



OPUR : Observatoire d'hydrologie urbaine en Île de France
Thème de recherche 4 : Scénarisation de la gestion des eaux pluviales
urbaines dans un contexte de changements globaux
Action de recherche 4.2

***DEVELOPPEMENT D'UN MODULE « OUVRAGES DE
GESTION A LA SOURCE DES EAUX PLUVIALES » DANS LE
MODELE TEB***

Rapport final OPUR

José Manuel TUNQUI NEIRA – Leesu/ENPC ; EE/UGE

Katia CHANCIBAULT – EE/UGE

Marie-Christine GROMAIRE – Leesu/ENPC

Ghassan CHEBBO – Leesu/ENPC

Septembre 2024



Table des matières

1. Introduction	1
1.1. Modélisation de la diffusion des différents types des OGS à l'échelle du bassin versant	1
1.2. Brève description du modèle hydro climatique TEB	3
1.3. Nouvelle typologie OGS	4
2. Conception du module d'ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales dans le modèle TEB	7
2.1. Utilisation de la typologie dans le modèle TEB	7
2.2. Conceptualisation des processus hydriques de la typologie	7
2.3. Critères pour déterminer le nombre des ouvrages équivalents (OE) et leur disposition dans l'environnement urbain du modèle TEB	13
3. Fonctionnement hydrique des ouvrages équivalents (OE)	18
3.1. Ouvrage équivalent C (OE-C)	18
3.2. Ouvrage équivalent E (OE-E)	25
3.3. Ouvrage équivalent B (OE-B)	32
3.4. Ouvrage équivalent D (OE-D)	39
3.5. Ouvrage équivalent A (OE-A)	46
4. Transfert latéral de l'eau du sol entre les compartiments urbains de TEB	53
5. Proposition de cas d'études pour l'évaluation et la validation des ouvrages équivalents dans le modèle TEB	54
5.1. Brève description du modèle SWMM	54
5.2. Ouvrage équivalent A (OE-A).	55
5.3. Ouvrage équivalent D (OE-D)	73
6. Conclusions et perspectives	89
7. Références	90
8. Annexes	95
8.1. Article sur la typologie d'ouvrages de gestion à la source (OGS) des eaux pluviales	100
8.2. Article sur le module d'ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales dans le modèle TEB	129

Table des figures

Figure 1 : Représentation de l'environnement urbain dans le modèle TEB à travers 3 compartiments : bâtiment, voirie et jardin	4
Figure 2 : Tableau croisé des deux critères utilisés pour la construction de notre typologie : Fonction hydrologique assuré (en colonne) et le type de structure (lignes). Le tableau croisé nous permet de définir 16 groupes des OGS.	5
Figure 3 : Types d'OGS de la terminologie actuelle qui peuvent être considérés dans les 16 groupes des OGS génériques de la typologie	6
Figure 4 : La conductivité hydraulique inter couche représenté par la conductivité hydraulique centrée sur \mathbf{zj} et $\Delta \mathbf{zj} = \Delta \mathbf{zj} + \Delta \mathbf{zj} + \mathbf{12}$. Adapté de Albergel et al. (2018)	12
Figure 5 : Exemple de la disposition des réservoirs dans les OGS L1C3, L1C4 et L1C5 de la typologie	12
Figure 6 : Workflow de la combinaison des critères pour déterminer le nombre (5) des ouvrages équivalents (OE) à mettre en œuvre dans le modèle TEB. Pour chaque OE, les OGS et les réservoirs qui la composent sont également indiqués.	15
Figure 7 : Nouvelle configuration de l'environnement urbain de TEB (bâtiment, voirie et jardin) avec les nouveaux sous-compartiments produits par la mise en place des 5 OE.	16
Figure 8 : Vue des OE avec tous leurs réservoirs respectifs dans l'environnement urbain du modèle TEB. Les OGS déjà existants dans le modèle TEB sont également visibles.	17
Figure 9 : Conceptualisation de l'OE-C	19
Figure 10 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-C (rectangle bleu transparent)	20
Figure 11 : Conceptualisation de l'OE-E	26
Figure 12 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-E (rectangle bleu transparent). Ici l'OGS L2C5 est considéré avec ou sans eau permanente en surface	27
Figure 13 : Conceptualisation de l'OE-B.	33
Figure 14 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-B (rectangle bleu transparent)	34
Figure 15 : Conceptualisation de l'OE-D	40
Figure 16 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-D (rectangle bleu transparent)	41
Figure 17 : Conceptualisation de l'OE-A.	47
Figure 18 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-A (rectangle bleu transparent).	48
Figure 19 : Comparaison du flux de percolation vs la teneur d'eau dans le sol des modèles SWMM et TEB	51
Figure 20 : Visualisation des jeux des données climatiques utilisés pour la modélisation dans TEB	58
Figure 21 : Utilisation de l'outil Oasis pour le calcul de la surface de l'OE, cas d'étude 1	60
Figure 22 : Conceptualisation du cas d'étude 1 dans TEB	63
Figure 23 : Interface SWMM pour le module LID de biorétention.	64
Figure 24 : Conceptualisation des 3 mailles du modèle TEB utilisés pour le cas d'étude 2	70
Figure 25: Conceptualisation du cas d'étude 1 dans TEB	74
Figure 26: Résultats de l'application de la méthode des pluies pour le cas d'études 1	75
Figure 27 : Interface SWMM pour le module LID de la chaussée perméable à structure réservoir	77
Figure 28 : Interface SWMM pour le module LID de biorétention.	77
Figure 29 : Conceptualisation des 2 mailles du modèle TEB utilisés pour le cas d'étude 2. Les diagrammes circulaires représentent l'utilisation du sol dans chaque maille.	81
Figure 30 : Résultats comparatifs du bilan hydrique des modèles LID/OGS de SWMM et TEB de mai 2010 à août 2012. Le côté gauche du graphique présente des barplots des débits entrants dans l'ouvrage (en mm), tandis que le côté droit montre les débits sortants de l'ouvrage (en pourcentage des apports - Q_{in}).	85
Figure 31 : (a) Comparaison des différents processus hydrologiques modélisés par SWMM et TEB. (b) Évolution temporelle des processus hydrologiques simulés par SWMM (en bleu) et TEB (en vert).	86
Figure 32 : Résultats comparatifs du bilan hydrique de mai 2010 à août 2012 entre l'agrégation des 2 OGS (SUM) et les deux configurations de l'OE-D (D1 et D2). Le côté gauche du graphique présente des barplots des débits entrants dans l'ouvrage (en m^3), tandis que le côté droit montre les débits sortants de l'ouvrage (en pourcentage des apports - Q_{in}).	87
Figure 33 : Comparaison des processus hydrologiques des deux OGS agrégés (SUM-OGS) avec les configurations proposées OE-D1 (points orange) et OE-D2 (points violets).	88

Figure 34: Cross table between the two main criteria used to create a functional typology for SCMs. The compartments inside the red box are those that belong to the SCMs and participate directly in runoff mitigation. The compartments outside the red box are complementary for better referencing of the SCMs	110
Figure 35: Classes that can be formed for a synthesized representation of the conceptualization of hydrologic and reactive processes of the SCMs groups of the typology	114
Figure 36: Conceptualization of hydrological and biological and physico-chemical processes of the VF x OPE class. The two asterisks (and thus the reservoirs drawn with dashed lines) indicate that the reservoir may be optional (based on the SCMs compartments in Figure 31)	115
Figure 37: Glossary of terms and connectors appearing in the process modeling class VF x OPE (i.e., Figure 32)	116
Figure 38: Glossary of terms and connectors appearing in all the process modeling class of Annexes section	124
Figure 39: Conceptualization of hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical) of the VF x OSU class. The two asterisks (and thus the reservoirs drawn with dashed lines) indicate that the reservoir may be optional (based on the SCMs compartments in Figure 31)	125
Figure 40: Conceptualization of hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical) of the T x OSU class.	126
Figure 41: Conceptualization of hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical) of the VF x UPP class	127
Figure 42: Conceptualization of hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical) of the VF x UPI class. The two asterisks indicate that the reservoir may be optional (based on the SCMs compartments in Figure 31)	128
Figure 43: SCM typology proposed by Tunqui Neira et al. (2023)	135
Figure 44: Example of the disposition of reservoirs in SCMs R1C3, R1C4 and R1C5 of the typology	137
Figure 45: Conceptualisation of the hydrological functioning of the E – SCMA type	140
Figure 46: Conceptualisation and vertical alignment of SCMs R1C3 and E – SCMA s types within the TEB Model's soil grid for Scenario 2. Here, the substrate layers are depicted in yellow, indicating their specific positioning, while the underlying natural soil beneath the SCM/ E – SCMA types is shown in brown.	154
Figure 47: Comparison of different SCM hydrological processes between SWMM and TEB model	155
Figure 48: Comparative water balance outcomes of SWMM and TEB Models from May 2010 to August 2012	157
Figure 49: Comparison of SCM hydrological processes of the three aggregated SCMs (SUM-SCM) against proposed E – SCMA1 (orange dots) and E – SCMA2 (violet dots) configurations	159
Figure 50: Comparative water balance outcomes of the three aggregated SCMs (SUM) and the two E – SCMA configurations from May 2010 to August 2012	161
Figure 51: Monthly water balance outcomes of the two E – SCMA configurations and the three aggregated SCMs (SUM-SCM)	164

Liste des tableaux

Tableau 1 : OGS de l'OE-C produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.	21
Tableau 2 : OGS de l'OE-E produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.	28
Tableau 3 : OGS de l'OE-B produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.	35
Tableau 4 : OGS de l'OE-D produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.	42
Tableau 5 : OGS de l'OE-A produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.	49
Tableau 6 : Valeurs mensuelles de LAI (végétation basse) pour la modélisation avec TEB	56
Tableau 7 : Discrétisation standard du sol dans la maille TEB	57
Tableau 8 : Paramètres essentiels à prendre en compte pour la modélisation dans TEB	59
Tableau 9 : Paramètres pour la modélisation de l'OE dans TEB	62

Tableau 10 : Paramètres du module LID de SWMM. Les paramètres liés à ceux utilisés dans le modèle TEB sont marqués en rouge, tandis que les valeurs du SWMM qui ne sont pas utilisées dans TEB sont marquées en bleu.	67
Tableau 11 : Paramètres du module du bassin versant de SWMM En rouge figurent les valeurs des OE également utilisées dans le modèle TEB. En bleu, les valeurs du SWMM non utilisées dans le TEB	68
Tableau 12 : Récapitulation des paramètres nécessaires au développement du cas d'étude 2 dans le modèle TEB.	72
Tableau 13 : Paramètres pour la modélisation de l'OE dans TEB	76
Tableau 14 : Paramètres du module LID de SWMM. Les paramètres liés à ceux utilisés dans le modèle TEB sont marqués en rouge, tandis que les valeurs du SWMM qui ne sont pas utilisées dans TEB sont marquées en bleu.	79
Tableau 15 : Récapitulation des paramètres nécessaires au développement du cas d'étude 2	82
Tableau 16 : Variables hydrologiques utilisés pour le calcul du bilan hydrique pour SWMM et TEB	85
Tableau 17 : Variables hydrologiques utilisés pour le calcul du bilan hydrique	87
Tableau 18 : Valeurs NSE et PBIAS obtenus pour l'OE-D1 et OE-D2	89
Tableau 19 : Localisation où des études sur les effets cumulatifs des réseaux d'OGS ont été réalisées (adapté de Jefferson et al. (2017))	95

1. Introduction

Les Ouvrages de gestion à la source (OGS), ou plus communément appelés en France *Techniques alternatives* (Fletcher et al., 2015), sont des solutions techniques ou fondées sur la nature, construites le plus près possible de la zone où se produit le ruissellement, et qui gèrent les eaux pluviales urbaines en se rapprochant du cycle naturel de l'eau. Les OGS sont de plus en plus utilisés dans la gestion des eaux pluviales, soit en combinaison avec des techniques "traditionnelles" (systèmes de canalisations centralisées reliées à un exutoire situé le plus loin possible), soit de manière indépendante (réseau d'OGS pour gérer le ruissellement urbaine).

Pour évaluer l'impact de la diffusion des différentes OGS dans la gestion des eaux pluviales à l'échelle urbaine, il est nécessaire de modéliser de manière efficace les différents processus hydrologiques, à la fois de l'OGS lui-même et ceux de l'interaction entre les différents OGS qui font partie du système de gestion des eaux pluviales à l'échelle du bassin versant urbain (Kaykhosravi et al., 2018).

Au cours de dernières années, de nombreuses études ont été publiées sur la modélisation des OGS à l'échelle locale (c.-à-d. parcelle < 0,1 km²). Plusieurs articles ont synthétisé ces études, résumant les impacts sur la quantité et la qualité de l'eau des OGS telles que les jardins de pluie, les différents types d'ouvrages de biorétention, les noues, les chaussées perméables à structure réservoir, les toitures végétalisées, et les dispositifs des récupération des eaux des pluies (Ahiablame et al., 2012a; Collins et al., 2010; Dietz, 2007; Hamel et al., 2013). Ces articles soulignent explicitement la nécessité scientifique et opérationnelle d'étudier plus amplement les effets de la diffusion de différents OGS sur la gestion des eaux pluviales à l'échelle urbaine. Ce point est extrêmement important, car cela aide les décideurs à prendre des mesures contre les problèmes liés aux eaux pluviales urbaines, tels que la minimisation du débit de pointe et du volume de ruissellement, la réduction des transferts rapides de polluants vers les cours d'eau proches des villes et l'amélioration de la recharge des nappes.

Les effets de la diffusion des OGS à l'échelle urbaine sont difficiles à quantifier. Cette difficulté provient de la nécessité de séparer l'effet du mode de gestion des eaux pluviales de celui de l'urbanisation elle-même et des caractéristiques intrinsèques des bassins versants (Golden and Hoghooghi, 2018; Jefferson et al., 2017). Ces facteurs d'influence, qui sont déjà difficiles à étudier dans le cadre d'un seul dispositif OGS, sont amplifiés lorsque l'on considère plusieurs OGS de conceptions différentes pour la gestion des eaux pluviales. A cet effet, il est nécessaire de développer des outils pour nous aider à mieux décrypter cette complexité. Ces outils s'appuient sur deux approches (Eckart et al., 2017; Jefferson et al., 2017):

- i. Via le suivi expérimental sur le long terme des flux d'eau et de contaminants à l'exutoire d'une zone urbaine contenant des OGS, ce qui permet de quantifier réellement les effets de la diffusion de différents OGS sur la gestion des eaux pluviales.
- ii. Via la modélisation numérique des différents OGS (existants ou prévus) utilisés pour la gestion des eaux pluviales dans la zone étudiée.

1.1. Modélisation de la diffusion des différents types des OGS à l'échelle du bassin versant

La modélisation de la diffusion des OGS à l'échelle urbaine utilise souvent des approches assez simplifiées qui ne tiennent pas compte de la complexité des processus hydrologiques et énergétiques en milieu urbain (Golden and Hoghooghi, 2018). Certaines études combinent différents types d'OGS en fonction du paysage urbain (Elliott and Trowsdale, 2007; Jefferson et al., 2017). Une pratique courante consiste à simuler le fonctionnement de la zone d'étude avant le développement urbain ou en prenant en compte l'urbanisation actuelle (ligne de base), puis d'ajouter séquentiellement des OGS jusqu'à ce qu'un objectif donné de gestion d'eaux pluviales soit atteint : diminution des débits et des

volumes ruisselés, favoriser la recharge des nappes souterraines (Jefferson et al., 2017; Kaykhosravi et al., 2018; Massoudieh et al., 2017). Une autre façon de quantifier les effets de la diffusion des OGS est de comparer les scénarios de gestion des eaux pluviales avec et sans OGS (Her et al., 2017; Williams and Wise, 2006).

Il existe actuellement plusieurs modèles d'hydrologie urbaine génériques qui peuvent être utilisés pour étudier la diffusion des OGS à l'échelle urbaine (Kaykhosravi et al., 2018). La différence entre ces modèles réside principalement dans la représentation de l'OGS. Par exemple le modèle SWMM (*Storm Water Management Model*) (Rossman, 2015) comporte un module « Bassin versant » et un module « OGS ». Le module « Bassin versant » simule le ruissellement sur les surfaces urbaines en utilisant un modèle de réservoir non linéaire. Le module « OGS » représente chaque OGS par une combinaison de compartiments verticaux (surface, sol, stockage souterrain et drainage) et quantifie les différents termes du bilan hydrologique de l'ouvrage (infiltration, stockage dans l'ouvrage, évapotranspiration et exfiltration vers le sous-sol naturel.). Il s'agit d'un modèle 1D vertical qui calcule l'infiltration en utilisant le modèle Green-Ampt (Green and Ampt, 1911), qui considère que les teneurs en eau sont homogènes dans chaque compartiment et qui peut prendre en compte la présence d'un drain dans la couche de stockage. Le modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (Neitsch et al., 2011) considère les OGS comme des réservoirs (pour représenter le stockage en surface et dans le sol) qui interagissent entre eux via les processus d'infiltration (ou percolation), d'évapotranspiration et de drainage (Her et al., 2017). Dans le module de gestion des eaux pluviales du modèle HSPF (*Hydrologic simulation program-Fortran*) les OGS sont représentés comme des dispositifs qui retiennent et évacuent les flux d'eau de pluie par le biais d'un orifice et d'un déversoir (biorétention, puits d'infiltration et citernes) ; ou comme de l'eau s'écoulant dans un canal ouvert avec un débordement au niveau de la berge (noues, et zones tampons) (Ackerman and Stein, 2008). D'autres modèles utilisent l'approche du *Curve Number* (CN : constante empirique utilisée pour caractériser l'aptitude au ruissellement d'un sol donné.) du *Soil Conservation Service* (SCS, 1986). Avec cette approche, on modélise le fonctionnement des OGS à l'échelle du BV, en modifiant le coefficient CN pour allonger le temps de parcours et augmenter l'abstraction initiale et ainsi modifier la génération du ruissellement et l'infiltration dans les bassins versants étudiés (Liu et al., 2015). Le modèle le plus connu utilisant cette approche est LTHIA-LID (Ahiablame et al., 2012b).

Les principales limites pour bien estimer les effets de la diffusion des OGS à l'échelle urbaine se trouvent généralement dans la description physique des interactions entre la surface et la subsurface d'OGS, les simplifications dans la description des processus d'infiltration, de percolation, d'exfiltration, et de drainage des eaux au fond de certains types d'OGS (Niazi et al., 2017; Salvatore et al., 2015). Ces modèles prennent en considération de manière très simplifiée l'évapotranspiration produite à la fois en surface et en subsurface en se basant souvent sur l'évapotranspiration potentielle – ETP (Hörschemeyer et al., 2021).

Des modèles numériques plus complexes (par exemple HYDRUS et FEFLOW), basés sur le modèle d'écoulement non saturé de Richards couplé aux fonctions hydrauliques du sol, nous permettent d'améliorer l'écoulement souterrain d'OGS ; cependant, la quantité de données d'entrée et l'effort de calcul dépassent ceux des modèles génériques décrits ci-dessus. De plus, en raison de la complexité de ces modèles, nous ne pouvons modéliser qu'un seul type d'OGS à la fois, ce qui ne nous permet pas d'estimer de manière réaliste l'effet des plusieurs OGS à l'échelle urbaine (Jefferson et al., 2017; Massoudieh et al., 2017).

Une autre alternative pour modéliser les OGS à l'échelle urbaine est d'utiliser des modèles numériques pour des types spécifiques d'OGS avec des structures prédéfinies. Ces modèles peuvent représenter de manière détaillée les ouvrages de biorétention (Brown et al., 2013; Dussaillant et al., 2004;

Randelovic et al., 2016), chaussées perméables à structure réservoir (Lee et al., 2015), noues (Winston et al., 2017), entre autres. Bien que les processus hydro-énergétiques dans les OGS prédéfinis soient considérablement améliorés, ces modèles ne sont d'aucune utilité pour modéliser l'effet de diffusion de différents types d'OGS à l'échelle urbaine. (Massoudieh et al., 2017).

Le Tableau 19 (Annexes) présente les études trouvées dans la littérature sur la modélisation de l'effet de la diffusion des différents types d'OGS dans la gestion des eaux pluviales.

1.2. Brève description du modèle hydro climatique TEB

Le modèle TEB appartient à une plateforme de modélisation appelée SURFEX, qui décrit les transferts d'énergie et d'eau entre le sol, la végétation et l'atmosphère. La segmentation de l'espace se base sur un maillage régulier de quelques dizaines à quelques centaines de mètres de côté. Le modèle évalue les transferts moyens par maille, mais il est possible de distinguer les types de surface à l'intérieur de la maille en faisant appel à des modules différents : surfaces d'eau ouvertes ou fermées (module FLAKE), surfaces naturelles (Module ISBA), surfaces urbaines (TEB). Le module TEB-VEG qui couple TEB et ISBA au sein d'une maille surface urbaine a permis de décrire la végétation à l'intérieur des surfaces urbaines. Il introduit ainsi une segmentation conceptuelle d'une surface urbaine en trois compartiments : bâti, voirie et jardins (Figure 1). Le développement de TEB-HYDRO a permis d'améliorer la description du système en représentant dans le modèle le sol situé sous le bâti et la voirie et en décrivant le réseau d'assainissement. L'infiltration de l'eau a lieu dans les jardins et, dans une moindre mesure sous les voiries, puis une redistribution latérale s'effectue dans le sol des trois compartiments. Pour ce qui est des transferts en réseau d'assainissement, seule une option de routage de l'hydrogramme à vitesse constante, avec sommation des différents signaux au niveau des jonctions, est disponible à ce jour. Le modèle TEB peut être exécuté soit couplé à d'autres modèles météorologiques, soit en mode hors ligne forcé par des données atmosphériques observées. Les travaux réalisés par Stavropoulos-Laffaille et al. (2018) et Stavropoulos-Laffaille et al. (2021) fournissent des informations détaillées sur les processus hydrologiques et énergétiques impliqués dans le modèle TEB.

Nous avons choisi de travailler avec le modèle TEB car il nous permet de décrire en même temps les processus hydrologiques et les processus radiatifs et énergétiques qui se produisent au niveau urbain.

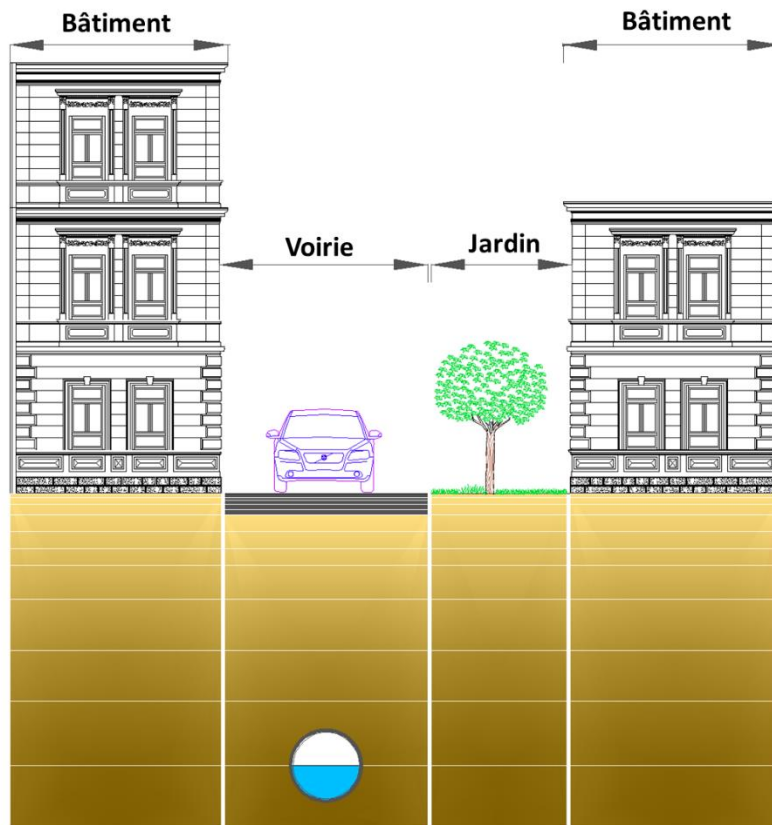


Figure 1 : Représentation de l'environnement urbain dans le modèle TEB à travers 3 compartiments : bâtiment, voirie et jardin

1.3. Nouvelle typologie OGS

Avant de développer le module des OGS dans le modèle TEB, nous avons développé tout d'abord une typologie des OGS (Tunqui Neira et al., 2023). Cette typologie est adaptée à la modélisation car elle permet de décrire, avec un nombre limité de caractéristiques (liées aux OGS), la diversité de ces dispositifs en reproduisant correctement leurs principales fonctions hydrologiques et de qualité de l'eau. Cette typologie se base sur deux critères : (1) **les fonctions hydrologiques principales** (basées sur les objectifs de gestion des eaux pluviales associés aux différents niveaux de précipitations : courante, modérée et forte) : **l'abattement, la régulation et le transport** du ruissellement, et (2) le **type de structure** (les compartiments physiques dans la structure de l'OGS où le volume de ruissellement collecté par l'OGS est géré) : **à l'air libre et souterrain**.

Afin de combiner ces deux critères, un tableau croisé a été utilisé (fonction hydrologique assuré en colonnes et type de structure dans les lignes, Figure 2).

Ce croisement des critères nous permet d'avoir 16 différents groupes d'OGS génériques. Pour mieux représenter les groupes d'OGS résultant du tableau (Figure 2), des blocs de compartiments (couches) communément utilisés dans la modélisation des OGS (Rossman, 2015) ont été utilisés. Ces compartiments sont : eau en surface temporaire, eau en surface permanente, substrat, stockage, sol naturel, surface minérales perméable et imperméable (Figure 2). Cette représentation en compartiment permet de modéliser adéquatement les flux d'eau verticaux et horizontaux qui se produisent dans les OGS. Les différents OGS utilisés en milieu urbain s'intègrent parfaitement dans les 16 groupes représentés (Figure 3).

Fonction Structure		Abattement (A)			Régulation (R)		Transport (TR)		
		Utilisation (UT)	Evapotranspiration (EV)	Exfiltration (EX)	Restitution partielle à débit régulé (+exfiltration) (RP)	Restitution totale à débit régulé (RT)			
<div>Légende</div> <div><div></div>Compartiments spécifiques aux OGS</div> <div><div></div>Compartiment temporaire de l'eau de surface</div> <div><div></div>Compartiment temporaire de l'eau de surface avec dispositif à débit régulé</div> <div><div></div>Compartiment temporaire de l'eau de surface pour le transport</div> <div><div></div>Compartiment permanent de l'eau de surface</div> <div><div></div>Compartiment végétal</div> <div><div></div>Compartiment du substrat</div> <div><div></div>Compartiment de stockage/exfiltration</div> <div><div></div>Compartiment de stockage/drainage/exfiltration</div> <div><div></div>Compartiment de stockage étanche/drainage</div> <div><div></div>Sol naturel superficiel</div> <div><div></div>Sol naturel profond</div> <div><div></div>Surface minérale perméable</div> <div><div></div>Surface imperméable</div> <div><div>**</div>Compartiments facultatifs</div>	A l'air libre (L)	Percolation à travers d'un substrat (PS)		<div><div>**</div><div></div><div></div><div>**</div></div>	<div><div></div><div></div><div></div><div>**</div></div>	<div><div></div><div></div><div></div><div>**</div></div>			
		Gestion de l'eau en surface (GS)		<div><div></div><div></div><div></div><div></div></div>	<div><div></div><div></div><div></div><div></div></div>	<div><div></div><div></div><div></div><div>**</div><div>**</div><div>**</div></div>	<div><div></div><div></div><div></div><div>**</div></div>	<div><div></div><div></div><div></div><div></div></div>	
		Souterrain (S)	Alimentée par surface perméable (AP)			<div><div></div><div></div><div></div></div>	<div><div></div><div></div><div></div></div>	<div><div></div><div></div><div></div></div>	
			Alimentée par tuyau (AT)	<div><div></div><div></div><div></div></div>		<div><div></div><div></div><div></div></div>	<div><div></div><div></div><div></div></div>	<div><div></div><div></div><div></div></div>	

Figure 2 : Tableau croisé des deux critères utilisés pour la construction de notre typologie : Fonction hydrologique assurée (en colonne) et le type de structure (lignes). Le tableau croisé nous permet de définir 16 groupes des OGS.

Fonction Structure		Abattement (A)			Régulation (R)		Transport (TR)
		Utilisation (UT)	Evapotranspiration (EV)	Exfiltration (EX)	Restitution partielle à débit régulé (+exfiltration) (RP)	Restitution totale à débit régulé (RT)	
A l'air libre (L)	Percolation à travers d'un substrat (PS)		*jardinières étanches * toiture végétalisée * murs végétalisés * parkings végétalisés étanches * arbre de pluie étanche	* arbre de pluie exfiltrant * jardin de pluie exfiltrant * bioswale exfiltrant * biorétention exfiltrant * noue infiltrante	* arbre de pluie avec drain * jardin de pluie avec drain * bioswale avec drain * biorétention avec drain * noue mixte	* arbre de pluie étanche avec drain * jardin de pluie étanche avec drain * bioswale étanche avec drain * biorétention étanche avec drain * filtre à sable * filtre planté * noue de tamponnage	
	Gestion de l'eau en surface (GS)		* bassin de rétention étanche sans débit de fuite régulé * noue étanche sans débit de fuite régulé * wet swale	* bassin d'infiltration *jardin de pluie *ouvrage d'interception sans débit de fuite	* bassin de rétention et infiltration avec débit de fuite régulé * noue mixte * noue de rétention	*bassin de rétention étanche avec débit de fuite régulé toiture stockante noue étanche avec débit de fuite régulé	* noue de transport * fossé * bande enherbée
Souterrain (S)	Alimentée par surface perméable (AP)			* tranchée d'infiltration * chaussée perméable avec structure réservoir exfiltrant	* tranchée drainante * chaussée perméable avec structure réservoir exfiltrant avec drain	*tranchée de rétention * chaussée perméable avec structure réservoir étanchée avec drain	
	Alimentée par tuyau (AT)	* citerne d'eau de pluie * cuve de stockage d'eau de pluie		* tranchée d'infiltration * chaussée classique avec structure réservoir exfiltrant * structure alvéolaire enterré ultra légère (SAUL) exfiltrant * puits d'infiltration	tranchée drainante * chaussée classique avec structure réservoir exfiltrant avec drain * structure alvéolaire enterré ultra légère (SAUL) exfiltrant avec drain	*tranchée étanche * chaussée classique avec structure réservoir étanche avec drain * structure alvéolaire enterré ultra légère (SAUL) étanche avec drain * filtre à sable enterré	

Figure 3 : Types d'OGS de la terminologie actuelle qui peuvent être considérés dans les 16 groupes des OGS génériques de la typologie

Il convient de noter que toute la philosophie qui a précédé à la conception de cette typologie est détaillée dans l'article scientifique (Tunqui Neira et al., 2023) annexé à ce rapport (Annexe 8.1).

Ce rapport décrit la développement du module des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales (basé sur la typologie d'OGS développée, Figure 2) dans le modèle TEB (Bernard, 2021; Stavropoulos-Laffaille et al., 2021).

2. Conception du module d'ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales dans le modèle TEB

2.1. Utilisation de la typologie dans le modèle TEB

Comme nous l'avons indiqué précédemment, le modèle TEB nous permet une représentation détaillée des bilans hydriques et énergétiques de l'environnement urbain. En outre, TEB permet une représentation approfondie du sol tant à l'état saturé que non saturé (grâce au modèle ISBA-DF) et la végétation de surface.

L'objectif visé dans le développement du module d'OGS dans le modèle TEB est qu'il soit possible d'établir une paramétrisation la plus simple possible (mais efficace) des scénarios de diffusion des OGS basées sur les fonctions hydrologiques attendues sans entrer dans une description détaillée ouvrage par ouvrage. La typologie développée doit nous y aider. L'autre objectif est de rester cohérent avec le niveau de détail du modèle TEB, et de permettre également l'amélioration du temps de calcul au niveau de la maille. Afin d'atteindre cet objectif, **une conceptualisation des processus hydriques** (du type réservoir, basée sur les compartiments de chaque groupe d'OGS) des 16 groupes d'OGS de la typologie est réalisée, afin de trouver des processus communs qui nous permettent de les regrouper. Ce regroupement prend le nom d'**ouvrage équivalent** (OE).

2.2. Conceptualisation des processus hydriques de la typologie

Note : à partir de maintenant, pour se référer à l'un des 16 groupes d'OGS de la typologie (Figure 2), nous utiliserons la nomenclature suivante : la lettre « L » suivie du numéro de ligne (L#) et la lettre « C » avec le numéro de colonne (C#) où l'OGS est situé. Ainsi, par exemple, l'OGS « L1C3 », se réfère à l'OGS formé par le type de structure : **Air libre - Percolation à travers un substrat** (PS, Figure 2) et la fonction hydrologique assurée : **Evapotranspiration** (EV, Figure 2).

La conceptualisation des processus hydriques (i.e. type réservoir) des 16 groupes d'OGS de la typologie permet de distinguer six types de réservoir qui sont :

2.2.1. Réservoir de Stockage-Infiltration (SI) :

Il conceptualise la rétention momentanée de l'eau de pluie en surface puis son infiltration dans le sol de l'OGS. Ce réservoir représente le compartiment temporaire d'eau en surface de la typologie (Figure 2). Ce réservoir collecte principalement les flux d'eau produits par la précipitation tombant directement sur la surface de l'OGS et le ruissellement des surfaces imperméables connectées à l'OGS. L'eau stockée est évacuée ensuite par évaporation, infiltration vers le sol de l'OGS et éventuellement par débordement du réservoir (flux de surverse). Ce réservoir va être connecté au réservoir de stockage-régulation (décrit ci-dessous) pour représenter les processus d'infiltration et régulation produits à la surface des OGS de l'OE.

2.2.2. Réservoir d'eau permanente (CW) :

Il conceptualise le volume d'eau permanente qui se trouve dans l'OGS. Ce réservoir représente le *compartiment permanent de l'eau de surface* dans la typologie (Figure 2). Ce réservoir collecte principalement une partie des flux d'eau provenant de la précipitation tombant directement à la surface de l'OGS et le ruissellement des surfaces imperméables connectées à l'OGS. Cette eau stockée

va être ensuite évacuée via évaporation. Ce réservoir est toujours connecté au réservoir de stockage-régulation (décrit ci-dessous).

2.2.3. Réservoir de Transport-Infiltration (TI) :

Il conceptualise la rétention momentanée de la pluie/ruissellement à la surface de l'OGS, puis son transport vers un exutoire ou un autre OGS, et (si les conditions le permettent) aussi son infiltration dans le sol de l'OGS. Ce réservoir représente *le compartiment temporaire de l'eau de surface pour le transport* de la typologie des OGS (Figure 2). Ce réservoir collecte le flux d'eau provenant de la précipitation tombant directement sur la surface de l'OGS et le ruissellement des surfaces imperméables connectées à l'OGS. L'eau stockée est ensuite acheminée le long de l'OGS vers un exutoire/un autre OGS, infiltrée dans le sol de l'OGS et évaporée. Une partie de cette eau peut aussi être évacuée par le débordement éventuel du réservoir.

2.2.4. Réservoir Stockage-Exfiltration (SE) :

Il conceptualise la rétention momentanée de l'eau de pluie dans le compartiment de stockage souterrain de l'OGS, puis son exfiltration vers le sol naturel entourant l'OGS. Ce réservoir peut représenter 2 configurations (Figure 2) : 1) Le *compartiment de stockage en entier (processus d'exfiltration seulement)* de la typologie ; 2) La partie située en dessous du drain du *compartiment de stockage (processus de drainage et d'exfiltration)* des OGS. Ce réservoir collecte principalement les flux d'eau provenant du *compartiment du substrat/sol naturel superficiel* des OGS. L'eau stockée va ensuite être évacuée par exfiltration vers le sol naturel en dessous de l'OGS, ou par débordement éventuel du réservoir. Pour représenter le cas 1, le réservoir SE fonctionne seul. Pour le cas 2, le réservoir SE est connecté au réservoir de stockage-régulation (décrit ci-dessous).

2.2.5. Réservoir de Stockage-Régulation (SR) :

Il conceptualise la rétention momentanée d'eau de pluie puis son évacuation, via un dispositif à débit régulé, dans le réseau des eaux pluviales. Ce réservoir peut représenter 3 cas (Figure 2) : 1) le *compartiment de stockage de l'eau à la surface avec un dispositif à débit régulé* ; 2) la partie au-dessus du drain du *compartiment de stockage souterrain (processus de drainage et d'exfiltration)* ; 3) Le *compartiment de stockage souterrain étanche avec drainage*. Ce réservoir peut collecter la précipitation/ruissellement de surface (cas 1), et la percolation provenant du substrat/sol de l'OGS (cas 2 et 3). Tout va dépendre de son utilisation au sein des OE conçu. Outre le dispositif à débit régulé l'eau peut être évacuée éventuellement par débordement du réservoir (flux de surverse). Pour représenter le cas 1, le réservoir SR est connecté au réservoir SI ou le réservoir CW. Dans le cas 2, le réservoir SR est connecté au réservoir de stockage-exfiltration (SE, décrit ci-dessous). Finalement pour le cas 3, le réservoir SR fonctionne seul.

2.2.6. Réservoir du sol :

Il conceptualise la rétention et l'écoulement de l'eau à travers de la couche de sol de l'OGS. Ce module utilise le modèle ISBA-DF (Boone et al., 2000; Decharme et al., 2011), qui gère l'écoulement de l'eau dans le sol des 3 compartiments urbains du modèle TEB (Figure 1). Ce réservoir représente les *compartiments du substrat* et du *sol naturel superficiel* des OGS (Figure 2).

Dans le modèle ISBA-DF, la colonne de sol est discrétisée en un nombre fini de couches d'épaisseur variable. Dans chaque couche discrétisée l'équation gouvernant l'écoulement de l'eau (phase liquide) est la suivante :

$$\frac{\partial \omega_l}{\partial t} = -\frac{\partial F}{\partial z} - \frac{\Phi}{L_f \cdot \rho_\omega} - \frac{S_l}{\rho_\omega} \quad (\omega_{min} \leq \omega_l \leq \omega_{sat} - \omega_i) \quad (1)$$

Où

- ω_l : Teneur volumétrique en eau liquide du sol ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)
- t : Pas de temps (s)
- F : Flux vertical de l'eau ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
- z : Profondeur de la couche de sol (m)
- Φ : Source de chaleur latente résultant de la transformation de phase de l'eau du sol ($\text{J} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$).
- L_f : Chaleur latente de fusion ($3.337 \cdot 10^5 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$)
- ρ_ω : Densité de l'eau liquide ($1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$)
- S_l : Sources externes (évapotranspiration, excès d'eau dans le sol) de l'eau liquide du sol ($\text{Kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$)
- ω_{min} : Seuil minimal d'eau liquide ($0.001 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)
- ω_{sat} : Porosité totale du sol ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)
- ω_i : Teneur en glace équivalente à l'eau liquide du sol ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$).

Le flux vertical de l'eau F peut être exprimé comme suit :

$$F = -\eta \cdot \frac{\partial \psi}{\partial z} - k \quad (2)$$

Où

- ψ : Potentiel matriciel du sol (m)
- k : Conductivité hydraulique ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
- η : Coefficient de diffusion effectif ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$). Il s'exprime comme suit :

$$\eta = \varrho \cdot \left(k + \frac{D_{v\psi}}{\rho_\omega} \right) \quad (3)$$

Où

- $D_{v\psi}$: Conductivité isothermique de la vapeur ($\text{Kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)
- ϱ : Coefficient d'impédance de la glace (-)

Pour le calcul de $D_{v\psi}$ et ϱ , se référer au document scientifique de la plateforme SURFEX (Albergel et al., 2018).

La conductivité hydraulique (k) et le potentiel matriciel du sol (ψ) sont liés à la teneur volumétrique en eau liquide du sol (ω_l) par les relations suivantes (Clapp and Hornberger, 1978):

$$k = k_{sat} \cdot \theta^{2 \cdot b + 3} \quad (4)$$

$$\psi = \psi_{sat} \cdot \theta^{-b} \quad (5)$$

Où

- k_{sat} : Conductivité hydraulique à saturation
- ψ_{sat} : Potentiel matriciel du sol à saturation

b : paramètre empirique

θ : Le degré de saturation du sol par l'eau liquide s'exprime comme suit :

$$\theta = \frac{\omega_l}{\omega_{sat} - \omega_i} \quad (6)$$

Pour calculer l'écoulement de l'eau entre les couches discrétisées du sol, on calcule une teneur en eau liquide moyenne inter-couche. Pour ce faire, on intègre l'équation (20) comme suit :

$$\int_{-z_j}^{-z_{j-1}} \frac{\partial \omega_l}{\partial t} \cdot dz = - \int_{-z_j}^{-z_{j-1}} \frac{\partial F}{\partial z} \cdot dz - \int_{-z_j}^{-z_{j-1}} \left(S_l - \frac{\Phi}{L_f \cdot \rho_\omega} \right) \cdot dz \quad (7)$$

Où

$$\omega_{lj} = \frac{1}{\Delta z_j} \cdot \int_{-z_j}^{-z_{j-1}} \omega_l \cdot dz \quad (8)$$

ω_{lj} : Teneur en eau liquide volumétrique moyenne de la couche ($j = 1, \dots, N$).

L'intégration de l'Eq.(7) à l'aide de l'Eq. (8) donne :

$$\Delta z_j \cdot \frac{\omega_{lj}}{\partial t} = F|_{-z_j} - F|_{-z_{j-1}} - Q_j - \frac{\Delta z_j \cdot \Phi_j}{L_f \cdot \rho_\omega} \quad (9)$$

Où

$$Q_j = \Delta z_j \cdot S_j \quad (10)$$

est en $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Le flux à travers de la couche (z_j) s'écrit comme suit :

$$F|_{-z_j} = F_j = \bar{\eta}_j \cdot \left[\frac{\psi_{j+1} - \psi_j}{(\Delta z_j + \Delta z_{j+1})/2} \right] - \bar{k}_j \quad (11)$$

$$\bar{\eta}_j = \varrho_j \cdot \left(\bar{k}_j + \frac{\bar{D}_{v\psi_j}}{\rho_\omega} \right) \quad (12)$$

Où \bar{k}_j et $\bar{D}_{v\psi_j}$ (tous deux en $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) représentent les moyennes géométriques sur deux nœuds consécutifs des valeurs de conductivité hydraulique du sol et de la conductivité isothermique de la vapeur, respectivement. La conductivité hydraulique inter couche est définie comme suit :

$$\bar{k}_j = \sqrt{k_j(\psi_j) \cdot k_{j+1}(\psi_{j+1})} \quad (13)$$

Les sources externes Q_j (Eq. (10)) est exprimé comme suit :

$$Q_j = \varepsilon_j \cdot \frac{\omega_{nj}}{\omega_n} \cdot E_{tr} + \delta_{gj} \cdot E_{gL} - v_j \cdot X_s \quad (14)$$

Où

ε_j : Poids de transpiration (-)

ω_{nj} : Facteur d'humidité du sol normalisé ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)

$\bar{\omega}_n$: Facteur de contrainte hydrique moyenne par couche ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)

E_{tr} : Transpiration ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)

δ_{gj} : fonction delta qui n'est unitaire que pour la couche supérieure du sol ($\delta_{g1} = 1$), et est nulle pour toutes les autres couches du sol.

E_{gL} : Evaporation de la surface du sol nu (couche supérieure) ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)

v_j : Coefficient normalisé d'excès d'eau dans le sol (-)

X_s : Excès d'eau dans le sol ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)

Pour plus de détails sur le calcul des différentes variables de l'Eq. (13), se référer au document scientifique de la plateforme SURFEX (Albergel et al., 2018)

Une représentation graphique de la méthode d'interpolation est présentée pour deux couches de sol contiguës ayant des textures différentes (et donc des propriétés hydrauliques du sol différentes) dans la Figure 4.

Condition limite inférieure : La condition limite inférieure est modélisée comme un drainage gravitationnel (la diffusion verticale est négligée). La teneur en eau moyenne de la couche inférieure (N) est utilisée pour évaluer le flux (appelé drainage profond), de sorte qu'à partir de l'équation (11), on peut écrire :

$$F_N = -k_N \cdot \quad (15)$$

Condition limite supérieure : La condition limite supérieure représente l'infiltration. Par défaut, l'infiltration du sol I ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) est égale au taux d'infiltration potentiel (limité par l'offre) $-I_p$ ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), c'est-à-dire :

$$I_p = \rho_\omega \cdot \sum_{j=1}^{nb_{sol}} \left[\frac{(\omega_{sat,j} - \omega_{l,j}) \cdot \Delta z_j}{\Delta t} \right] \quad (16)$$

Où :

nb_{sol} : Nombre totale des couches de sol

$\omega_{sat,j}$: Porosité totale de la couche de sol j ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}$)

$\omega_{l,j}$: Teneur volumétrique en eau liquide du de la couche de sol j ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}$)

Δz_j : Epaisseur de la couche de sol j (m)

Enfin, l'infiltration de l'eau du sol dans ISBA-DF (I) peut être calculée en comparant cette capacité d'infiltration avec le flux d'eau atteignant le sol (R_t) :

$$I = \max(0, R_t - I_p) \quad (17)$$

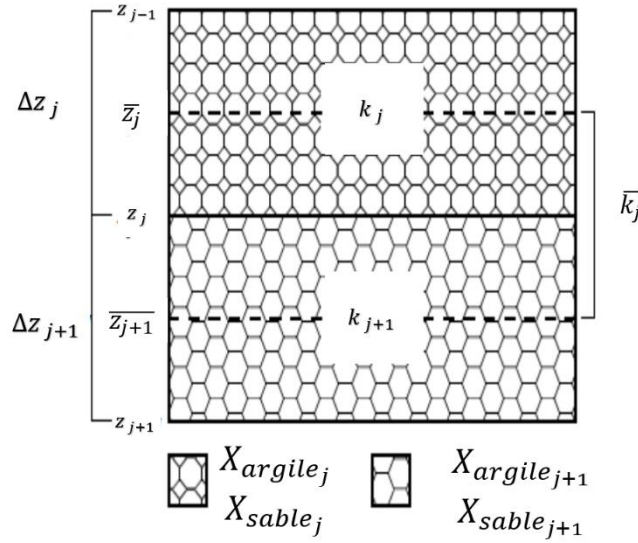


Figure 4 : La conductivité hydraulique inter couche représenté par la conductivité hydraulique centrée sur z_j et $\bar{\Delta z}_j = (\Delta z_j + \Delta z_{j+1})/2$. Adapté de Albergel et al. (2018)

La Figure 5 illustre la disposition des réservoirs dans les OGS L1C3, L1C4 et L1C5 de la typologie.

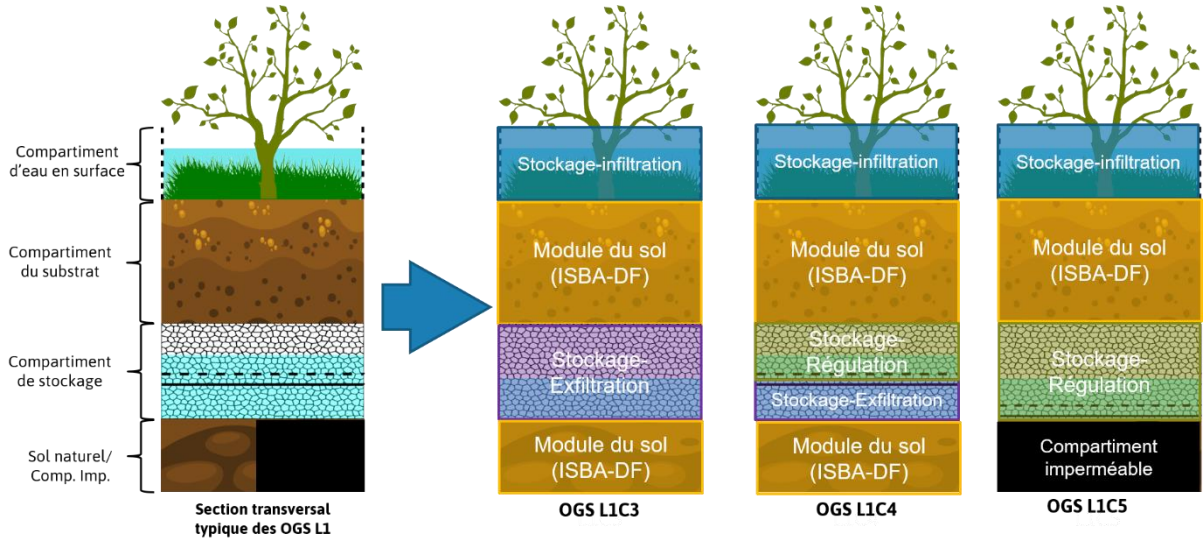


Figure 5 : Exemple de la disposition des réservoirs dans les OGS L1C3, L1C4 et L1C5 de la typologie

2.2.7. Évaporation de l'eau à la surface

Dans TEB, l'évaporation de l'eau est prise en compte uniquement en cas de ruissellement dans le compartiment du jardin. L'équation qui régit l'évaporation de l'eau est la suivante :

$$F_{evp}(t) = f_r \cdot \rho_a \cdot C_H \cdot V_a \cdot L_v [q_{sat}(T_s) - q_a] \quad (18)$$

Où

$F_{evp}(t)$: Flux d'évaporation de l'eau ($\text{mm} \cdot \text{s}^{-1}$)

f_r : Fraction du compartiment jardin où se produit le ruissellement de l'eau (-)

ρ_a : Densité de l'air ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

T_s : Température de la première couche de sol au pas de temps dt ($^{\circ}\text{K}$)

- L_v : Chaleur latente de vaporisation ($J \cdot kg^{-1}$)
- C_H : coefficient de traînée dépendant de la stabilité thermique de l'atmosphère (-)
- q_a : Humidité spécifique de l'air de la canopée ($kg \cdot kg^{-1}$)
- V_a : Vitesse du vent ($m \cdot s^{-1}$)
- q_{sat} : fonction pour calculer l'humidité spécifique à saturation.

L'équation (18) a été adaptée pour le calcul de l'évaporation de l'eau dans les réservoirs de surface proposés (*SI, SR, TI*). Pour ce faire, le terme f_r a été modifié pour être maintenant basé sur le rapport entre la hauteur d'eau stockée dans le réservoir et sa capacité maximale de stockage :

$$F_{evp}(t) = \left(\frac{h_{w-*}}{h_{wmax-*}} \right)^{2/3} \cdot \rho_a \cdot C_H \cdot V_a \cdot L_v [q_{sat}(T_s) - q_a] \quad (19)$$

Où

- h_{w-*} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir (mm)
- h_{wmax-*} : Hauteur maximale de stockage dans le réservoir (mm)

La puissance considéré dans le ratio de ces hauteurs est pour considérer les effets de la neige à la surface (Albergel et al., 2018).

2.3. Critères pour déterminer le nombre des ouvrages équivalents (OE) et leur disposition dans l'environnement urbain du modèle TEB

En plus de la conceptualisation, nous avons besoin d'autres critères pour regrouper les OSG dans le modèle TEB. Après une longue réflexion sur les critères à prendre en compte, nous avons finalement retenu 5 critères :

- i. **L'environnement urbain de la maille**, les OE doivent être intégrées autant que possible dans les 3 compartiments urbains de la maille c'est-à-dire bâtiment, voirie et jardin, (Figure 1)
- ii. **Les processus hydro-énergétiques de l'interaction végétation-sol** qui ne peuvent avoir lieu que dans le compartiment jardin de la maille TEB.
- iii. **L'interaction hydro-énergétique de l'OGS avec la surface de la rue canyon** (Figure 1) du modèle TEB, qui aura une influence sur le bilan hydro-énergétique global du modèle.
- iv. **La continuité dans de la couche de sol**, très importante pour le modèle qui gère les processus dans la couche du sol (ISBA-DF).
- v. **Existence ou pas du processus de transport de l'eau collectée par l'OGS.**

Dans une première approche de modélisation sous TEB, afin de limiter le travail de programmation et de configuration du modèle, nous allons faire l'hypothèse que les caractéristiques hydriques du substrat ne sont pas si différentes de celle de la couche de sol de surface de la maille – et donc ne pas différencier les ouvrages avec « substrat » et ceux avec « sol ».

De la combinaison de ces 5 critères (Figure 6) plus les réservoirs, nous avons finalement obtenu 5 ouvrages équivalents (OE) :

- i. **Ouvrage équivalent A (OE-A)** : Cet OE regroupe les OGS :
 - L1C2 (avec et sans couche de stockage), L1C3, L1C4 et L1C5 (tous avec couche de stockage).
 - L2C2 et L2C5 (végétalisé sans eau permanente à la surface).
- ii. **Ouvrage équivalent B (OE-B)** : Cet OE regroupe les OGS :
 - L2C3, L2C4

- iii. **Ouvrage équivalent C (OE-C)** : Cet OE regroupe l'OGS :
 - L2C6.
- iv. **Ouvrage équivalent D (OE-D)** : Cet OE regroupe les OGS :
 - L3C3, L3C4, L3C5
 - L4C3, L4C4, L4C5
- v. **Ouvrage équivalent E (OE-E)** : Cet OE regroupe les OGS
 - L2C5 non végétalisé avec de l'eau permanente à la surface.
 - L2C5 non végétalisé sans eau permanente à la surface

Les OE A, B et C doivent être situés dans le compartiment jardin de la maille TEB. Ceci est dû au fait que dans ces 3 OE, il existe des interactions hydro-énergétiques entre la végétation et le sol.

L'OE-D représente un assemblage d'OGS enterrés, il n'y a pas d'interaction entre le sol et la végétation, ni d'interaction énergétique avec la rue canyon. Cependant, il existe une interaction hydro-énergétique avec le sol sous l'OGS. De plus, selon la typologie, ces OGS sont recouverts d'une surface minérale (qui peut être perméable ou imperméable, Figure 2), de sorte qu'il présente une similitude avec la conception du compartiment voirie de la maille TEB (i.e. surface minérale et sol), donc l'OE-D sera situé dans ce compartiment de la maille.

Dans le cas de l'OE-E, tous les réservoirs qui composent cet OE (eau permanente et stockage-régulation) sont situés à la surface ; l'OE a donc une interaction directe avec les processus hydro-énergétiques qui se produisent dans la rue canyon. Cet OE sans végétation a donc été placé dans le compartiment voirie de l'environnement urbain du modèle. Il ne faut pas oublier que lorsque nous parlons du « compartiment voirie » dans le modèle TEB, nous parlons d'un terme assez général pour définir les surfaces imperméabilisées qui ne représentent pas des bâtiments dans la maille du modèle (exemples : rues, parkings, places, etc.).

Avec l'introduction des OE, l'environnement urbain de la maille TEB est modifiée. Les 3 compartiments de l'environnement urbain continuent d'exister. Cependant, dans le compartiment jardin et le compartiment voirie, de nouveaux sous-compartiments ont été créés comme suit (Figure 7 et Figure 8) :

- **Compartiment jardin** : 3 nouveaux sous-compartiments ont été développés en plus du compartiment jardin initial (jardin sans OE) :
 - Ouvrage équivalent A (OE-A)
 - Ouvrage équivalent B (OE-B)
 - Ouvrage équivalent C (OE-C)
- **Compartiment voirie** : 2 nouveaux sous-compartiments ont été développés en plus du compartiment voirie initial (voirie sans OE) :
 - Ouvrage équivalent D (OE-D)
 - Ouvrage équivalent E (OE-E)

Afin de maintenir l'uniformité de la couche de sol de surface (configuration du modèle TEB), tous les réservoirs de surface seront modélisés comme s'ils n'étaient pas creusés dans le sol (Figure 7).

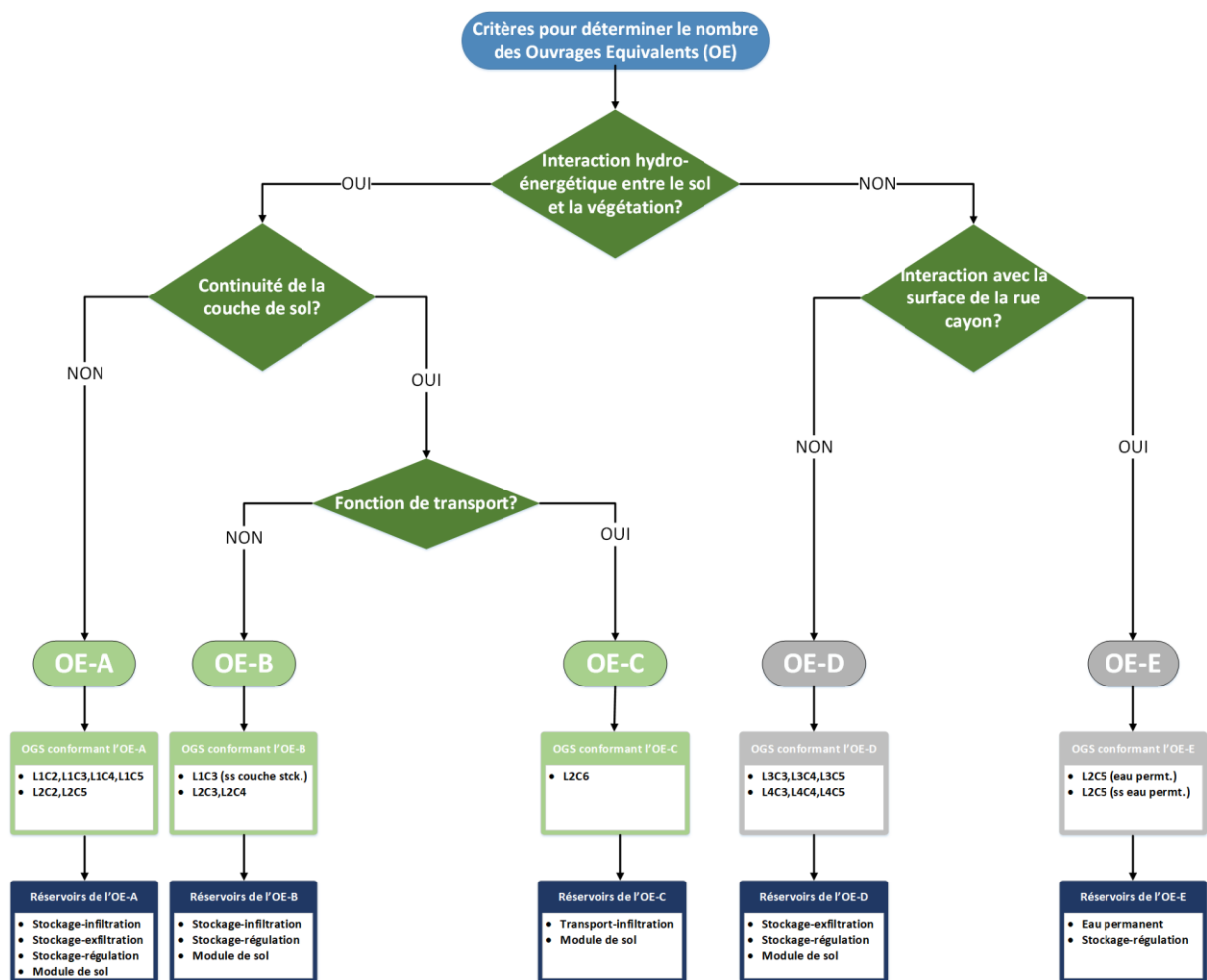


Figure 6 : Workflow de la combinaison des critères pour déterminer le nombre (5) des ouvrages équivalents (OE) à mettre en œuvre dans le modèle TEB. Pour chaque OE, les OGS et les réservoirs qui la composent sont également indiqués.

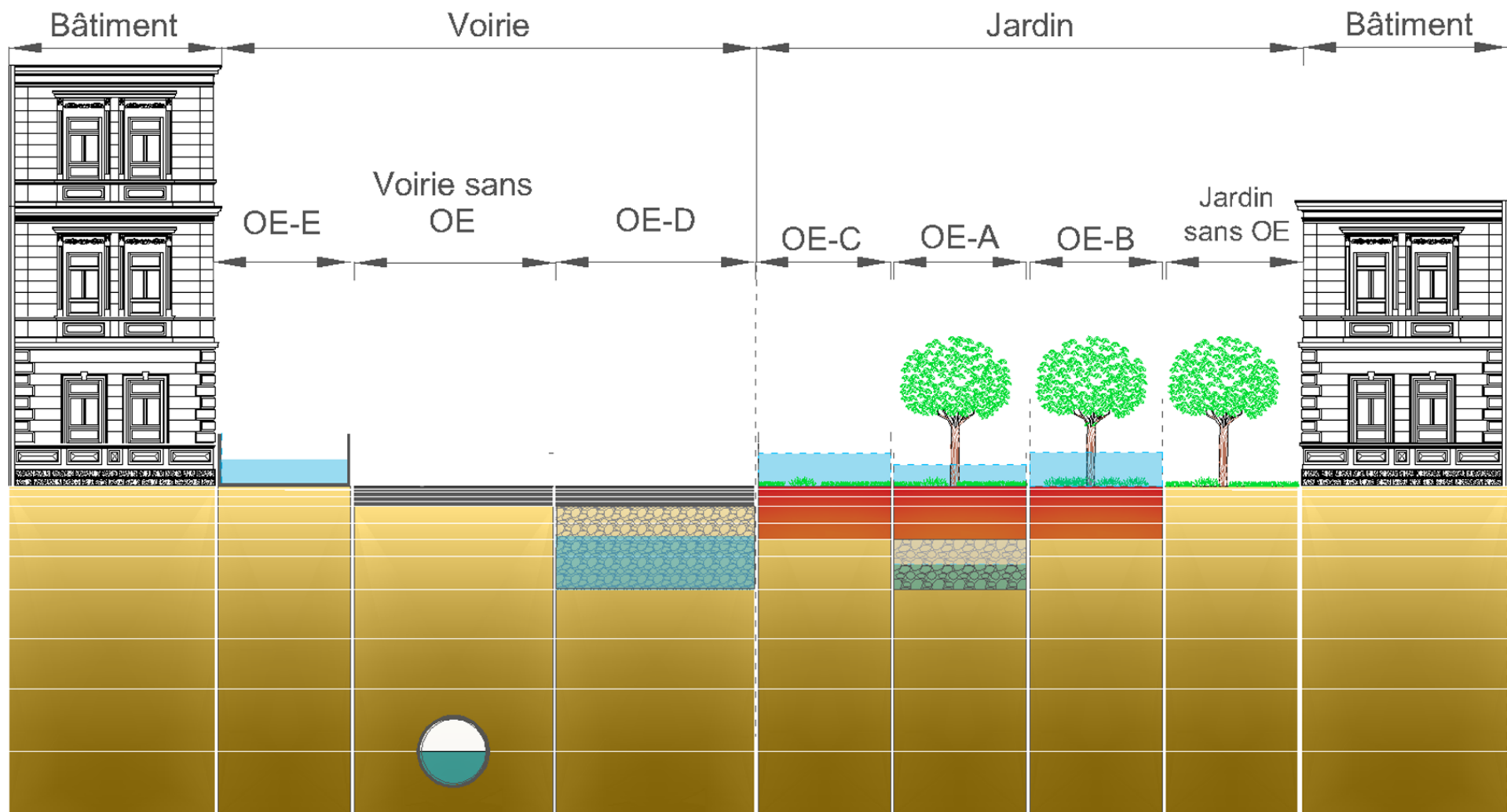


Figure 7 : Nouvelle configuration de l'environnement urbain de TEB (bâtiment, voirie et jardin) avec les nouveaux sous-compartiments produits par la mise en place des 5 OE.

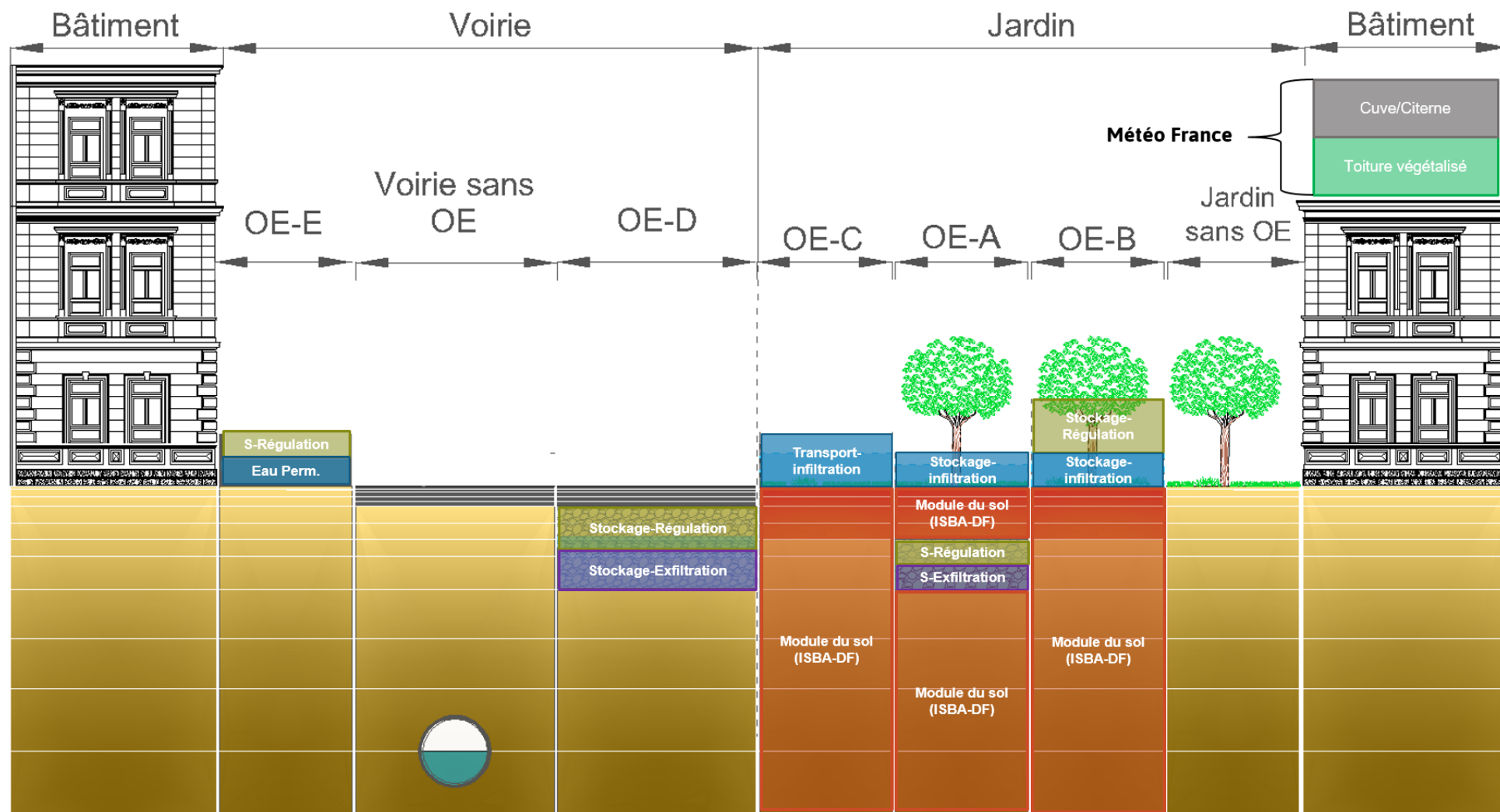


Figure 8 : Vue des OE avec tous leurs réservoirs respectifs dans l'environnement urbain du modèle TEB. Les OGS déjà existants dans le modèle TEB sont également visibles.

