle du niveau de la nappe et du déficit hydrique, et (ii) spatiale, en fonction des surélévations locales (e.g. à proximité des OI) ou des dépressions locales (e.g. à proximité de structures drainantes).

L'élévation de la nappe affecte par ailleurs la recharge sur les secteurs hors OI. Lorsque l'élévation du niveau de la nappe contribue à accroître la transpiration, il en résulte une diminution de la recharge durant la saison estivale. Dans tous les cas, la diminution de l'épaisseur de la zone non-saturée se traduit par un temps de transfert plus rapide des volumes infiltrés vers la nappe et, de ce fait, une dynamique de recharge moins lissée.

### *Influence de l'élévation de la nappe sur les interactions entre nappe et structures souterraines*

L'élévation de la nappe accroît significativement le drainage par les structures souterraines. Ce dernier dépend directement de la différence entre niveau moyen au-dessus de la structure et de la loi de drainage propre à cette structure (relation entre cette différence de niveau et les volumes drainés). Pour l'infiltration parasite dans les réseaux, la loi est linéaire (avec un coefficient directeur égal à la conductance des conduites). Le sol n'est jamais limitant dans les configurations modélisées. Pour les systèmes de drainage, la loi s'apparente à une relation de type puissance dépendant directement du sol environnant (plus marqué pour un sol plus perméable). Ces lois de drainage dépendent directement de la représentation de ces structures dans le modèle. Si la loi pour les systèmes de drainage apparaît proche de relations mesurées (Cerema - IFSTTAR, 2018), les infiltrations parasites suivent vraisemblablement une loi s'écartant de la linéarité (Rodriguez et al., 2020) du fait de la complexité des modes d'infiltration (e.g. via des fissures ou défauts d'étanchéité, rôle de la tranchée) et de la variabilité spatio-temporelle des caractéristiques les conditionnant (et du niveau de la nappe).

Le drainage dépendant directement de l'élévation de la nappe, il est associé à une très forte variabilité temporelle, en fonction de celle du niveau de la nappe et du déficit hydrique, et spatiale, en fonction des surélévations locales (e.g. à proximité des OI) ou des dépressions locales (e.g. à proximité de structures drainantes).

Ce drainage représente dans un nombre élevé de configurations une proportion significative des volumes infiltrés dans les ouvrages. Ces structures sont de ce fait susceptibles d'affecter fortement les effets souhaités des stratégies d'infiltration du point de vue de la contribution aux stocks souterrains et des volumes en réseaux. Toutefois, les volumes intégrant les réseaux par drainage volontaire ou involontaire de la nappe suivent une dynamique profondément différente de celle des apports de surface avec, en particulier, un lissage temporel des volumes entrants. Le volume journalier supplémentaire demeure significatif et des pics ponctuels plus problématiques peuvent survenir lors de fortes élévations de la nappe, en particulier pour les systèmes de drainage dans des sols plus perméables.

### **3.3.2.5. Effets des ouvrages d'infiltration sur les niveaux de nappes et les processus en dépendant sur les secteurs amont/aval**

Cette partie vise à évaluer dans quelle mesure et dans quels contextes la mise en œuvre des OI sur un secteur du domaine est susceptible d'influencer le fonctionnement hydrologique des secteurs adjacents et le volume de nappe sortant à l'aval du domaine. Dans cette partie, sont distingués le secteur aval (situé à proximité de la condition limite aval) et le secteur adjacent. Ce dernier dépend de la position du secteur où est mise en œuvre l'infiltration (amont si les OI sont sur le secteur central et inversement). En raison de la similarité de l'analyse et des résultats avec la partie précédente, seules les principales conclusions sont conservées dans le corps du document et différentes figures sont ajoutées dans l'annexe B.2.

#### *A) Influence sur l'élévation de la nappe*

L'élévation du niveau de la nappe sur les secteurs adjacent et aval est significative bien que moins prononcée que sur le secteur où sont implantés les OI (annexe B.2.1). L'influence des différents facteurs est similaire à celle sur le secteur d'implantation des OI (cf. 3.3.2.4.A)), hormis pour la position du secteur où est mise en œuvre l'infiltration (Pos). L'élévation maximale est obtenue sur lorsque le secteur adjacent est situé en amont, c'est à dire lorsque l'infiltration est positionnée sur le secteur central, ce qui est lié à l'influence des conditions limites. Pour le positionnement central, l'élévation sur le secteur amont est significativement plus faible pour des sols sous-jacents moyennement perméables à perméables et de fortes pentes. Ces contextes impliquent en effet une plus faible élévation de la nappe sous le secteur où sont implantés les ouvrages et une évacuation facilitée vers l'aval. La Figure 3-56 présente un exemple du profil en long du toit de la nappe dans de tels contextes. Cette figure met également en évidence la forte variabilité spatiale de la profondeur de nappe sur les secteurs adjacent et aval, avec une profondeur augmentant progressivement en s'éloignant du secteur où sont implantés les OI.



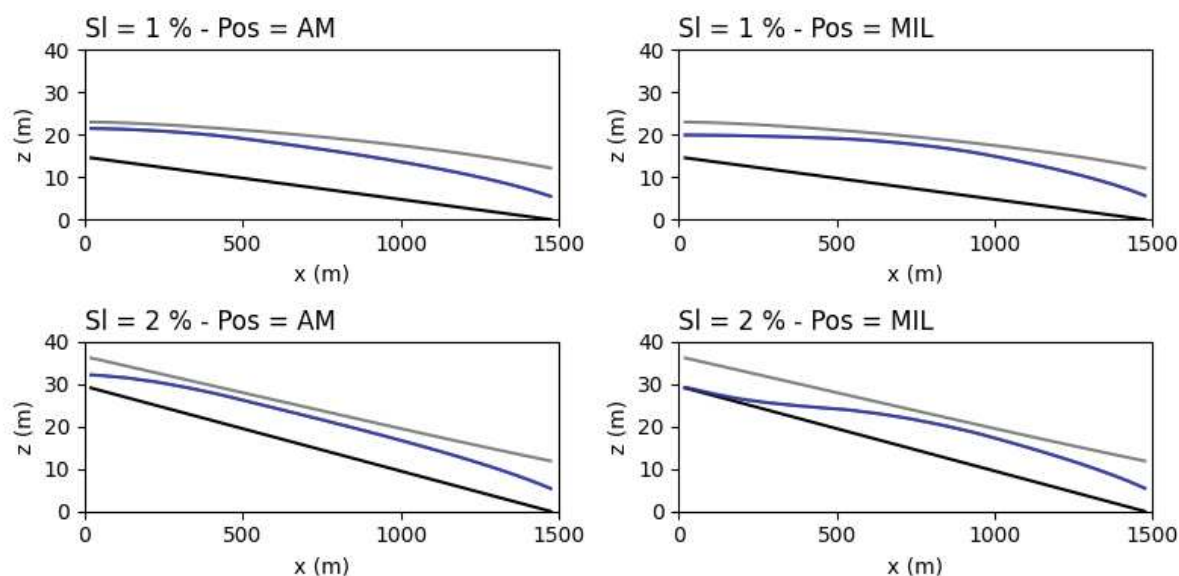


Figure 3-56 : Exemples de profil en long de la surface piézométrique (ligne bleue) en fonction de la pente ( $SI$ ) et de la position de l'infiltration ( $Pos$ ). Les lignes noires et grises représentent le profil en long du substratum et du sol en surface. Caractéristiques des configurations : Urb = COM, Met = MTP, Ss = SMP, Si = SMP, BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10

L'impact des OI sur la variabilité temporelle du niveau de la nappe au droit des autres secteurs est relativement faible (annexe B.2.2). L'influence des différents facteurs est globalement similaire à celle observée pour le secteur où sont implantés les OI (cf. 3.3.2.4.A)), hormis pour le sol sous-jacent. Pour ce dernier facteur, des sols plus perméables conduisent à un plus fort accroissement de la variabilité sous les secteurs situés à l'aval. Ces contextes sont en effet associés à un écoulement rapide des volumes infiltrés dans les OI vers l'aval. Ce point est illustré par la Figure 3-57.

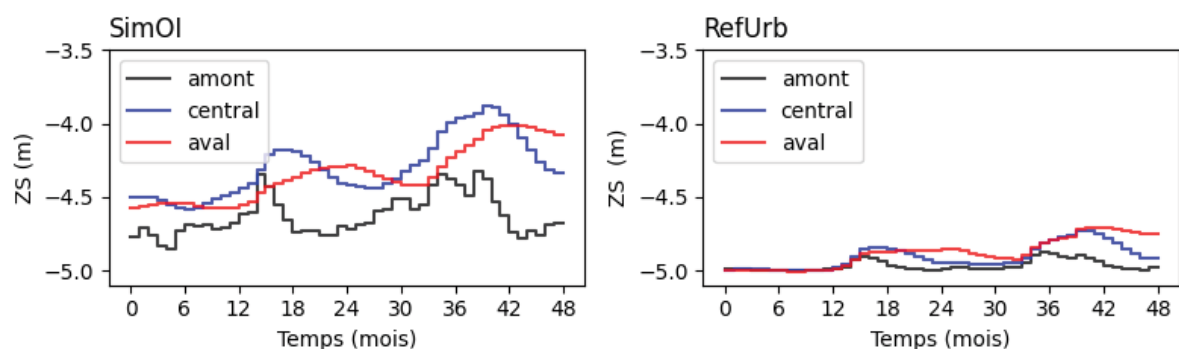
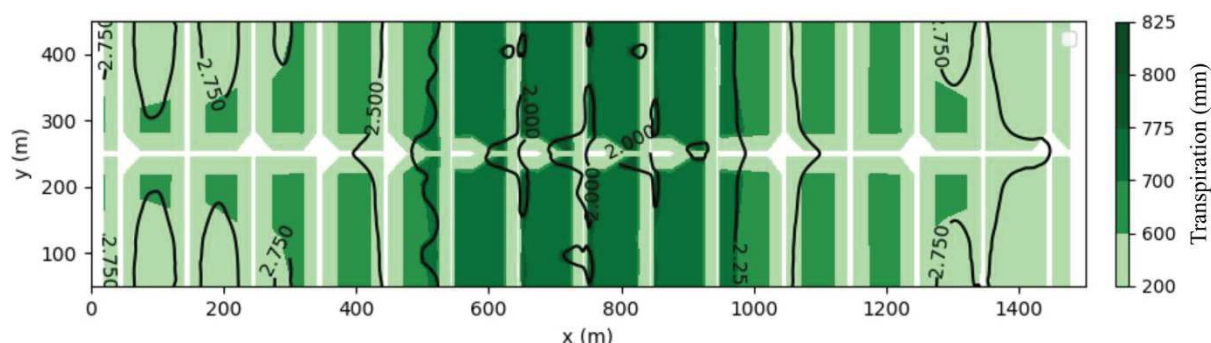


Figure 3-57 : Exemple de propagation vers l'aval de surélévations du niveau de la nappe générée sur le secteur amont dans le cas d'un sol sous-jacent perméable et d'une pente forte. Caractéristiques de la configuration : Urb = COM, Met = PRS, Ss = SP, Si = SP, BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10,  $SI = 2\%$

### B) Influence sur la transpiration

L'élévation du niveau de la nappe sous les autres secteurs ne génère un accroissement significatif de la transpiration que dans un nombre très restreint de contextes ( $> 10$  mm/an pour 11 % des configurations), caractérisés dans leur très grande majorité par un sol de surface peu perméable (favorisant les remontées capillaires et la rétention d'eau) et une profondeur faible de nappe (sol sous-jacent peu perméable, type d'urbanisation COM et LOT, faible Ezns) (annexe B.2.3). Lorsque l'élévation du niveau de la nappe génère un accroissement de la transpiration, celui-ci suit une saisonnalité similaire à l'élévation sur le secteur où sont implantés les OI, les valeurs étant toutefois significativement plus faibles (annexe B.2.3). L'élévation de la transpiration sur ces secteurs est également fortement dépendante de la variabilité spatiale, en particulier longitudinale, de la profondeur de la nappe. La Figure 3-58 illustre ce point pour un contexte où l'élévation de la transpiration sur les autres secteurs est particulièrement prononcée. L'infiltration est ici localisée sur le secteur central. L'élévation est maximale à proximité de la zone de surélévation de la nappe (secteur où est mis en œuvre l'infiltration) et décroît en s'en éloignant. Ce constat explique les faibles valeurs constatées sur le secteur aval quand l'infiltration est mise en œuvre sur le secteur amont ainsi que la dynamique similaire de la variabilité saisonnière.



majoritairement en période de hautes eaux) et les volumes journaliers drainés plus faibles qu'au droit du secteur où sont implantés les OI (annexe B.2.4). Comme pour la transpiration, les interactions avec les structures souterraines sont maximales à proximité du secteur où sont implantés les OI et décroissent en s'en écartant. Ce point est illustré par la Figure 3-59.

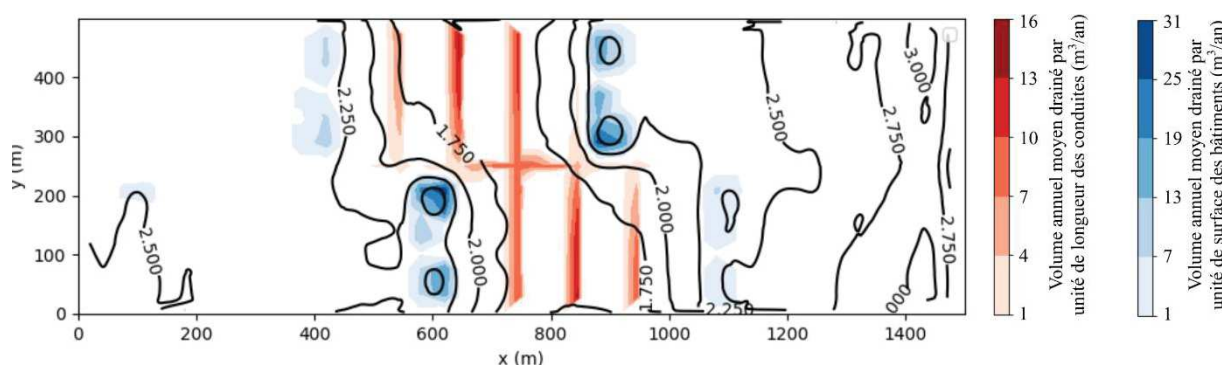


Figure 3-59 : Drainage par les structures souterraines en fonction de la profondeur de la nappe (lignes noires) dans un contexte où le drainage est significatif. Caractéristiques de la configuration : Urb = DEN, Met = NTS, Ss = SMP, Si = SPP, BCd = 5, Rep = DIS, Rsi = 10, Sl = 1%, Pos = MIL

#### D) Volume de nappe sortant à l'aval du domaine

La Figure 3-16 montre que la recharge induite par les OI contribue à accroître significativement le volume de nappe sortant à l'aval du domaine par rapport au cas de référence « urbain ». En raison d'une recharge induite par les OI dépassant la diminution générée par l'imperméabilisation et de la présence des fuites de réseaux AEP, le volume de nappe sortant à l'aval du domaine dépasse la valeur « pré-développement » dans un nombre significatif de contextes.

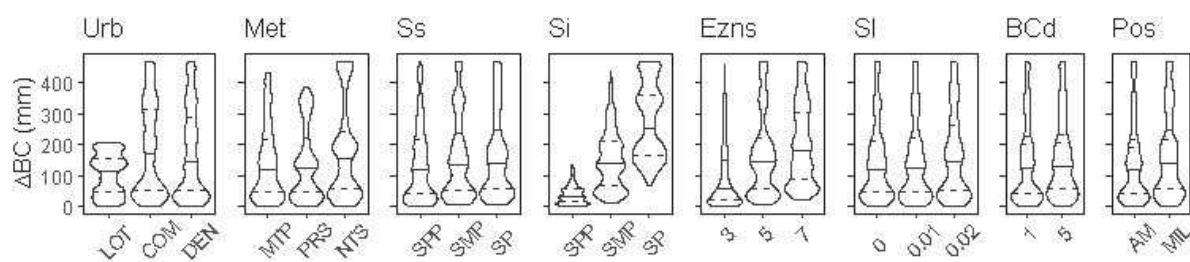


Figure 3-60 : Impact des OI sur le volume de nappe sortant à l'aval du domaine

La Figure 3-60 présente la distribution de l'augmentation du volume à l'aval du domaine par rapport au cas de référence « urbain » ( $\Delta BC$ ) suivant les facteurs influençant ce terme ( $p_v$  des tests de KW ou FK  $< 0.01$ ). Les valeurs de  $\Delta BC$  sont ici rapportées à un domaine de 500 m x 500 m pour la comparaison avec la recharge additionnelle introduite dans les OI. Cette figure montre que la variabilité de  $\Delta BC$  est très prononcée et que  $\Delta BC$  n'est du même ordre de grandeur que le volume de recharge induit par les OI que dans un nombre restreint de contextes. La

distribution suivant les différents facteurs montre que ces contextes sont ceux conduisant à un faible drainage de la nappe par la végétation et les structures souterraines. La majorité des volumes infiltrés est alors évacuée en aval. Inversement,  $\Delta BC$  est faible, voire nul, dans un nombre significatif de contextes pour lesquels ce drainage est significatif.

La Figure 3-61 montre que l'influence des OI sur la variabilité temporelle de  $BC$  est relativement faible, hormis en présence d'un sol sous-jacent perméable, dans une moindre mesure d'une forte pente du substratum. Ce constat correspond à l'influence constatée plus haut de l'infiltration sur les variations du niveau de la nappe sur le secteur aval.

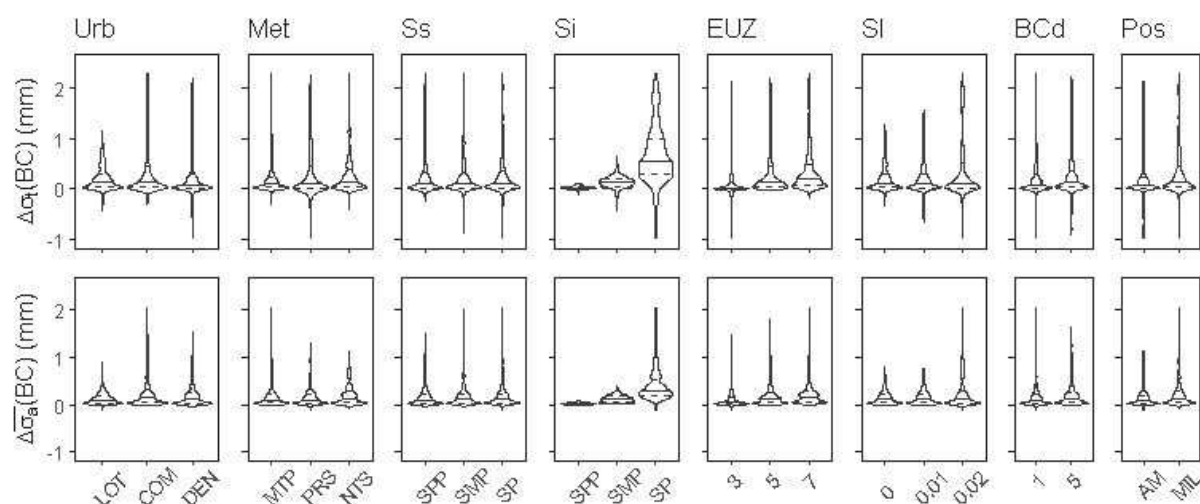


Figure 3-61 : Impact des OI sur la variabilité du volume de nappe sortant à l'aval du domaine

#### E) Conclusion de la section 3.3.2.5

Les résultats montrent que l'infiltration sur un secteur accroît le niveau de la nappe sur les secteurs amont/aval. Une surélévation se forme sous le secteur où est mis en œuvre l'infiltration et décroît de part et d'autre de ce secteur, plus ou moins progressivement en fonction du contexte hydrogéologique. Lorsque la nappe est initialement peu profonde et/ou que l'élévation générée est particulièrement marquée (aquifère peu perméable et/ou forte limitation aval des volumes sortant), la mise en œuvre de l'infiltration sur un secteur accroît les volumes drainés par les structures souterraines sur les secteurs aval et, potentiellement, amont. L'élévation de la transpiration sur les autres secteurs n'est significative que dans un nombre très restreint de contextes caractérisés par un sol de surface peu perméable. Les paramètres gouvernant ces effets sont similaires à ceux mis en évidence dans la partie précédente. Par ailleurs, du fait de la forme de la surélévation de la nappe, les effets sont majoritairement localisés à proximité du secteur où sont implantés les ouvrages et décroissent en s'en éloignant.

### 3.3.2.6. Bilan souterrain

Cette partie dresse un bilan, à l'échelle du domaine modélisé, de la contribution des volumes de recharge additionnels introduits par les OI (i) à la transpiration par la végétation hors OI, au drainage par les structures souterraines, au volume sortant au niveau de la condition limite aval puis (ii) au stock souterrain.

*A) Contribution aux flux de transpiration, de drainage par les structures souterraines et sortant à l'aval du domaine*

Cette sous-partie vise à distinguer les simulations suivant le flux auquel contribue majoritairement la recharge additionnelle introduite par les OI à l'état stabilisé (i.e. après la phase transitoire d'élévation de la nappe). Elle se focalise pour ce faire sur les ratios entre :

- la variation de transpiration cumulée hors OI par rapport au cas de référence urbain et la recharge au droit des OI ( $R_{RE}$ ) ;
- la variation du drainage cumulé par les structures souterraines par rapport au cas de référence urbain et la recharge au droit des OI ( $R_{DR}$ ) ;
- la variation du volume de nappe sortant à l'aval du domaine et la recharge au droit des OI ( $R_{BC}$ ).

Ces ratios apportent une indication en termes de poids dans le bilan hydrologique mais ne peuvent pas être interprétés directement en termes de devenir des volumes infiltrés, qui dépend d'un cheminement tridimensionnel plus complexe et de mélanges.

La Figure 3-62 présente les valeurs prises par ces trois ratios suivant le sol sous-jacent.

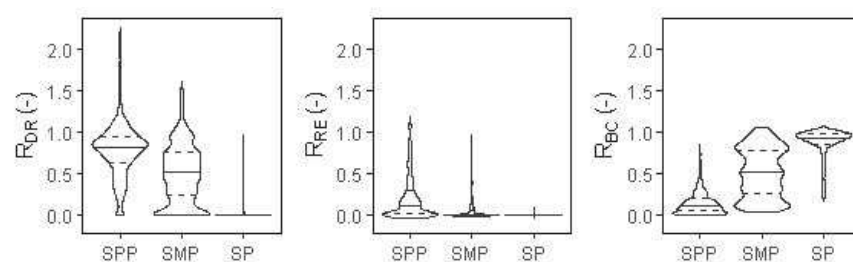


Figure 3-62 : Distribution des ratios suivant le sol sous-jacent

La Figure 3-63 présente les résultats d'une analyse en composantes principales (ACP) portant sur ces trois ratios. Les points sont organisés suivant trois groupes déterminés par classification ascendante hiérarchique (CAH). Le Tableau 3-17 présente les caractéristiques des différents

groupes. La Figure 3-64 permet de visualiser la distribution des points suivant les 5 facteurs les plus influents dans la constitution des groupes.

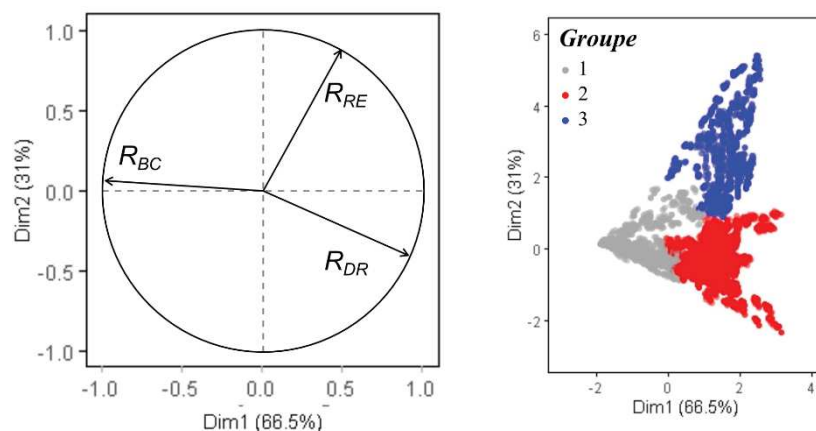


Figure 3-63 : Cercle des corrélations et répartition des simulations suivant les groupes déterminés par CAH

Tableau 3-17 : Caractéristiques des groupes (les valeurs ne sont présentées que si elles sont significativement différentes dans le groupe en comparaison avec l'ensemble des simulations,  $p_v < 0.01$ )

Caractéristiques	Global	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3
% simulations	100	51.85	40.38	7.77
$R_{RE}$ moyen	0.09	0.01	0.07	0.65
$R_{DR}$ moyen	0.45	0.13	0.88	0.40
$R_{BC}$ moyen	0.51	0.82	0.16	0.15
%Urb : DEN / COM / LOT	33 / 33 / 33	29 / - / 39	45 / 37 / 18	- / 22 / 72
%Met : MTP / NTS / PRS	33 / 33 / 33	37 / - / 31	24 / 38 / 39	57 / 21 / 22
%Si : SP / SMP / SPP	33 / 33 / 33	60 / 37 / 3	6 / - / 63	0 / 22 / 78
%Ss : SP / SMP / SPP	33 / 33 / 33	-	38 / 38 / 24	0 / 8 / 92
%Eznz : 3 / 5 / 7	33 / 33 / 33	18 / 37 / 70	50 / 30 / 20	47 / - / 23
%Pos : AM / MIL	50 / 50	47 / 53	55 / 45	/
%SI : 0 / 0.01 / 0.02	33 / 33 / 33	- / - / 36	- / - / 30	-
%BC : 1 / 5	50 / 50	-	-	-
%Rep : CEN / MED / DIS	33 / 33 / 33	-	-	-
%Rsi : 2 / 10	50 / 50	-	-	-

La CAH conduit à la constitution de trois groupes séparant distinctement les contextes suivant la contribution des volumes de recharge induits par les OI.



Le groupe 1 est constitué de simulations pour lesquelles le volume annuel moyen de recharge induit par les OI contribue majoritairement à accroître le volume de nappe sortant à l'aval du domaine. Le drainage par la végétation et par les structures souterraines y est négligeable. Ce groupe, qui comprend près de la moitié des simulations, est constitué majoritairement de contextes pour lesquels la recharge additionnelle peut être évacuée vers l'aval sans interagir avec la surface du fait d'une recharge limitée (Urb = LOT, Met = MTP), d'un contexte hydrogéologique facilitant l'écoulement aval (Si = SMP et SP, Sl = 2 %) et/ou d'une nappe initialement plus profonde (EUZ = 7 ou 5).

Le groupe 2 est constitué de simulations pour lesquelles le volume annuel moyen de recharge induit par les OI contribue majoritairement au drainage par les structures souterraines. Ce groupe comprend environ 40 % des simulations. Les types d'urbanisation DEN y sont majoritaires du fait du drainage prononcé généré par les systèmes en base de fondations. Le sol en surface y est majoritairement moyennement perméable à perméable (sols limitant la contribution de la nappe à la transpiration hors OI). Le drainage par les structures souterraines y représente en moyenne 88 % de la recharge induite par les OI et atteint près de 200 % dans certains contextes défavorables. La Figure 3-64 montre que ces simulations sont associées à un type d'urbanisation LOT (volume de recharge modéré), un contexte météorologique PRS et soit une faible profondeur initiale de la nappe, soit un sol sous-jacent peu perméable conduisant à une forte élévation. Comme montré dans les parties précédentes, dans ces contextes, l'élévation de la nappe en seconde partie de simulation, due largement au cumul entre recharge induite par les OI et sur les autres secteurs, est fortement drainée par les structures souterraines, ce qui explique les valeurs extrêmes observées (cf. 3.3.2.4.C)).

Enfin, le groupe 3 est constitué de simulations pour lesquelles le volume annuel moyen de recharge induit par les OI contribue majoritairement à accroître la transpiration par la végétation et, dans une moindre mesure, le drainage par les structures souterraines. Ce groupe comprend moins de 8 % des simulations. Comme pour le groupe 2, il est composé majoritairement de contextes pour lesquels la nappe est relativement peu profonde, ce qui explique que le drainage par les structures souterraines y soit également significatif. Il se distingue du groupe 2 par une proportion élevée de sols de surface peu perméables (favorisant la rétention d'eau et les remontées capillaires), de contexte météorologique MTP (faible disponibilité en eau et forte demande évaporative) et de type d'urbanisation LOT (surface végétalisée plus étendue).



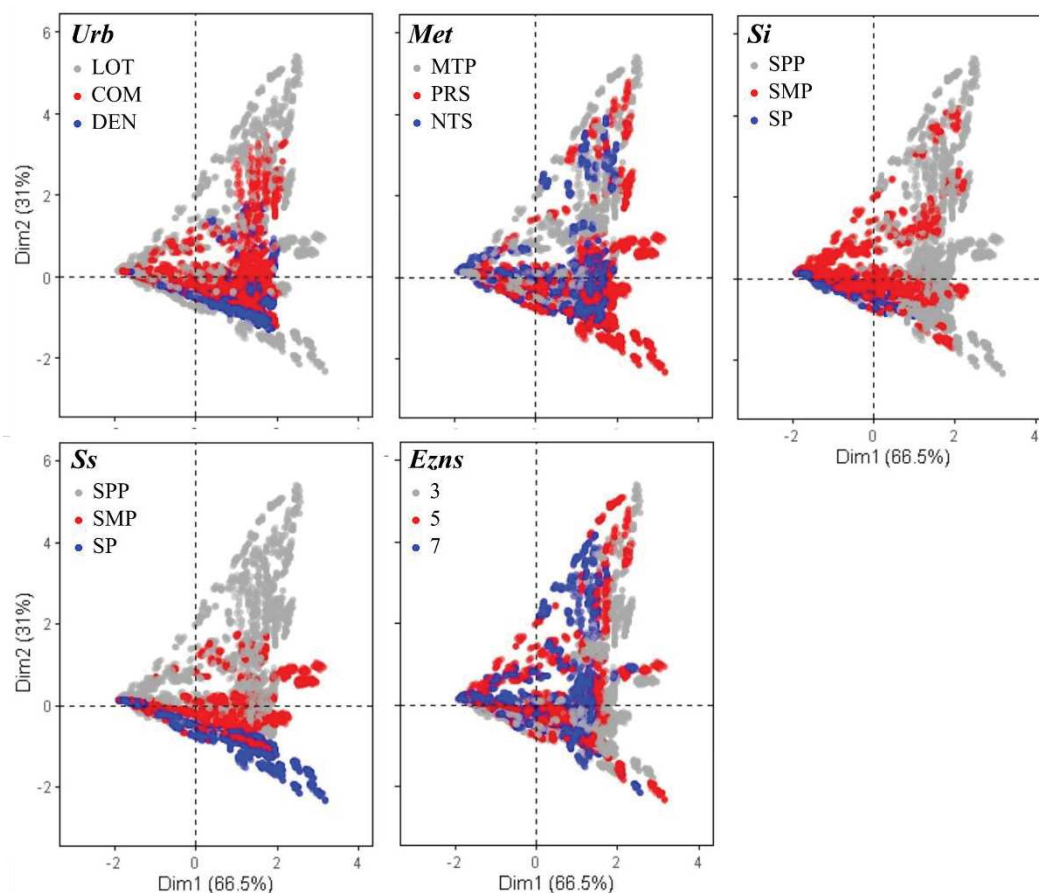


Figure 3-64 : distribution des simulations suivant les cinq facteurs influençant le plus la constitution des groupes

#### B) Contribution au stocks souterrain en zone saturée

La Figure 3-65 présente la distribution du ratio entre élévation du stock en zone saturée et recharge annuelle moyenne induite par les OI. Le ratio est plus élevé pour le type d'urbanisation LOT pour lequel la recharge additionnelle est plus faible (surface d'apport plus faible), mais l'élévation de la nappe proche de celle des autres types d'urbanisation. Le constat est similaire pour le contexte météorologique MTP. Le ratio est ensuite significativement plus élevé pour des sols sous-jacents peu perméables car 1) l'élévation de la nappe est plus prononcée et 2) le sol SPP est caractérisé par une plus grande porosité. L'influence de Ezns résulte directement du potentiel d'élévation plus faible pour des profondeurs initiales plus faibles.

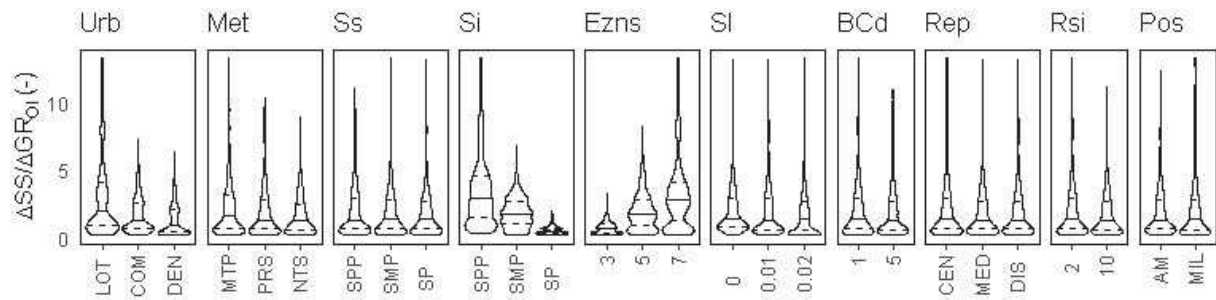


Figure 3-65 : Ratio entre élévation du stock en zone saturée et élévation de la recharge au droit des OI

Ce ratio traduit la durée de la période d'initialisation durant laquelle la recharge annuelle additionnelle génère une élévation de la nappe. Le nombre d'années d'initialisation du système en début de simulation (cf. 3.3.1.2) varie en effet entre 0 et 43 ans (le coefficient de corrélation de Spearman entre le ratio présenté et le nombre d'années d'initialisation est de 0.89). Dans des contextes pour lesquels ce ratio est élevé, les constats précédents concernant les interactions entre nappe et OI, entre nappe et transpiration ou entre nappe et structures souterraines, interviendront de ce fait après une durée significative et se renforceront progressivement. L'effet est potentiellement amplifié ici du fait du choix de condition limite aval mais demeure significatif.

### 3.3.3. Discussion et conclusion de la section 3.3

Dans cette section, un large ensemble de bassins fictifs a été simulé avec le modèle URBS afin d'apporter une réponse aux questions énoncées en introduction de cette partie, i.e. de préciser les effets d'une infiltration des eaux pluviales sur le fonctionnement hydrologique de bassins urbanisés de faible extension ( $Q1$ ) et l'influence du contexte climatique, hydrogéologique et d'occupation des sols ( $Q2$ ), ainsi que des interactions entre compartiments de surface et souterrain ( $Q3$ ) sur ces effets. L'objectif secondaire était d'apporter des éléments de compréhension quant aux conditions d'applicabilité des modèles hydrologiques distribués pour l'évaluation des impacts de stratégies d'infiltration.

#### 3.3.3.1. Limites liées à la conceptualisation du problème

Le domaine d'étude est construit pour représenter de manière réaliste un secteur urbanisé, tant du point de vue de l'occupation du sol et du sous-sol, des caractéristiques des objets et matériaux que des processus hydrologiques. Il sert de cas d'étude pour évaluer, de manière aussi générique que possible, les effets potentiels d'un cumul d'ouvrages sur le fonctionnement hydrologique de secteurs urbanisés et les facteurs climatiques, hydrogéologiques et d'occupations des sols les gouvernant. L'utilisation d'un milieu fictif permet une variation systématique de ces facteurs et une analyse indépendante de leur influence et des processus en jeu. Adopter une configuration relativement simple en termes de conditions limites et de variabilité des caractéristiques vise à faciliter l'analyse et la compréhension des effets. Pour autant, les hypothèses impliquées dans la conceptualisation de ce cas d'étude peuvent affecter les résultats mis en évidence.

Les caractéristiques du milieu (sol, végétation, conduites de réseaux) et les forçages météorologiques sont supposés homogènes, alors que leur forte hétérogénéité dans des contextes réels est susceptible d'affecter la variabilité spatiale des effets. Si cette hypothèse de construction est raisonnable au regard de l'objectif de l'étude, l'influence des hétérogénéités sur les effets mis en évidence devrait être examinée dans des recherches futures.

L'extension spatiale relativement limitée du domaine est adaptée aux objectifs poursuivis en termes d'échelle spatiale et de temps de simulation. Cette extension limitée est toutefois susceptible d'exacerber l'influence des limites hydrogéologiques. L'utilisation de conditions de flux nul sur les limites latérales et amont, supposant une symétrie du problème relativement à ces limites, est susceptible d'amplifier les fluctuations du niveau de la nappe. Inversement, la

condition de potentiel imposée à l'aval est susceptible de limiter ces fluctuations. Le facteur contrôlant l'épaisseur saturée au niveau de cette condition limite (BCd) prend deux valeurs identiques quel que soit le type de sol sous-jacent. Cela implique un fort contraste de transmissivité à ce niveau, avec, par rapport au sol le plus perméable, un facteur 10 (SMP) et 100 (SPP). Cette plus forte limitation de la capacité à évacuer vers l'aval les volumes supplémentaires introduits implique ainsi une forte élévation de la nappe et un temps d'atteinte du fonctionnement stabilisé plus long. L'annexe B.1 propose une analyse de l'incidence de cette limite. La faible extension du domaine implique également une sous-estimation potentielle de l'influence de la pente du substratum (Sl). Cette dernière n'apparaît significative que dans le cas du sol le plus perméable, ce qui est directement lié aux épaisseurs saturées associées aux sols fins et à l'extension du domaine. Par exemple, pour une pente de 1 %, la différence entre l'altitude du substratum au droit des limites amont et aval est de 15 m (en comparaison d'épaisseurs saturées atteignant 50m). L'influence sera vraisemblablement plus prononcée pour des domaines de plus grande extension.

La discrétisation spatiale du domaine est également susceptible d'influencer les fluctuations locales de la nappe, particulièrement à l'échelle infra-maille et pour les ouvrages d'infiltration. Elle varie ici en fonction du type d'urbanisation et de stratégie d'infiltration mais est identique pour l'ensemble des facteurs. La dimension minimale des mailles dans chaque cas est conditionnée par le sol le plus perméable (cf. 2.3.7.5). En particulier, cette limite et la faible surface des ouvrages d'infiltration modélisés imposent que ces derniers ne représentent qu'une proportion variable d'une unité souterraine, d'autant plus faible que la surface de l'ouvrage est faible. De ce fait, les résultats sous-estiment les surélévations localisées de nappe et les interactions qui en résultent pour les distributions MED et DIS et, plus particulièrement pour un ratio de surface de 2 %.

Ces simplifications, raisonnables dans le cadre de l'objectif de l'étude, imposent d'interpréter les résultats comme une indication des effets potentiels et de l'influence des facteurs, complémentaire aux résultats d'études sur des bassins réels.

### **3.3.3.2. Conséquences de l'infiltration sur le fonctionnement hydrologique du bassin en fonction du type de stratégie, d'occupation des sols et du contexte naturel du bassin**

Cette section apporte des éléments de réponse aux questions Q1, Q2 et Q3 énoncées en introduction de cette partie.

### *A) Infiltration et maîtrise du ruissellement*

Les résultats confirment l'efficacité des ouvrages d'infiltration pour la maîtrise du ruissellement, même en présence de sols peu perméables. Les ouvrages apparaissent particulièrement efficaces pour des contextes climatiques caractérisés par des pluies fréquentes et peu intenses, même pour des sols peu perméables. En présence d'un sol perméable, l'hypothèse de dimensionnement adoptée (écrêtement des 10 premiers millimètres sans tenir compte de la dynamique événementielle ni du type de sol) conduit à abattre les événements les plus intenses des chroniques simulées. Ce mode de dimensionnement, relativement commun dans les stratégies d'infiltration (e.g. Paris pluie (Mairie de Paris, 2018)), permet de dimensionner des ouvrages conduisant à abattre une partie significative du volume annuel, avec potentiellement des volumes infiltrés bien supérieurs à ce qui était anticipé. Du fait de l'incertitude sur la perméabilité du sol et des marges sécuritaires usuellement employées, des approches de dimensionnement plus détaillées (e.g. modélisation, méthode des pluies) sont également susceptibles de conduire à un abattement supérieur à l'objectif initial.

Comme montré dans la section précédente, dès que la nappe atteint le fond de l'ouvrage, l'efficacité décroît fortement. Les résultats corroborent les conclusions de la littérature sur cet aspect et sur les facteurs influençant les surélévations sous les ouvrages (Locatelli et al., 2015; Nimmer et al., 2009). Les résultats montrent également l'influence significative des conditions environnantes sur ces surélévations (notamment du drainage par les structures souterraines). Ces surélévations sont rarement prises en compte dans le dimensionnement des ouvrages en France. Dans des contextes défavorables (nappe faiblement profonde, aquifère peu perméable), la solution analytique d'Hantush (Hantush, 1967) permet une estimation rapide du risque d'interactions.

### *B) Évapotranspiration et recharge*

Les résultats mettent en évidence la très faible proportion des volumes entrants dans les OI retournés vers l'atmosphère par évapotranspiration. Les valeurs modélisées (2 à 4 % pour un Rsi de 2 % et 8 à 18 % pour un Rsi de 10 %) apparaissent cohérentes avec les valeurs mentionnées dans la littérature (Thom et al., 2020). Les résultats montrent la forte limitation imposée par la demande évaporative, expliquant l'influence majeure de Rsi sur ce flux. L'accroissement de l'évapotranspiration généré par l'ouvrage (en comparaison avec une surface naturelle d'extension identique) dépend ensuite directement du rapport entre précipitations et demande évaporative. En particulier, l'accroissement est très faible lorsque la disponibilité en eau initiale

satisfait largement la demande évaporative (e.g. contexte NTS). Si les ouvrages permettent un accroissement localisé de l'évapotranspiration, ils demeurent peu adaptés pour compenser les effets de l'urbanisation à une plus large échelle.

Les ouvrages usuels, concentrant le ruissellement et visant à abattre les pluies courantes, génèrent ainsi une recharge supérieure à celle qu'aurait générée une surface naturelle d'extension égale à leur surface d'apport. Sauf cas particulier, cet apport n'est pas problématique tant que les ouvrages sont peu nombreux mais peut soulever des questions dans le cas d'une généralisation. S'il reste positif dans un certain nombre de contextes d'accroître la recharge, en présence d'une nappe peu profondes et/ou d'un aquifère peu transmissif, la recharge (potentiellement excessive) générée par une multiplication d'OI peut en effet conduire à une élévation de la nappe et à des interactions non souhaitées avec le milieu urbain (e.g. infiltrations parasites, accroissement des besoins de drainage, inondations par remontées de nappe). Les résultats suggèrent ainsi que, pour maximiser l'évapotranspiration et limiter la recharge, les ouvrages d'infiltration doivent être envisagés en combinaison avec (i) une stratégie de maîtrise de l'imperméabilisation, (ii) des solutions favorisant l'évapotranspiration au niveau des surfaces de production (e.g. rétention en toiture) ou permettant un stockage temporaire en vue d'une irrigation ultérieure lors de périodes de déficit hydrique.

Les résultats confirment les conclusions de la partie précédente et des travaux de Western et al. (2021) quant à la possibilité d'un effet indirect de l'infiltration sur la transpiration par la végétation environnante lié à l'élévation de la nappe. Les résultats de cette section suggèrent toutefois que cet effet n'est potentiellement significatif que dans le cas de nappe faiblement profonde, de sols peu perméables favorisant les remontées capillaires, configuration se rapprochant du site d'étude de Western et al. (2021). Cet effet est par ailleurs directement gouverné par le déficit hydrique (i.e. le rapport en précipitations et demande évaporative). En dehors des configurations mentionnées plus haut, il apparaît relativement négligeable dans le bilan global, bien que pouvant être significatif localement et temporairement.

Les résultats montrent que les ouvrages introduisent une recharge caractérisée par une dynamique moins lissée (arrivée plus rapide et récession plus marquée) avec une contribution d'évènements ne générant pas initialement de recharge. Par ailleurs, la diminution de la profondeur de la nappe au droit des secteurs environnants modifie la dynamique de la recharge sur ces secteurs et, dans le cas d'un accroissement de la contribution de la nappe à la transpiration, diminue fortement la recharge en période estivale.

### *C) Contribution aux stocks souterrains et au débit de base des cours d'eau – drainage par les structures souterraines*

Les résultats de la dernière sous-section (3.3.2.6) montrent que la recharge additionnelle conduit dans un premier temps à accroître le stock en zone saturée (i.e. le niveau de la nappe). Le temps d'atteinte de l'état « stabilisé » est d'autant plus long que la recharge additionnelle introduite est élevée, que la perméabilité de l'aquifère est faible et que la condition limite aval limite les volumes sortants (cf. annexe B.1). Les différentes interactions mises en évidence dans les sous-sections précédentes n'interviennent de ce fait qu'après un délai variable et se renforcent jusqu'à atteindre l'état « stabilisé ». Lorsque cet état est atteint, la contribution des volumes infiltrés au stock souterrain et aux volumes sortant à l'aval (contribuant par exemple au débit de base d'un cours d'eau) dépend directement de la profondeur finale de la nappe.

Une nappe très peu profonde (e.g. volume de recharge très élevé, sol peu perméable, forte limitation aval) implique qu'une proportion significative des volumes introduits contribue à accroître le drainage par les structures souterraines, la transpiration par la végétation et, potentiellement, des résurgences de nappe. La proportion respective de ces contributions dépend directement des caractéristiques du contexte urbain, climatique et hydrogéologique (cf. 3.3.2.6).

Le drainage par les structures souterraines est significatif dans une large partie des configurations modélisées et différentes configurations conduisent à un drainage du même ordre de grandeur que les volumes infiltrés (avec toutefois une dynamique d'entrée au réseau nécessairement plus lissée). Les résultats de cette partie montrent également que lorsque les OI conduisent à élever la nappe au-dessus des structures, la recharge sur les secteurs hors OI renforce ces interactions (alors qu'initialement non), particulièrement lors d'années très humides.

Seuls les contextes caractérisés par un aquifère très transmissif et/ou un volume infiltré faible sont associés à une élévation faible à modérée de la nappe. A l'exception de contextes où la nappe est initialement très peu profonde, l'élévation résultant de l'infiltration n'est alors pas suffisante pour que la nappe contribue significativement à la transpiration par la végétation ou interagisse avec les structures souterraines. Dans ce cas, les volumes infiltrés contribuent à accroître le stock souterrain puis le volume sortant à l'aval du domaine.

### *D) Variabilité spatio-temporelle du fonctionnement souterrain*

Les résultats confirment la très forte variabilité spatio-temporelle du fonctionnement souterrain des secteurs urbanisés soumis à une infiltration à la source des eaux pluviales. Cette variabilité est directement gouvernée par la concentration spatiale de l'infiltration, l'impact sur la



dynamique et le cumul de recharge (dans et hors des OI) et les interactions entre nappe, végétation et structures souterraines. Les résultats montrent l'influence réciproque forte de ces différents éléments à l'échelle de l'aménagement et du quartier. Par exemple, les surélévations de nappe sous les ouvrages influencent localement de manière significative la transpiration et le drainage par les structures souterraines. Inversement, ce drainage atténue l'élévation globale et plus locale de la nappe.

### **3.3.3.3. Conséquences pour la modélisation de bassins urbanisés soumis à une infiltration**

Les résultats permettent de préciser le niveau de détail requis pour la modélisation du fonctionnement hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à une infiltration à la source des eaux pluviales, en fonction du contexte et des objectifs de modélisation. Ils apportent en ce sens une réponse à l'objectif secondaire poursuivi dans ce travail.

A l'instar de résultats de la section précédente (cf. 3.2), les résultats de cette section suggèrent que les approches de modélisation du fonctionnement hydrologique de secteurs urbanisés soumis à une infiltration à la source des eaux pluviales :

- devraient tenir compte de manière relativement détaillée des compartiments de surface et souterrain et de leurs interactions (couplage bidirectionnel entre ces compartiments) dès que la nappe est susceptible d'interagir avec la surface, que les objectifs soient centrés sur la surface ou le souterrain ;
- peuvent reposer sur un couplage unidirectionnel si ces interactions sont négligeables mais que les objectifs nécessitent malgré tout de considérer le compartiment souterrain. Pour un objectif centré sur le compartiment souterrain, l'utilisation d'un modèle hydrogéologique seul devrait à minima tenir compte, au niveau de sa condition limite supérieure, de la variabilité spatio-temporelle spécifique de la recharge ;
- peuvent reposer sur l'utilisation d'un modèle d'hydrologie de surface négligeant le compartiment souterrain si ces interactions sont négligeables et les objectifs centrés sur l'hydrologie de surface.

L'influence potentiellement significative de la variabilité spatio-temporelle des processus et interactions sur les effets des stratégies à l'échelle du bassin implique l'utilisation de modèles distribués reposant sur une discrétisation spatio-temporelle relativement fine (e.g. dimension des mailles proches de celles des ouvrages pour les surélévations de nappe, pas de temps infra horaire pour la surface), en particulier en présence d'une nappe peu profonde. La possibilité

d'exploiter des maillages irréguliers permet dans ce cadre un raffinement local à proximité des objets d'influence et une bonne adaptation à leur forme. Ils permettent ainsi d'optimiser la discrétisation (et le temps de calcul). Par ailleurs, la comparaison entre les résultats de l'analyse globale (cf. 3.3.2.1) et des sous-sections suivantes met en lumière les limites d'une analyse sur des valeurs moyennes (spatiales, annuelles) et illustre l'intérêt d'une évaluation de la distribution spatio-temporelle des effets.

Les résultats montrent qu'une variation relativement peu prononcée de paramètres conduit potentiellement à des comportements contrastés. En particulier, la différence entre les trois types de sols modélisés demeure relativement faible relativement aux incertitudes usuelles sur la composition du compartiment souterrain. Pour autant, ils conduisent à des effets très contrastés sur l'ensemble des composantes du bilan et sur leur variabilité spatio-temporelle. Ce point est renforcé par la présence de nombreux processus à seuil. Ce constat plaide pour l'utilisation d'approches de modélisation multi-scénarios intégrant l'incertitude sur la composition du milieu et sur la conceptualisation du fonctionnement hydrologique.

Les résultats mettent en évidence l'intérêt de simuler le fonctionnement hydrologique du milieu sur plusieurs années successives, présentant une variabilité interannuelle prononcée des entrants météorologiques, afin d'estimer les effets dans des conditions suffisamment contrastées (e.g. différentes fréquences d'événements pluvieux, années sèches/humides) en tenant compte des antécédents (e.g. teneur en eau du sol, niveau de la nappe). Par ailleurs, les résultats montrent que le temps de mise en place des effets souterrains peut être non négligeable en présence de sols peu perméables (plusieurs années). Des durées de simulation trop courtes ne permettront pas d'estimer le fonctionnement hydrologique à plus long terme des ouvrages d'infiltration (interactions avec la nappe) et plus largement du secteur.

Ces différents constats suggèrent que la modélisation du fonctionnement hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à une infiltration à la source des eaux pluviales en contexte de nappe peu profonde requiert l'utilisation d'approches de modélisation particulièrement complexes et consommatrices en temps de calcul. Si ce travail illustre l'intérêt de modèles hydrologiques intégrés pour la compréhension du fonctionnement hydrologique de ces milieux, les conclusions précédentes conduisent à questionner leur applicabilité dans un cadre opérationnel.

### 3.4. Conclusion de la partie 3

Dans cette troisième partie, le modèle URBS a été utilisé pour simuler le fonctionnement hydrologique d'un ensemble diversifié de bassins versants fictifs. Dans un premier temps, un ensemble restreint de configurations a été simulé afin d'apporter (i) de premiers enseignements sur le rôle des interactions entre compartiments de surface et subsurface dans la réponse du bassin à l'infiltration, et (ii) des éléments de cadrage pour l'analyse suivante. Dans un second temps, une évaluation plus générique des effets de l'infiltration et des caractéristiques du contexte les influençant a été réalisée en considérant un large ensemble de configurations construit en faisant varier de manière systématique les caractéristiques du contexte naturel, d'occupation des sols et sous-sols et de la stratégie d'infiltration mise en œuvre.

Les résultats permettent d'apporter des éléments de compréhension quant aux effets d'une infiltration généralisée sur le fonctionnement hydrologique de petits bassins versants (question *Q1* énoncée en introduction) et à l'influence du contexte climatique, hydrogéologique et d'occupation des sols (question *Q2* énoncée en introduction) ainsi que des interactions entre compartiments de surface et souterrain (question *Q3* énoncée en introduction) sur ces effets. Ils permettent par ailleurs de répondre à l'objectif relatif aux conditions d'applicabilité des modèles hydrologiques en fonction du contexte et des objectifs de modélisation.

Les résultats confirment l'intérêt des ouvrages d'infiltration pour la maîtrise du ruissellement généré par des petites pluies, même en présence de sols relativement peu perméables. Les surélévations de nappe se formant sous les ouvrages sont toutefois susceptibles de dégrader fortement leurs performances lorsque ces dernières atteignent le fond de l'ouvrage, de telles interactions étant en particulier préoccupantes dans le cas d'une nappe peu profonde, d'un aquifère peu transmissif, d'ouvrages drainant de grandes surfaces contributives et/ou présentant un faible ratio entre surface d'infiltration et surface d'apport, et d'un cumul d'ouvrages. La concentration spatiale des volumes de ruissellement dans les ouvrages d'infiltration limite fortement la proportion de ces volumes retournant vers l'atmosphère par évapotranspiration. Cette proportion dépend directement du contexte climatique et des caractéristiques du sol mais demeure en tout état de cause faible en comparaison d'une surface naturelle. En conséquence, la proportion d'infiltration profonde excède celle qu'aurait générée l'infiltration sur une surface naturelle d'extension équivalente à la surface d'apport des ouvrages. Une multiplication d'ouvrages d'infiltration génère ainsi potentiellement une recharge totale excédant la recharge pré-

développement, risque par ailleurs renforcé par la présence d'autres sources de recharge anthropiques (e.g. fuite de réseau).

La recharge induite par les ouvrages d'infiltration entraîne une élévation de la nappe très hétérogène dans le temps et l'espace et dépendant très fortement du contexte hydrogéologique (en particulier de la transmissivité de l'aquifère et des conditions limites). En présence d'une nappe peu profonde, l'élévation de la nappe est susceptible d'accroître (i) les interactions non-souhaitées avec le milieu urbain (e.g. infiltration parasite dans les conduites de réseaux, besoin de drainage, inondation par remontée de nappe), et (ii) l'extraction racinaire par la végétation environnante (i.e. la transpiration). Cet accroissement de la transpiration n'est toutefois significatif qu'en présence de sols favorisant les remontées capillaires, dans des contextes (et/ou des périodes) de déficit hydrique et dans les zones où la nappe est faiblement profonde. L'élévation de la nappe dépassant les limites du secteur où est mis en œuvre l'infiltration, les ouvrages d'infiltration entraînent potentiellement un accroissement de ces interactions sur les secteurs adjacents (l'effet décroissant en s'éloignant du secteur d'implantation des ouvrages). En présence d'une nappe peu profonde, les volumes prélevés aux eaux souterraines par les structures souterraines et la transpiration représentent potentiellement une proportion significative des volumes infiltrés (potentiellement du même ordre de grandeur), ce qui limite directement l'accroissement des volumes transmis à l'aval (e.g. cours d'eau). Ces différentes interactions entre nappe, végétation et structures souterraines, varient fortement dans le temps et l'espace, et apparaissent en particulier influencées par les fluctuations marquées de la nappe sous les ouvrages d'infiltration. Inversement, ces interactions (en particulier avec les structures souterraines) influencent fortement les fluctuations de la nappe tant localement (sous les ouvrages d'infiltration), que plus globalement. En présence d'une nappe peu profonde, ces interactions impactent ainsi fortement les effets des stratégies d'infiltration tant du point de vue de la maîtrise du ruissellement et des volumes en réseaux, de l'évapotranspiration que du rétablissement des stocks souterrains et du débit de base des cours d'eau voisins.

Enfin, les résultats apportent des éléments de compréhension quant aux conditions d'applicabilité des modèles hydrologiques en fonction du contexte et des objectifs de modélisation (objectif secondaire énoncé en introduction). Ils montrent que l'évaluation de stratégies d'infiltration en présence d'une nappe peu profonde requiert une prise en compte de des interactions entre volumes infiltrés, nappe, végétation et structures souterraines, ce qui implique notamment l'utilisation de couplages bidirectionnels entre compartiment de surface et souterrain. En dehors de ces contextes, l'usage de modèles d'hydrologie de surface ou de couplages partiels pour le

souterrain apparaît suffisant pour l'évaluation des impacts de l'infiltration. En présence d'une nappe peu profonde, les résultats plaident ainsi pour l'utilisation (i) de modèles distribués couplant de manière bidirectionnelle hydrologie de surface et souterraine et exploitant une discrétisation spatio-temporelle relativement fine et (ii) de stratégies de modélisation multi-scénarios permettant de tenir compte de la forte incertitude liée à la composition du milieu, particulièrement dans le compartiment souterrain. Toutefois, les résultats interrogent l'applicabilité de telles approches dans un cadre plus opérationnel, ce qui est approfondi dans la partie suivante.

# Partie 4.

## Simulation intégrée du fonctionnement hydrologique de la ZAC du Moulon

### Sommaire

<b>4.1. Introduction .....</b>	<b>228</b>
<b>4.2. Description du secteur d'étude.....</b>	<b>229</b>
4.2.1. Localisation et topographie .....	229
4.2.2. Météorologie .....	230
4.2.3. Hydrologie naturelle de surface et proche surface .....	231
4.2.4. Géologie et hydrogéologie .....	232
4.2.5. Occupation des sols et sous-sols .....	238
<b>4.3. Approche de modélisation .....</b>	<b>239</b>
4.3.1. Délimitation du domaine de modélisation et conditions limites .....	239
4.3.2. Représentation du compartiment souterrain.....	239
4.3.3. Discrétisation spatiale et attribution des caractéristiques d'occupation des sols	240
4.3.4. Période modélisée, discrétisation spatio-temporelle et initialisation du modèle.	242
<b>4.4. Étude de sensibilité préalable.....</b>	<b>243</b>
4.4.1. Méthode.....	243
4.4.2. Résultats .....	247
4.4.3. Conclusion et discussion .....	252
<b>4.5. Échantillonnage complémentaire de représentations du système et comparaison avec les mesures de niveaux de nappe.....</b>	<b>254</b>
4.5.1. Méthode.....	254
4.5.2. Description globale de l'ensemble complémentaire de simulations .....	256
4.5.3. Niveaux de nappe par piézomètre .....	256
4.5.4. Configurations associées aux meilleurs résultats sur plusieurs piézomètres simultanément.....	262
4.5.5. Conclusion et discussion .....	270
<b>4.6. Conclusion de la partie 4 .....</b>	<b>277</b>

## 4.1. Introduction

Cette partie présente une application de la version du modèle URBS développée dans cette thèse à un secteur partiellement urbanisé situé sur le plateau de Saclay, le quartier du Moulon. Ce secteur est au cœur d'un projet d'aménagement piloté par l'établissement public d'aménagement Paris-Saclay (EPA Paris-Saclay) visant à créer un vaste campus urbain à l'horizon 2022 et portant le pourcentage d'imperméabilisation du secteur de 14 % à 34 %, avec une densité relativement élevée permettant de limiter l'impact sur le milieu naturel et la vocation agricole du plateau. L'aménagement prévoit la mise en œuvre d'une gestion à la source des eaux pluviales avec, entre autres, des ouvrages donnant lieu à une infiltration. Le secteur est caractérisé par un sol peu perméable, hétérogène et une nappe superficielle à faible profondeur (en moyenne entre 1 et 3 m) affleurant fréquemment dans certaines zones et la présence de diverses structures souterraines (conduites de réseaux, drainage agricole, sous-sols de bâtiments drainés ou non). Comme montré dans les parties précédentes, un tel contexte implique un fonctionnement hydrologique particulièrement complexe, largement influencé par les interactions entre compartiment de surface et souterrain. Sa simulation requiert l'usage d'un modèle couplant de manière bidirectionnelle hydrologie de surface et souterraine. Du fait des fortes interactions entre compartiments de surface et souterrain et de la relative complexité de la composition du compartiment souterrain, ce secteur constitue un cas d'étude pertinent pour réaliser un diagnostic de la nouvelle version du modèle URBS et évaluer son applicabilité.

