THÈSE

En vue de l'obtention du
DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par l'Université Toulouse 3 - Paul Sabatier

Présentée et soutenue par

Emilie BERNARD

Le 13 décembre 2021

RÉPONSE HYDRO-CLIMATIQUE DE PARIS ET SA PETITE COURONNE

Ecole doctorale : **SDU2E - Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace**

Spécialité : **Océan, Atmosphère, Climat**

Unité de recherche :
CNRM - Centre National de Recherches Météorologiques

Thèse dirigée par
Cécile DE MUNCK et Katia CHANCIBAULT

Jury

Mme Sylvie LEROYER, Rapporteure
M. Yves RICHARD, Rapporteur
M. Gislain LIPEME KOUYI, Rapporteur
Mme Zahra THOMAS, Examinatrice
Mme Marjorie MUSY, Examinatrice
Mme Cécile DE MUNCK, Directrice de thèse
Mme Katia CHANCIBAULT, Co-directrice de thèse
M. Jean-Philippe GASTELLU, Président

Remerciements

Ce travail de longue haleine qu'est l'achèvement d'une thèse m'a mené à la réalisation de ce manuscrit. Nombreuses sont les personnes ayant contribué de près ou de plus loin au bon déroulement de ces trois années de travail.

Je tiens tout d'abord à remercier chaleureusement Cécile de Munck, ma directrice de thèse, toujours présente et disponible peu importe l'heure ou le lieu. Merci d'avoir cette envie de toujours bien faire que ce soit en recherche ou dans la vie. Merci aussi pour toutes ces petites attentions subtiles mais significatives au court de mon parcours, du ravitaillement durant le marathon finalement. On aura réussi à se comprendre même si nos approches d'un problème peuvent être différentes. Merci de m'avoir fait confiance pour cette aventure et d'avoir développé ce projet à la suite de mon stage, tout comme je l'avais demandé.
Un grand merci à mon encadrante Katia Chancibault qui a su me maintenir immergée dans l'hydrologie urbaine malgré la distance. Merci de m'avoir aussi toujours intégrée dans l'équipe Eau et Environnement. Merci d'avoir été accessible pour des questions et aussi de m'avoir laissée expérimenter. Par la force des choses, j'ai pu réaliser que les réunions peuvent être tout aussi efficaces, si ce n'est plus, en visio ou par téléphone, qu'en présentiel. Merci d'avoir accepté de travailler avec moi sans me connaître.

Merci à Aude Lemonsu, qui a suivi aussi cette thèse de près, pour ses conseils avisés et son expertise de pointe. Merci à Valéry Masson pour sa perspicacité et sa clairvoyance pour identifier LA solution à quelques unes de mes questions. Je remercie Alexandra Mosset qui a toujours été disponible pour une question, m'a beaucoup aidée dans la prise en main des outils et dans la réalisation de ce travail dans son ensemble.

Merci aux membres de mon comité de suivi de thèse pour leurs regards et avis experts (parfois crus pour certains, mais très intéressants), sur mon avancement : Ghassan Chebbo, Bertrand Decharme et Fabrice Rodriguez. Merci à mes rapporteurs, Sylvie Leroyer, Ghislain Lipeme Kouyi et Yves Richard, pour leurs regards attentifs et bienveillants sur ce travail. Merci aussi à Jean-Philippe Gastellu-Etchegorry, Marjorie Musy et Zahra Thomas d'avoir accepté d'examiner mes trois ans de doctorat.

Merci à toute l'équipe VILLE ! Merci à Benjamin pour ses réponses toujours claires à

mes questions farfelues, tes questions ne sont pas mal non plus. Merci pour ton objectivité dans mes moments de doute. Sur ces 3 ans, presque 4, je pense qu'on a passé plus de temps dans le même bureau que je n'en ai passé chez moi et pourtant on a été confinés 3 mois... Merci à Guillaume de m'avoir beaucoup fait rire et à Yohanna de toujours rayonner et d'avoir une pêche de folie. C'était le meilleur bureau les gars ! Merci à Eva d'occuper nombre de mes pauses déjeuner avec de super activités et aussi d'être toujours partante, à Tim de me montrer les photos de ses animaux trop mignons, à Tiago d'avoir débugué le code et de m'avoir écoutée me lamenter avec bienveillance, je n'ose pas imaginer ce que serait ma thèse sans ton travail, à Robert pour ses blagues *suspicieuses*, à Marine pour ses conseils toujours très sages et avisés, à Margot pour son humour et sa gentillesse et à Arnaud pour sa bonne humeur. Merci beaucoup aux autres doctorants d'avoir été là, je pense spécifiquement à Gaëtan et Malak pour ces excellents moments passés ; et puis aux autres non permanents comme Anna, la sportive ch'ti, bien-sur.

Merci au laboratoire Eau et Environnement de leur accueil, à mes collègues de bus Maryse et Tho, à Clarisse, j'aurais beaucoup apprécié avoir plus le temps de te connaître, à Alice pour ta bonne humeur contagieuse. Merci Pierre-Emmanuel de m'avoir servi de taxi plusieurs fois et permis d'éviter la pluie nantaise. Désolée pour la comparaison constante Nantes-Toulouse et surtout au beau temps que je venais de quitter, cela n'avait rien contre Nantes, c'était plutôt pour vous inciter à y venir.

Merci aux copains du Master (pour la plupart de Tarbes !) pour les pauses repas super fun mais surtout à ma chère Laura pour nos pauses café à refaire le monde et qui a su gérer mes hauts et bas tout au long de la course. Merci ma Mélanie, Tag, les filles, Ben et tous ceux que je ne cite pas mais je pense à vous, je vous l'assure.

Merci à mes parents qui m'ont toujours encouragée même si mes problèmes de modélisation numérique sont restés quelque peu abstraits.
Et *last but not least*, mon Bryan qui ne m'a jamais laissée douter une seconde que je n'y arriverai pas, fait des bons petits plats, attendu les yeux à moitié clos lorsque je finissais *juste une phrase* avant d'aller me coucher... et donc merci tout simplement pour son soutien indéfectible.
Je pense aussi à l'ensemble des êtres sensibles non humains dont j'ai eu la chance de croiser le chemin. Pas merci à la COVID d'avoir rendu la tâche plus difficile (mais le triomphe encore plus glorieux).
Si c'était à refaire, je ne le referais définitivement pas. Mais je ne regrette rien.

Avant-propos

Ce travail de recherche s'inscrit dans le cadre d'une thèse co-financée par l'Université Gustave Eiffel et Météo France. Ce projet se place également au coeur de l'action 4.3 du projet OPUR phase 5.

La thèse a été réalisée au sein de l'équipe VILLE (GMME : Groupe de Météorologie de Moyenne Échelle) du Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM, Toulouse) et du laboratoire Eau et Environnement (département GERS : Géotechnique, Environnement, Risques naturels et Sciences de la terre) de l'Université Gustave Eiffel, campus de Nantes. J'ai été encadrée pour la réalisation de ce travail par Cécile de Munck et Katia Chancibault.

Résumé

Le milieu urbain est complexe et nécessite d'être étudié de façon pluridisciplinaire pour mieux comprendre les processus en interaction. Une approche de modélisation basée sur le modèle de canopée urbaine TEB permet ce genre d'étude. Pour la première fois, la modélisation simultanée de processus récemment implémentés au sein du modèle est mise en oeuvre sur le domaine urbanisé de Paris et sa petite couronne, de 2000 à 2017 : transferts hydrologiques urbains (TEB-Hydro) et interactions bâti-végétation arborée (TEB-Tree). L'objectif est d'étudier comment ce territoire répond aux conditions météorologiques en termes de vulnérabilités hydrologiques (déversements), micro-climatiques (îlot de chaleur urbain, stress thermique) et couplées (stress hydrique).

