



Amélioration des modélisations de la production du ruissellement des eaux pluviales urbaines lors des événements fréquents

Mohamad RAMMAL et Emmanuel BERTHIER

2020

Version finale

Opération de recherche et développement Gestion intégrée de l'eau en milieu urbain (GIEMU)

La gestion intégrée des eaux pluviales en ville prend son essor depuis plusieurs années, dans un contexte de pressions accrues (changement climatique et croissance urbaine) et d'aspiration sociale à réintégrer l'eau et la nature dans l'espace urbain. La gestion à la source, l'implication citoyenne, la prise en compte des interactions avec les ressources sol et air et la renaturation sont des sujets d'intérêt croissant, de plus en plus considérés dans les référentiels réglementaires.

Développer la gestion intégrée des eaux pluviales, traduite de diverses façons selon les spécificités des territoires, nécessite de poursuivre la production de connaissances et le développement d'outils à l'intention des acteurs opérationnels, et en particulier des collectivités locales. C'est l'objectif de l'opération de recherche Gestion Intégrée de l'Eau en Milieu Urbain (GIEMU) menée par le Cerema et l'Université Gustave Eiffel, avec les soutiens de l'Office Français de la Biodiversité et du Ministère de la transition écologique. Dans un cadre pluridisciplinaire et en s'appuyant sur des cas d'étude avec des collectivités locales, l'opération a permis de mener des recherches et retours d'expérience.

L'opération GIEMU a donc visé à poursuivre l'accompagnement des besoins de connaissances et de développement de méthodes et d'outils en matière de gestion des eaux pluviales urbaines, en particulier à destination des collectivités, aménageurs et services de la police de l'eau. Plus précisément, il s'est agi de :

- Appréhender les pratiques de gestion patrimoniale des ouvrages et aménagements dédiés à la gestion des eaux pluviales urbaines (rapports du Cerema et de l'université Gustave Eiffel),
- Améliorer les modélisations de la production du ruissellement des eaux pluviales urbaines lors des événements fréquents (rapport du Cerema),
- Acquérir une meilleure connaissance des coûts et des dépenses de gestion des eaux pluviales (rapport du Cerema)
- Identifier et évaluer les programmes menés à l'étranger de mobilisation citoyenne de gestion des eaux pluviales (rapport du Cerema)
- Connaître et hiérarchiser la pollution captée par les ouvrages de rétention des eaux pluviales à l'échelle d'une agglomération (rapport université Gustave Eiffel)

Référents scientifiques

Partenaire	Nom et titre	Coordonnées (mail + téléphone)
OFB	Stéphane GARNAUD-CORBEL Chargé de mission recherche «Eau, biodiversité et aménagements urbains	stephane.garnaud-corbel@ofb.gouv.fr 01.45.14.36.51
Cerema	Emmanuel BERTHIER, responsable adjoint de l'équipe de recherche TEAM	emmanuel.berthier@cerema.fr 01.34.82.13.15
Université Gustave Eiffel	Fabrice RODRIGUEZ, chercheur au Laboratoire Eau et Environnement	fabrice.rodriquez@univ-eiffel.fr 02.40.84.58.78

Résumé

La maîtrise des flux de polluants liés aux eaux pluviales urbaines a pris une place croissante dans les enjeux environnementaux pour limiter la dégradation des milieux aquatiques superficiels et les événements fréquents, dont l'intensité ne mobilise que les surfaces imperméabilisées urbaines (chaussée, toiture, parking, ...) qui génèrent la majorité de ces flux. Les modèles actuels de flux des polluants intègrent un module de production du ruissellement modélisé d'une manière conceptuelle car encore incertaine.

L'objectif de ce travail consiste à améliorer ces fonctions de productions afin de mieux représenter les ruissellements urbains lors des événements fréquents (période de retour inférieure à une année). Un état des lieux des résultats scientifiques récents est d'abord réalisé afin de bien identifier les processus en jeu et leurs ampleurs. Ensuite, à partir de bases de données complètes issues d'observatoires de recherche, un banc de test de différentes fonctions de production est développé et mis en œuvre. Enfin, avec l'aide de partenaires opérationnels, une confrontation avec les pratiques actuelles de modélisation est menée.

Complexifier les fonctions de production actuelles, qui se résument à une capacité d'interception constante d'un événement à un autre, permet d'améliorer la reproduction du ruissellement. Introduire l'évaporation pendant les périodes sèches permet d'améliorer les performances, mais c'est surtout l'introduction d'une perte continue par infiltration lors des événements qui est le flux à intégrer dans les futures fonctions de production.

Mots-clés

Eaux pluviales urbaines, ruissellement, modélisation, événements pluvieux fréquents

Remerciements

Les travaux présentés dans ce rapport sont le fruit d'un travail qui a aussi impliqué d'autres contributeurs. Nous remercions en particulier *Moussa Alhoujayri, stagiaire au Cerema en 2016-2017*.

Nous tenons également à adresser nos remerciements aux partenaires opérationnels que nous avons consultés :

- *Vincent Desloges, Thomas Pochetat et Philippe Riboust, du Conseil Départemental des Hauts-de-Seine*, pour les échanges sur leurs pratiques de modélisation et la mise à disposition de données pluie-débit utilisées à la fin de ce rapport ;
- *François Chaumeau et Véronique Lanier, du Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis*, pour les échanges sur leurs pratiques de modélisation.

SOMMAIRE

1.	Introduction	6
2.	Synthèse bibliographique sur la production du ruissellement urbain.....	7
2.1.	Caractérisation expérimentale de la production du ruissellement sur les surfaces revêtues...7	
2.1.1.	Rétention.....	7
2.1.2.	Infiltration	13
2.1.3.	Evaporation.....	17
2.2.	Modélisation de la production du ruissellement sur les surfaces revêtues.....	19
2.2.1.	Approche globale	19
2.2.2.	Approche détaillée	22
2.3.	Conclusions de l'étude bibliographique	34
3.	Banc d'essai des modèles de production du ruissellement urbain	36
3.1.	Scénarios testés.....	36
3.2.	Sites d'étude	37
3.2.1.	Echelle de la voirie.....	37
3.2.2.	Echelle du quartier	37
3.3.	Calage et validation des modèles	40
3.3.1.	Critères de calage.....	40
3.3.2.	Variable de calage	41
3.3.3.	Algorithme de calage	41
3.4.	Résultats et discussions	42
3.4.1.	Echelle de la voirie.....	42
3.4.2.	Echelle du quartier	45
3.5.	Conclusions du banc d'essai des modèles	48
4.	Confrontation avec les pratiques opérationnelles	50
4.1.	Données opérationnelles	50
4.2.	Modèle utilisé par les opérationnels.....	51
4.3.	Comparaison du modèle PI+Ks avec le modèle utilisé par les opérationnels.....	51
4.4.	Conclusions de la confrontation avec les pratiques opérationnelles	54
5.	Références	55

1.Introduction

La maîtrise des flux de polluants liés aux eaux pluviales urbaines a pris une place croissante dans les enjeux environnementaux pour limiter la dégradation des milieux aquatiques superficiels. Les travaux de recherche menés depuis des décennies montrent que les événements fréquents, notamment ceux dont l'intensité ne mobilise que les surfaces urbaines revêtues¹ (chaussée, toiture, parking, ...), génèrent la majorité de la pollution des eaux pluviales à l'échelle annuelle (Pitt et McLean, 1986 ; Pandit et Gopalakrishnan, 1996, 1997). Donc, pouvoir reproduire et prédire le débit de ruissellement sur les surfaces revêtues lors des événements fréquents constitue un passage nécessaire pour une meilleure gestion de flux de polluants.

Devant ces besoins et au vu de la complexité des phénomènes en jeu et la lourdeur de l'approche expérimentale, le recours à la modélisation gagne de plus en plus de terrain comme un moyen optimal pour l'évaluation et la mise en place de stratégies efficaces pour la maîtrise des flux de contaminants urbains. Les modèles de flux des polluants sont souvent structurés en deux modules : un module de quantité pour simuler le flux d'eau et un éventuel module de qualité pour simuler le flux de polluants en s'appuyant sur les résultats du premier module dont la précision est donc déterminante pour la performance des modèles. Le premier module est typiquement conçu dans les modèles existants en distinguant les processus de production du ruissellement des processus de transfert. Contrairement aux phénomènes de transfert dont la base physique est assez bien cernée, la partie production surtout sur les surfaces revêtues reste à l'heure actuelle très complexe et donc modélisée d'une manière conceptuelle. Les fonctions utilisées actuellement ont été initialement développées pour des événements exceptionnels (type orages) et elles s'avèrent peu adaptées aux événements fréquents (Le Delliou et Berthier, 2007 ; Bressy, 2010 ; Krebs *et al.*, 2014 ; Sun *et al.*, 2014).

Des progrès significatifs sur notre compréhension et perception du comportement des surfaces urbaines par temps de pluie ont été récemment accomplis grâce à de nouvelles données et à de nouvelles techniques de mesure. L'exploitation de ces techniques a permis de mieux caractériser les différents phénomènes en jeu et de dévoiler un rôle important de certains processus qui jusqu'à aujourd'hui étaient négligés ou sous-estimés dans les modules de production du ruissellement, notamment le stockage dans les dépressions micro-topographiques (Marsalek *et al.*, 2007 ; Nehls *et al.*, 2015), l'évaporation (Cohard *et al.*, 2018 ; Ramier *et al.*, 2004) et l'infiltration dans les chaussées (Illgen, 2008 ; Wiles et Sharp, 2008 ; Letellier *et al.*, 2010). Ces nouvelles connaissances ouvrent une piste prometteuse pour améliorer le pouvoir prédictif des modèles de ruissellement urbains en les intégrant dans la structure des modèles existants par leur formulation ou/et leur paramétrage ou en les traduisant en nouveaux schémas de production.

Le sujet de recherche présenté ici a donc comme objectif d'explorer cette piste en exploitant des données pluie-débit observées à différentes échelles spatiales et temporelles pour finalement proposer un schéma de production de ruissellement urbain qui offre le meilleur compromis entre la simplicité d'application et la précision des résultats.

¹ Les surfaces revêtues dans ce rapport correspondent à des surfaces urbaines scellées avec un matériau de surface artificiel. On trouve dans la littérature l'expression de surfaces imperméables, mais certaines comme les chaussées ne le sont pas, ou surfaces imperméabilisées, mais c'est pas la fonction première de certaines surfaces.

2. Synthèse bibliographique sur la production du ruissellement urbain

Cette partie est consacrée à l'analyse des observations expérimentales des processus de production du ruissellement sur les surfaces revêtues d'un côté et les structures des modèles développés dans la littérature pour simuler la production de l'autre côté. Cette analyse a comme objectif :

- (1) D'identifier l'incohérence entre les connaissances et les modèles qui permet d'expliquer l'inadaptabilité de ces modèles aux événements fréquents ;
- (2) D'explorer le potentiel dans les observations pour améliorer les pratiques de modélisation.

2.1. Caractérisation expérimentale de la production du ruissellement sur les surfaces revêtues

Puisque l'on s'intéresse uniquement aux événements fréquents, la définition d'un bassin versant est limitée aux surfaces revêtues avec leur réseau de drainage, sans la partie perméable du bassin et les couches inférieures du sol. La production de ruissellement est ainsi la quantité nette déterminée par le bilan entre l'entrée de ce système représentée par la pluie et les sorties représentées par les pertes due à l'infiltration et à l'évaporation sans prendre en compte celles due à l'échange entre le sol et le réseau. La complexité de la production est liée essentiellement à la différence entre la dynamique de l'entrée et la dynamique des sorties donnant naissance à des volumes de stockage qui se développent d'une façon hétérogène et difficilement mesurable notamment sur les surfaces urbaines. A cela s'ajoute la complexité du mécanisme des sorties elles-mêmes et l'interaction entre les processus de pertes et le transfert qui temporise davantage la vidange et favorise les pertes. Dans ce paragraphe, on liste les études menées dans la littérature pour quantifier et caractériser chacun de ces phénomènes pour comprendre les contributions à la production de ruissellement.

2.1.1. *Rétention*

Le phénomène de rétention se produit sur les différents compartiments du bassin versant due à la différence entre la dynamique de la pluie et les taux d'évaporation et d'infiltration, et la présence de structures irrégulières permettant le stockage de cet excès d'apport d'eau. La contribution de ce phénomène est très variable et dépend des caractéristiques morphologiques fines du bassin. En fonction des processus agissants sur le volume d'eau stocké, on peut distinguer deux types de rétention : interception lorsque l'eau n'est exposée qu'à l'évaporation et la dépression lorsque l'eau est exposée à l'évaporation et à l'infiltration. Le tableau 1 résume des valeurs de rétention trouvées dans la littérature et commentées dans les paragraphes suivants.

2.1.1.1. *Interception*

L'interception représente la rétention de la pluie par les différents objets au-dessus du sol (végétation, bâtiments, ...). L'absence du contact avec le sol constitue la particularité de ce volume exposé quasi-exclusivement à l'évaporation (Viessman et Lewis, 1996). Ce processus débute avec l'événement pluvieux à un taux maximum qui s'approche rapidement de zéro (Nakayoshi *et al.*, 2009).

La contribution de ce processus aux pertes totales a toujours été estimée par la différence entre le flux d'entrée (la pluie) et le flux de sortie (le ruissellement) de certaines structures typiques (arbre, toitures, ...) présentes sur les surfaces urbaines.

2.1.1.1.1. Toitures

L'analyse des précipitations et des volumes de ruissellement (Davies, 1981) sur 3 toits (un plat et deux en pente) a montré que le ruissellement ne se produit qu'à partir d'un certain seuil de précipitation de l'ordre de 0,25 mm qui s'est avéré indépendant de la pente. Ragab *et al.* (2003b) ont étudié le bilan hydrique entre la précipitation et le ruissellement sur six toits caractérisés par des pentes et des orientations différentes pour déduire la perte due à l'évaporation supposée représentative de la quantité d'eau interceptée par les toits. La moyenne mensuelle varie entre 9,5 % et 41,9 % de la pluie, avec une moyenne de 28 %. Nakayoshi *et al.* (2009) se sont intéressés au phénomène d'interception sur un modèle d'une grandeur réelle pour quantifier l'interception sur deux échelles : surface individuelle et bassin. Les résidus du bilan hydrique ont été estimés à l'échelle événementielle entre 0 et 5,1 mm avec une moyenne de 6 % de la précipitation. Pour les événements fréquents caractérisés par une hauteur de pluie inférieure à 10 mm et une intensité de pluie moyenne inférieure à 1,3 mm/h, des valeurs d'interception élevées ont été enregistrées, 48 % en moyenne. Les événements avec une hauteur de précipitation inférieure à 0,5 mm n'ont généré aucun ruissellement. Farreny *et al.* (2011) ont mené une étude expérimentale sur quatre toits différents pour estimer leur potentiel de récupération de l'eau de pluie. Pour 25 événements, les pertes initiales observées sur les tuiles en terre cuite inclinées et le gravier plat étaient respectivement de 0,8 et 3,8 mm, tandis que les toits en métal incliné et en plastique ont retenu un volume négligeable supposé nul.

2.1.1.1.2. Arbres

Nombreuses sont les études menées sur le processus d'interception par les arbres dans le milieu naturel. Il en ressort que la capacité d'interception des arbres est très variable et dépend de la structure forestière, de la forme de la canopée végétale et des facteurs météorologiques : entre 20 et 40 % de la pluie annuelle dans les forêts de conifères et entre 10 et 20 % dans les forêts de feuillus (Llorens *et al.*, 1997 ; Llorens et Domingo, 2007). Ce processus n'a pas été fréquemment étudié en milieu urbain et les observations réalisées dans des bassins naturels ne s'appliquent pas aux zones urbaines en raison des conditions différentes entre les deux contextes (densité des arbres, effet de bord, isolement, pénétration du vent, âge, diversité, microclimat, ...) (Xiao et McPherson, 2002 ; Wang *et al.*, 2008 ; Guevara-Escobar *et al.*, 2007).

La méthode la plus répandue dans la littérature pour évaluer le volume intercepté par les végétaux est basée sur la différence entre la précipitation brute (la quantité qui serait tombée en surface en l'absence de l'arbre) et le volume réellement tombé sous l'arbre. Asadian et Weiler (2009) ont mesuré l'interception par deux espèces d'arbres : le sapin de Douglas et le Thuya géant dans plusieurs sites (rues, parcs et zones forestières naturelles). L'interception

moyenne sur 7 événements pluvieux pour le Douglas et le Thuya géant était de 49,1 % et 60,9 %, ce qui correspond à une perte nette moyenne de 20,4 et 32,3 mm respectivement (les événements échantillonnés dans cette étude sont caractérisés par des durées très longues (entre 15 et 179 h) ce qui explique en grande partie les valeurs élevées par rapport aux autres valeurs événementielles mesurées dans la littérature. L'interception par un Chêne vert isolé a été estimée à 22 % des précipitations brutes sur deux ans (David *et al.*, 2006) avec une capacité de stockage de 0,26 mm par unité de surface projetée de la cime. Guevara-Escobar *et al.* (2007) ont constaté des pertes d'interception très élevées sur un Figuier pleureur isolé en zone urbaine. Sur 19 événements pluvieux, 59,9 % des précipitations brutes ont été retenues. Les valeurs les plus élevées (78 à 100 %) ont été observées pour les événements les plus faibles (< 8,4 mm). La saturation de la voûte a été estimée à 1,5 mm et la durée moyenne de saturation était d'environ 19,5 min. Armson *et al.* (2013) ont évalué l'impact des arbres sur le ruissellement urbain en comparant le débit de ruissellement mesuré sur une parcelle d'asphalte sans et avec un arbre planté au centre. Les résultats montrent que les arbres et leurs fosses réduisaient le ruissellement jusqu'à 62 %, lié à l'effet mixte de l'interception et de l'infiltration. Inkilainen *et al.* (2013) ont quantifié l'interception par des chênes et des pins à feuilles caduques dans 16 cours résidentielles pour 14 événements pluvieux. Lors de 14 événements pluvieux, 9,1 % des précipitations brutes ont été interceptées, soit en moyenne 19,9 % par événement. Deux arbres plantés dans une rue ont fait l'objet d'une étude expérimentale de cinq mois (Livesley *et al.*, 2014). Le *E. nicholii*, ayant un couvert végétal dense, a intercepté plus d'événements faibles que le *E. Saligna*. La variation de l'interception en fonction des caractéristiques des précipitations a également été étudiée. *E. nicholii* a pu intercepter la majorité des événements pluvieux dont la hauteur est inférieure à 4 mm, alors que le couvert plus mince et plus clairsemé d'*E. Saligna* a intercepté moins de 40 % des événements pluvieux dont la hauteur est inférieure à 2 mm.

Xiao *et al.* (2000) ont testé un nouveau dispositif expérimental pour mesurer l'interception en construisant un bassin artificiel sous un poirier âgé de 9 ans et un chêne âgé de 8 ans avec une zone de collecte s'étendant au-delà du houppier (ensemble des branches d'un arbre). Les pertes d'interception ont représenté 15 % des précipitations brutes pour le poirier et 27 % pour le chêne. L'analyse du schéma temporel d'interception indique qu'il varie de 100 % au début de l'événement à 3 % au moment de l'intensité maximale de la pluie.

Li *et al.* (2016b) ont mis en place un simulateur de pluie et une balance placées au-dessus et en-dessous de quatre arbres de quatre espèces différentes pour mesurer l'interception dans une large gamme de conditions pluviométriques et examiner l'effet des caractéristiques des précipitations et de la structure de la cime sur le processus d'interception. Les résultats ont indiqué que l'interception est un processus dynamique qui évolue en trois phases: (1) une phase de mouillage pendant laquelle la voûte sèche intercepte la pluie jusqu'à sa capacité maximale (C_{max}), (2) une phase de saturation où aucune autre pluie n'est interceptée et (3) une phase de drainage suivant l'événement au cours de laquelle un pourcentage du volume retenu est drainé pour atteindre le stockage d'interception minimal (C_{min}). Les paramètres C_{max} et C_{min} sont fortement dépendants de l'espèce d'arbre et de l'intensité des précipitations. Xiao et McPherson (2016) ont utilisé le même système de mesure (simulateur de précipitations et une balance) pour mesurer la capacité de stockage de 20 espèces d'arbres. La valeur moyenne de l'interception mesurée sur toutes les espèces était de 0,86 mm.

Tableau 1 : Volumes de rétention mesurés sur des structures urbaines

Rétention	Référence	Méthode de mesure	Type de surface	Interception (mm)		
Interception sur les toits	Davies (1981)	L'ordonnée à l'origine de la fonction hauteur de ruissellement = f (hauteur de pluie)	Toiture plate en asphalte	0,37		
			Toiture à pente	0,11		
			Toiture à pente d'un garage	0,39		
			Toiture plate en asphalte	0,25		
			Toiture à pente	0,25		
			Toiture à pente d'un garage	0,25		
	Nakayoshi et al. (2009)	L'événement le plus petit qui génère de ruissellement	La différence du poids de serviette avant et après le séchage de la surface arrosée par l'eau	Toiture en béton	0,24	
				Toiture en béton	Différence entre la hauteur de pluie et la hauteur de précipitation	0 – 5,1
					L'événement le plus petit qui génère de ruissellement	0,5
	Farreny et al. (2011)	L'ordonnée à l'origine de la fonction hauteur de ruissellement = f (hauteur de pluie)		Toiture en tuiles terre cuite à pente	0,8	
Toiture métallique à pente				0		
Toiture plastique à pente				0		
Toiture plate en graviers				3,8		
Interception sur les arbres	Asadian et Weiler (2009)	Différence entre la pluie brute au-dessus de la couronne et la pluie nette en dessous de la couronne	Sapin de Douglas	20,4		
			Thuya géant	32,3		
	David et al. (2006)		Différence entre la pluie brute au-dessus de la couronne et la pluie nette en dessous de la couronne	Chêne vert	0,26	
	Guevara-Escobar et al. (2007)		Différence entre la pluie brute au-dessus de la couronne et la pluie nette en dessous de la couronne	Figuier pleureur	1,5	
	Inkilainen et al. (2013)	Différence entre la pluie brute au-dessus de la couronne et la pluie nette en dessous de la couronne		Chênes et pins à feuilles caduques	2,6	
	Xiao et al. (2000)	Différence entre la pluie brute au-dessus de la couronne et la pluie nette en dessous de la couronne mesuré à l'aide d'un bassin artificiel		Poirier	1	
				Chêne	2	
	Li et al. (2016b)	Différence du poids de l'arbre avant et après la simulation de pluie		Thuya d'Orient	Cmin = 0,38 Cmax = 0,88	
				Pinus tabuliformis	Cmin = 0,43 Cmax = 0,85	
Quercus variabilis				Cmin = 0,17 Cmax = 0,30		
Érable				Cmin = 0,46 Cmax = 0,59		
Xiao et McPherson (2016)	Différence du poids de l'arbre avant et après l'événement		Arbres à grandes feuilles caduques	0,77		
			Arbres à feuillage persistant	0,78		
			Conifère à feuilles persistantes	1,25		
Stockage dans les dépressions	Davies (1981)	L'événement le plus petit qui génère de ruissellement	Chaussée classique	1		
			Hollis et Ovenden (1988)	Volume d'eau versé avant le début de ruissellement	Six tronçons de voirie avec leurs bords	0,5 – 10,5
					Marsalek et al. (2007)	-
	Nehls et al. (2015)	Scanner Laser Terrestre		Chaussée poreuse classique (calcaire, gré, brique)	0,08 – 0,58	
				Chaussée poreuse moderne (Granite, béton, pierres naturelles, blocs de caoutchouc, ...)	0,07 – 0,22	
				Chaussée pavée en béton	0,56 – 1,41	
			Asphalte imperméable	0,08		

2.1.1.2. Dépression

Dû aux irrégularités et aux microreliefs des surfaces, des petites flaques d'eau se développent progressivement dans les aspérités et les dépressions de surface où l'eau de pluie est piégée jusqu'à ce qu'elle s'infilte ou s'évapore. Le remplissage des dépressions est relativement rapide et dépend du volume de stockage, de l'intensité de la pluie, et des taux d'évaporation et d'infiltration (Elga *et al.*, 2015). Diverses méthodes directes et indirectes ont été employées dans la littérature pour mesurer le volume de dépressions sur les surfaces urbaines. Une hauteur de stockage de 1 mm a été estimée par Davies (1981) sur un tronçon routier à Hertfordshire en Angleterre en se basant sur le seuil minimal de précipitation générant de ruissellement. A l'aide d'un scanner laser terrestre et d'un algorithme de déblai-remblai appliqué sur un modèle numérique de terrain généré par des données topographiques très fines, Nehls *et al.* (2015) ont estimé la capacité de stockage dans les dépressions sur 11 chaussées construites de différents matériaux avec une pente de 2 % et qui n'ont jamais été mises en service. Les valeurs mesurées varient entre 0,07 mm pour les pavés en granit à 1,4 mm pour les chaussées en béton avec des joints d'infiltration. Une sous-estimation systématique de 30 % a été notée dans les mesures du scanner laser par rapport aux mesures directes. L'approche de Hollis et Ovenden (1988) pour mesurer le volume de dépression consiste à arroser la surface de voirie et à mesurer le débit à l'exutoire pour finalement déduire les pertes dans les dépressions à partir du volume versé avant le début du ruissellement. Les résultats des mesures réalisées sur six tronçons sont très variables [0,07 – 10,5] mm : deux tronçons se sont comportés de manière très classique avec une capacité moyenne de stockage de 0,8 mm, deux autres avec un volume de dépression très variables entre 1,2 et 8,8 mm et les deux derniers n'ont généré aucun débit lorsque le débit d'irrigation dépassait leur capacité de stockage.