Le Cerema, l'Université Gustave Eiffel et l'EPA Paris-Saclay collaborent depuis 2011 dans le cadre d'un partenariat de recherche, le projet Mystic<sup>4</sup>, visant à évaluer les interactions entre aménagements et cycle de l'eau sur le quartier du Moulon. Ce projet s'appuie sur l'association d'observations in-situ et de modélisations hydrologiques et hydrogéologiques. Dans ce cadre, le modèle URBS a été consolidé et utilisé pour répondre aux objectifs du projet par Li (2015). Dans une deuxième étape du projet, différentes adaptations du modèle et du pré-traitement géographique ont été réalisées par les équipes du Cerema et de l'Université Gustave Eiffel et un second calage du modèle a été effectué (Cerema - IFSTTAR, 2018). Cette étape s'était concentrée sur les effets du prétraitement géographique et les conséquences de l'équifinalité sur les résultats de modélisation. La troisième étape du projet Mystic poursuit les travaux

---

<sup>4</sup> Une description du projet peut être trouvée sur la page <https://www.cerema.fr/fr/actualites/projet-mystic-interactions-entre-amenagements-urbains>



d'observation et de modélisation sur ce secteur pour préciser son fonctionnement hydrologique particulièrement complexe et estimer les effets des aménagements projetés.

Ce travail de thèse contribue à cette troisième étape à travers les développements réalisés sur le modèle URBS présentés en partie 2 et, dans cette partie, par une application de cette nouvelle version du modèle à l'état initial du projet (i.e. avant démarrage des travaux). Dans ce cadre, cette partie présente un ensemble de simulations du fonctionnement hydrologique de ce secteur sur la période 2011-2015 pour laquelle différentes mesures piézométriques sont disponibles. L'objectif est de réaliser un diagnostic de l'approche de modélisation utilisée dans cette thèse dans ce contexte spécifique et de préciser le cadre de modélisations ultérieures sur ce secteur, notamment à l'état futur en présence d'ouvrages d'infiltration. L'ensemble de modélisations constitue enfin un support permettant de discuter l'intérêt de ce type d'approche de modélisation dans un cadre opérationnel.

Cette partie débute par une description du secteur d'étude. La deuxième section présente les résultats d'une analyse de sensibilité. La troisième section présente une analyse des configurations reproduisant les niveaux de nappes mesurés. Enfin, la conclusion synthétise les principaux résultats et discute les apports et limites de l'approche de modélisation.

## **4.2. Description du secteur d'étude**

### **4.2.1. Localisation et topographie**

Le secteur d'étude couvre une superficie d'environ 330 hectares en limite sud du plateau de Saclay. Il s'étend sur les communes de Saint-Aubin, Gif-sur-Yvette et Orsay (Figure 4-1). Il est délimité au Sud et à l'Est par des coteaux boisés surplombant la vallée de l'Yvette (Sud) et un vallon naturel (Est). Il est limité à l'ouest par la RD 306 et au nord par la rigole de Corbeville (Figure 4-1).

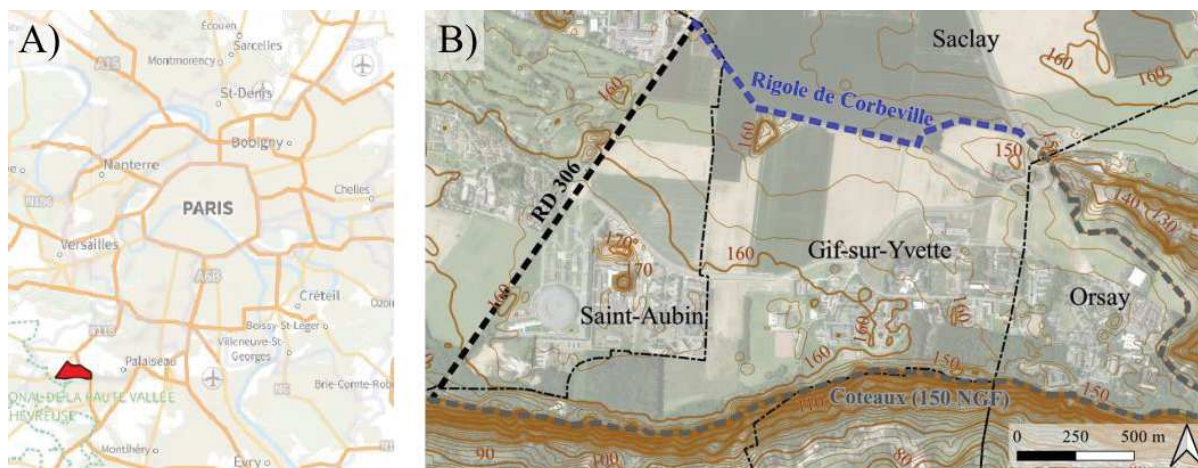


Figure 4-1 : Localisation (A), délimitation, limites communales et topographie (B) du secteur d'étude.

Le secteur est situé à une altitude comprise entre 140 et 165 m NGF. Il surplombe de près de 100 m le lit de l'Yvette. La topographie est caractérisée par une faible pente dont la direction varie de part et d'autre d'une ligne longeant approximativement la portion Est de la RD 128 sur le domaine. La pente est globalement dirigée, à l'ouest de cette limite, vers la rigole de Corbeville (limite Nord) et, à l'Est, vers les coteaux Est (Figure 4-1).

#### 4.2.2. Météorologie

Le secteur d'étude est caractérisé par un climat océanique dégradé. La Figure 4-2 présente les précipitations et l'ETP mensuelles cumulées du 1<sup>er</sup> janvier 2010 au 31 décembre 2015. Les données météorologiques utilisées dans ce travail proviennent :

- Pour les précipitations (format 6 min) : de la station météorologique Météo-France n° 78620001 de Toussus-le-Noble ;
- Pour l'ETP : calculée selon la formule de Allen et al. (1998) à partir des données horaires de rayonnement, température, humidité de l'air et vitesse du vent issues de la base SAFRAN (Vidal et al., 2010) (maille 1801).

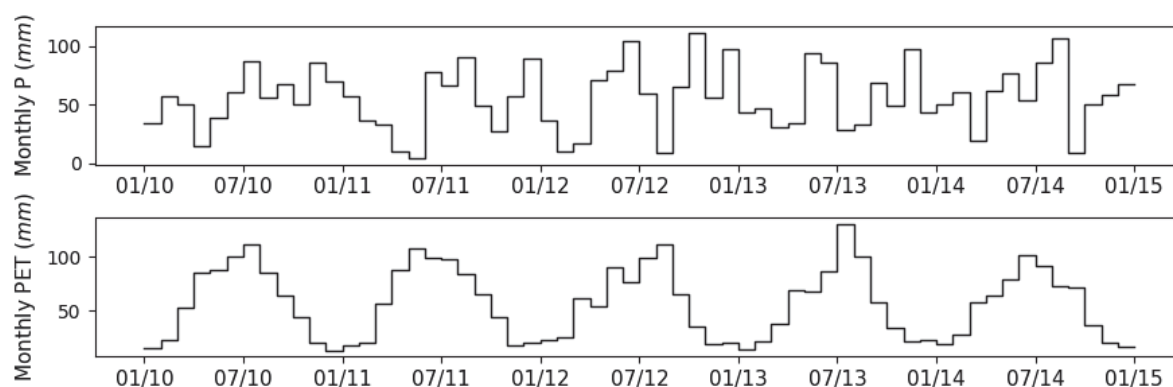


Figure 4-2 : Précipitations et évapotranspiration potentielle mensuelles du 1<sup>er</sup> janvier 2010 au 31 décembre 2015.

### 4.2.3. Hydrologie naturelle de surface et proche surface

Du fait de la très faible perméabilité des sols (voir plus loin), le plateau de Saclay était une zone marécageuse à l'état naturel. Au XVII<sup>ème</sup> siècle, un réseau de collecte des eaux de drainage et de ruissellement a été mis en place afin d'alimenter les fontaines et jeux d'eau du château de Versailles. La rigole de Corbeville constitue un vestige de ce réseau de collecte. L'eau s'yécoule d'Est en Ouest. La rigole est aujourd'hui déconnectée de sa partie amont au Nord-Est de la zone d'étude. Elle est alimentée par les eaux de ruissellement provenant des secteurs non-urbanisés adjacents. Par ailleurs, la majorité des surfaces agricoles sont équipées de systèmes de drainage situés à environ un mètre de profondeur et se rejetant dans la rigole.

Malgré ces aménagements, le secteur comporte de nombreuses mares, mouillères et des zones inondées chaque hiver durant des périodes significatives. Dans son étude d'impact du projet d'aménagement, Artelia recense ainsi sept zones humides dont cinq mares ou moulières (annexe C.1). Lors de ses visites sur site, l'équipe du Cerema a également régulièrement observé des zones de stagnation à proximité de la rigole (durant des semaines voire des mois en hiver) et au niveau des anciennes parcelles agricoles au nord de l'IUT (Cerema - IFSTTAR, 2018).

#### 4.2.4. Géologie et hydrogéologie

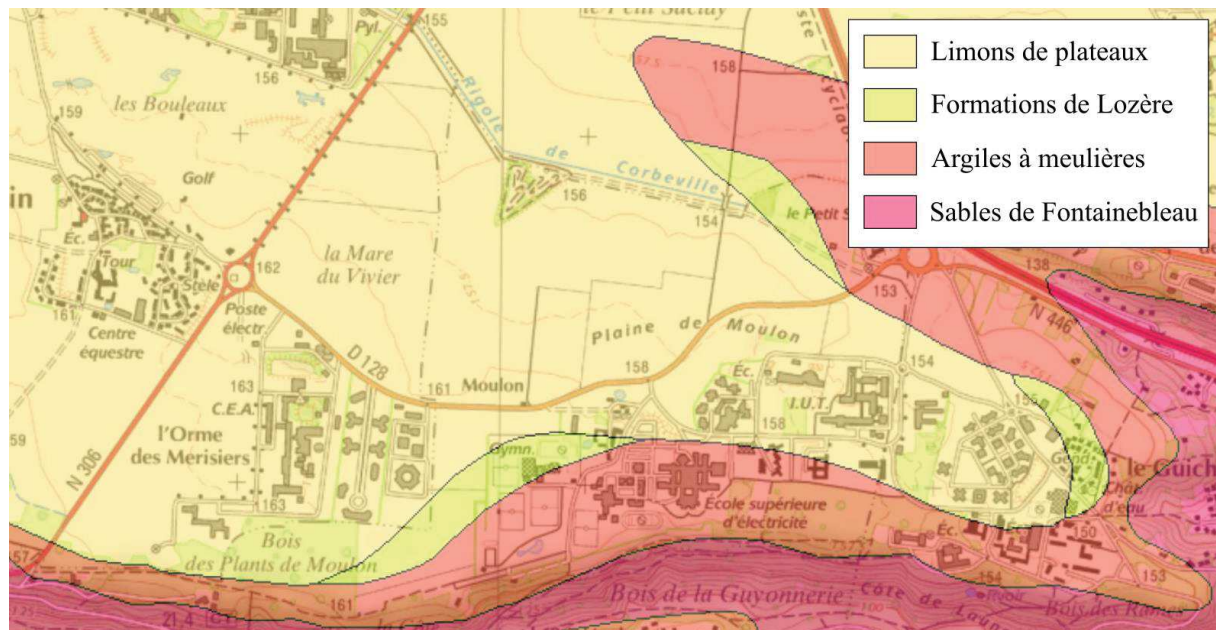


Figure 4-3 : Carte géologique (source : <http://infoterre.brgm.fr>)

##### 4.2.4.1. Formations géologiques au droit du site

Les données du Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) ainsi que les différents sondages réalisés par le Cerema permettent de distinguer les principales formations rencontrées au droit du site. Elles sont décrites ci-dessous (des plus récentes au plus anciennes) et visibles sur la carte géologique ci-dessus (Figure 4-3). La classification présentée demeure néanmoins théorique, l'identification des différentes formations étant en pratique complexe du fait d'imbrications et de transitions très peu marquées (Cerema - IFSTTAR, 2018). Par ailleurs, ces différentes formations sont très hétérogènes tant verticalement que latéralement, ce qui est clairement visible sur les résultats des essais de perméabilité (Tableau 4-1 et Figure 4-4) ainsi que sur les logs géologiques associés aux différents piézomètres (annexe C.2).

Tableau 4-1 : Synthèse des essais de perméabilité (en m/s) réalisés dans les limons de plateaux (LP), les argiles à meulière (AM), les formations de Lozère (FL) et les sables de Fontainebleau (SF) (Cerema - IFSTTAR, 2018). Pour les essais dans les argiles (AM, FL/AM), si le faciès correspond clairement aux argiles à Meulière, le sondage est rattaché à la catégorie AM, sinon il est inclus dans la catégorie FL/AM.

K (m/s)	LP	AM	FL/AM	SF
Nb essais	24	43	58	13
K min	$2,0 \cdot 10^{-9}$	$2,5 \cdot 10^{-9}$	$3,1 \cdot 10^{-9}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$
K max	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$5,2 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$8,1 \cdot 10^{-6}$
K moy	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$8,2 \cdot 10^{-7}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$
K med	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$3,5 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-6}$
Ecart type	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$8,2 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-6}$

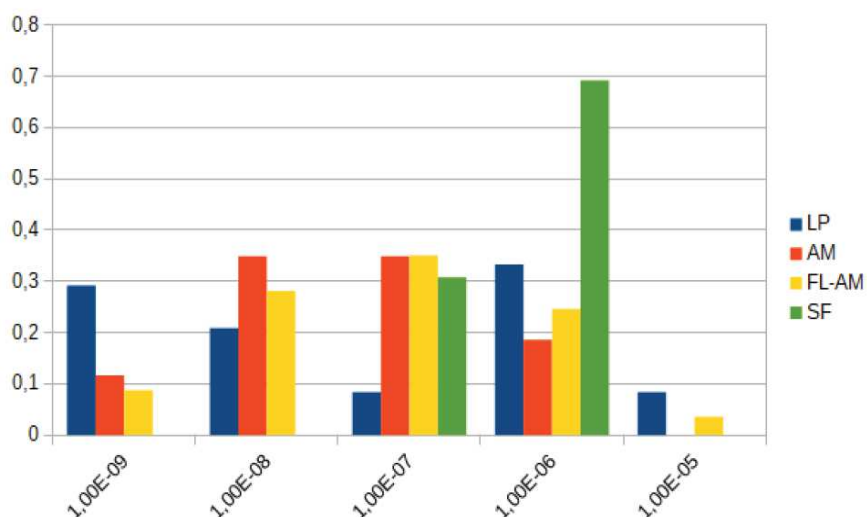


Figure 4-4 : Classes de perméabilité(en m/s) pour les limons de plateaux (LP), les argiles à meulière (AM), les formations de Lozère (FL) et les sables de Fontainebleau (SF) (Cerema - IFSTTAR, 2018). Pour les essais dans les argiles (AM, FL/AM), si le faciès correspond clairement aux argiles à Meulière, le sondage est rattaché à la catégorie AM, sinon il est inclus dans la catégorie FL/AM.

#### A) Limons de plateaux (LP)

Une couche de limons de plateaux recouvre la majorité du secteur. Cette formation sédimentaire, constituée de dépôts éoliens (loess) fins, meubles, argileux et sableux, a une épaisseur moyenne de 1,2 m. Elle est absente à proximité des coteaux (Sud et Est) et présente une surépaisseur à proximité de la rigole de Corbeville La Figure 4-5 présente la distribution spatiale de l'épaisseur de cette formation.



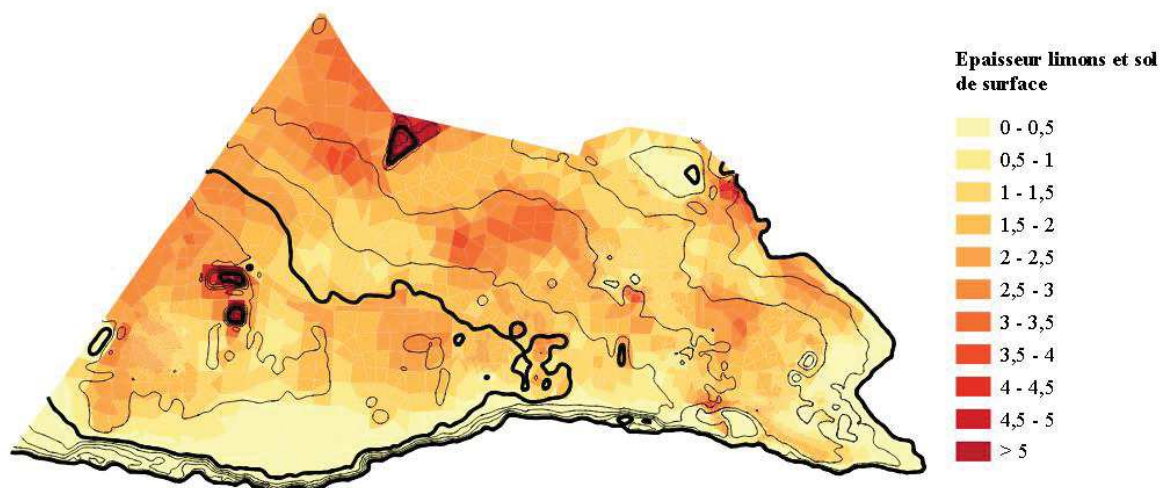


Figure 4-5 : Distribution spatiale de l'épaisseur des limons de plateaux.

Les essais de perméabilité réalisés par le Cerema mettent en lumière une très forte variabilité de la conductivité hydraulique (Tableau 4-1 et Figure 4-4). Si ce constat illustre clairement la forte hétérogénéité des dépôts sur le secteur, l'analyse des résultats met également en évidence une distinction marquée suivant le type d'essai. Les essais de proche surface (double anneau, Porchet) sont en effet associés à des conductivité significativement plus élevées ( $3.10^{-7}$  à  $1,3.10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ ) que les essais plus profonds de type Lefranc ou en piézomètres ( $2.10^{-9}$  à  $7,5.10^{-7} \text{ ms}^{-1}$ ) (Cerema - IFSTTAR, 2018). Ce point explique la répartition des perméabilités sur la Figure 4-4.

Le constat ci-dessus suggère la présence d'une perméabilité plus élevée des limons en proche surface. Différents sondages mentionnent par ailleurs une couche de terre végétale d'une épaisseur variable (entre 0 et 1 m), notamment ceux associés aux piézomètres C, D, G et I (annexe C.2).

#### B) Formation de Lozère (FL)

Cet horizon géologique est constitué de sables argileux d'origine fluvatile. Il ne s'agit pas d'une couche continue mais de poches, d'une épaisseur pouvant atteindre 4 m, imbriquées dans les argiles à meulières. Sur la majorité des sondages géologiques réalisés par le Cerema, il est ainsi complexe de distinguer nettement ces deux formations.

Lorsque les logs géologiques suggèrent une présence de cette formation (appellation FL/AM), les valeurs de conductivité hydraulique ( $3,1.10^{-9}$  à  $5.10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ ) sont légèrement supérieures à celle des argiles à meulières seules ( $2,5.10^{-9}$  à  $5.10^{-6} \text{ ms}^{-1}$ ) (Tableau 4-1 et Figure 4-4).

### C) Argiles à meulières (AM)

L'horizon géologique des argiles à meulières est composé d'argiles plastiques renfermant des blocs de meulières. Deux faciès se distinguent. Le faciès supérieur est peu compact et renferme de nombreux blocs de meulières. Il est fréquemment contaminé par les formations de Lozère. Son épaisseur moyenne est d'environ 3 m. Le faciès inférieur est composé d'argiles plastiques compactes. Son épaisseur moyenne est supérieure à 2,8 m (peu de sondages atteignant la base de cette formation). Les sondages et les mesures de radioactivité naturelle mettent toutefois en évidence la discontinuité et la variabilité de l'épaisseur du faciès inférieur. En raison de la complexité à estimer la limite entre ces deux faciès sur les sondages, la cartographie des horizons géologiques réalisée par le Cerema se limite au mur de la couche d'argile à meulières (toit des sables de Fontainebleau). La Figure 4-6 présente la distribution spatiale de l'épaisseur de l'ensemble constitué par les argiles à meulières et les formations de Lozère.

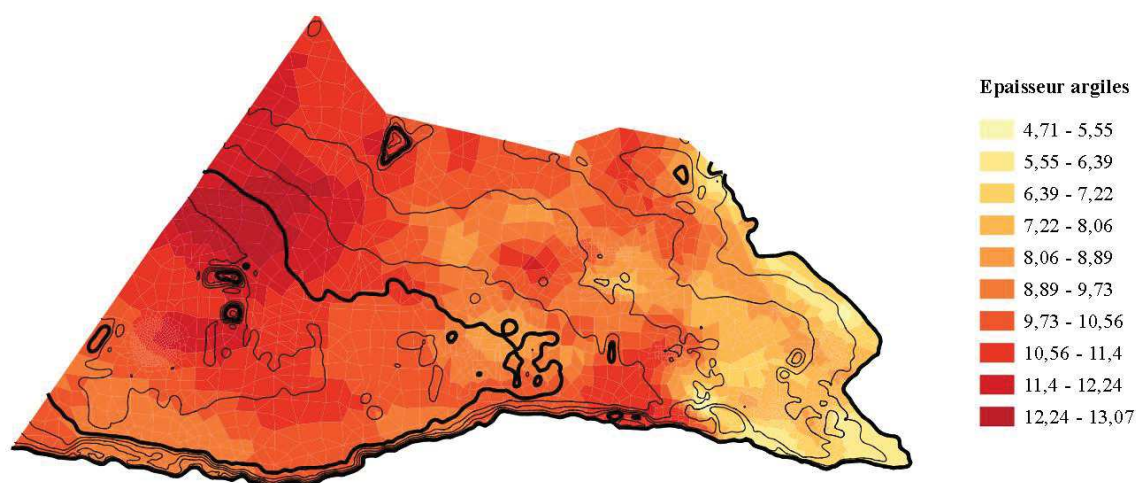


Figure 4-6 : Distribution spatiale de l'épaisseur de l'ensemble constitué par les argiles à meulières et les formations de Lozère

Les essais de perméabilité réalisés dans les argiles à meulières mettent en lumière la très forte hétérogénéité des valeurs de conductivité hydraulique de cette couche ( $2,5 \cdot 10^{-9}$  à  $5 \cdot 10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ ). Si la présence de formations de Lozère contribue directement à cette variabilité, il n'est toutefois pas possible d'associer une distribution spatiale particulière. La perméabilité des argiles compactes potentiellement présentes en base de cet ensemble n'est pas connue.



#### *D) Sables de Fontainebleau (SF)*

Les sables de Fontainebleau constituent le support des formations précédentes. Cet horizon est constitué de sables fins sur une épaisseur variant entre 30 et 60 m. Il repose sur différentes formations caractéristiques du bassin parisien (marnes à huîtres, calcaires de Brie, argiles de Romainville, ...). La conductivité hydraulique à saturation des sables de Fontainebleau au droit du site est d'environ  $10^{-6} \text{ ms}^{-1}$ .

#### **4.2.4.2. Hydrogéologie**

Le contexte hydrogéologique au droit du site d'étude est composé de deux nappes superposées.

La couche des sables de Fontainebleau contient la nappe principale. Il s'agit d'une nappe libre dont l'extension dépasse largement le site d'étude. Son écoulement est globalement orienté du Nord-Ouest vers le Sud-Est. Au centre du plateau, l'épaisseur mouillée atteint près de 30 m. Elle est alimentée par infiltration directe des précipitations au niveau des zones d'affleurement des sables ou par infiltration à travers les formations superficielles, comme au droit du site d'étude. Différents travaux se sont intéressés à la quantification de la recharge de cette nappe par infiltration des précipitations au niveau du plateau de Saclay. Ces études présentent des résultats très contrastés, avec une recharge estimée variant entre 0 et 200 mm/an (Avignon, 2015). La valeur de la recharge au droit du site est particulièrement incertaine, notamment du fait de l'incertitude sur le faciès inférieur des argiles à meulière.

Les formations superficielles (LP, AM/FL) renferment une nappe dont les caractéristiques demeurent incertaines. Les travaux antérieurs sur le plateau de Saclay (Vernoux et al., 1999) mentionnent des lentilles saturées discontinues, localisées majoritairement dans les limons de plateaux. L'écoulement serait majoritairement vertical, hormis localement dans des poches plus perméables. Les campagnes de mesures réalisées par le Cerema tendent inversement à mettre en évidence la présence d'une nappe superficielle continue sur la majeure partie du secteur, baignant dans l'ensemble des formations superficielles et dont l'écoulement aurait également une composante horizontale non négligeable (Cerema - IFSTTAR, 2018). Ces campagnes de mesures s'appuient sur de nombreux points de mesure temporaires et sur un réseau de piézomètres permanents. Les mesures ont débuté en 2012, ce qui permet d'avoir environ trois années de chronique piézométrique avant le démarrage des travaux d'aménagement. La Figure 4-7 montre la répartition des sept piézomètres actifs durant la période étudiée et les mesures correspondantes (exprimée ici en profondeur de nappe). Les mesures accréditent l'hypothèse d'une nappe à très faible profondeur sur la majorité du domaine, hormis sur les secteurs Sud et Sud-

Est (Pz G en particulier). Elles mettent par ailleurs en évidence des fluctuations relativement marquées, tant à l'échelle journalière, mensuelle, qu'annuelle, et l'influence significative des drains agricoles (en particulier pour le piézomètre A). Le comportement spécifique du piézomètre G pourrait être lié à 1) une mauvaise étanchéité du bouchon en base de l'ouvrage introduisant un drainage vers les SF (voir log en annexe C.2), qui expliquerait les fortes baisses, et 2) un écoulement préférentiel de subsurface depuis un bassin de rétention proche via un ancien tronçon comblé de la rigole de Corbeville, qui expliquerait les réactions rapides en temps de pluie (Cerema - IFSTTAR, 2018).

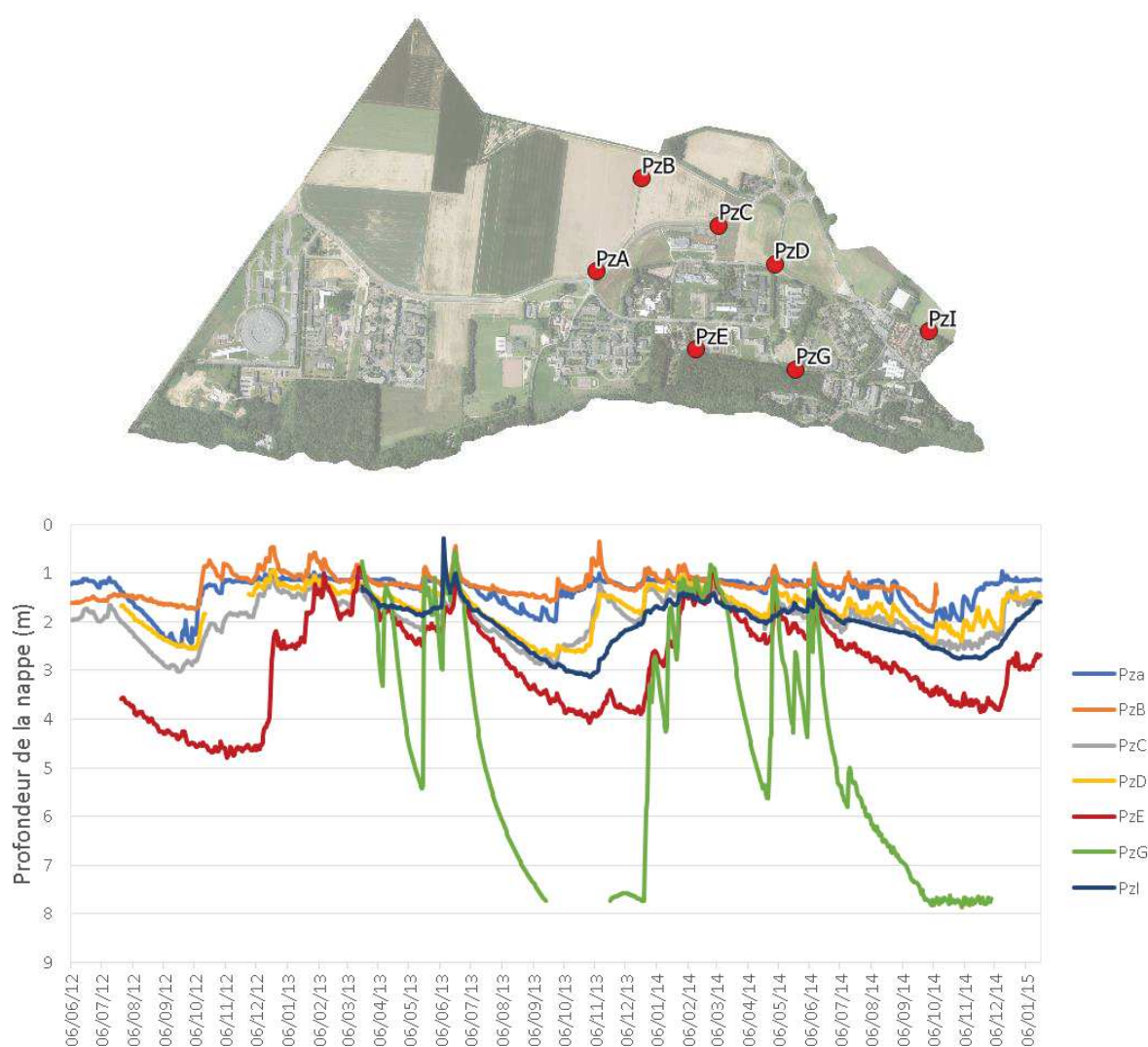


Figure 4-7 : Position des piézomètres actifs et profondeurs de nappe mesurées

#### 4.2.5. Occupation des sols et sous-sols

La Figure 4-8 présente l'occupation des sols durant la période modélisée. Les parcelles urbaines et agricoles représentent toutes deux environ 42% de la surface du secteur d'étude et les surfaces boisées environ 15%. Les surfaces imperméabilisées représentent 17,1 % de la surface totale du bassin dont 6,5 % de bâtiments et 10,6 % de voiries, allées et parkings, dont une petite partie (18 %) est recouverte par des arbres. Ces surfaces imperméables sont majoritairement concentrées en partie Est et sur le site du CEA au Sud-Ouest. Une dizaine de bâtiments ont des sous-sols identifiés, potentiellement équipés de systèmes de drainage (Figure 4-8).

La gestion des eaux pluviales repose sur un réseau séparatif et des bassins de stockage pour les événements exceptionnels. Le linéaire de conduites de réseaux enterrées est d'environ 12,2 km pour le réseau Eaux Pluviales (EP) et 9,4 km pour le réseau Eaux Usées (EU) (Figure 4-8). Ces conduites sont enterrées à une profondeur moyenne de 3,5 m pour le réseau EP et 2,1 m pour le réseau EU et sont donc souvent baignées dans la nappe superficielle. L'alimentation en eau potable (AEP) est réalisée via un réseau d'environ 13 km de conduites (Figure 4-8).

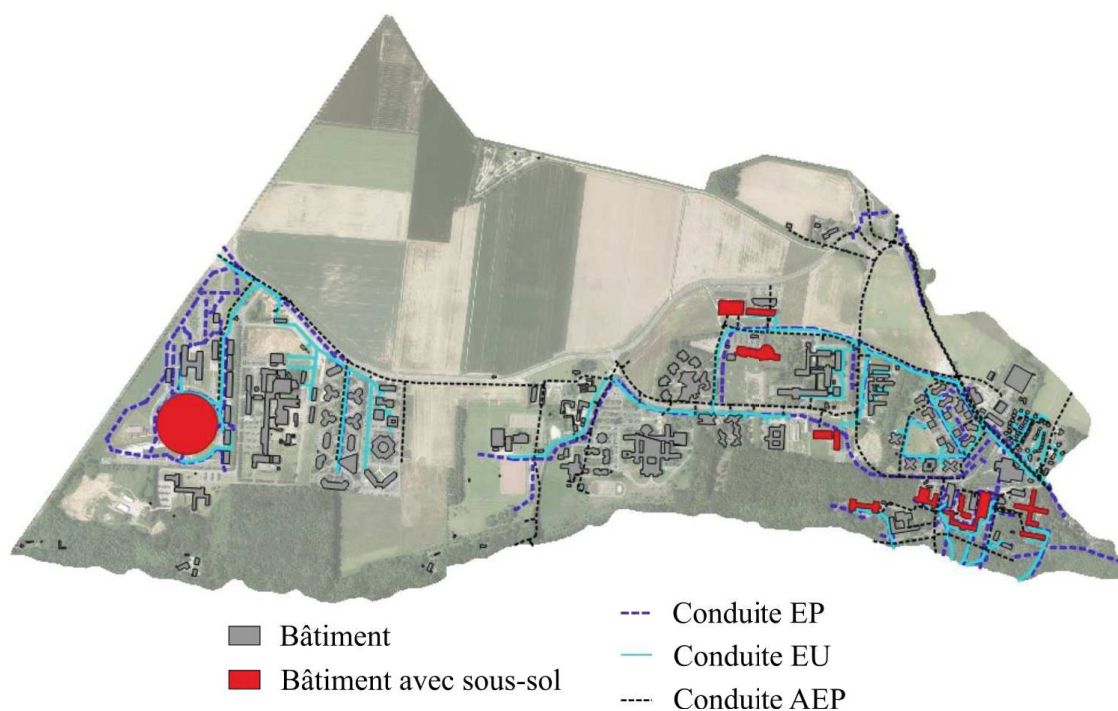


Figure 4-8 : Occupation des sols à l'état initial

## 4.3. Approche de modélisation

Le fonctionnement hydrologique du secteur d'étude est simulé à l'aide du modèle URBS. Cette section décrit les principales caractéristiques du modèle.

### 4.3.1. Délimitation du domaine de modélisation et conditions limites

La délimitation du domaine de modélisation (Figure 4-1) est caractérisée par :

- La RD 306 à l'Est. Cette limite étant orthogonale aux écoulements de nappe, elle constitue une limite à flux nul pour les écoulements souterrains.
- La rigole de Corbeville au Nord. Cette limite est représentée dans le modèle par un potentiel imposé (condition de Dirichlet). Les valeurs sont issues de l'étude d'Artelia sur le fonctionnement de ce cours d'eau (Artelia, 2013a). Elles sont supposées constantes.
- Les coteaux au Sud et à l'Est. Le découpage du domaine suit à ce niveau l'isoligne 150 m NGF qui permet un découpage cohérent avec les horizons géologiques modélisés (voir plus bas). Ces limites sont représentées dans le modèle par une condition représentant un suintement (potentiel fixé à l'extérieur du domaine et flux sortant uniquement).
- Le toit de la couche d'argiles compactes en partie basse (substratum). Un flux sortant (limité par le stock en zone saturée) est imposé à ce niveau pour représenter les pertes vers les sables de Fontainebleau.

### 4.3.2. Représentation du compartiment souterrain

#### 4.3.2.1. Géologie

Sur la base des investigations réalisées par le Cerema, le sol est représenté en considérant trois couches : le sol superficiel (SS), les limons de plateaux (LP) et les argiles à meulière (AM). Le modèle ne pouvant pas simuler l'écoulement latéral d'une nappe perchée, le toit de la couche d'argiles compactes (AC) constitue la condition limite basse du système modélisé et une perte constante est appliquée pour tenir compte de sa faible perméabilité (limitée par le stock dans la zone saturée sus-jacente). La cote de l'interface LP/AM est assignée en chaque point du domaine sur la base des interpolations réalisées par le Cerema. La cote du substratum est spécifiée en chaque point du domaine en exploitant les interpolations de l'interface AC/SF et en y ajoutant une épaisseur représentant cet horizon géologique (variable suivant les scénarios

modélisés). En l'absence de données permettant de caractériser la variation spatiale des caractéristiques du sol (hormis les cotes des interfaces LP/AM et AC/SF), les caractéristiques géologiques de chaque couche et l'épaisseur de AC sont supposées homogènes. Les paramètres propres à chaque couche sont détaillés dans la section suivante. L'hypothèse d'une épaisseur constante d'AC conduit potentiellement à un substratum dépassant la cote du sol en surface à proximité des coteaux. Dans ce cas, une épaisseur d'un mètre de sol superficiel est conservée pour la modélisation.

#### **4.3.2.2. Ouvrages souterrains**

Pour les bâtiments pour lesquels un niveau souterrain est identifié et en l'absence de données plus précises sur ces constructions, la profondeur du sous-sol est fixée à 2,5 m (un niveau souterrain) et un système de drainage est ajouté en base du sous-sol.

De même, en l'absence de données sur les systèmes de drains agricoles, l'ensemble des parcelles agricoles sont supposées équipées de drains implantés à une profondeur de 1 m conformément aux informations mentionnées dans (Cerema - IFSTTAR, 2018). Ces drains sont modélisés de la même manière que les systèmes de drainage en base de fondations (partie 2).

La conductance des conduites de réseaux EP et EU est supposée homogène sur le domaine. Les valeurs sont précisées dans la partie suivante. La profondeur de ces structures sur les différentes parcelles est attribuée sur la base des données SIG.

Les fuites des réseaux d'alimentation en eau potable sont modélisées en considérant un terme source dans le premier réservoir du sol. Ce terme source dépend du linéaire de conduites sur l'unité et d'une perte par unité de longueur. Cette perte est déterminée sur la base du volume consommé estimé dans l'étude d'impact du projet (354 000 m<sup>3</sup>/an) (Artelia, 2013b), en considérant un taux de fuite homogène (précisé dans la section suivante).

### **4.3.3. Discrétisation spatiale et attribution des caractéristiques d'occupation des sols**

#### **4.3.3.1. Discrétisation horizontale**

L'approche est brièvement décrite ci-dessous et les hypothèses, outils et données sont détaillés dans l'annexe C.3. Le découpage de surface en EHUs se base sur le cadastre. Toutefois, des adaptations ont été nécessaires du fait des formes et dimensions particulières des parcelles sur ce secteur péri-urbain. Les sous-découpages des parcelles agricoles et du souterrain ont été



réalisés à l'aide de l'outil Gmsh (Geuzaine and Remacle, 2009). Pour les parcelles agricoles, le découpage est conditionné par les limites des parcelles cadastrales et par les points du modèle numérique de terrain (résolution 2 m). Pour le compartiment souterrain, il est conditionné par les limites d'EHUs et, le cas échéant, par celles des bâtiments drainés. La Figure 4-9 présente la discrétisation. Elle repose sur un découpage en 972 EHUs (192 urbains et 780 agricoles ou naturels). Leur surface varie entre 50 et 183 650 m<sup>2</sup>. Le découpage du compartiment souterrain comprend 3562 éléments triangulaires ou quadrilatéraux. Il est raffiné à proximité des conditions limites et des systèmes de drainage en base de bâtiments. Leur surface varie entre 7 et 7771 m<sup>2</sup>.

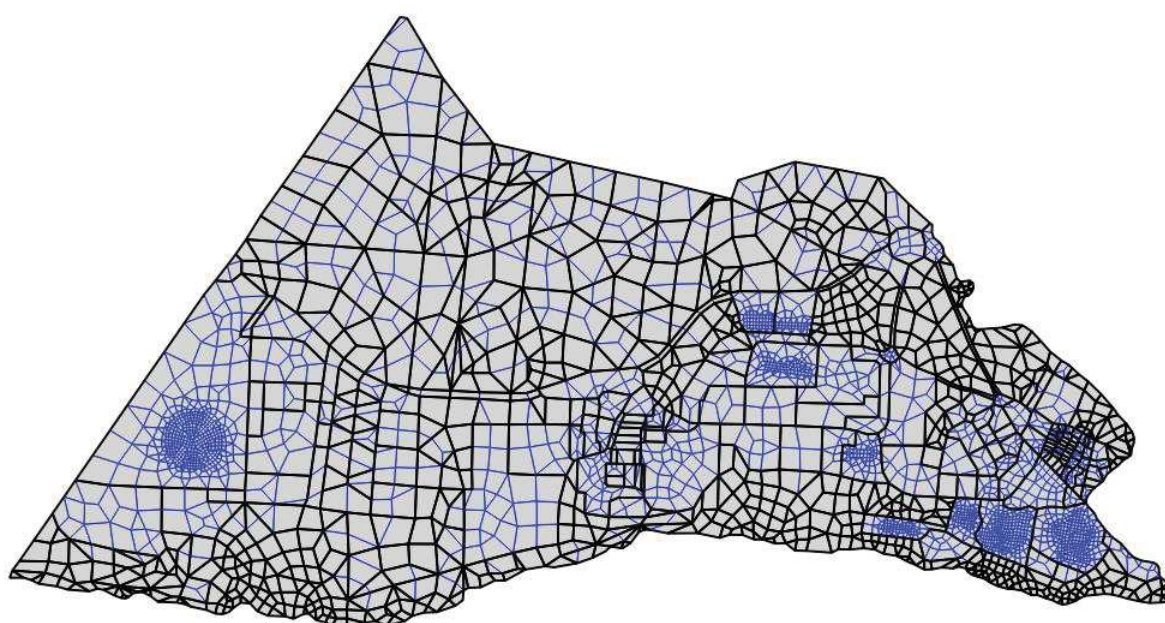


Figure 4-9 : Discrétisation spatiale du domaine en EHUs agricoles et urbaines (traits noirs), et redécoupage pour le calcul des écoulements souterrains (traits bleus)

#### 4.3.3.2. Discrétisation verticale

Chaque colonne de sol est tout d'abord découpée suivant les trois formations géologiques modélisées (sol de surface, limons de plateaux et argiles à meulrières). Les trois premiers mètres sont ensuite découpés en réservoirs d'au maximum 0,5 m.

#### 4.3.3.3. Paramètres d'occupations des sols

Pour chaque EHU, les surfaces associées aux différents profils d'occupation des sols (naturel, bâti, voirie, agricole) sont issues de la BD TOPO de l'IGN. La surface recouverte par de la végétation haute sur les profils « naturel », « agricole » et « voirie » de chaque EHU est

déterminée par application d'un algorithme de type « forêt aléatoire » (Karasiak, 2016) sur la base d'orthophotographies de la zone en début de période simulée (2011). Les caractéristiques des différents profils (e.g. capacités des réservoirs, rugosité) sont décrites plus en détail dans la section suivante. Les informations sur les longueurs et la profondeur des conduites de réseaux proviennent de couches vectorielles fournies par la communauté d'agglomération Paris-Saclay. Les informations sur les longueurs des conduites d'alimentation en eau potable sont issues des données transmises par l'EPA Paris-Saclay. L'identification des bâtiments ayant un niveau sous-terrain a été réalisée par enquête de terrain.

#### **4.3.4. Période modélisée, discrétisation spatio-temporelle et initialisation du modèle**

Le fonctionnement hydrologique du milieu est simulé en continu au pas de temps de 6 min durant une période de cinq ans à l'aide des chroniques de précipitations (6 min – station Tous-sus-le-Noble) et d'ETP (horaire – maille 1801 SAFRAN) des années 2010 à 2015.

Les années 2010 et 2011 sont utilisées pour l'initialisation du modèle. Comme dans la partie précédente, l'année 2010 est reproduite jusqu'à stabilisation du système, ici défini par une différence du niveau moyen de la nappe, de la recharge et de l'évapotranspiration inférieure respectivement à 5 cm, 5 mm et à 5 mm entre deux années consécutives.



## 4.4. Étude de sensibilité préalable

### 4.4.1. Méthode

Une étude de sensibilité est réalisée afin de déterminer l'influence des principaux paramètres du modèle sur le bilan hydrologique dans ce cas d'étude. Elle vise à extraire de premières informations quant à la structure du modèle, au réalisme des paramètres et aux sources d'incertitudes, afin notamment d'orienter l'analyse réalisée dans la section suivante.

Les paramètres pris en compte et leur gamme de variation sont présentés dans le Tableau 4-2. Ce tableau précise également la source des extrema indiqués (les valeurs étant contraintes par les spécificités du site). L'influence des différents paramètres est évaluée grâce à la profondeur moyenne de la nappe sur l'ensemble du domaine et de la période de simulation ( $ZS$ ) et aux principaux termes du bilan hydrologique : infiltration ( $IF$ ), évaporation ( $EV$ ), transpiration ( $RE$ ), ruissellement ( $RU$ ), recharge de la nappe ( $GR$ ), drainage ( $DR$ ), infiltration parasite ( $IR$ ), fuites vers les sables ( $FSF$ ) et échanges au niveau des conditions limites latérales ( $BC$ ).

La méthode de Morris (Morris, 1991) est utilisée pour cette étude de sensibilité. Cette méthode, largement utilisée notamment dans le domaine des sciences de l'eau (Song et al., 2015), permet une estimation efficiente des paramètres les plus influents. Elle repose sur une discrétisation de l'espace des  $k$  paramètres suivant une grille régulière (de dimension  $k$ ) à  $p$  niveaux. Un ensemble de  $n$  trajectoires est créé par 1) échantillonnage aléatoire au sein de l'espace des paramètres de  $n$  points de départ et 2) modifications successives d'un paramètre à la fois suivant un pas  $\Delta$  en choisissant aléatoirement l'ordre de modification. Morris recommande un nombre pair de niveau  $p$  et  $\Delta = p / (2 (p-1))$ . La Figure 4-10 illustre cette démarche pour  $k = 3$ ,  $n = 2$  et  $p = 4$ .

Pour chaque  $X = (x_1, x_2, \dots, x_k)$ , l'effet élémentaire du  $i^{\text{ème}}$  paramètre sur la sortie  $y$  du modèle est défini comme suit :

$$d_i(X) = \frac{y(x_1, \dots, x_{i-1}, x_i + \Delta, x_{i+1}, \dots, x_k) - y(X)}{\Delta} \quad (4-1)$$

La sensibilité au paramètre  $i$  est évaluée en considérant la moyenne ( $\mu$ ) et l'écart type ( $\sigma$ ) des effets élémentaires. Dans la suite de ce travail,  $\mu$  sera remplacée par la valeur moyenne des valeurs absolues des effets élémentaires ( $\mu^*$ ) proposée par Campolongo et al. (2007) qui permet un classement efficient des paramètres selon leur influence. Le rapport entre  $\mu^*$  et  $\sigma$  permet ensuite de distinguer les effets linéaires ( $\sigma/\mu^* < 0,1$ ), monotones ( $0,1 \leq \sigma/\mu^* < 0,5$ ), quasi-

monotones ( $0.5 \leq \sigma/\mu^* < 1$ ) et non linéaires, non monotones et/ou d'interactions ( $\sigma/\mu^* \geq 1$ ) (Garcia Sanchez et al., 2014). La méthode de Morris ne permet toutefois pas de préciser ces effets non linéaires ou d'interactions.

Le package SALib (Herman and Usher, 2017) est utilisé pour générer les trajectoires en exploitant la stratégie d'optimisation proposée par Ruano et al. (2012). Les simulations sont ensuite lancées en parallèle et le package SALib est utilisé pour l'exploitation des résultats.

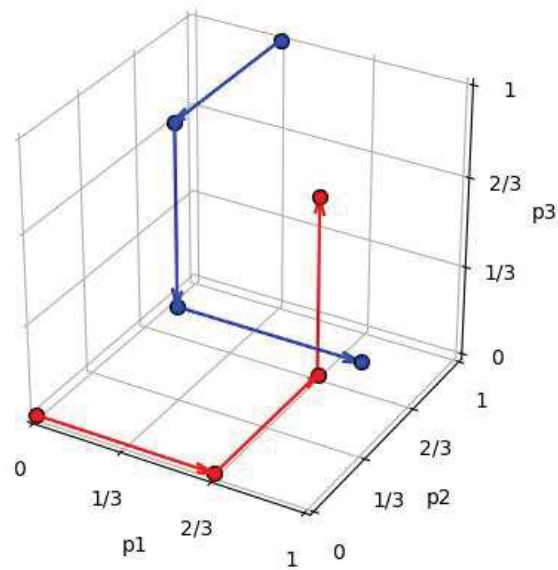


Figure 4-10 : Illustration de la méthode de Morris pour  $k = 3$ ,  $n = 2$  et  $p = 4$

Tableau 4-2 : Paramètres pris en compte dans l'analyse de sensibilité et gamme de variation

<b>Notation</b>	<b>Définition</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>Commentaire</b>
$Ep_{SS}$	Épaisseur SS (m)	0.25	0.75	Données de terrain
$K_{SS}$	Conductivité à saturation SS (m/s)	$10^{-7}$	$10^{-5}$	Données de terrain. Échantillonné en log dans l'analyse
$\theta_{SS}$	Teneur en eau à saturation SS (-)	0.46	0.50	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'un limon argileux
$\theta_{rSS}$	Teneur en eau résiduelle SS (-)	0.01	0.08	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'un limon argileux
$\Psi_{ESS}$	Pression d'entrée d'air SS (m)	0.20	0.33	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'un limon argileux
$B_{SS}$	Paramètre de la loi de Brooks et Corey SS (-)	4.74	6.62	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'un limon argileux
$K_{SLP}$	Conductivité à saturation LP (m/s)	$10^{-9}$	$10^{-7}$	Données de terrain. Échantillonné en log dans l'analyse
$\theta_{SLP}$	Teneur en eau à saturation LP (-)	0.46	0.50	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'un limon argileux
$\theta_{rLP}$	Teneur en eau résiduelle LP (-)	0.01	0.08	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'un limon argileux
$\Psi_{ELP}$	Pression d'entrée d'air LP (m)	0.20	0.33	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'un limon argileux
$B_{LP}$	Paramètre de la loi de Brooks et Corey LP (-)	4.74	6.62	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'un limon argileux
$K_{SAM}$	Conductivité à saturation AM/FL (m/s)	$10^{-9}$	$10^{-5}$	Données de terrain. Échantillonné en log dans l'analyse
$\theta_{SAM}$	Teneur en eau à saturation AM/FL (-)	0.43	0.48	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'une argile limoneuse/sableuse
$\theta_{rAM}$	Teneur en eau résiduelle AM/FL (-)	0.04	0.11	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'une argile limoneuse/sableuse
$\Psi_{EAM}$	Pression d'entrée d'air AM/FL (m)	0.26	0.34	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'une argile limoneuse/sableuse
$B_{AM}$	Paramètre de la loi de Brooks et Corey AM/FL (-)	5.15	7.87	(J. Rawls et al., 1982). Sol proche d'une argile limoneuse/sableuse
$Ep_{AC}$	Épaisseur AC (m)	2.0	6.0	Données de terrain – utilisé pour diminuer l'épaisseur des AM mais non pris en compte pour le calcul des pertes vers les SF
$Q_{SF}$	Débit de fuites vers la nappe des sables (mm/an)	0	200	(Avignon, 2015). Converti en valeur de conductivité des AC dans le modèle ( $0.0$ à $6,34 \cdot 10^{-9}$ m/s)
$Mod_{ETP}$	Modulation de l'ETP (%)	- 20%	+ 20%	Modulation appliquée aux données d'entrée pour évaluer l'incidence de l'incertitude et de l'hypothèse d'une utilisation directe de l'ETP
$Pr_{vb}$	Profondeur racinaire végétation basse (m)	0.25	0.75	(Breuer and Eckhardt, 2003). La profondeur moyenne sur chaque unité correspond à la moyenne des deux profondeurs racinaires pondérée par la surface boisée.

$Pr_{vh}$	Profondeur racinaire végétation haute (m)	1	3	(Breuer and Eckhardt, 2003). La profondeur moyenne sur chaque unité correspond à la moyenne des deux profondeurs racinaires pondérée par la surface boisée.
$a_{tree}$	A loi drainage végétation ( $\text{min}^{-1}$ )	0	0.2	(Morena, 2004)
$Smax_{tree}$	Capacité arbre été (mm)	0.2	2.5	(Breuer and Eckhardt, 2003; Rammal and Berthier, 2020). Le stock est par hypothèse divisé par 3 en hiver.
$Smax_{bat}$	Capacité bâtiment (mm)	0.1	0.5	(Rammal and Berthier, 2020)
$Smax_{voi}$	Capacité voirie (mm)	0.2	10.5	(Rammal and Berthier, 2020)
$Smax_{nat}$	Capacité naturel urbain (mm)	5.0	15.0	(Endreny, 2006)
$Smax_{agr}$	Capacité agricole et forêt (mm)	5.0	15.0	(Endreny, 2006; Kamphorst et al., 2000)
$Ks_{voi}$	Perméabilité voirie (m/s)	$10^{-9}$	$10^{-7}$	(Ramier et al., 2011). Échantillonné en log dans l'analyse
$K_{agr}$	Strickler agricole/naturel (-)	28	77	(Jankowsky, 2011)
$Gres$	Conductivité réseau (m/s)	$10^{-7}$	$10^{-5}$	(Karpf and Krebs, 2011), étendue d'un ordre de grandeur pour les valeurs les plus faibles
$Tf_{AEP}$	Taux de fuites des réseaux AEP (%)	0	10	Taux appliqué au volume distribué estimé et converti en perte linéique.

## 4.4.2. Résultats

### 4.4.2.1. Distribution des valeurs simulées

La Figure 4-11 présente la répartition des principaux termes du bilan hydrologique dans l'ensemble des simulations. Pour les flux, les valeurs sont exprimées en pourcentage des précipitations.

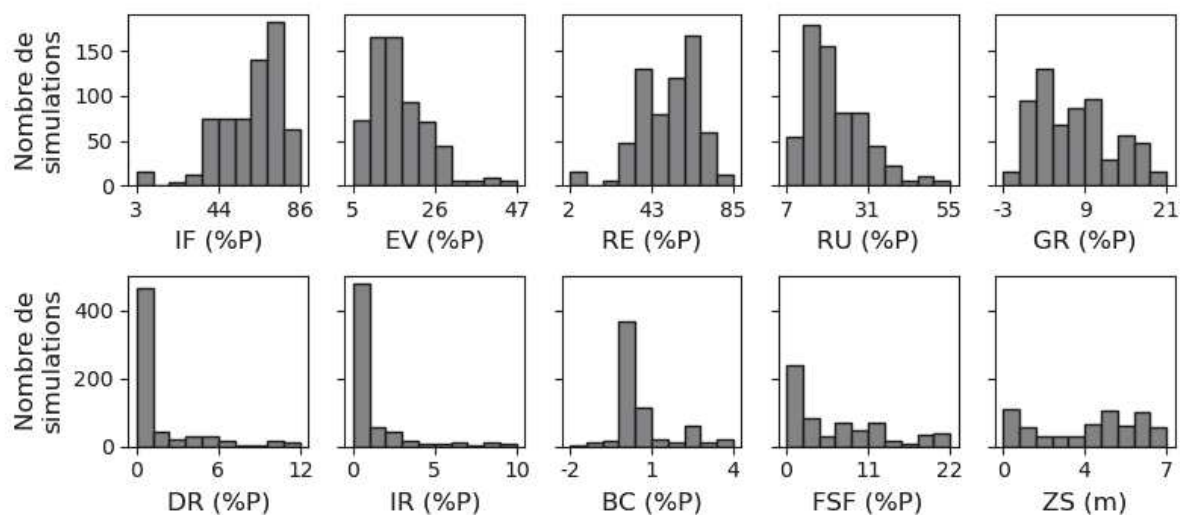


Figure 4-11 : Distribution des différents termes du bilan (relativement aux précipitations) et des profondeurs moyennes de nappe ZS

Cette figure met en évidence la très forte variabilité des fonctionnements hydrologiques simulés à partir des gammes de variation initiales des paramètres et suggère une influence significative de la nappe.

La proportion d'infiltration (*IF*) varie entre 3 et 86 % (l'imperméabilisation étant de 17 %, avec ~10 % de voiries, allées et parkings légèrement perméables). *IF* est toutefois supérieure à 50 % dans la majorité des simulations. Les plus faibles valeurs suggèrent une forte limitation par la nappe dans certains contextes, la profondeur moyenne de la nappe (*ZS*) étant potentiellement très faible. Les volumes non infiltrés sont évaporés depuis le feuillage et les stocks de surface (*EV*) et ruissellent (*RU*) lorsque la capacité des réservoirs est dépassée. *EV* apparaît ici significatif dans un nombre conséquent de simulations (jusqu'à 47 % des précipitations), ce qui traduit un stock d'eau en surface relativement fréquent.

La transpiration par la végétation (*RE*) est un terme prépondérant du bilan. Elle varie entre 2 et 85 % et représente une proportion significative des précipitations dans la majorité des

simulations. La recharge de la nappe ( $GR$ ) est en conséquence relativement faible pour la majorité des simulations. Elle est négative dans un certain nombre de simulations, ce qui traduit directement une forte contribution de la nappe à la transpiration et/ou des résurgences.

Les autres flux d'échanges avec la nappe représentent globalement une faible proportion du bilan. Ils demeurent toutefois significatifs au regard de la recharge et du fait de leur caractère cumulatif. En particulier, les pertes vers les sables de Fontainebleau ( $FSF$ ) présentent une gamme de variation proche de celle de la recharge. Ces fuites sont de ce fait susceptibles d'influencer fortement l'élévation de la nappe. Les infiltrations parasites dans les conduites ( $IR$ ), le drainage ( $DR$ ) ne sont significatifs que dans un nombre très restreint de simulations, ce qui est directement lié à la prépondérance de configurations conduisant à une forte profondeur de nappe (supérieure à celle des structures). Enfin, les échanges au niveau des conditions limites latérales ( $BC$ ) sont globalement très faibles.

La profondeur de la nappe varie en effet entre 0 et 7 m. Ce point suggère la présence de configurations irréalistes au regard des profondeurs mesurées (cf. 4.2.4.2). Comme précisé ci-dessus, les fuites vers les sables semblent avoir une influence majeure sur le bilan de la nappe. La Figure 4-12 montre que les valeurs hautes du paramètre contrôlant le flux descendant ( $FSF$ ), conduisent clairement à des profondeurs irréalistes pour des débits de fuite supérieurs à 100 mm/an.

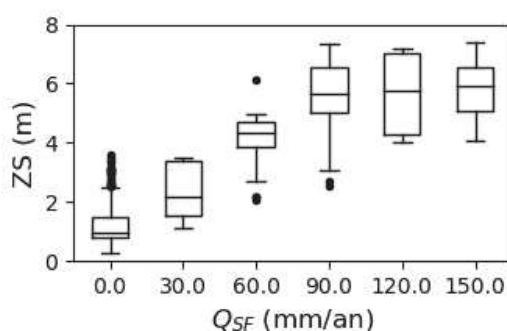


Figure 4-12 : Répartition des profondeurs moyennes de nappe suivant les six niveaux de débits de fuites vers les sables de Fontainebleau ( $Q_{SF}$ )

#### 4.4.2.2. Influence des paramètres sur les principaux termes du bilan

La Figure 4-13 présente la distribution de  $\mu^*$  pour les 31 paramètres et les 10 variables considérés. Elle permet de hiérarchiser les paramètres suivant leur influence sur les termes du bilan hydrologique. L'analyse conjointe de  $\mu^*$  et  $\sigma$  (Figure 4-14) précise si l'effet est linéaire ( $\sigma/\mu^* < 0,1$ ), monotone ( $0,1 \leq \sigma/\mu^* < 0,5$ ), quasi-monotone ( $0,5 \leq \sigma/\mu^* < 1$ ) ou non linéaire, non monotone et/ou d'interactions ( $\sigma/\mu^* \geq 1$ ).