Pour optimiser la configuration de simulation, une amélioration du bilan hydrologique a été effectuée, ainsi que des choix stratégiques pour la description du territoire, basés sur des projets antérieurs et de nouvelles études de sensibilité : notamment la représentation pour la première fois dans le modèle sur l'ensemble du domaine du réseau d'assainissement de Paris et sa petite couronne, reconstruit dans le PIREN-Seine, l'intégration de la cartographie des strates arborées et herbacées en ville de l'IAU, ainsi que le choix de la base de données de texture de sol Soilgrids. Cette dernière étude a mis en évidence des différences de températures maximales pouvant atteindre $1°C$ entre les différentes données de texture testées.

Une méthode de calage hydrologique par régionalisation de 39 bassins versants, jamais encore utilisée en milieu urbain, a été construite et déployée à partir de 15 bassins versants jaugés. Elle se base sur cinq classes hydrologiques définies par la topographie, le type de réseau d'assainissement et le taux d'imperméabilisation du bassin versant. Les résultats de ce calage sont globalement insatisfaisants suivant les critères de Moriasi *et al.* (2007), bien qu'on puisse se demander si ces critères sont adaptés à l'échelle spatiale et à la complexité de ce travail. Toutefois, certains bassins versants atteignent des scores modèle-observations très bons avec des combinaisons de NSE et PBias atteignant respectivement 0.76 et 24.28%. L'évaluation du modèle calé hydrologiquement indique une surestimation des températures avec les minimales plus surestimées que les maximales (biais moyen respectivement de $2.5°C$ et de $0.5°C$). Les contenus en eau du sol simulés sont eux plus faibles que ceux observés (biais moyen pouvant atteindre -0.15 m^3/m^3).

Les mêmes zones de vulnérabilités micro-climatiques, caractérisées par de fortes intensités d'ICU et des UTCI élevés, sont mises en évidence sur les zone très urbanisées et peu végétalisées. Pour les vulnérabilités hydrologiques, des déversements fréquents et avec de forts volumes sont majoritairement présents sur des zones urbanisées et pentues. Même si des améliorations sont nécessaires, ce cadre de modélisation devrait permettre à terme d'évaluer des stratégies d'adaptation des villes au changement climatique.

Abstract

The urban environment is complex and needs to be studied in a multidisciplinary way to better understand the interacting processes. A modelling approach based on the urban canopy model TEB allows for this kind of study. For the first time, the simultaneous modelling of processes recently implemented in the model is carried out on Paris metropolitan area, from 2000 to 2017 : urban hydrological transfers (TEB-Hydro) and interactions between built surfaces and tree vegetation (TEB-Tree). The objective is to study how this territory responds to meteorological conditions in terms of hydrological vulnerabilities (overflows) as well as micro-climatic (urban heat island, thermal stress) and soil moisture stress.

In order to optimize the simulation configuration, an improvement of the hydrological budget was carried out, as well as strategic choices for the description of the territory, based on previous projects and new sensitivity studies : in particular the representation for the first time in the model of the whole domain of the sewerage network of Paris metropolitan area, reconstructed in the PIREN-Seine project, the integration of the mapping of urban vegetation strata in the city from the IAU, as well as the choice of the Soilgrids soil texture database. The latter study revealed maximum temperature differences of up to $1°C$ between the different texture data tested.

A method of hydrological calibration by regionalization of 39 catchments, never before used in an urban environment, was constructed and deployed from 15 gauged catchments. It is based on five hydrological classes defined by the topography, the type of sewer system and the rate of imperviousness of the catchment. The results of this calibration are globally unsatisfactory according to the criteria of Moriasi *et al.* (2007), although it is questionable whether these criteria are adapted to the spatial scale and complexity of this work. However, some catchments achieve very good model-observation scores with combinations of NSE and PBias reaching 0.76 and 24.28% respectively. The evaluation of the hydrologically calibrated model indicates an overestimation of temperatures with minima more overestimated than maxima (average bias of $2.5°C$ and $0.5°C$ respectively). The simulated soil water contents are lower than those observed (average bias of up to -0.15 m^3/m^3).

The same areas of micro-climatic vulnerabilities, characterized by high UHI intensities and high UTCIs, are highlighted in highly urbanized and poorly vegetated areas. For hydrological vulnerabilities, frequent and high volume overflows are mostly present in urbanized and sloping areas. Even if improvements are necessary, this modelling framework should eventually allow for the evaluation of urban adaptation strategies to climate change.

Table des matières

Introduction **1**

1 Contexte et état de l'art **7**

1.1 Le milieu urbain et ses spécificités 9

1.1.1 Historique de l'étude des villes 9

1.1.2 Le microclimat urbain 10

1.1.2.1 Le stockage de chaleur 11

1.1.2.2 L'écoulement de l'air 12

1.1.2.3 L'Îlot de Chaleur Urbain 12

1.1.2.4 Les brises urbaines 14

1.1.3 L'hydrologie en milieu urbain 15

1.1.3.1 Ruissellement 15

1.1.3.2 Infiltration 16

1.1.3.3 Les bassins versants urbains 16

1.1.3.4 Le petit cycle de l'eau 17

1.1.3.5 Les réseaux d'assainissement 18

1.1.4 L'évapotranspiration, coupleur hydro-climatique 21

1.2 Les méthodes de modélisation existantes 22

1.2.1 Les approches de modélisation urbaine 22

1.2.2 Les modèles hydro-climatiques urbains et études associées 23

1.2.3 Le modèle TEB dans la plateforme SURFEX 24

1.2.3.1 Paramétrisation des interactions végétation-bâti 28

1.2.3.2 Paramétrisation de l'hydrologie urbaine 30

1.2.3.3 Potentiel de couplage des deux paramétrisations 32

2 Travaux préliminaires sur les composantes du futur modèle couplé **35**

2.1 Sensibilité du modèle à la description de la végétation en ville 37

2.1.1 Présentation et synthèse de l'étude 37

2.1.2 Article 39

2.2 Améliorations apportées aux transferts hydrologiques 65
2.2.1 Modifications et corrections liées au phasage de TEB-Hydro 66
2.2.1.1 Eau ruisselée provenant des surfaces artificielles non connectées au réseau d'assainissement 66
2.2.1.2 Transferts horizontaux d'eau dans le sous-sol urbain . . . 66
2.2.1.3 Longueurs de réseau d'assainissement 68
2.2.2 Ajouts spécifiques aux besoins de l'étude 68
2.2.2.1 Indicateur de l'état hydrique des sols 68
2.2.2.2 Spatialisation des caractéristiques hydrologiques de TEB-Hydro 69
2.2.3 Amélioration, adaptation et spatialisation du bilan hydrologique aux nouveaux processus physiques 69
2.2.3.1 Nouveaux processus physiques pris en compte 70
2.2.3.2 Calcul spatialisé du bilan hydrologique 70
2.2.4 Étude de sensibilité de la nouvelle formulation du code aux caractéristiques hydrologiques de TEB-Hydro 71

3 Méthodologie pour l'étude de la réponse hydro-climatique de l'agglomération parisienne 75
3.1 Le choix de Paris comme domaine d'étude 77
3.1.1 Spécificités de l'aire urbaine étudiée 78
3.1.2 Synthèse des travaux antérieurs menés sur le territoire 80
3.1.2.1 Pollution de l'eau 81
3.1.2.2 Stress hydrique 83
3.1.2.3 Stress thermique 83
3.2 La construction des forçages météorologiques 84
3.2.1 Les besoins et contraintes de SURFEX 85
3.2.2 Limites du domaine d'étude 85
3.2.3 Méthode de construction des forçages 87
3.2.3.1 Principe général 87
3.2.3.2 Observations et bases de données utilisées 87
3.2.3.3 Application de la méthode de spatialisation des observations météorologiques 89
3.2.3.4 Évaluation de la méthode 90
3.3 La configuration de modélisation choisie et optimisée 91
3.3.1 Paramétrisations physiques activées pour l'étude 91
3.3.2 Bases de données de surface mobilisées et développées 93
3.4 Les indicateurs hydro-climatiques 100