2.1.1.3. Rétenion globale

Certaines études ont évalué la rétention de façon intégrée, c'est à dire à l'échelle du bassin versant plutôt que des surfaces individuelles et donc en cumulant les interceptions et les dépressions présentées précédemment. L'exploitation des données recueillies sur 18 bassins versants urbains européens (Kidd, 1978, Tableau 2) ont dévoilé une variabilité ([0,13 – 1,5] mm) assez limitée sur la rétention globale. Boyd *et al.* (1993) ont analysé une grande base de données de 763 événements mesurés sur 26 bassins urbains situés dans 12 pays. La rétention déduite de la régression pluie-débit varient entre 0 et 6,12 mm avec une valeur moyenne de 0,85 mm. Quinze bassins versants urbains de type résidentiel ont fait l'objet de suivis pluviométrique et débimétrique sur 4 ans (Dayaratne et Perera, 2008). La variabilité de la rétention [0 – 1,29] mm est similaire à celle trouvée par Kidd (1978). Les valeurs adoptées par défaut dans les logiciels de modélisation hydrologique (MOUSE, ILSAX, SWMM, etc.) se situent dans la plage de [0,5 à 2,5] mm avec une moyenne de 0,58 mm.

Les volumes de rétention ont été analysés en fonction des caractéristiques du bassin versant afin d'établir des relations générales qui pourraient être appliquées sur des sites non jaugés. Le paramètre qui ressort le plus comme un facteur explicatif de la capacité de rétention est la pente de surface. Une bonne corrélation a été trouvée entre ces deux variables en utilisant une fonction puissance sur les 18 bassins urbains étudiés par Kidd (1978 ; Figure 1). Une relation de régression similaire a été déterminée de manière empirique et intégrée dans la procédure de Wallingford (HR Wallingford, 1983) et est maintenant couramment utilisée au Royaume-Uni et en Belgique pour estimer la rétention

maximale en surface. La même fonction de puissance a donné le meilleur ajustement aux données de la capacité de rétention par rapport à la pente de surface (Pratt et Harrison, 1986), mais avec des coefficients différents de ceux de Kidd (1978). Les données acquises sur quatre petites zones urbaines près de Baltimore (Viessman et Lewis, 1996) ayant une pente comprise entre 1 % et 3 % ont montré que la rétention globale varie linéairement en fonction de la pente du bassin versant (Figure 1). Sur un autre intervalle de pente (0,7 – 3,4 %), une relation linéaire similaire a été proposée par Willeke (1966) citée dans Bertrand-Krajewski (2006). Chocat *et al.* (1982) ont indiqué qu'une relation linéaire entre le volume de rétention et la pente de la surface est applicable sur les surfaces perméables et imperméables, mais avec des valeurs de coefficient différentes entre les deux types de surface. Jovanovic (1986) a combiné plusieurs études expérimentales menées sur des bassins urbains et a constaté une nette diminution de la capacité de rétention avec l'accroissement de la pente du sol. Contrairement à tous ces résultats, aucune corrélation n'a pas pu être établie sur les données de Dayaratne et Perera (2008) entre la capacité de rétention et la pente de surface.

Tableau 2 : Relation entre la capacité de rétention et la pente en surface

Référence	Relation
Kidd (1978)	$d_s = 0.77 S^{-0.49}$
	$d_s = k S^{-0.5}$
HR Wallingford (1983)	Surfaces perméables, $k = 0.28$ Surfaces imperméables, $k = 0.71$
Pratt et Harrison (1986)	$d_s = 1.075 S^{-0.27}$
Viessman et Lewis (1996)	$d_s = 3.3 - 76.5 S$
Willeke (1966) cité dans Bertrand-Krajewski (2006)	$d_s = 4.1 - 100 S$
	$d_s = a + b(3 - S) \quad S \leq 3\%$ $d_s = a \quad S > 3\%$
Chocat <i>et al.</i> (1982)	Surfaces perméables, $a = 2, b = 4$ Surfaces imperméables, $a = 0.5, b = 1$

d_s = Hauteur de rétention [mm]
 S = Pente de la surface [%]

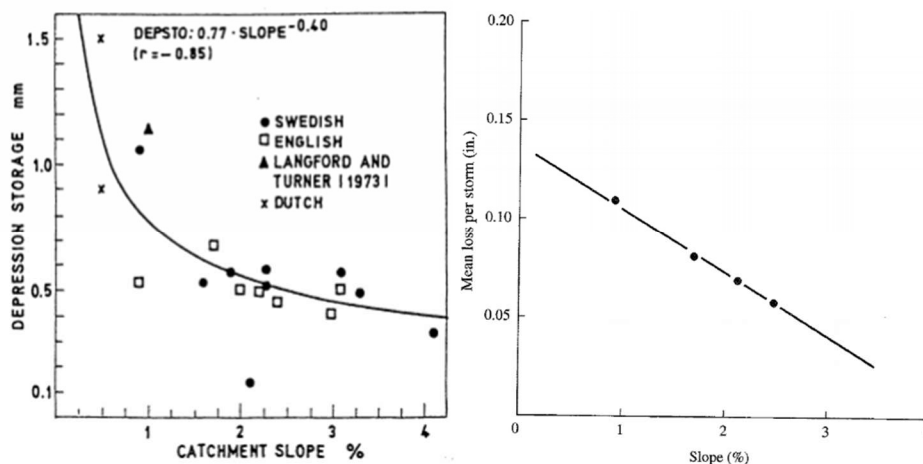


Figure 1: Relation entre la capacité de rétention et la pente de surface établie par : (Gauche) Kidd (1978), (Droite) Viessmann et Lewis (1996)

2.1.2. Infiltration

L'urbanisation a toujours été associée au phénomène d'imperméabilisation pour deux raisons : la faible perméabilité des surfaces construites urbaines et leur rugosité assez réduite qui accélère le ruissellement et réduit donc la durée de séjour de l'eau en surface. Cependant, sur les voies de circulation et les parkings, la diminution globale de l'infiltration pourrait être compensée par une augmentation de l'infiltration locale à travers des fractures et des joints présentant des passages préférentiels pour l'eau de ruissellement. Pour cette raison, l'effet de l'urbanisation sur l'infiltration sur les chaussées est toujours vague et a, par conséquent, fait l'objet de recherches importantes au cours des dernières années qui l'ont abordée à l'aide de techniques de mesure directes ou indirectes (Redfern *et al.*, 2016).

2.1.2.1. Mesure indirecte

Parmi les approches indirectes, Davies (1981) a étudié le bilan hydrique sur des chaussées classiques entre le volume de dépression estimé par la régression pluie-ruissellement et l'évaporation déduite d'un bilan hydrique sur des toitures sur lesquelles l'infiltration est considérée nulle. Les résidus qui représentent 36 % des précipitations totales annuelles ont été attribués à l'infiltration. Hollis et Ovenden (1988, Figure 2) ont adopté une approche similaire qui consiste à irriguer artificiellement la chaussée pour ensuite soustraire le débit de ruissellement du débit d'irrigation lorsque les deux se stabilisent pour déduire les pertes continues dues à l'infiltration. Les résultats montrent des flux d'infiltration très importants avec un taux de l'ordre de 0,36 mm/h. Le concept de bilan hydrique a également été appliqué (Mansell et Rollet, 2006) sur des petits échantillons de (300 mm x 300 mm) fabriqués de matériaux différents (béton, pavés en brique, asphalté et macadam). Les résultats ont montré que l'infiltration dans la structure de la route elle-même est très faible (entre 0 % et 2 % de la hauteur des précipitations), mais que l'infiltration dans les joints était responsable de la majorité du flux d'infiltration observé (52 %). Un comportement identique a été constaté pour les échantillons d'asphalté et de béton avec près des 2/3 des précipitations apparaissant sous forme de ruissellement. *A contrario*, le macadam bitumineux a généré 1/3 de ruissellement retenant ainsi 2/3 des précipitations brutes probablement à cause de la texture de la surface. Cependant, la configuration expérimentale ne permettait pas d'évaluer distinctement les effets des rétentions et des fissures sur les pertes.

2.1.2.2. Mesure directe

Wiles et Sharp (2008) ont estimé, à l'aide d'un infiltromètre à double anneau, le taux d'infiltration dans les chaussées en asphalté, en béton et en béton bitumineux. Les conductivités hydrauliques mesurées étaient très élevées (1,43 – 2 405 mm/h) et comparable à celles de sables fins, de grès et de limons. Cependant, tous les points échantillonnés ont des joints de dilatation ou des fissures, sauf trois sur lesquels aucune infiltration n'a été observée. Ragab *et al.* (2003a) ont mesuré l'infiltration sur la chaussée à l'aide de capteurs d'humidité du sol installés sous la structure de la chaussée. En fonction du type de surface, des couches sous-jacentes, et du niveau de trafic, entre 6 et 9 % de la précipitation annuelle s'infiltré dans la chaussée. D'autres études ont mis en évidence de bonnes corrélations entre l'état hydrique des chaussées et la dynamique des précipitations.

Un suivi de 3 ans de la teneur en eau dans différentes couches d'une chaussée (Raimbault, 1986 ; Raimbault et Silvestre, 1990) montre des variations de ce paramètre en relation directe avec les pluies dû à l'infiltration qui représente à l'échelle annuelle 25 à 30 % des pluies, soit un taux moyen d'infiltration de 0,36 mm/h équivalent à celui d'un sol limoneux. Ramier *et al.* (2004) ont développé un lysimètre urbain pour étudier le bilan hydrique de trois plaques en béton bitumineux de 0,5 m² extraites de plusieurs chaussées neuves ou en service depuis 20 ans. Avec ses 3 balances, le lysimètre permet de mesurer en continu la masse de la plaque et donc le stockage dans et sur la plaque, la masse d'eau ruisselée, et la masse d'eau infiltrée à la base de la plaque, afin d'en déduire la précipitation ou l'évaporation (considérée nulle pendant l'événement pluvieux). L'infiltration à la base des plaques était presque négligeable (entre 2 et 3 % de la pluie annuelle) avec 73 % et 74 % des précipitations transformées en ruissellement. Des mesures complémentaires de la conductivité hydraulique (ks) ont été réalisées dans le but d'expliquer le faible rôle de l'infiltration dans le comportement hydrologique de ces plaques. En utilisant la technique d'irrigation jusqu'à la stabilisation du flux d'infiltration, ks a été estimé à 0,007 – 0,01 mm/h, ce qui est faible par rapport aux valeurs citées dans la littérature (Tableau 3) pour le même type d'enrobé.

2.1.2.3. Facteurs déterminants

L'infiltration dans les chaussées et les voies de circulation a toujours été négligée par manque de données et de connaissances sur le mécanisme de ce processus et son importance dans le bilan hydrique de ce type de surface. Compte tenu de l'écart significatif entre la pluie et le ruissellement et l'insuffisance des autres processus pour l'expliquer, les hydrologues urbains se sont de plus en plus intéressés à investiguer l'infiltration sur les surfaces revêtues afin de comprendre et identifier les facteurs déterminant ce processus.

- 1) **Stockage dans les dépressions** : la présence de dépressions sur les chaussées joue un rôle important dans le processus d'infiltration car elle définit le temps de séjour de l'eau pluviale retenue en surface et donc la condition limite du volume disponible pour l'infiltration (Nehls *et al.*, 2015).
- 2) **Propriétés de l'enrobé** : Cooley *et al.* (2001) ont étudié l'effet de certaines propriétés d'un enrobé bitumineux sur la perméabilité de la chaussée. En se basant sur des données expérimentales acquises sur 5 sites, une relation exponentielle a été observée entre la perméabilité et la teneur en vides (ou porosité) qui est déterminée principalement par la taille des granulats. Des perméabilités de 36 mm/h, 43,2 mm/h et 54 mm/h ont été mesurées pour des enrobés à granulométrie grossière ayant une taille nominale maximale des agrégats de 9,5, 19 et 25 mm avec une teneur en vides de 7,7 %, 5,5 %, et 4,4 % respectivement. Les expériences menées par Vivar et Haddock (2007) dans des conditions contrôlées ont confirmé la forte relation entre la porosité et la perméabilité de chaussées. Huang *et al.* (1999) ont mesuré la conductivité hydraulique de cinq types d'enrobés en asphalté à l'aide d'un perméamètre. Pour des enrobés ouverts, la perméabilité varie entre 9 720 mm/h et 5 3280 mm/h alors que la perméabilité mesurée pour des enrobés denses varie de 10,8 mm/h à 417,6 mm/h.
- 3) **Age de la chaussée** : l'impact de l'âge de la chaussée sur sa capacité d'infiltration n'est pas l'objet d'un consensus entre les chercheurs qui l'ont étudié. Sur la base de mesures

du taux d'infiltration d'une chaussée de ciment classique à Bruxelles sur une période d'un mois, Van Ganse (1978), cité dans Raimbault *et al.* (2002), a constaté une nette augmentation de la perméabilité de la chaussée avec le vieillissement. Une légère dégradation de l'état de la chaussée pourrait augmenter le volume d'eau infiltrée de 5 % (taux observé pour une nouvelle chaussée) jusqu'à 50 %. Cependant, un effet inverse du vieillissement sur la capacité d'infiltration de la chaussée a été observé sur des chaussées perméables en béton (Borgwardt, 2015). Les mesures in-situ montrent une nette diminution de l'infiltration à long terme avec l'âge, interprétée par l'entraînement de particules minérales et organiques responsables du colmatage des joints et des pores des pavés poreux. On a constaté que cette réduction avait atteint sa capacité asymptotique après 8 à 12 ans de construction ; il est à noter que ce type de chaussées drainantes ne correspond pas à la situation typique étudiée dans notre sujet.

- 4) **Fissures et joints** : de nombreuses études ont attribué la perméabilité non-négligeable des chaussées aux fissures et joints. Les taux d'infiltration (7–27 mm/h) obtenus par l'expérience d'irrigation réalisée par Zondervan (1978) étaient beaucoup plus élevés que ceux obtenus lors des expériences en laboratoire sur des échantillons de chaussée non détériorés (0,5 mm/h). Ce résultat corrobore ceux de Ridgeway (1976) qui expliquait les taux d'infiltration élevés par la capacité des fractures à absorber l'eau. Une quantification détaillée de la perméabilité des fractures et des joints a été réalisée sur 200 points de chaussées en asphalte et en béton à l'aide d'un infiltromètre à double anneau (Wiles et Sharp, 2008). Des taux élevés d'infiltration ont été observés sans montrer aucune corrélation avec l'ouverture des fractures et des joints de dilatation. Ces résultats ont été interprétés par le fait que les fractures et les joints sont remplis de sédiments et que, par conséquent, la perméabilité des couches sous-jacentes est le facteur déterminant de la perméabilité globale de la chaussée.

5)

2.1.2.4. Variabilité spatiale et temporelle

Les expériences d'irrigation réalisées par Hollis et Ovenden (1988) sur six chaussées mettent en évidence la variabilité temporelle du flux d'infiltration dans les chaussées au cours de l'expérience. L'infiltration commence avec un taux maximum qui décroît vite pendant les premières minutes pour se stabiliser jusqu'à la fin de l'expérience. Letellier *et al.* (2010, Figure 3) ont utilisé un infiltromètre à double anneau pour réaliser une série de mesures d'infiltration sur 5 points différents d'un parking. L'infiltration mesurée s'est avérée relativement importante pour ce type de surface, avec des valeurs moyennes entre 0,36 et 3,6 mm/h, valeurs équivalentes à la perméabilité d'un sol limoneux. Cette étude a également mis en évidence la forte variabilité spatiale du taux d'infiltration, variabilité supérieure à l'écart-type de mesure sur un point et qui donc doit avoir un réel sens physique. Les résultats illustrent aussi une évolution temporelle du flux d'infiltration qui tend de façon très nette vers une valeur constante, mais avec une tendance différente d'un point à un autre. Illgen (2008) a réalisé une étude approfondie de la capacité d'infiltration dans la structure de chaussées à travers des tests en laboratoire et *in-situ*. Des taux d'infiltration remarquablement élevés ont été obtenus même sur des chaussées considérées comme difficilement perméables (36 – 216 mm/h ; Figure 4). Les taux d'infiltration variaient significativement d'un site à l'autre et au sein du même site.

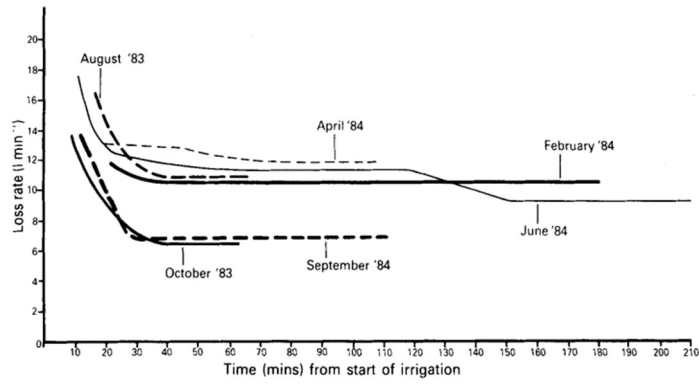


Figure 2 : Résultats expérimentaux de la variation temporelle du taux d'infiltration sur une chaussée (Hollis et Ovenden, 1988)

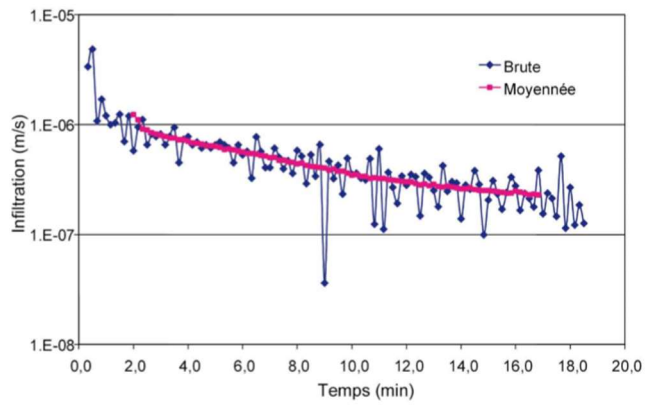


Figure 3 : Résultats expérimentaux de la variation temporelle du taux d'infiltration sur une chaussée (Letellier et al., 2010)

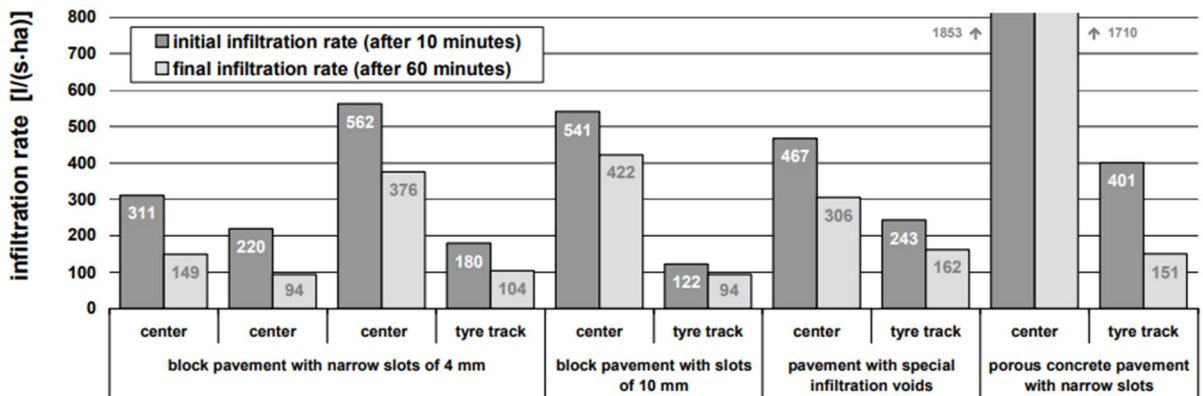


Figure 4 : Taux d'infiltration (initial et final) mesurés sur quatre types de chaussée différents (Illgen, 2008)

Tableau 3 : Taux d'infiltration mesurés sur différentes surfaces revêtues

Référence	Type de chaussée	Taux d'infiltration f (mm/h)	Méthode de mesure
Appleby (1937) cité dans Wiles et Sharp (2008)	Chaussée classique	1,8	Inconnue
Zondervan (1978)	Chaussée en béton	7 – 27	Irrigation de la chaussée
Coert et Van de Ven (1984)	Dalle de brique en béton	6 – 29	Infiltromètre
Hollis et Ovenden (1988)	Macadam bitumineux habillé par de granit	0,6 – 3,6	Mass balance entre le débit de ruissellement et le débit d'irrigation
SETRA-LCPC (1992)	Chaussée en bon état	0,036	Inconnue
	Chaussée légèrement dégradée	0,36	Inconnue
	Chaussée fortement dégradée	36	Inconnue
Wiles et Sharp (2008)	Chaussée	2,1	Infiltromètre à double anneau
	En asphalte	2,9 – 76	
	En béton	1,4 – 2404	
	Mélange asphalte-béton	1,4 – 243	
Letellier et al. (2010)	Chaussée classique	1,08 – 21,6	Infiltromètre à double anneau

2.1.3. Evaporation

L'évaporation de l'eau stockée en surface est *a priori* réduite sur les surfaces urbaines par rapport aux surfaces naturelles et agricoles, principalement en raison de la réduction de la capacité de stockage sur les végétaux et dans les dépressions. Davies (1981) a estimé que le processus d'évaporation pourrait contribuer à 21 % des pertes sur les surfaces revêtues. Timm *et al.* (2018) ont montré que l'évaporation totale se produit dans différents compartiments de la structure pavée : la couche supérieure, la matrice poreuse sous-jacente, les joints, les fissures et dans la dépression en surface. En pratique, l'évaporation est souvent limitée au compartiment supérieur qui permet à l'eau de s'infiltrer et l'empêche au même temps de s'évaporer (Timm *et al.*, 2018). Un nouveau dispositif expérimental a été installé sur un parking (Cohard *et al.*, 2018) pour mesurer méticuleusement toutes les composantes du bilan hydrique lors d'événements artificiels générés par un système d'arrosage. La contribution de l'évaporation aux pertes totales a été estimée à 17 % sur 10 événements. L'étude du comportement hydrologique de trois parking et d'une route (Ragab *et al.*, 2003a) a indiqué une variabilité saisonnière du débit de ruissellement avec une moyenne annuelle de 70 %, un maximum de 90 % en hiver et un minimum de 50 % en été. Etant donné que l'infiltration était estimée à 6 à 9 % de la perte annuelle, l'évaporation représente 21 à 24 % de la précipitation annuelle avec un taux plus important en été qu'en hiver.