3. Fonctionnement hydrique des ouvrages équivalents (OE)

Pour décrire le fonctionnement hydrique des 5 ouvrages équivalents, nous commencerons par l'OE dont le fonctionnement est le plus simple et nous terminerons par l'OE dont le fonctionnement est le plus complexe. Ceci dit, le plan de description du fonctionnement hydrique est le suivant :

1. Ouvrage équivalent C (OE-C)
2. Ouvrage équivalent E (OE-E)
3. Ouvrage équivalent B (OE-B)
4. Ouvrage équivalent D (OE-D)
5. Ouvrage équivalent A (OE-A)

3.1. Ouvrage équivalent C (OE-C)

3.1.1. Eléments de synthèse

- L'Ouvrage équivalent C va être placé en tant que sous-compartiment du compartiment urbain jardin de la maille TEB (Figure 7).
- L'OE-C est représenté par la combinaison des deux réservoirs : transport-infiltration (TI) et réservoir de sol (Figure 9).
- Les flux (F_{x-y} et F_{x-y}^* , Figure 9) représentent des volumes par unité de temps ($L^3 \cdot T^{-1}$).
- En ce qui concerne les flux pour lesquels un module de calcul existe dans TEB (infiltration vers le sol et drainage profond vers le sous-sol), Les méthodes de calcul ne seront pas présentées dans ce rapport. Le lecteur intéressé par ces méthodes pourra se référer au manuel scientifique du modèle TEB (Albergel et al., 2018).
- Les flux de surverse (F_{TI-ovf} , Figure 9) seront envoyés vers le compartiment jardin sans OE (Figure 7) en tant que ruissellement, pour être traités là-bas, comme c'était le cas auparavant pour le ruissellement produit sur les surfaces imperméables de la maille TEB avant l'aménagement des OE.
- Le flux lié à l'évaporation de l'eau et à la transpiration (F_{TI-evp}^* , Figure 9) sera ajouté aux autres flux d'évapotranspiration produits dans les compartiments urbains de la rue canyon (Figure 7) pour le calcul du bilan hydro-énergétique global du modèle TEB.
- Les flux du drainage profond (F_{sol}^* , Figure 9) sera ajouté aux autres flux du drainage profond produits dans les sols des compartiments urbains de la rue canyon (Figure 7) pour le calcul du bilan hydrique global du modèle TEB.
- Pour l'instant, il n'a pas été décidé comment le flux de transport (F_{TI-trp}^* , Figure 11) sera positionné dans le fonctionnement hydrologique de la maille TEB. En effet, ce flux est utilisé pour le routage permettant le calcul d'un débit à l'exutoire aval. Mais dans le cas d'une noue infiltrante, ce flux de transport peut s'infiltrer en partie plus à l'aval dans la noue, dans le cas où la noue s'étend sur plusieurs mailles. Il faudrait alors traiter le routage en même temps que la production. Or depuis Bernard (2021), le routage a été extrait de SURFEX et traité en post-traitement, afin de permettre la parallélisation du code.

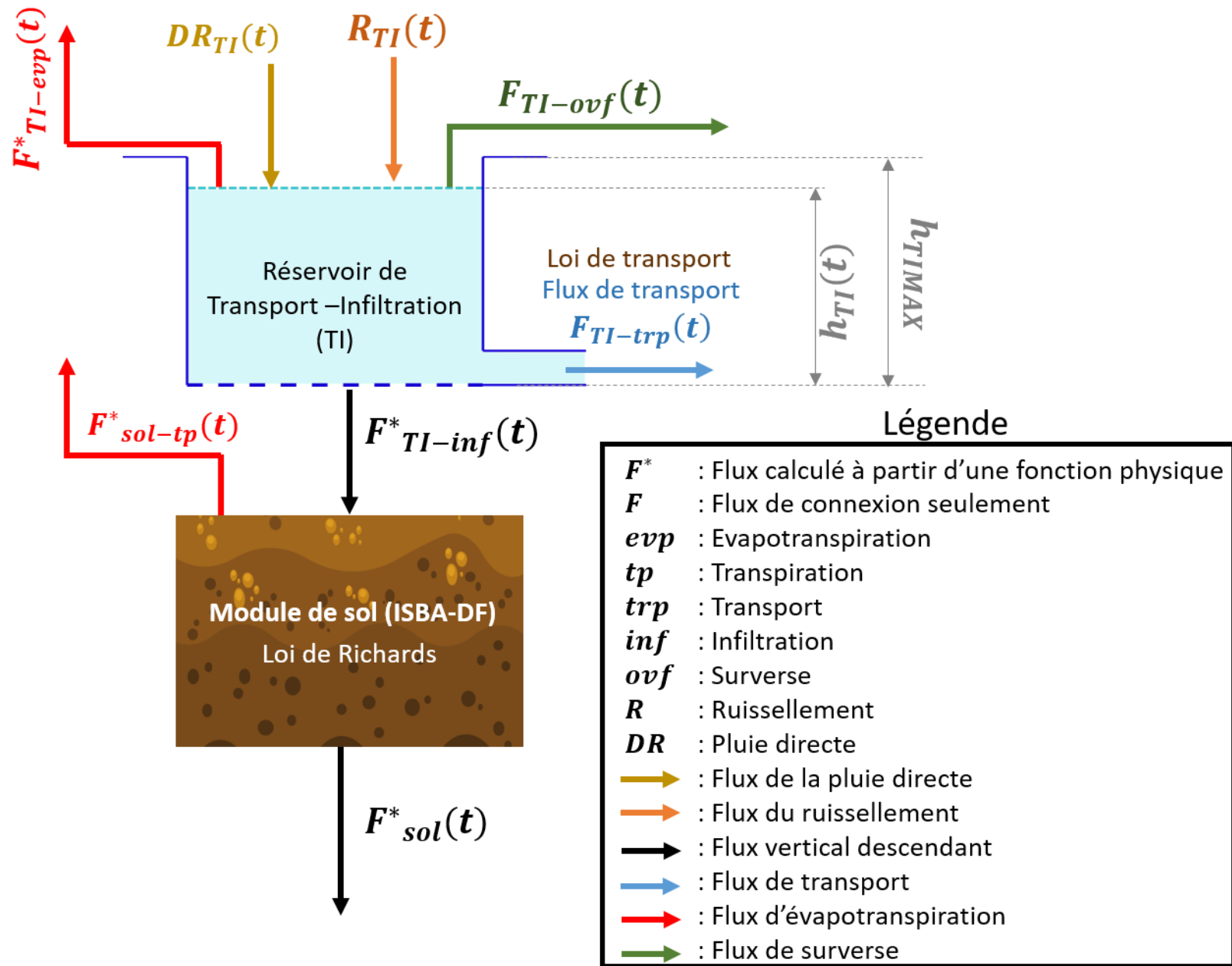


Figure 9 : Conceptualisation de l'OE-C

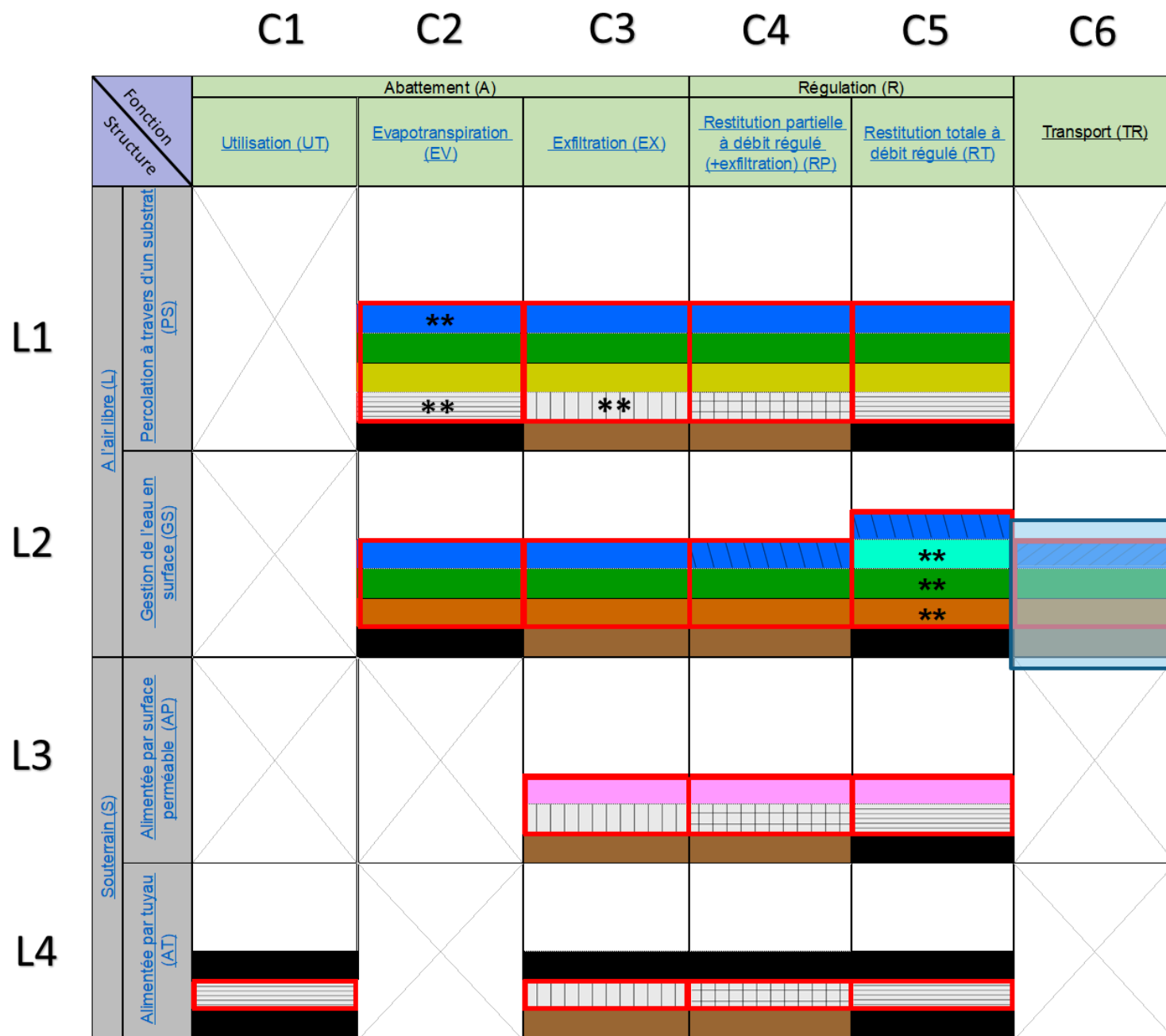


Figure 10 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-C (rectangle bleu transparent)

Tableau 1 : OGS de l'OE-C produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.

Flux de transfert de l'eau entre les différentes réservoirs et module de sol de l'OE et compartiments urbains du TEB			OUVRAGE EQUIVALENT (OE)
			C
			OGS appartenant à l'OE-C
			L2C6
Type de flux d'eau:	Réservoir/module de sol /compartiment urbain de TEB source :	Réservoir / module de sol /compartiment urbain de TEB ciblé :	OGS concernés de l'OE
Pluie direct (<i>DR</i>)	Maille 2D TEB	Réservoir de Transport-Infiltration (<i>TI</i>)	$DR_{TI}(t) = L2C6$
Ruissellement connecté à l'OE (<i>R</i>)	Bâtiment / voirie TEB/Autres OE	Réservoir de Transport-Infiltration (<i>TI</i>)	$R_{TI}(t) = L2C6$
Infiltration (<i>inf</i>)	Réservoir de Transport-Infiltration (<i>TI</i>)	Module de sol (ISBA-DF)	$F^*_{TI-inf}(t) = L2C6$
Evaporation de l'eau en surface (<i>evp</i>)	Réservoir de Transport-Infiltration (<i>TI</i>)	Rue canyon TEB (voirie)	$F^*_{TI-evp}(t) = L2C6$
Evapotranspiration dans le sol (<i>tp</i>)	Module de sol (ISBA-DF)		$F^*_{sol-tp}(t) = L2C6$
Eau sortant du module de sol équivalent (<i>sol</i>)	Module de sol (ISBA-DF)	<i>n</i> – ème couche discrétisée du sol de l'OE	$F^*_{sol}(t) = L2C6$
Transport (<i>trp</i>)	Réservoir de Transport-Infiltration (<i>TI</i>)	Réseau d'eau pluvial TEB	$F^*_{TI-trp}(t) = L2C6$
Surverse (<i>ovf</i>)	Réservoir de Transport-Infiltration (<i>TI</i>)	Compartiment jardin sans OE	$F^*_{TI-ovf}(t) = L2C6$

3.1.2. Fonctionnement du réservoir de transport-infiltration (TI)

- **Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir TI (en volume d'eau)**

$$\frac{d(h_{TI})}{dt} \cdot S_{TI} := DR_{TI}(t) + R_{TI}(t) - F_{TI-ovf}(t) - F^*_{TI-evp}(t) - F^*_{TI-trp}(t) - F^*_{TI-inf}(t) \quad (20)$$

Où

h_{TI} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de transport-infiltration [L]

dt : Pas de temps [T]

$DR_{TI}(t)$: Pluie nette tombant sur les OGS concernés dans l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$R_{TI}(t)$: Ruissellement provenant de surfaces imperméabilisées des surfaces d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{TI-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de transport-infiltration [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F^*_{TI-evp}(t)$: Flux d'évaporation de l'eau [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F^*_{TI-trp}(t)$: Flux de transport [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F^*_{TI-inf}(t)$: Flux d'infiltration vers le sol naturel en dessous de l'OGS [$L^3 \cdot T^{-1}$]

S_{TI} : Surface d'infiltration du réservoir stockage-exfiltration [L^2] : $\sum_{L2C6} S_{OGS}$

S_{OGS} : Emprise au sol des OGS concernés de l'OE. [L^2]

- **Ordre de calcul de flux et de la hauteur d'eau du réservoir**

Dans le réservoir TI, l'ordre de calcul des flux et de la hauteur à chaque pas de temps est la suivante :

1. Calcul des flux entrants $DR_{TI}(t)$ et $R_{TI}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h^I_{TI}(t)$ qui en résulte.
2. Calcul de flux de surverse $F_{TI-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^{II}_{TI}(t)$ en résultant.
3. Calcul de flux d'évaporation $F^*_{TI-evp}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^{III}_{TI}(t)$ en résultant.
4. Calcul de flux de transport $F^*_{TI-trp}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^{IV}_{TI}(t)$ en résultant.
5. Calcul de flux d'infiltration $F^*_{TI-inf}(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{TI}(t)$

Chacun des éléments énumérés ci-dessus est détaillé par la suite.

1. **Calcul des flux entrants $DR_{TI}(t)$ et $R_{TI}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h^I_{TI}(t)$ qui en résulte (en volume d'eau)**

La pluie nette et ruissellement entrant dans le réservoir TI ($DR_{TI}(t)$ et $R_{TI}(t)$, Figure 9) peuvent être calculés de la manière suivante :

$$DR_{TI}(t) = \sum_{L2C6} I_p(t) \cdot S_{TI} \quad (21)$$

$$R_{TI}(t) = \sum_{L2C6} R_{BV}(t) \cdot S_{BV} \quad (22)$$

Où :

$I_p(t)$: Intensité de pluie tombant directement sur l'OGS concernés de l'OE. [$L \cdot T^{-1}$]

$R_{BV}(t)$: Ruissellement produit sur les surfaces imperméables des surfaces d'apport connectées aux OGS concernés de l'OE. $[L \cdot T^{-1}]$

S_{BV} : Surfaces d'apport connectées aux OGS concernés de l'OE $[L^2]$

La hauteur d'eau du réservoir $[L]$ résultant de ces deux flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{TI}^I(t) \cdot S_{TI} = h_{TI}(t-1) \cdot S_{TI} + [DR_{TI}(t) + R_{TI}(t)] \cdot dt \quad (23)$$

2. Calcul de flux de surverse $F_{TI-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{TI}^{II}(t)$ en résultant (en volume d'eau)

Le flux de surverse ($F_{TI-ovf}(t)$, Figure 9) peut être calculé de la manière suivante :

$$F_{TI-ovf}(t) = \max[0; h_{TI}^I(t) - h_{TIMAX}] \cdot \frac{S_{TI}}{dt} \quad (24)$$

Où

h_{TIMAX} : Hauteur maximale du réservoir de transport-infiltration. $[L]$

La hauteur d'eau du réservoir $[L]$ résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{TI}^{II}(t) \cdot S_{TI} = h_{TI}^I(t) \cdot S_{TI} - [F_{TI-ovf}(t)] \cdot dt \quad (25)$$

En fait, soit il y a surverse et dans ce cas $h_{TI}^{II}(t) = h_{TIMAX}$, soit il n'y pas surverse et alors $h_{TI}^{II}(t) = h_{TI}^I(t)$

Le flux de surverse est envoyé en tant que ruissellement au **compartiment jardin sans OE** du modèle TEB.

3. Calcul de flux d'évaporation $F_{TI-evp}^*(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{TI}^{III}(t)$ en résultant (en volume d'eau)

Le flux d'évaporation de l'eau ($F_{TI-evp}^*(t)$, Figure 9) sortant du réservoir de transport-infiltration va être calculé à partir de l'équation (19). Alors, dans le réservoir, on peut définir ce flux comme suit :

$$F_{TI-evp}^*(t) = \min\left[\frac{h_{TI}^{II}(t)}{dt}, F_{evp}(t)\right] \cdot S_{TI} \quad (26)$$

Où :

F_{evp} : Fonction d'évaporation adaptée du modèle TEB pour calculer l'évaporation de l'eau à la surface de la voirie $[L \cdot T^{-1}]$.

La hauteur d'eau du réservoir $[L]$ résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{TI}^{III}(t) \cdot S_{TI} = h_{TI}^{II}(t) \cdot S_{TI} - [F_{TI-evp}^*(t)] \cdot dt \quad (27)$$

Le flux d'eau évaporé va être après agrégé aux flux d'évapotranspiration de la rue canyon du modèle TEB pour le bilan énergétique correspondant.

4. Calcul de flux de transport $F_{TI-trp}^*(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{TI}^{IV}(t)$ en résultant (en volume d'eau)

Le flux de transport ($F_{TI-trp}(t)$, Figure 9) est exprimé par..., on peut définir ce flux comme suit :

$$F_{TI-trp}^*(t) = \quad (28)$$

La hauteur d'eau du réservoir $[L]$ résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{TI}^{IV}(t) \cdot S_{TI} = h_{TI}^{III}(t) \cdot S_{TI} - [F_{TI-trp}^*(t)] \cdot dt \quad (29)$$

5. Calcul de flux de l'infiltration $F_{TI-inf}^*(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{TI}(t)$ (en volume d'eau)

Le flux d'infiltration ($F_{TI-inf}^*(t)$, Figure 9) est calculé à partir de la fonction d'infiltration du modèle ISBA-DF (I_p , Eq. (16)). Alors, dans le réservoir, on peut définir ce flux comme suit :

$$F_{TI-inf}^*(t) = \min \left[\frac{h_{TI}^{IV}(t)}{dt}, I_p(t) \right] \cdot S_{TI} \quad (30)$$

Enfin, La hauteur d'eau finale **[L]** par rapport au flux d'infiltration peut être exprimée comme suit :

$$h_{TI}(t) \cdot S_{TI} = h_{TI}^{IV}(t) \cdot S_{TI} - [F_{TI-inf}^*(t)] \cdot dt \quad (31)$$

Le flux d'infiltration $F_{TI-inf}^*(t)$ est envoyé au **réservoir du module de sol** qui est géré par le modèle ISBA-DF (Albergel et al., 2018; Boone et al., 2000)

3.1.3. Réservoir du module de sol.

Ici, le flux d'infiltration provenant du réservoir va suivre les mêmes lois de l'écoulement de l'eau dans le sol décrit dans la section 2.2.6 : flux vertical de l'eau entre les couches discrétisées du sol (Eq. (2) à (13)), la transpiration du sol (E_{tr} , E_{gL} dans l'Eq.(14)) et le drainage profond (Eq.(15)) appelés $F_{sol-tp}^*(t)$ et $F_{sol}^*(t)$ dans l'OE respectivement (Figure 9). Si nous voulons exprimer $F_{sol-tp}^*(t)$ et $F_{sol}^*(t)$ en volume d'eau ($F_{vsol-tp}^*(t)$ et $F_{vsol}^*(t)$), nous pouvons écrire ce qui suit :

$$F_{vsol-tp}^*(t) = F_{sol-tp}^*(t) \cdot S_{TI} \cdot dt \quad (32)$$

$$F_{vsol}^*(t) = F_{sol}^*(t) \cdot S_{TI} \cdot dt \quad (33)$$

Où :

$F_{sol-tp}^*(t)$: Flux de transpiration produit dans les couches du sol discrétisées **[L·T⁻¹]**.

$F_{sol}^*(t)$: Flux de drainage profond dans la dernière couche du sol discrétisée **[L·T⁻¹]**.

dt : Pas de temps **[T]**

Le flux de transpiration est ensuite agrégé aux flux d'évapotranspiration de la rue canyon du TEB (Figure 7) pour les calculs hydro-énergétiques correspondants. Le flux de drainage profond est utilisé dans le modelé TEB pour le bilan hydrique général du modèle.

3.2. Ouvrage équivalent E (OE-E)

3.2.1. Eléments de synthèse

- L'ouvrage équivalent va être placé en tant que sous-compartiment du compartiment urbain voirie de la maille de TEB (Figure 7). Il ne faut pas oublier que lorsque nous parlons du « compartiment voirie », nous parlons d'un terme assez général pour définir les surfaces imperméabilisées qui ne représentent pas un bâtiment dans la maille de TEB (exemples : rues, parkings, places, etc.).
- Dans cet OE, le compartiment de surface est représenté par deux réservoirs : eau permanente (CW) et stockage-régulation (SR) (Figure 8 et Figure 11), ou seulement par ce dernier (SR). Dans le cas d'une représentation avec 2 réservoirs, tous les flux provenant des surfaces d'apport (précipitations et ruissellement) entreront d'abord dans le réservoir SR et s'écouleront ensuite dans le réservoir CW. Cela permettra d'éviter la modélisation d'un flux de retour entre le réservoir CW et SR, et donc de réduire le temps de calcul.
- L'unité de mesure de tous les flux utilisés dans l'OE (F_{x-y} et F_{x-y}^* , Figure 11) est présentée en volume par unité de temps ($L^3.T^{-1}$)
- En ce qui concerne les flux TEB existants qui sont utilisés dans l'OE (évaporation de l'eau), la manière dont ils ont été développés ne sera pas présentée dans ce rapport. Si vous souhaitez en savoir plus sur leur développement, veuillez-vous reporter au manuel scientifique du modèle TEB (Albergel et al., 2018).
- Le flux de surverse (F_{x-ovf} , Figure 11) est considéré comme du ruissellement et est intégré dans le calcul du bilan hydrique global de la maille.
- Le flux d'évaporation de l'eau (F_{x-evp}^* , Figure 11) sera ajouté aux autres flux d'évapotranspiration produits dans les compartiments urbains de la rue canyon (Figure 7) pour le calcul du bilan hydro-énergétique global du modèle TEB.
- Le flux de fuite à débit régulé (F_{SR-dr}^* , Figure 11) est envoyé au module de représentation du système de collecte des eaux pluviales du modèle TEB pour être pris en compte dans le bilan hydrique global du modèle.

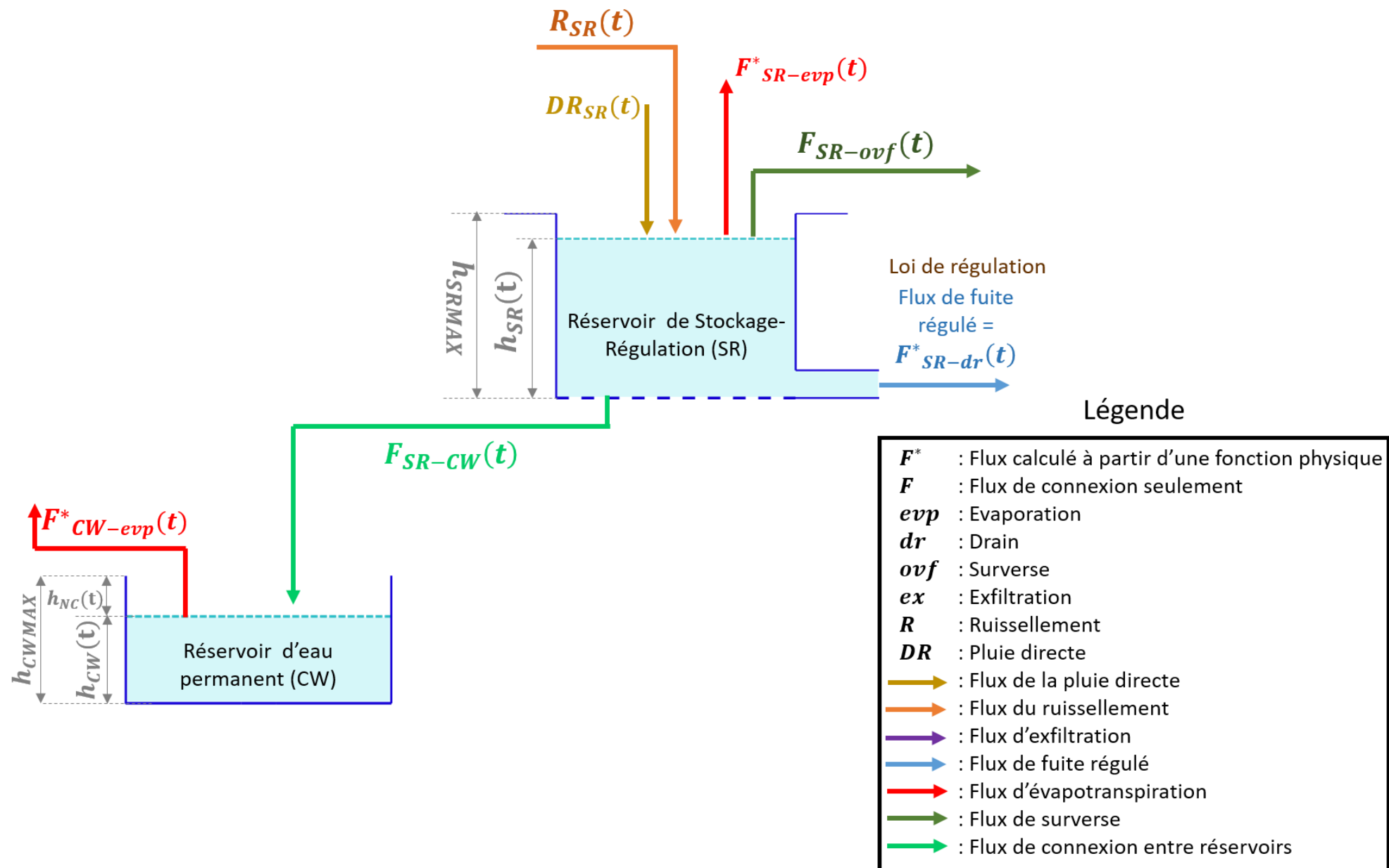


Figure 11 : Conceptualisation de l'OE-E

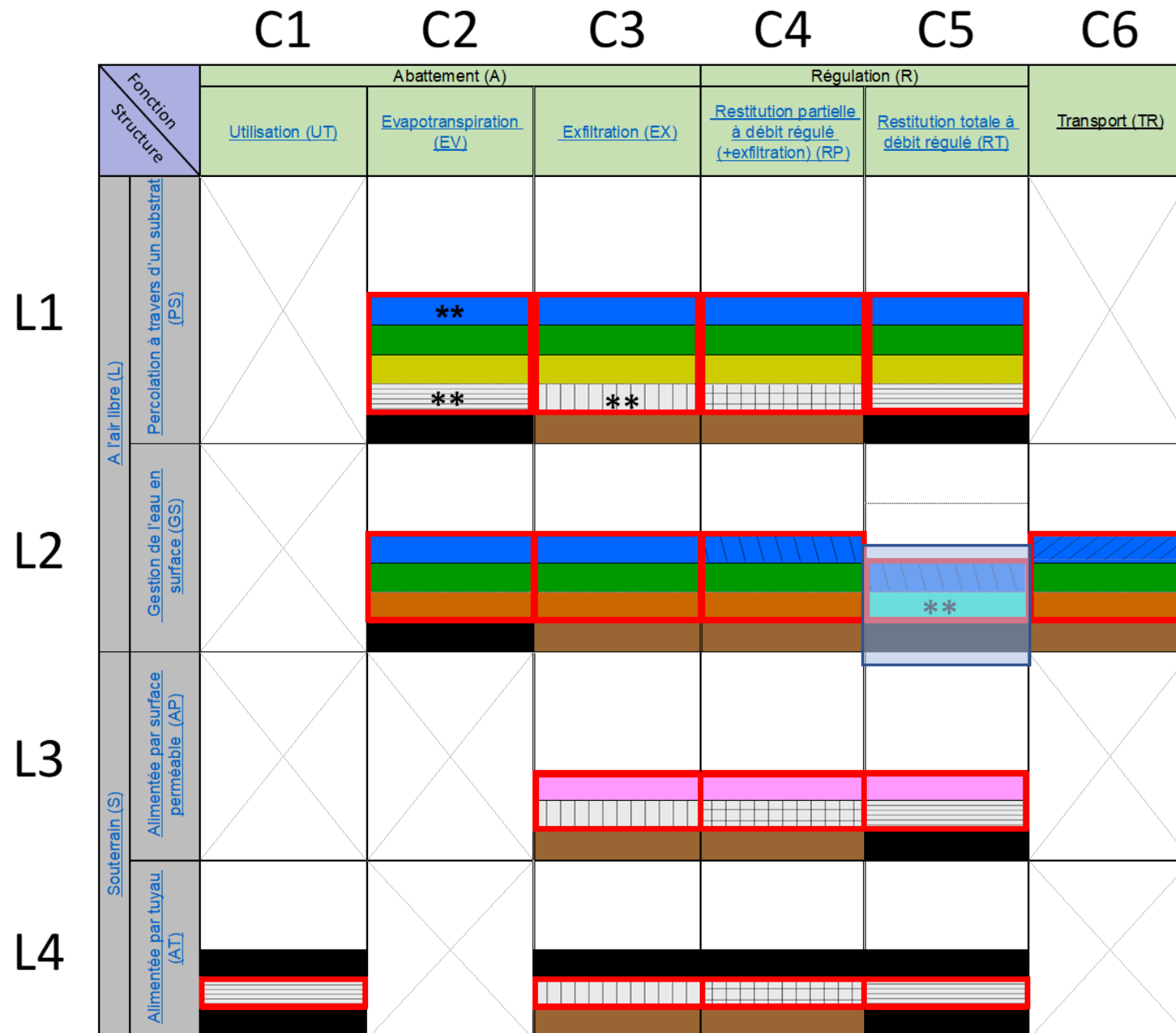


Figure 12 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-E (rectangle bleu transparent). Ici l'OGS L2C5 est considéré avec ou sans eau permanente en surface

Tableau 2 : OGS de l'OE-E produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.

Flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et module de sol de l'OE et compartiments urbains du TEB			OUVRAGE EQUIVALENT (OE)
			E
			OGS appartenant à l'OE-E
Type de flux d'eau :	Réservoir/module de sol /compartiment urbain de TEB source :	Réservoir / module de sol /compartiment urbain de TEB ciblé :	L2C5 non végétalisé avec de l'eau permanente L2C5 non végétalisé sans de l'eau permanent OGS concernés de l'OE
Pluie direct (<i>DR</i>)	Maille 2D TEB	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$DR_{SR}(t)$ = L2C5 non végétalisé sans eau permanente
		Réservoir d'eau permanent (<i>CW</i>)	$DR_{CW}(t)$ = L2C5 non végétalisé avec eau permanente
Ruissellement connecté à l'OE (<i>R</i>)	Bâtiment / voirie TEB /Autres OE	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$R_{SR}(t)$ = L2C5 non végétalisé sans eau permanente
		Réservoir d'eau permanent (<i>CW</i>)	$R_{CW}(t)$ = L2C5 non végétalisé avec eau permanente
Evaporation de l'eau en surface (<i>evp</i>)	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Rue canyon TEB (voirie)	$F^*_{CW-evp}(t)$ = L2C5 non végétalisé sans eau permanente
	Réservoir d'eau permanent (<i>CW</i>)		$F^*_{SR-evp}(t)$ = L2C5 non végétalisé avec eau permanente
Vidange à débit régulé (<i>dr</i>)	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Réseau d'eau pluvial TEB	$F^*_{SR-dr}(t)$ = L2C5 non végétalisé
Surverse (<i>ovf</i>)	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Compartiment jardin sans OE	$F_{SR-ovf}(t)$ = L2C5 non végétalisé
	Réservoir d'eau permanent (<i>CW</i>)	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$F_{CW-SR}(t)$ = L2C5 non végétalisé avec eau permanente
Connexion entre réservoirs	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Réservoir d'eau permanente (<i>CW</i>)	$F_{SR-CW}(t)$ = L2C5 non végétalisé avec eau permanente

3.2.2. Fonctionnement du réservoir d'eau permanent (CW)

• Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir CW (en volume d'eau)

$$\frac{d(h_{CW})}{dt} \cdot S_{CW} := F_{SR-CW}(t) - F^*_{CW-evp}(t) \quad (34)$$

Où

h_{CW} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir d'eau permanent [L]

dt : Pas de temps [T]

$F_{SR-CW}(t)$: Flux provenant du réservoir de stockage-régulation [$L^3 \cdot T^{-1}$]

F^*_{CW-evp} : Flux d'évaporation de l'eau [$L^3 \cdot T^{-1}$]

S_{CW} : Surface du réservoir d'eau permanent [L^2] : $\sum_{L2C5+SCWR} S_{OGS}$

S_{OGS} : Emprise au sol des OGS concernés de l'OE. [L^2]

L2C5 + SCWR : OGS L2C5 avec réservoir d'eau permanent

1. Hauteur d'eau et flux provenant du réservoir de stockage-régulation (en volume d'eau)

Le flux provenant du réservoir SR ($F_{SR-CW}(t)$, Figure 11) peut être calculé de la manière suivante :

$$F_{SR-CW}(t) = \left\{ \min \left[(h_{CWMAX} - h_{CW}(t-1)) \cdot \frac{S_{CW}}{dt}; h_{SR}(t-1) \cdot \frac{S_{SR}}{dt} + D_{SR}(t) + R_{SR}(t) \right] \right\} \cdot \frac{\sum_{L2C5+SCWR} S_{BV}}{\sum_{L2C5} S_{BV}} \quad (35)$$

Où

$h_{SR}(t-1)$: Hauteur d'eau du réservoir de stockage-régulation au pas de temps $t-1$ [L]

S_{SR} : Surface du fond de réservoir de stockage-régulation : $\sum_{L2C5} S_{OGS}$

$$D_{SR}(t) = \sum_{L2C5} I_p(t) \cdot S_{SR} \quad (36)$$

$$R_{SR}(t) = \sum_{L2C5} R_{BV}(t) \cdot S_{BV} \quad (37)$$

Où :

$I_p(t)$: Intensité de pluie tombant directement sur l'OGS concernés de l'OE. [$L \cdot T^{-1}$]

$R_{BV}(t)$: Ruissellement produit dans les surfaces imperméables des surfaces d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [$L \cdot T^{-1}$]

S_{BV} : Surfaces d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [L^2]

2. Hauteur d'eau et flux d'évaporation de l'eau (en volume d'eau)

Le flux d'évaporation de l'eau ($F^*_{CW-evp}(t)$, Figure 11) sortant du réservoir CW est calculé à partir de l'équation utilisée dans TEB pour calculer l'évaporation de l'eau dans le réservoir de surface qui gère le ruissellement produit dans la voirie (Masson, 2000). Alors, dans le réservoir, on peut définir ce flux comme suit :

$$F^*_{CW-evp}(t) = \min \left[\frac{h_{CW}(t-1)}{dt}, F_{evp}(t) \right] \cdot S_{CW} \quad (38)$$

$F_{evp}(t)$: Fonction d'évaporation du modèle TEB utilisée pour calculer l'évaporation de l'eau dans le réservoir de surface qui gère le ruissellement produit dans la voirie [$L \cdot T^{-1}$].

La hauteur d'eau finale $h_{CW}(t)$ [L] peut être exprimée comme suit :

$$h_{CW}(t) \cdot S_{CW} = h_{CW}(t-1) \cdot S_{CW} - [F_{CW-evp}^*(t)] \cdot dt \quad (39)$$

Le flux d'eau évaporé est ensuite agrégé aux flux d'évapotranspiration de la rue canyon du modèle TEB pour le bilan énergétique correspondant.

3.2.3. Fonctionnement du réservoir de stockage-régulation (SR)

- **Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir SR (en volume d'eau)**

$$\frac{d(h_{SR})}{dt} \cdot S_{SR} := DR_{SR}(t) + R_{SR}(t) - F_{SR-evp}^*(t) - F_{SR-CW}(t) - F_{SR-ovf}(t) - F_{SR-dr}^*(t) \quad (40)$$

Où

h_{SR} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de stockage-régulation [L]

dt : Pas de temps [T]

$DR_{SR}(t)$: Pluie nette tombant sur les OGS concernés dans l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$R_{SE}(t)$: Ruissellement provenant de surfaces imperméabilisées des bassins versants d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-CW}(t)$: Flux sortant vers le réservoir d'eau permanent [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de stockage-régulation [$L^3 \cdot T^{-1}$]

F_{SE-dr}^* : Flux de fuite à débit régulé au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

- **Ordre de calcul de flux et de la hauteur d'eau du réservoir**

Dans le réservoir SR, l'ordre de calcul de la variation de la hauteur d'eau par rapport aux entrées et sorties est résumé comme suit :

1. Calcul des flux entrants $DR_{SR}(t)$ et $R_{SR}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h_{SR}^I(t)$ qui en résulte.
2. Calcul de flux d'évaporation $F_{SR-evp}^*(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SR}^{II}(t)$ en résultant.
3. Calcul de flux sortant du réservoir CW $F_{SR-CW}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SR}^{III}(t)$ en résultant.
4. Calcul de flux de surverse $F_{SR-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SR}^{IV}(t)$ en résultant.
5. Calcul de flux de fuite régulé à débit régulé $F_{SR-dr}^*(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{SR}(t)$.

Chacun des éléments énumérés ci-dessus est détaillé par la suite.

1. **Calcul des flux entrants $DR_{SR}(t)$ et $R_{SR}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h_{SR}^I(t)$ qui en résulte (en volume d'eau)**

La pluie nette et ruissellement entrant dans le réservoir SR ($DR_{SR}(t)$ et $R_{SR}(t)$, Figure 11) ont été déjà calculés (Eq. (36) et (37)) :

La hauteur d'eau du réservoir [L] résultant de ces deux flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{SR}^I(t) \cdot S_{SR} = h_{SR}(t-1) \cdot S_{SR} + [DR_{SR}(t) + R_{SR}(t)] \cdot dt \quad (41)$$

2. Calcul de flux d'évaporation $F^*_{SR-evp}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^I_{SR}(t)$ en résultant. (en volume d'eau)

Le flux d'évaporation de l'eau ($F^*_{SR-evp}(t)$, Figure 11) est calculé de la même manière que dans le réservoir CW :

$$F^*_{SR-evp}(t) = \min \left[\frac{h^I_{SR}(t)}{dt}, F_{evp}(t) \right] \cdot S_{SR} \quad (42)$$

La hauteur d'eau du réservoir [L] résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h^I_{SR}(t) \cdot S_{SR} = h^I_{SR}(t) \cdot S_{SR} - [F^*_{SR-evp}(t)] \cdot dt \quad (43)$$

Le flux d'eau évaporé va être après agrégé aux flux d'évapotranspiration de la rue canyon du modèle TEB pour le bilan énergétique correspondant.

3. Calcul de flux partant au réservoir CW $F_{SR-CW}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^{II}_{SR}(t)$ en résultant

Le flux sortant vers le réservoir SI ($F_{SR-CW}(t)$, Figure 13) a été déjà calculé dans l'Eq. (35) :

La hauteur d'eau du réservoir [L] résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h^{II}_{SR}(t) \cdot S_{SR} = h^{II}_{SR}(t) \cdot S_{SR} - [F_{SR-CW}(t)] \cdot dt \quad (44)$$

4. Calcul de flux de surverse $F_{SR-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^{IV}_{SR}(t)$ en résultant (en volume d'eau)

Le flux de surverse ($F_{SR-ovf}(t)$, Figure 11) peut être calculé de la manière suivante :

$$F_{SR-ovf}(t) = \max[0; h^{III}_{SR}(t) - h_{SRMAX}] \cdot \frac{S_{SR}}{dt} \quad (45)$$

Où

h_{SRMAX} : Hauteur maximale du réservoir de stockage-régulation. [L]

La hauteur d'eau du réservoir [L] résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h^{IV}_{SR}(t) \cdot S_{SR} = h^{III}_{SR}(t) \cdot S_{SR} - [F_{SR-ovf}(t)] \cdot dt \quad (46)$$

Les équations (45) et (46) montrent que $h^{IV}_{SR}(t)$ est h_{SRMAX} si le flux de surverse est non nul et c'est $h^{II}_{SR}(t)$ s'il n'y a pas de flux de surverse

Le flux de surverse est envoyé en tant que ruissellement au **compartiment jardin sans OE** du modèle TEB.

5. Calcul de flux de fuite régulé à débit régulé $F^*_{SR-dr}(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{SR}(t)$. (en volume d'eau)

Le flux de fuite à débit régulé ($F^*_{SR-dr}(t)$, Figure 11) est basé sur l'équation proposé par Sage et al. (2024) qui s'exprime comme suit :

$$F^*_{SR-dr}(t) = Q_{max} \cdot \left[a_1 + (1 - a_1) \cdot \left(\frac{h^{IV}_{SR}(t)}{h_{SRMAX}} \right)^{a_2} \right] \quad (47)$$

Où

a_1 : Paramètre déterminant le débit pour les faibles débits [-]

a_2 : Paramètre contrôlant la vitesse d'atteinte du Q_{max} [-]

Q_{max} : Coefficient permettant d'atteindre le débit de fuite maximal [$L^3 \cdot T^{-1}$]. Ce paramètre peut être calculé de la manière suivante.

$$Q_{max} = \frac{Q_{max}^*}{C} \cdot \left[\sum_{L2C5} S_{BV} \right] \quad (48)$$

Où

Q_{max}^* : Débit de fuite normalisé maximum [$L^3 \cdot T^{-1} \cdot L^{-2}$]

C : Constante de conversion [-]

S_{BV} : Surfaces d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [L^2]

Enfin, La hauteur d'eau finale [L] par rapport au flux de fuite à débit régulé peut être exprimée comme suit :

$$h_{SR}(t) \cdot S_{SR} = h_{SR}^{IV}(t) \cdot S_{SR} - [F_{SR-dr}^*(t)] \cdot dt \quad (49)$$

Le flux de fuite régulé est connecté au **réseau de collecte des eaux pluviales** du modèle TEB.

3.3. Ouvrage équivalent B (OE-B)

3.3.1. Eléments de synthèse

- L'Ouvrage équivalent B est placé en tant que sous-compartiment du compartiment urbain jardin de la maille TEB (Figure 7).
- Dans cet OE, il peut y avoir des OGS où le compartiment de surface est représenté par la combinaison des deux réservoirs : stockage-infiltration (SI) et le stockage-régulation (SR) (OGS L2C4, Figures 8 et 14), ou seulement par le réservoir de stockage-infiltration (OGS L1C3 sans compartiment de stockage souterrain et L2C3, Figure 14). Dans le cas d'une représentation par combinaison des 2 réservoirs, tous les flux d'eau issus des précipitations directes et du ruissellement de surface des toitures et de la voirie entreront d'abord dans le réservoir SR et s'écouleront ensuite dans le réservoir SI. Cela permettra d'éviter un flux de retour entre le réservoir SI et SR, et donc de réduire le temps de calcul.
- L'unité de mesure de tous les flux utilisés dans l'OE (F_{x-y} et F_{x-y}^* , Figure 13) est présentée en volume par unité de temps ($L^3 \cdot T^{-1}$)
- Les flux de surverse (F_{x-ovf} , Figure 13) seront envoyés vers le compartiment jardin sans OE (Figure 7) en tant que ruissellement, pour être traités comme le ruissellement produit sur les surfaces imperméables de la maille TEB avant l'aménagement des OE.
- Le flux d'évapotranspiration de l'eau (F_{x-evp}^* , Figure 13) sera ajouté aux autres flux d'évapotranspiration produits dans les compartiments urbains de la rue canyon (Figure 7) pour le calcul du bilan hydro-énergétique global du modèle TEB.
- Les flux du drainage profond (F_{sol}^* , Figure 13) sera ajouté aux autres flux du drainage profond produits dans les sols des compartiments urbains de la rue canyon (Figure 7) pour le calcul du bilan hydrique global du modèle TEB.
- Le flux de fuite à débit régulé (F_{SR-dr}^* , Figure 13) est envoyé au module de représentation du système de collecte des eaux pluviales du modèle TEB pour être pris en compte dans le bilan hydrique global du modèle

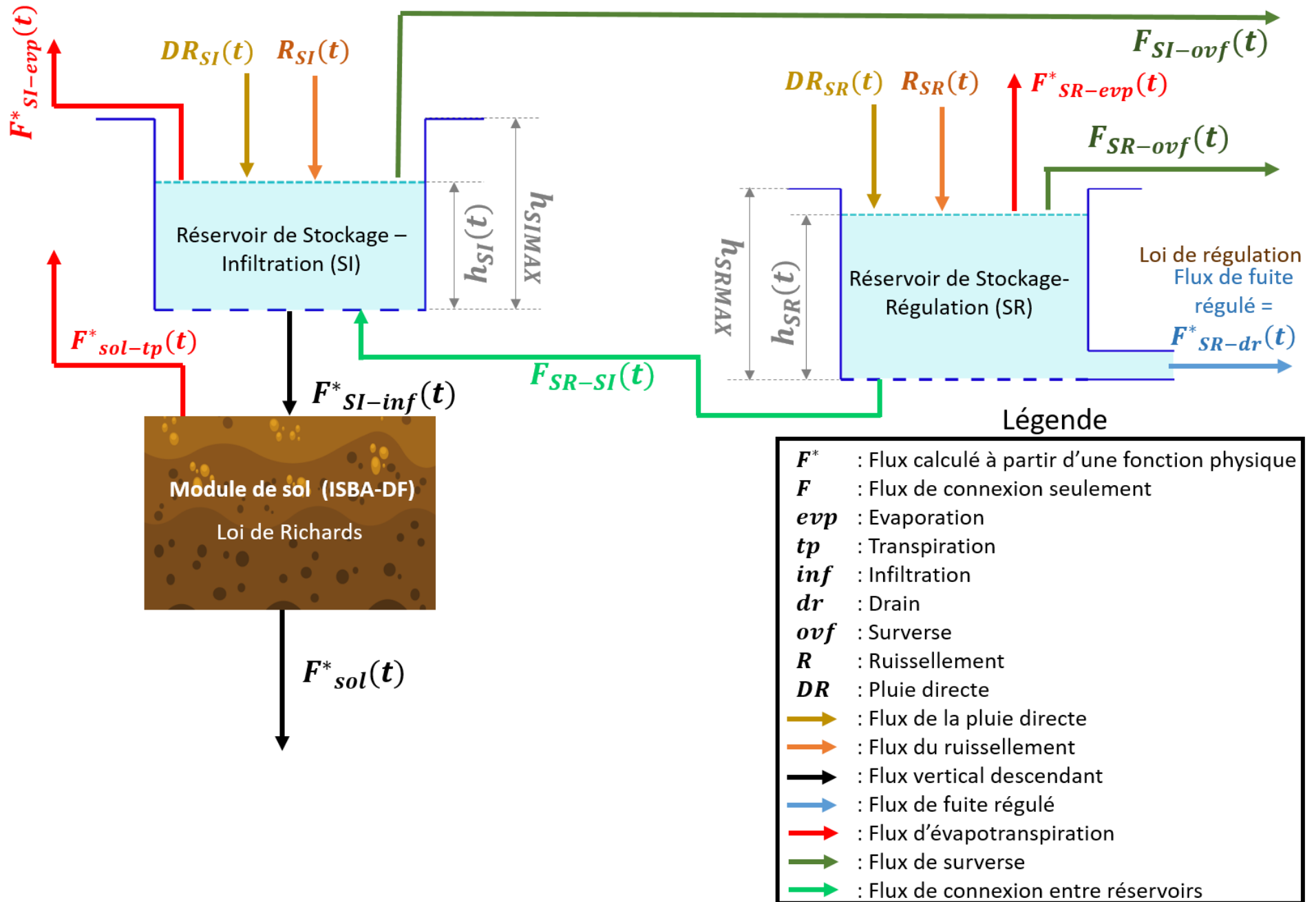


Figure 13 : Conceptualisation de l'OE-B.

		C1	C2	C3	C4	C5	C6
Fonction Structure		Abattement (A)			Régulation (R)		Transport (TR)
		Utilisation (UT)	Evapotranspiration (EV)	Exfiltration (EX)	Restitution partielle à débit régulé (+exfiltration) (RP)	Restitution totale à débit régulé (RT)	
L1	A l'air libre (L) Percolation à travers d'un substrat (PS)						
L2	Gestion de l'eau en surface (GS)						
L3	Souterrain (S) Alimentée par surface perméable (AP)						
L4	Alimentée par tuyau (AT)						

Figure 14 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-B (rectangle bleu transparent)

Tableau 3 : OGS de l'OE-B produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.

Flux de transfert de l'eau entre les différentes réservoirs et module de sol de l'OE et compartiments urbains du TEB			OUVRAGE EQUIVALENT (OE)
			B
			OGS appartenant à l'OE-B
Type de flux d'eau :	Réservoir/module de sol /compartiment urbain de TEB source :	Réservoir / module de sol /compartiment urbain de TEB ciblé :	L1C3 (sans couche de stockage) L2C3, L2C4 OGS concernés de l'OE
Pluie direct (<i>DR</i>)	Maille 2D TEB	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	$DR_{SI}(t) = L1C3 + L2C3$
		Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$DR_{SR}(t) = L2C4$
Ruissellement connecté à l'OE (<i>R</i>)	Bâtiment / voirie TEB-HYDRO (BV d'apport) /Autres OE	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	$R_{SI}(t) = L1C3 + L2C3$
		Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$R_{SR}(t) = L2C4$
Infiltration (<i>inf</i>)	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	Module de sol (ISBA-DF)	$F^*_{SI-inf}(t) = L1C3 + L2C3 + L2C4$
Evaporation de l'eau en surface (<i>evp</i>)	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	Rue canyon TEB (voirie)	$F^*_{SI-evp}(t) = L1C3 + L2C3$
	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)		$F^*_{SR-evp}(t) = L2C4$
Evapotranspiration dans le sol (<i>tp</i>)	Module de sol (ISBA-DF)		$F^*_{sol-tp}(t) = L1C3 + L2C3 + L2C4$
Eau sortant du module de sol (<i>sol</i>)	Module de sol (ISBA-DF)	<i>n</i> – ème couche discrétisée du sol de l'OE	$F^*_{sol}(t) = L1C3 + L2C3 + L2C4$
Vidange à débit régulé (<i>dr</i>)	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Réseau d'eau pluvial TEB	$F^*_{SR-dr}(t) = L2C4$
Surverse (<i>ovf</i>)	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	Compartiment jardin sans OE	$F_{SI-ovf}(t) = L1C3 + L2C3$
	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Compartiment jardin sans OE	$F_{SR-ovf}(t) = L2C4$
Connexion entre réservoirs	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	$F_{SR-SI}(t) = L2C4$

3.3.2. Fonctionnement du réservoir de stockage-infiltration (SI)

- **Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir SI (en volume d'eau)**

$$\frac{d(h_{SI})}{dt} \cdot S_{SI} := DR_{SI}(t) + R_{SI}(t) - F_{SI-ovf}(t) + F_{SR-SI}(t) - F^*_{SI-evp}(t) - F^*_{SI-inf}(t) \quad (50)$$

Où

h_{SI} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de stockage-infiltration [L]

dt : Pas de temps [T]

$DR_{SI}(t)$: Pluie nette tombant sur les OGS concernés dans l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$R_{SI}(t)$: Ruissellement provenant de surfaces imperméabilisées des surfaces d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-SI}(t)$: Flux provenant du réservoir de stockage-régulation [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SI-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de stockage-infiltration [$L^3 \cdot T^{-1}$]

F^*_{SI-evp} : Flux d'évaporation de l'eau [$L^3 \cdot T^{-1}$]

F^*_{SI-inf} : Flux d'infiltration vers le sol en dessous de l'OGS [$L^3 \cdot T^{-1}$]

S_{SI} : Surface d'infiltration du réservoir stockage-infiltration [L^2] : $\sum_{L1C3, L2C3, L2C4} S_{OGS}$

S_{OGS} : Emprise au sol des OGS concernés de l'OE. [L^2]

- **Ordre de calcul de flux et de la hauteur d'eau du réservoir**

Dans le réservoir SI, l'ordre de calcul des flux et de la hauteur à chaque pas de temps est la suivante :

1. Calcul des flux entrants $DR_{SI}(t)$ et $R_{SI}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h_{SI}^I(t)$ qui en résulte.
2. Calcul de flux de surverse $F_{SI-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SI}^{II}(t)$ en résultant.
3. Calcul de flux provenant du réservoir de stockage –régulation $F_{SR-SI}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SI}^{III}(t)$ en résultant.
4. Calcul de flux d'évaporation $F^*_{SI-evp}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SI}^{IV}(t)$ en résultant.
5. Calcul de flux de l'infiltration $F^*_{SI-inf}(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{SI}(t)$

Chacun des éléments énumérés ci-dessus est détaillé par la suite.

1. **Calcul des flux entrants $DR_{SI}(t)$ et $R_{SI}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h_{SI}^I(t)$ qui en résulte (en volume d'eau)**

La pluie nette et ruissellement entrant dans le réservoir SI ($DR_{SI}(t)$ et $R_{SI}(t)$, Figure 13) peuvent être calculés de la manière suivante :

$$DR_{SI}(t) = \sum_{L1C3, L2C3} I_p(t) \cdot S_{SI} \quad (51)$$

$$R_{SI}(t) = \sum_{L1C3, L2C3} R_{BV}(t) \cdot S_{BV} \quad (52)$$

Où :

$I_p(t)$: Intensité de pluie tombant directement sur l'OGS concernés de l'OE. [$L \cdot T^{-1}$]

$R_{BV}(t)$: Ruissellement produit dans les surfaces imperméables des BV d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE. $[L \cdot T^{-1}]$

S_{BV} : Surfaces des BV d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE $[L^2]$

La hauteur d'eau du réservoir $[L]$ résultant de ces deux flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{SI}^I(t) \cdot S_{SI} = h_{SI}(t-1) \cdot S_{SI} + [DR_{SI}(t) + R_{SI}(t)] \cdot dt \quad (53)$$

2. Calcul de flux de surverse $F_{SI-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SI}^{II}(t)$ en résultant. (en volume d'eau)

Le flux de surverse ($F_{SI-ovf}(t)$, Figure 13) peut être calculé de la manière suivante :

$$F_{SI-ovf}(t) = \max[0; h_{SI}^I(t) - h_{SIMAX}] \cdot \frac{S_{SI}}{dt} \quad (54)$$

Où

h_{SIMAX} : Hauteur maximale du réservoir de stockage-infiltration. $[L]$

La hauteur d'eau du réservoir $[L]$ résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{SI}^{II}(t) \cdot S_{SI} = h_{SI}^I(t) \cdot S_{SI} - [F_{SI-ovf}(t)] \cdot dt \quad (55)$$

Les équations (54) et (55) montrent que $h_{SI}^{II}(t)$ est h_{SIMAX} si le flux de surverse est non nul et c'est $h_{SI}^I(t)$ s'il n'y a pas de flux de surverse

Le flux de surverse est envoyé en tant que ruissellement au **compartiment jardin sans OE** du modèle TEB.

3. Calcul de flux provenant du réservoir de stockage –régulation $F_{SR-SI}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SI}^{III}(t)$ en résultant (en volume d'eau)

Le flux provenant du réservoir SR peut être calculé de la manière suivante :

$$F_{SR-SI}(t) = \min \left[(h_{SIMAX} - h_{SI}^{II}(t)) \cdot \frac{S_{SI}}{dt}; h_{SR}(t-1) \cdot \frac{S_{SR}}{dt} + D_{SR}(t) + R_{SR}(t) \right] \quad (56)$$

Où

$h_{SR}(t-1)$: Hauteur d'eau du réservoir de stockage-régulation au pas de temps $t-1$ $[L]$

S_{SR} : Surface du fond de réservoir de stockage-régulation : $\sum_{L2C4} S_{OGS}$

$$D_{SR}(t) = \sum_{L2C4} I_p(t) \cdot S_{SR} \quad (57)$$

$$R_{SR}(t) = \sum_{L2C4} R_{BV}(t) \cdot S_{BV} \quad (58)$$

La hauteur d'eau du réservoir $[L]$ résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{SI}^{III}(t) \cdot S_{SI} = h_{SI}^{II}(t) \cdot S_{SI} + [F_{SR-SI}(t)] \cdot dt \quad (59)$$

4. Calcul de flux d'évaporation $F_{SI-evp}^*(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SI}^{IV}(t)$ en résultant (en volume d'eau)

Le flux d'évaporation de l'eau ($F_{SI-evp}^*(t)$, Figure 13) sortant du réservoir de stockage-infiltration va être calculé à partir de l'équation (19). Alors, dans le réservoir, on peut définir ce flux comme suit :

$$F^*_{SI-evp}(t) = \min \left[\frac{h_{SI}^{III}(t)}{dt}, F_{evp}(t) \right] \cdot S_{SI} \quad (60)$$

$F_{evp}(t)$: Fonction d'évaporation adaptée du modèle TEB pour calculer l'évaporation de l'eau à la surface de la voirie [$L \cdot T^{-1}$].

La hauteur d'eau du réservoir **[L]** résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{SI}^{IV}(t) \cdot S_{SI} = h_{SI}^{III}(t) \cdot S_{SI} - [F^*_{SI-evp}(t)] \cdot dt \quad (61)$$

Le flux d'eau évaporé va être après agrégé aux flux d'évapotranspiration de la rue canyon du modèle TEB pour le bilan énergétique correspondant.

5. Calcul de flux de l'infiltration $F^*_{SI-inf}(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{SI}(t)$ (en volume d'eau)

Le flux d'infiltration ($F^*_{SI-inf}(t)$, Figure 13), est calculé à partir de la fonction d'infiltration du modèle ISBA-DF (I_p , Eq. (16)). Alors, dans le réservoir, on peut définir ce flux comme suit :

$$F^*_{SI-inf}(t) = \min \left[\frac{h_{SI}^{IV}(t)}{dt}, I_p(t) \right] \cdot S_{SI} \quad (62)$$

Enfin, La hauteur d'eau finale **[L]** par rapport au flux d'infiltration peut être exprimée comme suit :

$$h_{SI}(t) \cdot S_{SI} = h_{SI}^{IV}(t) \cdot S_{SI} - [F^*_{SI-inf}(t)] \cdot dt \quad (63)$$

Le flux d'exfiltration est envoyé au **réservoir du module de sol** qui est géré par le modèle ISBA-DF (Albergel et al., 2018; Boone et al., 2000).

3.3.3. Fonctionnement du réservoir de stockage-régulation (SR)

• Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir SR (en volume d'eau)

$$\frac{d(h_{SR})}{dt} \cdot S_{SR} = DR_{SR}(t) + R_{SR}(t) - F^*_{SR-evp}(t) - F_{SR-SI}(t) - F_{SR-ovf}(t) - F^*_{SR-dr}(t) \quad (64)$$

Où

h_{SR} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de stockage-régulation au pas de temps t [**L**]

dt : Pas de temps [**T**]

$DR_{SR}(t)$: Pluie nette tombant sur les OGS concernés dans l'OE au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$R_{SE}(t)$: Ruissellement provenant de surfaces imperméabilisées des bassins versants d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-SI}(t)$: Flux sortant vers le réservoir de stockage-infiltration au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de stockage-régulation au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

F^*_{SR-evp} : Flux d'évaporation de l'eau [$L^3 \cdot T^{-1}$]

F^*_{SE-dr} : Flux de fuite à débit régulé au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

S_{SR} : Surface de régulation du réservoir stockage-régulation [**L**²] : $\sum_{L2C4} S_{OGS}$

S_{OGS} : Surface du fond des OGS concernés de l'OE. [**L**²]

L'équation (64) montre qu'ici, le réservoir SR a le même fonctionnement que celui décrit dans la section consacrée à ce réservoir dans l'OE-E (3.2.3), de sorte qu'une description détaillée de son fonctionnement ne sera plus donnée ici.

3.3.4. Réservoir du module de sol.

Identique à la section déjà décrite dans l'OE-C (3.1.3.)

3.4. Ouvrage équivalent D (OE-D)

3.4.1. Eléments de synthèse

- L'ouvrage équivalent est placé en tant que sous-compartiment du compartiment urbain voirie de la maille de TEB (Figure 7). Il ne faut pas oublier que lorsque nous parlons du « compartiment voirie », nous parlons d'un terme assez général pour définir les surfaces imperméabilisées qui ne représentent pas un bâtiment dans la maille de TEB (exemples : rues, parkings, places, etc.).
- Dans cet OE, il existe des OGS où le compartiment de stockage souterrain est représenté par la combinaison de deux réservoirs : stockage-exfiltration (SE) et stockage-régulation (SR) (OGS L3C3, L3C4, L4C3 et L4C4, Figure 8, Figure 16). Dans ce cas, tous les flux d'eau provenant de la rue canyon (précipitations et ruissellement) entreront d'abord dans le réservoir SR et s'écouleront ensuite dans le réservoir SE. Cela permettra d'éviter un flux de retour entre le réservoir SE et SR, et donc de réduire le temps de calcul.
- Il existe des OGS qui sont seulement représentés par le réservoir de stockage-exfiltration (OGS L3C3, L4C4, Figure 16) ou stockage-régulation (OGS L3C5, L4C5, Figure 16).
- Le réservoir de module de sol est utilisé pour les OGS de l'OE qui exfiltrent de l'eau.
- L'unité de mesure de tous les flux utilisés dans l'OE (F_{x-y} et F_{x-y}^* , Figure 15) est présentée en volume par unité de temps ($L^3 \cdot T^{-1}$).
- Le flux de surverse (F_{x-ovf} , Figure 15) est considéré comme du ruissellement et est intégré dans le calcul du bilan hydrique global de la maille..
- Le flux du drainage profond (F_{sol}^* , Figure 15) sera ajouté aux autres flux du drainage profond produits dans les sols des compartiments urbains de la rue canyon (Figure 7) pour le calcul du bilan hydrique global du modèle TEB.
- Le flux de fuite à débit régulé (F_{SR-dr}^* , Figure 11) est envoyé au module de représentation du système de collecte des eaux pluviales du modèle TEB pour être pris en compte dans le bilan hydrique global du modèle.