3.4.1 Fréquences et volumes de déversements . . . 101
3.4.2 Ruissellement de surface . . . 101
3.4.3 L'indice d'humidité du sol . . . 101
3.4.4 Intensité de l'îlot de chaleur urbain . . . 102
3.4.5 L'indice de confort thermique . . . 103
3.4.6 Mise en perspective des indicateurs microclimatiques et hydrologiques 103
3.4.7 Les scores d'évaluation de ces indicateurs . . . 103

4 Étude de sensibilité du modèle SURFEX à la texture de sol 107
4.1 Démarche méthodologique . . . 110
4.2 Deux échelles spatiales d'analyse . . . 110
4.3 Configuration des simulations . . . 111
4.3.1 Les paramérisations activées . . . 111
4.3.2 Les données de surface communes . . . 112
4.3.3 La période étudiée . . . 112
4.4 Analyse de trois bases de données de texture de sol . . . 113
4.4.1 Présentation des bases de données étudiées . . . 113
4.4.2 Comparaison des bases de données de texture à l'échelle du domaine d'étude . . . 116
4.4.3 Comparaison des bases de données à l'échelle de bassins versants représentatifs . . . 118
4.4.4 Comparaison des bases de données aux observations collectées . . . 120
4.4.5 Choix de la base de données de texture pour les simulations hydro-climatiques urbaines . . . 122
4.5 Effet de la base de données de texture sur les caractéristiques hydrologiques du sol . . . 123
4.5.1 Caractéristiques hydrologiques étudiées . . . 123
4.5.2 Impact du choix de la base de données sur les caractéristiques hydrologiques à l'échelle du domaine entier . . . 124
4.5.3 Impact de la base de données sur les caractéristiques hydrologiques des trois bassins versants sélectionnés . . . 126
4.6 Impacts sur les composantes du cycle hydrologique . . . 128
4.6.1 Ruissellement de surface . . . 128
4.6.2 Infiltrations parasites . . . 129
4.6.3 Eau drainée par le sous-sol . . . 131
4.7 Impacts sur les composantes du bilan énergétique . . . 132
4.7.1 Flux de chaleur latente . . . 132
4.7.2 Fraction évaporative . . . 135

4.8 Conséquences sur deux indicateurs hydro-climatiques 137
4.8.1 Stress hydrique de la végétation 137
4.8.2 Température maximale de l'air en ville 139
4.9 Conséquences du choix de SoilGrids pour cette étude 142

5 Calage hydrologique du modèle TEB-Hydro pour la région parisienne 145
5.1 Observations mobilisées sur la région 148
5.2 Sélection des stations permettant le calage hydrologique 148
5.2.1 Validation des observations hydrologiques disponibles 149
5.2.1.1 Les labels de qualification 149
5.2.1.2 Qualification automatique 149
5.2.1.3 Qualification experte 150
5.2.1.4 Évaluation du réalisme du réseau reconstruit aux points de mesures de débit 151
5.2.1.5 Déversoirs d'orage équivalents 152
5.2.2 Extraction du signal des eaux usées et parasites des chroniques en réseau unitaire 153
5.2.2.1 Les signaux à extraire du débit observé 154
5.2.2.2 Détermination des périodes sèches et pluvieuses 154
5.2.2.3 Définition des coefficients de forme de l'hydrogramme . . . 155
5.2.2.4 Étapes de la méthode d'extraction des eaux usées des débits unitaires 157
5.2.2.5 Vérification des résultats obtenus 159
5.3 Le calage hydrologique de Paris et sa petite couronne 159
5.3.1 Méthode de calage par régionalisation 160
5.3.1.1 Choix des paramètres de classification 162
5.3.1.2 Détermination des classes 163
5.3.1.3 Années de simulation pour le calage 165
5.3.2 Calage automatique 166
5.3.2.1 Critères de détermination du calage 166
5.3.2.2 Élimination des bassins versants mal représentés 167
5.3.2.3 Seuils de déversement des déversoirs d'orage et maillages . 170
5.3.2.4 Détermination du calage pour chaque classe 173
5.4 Débits simulés avec le calage adapté à chaque classe de bassin versant . . . 179
5.5 Analyse des résultats obtenus avec le calage optimal pour chaque classe de bassin versant 185

6 Analyse hydro-climatique de la réponse de Paris et son agglomération, sur la période de 2001 à 2017 **189**

6.1 Évaluation du modèle . . . 192
6.1.1 Réalisme des températures simulées . . . 192
6.1.1.1 Réalisme des températures simulées maille à maille . . . 192
6.1.1.2 Réalisme global de la température simulée à l'échelle du domaine . . . 197
6.1.2 Réalisme des déversements et débits simulés . . . 199
6.1.2.1 Débits simulés aux exutoires des bassins versants jaugés . 199
6.1.2.2 Débits simulés aux déversoirs d'orage . . . 208
6.1.3 Réalisme à l'interface sol-atmosphère . . . 213
6.1.3.1 Évaluation de variables météorologiques . . . 217
6.1.3.2 Évaluation de l'état hydrique et thermique du sous-sol . . 219
6.1.3.3 Évaluation des composantes du bilan énergétique . . . 223
6.1.4 Points forts et limites du modèle TEB sur les diagnostics simulés . 226
6.2 Étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne en temps présent . . . 227
6.2.1 Conditions météorologiques . . . 228
6.2.2 Réponse hydro-climatiques à différentes échelles spatiales et temporelles . . . 232
6.2.2.1 Réponse du territoire à l'échelle saisonnière . . . 233
6.2.2.2 Zones de vulnérabilité déduites pour chaque indicateur . . 239
6.2.2.3 Réponse du territoire aux évènements extrêmes . . . 250
6.2.3 Identification des zones les plus vulnérables hydro-climatiquement . 257

Conclusions et perspectives **263**

Sigles et acronymes **269**

Glossaire **271**

Bibliographie **272**

Table des figures **293**

Table des tableaux **307**

Annexes **311**

A Intégration de données de végétation stratifiée dans la base de données de surface MApUCE pour l'agglomération parisienne 313
A.1 Bases données utilisées 313
A.2 Paramètres d'entrée traités 314
A.3 Méthode de combinaison des bases de données 315
A.4 Résultats obtenus 323

B Délimitation, localisation et noms par départements des bassins versants déterminés 325

C Disponibilité des observations hydrologiques après qualification 331

D Article accepté pour la conférence internationale EAUMEGA 335

Introduction

De nos jours, plus de la moitié de la population mondiale habite en ville (55% ; UN, 2014). Ce chiffre risque de s'accroître encore puisque d'ici 2050, il est attendu que presque 70% des habitants de la planète vivent en milieu urbain. Avec une artificialisation croissante et régulière de près de 10 000 km^2 des surfaces naturelles par an dans le monde (1985-2015 ; Liu *et al.*, 2020), les villes et leurs habitants sont de plus en plus vulnérables aux extrêmes météorologiques et climatiques (IPCC, 2021). Alors que les villes se densifient (UN, 2018), le bien-être des habitants continue de décliner (Helliwell *et al.*, 2020).