Le tableau 4 résume des bilans hydriques complets observés sur différentes chaussées.

Tableau 4 : Bilans hydriques annuel et saisonnier des différents types de surface de chaussée
(F: Infiltration, R: Ruissellement, E: Evaporation)

Référence	Type de Chaussée	Contribution annuelle			Contribution Estivale			Contribution Hivernale		
		F (%)	R (%)	E (%)	F (%)	R (%)	E (%)	F (%)	R (%)	E (%)
Davies (1981)	Chaussée classique							36	17	21
Wessolek (1993, 1994) cité dans Rim (2011)	Pavé mosaïque	33	54	13	23	60	17	48	46	6
	Dalle de béton	20	70	10	12	74	14	32	64	4
Wessolek (2001) cité dans Timm et al. (2018)	Chaussée en asphalte	8	72	20	8	69	23	9	75	16
	Trottoir pavé	38	31	31	34	24	42	43	40	17
Diestel et Schmidt (2001) cité dans Timm et al. (2018)	Petites pierres de granit	74	7	19						
	Petit pavé	67	9	24						
	Blocs de béton imbriqués	78	10	12						
	Pavé en caoutchouc	86	11	3						
	Pavé béton gazon	68	6	26						
Ragab et al. (2003a)	Pavé en brique	76	10	14						
	Parking en asphalte	8	70	22						
	Parking en asphalte	9	70	21						
	Parking pavé	6	70	24						
Ramier et al. (2004)	Chaussée en asphalte	6	70	24						
	Béton bitumineux	3	74	23						
Mansell et Rollet (2006)	Béton bitumineux	2	73	25						
	Dalle en béton plate							1	69	30
	Asphalte laminé à chaud							0	56	44
	Dalle en béton inclinée							2	93	5
	Bitume dense macadam							0	36	64
Flotter (2006) cité dans Rim (2011)	Maçonnerie							54	9	37
	Pavé en béton	80	12	8	68	18	14	89	8	3
Rim (2011)	Dalle de béton	54	41	5	47	44	9	59	39	2
	Petit pavé	70	15	15	60	22	18	81	7	12
	Grands pavés en béton	64	26	10	54	35	11	75	16	9

2.2. Modélisation de la production du ruissellement sur les surfaces revêtues

Une large gamme d'approches existe pour modéliser la production de ruissellement sur les surfaces revêtues urbaines, avec différents niveaux de complexité de la représentation physique de la production. Selon sa façon de décrire le processus de production, une approche peut être classée dans une des deux catégories : approche globale ou approche détaillée.

2.2.1. Approche globale

Compte tenu de la complexité du phénomène de production du ruissellement sur les surfaces revêtues, certains hydrologues ont adopté l'approche globale pour quantifier leurs pertes en agrégeant tous les processus en un seul coefficient qu'ils calent généralement par rapport à la pente de régression de la relation pluie-débit observés.

2.2.1.1. Structure des modèles globaux

Sans prendre en compte les pertes initiales, cette approche est connue sous le nom de « méthode rationnelle ». C'est la méthode la plus ancienne utilisée jusqu'à aujourd'hui pour modéliser la transformation pluie-débit. Dans sa version initiale, la méthode rationnelle calcule le débit maximal à partir de l'intensité maximale de la pluie et d'un coefficient de ruissellement (Eq. 1). La même formulation a ensuite été appliquée sur des variables volumétriques pour déterminer un volume ruisselé plutôt que le pic de débit à partir d'un volume précipité plutôt que le pic de pluie et en utilisant un coefficient de ruissellement volumétrique. Ce coefficient représente le pourcentage de l'eau précipitée sur un type donné de surface qui aboutit effectivement au réseau d'assainissement. Il dépend de l'occupation du sol, de la pente en surface, de l'intensité de pluie, et des conditions initiales, et donc varie dans le temps et dans l'espace. La pratique usuelle consiste à prendre une valeur moyenne par bassin versant ajustée sur plusieurs événements pluvieux.

$$R = C_r IA \quad (\text{Eq. 1})$$

- R = Volume ruisselé [l^3]
- C_r = Coefficient de ruissellement volumétrique [-]
- I = Hauteur précipitée [l]
- A = Surface de bassin versant [l^2]

Cette approche est souvent appliquée en prenant en compte des pertes initiales qui seront retranchées de la hauteur précipitée avant d'appliquer le coefficient de ruissellement (Eq. 2). Une hauteur constante ou variable peut être considérée pour représenter les pertes initiales. La première option ajoute un seul paramètre tandis que la deuxième pourrait exiger davantage de paramètres selon la relation employée pour estimer les pertes initiales de chaque événement en fonction des conditions antérieures. Ramier *et al.* (2011) ont pu exprimer les pertes initiales en fonction de l'évapotranspiration potentielle lors de la période

de temps sec précédant chaque événement. Alhoujayri (2017) a utilisé la durée de temps sec comme facteur explicatif de la variabilité des pertes initiales.

$$R(ev) = C_r(I - PI(ev))A \quad (\text{Eq. 2})$$

$PI(ev)$ = Pertes initiales [l]

Certains modélisateurs ont choisi d'augmenter le niveau de la représentation physique de leur modèle en représentant la variabilité temporelle des pertes continues au cours de l'événement pluvieux par un coefficient de ruissellement variable. Pitt (1987) et Brulé *et al.* (1997) ont testé l'évolution exponentielle (Eq. 3) du coefficient de ruissellement qui tend vers 1 quand toutes les dépressions sont saturées et lorsque l'infiltration et l'évaporation sont négligeables (Fig. 5). Dans le module hydrologique de CANOE (Chocat, 2014), le coefficient de ruissellement peut prendre trois valeurs différentes selon l'importance des précipitations (pluie faible à moyenne, pluie forte à très forte, pluie exceptionnelle) (Fig. 5).

$$C_r(t) = C_{lim}(1 - e^{V/K}) \quad (\text{Eq. 3})$$

$C_r(t)$ = Coefficient de ruissellement à l'instant t [-]

C_{lim} = Coefficient de ruissellement maximal [-]

V = Hauteur de pluie cumulée depuis le début de l'événement pluvieux [l]

k = Une constante spécifique à l'événement pluvieux [l]

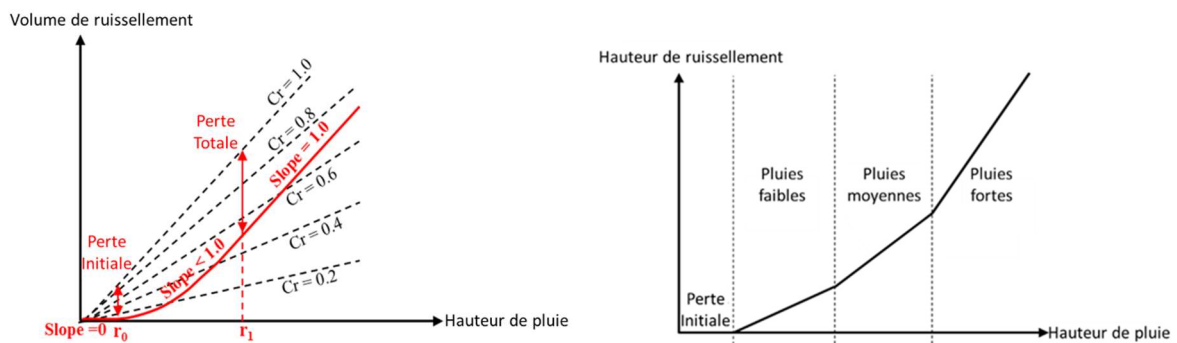


Figure 5: Relation théorique entre la pluie et le ruissellement : (Gauche) Modèle exponentiel (Pitt, 1987), (Droite) Trois modèles linéaires continus (Chocat, 2014)

2.2.1.2. Evaluation des modèles globaux

Le modèle global a été appliqué à l'échelle de bassins versants ainsi qu'à l'échelle de surfaces individuelles (toiture et chaussée). La majorité des approches globales fait l'hypothèse de pertes initiales constantes et d'un coefficient de ruissellement constant (Tableau 5). Quelques autres ont fait l'hypothèse de pertes initiales variables pour tenir compte de l'effet du temps sec sur les conditions initiales. La comparaison entre les différents modèles n'est pas évidente vu l'utilisation de critères différents pour évaluer les modèles. Trois critères principaux ont été fréquemment utilisés : le critère de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash et Sutcliffe, 1970), l'erreur relative absolue sur le volume de ruissellement (AREV) et le coefficient de détermination (R^2) appliqué soit sur le volume de ruissellement événementiel, soit sur le coefficient de ruissellement volumétrique des événements. Non

seulement le critère de performance, mais aussi l'échelle temporelle adoptée dans le calcul de ces critères ne sont pas homogènes, ce qui rend la comparaison encore plus compliquée. Certains auteurs ont évalué leurs modèles à l'échelle événementielle. D'autres ont pris l'ensemble de la période simulée ou l'échelle annuelle.

Tableau 5 : Performances des modèles globaux de production de ruissellement sur des bassins urbains

Référence	Modèle	A (ha)	C_{imp} (%)	Données	Performance
(Rodriguez et al., 2000)	PI constante + Cr constant	4,7	37	Calage 1 an Validation 6 ans	NSE (annuel) = 0,67 $AREV$ (annuel) = 7,69 % NSE (annuel) = 0,60 – 0,75 $AREV$ (annuel) = 4,87 – 28,5 %
		13,4	39	Validation 7 ans	NSE (annuel) = 0,63 – 0,77 $AREV$ (annuel) = 0,45 – 42,01 %
(Berthier et al., 2001)	PI constante + Cr constant	4,8	37	Calage 361 événements	R^2 (Cr) = 0,26
				Validation 405 événements	R^2 (Cr) = 0,36
(Thorndahl et al., 2006)	PI constante + Cr constant	14,9	32	33 événements	R^2 (volume) = 0,95
(Farreny et al., 2011)	PI constante + Cr constant	0,12	100	<u>25 événements</u> $h=1-14$ mm	R^2 (volume) = 0,96
		0,0041	100	<u>22 événements</u> $h=1-49$ mm	R^2 (volume) = 0,99
		0,0041	100	<u>23 événements</u> $h=1-49$ mm	R^2 (volume) = 0,98
		0,0057	100	<u>22 événements</u> $h=2-21$ mm	R^2 (volume) = 0,91
(Le Délliou et Berthier, 2007)	PI constante + Cr constant + une fonction de transfert	13,4	39	<u>1 739 événements</u> $h=1-4-51$ mm	Tr NSE (moyenne)
				$I_{max} = 2,1-12,1-111,7$ (mm/h)	0,5 0,68
				min-moyenne-max	1 0,74
					2 0,79
					3 0,80
					6 0,76
					12 0,86
					Tr $AREV$ (moyenne)
					0,5 22 %
					1 18 %
	2 15 %				
	3 13 %				
	6 15 %				
	12 10 %				
(Ramier et al., 2011)	PI variable (en fonction d'évaporation potentielle) + Cr constant + une fonction de transfert	0,0479	100	<u>314 événements</u> $h=5,2(5,4)$ mm $I_{max}=10,8(8,4)$ mm/h Moyenne (écart-type)	NSE (Tout) = 0,85 $AREV$ (Tout) = 0,07 % R^2 (Débit) = 0,86 R^2 (Cr) = 0,17
		0,0311	100	<u>335 événements</u> $h=5,2(5,4)$ mm $I_{max}=10,8(8,4)$ mm/h Moyenne (écart-type)	NSE (Tout) = 0,76 $AREV$ (Tout) = 2 % R^2 (Débit) = 0,79 R^2 (Cr) = 0,41
(Alhoujayri, 2017)	PI variable (en fonction de temps sec) + Cr constant	0,29	-	<u>61 événements</u> $h=0,91-3-11,9$ mm $I_{max}=1,55-9,95-76,4$ mm/h min-moyenne-max	R^2 (Cr) = 0,054
		12	52	<u>35 événements</u> $h=0,97-3-9,54$ mm $I_{max}=1,58-17,63-83,9$ mm/h min-moyenne-max	R^2 (Cr) = 0,036
(Sun et al., 2017)	PI constante + Cr constant	185	72	<u>477 événements</u> $h=1,2-9-134,6$ mm	NSE (événementiel) > 0,70

			$I_{moy}=0,21-1,7-23,1$ min-moyenne-max	
			<u>398 événements</u> $h = 2,9-10,6-91,4$ $I_{moy}=0,3-2-16,3$ min-moyenne-max	
	120	N.A.		NSE (événementiel) > 0,70
PI :	Pertes initiales			
Cr :	Coefficient de ruissellement			
h :	Hauteur de pluie			
I_{max} :	Intensité maximale			
I_{moy} :	Intensité moyenne			
T_r :	Temps de retour de la pluie			
NSE :	Critère de Nash-Sutcliffe			
$AREV$:	Erreur relative sur les volumes événementiels			
R^2 :	Coefficient de détermination			

Les résultats des modèles globaux semblent satisfaisants en termes de volume de ruissellement sauf pour quelques périodes de validation où l'erreur relative (Rodriguez *et al.*, 2000) atteint 40 % du volume annuel. Ces résultats ne sont pas indépendants des caractéristiques des événements pluvieux simulés. L'erreur relative produite par l'approche de Le Délliou et Berthier (2007) sur le volume de ruissellement est plus élevée pour les faibles événements. Elle a été estimée à 22 % en moyenne pour un temps de retour de 0,5 mois et peut atteindre 119 % pour de plus petits événements. Certains modélisateurs ont indirectement évalué la capacité de leur modèle à reproduire le volume ruisselé en utilisant le coefficient de ruissellement au lieu de l'erreur relative totale. Le coefficient de détermination calculé sur le coefficient de ruissellement montre une très mauvaise performance que ce soit en calage ou en validation. L'introduction de la variabilité des pertes initiales, comme dans Ramier *et al.* (2011), semble réduire l'erreur sur le bilan hydrique total, mais n'améliore guère les résultats en termes de coefficient de ruissellement. La différence des résultats d'évaluation entre les deux critères provient du poids attribué intrinsèquement dans la formulation de chaque critère aux différents types d'événements. La normalisation des volumes ruisselés par les volumes précipités dans le coefficient de ruissellement amplifie le poids donné aux petits événements par rapport à celui donné à ces événements par l'erreur relative sur le volume total. La dégradation des résultats avec le coefficient de ruissellement est donc un indicateur de l'inadaptabilité de la conception des modèles globaux aux petits événements pluvieux. Tous les modèles comprenant une fonction de transfert ont donné des bons résultats en termes de dynamique de débit que ce soit à l'échelle événementielle ou à l'échelle annuelle où les valeurs optimales de NSE se situaient entre 0,6 et 0,86 et celles sur le coefficient de détermination entre 0,8 et 0,86.

2.2.2. Approche détaillée

Ce paragraphe présente les différentes structures du modèle détaillé ainsi que leurs applications sur différents cas d'étude.

2.2.2.1. Structure des modèles détaillés

Toutes les approches détaillées développées dans la littérature sont basées sur le concept de réservoir, qui constitue l'élément central de la structure du modèle. Le débit de ruissellement est déterminé par le bilan de volume entre le flux entrant égal à la pluie et les flux sortants constitués de l'infiltration et de l'évaporation (Figure 6). Les pertes initiales sont

généralement représentées par un volume de stockage au-delà duquel la pluie génère du ruissellement. Lorsque le volume retenu dépasse la capacité de stockage du réservoir, le ruissellement est déterminé en résolvant l'équation différentielle (Eq. 4) à l'aide d'un schéma numérique (Euler, Runge-Kutta, ...).

$$\frac{\partial d}{\partial t} = i - e - f - r \quad (\text{Eq. 4})$$

- d = Hauteur d'eau dans le réservoir [l]
- i = Vitesse de précipitation [l/t]
- e = Vitesse d'évaporation [l/t]
- f = Vitesse d'infiltration [l/t]
- r = Débit de ruissellement par unité de surface [l/t]

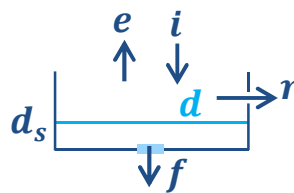


Figure 6 : Schéma conceptuel d'une unité de réservoir dans l'approche détaillée de production du ruissellement urbain

De nombreuses configurations de cette structure détaillée ont été testées dans la littérature et se distinguent par leur façon de modéliser chaque processus ou la partie du bassin versant représentée par le réservoir ou aussi leur niveau de distribution spatiale. Dans ce paragraphe, on va présenter et analyser une large gamme des modèles détaillés selon les principaux éléments qui entrent dans la conception de ces modèles.

Distribution spatiale. Il est possible d'identifier trois niveaux de distribution spatiale :

1. Globalisée (« Lumped » en anglais) : une seule entité est utilisée pour modéliser le système entier qui représente l'ensemble du bassin versant ou uniquement la partie imperméable (Tableau 8).
2. Semi-distribuée : le bassin versant est divisé en plusieurs sous-bassins en fonction des caractéristiques de la surface (occupation du sol, imperméabilisation, etc.) ou des principales entrées du réseau de drainage (Tableau 7).
3. Distribuée : le bassin versant est discrétisé sur la base d'un maillage structuré ou non-structuré (Tableau 6).

Processus de production et de transfert. La plupart des modèles de ruissellement sont composés de deux modules : le module de production qui calcule la pluie nette (part de la pluie qui va réellement contribuer au ruissellement) et le module de transfert qui transporte la pluie nette vers l'exutoire de chaque unité de calcul (maille, sous bassin ou le bassin entier) et ensuite vers l'exutoire du bassin versant si le modèle est distribué ou semi-distribué. Les approches dont l'objectif est de reproduire le volume de ruissellement ne modélisent pas les phénomènes de transfert. Mais, lorsque l'on s'intéresse à la dynamique du ruissellement, un module de transfert s'impose. Ce module se trouve dans la littérature sous différents degrés de complexité allant d'un réservoir linéaire ou non linéaire jusqu'au modèle dynamique distribué de Barré de Saint Venant. L'interface entre les deux modules n'est pas toujours

unidirectionnelle. Dans certaines approches, les deux modules sont exécutés en série, le module de production en premier pour alimenter le module de transfert sans aucun retour en arrière alors que le montage d'autres modèles, comme SWMM, est interactif et les deux modules sont exécutés simultanément et s'influencent mutuellement (couplage de module).

La description des processus de production. La description des processus physiques peut varier en degré de complexité d'un modèle à l'autre, mais elle reste cohérente entre les différents processus considérés au sein du même modèle.

1. **Rétention** : la plupart des modèles hydrologiques, à l'exception par exemple du modèle B de MOUSE, ne font aucune distinction entre l'interception et le stockage en dépressions et modélisent les pertes initiales en utilisant un seul paramètre qui représente la capacité maximale de rétention qui, une fois remplie, générera du ruissellement. Ce paramètre est souvent supposé constant pour chaque occupation du sol. Cependant, il n'est pas toujours le même au début de chaque événement pluvieux. Certains modèles introduisent une variabilité temporelle de ce paramètre pour tenir compte des conditions précédant chaque événement pluvieux (Berthier *et al.*, 2001 ; Bressy, 2010 ; Dotto *et al.*, 2011) ou d'effets saisonniers (Rodriguez *et al.*, 2000).
2. **Évaporation** : l'approche la plus souvent adoptée est basée sur l'évapotranspiration potentielle considérée constante à l'échelle horaire, journalière ou mensuelle (Bellal *et al.*, 1996 ; Berthier *et al.*, 2001 ; Rossman, 2016) qui est limitée par la hauteur d'eau stockée en surface (Mitchell *et al.*, 2001 ; Dotto *et al.*, 2011 ; Ramier *et al.*, 2011).
3. **Infiltration** : les trois méthodes les plus couramment utilisées pour modéliser le processus d'infiltration sont : le curve number, le modèle de Horton, et le modèle de Green et Ampt. Malgré les retours d'expérience récurrents dans la littérature sur la contribution non négligeable de l'infiltration sur les surfaces revêtues, la grande majorité des modèles considère l'infiltration uniquement sur les surfaces perméables et la néglige sur les surfaces revêtues. Dans sa conception du modèle, Krebs *et al.* (2014) n'a pas intégré la propriété perméable des surfaces revêtues observée dans les fissures des chaussées, ce qui a entraîné une surestimation des autres paramètres (stockage dans les dépressions et coefficient de rugosité). Seuls les modèles distribués (SURF et FullSWOF), le modèle semi-distribué de Ramier *et al.* (2011) et les deux modèles globaux de Berthier *et al.* (2001) et Bressy (2010) considèrent l'infiltration sur les surfaces revêtues. SURF utilise un modèle d'Horton modifié et FullSWOF utilise une formulation modifiée de Green-Ampt. Ramier *et al.* (2011) calculent la quantité infiltrée comme le résidu du bilan hydrique appliqué sur la chaussée. Les modèles de Berthier *et al.* (2001) et Bressy (2010) supposent toutefois que l'infiltration se produit à un taux constant dans le temps et ne varie qu'en fonction du type de surface. Rodriguez *et al.* (2000) ont comparé le modèle SURF avec et sans infiltration sur les chaussées et ont constaté une amélioration considérable de la performance du modèle lors de l'introduction de la capacité d'infiltration.