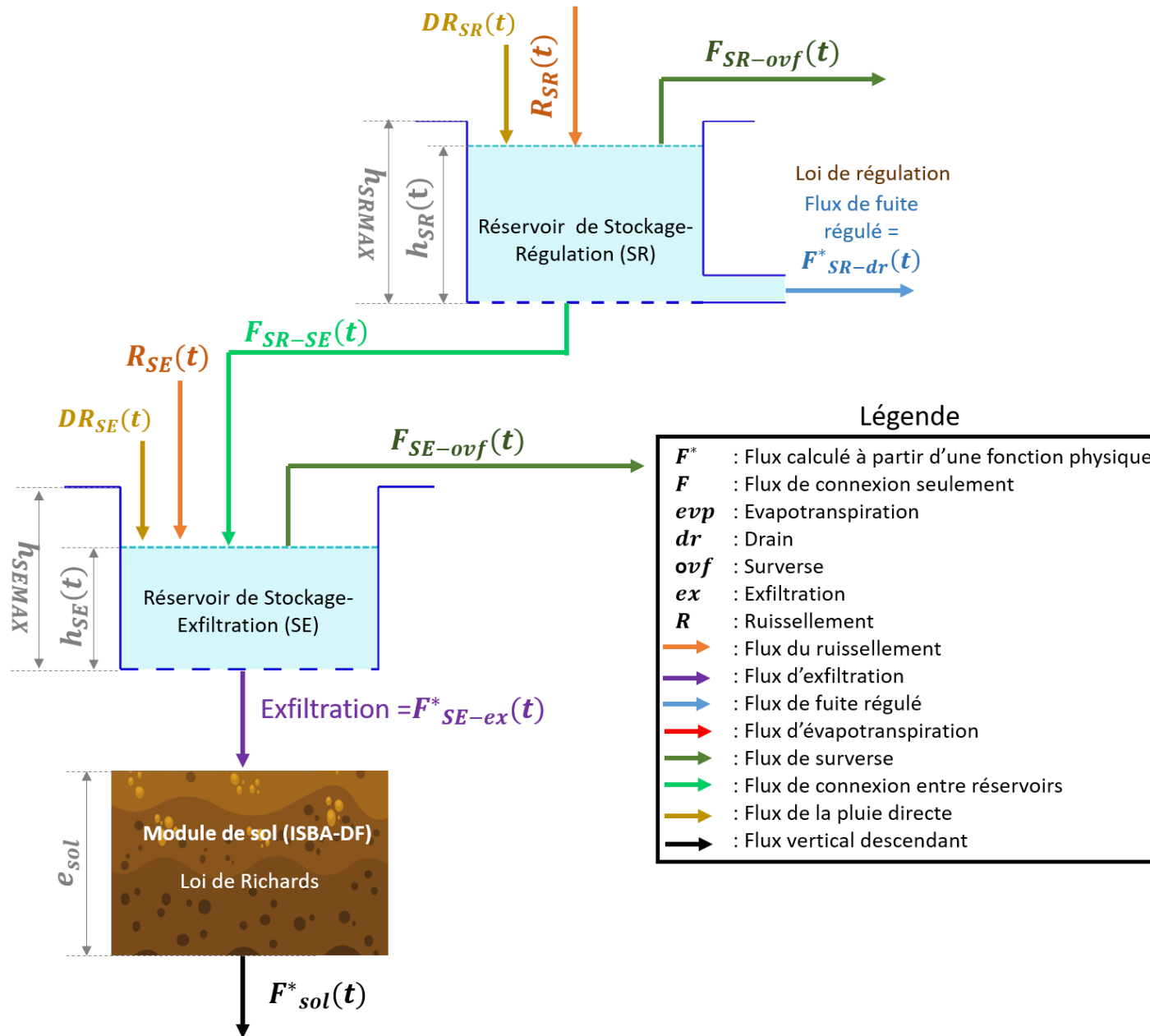


Figure 15 : Conceptualisation de l'OE-D

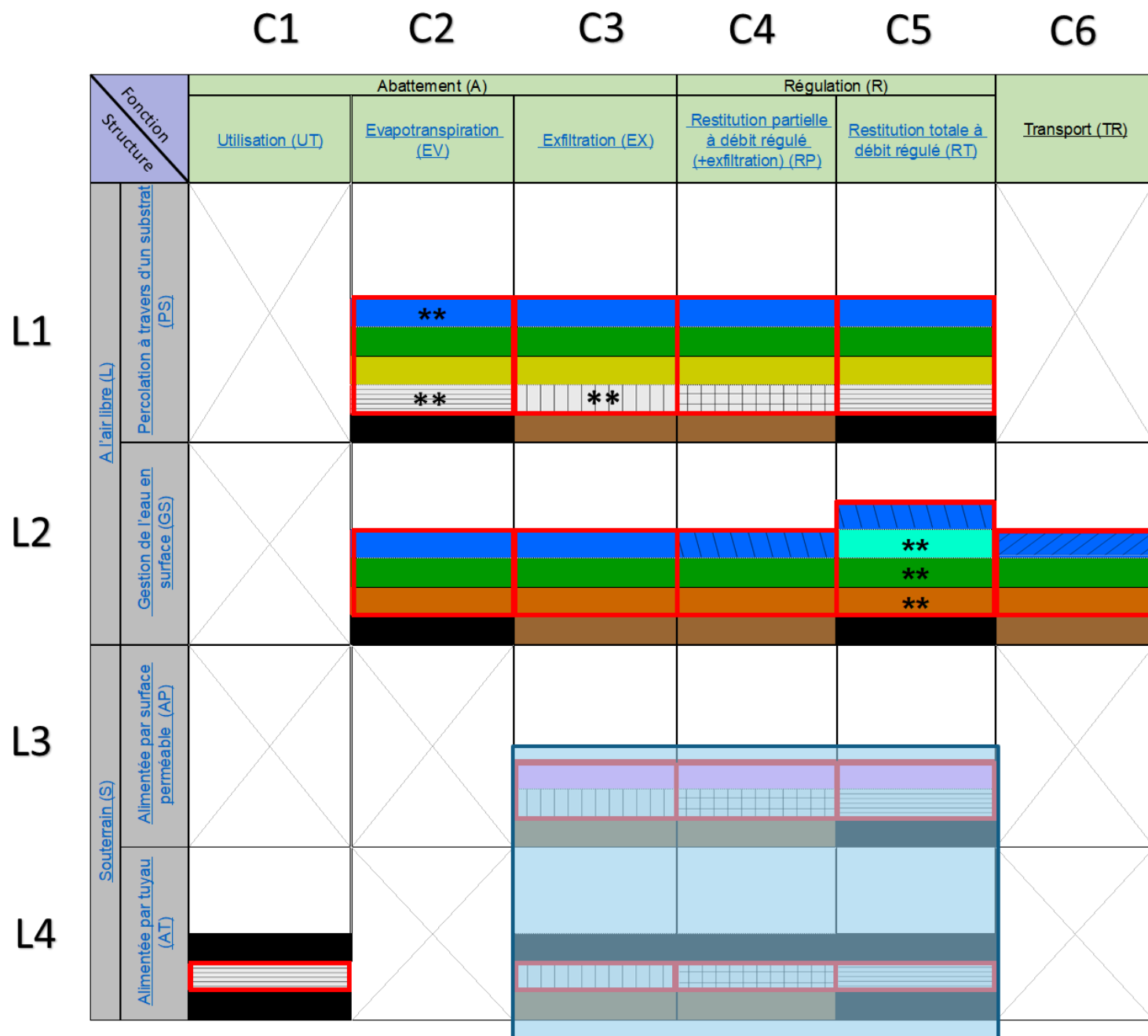


Figure 16 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-D (rectangle bleu transparent)

Tableau 4 : OGS de l'OE-D produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.

Flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et module de sol de l'OE et compartiments urbains du TEB			OUVRAGE EQUIVALENT (OE)
			D
			OGS appartenant à l'OE-D
Type de flux d'eau:	Réservoir/module de sol /compartiment urbain de TEB source :	Réservoir / module de sol /compartiment urbain de TEB ciblé :	L3C3, L3C4, L3C5 L4C3, L4C4, L4C5 OGS concernés de l'OE
Pluie direct (<i>DR</i>)	Maille 2D TEB	Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	$DR_{SE}(t) = L3C3$
		Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$DR_{SR}(t) = L3C4 + L3C5$
Ruissellement connecté à l'OE (<i>R</i>)	Bâtiment / voirie TEB/Autres OE	Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	$R_{SE}(t) = L3C3 + L4C3$
		Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$R_{SR}(t) = L3C4 + L3C5 + L4C4 + L4C5$
Exfiltration (<i>ex</i>)	Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	$n - \text{ème}$ couche discrétisée du sol de l'OE	$F^*_{SE-ex}(t) = L3C3 + L3C4 + L4C3 + L4C4$
Vidange à débit régulé (<i>dr</i>)	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Réseau d'eau pluvial TEB	$F^*_{SR-dr}(t) = L3C4 + L3C5 + L4C4 + L4C5$
Surverse (<i>ovf</i>)	Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	Compartiment jardin sans OE	$F_{SE-ovf}(t) = L3C3 + L4C3$
	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)		$F_{SR-ovf}(t) = L3C4 + L3C5 + L4C4 + L4C5$
Connexion entre réservoirs	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	$F_{SR-SE}(t) = L3C4 + L4C4$

3.4.2. Fonctionnement du réservoir de stockage-exfiltration (SE)

- **Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir SE (en volume d'eau)**

$$\frac{d(h_{SE})}{dt} \cdot S_{SE} \cdot \phi_{SE} = DR_{SE}(t) + R_{SE}(t) + F_{SR-SE}(t) - F_{SE-ovf}(t) - F_{SE-ex}^*(t) \quad (65)$$

Où

h_{SE} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de stockage-exfiltration [L]

dt : Pas de temps [T]

$DR_{SE}(t)$: Pluie nette tombant sur les OGS concernés dans l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$R_{SE}(t)$: Ruissellement provenant de surfaces imperméabilisées des surfaces d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-SE}(t)$: Flux provenant du réservoir de stockage-régulation [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SE-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de stockage-exfiltration [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SE-ex}^*(t)$: Flux d'exfiltration vers le sol naturel en dessous de l'OGS [$L^3 \cdot T^{-1}$]

S_{SE} : Surface d'exfiltration du réservoir stockage-exfiltration [L^2] : $\sum_{L3C3, L3C4, L4C3, L4C4} S_{OGS}$

S_{OGS} : Emprise au sol des OGS concernés de l'OE. [L^2]

ϕ_{SE} : Porosité du matériau la couche de stockage [-]

- **Ordre de calcul des flux et de la hauteur d'eau du réservoir**

Dans le réservoir SE, l'ordre de calcul des flux et de la hauteur d'eau à chaque pas de temps est le suivant :

1. Calcul des flux entrants $DR_{SE}(t)$ et $R_{SE}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h_{SE}^I(t)$ qui en résulte.
2. Calcul de flux de surverse $F_{SE-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SE}^{II}(t)$ en résultant.
3. Calcul de flux provenant du réservoir de stockage –régulation $F_{SR-SE}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SE}^{III}(t)$ en résultant.
4. Calcul de flux d'exfiltration $F_{SE-ex}^*(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{SE}(t)$.

Chacun des éléments énumérés ci-dessus est détaillé par la suite.

1. **Calcul des flux entrants $DR_{SE}(t)$ et $R_{SE}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h_{SE}^I(t)$ qui en résulte (en volume d'eau)**

La pluie nette et ruissellement entrant dans le réservoir SE ($DR_{SE}(t)$ et $R_{SE}(t)$, Figure 15) peuvent être calculés de la manière suivante :

$$DR_{SE}(t) = \sum_{L3C3} I_p(t) \cdot S_{SE} \quad (66)$$

$$R_{SE}(t) = \sum_{L3C3, L4C3} R_{BV}(t) \cdot S_{BV} \quad (67)$$

Où :

$I_p(t)$: Intensité de pluie tombant directement sur l'OGS concernés de l'OE. [$L \cdot T^{-1}$]

$R_{BV}(t)$: Ruissellement produit dans les surfaces imperméables des BV d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE. [$L \cdot T^{-1}$]

S_{BV} : Surfaces des BV d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE au pas de temps t [L^2]

La hauteur d'eau du réservoir [L] résultant de ces deux flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{SE}^I(t) \cdot S_{SE} = h_{SE}(t-1) \cdot S_{SE} + [DR_{SE}(t) + R_{SE}(t)] \cdot dt \quad (68)$$

2. Calcul de flux de surverse $F_{SE-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SE}^{II}(t)$ en résultant (en volume d'eau)

Le flux de surverse ($F_{SE-ovf}(t)$, Figure 15) peut être calculé de la manière suivante :

$$F_{SE-ovf}(t) = \max[0; h_{SE}^I(t) - h_{SEMAX} \cdot \phi_{SE}] \cdot \frac{S_{SE}}{dt} \quad (69)$$

Où

h_{SEMAX} : Hauteur maximale du réservoir de stockage-exfiltration. [L]

La hauteur d'eau du réservoir [L] résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{SE}^{II}(t) \cdot S_{SE} = h_{SE}^I(t) \cdot S_{SE} - [F_{SE-ovf}(t)] \cdot dt \quad (70)$$

Les équations (69) et (70) (55) montrent que $h_{SE}^{II}(t)$ est h_{SEMAX} si le flux de surverse est non nul et c'est $h_{SE}^I(t)$ s'il n'y a pas de flux de surverse

Le flux de surverse est envoyé en tant que ruissellement au **compartiment jardin sans OE** du modèle TEB.

3. Calcul de flux provenant du réservoir de stockage –régulation $F_{SR-SE}(t)$ et de la hauteur d'eau $h_{SE}^{III}(t)$ en résultant. (en volume d'eau)

Le flux provenant du réservoir SR ($F_{SR-SE}(t)$, Figure 15) peut être calculé de la manière suivante :

$$F_{SR-SE}(t) = \left\{ \min \left[(h_{SEMAX} \cdot \phi_{SE} - h_{SE}^{II}(t)) \cdot \frac{S_{SE}}{dt}; h_{SR}(t-1) \cdot \frac{S_{SR}}{dt} + D_{SR}(t) + R_{SR}(t) \right] \right\} \cdot \frac{\sum_{L3C4, L4C4} S_{BV}}{\sum_{L3C4, L3C5, L4C4, L4C5} S_{BV}} \quad (71)$$

Où

$h_{SR}(t-1)$: Hauteur d'eau du réservoir de stockage-régulation au pas de temps $t-1$ [L]

S_{SR} : Surface du fond de réservoir de stockage-régulation : $\sum_{L3C4, L3C5, L4C4, L4C5} S_{OGS}$

$$D_{SR}(t) = \sum_{L3C4, L3C5} I_p(t) \cdot S_{SR} \quad (72)$$

$$R_{SR}(t) = \sum_{L3C4, L3C5, L4C4, L4C5} R_{BV}(t) \cdot S_{BV} \quad (73)$$

La hauteur d'eau du réservoir [L] résultant de ce flux peut être exprimée comme suit :

$$h_{SE}^{III}(t) \cdot S_{SE} = h_{SE}^{II}(t) \cdot S_{SE} + [F_{SR-SE}(t)] \cdot dt \quad (74)$$

4. Calcul de flux d'exfiltration $F_{SE-ex}^*(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{SE}(t)$ (en volume d'eau)

Le flux d'exfiltration ($F_{SE-ex}^*(t)$, Figure 15), vers le sol en dessous de l'OE-D, est calculé à partir du taux d'exfiltration ($F_{exf}(t)$) décrit dans Błazejewski et al. (2018) qui prend également en compte, à part le fond, l'exfiltration des parois latérales du compartiment de stockage souterrain-très important dans ce type d'ouvrages. $F_{exf}(t)$ peut être exprimé comme suit :

$$F_{exf}(t) = k_{sat} \cdot \frac{\left[2,1466 + \left(\frac{b_{SE}}{h_{SE}^{III}(t)} \right)^{0,77} \right]^{1,3}}{2 + \frac{b_{SE}}{h_{SE}^{III}(t)}} \quad (75)$$

Où

$F_{exf}(t)$: Taux d'exfiltration [$L \cdot T^{-1}$].

k_{sat} : Conductivité hydraulique à saturation du sol [$L \cdot T^{-1}$]

b_{SE} : Largeur du compartiment de stockage souterrain [L]

Alors dans le réservoir SE, on peut définir $F_{SE-ex}^*(t)$ comme suit :

$$F_{SE-ex}^*(t) = \min \left[\frac{h_{SE}^{III}(t)}{dt}, F_{exf}(t) \right] \cdot S_{SE} \quad (76)$$

Enfin, La hauteur d'eau finale [L] par rapport au flux d'exfiltration peut être exprimée comme suit :

$$h_{SE}(t) \cdot S_{SE} = h_{SE}^{III}(t) \cdot S_{SE} - [F_{SE-ex}(t)] \cdot dt \quad (77)$$

Le flux d'exfiltration est envoyé au **réservoir du module de sol** qui est géré par le modèle ISBA-DF (Albergel et al., 2018; Boone et al., 2000).

3.4.3. Fonctionnement du réservoir de stockage-régulation (SR)

- **Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir SR (en volume d'eau)**

$$\frac{d(h_{SR})}{dt} \cdot S_{SR} = DR_{SR}(t) + R_{SR}(t) - F_{SR-SE}(t) - F_{SR-ovf}(t) - F_{SR-dr}^*(t) \quad (78)$$

Où

h_{SR} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de stockage-régulation [L]

dt : Pas de temps [T]

$DR_{SR}(t)$: Pluie nette tombant sur les OGS concernés dans l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$R_{SE}(t)$: Ruissellement provenant de surfaces imperméabilisées des bassins versants d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-SE}(t)$: Flux sortant vers le réservoir de stockage-exfiltration [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de stockage-régulation [$L^3 \cdot T^{-1}$]

F_{SE-dr}^* : Flux de fuite à débit régulé au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

S_{SR} : Surface de régulation du réservoir stockage-régulation [L^2] : $\sum_{L3C4, L3C5, L4C4, L4C5} S_{OGS}$

S_{OGS} : Emprise au sol des OGS concernés de l'OE. [L^2]

L'équation (78) montre qu'ici, le réservoir SR a le même fonctionnement que celui décrit dans la section consacrée à ce réservoir dans l'OE-E (3.2.3). Il ne faut intégrer dans les calculs que la porosité du matériau du compartiment de stockage souterrain.

3.4.4. Réservoir du module de sol.

Dans le sol en dessous du réservoir de stockage-exfiltration, comme dans le cas du sous-sol des compartiments voirie et bâtiment de l'environnement urbain de TEB (Figure 1), on suppose qu'il n'y a pas des racines et qu'il n'y a pas de contact direct entre le sol et l'atmosphère ; par conséquent, la transpiration et l'évaporation de la surface du sol nu (E_{tr} et E_{gL} dans l'Eq. (14)) sont donc considérés comme nuls. Le reste des équations (et leurs variables) gouvernant l'écoulement de l'eau dans le sol sont identiques à celles décrites dans les sections 2.2.6 et 3.1.3.

3.5. Ouvrage équivalent A (OE-A)

3.5.1. Eléments de synthèse

- L'Ouvrage équivalent A est placé en tant que sous-compartiment du compartiment jardin de la maille TEB (Figure 7).
- Dans cet OE, il peut y avoir des OGS où le compartiment de surface est représenté par la combinaison de deux réservoirs : stockage-infiltration (SI) et stockage-régulation (SR) (OGS L2C5, Figure 18), ou seulement par le réservoir de stockage-infiltration (OGS L1C2, L1C3, L1C4, L1C5 et L2C2, Figure 18). Dans le cas d'une représentation par combinaison des 2 réservoirs, tous les flux d'eau issus des précipitations directes et du ruissellement de surface des toitures et de la voirie entreront d'abord dans le réservoir SR et s'écouleront ensuite dans le réservoir SI. Cela permettra d'éviter un flux de retour entre le réservoir SI et SR, et donc de réduire le temps de calcul.
- Également dans cet OE, il peut y avoir des OGS où le compartiment de stockage souterrain est représenté par la combinaison de deux réservoirs : stockage-exfiltration (SE) et le stockage-régulation (SR) (OGS L1C4 Figure 18), ou seulement par le réservoir de stockage-exfiltration (OGS L1C3, Figure 18), ou seulement par le réservoir de stockage-régulation (OGS L1C5, Figure 18). Dans le cas d'une représentation par combinaison des 2 réservoirs, tous les flux provenant du sol, entreront d'abord dans le réservoir SR et s'écouleront ensuite dans le réservoir SE. Cela permettra d'éviter un flux de retour entre le réservoir SE et SR, et donc de réduire le temps de calcul.
- Dans tous les OGS formant l'OE-A, le sol constitue une part importante de leur fonctionnement hydro-énergétique. Cet élément est représenté par le réservoir du module du sol (Figure 17).
- L'unité de mesure de tous les flux utilisés dans l'OE (F_{x-y} et F_{x-y}^* , Figure 13) est présentée en volume par unité de temps ($L^3.T^{-1}$).
- Les flux de surverse (F_{x-ovf} , Figure 17) seront envoyés vers le compartiment jardin sans OE (Figure 7) en tant que ruissellement, pour être traités comme le ruissellement produit sur les surfaces imperméables de la maille TEB avant l'aménagement des OE.
- Le flux d'évapotranspiration de l'eau (F_{x-evp}^* , Figure 17) sera ajouté aux autres flux d'évapotranspiration produits dans les compartiments urbains de la rue canyon (Figure 7) pour le calcul du bilan hydro-énergétique global du modèle TEB.
- Les flux du drainage profond (F_{sol}^* , Figure 13) sera ajouté aux autres flux du drainage profond produits dans les sols des compartiments urbains de la rue canyon (Figure 7) pour le calcul du bilan hydrique global du modèle TEB.
- Le flux de fuite à débit régulé (F_{SR-dr}^* , Figure 13) est envoyé au module de représentation du système de collecte des eaux pluviales du modèle TEB pour être pris en compte dans le bilan hydrique global du modèle

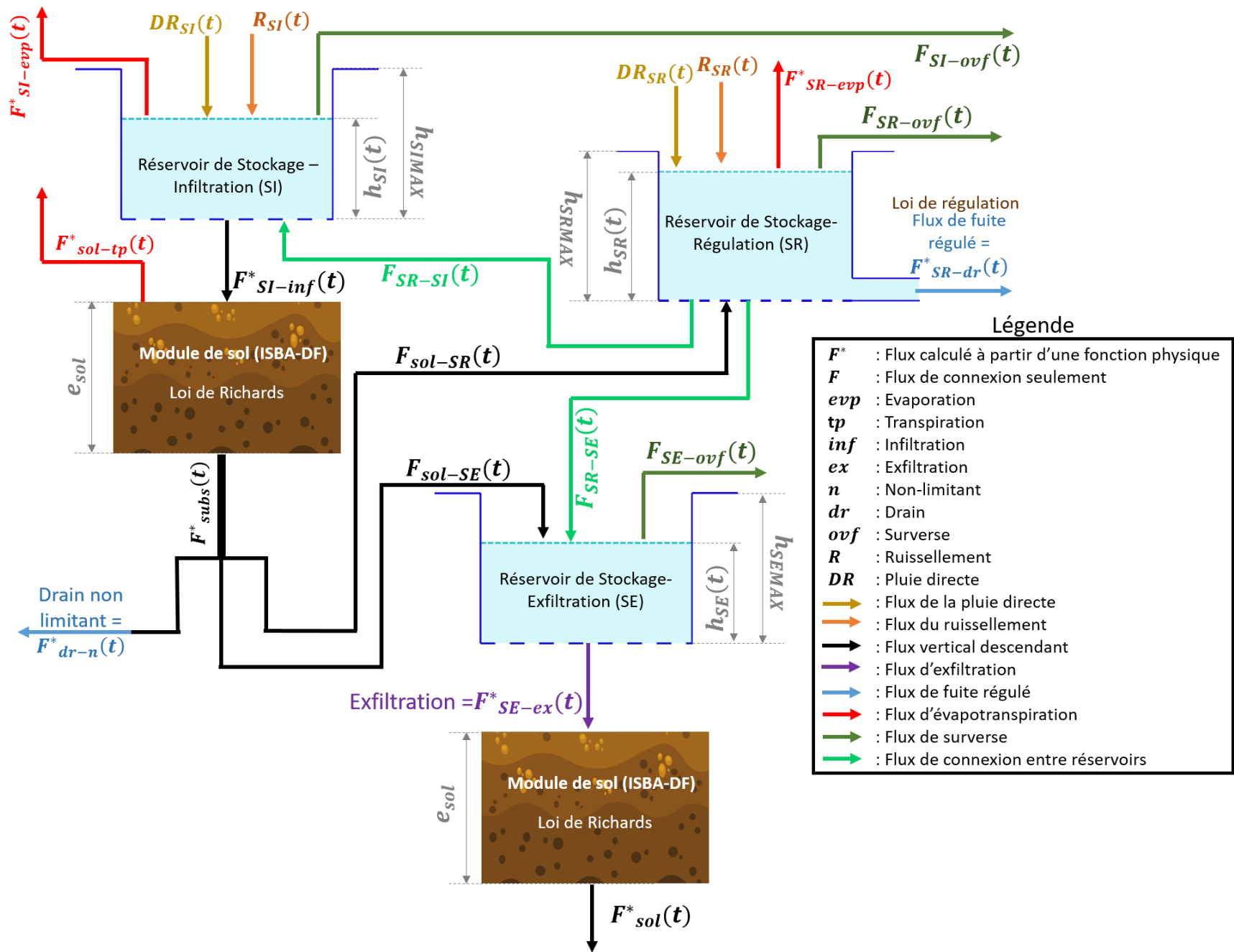


Figure 17 : Conceptualisation de l'OE-A.

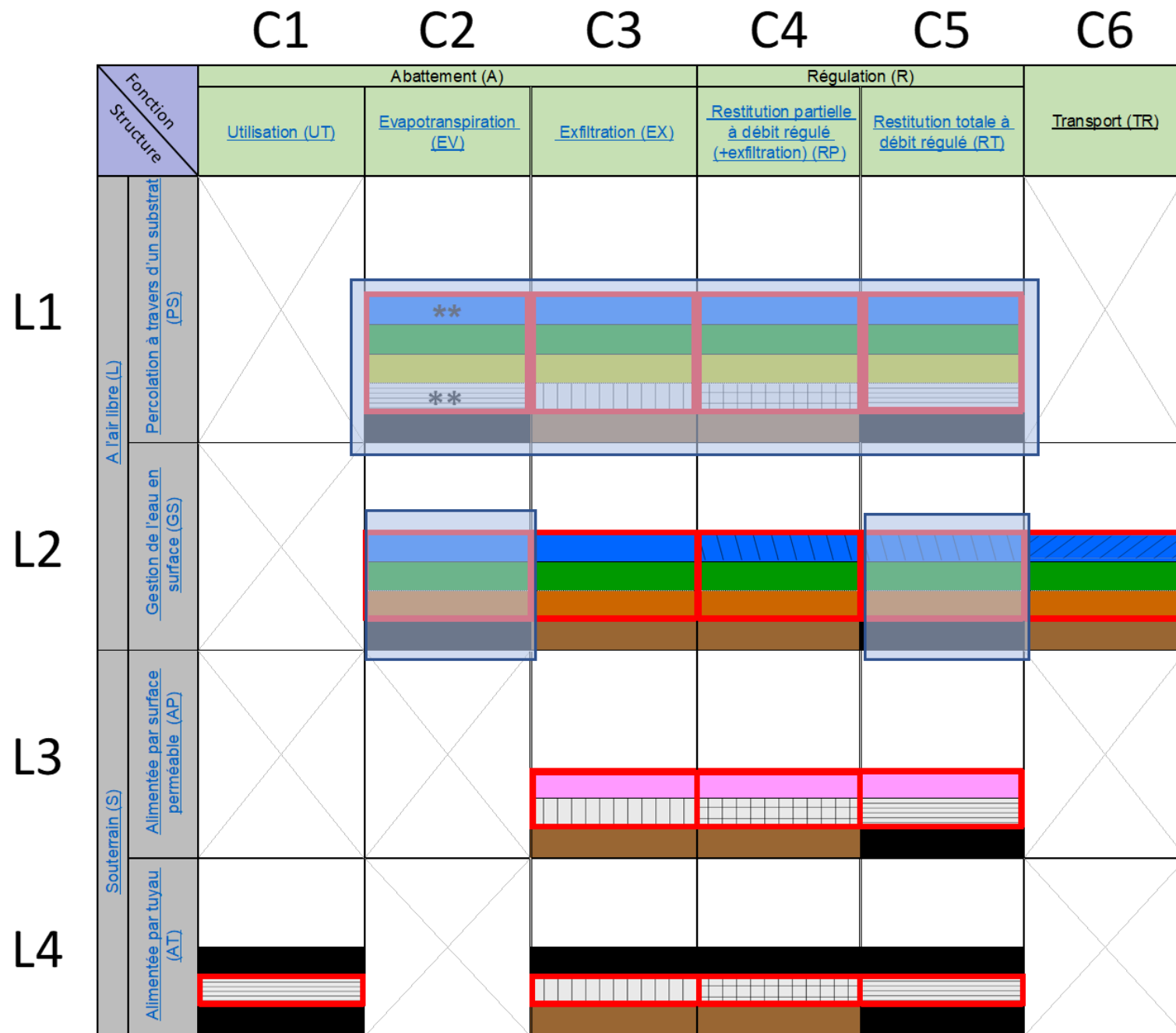


Figure 18 : Groupes d'OGS qui composent l'OE-A (rectangle bleu transparent).

Tableau 5 : OGS de l'OE-A produisant les flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et le module de sol de l'OE et les compartiments urbains du modèle TEB.

Flux de transfert de l'eau entre les différents réservoirs et module de sol de l'OE et compartiments urbains du TEB			OUVRAGE EQUIVALENT (OE)
			A
			OGS appartenant à l'OE-A
Type de flux d'eau :	Réservoir/module de sol /compartiment urbain de TEB source :	Réservoir / module de sol /compartiment urbain de TEB ciblé :	L1C2 avec couche de stockage L1C2 sans couche de stockage L1C3 avec couche de stockage L1C4 avec couche de stockage L1C5 avec couche de stockage L2C2, L2C5 végétalisé OGS concernés de l'OE
Pluie direct (<i>DR</i>)	Maille 2D TEB	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	$DR_{SI}(t) = \text{Tous L1} + \text{L2C2}$
		Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$DR_{SR}(t) = \text{L2C5}$
Ruissellement connecté à l'OE (<i>R</i>)	Bâtiment / voirie /Autres OE	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	$R_{SI}(t) = \text{Tous L1} + \text{L2C2}$
		Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$R_{SR}(t) = \text{L2C5}$
Infiltration (<i>inf</i>)	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	Module de Sol (ISBA-DF)	$F^*_{SI-inf}(t) = \text{Tous L1} + \text{L2C2} + \text{L2C5}$
Evaporation de l'eau en surface (<i>evp</i>)	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	Rue canyon TEB (voirie)	$F^*_{SI-evp}(t) = \text{Tous L1} + \text{L2C2}$
	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)		$F^*_{SR-evp}(t) = \text{L2C5}$
Evapotranspiration dans le sol (<i>tp</i>)	Module de sol (ISBA-DF)		$F^*_{sol-tp}(t) = \text{Tous L1} + \text{L2C2} + \text{L2C5}$
Eau sortant du module de sol (<i>subs</i>)	Module de sol (ISBA-DF)	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	$F_{sol-SR}(t) = \text{L1C4} + \text{L1C5}$
		Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	$F_{sol-SE}(t) = \text{L1C3}$
		Réseau d'eau pluvial TEB	$F^*_{dr-n}(t) = \text{L1C2 avec couche de stockage}$
Exfiltration (<i>ex</i>)	Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	<i>n</i> – ème couche discrétisée du sol	$F^*_{SE-ex}(t) = \text{L1C3} + \text{L1C4}$
Vidange à débit régulé (<i>dr</i>)	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Réseau d'eau pluvial TEB	$F^*_{SR-dr}(t) = \text{L1C4} + \text{L1C5} + \text{L2C5}$
Surverse (<i>ovf</i>)	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	Compartiment jardin sans OE	$F_{SI-ovf}(t) = \text{Tous L1} + \text{L2C2}$
	Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	Compartiment jardin sans OE	$F_{SE-ovf}(t) = \text{L1C3}$
	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Compartiment jardin sans OE	$F_{SR-ovf}(t) = \text{Tous L1C4} + \text{L1C5} + \text{L2C5}$
Connexion entre réservoirs	Réservoir de Stockage-Régulation (<i>SR</i>)	Réservoir de Stockage-Infiltration (<i>SI</i>)	$F_{SR-SI}(t) = \text{L2C5}$
		Réservoir de Stockage-Exfiltration (<i>SE</i>)	$F_{SR-SE}(t) = \text{L1C4}$

3.5.2. Fonctionnement du réservoir de stockage-infiltration (SI)

- **Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir SE (en volume d'eau)**

$$\frac{d(h_{SI})}{dt} \cdot S_{SI} := DR_{SI}(t) + R_{SI}(t) + F_{SR-SI}(t) - F_{SI-ovf}(t) - F_{SI-evp}^*(t) - F_{SI-inf}^*(t) \quad (79)$$

Où

h_{SI} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de stockage-infiltration au pas de temps t [L]

dt : Pas de temps [T]

$DR_{SI}(t)$: Pluie nette tombant sur les OGS concernés dans l'OE au pas de temps t [L³·T⁻¹]

$R_{SI}(t)$: Ruissellement provenant de surfaces imperméabilisées des surfaces d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE au pas de temps t [L³·T⁻¹]

$F_{SR-SI}(t)$: Flux provenant du réservoir de stockage-régulation au pas de temps t [L³·T⁻¹]

$F_{SI-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de stockage-infiltration au pas de temps t [L³·T⁻¹]

F_{SI-evp}^* : Flux d'évaporation de l'eau au pas de temps t [L³·T⁻¹]

F_{SI-inf}^* : Flux d'infiltration vers le sol en dessous de l'OGS au pas de temps t [L³·T⁻¹]

S_{SI} : Surface d'infiltration du réservoir stockage-infiltration [L²] :

$\sum_{L1C2,L1C3,L1C4,L1C5,L2C2,L2C5} S_{OGS}$

S_{OGS} : Emprise au sol des OGS concernés de l'OE. [L²]

L'équation (79) montre que pour cette OE, le réservoir SI a le même fonctionnement que celui décrit dans la section consacrée à ce réservoir dans l'OE-B (3.3.2), de sorte qu'une description détaillée de son fonctionnement ne sera plus donnée ici.

Le flux d'infiltration est envoyé au **réservoir du module de sol** qui est géré par le modèle ISBA-DF (Albergel et al., 2018; Boone et al., 2000).

3.5.3. Réservoir du module de sol (substrat, en dessous du réservoir SI)

Ici, tout ce qui concerne la circulation de l'eau entre les différentes couches de sol discrétisées est identique à ce qui est décrit dans la section (2.2.6.). Le flux dans la dernière couche du substrat noté $F_{subs}^*(t)$ (drainage profond ; F_N dans l'équation (15)), représente le flux de percolation entre le sol et la couche de stockage souterrain de l'OE. Bien qu'il existe une rupture capillaire en raison de l'emplacement d'un compartiment de stockage souterrain dans l'ouvrage (Figure 7), en théorie, une condition devrait être imposée pour activer $F_{subs}^*(t)$ (par exemple, en se basant sur le potentiel matriciel du sol - ψ dans l'Eq. (5)). Cependant, en comparaison avec d'autres outils informatiques modélisant cette condition (notamment SWMM), nous avons constaté que le flux de la dernière couche calculé par TEB, sans aucune condition supplémentaire, parvient à reproduire adéquatement le flux de percolation sous la rupture capillaire produit par le compartiment de stockage souterrain (Figure 19). Par conséquent, on peut affirmer que $F_{subs}^*(t) = F_N$

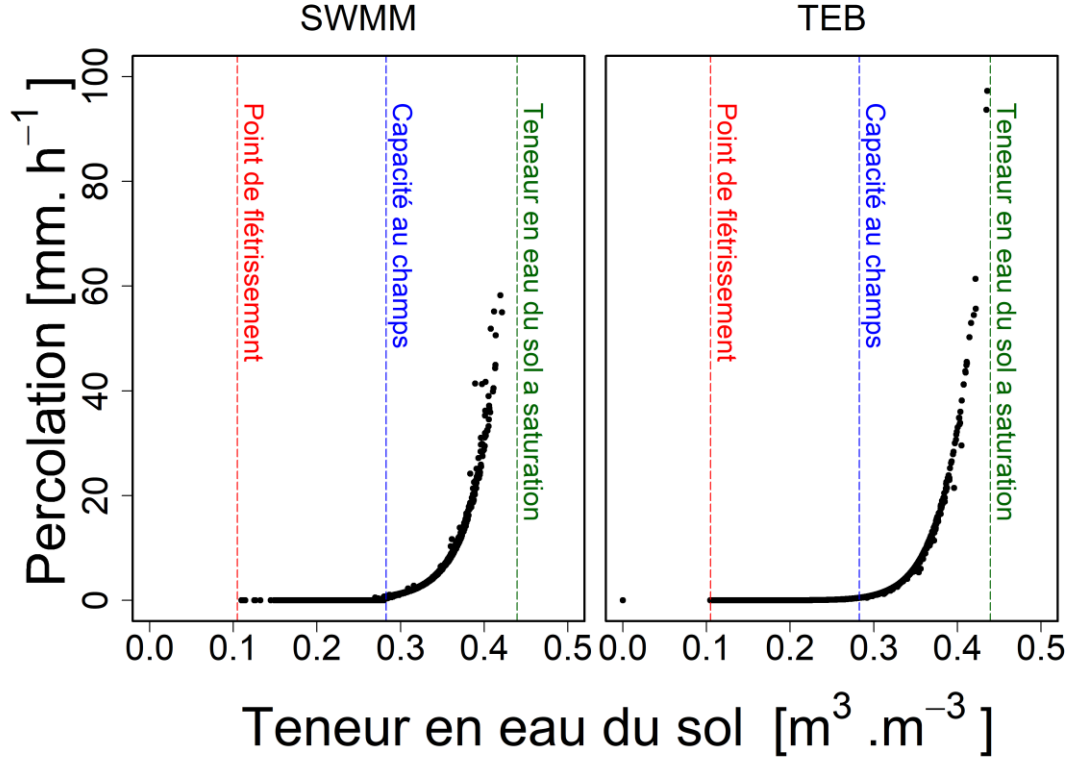


Figure 19 : Comparaison du flux de percolation vs la teneur d'eau dans le sol des modèles SWMM et TEB

Lorsque $F^*_{subs}(t) \neq 0$, ce flux d'eau doit être ensuite distribué dans les 3 réservoirs qui représente le compartiment de stockage souterrain de l'OE-A (i.e. réservoirs de stockage-exfiltration, stockage-régulation et drain non limitant), mais d'abord il faut soustraire de $F^*_{subs}(t)$ la quantité correspondant aux OGS L2C2 et L2C5 qui sont des ouvrages complètement étanches. Pour cela, nous appliquons la relation suivante :

$$F^*_{subs-etch}(t) = \frac{\sum_{L2C2, L2C5} S_{BV}}{\sum_{L1C2, L1C3, L1C4, L1C5, L2C2, L2C5} S_{BV}} \cdot F^*_{subs}(t) \quad (80)$$

Où :

$F^*_{subs-etch}(t)$: Flux produit dans la dernière couche discrétisée du substrat correspondant aux OGS étanches L2C2 et L2C5 [$L \cdot T^{-1}$]

$F^*_{subs}(t)$: Flux de drainage profond produit dans la dernière couche discrétisée du substrat de l'OE-A [$L \cdot T^{-1}$]

S_{BV} : Surfaces des BV d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [L^2]

$F^*_{subs-etch}(t)$ est ensuite connecté aux sources externes de la dernière couche (Eq. (14)).

La nouvelle valeur de $F^*_{subs}(t)$ est :

$$F^*_{subs}(t) = F^*_{subs}(t) - F^*_{subs-etch}(t) \quad (81)$$

Ensuite, le flux $F^*_{subs}(t)$ doit être divisé en trois flux ($F_{sol-SE}(t)$, $F_{sol-SR}(t)$ et $F_{dr-n}(t)$, Figure 17) afin de représenter le compartiment de stockage souterrain de tous les OGS de l'OE-A. Cette division s'effectue comme suit :

$$F_{sol-SE}(t) = F^*_{subs}(t) \cdot \frac{\sum_{L1C3} S_{BV}}{\sum_{L1C2, L1C3, L1C4, L1C5} S_{BV}} \cdot S_{SI} \quad (82)$$

$$F_{sol-SR}(t) = F^*_{subs}(t) \cdot \frac{\sum_{L1C4, L1C5} S_{BV}}{\sum_{L1C2, L1C3, L1C4, L1C5} S_{BV}} \cdot S_{SI} \quad (83)$$

$$F_{dr-n}(t) = F^*_{subs}(t) \cdot \frac{\sum_{L1C2} S_{BV}}{\sum_{L1C2, L1C3, L1C4, L1C5} S_{BV}} \cdot S_{SI} \quad (84)$$

Le flux $F_{dr-n}(t)$ est connecté au **réseau de collecte des eaux pluviales** du modèle TEB.

3.5.4. Fonctionnement du réservoir de stockage-exfiltration (SE)

- **Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir SE (en volume d'eau)**

$$\frac{d(h_{SE})}{dt} \cdot S_{SE} \cdot \phi_{SE} = F_{sol-SE}(t) + F_{SR-SE}(t) - F_{SE-ovf}(t) - F^*_{SE-ex}(t) \quad (85)$$

Où

h_{SE} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de stockage-exfiltration au pas de temps t [L]

dt : Pas de temps [T]

$F_{sol-SE}(t)$: Flux de percolation provenant du compartiment substrat au pas de temps t [L³·T⁻¹]

$F_{SR-SE}(t)$: Flux provenant du réservoir de stockage-régulation au pas de temps t [L³·T⁻¹]

$F_{SE-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de stockage-exfiltration au pas de temps t [L³·T⁻¹]

F^*_{SE-ex} : Flux d'exfiltration vers le sol naturel en dessous de l'OGS au pas de temps t [L³·T⁻¹]

S_{SE} : Surface d'exfiltration du réservoir stockage-exfiltration [L²] : $\sum_{L1C3, L1C4} S_{OGS}$

S_{OGS} : Emprise au sol des OGS concernés de l'OE. [L²]

ϕ_{SE} : Porosité du matériau la couche de stockage [-]

L'équation (85) montre que pour cette OE, le réservoir SE a le même fonctionnement que celui décrit dans la section consacrée à ce réservoir dans l'OE-D (3.4.2). La seule chose qui change est le premier flux entrant dans le réservoir, qui, au lieu de la précipitation directe et du ruissellement, est le flux de percolation provenant du substrat ($F_{sol-SE}(t)$).

3.5.5. Réservoir du module de sol (sol naturel en dessous du réservoir SE).

Identique à la section déjà décrite dans l'OE-D (3.4.4).

3.5.6. Fonctionnement du réservoir de stockage-régulation (SR)

- **Equation générale du bilan d'eau dans le réservoir SR (en volume d'eau – m³)**

$$\frac{d(h_{SR})}{dt} \cdot S_{SR} = DR_{SR}(t) + R_{SR}(t) + F_{sol-SR}(t) - F_{SR-SI}(t) - F_{SR-SE}(t) - F_{SR-ovf}(t) - F^*_{SR-evp}(t) - F^*_{SR-dr}(t) \quad (86)$$

Où

h_{SR} : Hauteur d'eau stocké dans le réservoir de stockage-régulation [L]

dt : Pas de temps [T]

$DR_{SR}(t)$: Pluie nette tombant sur les OGS concernés dans l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$R_{SE}(t)$: Ruissellement provenant de surfaces imperméabilisées des bassins versants d'apport connectés aux OGS concernés de l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{sol-SR}(t)$: Flux de percolation entrant depuis le réservoir du module de sol (substrat) [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-SI}(t)$: Flux sortant vers le réservoir de stockage-infiltration [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-SE}(t)$: Flux sortant vers le réservoir de stockage-exfiltration [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F_{SR-ovf}(t)$: Flux de surverse du réservoir de stockage-régulation [$L^3 \cdot T^{-1}$]

$F^*_{SR-dr}(t)$: Flux de fuite à débit régulé au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

S_{SR} : Surface du réservoir stockage-régulation [L^2] : $\sum_{L1C4, L1C5, L2C5} S_{OGS}$

S_{OGS} : Emprise au sol des OGS concernés de l'OE [L^2]

- **Ordre de calcul des flux et de la hauteur d'eau du réservoir**

Ce réservoir a le même fonctionnement que les autres réservoirs SR décrits dans les autres OE (B, D, E). La seule différence par rapport à ces derniers est l'ordre de calcul des flux, comme suit :

1. Calcul des flux entrants $DR_{SR}(t)$ et $R_{SR}(t)$ (apports de la pluie et ruissellement) et la hauteur d'eau $h^I_{SR}(t)$ qui en résulte.
2. Calcul de flux sortant vers le réservoir de stockage-infiltration $F_{SR-SI}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^{II}_{SR}(t)$ en résultant.
3. Calcul de flux d'évaporation $F^*_{SR-evp}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^{III}_{SR}(t)$ en résultant.
4. Calcul des flux entrants $F_{sol-SR}(t)$ (percolation provenant du substrat) et la hauteur d'eau $h^{IV}_{SR}(t)$ qui en résulte.
5. Calcul de flux sortant vers le réservoir de stockage-exfiltration $F_{SR-SE}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^V_{SR}(t)$ en résultant.
6. Calcul de flux de surverse $F_{SR-ovf}(t)$ et de la hauteur d'eau $h^{VI}_{SR}(t)$ en résultant.
7. Calcul de flux de fuite régulé à débit régulé $F^*_{SR-dr}(t)$ et de la hauteur d'eau finale $h_{SR}(t)$.

4. Transfert latéral de l'eau du sol entre les compartiments urbains de TEB

Les transferts horizontaux d'eau dans le sol des 8 compartiments urbains de la maille TEB (Figure 7), sont prises en compte. Les couches structurales telles que les chaussées et les compartiments de stockage souterrain de l'OE-A et de l'OE-D, qui sont positionnées dans la couche de sol, ne sont pas incluses dans le calcul du transfert horizontal. Il est important de noter que ce calcul s'effectue à la fin de chaque pas de temps numérique, c'est-à-dire après avoir calculé l'écoulement vertical individuellement dans chaque compartiment urbain de la maille TEB.

Cette approche est basée sur le principe d'une décroissance exponentielle de la teneur en eau à une échelle mensuelle (30 jours), comme décrit par Bernard (2021) selon l'équation suivante:

$$\omega_{*lj}' = \omega_{*lj}' + (\bar{\omega}_{*lj} - \omega_{*lj}) \cdot \left(1 - \exp\left[-\left(\frac{dt}{\tau \cdot 30}\right)\right]\right) \quad (87)$$

Avec

$$\bar{\omega}_{*lj} = \frac{\sum \omega_{*lj} \cdot f_*}{\sum f_*} \quad (88)$$

Où

ω_{*lj} : Teneur en eau liquide du sol pour chaque compartiment avant le bilan de transfert horizontal. $[L^3 \cdot L^{-3}]$

ω_{*lj}' : Teneur en eau liquide du sol pour chaque compartiment après le bilan de transfert horizontal. $[L^3 \cdot L^{-3}]$

$\bar{\omega}_{*lj}$: Teneur en eau liquide moyenne de tous les compartiments avant le bilan de transfert horizontal. $[L^3 \cdot L^{-3}]$

τ : Constant de temps pour 1 jour $[T]$

dt : Pas de temps $[T]$

f_* : Fraction de chaque compartiment dans la maille TEB $[-]$

L'étoile (*) fait référence à l'application des différents termes aux huit différents compartiments urbains de TEB : jardin sans OE, voirie, bâtiment, OE-A, B, C, D, E

5. Proposition de cas d'études pour l'évaluation et la validation des ouvrages équivalents dans le modèle TEB

Afin de vérifier si la conception hydrologique proposé pour les Ouvrages équivalents développés est correcte, nous avons développé deux cas d'études :

- **Cas d'étude 1** : L'OE est constitué d'un seul OGS de type donné, et il est comparé avec le modèle SWMM (Rossman, 2015), dans une configuration identique.
- **Cas d'étude 2** : L'OE est constitué de plusieurs OGS de même type. L'objectif ici est de tester la validité des regroupements d'OGS au sein d'un OE. Pour ce faire, le modèle TEB est exclusivement employé dans cette analyse

5.1. Brève description du modèle SWMM

Le Storm Water Management Model (SWMM) (Rossman, 2015) est un logiciel largement utilisé, développé par l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA), qui permet de simuler et d'analyser le ruissellement des eaux pluviales sur les surface urbaines et leur transfert dans les système de gestion.. Il s'agit d'un outil complet qui aide les ingénieurs, les planificateurs et les chercheurs à comprendre et à gérer le ruissellement des eaux pluviales urbaines et son impact sur l'environnement.

SWMM est conçu pour simuler les processus hydrologiques et hydrauliques liés aux eaux pluviales en zones urbaines. Il modélise la production et le transfert des eaux de ruissellement sur les surfaces urbaines et dans les systèmes de gestion des eaux pluviales. Le modèle simule les flux d'eau et de polluants par temps de pluie. Il comprend un module sur les OGS (appelé module *Low Impact Development* - LID), qui se concentre spécifiquement sur la modélisation et l'évaluation de la performance des OGS dans la gestion des eaux pluviales.

Le module LID considère plusieurs types d'OGS, tels que les ouvrages de biorétention, les jardins de pluie, les toitures végétalisées, les chaussées perméables à structure réservoir, les tranchées d'infiltration, etc. Les utilisateurs peuvent sélectionner et définir le type d'OGS approprié à leur zone d'étude. SWMM permet aux utilisateurs de spécifier l'emplacement et la distribution des OGS à l'échelle du bassin versant.

L'évaluation de la performance d'un OGS dans SWMM nécessite de connaître les caractéristiques du bassin de collecte et de l'OGS. Concernant l'OGS, les caractéristiques des différents compartiments de l'ouvrage sont à renseigner : stockage de surface, sol, stockage souterrain, type de végétation. Les

caractéristiques du sol naturel sous-jacent sont également à définir dans le cas d'un ouvrage non étanche. Ces caractéristiques jouent un rôle important dans la collecte, le stockage, l'infiltration à la surface, l'évapotranspiration et l'exfiltration vers le sous-sol.

En intégrant le module LID dans SWMM, les utilisateurs peuvent évaluer les performances des OGS en matière de réduction du ruissellement des eaux pluviales, d'atténuation des risques d'inondation, d'amélioration de la qualité de l'eau et de promotion d'une gestion durable des eaux pluviales.

5.2. Ouvrage équivalent A (OE-A).

5.2.1. Description du cas d'étude 1

Dans ce cas d'étude, la performance hydrologique de l'OE est évaluée lorsqu'il est constitué d'un seul type d'OGS. Le cas d'un OGS de type A a été choisi pour l'évaluation du module OGS de TEB.

L'OE-A est uniquement représenté par l'OGS L1C3 (Figure 2). Dans ce cas d'étude, l'OGS L1C3 gère les précipitations de la manière suivante : l'eau de pluie qui tombe sur la surface de l'OE et le ruissellement sur le bassin versant sont temporairement stockés à la surface de l'OE. Ensuite, cette eau peut s'infiltrer dans la couche de sol (substrat) ou s'évapotranspirer vers l'atmosphère. Si la quantité d'eau dépasse la capacité maximale de stockage à la surface, une partie de cette eau déborde vers le compartiment jardin. L'eau qui s'infiltre depuis la surface de l'OE s'écoule ensuite vers les différentes couches de l'ouvrage, où une partie est retenue et/ou transpirée. Le flux d'eau restant percole vers la couche de stockage souterraine située en dessous. À cet endroit, l'eau est stockée avant d'être exfiltrée vers le sol naturel environnant de l'OE.

En suivant la configuration décrite ci-dessus, la structure de l'OE comprend un réservoir de stockage-infiltration, un compartiment substrat et un réservoir de stockage-exfiltration (Figure 17). Dans ce cas, le compartiment urbain jardin du modèle TEB est divisé en deux sous-compartiments : le jardin sans OE et l'OE-A (Figure 22). Ce cas sera simulé dans le modèle SWMM en utilisant le module LID de biorétention.

Paramétrisation du modèle TEB

Pour cette étude, la maille TEB représente un bassin versant urbain créé à partir des données fournies par deux bassins versants existants : Rezé et Pin Sec (agglomération de Nantes). Ces deux bassins versants ont été précédemment soumis à des simulations hydro-climatiques à l'aide du modèle TEB (Stavropoulos-Laffaille, 2019; Stavropoulos-Laffaille et al., 2018) fournissant des caractéristiques physiographiques et hydro-climatiques facilement intégrables à ce modèle.

Le bassin versant possède une superficie de 1 hectare (10 000 m²; une maille de 100 x 100 m). Il présente une pente moyenne de 1 % et est principalement résidentiel, composé de logements collectifs et de maisons à un étage avec des jardins privés. La hauteur moyenne des logements est estimée à 9,3 mètres. Initialement, l'utilisation des sols dans le bassin versant est répartie en trois catégories : jardins (22 %), bâtiments (50 %) et voirie (28 %). Dans TEB, on introduit l'utilisation des sols sous forme de fraction surfacique ($\frac{S_{\text{compartiment urbain}}}{\sum S_{\text{compartiments urbains}}}$). Les routes sont principalement revêtues d'asphalte, tandis que les toits des logements sont principalement en tuiles. Les murs des maisons sont principalement construits en béton.

Pour simplifier la modélisation, on suppose que la texture du sol est homogène dans l'ensemble du bassin versant, y compris en profondeur. La composition du sol est la suivante : 51 % de sable, 41 % de limon et 8 % d'argile. Ces textures, en conjonction avec la fonction de pédotransfert de Cosby et al.

(1984) existant dans le modèle TEB (module CO84), permettent de définir les paramètres utilisés pour modéliser l'écoulement de l'eau dans le sol :

1. Teneur en eau liquide du sol à saturation (ω_{sat} en $m^3 \cdot m^{-3}$)
2. La capacité au champs (FP en $m^3 \cdot m^{-3}$)
3. Point de flétrissement (WP en $m^3 \cdot m^{-3}$)
4. Paramètre de la forme de la courbe de rétention d'eau dans le sol (b)
5. Potentiel matriciel du sol à saturation (ψ_{sat} en m) et la conductivité hydraulique à saturation (k_{sat} en $m \cdot s^{-1}$)
6. La teneur en eau initiale du sol (ω_{ini} en $m^3 \cdot m^{-3}$)

Le sol est divisé en 12 couches avec des épaisseurs variables allant de 1 mm à 1 m, atteignant une profondeur totale de 3 mètres (Tableau 7)

La couverture végétale du compartiment jardin est composée de végétation basse (95 % de la fraction jardin) et de sol nu (5 %). Cette configuration peut être représentée efficacement à l'aide des modules intégrés dans TEB comme *GRASS* (végétation) et *ROCK* (sol nu) (Stavropoulos-Laffaille, 2019).

La capacité maximale de stockage ou de rétention des surfaces imperméables, telles que la voirie et les toitures, joue un rôle crucial dans la production de ruissellement. Dans cette étude, les capacités de stockage ont été fixées à 2mm pour la voirie et les toitures, respectivement. De plus, le taux d'infiltration à travers les couches structurales de la chaussée est défini comme étant de $0.0 m \cdot s^{-1}$.

Les données météorologiques utilisées pour alimenter le modèle TEB proviennent du bassin versant de Pin Sec ainsi que de la station météorologique de Météo-France à l'aéroport de Nantes (Stavropoulos-Laffaille, 2019). Ces jeux de données incluent les paramètres suivants :

- I. Température atmosphérique ($^{\circ}K$)
- II. Humidité atmosphérique ($kg \cdot kg^{-1}$)
- III. Pression atmosphérique (Pa)
- IV. Précipitation ($kg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$)
- V. Neige ($kg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$)
- VI. Vitesse de vent ($m \cdot s^{-1}$)
- VII. Direction du vent (degrés à partir de N, dans le sens horaire)
- VIII. Rayonnement à ondes longues ($W \cdot m^{-2}$)
- IX. Rayonnement direct à ondes courtes ($W \cdot m^{-2}$)
- X. Rayonnement diffus à ondes courtes ($W \cdot m^{-2}$)
- XI. Concentration de CO_2 près de la surface ($kg \cdot m^3$).

Le modèle TEB fonctionne en mode "offline" et est forcé par ces observations météorologiques avec une résolution horaire. La résolution numérique du modèle est de 5 minutes. La période d'étude a été définie de mai 2010 à août 2012 (Figure 20).

Les données de l'indice de surface foliaire LAI (Leaf Area Index) sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 6 : Valeurs mensuelles de LAI (végétation basse) pour la modélisation avec TEB

Mois	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
LAI[-]	0,37	0,55	1,25	2,04	2,77	3,0	3,17	2,78	1,88	0,94	0,41	0,23

On suppose que le ruissellement généré par les surfaces imperméables du bâtiment et de la voirie est entièrement connecté à l'OE.

Tableau 7 : Discrétisation standard du sol dans la maille TEB

Nb de couche	Profondeur par rapport à la surface (m)	Epaisseur de la couche de sol (m)
1	0,001	0,001
2	0,01	0,009
3	0,05	0,04
4	0,1	0,05
5	0,15	0,05
6	0,2	0,05
7	0,3	0,1
8	0,6	0,3
9	1	0,4
10	1,5	0,5
11	2	0,5
12	3	1

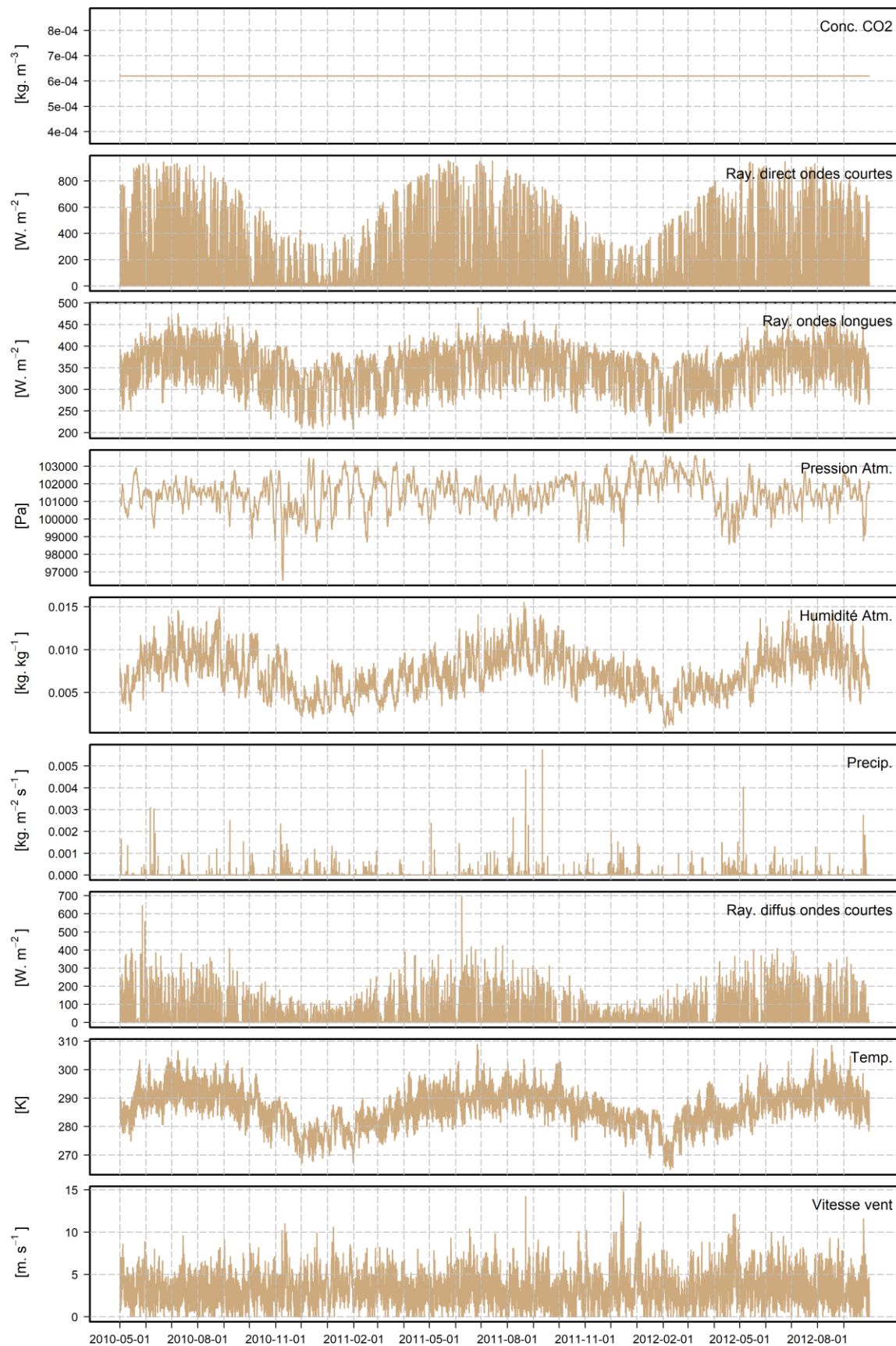


Figure 20 : Visualisation des jeux des données climatiques utilisés pour la modélisation dans TEB

Les propriétés physiographiques du bassin versant nécessaires à la modélisation sont résumées dans le Tableau 8

Tableau 8 : Paramètres essentiels à prendre en compte pour la modélisation dans TEB

Description		Quantité	Unité	Quantité	Unité
Générale		Spécifique			
Superficie	---	1	ha	10000	m ²
Couverture urbaine					
Type de bâtiment	Résidentiel (unifamiliale)	---	---	---	---
Taille maille TEB	---	100	m	---	---
Nombre des couches de route	---	9	-	---	---
Hauteur de bâtiment moyenne	---	9,3	m	---	---
Hauteur maximale du réservoir de voirie	---	2	mm	---	---
Hauteur maximale du réservoir de la toiture	---	2	mm	---	---
Fractions d'occupation du sol dans la maille TEB	Jardin	0,22	-	2200,00	m ²
	Bâtiment	0,50	-	5000,00	m ²
	Voirie	0,28	-	2800,00	m ²
Imperméabilité des surfaces urbains	---	0,78	-	7800,00	m ²
Infiltration à travers de la chaussée	---	0,0	m/s	---	---
Fraction des surfaces imperméabilisées connectées au réseau d'eau pluviale	---	0,0	%	0,00	m ²
Rugosité dynamique de la ville z0	---	0,93	m	---	---
Matériau principal des toitures	Tuile	---	---	---	---
Matériau principal de voirie	Asphalte	---	---	---	---
Matériau principal des murs	Béton	---	---	---	---
Couverture naturelle (Jardin-0,49)					
Fractions de végétation et sol nu dans la fraction Jardin (0,22)	Haute	0	-	0	m ²
	Basse	0,95	-	2090	m ²
	Sol nu	0,05	-	110	m ²
Module pour la représentation de la végétation basse dans TEB	GRAS	---	---	---	---
Module pour la représentation du sol nu dans TEB	ROCK	---	---	---	---
Rugosité dynamique de la végétation z0	---	0,01	m	---	---
LAI (Leaf area index)	---	1-3	-	---	---
Propriétés du sol					
Nombre total des couches de sol	---	12	-	---	---
Profondeur du sol	---	3	m	---	---
Texture de sol	Argile	8	%	---	---
	Limon	41	%	---	---
	Sable	51	%	---	---
Fonctions de pédotransfert					
Teneur en eau du sol à saturation	ω_{sat}	0,43	m ³ ·m ⁻³	---	---
Capacité au champs	ω_{FP}	0,26	m ³ ·m ⁻³	---	---
Point de flétrissement	ω_{WP}	0,10	m ³ ·m ⁻³	---	---
Paramètre empirique de la forme de la courbe de rétention d'eau dans le sol	b	0,42	-	---	---
Potentiel matriciel du sol à saturation	ψ_{sat}	-0,21	m	---	---
Perméabilité à saturation	k_{sat}	6,92E-06	m·s ⁻¹	---	---
Teneur en eau initiale du sol	ω_{ini}	0,18	m ³ ·m ⁻³	---	---

Dans TEB, le ruissellement provenant des surfaces imperméables de la maille (voirie et bâtiment) peut être dirigé vers le réseau d'eaux pluviales du modèle ou acheminés vers le compartiment jardin de la

maille. Pour notre étude, il a été décidé que la totalité du ruissellement produit doit être raccordé à l'ouvrage équivalent.

Paramétrisation de l'OE dans le modèle TEB

Une fois que les paramètres généraux de la maille TEB sont définis, nous procédons au paramétrage des variables liées à l'OE.

En premier lieu, il est essentiel de déterminer la superficie de l'OE. Dans le cadre de cette étude, l'OE doit être capable d'intercepter 80 % des précipitations annuelles, permettant ainsi le stockage des pluies fréquentes (Sage et al., 2024). Pour calculer cette superficie en respectant le pourcentage du volume d'interception, nous avons utilisé l'outil Oasis (Sage et al., 2024). Trois variables sont nécessaires à cette fin (Figure 21) :

- L'efficacité pluriannuelle d'interception (**80 %**).
- La profondeur du réservoir de surface (h_{SIMAX} du réservoir de stockage-infiltration dans l'OE), fixée à **100 mm**
- La capacité d'infiltration de l'OE, pour laquelle nous avons utilisé la même valeur obtenue avec le modèle TEB (Tableau 8) : **$6,92E-06 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$** .

Avec ces données, l'outil Oasis calcule le ratio entre la superficie de l'OE et celle de ses surfaces imperméables connectées (Ratio $S_{i,max}/S_a$, Figure 21). La valeur obtenue est de **2,8%**. En utilisant cette valeur et les surfaces imperméables spécifiques à ce cas d'étude (**7800 m^2**), la superficie de l'OE a été déterminée pour être intégrée ultérieurement dans le modèle TEB sous forme de fraction. La valeur retenue est de **$238,4 \text{ m}^2$** (ou une fraction de **0,024**). Étant donné que l'OE est végétalisé, sa fraction est soustraite de celle du jardin (**0,22**).



Figure 21 : Utilisation de l'outil Oasis pour le calcul de la surface de l'OE, cas d'étude 1

Pour déterminer l'épaisseur du substrat de l'OE, nous avons basé notre choix sur des références bibliographiques existantes (Flanagan et al., 2017) ainsi que sur la discrétisation du sol dans TEB (Tableau 7). L'épaisseur retenue est de 0,60 m (correspondant à 8 couches de sol discrétisées dans

TEB). Étant donné que cette évaluation représente la première intégration de l'OE dans le modèle TEB, la texture du sol (et par conséquent, les paramètres de modélisation de l'écoulement de l'eau dans le sol) a été conservée telle qu'elle est utilisée dans les compartiments urbains de TEB (Tableau 8). La même approche a été appliquée à la végétation, avec une configuration identique à celle du compartiment jardin (Tableau 8).