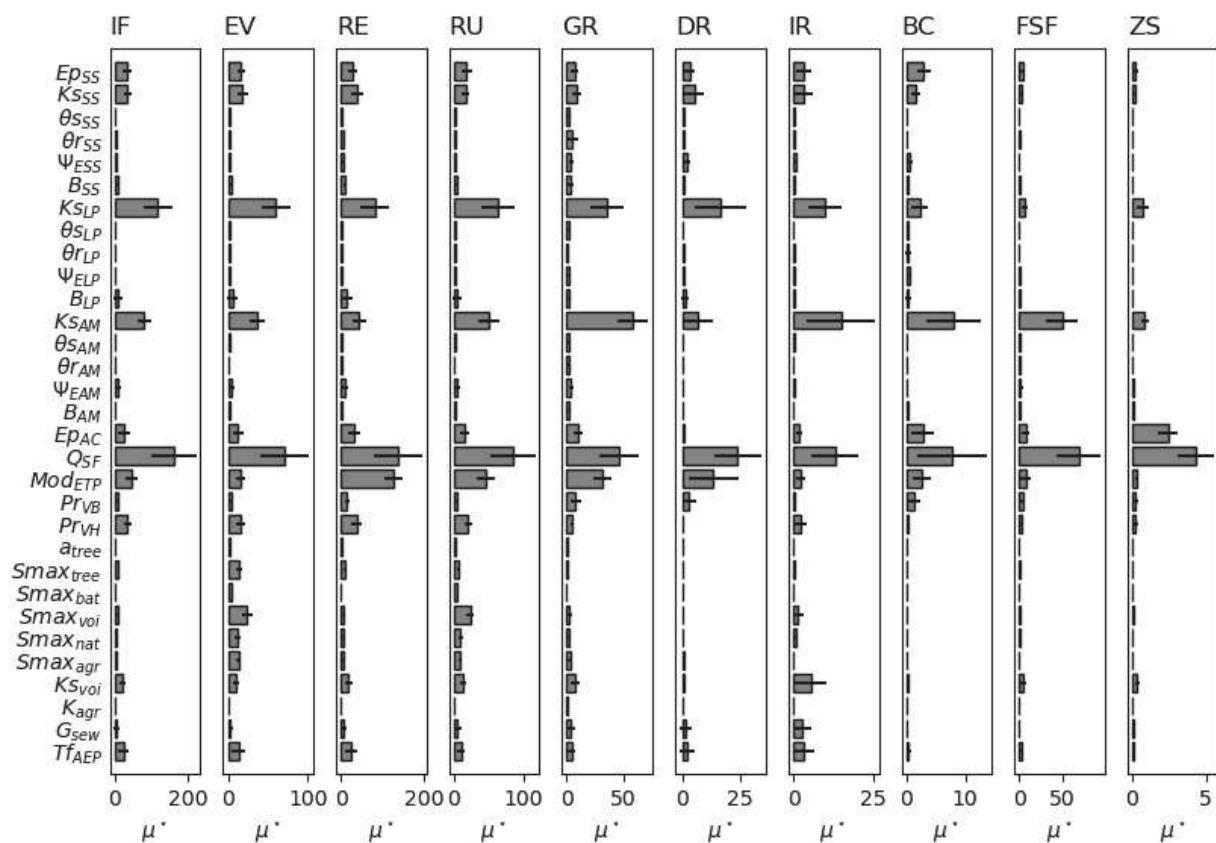


Figure 4-13 : Moyennes des valeurs absolues des effets élémentaire ( $\mu^*$ ) des 31 paramètres sur les principaux termes du bilan



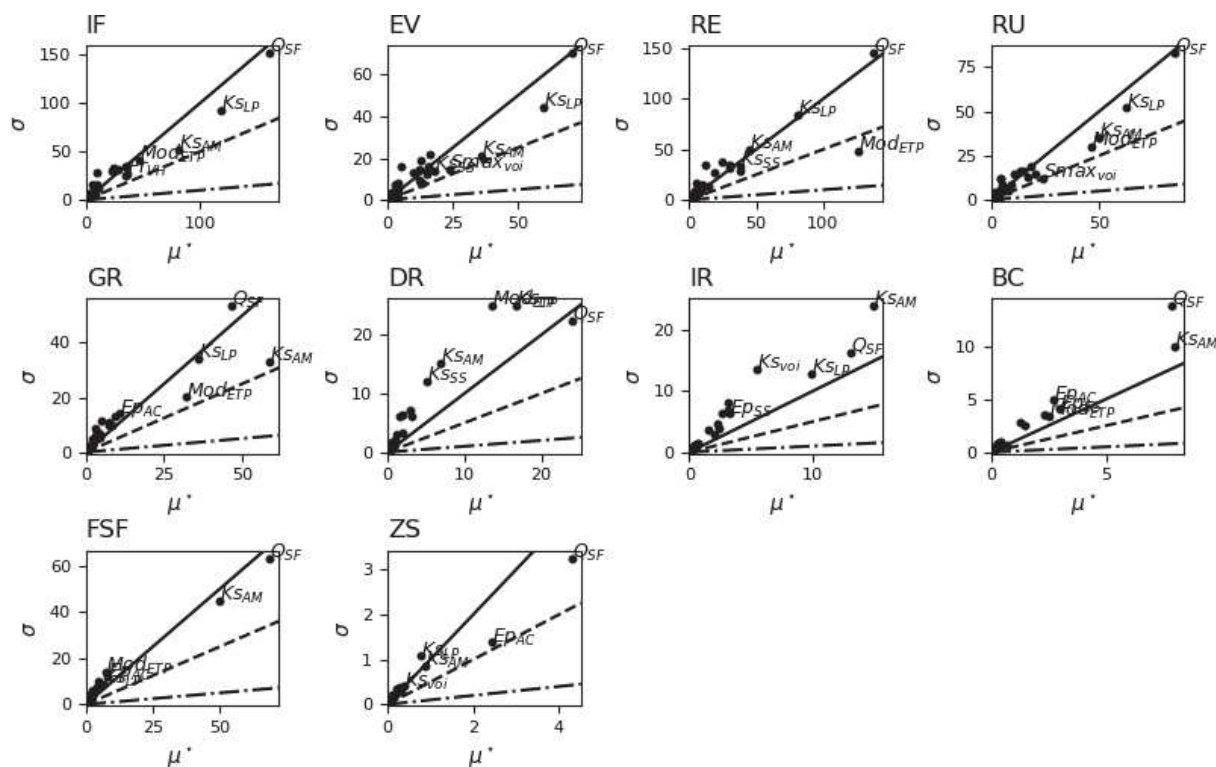


Figure 4-14 : Relation entre valeur moyennes des valeurs absolues ( $\mu^*$ ) et écart types ( $\sigma$ ) des effets élémentaires. Les droites ont un coefficient directeur  $\sigma/\mu^*$  de 1 (traits pleins), 0.5 (pointillés) et 0.1 (traits mixtes) et permettent de distinguer les effets linéaires ( $\sigma/\mu^* < 0,1$ ), monotones ( $0,1 \leq \sigma/\mu^* < 0,5$ ), quasi-monotones ( $0,5 \leq \sigma/\mu^* < 1$ ) et non linéaires, non monotones et/ou d'interactions ( $\sigma/\mu^* \geq 1$ )

#### A) Caractéristiques du sol

Le débit de fuite vers les sables de Fontainebleau ( $Q_{SF}$ ), caractérisant la perméabilité de l'horizon d'argiles compactes, est le paramètre ayant globalement l'influence la plus marquée sur le fonctionnement hydrologique du secteur considéré. Comme précisé plus haut,  $Q_{SF}$  contrôle directement la profondeur de la nappe (entre 0 et 8 m) et donc, indirectement, les interactions qui en découlent avec la surface (infiltration, ruissellement et évaporation), la végétation, les structures souterraines et les conditions limites. L'influence de ce paramètre est en conséquence majoritairement non monotone, non linéaire et/ou d'interactions (Figure 4-14) pour les différents flux, et légèrement plus monotone pour la profondeur de nappe (ZS).

Les conductivités hydrauliques à saturation des limons de plateaux ( $K_{SLP}$ ) et des argiles à meulrières ( $K_{SAM}$ ) ont également une influence majeure sur l'ensemble des composantes du bilan. Les limons étant situés à proximité directe de la surface, les flux de surface et proche surface (IF, EV, RE et RU) sont plus fortement influencés par  $K_{SLP}$ . Les drains agricoles étant majoritairement situés dans cette couche,  $K_{SLP}$  a également un effet plus prononcé sur DR.  $K_{SAM}$  a une influence plus prononcée sur la recharge (GR), ce qui s'explique notamment par la

prépondérance de configurations avec une nappe relativement profonde, son toit se situant alors dans les AM.  $K_{SAM}$  a également un effet plus prononcé sur les volumes de nappe échangés au niveau des conditions limites latérales ( $BC$ ), perdus vers les sables de Fontainebleau ( $FSF$ ) et sur les infiltration parasites dans les conduites de réseaux ( $IR$ ). L'influence des conductivités hydrauliques est quasi-monotone pour l'infiltration et les flux de surface liés ( $IF$ ,  $EV$  et  $RU$ ) ainsi que pour la recharge (majoritairement pour  $K_{SAM}$ ). Elle est non monotone, non linéaire et/ou d'interactions pour les autres variables (Figure 4-14). Ces constats suggèrent une influence indirecte significative par l'élévation de la nappe (les conductivités contrôlant directement les flux en zone saturée et non-saturée).

En comparaison, l'influence de la perméabilité du sol de surface ( $K_{SSS}$ ) est significativement moins prononcée, même sur les flux d'infiltration et de ruissellement, ce qui suppose une limitation de l'infiltration par le sol sous-jacent ou la nappe. L'épaisseur du sol de surface ( $Ep_{SS}$ ) a une influence relativement proche de  $K_{SSS}$ . L'épaisseur des argiles compactes ( $AC$ ), i.e. la profondeur du substratum, influence très fortement la profondeur du toit de la nappe et, en conséquence, les flux impactés par cette profondeur.

Les autres paramètres de la loi de Brooks and Corey ( $\theta_s$ ,  $\theta_R$ ,  $\Psi_E$ ,  $B$ ) des différents horizons ont une influence sensiblement moins marquée. Elle est toutefois notable pour la recharge et la transpiration, ce qui est plus particulièrement visible sur la figure en annexe C.4.

#### *B) Évapotranspiration et représentation du végétal*

Le facteur de modulation de la demande évaporative ( $Mod_{ETP}$ ) a une influence majeure sur l'ensemble des variables de sorties. Cette influence est logiquement très prononcée pour la transpiration ( $RE$ ) et la recharge ( $GR$ ), avec un effet respectivement monotone et quasi-monotone (Figure 4-14). L'influence sur  $EV$  est quasi-monotone et moins marquée que celle des conductivités et du débit de fuite vers les sables de Fontainebleau, ce qui suggère une limitation de l'évaporation par la disponibilité de l'eau en surface. L'influence significative sur les autres variables résulte de l'effet soit sur la recharge (et donc la profondeur de nappe), soit sur la teneur en eau du sol (et donc l'infiltration). Elle est quasi-monotone pour l'infiltration et le ruissellement et non monotone, non linéaire et/ou d'interactions pour les variables souterraines.

La profondeur racinaire de la végétation haute ( $Pr_{VH}$ ) et, dans une moindre mesure, basse ( $Pr_{VB}$ ), ont une influence notable sur la majorité des termes, bien que sensiblement moins prononcée que celle de  $Mod_{ETP}$ .

La capacité du feuillage de la végétation haute ( $S_{\text{max}_{\text{tree}}}$ ) a une influence peu prononcée, hormis sur l'évaporation.

Le paramètre  $a_{\text{tree}}$ , contrôlant la loi de drainage depuis la végétation vers le sol, a globalement une influence négligeable.

### *C) Caractéristiques des surfaces et objets urbains*

Le taux de fuite des réseaux d'alimentation en eau potable ( $T_{\text{fAEP}}$ ) et la perméabilité des voiries ( $K_{\text{Svoi}}$ ) ont une influence modérément marquée sur l'ensemble des variables. Ces deux paramètres contrôlent directement les volumes transmis à la zone non saturée puis à la nappe sur les parcelles concernées.

Les capacités des réservoirs caractérisant les différentes surfaces ( $S_{\text{max}}$ ) n'ont une influence significative que pour l'évaporation et le ruissellement. C'est en particulier le cas pour les voiries, ces dernières représentant près de 10 % du secteur.

La conductance des réseaux ( $G_{\text{res}}$ ) n'a une influence notable que sur les infiltrations parasites dans les réseaux ( $IR$ ).

La rugosité des surfaces agricoles  $K_{\text{agr}}$  a globalement une influence négligeable.

## **4.4.3. Conclusion et discussion**

L'analyse est centrée sur la valeur moyenne des valeurs absolues des effets élémentaires ( $\mu^*$ ), en considérant un ensemble relativement large de configurations. De ce fait, un effet moyen négligeable peut masquer un (des) effet(s) individuel(s) significatif(s) dans certaines configurations. La figure en annexe C.4 présente la répartition des effets individuels. Elle confirme la dominance des paramètres précisés plus haut mais permet de mieux apprécier la hiérarchisation de l'influence des paramètres secondaires ainsi que les valeurs maximales associées à des contextes spécifiques. L'analyse de  $\mu^*$  sur les composantes du bilan calculées sur l'ensemble du domaine et de la durée de simulation est également susceptible de masquer un effet significatif ponctuellement dans le temps et/ou l'espace.

Les résultats permettent néanmoins d'identifier les paramètres les plus influents et mettent en évidence la complexité potentielle du fonctionnement hydrologique du secteur. La majorité des effets des paramètres considérés sur le bilan hydrologique sont en effet non monotones, non-linéaires ou font intervenir des interactions. La très forte incidence des interactions entre hydrologie de surface et souterraine conduit ici à une influence prépondérante de paramètres

caractérisant le fonctionnement hydrogéologique et la transpiration, en particulier : les pertes vers les sables de Fontainebleau, les conductivités hydrauliques et les épaisseurs des différentes formations, la demande évaporative et les profondeurs racinaires. Dans une moindre mesure, la lame d'eau retenue sur les voiries, leur perméabilité et le taux de fuites des réseaux d'alimentation en eau potable ont également une influence significative sur les résultats de modélisation. Les résultats suggèrent de restreindre dans la suite la gamme de variation du paramètre caractérisant les pertes vers l'aquifère sous-jacent (les valeurs supérieures à 100 mm/an conduisant à des profondeurs de nappe irréalistes).

## **4.5. Échantillonnage complémentaire de représentations du système et comparaison avec les mesures de niveaux de nappe**

Cette seconde section vise à analyser les configurations qui permettent de reproduire les niveaux de nappes mesurés afin notamment de réaliser un diagnostic du modèle URBS sur ce cas d'application.

### **4.5.1. Méthode**

#### **4.5.1.1. Ensemble de configurations considéré**

Les résultats présentés dans la section précédente montrent qu'un nombre significatif des configurations modélisées conduisent à un fonctionnement hydrologique irréaliste du fait d'un niveau de nappe trop profond. Par ailleurs, le mode de construction de l'ensemble de configurations conduit à une couverture partielle de l'ensemble des paramètres avec des caractéristiques relativement homogènes au sein de chaque trajectoire du fait de la variation d'un paramètre à la fois.

Un ensemble complémentaire de configurations est donc construit par échantillonnage semi-aléatoire de 1024 configurations dans l'espace des paramètres par la méthode des suites de Sobol (Sobol', 1967). L'ensemble des paramètres est identique à celui exploité dans l'analyse de sensibilité de Morris (Tableau 4-2), hormis pour la valeur maximale des fuites vers les sables de Fontainebleau qui est portée à 100 mm/an (cf. 4.4.2.1). Les paramètres sont à nouveau considérés homogènes sur l'ensemble du milieu.

Les simulations effectuées dans le cadre de l'étude de sensibilité sont ajoutées à cet ensemble. Toutefois, dès lors que l'objectif est centré sur l'analyse des caractéristiques des configurations, seule une simulation est retenue par trajectoire (celle maximisant le critère de Nash entre niveaux de nappe simulés et observés), les configurations étant proches dans chacune des trajectoires (du fait de la variation d'un paramètre à la fois).

#### **4.5.1.2. Méthode de comparaison avec les observations**

La comparaison des résultats de simulation aux niveaux journaliers de nappe présentés dans la section 4.2.4.2 est réalisée en utilisant le critère de Nash-Sutcliffe ( $C_{nash}$ ) :

$$C_{nash} = 1 - \frac{\sum_{t=0}^n (Z_{obs}(t) - Z_{sim}(t))^2}{\sum_{t=0}^n (Z_{obs}(t) - \overline{Z_{obs}})^2} \quad (4-2)$$

$Z_{sim}$ ,  $Z_{obs}$  et  $\overline{Z_{obs}}$  sont respectivement le niveau de nappe simulé, le niveau de nappe observé et la moyenne arithmétique des niveaux de nappe observés.

Les centroïdes des mailles souterraines ne correspondant pas aux points de mesures, les niveaux de nappe modélisés au droit des piézomètres sont interpolés.

La différence entre cotes du sol mesurées et interpolées à partir des élévations moyennes attribuées aux sous-parcelles est en moyenne de 20 cm mais atteint 1 m pour le PzC. Cette différence est susceptible d'introduire un décalage dans les niveaux de nappe simulés, en particulier dans l'hypothèse où les écoulements latéraux seraient faibles (et où les niveaux de nappe suivraient localement la cote du sol). Afin de ne pas écarter des simulations du fait du potentiel décalage vertical généré (qui dégraderait le critère de Nash), 10 critères de Nash sont calculés en considérant un décalage progressif (de 0 cm à l'écart entre cotes du sol mesurée et modélisée). La valeur maximale est conservée pour les comparaisons.

En complément de cette comparaison sur les niveaux journaliers au droit des piézomètres, la qualité de représentation est évaluée à travers une comparaison qualitative avec les niveaux de nappes distribués mesurés le 24 juin 2014 sur un nombre plus large de points de mesure.

#### 4.5.1.3. Méthode d'analyse des résultats

Après une brève description de la distribution des termes du bilan dans le nouvel ensemble de simulations, l'analyse se focalise dans un premier temps sur les meilleures simulations par piézomètres. Il s'agit d'évaluer la capacité à reproduire localement les niveaux de nappe et de préciser si les bonnes performances locales sont associées à des configurations spécifiques. Cette analyse préliminaire implique ainsi l'hypothèse que, dans ce milieu faiblement transmisif, les fluctuations observées localement ne seront que modérément affectées par les autres secteurs de la zone d'étude. Dans un second temps, les configurations conduisant à une simulation satisfaisante des niveaux de nappe sur plusieurs piézomètres simultanément sont analysées. Il s'agit alors de préciser les secteurs ayant un fonctionnement hydrologique proche et les caractéristiques du bilan et du milieu qui sont associées à ces configurations.

### 4.5.2. Description globale de l'ensemble complémentaire de simulations

La Figure 4-15 présente la distribution des termes du bilan hydrologique pour l'ensemble des nouvelles configurations modélisées. La répartition des valeurs est similaire à celles obtenues dans l'analyse de sensibilité, avec toutefois un plus large ensemble de configurations conduisant à une profondeur moyenne comprise entre 1 et 4 m plus en adéquation avec les observations. Il en résulte une proportion plus élevée de configurations associées à une transpiration élevée, une recharge faible et un drainage non nul par les structures souterraines (les valeurs demeurant globalement faibles). Du fait de l'absence de configuration conduisant à une profondeur moyenne de nappe inférieure à 1m, l'infiltration et la transpiration sont globalement plus élevées et l'évaporation et le ruissellement globalement plus faibles.

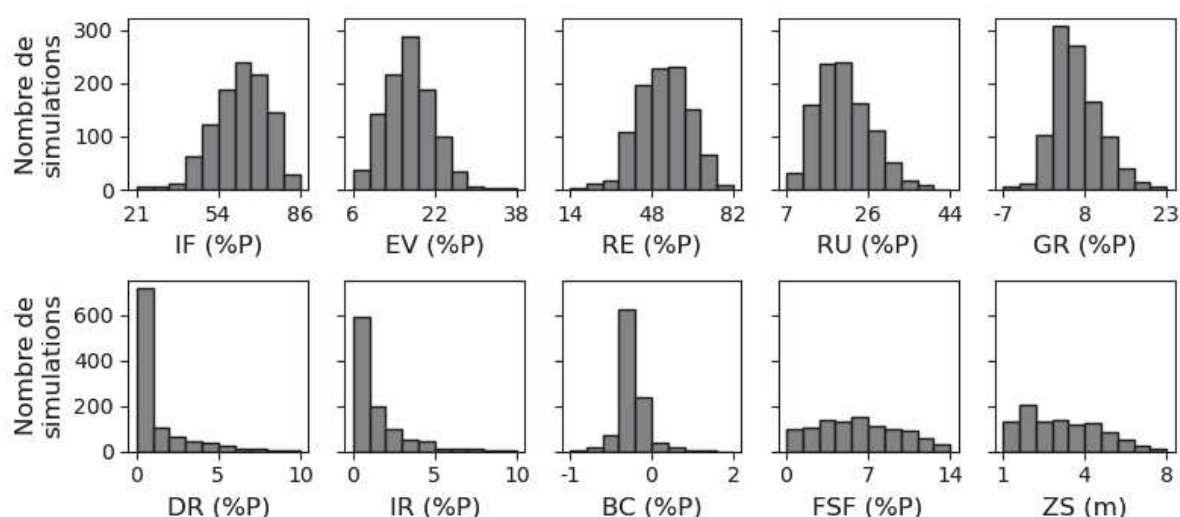


Figure 4-15 : Distribution des niveaux moyens de nappe et du poids des différents termes du bilan (relativement aux pluies incidentes)

### 4.5.3. Niveaux de nappe par piézomètre

Le Tableau 4-3 présente la répartition du critère de Nash ( $C_{nash}$ ) pour chaque piézomètre (indépendamment) pour le nouvel ensemble de simulations et les simulations réalisées dans le cadre de l'étude de sensibilité. Seul un nombre limité de configurations conduit à une bonne reproduction locale des fluctuations de nappe, et uniquement pour les piézomètres C, D, I et, dans une moindre mesure, A et E. Aucune configuration ne reproduit de manière satisfaisante les niveaux de nappe au droit des piézomètres B et G. Comme précisé en partie 4.2.4.2, le comportement atypique du piézomètre G est probablement lié à une connexion ponctuelle avec les sables de Fontainebleau et/ou à des écoulements préférentiels depuis un bassin de rétention à



travers un ancien tronçon remblayé de la rigole de Corbeville. Ces éléments n'étant pas représentés dans le modèle, il ne sera pas possible de reproduire les niveaux de nappe à ce niveau. La simulation des niveaux de nappe au droit de ce piézomètre n'est donc pas analysée dans la suite de cette section. Le piézomètre B est conservé dans la suite afin de tenter d'apporter des éléments de compréhension quant aux faibles  $C_{nash}$  constatés. Par ailleurs, contrairement au piézomètre G, le battement au droit de ce piézomètre est inférieur à 2 m (contre plus de 7 m pour le G) et l'information sur la bonne reproduction du niveau moyen ( $C_{nash}$  proche de 0) s'avère ici intéressante.

La suite de cette section se focalise, pour les piézomètres A, B, C, D, E et I pris individuellement, sur les vingt-cinq simulations associées aux  $C_{nash}$  les plus élevés. L'analyse porte tout d'abord sur une comparaison visuelle avec les valeurs mesurées puis sur une analyse des paramètres associés à ces configurations.

Tableau 4-3 : Répartition des  $C_{nash}$  positifs pour chacun des sept piézomètres pour les nouvelles configurations générées (SO) et celles simulées dans l'étude de sensibilité (SA)

	<b>PzA</b>		<b>PzB</b>		<b>PzC</b>		<b>PzD</b>		<b>PzE</b>		<b>PzG</b>		<b>PzI</b>	
	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA
> 0.7	0	0	0	0	2	1	1	6	0	0	0	0	2	0
> 0.6	0	0	0	0	5	2	4	11	0	0	0	0	12	0
> 0.5	0	0	0	0	17	18	29	23	1	0	0	0	22	2
> 0.4	2	16	0	0	28	32	60	33	5	0	0	0	39	3
> 0.3	10	26	0	0	42	41	96	45	11	0	0	0	62	12
> 0.2	23	28	0	0	68	43	133	59	15	0	0	0	79	34
> 0.1	38	33	0	0	102	49	158	67	28	1	1	0	94	46
> 0.0	57	34	3	5	162	60	193	71	41	9	58	17	126	70
> 0.0 (%)	5,6	5,3	0,3	0,8	16,8	9,4	18,9	11,1	4,0	1,4	5,7	2,7	12,3	10,9

#### 4.5.3.1. Niveaux de nappe modélisés pour les simulations présentant les $C_{nash}$ les plus élevés

La Figure 4-16 présente la courbe enveloppe et la moyenne (valeur minimale, maximale et moyenne à chaque pas de temps) des vingt-cinq simulations présentant le  $C_{nash}$  le plus élevé pour les piézomètres A, B, C, D, E et I pris indépendamment. Pour les configurations issues de l'analyse de sensibilité, seule une configuration est conservée par trajectoire (celle maximisant  $C_{nash}$ ), les autres configurations de la trajectoire présentant par construction une composition proche.

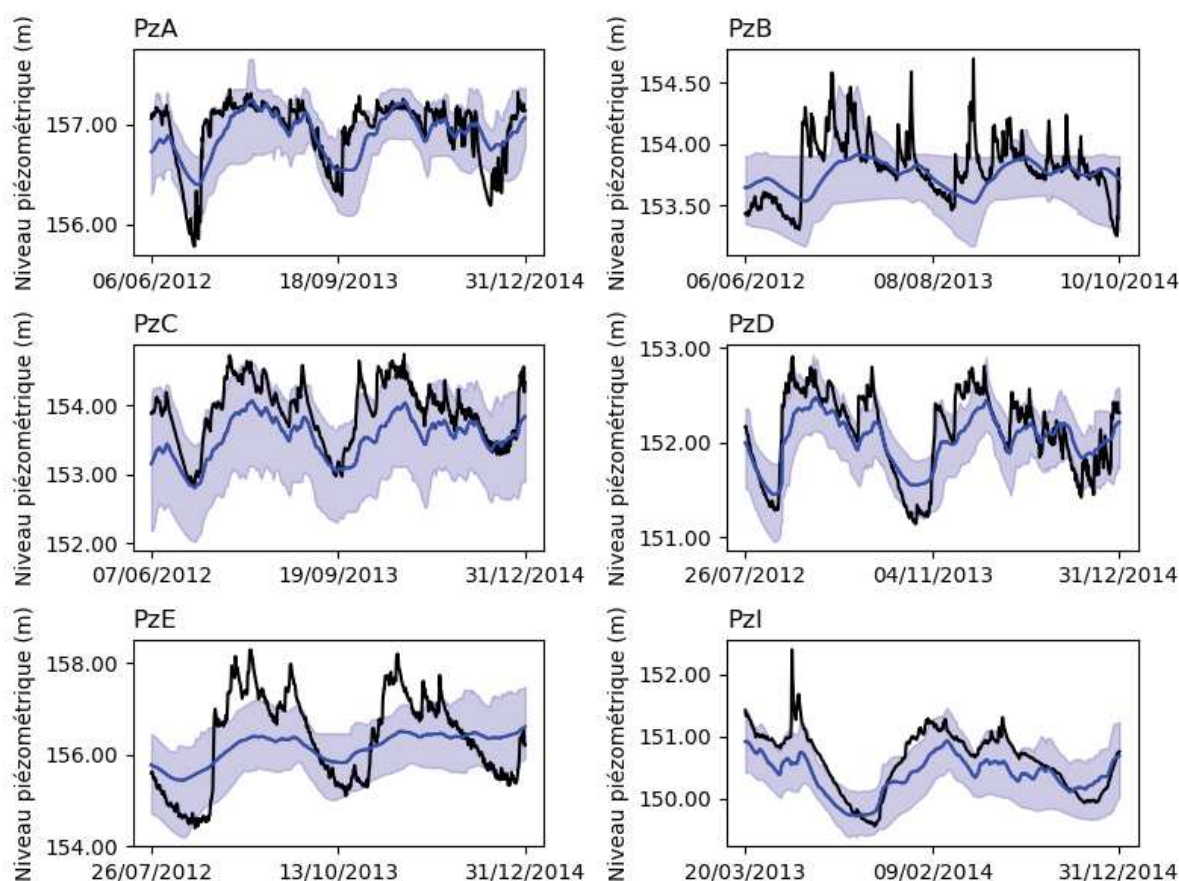


Figure 4-16 : Courbe enveloppe (faisceau bleu) et moyenne (ligne bleue) des vingt-cinq simulations présentant le  $C_{nash}$  les plus élevés pour les piézomètres A, B, C, D, E et I pris indépendamment, et mesures (ligne noire)

Le niveau moyen de la nappe est globalement bien reproduit pour les six piézomètres. Les niveaux moyens et les courbes enveloppes sont toutefois légèrement plus bas que les niveaux observés, particulièrement sur les piézomètres C, D et I. Cette sous-estimation apparente est liée au mode de calcul de  $C_{nash}$  qui intègre la sous-estimation de la cote du sol au droit des piézomètres de 0,15 (PzB) à 1 m (PzC). Pour l'ensemble des piézomètres, le modèle sous-estime par ailleurs la baisse du niveau de la nappe durant la seconde moitié de l'année 2014. Ceci est sans doute lié à une surestimation des précipitations utilisées en entrée du modèle durant le mois d'août 2014, comme le suggère la comparaison des données (Météo-France et SIRTa, annexe C.9).

Les fluctuations locales de la nappe sont bien reproduites au droit des piézomètres C, D et I, et diffèrent plus sensiblement au droit des piézomètres A, B et E. Pour le piézomètre A, le modèle sous-estime les récessions en période estivale et les remontées rapides du niveau de la nappe en début de période hivernale, en particulier au mois de septembre 2013. Ceci est également visible

pour les piézomètres B et C. Pour le piézomètre E, le modèle reproduit correctement la tendance des variations mais sous-estime fortement le battement (et donc le niveau minimal et maximal) et les fluctuations vives de la nappe à l'échelle saisonnière comme à plus courte échelle. Ce piézomètre est implanté en limite d'une zone densément boisée et il est probable que le modèle ne reproduise pas correctement le rôle de cette végétation tant du point de vue de la transpiration que de l'interception et que cette forte densité de végétation conduise à un sol localement plus drainant et/ou présentant une forte densité de chemins d'écoulements préférentiels. Par ailleurs, ce piézomètre est situé à 225 m de la limite sud du modèle et il est possible que la conceptualisation de cette limite influence les niveaux de nappe au droit de l'ouvrage. Pour le piézomètre B, les niveaux moyens apparaissent globalement bien reproduits. Les très faibles  $C_{nash}$  résultent d'une dynamique mal reproduite liée à des récessions trop prononcées en période estivale, à la sous-estimation de l'élévation de la nappe en septembre 2013 et à la limitation des fluctuations de nappe par les drains situés à 153.9 m (hormis ponctuellement pour des sols présentant une très faible conductivité limitant le drainage). Ce piézomètre est situé sur une allée (non représentée dans le modèle) entre deux parcelles agricoles qui n'est donc pas drainée. Il est également possible que l'une des parcelles ne soit pas drainée.

#### 4.5.3.2. Paramètres associés à ces simulations

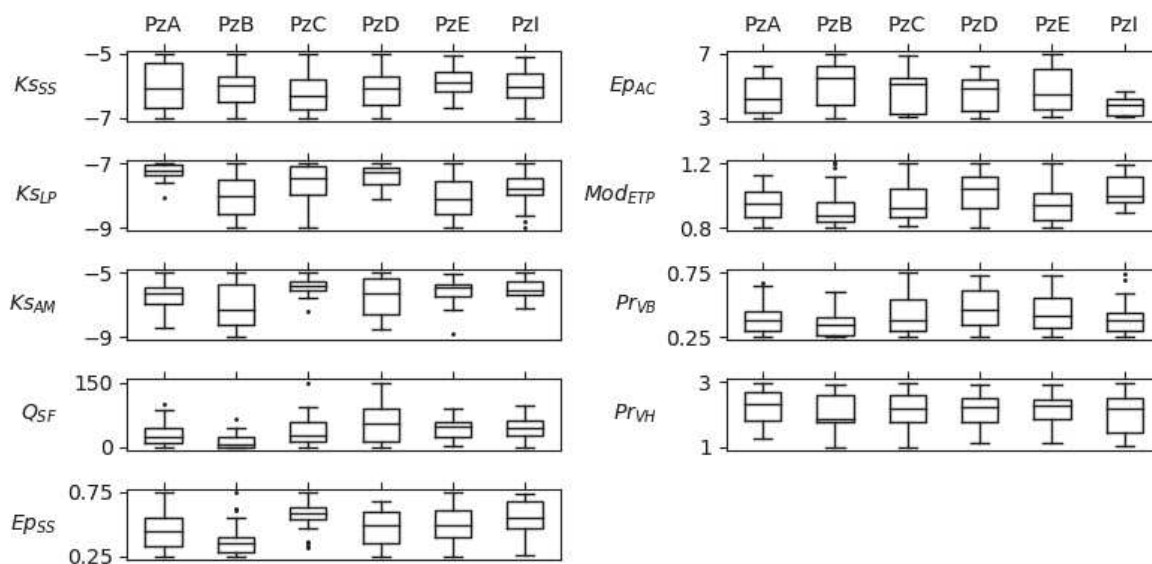


Figure 4-17 : Distribution des paramètres pour les vingt-cinq simulations présentant les  $C_{nash}$  les plus élevés pour les piézomètres A, B, C, D, E et I pris indépendamment

La Figure 4-17 présente la répartition des paramètres les plus influents identifiés dans l'étude de sensibilité pour les vingt-cinq simulations maximisant le  $C_{nash}$  au droit de chaque piézomètre. La distribution pour l'ensemble des paramètres est présentée en annexe C.5. Les résultats ne

font pas apparaître de distinction marquée en fonction du secteur mais apportent des précisions quant aux caractéristiques conduisant aux bonnes performances sur ces piézomètres.

Les conductivités hydrauliques des AM des LP apparaissent globalement élevées au regard des valeurs mesurées (Tableau 4-1), ce qui suggère une compensation potentielle de paramètres mal estimés (e.g. fuites vers les SF, demande évaporative ou représentation du végétal) ou un processus non ou mal représenté (e.g. écoulements préférentiels latéraux ou verticaux, transpiration).

Le débit de fuite vers les sables de Fontainebleau est globalement faible dans les configurations sélectionnées. Il est légèrement plus élevé pour les trois derniers piézomètres. Pour le piézomètre I, ce point semble cohérent avec la faible épaisseur d'argiles. Par ailleurs, au droit de cet ouvrage, le toit des sables de Fontainebleau est à une profondeur relativement faible (7 m) et les fluctuations observées sont majoritairement localisées dans les argiles compactes (voir logs géologiques en annexe C.2). L'hypothèse d'une forte épaisseur d'argiles compactes à ce niveau est réaliste au vu des logs géologiques mais le modèle ne peut simuler que les fluctuations au-dessus de cet horizon (i.e. dans les couches SS ou AM), ce qui explique que seules les simulations avec une faible épaisseur d'AC (et donc une plus forte épaisseur d'AM) reproduisent bien les niveaux de nappe. Ce constat interroge à nouveau le réalisme des valeurs élevées de conductivité des AM dans les configurations reproduisant correctement les niveaux de nappe au droit de ce piézomètre.

Le facteur de modulation de la demande évaporative et la profondeur racinaire de la végétation basse prennent des valeurs globalement faibles pour les piézomètres A, B, C et E. L'annexe C.5 montre par ailleurs que les piézomètres A et B sont associés à une faible succion d'entrée d'air, paramètre contrôlant notamment la diffusion verticale. Ces constats suggèrent que la représentation de la transpiration surestime ce flux sur ces secteurs. En particulier, l'utilisation de la valeur potentielle de l'évapotranspiration sans prise en compte d'un coefficient cultural potentiellement variable dans le temps conduit sans doute à une estimation très imprécise de la transpiration réelle. Ce point est particulièrement marqué sur ce secteur majoritairement agricole, associé à une couverture végétale variant fortement au cours de l'année (le sol étant même nu durant plusieurs mois). L'effet d'une variation du facteur de modulation de l'ETP est présenté dans la Figure 4-18 et illustre l'influence significative de la transpiration dans ce contexte. Une demande évaporative plus faible (courbe verte) conduit à un niveau piézométrique moyen plus haut, à des récessions estivales plus faibles et des remontées plus rapides en début de période hivernale (la disponibilité en zone non-saturée étant plus faible). Ce dernier point peut expliquer

les constats formulés plus haut pour les piézomètres A, B et C (situés aux abords de parcelles agricoles). L'influence est particulièrement prononcée au droit du piézomètre E situé en bordure d'un secteur densément boisé.

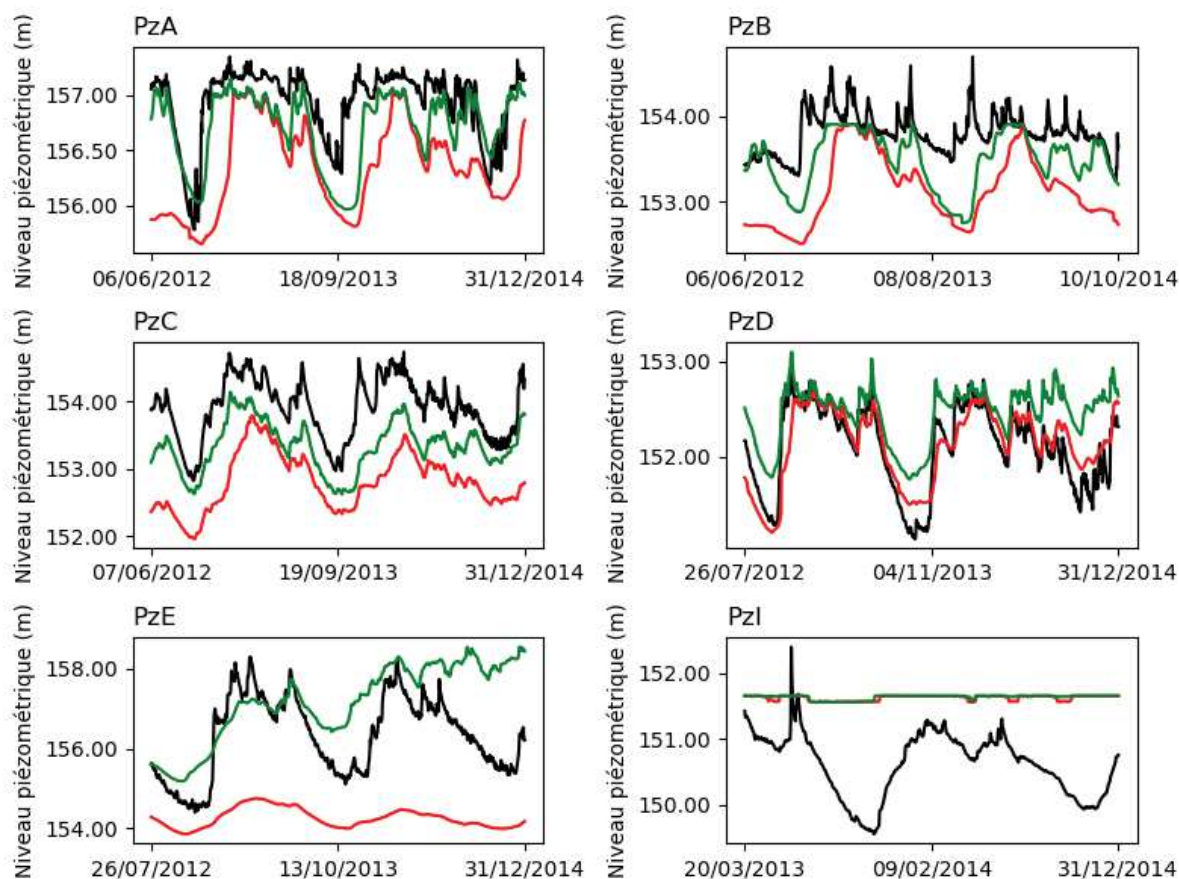


Figure 4-18 : Exemple de deux configurations variant uniquement par le coefficient de modulation de l'ETP : 0.8 (vert) et 1.12 (rouge). Les courbes noires représentent les observations.

Les matrices de corrélations entre les différents paramètres, ajoutées en annexe C.6, permettent d'illustrer les liens éventuels entre paramètres. Du fait des interactions complexes entre plusieurs paramètres, les coefficients de corrélations sont globalement faibles mais certaines tendances semblent toutefois se dégager : (i) liens entre les paramètres contrôlant la transpiration (demande évaporative, profondeur racinaire et caractéristiques des horizons de sol en zone non-saturée) : (ii) liens entre les paramètres contrôlant les sources et pertes, notamment, en fonction des piézomètres, entre perméabilité des couches de sol, des voiries, fuites des réseaux AEP, de la conductance des réseaux, des paramètres contrôlant la transpiration et des fuites AEP. En particulier, la conductivité des AM (contrôlant la recharge et les écoulements latéraux) semble se compenser avec les paramètres gouvernant la transpiration (piézomètres A, C et E), les pertes vers les sables de Fontainebleau (A, C, D, E, et I), ou la conductance des réseaux (piézomètres



A et C). Ce point explique la forte dispersion de  $K_{SAM}$  et  $Q_{SF}$  au droit du piézomètre D et laisse supposer que d'autres combinaisons permettraient de tendre vers des valeurs plus réalistes de  $K_{SAM}$ .

#### **4.5.4. Configurations associées aux meilleurs résultats sur plusieurs piézomètres simultanément**

Cette section s'intéresse à l'adéquation entre des niveaux de nappe mesurés et simulés en plusieurs points du domaine simultanément. La Figure 4-19 présente les combinaisons de piézomètres pour lesquels  $C_{nash}$  est supérieur à 0.2 et 0.4 sur au moins deux piézomètres simultanément, en distinguant l'ensemble de simulations échantillonné dans l'étude de sensibilité (SA) et par la méthode de Sobol (SO). Les combinaisons sont majoritairement constituées des piézomètres C et D, qui sont globalement mieux reproduits (partie précédente) et sont relativement proches sur le domaine (265 m). Les autres piézomètres sont très majoritairement représentés en combinaison avec les piézomètres C et D et peu de configurations conduisent à une reproduction simultanée des piézomètres A (situé à l'ouest), E (situé au sud) ou I (situé à l'est). Seules quatorze simulations (7 SO et 7 SA) présentent un  $C_{nash} > 0.4$  pour au moins trois piézomètres. Pour les simulations associées à l'étude de sensibilité, les sept simulations sont réparties au sein de deux trajectoires, ce qui implique que seulement deux configurations sont significativement différentes.

La suite de cette section se focalise sur les sept configurations issues du nouvel ensemble et les deux configurations issues de l'étude de sensibilité présentant les  $C_{nash}$  les plus élevés. Après une description succincte des configurations, les résultats sont comparés qualitativement aux chroniques de mesures au droit des piézomètres et aux niveaux de nappe distribués mesurés le 24 juin 2014.

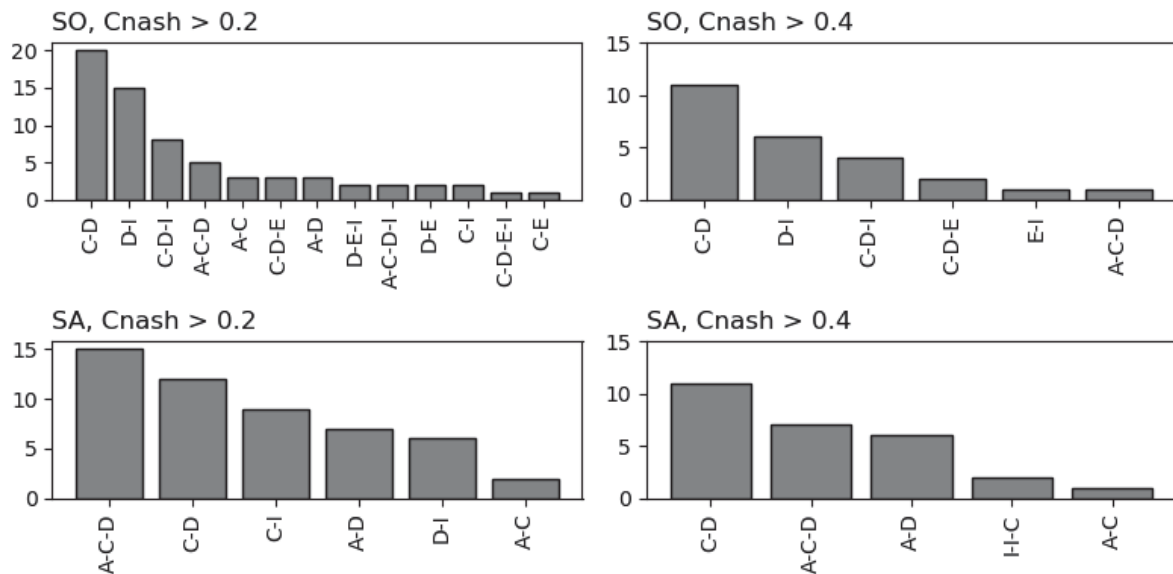


Figure 4-19 : Combinaisons de piézomètres pour lesquels  $C_{nash}$  est supérieur à 0.2 et 0.4 dans l'ensemble issu de l'étude de sensibilité (SA) et de l'ensemble complémentaire (SO)

#### 4.5.4.1. Caractéristiques des simulations sélectionnées

Le Tableau 4-4 présente les critères de Nash sur chacun des piézomètres pour les neuf configurations. Comme précisé plus haut,  $C_{nash}$  est systématiquement supérieur à 0,4 au droit des piézomètres C et D et, soit du piézomètre A, du piézomètre E ou du piézomètre I. Dans quatre configurations, le niveau d'eau est estimé avec un  $C_{nash} > 0.1$  au droit d'un autre piézomètre. Les  $C_{nash}$  sont globalement faibles pour le piézomètre B.

Tableau 4-4 : Coefficients de Nash pour chacun des sept piézomètres pour la sélection de simulations présentant un coefficient supérieur à 0.4 pour au moins trois piézomètres (en vert)

	<i>PzA</i>	<i>PzB</i>	<i>PzC</i>	<i>PzD</i>	<i>PzE</i>	<i>PzI</i>
<i>SA1</i>	0.42	-0.14	0.56	0.51	-2.4	-2.46
<i>SA2</i>	0.42	-0.14	0.42	0.71	-4.5	-4.23
<i>SO1</i>	-0.60	-3.48	0.44	0.43	-4.8	0.69
<i>SO2</i>	-0.76	-9.91	0.45	0.63	0.58	-2.06
<i>SO3</i>	0.13	-1.25	0.49	0.71	-0.42	0.42
<i>SO4</i>	-0.22	-0.9	0.59	0.55	0.44	0.33
<i>SO5</i>	0.44	-5.08	0.49	0.59	-4.63	-1.22
<i>SO6</i>	0.18	-0.59	0.50	0.45	-8.80	0.74
<i>SO7</i>	-0.50	-4.50	0.55	0.44	-0.92	0.60

Le Tableau 4-5 présente les principaux paramètres caractérisant ces configurations. La distribution suivant l'ensemble des paramètres est fournie en annexe C.7. La répartition des paramètres est cohérente avec les observations de la partie précédente.



Tableau 4-5 : Paramètres les plus influents pour les neuf configurations

	$Mod_{ETP}$	$Pr_{vb}$	$Pr_{vh}$	$Ep_{ss}$	$Ep_{AC}$	$K_{SS}$	$K_{SLP}$	$K_{SAM}$	$Q_{SF}$
<b>SA1</b>	1.12	0.25	2.20	0.35	6.20	$10^{-7}$	$10^{-7}$	$10^{-5}$	0
<b>SA2</b>	0.80	0.25	2.60	0.25	6.20	$10^{-5}$	$10^{-7}$	$10^{-5.8}$	0
<b>SO1</b>	1.06	0.27	1.89	0.67	3.41	$10^{-5.7}$	$10^{-8}$	$10^{-5.5}$	10.4
<b>SO2</b>	1.16	0.71	2.35	0.53	5.4	$10^{-6.5}$	$10^{-7.7}$	$10^{-5.3}$	5.4
<b>SO3</b>	0.82	0.52	1.97	0.54	3.11	$10^{-5.9}$	$10^{-7.1}$	$10^{-5.5}$	26.9
<b>SO4</b>	0.81	0.66	2.90	0.65	2.24	$10^{-6.1}$	$10^{-7.8}$	$10^{-5.3}$	17.5
<b>SO5</b>	1.12	0.45	2.11	0.47	5.14	$10^{-5.7}$	$10^{-7.2}$	$10^{-6.3}$	24.5
<b>SO6</b>	0.99	0.29	2.20	0.62	3.22	$10^{-6.6}$	$10^{-7.5}$	$10^{-5.7}$	30.6
<b>SO7</b>	0.98	0.40	1.13	0.70	3.09	$10^{-5.5}$	$10^{-7.6}$	$10^{-5.6}$	14.9

Le Tableau 4-6 présente le poids des différentes composantes du bilan hydrologique pour ces simulations. Hormis pour le drainage par les structures souterraines, la dispersion des valeurs pour chaque variable est relativement faible en comparaison avec la distribution initiale (Figure 4-11 et Figure 4-15). Pour les structures souterraines, la plus forte dispersion résulte notamment de l'effet de seuil lié à une profondeur de structure comprise dans la zone de variation de la nappe. L'influence de la profondeur de nappe sur les flux de surface est également notable. La diminution de la transpiration avec la profondeur de nappe est liée à la conceptualisation de la transpiration dans les nouveaux modules introduits (nulle pour la portion de racine comprise dans la nappe et pas de compensation entre strates de racines).

Tableau 4-6 : Contribution (en % de la pluie) des différents termes du bilan et niveaux moyens de nappe pour les neuf configurations sélectionnées

	<b>IF</b>	<b>EV</b>	<b>RE</b>	<b>RU</b>	<b>GR</b>	<b>DR</b>	<b>IR</b>	<b>BC</b>	<b>FSF</b>	<b>GwD</b>
<b>SA1</b>	72,4	12,6	57,7	11,5	10,1	7,2	6,5	-0,9	0,0	1,7
<b>SA2</b>	60,2	15,0	39,3	20,5	15,7	10,9	9,3	-0,3	0,0	1,0
<b>SO1</b>	76,2	10,4	67,1	11,5	3,9	2,0	3,8	-0,5	1,5	2,1
<b>SO2</b>	65,1	16,7	55,6	15,3	2,0	2,5	6,5	0,1	0,8	1,5
<b>SO3</b>	71,4	9,9	51,7	16,8	19,1	7,1	3,9	-1,0	3,9	1,9
<b>SO4</b>	70,4	12,2	46,0	13,1	14,0	8,9	9,7	-1,4	2,5	1,6
<b>SO5</b>	64,3	17,8	52,7	14,5	7,3	0,9	7,0	0,0	3,6	1,3
<b>SO6</b>	73,2	9,4	59,4	16,5	10,6	4,6	1,6	-0,4	4,4	2,0
<b>SO7</b>	81,0	9,3	67,6	7,3	11,3	2,7	5,1	-0,4	2,2	2,1

#### 4.5.4.2. Niveaux de nappe au droit des piézomètres

La Figure 4-20 présente les niveaux de nappe simulés au droit des sept piézomètres pour ces neuf configurations ainsi que les valeurs mesurées. Les niveaux de nappe simulés au droit du piézomètre G sont ajoutés uniquement dans le but d'apprécier la dispersion des résultats.

Les niveaux de nappe moyens simulés sont peu dispersés et proches des valeurs mesurées en partie centrale et nord du domaine (piézomètres A, B, C et D). Les fluctuations sont globalement bien reproduites pour les piézomètres C et D. La sélection est constituée majoritairement de simulations avec un niveau plus bas que le niveau observé au droit de ces deux ouvrages. Les simulations SA2 et SO5 sont plus proches des cotes absolues mesurées pour le piézomètre D mais surestiment l'élévation de la nappe sur les piézomètres C et E. Ces constats suggèrent que la surface piézométrique suit (à minima localement) la cote du sol, du fait d'écoulements latéraux faibles devant les écoulements verticaux. Pour les piézomètres A et B, les simulations SO2, SO6 et SO7 surestiment significativement la baisse du niveau de la nappe en période estivale et sous-estiment la date de remontée de la nappe en début de période hivernale. Comme précisé dans la section précédente, ce constat est vraisemblablement lié à la représentation de la transpiration, en particulier sur les parcelles agricoles. Les simulations SO1, SO4 et SO7 surestiment l'élévation de la nappe durant différents événements hivernaux, le toit de la nappe dépassant le niveau des drains et atteignant ponctuellement la surface du sol (du fait d'une faible perméabilité des LP).

Les niveaux de nappes moyens simulés sont très dispersés et associés à une erreur potentiellement significative à proximité des coteaux (piézomètres E, G et I). La dispersion est particulièrement prononcée pour les piézomètres E et G, ce qui est notamment lié à une très forte sensibilité aux paramètres gouvernant la transpiration (B de la section précédente). Comme observé dans la section précédente, le modèle y sous-estime par ailleurs fortement le battement et la vitesse des fluctuations de nappe. Pour le piézomètre I, les fluctuations sont globalement bien reproduites par les configurations SO1, SO3, SO4, SO6 et SO7. Les très faibles profondeurs simulées dans les autres configurations résultent directement d'une épaisseur trop importante d'argiles compactes (Tableau 4-5) limitant l'épaisseur de sol modélisée (cf. 4.5.3.2). L'annexe C.8 présente une nouvelle simulation des quatre configurations concernées réalisée en augmentant l'épaisseur minimale de sol. Les résultats montrent que l'accroissement permet logiquement de modéliser des fluctuations plus profondes. La qualité de la représentation dépend toutefois des autres paramètres (e.g. caractéristiques des horizons de sol) et le  $C_{nash}$  sur le piézomètre I n'est acceptable ( $C_{nash} = 0.8$ ) que pour la simulation SO5. Par ailleurs, cette modification affecte significativement les niveaux de nappe modélisés au droit du piézomètre E dans la configuration SO2 (situé à 225 m de la limite sud).

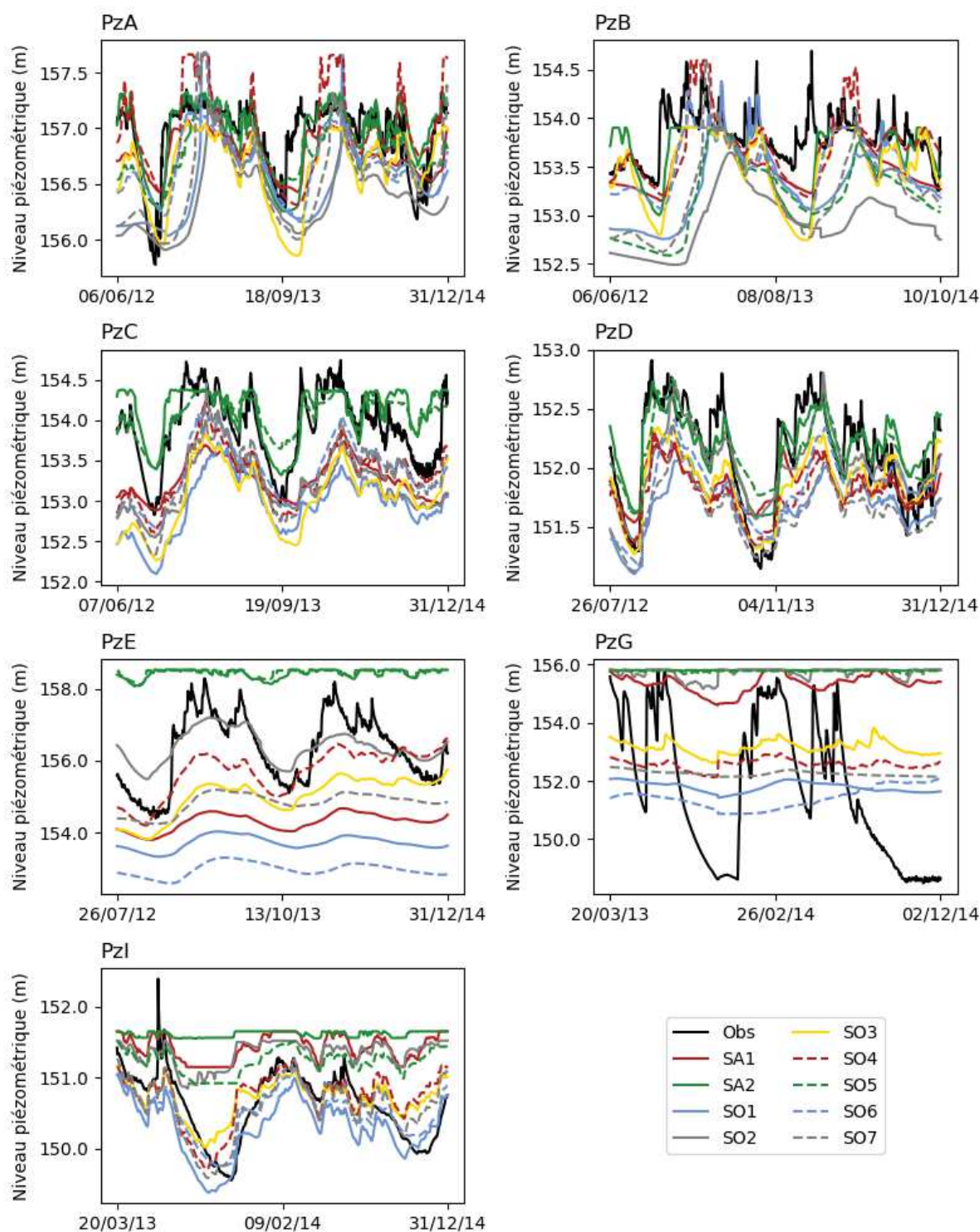


Figure 4-20 : Niveaux de nappe mesurés (noirs) et simulés pour la sélection de simulations présentant un coefficient supérieur à 0.4 pour au moins trois piézomètres

#### 4.5.4.3. Niveaux distribués

La distribution des niveaux de nappe simulés le 24 juin 2014 pour les neuf configurations (Figure 4-21) est comparée à celle des niveaux observés (Figure 4-22). Les niveaux observés le

25 mars 2015 (hors de la période de simulation) sont ajoutés afin de préciser la forme de la surface piézométrique dans les secteurs périphériques pour lesquels des observations complémentaires sont disponibles à cette date (les niveaux étant par ailleurs proches de ceux observés le 24 juin 2014 sur les points de mesures communs). Cinq secteurs sont délimités sur ces figures afin de faciliter l'analyse des résultats.

Ces figures illustrent la complexité des écoulements souterrains latéraux sur ce secteur, même en considérant des caractéristiques de sol homogènes. L'hétérogénéité de l'occupation des sols, la présence de différentes structures souterraines relativement ponctuelles et la faible perméabilité des formations géologiques conduisent ici à des sens d'écoulements et gradients hydrauliques locaux très perturbés au droit des secteurs urbanisés (secteur 2, 4 et 5).

La forme de la surface piézométrique sur le secteur 1 est globalement bien reproduite sur la majorité des simulations. Les observations du 25 mars 2015 permettent de confirmer les sens d'écoulements à l'ouest de la zone (portion pour laquelle aucune mesure n'a été réalisée le 24 juin 2014). Le modèle semble toutefois légèrement surestimer le niveau d'eau, hormis au nord-est de la zone (à proximité de la rigole) où les niveaux sont à l'inverse sous-estimés. Toutefois, la comparaison sur cette dernière portion est incertaine du fait de l'absence de mesure (les courbes isopièzes observées étant interpolées sur la cote de la rigole à ce niveau).

Pour le secteur 2, l'absence d'observation ne permet pas de valider la bonne reproduction des écoulements. La présence d'une zone humide relativement étendue en partie sud (annexe C.1) et l'existence de drains à faible profondeur au niveau des zones bâties de ces secteurs laissent supposer une faible profondeur de nappe cohérente avec les niveaux mesurés. Les fortes surélévations locales pour les simulations SA2 et SO5 sont localisées sous des buttes et résultent de la faible perméabilité du milieu. Le même constat est visible au nord du secteur 1 au droit de la surélévation topographique à proximité de la rigole.

Pour le secteur 3 (zone boisée située à proximité directe du coteau sud), le point de mesure en limite nord du secteur (PzE) indique une sous-estimation du niveau d'eau sur ce secteur pour la majorité des simulations, à l'exception de SA2 et SO5 qui surestiment fortement le niveau. Ce constat est clairement visible sur la Figure 4-20 et les causes probables de la mauvaise reproduction sont détaillées dans l'analyse correspondante. L'absence d'observation ne permet toutefois pas de conclure quant à la reproduction des écoulements au sein de la zone boisée. La répartition des courbes isopièzes au niveau de sa limite nord laisse supposer une forme proche de celle modélisée dans la simulation SO4. La forme des courbes isopièzes simulées suggère

par ailleurs une influence potentiellement significative de la condition limite au niveau du coteau, ce qui semble conforté par les simulations complémentaires présentées en annexe C.8 (modification de l'épaisseur de sol au niveau des limites).

La sous-estimation du niveau de la nappe sur le secteur 3 affecte fortement la forme de la nappe sur la partie sud du secteur 4 (zone urbanisée au centre du domaine). Sur la partie nord de ce secteur, les niveaux de nappe semblent globalement bien reproduits, en particulier la dépression générée par les bâtiments drainés, visible sur les courbes isopièzes mesurées malgré une plus faible densité de mesures au nord du secteur et à proximité directe des bâtiments. La simulation SO4 fournit ici les résultats les plus proches des mesures.

La faible densité des mesures au sein du secteur 5 et la présence du PzG pour lequel les mesures posent question (cf. 4.2.4.2) limitent la capacité à évaluer la reproduction de la forme piézométrique. Les campagnes de mesures concluent à des lentilles saturées déconnectées dans les parties à proximité des coteaux (Cerema - IFSTTAR, 2018). Les niveaux simulés semblent globalement surestimés dans cette zone, particulièrement pour les simulations SA1, SA2, SO2 et SO5. Pour la partie la plus à l'est, cette surestimation est liée à l'épaisseur d'argiles compactes modélisée conduisant localement à un substratum situé à 1 m de profondeur (cf. 4.3.2.1). Le niveau de nappe simulé coïncide alors avec le substratum, ce qui traduit une absence de nappe. Toutefois, pour des raisons numériques, le modèle considère l'existence d'une faible épaisseur de zone saturée. Pour l'ensemble des simulations, le modèle semble surestimer l'élévation de la nappe sous le secteur perméable situé au sud de la frontière avec le secteur 4.