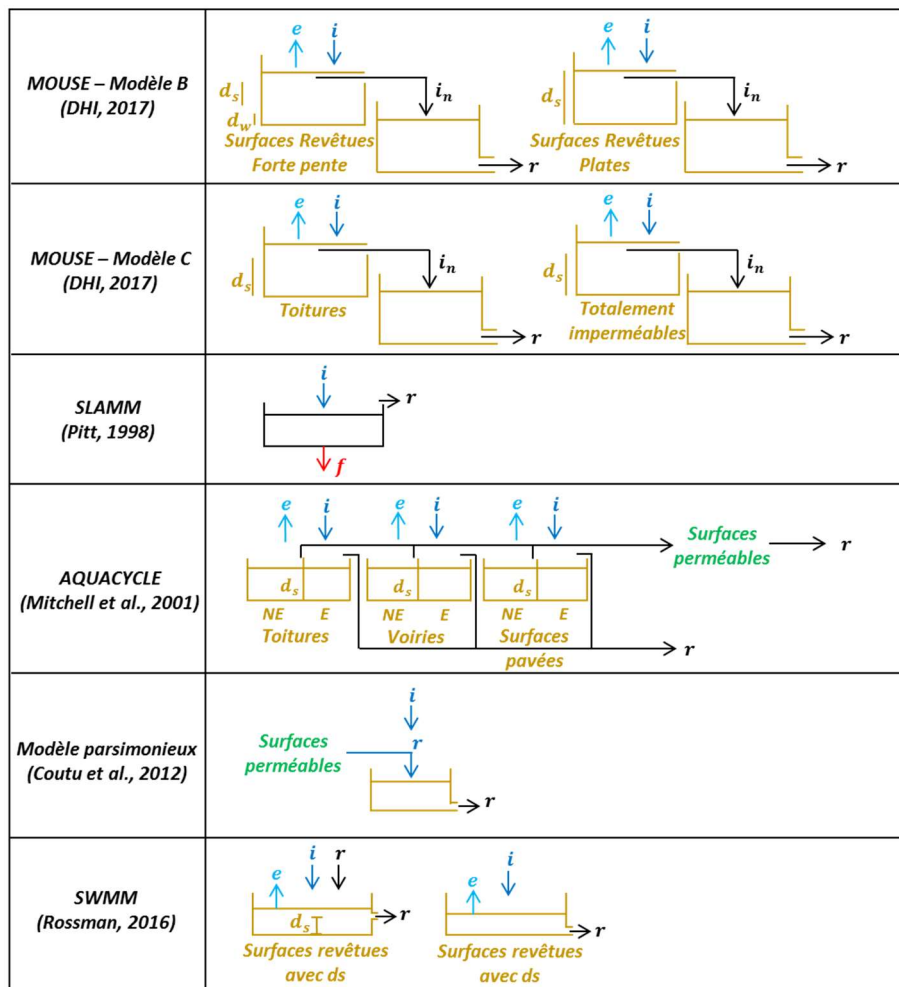


Figure 7: Les différents schémas de réservoir dans des logiciels utilisés en opérationnel

Distribution spatiale	Référence	Modèle	Nombre de paramètres	Surface considérée	Fonction de production
Distribué	(Bellal <i>et al.</i> , 1996)	SURF	12	Toute la surface est maillée	Evapotranspiration potentielle Infiltration dans la zone non-saturée modélisée avec la formule d'interception d'Horton (Linsley <i>et al.</i> , 1975) modifiée pour intégrer une composante saisonnière
	(Delestre <i>et al.</i> , 2014)	FullSWOF	-	Toute la surface est maillée	Schéma de Green et Ampt pour modéliser l'infiltration
	(Terstriep et Stall, 1974)	ILLUDAS	-	Uniquement les surfaces revêtues raccordées au réseau	Pertes initiales constantes (à retrancher de la pluie au début de l'événement)
	(Aronica et Cannarozzo, 2000)	Modèle conceptuel	7	Toute la surface revêtue	Stockage dans les dépressions selon le modèle de Linsley (Viesmann <i>et al.</i> , 1972)
Semi-distribué	(Mitchell <i>et al.</i> , 2001 ; Mitchell et Diaper, 2006)	Aquacycle	11	Toute la surface revêtue avec distinction entre toitures et voiries et chaussées pavées et entre la partie effective et non-effective de chaque type de surface	Stockage constant dans les dépressions (par type de surface) + Evaporation
	(Dayaratne et Perera, 2004)	ILSAX	4	Toute la surface revêtue avec distinction entre la partie raccordée et non-raccordée au réseau	Surface raccordée au réseau : stockage dans les dépressions Surface non-raccordée au réseau Ruissellement direct vers les surfaces perméables
	(Ramier <i>et al.</i> , 2011)	Modèle détaillé	8	Uniquement les chaussées	Bilan de masse (appliqué sur chaque tronçon de voirie): Evaporation calculée par l'évapotranspiration potentielle multipliée par un coefficient lié à l'état hydrique de la chaussée Infiltration est le résidu du bilan de masse
	(Rossman, 2016)	SWMM	8	Toute la surface revêtue avec distinction entre la partie raccordée et non-raccordée au réseau	Stockage constant dans les dépressions + Evaporation
Globale	(Berthier <i>et al.</i> , 2001)	-	2	Toute la surface revêtue	Pertes initiales variables + Evaporation + Coefficient de ruissellement constant
	(Berthier <i>et al.</i> , 2001)	-	5	Toute la surface revêtue avec distinction entre toitures et voiries	<u>Toitures</u> : pertes initiales variables + Evaporation + Coefficient de ruissellement constant <u>Voiries</u> : pertes initiales variables + Evaporation + Infiltration + Coefficient de ruissellement constant
	(Bernadotte, 2006)	-	9	Toute la surface revêtue	Pertes initiales constantes (à retrancher de la pluie au début de l'événement)
	(Mansell et Rollet, 2009)	-	5	Uniquement les chaussées	Infiltration proportionnelle au stockage d'eau disponible en surface Evaporation à taux constant avec trois valeurs différentes selon les conditions hydroclimatiques : (1) Temps de pluie et sol humide (2) Temps sec et sol humide (3) Temps sec et sol sec
	(Bressy, 2010)	-	5	Toute la surface revêtue avec distinction entre	<u>Toitures</u> : pertes initiales variables

			toitures et chaussées	<u>Voiries</u> : pertes initiales variables + Infiltration
(Dotto <i>et al.</i> , 2011 ; Hamel et Fletcher, 2013)	MUSIC	8	Uniquement les surfaces revêtues effectives (raccordées au réseau)	Stockage constant dans les dépressions (réinitialisé tous les jours) + Evaporation
(Dotto <i>et al.</i> , 2011)	KAREN	4	Uniquement les surfaces revêtues effectives (raccordées au réseau)	Stockage constant dans les dépressions + Infiltration constant

Tableau 6 : Structures de modèles détaillés de production du ruissellement urbain

2.2.2.2. *Evaluation et paramétrisation des modèles détaillés*

Une des premières observations que l'on peut faire en comparant les différents modèles est la nette dégradation de la performance des modèles pour les événements fréquents par rapport aux événements importants. Bressy (2010) a calculé une erreur sur le volume événementiel de ruissellement supérieur à 50 % en moyenne pour les événements fréquents caractérisés par une hauteur de pluie inférieure à 4 mm. Dans leur application de SWMM sur trois bassins versants, Krebs *et al.* (2014) ont constaté de meilleurs résultats pour les événements intenses que pour les petits événements. Dans leur étude sur l'effet de la distribution spatiale du bassin sur les paramètres et la performance de SWMM, Sun *et al.* (2014) ont relevé une limitation majeure dans le modèle de SWMM qui n'est pas assez performant en simulant les petits événements par rapport aux événements intenses. Les deux échelles testées, la macro-échelle basée sur une discrétisation en sous-bassins de façon à représenter explicitement le réseau drainant et la micro-échelle qui discrétise les sous-bassins selon l'occupation et le type du sol, n'ont pas réussi à reproduire les observations même en ajoutant les intervalles d'incertitudes pour les événements fréquents.

Concernant la distribution spatiale, les modèles globalisés semblent avoir la performance la moins satisfaisante entre les trois niveaux de distribution (distribuée, semi-distribuée et globalisée). Ceci est particulièrement vrai lorsque l'on compare les résultats des modèles sur la période de validation. Les performances des modèles (semi-)distribués deviennent stables une fois le modèle calé tandis que les performances des modèles globalisés se dégradent significativement sur la période de validation. Ces résultats n'impliquent toutefois aucune corrélation entre la distribution spatiale du modèle et ses performances, car les modèles entièrement distribués montrent des résultats similaires, voire moins satisfaisants, que les modèles semi-distribués sur le volume de ruissellement et la dynamique de débit. Par conséquent, le degré de distribution spatiale nécessaire pour reproduire le ruissellement sur les bassins urbains avec une bonne précision est encore vague et a incité de nombreux chercheurs à aborder la question sur le compromis entre la complexité du modèle, de sa mise en œuvre et de sa paramétrisation d'un côté et la performance du modèle d'un autre côté. Krebs *et al.* (2014) ont comparé plusieurs degrés de distribution de leur modèle allant de la haute résolution (HR) basée sur une discrétisation en sous-bassins selon l'occupation du sol jusqu'à la basse résolution (LR) basée sur une discrétisation en sous-bassins selon les entrées au réseau. Deux autres configurations ont été dérivées de ces deux en négligeant le transfert dans le réseau. Le modèle basse résolution a montré une performance similaire, voire meilleure que le modèle haute résolution notamment pour l'erreur sur le volume de ruissellement. Cependant, la précision sur le pic de débit dépend de la résolution du modèle : le modèle HR reproduit bien le débit maximal alors que le modèle LR est beaucoup plus réactif et tend à le surestimer. La sensibilité du modèle conceptuel (Aronica et Cannarozzo, 2000) à la discrétisation spatiale a été étudiée en testant plusieurs configurations avec différents nombres de sous-bassins (32, 18 et 10). Les résultats ont montré un effet marginal sur le pic de débit et le volume de ruissellement. Park *et al.* (2008) ont évalué le niveau approprié de résolution spatiale pour les modèles hydrologiques urbains en utilisant SWMM. Les résultats montrent que le volume de ruissellement simulé n'est pas affecté par les perturbations testées sur la résolution spatiale. Ghosh et Hellweger (2012) ont utilisé le modèle SWMM pour étudier l'impact de la résolution spatiale sur le ruissellement sur un bassin versant de 3,7 km² dominé par des logements résidentiels. Le volume total

simulé à l'exutoire était relativement insensible à l'échelle spatiale. Le débit de pointe, *a contrario*, a manifesté une double sensibilité à l'échelle spatiale qui dépend des caractéristiques de la pluie. Pour les événements extrêmes, l'agrégation du modèle réduit les débits de pointe alors que pour les événements fréquents elle augmente le débit de pointe. Stephenson (1989) a vérifié si une spatialisation plus fine du bassin en sous-bassins permettait une approximation plus précise du modèle physique avec tous les paramètres mesurés directement. En comparant quatre niveaux de discrétisation spatiale, il a indiqué qu'un modèle finement discrétisé prédit les volumes de ruissellement plus précisément qu'un modèle grossier, mais que ce dernier permet de mieux prévoir les débits de pointe. Warwick et Litchfield (1993), cités dans Elliott *et al.* (2009), ont constaté que l'agrégation du modèle SWMM n'influence pas le débit dans le cas d'une agrégation modérée, mais qu'une agrégation totale des sous-bassins pourrait significativement biaiser les résultats.

Le degré de complexité est un choix délicat pour les modélisateurs non seulement en termes de précisions des résultats, mais aussi en termes de paramétrisation du modèle. Une structure plus physique ou plus distribuée, potentiellement plus précise, n'est pas sans prix et exige un nombre plus important de paramètres et ainsi de travail pour sa mise en œuvre. C'est pour cela que les modélisateurs essaient de réduire le nombre de paramètres à déterminer en analysant la sensibilité de leur modèle à ces paramètres afin d'identifier ceux qui sont les plus influents et qui doivent être calés. L'analyse de sensibilité du modèle SURF (Rodriguez *et al.*, 2000) a permis de réduire le nombre de paramètres de 12 à 7 paramètres déterminants : capacité maximale de rétention et temps de concentration des trois types de surface (voiries, bâtiments, et zones naturelles) et la conductivité hydraulique à saturation. Lhomme *et al.* (2004) ont également mené une analyse de sensibilité du modèle de CANOE. SWMM a fait l'objet de nombreuses études de sensibilité (Barco *et al.*, 2008 ; Beling *et al.*, 2011 ; Li *et al.*, 2016a ; Krebs *et al.*, 2014). Barco *et al.* (2008) ont conclu que le volume de ruissellement et le débit de pointe sont impactés par le paramètre d'imperméabilisation et la rétention en surface. Le travail de Li *et al.* (2016a) a confirmé l'effet prépondérant de la capacité de rétention des surfaces revêtues dans SWMM sur le volume de ruissellement et l'effet de la rugosité des collecteurs de réseau sur le débit de pointe. Les résultats de l'analyse de sensibilité menée par Krebs *et al.* (2014) convergent avec ceux d'études précédentes concernant le rôle essentiel de la rétention et du pourcentage d'imperméabilisation sur la modélisation de ruissellement dans SWMM. Pour les modèles de MUSIC et KAREN, la fraction de la surface active semble être le paramètre le plus déterminant (Dotto *et al.*, 2011). Le calage de ce paramètre pour les deux modèles a abouti à des valeurs bien inférieures aux surfaces totales imperméables.

Grace à d'immenses progrès dans le domaine de la télédétection et du traitement d'images, des données géographiques à haute résolution sont de plus en plus accessibles et permettent une caractérisation plus fine des bassins dans les modèles hydrologiques urbains distribués. Petrucci et Bonhomme (2014) ont examiné l'intérêt de complexifier la structure du modèle et sa distribution spatiale afin d'utiliser davantage de données géographiques pour déterminer ses paramètres. Sur la base de l'approche semi-distribuée SWMM, ils ont testé différents niveaux d'intégration de données SIG dans la structure du modèle, en particulier (1) pour déterminer la couverture imperméable de chaque sous-bassin, (2) pour définir les occupations du sol, (3) pour déterminer les caractéristiques de chaque sous-bassin (longueur hydraulique et pente). La performance du modèle s'est avérée insensible aux différents scénarios dans la phase de calage. Lors de la validation, l'intégration d'un plus

grand nombre de données SIG dans la paramétrisation du modèle a amélioré ses performances, mais pas indéfiniment. L'information géographique qui offre le plus grand avantage est la distinction entre les occupations du sol. Cependant, le niveau optimal de détails à utiliser dans la représentation géographique du système modélisé n'est toujours pas clair.

Une autre pratique courante de paramétrisation consiste à transposer les paramètres du modèle d'une application à une autre. Dans leur application de SWMM sur un bassin urbain de 33,5 ha, Niemi *et al.* (2017) ont testé la possibilité de transposer les paramètres du même modèle calés sur un autre bassin versant (Krebs *et al.*, 2014). Les résultats de simulation prouvent la bonne correspondance des paramètres et la pertinence de cette pratique. Krebs *et al.* (2014) ont attribué les mêmes valeurs des paramètres de SWMM calés sur une configuration à haute résolution pour d'autres configurations moins détaillées du même bassin versant, soit directement, soit après le calcul de leur moyenne pondérée pour les sous-bassins agrégés. Aucune vérification n'a pas été faite pour voir si ces paramètres auraient pu être différents si un nouveau calage avait été effectué. Pour déterminer si la paramétrisation à une échelle fine permet de mieux transposer les paramètres d'un bassin à un autre, Sun *et al.* (2014) ont testé la transférabilité des paramètres entre deux bassins spatialisés au même degré (micro-micro et macro-macro) et spatialisés aux différents degrés (micro-macro et macro-micro). Les résultats ont montré que les paramètres dérivés d'une représentation microscopique du bassin s'adaptent mieux à la variation des caractéristiques des bassins versants et offrent ainsi un niveau de confiance plus élevé en termes de transférabilité des paramètres que ceux issus d'une représentation macroscopique. Ces résultats mettent en évidence un des avantages des modèles (semi)distribués qui distingue les différents types de surfaces : les paramètres se rapprochent de leur signification physique et peuvent être transposés de façon plus pertinente sur d'autres bassins versants. L'étude de Krebs *et al.* (2014) démontre cet intérêt. Le modèle semi-distribué SWMM a été calé sur trois bassins versants de manière complètement indépendante. Les paramètres relatifs à chaque type de surface ont été identiques sur les trois bassins.

Tableau 7 : Evaluation de modèles distribués de production du ruissellement sur des bassins urbains

Référence	Model	A (ha)	C_{imp} (%)	Calage		Validation	
				Données	Performance	Données	Performance
(Rodríguez <i>et al.</i> , 2000)	SURF	13,4	39	-	-	7 ans	NSE (annuel) = 0,77 – 0,85 $AREV$ (annuel) = 0,51 – 31,74 %
		4,7	37	1 an	NSE (annuel) = 0,77 $AREV$ (annuel) = 6,5 %	6 ans	NSE (annuel) = 0,68 – 0,84 $AREV$ (annuel) = 6,63 – 27,93 %
(Hong <i>et al.</i> , 2016)	FullSWOF	0,2661	-	6 événements	NSE (événements) = 0,675 – 0,913	-	-

Tableau 8 : Evaluation de modèles semi-distribués de production du ruissellement sur des bassins urbains

Référence	Modèle	A (ha)	C _{imp} (%)	Calage		Validation		
				Données	Performance	Données	Performance	
(Terstriep et Stall, 1974)	ILLUDAS	0,16 24,68	-	34 – 100	2 – 12	AREV (%) = 1,9 – 30,2	-	-
(Aronica et Cannarozzo, 2000)	Modèle conceptuel	12,8	68		4 événements	Bonne correspondance entres les hydrogrammes basée sur une évaluation visuelle	-	-
(Mitchell et al., 2001)	Aquacycle	445	26		8 ans	NSE (jour) = 0,92 AREV (tout) = 0 %	9 ans	NSE (jour) = 0,94 AREV (tout) = 8 %
		2 690	22		8 ans	NSE (jour) = 0,96 AREV (tout) = 0 %	5 ans	NSE (jour) = 0,90 AREV (tout) = 5 %
(Dayaratne et Perera, 2004)	ILSAX	94	24		4 événements	AREV (événementiel) = 11–150 %	2 événements	AREV (événementiel) = 9–40 %
(Lhomme et al., 2004)	CANOE (PI négligées, juste le Cr a été calé)	3 000	40-50		31 événements	NSE (volume événementiel) = 0,73	-	-
(Ramier et al., 2011)	Modèle détaillé	479	100		314 événements	NSE (tout) = 0,86 AREV (tout) = 7 % R ² (débit) = 0,87	-	-
		311	100		335 événements	NSE (tout) = 0,88 AREV (tout) = 5 % R ² (débit) = 0,88	-	-
(Wu et al., 2013)	SWMM	194,9	5		1 événement	NSE (tout) = 0,25	1 événement	NSE (événementiel) = 0,33
		61,8	8		1 événement	NSE (tout) = 0,80	1 événement	NSE (événementiel) = 0,70
		269,8	18		1 événement	NSE (tout) = 0,75	1 événement	NSE (événementiel) = 0,73
		89,5	28		1 événement	NSE (tout) = 0,77	1 événement	NSE (événementiel) = 0,91
		92	37		1 événement	NSE (tout) = 0,79	1 événement	NSE (événementiel) = 0,23
(Petrucci et Bonhomme, 2014)	SWMM	230	-		32 événements	NSE (scenario) = 0,79 – 0,84	22 événements	NSE (scenario) = 0,6 – 0,76
(Krebs et al., 2014)	SWMM (Haute résolution)	5,87	86		6 événements	NSE (tout) = 0,88 AREV (tout) = 7 %	2 événements	NSE (tout) = 0,85 AREV (tout) = 6,5 %
		6,63	54		6 événements	NSE (tout) = 0,97 AREV (tout) = 9,3 %	1 événement	NSE (tout) = 0,94 AREV (tout) = 17,8 %
	SWMM (Basse résolution)	5,87	86		6 événements	NSE (tout) = 0,81 AREV (tout) = 6,6 %	2 événements	NSE (tout) = 0,83 REV (tout) = 2,4 %
		6,63	54		6 événements	NSE (tout) = 0,83 AREV (tout) = 4,6 %	1 événement	NSE (tout) = 0,86 REV (tout) = 8,6 %
(Guan et al., 2015)	SWMM	12,3	39		6 événements	NSE (événement) = 0,82 – 0,95	6 événements	NSE (événementiel) = 0,90 – 0,96

					R^2 (débit) = 0,92 – 0,96		R^2 (débit) = 0,84 – 0,97
						12 événements	NSE (événementiel) = 0,41 – 0,93 R^2 (débit) = 0,78 – 0,95
(Yao et al., 2015)	SWMM	11		1 événement	NSE (événement) = 0,89	2 événements	NSE (événementiel) = 0,8 – 0,9
(Raudaskoski, 2016)	SWMM	11,4	53	3 événements	NSE (événement) = 0,83 – 0,93 R^2 (débit) = 0,86 – 0,93	3 événements	NSE (événementiel) = 0,73 – 0,74 R^2 (débit) = 0,75 – 0,94
(Li et al., 2016a)	SWMM	24,2	69	2 événements	NSE (événement) = 0,87 R^2 (débit) = 0,86 – 0,88	1 événement	NSE (événementiel) = 0,9 R^2 (débit) = 0,95
(Niemi et al., 2017)	SWMM (Pas de calage, les paramètres ont été transposés d'autres bassins similaires)	33,5	47	-	-	5 événements	NSE (événementiel) = 0.76 – 0,89 $AREV$ (événementiel) = 0 – 31,6 %
(Alhoujayri, 2017)	SWMM (globalisé + calage de la largeur du bassin et le stockage en dépressions en testant juste quelques valeurs)	0,29	-	39 événements	R^2 (Cr) = 0,001	-	-
		12	52	13 événements	R^2 (Cr) = 0	-	-

Tableau 9 : Evaluation de modèles globalisés spatialement (« lumped ») de production du ruissellement sur des bassins urbains

Référence	Modèle	A (ha)	C _{imp} (%)	Calage		Validation		
				Données	Performance	Données	Performance	
(Berthier et al., 2001)	-	4,8	37	361 événements	R ² (Cr) = 0,34	405 événements	R ² (Cr) = 0,29	
	-	4,8	37	361 événements	R ² (Cr) = 0,40	405 événements	R ² (Cr) = 0,38	
(Bernadott, 2006)	-	177	39	6 événements	NSE (événement) = 0,55 – 0,89 AREV (événement) = 3 – 11 %	-	-	
		10,6	40	6 événements	NSE (événement) = 0,1 – 0,8 AREV (événement) = 0 – 19 %	-	-	
		155	49	6 événements	NSE (événement) = 0,4 – 0,89 AREV (événement) = 1 – 28 %	-	-	
		8,3	98	6 événements	NSE (événement) = -0,46 – 0,92 AREV (événement) = 1 – 25 %	-	-	
		25,5	38	6 événements	NSE (événement) = -10,5 – 0,97 AREV (événement) = 6 – 143 %	-	-	
		23,6	18	6 événements	NSE (événement) = 0,26 – 0,91 AREV (événement) = 7 – 34 %	-	-	
		70	31	6 événements	NSE (événement) = 0,63 – 0,91 AREV (événement) = 1 – 30 %	-	-	
(Mansell et Rollet, 2009)	-	0,09 x 10 ⁻⁴	100	<u>49 événements</u> h = 0,1 - 27	Une bonne correspondance entre les volumes observés et les volumes simulés (jugé visuellement)	-	-	
(Bressy, 2010)	-	0,821	75	<u>130 événements</u> h = 0,4-3,7-27 I _{max} =0,09-17-360 min-moyenne-max	AREV (événement) = 0 – 257 % (> 50% pour h < 4mm)	-	-	
(Dotto et al., 2011)	MUSIC	28,2	80	2 ans		2 ans	NSE (tout) = 0,54	NSE (tout) = 0,31
		89,1	74				NSE (tout) = 0,81	NSE (tout) = 0,7
		105,6	51				NSE (tout) = 0,62	NSE (tout) = 0,32
		38	45				NSE (tout) = 0,57	-
		10,5	20				NSE (tout) = 0,49	NSE (tout) = -0,05
	KAREN	28,2	80	2 ans		2 ans	NSE (tout) = 0,53	NSE (tout) = 0,41
		89,1	74				NSE (tout) = 0,75	NSE (tout) = 0,71
		105,6	51				NSE (tout) = 0,63	NSE (tout) = 0,39
		38	45				NSE (tout) = 0,61	-
		10,5	20				NSE (tout) = 0,60	NSE (tout) = -1,01

2.3. Conclusions de l'étude bibliographique

D'importants progrès ont récemment été réalisés pour quantifier la contribution des différents processus hydrologiques à la production du ruissellement sur les surfaces urbaines revêtues. Les études expérimentales affirment que l'urbanisation réduit la capacité de rétention d'eau en surface, mais que celle-ci reste comparable à la hauteur des précipitations pour les événements fréquents de quelques millimètres. Le rôle marginal de la rétention lors d'événements extrêmes devient fondamental lors des événements fréquents et pour des bilans annuels car il conditionne la répartition de la pluie entre tous les processus hydrologiques de surface : ruissellement, infiltration et évaporation. L'interception et le stockage dans les dépressions sont extrêmement difficiles à distinguer dans les modèles hydrologiques en raison de la topographie très hétérogène des surfaces urbaines, même sur des petites échelles. C'est pour cela qu'ils sont généralement fusionnés en un seul composant représentant le seuil à partir duquel le ruissellement commence (concept de pertes initiales). Les modèles globaux remplissent cette quantité une seule fois au début de l'événement pluvieux alors que les modèles détaillés l'exposent tout au long de l'événement à tous les processus hydrologiques. L'urbanisation a toujours été associée à l'imperméabilisation en considérant la couverture urbaine comme génératrice de ruissellement rapide qui empêche l'infiltration. Cependant, différentes techniques directes et indirectes ont été employées pour mesurer l'infiltration sur les surfaces revêtues urbaines et particulièrement sur les chaussées. Elles ont infirmé l'idée prévalente de l'imperméabilité de ce type de surface en révélant des taux d'infiltration non négligeables. Des observations sur le terrain ont montré que la perméabilité des chaussées est principalement dû à l'infiltration dans les joints et les fissures. Ces résultats expérimentaux ne sont pas toujours intégrés dans les pratiques de modélisation. L'évaporation sur les surfaces revêtues explique une partie importante des pertes de ruissellement. Sa contribution a été estimée sur une échelle saisonnière ou annuelle plutôt qu'une échelle événementielle car elle s'étend sur une période plus longue que la durée de l'événement. Comme ce processus se produit quasi exclusivement par temps sec, certaines approches l'ont supposée négligeable pendant l'événement pluvieux alors que d'autres l'ont modélisée par l'évaporation potentielle limitée par la hauteur d'eau disponible en surface.