Le dimensionnement du compartiment de stockage souterrain représenté par la hauteur maximale du réservoir de stockage-exfiltration (h_{SEMAX} , Figure 17) est déterminé en utilisant la grille de discrétisation du sol proposée par TEB (Tableau 7). Bien que l'OE ait pour objectif de gérer uniquement les précipitations fréquentes, il n'est pas possible de fixer $h_{SIMAX} = h_{SEMAX} = 100 \text{ mm}$, car la plus petite couche de sol dans laquelle le réservoir peut être positionné mesure **400 mm** (couche n°9 dans le Tableau 7). En conséquence, nous avons défini une hauteur maximale de h_{SEMAX} de **400 mm** pour le réservoir de stockage-exfiltration. La porosité du matériau dans le compartiment souterrain de l'OE (ϕ_{SE}) a été fixée à 0,4. La largeur du réservoir de stockage-exfiltration (b_{SE} dans l'Eq. (75)), nécessaire pour représenter l'exfiltration des parois latérales du compartiment de stockage souterrain, a été déterminée à 24,9 m.

Enfin, afin d'obtenir une comparaison la plus fidèle possible avec le modèle SWMM, nous avons choisi de désactiver les transferts latéraux d'eau du sol entre le compartiment de l'OE et les autres compartiments de la maille TEB (voirie, bâtiment et jardin sans OE).

Tous les paramètres nécessaires à la modélisation de l'OE avec TEB sont récapitulés dans le Tableau 9.

Tableau 9 : Paramètres pour la modélisation de l'OE dans TEB

Description		Quantité	Unité	Quantité	Unité
Générale	Spécifique				
Nouveau couverture urbaine					
Nouvelles fractions d'utilisation du sol	Jardin	0,208	-	2080,00	m²
	Bâtiment	0,500	-	5000,00	m²
	Voirie	0,280	-	2800,00	m²
	OE	0,028	-	238,40	m²
Couverture naturelle OE					
Fractions de végétation dans l'OE	Haute	0	-	0	m²
	Basse	0,95	-	226,48	m²
	Sol nu	0,05	-	11,92	m²
Représentation de la végétation basse	GRAS	---	---	---	---
Représentation du sol nu	ROCK	---	---	---	---
LAI (Leaf area index)	---	1-3	-	---	---
Réservoirs de l'OE					
Hauteur maximale de réservoir stockage-infiltration (en surface)	h_{SIMAX}	100	mm	---	---
Hauteur maximale de réservoir stockage-exfiltration (en souterrain)	h_{SEMAX}	400	mm	---	---
Propriétés du sol de l'OE					
Nombre des couches de sol total	---	12	-	---	---
Profondeur du sol totale	---	3	m	---	---
Nombre des couches de sol représentant le substrat (sol avant la couche de stockage souterrain)	---	8	-	---	---
Profondeur du substrat (avant la couche de stockage souterrain)	---	0,6	m	---	---
Nombre des couches de sol attribuées à la couche de stockage souterrain (réservoir de stockage-exfiltration)	---	1	-	---	---
Profondeur substrat + couche de stockage souterrain	---	1	m		
Texture de sol	Argile	8	%	---	---
	Limon	41	%	---	---
	Sable	51	%	---	---
Fonctions de pédotransfert					
Teneur en eau du sol à saturation	ω_{sat}	0,43	m³·m⁻³	---	---
Capacité au champs	ω_{FP}	0,26	m³·m⁻³	---	---
Point de flétrissement	ω_{WP}	0,10	m³·m⁻³	---	---
Paramètre empirique de la forme de la courbe de rétention d'eau dans le sol (CH-78)	b	0,42	-	---	---
Potentiel matriciel du sol à saturation	ψ_{sat}	-0,21	m	---	---
Perméabilité à saturation	k_{sat}	6,92E-06	m·s⁻¹	---	---
Teneur en eau initiale du sol	ω_{ini}	0,18	m³·m⁻³	---	---
Largeur du réservoir de stockage-exfiltration	b_{SE}	24,90	m	---	---
Porosité de la couche de stockage (réservoir de stockage-exfiltration)	ϕ_{SE}	0,4	-	---	---

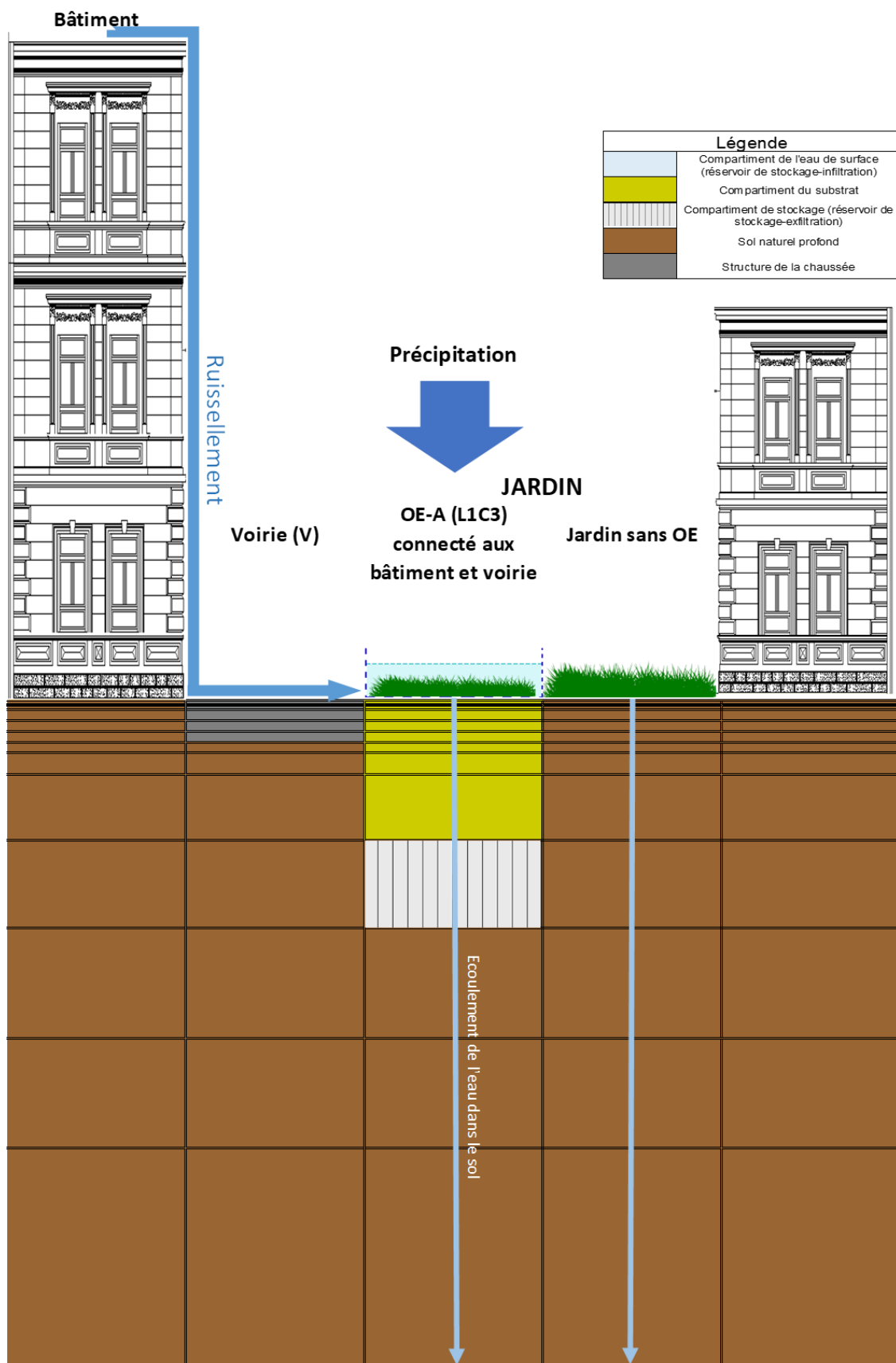


Figure 22 : Conceptualisation du cas d'étude 1 dans TEB

Paramétrisation de l'OE dans le modèle SWMM

La modélisation de l'OE sera effectuée en utilisant le module de biorétention (Figure 23). Quatre groupes de paramètres doivent être configurés pour le module LID : la surface, le sol, le compartiment de stockage souterrain et le drainage du LID (optionnel). Les valeurs de ces paramètres proviennent des valeurs déjà calculées pour l'utilisation des OE dans TEB (Tableau 9), ou sont des valeurs suggérées par SWMM qui ont été ajustées en fonction des caractéristiques physiographiques similaires utilisées dans TEB.

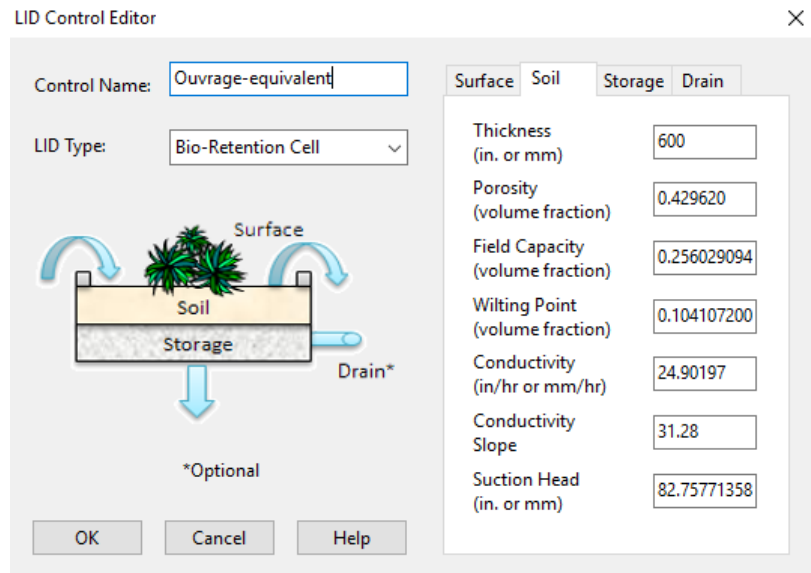


Figure 23 : Interface SWMM pour le module LID de biorétention.

Les équations gouvernant les différents compartiments de la biorétention du module LID sont les suivantes (Rossman and Huber, 2015):

$$\phi_1 \cdot \frac{\partial d_1}{\partial t} = i + q_0 - e_1 - f_1 - q_1 \quad \text{Compartiment de surface} \quad (89)$$

$$D_2 \cdot \frac{\partial \theta_2}{\partial t} = f_1 - e_2 - f_2 \quad \text{Compartiment du sol} \quad (90)$$

$$\phi_3 \cdot \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_2 - e_3 - f_3 - q_3 \quad \text{Compartiment de stockage} \quad (91)$$

Où

d_1 : Hauteur d'eau stocké à la surface [L]

θ_2 : Teneur en eau de la couche du sol [L³·L⁻³]

d_3 : Hauteur d'eau stocké dans la couche de stockage [L]

i : Précipitation qui tombe directement dans la surface du LID [L·T⁻¹]

q_0 : Ruissellement provenant des surfaces imperméables du BV [L·T⁻¹]

q_1 : Surverse de la surface LID [L·T⁻¹]

q_3 : Drainage du compartiment de stockage souterrain [L·T⁻¹]. Pour le cas d'étude, cette valeur est égale à zéro.

e_1 : Evapotranspiration à la surface [L·T⁻¹]

- e_2 : Evapotranspiration de la couche de sol [$L \cdot T^{-1}$]
 e_3 : Evapotranspiration dans le compartiment de stockage souterrain [$L \cdot T^{-1}$]
 f_1 : Infiltration de l'eau dans le sol depuis la surface [$L \cdot T^{-1}$]
 f_2 : Percolation de l'eau depuis le sol vers la couche de stockage souterrain [$L \cdot T^{-1}$]
 f_3 : Exfiltration de l'eau depuis la couche de stockage souterrain vers le sol naturel [$L \cdot T^{-1}$]
 ϕ_1 : Fraction sans couverture végétale à la surface du LID [-]
 ϕ_3 : Fraction des vides du matériau de la couche de stockage souterrain [$L^3 \cdot L^{-3}$]
 D_2 : Epaisseur de la couche de sol [L]

L'infiltration de l'eau vers le sol depuis la surface, f_1 , peut être modelée via l'équation de Green-Ampt :

$$f_1 = k_{2s} \cdot \left(1 + \frac{(\phi_2 - \theta_{20}) \cdot (d_1 - \psi_2)}{F} \right) \quad (92)$$

Où

- k_{2s} : Conductivité hydraulique à saturation de la couche de sol [$L \cdot T^{-1}$]
 θ_{20} : Teneur en eau à la surface de la couche de sol (fraction) [-]. Pour un sol sec, il s'agit du point de flétrissement.
 ψ_2 : Hauteur de succion au niveau du front d'humidification de l'infiltration formé dans le sol [L]
 F : Infiltration cumulée volumique par unité de surface sur un événement de pluie [L]

L'évapotranspiration (e) de l'eau stockée dans la biorétention est calculée à partir de la série temporelle fournie par l'utilisateur de l'ETP quotidienne. Pour aligner davantage les effets de la modélisation de l'évaporation avec TEB dans SWMM, nous avons utilisé l'équation de l'ETP de Penman-Monteith (Eq. (93)), qui est fournie par les données de forçage climatique (Figure 20) et des paramètres énergétiques calculés dans TEB.

$$ETP = \frac{0,408 \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T + 273} \cdot u_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot u_2)} \quad (93)$$

Où

- ETP : Evapotranspiration Potentielle ($mm \cdot j^{-1}$)
 R_n : Radiation nette ($MJ \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$)
 G : Flux de chaleur du sol ($MJ \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$)
 T : Température moyenne journalière ($^{\circ}C$)
 u_2 : Vitesse du vent à 2 mètres de la surface ($m \cdot s^{-1}$)
 e_s : Pression de vapeur à saturation ($K \cdot Pa$)
 e_a : Pression de vapeur actuelle ($K \cdot Pa$)
 Δ : Pente de la courbe de pression de vapeur ($K \cdot Pa \cdot ^{\circ}C^{-1}$)
 γ : Constante psychrométrique ($K \cdot Pa \cdot ^{\circ}C^{-1}$)

Le calcul de l'évapotranspiration s'effectue de la surface du LID vers le bas, où tout l'ETP non utilisé est mis à la disposition de la couche immédiatement inférieure. Ainsi, à chaque pas de temps :

$$e_1 = \min \left[ETP(t), d_1/\Delta t \right] \quad (94)$$

$$e_2 = \min \left[ETP(t) - e_1, (\theta_2 - \theta_{WP}) \cdot D_2/\Delta t \right] \quad (95)$$

$$e_3 = \begin{cases} \min \left[ETP(t) - e_1 - e_2, \phi_3 \cdot d_1/\Delta t \right]; & \theta_2 < \phi_2 \\ 0; & \theta_2 \geq \phi_2 \end{cases} \quad (96)$$

Où

θ_{WP} : Point de flétrissement du sol [$L^3 \cdot L^{-3}$]

ϕ_2 : Teneur en eau à saturation du sol [$L^3 \cdot L^{-3}$]

e_3 est nul lorsque le sol atteint la saturation, tandis que e_2 et e_3 deviennent nuls pendant les périodes où il y a un flux d'infiltration (f_1), car il est supposé que la pression de vapeur résultante est suffisamment élevée pour entraver le processus d'évapotranspiration.

La surverse (q_1) se produit lorsque l'eau stocké à la surface dépasse la capacité maximale du réservoir. Par conséquent :

$$q_1 = \max \left[0, (d_1 - D_1)/\Delta t \right] \quad (97)$$

La percolation de l'eau de la couche de sol vers la couche de stockage souterrain (f_2) est modélisée via la loi de Darcy :

$$f_2 = \begin{cases} k_{2s} \cdot \exp(-HCO \cdot (\phi_2 - \theta_2)); & \theta_2 > \theta_{FC} \\ 0; & \theta_2 \leq \theta_{FC} \end{cases} \quad (98)$$

Où

HCO : constante de décroissance dérivée des données de la courbe de rétention d'humidité qui décrit comment la conductivité diminue en fonction de la teneur en eau [-]

θ_{FC} : Capacité au champ du sol [$L^3 \cdot L^{-3}$]

Lorsque la teneur en eau θ_2 tombe en dessous de la capacité au champs θ_{FC} , la percolation devient nul. Cette limite est en accord avec le concept de capacité au champ comme étant l'eau du sol drainable qui ne peut être enlevée par la seule gravité.

L'exfiltration (f_3) du fond du compartiment de stockage souterrain dans le sol naturel dépend normalement de la hauteur d'eau stockée et du profil d'humidité du sol sous l'unité LID. Comme ce dernier n'est pas connu, SWMM suppose que le flux d'exfiltration est simplement la conductivité hydraulique saturée fournie par l'utilisateur du sol naturel sous l'unité LID (k_{3s}) :

$$f_3 = \min \left[k_{3s}, d_3/\Delta t \right] \quad (99)$$

Pour le cas d'étude, le module LID va permettre de comparer 4 fonctions hydriques produits par l'OE qui sont : l'infiltration, l'évapotranspiration, la surverse du réservoir de surface, la percolation entre le substrat et le compartiment de stockage souterrain, et l'exfiltration. Le Tableau 10 résume tous les paramètres nécessaires pour la modélisation du module LID de biorétention dans SWMM.

Tableau 10 : Paramètres du module LID de SWMM. Les paramètres liés à ceux utilisés dans le modèle TEB sont marqués en rouge, tandis que les valeurs du SWMM qui ne sont pas utilisées dans TEB sont marquées en bleu.

Description		OE-A représente par l'OGS L1C3		Commentaire
Général	Spécifique	Quantité	Unité	
Options pour le control de l'OGS (module LID-biorétention de SWMM)				
Options de surface du LID	Hauteur de la berme	100	mm	Égal à " h_{SIMAX} "
	Fraction du volume de la végétation	0,00	-	Paramètre non utilisé pour la biorétention
	Coefficient de Manning	0,15	-	Calculé à partir des tableaux fournis par SWMM
	Pente dans la surface	0	%	Paramètre non utilisé pour la biorétention
Options du sol du LID	Epaisseur de la couche de sol	600	mm	Égal à "Profondeur du substrat" dans TEB
	Porosité du sol	0,43	$m^3 \cdot m^{-3}$	Egaux à ceux utilisés dans TEB
	Capacité du champ	0,26	$m^3 \cdot m^{-3}$	
	Point de flétrissement	0,10	$m^3 \cdot m^{-3}$	
	Conductivité hydraulique à saturation	24,90	$mm \cdot h^{-1}$	
	Pente de la conductivité	31,28	-	Calculé à partir des tableaux fournis par SWMM
	Hauteur d'aspiration	82,76	mm	Calculé à partir des tableaux fournis par SWMM
Options de stockage souterrain du LID	Epaisseur de la couche de stockage	400	mm	Égal à " h_{SEMAX} "
	Porosité de la couche de stockage	0,4	-	Égal à " ϕ_{SE} "
	Taux d'exfiltration	24,90	$mm \cdot h^{-1}$	Égal à " k_{sat} "
	Facteur de colmatage	0,00	-	Paramètres non utilisés pour le cas d'étude
Options du drainage	Coefficient de débit	0,00	-	

En plus du module LID, il est nécessaire de configurer le module de bassin versant de SWMM où le module LID sera positionné, et où le ruissellement est généré. Les paramètres correspondants sont présentés dans le Tableau 11. De la même manière que pour le module LID, les paramètres utilisés dans le module de bassin versant sont soit des valeurs déjà calculées pour l'utilisation de l'OE dans TEB, soit des valeurs recommandées par SWMM. Les données météorologiques utilisées dans SWMM, telles que les précipitations, la température et la vitesse du vent, sont adaptées à partir des données climatiques utilisées dans TEB (Figure 20).

Tableau 11 : Paramètres du module du bassin versant de SWMM En rouge figurent les valeurs des OE également utilisées dans le modèle TEB. En bleu, les valeurs du SWMM non utilisées dans le TEB

Description		OE-A représente par l'OGS L1C3		Commentaire
Général	Spécifique	Quantité	Unité	
Options pour le Bassin versant				
Superficie		1,00	ha	Égal à surface utilisée dans TEB
Width		100,00	m	---
Pente moyenne		1,00	%	---
Pourcentage de surfaces imperméabilisées		78,79	%	---
Coefficient de Manning zones imperméables	Asphalte, Béton, tuile	0,01	-	Calculé à partir des tableaux fournis par SWMM
Coefficient de Manning zones perméables (jardin)		0,15	-	Calculé à partir des tableaux fournis par SWMM
Profondeur du réservoir de stockage à la surface des zone imperméable		2,00	mm	Égal à la hauteur des réservoirs des superficies imperméables de TEB
Profondeur du réservoir de stockage à la surface des zone perméables (jardin)		0,396	mm	Egal à celle utilisée dans TEB
Pourcentage de la zone imperméable sans réservoir de stockage à la surface		0,00	%	---
Propriétés de la méthode d'infiltration (Green-Ampt)	Hauteur d'aspiration	82,76	mm	Calculé à partir des tableaux fournis par SWMM
	Conductivité hydraulique à saturation	24,90	mm·h ⁻¹	Égal à " k_{sat} " dans TEB
	Différence entre la porosité du sol et la teneur en eau initial de l'eau	0,25	m ³ ·m ⁻³	
LID dans le Bassin versant	Surface	238,4	m ²	Égal à fraction d'OE dans TEB
	Nb d'unités	1,00	-	---
	Largeur de la surface par unité	0	m	---
	Pourcentage de saturation initiale	16,11	%	Pourcentage représentant la teneur en eau initiale du sol (0,19)
	Pourcentage de la surface imperméable traitée	100,00	%	---
	Pourcentage de la surface perméable traitée	0,00	%	---

5.2.2. Description du cas d'étude 2.

Dans cette étude de cas, nous examinons la validité du regroupement d'Ouvrages de Gestion à la Source (OGS) au sein d'un Ouvrage Équivalent (OE). Pour ce faire, nous avons sélectionné le cas suivant :

Au cœur du modèle TEB, trois mailles urbaines d'un hectare (10 000 m²) chacune ont été modélisées, illustrant diverses utilisations du sol en milieu urbain :

- **Maille 1** : Caractérisée par une dominance d'espaces verts, notamment des jardins, par rapport aux zones imperméabilisées telles que les bâtiments et les voiries.
- **Maille 2** : Offre un équilibre entre espaces verts et surfaces imperméabilisées, dépeignant un cadre urbain harmonieux.
- **Maille 3** : Représente une maille fortement urbanisée où les surfaces imperméabilisées prévalent sur les espaces verts.

Chaque maille incorpore un OGS de type L1C3, conçu pour gérer efficacement le ruissellement des surfaces imperméabilisées (via l'outil OASIS, Les configurations spécifiques de gestion des eaux pluviales (OGS) pour chaque maille sont les suivantes (Figure 24) :

- **Maille 1** : Intègre un système de stockage-infiltration de 50 mm de hauteur au-dessus d'une couche de substrat de 0,2 m, complété par un réservoir de stockage-exfiltration de 100 mm.
- **Maille 2** : Dispose d'un réservoir de stockage-infiltration de 120 mm, une couche de substrat de 0,3 m, et un réservoir de stockage-exfiltration de 300 mm de profondeur.
- **Maille 3** : Augmente les capacités avec un réservoir de stockage-infiltration de 250 mm, un substrat de 0,6 m, et un réservoir de stockage-exfiltration de 400 mm.

L'OE-A est conçu en groupant les surfaces et fonctions de tous les éléments urbains - bâtiments, voiries, jardins, et OGS - des trois mailles en une unique surfaces de 3 hectares. Cette vision globale assure que l'OE-A intègre les mailles fonctionnelles combinées des trois OGS de type L1C3.

Les dimensions géométriques de l'OE-A, incluant la hauteur des réservoirs et l'épaisseur du substrat, sont calculées à partir des moyennes pondérées des mesures de chaque configuration OGS, prenant en compte la surface de chaque OGS dans les mailles respectives. La hauteur équivalente du réservoir de stockage-infiltration en surface (\bar{h}_{SIMAX} en mm) est calculée à partir de la relation suivante :

$$\bar{h}_{SIMAX} = \frac{h_{SIMAX-M1} \cdot S_{OGS-M1} + h_{SIMAX-M2} \cdot S_{OGS-M2} + h_{SIMAX-M3} \cdot S_{OGS-M3}}{S_{OGS-M1} + S_{OGS-M2} + S_{OGS-M3}} \quad (100)$$

Où :

$h_{SIMAX-M1}$: Hauteur maximale du réservoir de stockage- infiltration de l'OGS associée à la Maille 1 (mm)

$h_{SIMAX-M2}$: Hauteur maximale du réservoir de stockage- infiltration de l'OGS associée à la Maille 2 (mm)

$h_{SIMAX-M3}$: Hauteur maximale du réservoir de stockage- infiltration de l'OGS associée à la Maille 3 (mm)

S_{OGS-M1} : Surface de l'OGS associée à la Maille 1 (m²)

S_{OGS-M2} : Surface de l'OGS associée à la Maille 2 (m²)

S_{OGS-M3} : Surface de l'OGS associée à Maille 3 (m²)

Cette relation conduit à une hauteur maximale équivalente (\bar{h}_{SIMAX}) de **141 mm**

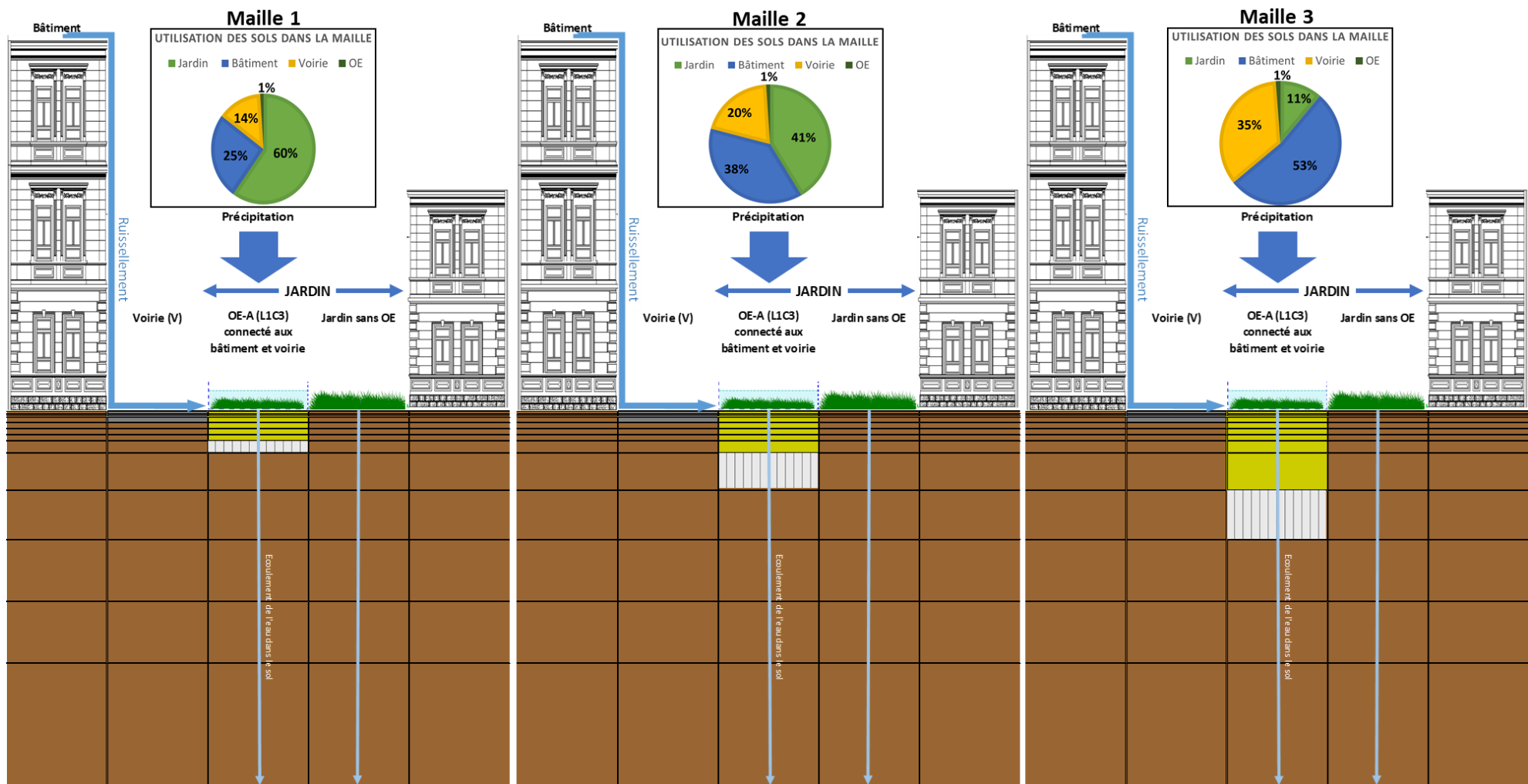


Figure 24 : Conceptualisation des 3 mailles du modèle TEB utilisés pour le cas d'étude 2

Pour le cas de l'épaisseur de la couche du substrat équivalent (\bar{e}_{subtr} en m), nous avons appliqué la relation suivante :

$$\bar{e}_{subtr} = \frac{e_{OGS-M1} \cdot S_{OGS-M1} + e_{OGS-M2} \cdot S_{OGS-M2} + e_{OGS-M3} \cdot S_{OGS-M3}}{S_{OGS-M1} + S_{OGS-M2} + S_{OGS-M3}} \quad (101)$$

Où

e_{OGS-M1} : Epaisseur de la couche de stockage de l'OGS associée à la Maille 1 (m)

e_{OGS-M2} : Epaisseur de la couche de stockage de l'OGS associée à la Maille 2 (m)

e_{OGS-M3} : Epaisseur de la couche de stockage de l'OGS associée à la Maille 3 (m)

Cette relation aboutit à une épaisseur équivalente de **0,44 m**. Toutefois, il est essentiel que cette épaisseur soit conforme à la grille des épaisseurs des couches de sol du TEB (Tableau 7). Pour remédier à cette divergence, deux configurations distinctes de l'OE-A ont été conçues et examinées :

- **Configuration 1 (OE-A1)** : Maintient la hauteur de stockage-infiltration calculée de 141 mm. Le modèle ajuste la couche de substrat à 0,6 m et fixe la hauteur maximale du réservoir de stockage-exfiltration à 400 mm.
- **Configuration 2 (OE-A2)** : Adopte également la hauteur de stockage-infiltration de 141 mm. Cette version utilise une épaisseur de substrat de 0,3 m et une hauteur de stockage-exfiltration de 300 mm.

Les paramètres relatifs à la végétation, au sol et autres éléments nécessaires à la modélisation en TEB sont les mêmes que ceux employés pour le cas d'étude 1 (section 5.2).

Les principaux paramètres à utiliser pour le cas d'étude 2 sont fournies dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Récapitulation des paramètres nécessaires au développement du cas d'étude 2 dans le modèle TEB.

Description			Maille 1	Maille 2	Maille 3	OE-A1	OE-A2
Générale	Spécifique	Unité	Quantité	Quantité	Quantité	Quantité	Quantité
Caractéristiques de l'utilisation du sol							
Fractions de l'utilisation du sol	Jardin		0,591	0,407	0,105	0,368	0,368
	Bâtiment		0,253	0,377	0,528	0,386	0,386
	Voire	-	0,138	0,198	0,347	0,228	0,228
	OGS		0,018	0,018	0,019	0,018	0,018
	Somme		1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
Surfaces de l'utilisation du sol	Jardin		5905,8	4066,2	1053,1	11025,2	11025,2
	Bâtiment		2532,5	3770,4	5284,7	11587,6	11587,6
	Voire	m²	1379,1	1983,8	3474,5	6837,4	6837,4
	OGS		182,6	179,6	187,7	549,8	549,8
	Somme		10000,0	10000,0	10000,0	30000,0	30000,0
Caractéristiques de la surface de la maille							
Hauteur du stockage en dépression sur la surface imperméable	---	mm			2,0		
Hauteur maximale du réservoir de stockage-infiltration (SI)	h_{SIMAX}		50,0	120,0	250,0	141,0	141,0
Caractéristiques du sol de la maille							
Nombre totale des couches du sol	---				12,0		
Profondeur totale du sol	---	m			3,0		
Texture du sol	Argile				8,0		
	Limon	%			41,0		
	Sable				51,0		
Porosité	ω_{sat}	m³.m⁻³			0,43		
Capacité au champs	ω_{FC}				0,26		
Point de flétrissement	ω_{WP}				0,10		
Teneur en eau initiale	ω_{ini}				0,18		

Paramètre empirique de la forme de la courbe de rétention d'eau dans le sol	b	-					0,42
Potentiel matriciel du sol à saturation	ψ_{sat}	m					-0,21
Perméabilité à saturation	k_{sat}	m·s ⁻¹					6,92E-06
Caractéristiques du sol de l'OGS							
Nombre de couches de sol représentant le substrat de l'OGS (sol avant la couche de stockage souterrain)	---	-	6,0	7,0	8,0	8,0	7,0
Profondeur du substrat (avant la couche de stockage souterrain)	---	m	0,2	0,3	0,6	0,6	0,3
Hauteur maximale du réservoir de stockage-exfiltration (SE)	h_{SEMAX}	mm	100,0	300,0	400,0	400,0	300,0
Nombre de couches de sol affectées à la couche de stockage souterrain (réservoir de stockage-exfiltration)	---	-			1		
Profondeur du substrat + couche de stockage souterrain	---	m	0,3	0,6	1,0	1,0	0,6
Nombre de couches de sol représentant le sol naturel de l'OGS (après la couche de stockage souterrain)	---	-	5,0	4,0	3,0	3,0	4,0
Largeur de la couche de stockage souterrain	b_{SE}	m	13,5	13,4	13,7	23,4	23,4
Porosité de la couche de stockage (réservoir SE)	ϕ_{SE}	-			0,4		

5.2.3. Evaluation de cas d'études

Les deux cas d'études seront présentés dans l'article scientifique développé pour la présentation du module des OGS dans le modèle TEB annexé à ce rapport (Annexe 8.2).

5.3. Ouvrage équivalent D (OE-D)

5.3.1. Description du cas d'étude 1

L'OE-D est uniquement représenté par l'OGS L3C5 (Figure 2). Dans ce cas d'étude, l'OGS L3C5 gère les précipitations de la manière suivante : les pluies directes et le ruissellement généré par le bassin versant traversent la surface minérale perméable de l'OE, puis sont stockés dans la couche souterraine

étanche de l'ouvrage. Par la suite, cette eau ne peut être évacuée que de manière régulée vers le réseau des eaux pluviales.

Conformément à la configuration décrite, la structure de l'OE inclut un réservoir de stockage-régulation, avec une loi de régulation du débit. Dans ce scénario, le compartiment urbain voirie du modèle TEB est divisé en deux sous-compartiments : la voirie et l'OE-D (Figure 25). Ce cas sera simulé dans le modèle SWMM en utilisant le module LID de la chaussée perméable à structure réservoir.

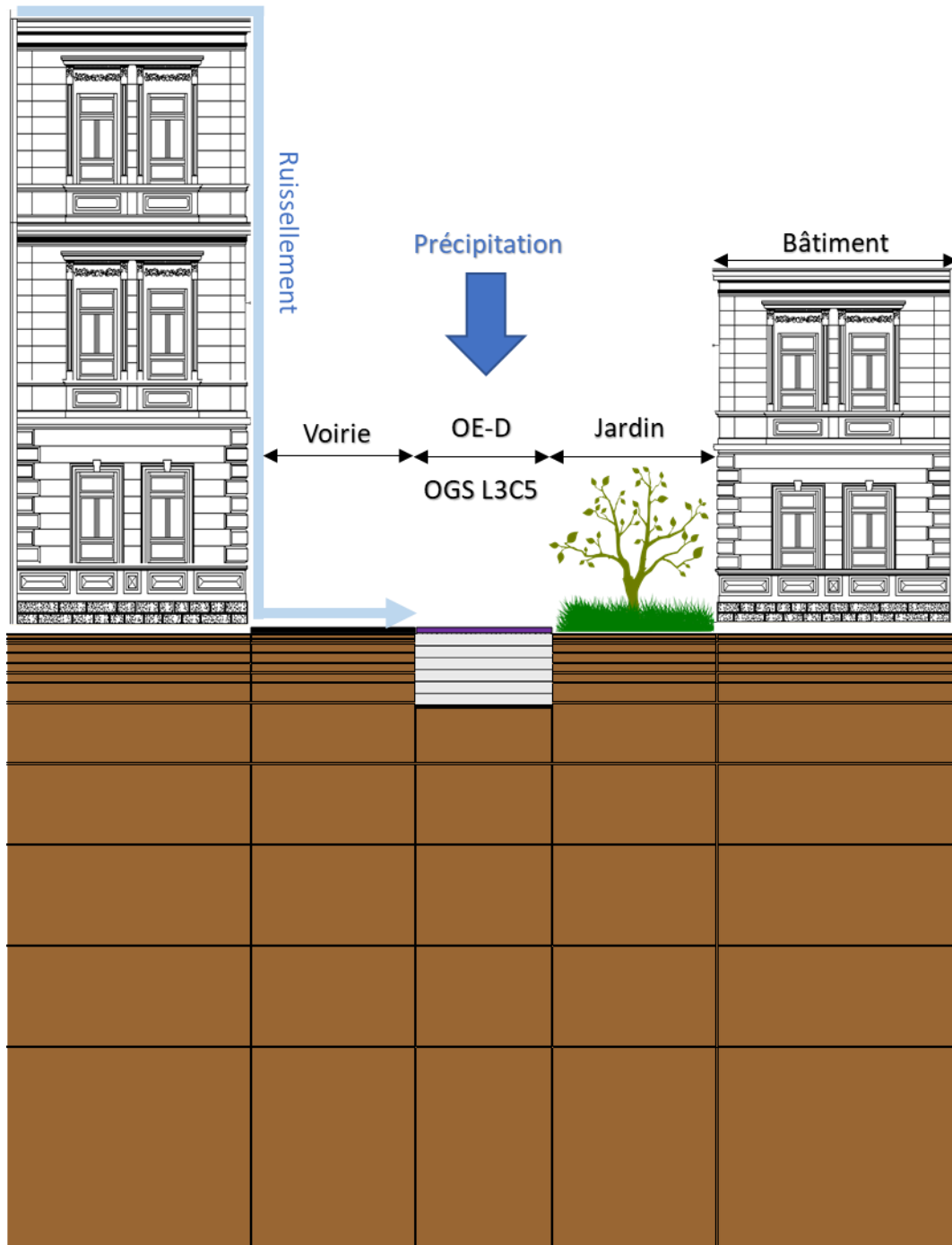


Figure 25: Conceptualisation du cas d'étude 1 dans TEB

Paramétrisation du modèle TEB

La paramétrisation de TEB est identique à celle appliquée à l'OE-A (section 5.2.1).

Paramétrisation de l'OE dans le modèle TEB

Pour le dimensionnement de l'OE, la méthode des pluies a été utilisée selon la formule suivante :

$$V_{stock} = [a \cdot t^{(b+1)} \cdot C - q_s \cdot t] \cdot S_{BV} \quad (102)$$

Où

V_{stock} : Volume à stocker dans l'OE [L^3]

a, b : Coefficients de Montana : 5,08 et -0,543

C : Coefficient du ruissellement [-] : 0.581

q_s : Débit de fuite de l'OE [$L^3 \cdot T^{-1}$] : 10 l/s/ha

t : Pas de temps [T]

S_{BV} : Surface du bassin versant [L^2] : 7800,00 m^2

L'application de cette méthode (Figure 26), donne un volume de stockage de **232,00 m^3** . La hauteur du compartiment de stockage de l'OE a été fixée à **0,60 m**, ce qui correspond à la hauteur maximale du réservoir de stockage-régulation (h_{SRMAX}). Par conséquent, la surface de l'OE est de **410,00 m^2** (soit une fraction de **0,041**). Étant donné que l'OE n'est pas végétalisé, sa fraction est soustraite de celle de la voirie (**0,28**).

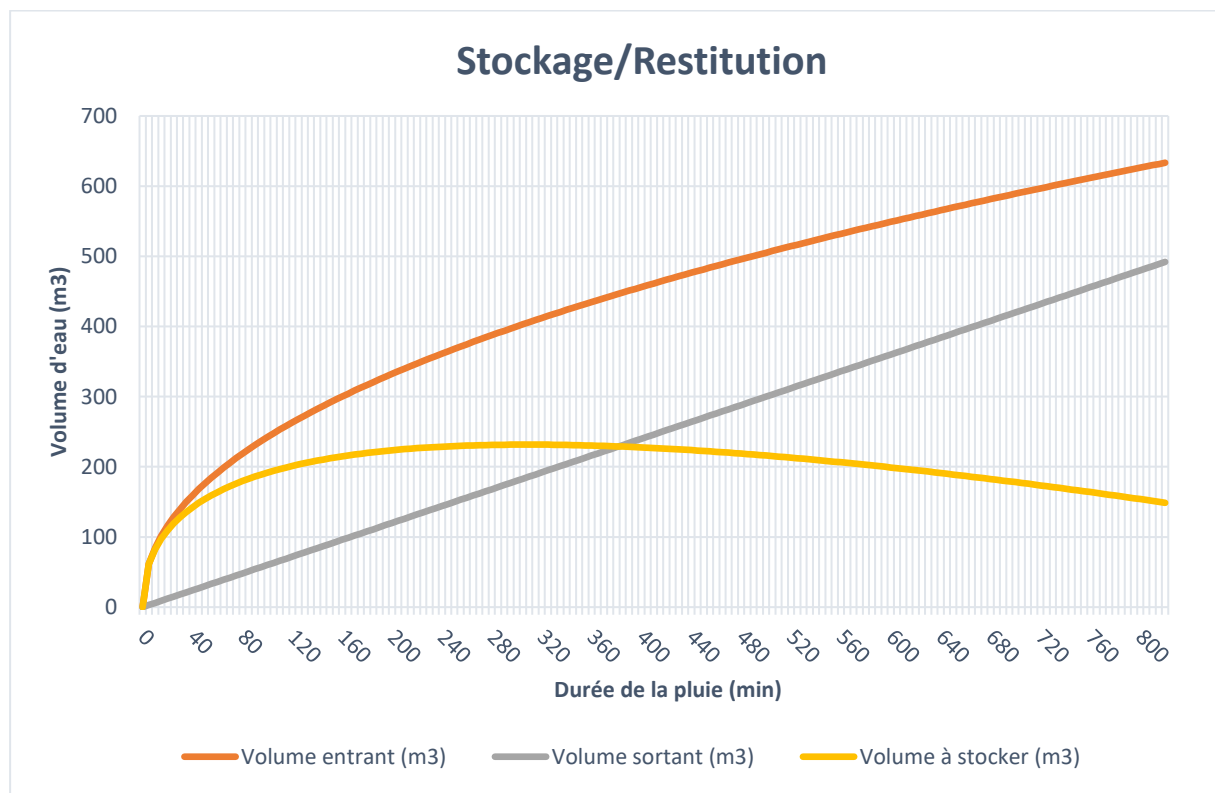


Figure 26: Résultats de l'application de la méthode des pluies pour le cas d'études 1

La couche de stockage de l'OE-D est conceptualisée comme une structure alvéolaire ultra-légère (SAUL) avec une porosité élevée (**0,95**).

Pour le calcul du flux de fuite régulé, l'équation(47) est utilisée. Trois paramètres doivent être définis pour cette équation. Dans ce cas, le dispositif de régulation retenu est un orifice. Par conséquent, le paramètre a_1 est nul et a_2 est fixé à **0,5** (Sage et al., 2024). Le flux régulé maximal à évacuer est de 10 l/s/ha, ce qui fixe la valeur de Q_{max} à **0,028 Kg·m⁻²·s⁻¹**. Les principaux paramètres pour la modélisation de l'OE avec TEB sont récapitulés dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Paramètres pour la modélisation de l'OE dans TEB

Description		Quantité	Unité	Quantité	Unité
Générale	Spécifique				
Couverture urbaine					
Nouvelles fractions d'utilisation du sol	Jardin	0,22	-	2200,00	m ²
	Bâtiment	0,500	-	5000,00	m ²
	Voirie	0,239	-	2390,00	m ²
	OE	0,041	-	410,00	m ²
Réservoirs de l'OE et paramètres pour le calcul du flux de fuite à débit régulé					
Hauteur maximale de réservoir stockage-régulation (en souterrain)	h_{SRMAX}	600	mm	---	---
Coefficient permettant d'atteindre le débit de fuite maximal	Q_{max}	0,028	Kg·m ⁻² ·s ⁻¹	---	---
Paramètre déterminant le débit pour les faibles débits	a_1	0,00	-	---	---
Paramètre contrôlant la vitesse d'atteinte du Q_{max}	a_2	0,50	-	---	---
Propriétés du sol de l'OE					
Nombre des couches de sol total	---	12	-	---	---
Profondeur du sol totale	---	3	m	---	---
Nombre des couches de sol attribuées à la couche de stockage souterrain (réservoir de stockage-exfiltration)	---	7	-	---	---
Profondeur de la couche de stockage souterrain	---	0,6	m	---	---
	Argile	8	%	---	---
	Limon	41	%	---	---
	Sable	51	%	---	---
Fonctions de pédotransfert					
Teneur en eau du sol à saturation	ω_{sat}	0,43	m ³ ·m ⁻³	---	---
Capacité au champs	ω_{FP}	0,26	m ³ ·m ⁻³	---	---
Point de flétrissement	ω_{WP}	0,10	m ³ ·m ⁻³	---	---
Paramètre empirique de la forme de la courbe de rétention d'eau dans le sol (CH-78)	b	0,42	-	---	---
Potentiel matriciel du sol à saturation	ψ_{sat}	-0,21	m	---	---
Perméabilité à saturation	k_{sat}	6,92E-06	m·s ⁻¹	---	---
Teneur en eau initiale du sol	ω_{ini}	0,18	m ³ ·m ⁻³	---	---
Porosité de la couche de stockage (réservoir de stockage-régulation)	ϕ_{SE}	0,95	-	---	---

Paramétrisation de l'OE dans le modèle SWMM

La modélisation de l'OE sera effectuée en utilisant le module de la chaussée perméable à structure réservoir (Figure 27). Cinq groupes de paramètres doivent être configurés pour le module LID : la surface, le sol (non utilisé pour ce cas d'études), le compartiment de stockage souterrain et le drainage du LID. Les valeurs de ces paramètres proviennent des valeurs déjà calculées pour l'utilisation des OE dans TEB (Tableau 9), ou sont des valeurs suggérées par SWMM qui ont été ajustées en fonction des caractéristiques physiographiques similaires utilisées dans TEB.

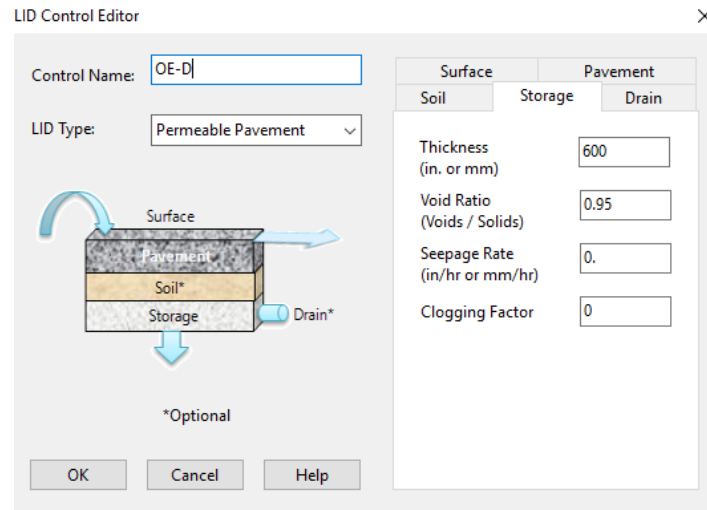


Figure 27 : Interface SWMM pour le module LID de la chaussée perméable à structure réservoir

Figure 28 : Interface SWMM pour le module LID de biorétention.

Les équations gouvernant les différents compartiments de la chaussée perméable à structure réservoir du module LID pour le cas d'étude 1 sont les suivantes (Rossman and Huber, 2015):

$$\frac{\partial d_1}{\partial t} = i + q_0 - e_1 - f_1 - q_1 \quad \text{Compartiment de surface} \quad (103)$$

$$D_4 \cdot (1 - F_4) \frac{\partial \theta_4}{\partial t} = f_1 - e_4 - f_4 \quad \text{Compartiment de la chaussée} \quad (104)$$

$$\phi_3 \cdot \frac{\partial d_3}{\partial t} = f_4 - e_3 - q_3 \quad \text{Compartiment de stockage} \quad (105)$$

Où

D_4 : Epaisseur de la couche de la chaussée [L]

θ_4 : Teneur en eau dans la chaussée [$L^3 \cdot L^{-3}$]

F_4 : Fraction imperméable dans la chaussée [L]. Pour ce cas d'étude cette valeur est nul.

e_4 : Evapotranspiration dans la chaussée [$L \cdot T^{-1}$]

f_1 : Infiltration de l'eau dans la chaussée [$L \cdot T^{-1}$]

f_4 : Percolation de l'eau depuis la chaussée vers la couche de stockage souterrain [$L \cdot T^{-1}$]

Les autres variables ont déjà été définies dans la section consacrée à l'OE-A (section 5.2.1)

L'infiltration de l'eau vers la chaussée depuis la surface, f_1 , peut être modélisée par l'équation suivante :

$$f_1 = i + q_0 + d_1/\Delta t \quad (106)$$

L'évaporation de l'eau dans la chaussée, e_4 , est définie par l'équation suivante :

$$e_4 = \min \left[ETP(t) - e_1, \theta_4 \cdot D_4 \cdot D_2/\Delta t \right] \quad (107)$$

L'ETP utilisée est la même que celle appliquée à l'OE-A.

La percolation de l'eau vers la couche de stockage depuis la chaussée, f_4 , est décrite par l'équation suivante :

$$f_4 = \min \left[K_4, \theta_4 \cdot D_4/\Delta t \right] \quad (108)$$

Où K_4 est la perméabilité de la chaussée [$L \cdot T^{-1}$]. Dans ce cas d'étude, la perméabilité de la chaussée est fixée à **400,00 mm·h⁻¹**.

Le drainage de l'eau stocké dans la couche de stockage, q_3 , est décrite par l'équation suivante :

$$q_3 = C_{3D} \cdot (h_3)^{n_{3D}} \quad (109)$$

Où C_{3D} est le coefficient de drainage [$L^{n_{3D}} \cdot T^{-1}$], h_3 la hauteur d'eau sous le drain [L] et n_{3D} l'exposant du drainage [-]. Comme pour le modèle TEB, la valeur de n_{3D} est de **0,5** (orifice). Concernant C_{3D} , afin d'atteindre un débit de fuite régulé maximal de 10 l/s/ha, la valeur retenue est de **2,60 mm^{0.5}·h⁻¹**.

Le Tableau 14 résume les paramètres pour la modélisation du module LID de la chaussée perméable à structure réservoir dans SWMM.

Tableau 14 : Paramètres du module LID de SWMM. Les paramètres liés à ceux utilisés dans le modèle TEB sont marqués en rouge, tandis que les valeurs du SWMM qui ne sont pas utilisées dans TEB sont marquées en bleu.

Description		OE-D représente par l'OGS L3C5		Commentaire
Général	Spécifique	Quantité	Unité	
Options pour le control de l'OGS (module LID-chaussée perméable de SWMM)				
Options de surface du LID	Hauteur de la berme	2	mm	Égal à la hauteur des réservoirs voirie et bâtiment dans TEB
	Fraction du volume de la végétation	0,00	-	Paramètre non utilisé
	Coefficient de Manning	0,012	-	Calculé à partir des tableaux fournis par SWMM
	Pente dans la surface	1	%	---
Options de la chaussée du LID	Epaisseur de la couche	210	mm	Égal à "Profondeur de la chaussée de la voirie" dans TEB
	Perméabilité de la chaussée	400	mm·h ⁻¹	Calculé à partir de la littérature
	Porosité de la chaussée	0,32	-	Calculé à partir des tableaux fournis par SWMM
Options de stockage souterrain du LID	Epaisseur de la couche de stockage	600	mm	Égal à " h_{SEMAX} "
	Porosité de la couche de stockage	0,95	-	Égal à " ϕ_{SR} "
	Taux d'exfiltration	0	mm·h ⁻¹	---
Options du drainage	Coefficient de drainage	2,60	mm ^{0,5} ·h ⁻¹	Calculé à partir des formules fournis par SWMM
	Exposant du drainage	0,5	-	

Le bassin versant associé à la chaussée perméable dans SWMM est similaire à celui utilisé pour l'OE-A (Tableau 11), à l'exception principalement de la surface du LID qui diffère : 410,00 m² au lieu de 238,40 m².

5.3.2. Description de cas d'étude 2

Pour l'OE-D, deux mailles urbaines de 10 000 m² (un hectare) ont été modélisées, illustrant différentes utilisations du sol en milieu urbain :

- **Maille 1** : Caractérisée par une prédominance d'espaces verts, principalement des jardins, par rapport aux zones imperméabilisées telles que les bâtiments et les voiries.
- **Maille 2** : Représente une zone fortement urbanisée, où les surfaces imperméabilisées dominent sur les espaces verts.

A différence de l'OE-A, cette étude utilise un sol peu perméable (**0,99E-06 m·s⁻¹**). Pour cela, nous avons modifié la texture du sol dans le modèle TEB, en adoptant une composition de 55 % d'argile, 8 % de sable et 37 % de limon. Ce changement a permis d'utiliser l'OGS L3C4, qui combine un réservoir de stockage-exfiltration et régulation, adaptés à la gestion des eaux pluviales sur des sols peu perméables.

Chaque maille intègre un OGS de type L3C4, avec les paramétrages suivants (Figure 29) :

- **Maille 1** : Intègre un système de stockage-exfiltration de 100 mm de hauteur et un réservoir de stockage-régulation de 500 mm
- **Maille 2** : Dispose d'un réservoir de stockage-exfiltration de 200 mm et un réservoir de stockage-régulation de 800 mm de profondeur.

Pour calculer la surface de chaque OGS, l'outil OASIS a été utilisé avec l'option "ouvrage régulé". Les paramètres introduits dans l'outil incluent la hauteur de chaque réservoir, la perméabilité du sol, le débit de fuite (**10 l/s/ha**) et la période de retour (**10 ans**). Pour la maille 1, l'outil a déterminé une surface de **236,59 m²** pour l'OGS (soit une fraction de 0,024). Pour la maille 2, la surface de l'OGS est de **370,00 m²** (fraction de 0,037).

Pour la modélisation du débit de fuite régulé des réservoirs de stockage-régulation, la même méthodologie que celle utilisée dans le cas d'étude 1 a été appliquée.

La méthodologie de construction de l'OE-D est identique à celle décrite pour l'OE-A (section 5.2.2). Ainsi, les hauteurs maximales équivalentes pour les réservoirs de stockage-exfiltration (\bar{h}_{SEMAX}) et stockage-régulation (\bar{h}_{SRMAX}) sont respectivement de **150 mm** et **683 mm**. La somme des hauteurs des deux réservoirs est de **833 mm** (soit 0,83 m de profondeur de la couche de stockage dans le sol). Cependant, il est crucial que cette profondeur soit conforme à la grille des épaisseurs des couches de sol dans le modèle TEB. Pour résoudre cette divergence, deux configurations distinctes de l'OE-D ont été élaborées et étudiées :

- **Configuration 1 (OE-D1)** : Conserve la hauteur calculée de 150 mm pour le réservoir de stockage-exfiltration et fixe la hauteur maximale du réservoir de stockage-régulation à 400 mm, soit une profondeur totale de 0,60 m dans le sol.
- **Configuration 2 (OE-D2)** : Adopte une hauteur de 200 mm pour le stockage-exfiltration et fixe la hauteur maximale du réservoir de stockage-régulation à 800 mm, correspondant à une profondeur totale de 1,00 m dans le sol.

Les paramètres relatifs à la végétation, aux données hydroclimatiques, ainsi qu'aux autres éléments nécessaires à la modélisation dans TEB sont identiques à ceux utilisés pour le cas d'étude 1 de l'OE-A (section 5.2.1).

Les principaux paramètres à utiliser pour le cas d'étude 2 sont fournies dans le Tableau 15

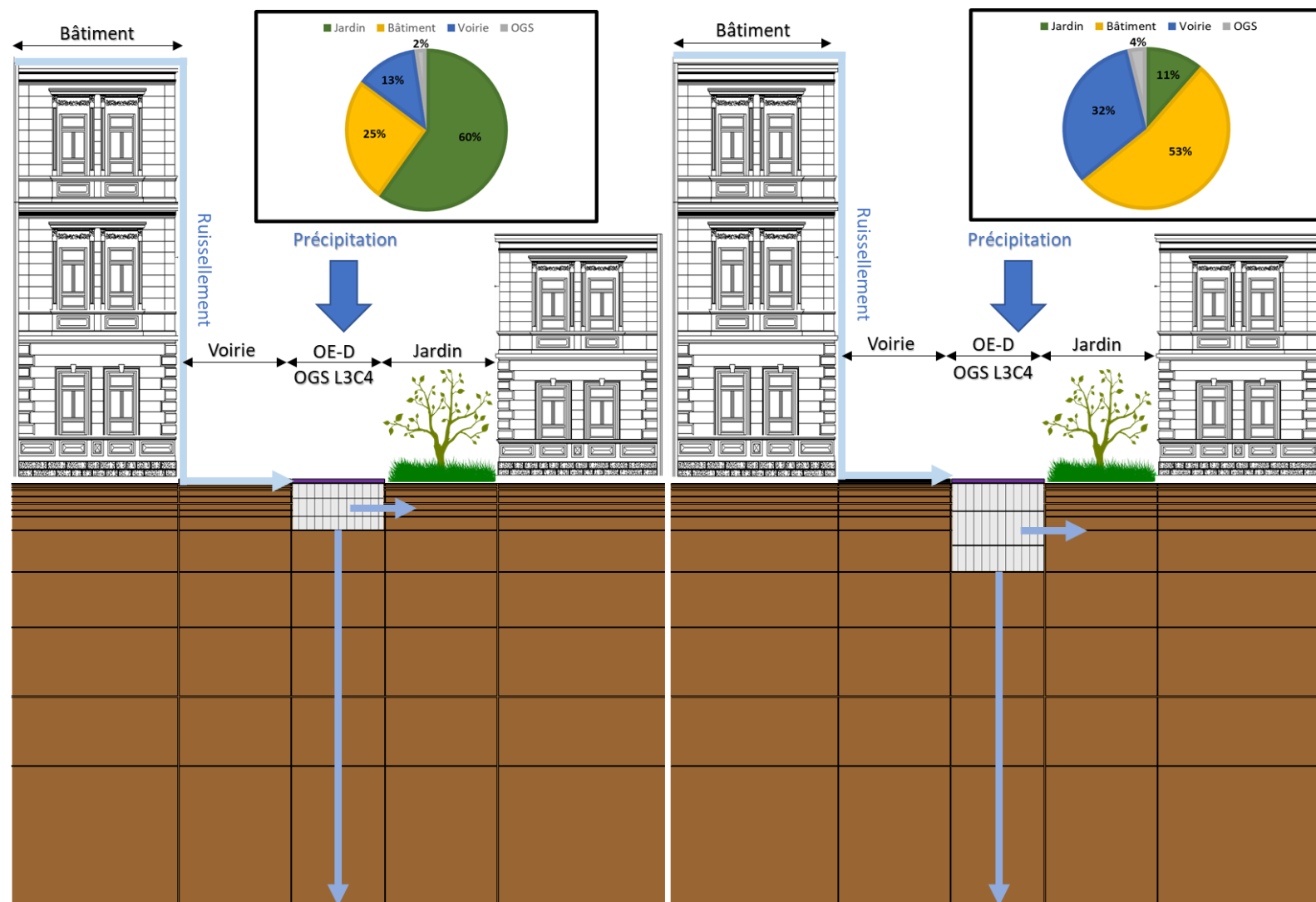


Figure 29 : Conceptualisation des 2 mailles du modèle TEB utilisés pour le cas d'étude 2. Les diagrammes circulaires représentent l'utilisation du sol dans chaque maille.

Tableau 15 : Récapitulation des paramètres nécessaires au développement du cas d'étude 2

Description		Maille1		Maille 2		OE-D1		OE-D2	
Générale	Spécifique	Quantité	Unité	Quantité	Unité	Quantité	Unité	Quantité	Unité
Fractions d'utilisation du sol	Jardin	0,599	-	0,112		0,356		0,356	-
	Bâtiment	0,253	-	0,528		0,391		0,391	-
	Voirie	0,128	-	0,323		0,224		0,224	-
	OE	0,024	-	0,037		0,030		0,030	-
	Somme	1,000	-	1,000		7110,00	m ²	1,00	-
Surfaces de l'utilisation du sol	Jardin	5988,40	m ²	1120,00	m ²	7810,00	m ²	7110,00	m ²
	Bâtiment	2532,50	m ²	5280,00	m ²	4473,41	m ²	7810,00	m ²
	Voirie	1243,41	m ²	3230,00	m ²	606,59	m ²	4473,41	m ²
	OE	236,59	m ²	370,00	m ²	20000,00	m ²	606,59	m ²
	Somme	10000,00	m ²	10000,00	m ²	7110,00	m ²	20000,00	m ²
Hauteur maximale de réservoir stockage-exfiltration (en souterrain)	h_{SEMAX}	100	mm	200	mm	150	mm	200	mm
Hauteur maximale de réservoir stockage-régulation (en surface)	h_{SRMAX}	500	mm	800	mm	850	mm	400	mm
Coefficient de l'équation du débit de régulation	Q_{MAX}	0,0217	mm·s ⁻¹	0,0333	mm·s ⁻¹	0,0322	mm·s ⁻¹	0,0556	mm·s ⁻¹
Coefficient de l'équation du débit de régulation	a_1	0,00	-	0,00	-	0,00	-	0,00	-
Coefficient de l'équation du débit de régulation	a_2	0,50	-	0,50	-	0,50	-	0,50	-
Nombre des couches de sol total	---	12	-	12	-	12	-	12	-
Profondeur du sol totale	---	3	m	3	m	3	m	3	m
Texture de sol	Argile	55	%	55	%	55	%	55	%
	Limon	37	%	37	%	37	%	37	%
	Sable	8	%	8	%	8	%	8	%
Nombre des couches de sol représentant le compartiment de stockage souterrain de l'OE (SR+SR)	---	7	-	8	-	8	-	7	-
Profondeur de couche de stockage souterrain (SR+SR)	---	0,6	m	1,0	m	1,0	m	0,6	m
Fonctions de pedotransfer									
Teneur en eau du sol à saturation	ω_{sat}	0,47	m ³ ·m ⁻³	0,47	m ³ ·m ⁻³	0,47	m ³ ·m ⁻³	0,47	m ³ ·m ⁻³
Capacité au champs	ω_{FC}	0,40	m ³ ·m ⁻³	0,40	m ³ ·m ⁻³	0,40	m ³ ·m ⁻³	0,40	m ³ ·m ⁻³
Point de flétrissement	ω_{WP}	0,29	m ³ ·m ⁻³	0,29	m ³ ·m ⁻³	0,29	m ³ ·m ⁻³	0,29	m ³ ·m ⁻³
Paramètre empirique de la forme de la courbe de rétention d'eau dans le sol (CH-78)	b	0,12	-	0,12	-	0,12	-	0,12	-
Potentiel matriciel du sol à saturation	ψ_{sat}	-0,50	m	-0,50	m	-0,50	m	-0,50	m
Perméabilité à saturation	k_{sat}	0,99·e-06	m·s ⁻¹	0,99·e-06	m·s ⁻¹	0,99·e-06	m·s ⁻¹	0,99·e-06	m·s ⁻¹
Teneur en eau initiale du sol	ω_{ini}	0,34	m ³ ·m ⁻³	0,34	m ³ ·m ⁻³	0,34	m ³ ·m ⁻³	0,34	m ³ ·m ⁻³
Porosité de la couche de stockage (réservoir de stockage-exfiltration et régulation)	ϕ_{S*}	0,95	-	0,95	-	0,95	-	0,95	-

5.3.3. Evaluation de cas d'études

Dans l'analyse comparative entre les modèles SWMM et TEB (cas d'étude 1), nous examinons l'ensemble des processus hydrologiques au sein des OGS. Ces processus incluent le débit entrant dans l'OGS (précipitations et ruissellement), le débit de fuite régulé et la dynamique de stockage dans le réservoir SR. De plus, l'analyse s'étend à la comparaison du bilan hydrique total sur la période d'étude (mai 2010-août 2012) pour chaque OGS.

L'erreur de bilan hydrique pour les modèles SWMM/TEB est définie comme suit :

$$e_{WB-*}(\%) = \frac{\sum_{t=1}^{nb} Q_{in-*,t} - [\sum_{t=1}^{nb} Ev_{*,t} + \sum_{t=1}^{nb} Ctrl_{*,t} + \Delta S_{*,nb}]}{\sum_{t=1}^{nb} Q_{in-*,t}} \cdot 100, \quad (110)$$

Où :

$e_{WB-*}(\%)$: Erreur dans le bilan hydrique du modèle *

$Q_{in-*,t}$: Débit entrant dans l'OGS [L].

$Ev_{*,t}$: Evaporation de l'eau produit par l'OGS [L].

$Ctrl_{*,t}$: Débit de fuite régulé produit par l'OGS [L].

$\Delta S_{*,nb}$: Variation de stockage d'eau dans l'OGS [L].