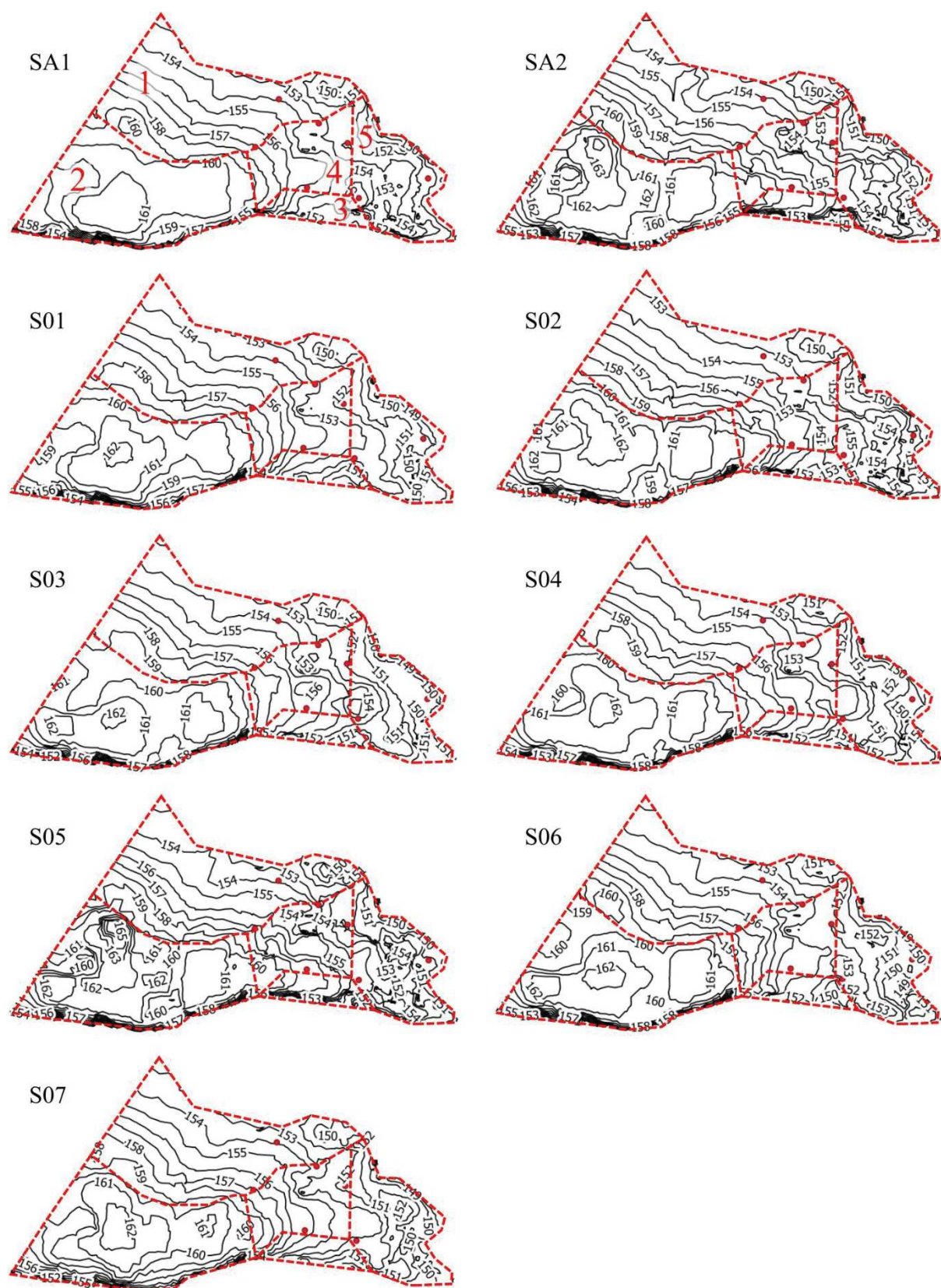


Figure 4-21 : Niveaux de nappe simulés au 24 juin 2014 pour les neuf configurations sélectionnées



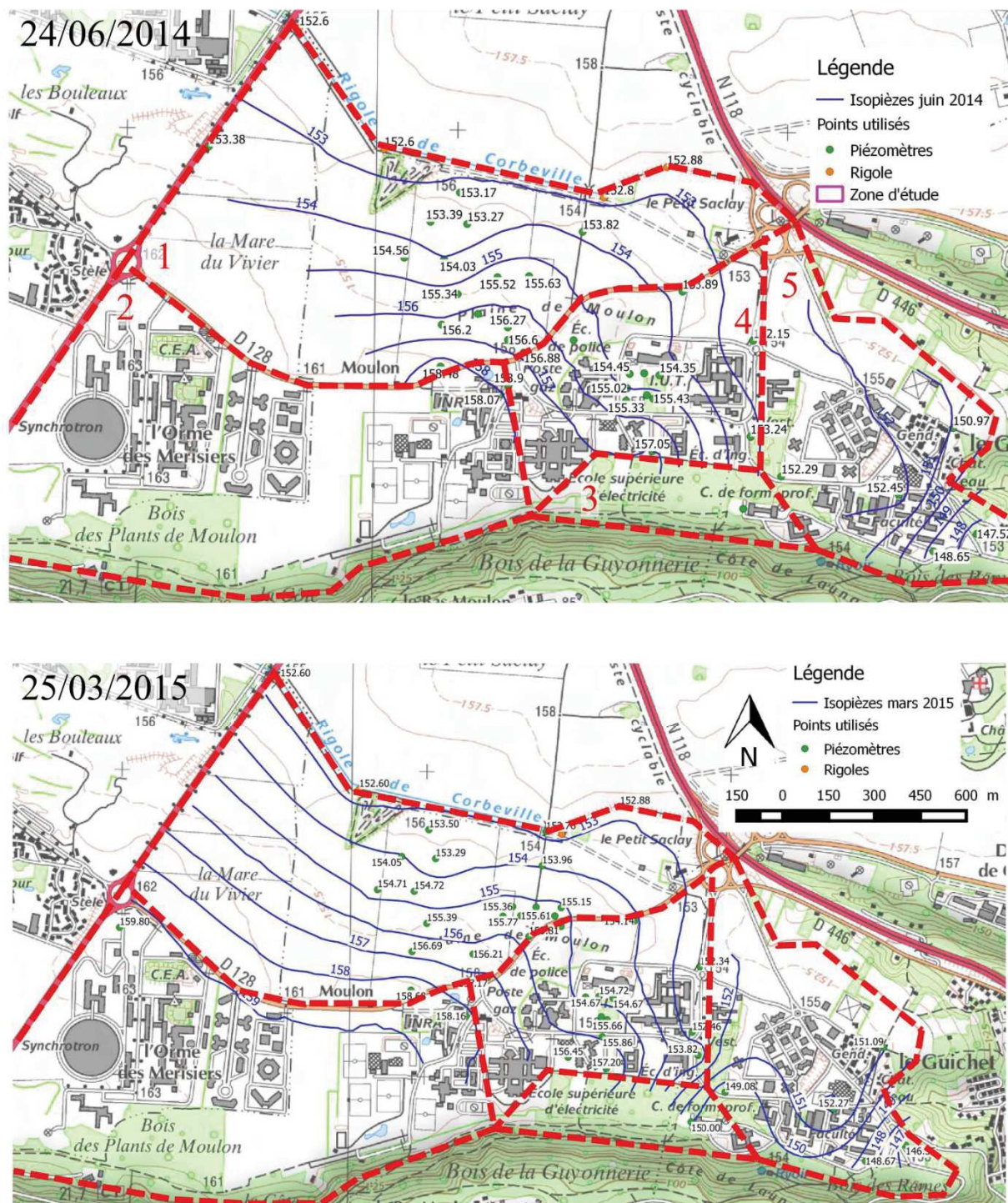


Figure 4-22 : Niveaux de nappe observés le 24 juin 2014 et le 25 mars 2015

#### 4.5.5. Conclusion et discussion

Cette section présente une étape préliminaire de modélisation du fonctionnement hydrologique particulièrement complexe du quartier du Moulon. L'ensemble de modélisations construit vise à préciser les caractéristiques des configurations les plus satisfaisantes au regard des niveaux



de nappe simulés et à réaliser un premier diagnostic du modèle. Du fait d'un nombre élevé de paramètres et d'une gamme de variation initiale étendue, les résultats conduisent ici à un faible nombre de configurations plausibles et illustrent la difficulté à simuler correctement la distribution spatiale des niveaux de nappe. La comparaison de niveaux de nappe journaliers, dans un milieu très réactif et avec des données météorologiques issues d'une station située à environ 6 km (cf. annexe C.9) suggère toutefois de relativiser les faibles coefficients de Nash.

#### **4.5.5.1. Constats quant au fonctionnement hydrologique du milieu et implications**

Les résultats confirment globalement le bilan hydrologique estimé lors du calage de 2018 (Cerema - IFSTTAR, 2018). Les pertes vers les sables de Fontainebleau étaient toutefois plus élevées (17 à 21 % des précipitations) et, en conséquence, la nappe légèrement plus profonde (en moyenne à 2.5 m sur la période 2011-2013 et à 2 m sur la période 2012-2013) et les infiltrations parasites dans les réseaux plus faibles (3 à 6 % sur la période 2011-2013 intégrant une période significative de basses eaux en 2011).

Les résultats confirment par ailleurs le rôle central des interactions entre hydrologie de surface et souterraine dans le fonctionnement hydrologique de ce secteur caractérisé par un sol peu perméable et une nappe très peu profonde. Si l'impact de l'infiltration à la source à l'état futur n'a pas été évalué dans le présent travail, la Partie 3 suggère qu'une attention particulière est requise dans ce contexte pour la mise en œuvre d'une infiltration à la source. En particulier, le dimensionnement des ouvrages de gestion des eaux pluviales, dès lors qu'ils donnent lieu à une infiltration, devrait tenir compte 1) du risque particulièrement élevé d'interactions avec la nappe affectant leurs performances et 2) de la forte sensibilité du niveau de la nappe à une augmentation de la recharge. Concernant le second point, il s'agit en effet de ne pas introduire une recharge additionnelle susceptible d'accroître les affleurements de nappe et les besoins de drainage. Comme le montre la Partie 3, l'influence majeure des interactions localisées avec la nappe qu'introduiront les ouvrages d'infiltration ou les nouveaux aménagements (e.g. nouvelles structures souterraines imperméables ou drainantes) nécessitent d'utiliser un modèle hydrologique intégré pour évaluer l'impact du projet à l'état futur.

#### **4.5.5.2. Intérêt des nouveaux développements et comparaison aux applications précédentes**

L'annexe C.10 présente les niveaux de nappe simulés au droit des sept piézomètres pour la configuration « optimale » du calage de 2018. En raison de la représentation initiale du sol (homogène sur le domaine de modélisation) les fluctuations sont similaires au droit des différents

piézomètres (dans une moindre mesure pour le E). La prise en compte de la variabilité spatiale de l'épaisseur des limons et des argiles dans les nouvelles simulations conduit à une variabilité plus réaliste du niveau de la nappe sur le secteur. La variation spatiale de la profondeur racinaire (dépendant de la surface de végétation haute) renforce très probablement cette hétérogénéité de fonctionnement (par exemple du fait d'une plus forte profondeur racinaire à proximité du piézomètre E que du piézomètre A). L'intérêt de l'introduction d'une représentation du drainage agricole est visible sur le piézomètre A pour lequel le modèle surestimait l'élévation en période hivernale (au-dessus du niveau des drains). La possibilité de raffiner le maillage souterrain à l'intérieur des EHUs permet ici de modéliser des variations locales que l'approche initiale reproduisait de manière plus limitée (e.g. variations intra EHU dues à une structure souterraine). Ce point semble pertinent dans ce contexte peu perméable générant des variations de profondeur très marquées à petite échelle, d'autant plus à l'état futur où s'ajouteront un grand nombre de structures souterraines et des ouvrages donnant lieu à une infiltration des eaux pluviales.

L'intérêt de la prise en compte des autres spécificités des parcelles agricoles (e.g. stock en surface, ruissellement) est complexe à évaluer ici du fait de l'absence d'observations de terrain adaptées. Les simulations présentant les meilleurs résultats pour le piézomètre A semblent associées à des capacités de stockage en surface élevées (annexe C.5) suggérant un intérêt à distinguer les caractéristiques spécifiques de ces surfaces de celle des zones perméables des parcelles urbaines (e.g. jardins).

Bien que cela ne soit pas exploité dans cette analyse, le modèle permet désormais de faire varier les caractéristiques du sol entre unités, ce qui permettra d'intégrer à terme les nouvelles données concernant la distribution spatiale des caractéristiques géologiques des différentes formations.

#### **4.5.5.3. Limites de l'approche de modélisation, investigations et consolidations nécessaires pour les modélisations futures**

##### *A) Représentation du végétal et de la transpiration*

Les résultats mettent en évidence les limites de la représentation simplifiée de la transpiration dans ce contexte largement agricole et boisé, avec un sol fin et une nappe peu profonde. Si l'introduction de la paramétrisation d'un bilan d'énergie n'est, à ce stade, pas justifiée, différentes adaptations permettraient de mieux rendre compte de la variabilité spatio-temporelle de ce flux à moindre coût. L'utilisation directe de l'ETP sans prise en compte du végétal, hypothèse très forte sur ce secteur majoritairement agricole, pourrait être consolidée en introduisant des coefficients cultureux variables dans l'espace (e.g. par profil ou EHU) et éventuellement le

temps (e.g. mensuellement). La nappe faiblement profonde sur ce secteur et la présence d'une végétation adaptée à ces conditions (notamment sur les secteurs boisés) suggèrent d'introduire dans les nouveaux modules la possibilité d'une extraction racinaire dans la zone saturée, existant dans la précédente version mais n'ayant pas été conservée lors du développement du nouveau module.

### *B) Représentation des horizons de sols*

Les essais de perméabilité mettent en évidence une très forte dispersion sans qu'une répartition spatiale spécifique des valeurs mesurées ne se distingue (cf. 4.2.4.1). Face à ce constat et au regard des objectifs poursuivis, les conductivités hydrauliques ainsi que les autres caractéristiques des formations géologiques ont été considérées homogènes dans cette application préliminaire. Seules les profondeurs des interfaces LP/AM et AC/SF sont considérées variables latéralement du fait de l'existence de données permettant de les paramétrer plus précisément. Les résultats de modélisation suggèrent une distinction entre les caractéristiques des configurations satisfaisantes pour les piézomètres situés sur la zone centrale et la zone à proximité des coteaux Sud et Est, notamment pour les fuites vers les sables de Fontainebleau. Ce point apparaît cohérent avec la répartition spatiale des formations géologiques sur le bassin. Les résultats de cette analyse et les données issues d'investigations géologiques récentes devraient permettre d'affiner la représentation de la distribution des différents paramètres.

Les données de terrain, notamment les logs géologiques présentés en annexe C.2, interrogent par ailleurs le réalisme d'une distinction nette entre formations géologiques et d'une homogénéité verticale intra-couche et l'influence potentielle de ces simplifications sur les résultats. L'hétérogénéité verticale réelle de la colonne de sol (cf. 4.2.4.1 et annexe C.2) est susceptible d'influencer fortement les écoulements verticaux et latéraux. Elle est notamment susceptible de conduire à des écoulements préférentiels, potentiellement captifs localement, et à la présence de nappes perchées localisées. Si ces éléments ne peuvent pas être représentés dans le modèle, il serait toutefois pertinent d'évaluer l'influence d'une hétérogénéité verticale plus réaliste sur les flux verticaux, et la formation potentielle de nappes perchées (i.e. de saturation des réservoirs au-dessus de la nappe). L'utilisation d'un modèle hydrogéologique tridimensionnel, envisagé dans la suite du projet Mystic, permettra de préciser l'influence sur les écoulements de nappe et les interactions entre nappe et surface. L'hétérogénéité verticale au sein de chaque couche introduit par ailleurs une anisotropie verticale de perméabilité. Si l'influence de cette anisotropie sur les écoulements de nappe ne pourra être prise en compte qu'à travers une modélisation tridimensionnelle, l'introduction d'un facteur entre la conductivité hydraulique

utilisé pour les flux verticaux en zone non-saturée et les écoulements latéraux de nappe (tel qu'exploité dans les précédentes applications du modèle (Cerema - IFSTTAR, 2018; Li, 2015)) permettrait un premier niveau de prise en compte de l'hétérogénéité verticale intra-couche sur les flux souterrains.

Les meilleurs résultats sont obtenus pour des configurations associées à une forte perméabilité, particulièrement pour les argiles à meulière. Si les conductivités hydrauliques modélisées sont cohérentes avec certaines mesures en présence de formations de Lozère, elles apparaissent relativement élevées au regard de la distribution globale des valeurs mesurées (cf. 4.2.4.1). A titre illustratif, les simulations sélectionnées dans le calage de 2018 étaient également associées à une conductivité hydraulique élevée en surface ( $10^{-4}$  à  $10^{-5.2}$  m/s). Si la comparaison avec les valeurs liées à la présente application du modèle est peu pertinente du fait de la forte différence de la conceptualisation du sol (décroissance exponentielle de perméabilité sans substratum), ces valeurs semblaient également particulièrement élevées. Les résultats de cette partie suggèrent que cette forte perméabilité peut compenser la sous-estimation d'un autre flux (e.g. pertes vers les sables de Fontainebleau). Ces fortes valeurs moyennes peuvent également compenser des écoulements préférentiels dans certaines couches plus perméables, non représentés dans le modèle.

Les investigations géologiques récentes menées par le Cerema devraient contribuer à une représentation plus réaliste de l'épaisseur des argiles compactes. La représentation adoptée dans ce travail pour les pertes vers les SF (taux constant éventuellement limité par le stock sus-jacent) pourrait être consolidée en considérant une infiltration dépendant de la perméabilité et de l'épaisseur de la couche argileuse. Une modélisation des flux verticaux dans cette couche permettrait de mieux reproduire le fonctionnement hydrologique, notamment au droit du piézomètre E, mais impliquerait d'introduire la possibilité de simuler un écoulement de nappe perchée dans le modèle URBS.

### *C) Représentation des conditions limites*

La conceptualisation des limites nord (rigole de Corbeville), sud et est (coteaux) est susceptible d'affecter les résultats. Du fait de la faible perméabilité des formations géologiques, l'influence n'est significative qu'à une distance relativement réduite. La présence de secteurs urbanisés à l'état futur à ce niveau impose toutefois d'évaluer plus précisément le fonctionnement hydrogéologique au droit de ces limites et de préciser sa représentation dans le modèle.

#### *D) Représentation des structures souterraines*

Les hypothèses concernant les structures souterraines, prises en l'absence de données plus précises, sont susceptibles d'affecter localement les résultats de modélisation. A l'instar des conditions limites, la zone d'influence de chaque structure demeure ici restreinte en raison de la faible perméabilité du sol. Toutefois, du fait du poids potentiellement significatif de ces ouvrages dans le bilan hydrologique et de leur distribution spatiale sur l'ensemble du domaine, une attention particulière devra être portée à leur représentation dans les prochaines applications. La comparaison des niveaux de nappe distribués et la répartition des zones humides (annexe C.1) laissent supposer que différents champs, en particulier au Sud et à l'Est du secteur, ne sont pas équipés de drains agricoles, contrairement aux suppositions initiales. Concernant les zones urbaines, les mesures récentes de débits en réseaux (temps sec et humide) et d'exhaure pour différents bâtiments permettront un paramétrage plus fin contribuant à limiter l'incertitude paramétrique.

#### *E) Discrétisation spatiale – échelle de représentation*

Les résultats montrent l'intérêt d'une discrétisation affinée du compartiment souterrain dans ce milieu très peu transmissif impliquant des variations du niveau de la nappe à très faible échelle spatiale. Toutefois, ces variations sont vraisemblablement largement influencées par l'hétérogénéité très prononcée du sol, même à une échelle infra-maille. Des investigations futures devraient préciser l'échelle adaptée à ce contexte, en s'intéressant notamment à (i) la capacité à exploiter (paramétrer) une discrétisation plus fine et (ii) l'influence d'agrégations spatiales, dans ce contexte spécifique où les variations locales du niveau de la nappe sont susceptibles d'influencer fortement le fonctionnement hydrologique (cf. partie 3).

Par ailleurs, pour les applications ultérieures du modèle à ce secteur, il conviendra de raffiner la discrétisation et la représentation du milieu au droit des points de mesures (e.g. altitude du sol, présence de drains) afin de fiabiliser la comparaison entre valeurs modélisées et observées.

#### *F) Calibration et temps de calcul*

L'évaluation du modèle par comparaison avec des données piézométriques distribuées apparaît pertinente dans l'objectif de mieux tenir compte des interactions entre hydrologie de surface et souterraine et de la variation spatiale du fonctionnement hydrologique. Toutefois, la recherche et la sélection de simulations « optimales » sur la base d'observations distribuées soulève des difficultés méthodologiques, notamment en ce qui concerne le choix de la « fonction objectif ». Les résultats montrent que les compensations entre flux impliquent que des configurations

associées à des fonctionnements hydrologiques différents (e.g. compensation entre pertes vers les SF, transpiration, recharge, écoulements latéraux, drainage, ...) peuvent conduire à des résultats équivalents au droit des observations ponctuelles de niveaux de nappe. Ce constat plaide pour l'utilisation d'une approche de calage multi-scénarios, comme celle exploitée dans le calage de 2018, permettant de tenir compte de l'incertitude sur la constitution et le fonctionnement réels du système. Ces scénarios pourront notamment intégrer différentes conceptualisations plausibles de l'hétérogénéité des horizons géologiques. Les simulations hydrogéologiques envisagées sur le secteur apporteront dans ce cadre un complément précieux.

Le temps de calcul peut toutefois constituer un facteur limitant pour la mise en œuvre d'une telle approche de modélisation du fait du nombre de simulations requis (6 800 ont par exemple été réalisées pour le calage de 2018, dont une partie via un méta-modèle). A titre illustratif, environ 12 minutes sont nécessaires pour une année de simulation sur un ordinateur portable<sup>5</sup> avec cette nouvelle version du modèle. Un gain de temps significatif pourra être obtenu en optimisant le maillage en surface (en particulier sur les parcelles agricoles) et en souterrain sur certains secteurs (e.g. secteur peu perturbé au Nord-Ouest). La simulation en parallèle des configurations génère un gain de temps significatif. Par exemple, sur un ordinateur possédant huit cœurs physiques, la simulation d'une année pour huit configurations simulées en parallèle est d'environ 17 minutes (soit ~ 2 minutes par simulation pour la comparaison au calcul itératif). Dans tous les cas, l'utilisation complémentaire d'un méta-modèle, comme dans le calage de 2018, pour affiner la couverture de l'espace des paramètres, s'avère une option pertinente.

---

<sup>5</sup> Ordinateur équipé d'un processeur AMD Ryzen 7 4800 H (2,9 – 4,2 GHz) possédant 8 cœurs physiques.

## 4.6. Conclusion de la partie 4

Cette partie présente une application du modèle à un secteur urbanisé d'environ 300 ha situé en région parisienne et caractérisé par une nappe peu profonde et un sol peu perméable. L'objectif était de réaliser un diagnostic de l'approche de modélisation développée dans cette thèse sur ce cas d'étude spécifique et de discuter ses apports et limites dans un cadre de recherche et opérationnel. La réponse à ces objectifs repose sur une étude de sensibilité basée sur la méthode de Morris et une analyse des configurations conduisant aux meilleurs résultats de modélisation, ici évalués par comparaison avec des mesures distribuées de niveaux de nappe.

Les résultats confirment les constats des études précédentes et les observations de terrain quant à l'influence majeure des interactions entre hydrologie de surface et souterraine sur le fonctionnement hydrologique de ce secteur. La description plus détaillée du compartiment souterrain permet ici de tendre vers une prise en compte plus réaliste de la variabilité spatio-temporelle du stock souterrain et de préciser l'influence des paramètres associés à ce compartiment. En particulier, les résultats mettent en évidence l'influence prépondérante sur l'ensemble du fonctionnement hydrologique des paramètres contrôlant la transpiration, de la conductivité hydraulique des limons de plateaux, argiles à meulière, formations de Lozère et, surtout, des fuites vers les sables de Fontainebleau (i.e. de la perméabilité de la couche d'argiles compactes). Les autres caractéristiques du sol sont en moyenne significativement moins influentes.

Les résultats permettent d'identifier un certain nombre de limites de l'approche de modélisation pour la simulation du fonctionnement hydrologique de ce secteur. En particulier, une description plus détaillée de la variabilité spatio-temporelle de la transpiration (e.g. en fonction du type de couverture et de son évolution au cours de l'année) apparaît nécessaire au regard du poids de la transpiration dans ce contexte largement couvert par des zones agricoles. Par ailleurs, les résultats suggèrent qu'une prise en compte plus fine de l'hétérogénéité du compartiment souterrain est nécessaire pour expliquer la variabilité du fonctionnement observé. Des propositions sont formulées afin d'affiner la représentation du milieu et des processus dans le modèle en vue des applications futures à ce secteur. Concernant la géologie, certaines limites ne pourront toutefois être levées que par l'utilisation d'un modèle hydrogéologique tridimensionnel (e.g. nappes perchées).

Si cette partie, comme la précédente, illustre l'intérêt de l'approche de modélisation exploitée pour approfondir la compréhension du fonctionnement hydrologique des milieux, elle met également en évidence ses limites dans un contexte opérationnel. En particulier, malgré une



quantité peu commune de données sur la géologie et l'hydrogéologie, le paramétrage du modèle demeure particulièrement complexe. Du fait des compensations possibles entre flux, des configurations traduisant des fonctionnements hydrologiques différents peuvent être associées à des résultats similaires au droit des points de mesure piézométrique. Ce point plaide pour la mise en œuvre d'un calage « multi-scénarios » permettant un premier niveau de prise en compte de cette incertitude. Il est toutefois probable qu'en présence d'une quantité plus habituelle de données, l'incertitude paramétrique soit particulièrement prononcée et limite l'exploitabilité des résultats. Par ailleurs, le temps de calcul peut rapidement constituer un facteur limitant pour la mise en œuvre d'une stratégie de calibration adaptée.

Les résultats de cette partie apportent des éléments permettant d'affiner la représentation du milieu et des processus pour la simulation du fonctionnement hydrologique de ce secteur à l'état futur en présence notamment d'ouvrages d'infiltration. Les campagnes de mesures en cours, notamment les investigations hydrogéologiques complémentaires, les mesures de débits en réseaux (temps humide et sec) ou d'exhaure sur plusieurs bâtiments et l'instrumentation d'ouvrages de gestion des eaux pluviales, devraient permettre de contraindre plus fortement la gamme de représentations plausibles de cet hydrosystème particulièrement complexe.

# Conclusion générale

L'abattement à la source des pluies courantes est largement encouragé par les pouvoirs publics. Pourtant, l'évaluation des conséquences d'une généralisation de l'infiltration des eaux pluviales sur le fonctionnement hydrologique du bassin versant n'a fait l'objet que d'un nombre restreint d'études. La compréhension des effets potentiels, en particulier sur les composantes souterraines du cycle de l'eau, des mécanismes en jeu et de l'influence des caractéristiques du contexte naturel, d'occupation des sols et de la stratégie mise en œuvre demeure de ce fait limitée.

Cette thèse visait à préciser les effets potentiels d'un cumul d'ouvrages d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique de petits bassins versants urbanisés, en ciblant plus particulièrement le compartiment souterrain. Il s'agissait en outre d'apporter des éléments de compréhension quant aux caractéristiques du contexte local (climatique, hydrogéologique et anthropique) et de la stratégie d'infiltration (caractéristiques et localisation des ouvrages) les gouvernant. L'objectif secondaire était de préciser les apports, limites et conditions d'applicabilité de modèles hydrologiques distribués pour l'étude du fonctionnement hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à l'infiltration.

Pour répondre à ces objectifs, ce travail s'est appuyé sur l'utilisation du modèle URBS. Dans un premier temps, cet outil d'étude a été consolidé relativement aux objectifs poursuivis. Dans un second temps, le modèle a été appliqué à un ensemble de bassins versants théoriques pour préciser les effets potentiels d'une généralisation de l'infiltration à la source et les mécanismes et facteurs les gouvernant et en tirer des conclusions pour la modélisation de tels hydrosystèmes. Enfin, le modèle a été appliqué à un bassin situé en région parisienne pour évaluer l'applicabilité ainsi que les apports et limites de l'approche de modélisation dans un cadre opérationnel.

## 1. Principaux résultats

### 1.1. Développement du modèle URBS

Ce travail a débuté par une phase de développement numérique visant à affiner et enrichir la représentation du compartiment souterrain et des ouvrages d'infiltration dans le modèle URBS, compte tenu des limites identifiées au début de la thèse.

Afin de représenter plus finement le fonctionnement de la zone non-saturée et de permettre de modéliser une plus grande variété de sols, un nouveau module de représentation de la zone non-saturée a été développé. Il repose sur un couplage entre un modèle de Green-Ampt adapté aux sols stratifiés et un modèle à réservoirs. Ce nouveau module a permis de passer d'une représentation simplifiée, où la teneur en eau était homogène dans la zone non saturée, à une représentation plus fine du profil de teneur en eau et des flux qui en dépendent (infiltration, transpiration et recharge) dans des sols homogènes ou stratifiés.

Afin de consolider la simulation des écoulements de nappe, notamment pour des variations localisées, le calcul du gradient hydraulique entre unités spatiales a été adapté aux mailles irrégulières. La possibilité d'exploiter un maillage souterrain raffiné a été introduite. Le calcul de la transmissivité aux interfaces a été modifié pour permettre de modéliser des sols stratifiés (ou homogènes) avec un substratum et des variations spatiales des caractéristiques du sol entre unités. Le calcul des interactions entre nappe et structures souterraines a été affiné et enrichi.

La représentation des ouvrages d'infiltration a été adaptée pour modéliser des systèmes associés à une limitation du débit sortant et tenir compte de manière plus détaillée des interactions avec le compartiment souterrain. Une représentation simplifiée des parcelles agricoles et naturelles a été introduite pour mieux représenter ce type d'élément, en particulier dans le cas de bassins péri-urbains.

Ces développements permettent d'aboutir à un cadre de modélisation relativement original, adapté à une évaluation des effets des stratégies d'infiltration sur le fonctionnement hydrologique du milieu à l'échelle du quartier ou de petits bassins. Ce cadre permet de représenter de manière totalement couplée 1) l'ensemble du cycle de l'eau en surface et en souterrain et les chemins complexes de l'eau dans et entre ces deux compartiments, 2) suivant une approche de discrétisation relativement souple permettant une bonne adaptation à la géométrie des secteurs urbanisés et des objets les composant, 3) dans des contextes climatiques, hydrogéologiques et d'occupation des sols variés et 4) sur de longues périodes avec un pas de temps adapté aux temps caractéristiques du fonctionnement hydrologique urbain. La description relativement simple du milieu et des processus dans les nouveaux développements est en accord avec les objectifs poursuivis et les autres composantes du modèle et permet de conserver des temps de calcul raisonnables. Ces spécificités positionnent le modèle en complémentarité d'outils existants (e.g. modèles d'hydrologie urbaine de surface, hydrogéologiques ou à l'échelle de l'ouvrage) pour des objectifs de recherche ou une évaluation préalable de l'impact d'aménagements ou de scénarios de gestion des eaux pluviales à l'échelle du quartier ou de petits bassins

versants. L'évaluation des modules de représentation du compartiment souterrain par comparaison avec des modèles de référence démontre la précision satisfaisante des résultats obtenus. Les applications du modèle (Parties 3 et 4) dans des contextes climatiques, hydrogéologiques et d'occupation des sols variés, et dans le cadre d'analyses génériques impliquant des milliers de simulations confirment son applicabilité à des contextes variés et la pertinence de l'approche dans le cadre de modélisations multi-scénarios ou d'études de sensibilité.

## **1.2. Influence de l'infiltration à la source sur le fonctionnement hydrologique du bassin**

L'application du modèle à un ensemble varié de bassins versants théoriques a ensuite permis de préciser les effets potentiels d'une infiltration généralisée des pluies courantes sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants et les mécanismes, interactions et caractéristiques du contexte local qui les gouvernent.

Les résultats confirment les bonnes performances des stratégies d'abattement à la source par infiltration des eaux pluviales pour la maîtrise du ruissellement pour des pluies courantes, même en présence de sols relativement peu perméables. Des sols plus perméables peuvent quant à eux contribuer à l'abattement d'événements plus exceptionnels. Le contexte climatique, en particulier la distribution temporelle des précipitations, a une influence majeure sur la proportion des pluies annuelles abattue pour un ouvrage donné.

Les interactions avec la nappe, dues aux surélévations locales se formant sous les ouvrages, sont susceptibles de dégrader fortement les performances de ces dispositifs. Ces interactions sont particulièrement fortes dans le cas d'une nappe peu profonde, d'un aquifère peu transmisif, d'ouvrages drainant de grandes surfaces contributives et/ou présentant un faible ratio entre surface d'infiltration et surface d'apport, et d'un cumul d'ouvrages juxtaposés.

Les résultats confirment la très faible proportion des volumes de ruissellement transmis aux ouvrages retournant vers l'atmosphère par évapotranspiration. Cette proportion est d'autant plus faible que les ouvrages concentrent spatialement les volumes ruisselés, la demande évaporative devenant en effet rapidement limitante, et dépend directement du contexte climatique (e.g. de la demande évaporative) et des caractéristiques du sol (e.g. conditionnant la rétention). L'intérêt en comparaison d'une maîtrise de l'imperméabilisation demeure globalement limité, hormis dans des contextes où la demande évaporative est forte au regard de la disponibilité en eau et en présence d'un sol superficiel favorisant la rétention de l'eau. Dans tous les cas, si la

transpiration est ainsi élevée localement, l'élévation à plus large échelle demeure faible en comparaison de la diminution générée par l'imperméabilisation.

Il en résulte une proportion d'infiltration profonde excédant celle qu'aurait générée l'infiltration sur une surface naturelle d'extension équivalente à la surface d'apport de l'ouvrage. L'excès dépend directement de la proportion de transpiration et est en cela gouverné par les mêmes facteurs. La généralisation de l'infiltration à la source implique de ce fait potentiellement un accroissement significatif de la recharge des nappes dont l'ampleur dépend directement 1) de la surface imperméable gérée par les ouvrages et 2) de la différence entre la proportion des précipitations retournant vers l'atmosphère dans les ouvrages et à l'état naturel. La recharge supplémentaire induite par les ouvrages doit par ailleurs être mise en regard des autres sources présentes en milieu urbain. Au-delà de cet impact sur le volume global de recharge, la concentration spatiale des volumes et la diminution de l'épaisseur de la zone non-saturée sous les ouvrages conduisent à une dynamique de recharge marquée et à la contribution d'événements ne générant pas de recharge à l'état pré-développement.

La recharge induite par l'infiltration dans les ouvrages génère potentiellement une élévation significative de la nappe. A recharge additionnelle égale, l'élévation moyenne dépend directement du contexte hydrogéologique, en particulier de la transmissivité de l'aquifère. Un aquifère transmissif (respectivement peu transmissif) implique une élévation peu prononcée (respectivement potentiellement forte) de la nappe. Par ailleurs, le caractère ponctuel et la dynamique spécifique de la recharge introduite dans les ouvrages impliquent une élévation de la nappe variant fortement à faible échelle spatiale (inférieure à la dizaine de mètre) et temporelle (inférieure à la journée).

Dans le cas d'une nappe faiblement profonde, l'élévation entraîne des interactions accrues entre nappe et structures souterraines. Elle est susceptible de générer une élévation significative des volumes drainés volontairement (e.g. systèmes de drainage) ou non (e.g. infiltrations parasites dans les conduites de réseaux). Le drainage de la nappe croît avec la charge hydraulique selon une relation dépendant des caractéristiques de la structure et du sol environnant et présentant un seuil (drainage nul pour une nappe plus profonde que la structure). Les volumes de nappe rejoignant ainsi le système d'assainissement peuvent représenter une proportion significative des volumes abattus dans les ouvrages d'infiltration. Pour les structures imperméables, l'élévation de la nappe entraîne un accroissement de la profondeur de la structure baignant dans la nappe et du différentiel d'élévation de la nappe entre parois amont et aval. Inversement, les différentes structures souterraines impactent directement les niveaux de nappes et les gradients

hydrauliques à des échelles spatio-temporelles variables (dépendant notamment de la perméabilité de l'aquifère ou de la proximité des conditions limites). En particulier, les systèmes drainants limitent l'élévation moyenne de la nappe et ses fluctuations saisonnières et perturbent très fortement les écoulements locaux. La présence de structures imperméables renforce quant à elle l'élévation à l'amont et contribue à la diminuer à l'aval.

L'élévation de la nappe entraîne potentiellement un effet indirect sur la transpiration par la végétation environnante. Cet effet dépend directement du contexte climatique (notamment du déficit hydrique saisonnier), de la profondeur de la nappe et des caractéristiques du sol conditionnant les remontées capillaires. Il n'est de ce fait significatif que dans un nombre limité des contextes modélisés dans ce travail et reste majoritairement restreint à l'environnement immédiat des ouvrages d'infiltration (zone d'élévation plus prononcée).

Les résultats mettent en évidence le rôle significatif des surélévations de nappe se formant sous les ouvrages sur les interactions entre nappe, structures souterraines et végétation. Ces dernières dépendent en effet directement de la profondeur de la nappe, suivant une relation à seuils. Les surélévations sous les ouvrages, localisées dans le temps et l'espace, entraînent alors une activation ou un renforcement local et temporaire de ces interactions. Inversement, le drainage par la végétation et les structures souterraines ou l'effet barrière généré par des structures imperméables influencent les fluctuations localisées de la nappe sous les ouvrages et ainsi, potentiellement, la capacité d'infiltration dans les ouvrages. En présence d'une nappe peu profonde, les interactions localisées entre volumes infiltrés, nappe, végétation et structures souterraines ont ainsi une influence potentiellement significative sur les effets de l'infiltration à l'échelle du bassin, tant du point de vue de la maîtrise du ruissellement, des volumes en réseaux, du rétablissement des stocks souterrains ou du rétablissement du flux d'évapotranspiration.

Les résultats montrent que l'infiltration sur un secteur du bassin génère une élévation de la nappe s'étendant sur les secteurs adjacents, l'élévation étant maximale sous le secteur où est mise en œuvre l'infiltration et décroissante en s'en éloignant. De ce fait, l'infiltration sur un secteur du bassin est susceptible d'accroître les interactions entre nappe, structures souterraines et végétation sur les secteurs adjacents.

Les résultats montrent enfin qu'en présence d'un aquifère faiblement transmissif, le temps d'atteinte de l'équilibre du niveau de la nappe correspondant au nouveau volume de recharge peut être de plusieurs années. Dans ce cas, les différentes interactions mentionnées ci-dessus et leur

impact sur les effets locaux et à l'échelle du bassin seront potentiellement nuls dans un premier temps (du fait de l'effet seuil) et se renforceront progressivement.

### **1.3. Apports, limites et cadre d'applicabilité des modèles hydrologiques distribués**

L'application du modèle aux bassins versants théoriques et au cas d'étude présenté en dernière partie apportent des éléments de compréhension quant aux apports, limites et cadre d'applicabilité des modèles hydrologiques pour l'étude du fonctionnement hydrologique de bassins versants urbanisés soumis à une infiltration à la source des eaux pluviales.

Les résultats de la Partie 3 montrent que dès que la nappe est susceptible d'interagir avec la surface, l'influence significative de processus et interactions à des échelles spatio-temporelles fines requiert l'utilisation de modèles : (i) intégrant une représentation fine du milieu et des processus en surface et en souterrain ; et (ii) tenant compte des interactions entre ces deux compartiments. Cela implique l'utilisation d'un modèle distribué permettant de représenter les différents objets et processus et les chemins particulièrement complexes de l'eau. La discrétisation spatiale doit être adaptée à la dimension de ces objets et des fluctuations de nappe qu'ils génèrent. Du fait des faibles temps de réponse hydrologiques en milieu urbain, un pas de temps fin est requis en surface, mais également en souterrain (à minima infra journalier) en raison du rôle majeur des fluctuations de nappe sous les ouvrages. Le couplage entre compartiment de surface et souterrain doit être bidirectionnel pour tenir compte des nombreuses rétroactions entre ces compartiments. Cela implique notamment de tenir compte des rétroactions depuis la nappe vers la zone non-saturée et la surface (e.g. remontées capillaires, résurgences). Inversement, lorsque les interactions entre compartiment de surface et souterrain sont négligeables (e.g. nappe profonde) et l'objectif de modélisation centré sur l'hydrologie de surface, l'utilisation d'un modèle d'hydrologie de surface négligeant ou simplifiant le compartiment souterrain est suffisante. Dans ces mêmes contextes, mais pour un objectif de modélisation centré sur l'hydrogéologie ou le fonctionnement hydrologique global, le modèle peut reposer sur un couplage unidirectionnel entre compartiments de surface et souterrain. Dans tous les cas, le choix du modèle en surface et/ou en souterrain dépend directement de l'objectif (du niveau de détail requis pour les différents processus) et du contexte (e.g. contextes hydrogéologiques nécessitant l'utilisation d'un modèle 3D ou résolvant les équations de Richards).



Les applications du modèle présentées dans ce travail illustrent l'intérêt de telles approches de modélisation dans un cadre de recherche, pour approfondir la compréhension du fonctionnement hydrologique de ces hydrosystèmes complexes. Le cas d'étude en dernière partie met toutefois en évidence leurs limites dans un cadre opérationnel. Tout d'abord, ces approches de modélisation sont associées à un nombre élevé de paramètres au regard des informations de terrain usuellement disponibles. Les résultats montrent la forte probabilité de compensation entre paramètres ou processus se traduisant par un niveau d'adéquation similaire à des mesures ponctuelles malgré un fonctionnement hydrologique différent. Ce constat suppose de recourir à des modélisations multi-scénarios et non au choix d'une unique représentation via une approche classique de calage. Étant donné le nombre élevé de paramètres et de variables de sorties, la mise en œuvre de telles stratégies (mais également d'un calage plus classique) soulève de nombreuses difficultés méthodologiques. Par ailleurs, cela suppose de réaliser un grand nombre de simulations et le temps de calcul devient rapidement un facteur limitant. Dans ce cadre, des outils de complexité intermédiaire, tels que URBS, présentent un compromis pertinent, éventuellement en amont de l'utilisation de modèles plus complexes et coûteux en temps de calcul.

## **2. Implications opérationnelles**

En présence d'une nappe peu profonde et d'un aquifère faiblement transmissif, le dimensionnement des ouvrages d'infiltration devrait intégrer une estimation du potentiel d'interactions entre nappe et ouvrage. A l'heure actuelle, des règles très simples basées sur une distance minimale entre le radier de l'ouvrage et le toit de la nappe en période de hautes eaux sont utilisées, usuellement sans tenir compte du contexte géologique. L'utilisation d'outils simples, basés par exemple sur des solutions analytiques peu complexes à mettre en œuvre, permettrait une prise en compte plus adaptée du potentiel d'interactions avec la nappe. L'estimation de la surélévation de la nappe via de tels outils peut également alerter sur le risque d'affecter le fonctionnement d'un ouvrage ou d'une structure souterraine voisine. Il convient dans ce cadre de tenir compte de l'incertitude sur les valeurs de perméabilité du sol en surface et de l'aquifère susceptibles de fortement influencer la surélévation de la nappe. Afin de limiter ces interactions, il apparaît nécessaire de favoriser des ouvrages de faible dimension et concentrant peu les volumes de ruissellement.

Dans le cadre d'une systématisation de l'infiltration à la source, les résultats suggèrent qu'il peut être nécessaire de ne plus raisonner uniquement sur une capacité d'abattement mais de

tenir compte de la recharge induite, en particulier dans des contextes où une élévation de la nappe est susceptible de conduire à des interactions indésirables, des désordres géotechniques ou à accroître le risque d'inondation par remontées de nappe.

Pour l'accroissement du flux d'évapotranspiration ou la maîtrise de la recharge, l'intérêt des ouvrages d'infiltration seuls apparaît particulièrement limité en comparaison d'une maîtrise de l'imperméabilisation, hormis dans des contextes où la demande évaporative est élevée et où le sol a une rétention élevée. Il convient dès lors de les envisager en combinaison avec d'autres ouvrages de gestion des eaux pluviales permettant de maximiser ce flux (e.g. stockage/réutilisation, toitures végétalisées) et d'une stratégie de maîtrise de l'imperméabilisation.

La mise en œuvre des ouvrages d'infiltration demeure fréquemment associée à une approche opportuniste, sans réelle planification hormis du point de vue du rejet au réseau ou de la capacité d'infiltration du sol. Dans une perspective de systématisation de ces pratiques, il sera pertinent de proposer des règles définies localement en tenant compte des opportunités et limites liées au contexte climatique, hydrogéologique et d'occupation des sols et sous-sol.

### **3. Perspectives**

#### **3.1. Sur le développement du modèle URBS**

Les développements réalisés dans le cadre de ce travail visaient à assurer la capacité à simuler les principaux processus et interactions liés au compartiment souterrain, dans des contextes hydrogéologiques et d'urbanisation variés, tout en conservant un temps de calcul raisonnable. Des développements complémentaires pourraient permettre de consolider les modules existants et/ou d'étendre l'applicabilité à d'autres contextes, sans accroître plus que nécessaire le niveau de complexité du modèle.

La partie 4 montre que la paramétrisation de l'évapotranspiration en utilisant la valeur d'ETP sans tenir compte du type de végétal ou de son cycle de vie constitue une limite importante, en particulier en présence d'espaces agricoles. L'introduction de coefficients cultureaux, éventuellement variables à un pas de temps mensuel ou saisonnier, constituerait un progrès notable à un moindre coût informatique. L'introduction d'un système de compensation de l'extraction racinaire entre réservoirs permettrait de tendre vers une représentation plus réaliste de ce processus. Il conviendrait par ailleurs d'introduire dans les nouveaux modules de représentation de la zone non-saturée la possibilité de prélever de l'eau directement dans la nappe, ce qui était permis

dans la version initiale et s'avère pertinent dans des secteurs tels que modélisés dans la partie 4 où la végétation haute est a priori adaptée à des conditions de saturation du sol.

Des développements complémentaires devraient également être effectués pour affiner la représentation du fonctionnement des ouvrages d'infiltration et étendre la gamme d'ouvrages représentés. Par exemple, il serait pertinent d'introduire la possibilité d'ajouter un drain dans le substrat de l'ouvrage, de tels dispositifs étant fréquents en pratique.

Enfin, la résolution itérative des écoulements en zone saturée et non-saturée impose actuellement d'accorder une attention particulière à la discrétisation en présence de sols très perméables. Cette limite pourrait être levée en introduisant une méthode usuelle de résolution implicite des systèmes obtenus ou, en première approche, un pas de temps adaptatif pour ces modules (dépendant des flux aux interfaces, des dimensions des unités et des caractéristiques hydrodynamiques du milieu).

### **3.2. Sur l'utilisation de modèles hydrologiques en milieu urbanisé**

Les résultats de ce travail montrent la très forte sensibilité des effets potentiels de l'infiltration aux caractéristiques du compartiment souterrain et la forte probabilité de compensation entre paramètres et processus. Ce point doit être apprécié à l'aune de l'incertitude particulièrement prononcée en milieu urbanisé sur la caractérisation de ce compartiment, les valeurs des paramètres hydrodynamiques et leur hétérogénéité. Il est nécessaire de poursuivre les recherches sur les méthodes de calibration adaptées aux spécificités de ces contextes et outils. Une connaissance approfondie du milieu (e.g. via de la prospection géophysique) et des mesures portant sur différentes composantes du bilan hydrologique (e.g. débits de temps sec en réseaux, débits d'exhaure) sont dans tous les cas essentielles pour contraindre l'incertitude paramétrique.

Le cas d'étude présentés en Partie 4 ne permet pas totalement de conclure quant à la capacité du modèle à décrire le fonctionnement du milieu, malgré un ensemble conséquent de données. Les résultats de ce cas d'étude questionnent la pertinence de l'échelle de représentation du milieu et des processus dans le modèle URBS dans ce contexte où des hétérogénéités à une échelle proche ou inférieure à celle de l'unité de discrétisation semblent dominer le fonctionnement. Des recherches futures devraient préciser (i) le lien entre échelle de représentation, contexte local et objectifs de modélisation et (ii) l'influence d'agréations spatiales dans des contextes tels que ceux modélisés dans ce travail, où le fonctionnement hydrologique est fortement influencé par des processus et interactions locaux fortement non linéaires.

Si des modèles tels que URBS constituent des outils pertinents à l'échelle du quartier ou de petits bassins versants, notamment pour estimer la part des différents processus et interactions, l'évaluation des impacts d'aménagements urbains ou de stratégie de gestion des eaux pluviales requiert dans de nombreux cas l'utilisation de couplages entre modèles (e.g. entre modèle hydrologique et hydrogéologique, avec des modèles de transport de contaminants ou de climat urbain). Leur mise en œuvre soulève toutefois encore de nombreuses difficultés techniques (e.g. modifications éventuelles des codes source, temps de calcul) que les travaux de recherches et développements d'outils de couplage ou de plateformes de modélisation devraient contribuer à lever.

### **3.3. Sur les effets de l'infiltration à la source**

Ce travail met en évidence l'influence significative dans certains contextes d'objets, de processus et interactions localisés sur les conséquences de l'infiltration à la source à l'échelle du bassin. Il se focalise toutefois sur un nombre restreint d'objets et des contextes hydrogéologiques relativement simples. Il serait ainsi pertinent de préciser les effets cumulés avec d'autres éléments usuels en milieu urbain (e.g. tranchées de pose de réseaux), dans des contextes hydrogéologiques complexes (e.g. aquifère fissurés/fracturés, anisotropie verticale ou horizontale de perméabilité), ainsi que l'influence de l'hétérogénéité du compartiment souterrain à différentes échelles.

Les stratégies d'infiltration reposent par ailleurs sur d'autres ouvrages que ceux considérés dans cette thèse (e.g. ouvrages drainés ou souterrains) susceptibles d'influencer différemment les effets mis en évidence dans cette thèse. De plus, les stratégies de gestion des eaux pluviales reposent usuellement sur une association d'ouvrages combinant l'infiltration, la récupération des eaux pluviales et la rétention pour des événements exceptionnels. Des recherches futures devraient s'intéresser aux effets cumulés de ces ouvrages et aux synergies potentielles permettant d'optimiser les effets des stratégies de gestion des eaux pluviales sur le fonctionnement hydrologique des bassins versants.

Enfin, les stratégies de recherche telles que celles exploitées dans le cadre de ce travail ne peuvent se substituer aux travaux d'observations à large échelle de séries de mesures disponibles. Les deux approches sont éminemment complémentaires, tant dans une perspective de recherche qu'opérationnelle. La récente multiplication d'un monitoring du fonctionnement des ouvrages d'infiltration au sein des zones urbanisées permettra progressivement de disposer de longues

chroniques dans des contextes variés, nécessaires pour affiner la compréhension de l'impact de l'infiltration à la source et renforcer la capacité à modéliser ces milieux.



# Bibliographie

- Ahmed, F., Gulliver, J.S., Nieber, J.L., 2015. Field infiltration measurements in grassed roadside drainage ditches: Spatial and temporal variability. *Journal of Hydrology* 530, 604–611. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.10.012>
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., Smith, M., 1998. FAO Irrigation and drainage paper No. 56. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations 56, 26–40.
- Artelia, 2013a. Modélisation des écoulements du réseau hydrologique du plateau de Saclay. Rapport de phase 1 – Construction du modèle.
- Artelia, 2013b. Etude d'impact du projet urbain de MOULON – Résumé non technique.
- Artelia, 2013c. ZAC du Projet urbain de Moulon. Dossier de demande d'autorisation d'une opération classée au titre de la loi sur l'eau (articles L214-1 à L214-6 du Code de l'Environnement).
- Ashby, S.F., Falgout, R.D., 1996. A Parallel Multigrid Preconditioned Conjugate Gradient Algorithm for Groundwater Flow Simulations. *Nuclear Science and Engineering* 124, 145–159. <https://doi.org/10.13182/NSE96-A24230>
- Attard, G., Rossier, Y., Winiarski, T., Cuvillier, L., Eisenlohr, L., 2016a. Deterministic modelling of the cumulative impacts of underground structures on urban groundwater flow and the definition of a potential state of urban groundwater flow: example of Lyon, France. *Hydrogeol J* 24, 1213–1229. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1385-z>
- Attard, G., Winiarski, T., Rossier, Y., Eisenlohr, L., 2016b. Review: Impact of underground structures on the flow of urban groundwater. *Hydrogeol J* 24, 5–19. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1317-3>
- Avignon, C., 2015. Estimation du bilan hydrologique du Plateau péri-urbain de Saclay : approche par observations.
- Béchet, B., Le Bissonnais, Y., Ruas, A., Aguilera, A., Andrieu, H., Barbe, E., Billet, P., Cavailhès, J., Cohen, M., Cornu, S., Dablang, L., Delolme, C., Géniaux, G., Hedde, M., Mering, C., Musy, M., Polèse, M., Weber, C., Frémont, A., Le Perchec, S., Schmitt, B., Savini, I., Desrousseaux, M., 2017. Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective. Ifsttar-Inra (France).
- Beegum, S., Šimůnek, J., Szymkiewicz, A., Sudheer, K.P., Nambi, I.M., 2018. Updating the Coupling Algorithm between HYDRUS and MODFLOW in the HYDRUS Package for MODFLOW. *Vadose Zone Journal* 17, 180034. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.02.0034>
- Bell, C.D., McMillan, S.K., Clinton, S.M., Jefferson, A.J., 2016. Hydrologic response to stormwater control measures in urban watersheds. *Journal of Hydrology* 541, 1488–1500. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.049>



- Beven, K., 1982. On subsurface stormflow: an analysis of response times. *Hydrological Sciences Journal* 27, 505–521. <https://doi.org/10.1080/02626668209491129>
- Bhaskar, A.S., Beesley, L., Burns, M.J., Fletcher, T.D., Hamel, P., Oldham, C.E., Roy, A.H., 2016a. Will it rise or will it fall? Managing the complex effects of urbanization on base flow. *Freshwater Science* 35, 293–310. <https://doi.org/10.1086/685084>
- Bhaskar, A.S., Hogan, D.M., Archfield, S.A., 2016b. Urban base flow with low impact development: Urban Base Flow with Low Impact Development. *Hydrological Processes* 30, 3156–3171. <https://doi.org/10.1002/hyp.10808>
- Bhaskar, A.S., Hogan, D.M., Nimmo, J.R., Perkins, K.S., 2018. Groundwater recharge amidst focused stormwater infiltration. *Hydrological Processes* 32, 2058–2068. <https://doi.org/10.1002/hyp.13137>
- Bonneau, J., Burns, M.J., Fletcher, T.D., Witt, R., Drysdale, R.N., Costelloe, J.F., 2018a. The impact of urbanization on subsurface flow paths – A paired-catchment isotopic study. *Journal of Hydrology* 561, 413–426. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.04.022>
- Bonneau, J., Fletcher, T.D., Costelloe, J.F., Burns, M.J., 2017. Stormwater infiltration and the ‘urban karst’ – A review. *Journal of Hydrology* 552, 141–150. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.043>
- Bonneau, J., Fletcher, T.D., Costelloe, J.F., Poelsma, P.J., James, R.B., Burns, M.J., 2020. The hydrologic, water quality and flow regime performance of a bioretention basin in Melbourne, Australia. *Urban Water Journal* 17, 303–314. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1769688>
- Bonneau, J., Fletcher, T.D., Costelloe, J.F., Poelsma, P.J., James, R.B., Burns, M.J., 2018b. Where does infiltrated stormwater go? Interactions with vegetation and subsurface anthropogenic features. *Journal of Hydrology* 567, 121–132. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.006>
- Boussinesq, J., 1877. Essai sur la théorie des eaux courantes. *Comptes rendus de l’Académie des Sciences*.
- Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal* 10, 121–142. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>
- Branger, F., 2007. Utilisation d’une plate-forme de modélisation environnementale pour représenter le rôle d’aménagements hydro-agricoles sur les flux d’eau et de pesticides : application au bassin de la Fontaine du Theil (Ille-et-Vilaine). Université Joseph-Fourier - Grenoble I.
- Branger, F., Braud, I., Debionne, S., Viallet, P., Dehotin, J., Henine, H., Nedelec, Y., Anquetin, S., 2010. Towards multi-scale integrated hydrological models using the LIQUID® framework. Overview of the concepts and first application examples. *Environmental Modelling & Software* 25, 1672–1681. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.06.005>
- Braud, I., Breil, P., Thollet, F., Lagouy, M., Branger, F., Jacqueminet, C., Kermadi, S., Michel, K., 2013. Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a

- medium-sized periurban catchment in France. *Journal of Hydrology* 485, 5–23.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.049>
- Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G., 2014. Efficiency of source control systems for reducing runoff pollutant loads: Feedback on experimental catchments within Paris conurbation. *Water Research* 57, 234–246.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.040>
- Breuer, L., Eckhardt, K., 2003. Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169, 237–293. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00274-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00274-6)
- Brooks, R.H., Corey, A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper No. 3. Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado.
- Calder, I.R., 1977. A model of transpiration and interception loss from a spruce forest in Plym-limon, central Wales. *Journal of Hydrology* 33, 247–265.  
[https://doi.org/10.1016/0022-1694\(77\)90038-5](https://doi.org/10.1016/0022-1694(77)90038-5)
- Campolongo, F., Cariboni, J., Saltelli, A., 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software* 22, 1509–1518.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.10.004>
- Cerema, 2018. L’infiltration des eaux pluviales et son impact sur la ressource souterraine. Note de problématique.
- Cerema - IFSTTAR, 2018. Interactions entre les aménagements urbains, la nappe superficielle et les conditions de rejets des eaux pluviales : cas d’étude sur le futur campus urbain du Moulon.
- Certu, 2003. LA VILLE ET SON ASSAINISSEMENT. Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l’eau.
- Chocat, B., 1997. Encyclopédie de l’hydrologie urbaine et de l’assainissement. Technique & Documentation-Lavoisier, Paris.
- Clark, M.P., Kavetski, D., Fenicia, F., 2011. Pursuing the method of multiple working hypotheses for hydrological modeling: HYPOTHESIS TESTING IN HYDROLOGY. *Water Resources Research* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009827>
- Daly, E., Deletic, A., Hatt, B.E., Fletcher, T.D., 2012. Modelling of stormwater biofilters under random hydrologic variability: a case study of a car park at Monash University, Victoria (Australia): STOCHASTIC MODEL OF BIOFILTRATION SYSTEMS. *Hydrol. Process.* 26, 3416–3424. <https://doi.org/10.1002/hyp.8397>
- De Marsily, G., 1981. Hydrogéologie quantitative, Collection Sciences de la terre. Masson, Paris ; New York.
- DGALN, Cerema, 2014. Fiche instructeur n°1 : Principes généraux de gestion des eaux pluviales.
- DHI, 2019. MIKE URBAN. Collection System. User guide.

DHI, 2017. MIKE SHE User Manual—Volume 2: Reference.

Di Vittorio, D., Ahiablame, L., Southern Illinois Univ. Edwardsville, Southern Illinois Univ. Edwardsville, 2015. Spatial Translation and Scaling Up of Low Impact Development Designs in an Urban Watershed. *Journal of Water Management Modeling*. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C388>

Diersch, H.-J.G., 2014. FEFLOW: finite element modeling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media. Springer, Berlin.

DRIEE, 2020. Elaboration et instruction des dossiers relatifs à la gestion et aux rejets des eaux pluviales - Guide technique francilien. Direction régionale et interdépartementale de l'Environnement et de l'Énergie. Téléchargé depuis : [https://www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/guide\\_technique\\_eaux\\_pluviales\\_couvvf-2.pdf](https://www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/guide_technique_eaux_pluviales_couvvf-2.pdf)

Dupuit, J., 1863. Études théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables: avec des considérations relatives au régime des grandes eaux, au débouché à leur donner, et à la marche des alluvions dans les rivières à fond mobile. Dunod.