Il a été examiné un large éventail de modèles de production du ruissellement urbain allant des modèles globaux aux modèles détaillés en fonction de la description des processus hydrologiques et de la surface du bassin versant. Les approches globales sont basées sur une représentation agrégée du bassin versant et des pertes qui s'y produisent. Les modèles détaillés décrivent *a contrario* de manière plus explicite les processus hydrologiques sur le bassin versant urbain représenté de manière agrégée, semi-distribuée ou totalement distribuée. Lorsqu'elles sont calées, les deux approches globale et détaillée génèrent des résultats satisfaisants. Le choix dans ce cas n'est pas fait en termes de niveau de précision souhaité, mais en termes de type d'application et de résultats recherchés. Les approches globales sont plus pratiques et faciles à mettre en œuvre, mais ne donnent pas accès aux variables intermédiaires de répartition des pertes de précipitations ni entre différents processus, ni entre différents types de surfaces ou sous-bassins comme dans les modèles détaillés. Des approches détaillées, notamment les modèles distribués, sont à privilégier lorsque le bassin modélisé est non jaugé et donc ne dispose pas de données pour caler le

modèle, ou lorsque les conditions temporelles et/ou spatiales de l'application sont différentes de celles du calage. La définition du degré de distribution spatiale le plus approprié est assez délicate. La qualité des modèles détaillés semble tributaire de la distribution spatiale, mais sans montrer une amélioration stricte avec le niveau croissant de discrétisation, laissant vague le degré de spatialisation pertinent.

Puisque tous les modèles hydrologiques impliquent un certain degré de conceptualisation, leurs paramètres ne correspondent pas forcément aux propriétés réelles du bassin et nécessitent donc la mise en place d'une méthode de calage pour ajuster leurs valeurs et assurer leur représentativité du comportement hydrologique du bassin modélisé. L'utilisation de données géographiques et de caractéristiques physiques pour définir les paramètres du modèle dépend du niveau de correspondance entre la représentation réelle et la représentation du bassin dans le modèle. Les données géographiques les plus utiles dans la procédure de paramétrisation du modèle semblent être l'occupation du sol.

Cette synthèse bibliographique met en évidence une incohérence majeure entre notre compréhension du comportement hydrologique des surfaces revêtues lors d'événements fréquents et la conception des fonctions de production de ruissellement. Des études expérimentales ont permis de mieux comprendre les processus déterminants : la rétention dans les dépressions étant un élément fondamental et le processus d'infiltration étant important sur les chaussées, en particulier dans les fissures présentant des voies préférentielles. L'intégration de ces connaissances dans les modèles hydrologiques devrait être une priorité pour améliorer leurs performances.

3. Banc d'essai des modèles de production du ruissellement urbain

3.1. Scénarios testés

Après la revue bibliographique, notre travail a consisté à réaliser une comparaison de modèles de production du ruissellement sur les surfaces revêtues urbaines. On a réalisé une série de tests de différentes fonctions de production appliquées sur le modèle de réservoir le plus fréquemment utilisé dans l'approche conceptuelle (Tableau 10). Le modèle générique testé est basé sur une représentation agrégée du bassin par un réservoir caractérisé par un volume de stockage (volume de rétention) alimenté uniquement par la pluie et vidangé par les processus de pertes dont le nombre dépend de la configuration testée. Le processus de transfert du volume qui dépasse la capacité de stockage n'a pas été représenté pour limiter le contrôle du volume de ruissellement aux processus de production. Le réservoir représente seulement les surfaces revêtues sur le bassin en supposant que la contribution des parties naturelles et perméables, quand elles existent, au ruissellement lors des événements fréquents est négligeable. Cette structure constitue la base sur laquelle un banc d'essai des modèles a été construit pour tester plusieurs aspects de modélisation :

1. La contribution des différents processus aux pertes.
2. Le niveau de physique dans la représentation des processus.
3. La distinction des surfaces revêtues.

Tableau 10 : Les différentes configurations testées du modèle conceptuel de réservoir

Configuration	Surface représentée par le réservoir	Processus de pertes			Nombre de paramètres	
		Stockage (Rétention)	Evaporation			Infiltration
			Temps sec	Temps de pluie		
IL	Surfaces revêtues	ds	Réinitialisation de ds au début de chaque événement pluvieux		1	
IL + Evap	Surfaces revêtues	ds	Evap	-	1	
IL + Evapinter	Surfaces revêtues	ds	Evap	-	1	
IL + E(Heau)	Surfaces revêtues	ds	E(Heau)	-	2	
IL + ks	Surfaces revêtues	ds	-	ks	2	
IL + Evap + ks	Surfaces revêtues	ds	Evap	ks	2	
IL + Evapinter + ks	Surfaces revêtues	ds	Evap	ks	2	
IL + E(Heau) + ks	Surfaces revêtues	ds	E(Heau)	ks	3	
IL + Evap + GA	Surfaces revêtues	ds	Evap	GA	4	
10	Toitures	ds _{toit}	Evap	-	3	
	Voiries	ds _{voirie}	Evap	ks		

IL : Modèle simple de rétention initiale

Evap : évaporation appliquée par temps sec et par temps de pluie et déterminée par l'évaporation potentielle limitée par le volume d'eau disponible dans le réservoir

Evap inter : évaporation appliquée par temps sec uniquement et déterminée par l'évaporation potentielle limitée par le volume d'eau disponible sur la surface

E (Heau) : évaporation appliquée par temps sec et par temps de pluie et déterminée par la relation : $E = E_p \left(\frac{H_{eau}}{d_s} \right)^\alpha$

où α est un paramètre de calage

ks : infiltration à taux constant et permanent

GA : infiltration selon le modèle de Green et Ampt

3.2. Sites d'étude

Le banc d'essai des modèles a été réalisé à deux échelles spatiales : voirie et quartier résidentiel. Deux sites pour chacune ont fait l'objet des suivis expérimentaux qui ont permis d'acquérir toutes les données nécessaires pour comprendre leur comportement hydrologique en temps de pluie.

3.2.1. Echelle de la voirie

3.2.1.1. Caractéristiques des bassins versants

Les deux tronçons de voirie étudiés se situent sur le site du LCPC-Nantes. Ils se trouvent à 500 m l'un de l'autre et sont peu circulés (pour la desserte du site). Ils sont bien délimités et chacun est drainé vers un avaloir. Le tronçon S01 couvrant une superficie de 479 m² se trouve dans la continuité de la pente de l'ensemble de la voirie alors que le tronçon S02 couvrant une superficie de 311 m² se trouve à une rupture de pente (Figure 8). Le Tableau 11 résume toutes les caractéristiques topographiques des deux sites.

3.2.1.2. Base de données

Chaque tronçon est équipé d'un pluviomètre à augets basculants pour mesurer la pluie et d'augets basculants placés dans l'avaloir pour mesurer le débit de ruissellement. Les données ont été acquises en continu au pas de temps de 3 minutes entre le 1er novembre 2000 et le 31 décembre 2003. Les données ont été validées dans le cadre du travail de thèse de Ramier (2005) par comparaison entre les deux sites. Les périodes sur lesquelles les données sont cohérentes sont retenues et celles où les données sont très différentes et douteuses sont rejetées. Une autre étape de traitement de données a été effectuée (Ramier, 2005) pour délimiter les événements pluvieux. Pour éviter les incertitudes qui affectent les événements trop faibles, seuls les événements supérieurs à 1 mm sont considérés dans cette étude. 314 événements sont ainsi identifiés sur le tronçon 1 et 335 événements sur le tronçon 2. La série temporelle d'évaporation potentielle sur la période de mesure de pluie et de débit est estimée à partir d'une formule de Penman paramétrée pour les routes et calculée à partir de données météorologiques acquises sur le site.

3.2.2. Echelle du quartier

3.2.2.1. *Caractéristiques des bassins versants*

Les deux bassins versants P05 et P13 choisis pour la modélisation à l'échelle du quartier (Figure 9) sont situés dans l'agglomération de Nantes et sont soumis à des précipitations caractéristiques d'un climat océanique, c'est-à-dire fréquentes, mais généralement peu intenses avec une moyenne annuelle de 791 mm sur les années 1950 à 1990. L'habitat y est principalement de type pavillonnaire et drainé par un réseau d'eaux pluviales séparatif. L'occupation du sol a été rigoureusement renseigné (Tableau 11 ; Berthier *et al.*, 1999) : les voiries, toitures et terrasses connectées au réseau représentent 37 % et 39 % de la superficie totale (respectivement pour P05 et P13).

3.2.2.2. *Base de données*

Les deux sites ont été suivis en continu de septembre 1990 jusqu'à décembre 2002 par la section Hydrologie en Milieu Urbain de la Division Eau du LCPC. L'acquisition des données pluie-débit est effectuée en continu au pas de temps de 1 minute. L'intensité de la pluie est calculée par la moyenne de trois pluviomètres à augets basculants qui entourent de façon satisfaisante la zone d'étude. La mesure du débit est réalisée à l'exutoire de chaque bassin versant en amont d'un seuil jaugeur à l'aide de 2 sondes de hauteur d'eau (Ultrasons et capteur de pression). Les données d'évapotranspiration potentielle ont été fournies par la station météorologique de l'aéroport de Nantes-Atlantique, située à 5 kilomètres du site. Les données pluviométriques et débitométriques ont été validées dans le travail de thèse de Berthier (1999). L'analyse des chroniques de pluie-débit sur les 11 ans a permis d'identifier 1 739 événements pluvieux qui ont généré un écoulement à l'exutoire. Sur ces 1 739 événements, 1 531 ont une hauteur de pluie supérieure à 1 mm et ont donc été retenus.

Tableau 11: *Caractéristiques des sites d'étude*

Bassin versant	Type de bassin	Superficie (m ²)	Imperméabilisation en surface (%)	Pente (%)	Toitures (%)	Voiries (%)
S01	Tronçon de voirie	479	100	0,6	-	100
S02		311	100	0,6	-	100
P05	Lotissements résidentiels	47 000	37	2	19	18
P13		134 000	39	2	15	24



Figure 8 : (Gauche) Photographie du tronçon 1, (Droite) Photographie du tronçon 2 (Ramier, 2005)

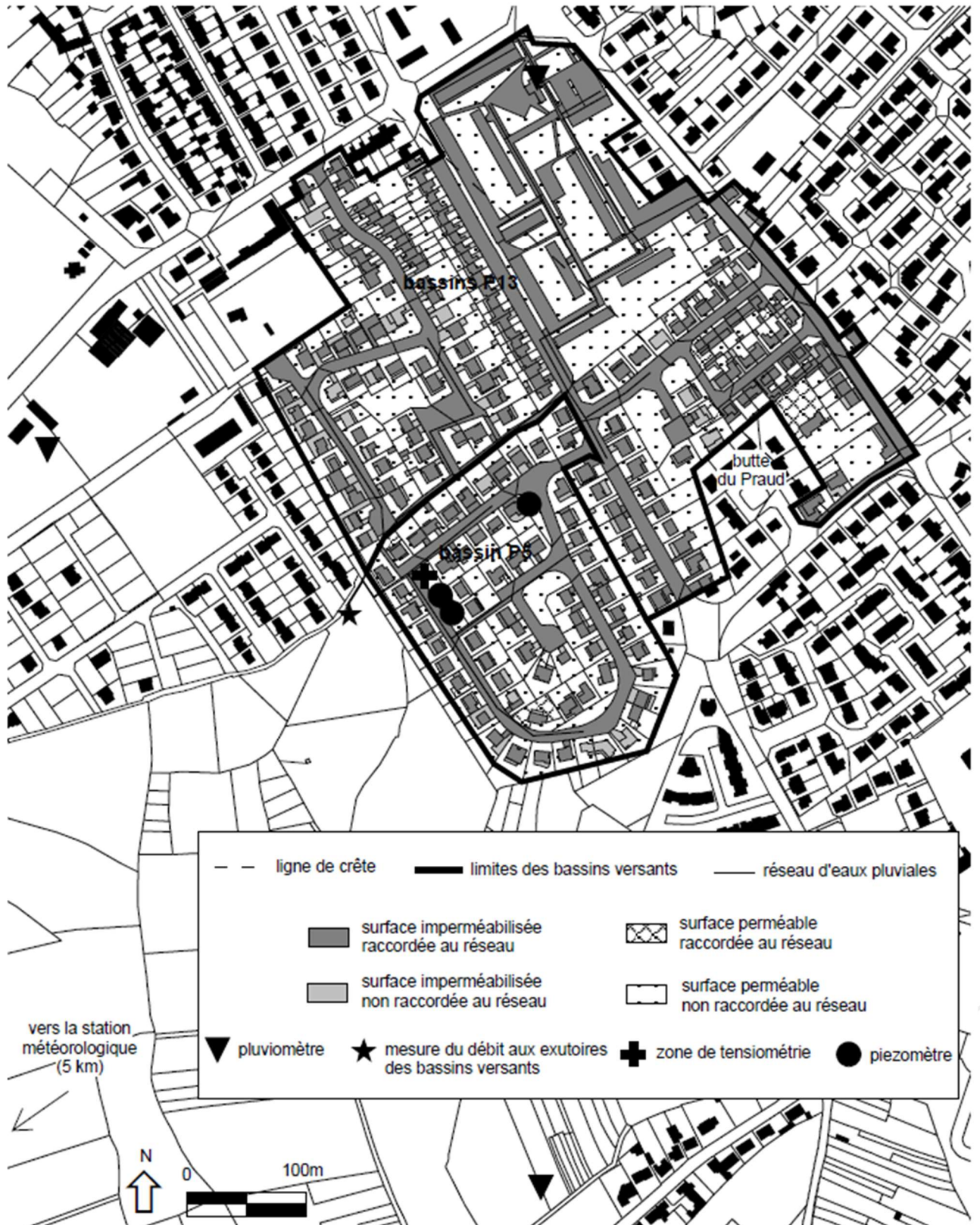


Figure 9 : Occupation du sol sur les bassins versants expérimentaux P05 et P13 (Berthier et al., 1999)

3.3. Calage et validation des modèles

Pour chaque échelle spatiale, grâce aux suivis expérimentaux de deux bassins versants partageant les mêmes caractéristiques de surface, les modèles de production ont été calés sur l'un et validés sur l'autre en utilisant pour chaque procédure toutes les données disponibles sur chaque bassin versant. S01 et P05 ont été choisis pour le calage et S02 et P13 pour la validation. Le Tableau 12 résume tous les éléments de calage et de validation des modèles de production testés.

Tableau 12 : Les éléments de calage et de validation des modèles de production de ruissellement

	Bassin versant	Période	Critère de calage/performance
Calage	S01	1/11/2000 → 31/12/2003 (3 ans et 2 mois)	KGE NSE NSEabs
	P05	1/1/1992 → 31/12/2001 (10 ans)	
Validation	S02	1/11/2000 → 31/12/2003 (3 ans et 2 mois)	Les 3 critères sont calculés sur les pertes événementielles
	P13	1/1/1992 → 31/12/2001 (10 ans)	

3.3.1. Critères de calage

Le choix du critère de calage fait partie des questions polémiques en modélisation hydrologique. Le critère de calage est une mesure numérique qui qualifie la concordance entre les simulations et les observations. Il réduit donc toute la complexité de la comparaison en une unique valeur. Il n'existe pas à l'heure actuelle un critère capable de bien encapsuler tous les aspects dans l'évaluation de modèles. La pratique commune est donc de choisir un critère adapté à l'aspect visé par le problème ou d'optimiser le modèle sur la base de multicritères.

Puisque l'objectif de ce projet est de modéliser les pertes au ruissellement pour les événements fréquents (et donc plutôt des débits « faibles »), on a décidé d'adapter la formulation d'un des critères les plus utilisés dans la littérature, le critère de Nash-Sutcliffe (Eq. 5) (Nash et Sutcliffe, 1970) qui est à l'origine plus sensible aux valeurs fortes. On a remplacé le carré de l'écart entre la variable observée et simulée par la valeur absolue de cet écart pour équilibrer les poids donnés aux valeurs fortes et faibles (Eq. 6). On a comparé les résultats avec ceux qu'on obtient avec un critère de NSE classique et avec une version améliorée de NSE proposé par Gupta *et al.* (2009), le KGE (Eq. 7) qui est de plus en plus recommandé dans la littérature pour paramétrer les modèles hydrologiques (Lobligeois, 2014 ; Magand, 2014 ; Osuch *et al.*, 2015).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{j=1}^N (X_{obs}^j - X_{sim}^j)^2}{\sum_{j=1}^N (X_{obs}^j - \overline{X_{obs}})^2} \quad (\text{Eq. 5})$$

$$NSEabs = 1 - \frac{\sum_{j=1}^N |X_{obs}^j - X_{sim}^j|}{\sum_{j=1}^N |X_{obs}^j - \overline{X_{obs}}|} \quad (\text{Eq. 6})$$

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2} \quad (\text{Eq. 7})$$

$$\text{où } \begin{cases} r = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \frac{(X_{obs}^j - \overline{X_{obs}})(X_{sim}^j - \overline{X_{sim}})}{\sigma_{obs}\sigma_{sim}} \\ \alpha = \frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} \\ \beta = \frac{\overline{X_{sim}}}{\overline{X_{obs}}} \end{cases}$$

où X_{obs}^j est la valeur observée au temps t^j de la variable de calage, X_{sim}^j est la valeur simulée au temps t^j de la variable de calage, $\overline{X_{obs}}$ est la moyenne arithmétique sur les valeurs observées de la variable de calage, $\overline{X_{sim}}$ est la moyenne arithmétique sur les valeurs simulées de la variable de calage, σ_{obs} est l'écart type des valeurs observées de la variable de calage, et σ_{sim} est l'écart type des valeurs simulées de la variable de calage.

3.3.2. Variable de calage

Le choix de la variable de calage est déterminé en fonction de l'objectif du modèle et de la disponibilité des mesures de référence liées à cet objectif. Les données disponibles sur tous les sites d'études sont les données pluviométriques et débitométriques disponibles à l'exutoire des bassins versants. Puisque l'objectif de notre étude est d'évaluer les fonctions de production au ruissellement ou, en d'autres termes, les volumes de pluie nette produits sur les bassins versants sans la fonction de transfert, le critère retenu est les pertes au ruissellement calculées à l'échelle événementielle comme la différence entre la pluie et le ruissellement à l'exutoire (Eq. 8).

$$Pertes(ev) = \sum (P(ev) - R(ev)) \quad (\text{Eq. 8})$$

où P est la hauteur des précipitations pendant l'événement pluvieux et R est le ruissellement par unité de surface du bassin versant pendant l'événement pluvieux.

3.3.3. Algorithme de calage

Le faible nombre de paramètres à caler (Tableau 10) autorise à employer la méthode systématique de recherche pour explorer l'ensemble de l'espace paramétrique borné par des valeurs physiques des paramètres, avec une discrétisation assez fine pour détecter précisément la variation de notre fonction objective. Cette méthode donne plus de certitudes dans l'identification de l'optimum que d'autres algorithmes optimisés dont le balayage de l'espace paramétrique dépend de plusieurs hypothèses sur le tirage et l'acceptation de jeux paramètres candidats à chaque tirage comme la méthode de MCMC (méthode à l'origine testée).

3.4. Résultats et discussions

3.4.1. Echelle de la voirie

3.4.1.1. Résultats de calage

Tous les modèles de production sauf le 10^{ème} ont été appliqués sur le bassin S01. Le calage a été effectué selon la méthodologie expliquée auparavant sur toute la base de données disponibles. On présente ici les résultats de calage en termes de performances des modèles et leurs paramètres calés pour ensuite les comparer et analyser l'effet de la prise en compte des différents processus physiques sur la production. La Figure 10 illustre tous les résultats de critères de performance obtenus pour tous les modèles de production calés sur S01.

3.4.1.1.1. Effet de la prise en compte de l'évaporation

Les modèles où seule l'évaporation est prise en compte dans le calcul des pertes (IL, IL+Evap, IL+Evapinter, et IL+E(Heau)) donnent de mauvais résultats notamment pour le NSE et NSEabs. Quand l'évaporation est modélisée sur la base des chroniques d'évaporation potentielle (IL+Evap, IL+Evapinter, et IL+E(Heau)), les performances des modèles se dégradent en termes de NSE et NSEabs et s'améliorent en termes de KGE par rapport au modèle (IL) où l'évaporation est poussée au maximum en temps sec pour vider le réservoir avant chaque événement.

La même série de modèles est ensuite comparée en ajoutant une perte par infiltration calculée de la même manière pour tous les modèles (IL+ks, IL+Evap+ks, IL+Evapinter+ks, IL+E(Heau)+ks). Les résultats confirment la conclusion précédente concernant l'effet négatif de l'évaporation sur la modélisation de la production du ruissellement sur les chaussées. Le modèle (IL+ks) qui néglige complètement l'évaporation et maintient uniquement le stockage et l'infiltration pour gérer les pertes sur la surface donne les meilleurs résultats parmi tous les modèles de production testés.

Les scénarios IL+Evapinter et IL+Evapinter+ks ont été introduits pour tester l'effet de la période d'application du processus d'évaporation en les comparant avec les scénarios IL+Evap et IL+Evap+ks respectivement. Les résultats de calage montrent que le volume de stockage nécessaire pour optimiser la performance du modèle de pertes est très similaire entre une application continue de l'évaporation et celle restreinte au temps sec. Cela signifie que l'évaporation intervient principalement par temps sec, mais le fait de la considérer ou pas par temps de pluie n'explique pas les mauvais résultats. Un autre facteur a aussi été mis en question : la formulation conceptuelle du modèle d'évaporation. Les scénarios IL+E(Heau) et IL+E(Heau)+ks ont donc été ajoutés pour tester une autre formulation d'évaporation qui reflète mieux l'effet de l'hétérogénéité spatiale des dépressions surfaciques sur l'évaporation que le modèle simple utilisé dans les scénarios IL+Evap et IL+Evap+ks respectivement. Les résultats sont comparables, voire moins bons que le modèle moins physique.