Pour le cas d'étude 2, comme dans le cas d'étude 1, la performance des processus hydrologiques résultant de l'agrégation des 2 OGS et des 2 configurations de l'OE-D a été comparée. Les cinq processus analysés sont les suivants : le débit entrant dans l'ouvrage (précipitations et ruissellement), l'exfiltration de l'eau dans le sol naturel sous l'ouvrage, le drainage profond depuis la dernière couche du sol dans la colonne des OGS/OE (à une profondeur de 3 mètres), le débit de fuite régulé produit par les ouvrages, ainsi que le stockage de l'eau au sein de la structure des OGS/OE (incluant le réservoir SE et le réservoir SR), et dans les couches de sol situées sous les ouvrages.

Pour l'analyse de ces processus, deux indices de performance couramment utilisés en hydrologie ont également été appliqués : le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) et le biais en pourcentage (PBIAS), dont les formules sont les suivantes :

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{nb} (S_t - O_t)^2}{\sum_{t=1}^{nb} (O_t - \bar{O})^2} \quad (111)$$

$$PBIAS = 100 \cdot \frac{\sum_{t=1}^{nb} (S_t - O_t)}{\sum_{t=1}^{nb} O_t}, \quad (112)$$

Où

S_t : Flux d'eau simulé au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

O_t : Flux d'eau observé au pas de temps t [$L^3 \cdot T^{-1}$]

\bar{O} : Flux d'eau moyen [$L^3 \cdot T^{-1}$]

Pour l'application de ces deux indices, les processus générés par l'agrégation des 2 OGS ont été considérés comme des données observées (O_t), tandis que les données simulées (S_t) sont ceux produits séparément par les deux configurations de l'OE-D (OE-D1 et OE-D2).

Contrairement au cas d'étude 1, le calcul du bilan hydrique dans le cas d'étude 2 intègre des composantes hydrologiques supplémentaires : le drainage profond de l'eau dans le sol (Ddr) et le transfert latéral de l'eau dans le sol (Lf). Le flux de transfert latéral réintroduit après avoir été omis

précédemment pour assurer la comparabilité avec le modèle SWMM. Ainsi, l'erreur de bilan hydrique recalibrée s'exprime comme suit :

$$e_{WB-*}(\%) = \frac{\sum_{t=1}^{nb} Q_{in-*,t} - [\sum_{t=1}^{nb} Ddr_{*,t} + \sum_{t=1}^{nb} Lf_{*,t} + \sum_{t=1}^{nb} Ctrl_{*,t} + \Delta S_{*,nb}]}{\sum_{t=1}^{nb} Q_{in-*,t}} \cdot 100, \quad (113)$$

$e_{WB-*}(\%)$: Erreur dans le bilan hydrique de l'agrégation des 2 OGS /OE-D*

$Q_{in-*,t}$: Débit entrant dans l'ouvrage [L^3].

$Ddr_{*,t}$: Drainage profond de la colonne de sol sous l'ouvrage [L^3].

$Lf_{*,t}$: Transfert latéral de l'eau dans le sol sous l'ouvrage [L^3].

$Ctrl_{*,t}$: Débit de fuite régulé produit par l'ouvrage [L^3].

$\Delta S_{*,nb}$: Variation du stockage d'eau dans la structure de l'ouvrage et dans le sol sous-jacent [L^3].

5.3.4. Résultats de l'évaluation des cas d'études

Pour le cas d'études 1, la Figure 30 et le Tableau 16 présentent les résultats obtenus dans le bilan hydrique des OGS pour les modèles SWMM et TEB pour la période d'étude (Mai 2010 – Août 2012). L'analyse des débits révèle une légère différence entre les deux modèles, avec SWMM montrant une valeur légèrement plus élevée (2,40e+04 mm) par rapport à TEB (2,38e+04 mm). Cette différence est attribuée aux approches de modélisation pour la génération du ruissellement sur les surfaces imperméables : SWMM utilise un modèle de réservoir non linéaire, capturant la réponse variable du ruissellement aux événements pluvieux, tandis que TEB emploie une méthode plus simple de débordement de réservoir, pouvant sous-estimer les apports lors de périodes de précipitations intenses.

Concernant les débits sortants de l'ouvrage, le principal processus représenté par les deux modèles est le débit de fuite régulé. Dans SWMM, ce processus représente 99,5 % du débit entrant, tandis que pour TEB, il représente 100 %. La différence principale dans le bilan hydrique réside dans l'évaporation. Dans la conceptualisation de l'OE-D, étant donné qu'il s'agit d'OGS enterrés sans végétation (Figure 2), les processus d'évaporation dans les réservoirs composant l'OE ont été négligés. Cependant, dans SWMM, ce processus ne constitue qu'une très faible part du bilan hydrique (0,5 % des débits entrants).

En ce qui concerne la comparaison des processus hydrologiques modélisés dans les OGS par SWMM et TEB (Figure 31a), on observe de très bonnes corrélations entre les processus simulés pour le débit entrant et le débit de fuite régulé. En revanche, pour le stockage d'eau dans le réservoir SR, le modèle TEB tend à sous-estimer les résultats par rapport à SWMM. Concernant les évolutions temporelles des processus étudiés (septembre 2011 – août 2012 ; Figure 31b), les deux modèles produisent des dynamiques temporelles similaires.

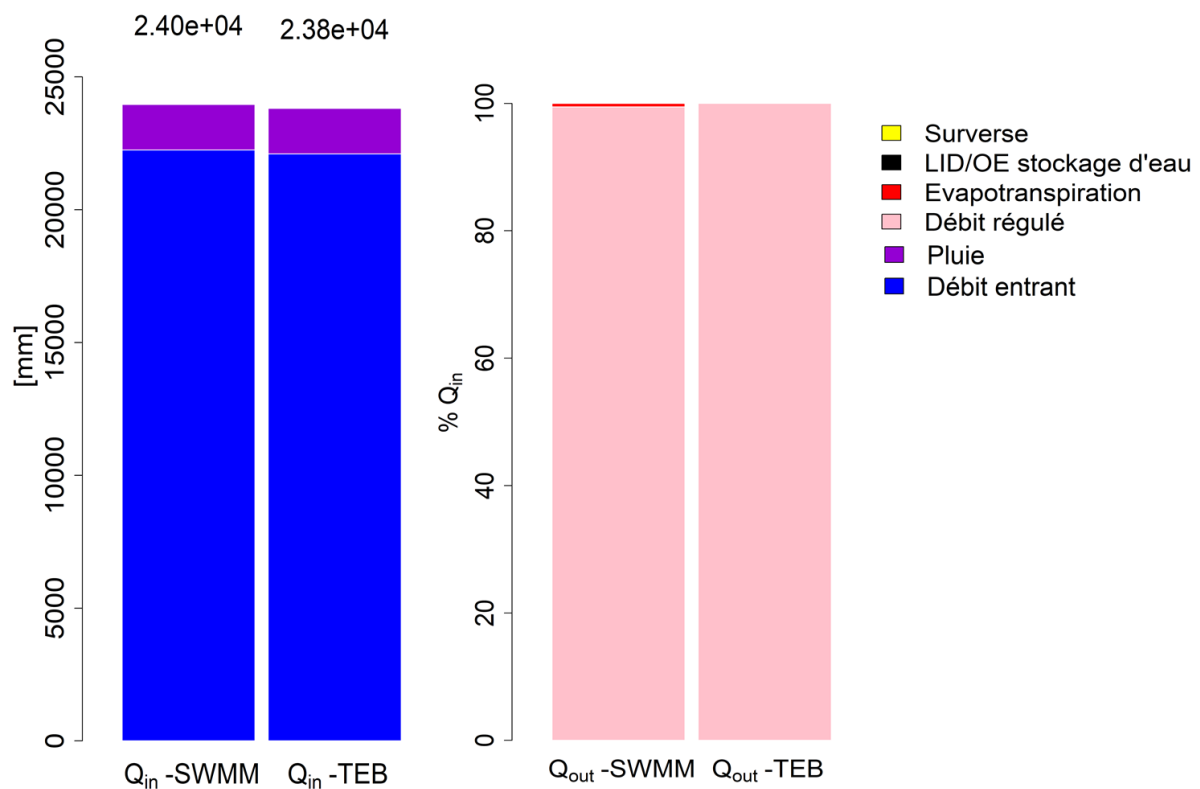


Figure 30 : Résultats comparatifs du bilan hydrique des modèles LID/OGS de SWMM et TEB de mai 2010 à août 2012. Le côté gauche du graphique présente des barplots des débits entrants dans l'ouvrage (en mm), tandis que le côté droit montre les débits sortants de l'ouvrage (en pourcentage des apports - Q_{in}).

Tableau 16 : Variables hydrologiques utilisés pour le calcul du bilan hydrique pour SWMM et TEB

Variable	Paramètre (P)	SWMM		TEB	
		Quantité [mm]	$P/\sum Q_{in}$ [%]	Quantité [mm]	$P/\sum Q_{in}$ [%]
Q_{in}	Précipitation	1,71e+03	7,15	1,71e+03	7,19
	Ruissellement	2,22e+04	92,85	2,21e+04	92,81
	$\sum Q_{in}$	2,40e+04	100,00	2,38e+04	100,00
Q_{out}	LID/OE stockage d'eau	0,00	0,00	0,00	0,00
	Evapotranspiration	1,29e+02	0,54	0,00	0,00
	Débit de fuite régulé	2,38e+04	99,46	2,38e+04	100,00
	$\sum Q_{out}$	2,40e+04	100,00	2,38e+04	100,00
Erreur dans le bilan d'eau : $(\sum Q_{in} - \sum Q_{out})/\sum Q_{in}$ [%]		-1,52e-14		2,90e-13	

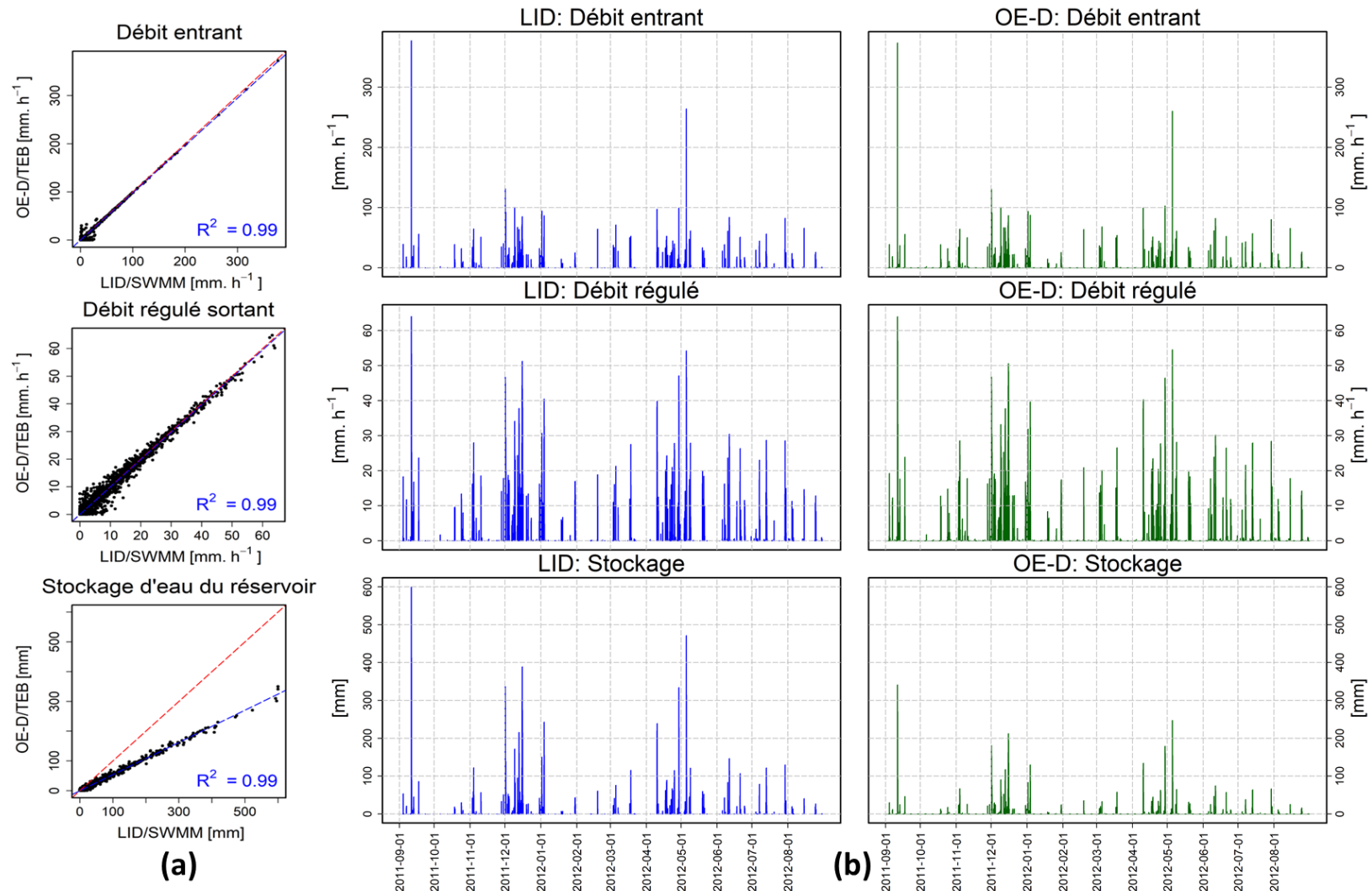


Figure 31 : (a) Comparaison des différents processus hydrologiques modélisés par SWMM et TEB. (b) Évolution temporelle des processus hydrologiques simulés par SWMM (en bleu) et TEB (en vert).

Dans le cas d'étude 2, concernant le bilan hydrique (Figure 32 et Tableau 17), le débit entrant (pluie directe + ruissellement) est similaire entre la somme des 2 OGS et l'OE. En ce qui concerne les débits sortants, l'OE tend généralement à produire des ordres de grandeur comparables à ceux de la somme des OGS pour les quatre processus étudiés. Parmi les deux configurations testées pour l'OE, l'OE-D1 semble légèrement mieux performer que l'OE-D2.

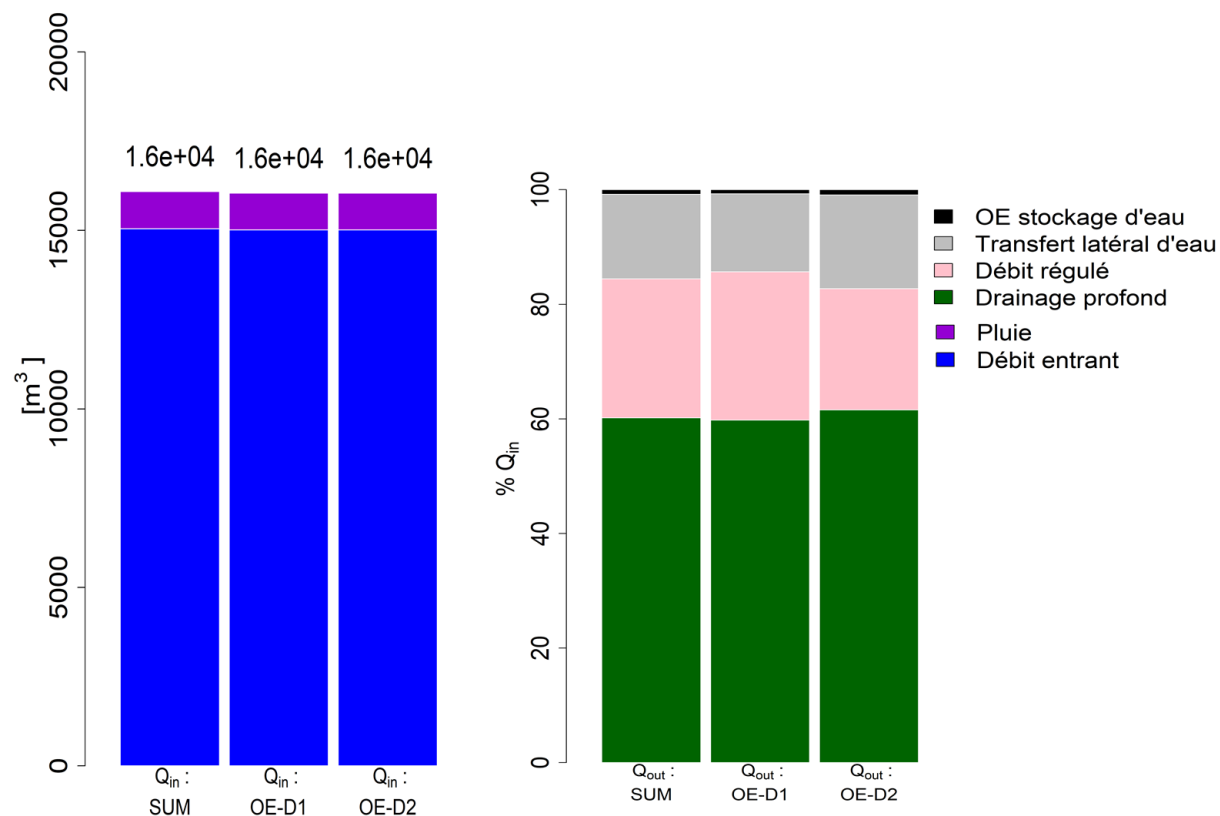


Figure 32 : Résultats comparatifs du bilan hydrique de mai 2010 à août 2012 entre l'agrégation des 2 OGS (SUM) et les deux configurations de l'OE-D (D1 et D2). Le côté gauche du graphique présente des barplots des débits entrants dans l'ouvrage (en m^3), tandis que le côté droit montre les débits sortants de l'ouvrage (en pourcentage des apports - Q_{in}).

Tableau 17 : Variables hydrologiques utilisés pour le calcul du bilan hydrique

Variable	Paramètre (P)	SUM		OE-D1		OE-D2	
		Quantité [m^3]	$P/\sum Q_{in}$ [%]	Quantité [m^3]	$P/\sum Q_{in}$ [%]	Quantité [m^3]	$P/\sum Q_{in}$ [%]
Q_{in}	Précipitation	1,05e+03	6,50	1,05e+03	6,50	1,05e+03	6,50
	Ruissellement	1,50e+04	93,50	1,50e+04	93,50	1,50e+04	93,50
	$\sum Q_{in}$	1,60e+04	100,00	1,60e+04	100,00	1,60e+04	100,00
Q_{out}	LID/OE stockage d'eau	1,30e+02	0,79	1,10e+02	0,72	1,50e+02	0,91
	Transfert latéral d'eau	2,40e+03	14,78	2,20e+03	13,61	2,60e+03	16,38
	Débit régulé	3,90e+03	24,25	4,20e+03	25,89	3,40e+03	21,16
	Drainage profond	9,70e+03	60,17	9,60e+03	59,90	9,90e+03	61,52
	$\sum Q_{out}$	1,60e+04	100,00	1,60e+04	100,00	1,60e+04	100,00
Erreur dans le bilan d'eau : $(\sum Q_{in} - \sum Q_{out})/\sum Q_{in}$ [%]		-7,08e-11		1,49e-10		1,72e-09	

Dans la comparaison des processus hydrologiques produits par les deux OGS agrégés et l'OE (Figure 33), nous observons de bonnes corrélations pour la plupart d'entre eux, notamment pour le débit entrant, le débit régulé et le stockage d'eau dans l'ouvrage (y compris le sol sous-jacent). Concernant le drainage profond, bien que la corrélation soit adéquate, une dispersion importante des points étudiés est également visible. Cela peut être lié à l'exfiltration, où il est évident que l'approche proposée pour l'OE, dans ses deux configurations, ne parvient pas à simuler correctement ce processus par rapport aux deux OGS agrégés.

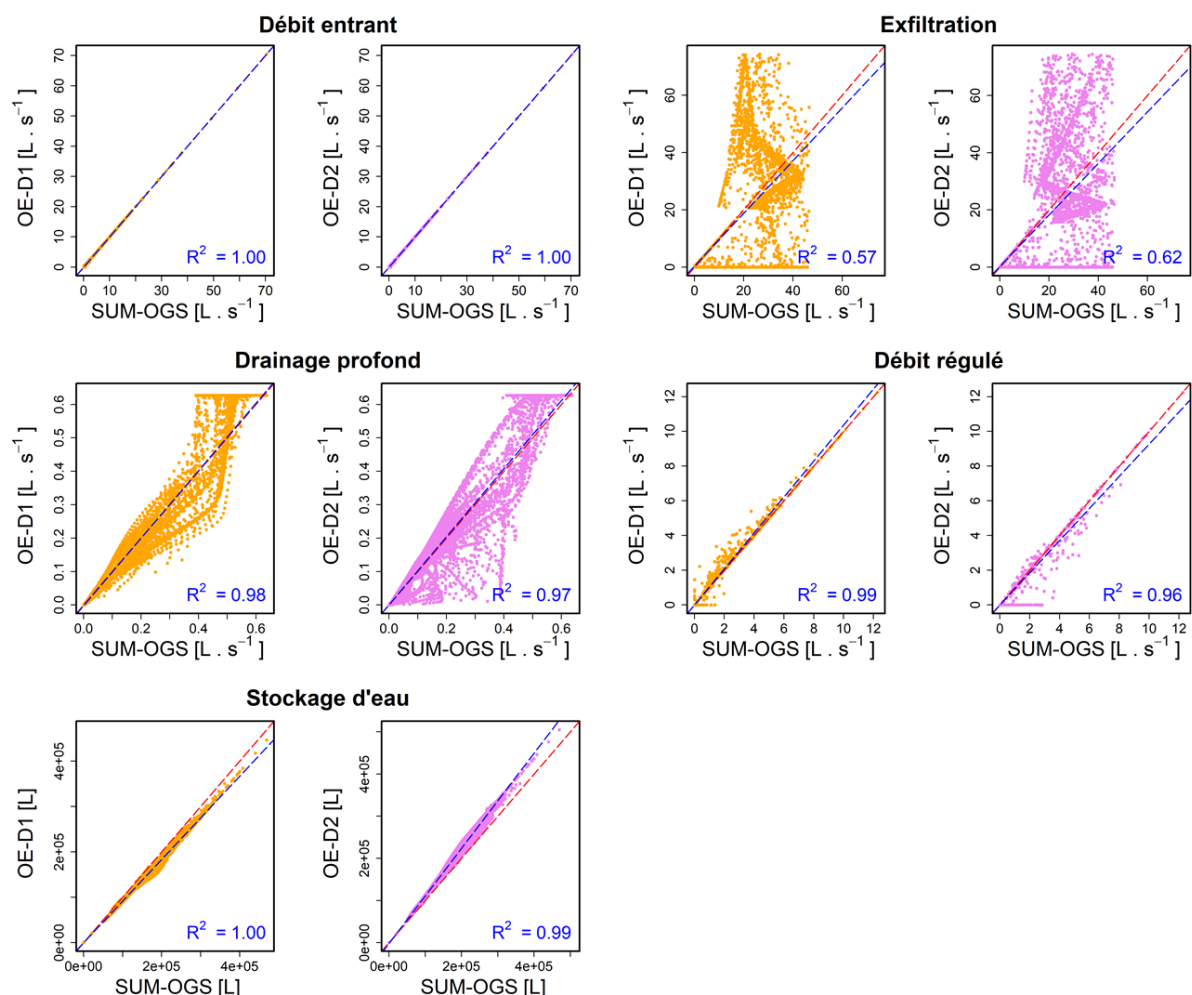


Figure 33 : Comparaison des processus hydrologiques des deux OGS agrégés (SUM-OGS) avec les configurations proposées OE-D1 (points orange) et OE-D2 (points violets).

En analysant les valeurs des indices de performance (Tableau 18), on observe que, pour le NSE, l'OE, dans ses deux configurations, présente de bonnes performances pour la plupart des processus étudiés ($NSE > 0,90$), à l'exception de l'exfiltration ($NSE < 0,50$). En ce qui concerne le PBIAS, les résultats sont satisfaisants pour tous les processus étudiés ($PBIAS < \pm 15\%$). Les PBIAS les plus élevés ont été observés pour le débit de fuite régulé et le stockage d'eau dans l'ouvrage (y compris le sol sous-jacent). Contrairement au NSE, le PBIAS obtenu pour l'exfiltration est relativement faible ($\pm 3,3\%$) comparé aux PBIAS les plus élevés observés.

Enfin, en comparant les deux configurations de l'OE-D testées, comme pour le bilan hydrique, l'OE-D1 semble légèrement mieux performer que l'OE-D2.

Tableau 18 : Valeurs NSE et PBIAS obtenus pour l'OE-D1 et OE-D2

Processus hydrologiques	SUM-OGS vs OE-D1		SUM-OGS vs OE-D2	
	NSE [-]	PBIAS (%)	NSE [-]	PBIAS (%)
Débit entrant	0,99	-0,10	0,99	-0,10
Exfiltration	0,36	3,30	0,49	-3,30
Drainage Profond	0,98	-0,90	0,97	2,00
Débit de fuite régulé	0,99	6,50	0,96	-12,70
Stockage d'eau dans l'OE	0,95	-8,40	0,91	11,10

6. Conclusions et perspectives

Dans ce rapport, nous avons présenté tout d'abord l'approche utilisée pour concevoir le module des Ouvrages de Gestion à la Source (OGS) des eaux pluviales dans le modèle TEB. Cette méthode repose sur le concept d'Ouvrage Équivalent (OE), consistant à regrouper différents types d'OGS en un seul ouvrage afin de modéliser leur fonctionnement hydrologique au sein d'une maille du modèle TEB. Ce regroupement s'appuie sur deux critères : (i) des fonctionnements hydrologiques similaires au niveau de la surface et du sol des OGS concernés et (ii) des contraintes spécifiques liées à la représentation et la modélisation du système étudié dans TEB. Les fonctionnements hydrologiques similaires concernent les 6 réservoirs suivants : stockage-infiltration (SI), stockage-régulation (SR), stockage-exfiltration (SE), transport-infiltration (TI), eau permanente (CW) et le module de sol. Les contraintes de modélisation spécifiques au modèle TEB portent principalement sur la localisation de l'OE dans l'environnement urbain de la maille TEB (bâtiment, voirie, jardin) et sur l'existence d'une rupture capillaire (liée à la présence d'un compartiment de stockage souterrain) dans la colonne de sol simulée dans le modèle ISBA (qui modélise l'écoulement de l'eau dans le sol dans le modèle TEB). Grâce à ces deux critères, les 16 OGS proposés par Tunqui Neira et al. (2023) ont été regroupés de manière appropriée en 5 ouvrages équivalents (OE).

Après la présentation de l'approche de conception du module des OGS dans TEB, le rapport approfondit le fonctionnement des réservoirs ainsi que les connexions entre eux pour chacun des 5 Ouvrages Équivalents (OE) développés. Les processus hydrologiques propres à chaque OE sont ensuite décrits, en se basant sur des descriptions proposées dans TEB (cas de l'évaporation de l'eau par exemple) ou en développant de nouvelles descriptions (cas de l'exfiltration de l'eau depuis le compartiment de stockage souterrain vers le sol naturel en dessous de l'OE par exemple).

Enfin, le rapport propose deux cas d'études pour évaluer le fonctionnement de l'OE-A et OE-D. Dans le premier cas, l'OE est représenté par un seul type d'OGS (L1C3 pour l'OE-A et L3C5 pour l'OE-D), avec une modélisation utilisant à la fois les modèles TEB et SWMM. La comparaison porte sur les processus hydrologiques communs modélisés dans les deux approches. Pour le second cas, l'efficacité du regroupement des OGS dans un OE est testée en étudiant trois OGS du type L1C3 (OE-A) et deux OGS

du type L3C4 (OE-D). Les résultats d'évaluation du module OGS de TEB pour l'OE-A sont présentés dans l'article annexé à ce rapport (Annexe 8.2).

Pour l'OE-D, l'analyse comparative des modèles SWMM et TEB dans le cadre des OGS a révélé de bonnes corrélations pour la majorité des processus hydrologiques étudiés, notamment le débit entrant et le débit de fuite régulé. Bien que les deux modèles produisent des résultats similaires pour la plupart des dynamiques hydrologiques, certaines divergences ont été observées, en particulier concernant l'évaporation, qui est négligée dans la modélisation des OGS par TEB, tandis que SWMM en intègre une faible proportion. Dans le cas d'étude 2, les deux configurations de l'OE-D ont montré des performances similaires à celles des deux OGS agrégés, avec l'OE-D1 ayant une légère supériorité sur l'OE-D2. Les processus de drainage profond ont montré une corrélation adéquate mais avec une dispersion importante des résultats, probablement due à une exfiltration moins bien modélisée dans l'OE par rapport aux OGS. L'analyse des indices de performance a confirmé les bonnes performances de l'OE pour la majorité des processus, avec des valeurs de NSE supérieures à 0,90, sauf pour l'exfiltration. Le PBIAS a montré des résultats satisfaisants pour tous les processus, les écarts les plus importants étant observés pour le débit de fuite régulé et le stockage d'eau. En définitive, l'OE-D1 s'est révélé légèrement plus performant que l'OE-D2.

À la date de rédaction de ce rapport, les OE-A, B et D sont opérationnels dans le modèle TEB. Concernant l'OE-C, des études supplémentaires sont nécessaires pour définir précisément la fonction de transport et la configuration de cet ouvrage lorsque sa superficie totale peut être contenue dans plusieurs mailles du modèle.

En plus de la rédaction de ce rapport, nous prévoyons la rédaction d'un guide d'utilisation du module OGS ainsi développé. Ce rapport et le guide d'utilisateur seront ensuite intégrés dans la documentation du modèle TEB sur la plateforme SURFEX (<http://www.umn-cnrm.fr/surfex/spip.php?rubrique11>).

7. Références

- Ackerman, D., Stein, E.D., 2008. Evaluating the Effectiveness of Best Management Practices Using Dynamic Modeling. *Journal of Environmental Engineering* 134, 628–639. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:8\(628\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:8(628))
- Ahiablame, L., Shakya, R., 2016. Modeling flood reduction effects of low impact development at a watershed scale. *Journal of Environmental Management* 171, 81–91. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.036>
- Ahiablame, L.M., Engel, B.A., Chaubey, I., 2013. Effectiveness of low impact development practices in two urbanized watersheds: Retrofitting with rain barrel/cistern and porous pavement. *Journal of Environmental Management* 119, 151–161. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.019>
- Ahiablame, L.M., Engel, B.A., Chaubey, I., 2012a. Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research. *Water Air Soil Pollut* 223, 4253–4273. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1189-2>
- Ahiablame, L.M., Engel, B.A., Chaubey, I., 2012b. Representation and evaluation of low impact development practices with L-THIA-LID: An example for site planning. *Environment and Pollution* 1, 1.
- Albergel, C., Boone, A., Belamari, S., Decharme, B., Dumont, M., Le Moigne, P., Masson, V., 2018. SURFEX V8.1. Scientific Documentation.
- Aryal, S.K., Ashbolt, S., McIntosh, B.S., Petrone, K.P., Maheepala, S., Chowdhury, R.K., Gardener, T., Gardiner, R., 2016. Assessing and Mitigating the Hydrological Impacts of Urbanisation in Semi-Urban Catchments Using the Storm Water Management Model. *Water Resour Manage* 30, 5437–5454. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1499-z>

- Bell, C.D., Tague, C.L., McMillan, S.K., 2019. Modeling Runoff and Nitrogen Loads From a Watershed at Different Levels of Impervious Surface Coverage and Connectivity to Storm Water Control Measures. *Water Resources Research* 55, 2690–2707. <https://doi.org/10.1029/2018WR023006>
- Bernard, E., 2021. Réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne (These de doctorat). Toulouse 3.
- Błażejowski, R., Nieć, J., Murat-Błażejowska, S., Zawadzki, P., 2018. Comparison of infiltration models with regard to design of rectangular infiltration trenches. *Hydrological Sciences Journal* 63, 1707–1716. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1523616>
- Boone, A., Masson, V., Meyers, T., Noilhan, J., 2000. The Influence of the Inclusion of Soil Freezing on Simulations by a Soil–Vegetation–Atmosphere Transfer Scheme. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 39, 1544–1569. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2000\)039<1544:TIO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<1544:TIO>2.0.CO;2)
- Brown, R.A., Skaggs, R.W., Hunt, W.F., 2013. Calibration and validation of DRAINMOD to model bioretention hydrology. *Journal of Hydrology* 486, 430–442. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.02.017>
- Carter, T., Jackson, C.R., 2007. Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landscape and Urban Planning* 80, 84–94. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.06.005>
- Clapp, R.B., Hornberger, G.M., 1978. Empirical equations for some soil hydraulic properties. *Water Resources Research* 14, 601–604. <https://doi.org/10.1029/WR014i004p00601>
- Collins, K.A., Lawrence, T.J., Stander, E.K., Jontos, R.J., Kaushal, S.S., Newcomer, T.A., Grimm, N.B., Cole Ekberg, M.L., 2010. Opportunities and challenges for managing nitrogen in urban stormwater: A review and synthesis. *Ecological Engineering, Managing Denitrification in Human Dominated Landscapes* 36, 1507–1519. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.015>
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Clapp, R.B., Ginn, T.R., 1984. A Statistical Exploration of the Relationships of Soil Moisture Characteristics to the Physical Properties of Soils. *Water Resources Research* 20, 682–690. <https://doi.org/10.1029/WR020i006p00682>
- Damodaram, C., Giacomoni, M.H., Prakash Khedun, C., Holmes, H., Ryan, A., Saour, W., Zechman, E.M., 2010. Simulation of Combined Best Management Practices and Low Impact Development for Sustainable Stormwater Management1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46, 907–918. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00462.x>
- Decharme, B., Boone, A., Delire, C., Noilhan, J., 2011. Local evaluation of the Interaction between Soil Biosphere Atmosphere soil multilayer diffusion scheme using four pedotransfer functions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 116. <https://doi.org/10.1029/2011JD016002>
- Dietz, M.E., 2007. Low Impact Development Practices: A Review of Current Research and Recommendations for Future Directions. *Water Air Soil Pollut* 186, 351–363. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9484-z>
- Dussailant, A.R., Wu, C.H., Potter, K.W., 2004. Richards Equation Model of a Rain Garden. *Journal of Hydrologic Engineering* 9, 219–225. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2004\)9:3\(219\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2004)9:3(219))
- 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>
- Elliott, A.H., Trowsdale, S.A., 2007. A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental Modelling & Software, Special section: Advanced Technology for Environmental Modelling* 22, 394–405. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.12.005>
- Elliott, A.H., Trowsdale, S.A., Wadhwa, S., 2009. Effect of Aggregation of On-Site Storm-Water Control Devices in an Urban Catchment Model. *Journal of Hydrologic Engineering* 14, 975–983. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000064](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000064)
- Flanagan, K., Branchu, P., Gromaire, M.-C., 2017. Les ouvrages de biorétention: synthèse des guides internationaux de conception et de maintenance des filtres plantés pour traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines. *Techniques Sciences Méthodes* 89. <https://doi.org/10.1051/tsm/201712089>

- 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>
- Freni, G., Mannina Giorgio, Viviani Gaspare, 2010. Urban Storm-Water Quality Management: Centralized versus Source Control. *Journal of Water Resources Planning and Management* 136, 268–278. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2010\)136:2\(268\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2010)136:2(268))
- Giacomoni, M. h., Gomez, R., Berglund, E. z., 2014. Hydrologic Impact Assessment of Land Cover Change and Stormwater Management Using the Hydrologic Footprint Residence. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 50, 1242–1256. <https://doi.org/10.1111/jawr.12187>
- 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, Urban Hydrology* 299, 267–283. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.013>
- Golden, H.E., Hoghooghi, N., 2018. Green infrastructure and its catchment-scale effects: an emerging science. *WIREs Water* 5, e1254. <https://doi.org/10.1002/wat2.1254>
- Green, W.H., Ampt, G., 1911. Studies on Soil Physics. *The Journal of Agricultural Science* 4, 1–24.
- Hamel, P., Daly, E., Fletcher, T.D., 2013. Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow: A review. *Journal of Hydrology* 485, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.001>
- Her, Y., Jeong, J., Arnold, J., Gosselink, L., Glick, R., Jaber, F., 2017. A new framework for modeling decentralized low impact developments using Soil and Water Assessment Tool. *Environmental Modelling & Software* 96, 305–322. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.005>
- Holman-Dodds, J.K., Bradley, A.A., Potter, K.W., 2003. Evaluation of Hydrologic Benefits of Infiltration Based Urban Storm Water Management1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 39, 205–215. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb01572.x>
- Hörschemeyer, B., Henrichs, M., Uhl, M., 2021. SWMM-UrbanEVA: A Model for the Evapotranspiration of Urban Vegetation. *Water* 13, 243. <https://doi.org/10.3390/w13020243>
- James, M.B., Dymond, R.L., 2012. Bioretention Hydrologic Performance in an Urban Stormwater Network. *Journal of Hydrologic Engineering* 17, 431–436. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000448](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000448)
- 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. *Hydrol. Process.* 31, 4056–4080. <https://doi.org/10.1002/hyp.11347>
- Jia, H., Lu, Y., Yu, S.L., Chen, Y., 2012. Planning of LID–BMPs for urban runoff control: The case of Beijing Olympic Village. *Separation and Purification Technology, Technology for Sustainable Water Environment* 84, 112–119. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.04.026>
- Jia, H., Yao, H., Tang, Y., Yu, S.L., Field, R., Tafuri, A.N., 2015. LID-BMPs planning for urban runoff control and the case study in China. *Journal of Environmental Management* 149, 65–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.003>
- Kaykhosravi, S., Khan, U.T., Jadidi, A., 2018. A Comprehensive Review of Low Impact Development Models for Research, Conceptual, Preliminary and Detailed Design Applications. *Water* 10, 1541. <https://doi.org/10.3390/w10111541>
- Lee, J.G., Michael, B., Brown Robert A., Rossman Lewis, Simon Michelle A., 2015. Modeling the Hydrologic Processes of a Permeable Pavement System. *Journal of Hydrologic Engineering* 20, 04014070. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001088](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001088)

- Lee, J.G., Selvakumar, A., Alvi, K., Riverson, J., Zhen, J.X., Shoemaker, L., Lai, F., 2012. A watershed-scale design optimization model for stormwater best management practices. *Environmental Modelling & Software* 37, 6–18. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.04.011>
- Liu, Y., Bralts, V.F., Engel, B.A., 2015. Evaluating the effectiveness of management practices on hydrology and water quality at watershed scale with a rainfall-runoff model. *Science of The Total Environment* 511, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.077>
- Masson, V., 2000. A Physically-Based Scheme For The Urban Energy Budget In Atmospheric Models. *Boundary-Layer Meteorology* 94, 357–397. <https://doi.org/10.1023/A:1002463829265>
- Massoudieh, A., Maghrebi, M., Kamrani, B., Nietch, C., Tryby, M., Aflaki, S., Panguluri, S., 2017. A flexible modeling framework for hydraulic and water quality performance assessment of stormwater green infrastructure. *Environmental Modelling & Software* 92, 57–73. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.02.013>
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2011. Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009. Texas Water Resources Institute.
- Niazi, M., Nietch, C., Maghrebi, M., Jackson, N., Bennett, B.R., Tryby, M., Massoudieh, A., 2017. Storm Water Management Model: Performance Review and Gap Analysis. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* 3, 04017002. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000817>
- 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))
- Randelovic, A., Zhang, K., Jacimovic, N., McCarthy, D., Deletic, A., 2016. Stormwater biofilter treatment model (MPiRe) for selected micro-pollutants. *Water Research* 89, 180–191. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.046>
- Roldin, M., Fryd, O., Jeppesen, J., Mark, O., Binning, P.J., Mikkelsen, P.S., Jensen, M.B., 2012. Modelling the impact of soakaway retrofits on combined sewage overflows in a 3km² urban catchment in Copenhagen, Denmark. *Journal of Hydrology* 452–453, 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.027>
- Rossman, L., 2015. Storm water management model user's manual, version 5.1 (EPA-600/R-14/413b). Retrieved from Washington, DC: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi>.
- Rossman, L.A., Huber, W., 2015. Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality. US EPA Office of Research and Development, Washington, DC.
- Sage, J., Berthier, E., Gromaire, M.-C., Chebbo, G., 2024. Supporting the Design of On-Site Infiltration Systems: From a Hydrological Model to a Web App to Meet Pluriannual Stormwater Volume Reduction Targets. *Journal of Hydrologic Engineering* 29, 04024005. <https://doi.org/10.1061/JHYEFF.HEENG-6092>
- 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>
- SCS, U., 1986. Urban hydrology for small watersheds, technical release no. 55 (TR-55). US Department of Agriculture, US Government Printing Office, Washington, DC.
- Stavropoulos-Laffaille, X., 2019. Pour une analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie urbaine: Modélisation hydro-microclimatique de deux bassins versants expérimentaux de l'agglomération nantaise (PhD Thesis). Ecole centrale de Nantes.
- Stavropoulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Andrieu, H., Lemonsu, A., Calmet, I., Keravec, P., Masson, V., 2021. Coupling detailed urban energy and water budgets with TEB-Hydro model: Towards an assessment tool for nature based solution performances. *Urban Climate* 39, 100925. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100925>
- Stavropoulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Brun, J.-M., Lemonsu, A., Masson, V., Boone, A., Andrieu, H., 2018. Improvements to the hydrological processes of the Town Energy Balance model (TEB-Veg, SURFEX v7.3) for urban modelling and impact assessment. *Geoscientific Model Development* 11, 4175–4194. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-4175-2018>

- 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>
- Tunqui Neira, J.M., Gromaire, M.-C., Chancibault, K., Chebbo, G., 2023. Toward a comprehensive functional typology of stormwater control measures for hydrological and water quality modeling purposes. *Blue-Green Systems* 5, 41–56. <https://doi.org/10.2166/bgs.2023.026>
- Vittorio, D.D., Ahiablame, L., 2015. Spatial Translation and Scaling Up of Low Impact Development Designs in an Urban Watershed. *JWMM*. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C388>
- 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>
- Williams, E.S., Wise, W.R., 2006. Hydrologic Impacts of Alternative Approaches to Storm Water Management and Land Development1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 42, 443–455. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb03849.x>
- Winston, R.J., Anderson, A.R., Hunt, W.F., 2017. Modeling Sediment Reduction in Grass Swales and Vegetated Filter Strips Using Particle Settling Theory. *Journal of Environmental Engineering* 143, 04016075. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001162](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001162)
- Wright, T.J., Liu, Y., Carroll, N.J., Ahiablame, L.M., Engel, B.A., 2016. Retrofitting LID Practices into Existing Neighborhoods: Is It Worth It? *Environmental Management* 57, 856–867. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0651-5>
- Xing, W., Li, P., Cao, S., Gan, L., Liu, F., Zuo, J., 2016. Layout effects and optimization of runoff storage and filtration facilities based on SWMM simulation in a demonstration area. *Water Science and Engineering* 9, 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2016.06.007>
- Zahmatkesh, Z., Burian, S.J., Karamouz, M., Tavakol-Davani, H., Goharian, E., 2015. Low-Impact Development Practices to Mitigate Climate Change Effects on Urban Stormwater Runoff: Case Study of New York City. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 141, 04014043. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000770](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000770)
- Zhang, X., Guo, X., Hu, M., 2016. Hydrological effect of typical low impact development approaches in a residential district. *Nat Hazards* 80, 389–400. <https://doi.org/10.1007/s11069-015-1974-5>
- Zimmer, C.A., Heathcote, I.W., Whiteley, H.R., Schroter, H., 2007. Low-Impact-Development Practices for Stormwater: Implications for Urban Hydrology. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* 32, 193–212. <https://doi.org/10.4296/cwrj3203193>

8. Annexes

Tableau 19 : Localisation où des études sur les effets cumulatifs des réseaux d'OGS ont été réalisées (adapté de Jefferson et al. (2017))

Nb	Localisation	Modèle utilisé	Taille du BV (km²)	Surface imperméable du BV (%)	Méthodologie utilisée pour la modélisation des OGS	Scénario utilisé les OGS	Effets cumulatifs hydrologiques étudiés	Source
1	Kansas City, KC, USA	SUSTAIN	0,45	40	Utilisation des deux dispositifs OGS prédéfinies dans le modèle : biorétention et chaussé perméable à structure réservoir	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du volume de ruissellement	Lee et al. (2012)
2	Athens, GA, USA	SCS, StormNet Builder	2,4	54	Utilisation de l'approche CN de la SCS pour modéliser des OGS du type toiture végétalisée (CN = 86) et aménagement paysager (CN = 84)	Aménagement paysager existant + changement des localisations de toitures végétalisées dans le BV	Réduction du débit de point	Carter and Jackson (2007)
3	Auckland, New Zealand	MUSIC	0,83	27	Utilisation des deux dispositifs OGS prédéfinies dans le modèle : bassin de rétention et biorétention	Agrégation des dispositifs OGS au réseau d'eaux pluviales existant	Réduction du débit de point Débit de base	Elliott et al. (2009)
4	Beijing, China	SWMM, BMPDSS	0,36	30-69,8	Utilisation des 4 dispositifs OGS prédéfinies dans le modèle : toiture végétalisée, biorétention, tranchée d'infiltration et cuve de récupération des eaux des pluies	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain, Scénario d'optimisation proposé par le modèle BMPDSS	Réduction du débit de point Réduction du volume de ruissellement	Jia et al. (2012)
		SWMM	2	40-84	Deux OGS génériques ont été utilisés : les dispositifs d'infiltration et les dispositifs de stockage. Ces deux GSO ont été modélisés par les fonctions d'infiltration (Green-ampt) et de stockage (dépression) utilisées pour calculer le ruissellement produit dans le sous-bassin (16) du bassin versant étudié.	Scénarios multiples, où les OGS de stockage et d'infiltration avaient la même échelle mais des dispositions différentes au niveau des sous-bassin versants.	Réduction du débit de point	Xing et al. (2016)
5	Crooked Creek, IN, USA	L-THIA-LID	51,29	88	Utilisation de l'approche CN de la SCS pour modéliser plusieurs OGS, Les valeurs de CN ont été calculé via calibration du modèle	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du volume de ruissellement	Liu et al. (2015)

6	Bloomington, IL, USA	PCSWMM	88	80	Utilisation des trois dispositifs OGS prédéfinies dans le modèle : biorétention, chaussé perméable à structure réservoir, et cuve de récupération des eaux des pluies	Agrégation et combinaison des dispositifs OGS pour la gestion des eaux pluviales du BV	Réduction du débit de point	Ahiablame and Shakya (2016)
7	Blacksburg, VA, USA	Bentley, SewerGEMS	1,54	6,2	Représentation de l'OGS du type biorétention via un réservoir de surface et une fonction d'infiltration dans le sol	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du débit de pointe Temps nécessaire pour atteindre le débit de pointe	James and Dymond (2012)
8	Brisbane, Australia	SWMM	1.4–27.9	5–70	Représentation de l'OGS du type cuve de récupération d'eaux de pluie via la modification de paramètres (surfaces imperméables) de la fonction de génération du ruissellement du modèle utilisé dans le BV d'étude	Développement urbain existant et future avec et sans OGS	Réduction du volume de ruissellement	Aryal et al. (2016)
9	Clay County, FL, USA	HEC-HMS	2,5	13	Représentation des OGS du type rétention-infiltration à travers de l'approche SMA (<i>soil moisture accounting</i>): couches de de stockage superposés. Dans chaque couche de stockage on peut calculer l'interception du canopée, dépression de stockage d'eau dans la surface et l'infiltration, le stockage dans le sol et le stockage dans les eaux souterraines, l'évapotranspiration	Développement urbain existant avec et sans OGS	Réduction du débit de point Réduction du volume de ruissellement	Williams and Wise (2006)
10	College Station, TX, USA	HEC-HMS	3	41	Utilisation de l'approche CN de la SCS pour modéliser les OGS du type chaussé perméable, cuve de récupération d'eaux de pluie, toiture végétalisée et bassin de rétention, Les valeurs de CN ont été calculé via calibration du modèle	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du débit de point	Damodaram et al. (2010)

11	Copenhagen, Denmark	MIKE URBAN CS/MOUSE	3	Non indiqué	Utilisation du dispositifs OGS prédéfinie dans le modèle : puits d'infiltration	Agrégation des dispositifs OGS au réseau d'eaux pluviales existant	Volume annuel de débordement du réseau d'eaux pluviales existant	Roldin et al. (2012)
12	Dallas/Ft. Worth, TX, USA	SWAT	370	Non indiqué	Les OGS du type toiture végétalisé, chaussée perméable et récupération des eaux de pluie ont été modélisés à partir de <i>Curve Number</i> (SCS). On peut appliquer des CN prédéfinis : CN de 84 à 90 pour les toitures, 36 à 87 pour chaussée perméables, noues entre 79 à 91	Développement urbain existant et future avec et sans OGS	Réduction du débit de point	Giacomoni et al. (2014)
13	Austin, TX, USA	SWAT	14,98	37	Représentation des OGS du type toiture végétalisé, biorétention, cuve de récupération d'eaux de pluie et chaussée perméable à structure réservoir à partir des réservoirs en surface et dans le sol. Dans chaque réservoir on a des fonctions de stockage, évapotranspiration, infiltration, percolation et surverse	Développement urbain existant avec et sans OGS	Réduction du débit de point Réduction du volume de ruissellement	Her et al. (2017)
14	Guangzhou, China	SUSTAIN	0,3	59	Utilisation des cinq dispositifs OGS prédéfinies dans le modèle : toiture végétalisé, biorétention, noue, cuve de récupération d'eaux de pluie et bassin de rétention	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du débit de point Réduction du volume de ruissellement	Jia et al. (2015)
15	Indianapolis, IN, USA	L-THIA-LID	0,07 and 44	95-99	Utilisation de l'approche CN de la SCS pour modéliser les OGS du type chaussée perméable et cuve de récupération d'eaux de pluie. Les valeurs de CN ont été calculé via calibration du modèle	Développement urbain existant avec et sans OGS	Réduction du volume de ruissellement Débit de base	Ahiablame et al. (2013))
16	Iowa City, IA, USA	SCS CN and UNSAT-H	8,4	50	Utilisation de l'approche CN de la SCS pour modéliser des OGS du type infiltration (différentes valeurs de CN testés)	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du débit de point Réduction du	Holman-Dodds et al. (2003)

							volume de ruissellement	
17	Kitchener, Ontario, Canada	GAWSER	5,75	Non indiqué	Représentation d'OGS du type noue et biorétention comme réservoirs de stockage fonctionnant grâce aux fonctions d'évapotranspiration, d'infiltration et de surverse	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du débit de point Réduction du volume de ruissellement	Zimmer et al. (2007)
18	Lafayette, IN, USA	L-THIA-LID	0,03-1,1	Non indiqué	Utilisation de l'approche CN de la SCS pour modéliser les OGS du type chaussé perméable, cuve et citerne de récupération d'eaux de pluie, biorétention et toiture végétalisée. Les valeurs de CN ont été calculé via calibration du modèle	Développement urbain existant avec et sans OGS	Réduction du volume de ruissellement	Wright et al. (2016)
19	Nanjing, China	SCS CN	0,58	73,8	Utilisation de l'approche CN de la SCS pour modéliser des OGS du type toiture végétalisée (CN = 84-90), chaussé perméable à structure réservoir et cuve de récupération d'eaux de pluie (CN = via calibration)	Développement urbain existant avec différents positionnements d'OGS dans le BV	Réduction du volume de ruissellement Débit de base	Zhang et al. (2016)
20	New York City, NY, USA	SWMM	124	1,7-43,7	Utilisation des trois dispositifs OGS prédéfinies dans le modèle : biorétention, cuve de récupération d'eaux de pluie et chaussé perméable à structure réservoir	Développement urbain existant avec et sans OGS	Réduction du volume de ruissellement	Zahmatkesh et al. (2015)
21	Palermo, Italy	Integrated urban drain-infiltration BMP-storage tank model	0,128	68	L'OGS d'infiltration ont été représentés comme un réservoir avec une fonction d'infiltration (Green-Ampt) et un débit de surverse donné par un loi d'orifice	Développement urbain existant avec et sans OGS	Réduction du volume de ruissellement	Freni et al. (2010)
22	Recklinghausen, North Rhine-Westphalia, Germany	GwNeu, HYDRUS-2D, SPRING	11,5	63-83	Utilisation des deux couches de sol différents en HYDRUS pour modéliser des OGS d'infiltration	Développement urbain existant et future avec OGS	Recharge des eaux souterrains	Göbel et al. (2004)
23	St. Louis, MO, USA	PCSWMM	93	40	Utilisation des trois dispositifs OGS prédéfinies dans le modèle : cuve de récupération d'eau de pluie, biorétention et chaussée perméable	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du volume de ruissellement	Vittorio and Ahiablame (2015)

24	San Diego, CA, USA	SWMM	31	50	Les OGS de récupération d'eaux de pluie ont été modélisés de deux manières : Avec le module prédéfini donné par le modèle, et une modélisation alternative conversant le stockage de l'OGS comme un stockage dans la dépression de la zone imperméable du BV	Développement urbain existant avec et sans OGS	Réduction du débit de point Réduction du volume de ruissellement	Walsh et al. (2014)
25	Singapore, Singapore	MIKE URBAN	161	66	Les OGS bioretention et les toitures végétalisées sont représentés à partir des fonctionnes du modèle hydrologique utilisé	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du débit de point Réduction du volume de ruissellement	Trinh and Chui (2013)
27	Woburn, MA, USA	SCS CN method	25	Non indiqué	Utilisation de l'approche CN de la SCS pour modéliser des OGS du type infiltration (CN calculé via calibration)	Développement urbain existant avec différents positionnements d'OGS dans le BV	Réduction du débit de point	Perez-Pedini et al. (2005)
28	Charlotte, North Carolina,	RHESSys Model	1,8	15	L'OGS de rétention ont été représentés comme des réservoirs fonctionnant grâce aux fonctions d'évapotranspiration, d'infiltration et de surverse	Développement urbain existant avec et sans OGS, et les conditions avant développement urbain	Réduction du volume de ruissellement	Bell et al. (2019)

8.1. Article sur la typologie d'ouvrages de gestion à la source (OGS) des eaux pluviales

Towards a comprehensive functional typology of Stormwater Control Measures for hydrological and water quality modeling purposes

José Manuel TUNQUI NEIRA, Marie-Christine GROMAIRE, Katia CHANCIBAULT and Ghassan CHEBBO

Pour citer cette version :

Tunqui Neira, J.M., Gromaire, M.-C., Chancibault, K., Chebbo, G., 2023. Toward a comprehensive functional typology of stormwater control measures for hydrological and water quality modeling purposes. *Blue-Green Systems* 5, 41–56.
<https://doi.org/10.2166/bgs.2023.026>

Towards a comprehensive functional typology of Stormwater Control Measures for hydrological and water quality modeling purposes

José Manuel TUNQUI NEIRA^{a,b,*}, Marie-Christine GROMAIRE^a, Katia CHANCIBAULT^b and Ghassan CHEBBO^a

^a LEESU, Ecole des Ponts, Univ Paris Est Creteil, Marne-la-Vallée, France

^b GERS-EE, Univ Gustave Eiffel, F-44344, France

* Corresponding author. E-mail: jose-manuel.tunqui-neira@enpc.fr

Abstract

Stormwater control measures (SCMs) are designed according to different urban stormwater management criteria. These criteria are usually the basis for the conception of SCMs typologies. Although these typologies are useful, there is currently no typology that can generically describe all the diversity of SCMs and that is adapted for modeling. Thus, a new typology is proposed here. This typology is based on two criteria commonly used in stormwater management: the hydrological function and the type of structure. These two criteria are combined through a cross table. This combination yields the identification of 16 groups of SCMs represented graphically by physical compartments. These groups make it possible to represent a large diversity of existing SCMs. The new typology also allows a more adequate identification and conceptualization – via a reservoir-type approach – of the different hydrological and reactive processes occurring at the SCMs level.

Keywords

Urban runoff, SUDS classification, hydrological functions, SCMs structure, reservoir conceptualization.

Highlights

- A typology adapted to hydrological and water quality modeling of SCMs.
- Typology developed on the basis of two commonly used criteria in stormwater management.
- The typology yields a simple conceptualization (reservoir type) of the hydrological and reactive processes within the SCMs that can be easily adapted to stormwater models.

1. Introduction

After a long and gradual maturation, we are currently facing a major paradigm change in urban stormwater management. This change is reflected in the concepts of water sensitive urban design (WSUD), sustainable urban drainage system (SUDS), stormwater control measures (SCMs) (Fletcher et al., 2015) and more recently sponge city (Chan et al., 2018) which are developing internationally. The idea is to somehow make the city "transparent" to rain, in order to maintain the hydrological balance and water quality close to what they would be in the absence of urbanization (Li et al., 2019). In the current context of global changes, precipitation is also a precious resource that must be reconsidered as a vector of adaptation and resilience (Charlesworth, 2010). This requires the promotion of source control measures, in diffuse structures that promote retention as close to the source as possible, infiltration and/or evapotranspiration, as well as water recovery (Eckart et al., 2017).

There are many technical solutions for stormwater source control. The principles implemented are multiple and derive from different points of view: hydrological, environmental and ecological, urbanistic, etc. (Flanagan et al., 2019; Wang et al., 2020). Experimental studies conducted at the scale of single SCMs have confirmed the "multi-component" advantages of these devices (Golden and Hoghooghi, 2018). Nevertheless, the cumulative effect of SCMs at the scale of a neighborhood or even of a city remains rather poorly understood at the present time (Golden and Hoghooghi, 2018; Jefferson et al., 2017). Numerical modeling is needed for such investigations, since it enables the virtual testing of different configurations through what is commonly called a scenario analysis (Cortinovis et al., 2022;

Jefferson et al., 2017). However, modeled SCM deployment scenarios generally consider a limited number of SCM facilities that are replicated at the catchment scale (Cortinovis et al., 2022; Massoudieh et al., 2017). Yet, at an urban scale, a great diversity of SCMs techniques are likely to be used, implemented in parallel or in series (Lashford et al., 2020).

This great diversity results in very different configurations, depending on the local context: a SCM can be exfiltrating or impermeable, with regulated outflow or uncontrolled overflow, with or without retention, detention above or below ground. However, the names of the SCMs (swale, bioretention cell, permeable pavement...) only partially reflect this variety of configurations. Thus, to our knowledge, there is no reference system that exhaustively covers all SCMs in all configurations that can be envisaged. Consequently, no hydrological model, to date, is able to represent all these configurations. For example, SWMM (Rossman, 2015), even though it has a modeling module of 8 SCMs techniques, none of them can model runoff flow regulation at the SCM surface. This might be done with a storage unit, however storage units do not allow to represent a layer of vegetated soil above an impervious lining, nor is that possible for the vegetative swale model.

The development of a model able to represent a large diversity of SCMs at the urban scale thus requires a suitable typology able to represent quasi exhaustively the different techniques. This typology could be based on generic classes described by a limited number of criteria. While several approaches have been proposed to classify stormwater control measures techniques (e.g. Askarizadeh et al., 2015; Chocat et al., 2022; Fletcher et al., 2013), there is currently no typology that covers all these techniques and that is adequate for modeling different SCMs at large spatial scales. Moreover, the current terminology is sometimes ambiguous, with the use of various terms to designate the same category of SCMs - e.g. bioretention, raingarden, biofiltration (Chocat et al., 2022), or on the contrary the use of a same term (e.g. swale) to designate SCMs with to which may however correspond quite different modes of design (e.g. swale with or without check dams, with or without flow regulation, with or without filtration media) and therefore different stormwater management objectives (Sage, 2016).

In this article, we first analyze the different criteria used for the classification of SCMs techniques. Based on these criteria, a new comprehensive and functional SCMs typology is then proposed. Finally, a conceptualization of hydrological and reactive processes (for pollutant removal) is developed for hydrological and water quality modeling purposes.

2. Usual criteria for classifying stormwater control measures (SCMs) cited in literature

2.1. Urban planning criteria

The analysis of different stormwater technical guides (e.g. Ballard et al., 2015; CDEP, 2004; MDDEP, 2012) and scientific papers (e.g. Dierkes et al., 2015; McPhillips and Matsler, 2018; Romnée, 2015) allowed us to identify criteria based on urban planning related to the location of the SCM, the characteristics of the urban environment or the landscape value of the SCM:

- The "location" criterion is proposed to determine the possibilities of maintenance and operation. It allows first of all to distinguish the SCMs implanted in the public domain from those in the private domain. It also takes into account the location and nature of the space mobilized (for example: SCMs on top of, within or under a building; on top of or under a landscaped area, on top of or under an open space).
- The "land use" criterion allows the choice of the type of SCM to be implemented based on the type and characteristics of the urban environment. First, it classifies the SCMs according to the type of land use, distinguishing between: dense city centers, residential areas, business areas, roads and parking lots, squares and forecourts, parks and gardens, and open-air playgrounds.

It also takes into account the physical characteristics of the urban environment such as topography, soil type, soil infiltration capacity, the presence of green spaces and water bodies.

- The “landscape” criterion takes into account whether water is visible or not and whether the SCMs are vegetated or not. It allows classification of SCMs according to the way it is implemented (open air with a permanent water body, open air without a permanent water body, underground) and the modality of vegetation (totally, partially or not vegetated).

While relevant for urban planners and developers, these SCM typologies are not adapted to hydrological modeling purposes as the associated hydrological functions of SCMs are not all explicitly taken into account.

2.2. Hydrological design function criteria

In general, a stormwater management system must address multiple objectives (Flanagan et al., 2019; Wang et al., 2020). Those objectives are associated with the management of different parts of the local precipitation spectrum - from very frequent up to very rare events (MPCA, 2008; Rivard, 2010) and are expressed in regulatory documents via different hydrologic design criteria (Fassman et al., 2013; Sage et al., 2015).

Water resource preservation and protection of aquatic ecosystems are stormwater management objectives that will be achieved via groundwater recharge, stormwater harvesting, pollutant load control, local water balance restoration. They require management of the everyday rain events (Petrucci et al., 2013; Rivard, 2010), which represent an important part of the annual runoff volume. In North America (i.e. Canada and the United States), these objectives are referred to as “small storm hydrology” (Pitt, 1999), and associated with the management of relatively small rainfall depths, often defined as the 80th to 90th percentile of rain depth or as the rain depth allowing an interception of 80% of the annual runoff volume (Fassman et al., 2013; Sage et al., 2015). In the case of Montreal for instance, Rivard (2010) suggests to target rain depths of less than 22 mm (Table 1). In France, 4 levels of services are targeted for urban stormwater management, delimited by the return period of precipitation (CERTU, 2003; Table 1). Pollution control and local water balance corresponds to the first level, and is associated with rain events with a return period of less than 1 month to less than 2 years depending on local regulations. To achieve the “small storm” management objectives a SCM design criteria based on volume (or rain depth) is usually given in the regulatory framework (Sage et al., 2015). It can be defined as a “treatment volume”, i.e. volume to be intercepted in the SCM and depolluted, if the only function targeted is pollution control. But a more robust criterion, allowing to meet a wider range of targeted hydrologic functions, is the “volume reduction” criteria, i.e. define a volume that has to be abstracted in SCMs (by infiltration, evapotranspiration or water use) without any discharge to sewer systems or surface waters.

On the other hand, as can be seen in Table 1, watercourse erosion control and flooding / surcharge control objectives target heavy to exceptional rain events. For these events, stormwater management design criteria based on “flow rate limitation”, i.e. limitation of stormwater discharges, have been of very common application all over Europe and America in the last decades in order to control peak flows in sewer systems and receiving water bodies. SCMs that aim at meeting flow rate limitations mainly rely on temporary detention systems.

Table 1: Hydrological design functions associated to different precipitation categories used in two different countries/cities of the world (*: return period depends on the local authority)

Region/Country	Precipitation category	Management issues	Reference
Montreal	Precipitation depth (mm)	0 – 10 (very frequent)	Groundwater recharge management (infiltration control)
		14 – 22 (common)	Water quality management (pollution control)
		22 – 32 (heavy)	Watercourse erosion control
		>32 (exceptional)	Quantity control (flooding/surcharge)
France	Precipitation returns period* (years)	< 1 month to < 2 years (low precipitation)	Pollution and local water balance control
		< 1 to 10 years (medium)	Runoff control
		10 to 50 years (heavy)	Flood control
		> 50 years (exceptional)	Flood management

Several authors introduced classifications of SCMs based on their hydrological functions. Fletcher et al. (2013) classified stormwater management technologies in two groups: infiltration based technologies that restore subsurface and groundwater flows, and retention based technologies in which they included both detention systems that regulate the flow and abstraction systems based on either evapotranspiration or water usage, that reduce runoff volume. Askarizadeh et al. (2015) classified SCMs, other than those that work only on storage and attenuation (detention systems were not considered in this work), into three hydrological functions groups: infiltration, harvesting and hybrids (which fulfill both infiltration and harvesting). Chocat et al. (2022) classified SCMs techniques in three groups: i) retention systems that allow for runoff volume reduction based on either water usage, infiltration or evapotranspiration; ii) detention systems that regulate stormwater flow based on temporary storage in facilities equipped at their outlet with flow limitations or flow regulation devices; iii) transportation systems like swales. This typology adds missing functions to those proposed by Fletcher et al. (2013) and Askarizadeh et al. (2015).

Unlike typologies based on urban planning, these typologies do take into account the main hydrological function of SCMs. However, they have been developed more for decision-making support in stormwater management than for modeling SCMs at the urban scale. Moreover, a typology based only on main hydrological functions does not allow to differentiate between SCMs with different

structures (vegetated/mineral, open air/underground storage) that can involve other non-negligible secondary hydrological functions (evapotranspiration for instance).

2.3. Classification of SCMs based on their structure

The design of SCMs depends on the management objective to which they are associated but also on development constraints related to their integration into the urban environment. Based on an in-depth analysis of various stormwater technical guides, Sage (2016) proposed a typology of solutions based on three criteria: mode of runoff supply, mode of storage and mode of discharge.