Eckart, K., McPhee, Z., Bolisetti, T., 2017. Performance and implementation of low impact development – A review. *Science of The Total Environment* 607–608, 413–432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.254>

Endreny, T., Collins, V., 2009. Implications of bioretention basin spatial arrangements on stormwater recharge and groundwater mounding. *Ecological Engineering* 35, 670–677. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.017>

Endreny, T.A., 2006. Land Use and Land Cover Effects on Runoff Processes: Urban and Suburban Development, in: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. American Cancer Society. <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa122>

Fanelli, R., Prestegard, K., Palmer, M., 2017. Evaluation of infiltration-based stormwater management to restore hydrological processes in urban headwater streams. *Hydrological Processes* 31, 3306–3319. <https://doi.org/10.1002/hyp.11266>

Feddes, R.A., Kowalik, P.J., Zaradny, H., 1978. Simulation of field water use and crop yield, *Simulation monographs*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.

Fletcher, T.D., Andrieu, H., Hamel, P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources* 51, 261–279. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>

Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M., 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal* 12, 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>

- Gao, J., Pan, J., Hu, N., Xie, C., 2018. Hydrologic performance of bioretention in an expressway service area. *Water Science and Technology* 77, 1829–1837. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.048>
- Garcia Sanchez, D., Lacarrière, B., Musy, M., Bourges, B., 2014. Application of sensitivity analysis in building energy simulations: Combining first- and second-order elementary effects methods. *Energy and Buildings* 68, 741–750. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2012.08.048>
- Geuzaine, C., Remacle, J.-F., 2009. Gmsh: A 3-D finite element mesh generator with built-in pre- and post-processing facilities: THE GMSH PAPER. *Int. J. Numer. Meth. Engng.* 79, 1309–1331. <https://doi.org/10.1002/nme.2579>
- Göbel, P., Stubbe, H., Weinert, M., Zimmermann, J., Fach, S., Dierkes, C., Kories, H., Messer, J., Mertsch, V., Geiger, W.F., Coldewey, W.G., 2004. Near-natural stormwater management and its effects on the water budget and groundwater surface in urban areas taking account of the hydrogeological conditions. *Journal of Hydrology* 299, 267–283. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.013>
- Golden, H.E., Hoghooghi, N., 2017. Green infrastructure and its catchment-scale effects: an emerging science. *WIREs Water* 5. <https://doi.org/10.1002/wat2.1254>
- Green, W.H., Ampt, G.A., 1911. Studies on Soil Physics. *J. Agric. Sci.* 4, 1–24. <https://doi.org/10.1017/S0021859600001441>
- Gregersen, J.B., Gijssbers, P.J.A., Westen, S.J.P., 2007. OpenMI: Open modelling interface. *Journal of Hydroinformatics* 9, 175–191. <https://doi.org/10.2166/hydro.2007.023>
- Hamel, P., Fletcher, T.D., 2014. Modelling the impact of stormwater source control infiltration techniques on catchment baseflow. *Hydrol. Process.* 28, 5817–5831. <https://doi.org/10.1002/hyp.10069>
- Hamel, P., Fletcher, T.D., Walsh, C.J., Plessis, E., 2011. Quantifying the restoration of evapotranspiration and groundwater recharge by vegetated infiltration systems 8.
- Hantush, M.S., 1967. Growth and decay of groundwater-mounds in response to uniform percolation. *Water Resour. Res.* 3, 227–234. <https://doi.org/10.1029/WR003i001p00227>
- Harbaugh, A.W., 2005. MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular ground-water model: the ground-water flow process. US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA.
- Herman, J., Usher, W., 2017. SALib: An open-source Python library for Sensitivity Analysis. *JOSS* 2, 97. <https://doi.org/10.21105/joss.00097>
- Hoghooghi, N., Golden, H., Bledsoe, B., Barnhart, B., Brookes, A., Djang, K., Halama, J., McKane, R., Nietch, C., Pettus, P., 2018. Cumulative Effects of Low Impact Development on Watershed Hydrology in a Mixed Land-Cover System. *Water* 10, 991. <https://doi.org/10.3390/w10080991>
- Hood, M.J., Clausen, J.C., Warner, G.S., 2007. Comparison of Stormwater Lag Times for Low Impact and Traditional Residential Development. *Journal of the American Water*

- Resources Association 43, 1036–1046. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00085.x>
- Horton, R.E., 1941. An Approach Toward a Physical Interpretation of Infiltration-Capacity. *Soil Science Society of America Journal* 5, 399–417. <https://doi.org/10.2136/sssaj1941.036159950005000C0075x>
- Hoskins, J., Peterein, J., 2013. Case Study of St. Louis, Missouri: Comparison of Bioretention Performance to the Runoff Component of a Restored Water Balance. *J. Environ. Eng.* 139, 516–521. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000625](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000625)
- Hughes, J.D., 2017. Documentation for the MODFLOW 6 Groundwater Flow Model 197.
- J. Rawls, W., L. Brakensiek, D., E. Saxton, K., 1982. Estimation of Soil Water Properties. *Transactions of the ASAE* 25, 1316–1320. <https://doi.org/10.13031/2013.33720>
- Jankowsky, S., 2011. Understanding and modelling of hydrological processes in small peri-urban catchments using an object-oriented and modular distributed approach. Application to the Chaudanne and Mercier sub-catchments (Yzeron catchment, France).
- Jarden, K.M., Jefferson, A.J., Grieser, J.M., 2016. Assessing the effects of catchment-scale urban green infrastructure retrofits on hydrograph characteristics: Hydrologic Effects of Catchment-Scale Green Infrastructure Retrofits. *Hydrological Processes* 30, 1536–1550. <https://doi.org/10.1002/hyp.10736>
- Jefferson, A.J., Bhaskar, A.S., Hopkins, K.G., Fanelli, R., Avellaneda, P.M., McMillan, S.K., 2017. Stormwater management network effectiveness and implications for urban watershed function: A critical review. *Hydrological Processes* 31, 4056–4080. <https://doi.org/10.1002/hyp.11347>
- Jia, Y., Ni, G., Kawahara, Y., Suetsugi, T., 2001. Development of WEP model and its application to an urban watershed. *Hydrological Processes* 15, 2175–2194. <https://doi.org/10.1002/hyp.275>
- Jia, Y., Tamai, N., 1997. Modeling Infiltration into a Multi-layered Soil during an Unsteady Rain. *PROCEEDINGS OF HYDRAULIC ENGINEERING* 41, 31–36. <https://doi.org/10.2208/prohe.41.31>
- Jones, J.E., Woodward, C.S., 2001. Newton–Krylov-multigrid solvers for large-scale, highly heterogeneous, variably saturated flow problems. *Advances in Water Resources* 24, 763–774. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(00\)00075-0](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(00)00075-0)
- Kamphorst, E.C., Jetten, V., Guérif, J., Pitk a " nen, J., Iversen, B.V., Douglas, J.T., Paz, A., 2000. Predicting Depressional Storage from Soil Surface Roughness. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1749–1758. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6451749x>
- Kanso, T., Tedoldi, D., Gromaire, M.-C., Ramier, D., Saad, M., Chebbo, G., 2018. Horizontal and Vertical Variability of Soil Hydraulic Properties in Roadside Sustainable Drainage Systems (SuDS)—Nature and Implications for Hydrological Performance Evaluation. *Water* 10, 987. <https://doi.org/10.3390/w10080987>

- Karasiak, N., 2016. Dzetsaka Qgis Classification plugin. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2552284>
- Karpf, C., Krebs, P., 2011. Quantification of groundwater infiltration and surface water inflows in urban sewer networks based on a multiple model approach. *Water Research* 45, 3129–3136. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.022>
- Kidmose, J., Trolborg, L., Refsgaard, J.C., Bischoff, N., 2015. Coupling of a distributed hydrological model with an urban storm water model for impact analysis of forced infiltration. *Journal of Hydrology* 525, 506–520. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.04.007>
- Lauvernet, C., Muñoz-Carpena, R., 2018. Shallow water table effects on water, sediment, and pesticide transport in vegetative filter strips – Part 2: model coupling, application, factor importance, and uncertainty. *Hydrology and Earth System Sciences* 22, 71–87. <https://doi.org/10.5194/hess-22-71-2018>
- Le Delliou, A.-L., 2009. RÔLE DES INTERACTIONS ENTRE LES RESEAUX D'ASSAINISSEMENT ET LES EAUX SOUTERRAINES DANS LE FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE D'UN BASSIN VERSANT EN MILIEU URBANISÉ. APPROCHES EXPERIMENTALES ET MODELISATIONS.
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software* 25, 1–18.
- Lerner, D.N., 2002. Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology Journal* 10, 143–152. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0177-1>
- Lerner, D.N., 1990. Groundwater recharge in urban areas. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere* 24, 29–33. [https://doi.org/10.1016/0957-1272\(90\)90006-G](https://doi.org/10.1016/0957-1272(90)90006-G)
- Li, C., Fletcher, T.D., Duncan, H.P., Burns, M.J., 2017. Can stormwater control measures restore altered urban flow regimes at the catchment scale? *Journal of Hydrology* 549, 631–653. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.037>
- Li, Y., 2015. Modeling of hydrological processes of an urban catchment. Study of a saturated soil flow module and application to an urban development zone of the future Paris-Saclay University. Université Nantes Angers Le Mans.
- Lim, T.C., Welty, C., 2017. Effects of spatial configuration of imperviousness and green infrastructure networks on hydrologic response in a residential sewershed. *Water Resour. Res.* 53, 8084–8104. <https://doi.org/10.1002/2017WR020631>
- Liu, H., Jia, Y., Niu, C., 2017. “Sponge city” concept helps solve China’s urban water problems. *Environmental Earth Sciences* 76. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6652-3>
- Locatelli, L., Mark, O., Mikkelsen, P.S., Arnbjerg-Nielsen, K., Deletic, A., Roldin, M., Binning, P.J., 2017. Hydrologic impact of urbanization with extensive stormwater infiltration. *Journal of Hydrology* 544, 524–537. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.11.030>



- Locatelli, L., Mark, O., Mikkelsen, P.S., Arnbjerg-Nielsen, K., Wong, T., Binning, P.J., 2015. Determining the extent of groundwater interference on the performance of infiltration trenches. *Journal of Hydrology* 529, 1360–1372. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.08.047>
- Loperfido, J.V., Noe, G.B., Jarnagin, S.T., Hogan, D.M., 2014. Effects of distributed and centralized stormwater best management practices and land cover on urban stream hydrology at the catchment scale. *Journal of Hydrology* 519, 2584–2595. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.07.007>
- Lucas, S.A., Coombes, P.J., 2009. The Performance of Infiltration Trenches Constructed to Manage Stormwater Runoff from an Existing Urbanised Catchment 11.
- Maimone, M., O'Rourke, D.E., Knighton, J.O., Thomas, C.P., 2011. Potential impacts of extensive stormwater infiltration in Philadelphia. *Environ. Eng* 14, 29–39.
- Mairie de Paris, 2018. Le Paris Pluie. Rendre la pluie 100% utile.
- Manning, R., 1891. On the flow of water in open channels and pipes. *Transactions of the Institution of Civil Engineers of Ireland* 20, 161–207.
- Markstrom, S.L., Niswonger, R.G., Regan, R.S., Prudic, D.E., Barlow, P.M., 2008. GSFLOW-Coupled Ground-water and Surface-water FLOW model based on the integration of the Precipitation-Runoff Modeling System (PRMS) and the Modular Ground-Water Flow Model (MODFLOW-2005). *US Geological Survey techniques and methods* 6, 240.
- Métropole de Lyon, 2017. Règlement du service public de l'assainissement collectif.
- Morena, F., 2004. Modélisation hydrologique distribuée en milieu urbanisé.
- Morris, D.A., Johnson, A.I., 1967. Summary of Hydrologic and Physical Properties of Rock and Soil Materials, as Analyzed by the Hydrologic Laboratory of the U.S. Geological Survey 1848-60. *Geological Survey Water-Supply Paper* 1839-D 46.
- Morris, M.D., 1991. Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics* 33, 161–174. <https://doi.org/10.1080/00401706.1991.10484804>
- Nimmer, M., Thompson, A., Misra, D., 2009. Water Table Mounding Beneath Stormwater Infiltration Basins. *Environmental and Engineering Geoscience* 15, 67–79. <https://doi.org/10.2113/gsegeosci.15.2.67>
- Nuruzzaman, Md., 2015. Urban Heat Island: Causes, Effects and Mitigation Measures - A Review. *IJEMA* 3, 67. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20150302.15>
- Palla, A., Gnecco, I., 2015. Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. *Journal of Hydrology* 528, 361–368. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.050>
- Perez-Pedini, C., Limbrunner, J.F., Vogel, R.M., 2005. Optimal Location of Infiltration-Based Best Management Practices for Storm Water Management. *Journal of Water*



- Resources Planning and Management 131, 441–448.  
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2005\)131:6\(441\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2005)131:6(441))
- Petrucchi, G., 2012. La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines: confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique 391.
- Pophillat, W., Sage, J., Rodriguez, F., Braud, I., 2021. Dealing with shallow groundwater contexts for the modelling of urban hydrology – A simplified approach to represent interactions between surface hydrology, groundwater and underground structures in hydrological models. *Environmental Modelling & Software* 144, 105144.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105144>
- Pujades, E., López, A., Carrera, J., Vázquez-Suñé, E., Jurado, A., 2012. Barrier effect of underground structures on aquifers. *Engineering Geology* 145–146, 41–49.  
<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2012.07.004>
- Qin, H., Li, Z., Fu, G., 2013. The effects of low impact development on urban flooding under different rainfall characteristics. *Journal of Environmental Management* 129, 577–585.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.026>
- Ramier, D., Berthier, E., Andrieu, H., 2011. The hydrological behaviour of urban streets: long-term observations and modelling of runoff losses and rainfall-runoff transformation. *Hydrological Processes* 25, 2161–2178. <https://doi.org/10.1002/hyp.7968>
- Rammal, M., Berthier, E., 2020. Amélioration des modélisations de la production du ruissellement des eaux pluviales urbaines lors des événements fréquents (Research Report). Cerema.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Creutin, J.-D., 2003. Surface runoff in urban catchments: morphological identification of unit hydrographs from urban databanks. *Journal of Hydrology* 283, 146–168. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00246-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00246-4)
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Morena, F., 2008. A distributed hydrological model for urbanized areas – Model development and application to case studies. *Journal of Hydrology* 351, 268–287. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.007>
- Rodriguez, F., Delliou, A.-L.L., Andrieu, H., Gironás, J., 2020. Groundwater Contribution to Sewer Network Baseflow in an Urban Catchment-Case Study of Pin Sec Catchment, Nantes, France. *Water* 12, 689. <https://doi.org/10.3390/w12030689>
- Roldin, M., Locatelli, L., Mark, O., Mikkelsen, P.S., Binning, P.J., 2013. A simplified model of soakaway infiltration interaction with a shallow groundwater table. *Journal of Hydrology* 497, 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.005>
- Ross, P.J., 2003. Modeling Soil Water and Solute Transport—Fast, Simplified Numerical Solutions. *Agronomy Journal* 95, 1352. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.1352>
- Rossman, L.A., 2016. Storm Water Management Model Reference Manual, Volume I – Hydrology (Revised) 233.
- Rossman, L.A., 2010. Modeling Low Impact Development Alternatives with SWMM. JWMM. <https://doi.org/10.14796/JWMM.R236-11>

- Ruano, M.V., Ribes, J., Seco, A., Ferrer, J., 2012. An improved sampling strategy based on trajectory design for application of the Morris method to systems with many input factors. *Environmental Modelling & Software* 37, 103–109. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.008>
- Sage, J., 2016. Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines 394.
- Sage, J., Berthier, E., Gromaire, M.-C., 2020. Modeling Soil Moisture Redistribution and Infiltration Dynamics in Urban Drainage Systems. *J. Hydrol. Eng.* 25, 04020041. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001978](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001978)
- Salavati, B., Oudin, L., Furusho-Percot, C., Ribstein, P., 2016. Modeling approaches to detect land-use changes: Urbanization analyzed on a set of 43 US catchments. *Journal of Hydrology* 538, 138–151. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.010>
- Salvadore, E., Bronders, J., Batelaan, O., 2015. Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. *Journal of Hydrology* 529, 62–81. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028>
- Sanzana, P., Gironás, J., Braud, I., Muñoz, J., Vicuña, S., Reyes-Paecke, S., Barrera, F., Branger, F., Rodríguez, F., Vargas, X., Hitschfeld, N., Hormazábal, S., 2019. Impact of Urban Growth and High Residential Irrigation on Streamflow and Groundwater Levels in a Peri-Urban Semiarid Catchment. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12743>
- Selbig, W.R., Bannerman, R.T., 2008. A Comparison of Runoff Quantity and Quality from Two Small Basins Undergoing Implementation of Conventional and Low-Impact-Development (LID) Strategies: Cross Plains, Wisconsin, Water Years 1999–2005.
- Shuster, W.D., Bonta, J., Thurston, H., Warnemuende, E., Smith, D.R., 2005. Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal* 2, 263–275. <https://doi.org/10.1080/15730620500386529>
- Šimůnek, J., Hopmans, J.W., 2009. Modeling compensated root water and nutrient uptake. *Ecological Modelling* 220, 505–521. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.004>
- Šimůnek, J., Van Genuchten, M.T., Šejna, M., 2005. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media, version 3.0.
- Sobol', I.M., 1967. On the distribution of points in a cube and the approximate evaluation of integrals. *USSR Computational Mathematics and Mathematical Physics* 7, 86–112. [https://doi.org/10.1016/0041-5553\(67\)90144-9](https://doi.org/10.1016/0041-5553(67)90144-9)
- Song, X., Zhang, J., Zhan, C., Xuan, Y., Ye, M., Xu, C., 2015. Global sensitivity analysis in hydrological modeling: Review of concepts, methods, theoretical framework, and applications. *Journal of Hydrology* 523, 739–757. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.013>

- Therrien, R., McLaren, R.G., Sudicky, E.A., Panday, S.M., 2010. A Three-dimensional Numerical Model Describing Fully-integrated Subsurface and Surface Flow and Solute Transport (Draft) 456.
- Thom, J.K., Szota, C., Coutts, A.M., Fletcher, T.D., Livesley, S.J., 2020. Transpiration by established trees could increase the efficiency of stormwater control measures. *Water Research* 173, 115597. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115597>
- Thompson, J.M., Hathaway, J.M., Perfect, E., Schwartz, J.S., 2020. The effect of stormwater infiltration and surrounding built infrastructure on local groundwater dynamics: a case study for regenerative stormwater conveyances. *Sustainable and Resilient Infrastructure* 1–11. <https://doi.org/10.1080/23789689.2020.1772636>
- Trinh, D.H., Chui, T.F.M., 2013. Assessing the hydrologic restoration of an urbanized area via an integrated distributed hydrological model. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 4789–4801. <https://doi.org/10.5194/hess-17-4789-2013>
- United Nations, 2014. World urbanization prospects: the 2014 revision ; highlights. United Nations, New York.
- USDA-SCS, 1986. Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release No. 55 (TR-55).
- USGS, 2017. MODFLOW–USG Version 1: An Unstructured Grid Version of MODFLOW for Simulating Groundwater Flow and Tightly Coupled Processes Using a Control Volume Finite-Difference Formulation (Techniques and Methods).
- Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X., Carrera, J., 2005. Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain. *Hydrogeology Journal* 13, 522–533. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0360-2>
- Vernoux, J.F., Barbier, J., Donsimoni, M., Seguin, J.J., Vairon, J., 1999. Etude hydrogéologique du plateau de Saclay (Essonne).
- Vidal, J.-P., Martin, E., Franchistéguy, L., Habets, F., Soubeyroux, J.-M., Blanchard, M., Baillon, M., 2010. Multilevel and multiscale drought reanalysis over France with the Safran-Isba-Modcou hydrometeorological suite. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 459–478. <https://doi.org/10.5194/hess-14-459-2010>
- Voter, C.B., Loheide, S.P., 2018. Urban Residential Surface and Subsurface Hydrology: Synergistic Effects of Low-Impact Features at the Parcel Scale. *Water Resour. Res.* 54, 8216–8233. <https://doi.org/10.1029/2018WR022534>
- Walsh, T.C., Pomeroy, C.A., Burian, S.J., 2014. Hydrologic modeling analysis of a passive, residential rainwater harvesting program in an urbanized, semi-arid watershed. *Journal of Hydrology* 508, 240–253. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.038>
- Western, A.W., Arora, M., Burns, M.J., Bonneau, J., Thom, J.K., Yong, C.F., James, R.B., Poelsma, P.J., Fletcher, T.D., 2021. Impacts of stormwater infiltration on downslope soil moisture and tree water use. *Environ. Res. Lett.* 16, 104014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1c2a>

- Williams, E.S., Wise, W.R., 2006. HYDROLOGIC IMPACTS OF ALTERNATIVE APPROACHES TO STORM WATER MANAGEMENT AND LAND DEVELOPMENT. *Journal of the American Water Resources Association* 42, 443–455. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb03849.x>
- Wilson, C.E., Hunt, W.F., Winston, R.J., Smith, P., 2015. Comparison of Runoff Quality and Quantity from a Commercial Low-Impact and Conventional Development in Raleigh, North Carolina. *Journal of Environmental Engineering* 141, 05014005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000842](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000842)
- Yang, B., Li, M.-H., 2010. Ecological engineering in a new town development: Drainage design in The Woodlands, Texas. *Ecological Engineering* 36, 1639–1650. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.002>
- Yang, Y., Lerner, D.N., Barrett, M.H., Tellam, J.H., 1999. Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. *Environmental Geology* 38, 183–198. <https://doi.org/10.1007/s002540050414>
- Zha, Y., Yang, J., Zeng, J., Tso, C.M., Zeng, W., Shi, L., 2019. Review of numerical solution of Richardson–Richards equation for variably saturated flow in soils. *WIREs Water* 6. <https://doi.org/10.1002/wat2.1364>
- Zhang, K., Chui, T.F.M., 2020. Assessing the impact of spatial allocation of bioretention cells on shallow groundwater – An integrated surface-subsurface catchment-scale analysis with SWMM-MODFLOW. *Journal of Hydrology* 586, 124910. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124910>
- Zhang, K., Chui, T.F.M., 2019. A review on implementing infiltration-based green infrastructure in shallow groundwater environments: Challenges, approaches, and progress. *Journal of Hydrology* 579, 124089. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124089>
- Zhang, K., Chui, T.F.M., Yang, Y., 2018. Simulating the hydrological performance of low impact development in shallow groundwater via a modified SWMM. *Journal of Hydrology* 566, 313–331. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.09.006>
- Zheng, Y., Chen, S., Qin, H., Jiao, J., 2018. Modeling the Spatial and Seasonal Variations of Groundwater Head in an Urbanized Area under Low Impact Development. *Water* 10, 803. <https://doi.org/10.3390/w10060803>

# Annexes

<b>A.</b>	<b>Annexes de la partie 2.....</b>	<b>304</b>
A.1.	Limites de l'approche initiale de calcul du gradient hydraulique aux interfaces	304
A.2.	“Supplementary material” de l'article publié dans la revue <i>Environnemental Modelling and Software</i> (section 2.3).....	306
<b>B.</b>	<b>Annexes de la partie 3.....</b>	<b>323</b>
B.1.	Influence de l'épaisseur de la zone saturée au droit de la condition limite aval .	323
B.2.	Figures additionnelles relatives à l'analyse de l'effet des ouvrages sur les secteurs amont/aval (section 3.3.2.5) .....	329
<b>C.</b>	<b>Annexes de la partie 4.....</b>	<b>333</b>
C.1.	Zones humides recensées sur le quartier du Moulon (Artelia, 2013c) .....	333
C.2.	Descriptions de la géologie au droit des piézomètres .....	334
C.3.	Préparation des données spatialisées pour l'application du modèle URBS à la ZAC de Moulon.....	341
C.4.	Effets individuels des paramètres dans l'analyse de sensibilité .....	346
C.5.	Distribution des paramètres .....	347
C.6.	Matrices de corrélation .....	348
C.7.	Paramètres pour les neuf configurations sélectionnées .....	354
C.8.	Incidence de l'hypothèse de limitation à 1 m de sol .....	355
C.9.	Comparaison avec les données météorologiques du SIRTA.....	357
C.10.	Résultats de la configuration « optimale » sélectionnée lors des précédentes applications du modèle .....	358

## A. Annexes de la partie 2

### A.1. Limites de l'approche initiale de calcul du gradient hydraulique aux interfaces

Dans cette annexe, un écoulement uniforme simple est simulé à l'aide de la version initiale du module WTI en considérant différents types de maillage. Le domaine a une extension de 500 x 500 m, une épaisseur de 10 m, une pente de 0,5 % et est constitué d'un sable grossier ( $K = 10^{-4}$  m/s). La profondeur de la nappe est fixée à 2 m au niveau des conditions limites amont (gauche) et aval (droite) et une condition de flux nul est assignée aux autres limites. Ce paramétrage génère un écoulement uniforme d'une nappe libre d'épaisseur constante (8 m) sous un gradient hydraulique de 0,5 % (identique à la pente du domaine). Les isolignes doivent dans ce cas être parallèles aux limites amont et aval et régulièrement espacées.

La Figure S - 1 présente les résultats de la simulation pour trois types de discrétisation : mailles carrées régulières (figure de gauche), mailles triangulaires irrégulières (figure du milieu) et mailles quadrilatérales irrégulières (figure de droite). Les isolignes sont conformes aux attentes pour la discrétisation en mailles carrés réguliers (figure de gauche). En revanche, l'erreur est significative sur les maillages irréguliers (figure du milieu et de droite).

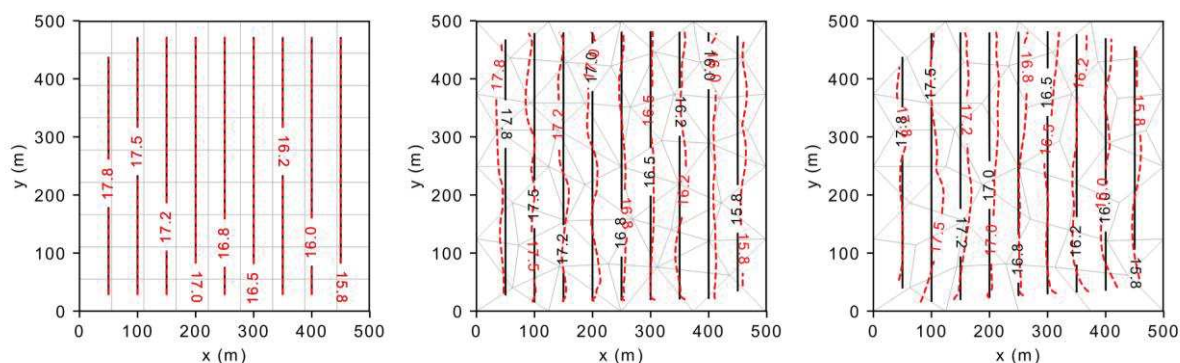


Figure S - 1 : Comparaison entre isolignes simulées avec la version initiale de WTI (lignes rouges) et isolignes réelles (lignes noires) : discrétisation en mailles carrés (gauche), triangulaires irrégulières (centre) et quadrilatéraux irréguliers (droite).

La Figure S - 2 présente un résultat de simulation en considérant un maillage composé de mailles carrées homogènes, chacune découpées en deux triangles selon une même diagonale. Elle montre que le modèle génère dans ce cas des « écoulements numériques » latéraux.



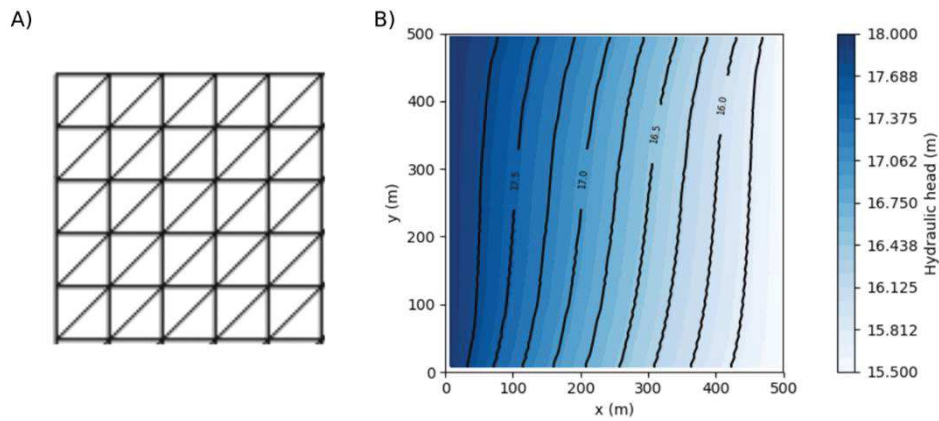


Figure S - 2 : Écoulements numériques générés par la répétition d'un motif géométrique. A) Motif considéré, le maillage global étant composé de 1024 carrés. B) Niveaux de nappe simulés.

Ces exemples illustrent les limites de l'approche initiale de calcul du gradient hydraulique aux interfaces entre unité de calcul pour des maillages s'écartant d'un découpage en carrés réguliers (cas s'écartant fortement de la discrétisation utilisée dans le modèle URBS). Le cas modélisé est par ailleurs particulièrement simple et les conséquences seront vraisemblablement plus prononcées pour des contextes hydrogéologiques plus complexes.



## A.2. “Supplementary material” de l’article publié dans la revue *Environmental Modelling and Software* (section 2.3)

### A.2.1. Influence of the method used to compute the hydraulic conductivity at the interface between UZ reservoirs

Two examples are provided to illustrate the impact of the method used to compute the hydraulic conductivity at the interface between UZ reservoirs. To this aim, the UZ1 and UZ2b test cases are simulated using an arithmetic (ARI) and a geometric average (GEO) of the conductivity within reservoirs (applied to all interfaces between reservoirs).

#### A) Test case UZ1: Upward capillary rise

Tableau S - 1 : Influence of method used to compute the hydraulic conductivity at interface between reservoirs in UZ. Error on the variables related to the unsaturated zone for test case UZ1.

	$I_{surf}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$F_{UZ-SZ}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$Tr$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$\theta_{UZ}$ [-]		$\theta_{RZ}$ [-]		$S_{surf}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
ARI	-	-	0.038	0.709	0.032	0.850	0.011	0.788	0.043	0.768	-	-
REF	-	-	0.005	0.993	0.006	0.984	0.002	0.998	0.012	0.997	-	-
GEO	-	-	0.015	0.816	0.016	0.878	0.005	0.973	0.029	0.977	-	-

The arithmetic average favors the highest conductivity (in this case that of the lower reservoir) which leads to an overestimation of the upwelling fluxes. Conversely, the geometric average favors the lowest conductivity (here that of the upper reservoir) which leads to an underestimation of vertical flows. The reference parametrization is intermediate. It should be noted that the last two approaches give similar (good) results for smaller reservoir dimensions (< 25 cm), the first one still slightly overestimates vertical fluxes.

#### B) Test case UZ2b: UZ fluxes evolution under various rainfall intensities in a heterogeneous soil (silt over sand)

Tableau S - 2 : Influence of method used to compute the hydraulic conductivity at interface between reservoirs in UZ. Error on the variables related to the unsaturated zone for test case UZ2b.

	$I_{surf}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$F_{UZ-SZ}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$Tr$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$\theta_{UZ}$ [-]		$\theta_{RZ}$ [-]		$S_{surf}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
ARI	0.126	0.970	0.193	0.984	0.011	0.845	0.004	0.999	0.008	0.995	0.679	0.998
REF	0.131	0.968	0.281	0.966	0.011	0.814	0.005	0.990	0.014	0.909	0.779	0.995
GEO	0.168	0.960	0.181	0.974	0.012	0.842	0.004	0.999	0.016	0.936	0.806	0.994

The arithmetic average gives here the best results on the majority of variables. The geometric mean provides better results than the reference parameterization for the exchange flow with the water table but is associated with an unrealistic estimation of the upper reservoir evolution. It should be noted that results tend towards the reference solution for the three parametrizations with a refinement of the discretization. Conversely, oversized reservoirs in the vicinity of the interface between geological layers leads to over or underestimate the gravity fluxes depending on the actual water content profile (given the strong influence of this variable on the hydraulic conductivity and the difference between its actual value at the interface and the average value over the whole reservoir).

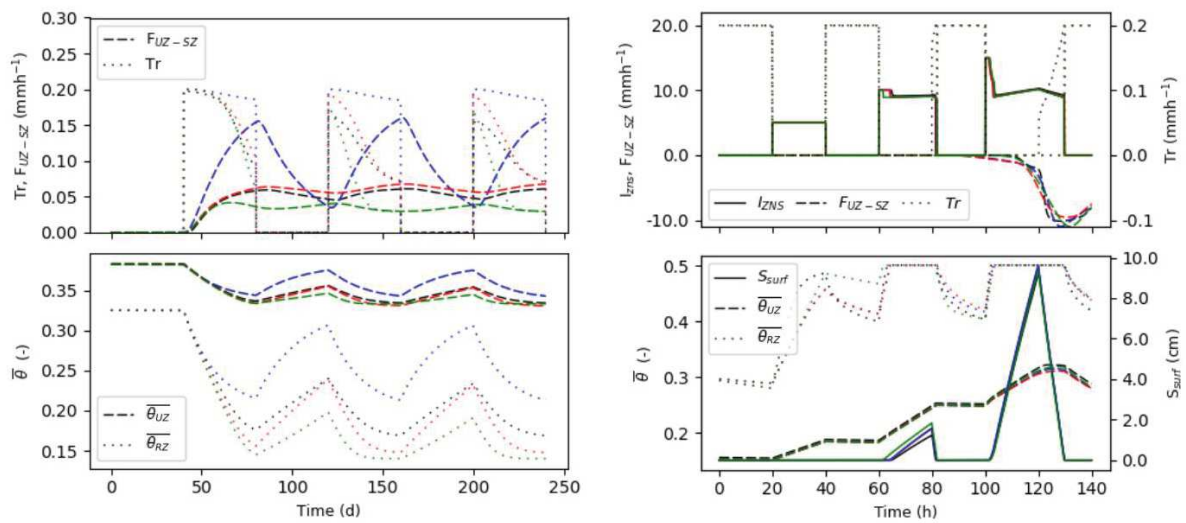


Figure S - 3 : Influence of the hydraulic conductivity calculation method for the exchange flow between UZ reservoirs. Test cases UZ1 (left figures) and UZ2b (right figures). Evolution of the unsaturated zone storage and fluxes simulated by the HYDRUS 1D model (black lines) and the reservoir model with an arithmetic average of hydraulic conductivity (ARI - blue lines), the reference parametrization (REF - red lines) and a geometric mean of conductivity (GEO— green lines).

### A.2.2. Meshes used for the computation of groundwater flows

Figure S - 4 shows the meshes used for the computation of lateral groundwater flows and their main characteristics.

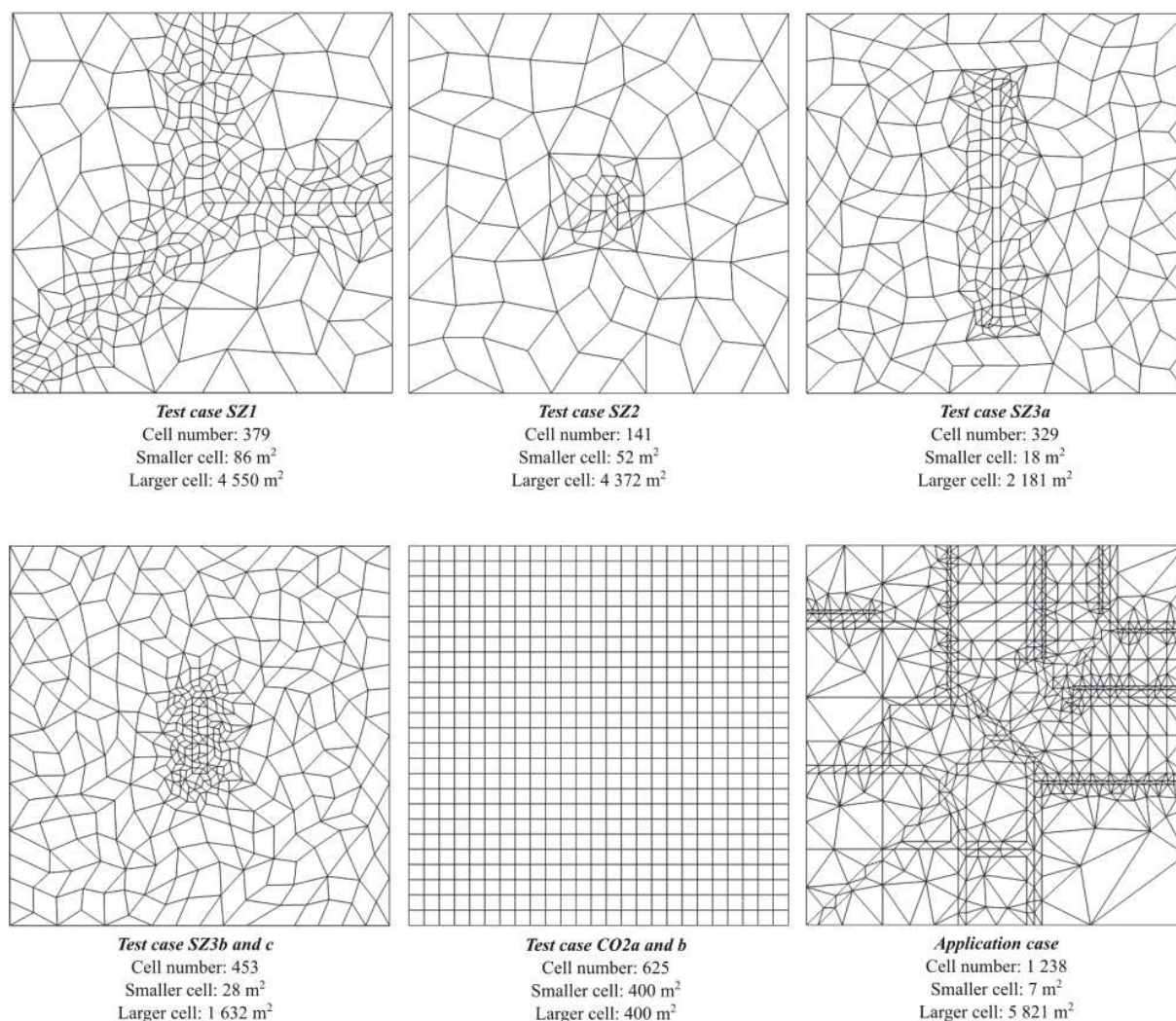


Figure S - 4 : Meshes used for the simulation of groundwater flows with the developed module

### A.2.3. Influence of the spatial discretization

This section focuses on the influence of the spatial discretization on simulation results. Two alternative meshes are used for each test case, one finer and the other coarser than the reference mesh used in the model's evaluation. The details of the reported test cases are provided in Table 2-2 of the article.

#### A) Computation of flows in saturated zone

##### a) Test case SZ1: GW flow in a heterogeneous medium

Tableau S - 3 : Influence of spatial discretization in the SZ1 test case. Error on the hydraulic head distribution at steady state.

	$H_{xy}$ [m]	
	$ E _{mean}$	$ E _{max}$
DIS1	0.057	0.318
REF	0.024	0.119
DIS2	Error	Error
DIS2 & PDT = 0.25 min	0.003	0.026

The two alternative meshes for the SZ1 case are shown in the background in Figure S - 5. The coarse mesh (DIS1) is composed of 100 cells with a surface area varying between 645 and 10 850 m<sup>2</sup>. The fine mesh (DIS2) is composed of 2 922 cells with a surface area varying between 5 and 500 m<sup>2</sup>. The reference mesh (REF) is composed of 379 cells with a surface area varying between 86 and 4 550 m<sup>2</sup>.

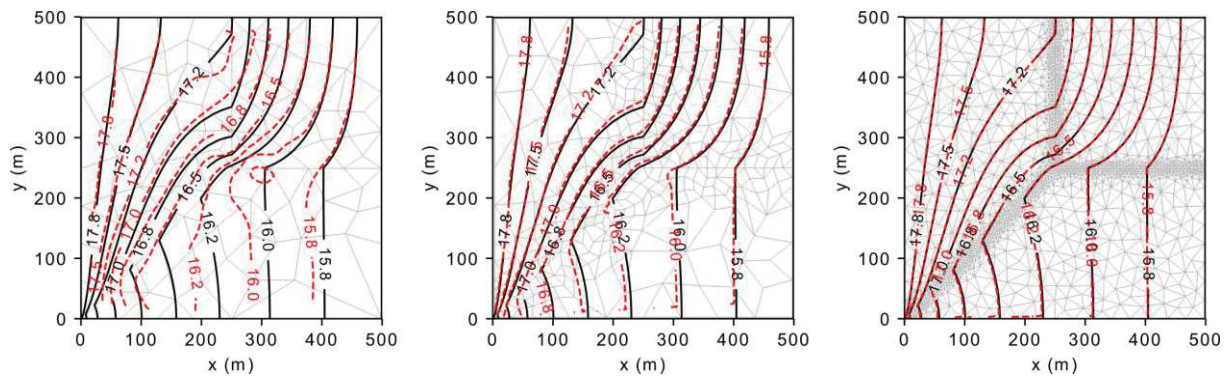


Figure S - 5 : Influence of the spatial discretization in the SZ1 test case. Hydraulic head isolines at steady state corresponding to a groundwater flow in a heterogeneous soil, simulated by the saturated zone flow model (red lines) and the FEFLOW model (black lines) on a coarse mesh (left), the reference mesh used in the diagnosis (center) and a fine mesh (right).

The coarse mesh roughly simulates the influence of transitions between materials. The cell size appears to be too large in relation to the strong changes in flow conditions and oscillations are visible (Figure S - 5, coordinate (300,250)). A coarser mesh may probably lead to a calculation failure. This shows the need for refinement near such sharp changes in flow conditions. For the fine mesh, the strong gradients at the beginning of the simulation and the permeability of the medium impose too high flow velocities compared to the cell size and the time step (6 min). This leads to a calculation failure. The calculation was therefore restarted with a finer time step (0.25 min). Results confirm that the model tends towards the reference solution when refining the mesh resolution and the time step.

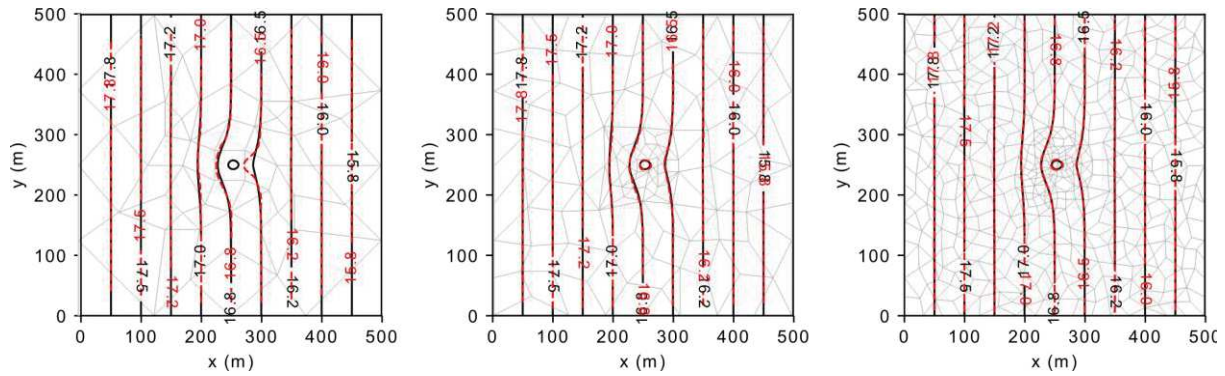
b) Test case SZ2: Sharp GW fluctuations around injecting / pumping wells

*Tableau S - 4 : Influence of spatial discretization in the SZ2 test case. Error on the hydraulic head distribution after 50 days (end of the well operation) and over time at the domain center.*

	$H_{xy}$ [m]		$H_{t - center}(t)$ [m]	
	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_{xy} _{mean}$	$R^2$
DIS1	0.002	0.249	0.120	0.773
REF	0.001	0.133	0.057	0.985
DIS2	0.000	0.068	0.021	0.999

The two alternative meshes for the SZ2 case are shown in the background in Figure S - 6. The coarse mesh (DIS1) is composed of 61 cells with a surface area varying between 722 and 13 808 m<sup>2</sup>. The central cell area (where volumes are pumped/injected) is 2 500 m<sup>2</sup>. The fine mesh (DIS2) is composed of 579 cells with a surface area varying between 15 and 956 m<sup>2</sup>. The central cell area is 100 m<sup>2</sup>. The reference mesh (REF) is composed of 141 cells with a surface area varying between 52 and 4372 m<sup>2</sup>. The central cell area is 400 m<sup>2</sup>.





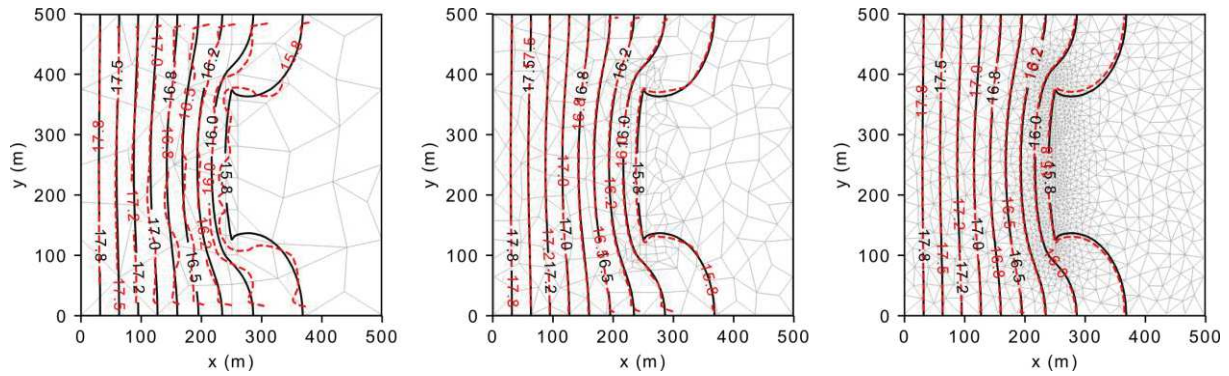


Figure S - 8 : Influence of spatial discretization in the SZ3a test case. Hydraulic head isolines at steady state corresponding to a groundwater flow around a sewer pipe simulated by the saturated zone flow model (red lines) and the FEFLOW model (black lines) on a coarse mesh (left), the reference mesh used in the diagnosis (center) and a fine mesh (right).

The two alternative meshes for the SZ3a case are shown in the background in Figure S - 8. The coarse mesh (DIS1) is composed of 69 cells with a surface area varying between 320 and 9 789 m<sup>2</sup>. A 20 m wide rectangle encloses the sewer pipe. The fine mesh (DIS2) is composed of 2 292 cells with a surface area varying between 5 and 956 m<sup>2</sup>. A 5 m wide rectangle encloses the sewer pipe. The reference mesh (REF) is composed of 329 cells with a surface area varying between 18 and 2 181 m<sup>2</sup>. The central cell area is 492 m<sup>2</sup>. A 10 m wide rectangle encloses the sewer pipe. The coarse mesh allows a rough estimate of the sewer pipe's influence on flows and of drained fluxes. However, the oversized cells and strong gradients lead to localized deformations of the isolines in the vicinity of the pipe. Conversely, the finer mesh allows a smoothing of the isolines but does not significantly improve the results.

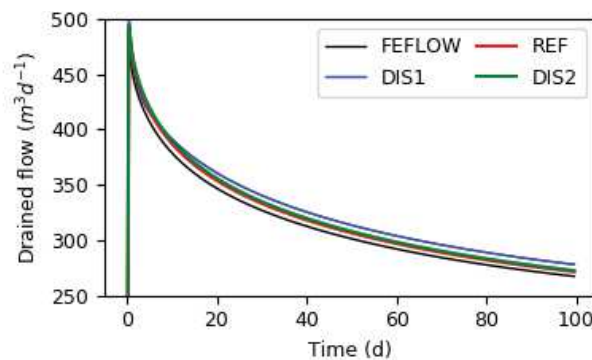


Figure S - 9 : Influence of spatial discretization in the SZ3a test case. Flows drained by the sewer pipe simulated by the FEFLOW model (black lines) and the saturated zone flow model used on a coarse mesh (DIS1 - blue line), the mesh used in the diagnosis (REF - red line) and a fine mesh (DIS2 - green line).



d) Test case SZ3b: GW flow disturbances by an impervious basement

Tableau S - 6 : Influence of spatial discretization in the SZ3b test case. Error on the hydraulic head distribution at steady state.

	$H_{xy}$ [m]	
	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$
DIS1	0.002	0.038
REF	0.002	0.033
DIS2	0.002	0.031

The two alternative meshes for the SZ3b case are shown in the background in Figure S - 10. The coarse mesh (DIS1) is composed of 239 cells with a surface area varying between 75 and 2 423 m<sup>2</sup>. The fine mesh (DIS2) is composed of 1 321 cells with a surface area varying between 25 and 500 m<sup>2</sup>. The reference mesh (REF) is composed of 453 cells with a surface area varying between 28 and 1632 m<sup>2</sup>.

The discretization influence, although visible on the maximum errors (Tableau S - 6), remains small. This is primarily due to the low impact of the building (slight obstruction of the aquifer).

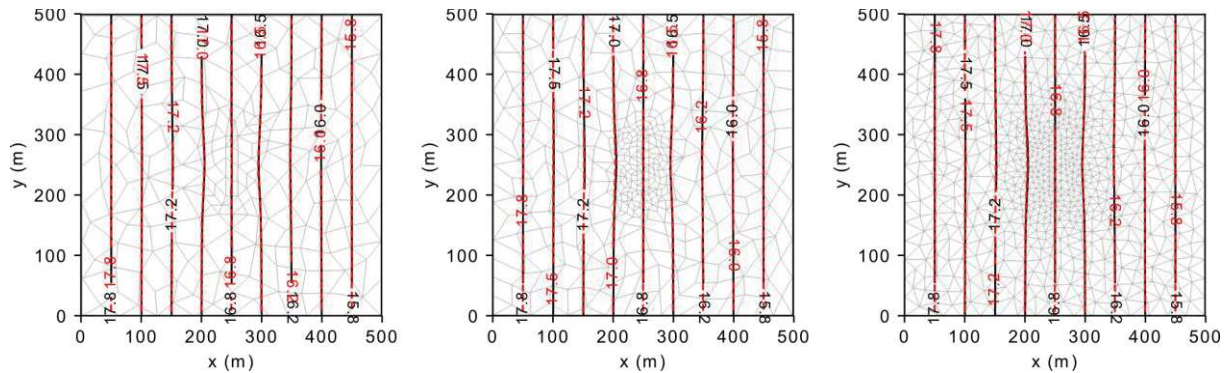


Figure S - 10 : Influence of spatial discretization in the SZ3b test case. Hydraulic head isolines at steady state corresponding to a groundwater flow around an impervious building basement simulated by the saturated zone flow model (red lines) and the FEFLOW model (black lines) on a coarse mesh (left), the reference mesh used in the diagnosis (center) and a fine mesh (right).

e) Test case SZ3c: GW flow disturbances by a basement equipped with a draining system

Tableau S - 7 : Influence of spatial discretization in the SZ3c test case. Error on the hydraulic head distribution at steady state and on the drained flux over time.

	$H_{xy}$ [m]		$V_t$ [m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> ]	
	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
DIS1	0.136	0.957	67.426	0.935
REF	0.071	0.568	36.418	0.972
DIS2	0.039	0.491	19.591	0.994

The two alternative meshes for the SZ3c (identical to those used in the case SZ3b) are shown in Figure S - 11.

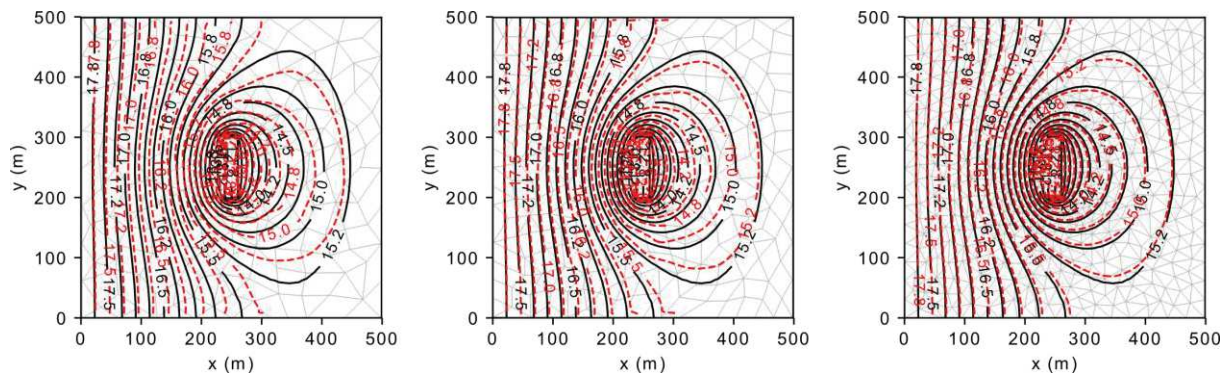


Figure S - 11 : Influence of spatial discretization in the SZ3c test case. Hydraulic head isolines at steady state corresponding to a groundwater flow around a building basement equipped with a dewatering system simulated by the saturated zone flow model (red lines) and the FEFLOW model (black lines) on a coarse mesh (left), the reference mesh used in the diagnosis (center) and a fine mesh (right).

The model tends towards the reference solution with a mesh refinement. It should be noted that the coarse mesh is slightly refined near the structure (see Figure S - 10), otherwise the calculation would be unstable due to the strong gradients involved.

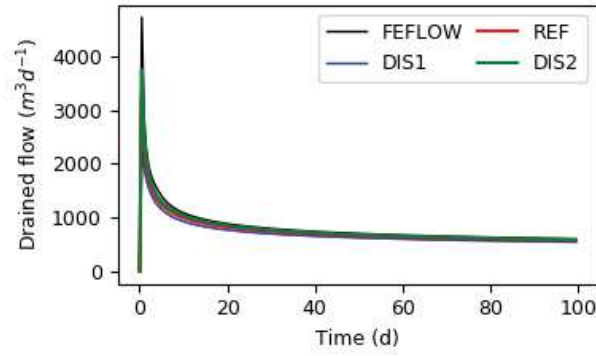


Figure S - 12 : Influence of spatial discretization in the SZ3c test case. Flows drained by the dewatering system simulated by the FEFLOW model (black lines) and the saturated zone flow model used on a coarse mesh (DIS1 - blue line), the mesh used in the diagnosis (REF - red line) and a fine mesh (DIS2 - green line).

### B) Computation of flows in the unsaturated zone

For test cases related to the unsaturated zone, the column is discretized into 1m thick (DIS1) or 0.1m thick (DIS2) reservoirs. This discretization is homogeneous throughout the column except for the two-layer soils with the first alternative discretization (1m - DIS1), where the first layer is 0.5 m (thickness of the first soil layer).

#### a) Test case UZ1: Upward capillary rise

Tableau S - 8 : Influence of reservoir thickness in the UZ1 test case. Error on the variables related to the unsaturated zone.

	$I_{surf}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$F_{UZ-SZ}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$Tr$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$\theta_{UZ}$ [-]		$\theta_{RZ}$ [-]		$S_{surf}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
DIS1	-	-	0.029	0.973	0.034	0.843	0.004	0.936	0.053	0.936	-	-
REF	-	-	0.005	0.990	0.006	0.984	0.003	0.999	0.012	0.997	-	-
DIS2	-	-	0.000	0.999	0.001	0.992	0.000	0.999	0.002	0.999	-	-

The refinement of the discretization significantly improves of the results. This is due to the better estimation of the root water uptake ( $Tr$ ). The estimation of this flux is indeed directly dependent on the water content in the different strata of the root profile. The use of a 1 m reservoir implies an average water content over a thickness of twice the root profile and thus leads to an overestimation of the water availability in the root profile (directly related to  $\theta_{RZ}$ ). Conversely, the discretization of the profile into 5 reservoirs of 0.1 m provides a good estimate of the availability in the different strata of the profile. It should be noted that the comparison is carried out with a parameterization of the Feddes law without compensation in HYDRUS 1D.

In the case of compensation, the model would underestimate the transpiration in the case of a fine discretization of the profile.

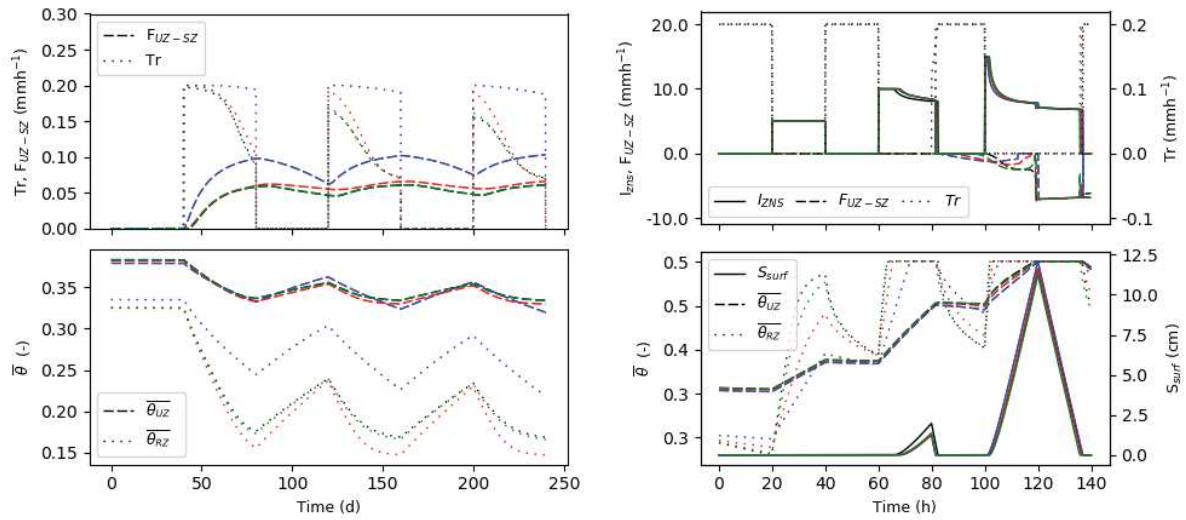


Figure S - 13 : Influence of reservoir thickness in test cases UZI (left figures) and UZ2a (right figures). Evolution of the unsaturated zone storage and fluxes simulated by the HYDRUS 1D model (black lines) and the reservoir model with 1m-thick (DIS1 - blue lines), 0.5m-thick (REF - red lines) and 0.1m-thick (DIS2 - green lines) reservoirs.

b) Test case UZ2a: Unsaturated zone storage and fluxes evolution under various rainfall intensities in a homogeneous soil

Tableau S - 9 : Influence of reservoir thickness in the UZ2a test case. Error on the variables related to the unsaturated zone.

	$I_{surf}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$F_{UZ-SZ}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$Tr$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$\theta_{UZ}$ [-]		$\theta_{RZ}$ [-]		$S_{surf}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
DIS1	0.171	0.965	0.357	0.862	0.002	0.968	0.003	0.998	0.027	0.744	1.606	0.995
REF	0.131	0.966	0.211	0.950	0.002	0.963	0.001	0.999	0.013	0.908	0.699	0.997
DIS2	0.163	0.959	0.103	0.978	0.003	0.949	0.001	0.999	0.004	0.991	1.308	0.997

The refinement of discretization provides a better match to the reference solution for the exchange flow with the groundwater ( $F_{UZ-SZ}$ ) and the mean water content in the root zone ( $\theta_{RZ}$ ). The influence on the infiltration flux ( $I_{surf}$ ) (and consequently the surface storage  $S_{surf}$ ) is more contrasted.

c) Test case UZ2b: Unsaturated zone storage and fluxes evolution under various rainfall intensities in a heterogeneous soil (silt over sand)

Tableau S - 10 : Influence of reservoir thickness in the UZ2b test case. Error on the variables related to the un-saturated zone.

	$I_{surf}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$F_{UZ-SZ}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$Tr$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$\theta_{UZ}$ [-]		$\theta_{RZ}$ [-]		$S_{surf}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
DIS1	0.124	0.971	0.589	0.896	0.011	0.847	0.011	0.994	0.013	0.915	0.683	0.999
REF	0.131	0.968	0.281	0.969	0.011	0.842	0.005	0.990	0.014	0.911	0.779	0.999
DIS2	0.119	0.973	0.062	0.998	0.011	0.847	0.001	0.999	0.012	0.960	0.578	0.999

The conclusions here are identical to the previous case.