Les villes sont déjà soumises à de nombreuses vulnérabilités : climatiques, hydrologiques, pollution de l'air, des sols et des aquifères, perte de biodiversité (Leopold, 1968 ; Faggi *et al.*, 2008 ; Power *et al.*, 2018),... Parmi elles, le phénomène d'îlot de chaleur urbain (Oke, 1982) se traduit par des zones urbaines plus chaudes que la campagne environnante, et de façon plus marquée la nuit. L'urbanisation future risque fortement d'amplifier ce phénomène. Il est attendu que la combinaison du développement urbain et de l'augmentation de l'occurrence d'événements climatiques extrêmes tels que les vagues de chaleur, ait des conséquences délétères sur les populations concernées, du fait d'une plus grande fréquence de jours et de nuits chauds qui aggraveront notamment le stress thermique dans les villes (Lemonsu *et al.*, 2013, 2015 ; Chapman *et al.*, 2017).
L'urbanisation, du fait de l'imperméabilisation des surfaces, modifie également le cycle hydrologique naturel. L'infiltration des pluies dans le sol est fortement diminuée en ville, limitant la recharge des nappes et favorisant le ruissellement de surface (Foster *et al.*, 1999). Les cours d'eau urbains voient une augmentation de l'intensité et de la fréquence de leurs pics de débit et des volumes collectés (Leopold, 1968). L'urbanisation s'accompagne nécessairement de la mise en place de réseaux d'assainissement, infrastructures spécifiques visant à collecter les eaux pluviales (et usées) pour les transporter vers les stations de traitement des eaux usées ou vers les réseaux hydrographiques naturels, selon le type de réseau (unitaire ou séparatif). Ces infrastructures modifient les chemins d'écoulement de l'eau et peuvent concentrer les eaux (augmentation de la vitesse des écoulements),

favorisant alors les crues voire les inondations (Nirupama et Simonovic, 2007). Le risque de pollution du milieu naturel est aussi accru par le phénomène de déversements qui entraîne des rejets dans le milieu récepteur de contaminants collectés en plus grande concentration en milieu urbain lors des pluies les plus intenses.

Ces phénomènes risquent également de s'accentuer avec l'augmentation potentielle des températures et de l'intensité et la fréquence des précipitations, dans le cadre du changement climatique (IPCC, 2021). C'est pourquoi la compréhension des échanges thermiques et hydriques, en ville, devient d'une importance capitale et constitue un réel enjeu sociétal et environnemental.

Des stratégies sont aujourd'hui à la disposition des aménageurs et décideurs pour limiter les effets néfastes de l'urbanisation et s'adapter au changement climatique. Certaines d'entre elles sont fondées sur la nature et peuvent conduire à la (re)végétalisation des villes. Cette végétation apporte un effet rafraîchissant lié, non seulement à l'ombrage des arbres (Joshi et Joshi, 2015) mais aussi à l'évapotranspiration de la végétation (Qiu *et al.*, 2013 ; de Munck *et al.*, 2018). L'ajout de végétation, associé à l'augmentation de sol perméable permet aussi de capter une plus grande quantité d'eau et de l'infiltrer dans le sol. Ces deux processus combinés limitent ainsi la quantité d'eau envoyée vers les réseaux d'assainissement (Fletcher *et al.*, 2014). Nombre de ces solutions végétalisées ont donc un impact sur la gestion de l'eau ainsi que sur le confort thermique. Ces deux types d'enjeux font intervenir les bilans énergétique et hydrique, tous deux reliés par un même processus : l'évapotranspiration (caractérisée par le flux de chaleur latente). L'évaluation des performances de ce type de solutions végétalisées ne sera alors que plus robuste si les bilans énergétique et hydrique, sont couplés dans le même outil d'évaluation.

Les outils de modélisation hydriques et/ou énergétiques, représentent la ville à travers une description plus ou moins détaillée des processus en jeu en lien avec la composition en surfaces artificielles (avec des morphologies spécifiques) et naturelles en interaction. Ces outils sont importants pour le diagnostic de zones à enjeux thermiques et hydrologiques ainsi qu'en termes de planification urbaine puisqu'ils permettent d'évaluer les performances individuelles ou combinées de stratégies d'aménagement en considérant leurs effets en lien avec la complexité de la morphologie urbaine (Pelorosso, 2020). En effet, les interactions hydro-climatiques sont encore peu connues à l'échelle de grands territoires urbains. D'une part, les observations pour comprendre les processus impliqués et améliorer les modèles, ne sont pas si nombreuses, à ces échelles. D'autre part, l'échelle d'étude en hydrologie est le bassin versant. Si en milieu naturel, des études sur des territoires couvrant plusieurs bassins versants se multiplient, ce n'est pas le cas en milieu urbain.

Ainsi, l'évaluation hydro-climatique des solutions végétalisées est encore assez rare à cette échelle.

Objectifs de la thèse

L'étude de processus, ici hydrologiques et climatiques couplés, demande d'abord de déterminer **l'échelle spatiale** de travail. Pour le couplage hydro-climatique urbain, l'intérêt de cette étude est de considérer l'échelle d'une ville suffisamment grande, présentant un îlot de chaleur urbain déjà caractérisé mais aussi avec un réseau d'assainissement connu. C'est donc Paris en tant que plus grande agglomération française qui est choisie.

Coupler l'hydrologie et le micro-climat urbains à grande échelle et sur de nombreuses années questionne le besoin d'un **outil** permettant de représenter conjointement les processus hydrologiques et micro-climatiques. La plateforme SURFEX permet d'étudier ces deux aspects avec le modèle urbain TEB suite aux développements récents qui permettront pour la première fois au sein d'une même étude : la représentation de l'hydrologie urbaine avec une meilleure description du sous-sol urbain et la prise en compte de la présence d'un réseau d'assainissement (TEB-Hydro, Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018) et une description raffinée de la végétation arborée considérant les effets d'ombrage et de trainée des arbres (TEB-Tree, Redon *et al.*, 2017 ; Redon *et al.*, 2020).

L'utilisation d'un tel modèle soulève ensuite le besoin de fournir précisément en entrée les caractéristiques décrivant le domaine étudié. *Quelles caractéristiques sont particulièrement importantes pour l'étude des processus hydro-climatiques couplés ? À quelles* ***résolutions temporelle et spatiale*** *travailler pour représenter et analyser suffisamment finement ces processus ?* C'est pourquoi un travail de recherche et de combinaison de bases de données d'occupation du sol et architecturales avec une base de données de végétation (élément central des échanges d'eau et d'énergie) à haute résolution et avec une description distincte entre la végétation haute et basse a été mené. La texture du sol peut aussi avoir beaucoup d'impact sur les processus physiques qui définissent les équilibres hydrologiques et climatologiques en ville. *Quel est l'impact du choix de la base de données décrivant le sol ?* Plusieurs études de sensibilité ont été menées pour évaluer les apports de données descriptives plus détaillées ou plus récentes pour les modèles. Enfin la prise en compte du réseau d'assainissement reconstruit est également très importante pour la représentation fine des processus d'hydrologie urbaine.

De plus, une spécificité de l'utilisation d'un modèle hydrologique pose la question de l'adaptation du modèle aux contraintes de la zone. C'est pourquoi, il faut avoir recours à un calage hydrologique pour fixer des paramètres non connus à partir d'observations. Un des objectifs scientifiques de la thèse a donc été de développer une méthode de calage qui convienne à un large domaine d'étude composé de multiple bassins versants urbanisés et hétérogènes dans leurs caractéristiques et donc leurs comportements. Pour cela, j'ai donc également mobilisé des observations hydrologiques et contribué à les qualifier. L'élimination d'un grand nombre de données après leur requalification vis-à-vis des objectifs de modélisation de cette étude a conduit à une part importante du domaine couverte par des bassins versants non jaugés. D'où une question méthodologique : *Comment caler hydrologiquement un domaine de grande taille comportant de nombreux bassins versants variés avec peu d'observations ?*

Enfin, ce sujet de thèse interroge sur les spécificités du domaine urbanisé de Paris et sa petite couronne, ses enjeux et ses vulnérabilités. Pour pouvoir les déterminer précisément, il s'agit de savoir : *Quels* ***résultats*** *attendre de ce modèle ?* Ce travail a donc pour objectif l'évaluation du modèle hydro-climatique sur la base d'observations pour permettre d'identifier les forces et faiblesses du modèle couplé. Suite à cela, le modèle est appliqué sur le large domaine de Paris et sa petite couronne afin de caractériser la réponse hydro-climatique de cette zone. Le développement de méthodes et d'indicateurs permet d'évaluer la vulnérabilité hydro-climatique de la zone d'étude.