Two categories of supply modes are possible: localized supply (corresponding, for example, to a piped inflow) and diffuse supply, which can correspond to direct incident rainfall (on a permeable pavement for instance), superficial runoff inflow directly from adjacent surfaces or via a grassed strip, or underground inflow via a diffusion drain. Storage of captured runoff volumes can be at the surface or underground. Sage (2016) focused in his work on the case of SCMs allowing for runoff retention on vegetated soils, in which case the underground storage is a storage in porous media which can be a soil or a gravel layer. He did not develop the case of void underground structures, like tanks or ultra-lightweight honeycomb structures, which are of widespread use, be it for runoff recovery, detention or storage before exfiltration. Furthermore, in the case of porous material, no exhaustive differentiation is made between cohesive materials (where free and capillary water flux coexist) and non-cohesive materials (only free water).

The method of evacuation is essentially determined by the hydrologic function assigned to the SCMs but also by the type of storage used. It can be done above or below ground. In both cases, it is possible to distinguish between discharge modes that result in water abstraction (infiltration and evapotranspiration or water usage) and those that only constitute a downstream discharge (overflow or regulated outflow, underground drain connected to the sewer).

3. Proposal of a new SCMs typology

As noticed, there is currently no SCMs typology describing in a generic form the diversity of SCMs and suitable for SCMs modeling. Thus, a new typology is proposed here, based on the different criteria analyzed in the preceding section, namely the hydrological criteria, hereafter referred to as **main SCMs' hydrological assured functions**, and a structure-based criterion, hereafter referred to as **SCMs structure type**. The structure-based criteria are refined so as to describe the different physical compartments of the SCM that have an incidence on hydrological processes.

3.1. Main SCMs' hydrological assured functions

For the construction of the typology, three main hydrological assured functions have been taken into account: runoff volume reduction (V), runoff flow rate regulation (F), runoff transport (T).

3.1.1. Runoff volume reduction (V)

SCMs that are specifically designed to meet runoff volume reduction can rely on **evapotranspiration** (V_{EV}), **exfiltration to the underground** (V_{EX}) or **rainwater harvesting** (V_{RH}). Temporary storage of the targeted runoff volume inside the SCMs is generally needed before its complete evapotranspiration, exfiltration or reuse.

The term “exfiltration” is used here to designate water flow from the SCMs (surface or underground storage volume) to the natural surrounding soil. Therefore, it is distinct from “infiltration” which is used to designate a water flow from the surface into the structure of the SCMs. The hydraulic conductivity of the natural soil is a key factor when exfiltration is an assured hydrological function of SCMs.

Evapotranspiration (i.e., evaporation from plants and land surface plus transpiration from plants) is an important post-storm element of the water cycle and plays a major role in the performance of vegetated SCMs (Ballard et al., 2015; Ebrahimian et al., 2019). After a rain event, evapotranspiration reduces soil moisture, restoring the soil's natural storage capacity and thus allowing runoff to infiltrate during the next rain event. The evapotranspiration process continues during the non-rainfall period as long as sufficient water is available (Berland et al., 2017) which can be beneficial for thermal comfort (Santamouris, 2014). The process of evapotranspiration becomes the main hydrologic function when the SCMs are completely waterproof (without exfiltration processes), such SCMs primarily retain water in their soil substrate and evapotranspire it over time.

Runoff from roofs can be collected in barrels, tanks or cisterns and used for outdoor uses (watering, irrigation) and for indoor uses (non-drinking water supply for toilets, with separate internal network, laundry) (Ballard et al., 2015). The collected water storage compartment can be located either at the surface and/or underground level (Ballard et al., 2015). An overflow will eventually allow larger flows to be properly evacuated.

3.1.2. Runoff flow rate regulation (F)

Runoff exfiltration into the natural soil is usually targeted in the conception of SCMs since it could more accurately mimic the natural hydrological cycle (Bhaskar et al., 2018; Zhang et al., 2020). However, the possibilities of using exfiltration may be limited by many factors, the most important of which is the hydraulic conductivity of the soil where the SCMs will be placed (Ballard et al., 2015; MDDEP, 2012). Other factors, such as geotechnical or topographical constraints, distance to groundwater table, high level of soil contamination, can make the exfiltration process into the natural soil difficult. For these reasons, in addition to or instead of the exfiltration process in the SCMs storage compartment, a flow-regulated outlet can be implemented to evacuate the runoff into an existing sewer network (Ballard et al., 2015; MDDEP, 2012). SCMs intercept runoff, then a fraction of this water volume may return to the sewer network while the other fraction may return to the natural soil. It may also happen that all runoff is evacuated to the sewer network. This hydrological function can be divided in two sub-categories:

- Flow regulation and exfiltration (F_{RE}): such SCMs allow for both exfiltration of a part of the runoff and flow regulation of excess waters, including heavy rain events. They thus both target flood control objectives for heavy rains and runoff volume reduction of frequent rain. The relative fraction of exfiltration can be very variable depending on the structure of the SCM, its design and the underground conditions;
- Flow regulation only (F_{RG}): such SCMs are completely waterproof, consequently runoff cannot be exfiltrated into the natural soil, most part (or all) of the runoff is discharged to the stormwater network. Some minor volume reduction may however take place through evaporation or evapotranspiration, especially when the waterproof lining of the storage facility is covered with a vegetated soil layer.

3.1.3. Runoff transport (T)

The representative SCM of this assured hydrological function is the transport swale or the ditch. Transport swales are broad, shallow, linear vegetated channels which can transport runoff surface water towards an outlet, or convey it to another SCM. While transport is the primary function targeted here, the transport swale can also be designed to enhance runoff rate reductions and volumes reduction (Charlesworth et al., 2016; Davis et al., 2012) as well as pollutants removal (Ballard et al., 2015; Davis et al., 2012).

3.2. SCMs structure type

The second criterion that we have taken into account for the construction of this new typology is the SCMs structure type, i.e. the physical compartments in the SCMs where the runoff volume (collected by the SCMs) is handled. The SCM's structure is important as it determines which will be the processes taking place in the technique (hydrological, hydroclimatic and reactive processes in the case of pollutants). For example, SCMs with no water retention on the surface or inside a substrate do not allow for evapotranspiration. Another example is if the water retained on the SCMs surface percolates through a substrate, the dominant (reactive) SCMs processes will be filtration and adsorption of pollutants. In this regard, this criterion can be divided into two subgroups: **Open-air structure type (O)** and **Underground structure type (U)**.

3.2.1. Open-air structure type (O)

SCMs often present an open-air water storage compartment at their surface that allows for temporary storage until the runoff is either evacuated at regulated flow to superficial outlet or infiltrated into the underlying substrate layers. An overflow structure or a bypass may be present to evacuate excess runoff (Lisenbee et al., 2021). The surface level often consists of vegetated spaces integrated into the urban environment; however, it may also consist in impervious depressions (concrete, cobblestone). Beyond the obvious landscape interest, the presence of vegetation has a positive influence on the hydrological and water quality performances of the SCMs (Zhang et al., 2020). We can distinguish between two types of open air structures: those that involve water flow percolation through one or several pervious engineered substrates (O_{PE}) and those where the runoff is handled on the topsoil (O_{SU}).

In the case of **open-air structure with percolation through a substrate (O_{PE})** the whole stored runoff volume will be infiltrated into the underlying substrate layer. The substrate is a layer of engineered soil, which allows efficient infiltration but also provides the necessary green water storage (Falkenmark and Rockström, 2006) needed to support the vegetation. It can also be designed for pollution control (Ali and Pickering, 2023). Percolation water can be evacuated by exfiltration to the surrounding ground or/and by an underdrain. A supplementary internal water storage (IWS) layer may be present under the substrate compartment. This layer is needed when the exfiltration or drainage rate is lower than the percolation rate. It can also be implemented to support vegetation during dry periods or to create anaerobic conditions favorable to nitrogen removal (Brown and Hunt, 2011; Lisenbee et al., 2021).

In the case of **open-air structure with a superficial runoff management (O_{SU})**, most of the runoff volume is evacuated superficially. Part of the stored runoff may be infiltrated, but unlike the previous subgroup, this will occur directly on the natural topsoil and not on a modified infiltration substrate and as long as the soil permeability and groundwater recharge conditions of the site allow it (Ballard et al., 2015; MDDEP, 2012).

3.2.2. Underground structure type (U)

In this case the SCMs structure is located underground. It consists in a storage/drainage compartment that allows for temporary storage until the runoff volume is either exfiltrated to the natural underground, or evacuated at limited flow to a sewer network, or both.

This type of structure can be divided into two subgroups according to how the runoff is supplied to the storage compartment. Runoff can be supplied to the underground storage facility through a **permeable mineral surface (U_{PP})**. In this case water retention and evaporation as well as pollution/depollution processes (filtration, adsorption or on the contrary contamination by lixiviation of the permeable material) have to be considered (Tziampou et al., 2020; Yu et al., 2021). The importance of these processes depends on the nature and thickness of the permeable mineral surface

layer. This permeable mineral surface can be made with a permeable surfacing material such as porous asphalt, pervious concrete, or with non-permeable blocks with spaces allowing the water to flow in between such as permeable interlocking concrete pavement or grid paver systems (Tziampou et al., 2020).

The surface of the SCMs can also be totally impermeable. In this case the storage compartment is **supplied by pipes** (U_{PI}) and the SCM does not have any interactions with the atmosphere.

3.3. Combining the two main SCMs classification criteria

The combination of these two classification criteria i.e., 1) main hydrological assured functions and 2) SCM structure type, in a cross table allows to classify all SCMs into 16 groups (Figure 34) which are described below.

Runoff reduction via evapotranspiration in open air SCMs based on percolation through a substrate ($V_{EV} \times O_{PE}$)

This group contains green roofs (intensive, semi-intensive and extensive, Vijayaraghavan, 2016), green walls (Manso and Castro-Gomes, 2015) and planter boxes, as well as some types of vegetated parking lots (Varnède, 2020). In this group, most of the rainwater will be stored in the vegetation and substrate compartments, to be later evacuated mostly by evapotranspiration. The excess rainwater fraction will be evacuated by the drainage compartment and possibly by an overflow. A supplementary storage layer can be implemented under the substrate layer so as to create a water reserve for the plants. There may or not be a temporary water storage layer at the top for this SCM. For techniques in this category the bottom is either impervious (lined or implemented on a slab) or shows very low permeability (e.g., compacted clay soil beneath a vegetated parking lot structure) so that exfiltration is negligible.

Runoff reduction via exfiltration in open air SCMs based on percolation through a substrate ($V_{EX} \times O_{PE}$)

This group contains all SCMs that function as non-lined bioretention systems, for instance rain gardens, tree box filters, bioswale and biofilters (MPCA, 2008), as well as infiltration basins and infiltration swales. A part of the runoff will be intercepted by the vegetation, most of the runoff volume is infiltrated through a substrate compartment, with (e.g., bioretention cells, bioswales, infiltration basin...) or without (e.g., vegetated parking lots) prior storage at the surface, and is finally exfiltrated into the deep natural soil. The substrate compartment may consist of a specifically engineered substrate (for depollution purposes for instance, Ali and Pickering, 2023), or a topsoil layer implemented for planting purposes or even the natural topsoil layer formed over time. The underground storage compartment is optional, and will be used if the soil is not sufficiently permeable in order to improve exfiltration performance (MDDEP, 2012). Though these techniques also allow for temporary water storage in the substrate and its later on evapotranspiration, exfiltration is here the dominant outflow pass way. In this SCMs group evapotranspiration is limited by the quantity of the water that can be stored through field capacity in the soil layer. While evapotranspiration is usually not the dominant flux for this type, it can still be significant and should be taken into account in continuous hydrological simulation.

Runoff flow regulation and exfiltration in open air SCMs based on percolation through a substrate ($F_{RE} \times O_{PE}$)

In this case, only a fraction of runoff collected by the SCMs can be exfiltrated to the natural soil, therefore a drainage compartment will be incorporated into the SCMs structure to evacuate the rest

of runoff volume to the sewer network. Depending on where the evacuation drain is located (e.g. in the middle of the storage compartment), an internal water storage zone (IWS) may also be available (Lisenbee et al., 2021).

Function Structure type		Runoff volume reduction (V)			Runoff flow rate regulation (F)		Runoff Transport (T)
		Rainwater Harvesting (V _{RH})	Evapotranspiration (V _{EV})	Exfiltration (V _{EX})	Flow regulation and exfiltration (F _{RE})	flow regulation only (F _{RG})	
Open-air structure (O)	Percolation through a substrate (O _{PE})		<div> <div>**</div> <div></div> <div></div> <div>**</div> </div>	<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div>**</div> </div>	<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>	<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>	
	Superficial runoff management (O _{SU})		<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>	<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>	<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>	<div> <div></div> <div>**</div> <div>**</div> <div>**</div> </div>	<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>
	Supplied by permeable mineral surface (U _{PP})			<div> <div></div> <div></div> </div>	<div> <div></div> <div></div> </div>	<div> <div></div> <div></div> </div>	
	Supplied by pipe (U _{PI})	<div> <div></div> </div>		<div> <div></div> <div></div> </div>	<div> <div></div> <div></div> </div>	<div> <div></div> <div></div> </div>	

Legend

SCMs specific compartments

Temporary surface water compartment

Temporary surface water compartment with flow regulation device

Temporary surface water compartment for transport

Permanent surface water compartment

Vegetal compartment

Substrate compartment

Storage/exfiltration compartment

Storage/drainage/exfiltration compartment

Lined storage/drainage compartment

Natural topsoil compartment

Deep natural soil compartment

Permeable mineral surface compartment

Impermeable surface compartment

**

Optional compartments

Figure 34: Cross table between the two main criteria used to create a functional typology for SCMs. The compartments inside the red box are those that belong to the SCMs and participate directly in runoff mitigation. The compartments outside the red box are complementary for better referencing of the SCMs

Runoff flow regulation in open air SCMs based on percolation through a substrate ($F_{RG} \times O_{PE}$)

This group typically contains all SCMs that function as lined bioretention systems (e.g. stormwater planters, reed bed filters, MPCA, 2008) where the percolation water is collected into an underdrain and discharged at a regulated flow to surface waters (usually via a storm sewer). In this case, the runoff captured by the SCMs cannot be exfiltrated to the natural soil, part of the runoff is retained in the substrate and later on evapotranspired, however restitution is the dominant outlet, especially for heavier rain events and during winter period when transpiration is limited. Flow limitation can be achieved naturally through the permeability of the substrate and/or through a flow control device.

Runoff reduction via evapotranspiration in open air SCMs with superficial runoff management ($V_{EV} \times O_{OSU}$)

Unlike $V_{EX} \times P_{PE}$, in this group water percolation through the lined porous media is limited by the absence of an underdrain. Some part of the rainwater/runoff will be stored in vegetation and soil compartments, and possibly also at the surface, to be later evacuated by evapotranspiration. While not very common, can be considered here wet swales, and some configurations of small detention ponds or non-drained planter boxes.

Runoff reduction via exfiltration in open air SCMs with superficial runoff management ($V_{EX} \times O_{SU}$)

This group corresponds to SCMs that evacuate runoff by infiltration into open ground. Hydrologic functioning is relatively similar to $V_{EX} \times O_{PE}$ but the subsurface compartment does not have an underground storage compartment and thus no capillary rupture between the top substrate layer and the underground. Runoff mitigation is achieved through the combined work of the SCMs surface and the natural soil where it is placed. We can consider in this group (among others) SCMs such as simple rain gardens and infiltration basins.

Runoff flow regulation and exfiltration in open air SCMs with superficial runoff management ($F_{RE} \times O_{SU}$)

This group corresponds to various types of detention techniques implemented on vegetated ground (e.g., detention basins, detention swales). Runoff is stored at the surface compartment of the SCMs. A major part of this volume is evacuated at regulated flow to the sewer network, and the rest is infiltrated into the natural topsoil.

Runoff flow regulation in open air SCMs with superficial runoff management ($F_{RG} \times O_{SU}$)

This group contains various types of lined detention techniques (retention ponds, impervious detention basins, rooftop detention, lined storage swales, surface flow constructed wetlands, sedimentation basins). The impervious lining can be visible or covered with a small layer on vegetated soil. Runoff will be stored in the open-air surface compartment of the SCMs. All or most part of the runoff is evacuated at regulated flow to the sewer network. Part of it can remain permanently at the surface of the SCMs in the case of wet ponds. Some retention in the topsoil and later on evapotranspiration is possible when the impervious layer is covered with top soil.

Runoff transportation in open-air SCM with superficial runoff management ($T \times O_{SU}$)

This group contains SCMs that allow for open air collection and transportation of runoff, such as transport swales and vegetated ditches (Ballard et al., 2015; Davis et al., 2012). Runoff is collected at the surface compartment and transported downstream. If possible, a part of the runoff will be infiltrated through the superficial natural soil. These techniques can be used to convey runoff to another SCMs or to evacuate runoff for extreme rainfalls that exceed on site management targets.

46 **Runoff reduction via exfiltration in underground SCMs supplied by permeable surface ($V_{EX} \times U_{PP}$)**

47 In this SCMs group incident rainfall and potential runoff from adjacent surfaces is infiltrated through
48 non vegetated permeable surfaces. It can be momentarily stored in an underground storage
49 compartment (porous media or granular media or ultralight alveolar structure), and finally exfiltrated
50 into the natural surrounding soil. Though some runoff losses can be attributed to water retention on
51 the permeable layer and later to evaporation, the exfiltration flux remains the main one. Vegetated
52 permeable pavement which does enhance evapotranspiration fluxes is not considered here but, in the
53 group, $V_{EX} \times O_{PE}$. The $V_{EX} \times U_{PP}$ group encompasses different types of permeable pavements but also
54 infiltration trenches.

55 **Runoff exfiltration and flow regulation in underground SCMs supplied by permeable surface ($F_{RE} \times$
56 U_{PP})**

57 SCMs in this group are similar in structure to $V_{EX} \times U_{PP}$, however, in this case not all of the runoff
58 collected by the SCMs can be exfiltrated to the natural soil. Therefore, part of the storage compartment
59 becomes also a drainage compartment to evacuate the remaining fraction of the runoff at regulated
60 flow to the sewer network

61 **Flow regulation in underground SCMs supplied by permeable surface ($F_{RG} \times U_{PP}$)**

62 SCMs in this group are similar in structure to $V_{EX} \times U_{PP}$ and $F_{RE} \times U_{PP}$, but in this case the storage
63 compartment is totally waterproof, exfiltration is completely prevented and the whole runoff volume
64 is evacuated at a regulated flow to the sewer network.

65 **Runoff reduction via rainwater harvesting ($V_{RH} \times U_{PI}$)**

66 This group corresponds to various types of rainwater harvesting systems: rain water barrels, rainwater
67 tanks and cisterns, that store rainwater coming from the roofs (Ballard et al., 2015) or from other
68 impervious surfaces. These SCMs were assimilated to “underground” techniques even if the storage
69 tank can be implemented outside, as the water is managed in a closed compartment that does not
70 allow exchanges with the atmosphere.

71 **Runoff reduction via exfiltration from an underground SCMs supplied by pipe ($V_{EX} \times U_{PI}$)**

72 SCMs from this group store the water temporarily in underground reservoir structures supplied by
73 storm pipes or street gullies, before exfiltrating it to the surrounding natural soil. It covers for instance
74 underground infiltration tanks, infiltration wells and soakaways (Ballard et al., 2015).

75 **Runoff exfiltration and flow regulation in underground SCMs supplied by pipe ($F_{RE} \times U_{PI}$)**

76 SCMs in this group are similar in structure to $V_{EX} \times U_{PI}$ however in this case not all the runoff collected
77 by the SCMs can be exfiltrated to the natural ground. Therefore, part of the storage compartment
78 becomes also a drainage compartment to evacuate the remaining fraction of the runoff at regulated
79 flow to the sewer network.

80 **Flow regulation in underground SCMs supplied by pipe ($F_{RG} \times U_{PI}$)**

81 SCMs in this group are similar in structure to $V_{EX} \times U_{PI}$ and $F_{RE} \times U_{PI}$ but in this case the storage
82 compartment is totally waterproof, exfiltration is completely prevented and the whole runoff volume
83 is evacuated at a regulated flow to the sewer network.

4. Use of SCMs typology for hydrological and reactive processes modeling

Thanks to the typology developed (Figure 34), 16 groups have been identified that adequately assemble different SCMs techniques according to their main hydrological functions and structure types. They make it possible to develop an adequate conceptualization of the different hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical, for water quality improvement).

For conceptualization, the simplest approach has been used: reservoirs. Four types of reservoirs are identified in the typology (in relation to the compartments of the SCMs):

- Interception (IP)
- Free water at the surface (FWS)
- Water in the topsoil/substrate (free and capillary water)
- Free water in the underground storage (FWU).

Through this approach, we can observe that many SCMs can be represented by the same type of conceptualization, which we have denominated as **process modeling class**. Five classes were then identified in the typology (Figure 35):

1. **Class $VF \times O_{PE}$** : that assembles all SCMs groups of *open-air structure with percolation through a substrate (O_{PE})* structure type.
2. **Class $VF \times O_{SU}$** : that assembles the SCMs groups $V_{EV} \times O_{SU}$, $V_{EX} \times O_{SU}$, $F_{RE} \times O_{SU}$ and $F_{RG} \times O_{SU}$ where runoff management can be managed at the surface of the SCM.
3. **Class $T \times O_{SU}$** : only for the SCMs group $T \times O_{SU}$, characterized by the transport of water.
4. **Class $VF \times U_{PP}$** : that assembles all SCMs groups supplied by *permeable mineral surface* structure type.
5. **Class $VF \times U_{PI}$** : that assembles all SCMs groups supplied by *pipe* structure type.

In this paper, **the first class ($VF \times O_{PE}$)** is explained in detail (Figure 36) as it is the most complex class with almost all the reservoirs. The conceptualization of the other 4 classes is provided in the supplementary material section and only the hydrologic and reactive processes that are specific to these classes will be briefly discussed here. In the case of the reactive processes, the materials in the SCMs compartments play a significant role. Then, a combination of water reservoirs and textures of the materials has been used for the water quality conceptualization (Figure 36). All the different acronyms used in the conceptualization (Figure 36) of the first class are described in Figure 37

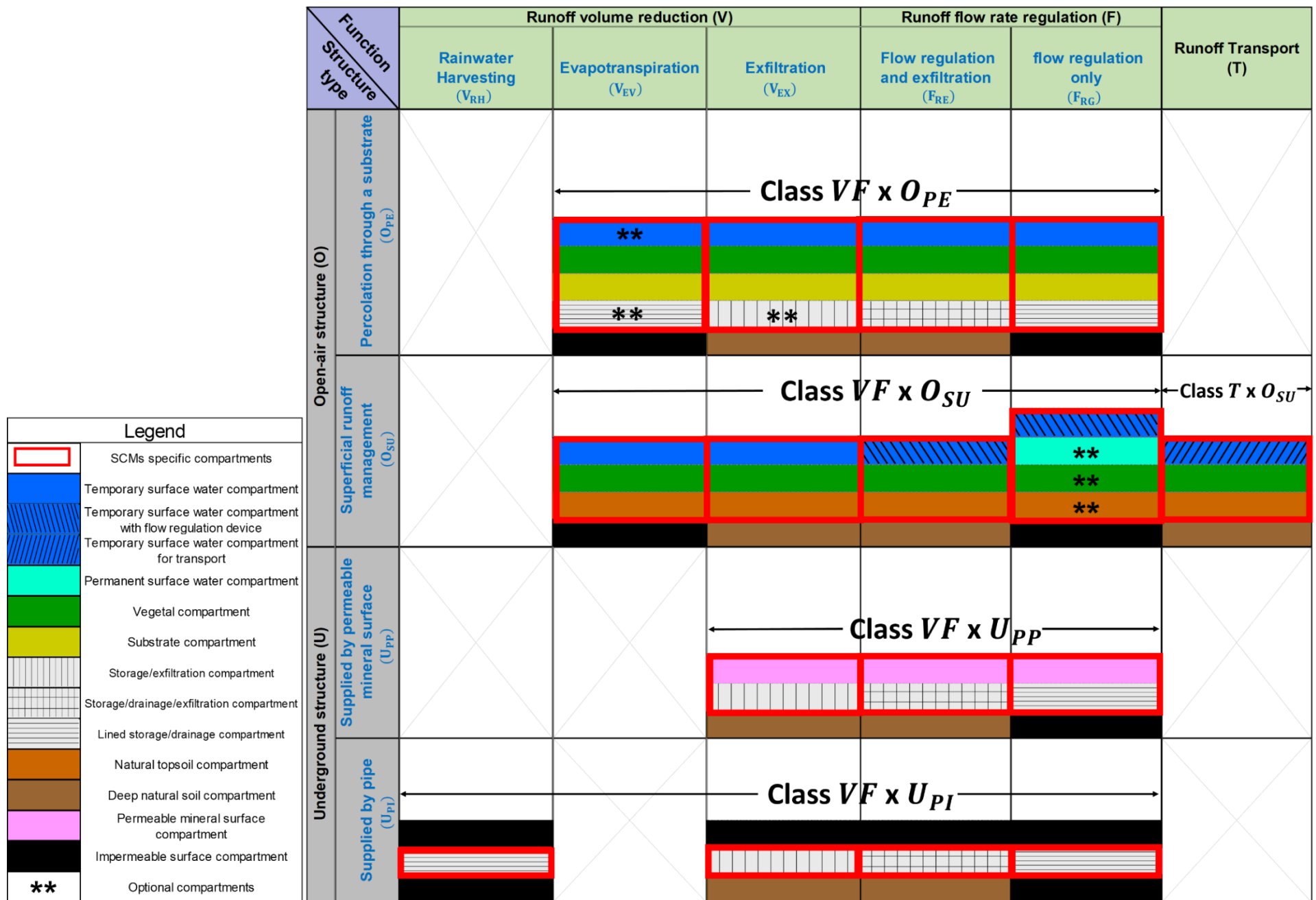


Figure 35: Classes that can be formed for a synthesized representation of the conceptualization of hydrologic and reactive processes of the SCMs groups of the typology

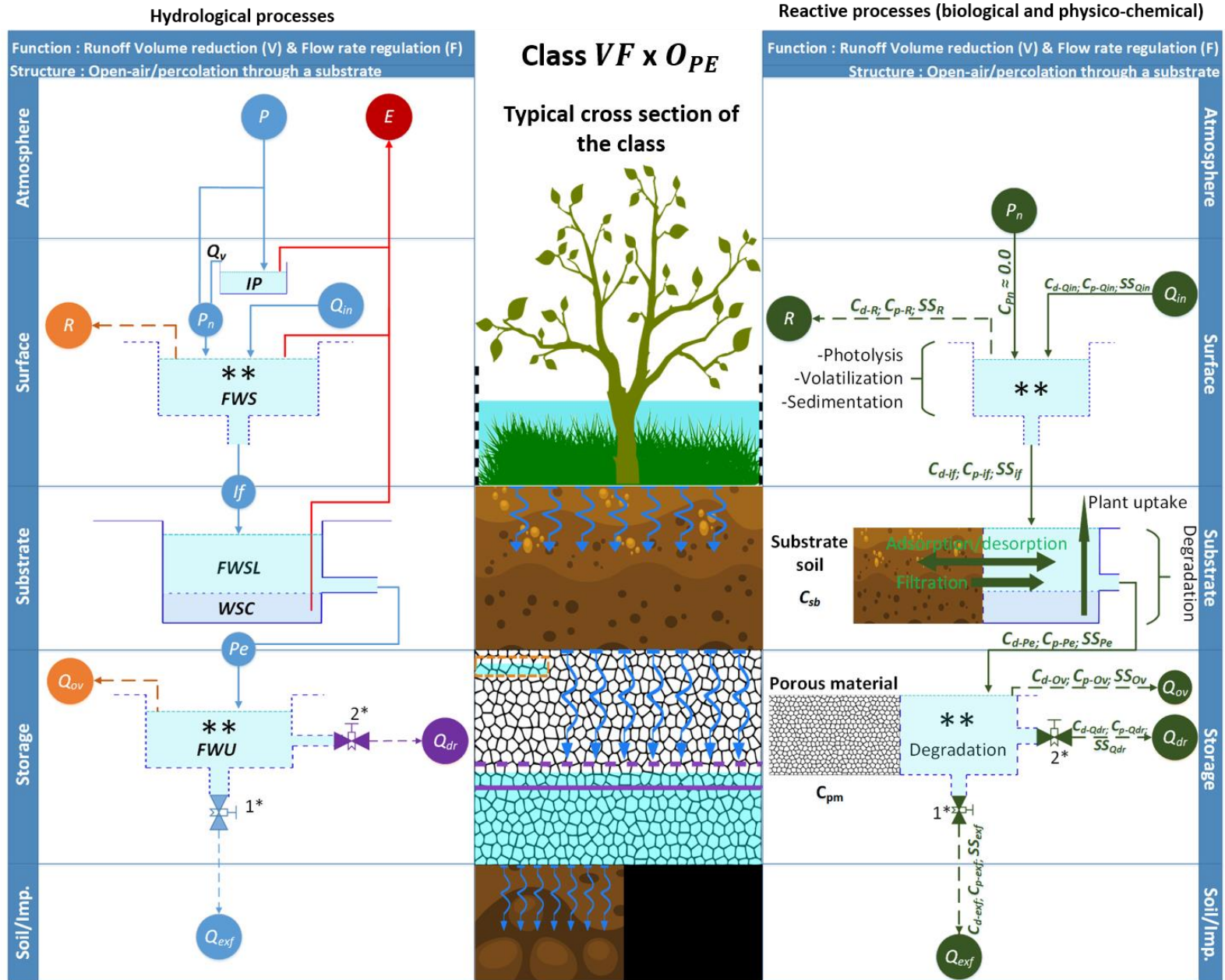


Figure 36: Conceptualization of hydrological and biological and physico-chemical processes of the $VF \times O_{PE}$ class. The two asterisks (and thus the reservoirs drawn with dashed lines) indicate that the reservoir may be optional (based on the SCMs compartments in Figure 35)

Glossary of terms and connectors for SCMs process modelling class

















 P Precipitation [$L.T^{-1}$]	 Q_{in} Runoff from impervious surfaces connected to the SCMs [$L.T^{-1}$]	 E Evapo(trans)piration [$L.T^{-1}$]
 R Runoff from the SCMs [$L.T^{-1}$]	 I_f Water infiltration to the substrate [$L.T^{-1}$]	 P_e Water percolation to the storage compartment [$L.T^{-1}$]
 Q_{dr} Regulated water evacuated by the drain in the SCMs storage compartment [$L.T^{-1}$]	 Q_{exf} Water exfiltration from the SCMs to the soil [$L.T^{-1}$]	 Q_{ov} SCMs storage compartment overflow [$L.T^{-1}$]
IP Interception reservoir [L]	 P_n Net precipitation [$L.T^{-1}$]	Q_v Water flow from the interception reservoir [$L.T^{-1}$]
FWS Free water on the surface reservoir [L]	FWSL Free water in the SCMs soil reservoir [L]	WSC Capillary water in the SCMs soil reservoir [L]
FWU Free water in the underground storage [L]	 Representation of the SCMs storage compartment overflow in cross section	 Representation of the SCMs storage compartment drain in cross section
C_{d-*} Dissolved pollutant concentration [$M.L^{-3}$]	C_{p-*} Pollutant concentration in suspended solids [$M.L^{-3}$]	SS_* Suspended solids [$M.L^{-3}$]
C_{sb} Chemical concentration in the SCMs substrate [$M.M^{-1}$]	C_{pm} Chemical concentration in the SCMs storage compartment [$M.M^{-1}$]	 Conceptual valve
 SCMs flowpath/Possible flowpath(depending on the boundary conditions)	** SCMs optional compartment	 SCMs reactive flowpath/Possible reactive flowpath(depending on the boundary conditions)
	 Water flowpath representation in the SCMs cross section	

Figure 37: Glossary of terms and connectors appearing in the process modeling class $VF \times O_{PE}$ (i.e., Figure 36)

4.1. Conceptualization of hydrological processes of the $VF \times O_{PE}$ class (Figure 36)

The SCM can be fed by direct precipitation (P) and by runoff (direct or piped) from upstream surfaces connected to the SCM (Q_{in}). The SCM can also be fed indirectly, for example through runoff from another SCM. All these types of water inflow can be managed through the adequate parameterization of the surface reservoirs (i.e. IP and FWS). The precipitation is partially intercepted by vegetation. The intercepted water remains on the vegetation until it evaporates or flows to the surface reservoir when the maximal capacity of the interception reservoir is exceeded (Xiao et al., 2007). This is represented by the interception reservoir (IP).

The surface reservoir (FWS) receives two inflows: net precipitation (P_n) which is the sum of the non-intercepted precipitation (P) and the overflow (Q_v), and the incident runoff (Q_{in}). They are momentarily stored before being infiltrated (If) through the substrate or evaporated (E). Runoff (R) occurs when the water level stored in the surface reservoir exceeds its maximal capacity (Lisenbee et al., 2021; Rossman, 2015). The runoff produced in the SCM can be connected to another SCM for further management.

Water infiltration (If) penetrates the SCMs substrate compartment. In this compartment the water flow can be conceptualized through a reservoir with two compartments: one to represent the percolation processes between the different SCMs soil layers ($FWSL$), and the other to represent capillary water retention in the substrate (WSC). It is considered that WSC has to be completely filled before percolation happens. WSC reservoir can only be emptied by evapotranspiration fluxes (E), while the $FWSL$ reservoir empties with a flux (Pe) that is controlled either by the substrate permeability or by the surrounding natural soil permeability. Substrate water percolation (Pe) can then be handled under two scenarios:

1. The SCMs substrate compartment is in direct contact with the natural soil (SCMs from group $V_{EX} \times O_{PE}$ in Figure 1) thus there is no storage reservoir. The water percolation becomes water exfiltration from the SCMs substrate to the natural soil ($Q_{exf} = Pe$) and is controlled by the lowest value between substrate permeability and natural soil permeability.
2. A storage compartment is located below the SCMs substrate compartment, thus the storage compartment can be modeled as a reservoir (FWU) whose water level can be obtained through a water balance equation between the inflow, which here is the substrate water percolation (Pe) and the potential outflows as the water exfiltration (Q_{exf}), the water evacuated by a regulated flow drain (Q_{dr}) connected to the sewer network or other SCM and the overflow (Q_{ov}) when Q_{exf} and/or Q_{dr} are not enough to discharge the water stored in the FWU reservoir. The evapotranspiration can be neglected because the storage compartment is not directly exposed to the atmosphere and the roots of the plants theoretically do not reach this compartment (Lee et al., 2015).

The SCMs hydrological conceptualization proposed allows us to simultaneously represent the hydrological functioning of the storage compartment of the 4 SCMs groups developed in the typology: $V_{EV} \times O_{PE}$, $V_{EX} \times O_{PE}$, $F_{RE} \times O_{PE}$ and $F_{RG} \times O_{PE}$ (Figure 34). These 4 SCMs groups are differentiated in the storage compartment by the way the stored water is further treated: i) only exfiltration process ($V_{EX} \times O_{PE}$, Figure 34) ii) exfiltration process and evacuation of the stored water to the sewer network or other SCM via a regulated flow drain ($F_{RE} \times O_{PE}$, Figure 34), or iii) only evacuation process of the stored water (waterproof storage compartment) to the sewer network or other SCM via a regulated flow drain ($V_{EV} \times O_{PE}$ and $F_{RG} \times O_{PE}$, Figure 34). These three processes described above can be represented through two conceptual open or closed valves placed in the storage compartment reservoir.

Finally, it is important to point out that the conceptualization proposed here for the hydrological processes is very similar to the one implemented in the well-known SWMM model (Rossman, 2015) for bioretention type SCMs.

4.2. Conceptualization of reactive processes of the $VF \times O_{PE}$ class (Figure 36)

Pollutant concentrations in each flux / reservoir are divided into dissolved concentrations of pollutants (C_{d-*}), as well as suspended solids (SS_*) and the pollutant content of suspended solids with their own concentration of pollutants (C_{p-*}).

At the surface level, the reactive processes of the vegetation (which could occur in the IP reservoir) are not considered. It is also assumed that the pollutants that could be found in net precipitation (P_n) are minimal (Müller et al., 2020), thus their inputs are not considered in the conceptualization. Consequently, only pollutants inputs from runoff (Q_{in}) of areas connected to the SCMs are considered. In the surface reservoir, which can be considered continuously mixed, a part of the pollutants can be removed by photolysis (i.e., using sunlight ultraviolet radiation), volatilization (i.e., conversion of an aqueous pollutant to gas) and sedimentation.

In contrast to the hydrological conceptualization, here the substrate is conceptualized by the combination of a water reservoir representing the interstitial water, divided in a free water reservoir and a capillary water reservoir considered to be continuously mixed together, and the solid part of the substrate (with a chemical concentration C_{sb}). The solid part interacts with the pollutants present in the water reservoir by physical filtration of particulate pollutants as well as sorption / desorption of dissolved pollutants (Ali and Pickering, 2023). Some pollutants can also be removed through plant uptake (Turk et al., 2017), yet this process is usually limited compared to pollutant storage in the soil and takes mainly place in the root compartment (da Costa et al., 2015; Dagenais et al., 2018; Seeger et al., 2011). Dissolved pollutants present in the interstitial water reservoir are subject to biodegradation processes (Huber et al., 2006).

The storage compartment is represented by the combination of the non-cohesive porous solid part of the compartment (usually gravel) and a continuously stirred reservoir representing the free water circulating between the voids of the porous material. Assuming that the storage solid material is neutral (i.e., does not contain components that could contaminate the water percolation and has limited adsorption capacity), and that filterable suspended solids have already been removed by the substrate compartment, only the degradation process is considered as a reactive process in this compartment.

As in the case of the hydrological conceptualization, also the proposed reactive process conceptualization represents processes and flow paths similar to those used in urban water quality models (e.g. MPiRe, Randelovic et al., 2016).

4.3. Conceptual hydrological and reactive processes specific to the other classes

In the case of the Class $VF \times O_{SU}$ hydrological conceptualization (Figure 39 in supplementary material), the runoff flow regulation (Q_{rg}) is performed at the FWS reservoir (SCM surface). Also in this reservoir, a compartment has been included to represent the permanent water body (CWS) that can exist in the SCMs represented by this class.

In the hydrologic conceptualization of the Class $T \times O_{SU}$ (Figure 40 in supplementary material), the longitudinal water transport (Q_{tr}) is the main runoff management process at the SCM surface.

In the Class $VF \times U_{PP}$ (Figure 41 in supplementary material), Precipitation (P) and runoff (Q_{in}) are intercepted and stored momentarily (IP) by the permeable mineral surface compartment. Then most

of this water is percolated into the underground storage compartment, and the remaining part is evacuated by evaporation process (E). In the permeable mineral surface compartment, the reactive adsorption/degradation and filtration processes involved in the removal of pollutants from the runoff also take place.

For SCMs representing rainwater harvesting in the Class $VF \times U_{PI}$ (Figure 42 in supplementary material), the water demand (D) for indoor and outdoor uses (Fewkes, 2000) should be considered as an outflow from the FWU reservoir.

For these classes as well, inflows can come from direct rainfall (P), runoff produced by impervious surfaces connected to the SCM, or produced by other SCMs (Q_{in}). In the case of outflows (i.e. regulated flow – Q_{rg} , Q_{dr} and overflow – Q_{ov}) these can be connected to the sewer network or to another SCM.

5. Conclusion and perspectives

A new generic SCMs typology that describes the large diversity of these techniques is proposed for hydrological and water quality modeling purposes. This typology aims at an exhaustive representation of SCMs based on a limited number of criteria. Based on a state of the art, two main criteria have been selected: the hydrological function and the type of structure. Three main hydrological functions, associated with different management objectives and different rainfall categories, have been considered: runoff volume reduction, flow regulation and transport. Four types of the SCM structures, leading to different hydrological processes, have been taken into account: open air structure with percolation through a substrate, open air structure with superficial runoff management, underground structure supplied by pipe, underground structure supplied by permeable surface. The hydrological and structure criteria are combined via a cross table, producing 16 generic groups of SCMs.

This typology, thus structured, identifies the different physical compartments corresponding to each group and takes into consideration the main hydrological processes driving the system. It thus facilitates the conceptualization of hydrological and reactive processes within and between these compartments, using a reservoir approach, widely used in many hydrological models. The development of the parameterization of the SCM in a hydrologic model is then possible.

The proposed typology and conceptualizations can facilitate the representation of different SCMs in urban stormwater models to study the hydrologic effects of the diffusion of different SCMs at the urban catchment scale. Current models generally represent only a limited number of SCMs - the application of this typology provides an opportunity to increase the number of modeled SCMs and thus aid in the accurate selection of SCMs for different stormwater management objectives.

However, the very first objective of the proposed typology is a pedagogical one. This typology allows to get out of the confusions and possible misunderstandings linked to the imprecision of the current terminologies, where the same name (bioretention, swale) is often used to designate SCMs with various functions and concepts, and thus responding to different hydrological objectives and different rainfall levels. It can support a clearer understanding of the hydrological differences between various SCM designs, which is crucial considering that development projects involving SCMs engage a diversity of urban stakeholders, some of whom are not completely familiar with urban hydrology. Sharing a common grid of analysis and a common vocabulary will facilitate discussions between the various stakeholders in a development project, and facilitate appropriate SCM planning.

In the near future we expect the typology and conceptualization approach to serve as a decision-making tool for both researchers and stakeholders in the development of stormwater management scenarios at the urban catchment scale. To ensure that the typology can be used by urban stakeholders, it will be necessary to implement specific communications modes (technical sheets,

explanatory talks...) that explains in a simple way the functioning of the typology, its main benefits and its possible limitations.

6. Acknowledgements

This research was carried out under the OPUR research program (<https://leesu.univ-paris-est.fr/opur/>) as well as the Wise-Cities project which is funded by I-SITE-FUTURE (<http://www.future-isite.fr/i-site-future/?L=1>). The authors gratefully acknowledge OPUR partners (Ville de Paris, CD77, CD92, CD93, CD94, AESN, SIAAP) and Gustave Eiffel University for their financial support.

7. Conflict of interest

The authors declare there is no conflict.

8. References

- Ali, M.A., Pickering, N.B., 2023. Systematic Evaluation of Materials to Enhance Soluble Phosphorus Removal Using Biofiltration or Bioswale Stormwater Management Controls. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* 9, 04022017. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0001004>
- Askarizadeh, A., Rippy, M.A., Fletcher, T.D., Feldman, D.L., Peng, J., Bowler, P., Mehring, A.S., Winfrey, B.K., Vrugt, J.A., AghaKouchak, A., Jiang, S.C., Sanders, B.F., Levin, L.A., Taylor, S., Grant, S.B., 2015. From Rain Tanks to Catchments: Use of Low-Impact Development To Address Hydrologic Symptoms of the Urban Stream Syndrome. *Environ. Sci. Technol.* 49, 11264–11280. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01635>
- Ballard, B.W., Wilson, S., Udale-Clarke, H., Illman, S., Scott, T., Ashley, R., Kellagher, R., 2015. The SUDS manual. CIRIA Publication: London, UK 968 pp.
- Berland, A., Shiflett, S.A., Shuster, W.D., Garmestani, A.S., Goddard, H.C., Herrmann, D.L., Hopton, M.E., 2017. The role of trees in urban stormwater management. *Landscape and Urban Planning* 162, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.017>
- 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>
- Brown, R.A., Hunt, W.F., 2011. Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads. *Journal of Environmental Engineering* 137, 1082–1091. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000437](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000437)
- CDEP, 2004. Connecticut Stormwater Quality Manual. Bureau of Water Management, Inland Water Resources Division. Hartford, Connecticut, USA, 322 pp.
- CERTU, 2003. La ville et son assainissement. Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau. Ministère de l'Écologie et du Développement durable, France. 503 pp.
- Chan, F.K.S., Griffiths, J.A., Higgitt, D., Xu, S., Zhu, F., Tang, Y.-T., Xu, Y., Thorne, C.R., 2018. "Sponge City" in China—A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context. *Land Use Policy* 76, 772–778. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.005>
- Charlesworth, S., Warwick, F., Lashford, C., 2016. Decision-Making and Sustainable Drainage: Design and Scale. *Sustainability* 8, 782. <https://doi.org/10.3390/su8080782>
- Charlesworth, S.M., 2010. A review of the adaptation and mitigation of global climate change using sustainable drainage in cities. *Journal of Water and Climate Change* 1, 165–180. <https://doi.org/10.2166/wcc.2010.035>
- Chocat, B., Cherqui, F., Afrit, B., Barjot, G., Boumahdi, M., Breil, P., Brelot, É., Célérier, J.-L., Chebbo, G., de Gouvello, B., Deutsch, J.-C., Gachelin, C., Gromaire, M.-C., Héryn, J.-J., Jairy, A., Maytraud, T., Paupardin, J., Pierlot, D., Rodriguez, F., Sandoval, S., Tabuchi, J.-P., Wery, C., 2022. Contribution à une meilleure explicitation du vocabulaire dans le domaine des solutions dites

- «alternatives» de gestion des eaux pluviales urbaines. *Techniques Sciences Méthodes*, TSM 5 2022, 103–119.
- Cortinovis, C., Olsson, P., Boke-Olén, N., Hedlund, K., 2022. Scaling up nature-based solutions for climate-change adaptation: Potential and benefits in three European cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 67, 127450. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127450>
- da Costa, J.F., Martins, W.L.P., Seidl, M., von Sperling, M., 2015. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor–trickling filter effluent. *Water Science and Technology* 71, 1004–1010. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.055>
- Dagenais, D., Brisson, J., Fletcher, T.D., 2018. The role of plants in bioretention systems; does the science underpin current guidance? *Ecological Engineering* 120, 532–545. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.007>
- Davis, A.P., Stagge, J.H., Jamil, E., Kim, H., 2012. Hydraulic performance of grass swales for managing highway runoff. *Water Research, Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6775–6786. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.017>
- Dierkes, C., Lucke, T., Helmreich, B., 2015. General Technical Approvals for Decentralised Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS)—The Current Situation in Germany. *Sustainability* 7, 3031–3051. <https://doi.org/10.3390/su7033031>
- Ebrahimian, A., Wadzuk, B., Traver, R., 2019. Evapotranspiration in green stormwater infrastructure systems. *Science of The Total Environment* 688, 797–810. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.256>
- 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>
- Falkenmark, M., Rockström, J., 2006. The New Blue and Green Water Paradigm: Breaking New Ground for Water Resources Planning and Management. *Journal of Water Resources Planning and Management* 132, 129–132. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2006\)132:3\(129\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:3(129))
- Fassman, E., Voyde, E., Liao, M., 2013. Defining Hydrologic Mitigation Targets for Stormwater Design in Auckland. Auckland Council Council technical report 2013/024, 71 pp.
- Fewkes, A., 2000. Modelling the performance of rainwater collection systems: towards a generalised approach. *Urban Water* 1, 323–333. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00026-1](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00026-1)
- Flanagan, K., Ah-Leung, S., Bacot, L., Bak, A., Barraud, S., Branchu, P., Castebrunet, H., Cossais, N., Gouvello, B., Deroubaix, J.-F., Garnier, R., Gromaire, M.-C., Honegger, A., Neveu, P., Paupardin, J., Peyneau, P.-E., Ramier, D., Rodriguez, F., Ruban, V., Varnède, L., 2019. Development of a Guideline for Evaluating the Performance of Multi-objective Sustainable Drainage Systems (SuDS).
- 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*, 35th Year Anniversary Issue 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>
- Golden, H.E., Hoghooghi, N., 2018. Green infrastructure and its catchment-scale effects: an emerging science. *WIREs Water* 5, e1254. <https://doi.org/10.1002/wat2.1254>
- Huber, W.C., Cannon, L., Stouder, M., 2006. BMP Modeling Concepts and Simulation 166.
- 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. *Hydrol. Process.* 31, 4056–4080. <https://doi.org/10.1002/hyp.11347>

- Lashford, C., Charlesworth, S., Warwick, F., Blackett, M., 2020. Modelling the Role of SuDS Management Trains in Minimising Flood Risk, Using MicroDrainage. *Water* 12, 2559. <https://doi.org/10.3390/w12092559>
- Lee, J.G., Michael, B., Brown Robert A., Rossman Lewis, Simon Michelle A., 2015. Modeling the Hydrologic Processes of a Permeable Pavement System. *Journal of Hydrologic Engineering* 20, 04014070. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001088](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001088)
- Li, C., Peng, C., Chiang, P.-C., Cai, Y., Wang, X., Yang, Z., 2019. Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. *Journal of Hydrology* 568, 626–637. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.074>
- Lisenbee, W.A., Hathaway, J.M., Burns, M.J., Fletcher, T.D., 2021. Modeling bioretention stormwater systems: Current models and future research needs. *Environmental Modelling & Software* 144, 105146. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105146>
- Manso, M., Castro-Gomes, J., 2015. Green wall systems: A review of their characteristics. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 41, 863–871. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.203>
- Massoudieh, A., Maghrebi, M., Kamrani, B., Nietch, C., Tryby, M., Aflaki, S., Panguluri, S., 2017. A flexible modeling framework for hydraulic and water quality performance assessment of stormwater green infrastructure. *Environmental Modelling & Software* 92, 57–73. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.02.013>
- McPhillips, L.E., Matsler, A.M., 2018. Temporal Evolution of Green Stormwater Infrastructure Strategies in Three US Cities. *Front. Built Environ.* 4. <https://doi.org/10.3389/fbuil.2018.00026>
- MDDEP, 2012. Guide de gestion des eaux pluviales: stratégies d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimales pour les réseaux de drainage en milieu urbain. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs Québec, Canada, 386 pp.
- MPCA, 2008. Minnesota Stormwater Manual. Minnesota Pollution Control Agency St Paul, Minnesota, 332 pp.
- Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., Viklander, M., 2020. The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of The Total Environment* 709, 136125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>
- Petrucchi, G., Rioust, E., Deroubaix, J.-F., Tassin, B., 2013. Do stormwater source control policies deliver the right hydrologic outcomes? *Journal of Hydrology, Hydrology of peri-urban catchments: processes and modelling* 485, 188–200. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.018>
- Pitt, R.E., 1999. Small storm hydrology and why it is important for the design of stormwater control practices. *Journal of Water Management Modeling*, R204-04. <https://doi.org/10.14796/JWMM.R204-04>
- Randelovic, A., Zhang, K., Jacimovic, N., McCarthy, D., Deletic, A., 2016. Stormwater biofilter treatment model (MPiRe) for selected micro-pollutants. *Water Research* 89, 180–191. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.046>
- Rivard, G., 2010. Small storm hydrology and BMP modeling with SWMM5. *Journal of Water Management Modeling*, R236-10. <https://doi.org/10.14796/JWMM.R236-10>
- Romnée, A., 2015. Comparison between literature guidelines and developed projects regarding the land use criteria for the selection of the best management practices for stormwater. Presented at the WATER RESOURCES MANAGEMENT 2015, A Coruña, Spain, pp. 195–208. <https://doi.org/10.2495/WRM150171>
- Rossman, L., 2015. Storm water management model user's manual, version 5.1 (EPA-600/R-14/413b). Retrieved from Washington, DC: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi>
- Sage, J., 2016. Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines (PhD Thesis).
- Sage, J., Berthier, E., Gromaire, M.-C., 2015. Stormwater Management Criteria for On-Site Pollution Control: A Comparative Assessment of International Practices. *Environmental Management* 56, 66–80. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0485-1>

- Santamouris, M., 2014. Cooling the cities – A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Solar Energy* 103, 682–703. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003>
- Seeger, E.M., Reiche, N., Kuschik, P., Borsdorf, H., Kaestner, M., 2011. Performance Evaluation Using a Three Compartment Mass Balance for the Removal of Volatile Organic Compounds in Pilot Scale Constructed Wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 45, 8467–8474. <https://doi.org/10.1021/es201536j>
- Turk, R.P., Kraus, H.T., Hunt, W.F., Carmen, N.B., Bilderback, T.E., 2017. Nutrient Sequestration by Vegetation in Bioretention Cells Receiving High Nutrient Loads. *Journal of Environmental Engineering* 143, 06016009. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001158](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001158)
- Tziampou, N., Coupe, S.J., Sañudo-Fontaneda, L.A., Newman, A.P., Castro-Fresno, D., 2020. Fluid transport within permeable pavement systems: A review of evaporation processes, moisture loss measurement and the current state of knowledge. *Construction and Building Materials* 243, 118179. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.118179>
- Varnède, L., 2020. Des parkings perméables végétalisés pour une gestion durable des eaux pluviales urbaines - Evaluation expérimentale et développement d'un outil d'aide à la conception (phdthesis). Université Paris-Est.
- Vijayaraghavan, K., 2016. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 57, 740–752. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.119>
- Wang, J., Liu, J., Wang, H., Mei, C., 2020. Approaches to Multi-Objective Optimization and Assessment of Green Infrastructure and Their Multi-Functional Effectiveness: A Review. *Water* 12, 2714. <https://doi.org/10.3390/w12102714>
- Xiao, Q., McPherson, E.G., Simpson, J.R., Ustin, S.L., 2007. Hydrologic processes at the urban residential scale. *Hydrological Processes* 21, 2174–2188. <https://doi.org/10.1002/hyp.6482>
- Yu, Z., Gan, H., Xiao, M., Huang, B., Zhu, D.Z., Zhang, Z., Wang, H., Lin, Y., Hou, Y., Peng, S., Zhang, W., 2021. Performance of permeable pavement systems on stormwater permeability and pollutant removal. *Environ Sci Pollut Res* 28, 28571–28584. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12525-5>
- Zhang, P., Chen, L., Hou, X., Wei, G., Zhang, X., Shen, Z., 2020. Detailed Quantification of the Reduction Effect of Roof Runoff by Low Impact Development Practices. *Water* 12, 795. <https://doi.org/10.3390/w12030795>

9. Supplementary material

Glossary of terms and connectors for SCMs process modelling class







P	Precipitation [$L. T^{-1}$]	Q_{in}	Runoff from impervious surfaces connected to the SCMs [$L. T^{-1}$]	E	Evapo(trans)piration [$L. T^{-1}$]
R	Runoff from the SCMs [$L. T^{-1}$]	If	Water infiltration to the substrate [$L. T^{-1}$]	Pe	Water percolation to the storage compartment [$L. T^{-1}$]
Q_{dr}	Regulated water evacuated by the drain in the SCMs storage compartment [$L. T^{-1}$]	Q_{exf}	Water exfiltration from the SCMs to the soil [$L. T^{-1}$]	Q_{ov}	SCMs storage compartment overflow [$L. T^{-1}$]
Q_{rg}	Regulated water evacuated at the surface [$L. T^{-1}$]	P_n	Net precipitation [$L. T^{-1}$]	Q_{tr}	Longitudinal water transport [$L. T^{-1}$]
IP	Interception reservoir [L]	D	Water demand [L^3]	Q_v	Water flow from the interception reservoir [$L. T^{-1}$]
FWS	Free water on the surface reservoir [L]	FWSL	Free water in the SCMs soil reservoir [L]	WSC	Capillary water in the SCMs soil reservoir [L]
FWU	Free water in the underground storage [L]		Representation of the SCMs storage compartment overflow in cross section		Representation of the SCMs storage compartment drain in cross section
CWS	Constant water at the surface reservoir [L]		Conceptual valve	C_{d-*}	Dissolved pollutant concentration [$M. L^{-3}$]
C_{p-*}	Pollutant concentration in suspended solids [$M. L^{-3}$]	SS *	Suspended solids [$M. L^{-3}$]	C_{sb}	Chemical concentration in the SCMs substrate [$M. M^{-1}$]
C_{pm}	Chemical concentration in the SCMs storage compartment [$M. M^{-1}$]	**	SCMs optional compartment		
	SCMs flowpath/Possible flowpath(depending on the boundary conditions)		Water flowpath representation in the SCMs cross section		SCMs reactive flowpath/Possible reactive flowpath(depending on the boundary conditions)

Figure 38: Glossary of terms and connectors appearing in all the process modeling class of Annexes section

9.1. Conceptualization of hydrological and reactive processes of the $VF \times O_{SU}$ class

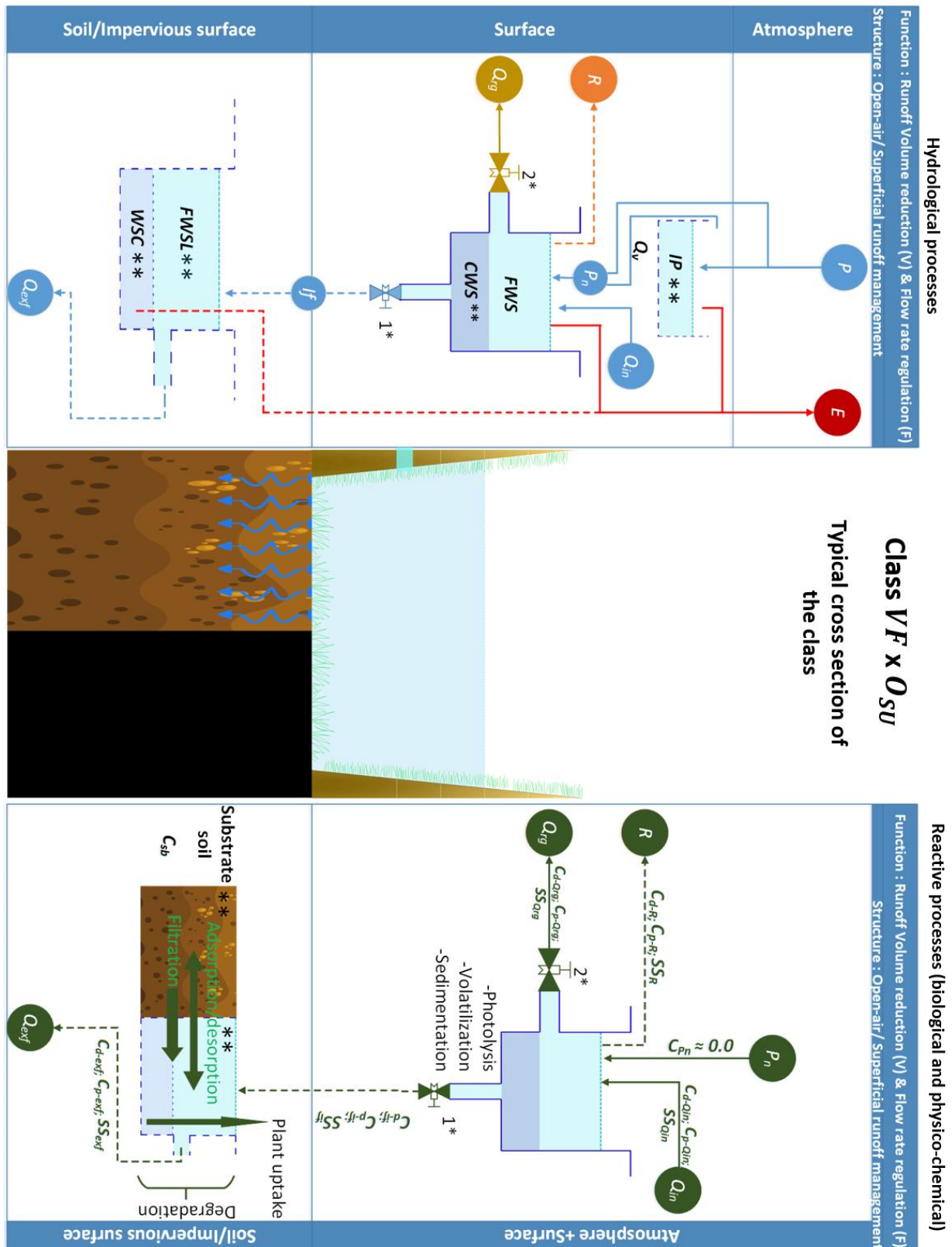


Figure 39: Conceptualization of hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical) of the $VF \times O_{SU}$ class. The two asterisks (and thus the reservoirs drawn with dashed lines) indicate that the reservoir may be optional (based on the SCMs compartments in Figure 35)

9.2. Conceptualization of hydrological and reactive processes of the $T \times O_{SU}$ class

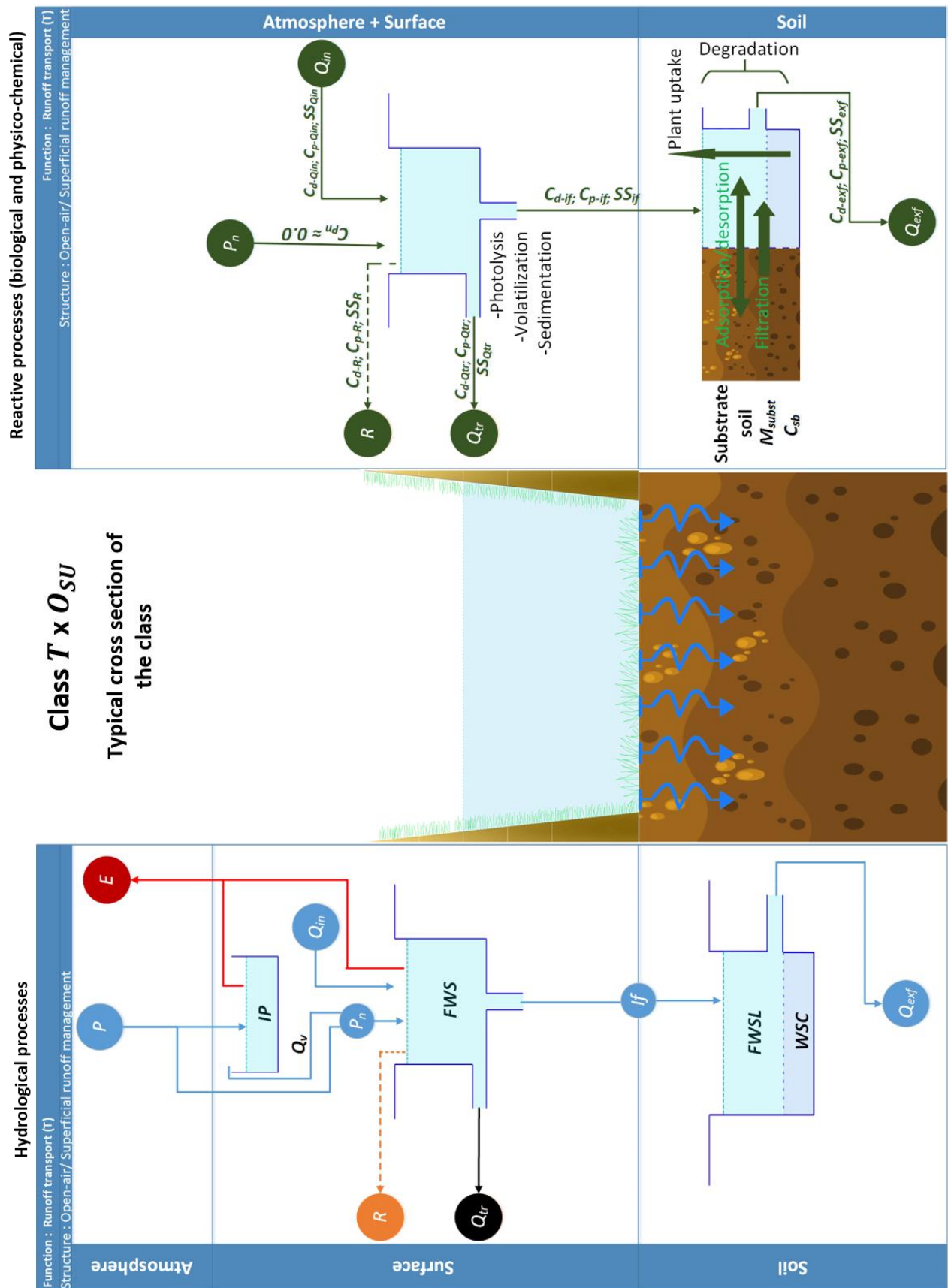


Figure 40: Conceptualization of hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical) of the $T \times O_{SU}$ class.