3.4.1.1.2. Effet de l'infiltration

En comparant le même modèle sans et avec infiltration (Figure 10), on constate que l'introduction de l'infiltration dans les processus de production améliore significativement les résultats. Cependant, le raffinement de la description physique de l'infiltration avec le modèle de Green et Ampt n'apporte manifestement aucune amélioration supplémentaire bien qu'il soit accompagné par une augmentation du degré de liberté du modèle par rapport au modèle d'infiltration à taux constant.

3.4.1.1.3. Effet du critère de calage

Les résultats obtenus avec les 3 critères de calage sont assez similaires surtout entre le NSE et le NSEabs (Figure 10). Une légère différence est parfois remarquée pour le critère KGE. L'analyse précédente concernant l'effet de la prise en compte de processus de pertes et le niveau de physique dans leur formulation semble robuste vis-à-vis de la fonction objective utilisée pour le paramétrisation.

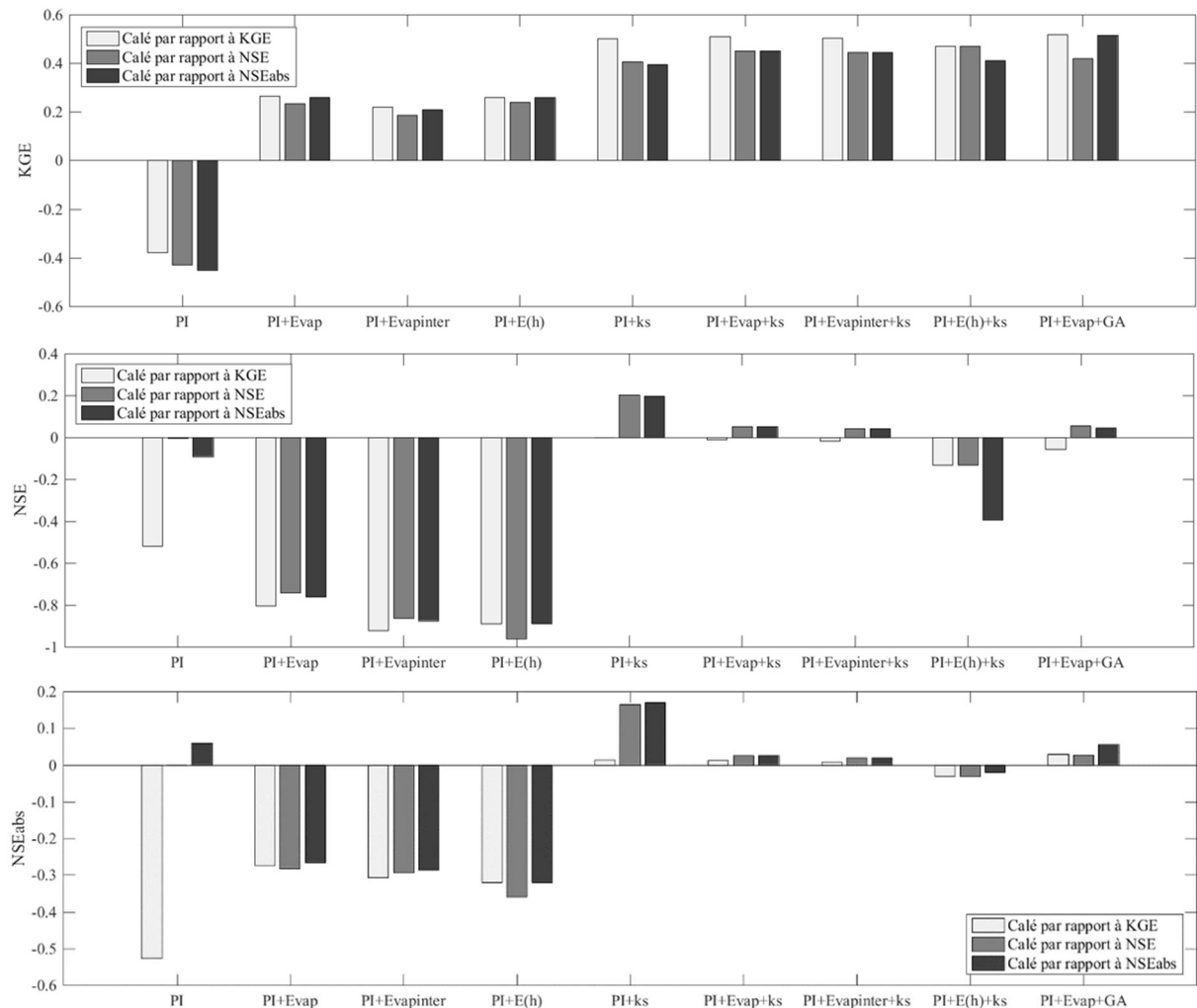


Figure 10 : Comparaison des critères de performance des modèles de production calés sur le tronçon de voirie S01 avec les 3 critères de calage

3.4.1.2. Analyse des paramètres calés

Le volume de rétention nécessaire pour reproduire les pertes est plus important si on néglige le processus d'infiltration (Figure 11). Les résultats pour les deux séries de tests (sans infiltration et avec infiltration) ne sont pas comparables parce que la sensibilité des critères de calage au volume de rétention est beaucoup plus forte pour les modèles avec infiltration que ceux sans infiltration. Donc, les valeurs optimales déterminées pour le volume de stockage quand l'infiltration est activée sont entachées d'incertitude qui couvre les valeurs obtenues pour les mêmes modèles sans infiltration. Les résultats de calage sont *a contrario* plus précis pour le paramètre k_s qui s'est avéré peu variable d'une configuration à une autre. Les valeurs optimales obtenues pour les 4 modèles avec infiltration constante et le modèle de GA varie entre 0,1 et 0,3 mm/h (soit aux alentours de 5.10^{-8} m/s, Figure 11). Les deux autres paramètres du modèle GA (la force de succion et le déficit en eau) n'influencent que très légèrement les pertes événementielles. Ils interagissent avec le paramètre k_s qui tend vers des valeurs plus faibles lors que l'on augmente la succion ou le déficit en eau, mais reste dans la gamme de variation identifiée sur les autres modèles.

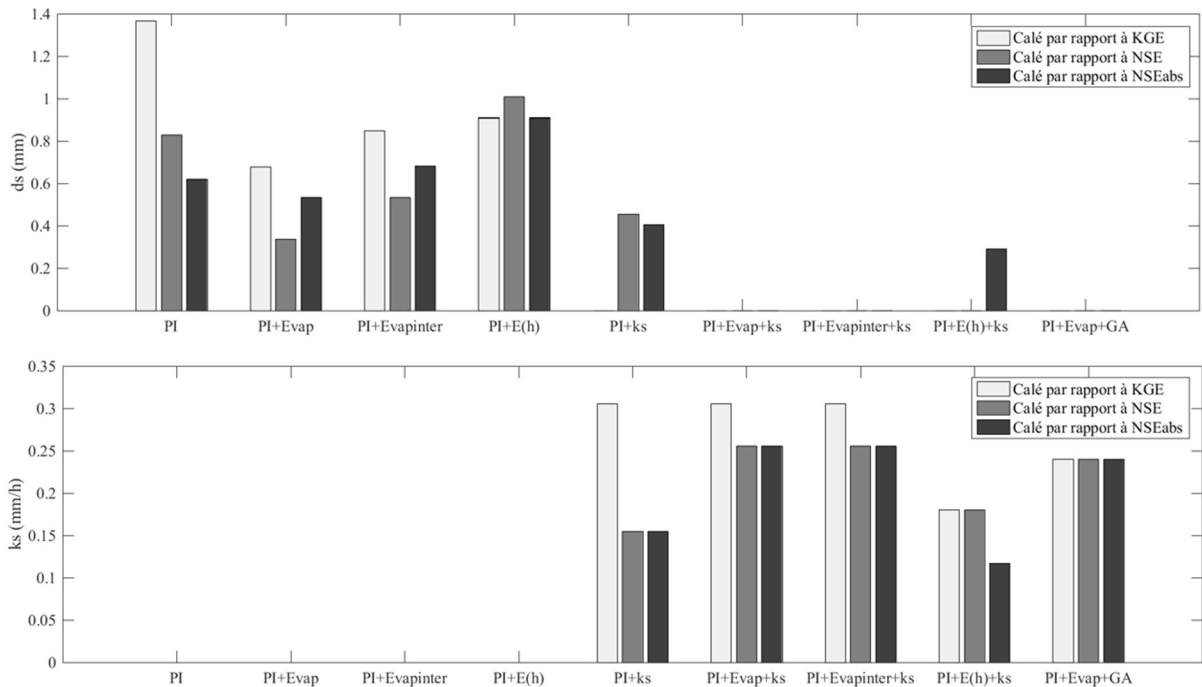


Figure 11 : Valeurs optimales des paramètres ds (capacité de rétention) et k_s (perméabilité à saturation de la surface) des modèles de production calés sur le tronçon de voirie S01 avec les 3 critères de calage

3.4.1.3. Résultats de validation spatiale

Le suivi expérimental du tronçon S02, qui se situe à proximité de S01 et qui partage les mêmes données pluviométriques et la même occupation et état du sol que S01, nous a permis de transposer les paramètres calés sur S01 pour les valider avec les données sur S02. Les résultats de modélisation illustrés dans la Figure 12 en termes des 3 critères (KGE, NSE, NSEabs) sont cohérents avec ceux de S01 concernant tant l'effet de l'évaporation que celui de l'infiltration, et la sensibilité au critère de calage. La prise en compte de l'infiltration permet de significativement améliorer les performances des modèles. Les valeurs des critères NSE et NSEabs sont plutôt meilleures sur S02 que sur S01 après calage ; elles sont un peu détériorées avec le critère KGE, mais elles restent assez bonnes.

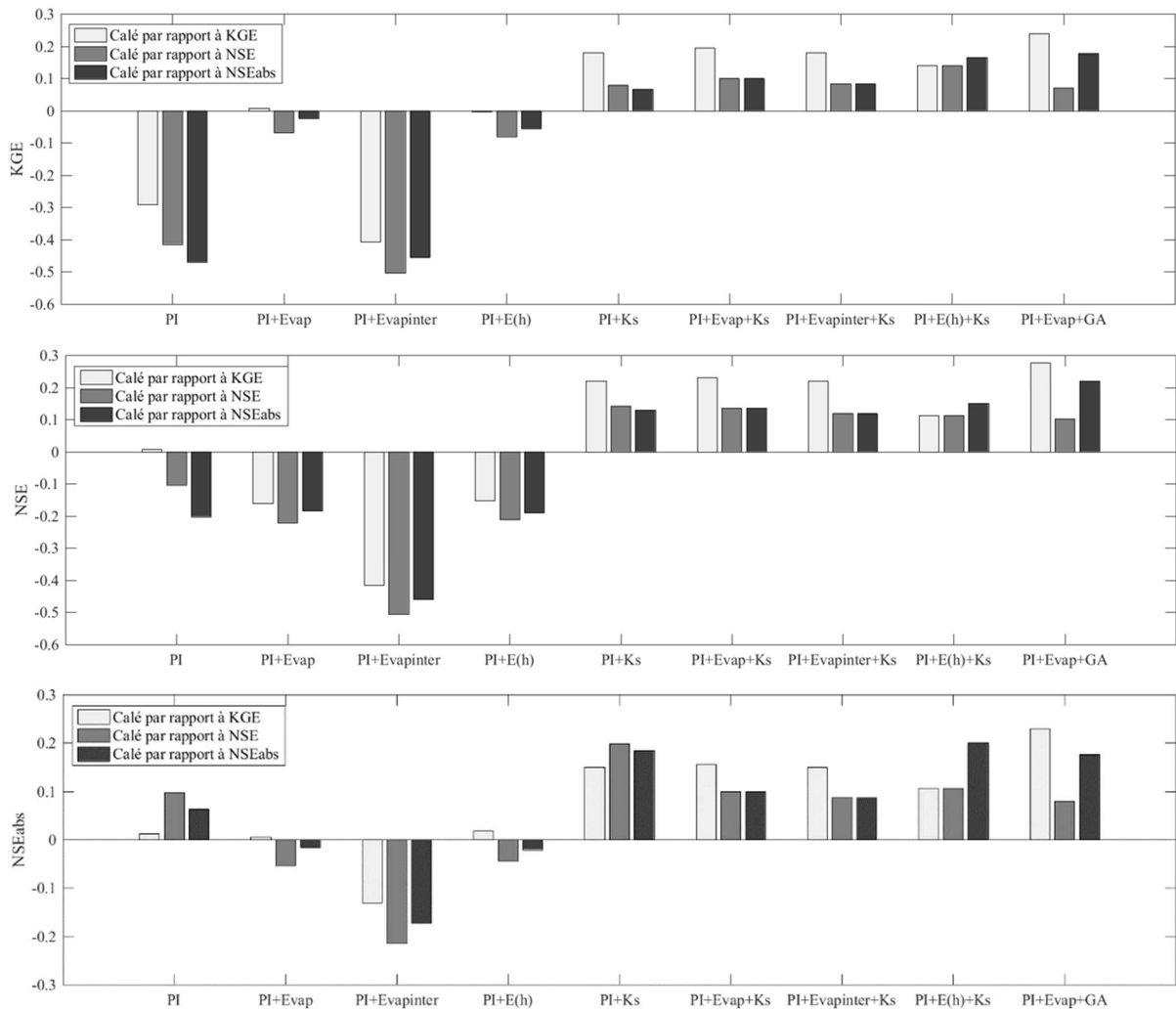


Figure 12: Comparaison des critères de performance des modèles de production sur le tronçon de voirie S02

3.4.2. Echelle du quartier

3.4.2.1. Résultats de calage

Les modèles du banc d'essai ont été calés à l'échelle du quartier sur le bassin P05. Les résultats corroborent ceux obtenus sur le tronçon de voirie S01 concernant le rôle important de l'infiltration et négligeable de l'évaporation dans la modélisation de la production du ruissellement (Figure 13). Le degré de complexité de la représentation physique de l'évaporation et de l'infiltration semble n'avoir aucun effet sur le calcul conceptuel de pertes.

Un autre degré de complexité a été testé avec le dernier modèle qui est spatialement distribué à un niveau minimum qui distingue 2 types de surfaces revêtues : les voiries et les toits. La désagrégation des surfaces revêtues pour nuancer la réponse du bassin en fonction de type de surface améliore les résultats par rapport à tous les autres modèles y compris ceux dont la description de processus est physiquement basée. Il s'avère qu'une augmentation du nombre de paramètres liée à la spatialisation du bassin est plus avantageuse que celle associée à une description plus physique de processus des pertes.

La convergence entre les résultats obtenus pour les 3 critères de calage testés confirme la conclusion tirée de la petite échelle sur la faible dépendance de l'optimisation des modèles au critère de calage.

Les valeurs des critères sont, comme à l'échelle des chaussées, assez satisfaisantes avec des KGE qui parfois dépassent 0,5 et des NSE et NSEabs autour de 0,2.

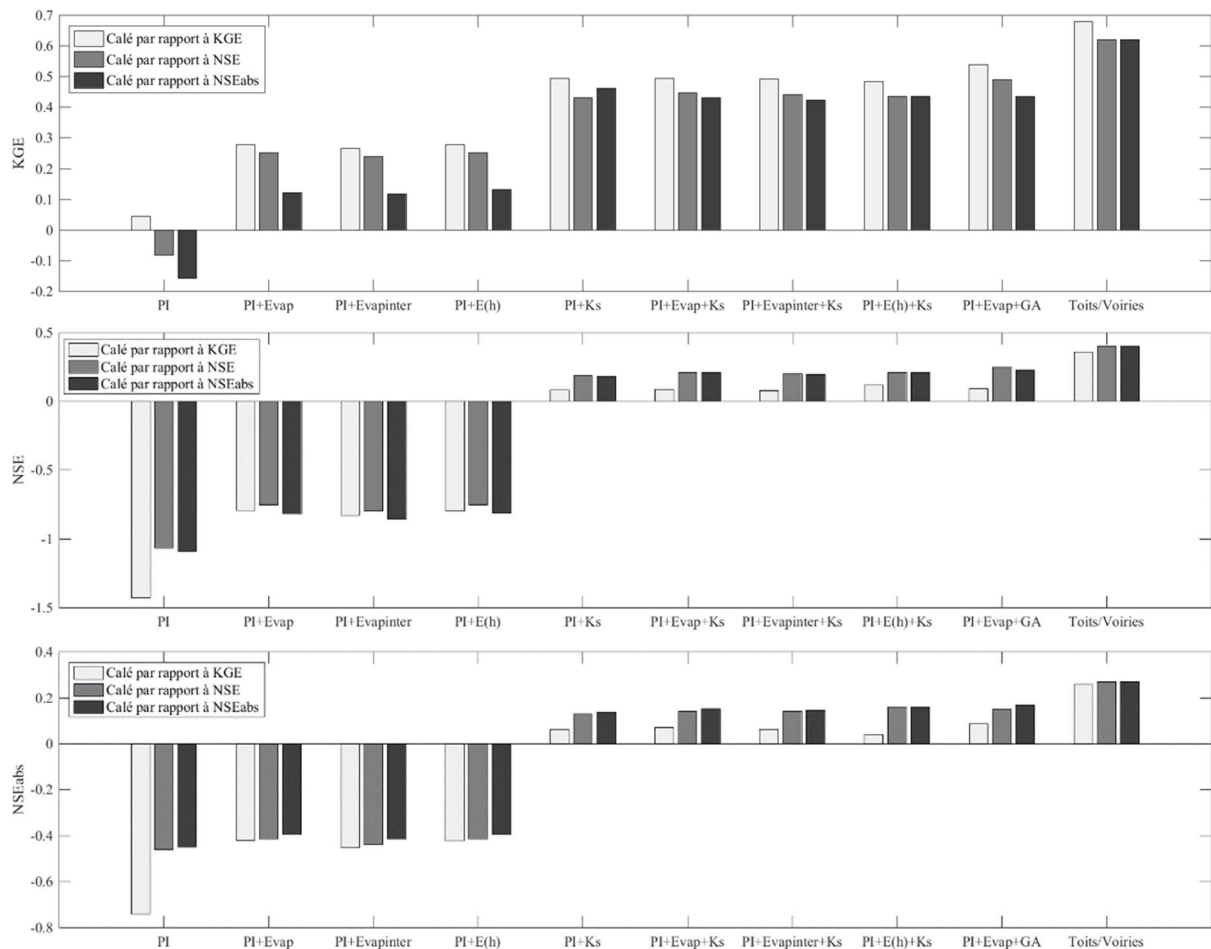


Figure 13 : Comparaison des critères de performance des modèles de production calés sur le bassin versant P05 avec les 3 critères de calage

3.4.2.2. Analyse des paramètres calés

En analysant les résultats des paramètres calés (Figure 14), trois classes de modèles en ressortent sur la base de l'optimum vers lequel les modèles de chaque classe convergent : (1) les modèles agrégés sans infiltration, (2) les modèles agrégés avec infiltration et (3) le modèle semi-distribué avec infiltration.

Le volume de stockage optimal pour la première classe ne dépend pas de la conception du modèle, mais du critère de calage tout en restant dans une gamme de variation assez limitée, entre 2 et 3 mm. Le volume de stockage pour la deuxième classe est quasi uniforme (1 mm) et ne varie ni en fonction du critère ni en fonction du modèle. La troisième classe distingue le volume de stockage sur les voiries (entre 1,5 et 4,5 mm) qui est beaucoup plus important que celui des toits (< 1 mm) et dépend du critère de calage.

Bien que l'infiltration n'ait pas été modélisée avec le même schéma pour tous les modèles de la deuxième classe, l'optimisation a abouti quasiment à la même perméabilité à saturation (entre 0,25 et 0,35 mm/h). Lorsque l'on restreint l'infiltration aux voiries, le taux d'infiltration nécessaire pour reproduire les pertes est légèrement plus élevé que celui d'une application globale de l'infiltration sur l'ensemble du bassin. Ces valeurs de ks calées à l'échelle du bassin versant sont très cohérentes avec les valeurs trouvées à l'échelle de la voirie (entre 0,1 et 0,3 mm/h).

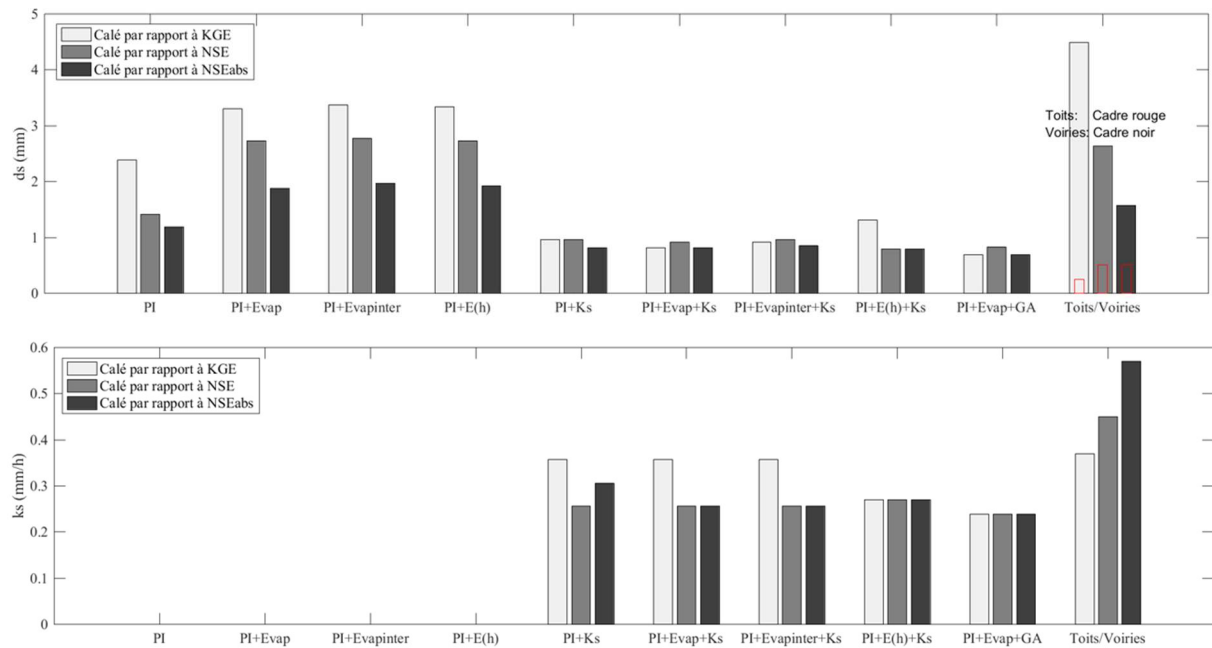


Figure 14 : Valeurs optimales des paramètres ds (capacité de rétention) et ks (perméabilité à saturation de la surface) des modèles de production calés sur le bassin versant P05 avec les 3 critères de calage

3.4.2.3. Résultats de validation spatiale

Le suivi expérimental du bassin P13 qui se situe à proximité de P05 et partage les mêmes données pluviométriques et une occupation du sol proche de P05 permet de réaliser une validation spatiale des modèles. La Figure 15 présente les performances des modèles sur P13 avec les paramètres calés sur P05. La validation sur P13 s'avère cohérente concernant tant la prise en compte des processus de pertes que l'effet de la base physique de leurs formulations. La valeur ajoutée de la distinction entre les différents types de surfaces revêtues, observée sur P05 en calage, n'apparaît pas dans la validation sur P13. La performance du dernier modèle qui différencie les toits des chaussées vis-à-vis de leur comportement hydrologique est légèrement moins bonne que les autres modèles avec infiltration.