Plan de la thèse

Ce manuscrit est organisé en six chapitres développés comme suit :

— Le Chapitre 1 présente l'état de l'art des connaissances du milieu urbain, se focalisant sur les processus micro-climatiques et hydrologiques et leur lien dans cet environnement spécifique. Les modèles urbains permettant de représenter ce type de processus sont donc décrits. Une présentation est ensuite faite du modèle urbain TEB, utilisé au cours de ce travail.

— Le Chapitre 2 détaille deux études conduites avec l'utilisation distincte des paramétrisations récentes du modèle : TEB-Hydro (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018) et TEB-Tree (Redon *et al.*, 2017 ; Redon *et al.*, 2020). Ces études sont complémentaires car elles consistent à évaluer et perfectionner le modèle pour pouvoir utiliser ensuite ces deux paramétrisations de manière couplée à l'échelle

du territoire d'étude final de la thèse.

— Le Chapitre 3 décrit le cadre méthodologique de l'étude en recensant d'abord les spécificités du domaine d'étude avec les avancées des connaissances récentes de la région à travers plusieurs projets et travaux de recherche qui ont déjà été menés. La méthode de création des forçages météorologiques au pas de temps horaire pour 18 ans de simulation y est décrite. Le choix des paramétrisations de modélisation activées dans cette étude est ensuite précisé. Puis pour compléter cette configuration de modélisation, des bases de données pour la surface et le sous-sol urbain sont mobilisées ou améliorées pour fournir une base de données précise et adaptée au contexte d'étude de ma thèse. Une description de la base de données finale pour la simulation hydro-climatique de la zone est présentée (végétation raffinée, réseau d'assainissement reconstruit mobilisé).

— Le Chapitre 4 apporte un élément supplémentaire à la configuration de modélisation : une étude de sensibilité des variables hydro-climatiques du modèle à la texture de sol de trois bases de données. Le modèle est en effet très sensible à ce paramètre. Le choix de la base de données SoilGrids est donc complété par les incertitudes sur les résultats de simulation liées à ce choix.

— Le Chapitre 5 couvre le développement et la mise en oeuvre d'une méthode de calage multi-bassins versants par régionalisation à l'aide d'observations qualifiées et traitées pour pouvoir être comparables aux débits représentés par le modèle.

— Le Chapitre 6 consiste en l'évaluation du modèle couplé à la fois sur le plan hydrologique, micro-climatique et hydro-climatique et fournit des éléments pour discuter ensuite l'analyse proprement dite de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne au travers d'indicateurs mettant en évidence les vulnérabilités auxquelles cette zone est soumise.

Enfin une conclusion développe les résultats importants de ce travail en apportant des perspectives pour son amélioration mais aussi pour son utilisation pour des projets futurs.

Chapitre 1

Contexte et état de l'art

Sommaire

1.1 Le milieu urbain et ses spécificités 9
1.1.1 Historique de l'étude des villes 9
1.1.2 Le microclimat urbain 10
1.1.2.1 Le stockage de chaleur 11
1.1.2.2 L'écoulement de l'air 12
1.1.2.3 L'Îlot de Chaleur Urbain 12
1.1.2.4 Les brises urbaines 14
1.1.3 L'hydrologie en milieu urbain 15
1.1.3.1 Ruissellement 15
1.1.3.2 Infiltration 16
1.1.3.3 Les bassins versants urbains 16
1.1.3.4 Le petit cycle de l'eau 17
1.1.3.5 Les réseaux d'assainissement 18
1.1.4 L'évapotranspiration, coupleur hydro-climatique 21
1.2 Les méthodes de modélisation existantes 22
1.2.1 Les approches de modélisation urbaine 22
1.2.2 Les modèles hydro-climatiques urbains et études associées . . . 23
1.2.3 Le modèle TEB dans la plateforme SURFEX 24
1.2.3.1 Paramétrisation des interactions végétation-bâti . . . 28
1.2.3.2 Paramétrisation de l'hydrologie urbaine 30
1.2.3.3 Potentiel de couplage des deux paramétrisations . . . 32

Ce premier chapitre s'appuie sur les connaissances actuelles pour présenter un état des lieux des caractéristiques propres au milieu urbain. Les villes, de par leurs morphologies et les matériaux qui les composent modifient l'ensemble de processus connus en milieu naturel, à la fois sur l'atmosphère, la biosphère, l'hydrosphère, la pédosphère et la lithosphère. C'est donc la combinaison des connaissances d'un grand nombre de disciplines qui permet aujourd'hui de caractériser le milieu urbain. Il est en conséquence important d'étudier de façon combinée l'ensemble des processus en jeu. Ces approches pluridisciplinaires commencent à se mettre en place mais restent encore rares de par la difficulté de combiner des différentes approches (allant jusqu'au vocabulaire), outils et méthodes distinctes issues de chaque spécialité de recherche de l'étude du milieu urbain. La connaissance de la ville est donc fragmentée et encore en train d'être combinée pour créer un domaine d'étude assemblé et cohérent (Lazaro, 1979 ; Mills, 2014). Ce travail de thèse s'intéresse particulièrement au couplage des bilans énergétiques et hydrologiques, jusqu'alors encore rarement étudiés de façon conjointe mais pourtant liés par les phénomènes de changement de phase nécessitant des échanges d'énergie. Le bilan énergétique et le bilan hydrique sont donc couplés par l'évapotranspiration. Ceci implique une connaissance détaillée à la fois des processus hydriques et énergétiques. L'enjeu est donc de coupler les paramétrisations de l'hydrologie urbaine et de végétation urbaine dans le modèle de ville TEB (Town Energy Balance).

Il est particulièrement important de mieux connaître et caractériser les différents processus en jeu en milieu urbain car il est le lieu de vie de plus de 4 milliards d'êtres humains (UN, 2014). Les villes représentent plus de la moitié de la population mondiale et ce chiffre tend à s'accroître encore pour les années à venir. Les villes sont des zones de forts enjeux de par les risques sanitaires (Vlahov, 2002 ; Moore *et al.*, 2003), sur la biodiversité (Pauchard *et al.*, 2006 ; Mcdonald *et al.*, 2008), sur les biens et les personnes engagés.

Pour mieux comprendre ces interactions entre le cycle de l'eau et les échanges d'énergies localement différents et leurs impacts sur le climat régional, des observations sont collectées lors de nombreuses campagnes de mesure. Afin de généraliser et de mener des études à plus fine résolution spatiale, à plus haute fréquence temporelle et/ou sur de plus longues périodes continues, des outils de modélisation sont utilisés. Ces modèles urbains permettent également d'identifier les effets directement liés à l'urbanisation, distingués des autres facteurs environnementaux.
Par conséquent, il y a un besoin grandissant de modéliser de façon toujours plus précise l'ensemble des paramétrisations en jeu pour la représentation des processus et à plus haute

résolution pour mieux comprendre les processus en jeu. Différents modèles permettant de représenter les villes et les paramétrisations activées dans les modèles de surface ainsi que les échelles auxquelles les villes sont étudiées sont alors présentés.

1.1 Le milieu urbain et ses spécificités

1.1.1 Historique de l'étude des villes

Luke Howard a été un des premiers à observer le climat des villes, en l'occurrence de Londres, et d'en identifier déjà la majorité de ses particularités connues aujourd'hui (radiatives, thermiques, d'humidité, aérodynamique de surface, Howard, 1833 ; Mills, 2008). C'est au début du 20ème siècle que le climat des villes a plus largement été étudié avec de nombreuses campagnes de mesures (Balchin et Pye, 1947 ; Geiger, 1965). C'est Kratzer (1956) qui a initié l'étude du climat urbain en tant que discipline à part entière avec l'objectif de mieux le comprendre, pour ne pas uniquement le subir, mais s'y adapter. Dès 1960, l'étude du climat urbain ne correspond plus seulement à la mesure des variables micro-climatiques mais à l'intégration des résultats du point de vue des processus en jeu dans les conditions micro-climatiques urbaines. Les travaux de Oke notamment, ont mis en avant que la morphologie de la rue et les propriétés radiatives et thermiques des matériaux qui la composent lui confèrent un bilan d'énergie et donc des flux de chaleur différents de ceux des couverts naturels (Oke, 1982). Les années 1970 marquent les prémices des modèles de climat urbain qui seront réalistes dans les années 2000 (Masson, 2000). Toutefois, la majeure partie des études se focalisent sur l'îlot de chaleur urbain (Mills, 2014).