9.3. Conceptualization of hydrological and reactive processes of the $VF \times U_{PP}$ class

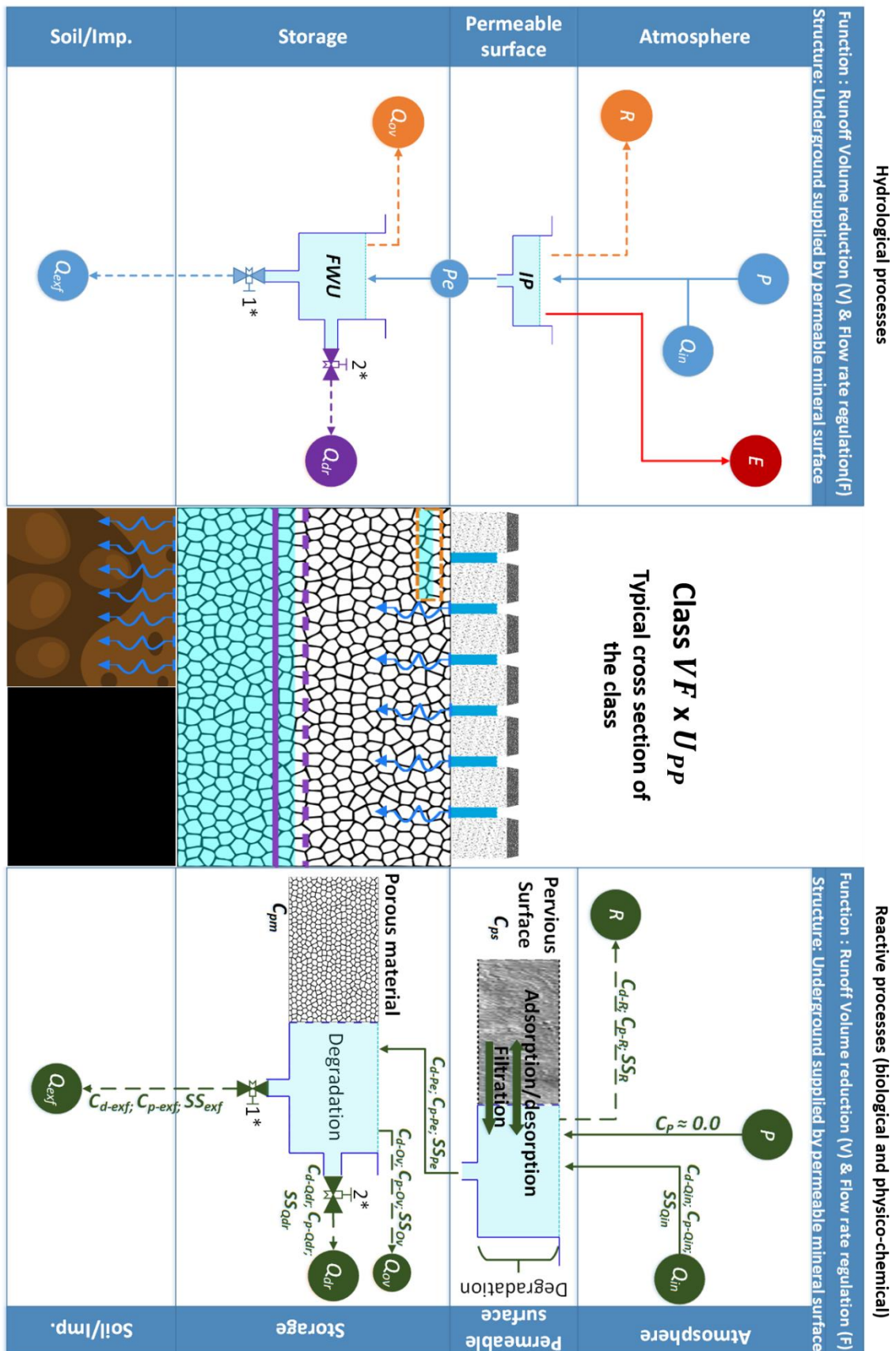


Figure 41: Conceptualization of hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical) of the $VF \times U_{PP}$ class

9.4. Conceptualization of hydrological and reactive processes of the $VF \times U_{PI}$ class

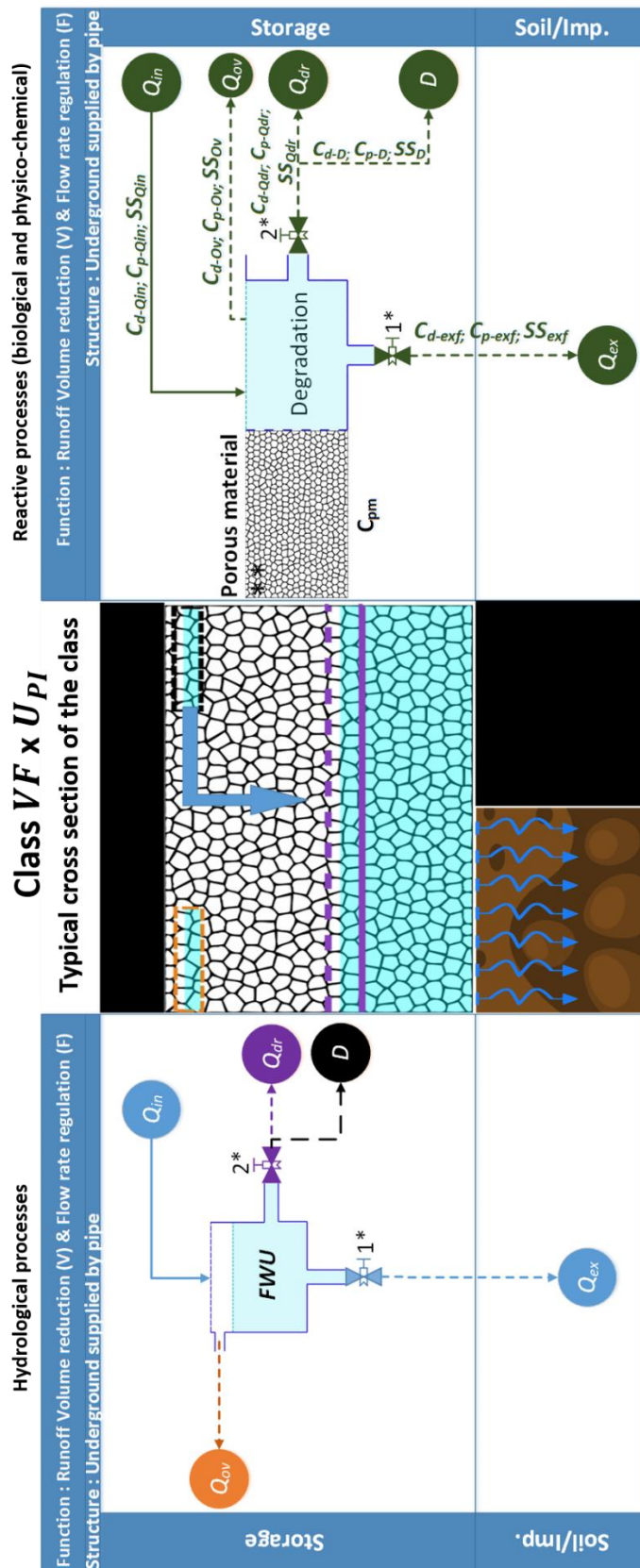


Figure 42: Conceptualization of hydrological and reactive processes (biological and physico-chemical) of the $VF \times U_{PI}$ class. The two asterisks indicate that the reservoir may be optional (based on the SCMs compartments in Figure 35)

8.2. Article sur le module d'ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales dans le modèle TEB

Integration of Stormwater Control Measures module into TEB (v 9.0)

José Manuel TUNQUI NEIRA, Katia CHANCIBAULT, Marie-Christine GROMAIRE and Ghassan CHEBBO

Integration of Stormwater Control Measures module into TEB (v 9.0)

Jose Manuel Tunqui Neira^{1,2}, Katia Chancibault², Marie-Christine Gromaire¹, Ghassan Chebbo¹

¹Leesu, Ecole des Ponts, Université Paris Est Creteil, F 77455 Marne-la-Vallée, France

²GERS-LEE, Univ. Gustave Eiffel, F-44344 Bouguenais, France

Correspondence to : Jose Manuel Tunqui Neira (jose-manuel.tunqui-neira@enpc.fr)

Abstract. Addressing urban stormwater management challenges, this study integrates a novel Stormwater Control Measures (SCMs) module into the Town Energy Balance (TEB) model, aiming to enhance urban hydrological simulations. The SCMs module is based on the *Equivalent Stormwater Control Measure (E – SCM)* approach. The *E – SCM* approach aggregates diverse SCMs based on their hydrological processes and compatibility with TEB, offering a parsimonious representation for large-scale urban models. Our research elucidates the module's development, emphasizing the hydrological conceptualization tailored to specific SCM processes. Through rigorous evaluation, including a comparison of a singular *E – SCM*'s performance against the SWMM model's LID bioretention module and the efficacy of aggregated SCMs under the *E – SCMA* type, the module demonstrates high accuracy in simulating urban hydrological dynamics. Key findings highlight the module's potential to improve urban water management strategies, suggesting directions for future research such as expanding SCM types within the *E – SCM* framework and empirical validations to refine the model's precision. This integration marks a significant advancement in urban hydrological modelling, providing a comprehensive tool for analyse the cumulative and spatially effects of different SCMs at urban scale.

1 Introduction

Stormwater Control Measures (SCMs), known by various terms across different regions (Fletcher et al., 2015), encompass a spectrum of engineered or nature-based solutions strategically placed near runoff origins to combat urban stormwater issues. By emulating natural water cycles, these measures are integral to modern stormwater management strategies, enhancing or independently replacing traditional, centralized systems that depend on extensive pipe networks for runoff conveyance to remote outfalls. The strategic placement of SCMs forms a decentralized network adept at directly mitigating urban runoff.

The modelling of SCMs is fundamental in urban planning, as it provides a method to address the complex challenges posed by urbanization. This includes managing increased runoff (Qin et al., 2019; Mohammed and Welker, 2022), mitigating flood risks (Bell et al., 2020; Qin, 2020), reducing pollution of water bodies (Pennino et al., 2016; Winston et al., 2023), and ensuring adequate groundwater recharge (Zhang et al., 2018; Alamdari and Terri S, 2022). While numerous studies have demonstrated the effectiveness of SCMs at small scales (i.e., plots < 0.1 km²), there is a growing need to understand their impact at the urban scale (Jefferson et al., 2017; Golden and Hoghooghi, 2018). This perspective acknowledges SCMs as part of a complex, interconnected urban stormwater infrastructure, necessitating models that can accurately represent this complexity and predict the cumulative and spatially effects of various SCM implementations (Chen et al., 2023).

Traditional hydrological models, including the *Storm Water Management Model* (SWMM; Rossman and Huber, 2015), the *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT; Neitsch et al., 2011), the *Hydrologic Engineering Centre-Hydrologic Modelling System* (HEC-HMS; U.S. Army Corps of Engineers (USACE), 2000)) and the *Long-Term Hydrologic Impact Assessment Model* (L-THIA-LID, Ahlstrom et al., 2012), simulate SCMs at urban scale with diverse methodologies, ranging from SCMs compartments conceptions to more generalized representations (Kaykhosravi et al., 2018). However, these models encounter several hydrological challenges that can limit their accuracy and reliability. Key issues include capturing the detailed spatial and temporal dynamics of urban environments, dealing with uncertainties in model parameters, oversimplification of the diverse hydrological functions of SCMs, projecting the impacts of climate change, and understanding the intricate interactions between SCMs and existing urban infrastructure (Jefferson et al., 2017; Golden and Hoghooghi, 2018).

To address these challenges, the Town Energy Balance (TEB) model (Bernard, 2021), integrating the ISBA-DF transfer scheme, offers a comprehensive framework for analysing energy and water transfers in urban areas. TEB's grid-based approach, focusing on urban components like buildings, roads, and green spaces, provides a nuanced view of urban hydrological processes. By incorporating complex modelling of radiative and energetic phenomena, TEB stands out for its integrated approach to simulating the urban environment (Stavropoulos-Laffaille et al., 2021).

This paper focuses on the development of a novel SCM module within the TEB model, employing the *Equivalent Stormwater Control Measure* ($E - SCM$) method, a strategic innovation that allows for the aggregation of diverse SCMs into a unified modelling entity. This approach simplifies the representation of SCMs in large-scale urban models by grouping them based on their hydrological functions and TEB model compatibility.

Our methodology starts with a comprehensive review of SCM modelling at the urban scale to identify key hydrological challenges. We then describe the $E - SCM$ method's implementation, the hydrological conceptualization of the TEB SCM module, and its effectiveness in simulating urban hydrologic processes. The objective of this project is to overcome the aforementioned modelling limitations by improving the accuracy and applicability of SCM modelling at the urban scale.

2 Strategy for the integration of SCM module into TEB

2.1. The state of the art in SCMs modelling at the urban scale

Elevating the modelling of SCMs to the urban scale represents a burgeoning field of study (Vogel et al., 2015; Golden and Hoghooghi, 2018). This advancement is critical for assessing the efficacy of SCM networks across urban landscapes, often initiated by modeling pre-development conditions and methodically incorporating SCMs to meet stormwater management objectives as runoff mitigation, stormwater storage, groundwater recharge, and determining the urban runoff coefficient (Aryal et al., 2016; Damodaram et al., 2010). Comparisons between scenarios with and without SCMs further quantify these benefits, showcasing the integral role of SCMs in urban water management (Jia et al., 2012; Her et al., 2017).

A variety of models employing empirical, process-based and stochastic methodologies have been used to simulate the hydrologic pathways of SCMs at the urban level (Kaykhosravi et al., 2018; Kumar et al., 2021). The difference between these models lies mainly in the representation of the SCMs. For example, SWMM (Rossman and Huber, 2015) represents each SCM as a combination of vertical compartments (pond, soil, underground storage, and drainage) with surface flow based on the

Manning equation, infiltration based on the Green-Ampt model (Green and Ampt, 1911), basic soil water properties, and the characteristics of the underdrain (Versini et al., 2016; Vittorio and Ahiablame, 2015). The SWAT (Neitsch et al., 2011) and the HEC-HMS (U.S. Army Corps of Engineers (USACE), 2000) models implicitly simulate SCMs as storage units or reservoirs. These systems are embedded with specialized functions derived from their original rainfall-runoff catchment models, which are designed to effectively model ponding surface, infiltration, soil hydraulics and evapotranspiration processes (Her et al., 2017; Damodaram et al., 2010). Other models use the *Curve Number* (CN: an empirical constant used to characterize the runoff potential of a given soil) approach from the Soil Conservation Service (SCS, 1986). With this approach, the functioning of SCMs at the urban scale is modelled by modifying the CN coefficient to extend the travel time and increase the initial abstraction, thereby altering runoff generation and infiltration in the studied urban environments (Liu et al., 2016; Wright et al., 2016). The most well-known model using this approach is the L-THIA-LID model (Ahiablame et al., 2012). Additionally, more complex models like HYDRUS and MODFLOW offer nuanced insights into SCM performance, particularly in managing subsurface flows (Göbel et al., 2004; Stephens et al., 2012).

However, the application of these models at the urban scale encounters several hydrological challenges that may undermine their accuracy and reliability. These include:

- **Spatial and temporal resolution:** Difficulty in capturing the variability of rainfall, land use, and urban textures, impacting runoff prediction accuracy (Cristiano et al., 2017; Krebs et al., 2014).
- **Parameter uncertainty:** The reliance on parameters to represent physical processes, due to spatial variability and limited data availability, introduces significant uncertainties, affecting model outputs (Zhu et al., 2019; Eckart et al., 2017).
- **Representation of SCMs:** Many models struggle to accurately depict the complex hydrological functions of SCMs with urban hydrology (Massoudieh et al., 2017; Fu et al., 2023).
- **Climate change projections:** Anticipating the effects of climate change on urban hydrology and SCM effectiveness is fraught with uncertainties, particularly with the coarse resolution of hydrological models (Mattos et al., 2021; Wang et al., 2023).
- **Interactions with urban infrastructure:** The interactions between SCMs and existing urban infrastructure, including drainage systems and built surfaces, can be complex. Models may not fully capture these dynamics, leading to inaccuracies in assessing the cumulative impact of SCMs on urban hydrology (Vercruysse et al., 2019; Green et al., 2021).

Addressing these challenges is paramount for enhancing the precision and utility of SCM modelling at the urban scale, underscoring the need for continuous refinement and innovation in hydrological modelling practices.

2.2. Current urban hydroclimatic modelling with TEB

The National Centre for Meteorological Research (CNRM-GAME) at Météo France employs the SURFEX land surface modelling system (Masson et al., 2013) for urban hydroclimate modelling. This system delineates a study area into four primary land use categories: urban, natural environments, freshwater bodies, and sea/ocean surfaces, facilitating the computation of interactions such as heat, water, and

momentum exchange between these surfaces and the atmosphere. More specifically, SURFEX incorporates the Town Energy Balance (TEB) model (Masson, 2000) for urban areas and the ISBA model (Interaction between Soil, Biosphere, and Atmosphere) for natural and agricultural landscapes (Boone et al., 2000). To better describe the finer scale interactions between artificial surfaces and natural surfaces found within cities, the ISBA model used for natural and agricultural surfaces has been integrated within TEB (Lemonsu et al., 2012).

In TEB's framework, the urban environment is abstracted into an interconnected array of street canyons, considered to have infinite length. The model allows for detailed specification of the geometric, radiative, and thermal properties of an average street canyon — either representing equiprobable orientations or tailored to specific street configurations. TEB adeptly simulates the exchanges of heat and water across four key urban surface types, categorized into three main segments: "buildings" (roofs and walls), "roads," and "gardens" (encompassing vegetation and bare soil). It calculates urban microclimate parameters at the street level and assesses energy and water balances from local neighbourhoods to the broader city scale (Lemonsu et al., 2010; Schoetter et al., 2020), contributing to the understanding of urban impacts on meteorological conditions when linked with an atmospheric model (Voldoire et al., 2017).

Moreover, the consideration of high vegetation integrates the effects of shading and evapotranspiration on radiative and energy exchanges (Redon et al., 2017). Through the efforts of Stavropoulos-Laffaille et al. (2018, 2021) and Bernard (2021), the water balance has been refined with the inclusion of soil beneath roads and buildings (ISBA-DF). This refinement accounts for the minimal infiltration characteristic of impermeable surfaces and incorporates drainage systems, highlighting their significance in the urban soil and natural waterway interactions.

2.3. Equivalent Stormwater Control Measure (*E – SCM*) approach

To develop the SCM module, identifying the quantity of SCMs to be incorporated is a prerequisite. Hence, we have adopted the typology of SCMs for modelling purposes described by Tunqui Neira et al. (2023), which defines 16 different types of SCMs. However, the aim in developing the SCM module within the TEB model is to establish parameterization as simple as possible (yet effective) for the diffusion scenarios of SCMs based on the expected hydrological functions without delving into a detailed description of each SCM. The developed typology should assist us in this. Another goal is to remain consistent with the model's level of detail and to also enhance the computation time at the mesh level. To fulfil this objective, we begin with a comprehensive conceptualization of the hydrological processes characteristic of reservoir-type systems, tailored to the specific compartments of each SCM among the 16 identified in the typology. This step is crucial for identifying shared processes that facilitate the aggregation of these SCMs. Subsequently, we examine the TEB modelling criteria, further refining our approach to SCM aggregation based on these guidelines.

The integration of these methodologies enables the creation of consolidated entities within the TEB model, which amalgamate various SCMs into cohesive units. We designate these consolidated entities as *Equivalent Stormwater Control Measure (E – SCM)*. This strategic assembly not only streamlines the modelling process but also enhances the representation and analysis of SCMs in urban hydrological studies.

2.3.1 Conceptualisation of the hydrological processes of the SCM typology

Note: from now on, to refer to one of the 16 SCMs in the typology (Figure 43), we will use the following nomenclature: the letter *R* followed by the row number (*R#*) and the letter *C* with the column number

(C#) where the OGS is located. Thus, for example, the SCM *R1C2* refers to the SCM formed by the structure type: Open air – Percolation through a substrate (O_{PE} , Figure 43) and the Main SCMs' hydrological assured function: Runoff volume reduction – Evapotranspiration (V_{EV} , Figure 43).

The conceptualization of the hydrological processes (i.e., reservoir type) of the 16 groups of OGS of the typology makes it possible to distinguish six types of reservoirs which are:

- **Storage – Infiltration reservoir (SI):** It conceptualizes the temporary retention of rainwater on the surface followed by its infiltration into the soil of the SCM. This reservoir represents the *temporary surface water compartment* in the typology (Figure 43). This reservoir primarily collects water flux produced by precipitation falling directly on the SCM's surface and runoff from impermeable surfaces connected to the SCM. The stored water is then evacuated through evaporation, infiltration into the SCM's soil, and possibly through reservoir overflow. This reservoir will be connected to the storage-regulation reservoir (described below) to represent the infiltration and regulation processes occurring on the surface of the SCMs of the *E-SCMN*.
- **Constant water reservoir (CW):** It conceptualizes the volume of constant water found in the SCM. This reservoir represents the *permanent surface water compartment* in the typology (Figure 43). This reservoir primarily collects a portion of the water flux from precipitation falling directly onto the SCM's surface and the runoff from impermeable surfaces connected to the SCM. The stored water will then be evacuated through evaporation. This reservoir is always connected to the storage-regulation reservoir (described below).
- **Transport – Infiltration reservoir (TI):** It conceptualizes the temporary retention of rain/runoff on the surface of the SCM, then its transport to an outlet or another SCM, and (if conditions allow) also its infiltration into the soil of the SCM. This reservoir represents the temporary water compartment for the transport in the SCM typology (Figure 2). This reservoir collects the water flux from precipitation falling directly onto the SCM's surface and the runoff from impermeable surfaces connected to the SCM. The stored water is then channelled along the SCM to an outlet/another SCM, infiltrated into the SCM's soil, evaporated. A portion of this water may also be evacuated by the potential overflow of the reservoir.

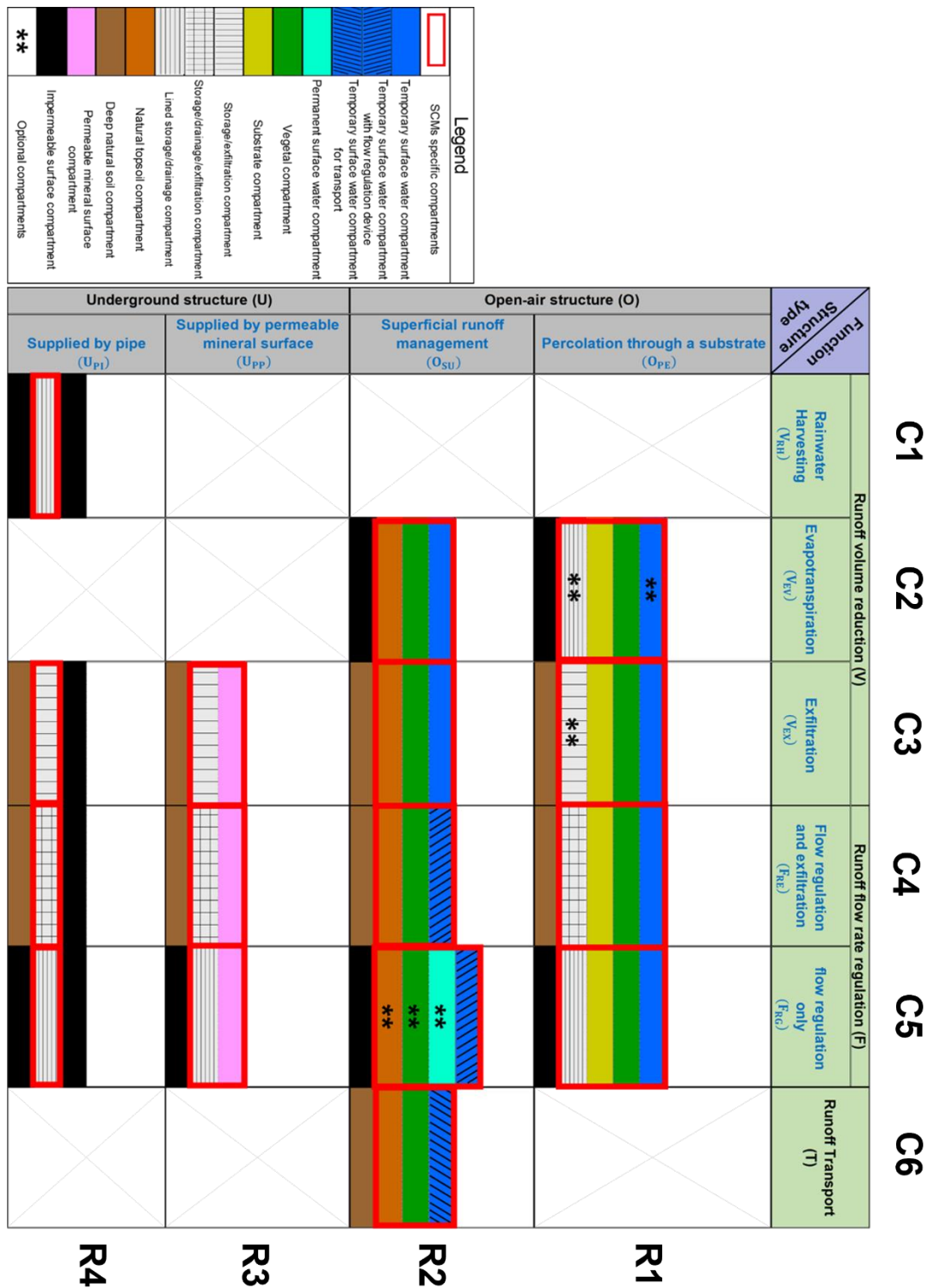


Figure 43: SCM typology proposed by Tunqui Neira et al. (2023)

- Storage-Exfiltration reservoir (SE):** It conceptualizes the temporary retention of rainwater in the underground storage compartment of the SCM, followed by its exfiltration to the natural soil surrounding the SCM. This reservoir can represent 2 cases (Figure 43): 1) The *storage/exfiltration compartment* of the typology; 2) The part below the drain of the *storage/drainage/exfiltration compartment* of the SCM typology. This reservoir primarily

collects water flux from the *substrate compartment* of the SCMs in the typology. The stored water is then evacuated through exfiltration to the natural soil beneath the SCM or by potential overflow of the reservoir. To represent case 1, the SE reservoir operates alone. For case 2, the SE reservoir is connected to the storage-regulation reservoir.

- **Storage – Regulation reservoir (SR):** It conceptualizes the temporary retention of rainwater followed by its discharge, via a flow-regulated device, into the sewer network. This reservoir can represent 3 cases (Figure 43): 1) The *temporary surface water compartment with flow regulation device* in the typology; 2) The part above the drain of the *storage/drainage/exfiltration compartment* in the typology; 3) The *lined storage/drainage compartment* in the typology. This reservoir can collect surface precipitation/runoff (case 1), and percolation from the *substrate compartment* of the SCM (cases 2 and 3). Everything will depend on its use within the designed *E-SCM*. Besides the flow-regulated device, water can also be evacuated by potential overflow of the reservoir. To represent case 1, the SR reservoir is connected to either the SI reservoir or the CW reservoir. In case 2, the SR reservoir is connected to the SE reservoir. Finally, for case 3, the SR reservoir operates independently.
- **Soil reservoir:** The soil reservoir is designed to simulate the dynamics of water flow through the soil layer within a SCM framework. To enhance practical application and accuracy, this module adopts the conceptual foundation provided by the ISBA-DF model (Boone et al., 2000; Decharme et al., 2011), which proficiently simulates water flux within the soil across the tripartite urban compartments delineated by the TEB model (i.e., building, road and garden). The hydrological process within the ISBA-DF framework is articulated through a sophisticated implementation of the Richards equation in its "mixed" form (Brooks and Corey, 1966), facilitating an advanced depiction of soil water mass transfer pursuant to Darcy's law. This methodological approach enables the resolution of water movement dynamics by calculating volumetric water content and applying hydraulic gradients expressed as water pressure heads. To accommodate comprehensive analysis of soil thermal and moisture dynamics, soil temperature and moisture profiles are cohesively calculated across a vertically distributed grid comprising 12 distinct layers, with variable thicknesses extending to a maximum depth of 12 meters. This vertical stratification is crucial for the precise calculation of soil thermal parameters, which are intrinsically dependent on the hydrological properties of each soil layer. Moreover, to ensure the accurate representation of moisture content beyond the root zone, soil moisture for each subsequent deeper layer is extrapolated based on the equilibrium between gravitational and capillary forces as postulated in Darcy's law. This extrapolation is pivotal for maintaining a balanced representation of soil water content, thereby facilitating a more refined and realistic simulation of subsurface hydrological processes within urban

ecosystems. This reservoir represents the *substrate*, the *natural topsoil* and *deep natural soil* compartments of the SCMs in the typology (Figure 43).

Figure 44 illustrates the disposition of the reservoirs in SCMs R1C3, R1C4 and R1C5 of the typology.

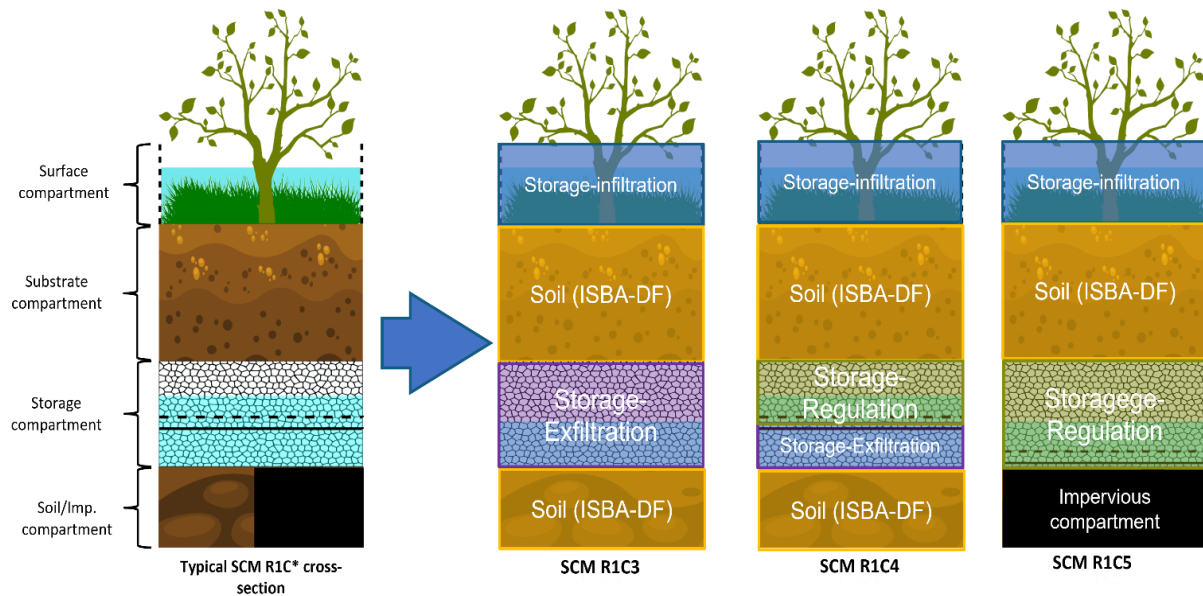


Figure 44: Example of the disposition of reservoirs in SCMs R1C3, R1C4 and R1C5 of the typology

2.3.2 TEB modelling criteria

Beyond hydrological conceptualization, the development of the *E – SCM* method necessitates specific TEB modelling criteria. Here are five pivotal criteria to guide this process:

1. **Urban landscape composition:** This includes the integration within the model's urban compartments, such as buildings, roads, and gardens.
2. **Vegetation-Soil hydro-energetic processes:** The existence or non-existence of these processes within the SCM's design and how they interact within the garden compartment.
3. **SCM and Urban canyon surface interaction:** How the SCM interacts with the TEB model's canyon street surface, impacting the model's comprehensive hydro-energetic balance.
4. **Soil layer discretization continuity:** Critical for models as ISBA-DF that simulate soil layer processes, ensuring seamless integration of the SCM within the soil's discretization framework.
5. **Water transport dynamics:** The mechanism by which the SCM manages the collection and subsequent transport of water.

In our preliminary approach to modelling within TEB, to streamline programming and model configuration efforts, we will proceed under the assumption that the hydraulic properties of the SCM's substrate do not significantly deviate from those of the model's surface soil layer. This simplification allows us to avoid distinguishing between SCMs categorized by "substrate" versus those identified by "soil."

The combination of the hydrological conceptualisation plus the TEB modelling configuration criteria results in the identification of five *E – SCM* types which are summarised in Table 1

Table 1: Summary table presenting the type of *E – SCM*, the SCMs and reservoirs that comprise it

<i>E – SCM</i> type	SCMs that form the <i>E – SCM</i>	Reservoirs used by the <i>E – SCM</i>
<i>E – SCMA</i>	<i>R1C2</i> (with and without underground storage) <i>R1C3, R1C4</i> and <i>R1C5</i> <i>R2C2</i> <i>R2C5</i> (vegetated without superficial permanent water) °	Storage – Infiltration (SI) Storage – Exfiltration (SE) Storage – Regulation (SR) Soil
<i>E – SCMB</i>	<i>R2C3</i> (without underground storage) <i>R2C4</i>	Storage – Infiltration (SI) Storage – Exfiltration (SE) Soil
<i>E – SCMC</i>	<i>R2C6</i>	Transport – Infiltration (TI)
<i>E – SCMD</i>	<i>R3C3, R3C4, R3C5</i> <i>R4C3, R4C4</i>	Storage – Exfiltration (SE) Storage – Regulation (SR) Soil
<i>E – SCME</i>	<i>R2C5</i> (non-vegetated with superficial permanent water) <i>R2C5</i> (non-vegetated without superficial permanent water)	Constant water (CW) Storage – Regulation (SR)

The *E – SCMA*, *E – SCMB* and *E – SCMC* types cover the vegetated SCMs within the typology, exhibiting hydro-energetic dynamics comparable to the garden compartment of the TEB mesh. The *E – SCMD* type includes all underground SCMs in the typology, mirroring the hydro-energetic behaviour of the TEB model's road compartment. Lastly, the *E – SCME* type consists of surface-level, lined, non-vegetated SCMs. Similar to *E – SCMD*, *E – SCME* shares hydro-energetic characteristics with the TEB model's road compartment.

In the modelling process, these five *E – SCM* types each occupy a specific portion of the mesh, enabling the distinction of their unique hydro-energetic outputs in comparison to the three original compartments of the mesh (building, road, garden). This spatial allocation facilitates a nuanced analysis of the varied hydro-energetic contributions made by each *E – SCM* type within the urban landscape. In this revised mesh configuration, the five *E – SCM* types will collect runoff from the impervious surfaces of the TEB mesh (i.e., building and roads) that do not directly link to the TEB sewer network module.

Finally it is important to note that none of the five *E – SCM* types incorporate the green roof SCM type, as there is already an existing module within the TEB framework specifically designed to simulate this type of SCM (de Munck et al., 2013).

3 Hydrological functioning of the Equivalent Stormwater Control Measure (Figure 45)

In this article, we provide a detailed explanation of the hydrological functioning of the *E – SCMA* type, which stands out as the most complex among the five types, incorporating nearly all aspects of reservoir dynamics. The functioning of the remaining four types will be detailed in the forthcoming SURFEX V9 scientific documentation, published by the CNRM-GAME research team.

In the $E - SCMA$ type there can be SCMs where the surface compartment is represented by the combination of two reservoirs: storage-infiltration (SI) and storage-regulation (SR) (SCMs $R2C5$, Table 1), or only by the storage-infiltration reservoir (SCMs $R1C2$, $R1C3$, $R1C4$, $R1C5$, and $R2C2$, Figure 44 and Table 1). In scenarios where both reservoirs are utilized, all water flux from the direct rainfall and surface runoff from buildings and roads will first enter the SR reservoir and then discharge into the SI reservoir (represented by $F_{SR-SI}(t)$). This configuration is designed to eliminate backflow between the SI and SR reservoirs, optimizing computation time. Additionally, this $E - SCM$ type may feature SCMs with an underground storage system depicted by either a combination of storage-exfiltration (SE) and storage-regulation (SR) reservoirs ($R1C4$, Figure 44 and Table 1) or exclusively by a storage-regulation reservoir ($R1C5$, Figure 44 and Table 1). In combined reservoir setups, all water flux from the soil will first enter the SR reservoir and then discharge into the SE reservoir (represented by $F_{SR-SE}(t)$), preventing backflow between SE and SR.

3.1. Functioning of the Storage – Infiltration reservoir (SI)

The SI reservoir operates based on the water balance equation, which is formulated as follows:

$$\frac{\partial W_{SI}}{\partial t} = f_{SI} \cdot [P_{SI}(t) + R_{SI}(t)] - F_{SI-ovf}(t) + F_{SR-SI}(t) - F_{SI-evp}^*(t) - F_{SI-inf}^*(t), \quad (114)$$

where W_{SI} represents the water level stored in the SI reservoir ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$), $P_{SI}(t)$ signifies the direct rainfall ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), $R_{SI}(t)$ denotes the collected runoff ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), f_{SI} is the fraction of SCMs of the $E - SCMA$ type equipped with only the SI reservoir at the surface (-), $F_{SI-ovf}(t)$ is the overflow from the SI reservoir ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), $F_{SR-SI}(t)$ represents the water flux from the storage – regulation reservoir ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), $F_{SI-evp}^*(t)$ is the evaporation flux ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) and $F_{SI-inf}^*(t)$ represents the infiltration flux directed towards the substrate of the $E - SCMA$ type ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$).

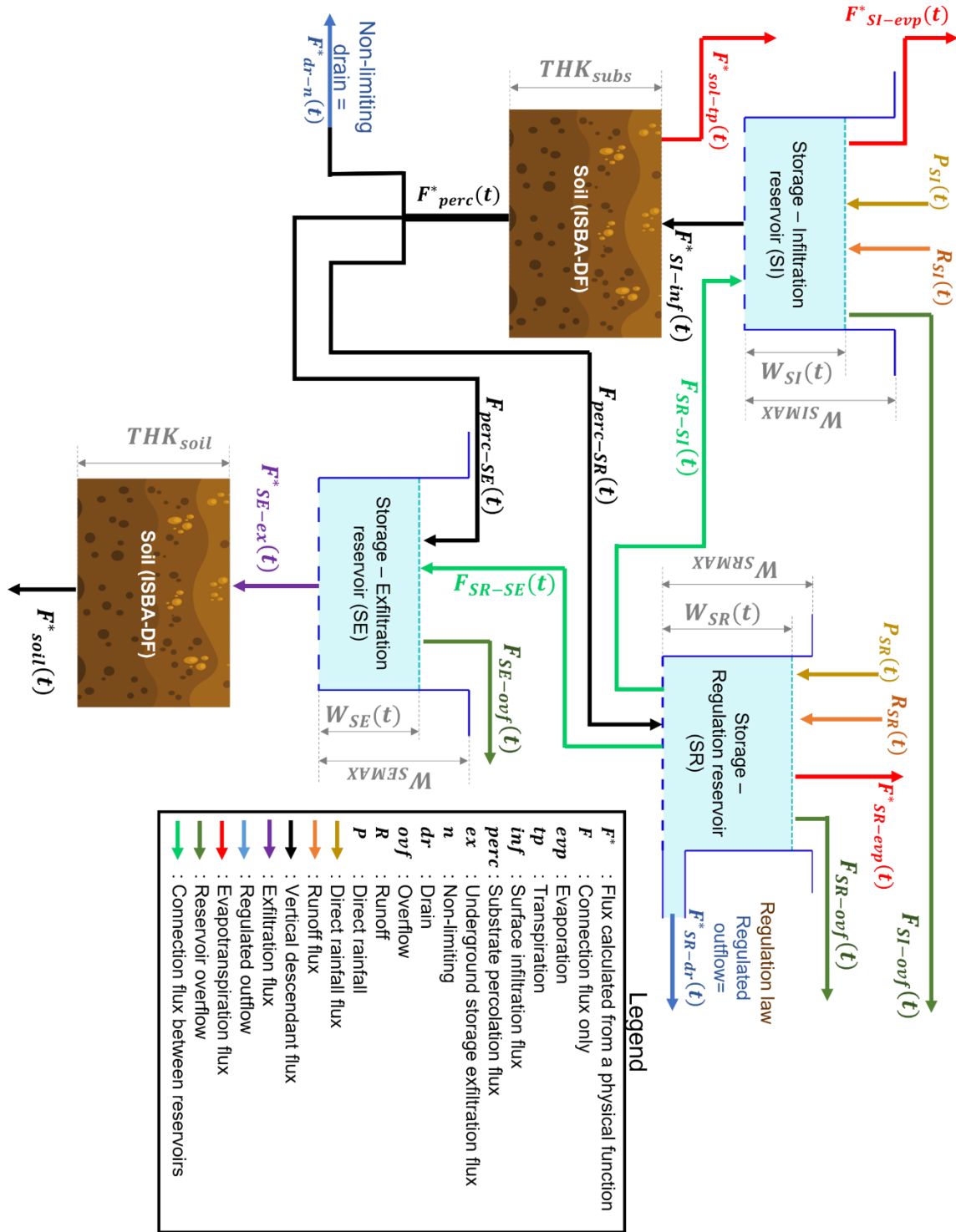


Figure 45: Conceptualisation of the hydrological functioning of the $E - SCMA$ type

The f_{SI} fraction can be calculated as follows:

$$f_{SI} = \frac{\sum_{R1C2, R1C3, R1C4, R1C5, R2C2} S_{imp}}{\sum_{R1C2, R1C3, R1C4, R1C5, R2C2, R2C5} S_{imp}}, \quad (115)$$

where S_{imp} represents the impervious surfaces linked to concerned SCMs. A preparatory assessment is crucial to identify the impervious zones within the TEB mesh that connect with each participating SCM in this segment before starting the $E - SCM$ modelling.

The overflow $F_{SI-ovf}(t)$ can be calculated as follows:

$$F_{SI-ovf}(t) = \frac{\max[0; W_{SI}(t) - W_{SIMAX}]}{\Delta t}, \quad (116)$$

where W_{SIMAX} is the maximum level of the storage-infiltration reservoir ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$). The overflow is sent as runoff to the TEB garden compartment.

The water flux from the SR reservoir can be calculated as follows:

$$F_{SR-SI}(t) = \frac{\min\left[\left(W_{SIMAX} - W_{SI}^H(t)\right); W_{SR}(t-1) + (1 - f_{SI}) \cdot [P_{SR}(t) + R_{SR}(t)] \cdot \Delta t\right]}{\Delta t}, \quad (117)$$

where $W_{SR}(t-1)$ represents the water level in the storage-regulation reservoir at time step $t-1$ ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$), while $P_{SR}(t)$ and $R_{SR}(t)$ denote the direct rainfall and runoff ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), respectively, at the current time step.

In TEB, water evaporation from vegetated surfaces is considered only in the case of runoff in the garden compartment (Decharme et al., 2012, 2011). Thus, this process has been adapted for the reservoirs (SI and SR) as follows:

$$F_{evp}(t) = \left(\frac{W_*(t)}{W_{*MAX}}\right)^{2/3} \cdot \rho_a \cdot C_H \cdot V_a \cdot L_v [q_{sat}(T_s) - q_a], \quad (118)$$

where (*) stands for the SI or SR reservoirs, $F_{evp}(t)$ represents the water evaporation flux ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), ρ_a the air density ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$), C_H the dimensionless drag coefficient depending upon the thermal stability of the atmosphere, q_a the air humidity ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$), V_a the wind speed ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), L_v is the latent heat of vaporization ($\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$) and q_{sat} the saturated specific humidity at the surface ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$) that depends on surface temperature, T_s ($^{\circ}\text{K}$).

In the SI reservoir, the $F_{SI-evp}^*(t)$ flux can be defined as follows:

$$F_{SI-evp}^*(t) = \min\left[\frac{W_{SI}(t)}{\Delta t}, F_{evp}(t)\right]. \quad (119)$$

The evaporated water flux will then be aggregated with the evapotranspiration flux from the canyon street of the TEB model for the corresponding energy/water balance.

The infiltration flux $F_{SI-inf}^*(t)$ is calculated based on the potential (supply limited) infiltration rate (I_c in $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), which is computed by the ISBA-DF model (Albergel et al., 2018). Therefore, within the reservoir, this flux can be defined as follows:

$$F_{SI-inf}^*(t) = \min\left[\frac{W_{SI}^{IV}(t)}{\Delta t}, I_c(t)\right]. \quad (120)$$

The infiltration flux is transferred to the $E - SCMA$ soil reservoir, which is managed by the ISBA-DF model.

3.2. Soil reservoir (substrate, below the SI reservoir)

Here, everything related to water flux in the soil (i.e., different discretized soil layers) is simulated after the ISBA-DF model. The water flux in the last discretized soil layer (in $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), denoted as $F_{perc}^*(t)$ (deep drainage; F_N in Albergel et al. (2018)), represents the percolation flux between the soil and the underground storage layer of the $E - SCMA$. Although there is a soil capillary break due to the placement of an underground storage compartment in the $E - SCMA$, theoretically, a condition should be imposed to activate $F_{perc}^*(t)$ (for example, based on the soil's matric potential). However,

in comparison with other computational tools modelling this condition (notably SWMM), we found that the flux from the last layer calculated by ISBA-DF, without any additional condition, adequately reproduces the percolation flux beneath the capillary break. Therefore, it can be stated that $F^*_{perc}(t) = F_N$.

When $F^*_{perc}(t) \neq 0$, this water flux must then be distributed among the three reservoirs that represent the underground storage compartment of $E - SCMA$ (i.e., storage-exfiltration, storage-regulation, and non-limiting drain reservoirs), but first, the amount corresponding to SCMs $R2C2$ and $R2C5$, which are completely lined structures, must be subtracted from $F^*_{perc}(t)$. For this, we apply the following relationship:

$$F^*_{perc-l}(t) = f_{ln} \cdot F^*_{subs}(t), \quad (121)$$

where $F^*_{perc-l}(t)$ denotes the potential percolation flux generated by the lined SCMs ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), and f_{ln} represents the proportion of lined SCMs classified under the $E - SCMNA$ type. This value is determined using the following calculation:

$$f_{ln} = \frac{\sum_{R2C2, R2C5} S_{imp}}{\sum_{R1C2, R1C3, R1C4, R1C5, R2C2, R2C5} S_{imp}}. \quad (122)$$

The updated percolation flux is calculated as: $F^*_{perc}(t) = F^*_{perc}(t) - F^*_{perc-l}(t)$. Subsequently, $F^*_{perc-l}(t)$ is converted into soil water content ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) and then reintroduced into the final soil layer of the soil reservoir.

Finally, the distribution of the percolation flux among the reservoirs is as follows:

$$F_{perc-SE}(t) = f_{SE} \cdot F^*_{perc}(t), \quad (123)$$

$$F_{perc-SR}(t) = f_{SR-SE} \cdot F^*_{perc}(t), \quad (124)$$

$$F^*_{dr-n}(t) = (1 - f_{SE} - f_{SR-SE}) \cdot F^*_{perc}(t), \quad (125)$$

where $F_{perc-SE}(t)$ indicates the percolation flux directed to the storage-exfiltration reservoir ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), $F_{perc-SR}(t)$ denotes the percolation flux directed to the storage-regulation reservoir ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), and $F^*_{dr-n}(t)$ represents the percolation flux evacuated by the non-limiting drain into the TEB sewer network module ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$). The term f_{SE} specifies the proportion of SCMs within the $E - SCMNA$ that possess only an underground SE reservoir (-), while f_{SR-SE} specifies the proportion of SCMs within the $E - SCMNA$ that incorporate both SE and SR reservoirs to depict their underground storage compartment (-). The fractions f_{SE} and f_{SR-SE} are calculated as follows:

$$f_{SE} = \frac{\sum_{R1C3} S_{imp}}{\sum_{R1C2, R1C3, R1C4, R1C5} S_{imp}}. \quad (126)$$

$$f_{SR-SE} = \frac{\sum_{R1C4, R1C5} S_{imp}}{\sum_{R1C2, R1C3, R1C4, R1C5} S_{imp}}. \quad (127)$$

3.3. Functioning of the Storage – Exfiltration reservoir (SE)

The SE reservoir operates based on the water balance equation, which is formulated as follows:

$$\frac{\partial W_{SE}}{\partial t} \cdot \phi_{SE} = F_{perc-SE}(t) - F_{SE-ovf}(t) + F_{SR-SE}(t) - F^*_{SE-ex}(t), \quad (128)$$

where W_{SE} represents the water level stored in the SE reservoir ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$), $F_{perc-SE}(t)$ indicates the percolation flux from the substrate ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), $F_{SE-ovf}(t)$ is the overflow from the SE reservoir ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), $F_{SR-SE}(t)$ represents the water flux from the storage – regulation reservoir ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), $F^*_{SE-ex}(t)$ represents the exfiltration flux to the natural soil beneath the $E - SCMA$ type ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$),

and ϕ_{SE} is the porosity or void ratio of the underground material. The design presupposes that vegetation roots within the substrate do not penetrate this compartment, thus excluding the occurrence of any evapotranspiration processes.

The process for computing $F_{perc-SR}(t)$ is outlined in Eq (123).

The overflow $F_{SE-ovf}(t)$ can be calculated as follows:

$$F_{SE-ovf}(t) = \frac{\max[0; W_{SE}(t) - W_{SEMAX} \cdot \phi_{SE}]}{\Delta t}, \quad (129)$$

where W_{SEMAX} is the maximum level of the storage-exfiltration reservoir ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$). The overflow is sent as runoff to the TEB garden compartment.

The water flux from the SR reservoir can be calculated as follows:

$$F_{SR-SE}(t) = \frac{\min[(W_{SEMAX} \cdot \phi_{SE} - W_{SE}(t)); W_{SR}(t) + F_{perc-SE}(t) \cdot \Delta t]}{\Delta t}, \quad (130)$$

where $W_{SR}(t)$ represents the water level in the storage-regulation reservoir at the current time step ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$).

The exfiltration flux $F_{SE-ex}^*(t)$ towards the soil beneath the $E - SCMNA$, is calculated based on the exfiltration rate ($F_{exf}(t)$) described in Błażejowski et al. (2018), which also considers, in addition to the bottom, the exfiltration from the lateral walls of the underground storage compartment—very important in exfiltration-type SCMs. $F_{exf}(t)$ can be expressed as follows:

$$F_{exf}(t) = 1000 \cdot k_{sat} \cdot \frac{\left[2,1466 + \left(\frac{b_{SE}}{W_{SE}(t)} \right)^{0,77} \right]^{1,3}}{2 + \frac{b_{SE}}{W_{SE}(t)}}, \quad (131)$$

where k_{sat} is the soil's hydraulic conductivity at saturation ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), and b_{SE} is the width of the underground storage compartment (mm).

Therefore, in the SE reservoir, $F_{SE-ex}^*(t)$ can be defined as follows:

$$F_{SE-ex}^*(t) = \min \left[\frac{W_{SE}(t)}{\Delta t}, F_{exf}(t) \right]. \quad (132)$$

The exfiltration flux is directed to the soil reservoir module managed by the ISBA-DF model.

3.4. Soil reservoir (natural soil, below the SE reservoir)

Here, it is assumed that there are no roots and no direct contact between the soil and the atmosphere; therefore, evapotranspiration is considered to be zero. The rest of the equations (and their variables) governing water flux in the soil are identical to those of the ISBA-DF model.

3.5. Functioning of the Storage – Regulation reservoir (SR)

The SR reservoir operates based on the water balance equation, which is formulated as follows:

$$\frac{\partial W_{SR}}{\partial t} = (1 - f_{SI}) \cdot [P_{SR}(t) + R_{SR}(t)] - F_{SR-SI}(t) - F_{SR-evp}^*(t) + F_{perc-SR}(t) - F_{SR-SE} - F_{SR-ovf}(t) - F_{SR-dr}^*(t), \quad (133)$$

where W_{SR} represents the water level stored in the SR reservoir ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$), $F_{SR-evp}^*(t)$ is the evaporation flux ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), $F_{SR-ovf}(t)$ is the overflow from the SR reservoir ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), $F_{SR-dr}^*(t)$ denotes the regulated outflow ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). The rest of the variables in Eq. (133) have been previously defined.

The formula for $F_{SR-SI}(t)$, as detailed in Eq. (117), calculates the water flux towards the storage-infiltration reservoir

In the SR reservoir, the $F_{SR-evp}^*(t)$ flux, as in the case of SI reservoir can be calculated from the water evaporation formula (Eq. (118)):

$$F_{SR-evp}^*(t) = \min \left[\frac{W_{SR}(t)}{\Delta t}, F_{evp}(t) \right]. \quad (134)$$

The evaporated water flux will then be aggregated with the evapotranspiration flux from the canyon street of the TEB model for the corresponding energy/water balance.

The process for computing $F_{perc-SR}(t)$ is outlined in Eq. (124). The process for computing $F_{SR-SE}(t)$ is outlined in Eq. (130). The overflow $F_{SR-ovf}(t)$ can be calculated as follows:

$$F_{SR-ovf}(t) = \frac{\max[0; W_{SR}(t) - W_{SRMAX}]}{\Delta t}, \quad (135)$$

where W_{SRMAX} is the maximum level of the SR reservoir ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$). The overflow is sent as runoff to the TEB garden compartment.

The regulated outflow is derived from the equation proposed by Sage et al. (2024), formulated as follows:

$$F_{SR-dr}^*(t) = F_{\max(SR-dr)} \cdot \left[a_1 + (1 - a_1) \cdot \left(\frac{W_{SR}(t)}{W_{SRMAX}} \right)^{a_2} \right], \quad (136)$$

where $F_{\max(SR-dr)}$ is the maximum regulate outflow linked to the TEB sewer network module ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$); a_1 is the coefficient determining the water flux for low flows (-), a_2 is the coefficient influencing the rate of reaching $F_{\max(SR-dr)}(-)$.

3.6. Lateral soil water transfer between the **E – SCMA** and the others TEB mesh compartments

Lateral water transfer (Stavropoulos-Laffaille et al., 2018; Bernard, 2021) interactions from each soil layer, originating from the three urban compartments of the TEB mesh (building, road, and garden) plus the **E – SCMA**, are taken into account. Structural layers, such as roadways and underground storage compartments of the **E – SCMNA**, are not included in the calculation of horizontal transfer. It is important to note that this calculation is performed at the end of the numerical time step, that is, after calculating the vertical flux individually in each urban compartment of the TEB mesh.

This approach is based on the principle of exponential decay of water content, trending towards the average soil moisture of the four compartments, which is limited by the soil water content at the wilting point. Updating the soil water content in each layer and compartment after each time step allows for:

$$\omega_{*lj}' = \omega_{*lj}' + (\bar{\omega}_{*lj} - \omega_{*lj}) \cdot \left(1 - \exp \left[- \left(\frac{\Delta t}{30 \cdot \tau} \right) \right] \right), \quad (137)$$

with

$$\bar{\omega}_{*lj} = \frac{\sum \omega_{*lj} \cdot f_*}{\sum f_*}. \quad (138)$$

The asterisk (*) refers to the application of the different terms to the four different compartments, respectively garden, buildings, roads and *E – SCMNA*. The terms ω_{*lj} and ω_{*lj}' are the soil water content for each compartment, respectively, before and after horizontal balancing ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), $\bar{\omega}_{*lj}$ is the mean soil water content of all compartments before balancing ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), τ the time constant for 1 day, Δt the numerical time step and f_* the fraction of each compartment in the TEB mesh.

4 *E – SCMA* hydrological evaluation methodology

The methodology for evaluating the *E – SCMNA*'s hydrological conceptualization is based on two scenarios:

- Scenario 1: Unique SCM within the *E – SCMA* type
- Scenario 2: Multiple SCMs within the *E – SCMA* type.

The two scenarios are detailed below.

4.1. Scenario 1: Unique SCM within the *E – SCMA* type

In the TEB model, the *E – SCMNA* is modelled through a singular SCM, specifically the SCM *R1C3* (Figure 43). This design includes a Storage-Infiltration (SI) reservoir coupled with a soil reservoir that emulates the substrate layer, as well as a Storage-Exfiltration (SE) reservoir alongside another soil reservoir to replicate the dynamics of natural soil. The hydrological performance of this configuration is compared with that of the LID bioretention module of the SWMM model (Rossman and Huber, 2015). This comparison is carried out by ensuring an identical configuration for both systems to guarantee a fair and accurate evaluation. However, the primary objective is not to dwell on a direct comparison but to ascertain the *E – SCMNA*'s hydrological performance within the TEB model. This ensures that the model's representations are both effective and accurate, affirming the reliability of its hydrological simulations.

4.1.1 Parameterisation of Scenario 1 in TEB model

For this study, the TEB mesh represents an urban catchment created from data provided by an existing catchment: Pin Sec in Nantes (Stavropoulos-Laffaille et al., 2021), covering 1 hectare with land use allocations of gardens (22%), buildings (50%), and roads (28%). Impervious surfaces depression water storage has a maximum of 2mm, with runoff directed towards the *E – SCMA* system, and no infiltration through pavement.

The soil is uniformly composed of 51% sand, 41% silt, and 8% clay across 12 layers to a depth of 3 meters. This specific texture composition allows for the application of pedotransfer functions to accurately determine soil water dynamics within the model (Cosby et al., 1984). Gardens predominantly feature low vegetation (95%) with an adapted monthly LAI. Meteorological data, sourced from Pin Sec and Nantes Airport, feed the model, which operates offline with hourly updates and a numerical resolution of 5 minutes from May 2010 to August 2012 (Stavropoulos-Laffaille et al., 2021).

For the *E – SCMA*, its design targets intercepting 80% of annual runoff, necessitating a surface area of 238.4 m² (or a fraction of 0.024 representing the 2.8% of impervious surfaces connected to the *E –*

SCMA), as calculated using the Oasis SCM tool (Sage et al., 2024). The substrate thickness is set at 0.6 m (i.e., 8 discretized soil layers), determined through literature references (Li et al., 2021; Flanagan et al., 2017), and the vegetation configuration mirrors that of the garden areas. The maximum height of the surface reservoir (SI) is established at 100 mm, facilitated by the texture-based pedotransfer functions to accurately simulate soil water interactions. The underground storage's maximum height (SE) is 400 mm, with a porosity of 0.4 and an exfiltration width of 23.9 m for lateral water flux.

Finally, in order to achieve the most accurate comparison possible with the SWMM model, we have chosen to disable the horizontal soil water transfers between the *E – SCMA* compartment and the other compartments of the TEB mesh (roads, buildings, and gardens).

4.1.2 Parameterisation of Scenario 1 in SWMM model

The evaluation of the *E – SCMA* within the TEB framework is facilitated through the integration of the bioretention module. This assessment necessitates the configuration of three critical parameter groups for the SCM: surface characteristics, soil properties, and the subterranean storage system. Parameter values are derived either directly from those determined for *E-SCMA* applications in TEB, encompassing reservoir and substrate features, or from SWMM-recommended values (Rossman and Huber, 2015) that have been refined to mirror the physiographic nuances observed in TEB.

Beyond the bioretention module, configuring the catchment module in SWMM is essential. This module situates the bioretention feature and handles the resultant runoff. Parameters for the catchment module follow a similar selection process: they are either extrapolated from TEB's SCM utilization data or adhere to SWMM's guidelines. Meteorological inputs for SWMM, like precipitation, are tailored from TEB's climate dataset to ensure consistency. Moreover, to achieve a harmonized representation of evaporation processes between TEB and SWMM, the Penman-Monteith equation for potential evapotranspiration (PET) (Allen et al., 1998) is employed, leveraging climate forcing data and energy parameters computed within TEB. This integrated approach ensures a cohesive and accurate comparison between the hydrological behaviours modelled by TEB and SWMM. For water infiltration method, The Green-Ampt approach is used.

Table 2 summarizes all the main parameters needed in TEB and SWMM for SCM modelling.

4.1.3 Comparative evaluation of hydrological processes in TEB and SWMM models

In the comparative analysis between the SWMM and TEB models, we examine the suite of hydrological processes within the SCM. These processes encompass inflow (rainfall and runoff), infiltration, evapotranspiration, percolation, exfiltration, overflow, and the storage dynamics within the SI reservoir. Another aspect of this comparison involves assessing the water content within SWMM's LID module—a singular layer substrate—against the weighted average water content across the *E – SCMA*'s eight substrate layers, with weighting by layer thickness. Moreover, the analysis extends to comparing the total water balance over the study period for each SCM model.

The water balance error for SWMM/TEB models is defined as follows:

$$e_{WB-*}(\%) = \frac{\sum_{t=1}^{nb} Q_{in-*,t} - [\sum_{t=1}^{nb} Exf_{*,t} + \sum_{t=1}^{nb} Ev_{*,t} + \sum_{t=1}^{nb} q_{*,t} + \Delta S_{*,nb}]}{\sum_{t=1}^{nb} Q_{in-*,t}} \cdot 100, \quad (139)$$

where, e_{WB-*} represents the percentage errors in the water balance for the respective model (*), expressed as a function of nb , the total number of temporal intervals considered. Here $Q_{in-*,t}$ is the inflow (mm) at each interval t , $Ev_{*,t}$ represents evapotranspiration (mm), $Exf_{*,t}$ is the water

exfiltration (mm), $q_{*,t}$ represents the outflow (mm) and $\Delta S_{*,nb}$ is the net change in water storage within the SCM structure, accounting for the surface, substrate, and subterranean storage compartments (mm), at the final interval nb .

Table 2: Main parameters required for the modelling of *E – SCMA* type in TEB model and LID bioretention-type SWMM model

TEB				SWMM			
Description		Quantity	Unity	Description		Quantity	Unity
General	Specific			General	Specific		
Principal Catchment parameters							
Land use fractions	Garden	0.196	-	Sub catchment surfaces	Pervious	1962.6	m ²
	Building	0.500	-		Impervious	7800	m ²
	Road	0.280	-		LID	238.4	m ²
	<i>E – SCMA</i>	0.024	-		Impervious surface percentage	78	%
	Impervious surface fraction	0.78	-				
Height of depression storage on impervious area	Building	2	mm	Height of depression storage on impervious area	---	2	mm
	Road	2	mm				
<i>E – SCMA</i> /LID principal parameters							
Surface compartment							
Maximum storage-infiltration (SI) reservoir height	<i>W_{SIMAX}</i>	100	mm	Berm height	<i>D₁</i>	100	mm
Substrate compartment							
Thickness	<i>THK_{subs}</i>	600	mm	Thickness	<i>D₂</i>	600	mm
Porosity	<i>ω_{sat}</i>	0.43	m ³ ·m ⁻³	Porosity	<i>ω_{sat}</i>	0.43	m ³ ·m ⁻³
Field capacity	<i>ω_{FC}</i>	0.26	m ³ ·m ⁻³	Field capacity	<i>ω_{FC}</i>	0.26	m ³ ·m ⁻³
Wilting point	<i>ω_{WP}</i>	0.10	m ³ ·m ⁻³	Wilting point	<i>ω_{WP}</i>	0.10	m ³ ·m ⁻³
Conductivity	<i>k_{sat}</i>	24.9	m·h ⁻¹	Conductivity	<i>k_{sat}</i>	24.9	m·h ⁻¹
Initial water content	<i>ω_{ini}</i>	0.18	m ³ ·m ⁻³	Initial water content	<i>ω_{ini}</i>	0.18	m ³ ·m ⁻³
Storage compartment							
Maximum storage-exfiltration (SR) reservoir height	<i>h_{SEMAX}</i>	400	mm	Thickness	<i>D₃</i>	400	mm
Void ratio	<i>φ_{SE}</i>	0.4	-	Void ratio	<i>φ₃</i>	0.4	-
Exfiltration rate	<i>k_{sat}</i>	24.9	m·h ⁻¹	Exfiltration rate	<i>k_{3s}</i>	24.9	m·h ⁻¹

4.2. Scenario 2: Multiple SCMs within the ***E – SCMA*** type.

In the elaboration of this second scenario, a comprehensive approach is taken to explore the collective hydrological performance of three distinct configurations of the *R1C3* SCM type, each deployed within a unique urban mesh. These configurations are rigorously designed and simulated within the TEB model framework, culminating in the formation of an aggregated *E – SCMA* type. The primary objective of this scenario is to undertake a comparative analysis of the hydrological efficiency between the aggregated *R1C3* SCMs and the synthesized *E – SCMA*, thereby evaluating the efficacy of SCM integration strategies for improved urban water management.

4.2.1 Detailed Methodology of Scenario 2

1. **Urban Mesh Configuration in TEB:** Three urban meshes, each spanning an area of 1 hectare (10,000 m²), were crafted within TEB, each representing different urban land uses:
 - **Mesh 1:** Emphasizes a green-centric urban layout with gardens predominating over impervious surfaces like buildings and roads.
 - **Mesh 2:** Features an equitable distribution between green spaces and impervious surfaces, reflecting a balanced urban environment.
 - **Mesh 3:** Depicts a densely urbanized area where impervious surfaces outweigh garden spaces.
2. **SCM Implementation in Each Mesh (Figure 46):** Each mesh integrates an *R1C3* type SCM, tailored to efficiently manage runoff from impervious areas (via the OASIS tool, Sage et al. (2024)). The design parameters for each SCM configuration are as follows:
 - **Mesh 1 SCM:** Incorporates a storage-infiltration reservoir peaking at 50 mm, underlain by a 0.2 m substrate layer and a 100 mm deep storage-exfiltration reservoir.
 - **Mesh 2 SCM:** Enhances the design with a 120 mm height storage-infiltration reservoir, a 0.3 m substrate layer, and a significantly larger 300 mm deep storage-exfiltration reservoir.
 - **Mesh 3 SCM:** Amplifies the scale with a 250 mm height storage-infiltration reservoir, a robust 0.6 m substrate layer, and a 400 mm height storage-exfiltration reservoir.
3. **Aggregated *E – SCMA* Design (Figure 46):** The *E – SCMA* is conceptualized by integrating the spatial extents and functionalities of all key urban elements—buildings, roads, gardens, and SCMs—across the three meshes into a unified 3-hectare composite mesh. This holistic approach ensures that the *E – SCMA*'s surface encapsulates the aggregate functional areas of the three individuals *R1C3* SCMs.

The dimensional parameters of the *E-SCMA*, including reservoir heights and substrate thicknesses, are determined through weighted averages of each corresponding dimension

across the three SCM configurations, factoring in the SCM's area within each mesh. This is articulated through the equations:

$$\bar{W}_{SIMAX} = \frac{W_{SIMAX-M1} \cdot S_{SCM-M1} + W_{SIMAX-M2} \cdot S_{SCM-M2} + W_{SIMAX-M3} \cdot S_{SCM-M3}}{S_{SCM-M1} + S_{SCM-M2} + S_{SCM-M3}}, \quad (140)$$

$$\overline{THK}_{subs} = \frac{THK_{subs-M1} \cdot S_{SCM-M1} + THK_{subs-M2} \cdot S_{SCM-M2} + THK_{subs-M3} \cdot S_{SCM-M3}}{S_{SCM-M1} + S_{SCM-M2} + S_{SCM-M3}}, \quad (141)$$

$$\bar{W}_{SEMAX} = \frac{W_{SEMAX-M1} \cdot S_{SCM-M1} + W_{SEMAX-M2} \cdot S_{SCM-M2} + W_{SEMAX-M3} \cdot S_{SCM-M3}}{S_{SCM-M1} + S_{SCM-M2} + S_{SCM-M3}}. \quad (142)$$

These equations ensure that the E-SCMA's design optimally reflects the collective characteristics of the individual SCM configurations, facilitating a nuanced evaluation of integrated SCM strategies for enhancing urban hydrological management.