Les critères NSE et NSEabs atteignent des valeurs en validation spatiale proches des valeurs calées ; les valeurs de KGE étant elles un peu détériorées (de 0,5 à 0,3).

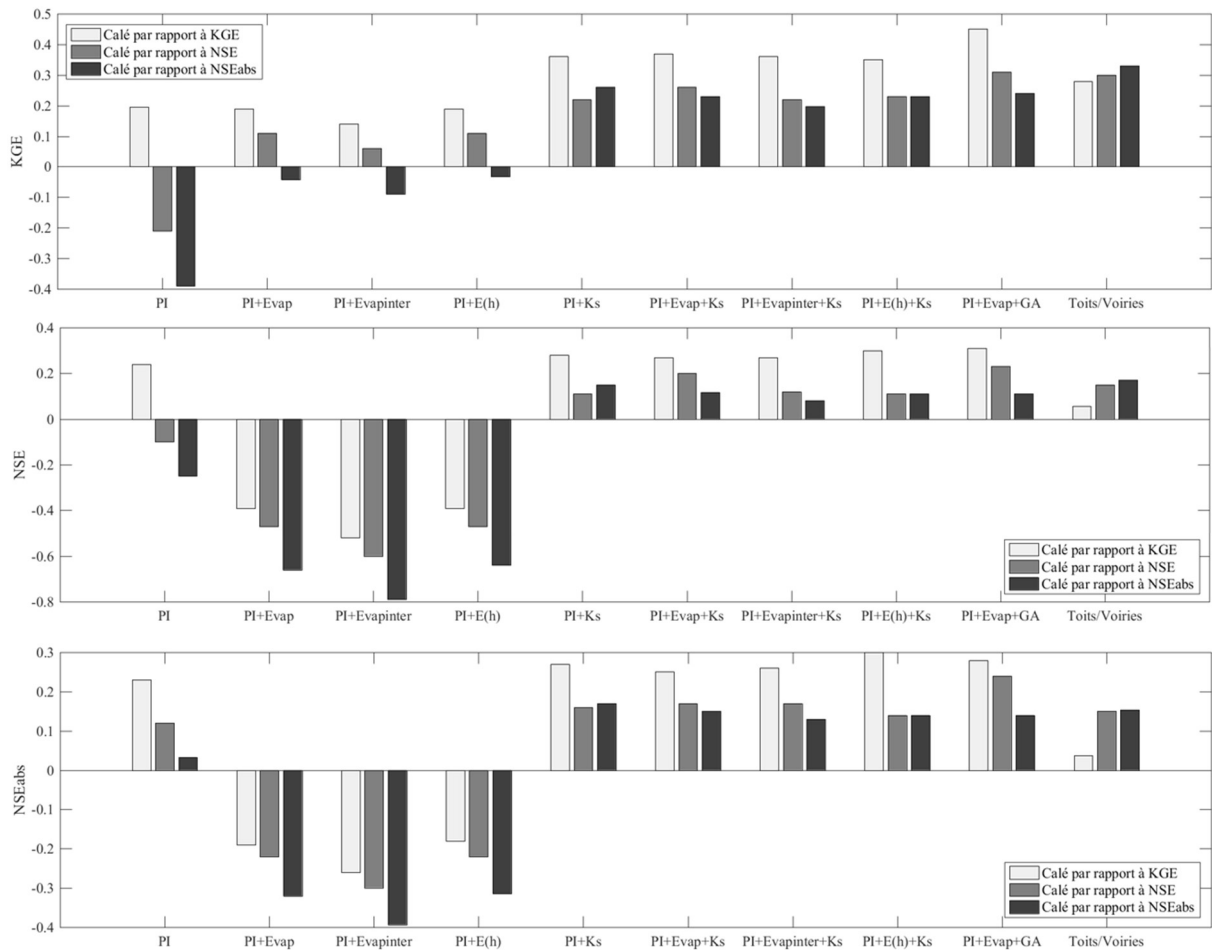


Figure 15 : Comparaison des critères de performance des modèles de production sur le bassin versant P13

3.5. Conclusions du banc d'essai des modèles

Suite à la revue bibliographique, un banc d'essai des modèles de production du ruissellement urbain a été mis en place et utilisé. Les modèles testés ont été au nombre de 10 et leurs structures inspirées par les schémas existants dans la littérature et par les processus mis en avant dans les observations disponibles. Le banc d'essai s'est ensuite appuyé sur de longues bases d'observations pluie-débit à deux échelles spatiales, la voirie et le quartier, avec à chaque fois un double bassin versant. La méthode développée a permis de tester les modèles en calage et en validation spatiale, grâce au doublon des observations, avec une diversité de critères afin d'évaluer la robustesse des conclusions. La variable d'évaluation retenue est la série de pertes au ruissellement événementielle (en mm), qui possède une variabilité importante pas aisée selon la littérature à reproduire (ce choix explique les valeurs parfois réduites des critères obtenus).

En terme de processus physiques, le banc d'essai a montré que la prise en compte de l'évaporation, lors de l'événement pluvieux, mais surtout lors de la période sèche précédente, ne permet pas d'améliorer significativement et systématiquement les performances des modèles. Des améliorations sont obtenues sur le critère KGE, mais les critères de Nash-Sutcliffe sont plutôt détériorés, et cela en phase de calage comme en phase de validation spatiale. La prise en compte de l'infiltration, par une simple valeur de

perméabilité à saturation constante k_s , permet significativement d'améliorer les modèles, en phase de calage comme en phase de validation et aussi aux deux échelles spatiales. Ce résultat, cohérent avec l'attention que porte la littérature à ce processus, paraît vraiment robuste et les valeurs obtenues pour k_s , quelques dixièmes de mm/h, rassurent sur le sens physique et donc la représentativité du paramètre.

A l'échelle du quartier, le fait de distinguer une typologie de surfaces revêtues, binaire avec toit et voirie, permet d'améliorer légèrement les performances en phase de calage, mais quasiment pas en phase de validation spatiale. Il apparaît que cela reste une piste intéressante aux échelles de sous-bassins versants qui constituent la maille des modélisations opérationnelles actuelles, permettant de distribuer spatialement les processus physiques dominants (rétention et infiltration).

Enfin, les valeurs de capacité de rétention, unique paramètre commun aux différents modèles calés, s'avèrent assez variables selon l'échelle spatiale et surtout selon si le processus d'infiltration est pris en compte ou pas. A l'échelle de la voirie et sans infiltration, les valeurs de rétention calées sont légèrement inférieures à 1 mm ; elles deviennent quasi-négligeables si l'infiltration est introduite. A l'échelle du quartier, les valeurs calées s'avèrent plus importantes, plusieurs millimètres et le millimètre respectivement sans ou avec infiltration. Avec le modèle spatialisé, les capacités de rétention atteignent plusieurs millimètres sur les voiries et quelques dizaines de millimètres sur les toitures, ce qui apparaît cohérent d'un point de vue hydrologique.

4. Confrontation avec les pratiques opérationnelles

Le banc d'essais réalisé dans la partie précédente à l'échelle de quartier fait ressortir le modèle PI+ks comme l'approche la plus optimale en termes de nombre de paramètres et de performances pour modéliser les pertes au ruissellement sur les surfaces revêtues urbaines. Afin de tester la validité de ces résultats dans un contexte opérationnel, cette partie est dédiée à l'application du modèle PI+ks sur des données opérationnelles pour ensuite le comparer avec une des approches utilisées par les gestionnaires d'eau et du réseau urbain pour estimer les pertes au ruissellement.

4.1. Données opérationnelles

Grace à notre échange avec le conseil départemental des Hauts-de-Seine (CD92), on a pu obtenir des données pluviométriques et débitimétriques sur deux de leurs bassins versants B0428 et C0241 (Figure 16). Il est à noter que des échanges ont aussi eu lieu avec le conseil départemental de Seine-Saint-Denis (CD93), sur leurs pratiques et outils en terme de modélisation du ruissellement urbain lors des événements fréquents.

Dans ce projet, le travail s'est concentré sur les données du bassin B0428 du CD92 : c'est un bassin urbain qui s'étend sur une superficie de 92 ha drainé par un réseau unitaire. Les chroniques de pluies (avec les pluviomètres A0001, D0001, E00001 et L0001 localisés sur la Figure 16) et de débit ont été fournies sur 5 ans et 6 mois. Elles étaient collectées à pas de temps variable et ensuite transformées en séries temporelles à pas de temps fixe (5 min) pour être exploitées dans notre travail.

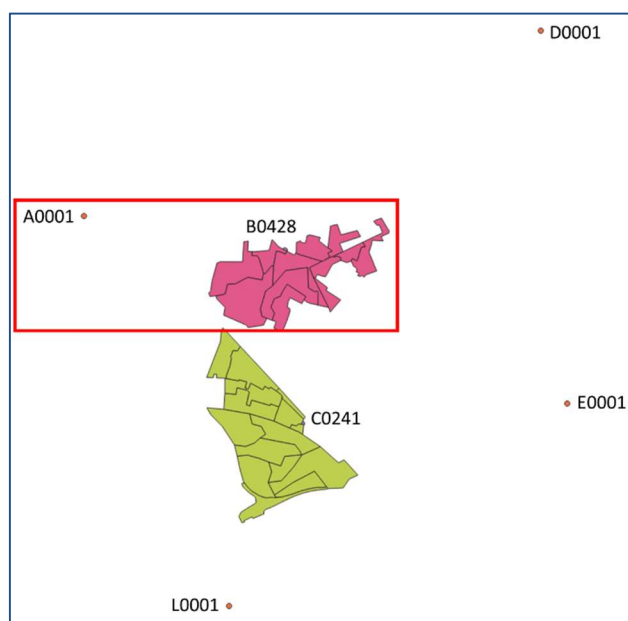


Figure 16 : Carte des deux bassins versants opérationnels du département des Hauts-de-Seine

4.2. Modèle utilisé par les opérationnels

InfoWorks est l'outil de modélisation utilisé par le CD92 pour simuler le débit de ruissellement pluvial dans leur système d'assainissement. Le modèle est implémenté de façon semi-distribuée en discrétisant les bassins versants en un ensemble de sous-bassins versants selon le réseau de collecte et l'occupation du sol. La taille d'un sous-bassin versant varie typiquement entre 0,5 ha et 20 ha (le CD93 travaille aussi avec ces mêmes superficies de sous-bassins versants).

Les processus de production du ruissellement sont simulés de façon globale sur chaque sous-bassin en distinguant une surface active, équivalente à des pertes continues, et les pertes initiales. Les pertes initiales sont représentées par un paramètre calculé pour chaque sous-bassin versant en fonction de sa pente et réinitialisé au début de chaque événement pluvieux si la durée de temps sec précédant l'évènement est suffisamment longue. Les pertes continues sont représentées pour chaque sous-bassin par un coefficient de ruissellement initialement estimé comme la moyenne pondérée des coefficients de ruissellement de toutes les surfaces imperméables constituant le sous bassin (0,9 pour les toits, 0,9 pour les voiries, 0,15 pour les autres surface imperméables). Cette valeur est ensuite calée aux points de mesure disponibles à partir du nuage de points hauteur de pluie – volume ruisselé. Ce calage se fait uniformément sur tous les sous-bassins en amont d'un point de mesure, de façon à obtenir le même coefficient de ruissellement moyen sur le bassin entier que celui observé sur quelques événements pluvieux. Les processus de transfert sont décrits par un réservoir linéaire sur la surface et par le modèle de Barré de Saint Venant unidimensionnel dans le réseau d'assainissement. Il est à noter que cette façon de modéliser le ruissellement urbain et de caler les paramètres est quasiment la même sur le réseau du CD93.

Le modèle est construit de façon séquentielle : le module de production est exécuté en premier à chaque pas de temps, et il alimente le module de transfert qui ne remonte aucune information à la production et donc n'impacte nullement la production du ruissellement. Puisque les conditions hydrologiques sont réinitialisées au début de chaque événement pluvieux, les pertes initiales étant supposées entièrement disponibles, les simulations réalisées avec le modèle du CD92 sont événementielles plutôt que continues.

4.3. Comparaison du modèle PI+Ks avec le modèle utilisé par les opérationnels

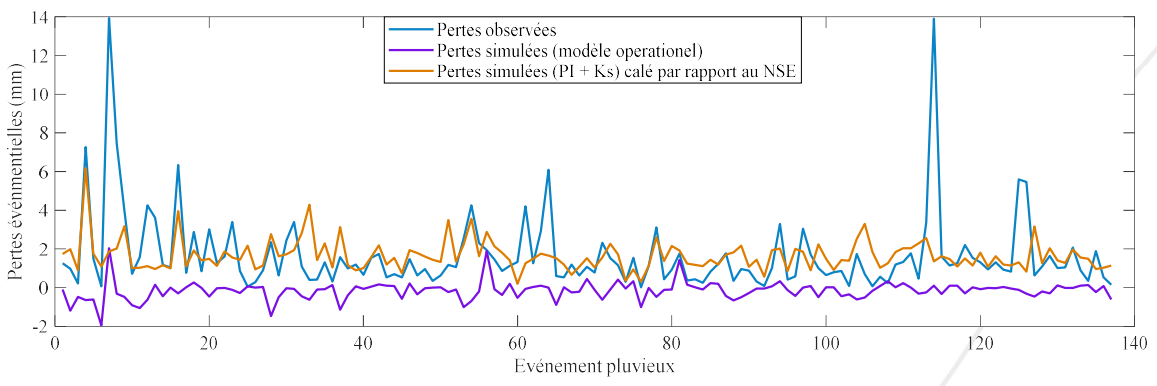
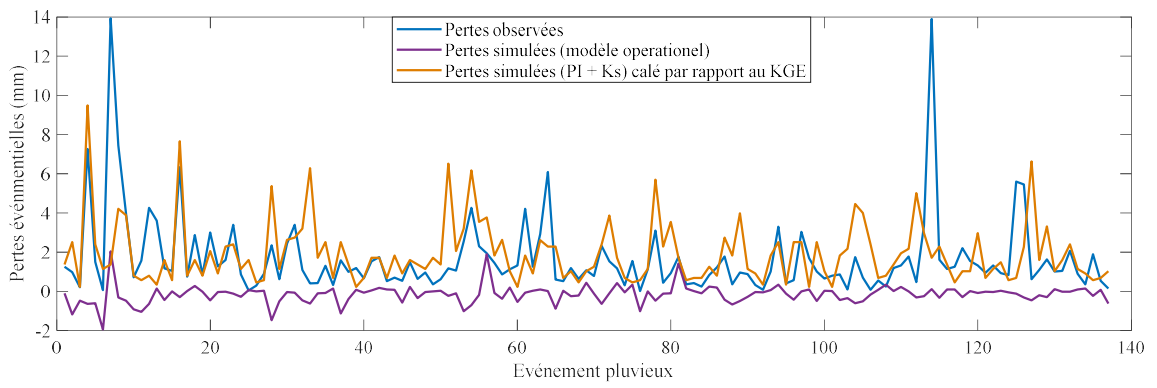
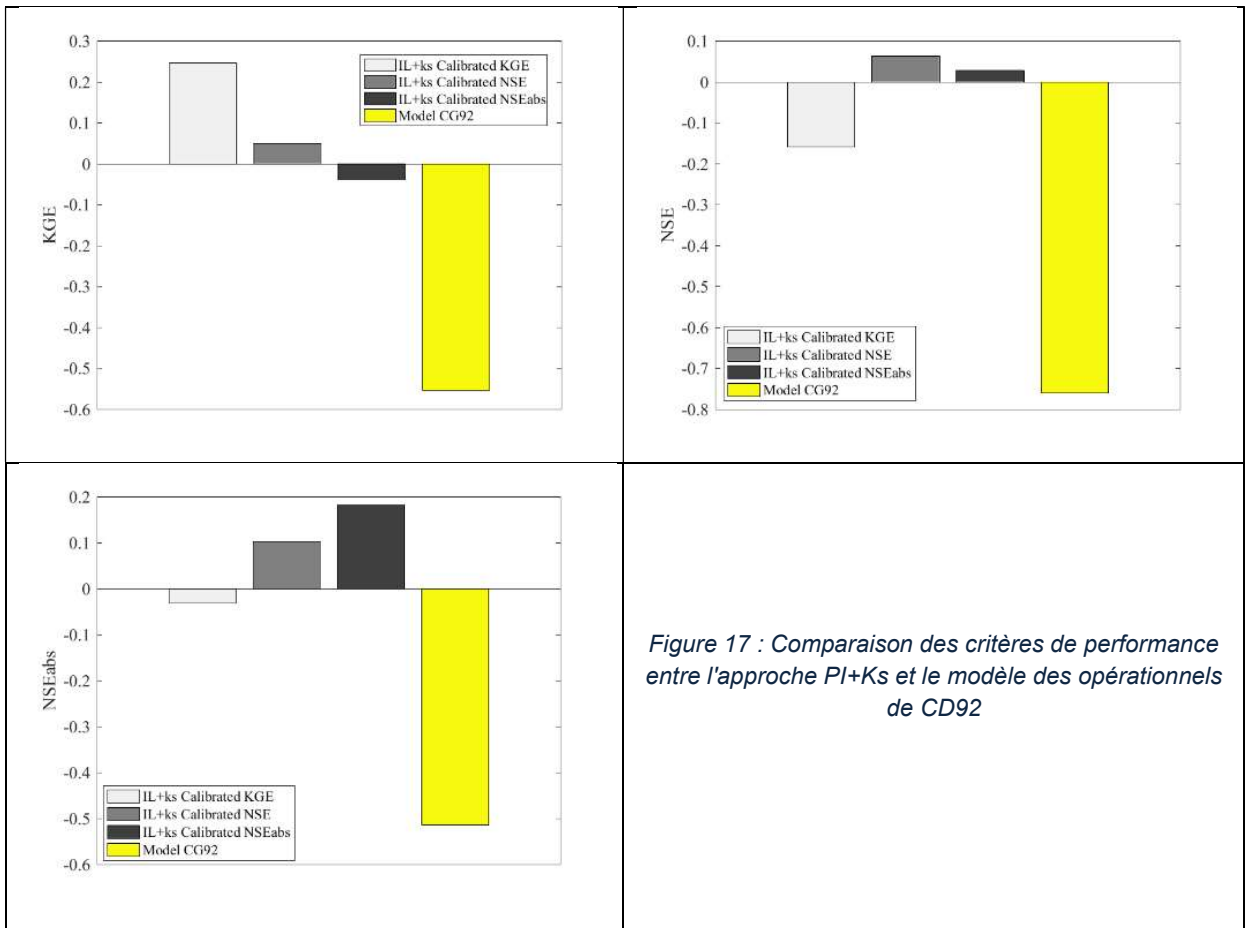
Les observations de débit ont été traitées pour séparer les eaux usées des eaux pluviales en soustrayant pendant l'évènement pluvieux le profil d'eau usée par temps sec lors du jour précédent. Ensuite, les événements pluvieux ont été identifiés en associant la précipitation avec le débit d'eaux pluviales et en fixant un seuil de 1 mm comme minimum sur la hauteur d'eau précipitée. Les trois critères de calage utilisés dans le banc d'essai des fonctions de production ont été utilisés ici pour caler le modèle PI+Ks de manière systématique sur l'espace paramétrique en prenant l'ensemble des données disponibles (5 ans et demie, soit 138 événement pluvieux valides). Les résultats de calage sont illustrés dans les Figures 17 et 18 en termes des 3 critères de performance (KGE, NSE, NSEabs) et des séries

événementielles des pertes respectivement. Les résultats du modèle Infoworks adopté par le CG92 sont présentés dans les mêmes figures.

Les pertes comparées dans les Figures 17 et 18 sont celles qui se produisent sur la surface active calée dans le modèle Infoworks (32 ha pour le bassin modélisé de superficie 92 ha), surface qui peut être interprétée comme la part des surfaces revêtues connectées. Les observations montrent que sur ces surfaces revêtues, les pertes ne sont pas constantes, mais varient significativement d'un événement à un autre entre 0,02 mm (valeur minimale) et 13,93 mm (valeur maximale) avec une moyenne de 1,68 mm et une valeur médiane de 1,09 mm. L'analyse des données observées n'a pas pu aboutir à une explication des deux valeurs extrêmes qui sont probablement dues à d'importantes incertitudes de mesures. Cette variabilité suppose qu'un simple paramètre de pertes initiales ne suffit pas pour les prédire précisément, ce qui est le cas dans l'approche opérationnelle. Bien que la structure de cette approche soit basée sur des pertes initiales constantes (2 mm sur le bassin modélisé), les résultats illustrés sur la Figure 18 montrent une incohérence entre cette hypothèse et notre reproduction de pertes sur la base des débits simulés. Selon nos calculs, l'approche élémentaire a plutôt tendance à sous-estimer systématiquement les pertes observées. La seule étape qui pourrait être mise en cause est celle de post-processing que l'on a effectuée sur les résultats bruts d'Infoworks pour délimiter les événements pluvieux notamment car elle est basée sur une méthode manuelle et donc risque d'être différente de celle adoptée initialement dans le modèle par les opérationnels.

La comparaison des séries événementielles de pertes montre également une amélioration nette de l'estimation des pertes au ruissellement avec le modèle PI+Ks par rapport aux estimations opérationnelles. Notre approche qui revient à ajouter à cette configuration opérationnelle (PI constante + surface active) un paramètre de perte continue à taux constant (Ks) dont la contribution varie selon la durée de l'événement améliore significativement la reproduction des pertes. L'effet du critère de calage semble minuscule sur la performance de notre modèle. La comparaison des graphes orange dans les figures 18a, 18b, et 18c montre une légère différence entre les pertes simulées dont la variabilité était quasiment aussi bien reproduite par le KGE que par les autres critères.

En ajoutant le paramètre de pertes continues (Ks) sur les surfaces actives, le paramètre des pertes initiales diminue significativement par rapport à la configuration opérationnelle de 2 mm à moins de 1 mm. L'autre paramètre du modèle (Ks) qui représente la composante variable des pertes est de l'ordre de 0,2 à 0,75 mm/h, valeur dans la fourchette basse de la conductivité hydraulique mesurée sur les chaussées.