Comparativement, l'étude scientifique de l'hydrologie urbaine est légèrement plus récente (20ème siècle). Bien que les problèmes liés à l'écoulement de l'eau dans les villes datent de l'antiquité, son étude en tant que discipline a été motivée par les impacts des importants changements d'occupation du sol. En 1960, des changements importants sont opérés dans la compréhension des différents processus de l'hydrologie urbaine (ruissellement, collecte, traitement) (Harremoës, 2002) notamment avec de nouvelles données concernant la mesure de débits collectés (Eckhoff *et al.*, 1969) et traités mais aussi de pollution des cours d'eau (Weibel *et al.*, 1964 ; Evans *et al.*, 1968). C'est également dans les années 1970 que les modèles d'hydrologie urbaine se développent avec le modèle SWMM (1971) en précurseur, dont l'objectif est à l'époque de prévoir les déversements vers le réseau hydrographique naturel de réseaux unitaires, suivi rapidement par de nombreux autres (Terstriep et Stall, 1974 ; Johanson *et al.*, 1984). S'en suivent dans les années 1980 la prise en compte du concept de développement durable et par conséquent une mise en

place d'approche de gestion de l'eau écosystémique (Chocat *et al.*, 2001).

Cette amélioration progressive des connaissances en hydrologie urbaine met aussi en avant les problèmes liés à l'urbanisation comme la pollution, les déversements, les inondations,... Delleur (2003) identifie donc aussi qu'en hydrologie urbaine, ces différents problèmes rencontrés sont observés de façon trop compartimentée et doivent être également traités de façon plus intégrée en considérant l'apport d'autres disciplines.

Ces conclusions sont toutefois assez récentes, c'est pourquoi l'étude couplée du bilan hydrologique et énergétique en est encore à ses balbutiements (Baklanov *et al.*, 2018). La mise en oeuvre de campagnes de mesure ou de sites mesurant à la fois les flux d'énergie et d'eau est très rare en milieu urbain. En effet, la mise en place des stations de mesures microclimatiques et hydrologiques ne vise pas les mêmes objectifs. L'eau ruisselée, infiltrée ou collectée par le réseau est en général mesurée de façon découplée des variables climatique, à l'exception des précipitations.
D'une part, les stations météorologiques ou de flux de chaleur sont installées suivant des règles strictes et plus généralement en milieu naturel.
D'autre part, les stations de mesure de l'eau ruisselée, infiltrée dans le sol ou en réseau sont installés en ville mais sont compliquées à installer dans des sols déjà travaillés ou construits. C'est pourquoi ils sont installés plutôt dans des nouveaux quartiers où des mesures météorologiques commencent à être installées de façon combinée.
Il existe donc peu de sites où ces deux types de mesure coexistent puisqu'ils ne sont pas installés pour les mêmes besoins. C'est notamment une raison qui a motivé l'utilisation de modèles intégrant (de façon plus ou moins détaillée) les processus hydrologiques et énergétiques. Ils ont commencé à être développées dans les années 2010 (Yang *et al.*, 2014 ; Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018).

1.1.2 Le microclimat urbain

Le microclimat urbain est défini par Douglas (1983) comme un *écosystème urbain*, composé d'êtres vivants en interaction avec leur environnement physique. Dans cette partie, il sera détaillé que le climat en ville est principalement contrôlé par les effets micrométéorologiques liés à la géométrie et de la composition des surfaces (Nakamura et Oke, 1988).



FIGURE 1.1. Photographie aérienne de Tokyo représentant la géométrie complexe de l'environnement urbain. Tokyo est la ville la plus peuplée du monde avec 37 millions d'habitants. La zone urbaine, donc majoritairement imperméabilisée, s'étend à perte de vue avec 7835 km^2. Les bâtiments sont collés les uns aux autres avec des compositions et hauteurs très différentes. Les rivières sont canalisées. *Photo : Agence France-Presse, 2021*

.

1.1.2.1 Le stockage de chaleur

Les villes sont des milieux caractérisés par une morphologie complexe avec des bâtiments de hauteur et orientations variés et composés par des matériaux artificiels (Figure 1.1). L'artificilation de ces surfaces change les propriétés de stockage de chaleur dans l'ensemble des surfaces (toits, murs, sol,...) par rapport au milieu naturel. En effet, les matériaux utilisés ont des albédos variables dépendant de leur couleur et des propriétés (conductitivité et capacités thermiques) différentes qui entraînent le stockage d'une grande quantité de chaleur apporté par le rayonnement incident. En journée, en lien avec la morphologie urbaine, ce rayonnement incident est piégé dans les rues, et subit de nombreuses réflexions sur les murs et le sol (Arnfield, 1990). Ce stockage de chaleur peut représenter jusqu'à la moitié du rayonnement net diurne dans des zones très urbanisées (Ching, 1985 ; Oke *et al.*, 1999). La nuit, l'effet du rayonnement n'est plus présent mais les surfaces relâchent, sous forme de rayonnement infra-rouge, l'énergie emmagasinée le jour, réchauffant les températures ambiantes.

1.1.2.2 L'écoulement de l'air

Ajouté à cela, les échanges entre surface et atmosphère et les écoulements d'air sont modifiés (Cleugh et Oke, 1986 ; Mills, 2008). En effet, comme l'écoulement de l'air est perturbé en ville du fait des obstacles que constituent les bâtiments et de l'orientation des rues, la chaleur stockée se dissipe peu (Oke, 1988). Il a été observé que les régimes d'écoulement dépendent de la géométrie des rues canyon (Hunter *et al.*, 1992 ; Carpentieri *et al.*, 2009). La variabilité de la hauteur des bâtiments a un impact majeur sur les flux d'air et le rapport d'aspect (hauteur du bâtiment divisé par la largeur de la rue) affecte le profil de vitesse moyenne (Carpentieri et Robins, 2015). Cette diminution des écoulements de l'air limite le refroidissement et l'évacuation de la pollution par advection de l'air.

1.1.2.3 L'Îlot de Chaleur Urbain

Ces caractéristiques propres à la ville induisent le phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU, Oke, 1988). Il en résulte une anomalie de température positive entre le milieu urbain et la campagne environnante (Grimmond, 2007).

Il existe différents types d'îlots de chaleur urbains selon l'altitude ou la profondeur à la laquelle il est mesuré :

— l'ICU de surface (à l'interface sol-atmosphère),

— l'ICU de canopée urbaine (entre la surface urbaine et la hauteur des toits),

— l'ICU de couche limite urbaine (au-dessus de la canopée urbaine),

— l'ICU de subsurface (dans le sol sous la ville).

Dans ce travail, une attention particulière est portée à l'ICU de canopée urbaine (Figure 1.2). Les conditions les plus favorables à sa création sont des nuits claires et une faible turbulence avec un fort refroidissement par rayonnement. C'est ainsi que les plus grandes différences thermiques entre la ville et la campagne peuvent se développer. La distribution spatiale de l'ICU de canopée urbaine est largement dépendante de la forme (hauteur des bâtiments entraînant le piégeage radiatif, orientation des rues limitant les écoulements du vent) mais surtout de la taille de la ville (Oke, 1973). C'est à la période du solstice d'été que l'ICU de canopée urbaine est le plus fort. Cette période est liée à la durée du jour (nuit), l'ICU étant déterminé par le réchauffement journalier et le refroidissement nocturne. Combiné à des vagues de chaleur, l'ICU de canopée urbaine peut aller jusqu'à engendrer un inconfort ou stress thermique selon les conditions météorologiques synoptiques et donc un risque sanitaire pour les populations.