The application of the designated equations (140) – (142) yielded specific outcomes: a storage-infiltration reservoir height (\bar{W}_{SIMAX}) of 141 mm, a substrate thickness (\overline{THK}_{subs}) of 0.37 m and a storage-exfiltration height (\bar{W}_{SEMAX}) of 268 mm. It's important to emphasize that the calculated parameters for the substrate thickness and the storage-exfiltration reservoir height do not conform to the specifications of the ISBA-DF soil depth grid as employed in the TEB model. Consequently, modifications to these parameters are imperative to achieve compatibility and enhance the operational efficacy within the framework of the TEB model. To address this discrepancy, two distinct configurations of the *E – SCMA* were devised and examined:

- **Configuration 1 (*E – SCMA1*):** Maintains the calculated storage-infiltration height of 141 mm. The model adjusts the substrate layer to 0.6 m and sets the storage-exfiltration reservoir height at 400 mm.
- **Configuration 2 (*E – SCMA2*):** Also adopts the storage-infiltration height of 141 mm. This version employs a substrate thickness of 0.3 m and a storage-exfiltration height of 300 mm.

The hydroclimatic data, soil characteristics, vegetation, and impervious surfaces are the same as those used for Scenario 1 in the TEB model (based on the Pin Sec catchment, Table 2). Table 3 summarizes all the main parameters needed in TEB for Scenario 2 modelling.

4.2.2 Comparative assessment of hydrological processes in TEB model for scenario 2

Similar to scenario 1, for scenario 2, the performance of hydrological processes, resulting from the aggregation of the 3 SCMs and the 2 *E – SCMA* configurations, has been compared. The eight processes to be analysed are as follows: Inflow resulting from rainfall and runoff originating from impervious surfaces connected to the SCM system, water infiltration into the substrate of the SCM system, evapotranspiration dynamics, potential overflow occurrences, substrate percolation into the SE reservoir, deep drainage from the final soil layer within the soil column (at a depth of 3 meters), and water storage within the SCM structure (including SI reservoir, substrate soil layers, SR reservoir) as well as in the soil layers beneath the SCM system (Figure 46).

For the analysis of these processes, two commonly used performance indices in the field of hydrology have also been applied (N. Moriasi et al., 2007): the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient (NSE) and the percent bias (PBIAS), the formulas for which are as follows:

$$NSE = \frac{\sum_{t=1}^{nb} (Q_{sim,t} - Q_{obs,t})^2}{\sum_{t=1}^{nb} (Q_{obs,t} - \overline{Q_{obs,t}})^2}, \quad (143)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{t=1}^{nb} (Q_{obs,t} - Q_{sim,t})^2}{\sum_{t=1}^{nb} Q_{obs,t}} \cdot 100, \quad (144)$$

with nb the number of time steps, $Q_{sim,t}$ and $Q_{obs,t}$ respectively simulated and observed hydrological fluxes at time step t ($L \cdot s^{-1}$). $\overline{Q_{obs,t}}$ is the arithmetic mean of observed hydrological fluxes ($L \cdot s^{-1}$).

For the application of these two indices, the processes generated by the aggregation of the 3 SCMs have been assumed as observed data ($Q_{obs,t}$), and the simulated data ($Q_{sim,t}$) are those produced by both the $E - SCMA1$ and $E - SCMA2$ configurations.

In addition to the performance of hydrological processes, an analysis similar to that in scenario 1 was conducted on the water balance for both the three aggregated SCMs and the two configurations of the $E - SCMA$ type. Two distinct water balance evaluations were performed: one encompassing the entire modelled time series from May 2010 to August 2012, and the other focusing on a monthly analysis.

In contrast to Scenario 1, the computation of the water balance in Scenario 2 integrates additional hydrological components: deep soil water drainage (Ddr) and lateral soil water transfer (Lf). These variables augment the existing model framework, with deep drainage supplanting the role of exfiltration as delineated in Eq.(139), and lateral transfer flux reintroduced after being previously omitted to ensure comparability with the SWMM model. Thus, the recalibrated water balance error is articulated as:

$$e_{WB-*}(\%) = \frac{\sum_{t=1}^{nb} Q_{in-*,t} - [\sum_{t=1}^{nb} Ddr_{*,t} + \sum_{t=1}^{nb} Lf_{*,t} + \sum_{t=1}^{nb} Ev_{*,t} + \sum_{t=1}^{nb} q_{*,t} + \Delta S_{*,nb}]}{\sum_{t=1}^{nb} Q_{in-*,t}} \cdot 100. \quad (145)$$

In this equation, the asterisk (*) represents the collective entity of the three SCM types or the individual $E - SCMA$ configurations. The term e_{WB-*} represents the percentage error in the water balance, nb indicates the total number of discrete time steps, $Q_{in-*,t}$ is the inflow (m^3) at each interval t , $Ev_{*,t}$ accounts for evapotranspiration (m^3), $Ddr_{*,t}$ denotes the deep drainage (m^3), $q_{*,t}$ refers for outflow (m^3), $Lf_{*,t}$ represents lateral soil water transfer (m^3) and $\Delta S_{*,nb}$ represents the net change in water storage within the SCM system (i.e., surface, substrate and underground storage compartment) as well as in the soil layers beneath SCM system at the conclusion of the period nb (m^3).

Table 3: Recapitulation of the parameters required for the development of scenario 2 in the TEB model.

Description			Mesh 1	Mesh 2	Mesh 3	$E - SCMA1$	$E - SCMA2$
General	Specific	Unity	Quantity	Quantity	Quantity	Quantity	Quantity
Land use characteristics							
Land use fractions	Garden		0.591	0.407	0.105	0.368	0.368
	Building		0.253	0.377	0.528	0.386	0.386
	Road	-	0.138	0.198	0.347	0.228	0.228
	SCM		0.018	0.018	0.019	0.018	0.018
	Sum		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
Land use surfaces	Garden		5905.8	4066.2	1053.1	11025.2	11025.2
	Building		2532.5	3770.4	5284.7	11587.6	11587.6
	Road	m ²	1379.1	1983.8	3474.5	6837.4	6837.4
	SCM		182.6	179.6	187.7	549.8	549.8
	Sum		10000.0	10000.0	10000.0	30000.0	30000.0
Surface mesh characteristics							
Height of depression storage on impervious area	---				2.0		
		mm					
SCM maximum storage-infiltration (SI) reservoir height	W_{SIMAX}		50.0	120.0	250.0	141.0	141.0
Soil mesh characteristics							
Total number of soil layers	---				12.0		
Total soil depth	---	m			3.0		
Soil texture	Clay				8.0		
	Silt	%			41.0		
	Sand				51.0		
Porosity	ω_{sat}				0.43		
Field capacity	ω_{FC}				0.26		
Wilting point	ω_{WP}	m ³ ·m ⁻³			0.10		
Initial soil water content	ω_{ini}				0.18		
Empirical parameter for the shape of the soil water retention curve	b	-			0.42		
Soil matrix potential at saturation	ψ_{sat}	m			-0.21		
Permeability at saturation	k_{sat}	m·s ⁻¹			6.92E-06		
SCM soil characteristics							
Number of soil layers representing the SCM substrate (soil before the underground storage layer)	---	-	6.0	7.0	8.0	8.0	7.0

Substrate depth (before underground storage layer)	THK_{subs}	m	0.2	0.3	0.6	0.6	0.3
Maximum storage-exfiltration (SE) reservoir height	W_{SEMAX}	mm	100.0	300.0	400.0	400.0	300.0
Number of soil layers assigned to the underground storage layer (storage-exfiltration reservoir)	---	-			1		
Depth of substrate + underground storage layer	---	m	0.3	0.6	1.0	1.0	0.6
Number of soil layers representing the natural soil of the SCM (after the underground storage layer)	---	-	5.0	4.0	3.0	3.0	4.0
Width of the underground storage layer	b_{SE}	m	13.5	13.4	13.7	23.4	23.4
Porosity of the storage layer (SE reservoir)	ϕ_{SE}	-			0.4		

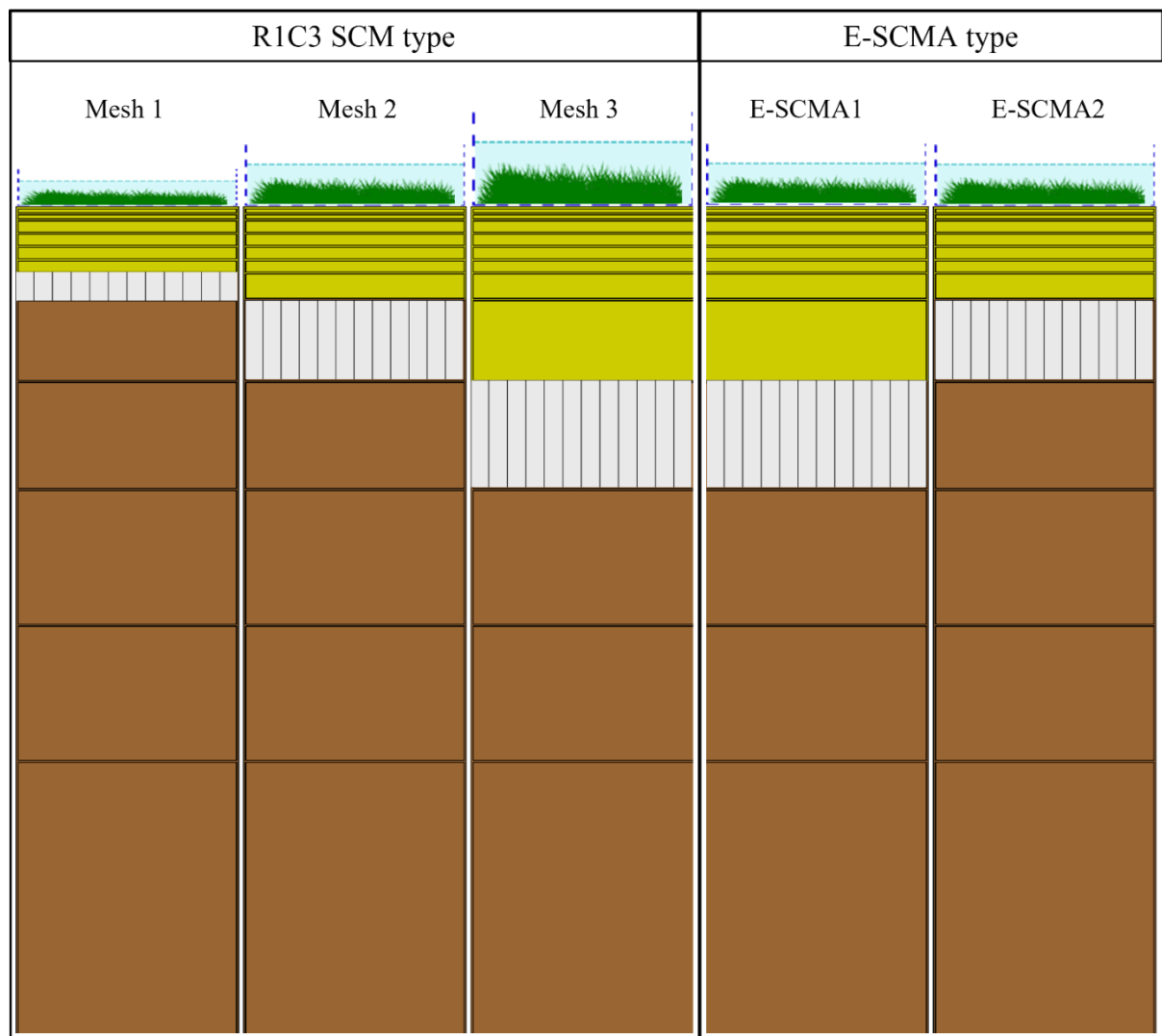


Figure 46: Conceptualisation and vertical alignment of SCMs **R1C3** and **E – SCMA**s types within the TEB Model's soil grid for Scenario 2. Here, the substrate layers are depicted in yellow, indicating their specific positioning, while the underlying natural soil beneath the SCM/**E – SCMA** types is shown in brown.

5 **E – SCMA** hydrological evaluation results and discussion

5.1. Scenario 1 analysis

The hydrological performance of the **E – SCMA**, as depicted in Figure 47 was evaluated against the bioretention LID-SWMM model, focusing on key SCM processes. The analysis utilized scatter plots to illustrate simulation relationships, highlighted by a 1:1 correspondence line (in red) to denote accuracy and a best-fit line (in blue) for precision. The proximity of data points, especially for inflow where the coefficient of determination (R^2) was 0.99, to the red line underscores the **E – SCMA** model's high accuracy in simulating inflow dynamics, paralleling the performance of the SWMM model.

In examining infiltration performance, it is evident that the **E – SCMA** model has the capability to infiltrate a greater volume of inflow compared to the LID-SWMM model. This discrepancy arises from the fundamentally different infiltration methodologies each model employs. The **E – SCMA** employs

the ISBA-based model focusing on potential rates limited by soil's maximum water content capacity. This approach may set an upper boundary on infiltration, reflecting soil properties over real-time dynamics (Albergel et al., 2018). In contrast, SWMM uses the Green-Ampt method, factoring in soil moisture deficit and hydraulic conductivity for a potentially more detailed representation under variable moisture condition (Rossman and Huber, 2015). However, the urban application of the Green-Ampt method may not adequately address the complexity of soil heterogeneity (Kale and Sahoo, 2011; Niazi et al., 2017), an area where the ISBA methodology seeks to offer a more dynamic and physically coherent framework (Vereecken et al., 2019; Stavropoulos-Laffaille et al., 2021).

Regarding evapotranspiration, the $E - SCMA$ model, within TEB framework, anticipates higher rates compared to the LID-SWMM model (Figure 47). The TEB model adopts a sophisticated energy balance methodology that accounts for the intricate exchange of various energy fluxes, notably solar radiation and ambient thermal conditions (Stavropoulos-Laffaille et al., 2021). Despite its holistic framework, the model's reliance on multiple interdependent parameters has prompted scrutiny, with critiques highlighting potential rate overestimations (Ouédraogo et al., 2023; Vera et al., 2018). The TEB model's evapotranspiration predictions have been noted to exceed observed values, particularly in seasons such as spring and autumn (Stavropoulos-Laffaille et al., 2021). The LID-SWMM model, in contrast, employs a more reductive water balance technique, predicated on predetermined potential evapotranspiration rates. This simplified approach may not adequately capture the intricate dynamics influenced by climatic variability and the heterogeneity of urban landscapes (Hörnschemeyer et al., 2021; Ouédraogo et al., 2023).

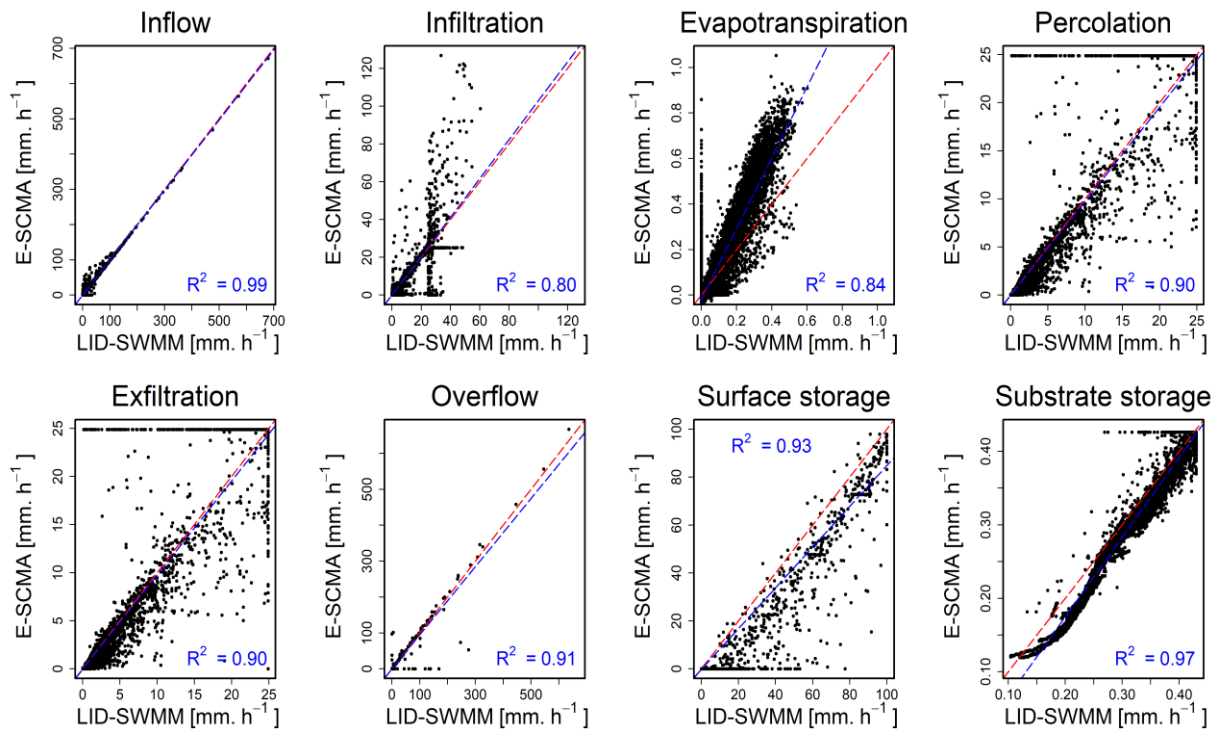


Figure 47: Comparison of different SCM hydrological processes between SWMM and TEB model

Consequently, such a model could understate the complexities inherent to the soil-plant-atmosphere continuum, notably neglecting the impacts of plant phenotypic traits and their spatial-temporal variations (Cipolla et al., 2016; Peng and Stovin, 2017). The LID-SWMM's underlying assumption that evapotranspiration ceases during infiltration periods further contributes to an oversimplified

representation of the sophisticated evapotranspiration processes present within urban ecosystems. The challenge of accurately simulating urban evapotranspiration is evident, with existing models often failing to match measured observations (Ouédraogo et al., 2022; Stavropoulos-Laffaille et al., 2021). While both models present unique operational intricacies, it is essential to underscore that the TEB's evapotranspiration modelling is substantially more granular, capturing a broader spectrum of physio-energetic interactions. This level of detail is particularly crucial in the context of SCM effectiveness, which is significantly influenced by evapotranspiration dynamics.

The analysis of water storage within SCM substrates (Figure 47) highlighted a significant correlation between the models for soil water contents at or above field capacity ($\omega_{FC}=0.28$). Below this threshold, model congruence reduces, attributed to differences in percolation onset between the models. In particular, the SWMM model initiates percolation from the substrate into underground storage at field capacity, while the TEB model does not define a clear threshold for the initiation of percolation, leading to some variations in different simulation results for the percolation and exfiltration processes.

Surface water storage assessments reveal that *E – SCMA* generally reports lower surface reservoir levels compared to LID-SWMM. This difference is linked to the process calculation order in each model, with SWMM considering overflow subsequent to evapotranspiration and infiltration—a contrast to the approach taken by the TEB model (Eq. (114)).

Figure 48 and Table 4 present the performance of SWMM and TEB models based on their simulation of SCM water balance over the period from May 2010 to August 2012. The SCM was designed to intercept 80% of total rainfall, thus limiting the overflow to a maximum of 20% of the total inflow (Q_{in}). The analysis revealed both models' precision (Eq. (139)) in simulating the water balance, with a short error for SWMM and effectively zero for TEB.

The inflow analysis indicated a minor discrepancy between the two models, with SWMM showing a slightly higher value (42260.41 mm) compared to TEB (41541.81 mm). This difference is attributed to the modelling approaches for runoff generation from impervious surfaces: SWMM utilizes a non-linear reservoir model, capturing the variable runoff response to rainfall events, while TEB employs a simpler reservoir overflow method, potentially underpredicting inflow during high-intensity rainfall periods

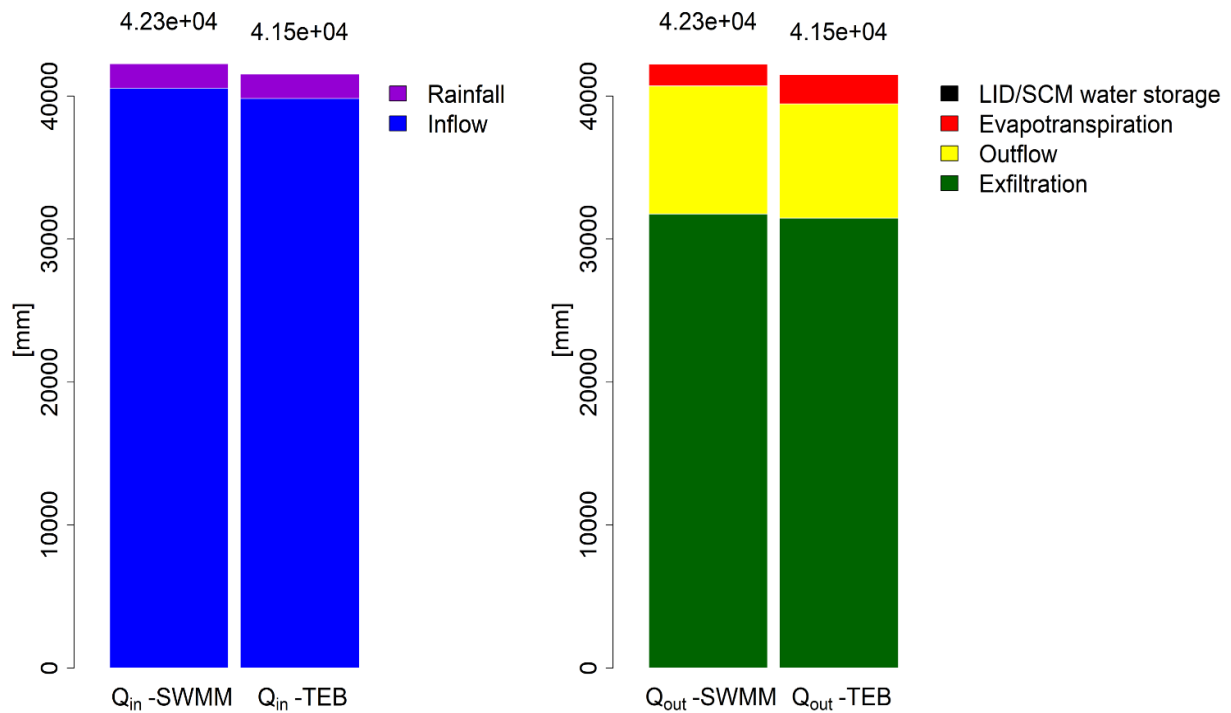


Figure 48: Comparative water balance outcomes of SWMM and TEB Models from May 2010 to August 2012

TEB adhered to the design specifications of the SCM, with the overflow accounting for 19.22% of the total inflow, remaining within the acceptable design limit. In contrast, SWMM's overflow exceeded the design threshold slightly, constituting 21.15% of the total inflow. This overestimation by SWMM may impact the effectiveness of SCMs in mitigating urban flood risks by underutilizing the runoff interception potential.

The TEB model exhibited a higher rate of evapotranspiration and greater water storage changes within the SCM, reflective of its sensitivity to water retention and plant water use. Conversely, SWMM's higher outflow may imply a less detailed representation of these processes. Notably, both models showed exfiltration as the largest output component, suggesting that soil permeability and water seepage into the subsurface are robustly represented.

Future research should aim to calibrate these models against empirical data, ensuring that the predicted hydrological behaviours closely match observed conditions

Table 4: Parameters utilized in the computation of SCM water balance for the SWMM and TEB models

Variable	Parameter [P]	SWMM		TEB	
		Quantity [mm]	$P/\sum Q_{in}$ [%]	Quantity [mm]	$P/\sum Q_{in}$ [%]
Q_{in}	Rainfall	1713.44	4.05	1713.44	4.12
	Inflow	40546.97	95.95	39828.37	95.88
	$\sum Q_{in}$	42260.41	100.00	41541.81	100.00
Q_{out}	LID/E – SCMA water storage (ΔS)	29.47	0.07	47.27	0.11

Evapotranspiration (Ev)	1537.91	3.64	2038.81	4.91
Outflow (q)	8939.74	21.15	7984.70	19.22
Exfiltration (Exf)	31754.12	75.14	31471.03	75.76
$\sum Q_{out}$	42261.24	100,00	41541.81	100.00
$e_{WB-*}[\%] = (\sum Q_{in} - \sum Q_{out}) / \sum Q_{in}$	-1,96E-03		5.33E-11	

To conclude this section, it can be asserted that the various analyses conducted in Scenario 1 validate the conceptualization and SCM modelling of the $E - SCMA$ within the TEB model.

5.2. Scenario 2 analysis

Figure 49 presents a comparison of the hydrological processes generated by the aggregation of the 3 different SCMs (SUM-SCM) and the two configurations proposed by $E - SCMA$. Initially examining inflow, it's observed that both configurations of $E - SCMA$ deliver comparable outcomes. In the case of infiltration, although some anomalies are observed in the simulated data, it is clear that $E - SCMA2$ performs better than $E - SCMA1$. In the analysis of evapotranspiration, $E - SCMA1$ is prone to overestimating simulation values. Although an underestimation is also observed in $E - SCMA2$, it is significantly less than that produced by $E - SCMA1$. When evaluating percolation and exfiltration, neither configuration achieves optimal performance; however, $E - SCMA2$ demonstrates a more favourable dynamic in its simulation outcomes. In terms of deep drainage, while both configurations share a similar dynamic, the simulations generated by $E - SCMA2$ more closely mirror the ideal 1:1 correlation than those generated by $E - SCMA1$. As for overflow, the performances of both configurations are indistinguishably similar. Lastly, with respect to variations in water storage within the SCM structure and the underlying soil, observations parallel those made for deep drainage, highlighting a closer alignment with the ideal 1:1 line in simulations by $E - SCMA2$.

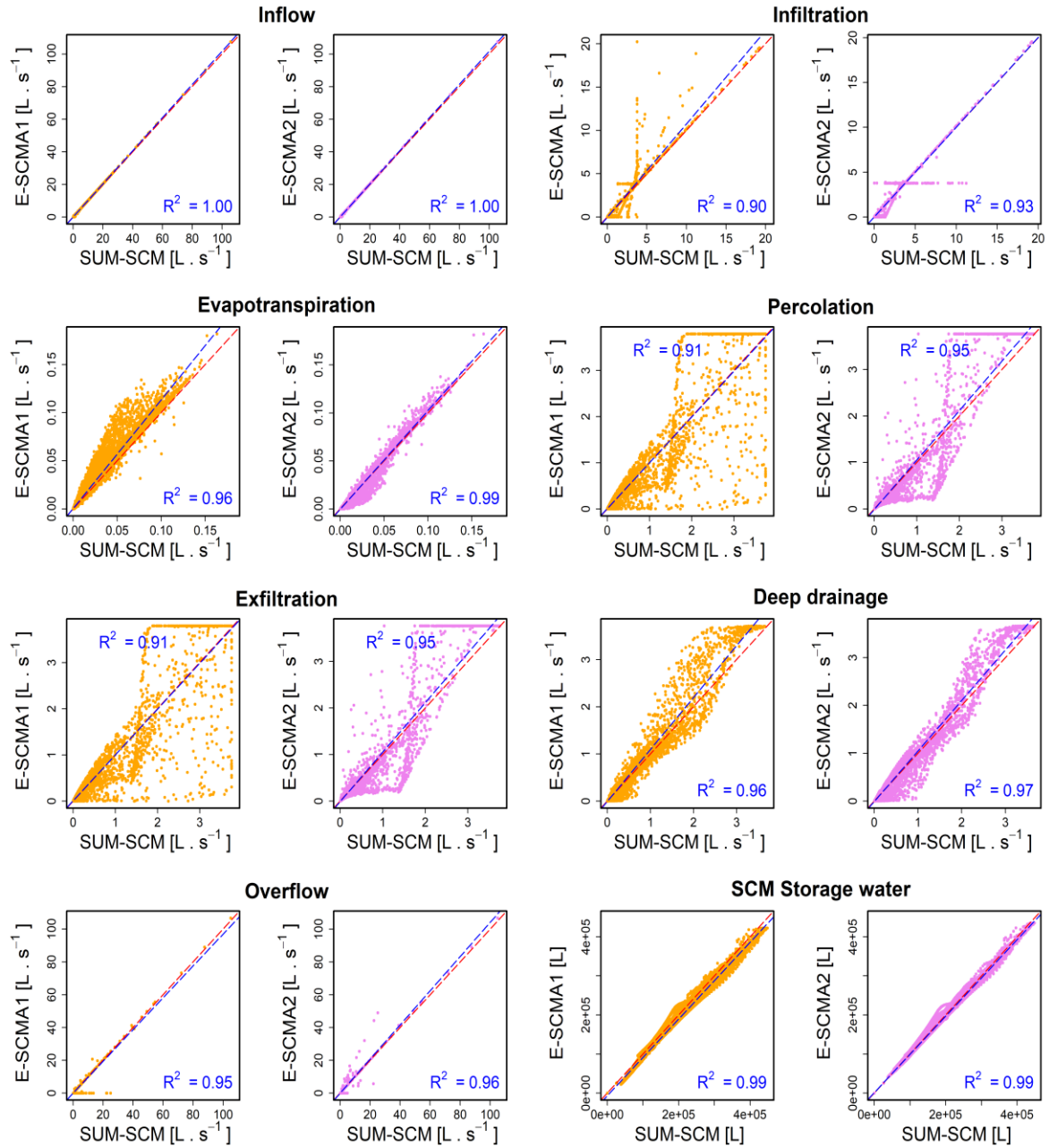


Figure 49: Comparison of SCM hydrological processes of the three aggregated SCMs (SUM-SCM) against proposed *E – SCMA1* (orange dots) and *E – SCMA2* (violet dots) configurations

Table 5 presents the NSE and PBIAS values for both *E – SCMA* configurations across the evaluated hydrological processes. These metrics serve as critical tools for assessing the accuracy and predictive performance of the *E – SCMA* configurations in comparison to the combined outcomes of the three aggregated SCMs. The analysis of both NSE and PBIAS metrics reveals that, with the exception of the inflow process, *E – SCMA2* consistently outshines *E – SCMA1* in modelling efficacy across the board. In some processes, this advantage is slightly greater (percolation and exfiltration) and in others, it is notably superior (evapotranspiration and infiltration)

Table 5: NSE and PBIAS values obtained for $E - SCMA1$ and $E - SCMA2$

SCM hydrological processes	$E - SCMA1$		$E - SCMA2$	
	NSE [-]	PBIAS [%]	NSE [-]	PBIAS [%]
Inflow	1.00	1.60	1.00	1.60
Evapotranspiration	0.92	17.50	0.99	0.80
Infiltration	0.86	4.20	0.92	1.40
Runoff	0.95	-12.00	0.95	5.80
SCM water storage	0.97	-6.20	0.99	-1.10
Percolation	0.90	2.20	0.93	1.30
Exfiltration	0.90	2.20	0.93	1.30
Deep Drainage	0.94	5.40	0.96	1.20

The results of the water balance for the combined three SCM models (SUM-SCM) and the two proposed configurations of $E - SCMA$, covering the period from May 2010 to August 2012, are detailed in Figure 50 and Table 6. The negligible water balance errors ($e_{WB-\ast}$) which are practically zero for the three variables under study, underscore the high accuracy of the water balance calculations, thereby validating the precision of the TEB model. Both rainfall and inflow inputs maintain uniformity across all scenarios, contributing 4.02% to the SUM-SCM and approximately 3.95% to both $E - SCMA$ configurations. The variation in water storage (ΔS) for SUM-SCM stands at 0.70%, while $E - SCMA1$ and $E - SCMA2$ are at 0.65% and 0.68%, respectively, demonstrating $E - SCMA2$'s closer alignment with SUM-SCM by a slight margin. $E - SCMA2$'s evapotranspiration is recorded at 4.25%, nearly matching the SUM-SCM's 4.27%. $E - SCMA1$, at 4.95%, indicates a higher deviation from the baseline. The soil water lateral flux is closest to SUM-SCM's 14.15% in $E - SCMA2$, which is 13.95%, compared to a slightly lower 13.49% in $E - SCMA1$. Outflow is almost precisely matched between $E - SCMA2$ (19.47%) and SUM-SCM (19.03%), while $E - SCMA1$ is lower at 16.71%. Similarly, deep soil water drainage for $E - SCMA2$ is at 61.65%, just below SUM-SCM's 61.84%, with $E - SCMA1$ higher at 64.21%. When considering the proportional representation of the hydrological processes, $E - SCMA2$ consistently shows percentages that are more similar to those of the SUM-SCM. In contrast, $E - SCMA1$ exhibits a slight underperformance in comparison.

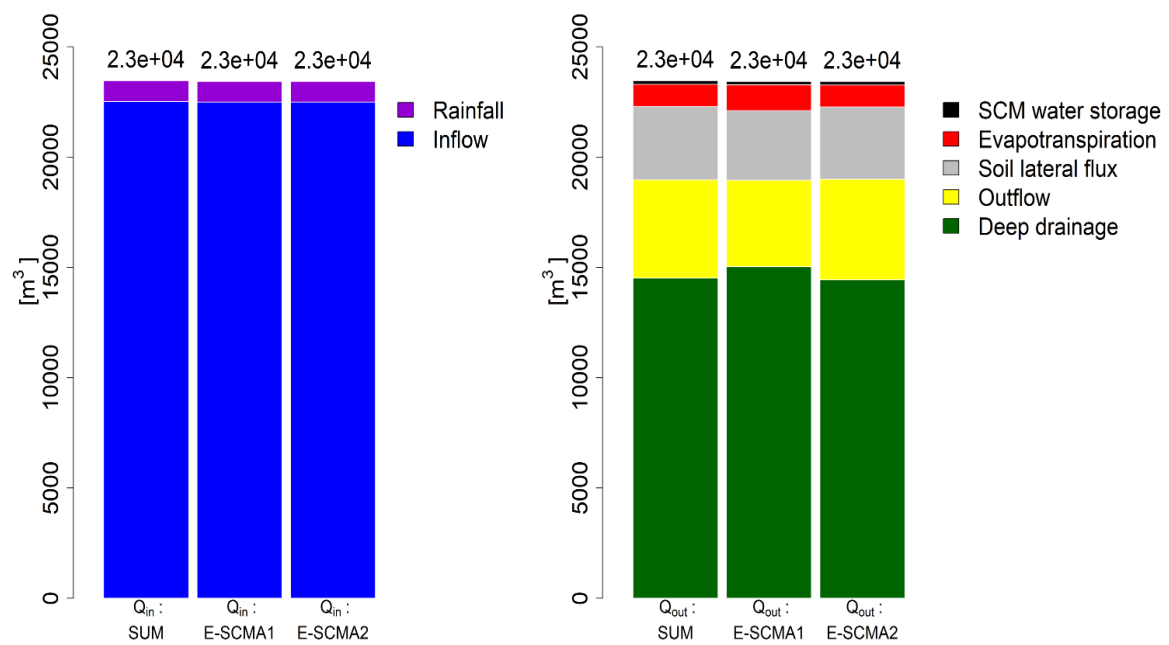


Figure 50: Comparative water balance outcomes of the three aggregated SCMs (SUM) and the two *E-SCMA* configurations from May 2010 to August 2012

Table 6: Parameters utilized in the computation of SCM water balance for the three aggregated SCMs (SUM-SCM) and the two $E - SCMA$ configurations.

Variable	Parameter [P]	SUM-SCM		$E - SCMA1$		$E - SCMA2$	
		Quantity [m ³]	$P/\sum Q_{in}$ [%]	Quantity [m ³]	$P/\sum Q_{in}$ [%]	Quantity [m ³]	$P/\sum Q_{in}$ [%]
Q_{in}	Rainfall	9E+02	4.02	9E+02	3.95	9E+02	3.95
	Inflow	2.25E+04	95.98	2.25E+04	96.05	2.250E+04	96.05
	$\sum Q_{in}$	2.346E+04	100.00	2.342E+04	100.00	2.342E+04	100.00
Q_{out}	SCM/ $E - SCMA$ water storage (ΔS)	1.645E+02	0.70	1.522E+02	0.65	1.591E+02	0.68
	Evapotranspiration (Ev)	1.003E+03	4.27	1.159E+03	4.95	9.944E+02	4.25
	Soil water lateral flux (Lf)	3.320E+03	14.15	3.160E+03	13.49	3.268E+03	13.95
	Outflow (q)	4.466E+03	19.03	3.913E+03	16.71	4.561E+03	19.47
	Deep soil water drainage (Dd)	1.451E+04	61.84	1.504E+04	64.21	1.444E+04	61.65
	$\sum Q_{out}$	2.346E+04	100.00	2.342E+04	100.00	2.342E+04	100.00
$e_{WB-*}[\%] = (\sum Q_{in} - \sum Q_{out})/\sum Q_{in} [\%]$		2.64E-13		-4.97E-13		1.12E-15	

Figure 51 presents the monthly water balance dynamics on a monthly scale for the three aggregated SCMs (SUM-SCM) and the two proposed $E - SCMA$ configurations. It captures the interaction of hydrological processes that vary intrinsically from month to month, influenced by climatic conditions. These variations lend themselves to pronounced seasonal behaviours, especially in processes such as evapotranspiration and outflow, which signal their sensitivity to climatic variations.

The variation of water storage within the SCM structure and the underlying soil (black bar plot in Figure 51) fluctuates across the months for all scenarios. Peaks in storage may correlate with periods of higher precipitation or reduced evapotranspiration. $E - SCMA2$ and SUM-SCM appear to have more consistent storage patterns, while $E - SCMA1$ displays more variation. The evapotranspiration (illustrated in red) presents variability likely corresponding to seasonal changes, with possible increases during warmer months. $E - SCMA1$ tends to exhibit higher evapotranspiration rates compared to $E - SCMA2$ and SUM-SCM in certain months. The lateral soil water transfer (grey in Figure 51) is consistent across the months with noticeable variations that could reflect changes in soil moisture availability due to precipitation events. $E - SCMA2$ generally, seems to maintain a lateral soil water transfer closer to that of SUM-SCM, indicating a similar response to soil water content transfer. The surface outflow (yellow in Figure 51) is a significant process across all scenarios. The patterns suggest variability linked to precipitation events. The close resemblance in outflow rates between $E - SCMA2$ and SUM-SCM observed over several months suggests that $E - SCMA2$ may more precisely mirror the outflow

patterns generated by SUM-SCM. Deep drainage (dark green in Figure 51) is the major component in all scenarios in every month, especially in $E - SCMA1$.

Upon monthly comparison, $E - SCMA1$ often shows greater deep drainage than $E - SCMA2$. In contrast, $E - SCMA2$ seems to prioritize evapotranspiration and outflow more than $E - SCMA1$.

The entire series water balance analysis clearly indicates that $E - SCMA2$ not only replicates the SUM-SCM water balance components more closely in terms of percentage distribution but also confirms the precision of the water balance models used. $E - SCMA2$'s alignment with the baseline SUM-SCM suggests it as the superior choice for simulating water balance in systems comparable to those represented by the SUM-SCM. By analysing the monthly water balance in the context of the different SCM configurations, we gain insights into the temporal behaviour of these systems. It's apparent that each configuration has distinct patterns of managing water, and $E - SCMA2$ shows a closer resemblance to the SUM-SCM pattern, especially in the management of outflow and soil lateral flux.

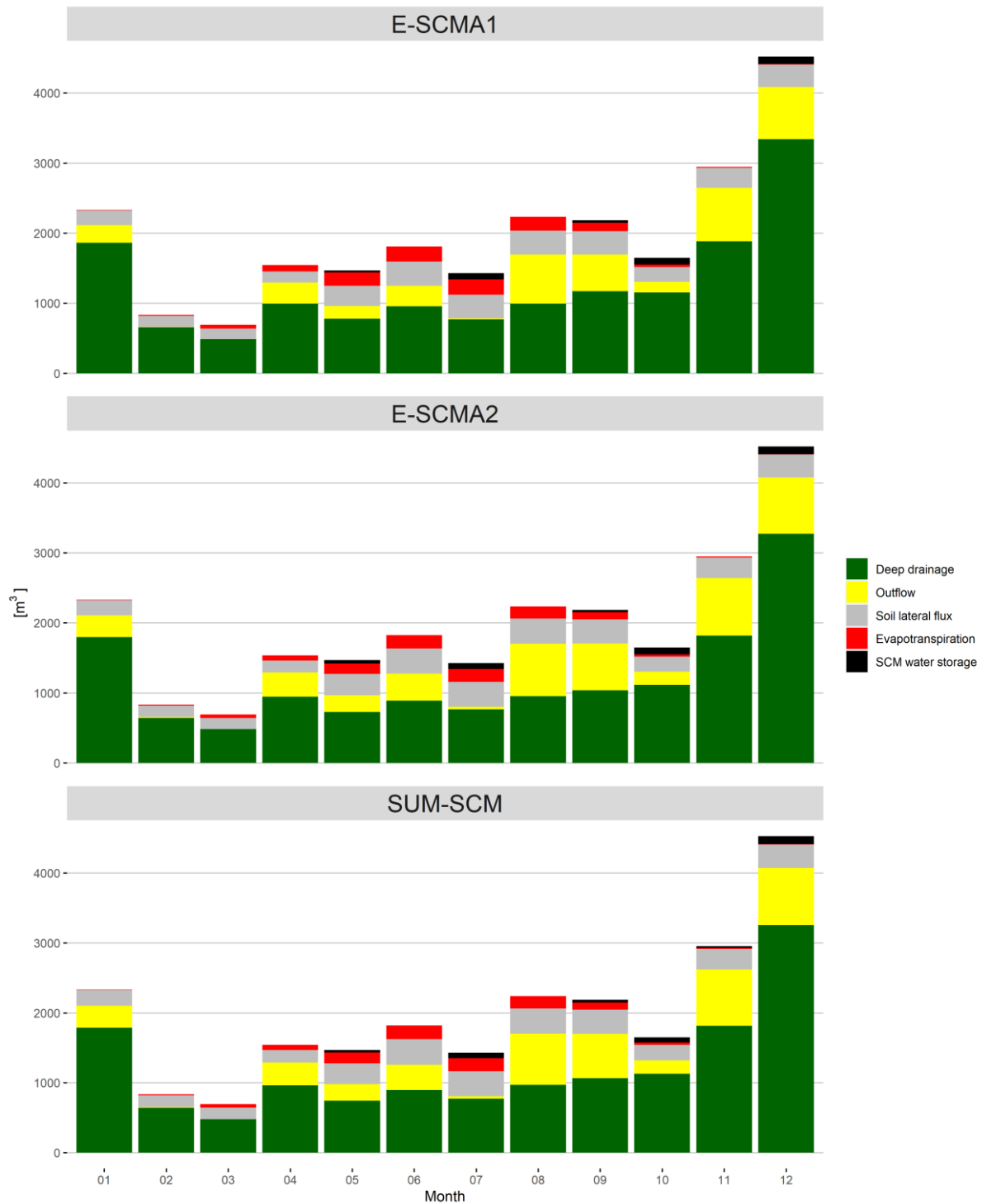


Figure 51: Monthly water balance outcomes of the two *E – SCMA* configurations and the three aggregated SCMs (SUM-SCM)

In the comprehensive evaluations conducted within Scenario 2, the *E – SCMA2* configuration has emerged as the optimal model for simulating the hydrological processes resultant from the 3 aggregated SCMs, which function as the benchmark for comparison. These evaluations substantiate the efficacy of the parameterization regime employed within *E – SCMA*, affirming its suitability. However, it is also noted that the modelling of some of the studied processes, notably percolation and the exfiltration of rainwater, could be improved through a more exhaustive parameterisation beyond

the current implementation. Consequently, the future application of advanced optimization methodologies to the parameterization of $E - SCM$, inclusive of both established (Zhang and Jia, 2023) and novel approaches specific to the TEB model, is advocated to enhance the model's precision and reliability.

6 Conclusions

For the efficient and sustainable management of stormwater at the urban scale, the adoption of Stormwater Control Measures (SCMs) is progressively being recognized as an essential strategy. While the effects of SCMs on stormwater management at the local level are well understood, knowledge at the urban scale remains limited. Thus, modelling SCMs emerges as a crucial solution to address this issue. The TEB model is highly renowned for its hydro-climatic simulation capabilities at the urban spectrum, has been deployed to facilitate the creation of an SCMs module. This innovation is in line with the $E - SCM$ framework, which consolidates different SCMs into a cohesive entity based on common hydrological processes and the specificities of TEB's modelling parameters. This approach has culminated in the integration of five distinct $E - SCMs$ into TEB's SCM module, which represents a significant advance in urban hydrological modelling.

The validation of the E-SCM module was methodologically carried out through two different modelling scenarios. The initial scenario analysed the ability of one of the 5 $E - SCMs$ of the TEB model ($E - SCMA$) to reproduce the hydrological dynamics modelled by the LID bioretention module of the SWMM model. The evaluation revealed that, with the exception of evapotranspiration, the $E - SCMA$ exhibited reliable accuracy across the entire spectrum of hydrological processes evaluated. Subsequently, the second scenario focused on evaluating the overall concept of the SCM approach. The results of this evaluation unequivocally support the ability of the MCEE framework to model a variety of hydrological processes generated by a series of SCMs, as long as they are correctly parameterised.

Looking forward, the exploration into different SCM configurations constituting the $E - SCM$ is imperative. Furthermore, the authenticity of the $E - SCM$ modelling necessitates corroboration against observed data. An extension of this research will involve the rigorous examination of different $E - SCMs'$ performance at the urban scale.

7 References

- Ahiablame, L. M., Engel, B. A., and Chaubey, I.: Representation and evaluation of low impact development practices with L-THIA-LID: An example for site planning, *Environment and Pollution*, 1, 1, 2012.
- Alamdari, N. and Terri S, H.: Evaluating the effects of stormwater control measures on percolation in semi-arid watersheds using a high-resolution stormwater model, *Journal of Cleaner Production*, 375, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134073>, 2022.
- Albergel, C., Boone, A., Belamari, S., Decharme, B., Dumont, M., Le Moigne, P., and Masson, V.: SURFEX V8.1. Scientific Documentation, 2018.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., Smith, M., and others: FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56. Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements), Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, 300, 1998.
- Aryal, S. K., Ashbolt, S., McIntosh, B. S., Petrone, K. P., Maheepala, S., Chowdhury, R. K., Gardener, T., and Gardiner, R.: Assessing and Mitigating the Hydrological Impacts of Urbanisation in Semi-Urban Catchments Using the Storm Water Management Model, *Water Resour Manage*, 30, 5437–5454, <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1499-z>, 2016.
- Bell, C. D., Wolfand, J. M., Panos, C. L., Bhaskar, A. S., Gilliom, R. L., Hogue, T. S., Hopkins, K. G., and Jefferson, A. J.: Stormwater control impacts on runoff volume and peak flow: A meta-analysis of watershed modelling studies, *Hydrological Processes*, 34, 3134–3152, <https://doi.org/10.1002/hyp.13784>, 2020.
- Bernard, E.: Réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne, These de doctorat, Toulouse 3, 2021.
- Błażejowski, R., Nieć, J., Murat-Błażejewska, S., and Zawadzki, P.: Comparison of infiltration models with regard to design of rectangular infiltration trenches, *Hydrological Sciences Journal*, 63, 1707–1716, <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1523616>, 2018.
- Boone, A., Masson, V., Meyers, T., and Noilhan, J.: The Influence of the Inclusion of Soil Freezing on Simulations by a Soil–Vegetation–Atmosphere Transfer Scheme, *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 39, 1544–1569, [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2000\)039<1544:TIO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<1544:TIO>2.0.CO;2), 2000.
- Brooks, R. and Corey, A.: Properties of porous media affecting fluid flow. *J Irrig Drain Div* 92 (2): 61–90, 1966.
- Chen, X., Davitt-Liu, I., Erickson, A. J., and Feng, X.: Integrating the Spatial Configurations of Green and Gray Infrastructure in Urban Stormwater Networks, *Water Resources Research*, 59, e2023WR034796, <https://doi.org/10.1029/2023WR034796>, 2023.
- Cipolla, S. S., Maglionico, M., and Stojkov, I.: A long-term hydrological modelling of an extensive green roof by means of SWMM, *Ecological Engineering*, 95, 876–887, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.009>, 2016.
- Cosby, B. J., Hornberger, G. M., Clapp, R. B., and Ginn, T. R.: A Statistical Exploration of the Relationships of Soil Moisture Characteristics to the Physical Properties of Soils, *Water Resources Research*, 20, 682–690, <https://doi.org/10.1029/WR020i006p00682>, 1984.
- Cristiano, E., ten Veldhuis, M.-C., and van de Giesen, N.: Spatial and temporal variability of rainfall and their effects on hydrological response in urban areas – a review, *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 3859–3878, <https://doi.org/10.5194/hess-21-3859-2017>, 2017.
- Damodaram, C., Giacomoni, M. H., Prakash Khedun, C., Holmes, H., Ryan, A., Saour, W., and Zechman, E. M.: Simulation of Combined Best Management Practices and Low Impact Development for Sustainable Stormwater Management1, *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46, 907–918, <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00462.x>, 2010.
- Decharme, B., Boone, A., Delire, C., and Noilhan, J.: Local evaluation of the Interaction between Soil Biosphere Atmosphere soil multilayer diffusion scheme using four pedotransfer functions,

- Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 116, <https://doi.org/10.1029/2011JD016002>, 2011.
- Decharme, B., Alkama, R., Papa, F., Faroux, S., Douville, H., and Prigent, C.: Global off-line evaluation of the ISBA-TRIP flood model, *Climate Dynamics*, 7–8, 1389–1412, <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1054-9>, 2012.
- Eckart, K., McPhee, Z., and Bolisetti, T.: 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>, 2017.
- Flanagan, K., Branchu, P., and Gromaire, M.-C.: Les ouvrages de biorétention: synthèse des guides internationaux de conception et de maintenance des filtres plantés pour traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines, *Techniques Sciences Méthodes*, 89, <https://doi.org/10.1051/tsm/201712089>, 2017.
- 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., and Viklander, M.: 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>, 2015.
- Fu, X., Liu, J., Wang, Z., Wang, D., Shao, W., Mei, C., Wang, J., and Sang, Y.: Quantifying and assessing the infiltration potential of green infrastructure in urban areas using a layered hydrological model, *Journal of Hydrology*, 618, 128626, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128626>, 2023.
- Göbel, P., Stubbe, H., Weinert, M., Zimmermann, J., Fach, S., Dierkes, C., Kories, H., Messer, J., Mertsch, V., Geiger, W. F., and Coldewey, W. G.: 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>, 2004.
- Golden, H. E. and Hoghooghi, N.: Green infrastructure and its catchment-scale effects: an emerging science, *WIREs Water*, 5, e1254, <https://doi.org/10.1002/wat2.1254>, 2018.
- Green, D., O'Donnell, E., Johnson, M., Slater, L., Thorne, C., Zheng, S., Stirling, R., Chan, F. K. S., Li, L., and Boothroyd, R. J.: Green infrastructure: The future of urban flood risk management?, *WIREs Water*, 8, e1560, <https://doi.org/10.1002/wat2.1560>, 2021.
- Green, W. H. and Ampt, G.: Studies on Soil Physics., *The Journal of Agricultural Science*, 4, 1–24, 1911.
- Her, Y., Jeong, J., Arnold, J., Gosselink, L., Glick, R., and Jaber, F.: A new framework for modeling decentralized low impact developments using Soil and Water Assessment Tool, *Environmental Modelling & Software*, 96, 305–322, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.005>, 2017.
- Hörnschemeyer, B., Henrichs, M., and Uhl, M.: SWMM-UrbanEVA: A Model for the Evapotranspiration of Urban Vegetation, *Water*, 13, 243, <https://doi.org/10.3390/w13020243>, 2021.
- Jefferson, A. J., Bhaskar, A. S., Hopkins, K. G., Fanelli, R., Avellaneda, P. M., and McMillan, S. K.: Stormwater management network effectiveness and implications for urban watershed function: A critical review, *Hydrol. Process.*, 31, 4056–4080, <https://doi.org/10.1002/hyp.11347>, 2017.
- Jia, H., Lu, Y., Yu, S. L., and Chen, Y.: Planning of LID–BMPs for urban runoff control: The case of Beijing Olympic Village, *Separation and Purification Technology*, 84, 112–119, <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.04.026>, 2012.
- Kale, R. V. and Sahoo, B.: Green-Ampt Infiltration Models for Varied Field Conditions: A Revisit, *Water Resour Manage*, 25, 3505–3536, <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9868-0>, 2011.
- Kaykhosravi, S., Khan, U. T., and Jadidi, A.: A Comprehensive Review of Low Impact Development Models for Research, Conceptual, Preliminary and Detailed Design Applications, *Water*, 10, 1541, <https://doi.org/10.3390/w10111541>, 2018.
- Krebs, G., Kokkonen, T., Valtanen, M., Setälä, H., and Koivusalo, H.: Spatial resolution considerations for urban hydrological modelling, *Journal of Hydrology*, 512, 482–497, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.03.013>, 2014.

- Kumar, P., Debele, S. E., Sahani, J., Rawat, N., Marti-Cardona, B., Alfieri, S. M., Basu, B., Basu, A. S., Bowyer, P., Charizopoulos, N., Gallotti, G., Jaakko, J., Leo, L. S., Loupis, M., Menenti, M., Mickovski, S. B., Mun, S.-J., Gonzalez-Ollauri, A., Pfeiffer, J., Pilla, F., Pröll, J., Rutzinger, M., Santo, M. A., Sannigrahi, S., Spyrou, C., Tuomenvirta, H., and Zieher, T.: Nature-based solutions efficiency evaluation against natural hazards: Modelling methods, advantages and limitations, *Science of The Total Environment*, 784, 147058, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147058>, 2021.
- Lemonsu, A., Bélair, S., Mailhot, J., and Leroyer, S.: Evaluation of the Town Energy Balance Model in Cold and Snowy Conditions during the Montreal Urban Snow Experiment 2005, *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 49, 346–362, <https://doi.org/10.1175/2009JAMC2131.1>, 2010.
- Lemonsu, A., Masson, V., Shashua-Bar, L., Erell, E., and Pearlmutter, D.: Inclusion of vegetation in the Town Energy Balance model for modelling urban green areas, *Geoscientific Model Development*, 5, 1377–1393, <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1377-2012>, 2012.
- Li, G., Xiong, J., Zhu, J., Liu, Y., and Dzakpasu, M.: Design influence and evaluation model of bioretention in rainwater treatment: A review, *Science of The Total Environment*, 787, 147592, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147592>, 2021.
- Liu, Y., Theller, L. O., Pijanowski, B. C., and Engel, B. A.: Optimal selection and placement of green infrastructure to reduce impacts of land use change and climate change on hydrology and water quality: An application to the Trail Creek Watershed, Indiana, *Science of The Total Environment*, 553, 149–163, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.116>, 2016.
- Masson, V.: A Physically-Based Scheme For The Urban Energy Budget In Atmospheric Models, *Boundary-Layer Meteorology*, 94, 357–397, <https://doi.org/10.1023/A:1002463829265>, 2000.
- Masson, V., Le Moigne, P., Martin, E., Faroux, S., Alias, A., Alkama, R., Belamari, S., Barbu, A., Boone, A., Bouyssel, F., Brousseau, P., Brun, E., Calvet, J.-C., Carrer, D., Decharme, B., Delire, C., Donier, S., Essaouini, K., Gibelin, A.-L., Giordani, H., Habets, F., Jidane, M., Kerdraon, G., Kourzeneva, E., Lafaysse, M., Lafont, S., Lebeaupin Brossier, C., Lemonsu, A., Mahfouf, J.-F., Marguinaud, P., Mokhtari, M., Morin, S., Pigeon, G., Salgado, R., Seity, Y., Taillefer, F., Tanguy, G., Tulet, P., Vincendon, B., Vionnet, V., and Voldoire, A.: The SURFEXv7.2 land and ocean surface platform for coupled or offline simulation of earth surface variables and fluxes, *Geoscientific Model Development*, 6, 929–960, <https://doi.org/10.5194/gmd-6-929-2013>, 2013.
- Massoudieh, A., Maghrebi, M., Kamrani, B., Nietch, C., Tryby, M., Aflaki, S., and Panguluri, S.: A flexible modeling framework for hydraulic and water quality performance assessment of stormwater green infrastructure, *Environmental Modelling & Software*, 92, 57–73, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.02.013>, 2017.
- Mattos, T. S., Oliveira, P. T. S., de Souza Bruno, L., de Oliveira, N. D., Vasconcelos, J. G., and Lucas, M. C.: Improving Urban Flood Resilience under Climate Change Scenarios in a Tropical Watershed Using Low-Impact Development Practices, *Journal of Hydrologic Engineering*, 26, 05021031, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0002143](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0002143), 2021.
- Mohammed, W. and Welker, A. L.: Framework for Investigating the Impact of Distribution, Quantity, and Infiltration and Outlet Design Characteristics of Vegetated Basins in the Headwaters of a Watershed, *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 8, 04022005, <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000985>, 2022.
- de Munck, C. S., Lemonsu, A., Bouzoudja, R., Masson, V., and Claverie, R.: The GREENROOF module (v7.3) for modelling green roof hydrological and energetic performances within TEB, *Geoscientific Model Development*, 6, 1941–1960, <https://doi.org/10.5194/gmd-6-1941-2013>, 2013.
- N. Moriasi, D., G. Arnold, J., W. Van Liew, M., L. Bingner, R., D. Harmel, R., and L. Veith, T.: Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations, *Transactions of the ASABE*, 50, 885–900, <https://doi.org/10.13031/2013.23153>, 2007.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., and Williams, J. R.: Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009, Texas Water Resources Institute, 2011.

- Niazi, M., Nietch, C., Maghrebi, M., Jackson, N., Bennett, B. R., Tryby, M., and Massoudieh, A.: Storm Water Management Model: Performance Review and Gap Analysis, *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 3, 04017002, <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000817>, 2017.
- Ouédraogo, A. A., Berthier, E., Durand, B., and Gromaire, M.-C.: Determinants of Evapotranspiration in Urban Rain Gardens: A Case Study with Lysimeters under Temperate Climate, *Hydrology*, 9, 42, <https://doi.org/10.3390/hydrology9030042>, 2022.
- Ouédraogo, A. A., Berthier, E., Ramier, D., Tan, Y., and Gromaire, M.-C.: Quantifying evapotranspiration fluxes on green roofs: A comparative analysis of observational methods, *Science of The Total Environment*, 902, 166135, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166135>, 2023.
- Peng, Z. and Stovin, V.: Independent Validation of the SWMM Green Roof Module, *Journal of Hydrologic Engineering*, 22, 04017037, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001558](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001558), 2017.
- Pennino, M. J., McDonald, R. I., and Jaffe, P. R.: Watershed-scale impacts of stormwater green infrastructure on hydrology, nutrient fluxes, and combined sewer overflows in the mid-Atlantic region, *Science of The Total Environment*, 565, 1044–1053, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.101>, 2016.
- Qin, Y.: Urban Flooding Mitigation Techniques: A Systematic Review and Future Studies, *Water*, 12, 3579, <https://doi.org/10.3390/w12123579>, 2020.
- Qin, Y., Huang, Z., Yu, Z., Liu, Z., and Wang, L.: A Novel Buffer Tank to Attenuate the Peak Flow of Runoff, *Civil Engineering Journal*, 5, 2525–2534, 2019.
- Redon, E. C., Lemonsu, A., Masson, V., Morille, B., and Musy, M.: Implementation of street trees within the solar radiative exchange parameterization of TEB in SURFEX v8.0, *Geoscientific Model Development*, 10, 385–411, <https://doi.org/10.5194/gmd-10-385-2017>, 2017.
- Rossman, L. A. and Huber, W.: Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality, US EPA Office of Research and Development, Washington, DC, 2015.
- Sage, J., Berthier, E., Gromaire, M.-C., and Chebbo, G.: Supporting the Design of On-Site Infiltration Systems: From a Hydrological Model to a Web App to Meet Pluriannual Stormwater Volume Reduction Targets, *Journal of Hydrologic Engineering*, 29, 04024005, <https://doi.org/10.1061/JHYEFF.HEENG-6092>, 2024.
- Schoetter, R., Kwok, Y. T., de Munck, C., Lau, K. K. L., Wong, W. K., and Masson, V.: Multi-layer coupling between SURFEX-TEB-v9.0 and Meso-NH-v5.3 for modelling the urban climate of high-rise cities, *Geoscientific Model Development*, 13, 5609–5643, <https://doi.org/10.5194/gmd-13-5609-2020>, 2020.
- SCS, U.: Urban hydrology for small watersheds, technical release no. 55 (TR-55), US Department of Agriculture, US Government Printing Office, Washington, DC, 1986.
- Stavropoulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Brun, J.-M., Lemonsu, A., Masson, V., Boone, A., and Andrieu, H.: Improvements to the hydrological processes of the Town Energy Balance model (TEB-Veg, SURFEX v7.3) for urban modelling and impact assessment, *Geoscientific Model Development*, 11, 4175–4194, <https://doi.org/10.5194/gmd-11-4175-2018>, 2018.
- Stavropoulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Andrieu, H., Lemonsu, A., Calmet, I., Keravec, P., and Masson, V.: Coupling detailed urban energy and water budgets with TEB-Hydro model: Towards an assessment tool for nature based solution performances, *Urban Climate*, 39, 100925, <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100925>, 2021.
- Stephens, D. B., Miller, M., Moore, S. J., Umstot, T., and Salvato, D. J.: Decentralized Groundwater Recharge Systems Using Roofwater and Stormwater Runoff1, *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 48, 134–144, <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2011.00600.x>, 2012.
- Tunqui Neira, J. M., Gromaire, M.-C., Chancibault, K., and Chebbo, G.: Toward a comprehensive functional typology of stormwater control measures for hydrological and water quality modeling purposes, *Blue-Green Systems*, 5, 41–56, <https://doi.org/10.2166/bgs.2023.026>, 2023.

- U.S. Army Corps of Engineers (USACE): HEC-HMS Hydrologic Modeling System, Technical Reference Manual, CPD-74B, USACE: Washington, DC, USA, 2000.
- Vera, S., Pinto, C., Tabares-Velasco, P. C., and Bustamante, W.: A critical review of heat and mass transfer in vegetative roof models used in building energy and urban environment simulation tools, *Applied Energy*, 232, 752–764, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.09.079>, 2018.
- Vercruyssen, K., Dawson, D. A., and Wright, N.: Interoperability: A conceptual framework to bridge the gap between multifunctional and multisystem urban flood management, *Journal of Flood Risk Management*, 12, e12535, <https://doi.org/10.1111/jfr3.12535>, 2019.
- Vereecken, H., Weihermüller, L., Assouline, S., Šimůnek, J., Verhoef, A., Herbst, M., Archer, N., Mohanty, B., Montzka, C., Vanderborght, J., Balsamo, G., Bechtold, M., Boone, A., Chadburn, S., Cuntz, M., Decharme, B., Ducharme, A., Ek, M., Garrigues, S., Goergen, K., Ingwersen, J., Kollet, S., Lawrence, D. M., Li, Q., Or, D., Swenson, S., de Vrese, P., Walko, R., Wu, Y., and Xue, Y.: Infiltration from the Pedon to Global Grid Scales: An Overview and Outlook for Land Surface Modeling, *Vadose Zone Journal*, 18, 180191, <https://doi.org/10.2136/vzj2018.10.0191>, 2019.
- Versini, P.-A., Jouve, P., Ramier, D., Berthier, E., and de Gouvello, B.: Use of green roofs to solve storm water issues at the basin scale – Study in the Hauts-de-Seine County (France), *Urban Water Journal*, 13, 372–381, <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.993993>, 2016.
- Vittorio, D. D. and Ahiablame, L.: Spatial Translation and Scaling Up of Low Impact Development Designs in an Urban Watershed, *JWMM*, <https://doi.org/10.14796/JWMM.C388>, 2015.
- Vogel, J. R., Moore, T. L., Coffman, R. R., Rodie, S. N., Hutchinson, S. L., McDonough, K. R., McLemore, A. J., and McMaine, J. T.: Critical Review of Technical Questions Facing Low Impact Development and Green Infrastructure: A Perspective from the Great Plains, *Water Environment Research*, 87, 849–862, <https://doi.org/10.2175/106143015X14362865226392>, 2015.
- Voltaire, A., Decharme, B., Pianezze, J., Lebeaupin Brossier, C., Sevault, F., Seyfried, L., Garnier, V., Bielli, S., Valcke, S., Alias, A., Accensi, M., Ardhuin, F., Bouin, M.-N., Ducrocq, V., Faroux, S., Giordani, H., Léger, F., Marsaleix, P., Rainaud, R., Redelsperger, J.-L., Richard, E., and Riette, S.: SURFEX v8.0 interface with OASIS3-MCT to couple atmosphere with hydrology, ocean, waves and sea-ice models, from coastal to global scales, *Geoscientific Model Development*, 10, 4207–4227, <https://doi.org/10.5194/gmd-10-4207-2017>, 2017.
- Wang, M., Feng, S., Ikram, R. M. A., Chen, T., Sun, C., Chen, B., Rao, Q., Jin, H., and Li, J.: Assessing the Performance and Challenges of Low-Impact Development under Climate Change: A Bibliometric Review, *Sustainability*, 15, 13616, <https://doi.org/10.3390/su151813616>, 2023.
- Winston, R. J., Witter, J. D., and Tirpak, R. A.: Measuring sediment loads and particle size distribution in road runoff: Implications for sediment removal by stormwater control measures, *Science of the Total Environment*, 902, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166071>, 2023.
- Wright, T. J., Liu, Y., Carroll, N. J., Ahiablame, L. M., and Engel, B. A.: Retrofitting LID Practices into Existing Neighborhoods: Is It Worth It?, *Environmental Management*, 57, 856–867, <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0651-5>, 2016.
- Zhang, K., Chui, T. F. M., and Yang, Y.: 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>, 2018.
- Zhang, X. and Jia, H.: Low impact development planning through a comprehensive optimization framework: Current gaps and future perspectives, *Resources, Conservation and Recycling*, 190, 106861, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106861>, 2023.
- Zhu, Z., Chen, Z., Chen, X., and Yu, G.: An assessment of the hydrologic effectiveness of low impact development (LID) practices for managing runoff with different objectives, *Journal of Environmental Management*, 231, 504–514, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.046>, 2019.