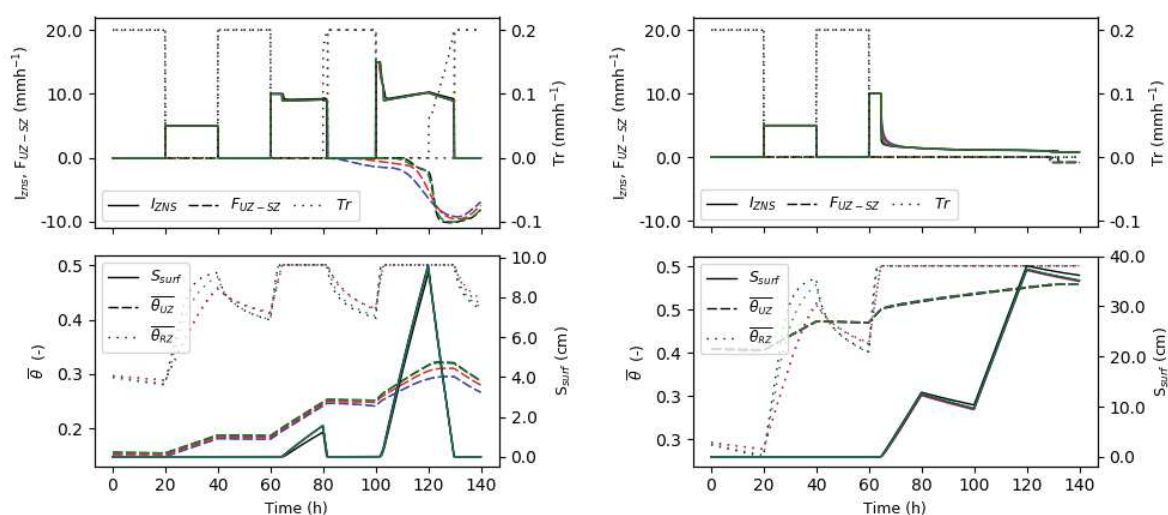


Figure S - 14 : Influence of reservoir thickness in test cases UZ2b (left figures) and UZ2c (right figures). of the unsaturated zone storages and fluxes simulated by the HYDRUS 1D model (black lines) and the reservoir model with 1m-thick (DIS1 - blue lines), 0.5m-thick (REF - red lines) and 0.1m-thick (DIS2 - green lines) reservoirs.

d) Test case UZ2c: Unsaturated zone storage and fluxes evolution under various rainfall intensities in a heterogeneous soil (silt over clay)

Tableau S - 11 : Influence of reservoir thickness in the UZ2c test case. Error on the variables related to the un-saturated zone.

	$I_{surf}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$F_{UZ-SZ}$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$Tr$ [mmh <sup>-1</sup> ]		$\theta_{UZ}$ [-]		$\theta_{RZ}$ [-]		$S_{surf}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
DIS1	0.062	0.984	0.021	0.762	0.000	0.999	0.001	0.999	0.009	0.944	4.466	0.999
REF	0.038	0.993	0.017	0.790	0.000	0.999	0.001	0.999	0.009	0.942	3.492	0.999
DIS2	0.024	0.991	0.017	0.792	0.000	0.999	0.000	0.999	0.003	0.993	2.902	0.999

The conclusions here are identical to the previous case. A refinement of the discretization below 50 cm does not improve the estimation of the exchange flow with the groundwater, i.e. the underestimation of the arrival time of the GA infiltration front to the groundwater.

### C) Coupling

For test cases related to the coupling the coupling, the soil columns are vertically discretized into 1m thick (DIS1) or 0.1 m thick (DIS2) reservoirs. In the latter case, the minimum dimension that occurs during water table movements in reservoirs ( $d_{min}$ ) is set at 0.05 m. The influence of horizontal discretization is not assessed here.

a) Test case CO1: Interactions between water table variation and UZ in a single soil column

Tableau S - 12 : Influence of reservoir thickness in the CO1 test case. Error on the hydraulic head and the unsaturated zone storage.

	CO1a				CO1b				CO1c			
	$H$ [m]		$S_{zns}$ [mm]		$H$ [m]		$S_{zns}$ [mm]		$H$ [m]		$S_{zns}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
DIS1	0.064	0.980	39.184	0.956	0.042	0.978	32.483	0.921	0.151	0.946	79.856	0.815
REF	0.038	0.992	21.163	0.982	0.027	0.992	20.405	0.967	0.063	0.983	30.878	0.942
DIS2	0.016	0.998	8.246	0.995	0.009	0.999	9.383	0.987	0.017	0.995	8.270	0.987

For all three soil columns, the reduction of the reservoirs' thickness provides a better match to the reference solution. For the two-layer columns (CO1b and CO1c), the use of a coarse discretization leads to an earlier rise of the water table during the first peak (surface inflow).



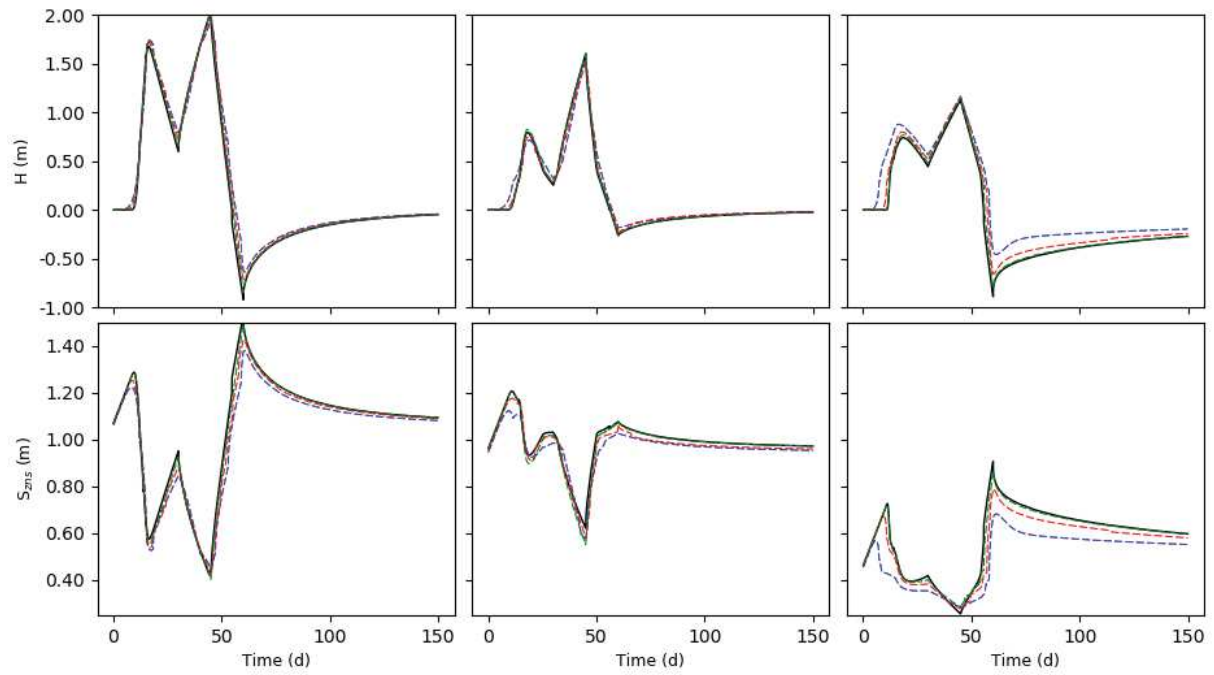


Figure S - 15 : Influence of the reservoir thickness in test case CO1. Evolution of the hydraulic head (upper figures) and unsaturated storage (lower figures) for test cases CO1a (left) CO1b (middle) and CO1c (right) simulated by the HYDRUS 1D model (black lines) and the reservoir model with 1m-thick (DIS1 - blue lines), 0.5m-thick (REF - red lines) and 0.1m-thick (DIS2 – green lines) reservoirs.

Two additional cases are added to investigate the influence of the minimum reservoir thickness below which the reservoir where the water table is located is merged with the upper one during water table fluctuations ( $d_{min}$ ). They are based on the discretization used in the reference case with a minimum thickness  $d_{min} = 0.25$  m (DMIN1) or  $d_{min} = 0.05$  m (DMIN2).

Tableau S - 13 : Influence of the minimal reservoir thickness ( $d_{min}$ ) in the CO1 test case. Error on the hydraulic head and the unsaturated zone storage.

	CO1a				CO1b				CO1c			
	$H$ [m]		$S_{zns}$ [mm]		$H$ [m]		$S_{zns}$ [mm]		$H$ [m]		$S_{zns}$ [mm]	
	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
REF	0.038	0.992	21.163	0.982	0.027	0.992	20.405	0.967	0.063	0.983	30.878	0.942
DMIN1	0.050	0.985	27.272	0.967	0.049	0.966	29.767	0.884	0.854	0.948	41.871	0.826
DMIN2	0.035	0.993	19.668	0.985	0.024	0.994	19.222	0.973	0.059	0.988	29.284	0.959

Reducing the minimum thickness  $d_{min}$  improves the modelling results, especially in the case of layered soils. Indeed, this parameter is the thickness threshold below which the lower reservoir is merged with the upper one. The consequences of such a fusion are obviously more significant when hydrodynamic parameters change between the two reservoirs. The reduction of  $d_{min}$  thus makes it possible to mitigate the influence of this conceptualization. However,  $d_{min}$  value must



be fixed according to the material properties and the time step (the latter being fixed in the model) to ensure the computation stability. For example, in the case of silt, the calculation remains stable up to about  $d_{min} = 2.5$  cm. Conversely, the use of a too large minimum thickness reinforces the consequences of such conceptualization. Especially for the CO1b test case, this leads to oscillations when the water table changes medium ( $t \sim 15$  d and  $t \sim 50$  d).

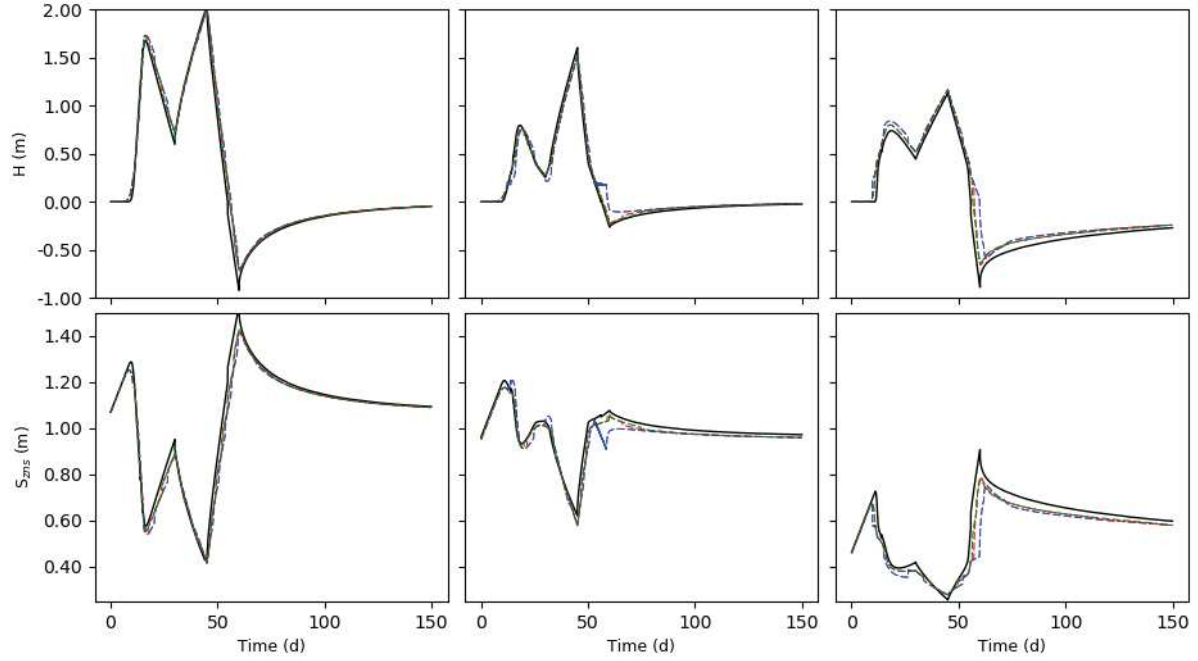


Figure S - 16 : Influence of the minimal reservoir thickness ( $d_{min}$ ) in the CO1 test case. Evolution of the hydraulic head (upper figures) and unsaturated storage (lower figures) for test cases CO1a (left) CO1b (middle) and CO1c (right) simulated by the HYDRUS 1D model (black lines) and the reservoir model with  $d_{min} = 0.25$  m (DMIN1 - blue lines),  $d_{min} = 0.1$  m (REF - red lines) and  $d_{min} = 0.05$  m (DMIN2 - green lines)

b) Test case CO2a: Water table evolution under spatially homogeneous upper input

Tableau S - 14 : Influence of UZ reservoir thickness in the CO2a test case. Error on distributed hydraulic head after 50 d, 100 d and 300 d and error on hydraulic head over time at domain center and 120 m downgradient.

	$H_{xy} - 50d$ [m]		$H_{xy} - 100d$ [m]		$H_{xy} - 300d$ [m]		$H_t - center$ (t) [m]		$H_t - 120m$ (t) [m]	
	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
DIS1	0.022	0.025	0.012	0.018	0.008	0.011	0.013	0.990	0.012	0.990
REF	0.011	0.013	0.007	0.011	0.005	0.008	0.008	0.998	0.009	0.993
DIS2	0.002	0.005	0.003	0.008	0.003	0.004	0.003	0.999	0.003	0.999

The results here show that the decrease in the thickness of the reservoirs results in a higher accuracy. The results associated with the coarse mesh confirm the conclusions regarding the smoothing of the groundwater recharge: the flow entering the reservoir being instantaneously distributed over the entire thickness, the recharge takes place earlier and is less pronounced.

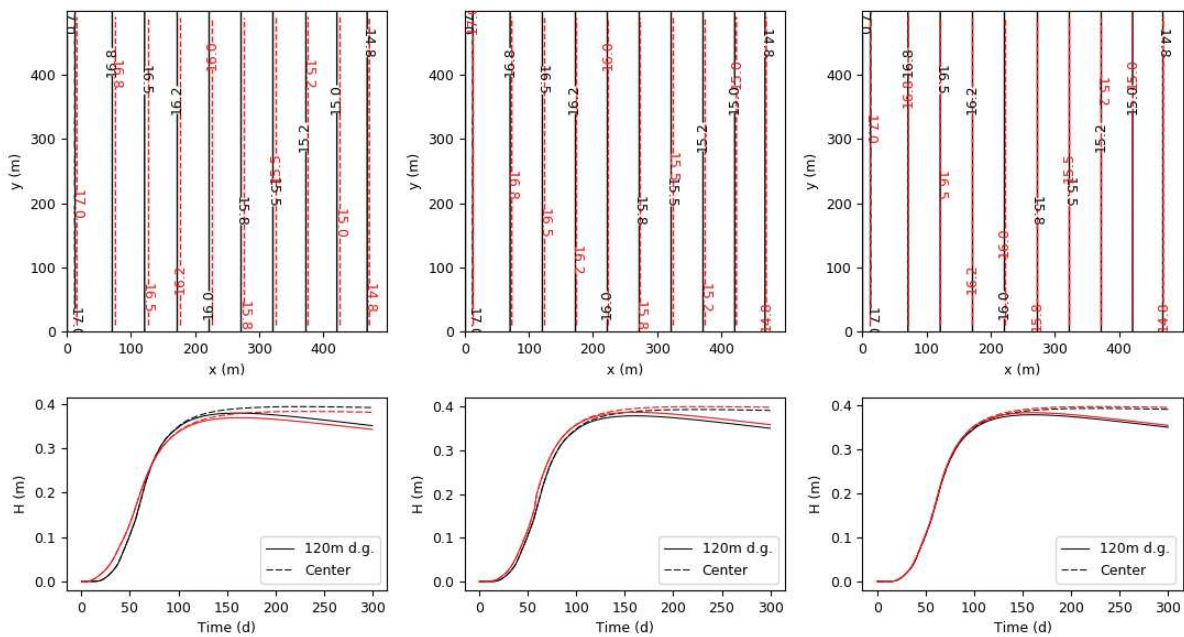


Figure S - 17 : Influence of UZ reservoir thickness in the CO2a test case. Hydraulic head isolines after 50 days (upper figures) and evolution over time at two points (lower figures) simulated by the FEFLOW model (black lines) and the coupled model (red lines) with 1m-thick (DIS1 - left), 0.5m-thick (REF - middle) and 0.1m-thick (DIS2 - right) reservoirs.

c) Test case CO2b: Water table evolution under spatially heterogeneous upper input

Tableau S - 15 : Influence of UZ reservoir thickness in the CO2b test case. Error on distributed hydraulic head after 50 d, 100 d and 300 d and error on hydraulic head over time comparison below an area where no inflow at top (domain center) and an area with a concentrated inflow at top (BC10) ( $x = 310$  ;  $y = 370$ )

	$H_{xy} - 50d$ [m]		$H_{xy} - 100d$ [m]		$H_{xy} - 300d$ [m]		$H_t - center$ (t) [m]		$H_t - BC10$ (t) [m]	
	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_{xy} _{mean}$	$ E_{xy} _{max}$	$ E_t _{mean}$	$R^2$	$ E_t _{mean}$	$R^2$
DIS1	0.018	0.250	0.013	0.017	0.009	0.016	0.009	0.996	0.033	0.991
REF	0.018	0.246	0.008	0.081	0.003	0.006	0.004	0.999	0.021	0.990
DIS2	0.015	0.250	0.006	0.030	0.001	0.006	0.004	0.999	0.022	0.989

The above conclusions also apply to this case. Results also show that the slight drop in the water table that may occur during a reservoir transition (visible during the groundwater level decrease below the areas of flow concentration (Figure S - 18 ;  $t \sim 90$  d)) is quickly balanced and decreases with a refinement of the reservoirs. However, the model still slightly overestimates the rise of the water table during peaks and the recession rate.

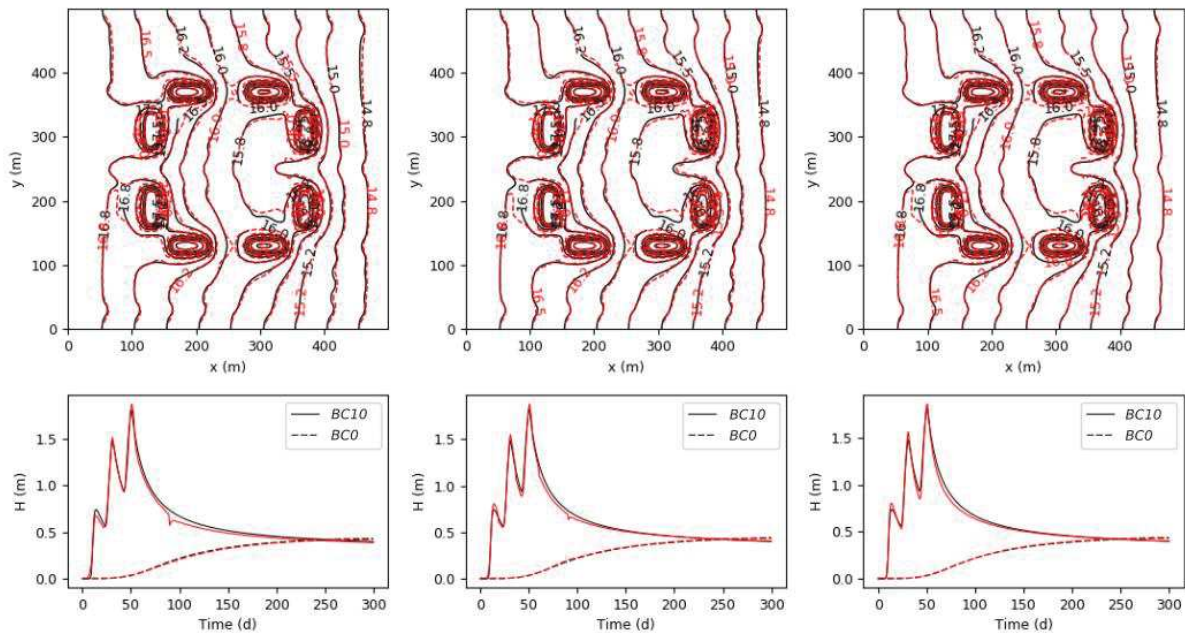


Figure S - 18 : Influence of UZ reservoir thickness in the CO3 test case. Hydraulic head isolines after 50 days (upper figures) and evolution below an area with no inflow at top (BC0 - domain center) and an area with a concentrated inflow at top (BC10 -  $x = 310$  ;  $y = 370$ ) (lower figures) simulated by the FEFLOW model (black lines) and the coupled model (red lines) with 1m-thick (DIS1 - left), 0.5m-thick (REF - middle) and 0.1m-thick (DIS2 - right) reservoirs.

## **B. Annexes de la partie 3**

### **B.1. Influence de l'épaisseur de la zone saturée au droit de la condition limite aval**

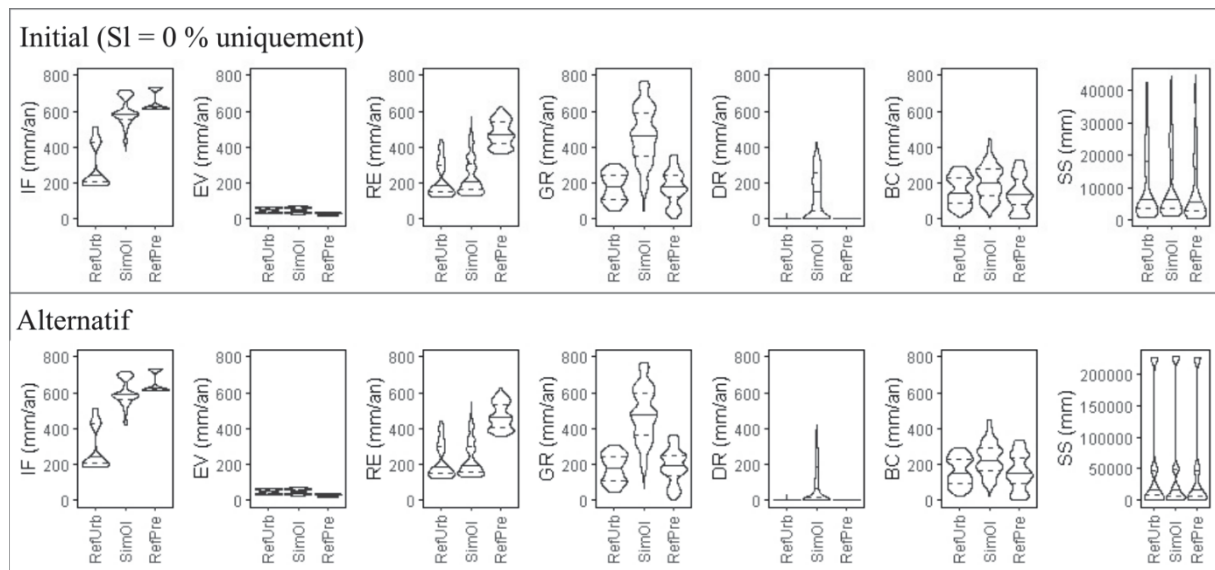
Les résultats présentés dans la section 3.3 concluent à une faible influence de l'épaisseur de la condition limite aval (BCd). Dans les contextes modélisés, ce facteur prend deux valeurs (1 m et 5 m), identiques quel que soit le type de sol sous-jacent. Cela implique un fort contraste de transmissivité à l'aval (conductivité x épaisseur saturée) avec, par rapport au sol peu perméable (SPP), un facteur 10 (SMP) et 100 (SP). Pour les sols les moins perméables, cette transmissivité est très faible au regard des volumes à évacuer au niveau de cette limite, ce qui se traduit par une forte élévation de la nappe.

Des simulations complémentaires ont été réalisées pour évaluer l'influence de ce choix de modélisation. Dans ces simulations, le facteur considéré est la transmissivité à l'aval. Les deux modalités sont fixées par rapport aux simulations initiales pour le sol perméable ( $K = 0.0005$  m/s et BCd = 1 et 5 m) : 0.0005 et 0.0025 ( $\text{m}^2/\text{s}$ ). Ce choix conduit donc à avoir une épaisseur saturée à l'aval variant en fonction du type de sol : SP (1 et 5 m), SMP (10 et 50 m) et SPP (100 et 500 m). Par la suite, ce facteur est dénommé BCalt et ses modalités sont notées 1x et 5x.

Les simulations complémentaires ont été réalisées avec l'ensemble des facteurs, hormis la pente (SI) pour laquelle sur la valeur nulle est utilisée (les fortes épaisseurs saturées pour les sols les moins perméables rendant peu pertinentes la variation de ce paramètre du fait de l'extension du domaine). L'ensemble de modélisation contient de ce fait 6 804 simulations dont 4 536 nouvelles (les simulations avec un sol perméable n'étant pas modifiées). La suite de cette annexe présente l'influence de ce choix alternatif sur les principaux résultats de la section 3.3.

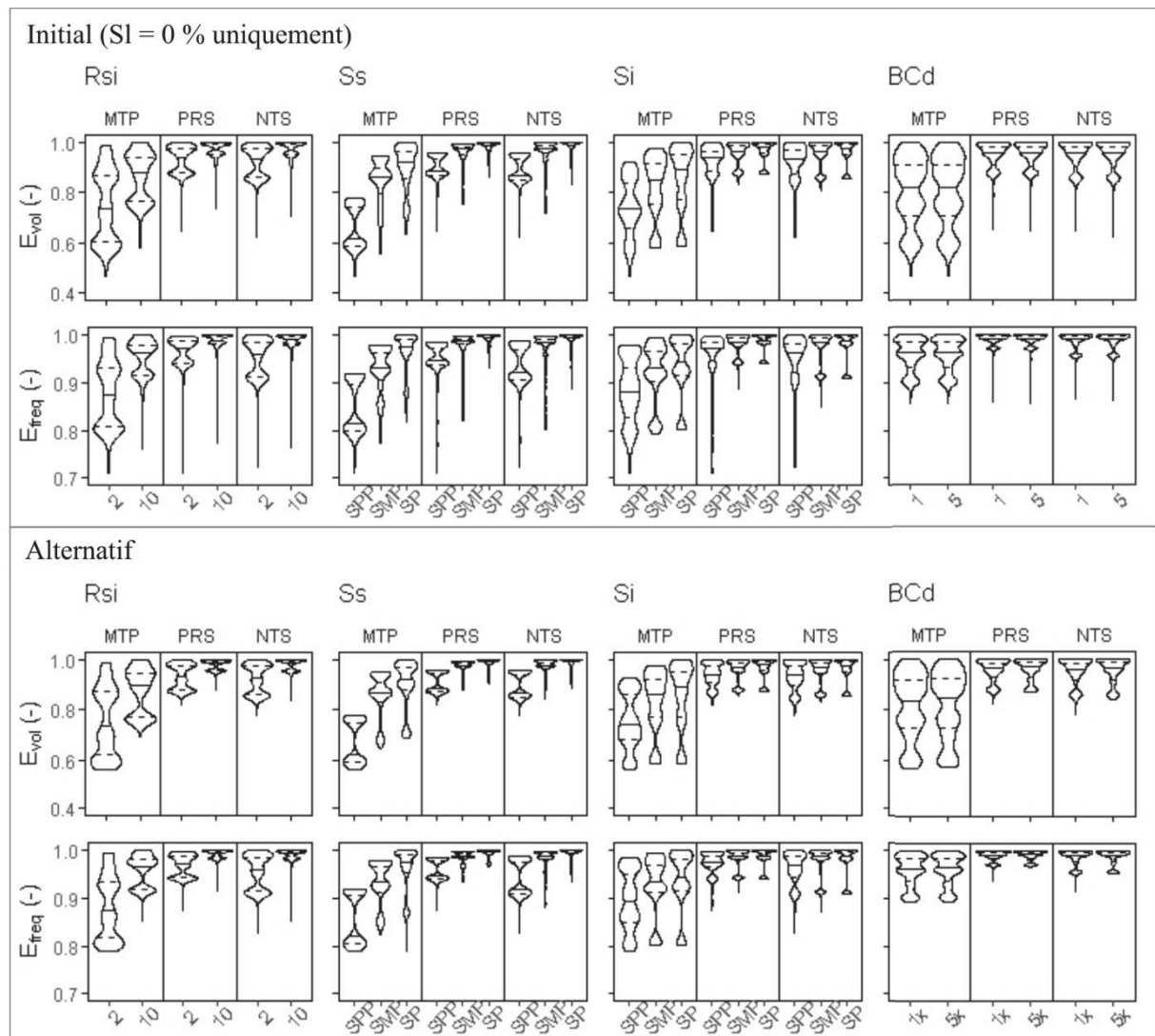
#### **B.1.1. Répartition globale des résultats**

La figure ci-dessous présente une comparaison entre résultats initiaux et avec la condition limite aval alternative pour les principaux termes du bilan (section 3.3.2.1). La modification du paramètre ne conduit pas à une modification significative des composantes de surface. Le drainage par les structures souterraines apparaît plus faible. Le stock en zone saturée est plus élevé du fait des fortes épaisseurs imposées à l'aval.



### B.1.2. Abattement dans les OI

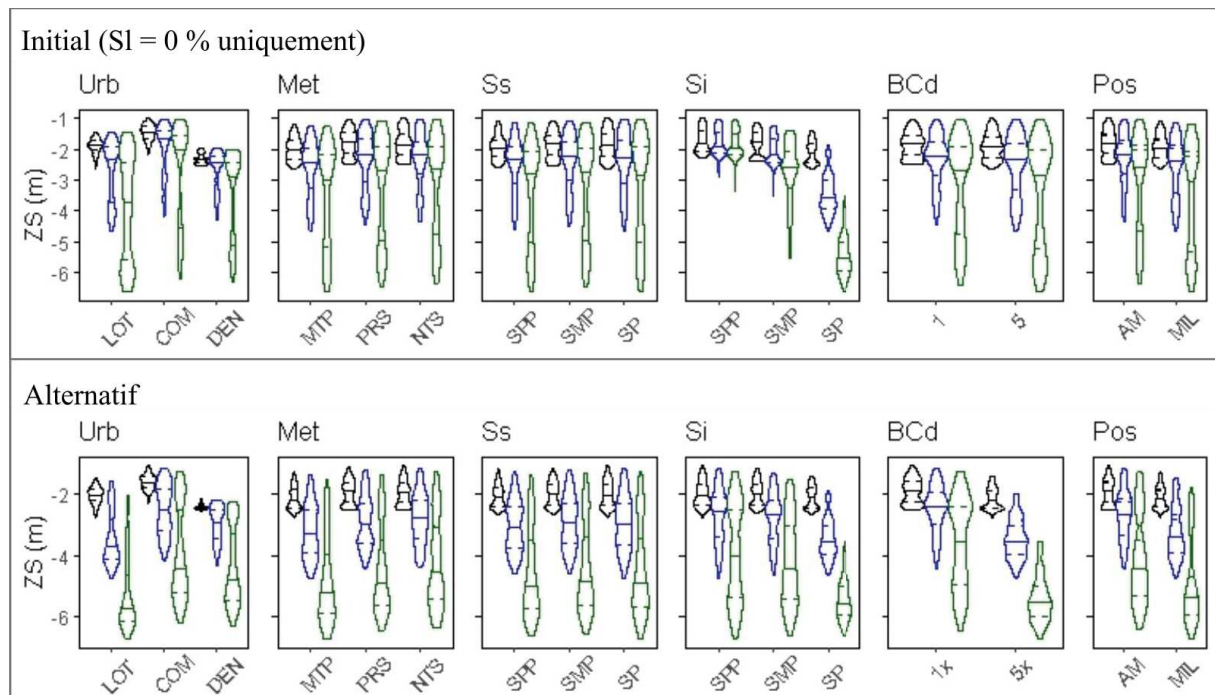
La figure ci-dessous présente une comparaison entre résultats initiaux et avec la condition limite aval alternative pour l'abattement dans les ouvrages (section 3.3.2.3). La modification du paramètre conduit à limiter les baisses d'efficacité volumique et fréquentielle dues aux interactions avec la nappe. Il apparaît que le facteur a ici une influence notable dans les contextes NTS et PRS.



### B.1.3. Influence sur l'élévation de la nappe

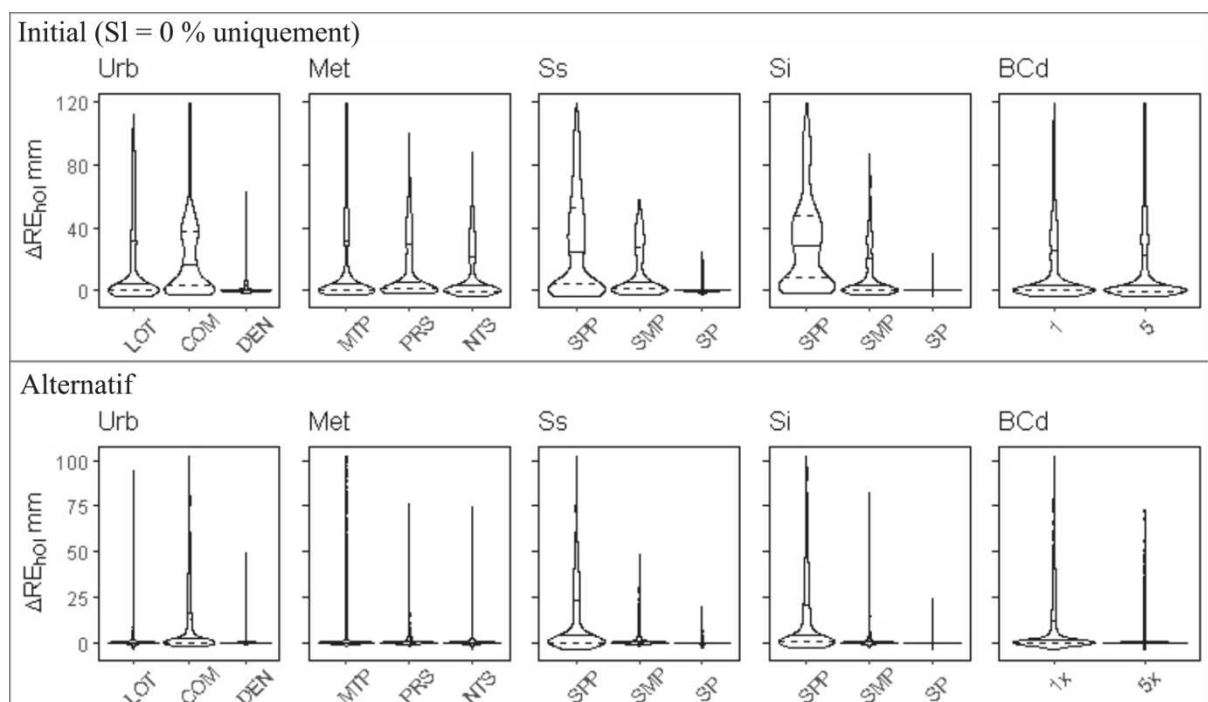
La figure ci-dessous présente une comparaison entre résultats initiaux et avec la condition limite aval alternative pour l'élévation du niveau de la nappe sous le secteur où sont implantés les OI (section 3.3.2.4). La modification du facteur conduit à des profondeurs significativement plus élevées pour la modalité haute (5x) de BCalt. Il apparaît par ailleurs que le facteur a ici une influence notable, similaire à celle du type de sol sous-jacent.





#### B.1.4. Influence sur la transpiration hors OI

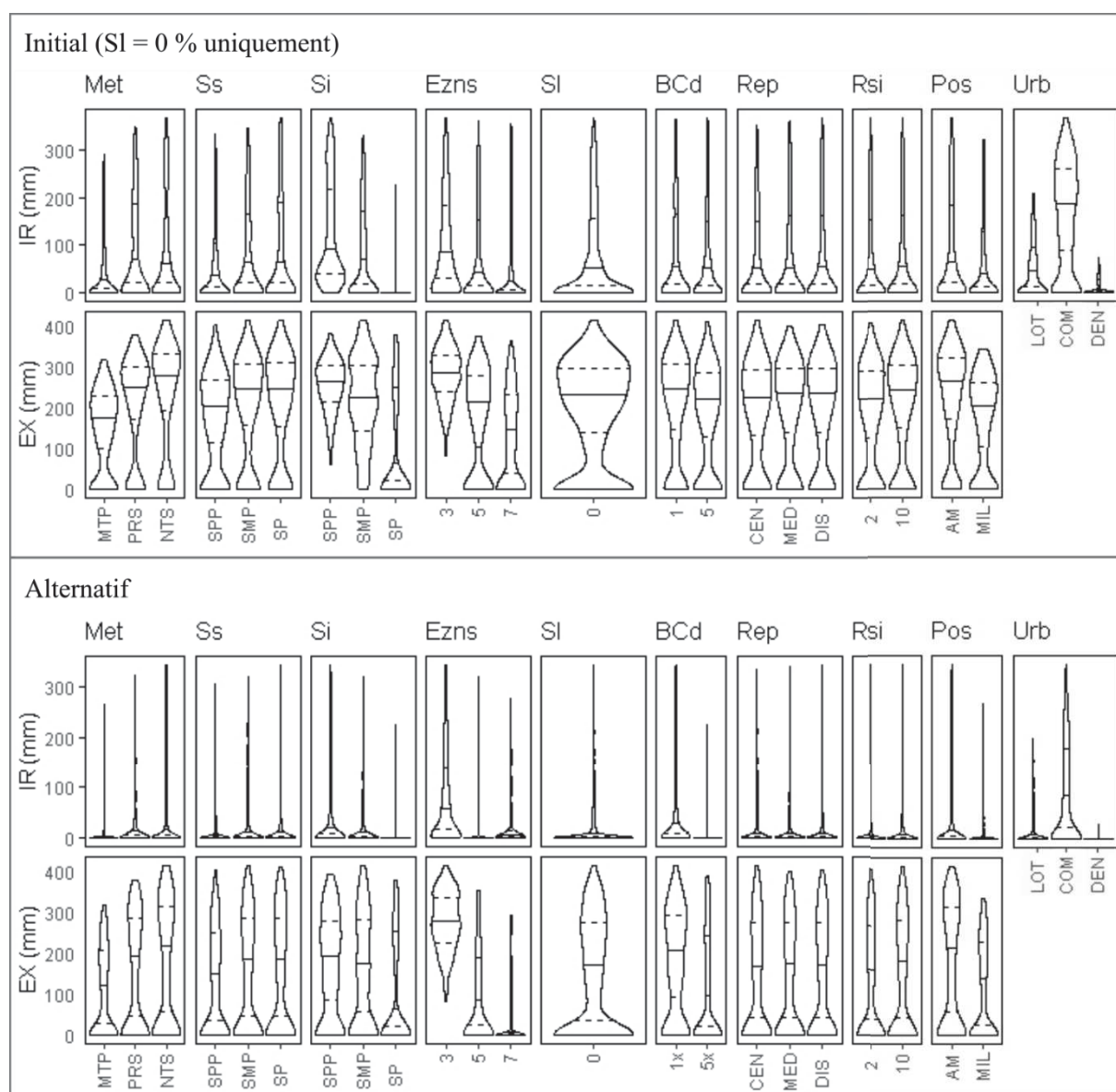
La figure ci-dessous présente une comparaison entre résultats initiaux et avec la condition limite aval alternative pour la transpiration hors OI sous le secteur où sont implantés les OI (section 3.3.2.4). Du fait d'une nappe plus profonde dans de nombreuses configurations, l'élévation de la transpiration concerne un nombre significativement plus faible de configurations. A nouveau, le facteur a une influence notable.





### B.1.5. Influence sur le drainage par les structures souterraines

La figure ci-dessous présente une comparaison entre résultats initiaux et avec la condition limite aval alternative pour le drainage par les structures souterraines sous le secteur où sont implantés les OI (section 3.3.2.4). Du fait d'une nappe plus profonde dans de nombreuses configurations, le drainage n'est significatif que pour un nombre plus faible de configurations, particulièrement pour les infiltrations parasites dans les conduites de réseaux. A nouveau, le facteur a une influence notable, similaire à celle du type de sol sous-jacent.



### **B.1.6. Conclusion / Discussion**

La prise en compte d'une transmissivité à l'aval équivalente entre les types de sol sous-jacent conduit à une élévation de la nappe moins marquée pour les sols les moins perméables et, en conséquence, des interactions moins prononcées entre nappe, OI, transpiration et structures souterraines. Dans ce cas, le facteur a une influence notable sur les résultats, les deux modalités (transmissivité à l'aval  $\times 1$  et  $\times 5$ ) conduisant à des fonctionnements hydrogéologiques plus contrastés (forte ou faible limitation aval). L'influence sur l'élévation de la nappe et les interactions en découlant est proche de celle du type de sol-sous-jacent, facteur le plus influent dans les résultats précédents. La prise en compte d'une épaisseur identique à l'aval était cohérente avec les objectifs initiaux mais impacte fortement les élévations de nappe et accroît l'influence du type de sol sous-jacent (potentiellement surestimée). Toutefois, prendre en compte une transmissivité équivalente implique de considérer des contextes avec une épaisseur saturée peu réaliste dans le cas du sol fin.

## B.2. Figures additionnelles relatives à l'analyse de l'effet des ouvrages sur les secteurs amont/aval (section 3.3.2.5)

### B.2.1. Influence sur la profondeur de nappe

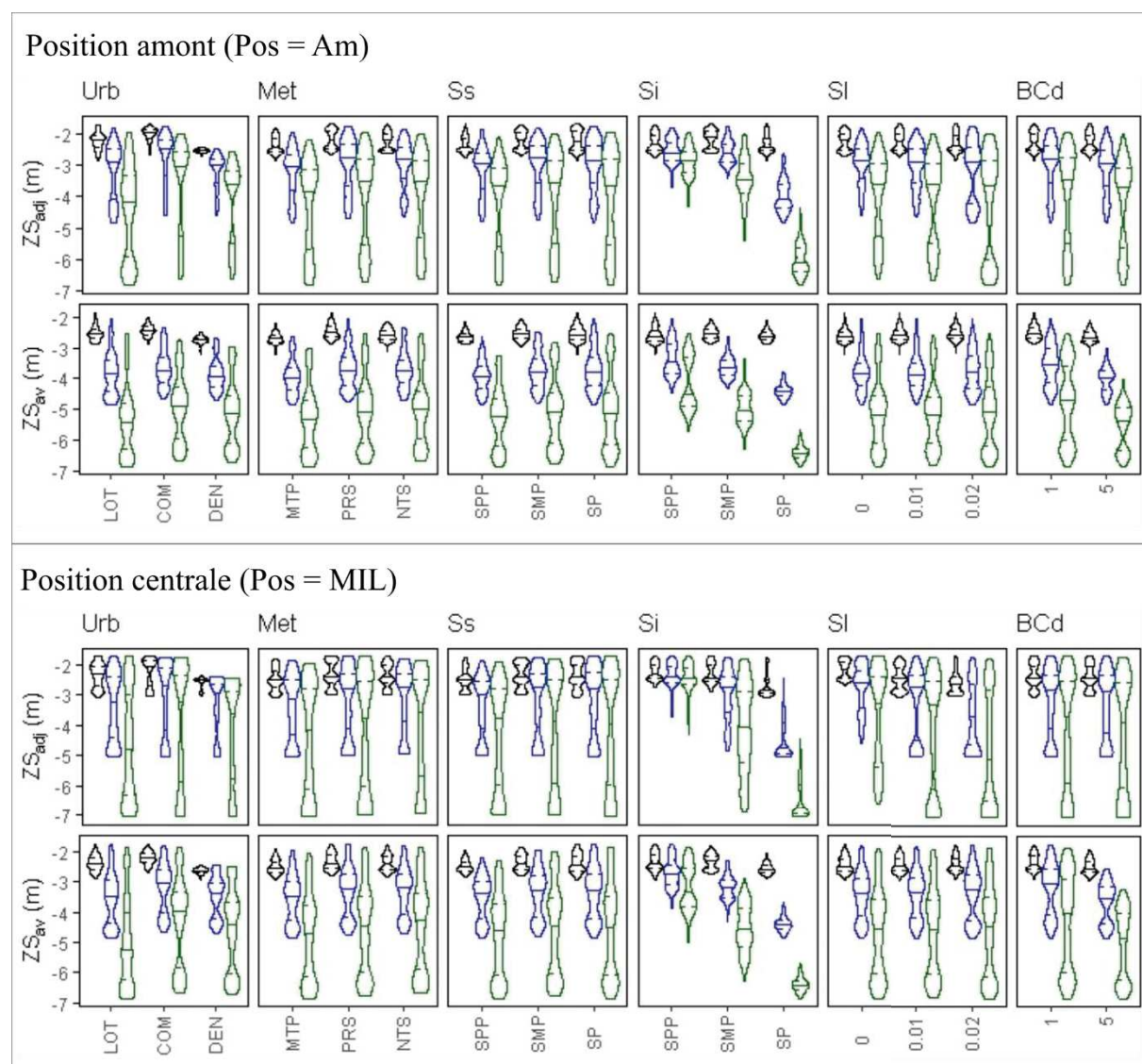


Figure S - 19 : Influence de l'infiltration sur la profondeur de nappe au niveau du secteur adjacent ( $ZS_{adj}$ ) et du secteur à l'aval du domaine ( $ZS_{av}$ ) pour une position amont et centrale de l'infiltration (EUZ : 7 m (noir), 5 m (bleu), 3 m (vert))

## B.2.2. Influence sur la variabilité temporelle du niveau de la nappe

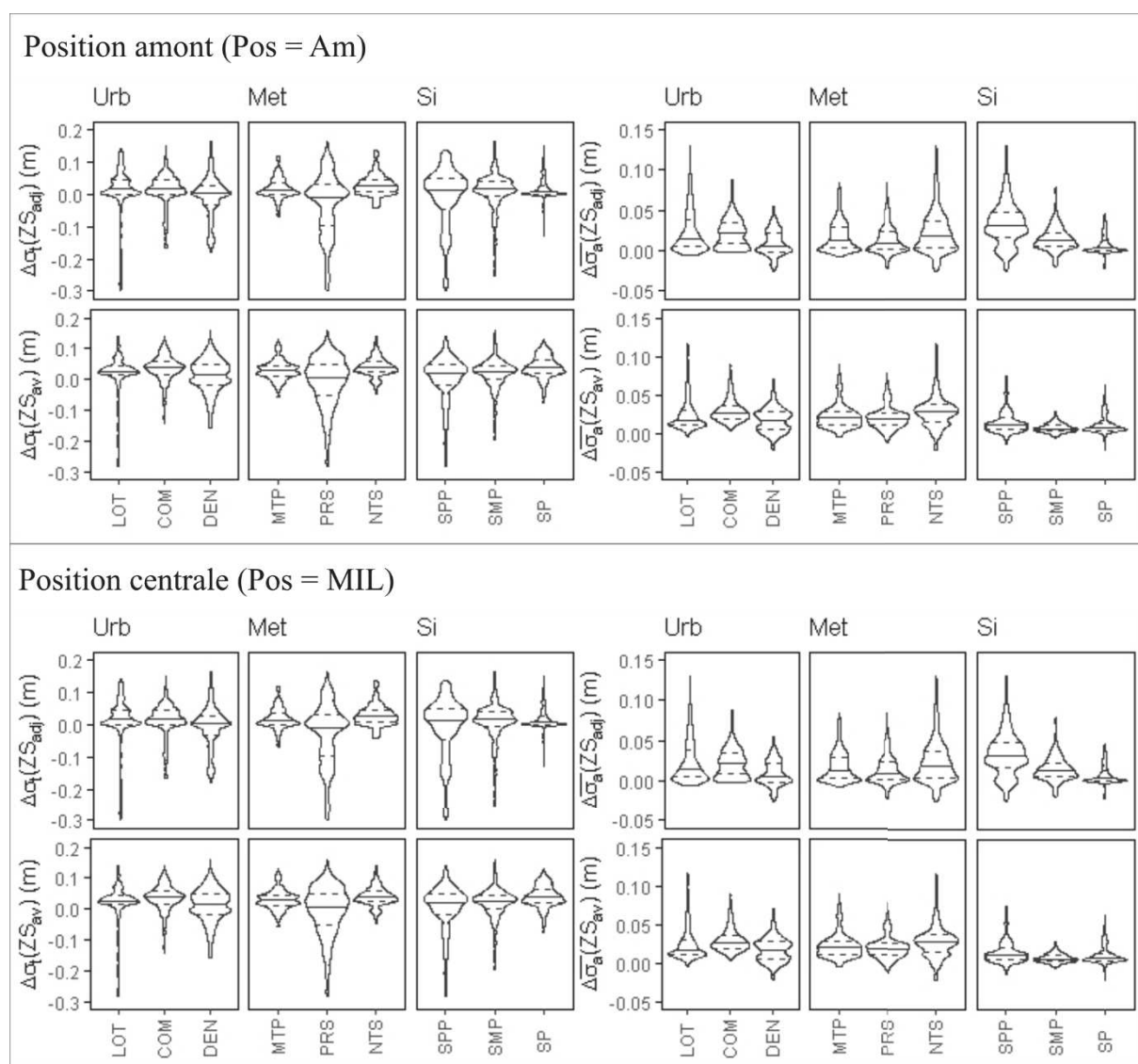


Figure S - 20 : Influence de l'infiltration sur la variabilité temporelle du niveau de la nappe (totale et annuelle moyenne) au niveau du secteur adjacent (adj) et du troisième secteur (av) pour une position amont et centrale de l'infiltration

### B.2.3. Influence sur la transpiration

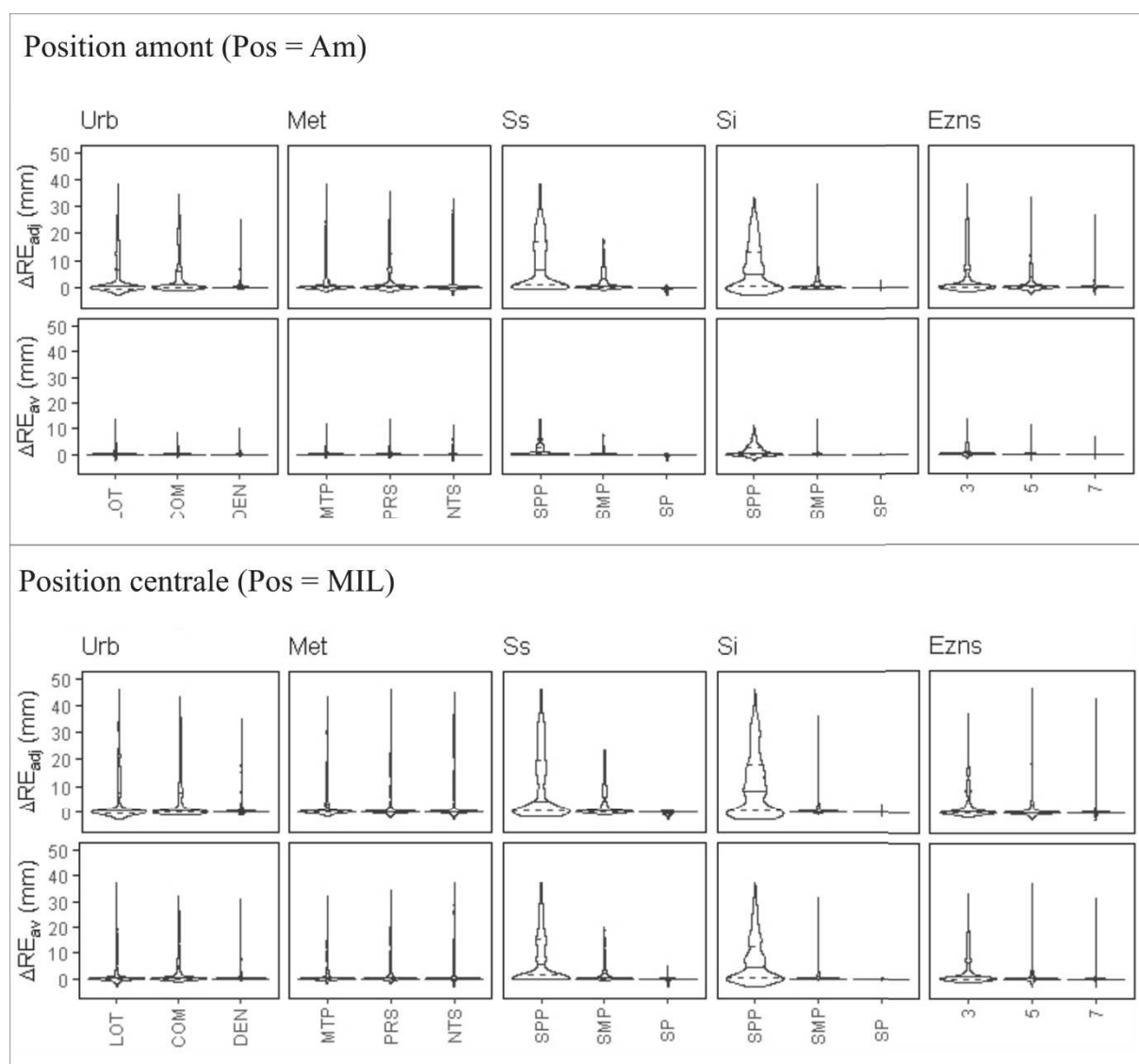


Figure S - 21 : Influence sur la transpiration au niveau du secteur adjacent (adj) et du troisième secteur (av) pour une position amont et centrale de l'infiltration

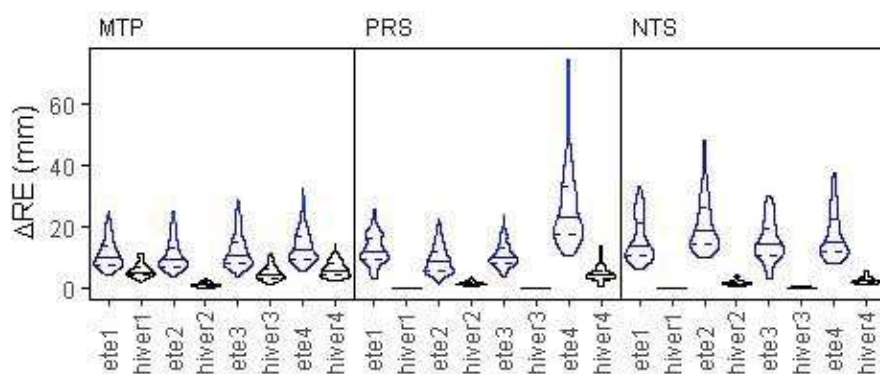


Figure S - 22 : Valeurs saisonnières de l'élévation de la transpiration sur les autres secteurs (estivale en bleu, hivernale en noir) en fonction du contexte météorologique. Seuls les contextes où l'élévation de la transpiration sur les autres secteurs est supérieure à 10 mm sont affichés (11 % des simulations)

## B.2.4. Influence sur le drainage par les structures souterraines

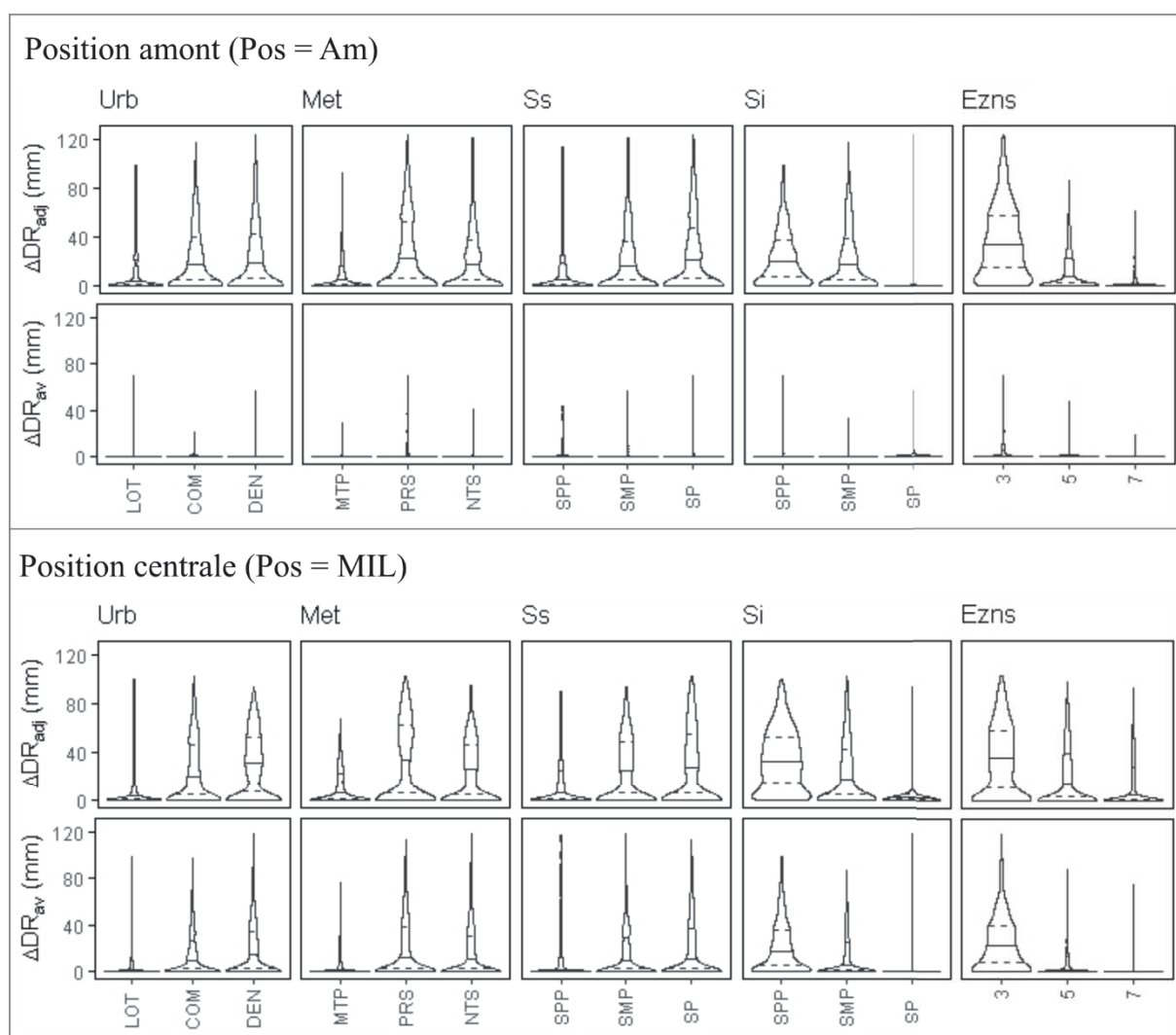


Figure S - 23 : Influence sur la transpiration au niveau du secteur adjacent (adj) et du troisième secteur (av) pour une position amont et centrale de l'infiltration