— Le bilan énergétique

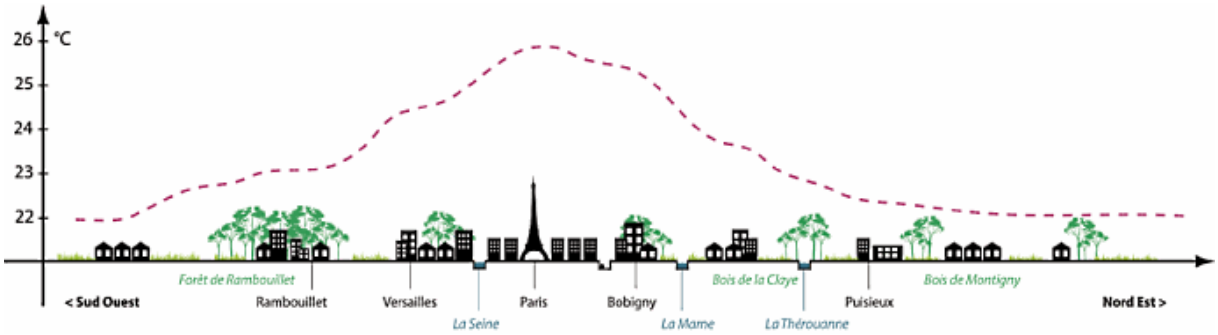


FIGURE 1.2. Schéma en coupe des effets de l'îlot de Chaleur Urbain qui entraîne des températures plus élevées dans les centres villes que dans les campagnes environnantes. Illustration avec le cas de la ville de Paris et sa périphérie. D'après Descartes (2009).

Le bilan d'énergie sur une surface naturelle est communément exprimé sous la formulation :

$$R_n = H + LE + G + \Delta A \tag{1.1}$$

Où :

— R_n est le rayonnement net total (composé des rayonnements courtes et longues longueurs d'onde, montants et descendants),

— H est le flux turbulent de chaleur sensible, qui traduit les échanges d'énergie liés au transfert de chaleur sensible entre la surface et l'atmosphère (ou inversement),

— LE est le flux turbulent de chaleur latente, qui traduit les échanges d'énergie liés au changement de phase de l'eau liquide en vapeur d'eau depuis le sol vers l'atmosphère (ou inversement),

— G est le flux de chaleur dans le sol qui transfère de la chaleur sensible par conduction sous la surface selon le gradient de température dans le sol,

— ΔA est l'apport ou extraction d'énergie par advection (souvent négligée en milieu naturel homogène).

En milieu urbain, à la différence du milieu naturel, le bilan d'énergie est impacté par les propriétés énergétiques et radiatives des matériaux utilisés, ainsi que par la présence des activités humaines. Il s'exprime alors sous la formulation :

$$R_n + F_c = H + LE + G + \Delta S + \Delta A \tag{1.2}$$

Où :

— R_n est le rayonnement net total (composé des rayonnement directs et diffus,

— F_c le flux anthropique de chaleur rejeté en lien avec les activités humaines (transports, activités, industries, chauffage),

— H est le flux turbulent de chaleur sensible, qui traduit les échanges d'énergie liés au transfert de chaleur sensible entre la surface et l'atmosphère (ou inversement),

— LE est le flux turbulent de chaleur latente, qui traduit les échanges d'énergie liés au changement de phase de l'eau liquide en vapeur d'eau depuis le sol vers l'atmosphère (ou inversement),

— G est le flux de chaleur dans le sol qui transfère de la chaleur sensible par conduction sous la surface selon le gradient de température dans le sol,

— ΔS est l'énergie stockée dans les différents matériaux composant la ville,

— ΔA est l'apport ou extraction d'énergie par advection.

C'est donc un stockage accru de la chaleur dans les surfaces imperméabilisées et l'apport de chaleur par les activités humaines qui changent les processus en jeu en milieu urbain par rapport au milieu naturel.

1.1.2.4 Les brises urbaines

Ces flux de chaleur totalement différents en ville par rapport au milieu naturel ont un impact à plus grande échelle, sur l'atmosphère environnant. La couche limite atmosphérique (CLA) est la zone la plus basse de la troposphère qui est directement influencée par la surface, au-dessus se trouve l'atmosphère libre. On peut distinguer cette zone de l'atmosphère en deux couches : la couche limite d'Ekman au-dessus, à la fois impactée par les effets de la surface mais aussi par la force de Coriolis qui tend à modifier la direction du vent et la couche limite de surface (CLS), plus près du sol, fortement influencée par les frottements de l'air sur la surface.
En milieu urbain, la structure verticale de l'atmosphère est modifiée. La CLA et plus particulièrement la CLS sont impactées par l'hétérogénéité de surface liée aux variables micro-climatique (vent, températures,...) différentes en milieu urbain. On parle alors de couche limite urbaine (Figure 1.3).

Il s'y crée les **brises urbaines** dans les conditions de vent plutôt faible. Cela engendre une circulation qui est caractérisée par une convergence de l'air de surface vers la ville aux bas niveaux et une divergence de l'air dans la couche limite supérieure. Les mesures sur la ville de Toulouse indiquent une extension horizontale de la brise urbaine de deux à trois fois la taille de la ville (Hidalgo *et al.*, 2008).

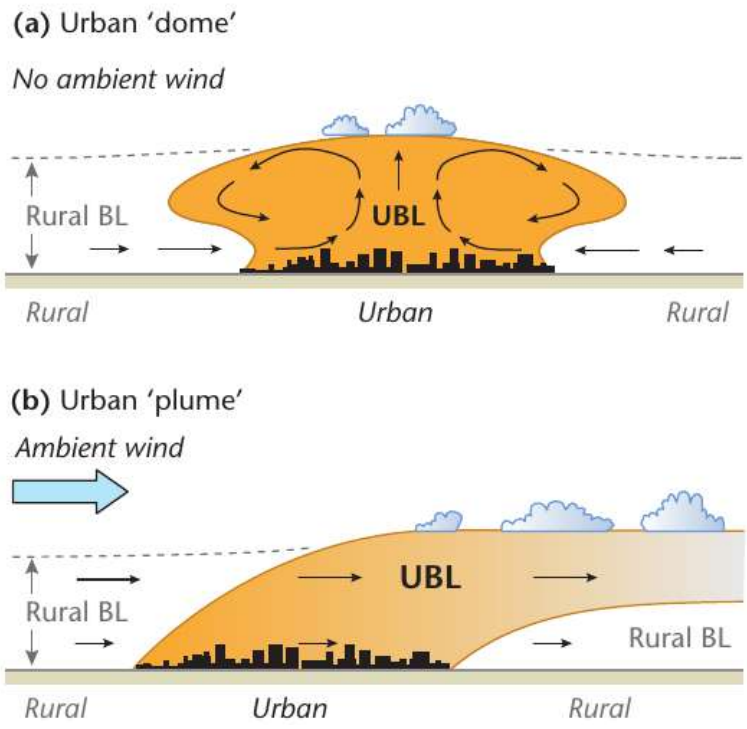


FIGURE 1.3. Schéma représentant la couche limite de surface urbaine (*UBL*) et des processus de brise urbaine (*Urban dome*) et de panache urbain (*Urban plume*). D'après Oke *et al.* (2017).

Dans des conditions de vents plus forts ($\approx 7 m.s^{-1}$), un **panache urbain** se développe. Cela ne consiste plus seulement en un développement vertical mais aussi horizontal. Dans ces conditions, les polluants émis par la ville peuvent être advectés vers la campagne (Lemonsu et Masson, 2002).

1.1.3 L'hydrologie en milieu urbain

A l'échelle de la ville et de ses bassins versants, l'imperméabilisation des surfaces naturelles impacte fortement les transferts entre la surface et le sous-sol (Raimbault, 1996). L'artificialisation des surfaces entraîne donc une perturbation du cycle de l'eau en milieu urbain (Leopold, 1968).