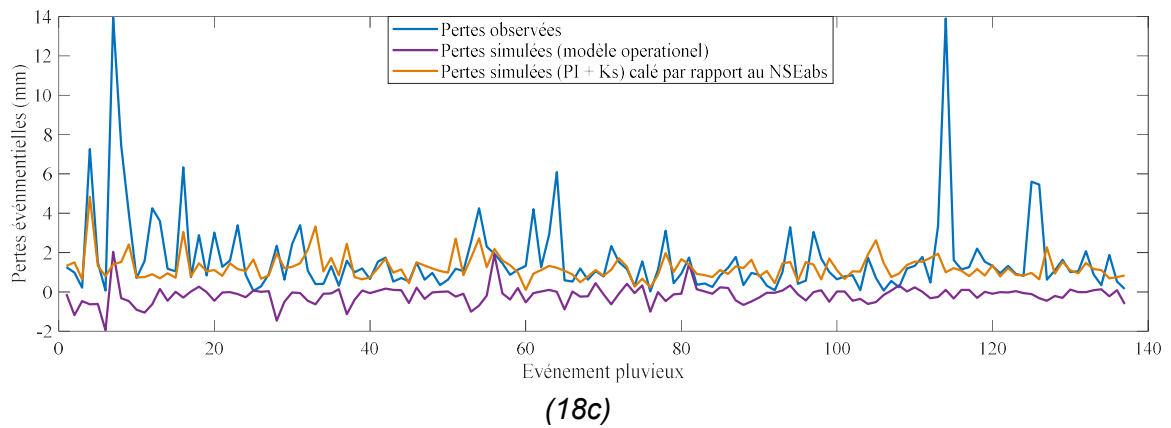


Figure 18 : Pertes événementielles observées et simulées avec le modèle opérationnel et le modèle PI+Ks calé par rapport au (18a) KGE, (18b) NSE, (18c) NSEabs

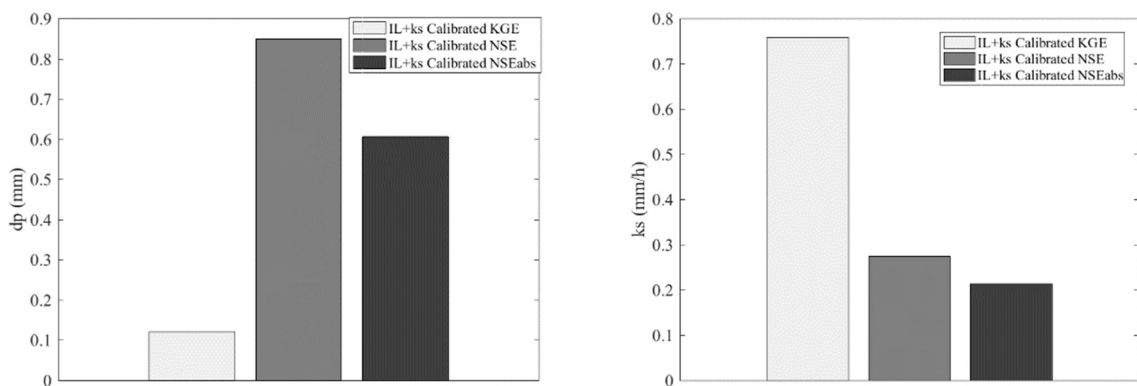


Figure 19 : Comparaison des paramètres calés du modèle PI+Ks entre les trois critères de calage

4.4. Conclusions de la confrontation avec les pratiques opérationnelles

Ce travail de comparaison avec les pratiques opérationnelles a dû être réduit faute de temps, mais il a permis de mettre en perspective les autres parties du travail. Même avec des données issues d'acteurs opérationnels et pour les événements qui les intéressent, les pertes au ruissellement événementielles s'avèrent variables d'un événement pluvieux à l'autre, variabilité que les logiciels utilisés ont du mal à reproduire.

Nous avons interrogé plusieurs partenaires opérationnels qui ont confirmé la pratique usuelle actuelle en terme de fonction de production du ruissellement : à l'échelle du sous-bassin versant, maille élémentaire des modèles, la production est représentée par l'équivalent d'une surface active combinée avec des pertes initiales constantes. La surface active de chaque sous-bassin versant est initialement estimée égale au coefficient d'imperméabilisation, puis dès lors que des observations de coefficient de ruissellement sont disponibles, elle est calée pour se rapprocher des observations.

Malgré les réserves émises sur la fin de notre travail, le modèle que l'on propose avec un paramètre supplémentaire K_s représentant des pertes continues permet d'améliorer les simulations et de reproduire une partie de la variabilité des pertes observées.

5. Références

Alhoujayri, M., 2017. Evaluation of production functions of runoff during frequent rainfall events. Memoire de Master, Université Libanaise, Hadat, Liban, 45 pp.

Armson, D., Stringer, P., Ennos, A.R., 2013. The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban Forestry & Urban Greening* ; 12(3) : 282–286.

Aronica, G., Cannarozzo, M., 2000. Studying the hydrological response of urban catchments using a semi-distributed linear non-linear model. *Journal of Hydrology* ; 238(1–2) : 35–43.

Asadian, Y., Weiler, M., 2009. A New Approach in Measuring Rainfall Interception by Urban Trees in Coastal British Columbia. *Water Quality Research Journal of Canada*; 44(1) : 16–25.

Barco, J., Wong, K.M., Stenstrom, M.K., 2008. Automatic calibration of the U.S. EPA SWMM model for a large urban catchment. *Journal of Hydraulics Engineering* ; 134(4) : 466–474.

Beling, F.A., Garcia, J.I.B., Paiva, E.M.C.D., Bastos, G.A.P., Paiva, J.B.D., 2011. Analysis of the SWMM Model Parameters for Runoff Evaluation in Periurban Bassins from Southern Brazil. Dans: *Proceedings of the 12th International Conference on Urban Drainage (iCUD)*, Porto Alegre, Brazil: 1–8.

Bellal, M., Sillen, X., Zech, Y., 1996. Coupling GIS with a distributed hydrological model for studying the effect of various urban planning options on rainfall-runoff relationship in urbanized watersheds. *Proceedings of the Vienna Conference, Vienna* ; 235: 99–106.

Bernadotte, G., 2006. La méthode rationnelle généralisée: Analyse de sensibilité et performance du modèle. Memoire de Master, Ecole de Technologie supérieure, Montréal.

Berthier, E., 1999. Contribution à une modelisation hydrologique à base physique en milieu urbain : élaboration du modèle et première évaluation. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Grenoble, 159p.

Berthier, E., Andrieu, H. & Rodriguez, F., 1999. The Reze urban catchments database. *Water Resources Research* 35, 1915–1919 pp.

Berthier, E., Rodriguez, F., Andrieu, H., Raimbault, G., 2001. Les limites du schéma à pertes initiales et coefficient de ruissellement pour la simulation des événements pluvieux courants. *Novatech* ; 869–876.

Bertrand-Krajewski, J.L., 2006. Urban Hydrology Course, Part 3: Losses before runoff. INSA de Lyon.

Borgwardt, S., 2015. In-situ infiltration performance of permeable concrete block pavement – new results. 11th International Conference on Concrete Block Pavement - ICCBP 2015, At Dresden, Germany.

Boyd, M.J., Bufill, M.C., Knee, R.M., 1993. Pervious and impervious runoff in urban catchments. *Hydrological Sciences Journal*; 38(6): 463–478.

Bressy, A., 2010. Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines: effets de différents modes de gestion à l'amont. PhD thesis, Université Paris-Est, Paris, 314 pp + Appendices.

Brulé, D., Blanchet, F., Rousselle, J., 1997. Study of runoff losses on impervious surfaces in an urban environment. *Journal of Water Science*; 10(2): 147–166.

Chocat, B., 2014. Notice CANOE, Version 3.

Chocat, B., Thibault, S., Seguin, D., 1982. Hydrologie urbaine et assainissement. Tome 1. Cours de l'INSA de Lyon, 142 pp.

Coert, H.V.D., Van de Ven, F.H.M., 1984. Infiltration in the Pavement. Proceedings of the 3rd International Conference of the Urban Storm Drainage, Gotcberg, Sweden: 1019-1028.

Cohard, J.-M., Rosant J.-M., Rodriguez, F., Andrieu, H., Mestayer, P.G., Guillevic, P., 2018. Energy and water budgets of asphalt concrete pavement under simulated rain events. *Urban Climate*; 24: 675–691.

Cooley, L.A., Jr., Brown, E.R., Maghsoodloo, S., 2001. Development of critical field permeability and pavement density values for coarse-graded superpave pavements. National Center for Asphalt Technology Report 01-03.

Coutu, S., Del Giudice D., Rossi, L., Barry, D.A., 2012. Parsimonious hydrological modeling of urban sewer and river catchments. *Journal of Hydrology*; 464–465: 477–484.

David, T.S., Gash, J.H.C., Valente, F., Pereira, J.S., Ferreira, M.I., David, J.S., 2006. Rainfall interception by an isolated evergreen oak tree in a Mediterranean savannah. *Hydrological Processes*; 20(13): 2713–2726.

Davies, H.A., 1981. The Water balance of urban impermeable surfaces catchment and process studies. PhD thesis, University College London.

Dayaratne, S.T., Perera, B.J.C., 2004. Calibration of urban stormwater drainage models using hydrograph modelling. *Urban Water Journal*; 1(4): 283– 297.

Dayaratne, S.T., Perera, B.J.C., 2008. Regionalization of impervious area parameters of urban drainage models. *Urban Water Journal*; 5(3): 231–246.

Delestre, O., Cordier, S., Darboux, F., Du, M., James, F., Laguerre, C., Lucas, C., Planchon, O., 2014. FullSWOF: a software for overland flow simulation. In: Gourbesville, P., Cunge, J., Caignaert, G. (Eds.), *Advances in Hydroinformatics*. Springer Singapore, Singapore: 221–231.

DHI, 2017. MOUSE Manuel d'utilisateur.

Dotto, C., Deletic, A., Fletcher, T.D., McCarthy, D.T., 2011. Calibration and sensitivity analysis of urban drainage models: MUSIC rainfall/runoff module and a simple stormwater quality model. *Australasian Journal of Water Resources*; 15(1):85–94.

Elga, S., Jan, B., Okke, B., 2015. Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. *Journal of Hydrology*; 529(1): 62–81.

- Elliott, A.H., Trowsdale, S.A., Wadha, S., 2009. Effect of aggregation of on-site stormwater control devices in an urban catchment model. *Journal of Hydrologic Engineering*; 14(9): 975–983.
- Farreny, R., Morales-Pinzon, T., Guisasola, A., Taya, C., Rieradvall, J., Gabarrell, X., 2011. Roof selection for rainwater harvesting: Quantity and quality assessments in Spain. *Water Research*; 45(10): 3245–3254.
- Ghosh, I., Hellweger, F.L., 2012. Effects of spatial resolution in urban hydrologic simulations. *Journal of Hydrologic Engineering*; 17(1): 129–137.
- Guan, M., Sillanpaa, N., Koivusalo, H., 2015. Modelling and assessment of hydrological changes in a developing urban catchment. *Hydrological Processes*; 29: 2880–2894.
- Guevara-Escobar, A., Gonzalez-Sosa, E., Véliz-Chavez, C., Ventura-Ramos, E., Ramos-Salinas, M., 2007. Rainfall interception and distribution patterns of gross precipitation around an isolated *Ficus benjamina* tree in an urban area. *Journal of Hydrology*; 333(2-4): 532–541.
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*; 377(1–2): 80–91.
- Hamel, P., Fletcher, T.D., 2013. Modelling the impact of stormwater source control infiltration techniques on catchment baseflow. *Hydrological Processes*; 28(24): 5817–5831.
- Hollis, G.E., Ovenden, J.C., 1988. One-year irrigation experiment to assess losses and runoff volume relationships for a residential road in Hertfordshire, England. *Hydrological Processes*; 2(1): 61–74.
- Hong, Y., Bonhomme, C., Le, M.-H., Chebbo, G., 2016. A new approach of monitoring and physically-base modelling to investigate urban wash-off process on a road catchment near Paris. *Water Research*; 102: 96–108.
- Huang, B., Mohammad, L.N., Raghavendra, A., Abadie, C., 1999. Fundamentals of permeability in asphalt mixtures. Report of the annual meeting of the association of asphalt paving technologist, Chicago, Illinois.
- HR Wallingford, 1983. Wallingford Procedure for design and analysis of urban storm drainage. HR Wallingford, Wallingford, UK.
- Illgen, M., 2008. Infiltration and surface runoff processes on pavements: Physical phenomena and modelling. Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.
- Inkilainen, E.N.M., McHale, M.R., Blank, G.B., James, A.L., Nikinmaa, E., 2013. The role of the residential urban forest in regulating throughfall: A case study in Raleigh, North Carolina, USA. *Landscape and Urban Planning*; 119: 91–103.
- Jovanovic, S., 1986. Hydrologic approaches in urban drainage system modelling. *Urban Drainage Modelling*, Dubrovnik, Pergamon Press editor, London, UK, 185–208.
- Kidd, C.H.R., 1978. Rainfall-runoff processes over urban surfaces. Proceedings of an international urban hydrology workshop, Institute of Hydrology: 84 pp.

- Krebs, G., Kokkonen, T., Valtanen, M., Setälä, H., Koivusalo, H., 2014. Spatial resolution considerations for urban hydrological modelling. *Journal of hydrology*; 512: 482–497.
- Le Délliou, A.-L., Berthier, E., 2007. Capacité de la fonction de production « pertes initiales – coefficient de ruissellement » à reproduire les événements pluvieux fréquents. *Novatech*; 147–154.
- Letellier, L., Berthier, E., Dabroux, N., 2010. Développement d'un infiltromètre pour mesurer les infiltrations d'eau à la surface des chaussées. *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*; 277 : 19–30.
- Lhomme, J., Bouvier, C., Perrin, J.-L., 2004. Applying a GIS-based geomorphological routing model in urban catchments. *Journal of Hydrology*; 299(3–4): 203–216.
- Li, C., Liu, M., Hu, Y., Gong, J., Xu, Y., 2016a. Modeling the quality and quantity of runoff in a highly urbanized catchment using storm water management model. *Polish Journal of Environmental Studies*; 25(4): 1573–1581.
- Li, X., Xiao, Q., Niu, J., Dymond, S., Van Doorn, N.S., Yu, X., Xie, B., Lv, X., Zhang, K., Li, J., 2016b. Process-based rainfall interception by small trees in Northern China: The effect of rainfall traits and crown structure characteristics. *Agricultural and Forest Meteorology*: 218-219: 65–73.
- Livesley, S.J., Baudinette, B., Glover, D., 2014. Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees – The impacts of canopy density and bark type. *Urban Forestry & Urban Greening*; 13(1): 192–197.
- Llorens, P., Poch, R., Latron, J., Gallart, F., 1997. Rainfall interception by a *Pinus sylvestris* forest patch overgrown in a Mediterranean mountainous abandoned area .1. Monitoring design and results down to the event scale. *Journal of Hydrology*; 199(3-4): 331–345.
- Llorens, P., Domingo, F., 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology*; 335(1-2): 37–54.
- Lobligeois, F., 2014. Mieux connaître la distribution spatiale des pluies améliore-t-il la modélisation des crues ? Diagnostic sur 181 bassins versants français. Thèse de doctorat. Irstea (Antony), AgroParisTech.
- Magand, C., 2014. Influence de la représentation des processus nivaux sur l'hydrologie de la Durance et sa réponse au changement climatique. Thèse de doctorat. UPMC (Paris).
- Mansell, M., Rollet, F., 2006. Water balance and the behaviour of different paving surfaces. *Water and Environment Journal*; 20(1): 7–10.
- Mansell, M., Rollet, F., 2009. The effect of surface texture on evaporation, infiltration and storage properties of paved surfaces. *Water Science and Technology*; 60(1): 71–76.
- Marsalek, J., Jiménez-Cisneros, B.E., Malmquist, P.-A., Karamouz, M., Goldenfum, J., Chocat B., 2007. Urban water cycle processes and interactions. Technical document in Hydrology N°78, UNESCO, Paris.
- Mitchell, V.G., Mein, R.G., McMahon, T.A., 2001. Modelling the urban water cycle. *Environmental Modelling and Software*; 16(7): 615–629.
- Mitchell, V.G., Diaper, C., 2006. Simulating the urban water and contaminant cycle. *Environmental Modelling & Software*; 21(1): 129–134.

Nakayoshi, M., Moriwaki, R., Kawai, T., Kanda, M., 2009. Experimental study on rainfall interception over an outdoor urban-scale model. *Water Resources Research*; 45(4): W04415.

Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I-A discussion of principles. *Journal of Hydrology*; 10: 282–290.

Nehls, T., Menzel, M., Wessolek, G., 2015. Depression storage capacities of different ideal pavements by a terrestrial laser scanning-based method. *Water Science and Technology*; 71(6): 862–869.

Niemi, T.J., Warsta, L., Taka, M., Hickman, B., Pulkkinen, S., Krebs, G., Moisseev, D.N., Koivusalo, H., Kokkonen, T., 2017. Applicability of open rainfall data to event-scale urban rainfall-runoff modelling. *Journal of hydrology*; 547: 143–155.

Osuch, M., Romanowicz, R.J., Booij, M.J., 2015. The influence of parametric uncertainty on the relationships between HBV model parameters and climatic characteristics. *Hydrological Sciences Journal*; 60(7–8), 1299–1316.

Pandit, A., Gopalakrishnan, G., 1996. Estimation of annual storm runoff coefficients by continuous simulation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*; 122(4): 211–220.

Pandit, A., Gopalakrishnan, G., 1997. Estimation of annual pollutant loads under wet weather conditions. *Journal of Hydrologic Engineering*; 2(4): 211–218.

Park, S.Y., Lee, K.W., Park, I.H., Ha, S.R., 2008. Effect of the aggregation level of surface runoff fields and sewer network for a SWMM simulation. *Desalination* ; 226(1–3): 328–337.

Petrucci, G., Bonhomme, C., 2014. The dilemma of spatial representation for urban hydrology semi-distributed modelling: Trades-offs among complexity, calibration and geographical data. *Journal of Hydrology*; 517: 997–1007.

Pitt, R.E., and McLean, J., 1986. Toronto area watershed management strategic study—Humber River pilot watershed project, Ontario Ministry of the Environment, Toronto.

Pitt, R.E., 1987. Small storm urban flow and particulate washoff contributions to outfall discharges. PhD thesis, University of Wisconsin-Madison, Wisconsin, USA, 513 pp.

Pitt, R.E., 1998. Unique Features of the Source Loading and Management Model (SLAMM). *Journal of Water Management Modeling*; 6: 13–35.

Pratt, C.J., Harrison, J.J., 1986. Development and assessment of a runoff simulation model for Clifton Grove catchment, Nottingham, UK. *Urban Drainage Modelling*, Dubrovnik, Pergamon Press editor, London, UK, 293–303.

Ragab, R., Rosier, P., Dixon, A., Bromley, J., Cooper, J.D., 2003a. Experimental study of water fluxes in a residential area: 2. Road infiltration, runoff and evaporation. *Hydrological Processes*; 17(12): 2423–2437.

Ragab, R., Bromley, J., Rosier, P., Cooper, J.D., Gash, J.H.C., 2003b. Experimental study of water fluxes in a residential area: 1. Rainfall, roof runoff and evaporation: The effect of slope and aspect. *Hydrological Processes*; 17: 2409–2422.

- Raimbault, G., 1986. Cycles annuels d'humidité dans une chaussée souple et son support. Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées ; 145: 79–84.
- Raimbault, G., Silvestre P., 1990. Analyse des variations d'état hydrique dans les chaussées. Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées; 238: 39–50.
- Raimbault, G., Andrieu, H., Berthier, E., Joannis, C., Legret, M., 2002. Infiltration des eaux pluviales à travers les surfaces urbaines : Des revêtements imperméables aux structures-réservoirs. Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées; 167: 77–84.
- Ramier, D., Berthier, E., Andrieu, H., 2004. An urban lysimeter to assess runoff losses on asphalt concrete plates. Physics and Chemistry of the Earth; 29(11–12): 839–847.
- Ramier, D., 2005. Bilan hydrique des voiries urbaines : observations et modélisation. Thèse de doctorat en Génie civil, Université de Nantes, 217p.
- Ramier D., Berthier E., Andrieu H., 2011. The hydrological behavior of urban streets: long-term observations and modelling of runoff losses and rainfall-runoff transformation. Hydrological Processes; 25(14): 2161–2178.
- Raudaskoski, O., 2016. Modelling urban stormwater management alternatives. Master thesis, Aalto University, School of Engineering, 78+5 pp.
- Redfern, T.W., Macdonald, N., Kjeldsen, T.R., Miller, J.D., Reynard, N., 2016. Current understanding of hydrological processes on common urban surfaces. Progress in Physical Geography: Earth and Environment; 40(5): 699–713.
- Ridgeway, H.H., 1976. Infiltration of water through the pavement surface. Transportation Research Record 616. Washington, DC: Transport Research Board.
- Rim, Y.-N., 2011. Analyzing Runoff Dynamics of Paved Soil Surface Using Weighable Lysimeters. PhD thesis, Technical University of Berlin, Berlin, 127 pp.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Zech, Y., 2000. Evaluation of a distributed model for urban catchments using a 7-year continuous data series. Hydrological Processes; 14(5): 899–914.
- Rossman, L.A., 2016. Storm Water Management Model Reference Manual Volume 1 – Hydrology (Revised), Cincinnati, OH 45268.
- SETRA-LCPC, 1992. Guide technique, Écrans drainants en rives de chaussées, SETRA, 71 pp.
- Stephenson, D., 1989. Selection of stormwater model parameters. Journal of Environmental Engineering; 115(1): 210–220.
- Sun, N., Hall, M., Hong, B., Zhang, L., 2014. Impact of SWMM catchment discretization: Case study in Syracuse, New York. Journal of hydrologic Engineering; 19(1): 223–234.
- Sun, S., Barraud, S., Branger, F., Braud, I., Castebrunet, H., 2017. Urban hydrologic trend analysis based on rainfall and runoff data analysis and conceptual model calibration. Hydrological Processes; 31(6): 1349–1359.
- Terstriep, M.L., Stall J.B., 1974. The Illinois urban drainage area simulator: ILLUDAS. Bulletin 58, State Water survey division, Urbana.

- Timm, A., Kluge, B., Wessolek, G., 2018. Hydrological balance of paved surfaces in moist mid-latitude climate – A review. *Landscape and Urban Planning*; 175: 80–91.
- Thorndahl S., Johansen C., Schaarup-Jensen K., 2006. Assessment of runoff contributing catchment areas in rainfall runoff modelling. *Water Science and Technology*; 54(6–7): 49–56.
- Viessman, W., Jr., Lewis, G.L., 1996. *Introduction to Hydrology*, 4th edition. Harper Collins, New York, USA.
- Vivar, E., Haddock, J.E., 2007. Hot-mix asphalt permeability and porosity. *Journal of the Association of Asphalt Paving Technologists*; 76: 953–979.
- Wang, J., Endreny, T.A., Nowak, D.J., 2008. Mechanistic simulation of tree effects in an urban water balance model. *Journal of the American Water Resources Association*; 44(1): 75–85.
- Wiles, T.J., Sharp, J.M., 2008. The secondary permeability of impervious cover. *Environmental and Engineering Geoscience*; 14(4): 251–265.
- Wu, J.Y., Thompson, J.R., Kolka, R.K., Franz, K.J., Stewart, T.W., 2013. Using the Storm Water Management Model to predict urban headwater stream hydrological response to climate and land cover change. *Hydrology and Earth System Sciences*; 17: 4743–4758.
- Xiao, Q., McPherson, E.G., Ustin, S.L., Grismer, M.E., Simpson, J.R., 2000. Winter rainfall interception by two mature open-grown trees in Davis, California. *Hydrological Processes*, 14(4): 763–784.
- Xiao, Q., McPherson, E.G., 2002. Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest. *Urban Ecosystems*; 6: 291–302.
- Xiao, Q., McPherson, E.G., 2016. Surface Water Storage Capacity of Twenty Tree Species in Davis, California. *Journal of Environmental Quality*; 45: 188–198.
- Yao, L., Chen, L., Wei, W., 2015. Assessing the effectiveness of imperviousness on stormwater runoff in micro urban catchments by model simulation. *Hydrological Processes*; 30(12): 1836–1848.
- Zondervan, J.G., 1978. *Modelling urban run-off - A quasi-linear approach*. PhD thesis, Wageningen, 68 pp.