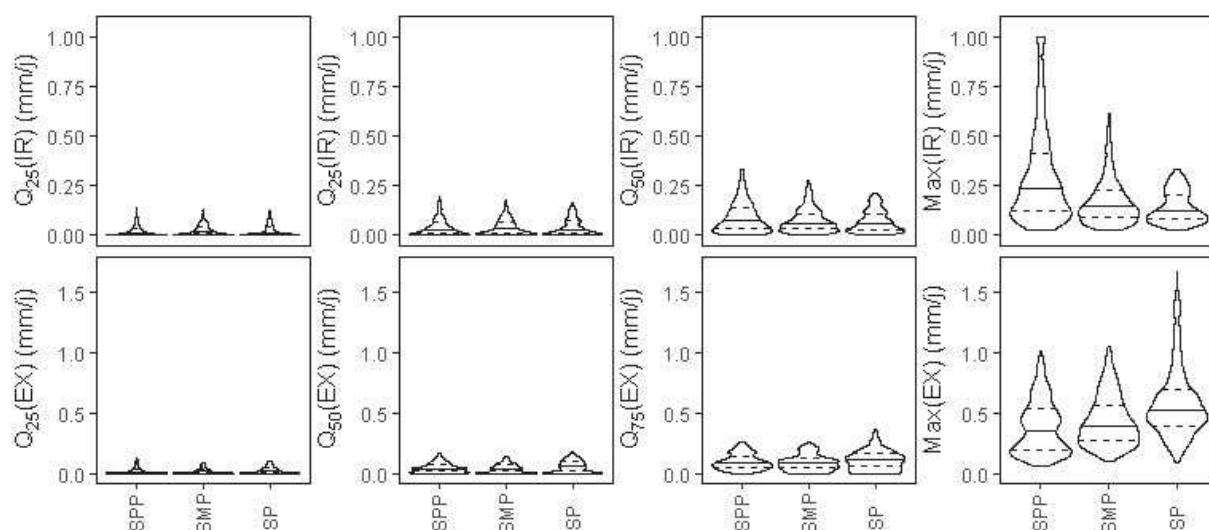
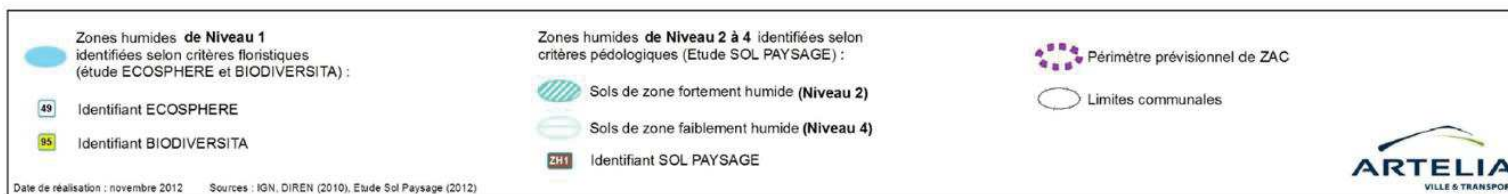
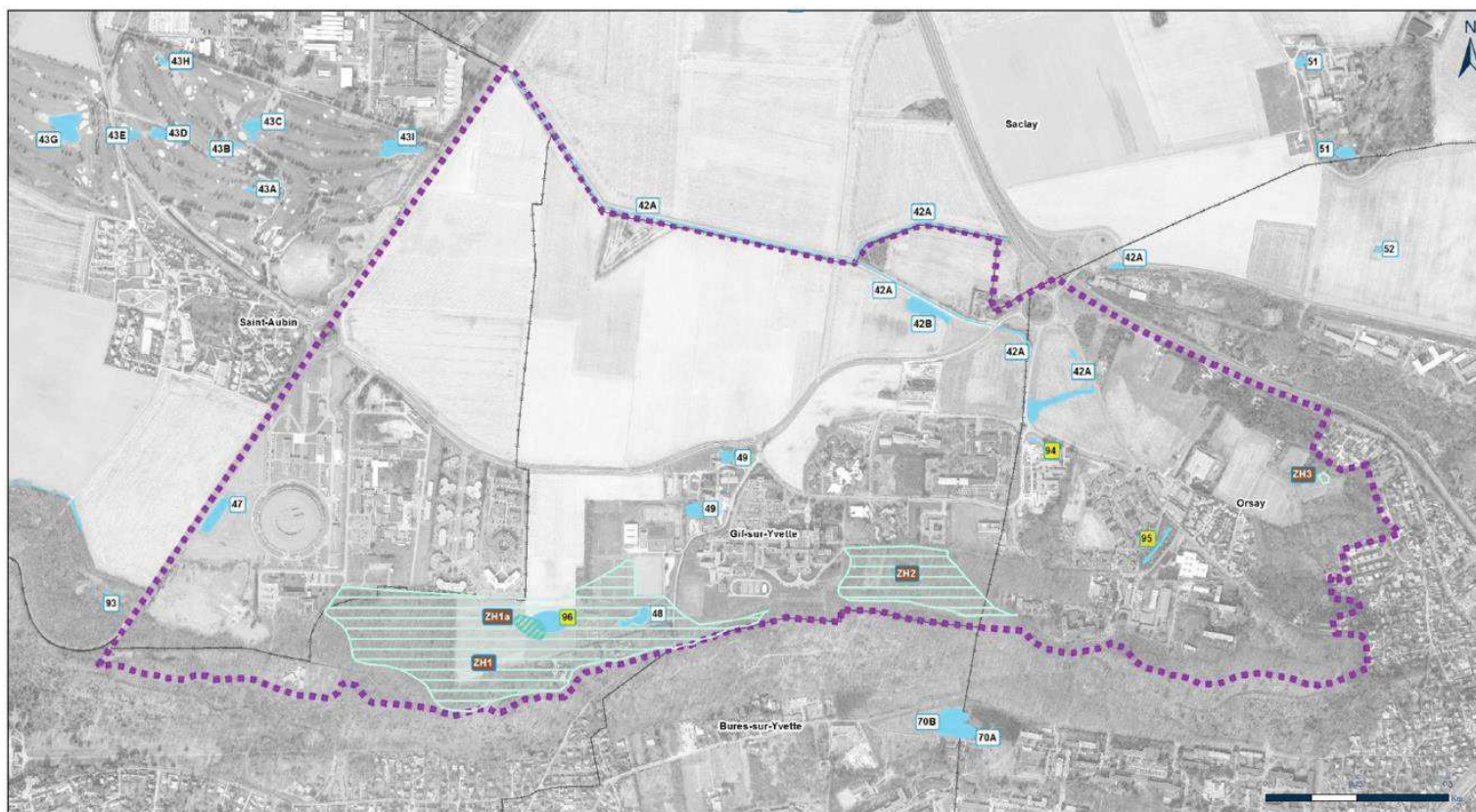


Figure S - 24 : Quartiles et maximum du drainage journalier sur les autres secteurs



## C. Annexes de la partie 4

### C.1. Zones humides recensées sur le quartier du Moulon (Artelia, 2013c)














## C.2. Descriptions de la géologie au droit des piézomètres

### C.2.1. Piézomètre A

Cote NGF (m)	Profondeur (m)	Description lithologique Nature du terrain	Equipement piézomètre	Niveau d'eau	Observations	Formation géologique
158.29	0.00	Limon brun remanié en tête, plus argileux et jaune à la base. Texture plus humide à la base.	Tube lisse	1m34 le 13/04/201	Niveaux humides entre 1.50 et 6.50 m de profondeur avec arrivée d'eau à 2 m de profondeur	Limons des plateaux
157.29	1.00					Formation de Lozère (Faciès argile jaune)
156.29	2.00	Argile jaune avec graviers roulés de quartz et nodule noir				Formation de Lozère (Faciès argile rouge brique)
155.29	3.00	Sable argileux rouge brique avec graviers de quartz roulés				
154.29	4.00	Sable argileux rouge/orangé avec graviers de quartz roulés + blocs centimétriques de meulières	Tube crépiné			
153.29	5.00					
152.29	6.00	Argile sableuse orange/rouge à filets d'argile grise + fragments de meulière grisâtre	Argile à meulière (Faciès calcaire à blocs)			
151.29	7.00					
150.29	8.00					
149.29	9.00	Argile bariolée jaune/grise compacte avec granules de calcaire	Argile à meulière (Faciès argileux compact)			
148.29	10.00					

## C.2.2. Piézomètre B

Cote MGF (m)	Profondeur (m)	Description lithologique Nature du terrain	Equipement piézomètre	Niveau d'eau	Observations	Formation géologique
155.04	0.00	 Matériaux de remblais graveleux de chaussée	Tubo lisse			Remblais du chemin
154.14	1.00	 Limon argileux, brun/faune, humide, avec des granules calcaires et qqs graviers de quartz				Limon des plateaux
153.24	2.00	 Argile jaune, compact, qqs graviers de quartz roulés et nbx fragments calcaires blancs				Formation de Lozère (faciès argile beige)
152.34	3.00	 Argile rutilante, compact, homogène, qqs graviers de quartz roulés et gros fragments calc/meul (cm)		Niveau à 1.98 m (06/04/2012)		Formation de Lozère (faciès argileux rouge brique)
151.44	4.00	 Argile rouge/faune, humide, avec graviers de meulière	Tubo crépiné	Niveau à 4.00 m (pendant le forage)	Niveaux humides entre 3.00 et 7.50 m de profondeur avec arrivée d'eau à 5.70 m de profondeur	Argile à meulière de Beauce (faciès calcaire à blocs)
150.54	5.00	 Lit d'argile rouge, saturée en eau, nbx blocs de meulière				
149.64	6.00	 Argile rouge/faune, saturée en eau, nbx ééts calc/meul				
148.74	7.00	 Argile orangé, très humide, avec nodules d'argile grise plastq. et fragmts calc/meul (ZT)				
147.84	8.00	 Argile bariolée grise/faune/rouge, compact/feuilleté, nodules calc et siliceux				Argile à meulière de Beauce (faciès argileux compact)
146.94	9.00					
146.04						

### C.2.3. Piézomètre C

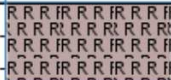
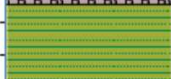
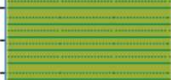



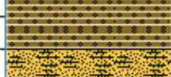

Cote MGF (m)	Profondeur (m)	Description lithologique Nature du terrain	Equipement piézomètre	Niveau d'eau	Observations	Formation géologique
155.85	0.00	Terre végétale	Tube lisse			Terre végétale
		Terre végétale limoneuse				
154.95	1.00	Limon brun clair homogène				Limon des plateaux
154.05	2.00	Argile jaune av qqs graviers calc., txture homog., qqs graviers roulés, qqs nodules ferrugineux				Formation de Lozère (Faciès argileux beige/jaune)
153.15	3.00	Idem + fragments calc. (ZT)	Tube crépiné			Argile à meulière (Faciès calcaire à blocs)
		Argile bicolore orange/grise, compacte, av fragmts de meulières				
152.25	4.00	Idem + hétérogène (ZT)				
		Argile ocre rouge graveleuse, nbx graviers roulés + fragmts de calc.				
151.35	5.00	Sable argileux rouge, av filet d'argile grise composée de graviers roulés (sables de lozères)				
150.45	6.00			Niveau à 6.90 m de profondeur pendant le forage		
149.55	7.00	Sable argileux et argile jaune à meulière (ZT)				
148.65	8.00				Arrêt du sondage sur bloc dur	
147.75						
146.85	9.00					

## C.2.4. Piézomètre D


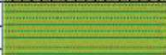






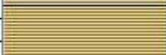


Cote NGF (m)	Profondeur (m)	Description lithologique Nature du terrain	Equipement piézomètre	Niveau d'eau	Observations	Formation géologique		
153.84	0.00	Terre végétale rapportée	Tube crépiné			Terre végétale rapportée		
153.24								
152.64	1.00	Limon argileux brun, pssge ocre, qqs granules calc, nodules ferrugineux, lits de graviers roulés blc						Limon des plateaux
152.04	2.00	Argile jaune/ocre compacte (ZT)				Formation de Lozère (Faciès argileux)		
151.44								
150.84	3.00							
150.24		Argile sableuse jaune/grise ac de nbx blocs de meulière et nodules de calc blc		Niveau d'eau à 3.35 m pendant le forage	Saturée en eau	Argile à meulière deBeauce (Faciès calcaire à blocs)		
149.64	4.00							
149.04								
148.44	5.00							
147.84	6.00	Argile sableuse ocre/orangé, plus argileuse ac filet d'argile sèche et compacte (ZT)			Arrêt du sondage sur refus de tarière			



### C.2.5. Piézomètre E

Cote NGF (m)	Profondeur (m)	Description lithologique Nature du terrain	Equipement piézomètre	Niveau d'eau	Observations	Formation géologique
159.18	0.00	 Remblais hétérogène	Tube lisse			Remblais
158.38	1.00	 Limon beige, sec				Limon des plateaux
157.58	2.00	 Argile jaune à graviers de quartz roulés et nodules noirs	Tube crépiné			Formation de Lozère (Faciès argileux jaune)
156.78	3.00	 Argile graveleuse rouge/orangé à nodule d'argile et graviers roulés, sec				Formation de Lozère (Faciès argileux rouge)
155.98	4.00	 Sable argileux gris avec fragments de meulière				Argile à Meulière (Faciès calcaire à blocs)
155.18	5.00	 Argile graveleuse rouge/orangé ac passage de blocs à meulières et qqs graviers de silex roulés				
154.38	6.00	 Argile bariolée rouge/grise plastique, sèche		Niveau saturé en eau à 5.00 m		
153.58	7.00	 Sable argileux gris très compact, sec	Arrêt du sondage sur refus			Argile à Meulière (Faciès argileux)
151.98	8.00					
151.18						

## C.2.6. Piézomètre G

Cote MGF (m)	Profondeur (m)	Description lithologique Nature du terrain	Equipement piézomètre	Niveau d'eau	Observations	Formation géologique
156.36	0.00	 Terre végétale remaniée	Non équipé			Terre végétale
		 Limon argileux brun				Limon
155.26	1.00	 Argile sableuse marron ocre, qq petits blocs de meulières				Formation de Lozère (Faciès argileux jaune)
		 Argile ocre compacte et plastique, qq petits blocs de meulières, grains de quartz				
154.16	2.00	 Argile ocre/gray/grise, nbx blocs d'argile à meulière centimétrique, grains de quartz				Formation de Lozère (Faciès argileux rouge)
		 Argile ocre/gray/grise, nbx blocs d'argile, ac un passage dur à la base				Formation Argile à meulière de Beauce (Faciès calcaire à blocs)
153.06	3.00					
151.96	4.00					
	5.00	 Argile plastique/compacte, ac petits blocs	Non équipé			Argile à meulière de Beauce (Faciès argileux)
150.86	6.00					
149.76	7.00	 Argile compacte plus clair (beige), qq blocs millimétriques				
148.66	8.00	 Argile plus brune, très compacte	Non équipé			Sable de Fontainebleau
147.56	9.00	 Sable argileux, jaune ocre, humide				
			Non équipé			
146.46	10.00	 Sable blanc très sec				
145.36	11.00					

### C.2.7. Piézomètre I

Cote NGF (m)	Profondeur (m)	Description lithologique Nature du terrain	Equipement piézomètre	Niveau d'eau	Observations	Formation géologique
152.69	0.00	Terre végétale avec présence de pierres	Tube lisse		Absence d'eau	Terre végétale
		Limon brun à granules calcaires blanc, présence de qq blocs de meulière à la base				Limon des plateaux
		Argile sableuse, brun, ac nbx blocs de meulière (décimétrique)				Argile à meulière de Beauce (Faciès Argileux)
151.79	1.00	Argile compacte plastique, ocre et rge/grise, nbx petits blocs de meulière millimétriques				
150.89	2.00					
149.99	3.00	Argile compacte, ocre et rge, nbx blocs de meulière centimétriques				
149.09	4.00					
148.19	5.00	Argile compacte très dure, sèche, beige jaune, moins de blocs de meulière	Tube crépiné			
147.29	6.00					
146.39	7.00	Argile sableuse, brune, quasi absence de blocs				
145.49	8.00	Sable argileux brun				
144.59		Sable de fontainebleau				Sable de Fontainebleau
143.69	9.00					



### **C.3. Préparation des données spatialisées pour l'application du modèle URBS à la ZAC de Moulon**

Cette annexe décrit les différentes étapes du pré-traitement géographique réalisé par l'équipe TEAM du Cerema.

#### **C.3.1. Discretisation spatiale**

##### **A) Découpage des EHUs**

###### *a) Cas des EHUs urbaines*

Le découpage cadastral au niveau de la ZAC de Moulon présente pour particularité de ne pas toujours décrire des ensembles cohérents de bâtiments et de surfaces attenantes. Cette situation peut s'expliquer par i) le caractère majoritairement agricole du secteur et ii) un aménagement assez récent (les premiers équipements d'enseignement ne datant que des années 70). Elle implique que la parcelle cadastrale n'est ici pas toujours une unité pertinente pour la description des processus hydrologiques de surface et du transfert vers le réseau.

La délimitation des EHUs urbaines est donc effectuée manuellement, à partir de la couche vectorielle des parcelles cadastrales, de manière à corriger les nombreuses incohérences qu'elle comporte. Les options d'accrochage de QGIS sont mobilisées pour limiter le risque d'erreurs topologiques.

Dans un premier temps, des regroupements de parcelles sont opérés lorsque ces dernières ne constituent pas des ensembles cohérents. Les espaces vides correspondant aux emprises des routes sont ensuite comblés en étendant les parcelles existantes jusqu'au milieu de la voirie adjacente de manière à former les EHUs (conformément à l'approche décrite dans Li, 2015). Les portions de route situées entre deux EHUs non-urbaines sont assimilées à des EHUs urbaines. Lorsque cela est nécessaire, les frontières des EHU sont réajustées de manière à coïncider avec des éléments matérialisant des limites de parcelles observables d'après les ortho-images (haies, chemins de desserte intérieurs, murets...).

Une simplification manuelle de la géométrie des EHUs ainsi constituées est effectuée ; il s'agit de réduire autant que possible le nombre de nœuds (pour éviter d'aboutir à un maillage souterrain excessivement fin) tout en préservant la forme globale des EHUs.

Des algorithmes de traitement sont enfin appliqués à la couche des EHUs de manière à combler d'éventuels vides, supprimer des sommets dupliqués et corriger d'autres erreurs mineures de

topologie. Une vérification automatique est effectuée afin de s'assurer de la validité de la couche générée (absence de géométries invalides, de vides ou de chevauchements).

#### *b) Cas des EHUs non-urbaines*

Les EHUs non-urbaines correspondent ici aux zones boisées et agricoles. Ces dernières sont générées en deux temps, d'abord à partir de la couche des parcelles cadastrales, puis à partir d'un outil de maillage dédié.

Dans un premier temps, les parcelles associées à un même ensemble boisé (i.e. continu) sont regroupées en une même entité géométrique. De même, les parcelles associées à un même ensemble agricole (i.e. champs dont les contours peuvent être identifiés via les ortho-images) sont regroupées en une même entité géométrique. Des entités boisées ou agricoles d'extension spatiale potentiellement très importantes sont ainsi constituées. Une simplification manuelle de ces entités est ensuite réalisée (au même moment que pour les UHEs urbaines).

Dans un second temps, l'outil Gmsh (Geuzaine & Remacle, 2009) est utilisé pour produire un découpage de ces entités (potentiellement très étendues) suivant la topographie (fournie par un MNT local à 10m). Pour ce faire, un échantillon de points correspondant à des maximums de changements de pentes est réalisé sur chaque entité afin de contraindre le maillage. Gmsh est exécuté avec des tailles cibles de maille relativement larges (comprises entre 25 et 300m) et en sélectionnant l'algorithme de triangulation « Frontal-Delaunay for Quads » associé à une option de recomposition des éléments triangulaires en quadrilatères.

### **B) Génération du maillage souterrain**

Le maillage souterrain est généré à partir i) de la couche finale des EHUs regroupant EHUs urbaines et EHU-non-urbaines et ii) d'une couche vectorielle comprenant l'emprise des sous-sols des bâtiments (construite à partir de sources vectorielles de la BD TOPO de l'IGN et d'enquêtes de terrain). Les faces et sommets de ces couches sont utilisées pour contraindre le maillage. L'objectif est de faire coïncider le maillage souterrain avec le maillage de surface tout en autorisant la prise en compte des sous-sols dans la modélisation des écoulements en zone saturée.

Gmsh est exécuté avec des tailles cibles de maille variables (50 m pour les nœuds associés aux EHU et 10m pour ceux associés aux sous-sols des bâtiments) et en sélectionnant l'algorithme « Frontal-Delaunay for Quads » associé à l'option de recomposition des éléments triangulaires en quadrilatères.

### **C.3.2. Attribution de l'occupation du sol par élément de surface**

Les informations liées à l'occupation du sol sont déterminées pour chaque élément du maillage souterrain (unité de calcul des différents flux) à partir de sources vectorielles et d'une image aérienne de la zone d'étude.

#### **A) Informations extraites à partir de sources vectorielles**

Les couches vectorielles de la BD TOPO de l'IGN fournissent un premier niveau d'information quant à l'occupation du sol au sein de chaque unité spatiale (maillage souterrain et EHUs). Les surfaces de bâtiments sont calculées à partir d'une simple intersection entre la couche vectorielle du bâti et celle des éléments souterrains. De la même manière, les surfaces correspondant aux principaux linéaires de voirie sont déduites de la couche de linéaire de route à laquelle un tampon de 2.5 m est appliqué.

#### **B) Informations extraites à partir d'une photo aérienne**

Les couches vectorielles de la BD TOPO ne couvrent le plus souvent pas l'intégralité de l'unité spatiale considérée. L'estimation de la surface de voirie décrite ci-avant repose par ailleurs sur des hypothèses fortes, si bien qu'elle ne peut être considérée comme aussi fiable que celle basée sur la couche du bâti. Des informations complémentaires quant à l'occupation du sol sur la surface non couverte par le bâti sont donc extraites d'une image aérienne de la zone d'étude.

L'algorithme de forêt aléatoire du plugin QGIS Dzetsaka (Karaziak, 2016) est utilisé en considérant trois classes cibles de pixels définies manuellement : « végétation haute », « couvert herbacé » et « surfaces revêtues ». Les surfaces cumulées associées à ces trois classes sont ainsi calculées pour chaque unité spatiale en dehors des zones couvertes par la couche bâti de l'IGN.

#### **C) Attribution finale des surfaces**

Pour les éléments de discrétisation constituant les EHUs urbaines, la surface retenue pour le type d'occupation du sol « bâti » est celle fournie par la couche correspondante de la BD TOPO. La surface retenue pour le type « route » correspond au maximum entre la surface estimée via l'image aérienne et celle déduite de la BD TOPO. La surface retenue pour le type « naturel » correspond à la différence entre la surface totale de l'élément et la somme des surfaces revêtues (bâti et routes). La proportion de surfaces du type « naturel » couvertes par des arbres est déduite de l'image aérienne. La même proportion est appliquée pour le type « route ».

Pour les éléments de discrétisation constituant les EHUs agricoles et boisées, le type d'occupation « naturel » est appliqué à l'intégralité de la surface, en retenant une couverture arborée de respectivement 0 et 100%.

L'occupation du sol sur les UHE est déduite de celle allouée aux éléments du maillage souterrain.

### **C.3.3. Attribution de l'occupation du sous-sol par élément de surface**

#### **A) Bâtiments avec sous-sols**

Les éléments de discrétisation du maillage souterrain correspondant à des sous-sols (drainés ou non) sont identifiés par intersection avec la couche vectorielle correspondante (également utilisées pour contraindre le maillage). Par construction, ces éléments coïncident parfaitement avec l'emprise des sous-sols.

#### **B) Présence d'éléments du réseau AEP**

Les informations sur le réseau AEP se limitent aux conduites principales desservant les différentes parcelles et suivant le plus souvent le réseau viaire.

La longueur de réseau AEP intersectée sur chaque élément du maillage souterrain est calculée à partir de l'algorithme QGIS « `qgis:sumlinelengths` ». Cette valeur est par la suite utilisée pour calculer la valeur du terme source à appliquer à chaque unité spatiale.

#### **C) Présence de réseaux EP ou EU**

Les informations sur les réseaux EP et EU sont disponibles sous la forme de couches vectorielles constituées d'éléments linéaires de longueur variable et dont les cotes amont et aval sont le plus souvent connues.

Pour chaque élément du maillage souterrain, les tronçons des réseaux EP et EU vers lesquels la nappe est susceptible de s'infiltrer sont identifiés par intersection avec les couches correspondantes. Pour chaque unité spatiale et chaque type de réseau, lorsqu'un tronçon de réseau est présent, sa profondeur moyenne est estimée à partir des informations disponibles. Lorsque les altitudes amont et aval du tronçon de réseau sont connues, l'altitude moyenne de la portion de réseau intersectée par l'unité spatiale est calculée en faisant l'hypothèse d'une pente constante de l'élément de réseau. Dans les autres cas, une profondeur moyenne est allouée manuellement en examinant la profondeur des éléments de réseau situés aux alentours.

### **C.3.4. Connexion des éléments de surface au réseau**

Contrairement aux connexions souterraines décrites ci-avant, les connexions de surface utilisées pour simuler le transfert du ruissellement sont définies à l'échelle de l'EHU. La procédure diffère selon le type d'EHU.

### **A) Cas des EHUs urbaines**

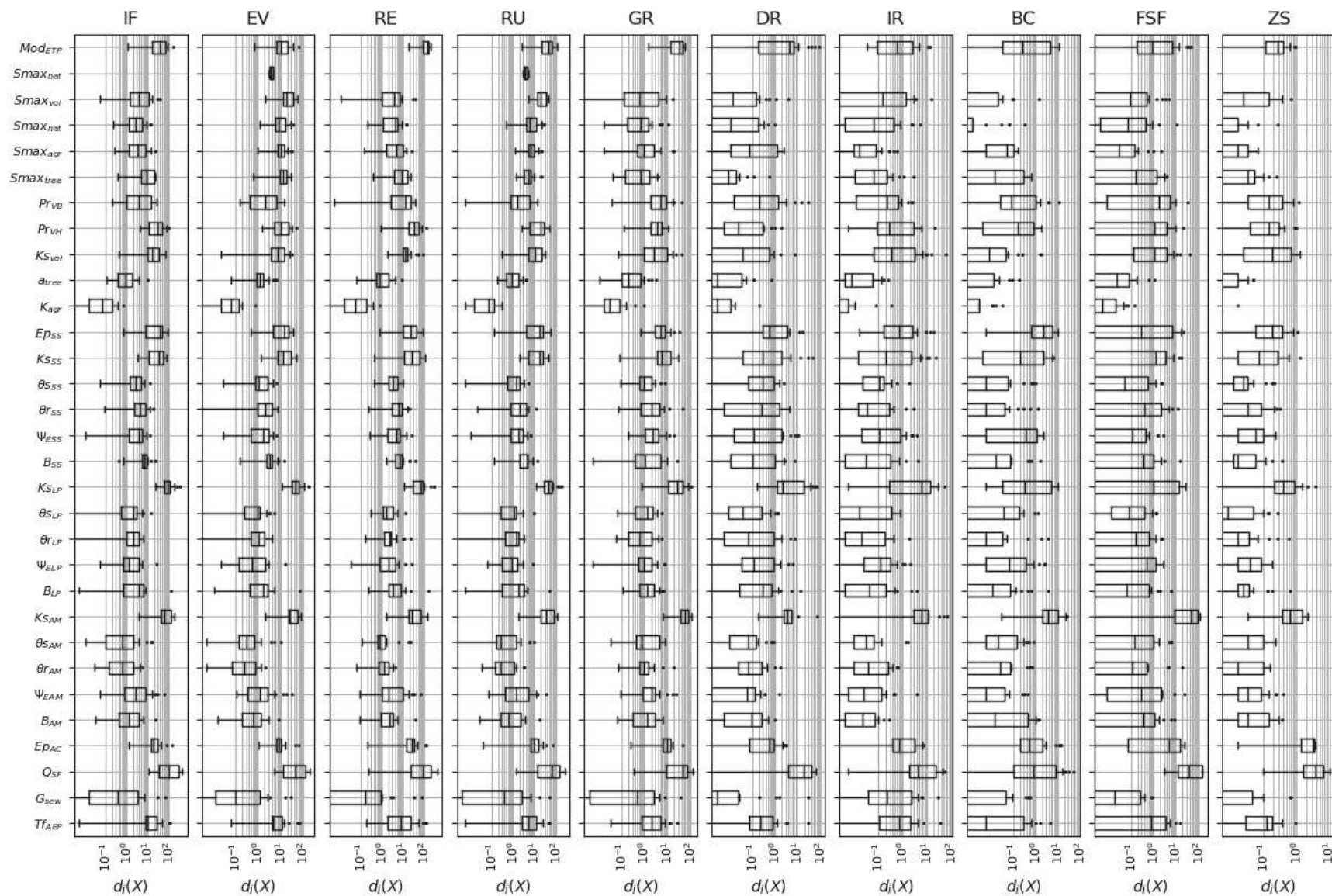
La connexion est effectuée par recherche de l'élément de réseau EP (filaire de voirie ou tronçon du réseau EP) le plus proche du centroïde du bâti de la parcelle (ou du centroïde de la parcelle en absence de bâti). La fonction Grass « grass7 :v.distance » est utilisée pour identifier les coordonnées du point de raccordement au réseau et la distance au réseau.

### **B) Cas des EHUs non-urbaines**

Dans le cas des EHUs non urbaines (dont le découpage repose sur la topographie) des connexions d'EHU à EHU sont possibles au sein d'une même entité (espace boisé ou ensemble agricole, cf. A)b).

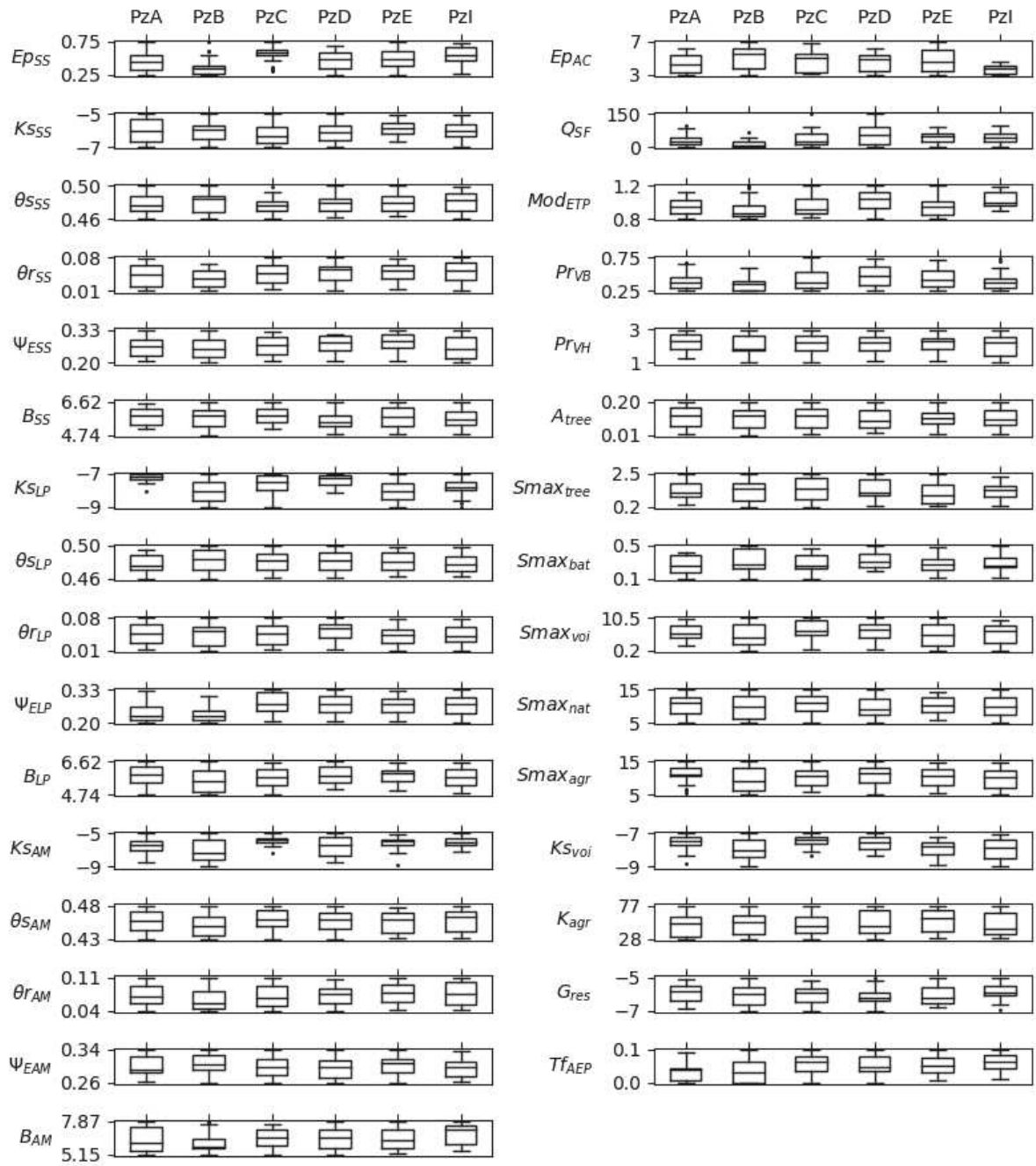
Le chemin d'écoulement à l'intérieur de chaque ensemble est calculé à partir de l'altitude moyenne estimée sur chaque EHU. Pour chaque EHU, une EHU aval, située à une élévation inférieure est recherchée. L'absence d'EHU aval pour une EHU située sur une limite extérieure de l'entité considérée (i.e. le long d'une route ou d'une EHU urbaine) est interprétée comme un raccordement au réseau hydrographique via un fossé. Pour les EHU dont les frontières sont toutes communes à d'autres EHUs du même ensemble, cette absence définit une zone d'accumulation.

## C.4. Effets individuels des paramètres dans l'analyse de sensibilité





## C.5. Distribution des paramètres





## C.6. Matrices de corrélation

### C.6.1. Piézomètre A

$E_{SS}$	1.00	-0.11	-0.35	-0.13	-0.00	0.14	-0.34	0.11	0.02	0.40	-0.47	0.01	-0.11	-0.09	0.06	-0.22	0.37	0.36	-0.09	0.15	-0.11	0.20	0.01	0.28	-0.41	0.08	-0.14	-0.11	0.13	-0.05	0.27
$K_{SS}$	-0.11	1.00	0.02	-0.13	-0.13	0.05	0.20	-0.13	-0.12	-0.10	0.14	-0.29	-0.06	0.17	-0.05	0.08	-0.04	-0.09	-0.13	0.10	-0.06	-0.47	-0.56	-0.33	0.02	0.14	-0.08	-0.10	0.05	0.25	-0.23
$\theta_{SS}$	-0.35	0.02	1.00	-0.31	0.14	0.16	0.05	0.20	-0.06	-0.07	-0.06	0.09	0.17	-0.33	0.24	0.24	0.36	-0.28	0.11	-0.29	0.14	0.32	0.18	0.15	0.01	-0.29	0.44	0.12	0.03	0.31	0.12
$\theta_{rSS}$	-0.13	-0.13	-0.31	1.00	-0.02	-0.12	-0.03	-0.23	0.09	-0.30	0.09	-0.05	0.01	-0.19	-0.06	-0.17	-0.41	0.07	0.19	0.18	-0.34	0.02	-0.02	-0.10	0.16	-0.19	0.19	0.16	-0.18	-0.22	-0.01
$\Psi_{ESS}$	-0.00	-0.13	0.14	-0.02	1.00	-0.21	-0.00	0.09	-0.06	-0.22	-0.15	0.44	0.31	-0.11	-0.24	-0.24	0.00	0.02	-0.11	-0.19	0.08	0.38	0.35	0.18	0.04	-0.03	0.22	0.33	-0.09	-0.08	0.11
$B_{SS}$	-0.14	0.05	0.16	-0.12	-0.21	1.00	0.04	-0.08	-0.46	0.11	-0.10	0.05	0.05	-0.28	0.12	-0.20	0.41	-0.15	0.29	-0.27	0.24	0.29	-0.05	0.06	-0.32	-0.03	-0.12	-0.17	0.18	0.12	-0.21
$K_{SLP}$	-0.34	0.20	0.05	-0.03	-0.00	0.04	1.00	-0.17	0.13	-0.12	0.35	0.15	-0.17	0.37	0.11	-0.22	-0.08	0.02	-0.35	-0.48	0.28	-0.33	0.17	-0.35	-0.32	0.25	-0.03	0.32	-0.19	-0.07	0.03
$\theta_{SLP}$	-0.11	-0.13	0.20	-0.23	0.09	-0.08	-0.17	1.00	0.22	0.25	0.01	0.02	0.28	-0.21	0.01	0.20	0.55	0.00	-0.18	-0.12	-0.09	0.17	-0.01	0.27	0.17	-0.14	0.18	-0.00	0.28	-0.10	0.04
$\theta_{rLP}$	-0.02	-0.12	-0.06	0.09	-0.06	-0.46	0.13	0.22	1.00	-0.13	0.23	-0.19	-0.08	0.05	-0.13	-0.23	0.09	0.01	0.12	-0.01	-0.11	-0.19	0.00	-0.06	0.02	-0.03	0.10	-0.05	-0.29	0.03	0.34
$\Psi_{ELP}$	0.40	-0.10	-0.07	-0.30	-0.22	0.11	-0.12	0.25	-0.13	1.00	-0.12	-0.05	0.14	-0.18	0.05	0.41	0.20	0.48	-0.50	-0.32	0.32	-0.01	0.03	0.53	-0.13	0.09	-0.22	-0.23	0.09	-0.04	0.11
$B_{LP}$	-0.47	0.14	-0.06	0.09	-0.15	-0.10	0.35	0.01	0.23	-0.12	1.00	-0.00	0.12	0.11	-0.19	0.06	-0.05	-0.21	-0.20	-0.06	0.21	-0.40	-0.02	-0.22	-0.06	-0.23	0.19	-0.16	-0.17	-0.01	-0.23
$K_{SAM}$	-0.01	-0.29	0.09	-0.05	0.44	0.05	0.15	0.02	-0.19	-0.05	-0.00	1.00	0.21	-0.30	0.11	0.03	0.09	-0.31	-0.31	-0.36	0.43	0.19	0.42	-0.02	-0.20	0.15	0.26	0.02	-0.49	0.19	
$\theta_{SAM}$	-0.11	-0.06	0.17	0.01	0.31	0.05	-0.17	0.28	-0.08	0.14	0.12	0.21	1.00	-0.06	0.12	0.18	0.26	0.04	0.08	-0.38	0.14	0.37	0.22	0.37	0.05	-0.12	0.13	0.27	-0.14	-0.14	-0.08
$\theta_{rAM}$	-0.09	0.17	-0.33	-0.19	-0.11	-0.28	0.37	-0.21	0.05	-0.18	0.11	-0.30	-0.06	1.00	0.00	-0.12	-0.33	0.34	-0.07	0.10	-0.06	-0.38	0.04	-0.13	-0.11	0.38	-0.29	0.26	0.00	0.02	-0.20
$\Psi_{EAM}$	-0.06	-0.05	0.24	-0.06	-0.24	0.12	0.11	0.01	-0.13	0.05	-0.19	0.11	0.12	0.00	1.00	0.15	0.30	-0.22	-0.00	-0.21	0.07	0.00	0.05	-0.04	-0.29	0.30	-0.05	0.13	0.10	-0.14	0.12
$B_{AM}$	-0.22	0.08	0.24	-0.17	-0.24	-0.20	-0.22	0.20	-0.23	0.41	0.06	0.03	0.18	-0.12	0.15	1.00	-0.12	-0.02	-0.34	0.08	0.10	0.02	0.09	0.16	0.30	0.09	-0.16	-0.01	0.05	0.14	-0.23
$E_{PAC}$	0.37	-0.04	0.36	-0.41	0.00	0.41	-0.08	0.55	0.09	0.20	-0.05	0.09	0.26	-0.33	0.30	-0.12	1.00	-0.17	0.07	-0.31	-0.07	0.32	0.02	0.30	-0.48	-0.25	0.22	-0.04	-0.06	-0.03	0.15
$Q_{SF}$	0.36	-0.09	-0.28	0.07	0.02	-0.15	0.02	0.00	0.01	0.48	-0.21	-0.31	0.04	0.34	-0.22	-0.02	-0.17	1.00	-0.33	-0.02	-0.18	0.02	0.06	0.39	-0.07	0.14	-0.38	0.20	-0.11	0.12	-0.03
$Mod_{ETP}$	-0.09	-0.13	0.11	0.19	-0.11	0.29	-0.35	-0.18	0.12	-0.50	-0.20	-0.31	0.08	-0.07	-0.00	-0.34	0.07	-0.33	1.00	0.21	-0.20	0.38	-0.18	-0.06	0.16	-0.14	0.08	-0.06	-0.08	0.24	0.11
$Pr_{VB}$	0.15	0.10	-0.29	0.18	-0.19	-0.27	-0.48	-0.12	-0.01	-0.32	-0.06	-0.36	-0.38	0.10	-0.21	0.08	-0.31	-0.02	0.21	1.00	-0.48	0.02	-0.32	-0.28	0.38	-0.17	-0.13	-0.13	0.01	0.14	-0.32
$Pr_{VH}$	-0.11	-0.06	0.14	-0.34	0.08	0.24	0.28	-0.09	-0.11	0.32	0.21	0.43	0.14	-0.06	0.07	0.10	-0.07	-0.18	-0.20	-0.48	1.00	-0.04	0.32	-0.05	-0.07	0.41	-0.02	-0.38	0.31	-0.05	0.23
$A_{tree}$	0.20	-0.47	0.32	0.02	0.38	0.29	-0.33	0.17	-0.19	-0.01	-0.40	0.19	0.37	-0.38	0.00	0.02	0.32	0.02	0.38	0.02	-0.04	1.00	0.42	0.27	0.10	-0.20	0.04	0.23	-0.19	0.13	0.11
$Smax_{tree}$	-0.01	-0.56	0.18	-0.02	0.35	-0.05	0.17	-0.01	0.00	0.03	-0.02	0.42	0.22	0.04	0.05	0.09	0.02	0.06	-0.18	-0.32	0.32	0.42	1.00	0.25	-0.19	0.04	0.08	0.18	0.02	-0.10	0.15
$Smax_{bat}$	0.28	-0.33	0.15	-0.10	0.18	0.06	-0.35	0.27	-0.06	0.53	-0.22	-0.02	0.37	-0.13	-0.04	0.16	0.30	0.39	-0.06	-0.28	-0.05	0.27	0.25	1.00	-0.23	-0.23	0.18	0.14	-0.02	0.04	-0.05
$Smax_{voi}$	-0.41	0.02	0.01	0.16	0.04	-0.32	-0.32	0.17	0.02	-0.13	-0.06	-0.20	0.05	-0.11	-0.29	0.30	-0.48	-0.07	0.16	0.38	-0.07	0.10	-0.19	-0.23	1.00	0.05	-0.13	-0.20	0.19	0.06	-0.05
$Smax_{nat}$	-0.08	0.14	-0.29	-0.19	-0.03	-0.03	0.25	-0.14	-0.03	0.09	-0.23	0.15	-0.12	0.38	0.30	0.09	-0.25	0.14	-0.14	-0.17	0.41	-0.20	0.04	-0.23	0.05	1.00	-0.59	-0.18	0.20	-0.06	0.19
$Smax_{agr}$	-0.14	-0.08	0.44	0.19	0.22	-0.12	-0.03	0.18	0.10	-0.22	0.19	0.26	0.13	-0.29	-0.05	-0.16	0.22	-0.38	0.08	-0.13	-0.02	0.04	0.08	0.18	-0.13	-0.59	1.00	0.10	-0.00	-0.23	0.26
$K_{S_{voi}}$	-0.11	-0.10	0.12	0.16	0.33	-0.17	0.32	-0.00	-0.05	-0.23	-0.16	0.16	0.27	0.26	0.13	-0.01	-0.04	0.20	-0.06	-0.13	-0.38	0.23	0.18	0.14	-0.20	-0.18	0.10	1.00	-0.36	0.04	-0.25
$K_{agr}$	0.13	0.05	0.03	-0.18	-0.09	0.18	-0.19	0.28	-0.29	0.09	-0.17	0.02	-0.14	0.00	0.10	0.05	-0.06	-0.11	-0.08	0.01	0.31	-0.19	0.02	-0.02	0.19	0.20	-0.00	-0.36	1.00	0.00	0.03
$G_{res}$	-0.05	0.25	0.31	-0.22	-0.08	0.12	-0.07	-0.10	0.03	-0.04	-0.01	-0.49	-0.14	0.02	-0.14	0.14	-0.03	0.12	0.24	0.14	-0.05	0.13	-0.10	0.04	0.06	-0.06	-0.23	0.04	0.00	1.00	-0.24
$Tf_{AEP}$	0.27	-0.23	0.12	-0.01	0.11	-0.21	0.03	0.04	0.34	0.11	-0.23	0.19	-0.08	-0.20	0.12	-0.23	0.15	-0.03	0.11	-0.32	0.23	0.11	0.15	-0.05	-0.05	0.19	0.26	-0.25	0.03	-0.24	1.00
	$E_{SS}$	$K_{SS}$	$\theta_{SS}$	$\theta_{rSS}$	$\Psi_{ESS}$	$B_{SS}$	$K_{SLP}$	$\theta_{SLP}$	$\theta_{rLP}$	$\Psi_{ELP}$	$B_{LP}$	$K_{SAM}$	$\theta_{SAM}$	$\theta_{rAM}$	$\Psi_{EAM}$	$B_{AM}$	$E_{PAC}$	$Q_{SF}$	$Mod_{ETP}$	$Pr_{VB}$	$Pr_{VH}$	$A_{tree}$	$Smax_{tree}$	$Smax_{bat}$	$Smax_{voi}$	$Smax_{nat}$	$Smax_{agr}$	$K_{S_{voi}}$	$K_{agr}$	$G_{res}$	$Tf_{AEP}$



## C.6.2. Piézomètre B

$Ep_{SS}$	1.00	-0.15	-0.01	0.39	0.02	-0.06	0.37	0.11	-0.08	0.09	-0.08	0.16	0.19	0.02	-0.01	0.10	0.48	0.17	0.07	0.20	0.13	0.06	0.26	-0.14	0.07	0.01	-0.03	-0.25	0.19	0.05	0.25
$K_{SS}$	-0.15	1.00	0.22	-0.01	0.39	0.16	-0.23	-0.22	0.16	-0.00	0.15	0.08	0.03	-0.05	0.11	0.47	-0.14	-0.13	-0.15	0.05	-0.01	-0.03	-0.16	0.20	-0.10	0.18	0.16	-0.06	0.37	0.13	-0.13
$\theta_{SS}$	-0.01	0.22	1.00	0.23	0.06	0.41	-0.11	-0.07	0.17	0.31	0.41	0.31	-0.10	0.04	0.15	-0.07	-0.05	0.07	0.01	0.30	0.03	-0.01	0.17	-0.17	0.08	-0.02	-0.08	0.22	0.08	0.08	-0.09
$\theta_{r_{SS}}$	0.39	-0.01	0.23	1.00	0.18	-0.10	0.02	-0.11	0.16	-0.02	0.01	-0.06	-0.02	0.06	0.15	-0.19	0.05	0.26	0.45	0.23	-0.14	0.22	0.53	0.02	0.09	0.04	0.16	0.15	0.21	-0.06	0.14
$\Psi_{ESS}$	-0.02	0.39	0.06	0.18	1.00	0.04	-0.17	-0.06	0.16	-0.08	0.48	-0.06	-0.04	-0.01	0.31	0.13	-0.04	-0.11	0.28	0.09	0.12	0.07	0.10	0.09	-0.18	-0.14	0.32	-0.09	0.12	-0.05	-0.01
$B_{SS}$	-0.06	0.16	0.41	-0.10	0.04	1.00	-0.16	0.44	0.03	-0.09	0.55	0.59	-0.03	-0.05	-0.10	-0.01	-0.11	0.08	0.11	0.03	0.14	0.28	0.01	-0.14	0.04	0.00	0.17	-0.09	-0.06	0.02	0.01
$K_{SLP}$	0.37	-0.23	-0.11	0.02	-0.17	-0.16	1.00	0.28	0.24	-0.05	-0.25	0.31	0.07	-0.16	0.04	0.12	0.49	0.14	-0.12	-0.09	0.44	0.27	0.12	0.18	0.37	-0.12	0.21	0.40	0.00	0.09	0.19
$\theta_{SLP}$	0.11	-0.22	-0.07	-0.11	-0.06	0.44	0.28	1.00	-0.01	-0.04	0.29	0.47	0.24	0.12	0.37	0.21	0.44	-0.16	0.15	-0.34	0.25	0.42	0.00	0.06	0.33	-0.15	0.38	0.30	-0.30	0.01	0.04
$\theta_{r_{LP}}$	-0.08	0.16	0.17	0.16	0.16	0.03	0.24	-0.01	1.00	0.13	0.07	0.18	0.16	-0.09	0.43	-0.09	0.18	-0.03	0.08	-0.07	0.17	0.22	0.40	0.03	0.09	0.13	0.14	0.56	0.25	0.02	-0.42
$\Psi_{ELP}$	-0.09	-0.00	0.31	-0.02	-0.08	-0.09	-0.05	-0.04	0.13	1.00	-0.14	0.19	0.20	0.14	0.16	0.03	0.25	0.12	-0.21	0.17	0.09	-0.16	0.35	0.21	0.13	0.40	-0.08	0.31	0.30	0.01	0.02
$B_{LP}$	-0.08	0.15	0.41	0.01	0.48	0.55	-0.25	0.29	0.07	-0.14	1.00	0.26	0.17	0.07	0.19	0.21	-0.20	0.08	0.18	0.12	0.11	-0.07	0.06	-0.04	0.02	-0.23	-0.10	-0.11	-0.26	0.04	0.13
$K_{SAM}$	0.16	0.08	0.31	-0.06	-0.06	0.59	0.31	0.47	0.18	0.19	0.26	1.00	-0.02	-0.21	-0.01	0.06	0.21	0.14	-0.28	-0.15	0.38	0.08	0.44	-0.15	0.33	-0.00	0.33	0.12	0.07	-0.20	0.03
$\theta_{SAM}$	-0.19	0.03	-0.10	-0.02	-0.04	-0.03	0.07	0.24	0.16	0.20	0.17	-0.02	1.00	0.22	0.11	0.31	0.42	0.32	-0.02	-0.01	0.31	-0.14	0.12	0.19	-0.25	0.12	0.04	0.05	0.19	0.34	0.14
$\theta_{r_{AM}}$	-0.02	-0.05	0.04	0.06	-0.01	-0.05	-0.16	0.12	-0.09	0.14	0.07	-0.21	0.22	1.00	0.14	0.19	0.04	0.16	0.19	0.22	0.04	0.04	-0.00	-0.18	0.42	0.18	-0.15	0.09	0.06	0.60	0.27
$\Psi_{EAM}$	-0.01	0.11	0.15	0.15	0.31	-0.10	0.04	0.37	0.43	0.16	0.19	-0.01	0.11	0.14	1.00	0.04	0.33	-0.52	0.33	-0.15	0.09	0.07	0.04	0.10	0.25	-0.02	0.25	0.53	-0.10	-0.11	-0.51
$B_{AM}$	-0.10	0.47	-0.07	-0.19	0.13	-0.01	0.12	0.21	-0.09	0.03	0.21	0.06	0.31	0.19	0.04	1.00	0.02	0.02	-0.30	0.12	0.13	0.17	-0.20	0.22	0.26	-0.18	0.11	-0.12	0.07	0.16	0.24
$Ep_{AC}$	0.48	-0.14	-0.05	0.05	-0.04	-0.11	0.49	0.44	0.18	0.25	-0.20	0.21	0.42	0.04	0.33	0.02	1.00	-0.18	0.05	-0.42	0.38	0.09	0.25	0.25	0.02	0.06	0.19	0.24	-0.00	0.15	-0.08
$Q_{SF}$	0.17	-0.13	0.07	0.26	-0.11	0.08	0.14	-0.16	-0.03	0.12	0.08	0.14	0.32	0.16	-0.52	0.02	-0.18	1.00	-0.13	0.59	0.04	0.02	0.35	-0.07	-0.02	0.11	-0.13	-0.13	0.21	0.20	0.61
$Mod_{ETP}$	-0.07	-0.15	0.01	0.45	0.28	0.11	-0.12	0.15	0.08	-0.21	0.18	-0.28	-0.02	0.19	0.33	-0.30	0.05	-0.13	1.00	-0.07	0.04	0.18	0.18	0.16	-0.05	0.07	0.20	0.10	0.08	0.19	0.17
$Pr_{VB}$	-0.20	0.05	0.30	0.23	0.09	0.03	-0.09	-0.34	-0.07	0.17	0.12	-0.15	-0.01	0.22	-0.15	0.12	-0.42	0.59	-0.07	1.00	-0.19	0.02	-0.00	-0.22	-0.01	0.06	-0.16	-0.12	0.22	0.13	0.22
$Pr_{VH}$	-0.13	-0.01	0.03	-0.14	0.12	0.14	0.44	0.25	0.17	0.09	0.11	0.38	0.31	0.04	0.09	0.13	0.38	0.04	0.04	-0.19	1.00	-0.13	0.23	0.05	0.16	-0.04	0.23	0.08	0.21	0.12	0.18
$A_{tree}$	-0.06	-0.03	-0.01	0.22	0.07	0.28	0.27	0.42	0.22	-0.16	-0.07	0.08	-0.14	0.04	0.07	0.17	0.09	0.02	0.18	0.02	-0.13	1.00	0.01	0.08	0.26	0.01	0.50	0.24	0.05	-0.04	-0.02
$Smax_{tree}$	0.26	-0.16	0.17	0.53	0.10	0.01	0.12	0.00	0.40	0.35	0.06	0.44	0.12	-0.00	0.04	-0.20	0.25	0.35	0.18	-0.00	0.23	0.01	1.00	0.04	0.11	0.25	0.25	0.12	0.38	-0.09	0.17
$Smax_{bat}$	-0.14	0.20	-0.17	0.02	0.09	-0.14	0.18	0.06	0.03	0.21	-0.04	-0.15	0.19	-0.18	0.10	0.22	0.25	-0.07	0.16	-0.22	0.05	0.08	0.04	1.00	-0.00	0.24	0.03	0.21	0.12	0.11	0.24
$Smax_{voi}$	-0.07	-0.10	0.08	0.09	-0.18	0.04	0.37	0.33	0.09	0.13	0.02	0.33	-0.25	0.42	0.25	0.26	0.02	-0.02	-0.05	-0.01	0.16	0.26	0.11	-0.00	1.00	-0.06	-0.01	0.35	-0.15	-0.02	0.19
$Smax_{nat}$	-0.01	0.18	-0.02	0.04	-0.14	0.00	-0.12	-0.15	0.13	0.40	-0.23	-0.00	0.12	0.18	-0.02	-0.18	0.06	0.11	0.07	0.06	-0.04	0.01	0.25	0.24	-0.06	1.00	0.01	0.05	0.44	0.22	-0.00
$Smax_{agr}$	-0.03	0.16	-0.08	0.16	0.32	0.17	0.21	0.38	0.14	-0.08	-0.10	0.33	0.04	-0.15	0.25	0.11	0.19	-0.13	0.20	-0.16	0.23	0.50	0.25	0.03	-0.01	0.01	1.00	0.18	0.24	-0.22	-0.17
$K_{S_{voi}}$	-0.25	-0.06	0.22	0.15	-0.09	-0.09	0.40	0.30	0.56	0.31	-0.11	0.12	0.05	0.09	0.53	-0.12	0.24	-0.13	0.10	-0.12	0.08	0.24	0.12	0.21	0.35	0.05	0.18	1.00	0.02	0.18	-0.23
$K_{agr}$	-0.19	0.37	0.08	0.21	0.12	-0.06	0.00	-0.30	0.25	0.30	-0.26	0.07	0.19	0.06	-0.10	0.07	-0.00	0.21	0.08	0.22	0.21	0.05	0.38	0.12	-0.15	0.44	0.24	0.02	1.00	0.37	0.18
$G_{res}$	-0.05	0.13	0.08	-0.06	-0.05	0.02	0.09	0.01	0.02	0.01	0.04	-0.20	0.34	0.60	-0.11	0.16	0.15	0.20	0.19	0.13	0.12	-0.04	-0.09	0.11	-0.02	0.22	-0.22	0.18	0.37	1.00	0.40
$Tf_{AEP}$	-0.25	-0.13	-0.09	0.14	-0.01	0.01	0.19	0.04	-0.42	0.02	0.13	0.03	0.14	0.27	-0.51	0.24	-0.08	0.61	0.17	0.22	0.18	-0.02	0.17	0.24	0.19	-0.00	-0.17	-0.23	0.18	0.40	1.00
	$Ep_{SS}$	$K_{SS}$	$\theta_{SS}$	$\theta_{r_{SS}}$	$\Psi_{ESS}$	$B_{SS}$	$K_{SLP}$	$\theta_{SLP}$	$\theta_{r_{LP}}$	$\Psi_{ELP}$	$B_{LP}$	$K_{SAM}$	$\theta_{SAM}$	$\theta_{r_{AM}}$	$\Psi_{EAM}$	$B_{AM}$	$Ep_{AC}$	$Q_{SF}$	$Mod_{ETP}$	$Pr_{VB}$	$Pr_{VH}$	$A_{tree}$	$Smax_{tree}$	$Smax_{bat}$	$Smax_{voi}$	$Smax_{nat}$	$Smax_{agr}$	$K_{S_{voi}}$	$K_{agr}$	$G_{res}$	$Tf_{AEP}$



### C.6.3. Piézomètre C

$Ep_{SS}$	1.00	0.04	-0.00	-0.10	0.12	0.01	-0.51	0.28	0.19	0.07	0.23	0.49	-0.10	0.13	0.25	-0.06	0.09	-0.44	-0.24	0.19	-0.13	-0.16	-0.11	0.11	0.10	0.01	-0.03	0.03	-0.18	-0.23	0.22
$Ks_{SS}$	-0.04	1.00	0.32	-0.04	-0.11	0.10	0.02	-0.07	-0.04	-0.21	-0.12	-0.22	0.24	-0.05	0.33	0.03	-0.25	-0.55	0.18	-0.26	-0.08	-0.11	0.09	-0.08	0.15	0.12	0.26	-0.11	-0.20	-0.14	-0.17
$\theta_{SS}$	-0.00	0.32	1.00	-0.27	0.19	0.19	0.08	0.37	0.10	-0.12	-0.22	-0.07	-0.06	-0.31	-0.16	-0.04	0.31	-0.30	0.50	-0.33	-0.02	0.26	0.26	0.18	0.47	0.01	0.20	0.02	0.07	0.12	0.20
$\theta_{r_{SS}}$	-0.10	-0.04	-0.27	1.00	-0.34	0.02	0.11	-0.06	0.03	0.43	0.43	-0.07	-0.13	-0.16	0.08	-0.10	-0.04	0.08	0.18	0.02	-0.36	-0.14	0.29	-0.37	0.11	-0.39	0.19	0.33	-0.11	-0.23	-0.20
$\Psi_{ESS}$	-0.12	-0.11	0.19	-0.34	1.00	0.06	-0.05	0.01	-0.24	-0.13	0.03	0.14	0.14	0.02	0.03	-0.17	0.03	-0.09	-0.12	-0.32	0.12	0.34	0.05	0.36	-0.05	0.27	-0.03	-0.19	-0.07	0.44	0.06
$B_{SS}$	-0.01	0.10	0.19	0.02	0.06	1.00	0.15	0.21	-0.32	0.06	-0.09	-0.14	-0.09	-0.41	-0.03	-0.31	0.36	0.09	0.17	-0.45	0.22	-0.17	0.24	0.37	0.03	-0.08	0.24	-0.24	0.26	0.01	0.14
$Ks_{LP}$	-0.51	0.02	0.08	0.11	-0.05	0.15	1.00	-0.17	0.03	0.34	-0.13	-0.15	-0.28	-0.27	0.07	-0.13	-0.33	0.14	-0.07	-0.36	0.19	0.31	0.51	-0.12	-0.33	-0.13	0.31	0.22	0.21	-0.13	-0.65
$\theta_{s_{LP}}$	0.28	-0.07	0.37	-0.06	0.01	0.21	-0.17	1.00	0.62	-0.13	0.15	0.08	-0.31	0.11	-0.11	0.05	0.33	-0.16	0.25	-0.02	0.13	0.09	0.26	0.46	0.22	-0.12	0.08	0.23	-0.02	0.14	0.23
$\theta_{r_{LP}}$	-0.19	-0.04	0.10	0.03	-0.24	-0.32	0.03	0.62	1.00	-0.04	0.12	0.05	-0.31	0.34	0.04	0.23	-0.09	-0.03	0.04	0.25	-0.13	0.14	0.15	0.13	0.13	-0.13	-0.10	0.42	-0.17	-0.06	-0.11
$\Psi_{ELP}$	-0.07	-0.21	-0.12	0.43	-0.13	0.06	0.34	-0.13	-0.04	1.00	0.06	0.02	-0.19	-0.31	-0.02	0.26	-0.38	0.11	-0.10	-0.11	-0.27	-0.01	0.42	-0.21	-0.17	-0.57	0.11	0.19	0.19	0.00	-0.31
$B_{LP}$	0.23	-0.12	-0.22	0.43	0.03	-0.09	-0.13	0.15	0.12	0.06	1.00	0.36	-0.17	0.12	-0.21	-0.01	-0.08	-0.00	-0.10	-0.03	-0.19	-0.29	0.05	0.05	-0.03	-0.19	-0.11	0.09	-0.17	0.03	-0.09
$Ks_{AM}$	0.49	-0.22	-0.07	-0.07	0.14	-0.14	-0.15	0.08	0.05	0.02	0.36	1.00	-0.35	0.10	0.13	-0.18	0.14	-0.33	-0.60	-0.06	0.28	0.17	0.02	0.02	-0.18	-0.03	-0.09	-0.29	-0.19	-0.43	0.07
$\theta_{s_{AM}}$	-0.10	0.24	-0.06	-0.13	0.14	-0.09	-0.28	-0.31	-0.31	-0.19	-0.17	-0.35	1.00	0.00	0.15	0.37	-0.18	0.22	0.17	0.13	0.03	-0.19	-0.25	0.18	0.08	0.25	-0.08	0.13	-0.04	0.33	-0.03
$\theta_{r_{AM}}$	0.13	-0.05	-0.31	-0.16	0.02	-0.41	-0.27	0.11	0.34	-0.31	0.12	0.10	0.00	1.00	-0.21	0.18	-0.35	-0.02	-0.04	0.26	0.23	-0.05	-0.23	0.12	-0.08	0.45	-0.09	-0.08	-0.15	-0.10	-0.01
$\Psi_{EAM}$	0.25	0.33	-0.16	0.08	0.03	-0.03	0.07	-0.11	0.04	-0.02	-0.21	0.13	0.15	-0.21	1.00	-0.18	0.01	-0.30	-0.34	0.10	0.03	0.03	0.17	-0.13	-0.23	-0.01	0.20	0.12	-0.44	-0.10	-0.18
$B_{AM}$	-0.06	0.03	-0.04	-0.10	-0.17	-0.31	-0.13	0.05	0.23	0.26	-0.01	-0.18	0.37	0.18	-0.18	1.00	-0.49	0.30	0.12	0.18	-0.15	-0.08	-0.04	0.23	-0.10	-0.17	-0.19	-0.02	0.11	0.30	-0.07
$Ep_{AC}$	-0.09	-0.25	0.31	-0.04	0.03	0.36	-0.33	0.33	-0.09	-0.38	-0.08	0.14	-0.18	-0.35	0.01	-0.49	1.00	0.04	0.19	-0.03	0.11	0.08	-0.21	0.21	0.24	-0.11	0.07	-0.03	-0.16	-0.07	0.52
$Q_{SF}$	-0.44	-0.55	-0.30	0.08	-0.09	0.09	0.14	-0.16	-0.03	0.11	-0.00	-0.33	0.22	-0.02	-0.30	0.30	0.04	1.00	0.13	0.14	0.08	-0.13	-0.09	0.26	-0.20	-0.17	-0.28	0.11	0.16	0.26	0.03
$Mod_{ETP}$	-0.24	0.18	0.50	0.18	-0.12	0.17	-0.07	0.25	0.04	-0.10	-0.10	-0.60	0.17	-0.04	-0.34	0.12	0.19	0.13	1.00	-0.25	-0.31	-0.08	0.00	0.07	0.32	0.07	0.21	0.23	0.35	0.16	0.18
$Pr_{VB}$	-0.19	-0.26	-0.33	0.02	-0.32	-0.45	-0.36	-0.02	0.25	-0.11	-0.03	-0.06	0.13	0.26	0.10	0.18	-0.03	0.14	-0.25	1.00	-0.11	-0.23	-0.31	-0.08	0.27	0.13	-0.39	0.25	-0.22	0.13	0.25
$Pr_{VH}$	-0.13	-0.08	-0.02	-0.36	0.12	0.22	0.19	0.13	-0.13	-0.27	-0.19	0.28	0.03	0.23	0.03	-0.15	0.11	0.08	-0.31	-0.11	1.00	0.25	0.03	0.28	-0.18	0.17	0.13	-0.14	-0.02	-0.13	-0.07
$A_{tree}$	-0.16	-0.11	0.26	-0.14	0.34	-0.17	0.31	0.09	0.14	-0.01	-0.29	0.17	-0.19	-0.05	0.03	-0.08	0.08	-0.13	-0.08	-0.23	0.25	1.00	0.14	-0.04	0.06	-0.05	0.04	0.15	-0.01	-0.11	-0.43
$Smax_{tree}$	-0.11	0.09	0.26	0.29	0.05	0.24	0.51	0.26	0.15	0.42	0.05	0.02	-0.25	-0.23	0.17	-0.04	-0.21	-0.09	0.00	-0.31	0.03	0.14	1.00	-0.09	0.13	-0.12	0.09	0.18	0.00	0.02	-0.33
$Smax_{bat}$	0.11	-0.08	0.18	-0.37	0.36	0.37	-0.12	0.46	0.13	-0.21	0.05	0.02	0.18	0.12	-0.13	0.23	0.21	0.26	0.07	-0.08	0.28	-0.04	-0.09	1.00	-0.16	0.14	0.03	-0.09	-0.07	0.30	0.21
$Smax_{voi}$	0.10	0.15	0.47	0.11	-0.05	0.03	-0.33	0.22	0.13	-0.17	-0.03	-0.18	0.08	-0.08	-0.23	-0.10	0.24	-0.20	0.32	0.27	-0.18	0.06	0.13	-0.16	1.00	0.18	-0.34	0.26	-0.02	0.14	0.29
$Smax_{nat}$	0.01	0.12	0.01	-0.39	0.27	-0.08	-0.13	-0.12	-0.13	-0.57	-0.19	-0.03	0.25	0.45	-0.01	-0.17	-0.11	-0.17	0.07	0.13	0.17	-0.05	-0.12	0.14	0.18	1.00	-0.27	-0.10	0.19	0.01	0.19
$Smax_{agr}$	-0.03	0.26	0.20	0.19	-0.03	0.24	0.31	0.08	-0.10	0.11	-0.11	-0.09	-0.08	-0.09	0.20	-0.19	0.07	-0.28	0.21	-0.39	0.13	0.04	0.09	0.03	-0.34	-0.27	1.00	0.03	-0.17	-0.28	-0.28
$Ks_{voi}$	-0.03	-0.11	0.02	0.33	-0.19	-0.24	0.22	0.23	0.42	0.19	0.09	-0.29	0.13	-0.08	0.12	-0.02	-0.03	0.11	0.23	0.25	-0.14	0.15	0.18	-0.09	0.26	-0.10	0.03	1.00	-0.09	0.02	-0.38
$K_{agr}$	-0.18	-0.20	0.07	-0.11	-0.07	0.26	0.21	-0.02	-0.17	0.19	-0.17	-0.19	-0.04	-0.15	-0.44	0.11	-0.16	0.16	0.35	-0.22	-0.02	-0.01	0.00	-0.07	-0.02	0.19	-0.17	-0.09	1.00	0.06	0.11
$G_{res}$	-0.23	-0.14	0.12	-0.23	0.44	0.01	-0.13	0.14	-0.06	0.00	0.03	-0.43	0.33	-0.10	-0.10	0.30	-0.07	0.26	0.16	0.13	-0.13	-0.11	0.02	0.30	0.14	0.01	-0.28	0.02	0.06	1.00	0.20
$Tf_{AEP}$	0.22	-0.17	0.20	-0.20	0.06	0.14	-0.65	0.23	-0.11	-0.31	-0.09	0.07	-0.03	-0.01	-0.18	-0.07	0.52	0.03	0.18	0.25	-0.07	-0.43	-0.33	0.21	0.29	0.19	-0.28	-0.38	0.11	0.20	1.00
	$Ep_{SS}$	$Ks_{SS}$	$\theta_{SS}$	$\theta_{r_{SS}}$	$\Psi_{ESS}$	$B_{SS}$	$Ks_{LP}$	$\theta_{s_{LP}}$	$\theta_{r_{LP}}$	$\Psi_{ELP}$	$B_{LP}$	$Ks_{AM}$	$\theta_{s_{AM}}$	$\theta_{r_{AM}}$	$\Psi_{EAM}$	$B_{AM}$	$Ep_{AC}$	$Q_{SF}$	$Mod_{ETP}$	$Pr_{VB}$	$Pr_{VH}$	$A_{tree}$	$Smax_{tree}$	$Smax_{bat}$	$Smax_{voi}$	$Smax_{nat}$	$Smax_{agr}$	$Ks_{voi}$	$K_{agr}$	$G_{res}$	$Tf_{AEP}$



## C.6.4. Piézomètre D

$Ep_{SS}$	1.00	-0.04	-0.30	0.13	0.10	-0.09	-0.32	-0.19	0.00	0.14	-0.32	0.24	-0.45	0.02	0.21	-0.03	0.17	-0.01	-0.09	0.10	0.12	0.22	-0.05	-0.09	-0.21	-0.08	0.24	-0.13	-0.17	-0.19	0.00
$K_{SS}$	-0.04	1.00	0.18	-0.05	-0.04	-0.22	0.16	0.17	0.16	-0.28	0.33	0.16	-0.04	0.11	0.18	0.04	-0.18	-0.36	-0.33	-0.32	0.43	0.18	0.12	0.52	0.05	-0.38	0.17	0.02	-0.46	0.09	-0.21
$\theta_{SS}$	-0.30	0.18	1.00	0.13	-0.29	-0.01	0.12	0.26	0.15	-0.16	0.28	0.24	-0.02	-0.51	0.06	-0.19	0.00	-0.12	0.43	-0.49	0.06	-0.03	-0.25	0.06	0.22	0.14	-0.05	0.59	-0.10	-0.13	-0.22
$\theta_{rSS}$	-0.13	-0.05	0.13	1.00	-0.38	-0.22	0.07	-0.09	-0.20	0.26	0.07	-0.05	-0.31	-0.45	0.18	-0.35	0.14	0.23	0.38	-0.14	-0.25	0.17	0.42	-0.11	0.10	0.35	-0.01	0.10	0.03	-0.20	0.25
$\Psi_{ESS}$	-0.10	-0.04	-0.29	-0.38	1.00	0.16	-0.06	-0.08	0.07	-0.10	-0.10	0.27	0.22	0.42	-0.12	0.11	0.00	-0.19	-0.29	0.06	-0.02	0.08	-0.15	0.08	0.20	-0.16	-0.09	-0.05	-0.22	0.07	0.15
$B_{SS}$	-0.09	-0.22	-0.01	-0.22	0.16	1.00	0.04	0.18	0.16	0.15	0.05	0.17	0.01	0.04	0.08	0.03	0.19	0.19	0.13	0.03	0.12	-0.21	0.18	-0.23	-0.05	-0.24	-0.11	0.31	0.23	0.28	0.04
$K_{SLP}$	-0.32	0.16	0.12	0.07	-0.06	0.04	1.00	0.08	0.36	0.36	0.11	0.27	0.28	-0.15	0.04	0.12	0.23	-0.49	0.06	-0.45	-0.04	-0.21	0.30	0.26	0.14	-0.23	0.58	0.20	-0.07	-0.11	-0.46
$\theta_{SLP}$	-0.19	0.17	0.26	-0.09	-0.08	0.18	0.08	1.00	0.73	-0.03	0.22	0.14	-0.38	0.02	0.07	-0.26	0.02	-0.30	0.12	0.02	0.24	0.29	0.21	0.05	0.32	-0.05	0.09	0.22	0.15	0.04	0.04
$\theta_{rLP}$	-0.00	0.16	0.15	-0.20	0.07	0.16	0.36	0.73	1.00	0.14	0.14	0.54	-0.19	0.10	0.28	0.06	0.25	-0.69	-0.03	-0.06	0.34	0.01	-0.03	0.13	0.07	-0.15	0.40	0.20	0.08	-0.06	-0.23
$\Psi_{ELP}$	-0.14	-0.28	-0.16	0.26	-0.10	0.15	0.36	-0.03	0.14	1.00	-0.05	0.16	0.07	-0.07	0.27	0.25	0.21	-0.10	-0.02	0.05	-0.01	-0.23	0.34	-0.05	-0.07	0.10	0.33	0.03	0.29	0.06	0.12
$B_{LP}$	-0.32	0.33	0.28	0.07	-0.10	0.05	0.11	0.22	0.14	-0.05	1.00	0.10	-0.32	-0.28	0.12	0.04	-0.05	-0.13	-0.14	-0.24	0.22	-0.24	-0.02	0.14	0.18	0.02	-0.16	0.36	-0.13	0.00	-0.17
$K_{SAM}$	0.24	0.16	0.24	-0.05	0.27	0.17	0.27	0.14	0.54	0.16	0.10	1.00	-0.09	-0.14	0.28	0.01	0.15	-0.67	-0.05	-0.28	0.39	-0.30	-0.28	0.13	-0.01	-0.14	0.18	0.23	-0.11	-0.24	-0.13
$\theta_{SAM}$	-0.45	-0.04	-0.02	-0.31	0.22	0.01	0.28	-0.38	-0.19	0.07	-0.32	-0.09	1.00	0.15	0.03	0.20	0.03	-0.01	-0.18	0.04	-0.10	-0.23	-0.16	0.05	-0.18	-0.14	0.04	0.03	0.00	0.13	0.07
$\theta_{rAM}$	-0.02	0.11	-0.51	-0.45	0.42	0.04	-0.15	0.02	0.10	-0.07	-0.28	-0.14	0.15	1.00	0.09	0.31	-0.22	-0.03	-0.34	0.25	0.32	0.10	-0.09	0.09	-0.23	-0.08	-0.07	-0.28	0.09	0.37	0.05
$\Psi_{EAM}$	0.21	0.18	0.06	0.18	-0.12	0.08	0.04	0.07	0.28	0.27	0.12	0.28	0.03	0.09	1.00	-0.12	0.23	-0.23	-0.14	-0.14	0.16	0.20	0.09	-0.30	-0.53	0.09	0.21	0.38	-0.27	-0.10	-0.17
$B_{AM}$	-0.03	0.04	-0.19	-0.35	0.11	0.03	0.12	-0.26	0.06	0.25	0.04	0.01	0.20	0.31	-0.12	1.00	-0.20	-0.04	-0.44	-0.01	0.18	-0.54	-0.12	0.05	-0.07	-0.03	0.09	-0.15	0.10	0.35	-0.29
$Ep_{AC}$	-0.17	-0.18	0.00	0.14	0.00	0.19	0.23	0.02	0.25	0.21	-0.05	0.15	0.03	-0.22	0.23	-0.20	1.00	-0.25	0.23	-0.03	-0.21	0.03	0.05	0.22	-0.13	0.19	0.35	0.16	0.21	-0.34	-0.07
$Q_{SF}$	-0.01	-0.36	-0.12	0.23	-0.19	0.19	-0.49	-0.30	-0.69	-0.10	-0.13	-0.67	-0.01	-0.03	-0.23	-0.04	-0.25	1.00	0.15	0.23	-0.20	0.02	0.16	-0.40	-0.02	0.21	-0.44	0.02	0.24	0.23	0.32
$Mod_{ETP}$	-0.09	-0.33	0.43	0.38	-0.29	0.13	0.06	0.12	-0.03	-0.02	-0.14	-0.05	-0.18	-0.34	-0.14	-0.44	0.23	0.15	1.00	-0.16	-0.23	0.03	-0.12	-0.24	0.13	0.14	0.12	0.36	0.31	-0.04	0.01
$Pr_{VB}$	-0.10	-0.32	-0.49	-0.14	0.06	0.03	-0.45	0.02	-0.06	0.05	-0.24	-0.28	0.04	0.25	-0.14	-0.01	-0.03	0.23	-0.16	1.00	-0.08	0.15	-0.08	-0.18	-0.08	0.07	-0.43	-0.37	0.23	0.16	0.47
$Pr_{VH}$	-0.12	0.43	0.06	-0.25	-0.02	0.12	-0.04	0.24	0.34	-0.01	0.22	0.39	-0.10	0.32	0.16	0.18	-0.21	-0.20	-0.23	-0.08	1.00	-0.35	-0.29	0.29	-0.16	-0.31	-0.01	0.16	0.11	0.32	0.13
$A_{tree}$	0.22	0.18	-0.03	0.17	0.08	-0.21	-0.21	0.29	0.01	-0.23	-0.24	-0.30	-0.23	0.10	0.20	-0.54	0.03	0.02	0.03	0.15	-0.35	1.00	0.42	-0.06	0.13	-0.01	0.06	-0.13	-0.49	-0.16	0.08
$Smax_{tree}$	-0.05	0.12	-0.25	0.42	-0.15	0.18	0.30	0.21	-0.03	0.34	-0.02	-0.28	-0.16	-0.09	0.09	-0.12	0.05	0.16	-0.12	-0.08	-0.29	0.42	1.00	-0.02	0.18	-0.09	0.21	-0.20	-0.13	0.02	0.06
$Smax_{bat}$	-0.09	0.52	0.06	-0.11	0.08	-0.23	0.26	0.05	0.13	-0.05	0.14	0.13	0.05	0.09	-0.30	0.05	0.22	-0.40	-0.24	-0.18	0.29	-0.06	-0.02	1.00	0.33	-0.08	0.17	-0.26	0.02	-0.01	0.06
$Smax_{voi}$	-0.21	0.05	0.22	0.10	0.20	-0.05	0.14	0.32	0.07	-0.07	0.18	-0.01	-0.18	-0.23	-0.53	-0.07	-0.13	-0.02	0.13	-0.08	-0.16	0.13	0.18	0.33	1.00	0.06	0.04	-0.01	-0.02	0.01	0.08
$Smax_{nat}$	-0.08	-0.38	0.14	0.35	-0.16	-0.24	-0.23	-0.05	-0.15	0.10	0.02	-0.14	-0.14	-0.08	0.09	-0.03	0.19	0.21	0.14	0.07	-0.31	-0.01	-0.09	-0.08	0.06	1.00	-0.20	0.15	0.17	0.06	0.20
$Smax_{agr}$	0.24	0.17	-0.05	-0.01	-0.09	-0.11	0.58	0.09	0.40	0.33	-0.16	0.18	0.04	-0.07	0.21	0.09	0.35	-0.44	0.12	-0.43	-0.01	0.06	0.21	0.17	0.04	-0.20	1.00	0.08	-0.11	-0.13	-0.47
$K_{S_{voi}}$	-0.13	0.02	0.59	0.10	-0.05	0.31	0.20	0.22	0.20	0.03	0.36	0.23	0.03	-0.28	0.38	-0.15	0.16	0.02	0.36	-0.37	0.16	-0.13	-0.20	-0.26	-0.01	0.15	0.08	1.00	-0.13	0.14	-0.16
$K_{agr}$	-0.17	-0.46	-0.10	0.03	-0.22	0.23	-0.07	0.15	0.08	0.29	-0.13	-0.11	0.00	0.09	-0.27	0.10	0.21	0.24	0.31	0.23	0.11	-0.49	-0.13	0.02	-0.02	0.17	-0.11	-0.13	1.00	-0.04	0.23
$G_{res}$	-0.19	0.09	-0.13	-0.20	0.07	0.28	-0.11	0.04	-0.06	0.06	0.00	-0.24	0.13	0.37	-0.10	0.35	-0.34	0.23	-0.04	0.16	0.32	-0.16	0.02	-0.01	0.01	0.06	-0.13	0.14	-0.04	1.00	0.32
$Tf_{AEP}$	0.00	-0.21	-0.22	0.25	0.15	0.04	-0.46	0.04	-0.23	0.12	-0.17	-0.13	0.07	0.05	-0.17	-0.29	-0.07	0.32	0.01	0.47	0.13	0.08	0.06	0.06	0.08	0.20	-0.47	-0.16	0.23	0.32	1.00
	$Ep_{SS}$	$K_{SS}$	$\theta_{SS}$	$\theta_{rSS}$	$\Psi_{ESS}$	$B_{SS}$	$K_{SLP}$	$\theta_{SLP}$	$\theta_{rLP}$	$\Psi_{ELP}$	$B_{LP}$	$K_{SAM}$	$\theta_{SAM}$	$\theta_{rAM}$	$\Psi_{EAM}$	$B_{AM}$	$Ep_{AC}$	$Q_{SF}$	$Mod_{ETP}$	$Pr_{VB}$	$Pr_{VH}$	$A_{tree}$	$Smax_{tree}$	$Smax_{bat}$	$Smax_{voi}$	$Smax_{nat}$	$Smax_{agr}$	$K_{S_{voi}}$	$K_{agr}$	$G_{res}$	$Tf_{AEP}$



## C.6.5. Piézomètre E

$Ep_{SS}$	1.00	-0.15	0.04	0.10	0.13	0.00	0.21	-0.18	0.29	0.07	-0.25	-0.14	0.10	0.16	0.35	0.11	-0.34	0.20	0.02	0.07	0.21	0.09	-0.17	-0.03	0.03	0.19	-0.51	0.28	-0.34	-0.09	0.25
$K_{SS}$	-0.15	1.00	0.13	-0.29	-0.01	0.33	-0.10	0.19	-0.24	0.30	0.03	-0.11	-0.05	-0.21	-0.27	-0.07	-0.02	-0.02	-0.45	-0.35	-0.30	-0.10	-0.04	-0.09	-0.23	-0.36	0.18	-0.40	-0.08	0.23	-0.16
$\theta_{SS}$	-0.04	0.13	1.00	0.09	-0.52	0.19	0.14	-0.02	0.12	-0.10	-0.14	0.03	-0.04	-0.32	0.03	-0.10	-0.03	-0.01	0.24	0.10	0.28	-0.32	0.03	-0.07	-0.28	0.21	-0.02	-0.38	0.03	-0.30	-0.13
$\theta_{rSS}$	-0.10	-0.29	0.09	1.00	0.06	0.00	-0.02	-0.31	-0.03	-0.08	0.40	-0.35	-0.18	-0.19	0.41	-0.14	0.28	0.25	-0.03	-0.33	-0.09	0.02	0.03	-0.43	-0.11	0.28	-0.16	0.41	-0.00	-0.13	0.11
$\Psi_{ESS}$	-0.13	-0.01	-0.52	0.06	1.00	-0.08	0.02	0.15	0.04	0.02	0.17	-0.05	0.01	0.26	0.11	0.03	-0.09	-0.22	-0.12	-0.33	-0.23	0.29	0.08	-0.02	-0.04	-0.08	-0.12	0.17	-0.08	0.43	0.00
$B_{SS}$	-0.00	0.33	0.19	0.00	-0.08	1.00	-0.29	0.24	-0.10	0.15	-0.21	-0.03	0.07	-0.34	0.05	-0.23	0.11	-0.11	-0.30	0.03	-0.13	-0.22	0.30	-0.29	-0.13	-0.07	0.26	-0.02	-0.19	-0.21	-0.01
$K_{SLP}$	0.21	-0.10	0.14	-0.02	0.02	-0.29	1.00	-0.16	0.26	-0.04	0.04	-0.31	-0.09	0.08	-0.38	-0.07	-0.26	0.20	0.15	0.01	0.30	-0.51	0.22	0.04	-0.13	0.06	-0.50	0.06	-0.07	0.31	-0.04
$\theta_{SLP}$	-0.18	0.19	-0.02	-0.31	0.15	0.24	-0.16	1.00	0.14	0.17	-0.19	0.21	-0.22	-0.10	0.01	-0.01	-0.22	-0.32	0.04	0.23	0.01	0.12	-0.05	0.03	-0.09	-0.09	0.02	-0.20	0.42	0.07	0.34
$\theta_{rLP}$	-0.29	-0.24	0.12	-0.03	0.04	-0.10	0.26	0.14	1.00	0.30	0.07	-0.09	-0.04	0.22	0.05	0.19	-0.29	-0.22	0.08	0.41	-0.04	-0.12	-0.31	0.12	-0.14	0.12	-0.41	0.27	0.17	0.02	0.41
$\Psi_{ELP}$	-0.07	0.30	-0.10	-0.08	0.02	0.15	-0.04	0.17	0.30	1.00	0.37	-0.02	-0.14	0.07	-0.02	0.08	-0.01	-0.21	-0.12	0.28	-0.06	-0.07	0.01	0.23	-0.02	-0.22	-0.00	0.12	-0.08	0.19	0.27
$B_{LP}$	-0.25	0.03	-0.14	0.40	0.17	-0.21	0.04	-0.19	0.07	0.37	1.00	-0.04	-0.29	0.27	0.02	0.26	0.14	-0.08	-0.09	-0.30	-0.35	-0.13	0.24	0.16	-0.24	-0.09	0.22	0.21	-0.04	0.21	-0.17
$K_{SAM}$	-0.14	-0.11	0.03	-0.35	-0.05	-0.03	-0.31	0.21	-0.09	-0.02	-0.04	1.00	0.02	-0.06	-0.04	-0.18	0.11	-0.31	0.15	0.20	0.11	0.07	-0.03	0.28	-0.04	-0.01	0.17	-0.01	-0.15	-0.15	0.22
$\theta_{SAM}$	0.10	-0.05	-0.04	-0.18	0.01	0.07	-0.09	-0.22	-0.04	-0.14	-0.29	0.02	1.00	-0.07	-0.13	-0.23	0.34	0.08	0.05	-0.03	-0.04	-0.07	-0.22	-0.11	-0.10	-0.02	0.24	-0.15	-0.33	0.13	-0.15
$\theta_{rAM}$	0.16	-0.21	-0.32	-0.19	0.26	-0.34	0.08	-0.10	0.22	0.07	0.27	-0.06	-0.07	1.00	0.12	0.51	-0.14	0.14	0.09	-0.12	0.07	0.17	0.03	0.15	0.21	-0.09	0.08	0.18	0.03	0.16	-0.12
$\Psi_{EAM}$	0.35	-0.27	0.03	0.41	0.11	0.05	-0.38	0.01	0.05	-0.02	0.02	-0.04	-0.13	0.12	1.00	-0.00	-0.12	-0.02	-0.03	-0.04	-0.07	0.02	-0.11	-0.29	0.40	0.38	-0.29	0.35	0.34	-0.28	0.28
$B_{AM}$	0.11	-0.07	-0.10	-0.14	0.03	-0.23	-0.07	-0.01	0.19	0.08	0.26	-0.18	-0.23	0.51	-0.00	1.00	-0.51	0.05	0.09	0.11	0.04	0.20	-0.01	0.31	-0.13	-0.23	0.16	-0.04	-0.15	0.18	0.02
$Ep_{AC}$	-0.34	-0.02	-0.03	0.28	-0.09	0.11	-0.26	-0.22	-0.29	-0.01	0.14	0.11	0.34	-0.14	-0.12	-0.51	1.00	0.07	0.07	-0.12	-0.21	0.16	-0.07	-0.38	0.03	-0.14	0.51	-0.02	-0.11	-0.26	-0.26
$Q_{SF}$	0.20	-0.02	-0.01	0.25	-0.22	-0.11	0.20	-0.32	-0.22	-0.21	-0.08	-0.31	0.08	0.14	-0.02	0.05	0.07	1.00	0.09	-0.25	0.55	0.02	-0.07	-0.45	-0.09	-0.21	-0.12	0.09	-0.12	0.03	-0.20
$Mod_{ETP}$	-0.02	-0.45	0.24	-0.03	-0.12	-0.30	0.15	0.04	0.08	-0.12	-0.09	0.15	0.05	0.09	-0.03	0.09	0.07	0.09	1.00	0.26	0.42	0.07	-0.02	0.11	-0.10	0.10	0.01	-0.12	0.08	0.04	0.01
$Pr_{VB}$	-0.07	-0.35	0.10	-0.33	-0.33	0.03	0.01	0.23	0.41	0.28	-0.30	0.20	-0.03	-0.12	-0.04	0.11	-0.12	-0.25	0.26	1.00	0.24	0.01	-0.29	0.26	0.24	-0.00	-0.06	0.12	0.05	-0.35	0.25
$Pr_{VH}$	0.21	-0.30	0.28	-0.09	-0.23	-0.13	0.30	0.01	-0.04	-0.06	-0.35	0.11	-0.04	0.07	-0.07	0.04	-0.21	0.55	0.42	0.24	1.00	-0.03	0.09	0.00	0.06	-0.02	-0.19	-0.08	-0.06	0.06	0.06
$A_{tree}$	0.09	-0.10	-0.32	0.02	0.29	-0.22	-0.51	0.12	-0.12	-0.07	-0.13	0.07	-0.07	0.17	0.02	0.20	0.16	0.02	0.07	0.01	-0.03	1.00	-0.35	0.11	0.05	-0.16	0.20	-0.01	-0.06	-0.12	-0.04
$Smax_{tree}$	-0.17	-0.04	0.03	0.03	0.08	0.30	0.22	-0.05	-0.31	0.01	0.24	-0.03	-0.22	0.03	-0.11	-0.01	-0.07	-0.07	-0.02	-0.29	0.09	-0.35	1.00	0.18	-0.16	-0.04	0.12	-0.26	-0.15	0.03	-0.22
$Smax_{bat}$	-0.03	-0.09	-0.07	-0.43	-0.02	-0.29	0.04	0.03	0.12	0.23	0.16	0.28	-0.11	0.15	-0.29	0.31	-0.38	-0.45	0.11	0.26	0.00	0.11	0.18	1.00	0.03	0.03	0.13	-0.21	-0.16	0.13	-0.03
$Smax_{voi}$	0.03	-0.23	-0.28	-0.11	-0.04	-0.13	-0.13	-0.09	-0.14	-0.02	-0.24	-0.04	-0.10	0.21	0.40	-0.13	0.03	-0.09	-0.10	0.24	0.06	0.05	-0.16	0.03	1.00	0.38	-0.05	0.31	0.40	-0.11	-0.00
$Smax_{nat}$	0.19	-0.36	0.21	0.28	-0.08	-0.07	0.06	-0.09	0.12	-0.22	-0.09	-0.01	-0.02	-0.09	0.38	-0.23	-0.14	-0.21	0.10	-0.00	-0.02	-0.16	-0.04	0.03	0.38	1.00	-0.37	0.22	0.33	-0.16	0.08
$Smax_{agr}$	-0.51	0.18	-0.02	-0.16	-0.12	0.26	-0.50	0.02	-0.41	-0.00	0.22	0.17	0.24	0.08	-0.29	0.16	0.51	-0.12	0.01	-0.06	-0.19	0.20	0.12	0.13	-0.05	-0.37	1.00	-0.32	-0.20	-0.07	-0.48
$K_{S_{voi}}$	0.28	-0.40	-0.38	0.41	0.17	-0.02	0.06	-0.20	0.27	0.12	0.21	-0.01	-0.15	0.18	0.35	-0.04	-0.02	0.09	-0.12	0.12	-0.08	-0.01	-0.26	-0.21	0.31	0.22	-0.32	1.00	-0.01	0.11	0.31
$K_{agr}$	-0.34	-0.08	0.03	-0.00	-0.08	-0.19	-0.07	0.42	0.17	-0.08	-0.04	-0.15	-0.33	0.03	0.34	-0.15	-0.11	-0.12	0.08	0.05	-0.06	-0.06	-0.15	-0.16	0.40	0.33	-0.20	-0.01	1.00	-0.04	0.03
$G_{res}$	-0.09	0.23	-0.30	-0.13	0.43	-0.21	0.31	0.07	0.02	0.19	0.21	-0.15	0.13	0.16	-0.28	0.18	-0.26	0.03	0.04	-0.35	0.06	-0.12	0.03	0.13	-0.11	-0.16	-0.07	0.11	-0.04	1.00	0.12
$Tf_{AEP}$	0.25	-0.16	-0.13	0.11	0.00	-0.01	-0.04	0.34	0.41	0.27	-0.17	0.22	-0.15	-0.12	0.28	0.02	-0.26	-0.20	0.01	0.25	0.06	-0.04	-0.22	-0.03	-0.00	0.08	-0.48	0.31	0.03	0.12	1.00
	$Ep_{SS}$	$K_{SS}$	$\theta_{SS}$	$\theta_{rSS}$	$\Psi_{ESS}$	$B_{SS}$	$K_{SLP}$	$\theta_{SLP}$	$\theta_{rLP}$	$\Psi_{ELP}$	$B_{LP}$	$K_{SAM}$	$\theta_{SAM}$	$\theta_{rAM}$	$\Psi_{EAM}$	$B_{AM}$	$Ep_{AC}$	$Q_{SF}$	$Mod_{ETP}$	$Pr_{VB}$	$Pr_{VH}$	$A_{tree}$	$Smax_{tree}$	$Smax_{bat}$	$Smax_{voi}$	$Smax_{nat}$	$Smax_{agr}$	$K_{S_{voi}}$	$K_{agr}$	$G_{res}$	$Tf_{AEP}$



## C.6.6. Piézomètre I

$Ep_{SS}$	1.00	0.01	0.27	0.03	-0.37	0.02	0.32	-0.26	-0.18	0.24	0.30	0.36	-0.06	0.19	0.05	-0.08	-0.11	-0.27	-0.09	0.22	-0.02	-0.15	0.09	-0.03	-0.00	-0.15	0.25	-0.06	-0.13	0.39	0.34
$Ks_{SS}$	-0.01	1.00	0.22	-0.03	-0.08	0.06	-0.15	0.00	0.06	-0.09	-0.18	-0.20	0.08	-0.08	-0.08	0.08	0.05	0.14	0.09	-0.02	0.14	0.23	0.17	-0.25	0.43	-0.25	0.16	0.33	-0.19	-0.18	0.29
$\theta_{SS}$	0.27	0.22	1.00	-0.16	-0.36	-0.11	0.32	0.06	0.08	-0.30	0.01	0.12	-0.06	0.02	0.14	-0.24	-0.26	-0.22	0.13	0.16	0.08	-0.08	0.22	-0.06	0.05	-0.07	0.32	0.18	-0.28	-0.02	0.43
$\theta_{r_{SS}}$	-0.03	-0.03	-0.16	1.00	0.10	0.11	0.10	-0.43	-0.31	-0.15	0.32	0.10	0.12	0.05	-0.06	-0.01	-0.19	-0.24	0.26	-0.16	0.03	0.10	-0.13	0.08	0.23	0.14	-0.31	-0.04	0.20	0.07	0.14
$\Psi_{ESS}$	-0.37	-0.08	-0.36	0.10	1.00	0.23	-0.33	-0.16	-0.27	0.19	0.12	-0.12	-0.16	-0.23	0.10	0.21	-0.30	0.08	0.03	-0.03	-0.15	-0.12	-0.07	-0.18	0.06	0.07	-0.74	0.09	0.15	-0.18	-0.11
$B_{SS}$	-0.02	0.06	-0.11	0.11	0.23	1.00	-0.10	0.15	-0.37	-0.24	-0.00	-0.04	-0.17	0.06	0.10	-0.06	0.06	-0.16	0.10	0.36	-0.35	-0.05	0.04	-0.01	-0.01	0.30	-0.22	-0.48	0.03	0.04	0.21
$Ks_{LP}$	0.32	-0.15	0.32	0.10	-0.33	-0.10	1.00	-0.19	-0.09	-0.33	0.47	0.45	-0.03	0.17	-0.09	-0.03	-0.34	-0.29	0.04	0.02	0.14	-0.40	0.19	0.30	-0.24	-0.20	0.26	0.18	-0.06	0.35	-0.01
$\theta_{s_{LP}}$	-0.26	0.00	0.06	-0.43	-0.16	0.15	-0.19	1.00	0.06	-0.06	-0.32	-0.16	-0.15	0.07	0.08	-0.21	0.27	0.18	-0.12	-0.03	0.12	0.04	-0.12	-0.09	-0.24	0.24	0.30	-0.14	-0.14	-0.29	-0.03
$\theta_{r_{LP}}$	-0.18	0.06	0.08	-0.31	-0.27	-0.37	-0.09	0.06	1.00	-0.06	-0.17	0.15	0.34	0.05	-0.11	0.02	0.19	-0.23	0.01	-0.21	0.01	0.31	-0.14	0.00	0.05	-0.20	0.22	-0.01	0.20	-0.09	-0.26
$\Psi_{ELP}$	0.24	-0.09	-0.30	-0.15	0.19	-0.24	-0.33	-0.06	-0.06	1.00	-0.04	-0.06	0.05	-0.01	-0.15	0.05	-0.11	0.31	-0.07	0.10	0.02	-0.18	-0.09	0.08	0.29	0.05	-0.03	0.19	0.18	0.00	-0.29
$B_{LP}$	0.30	-0.18	0.01	0.32	0.12	-0.00	0.47	-0.32	-0.17	-0.04	1.00	0.28	-0.04	0.10	0.16	0.29	-0.40	-0.30	0.02	-0.15	-0.11	-0.03	0.00	0.04	0.09	-0.10	-0.19	0.07	0.15	0.30	-0.18
$Ks_{AM}$	0.36	-0.20	0.12	0.10	-0.12	-0.04	0.45	-0.16	0.15	-0.06	0.28	1.00	0.41	0.05	-0.10	-0.07	-0.03	-0.68	0.04	-0.07	0.14	-0.17	0.09	0.12	-0.18	0.12	-0.18	-0.11	0.15	0.01	0.20
$\theta_{s_{AM}}$	-0.06	0.08	-0.06	0.12	-0.16	-0.17	-0.03	-0.15	0.34	0.05	-0.04	0.41	1.00	0.18	0.24	-0.08	0.34	-0.41	-0.10	-0.45	-0.10	-0.13	-0.11	0.10	0.09	0.06	-0.07	-0.11	0.19	-0.21	0.03
$\theta_{r_{AM}}$	0.19	-0.08	0.02	0.05	-0.23	0.06	0.17	0.07	0.05	-0.01	0.10	0.05	0.18	1.00	0.04	0.05	0.05	-0.04	-0.29	-0.34	-0.10	-0.11	-0.32	0.09	-0.27	0.09	0.09	-0.13	0.08	-0.09	-0.02
$\Psi_{EAM}$	-0.05	-0.08	0.14	-0.06	0.10	0.10	-0.09	0.08	-0.11	-0.15	0.16	-0.10	0.24	0.04	1.00	-0.14	0.00	-0.08	-0.30	-0.30	-0.17	-0.28	0.16	0.03	-0.09	-0.01	-0.02	-0.31	0.03	-0.00	0.34
$B_{AM}$	-0.08	0.08	-0.24	-0.01	0.21	-0.06	-0.03	-0.21	0.02	0.05	0.29	-0.07	-0.08	0.05	-0.14	1.00	0.11	0.14	-0.26	-0.06	0.25	0.16	0.25	0.01	-0.06	-0.06	-0.15	-0.02	0.15	-0.12	-0.26
$Ep_{AC}$	-0.11	0.05	-0.26	-0.19	-0.30	0.06	-0.34	0.27	0.19	-0.11	-0.40	-0.03	0.34	0.05	0.00	0.11	1.00	0.04	-0.16	-0.19	0.04	0.31	-0.30	-0.06	-0.17	0.10	0.11	-0.55	-0.37	-0.05	-0.16
$Q_{SF}$	-0.27	0.14	-0.22	-0.24	0.08	-0.16	-0.29	0.18	-0.23	0.31	-0.30	-0.68	-0.41	-0.04	-0.08	0.14	0.04	1.00	-0.33	-0.06	0.40	0.09	0.02	0.17	0.09	-0.06	0.27	0.16	-0.08	0.07	-0.29
$Mod_{ETP}$	-0.09	0.09	0.13	0.26	0.03	0.10	0.04	-0.12	0.01	-0.07	0.02	0.04	-0.10	-0.29	-0.30	-0.26	-0.16	-0.33	1.00	0.38	-0.21	0.09	-0.24	-0.05	0.16	-0.00	0.00	0.30	-0.08	-0.21	0.13
$Pr_{VB}$	0.22	-0.02	0.16	-0.16	-0.03	0.36	0.02	-0.03	-0.21	0.10	-0.15	-0.07	-0.45	-0.34	-0.30	-0.06	-0.19	-0.06	0.38	1.00	-0.35	-0.01	0.30	-0.11	0.08	0.16	-0.07	0.12	-0.14	0.23	0.23
$Pr_{VH}$	-0.02	0.14	0.08	0.03	-0.15	-0.35	0.14	0.12	0.01	0.02	-0.11	0.14	-0.10	-0.10	-0.17	0.25	0.04	0.40	-0.21	-0.35	1.00	0.03	0.25	0.41	-0.15	-0.02	0.42	0.10	-0.03	-0.13	0.04
$A_{tree}$	-0.15	0.23	-0.08	0.10	-0.12	-0.05	-0.40	0.04	0.31	-0.18	-0.03	-0.17	-0.13	-0.11	-0.28	0.16	0.31	0.09	0.09	-0.01	0.03	1.00	-0.35	-0.14	0.23	-0.25	-0.02	0.02	-0.07	-0.01	-0.02
$Smax_{tree}$	-0.09	0.17	0.22	-0.13	-0.07	0.04	0.19	-0.12	-0.14	-0.09	0.00	0.09	-0.11	-0.32	0.16	0.25	-0.30	0.02	-0.24	0.30	0.25	-0.35	1.00	0.17	-0.06	0.19	0.10	0.07	0.02	0.10	0.33
$Smax_{bat}$	-0.03	-0.25	-0.06	0.08	-0.18	-0.01	0.30	-0.09	0.00	0.08	0.04	0.12	0.10	0.09	0.03	0.01	-0.06	0.17	-0.05	-0.11	0.41	-0.14	0.17	1.00	-0.20	-0.09	0.39	0.03	0.04	0.07	0.01
$Smax_{voi}$	-0.00	0.43	0.05	0.23	0.06	-0.01	-0.24	-0.24	0.05	0.29	0.09	-0.18	0.09	-0.27	-0.09	-0.06	-0.17	0.09	0.16	0.08	-0.15	0.23	-0.06	-0.20	1.00	-0.32	-0.10	0.10	0.21	0.21	-0.12
$Smax_{nat}$	-0.15	-0.25	-0.07	0.14	0.07	0.30	-0.20	0.24	-0.20	0.05	-0.10	0.12	0.06	0.09	-0.01	-0.06	0.10	-0.06	-0.00	0.16	-0.02	-0.25	0.19	-0.09	-0.32	1.00	-0.27	-0.31	0.12	-0.22	0.02
$Smax_{agr}$	0.25	0.16	0.32	-0.31	-0.74	-0.22	0.26	0.30	0.22	-0.03	-0.19	-0.18	-0.07	0.09	-0.02	-0.15	0.11	0.27	0.00	-0.07	0.42	-0.02	0.10	0.39	-0.10	-0.27	1.00	0.10	-0.15	0.05	0.04
$Ks_{voi}$	-0.06	0.33	0.18	-0.04	0.09	-0.48	0.18	-0.14	-0.01	0.19	0.07	-0.11	-0.11	-0.13	-0.31	-0.02	-0.55	0.16	0.30	0.12	0.10	0.02	0.07	0.03	0.10	-0.31	0.10	1.00	-0.02	-0.24	0.11
$K_{agr}$	-0.13	-0.19	-0.28	0.20	0.15	0.03	-0.06	-0.14	0.20	0.18	0.15	0.15	0.19	0.08	0.03	0.15	-0.37	-0.08	-0.08	-0.14	-0.03	-0.07	0.02	0.04	0.21	0.12	-0.15	-0.02	1.00	-0.30	-0.13
$G_{res}$	0.39	-0.18	-0.02	0.07	-0.18	0.04	0.35	-0.29	-0.09	0.00	0.30	0.01	-0.21	-0.09	-0.00	-0.12	-0.05	0.07	-0.21	0.23	-0.13	-0.01	0.10	0.07	0.21	-0.22	0.05	-0.24	-0.30	1.00	-0.20
$Tf_{AEP}$	0.34	0.29	0.43	0.14	-0.11	0.21	-0.01	-0.03	-0.26	-0.29	-0.18	0.20	0.03	-0.02	0.34	-0.26	-0.16	-0.29	0.13	0.23	0.04	-0.02	0.33	0.01	-0.12	0.02	0.04	0.11	-0.13	-0.20	1.00
	$Ep_{SS}$	$Ks_{SS}$	$\theta_{SS}$	$\theta_{r_{SS}}$	$\Psi_{ESS}$	$B_{SS}$	$Ks_{LP}$	$\theta_{s_{LP}}$	$\theta_{r_{LP}}$	$\Psi_{ELP}$	$B_{LP}$	$Ks_{AM}$	$\theta_{s_{AM}}$	$\theta_{r_{AM}}$	$\Psi_{EAM}$	$B_{AM}$	$Ep_{AC}$	$Q_{SF}$	$Mod_{ETP}$	$Pr_{VB}$	$Pr_{VH}$	$A_{tree}$	$Smax_{tree}$	$Smax_{bat}$	$Smax_{voi}$	$Smax_{nat}$	$Smax_{agr}$	$Ks_{voi}$	$K_{agr}$	$G_{res}$	$Tf_{AEP}$

## C.7. Paramètres pour les neuf configurations sélectionnées

	SA1	SA2	SO1	SO2	SO3	SO4	SO5	SO6	SO7
$Ep_{SS}$	0,35	0,25	0,67	0,53	0,54	0,65	0,47	0,62	0,70
$K_{SS}$	$10^{-7,0}$	$10^{-5,0}$	$10^{-5,7}$	$10^{-6,5}$	$10^{-5,9}$	$10^{-6,1}$	$10^{-5,7}$	$10^{-6,6}$	$10^{-5,5}$
$\theta_{SS}$	0,49	0,50	0,49	0,49	0,47	0,48	0,48	0,47	0,48
$\theta r_{SS}$	0,07	0,01	0,07	0,08	0,06	0,01	0,06	0,04	0,07
$\Psi_{ESS}$	0,28	0,28	0,30	0,26	0,21	0,31	0,30	0,25	0,27
$B_{SS}$	6,24	5,87	5,18	5,06	5,47	5,41	5,22	5,51	5,34
$K_{SLP}$	$10^{-7,0}$	$10^{-7,0}$	$10^{-8,0}$	$10^{-7,7}$	$10^{-7,1}$	$10^{-7,8}$	$10^{-7,2}$	$10^{-7,5}$	$10^{-7,7}$
$\theta_{SLP}$	0,48	0,49	0,47	0,50	0,46	0,48	0,48	0,49	0,47
$\theta r_{LP}$	0,08	0,04	0,04	0,07	0,04	0,06	0,07	0,08	0,03
$\Psi_{ELP}$	0,20	0,30	0,32	0,32	0,33	0,27	0,21	0,28	0,33
$B_{LP}$	6,24	6,62	5,95	6,39	5,62	5,32	5,25	6,18	6,59
$K_{SAM}$	$10^{-5,0}$	$10^{-5,8}$	$10^{-5,5}$	$10^{-5,3}$	$10^{-5,5}$	$10^{-5,4}$	$10^{-6,3}$	$10^{-5,8}$	$10^{-5,6}$
$\theta_{SAM}$	0,46	0,48	0,48	0,43	0,47	0,46	0,47	0,46	0,48
$\theta r_{AM}$	0,04	0,08	0,10	0,05	0,05	0,11	0,09	0,11	0,05
$\Psi_{EAM}$	0,29	0,34	0,30	0,31	0,34	0,29	0,33	0,26	0,31
$B_{AM}$	5,15	7,87	6,38	5,68	7,52	7,26	5,50	7,50	7,25
$Ep_{AC}$	6,20	6,20	3,41	5,38	3,11	3,24	5,14	3,21	3,09
$Q_{SF}$	0,00	0,00	10,35	5,37	26,86	17,48	24,51	30,57	14,94
$Mod_{ETP}$	1,12	0,80	1,06	1,16	0,82	0,81	1,12	0,99	0,98
$Pr_{vb}$	0,25	0,25	0,27	0,71	0,52	0,66	0,45	0,29	0,40
$Pr_{vh}$	2,20	2,60	1,89	2,35	1,97	2,90	2,11	2,20	1,13
$a_{tree}$	0,20	0,05	0,16	0,08	0,05	0,14	0,18	0,11	0,03
$Smax_{tree}$	2,50	1,12	0,53	0,39	2,08	0,43	1,10	0,25	2,04
$Smax_{bat}$	0,26	0,26	0,27	0,27	0,23	0,44	0,29	0,32	0,11
$Smax_{voi}$	2,26	2,26	8,75	5,68	0,65	9,34	6,37	0,83	9,52
$Smax_{nat}$	5,00	9,00	5,49	14,13	7,53	12,22	13,39	8,60	11,42
$Smax_{agr}$	15,00	13,00	6,50	7,86	12,12	8,06	13,13	13,78	5,97
$K_{Svoi}$	$10^{-7,0}$	$10^{-7,0}$	$10^{-7,4}$	$10^{-7,3}$	$10^{-7,9}$	$10^{-7,6}$	$10^{-7,1}$	$10^{-7,3}$	$10^{-7,1}$
$K_{agr}$	28,00	47,60	33,26	75,13	34,75	36,28	31,30	72,55	71,02
$G_{res}$	$10^{-5,8}$	$10^{-6,2}$	$10^{-6,0}$	$10^{-6,4}$	$10^{-6,2}$	$10^{-5,7}$	$10^{-5,9}$	$10^{-6,5}$	$10^{-5,9}$
$Tf_{AEP}$	0,06	0,00	0,08	0,10	0,04	0,09	0,04	0,01	0,06



## C.8. Incidence de l'hypothèse de limitation à 1 m de sol

Les configurations SA1, SA2, SO2 et SO5 de la section 4.5.4 sont caractérisées par une forte épaisseur d'argiles compactes atteignant ou se rapprochant fortement de la surface bordure de coteau et au droit du piézomètre I. Par hypothèse, une couche minimale de 1 m de sol est conservée pour simuler le rôle du sol. Toutefois, cette épaisseur minimale ne permet pas de modéliser les fluctuations au droit du piézomètre I.

Ces quatre configurations sont simulées à nouveau en portant l'épaisseur minimale de sol en périphérie à 4 m. Les résultats sont présentés par le tableau et la figure ci-dessous. L'accroissement permet logiquement de modéliser des fluctuations plus profondes. La qualité de la représentation dépend toutefois des autres paramètres (e.g. caractéristiques des horizons de sol) et le  $Cn$  sur le piézomètre I n'est significatif (0.8) que pour une des quatre simulations.

Par ailleurs, cette hypothèse influence les échanges aux limites du domaine et affecte potentiellement les écoulements sur le reste du domaine. L'impact est significatif pour le piézomètre E (situé à 225 m de la limite du domaine) de la configuration SO2, la modification conduisant ici à diminuer fortement le niveau de la nappe et de ce fait dégrader significativement le coefficient de Nash. La différence sur les autres piézomètres n'est pas significative mais ce résultat suggère d'évaluer la représentation du sol et de la condition limite en bordure de coteau.

Tableau S - 16 : Coefficients de Nash pour chacun des sept piézomètres pour les configurations SA1, SA2, SO2 et SO5 avec une épaisseur minimale de sol de 4 m

	<i>PzA</i>	<i>PzB</i>	<i>PzC</i>	<i>PzD</i>	<i>PzE</i>	<i>PzI</i>
<b>SA1</b>	<b>0.42</b>	-0.14	<b>0.53</b>	<b>0.52</b>	-3.49	-6.58
<b>SA2</b>	<b>0.42</b>	-0.74	<b>0.44</b>	<b>0.71</b>	-4.47	-0.44
<b>SO2</b>	-0.72	-9.93	<b>0.44</b>	<b>0.59</b>	-1.04	-0.30
<b>SO5</b>	<b>0.44</b>	-5.08	<b>0.49</b>	<b>0.59</b>	-4.63	<b>0.80</b>

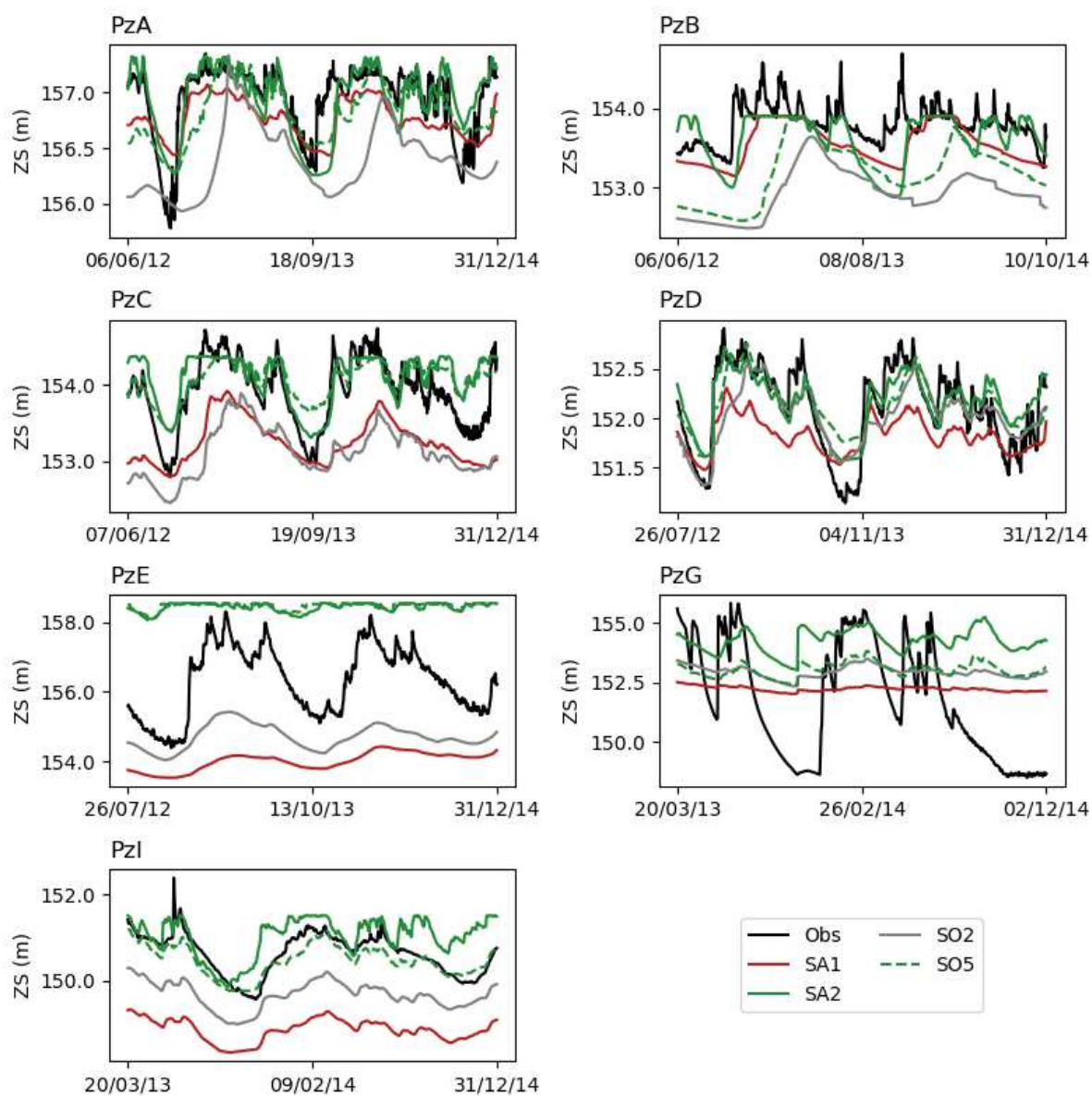


Figure S - 25 : Niveaux de nappe mesurés (noirs) et simulés pour les configurations SA1, SA2, SO2 et SO5 avec une épaisseur minimale de sol de 4 m

## C.9. Comparaison avec les données météorologiques du SIRTÀ

Le site du SIRTÀ (Site Instrumental de Recherche par Télédétection Atmosphérique), situé à Palaiseau (3.5 km du site d'étude) réalise des mesures continues depuis 2014. La Figure S - 26 présente les cumuls journaliers et mensuels pour l'année 2014 mesurés à la station Météo France de Toussus-le-Noble (données utilisées) et sur le site du SIRTÀ.

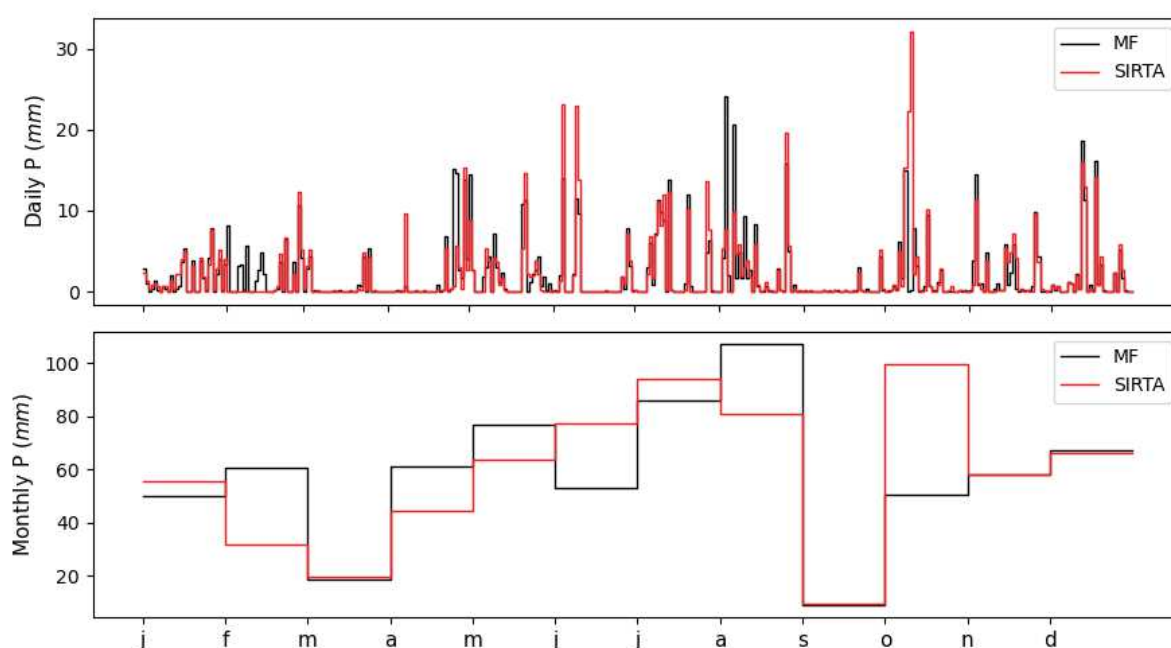


Figure S - 26 : Cumuls journaliers et mensuels pour l'année 2014 mesurés à la station Météo-France (MF) de Toussus-le-Noble et sur le site du SIRTÀ

## C.10. Résultats de la configuration « optimale » sélectionnée lors des précédentes applications du modèle

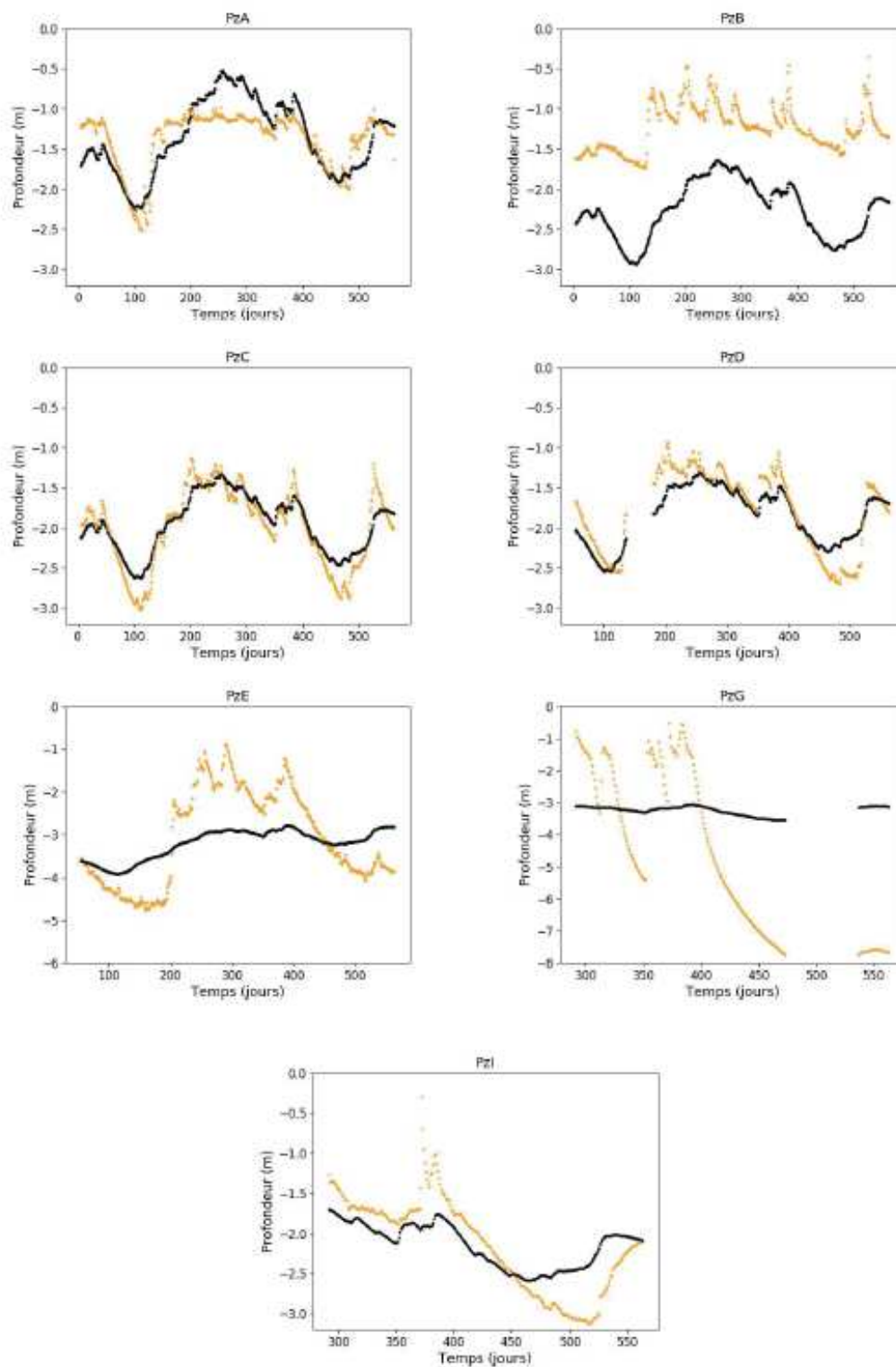


Figure S - 27 : Comparaison des niveaux de nappe mesurés et simulés pour la configuration optimale issue des précédentes applications du modèle URBS