1.1.3.1 Ruissellement

Les bassins versants sont impactés par l'imperméabilisation des surfaces qui induit, une augmentation du ruissellement de surface. L'urbanisation entraîne un temps de réponse plus court (Burns *et al.*, 2005 ; Fletcher *et al.*, 2013) et des pics de débits plus intenses des cours d'eau (Leopold, 1968). On parle alors d'*urban stream syndrome* (Walsh *et al.*,

2005). Les écoulements d'eau tentent donc d'être maîtrises en milieu urbain

Pour des évènements de pluies extrêmes, l'impact sur les processus hydrologiques, de l'urbanisation sont moins significatifs que pour de faibles pluies, même sur une longue durée (Guan *et al.*, 2015).

Toutefois, en milieu urbain, les crues sont plus fréquentes et plus intenses pouvant conduire à des inondations (Leopold, 1968). Le ruissellement urbain est aussi une source majeure de pollution (Müller *et al.*, 2020). Le ruissellement de surface au début d'un épisode de pluie (*first flush*) présente des concentrations très élevées en polluants. Ces eaux sont encore plus chargées si cet épisode survient après une période sans pluie. Les sources de pollution des eaux pluviales par ruissellement sont variées mais les polluants issus des dépôts atmosphériques, des transports et des matériaux métalliques en sont les principales.

1.1.3.2 Infiltration

L'infiltration d'eau dans le sol est plus faible qu'en milieu naturel (Hollis, 1977 ; Cuo *et al.*, 2009) car les surfaces imperméables dont sont construites les villes comme le béton et le bitume sont très peu poreuses.

Il y a donc peu de surfaces perméables permettant l'infiltration de l'eau dans le sous-sol urbain. Mais ajouté à cela, dans les zones de jardins urbains, les sols sont aussi fortement remaniés et compactés. Cela limite encore la possibilité d'infiltration de l'eau et augmente le ruissellement. En effet, Gregory *et al.* (2006) mettent en évidence une diminution de 70 à 99% de l'infiltration dans des sols en milieux urbanisés par rapport à des sites non compactés.

Ajouté à cela, le réseau d'assainissement modifie aussi les écoulements naturels dans le sol, notamment en captant une partie de l'eau du sous-sol par infiltration dans le réseau. Cela perturbe le bilan en eaux souterrain. Mais les écoulements sont aussi modifiés par la présence d'obstacles comme des tunnels, de sous-sols de bâtiments ou encore de fondations profondes...

Par diminution de l'infiltration, la recharge en eau de la nappe est aussi plus faible (Lerner, 1990).

1.1.3.3 Les bassins versants urbains

Les bassins versants correspondent à un périmètre géographique (on parle d'aire drainée) qui drainera l'eau qui arrive sur l'ensemble de ce secteur pour l'amener à un

exutoire (rivière, nappe,...). Il est délimité des autres bassins versants en milieu naturel par la ligne de partage des eaux, les points d'altitudes les plus élevés du relief ou ligne de crête (Figure 1.4).
En milieu urbain, les bassins versants sont définis par une forte imperméabilisation et où les effets de l'anthropisation modifient fortement les flux hydrologiques (Salvadore *et al.*, 2015). La particularité des bassins versants urbains est la présence d'un réseau d'assainissement. Ce dernier entraîne une délimitation des bassins versants différente puisque le réseau ne suit pas toujours la topographie, notamment avec l'utilisation de stations de relevage qui permettent à l'eau d'aller à l'encontre de la pente naturelle du milieu.

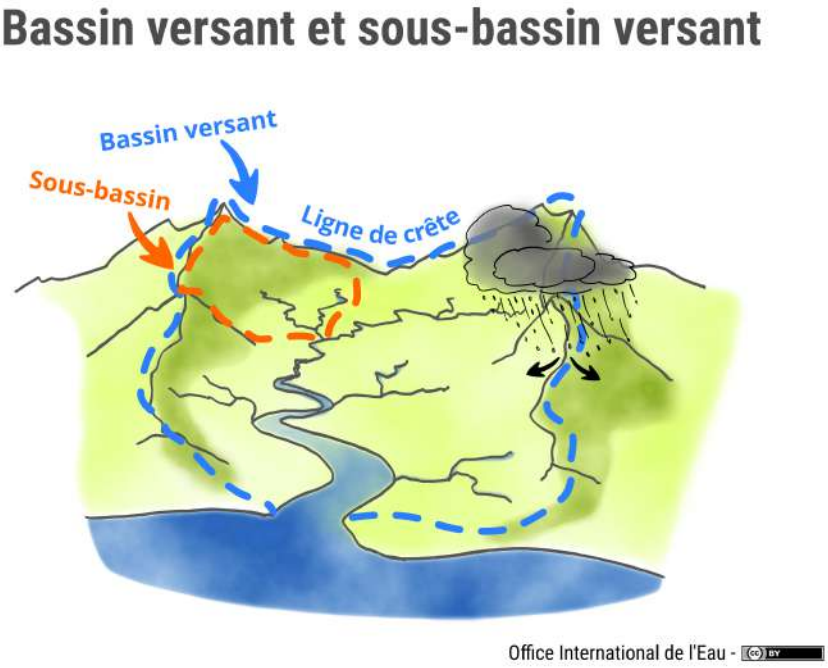


FIGURE 1.4. Schéma d'un bassin versant naturel (tirets bleus) délimité par la ligne de crête qui est ici la ligne de partage des eau entre différents bassins versants. Un sous-bassin versant est représenté en tirets orange. (OIEau, 2019)

1.1.3.4 Le petit cycle de l'eau

Le grand cycle de l'eau est bien connu. L'eau précipitée ruisselle, s'infiltre pour rejoindre des milieux aquifères (cours d'eau, lacs, eaux souterraines, mers, ...) ou non et s'évapore pour retomber à nouveau sous forme de précipitations en effectuant un cycle sans fin.

A l'intérieur de celui-ci, l'homme a développé au 21ème siècle un circuit domestique

de l'eau, le *petit cycle de l'eau* qui représente le parcours de l'eau en milieu urbanisé. On parle du petit cycle de l'eau en référence au grand cycle de l'eau. Toutefois, il ne s'agit pas réellement d'un cycle puisque l'eau traitée est renvoyée vers le milieu naturel et non pas utilisée directement après traitement. On parle aussi de *parenthèse urbaine* (Chocat *et al.*, 2015) car elle correspond plutôt à une étape artificielle du grand cycle de l'eau. Le lien entre ces deux cycles de l'eau est illustré dans la Figure 1.5. En effet, l'eau est captée dans le milieu naturel et subit plusieurs traitements avant de pouvoir être utilisée.

1.1.3.5 Les réseaux d'assainissement

Une fois que l'eau est utilisée par les habitants, on parle d'eaux usées. Elles sont évacuées par un système d'assainissement, le plus généralement en réseaux qui convergent vers une station de traitement des eaux usées (STEU) pour être traitées. Le transport de l'eau peut être mené en réseau d'assainissement unitaire où les eaux usées sont collectées avec les eaux pluviales ou en réseau séparatif les deux réseaux sont séparés afin d'améliorer le traitement des eaux usées non diluées et limiter les rejets d'eaux combinées dans les déversoirs d'orage (Figure 1.6). Les déversoirs d'orage permettent le déversement exceptionnel d'un trop plein du réseau vers le réseau hydrographique naturel mais ces déversement risquent de polluer le milieu naturel. L'objectif de ce système est d'évacuer rapidement les eaux collectées pour éviter les inondations et les rejets vers le milieu naturel. Les eaux collectées sont donc transportées vers les stations de traitement des eaux usées qui sont à l'aval (partie située plus bas que la zone d'intérêt par rapport à la direction d'écoulement de l'eau) des milieux urbanisés. Leur fonction est de retirer un maximum de polluants (macro-déchets, particules fines, matières organiques, fertilisants,...) avant le rejet de l'eau vers le milieu naturel. La quantité comme la qualité de l'eau rejetée est très importante et hautement surveillée par les gestionnaires du réseau.

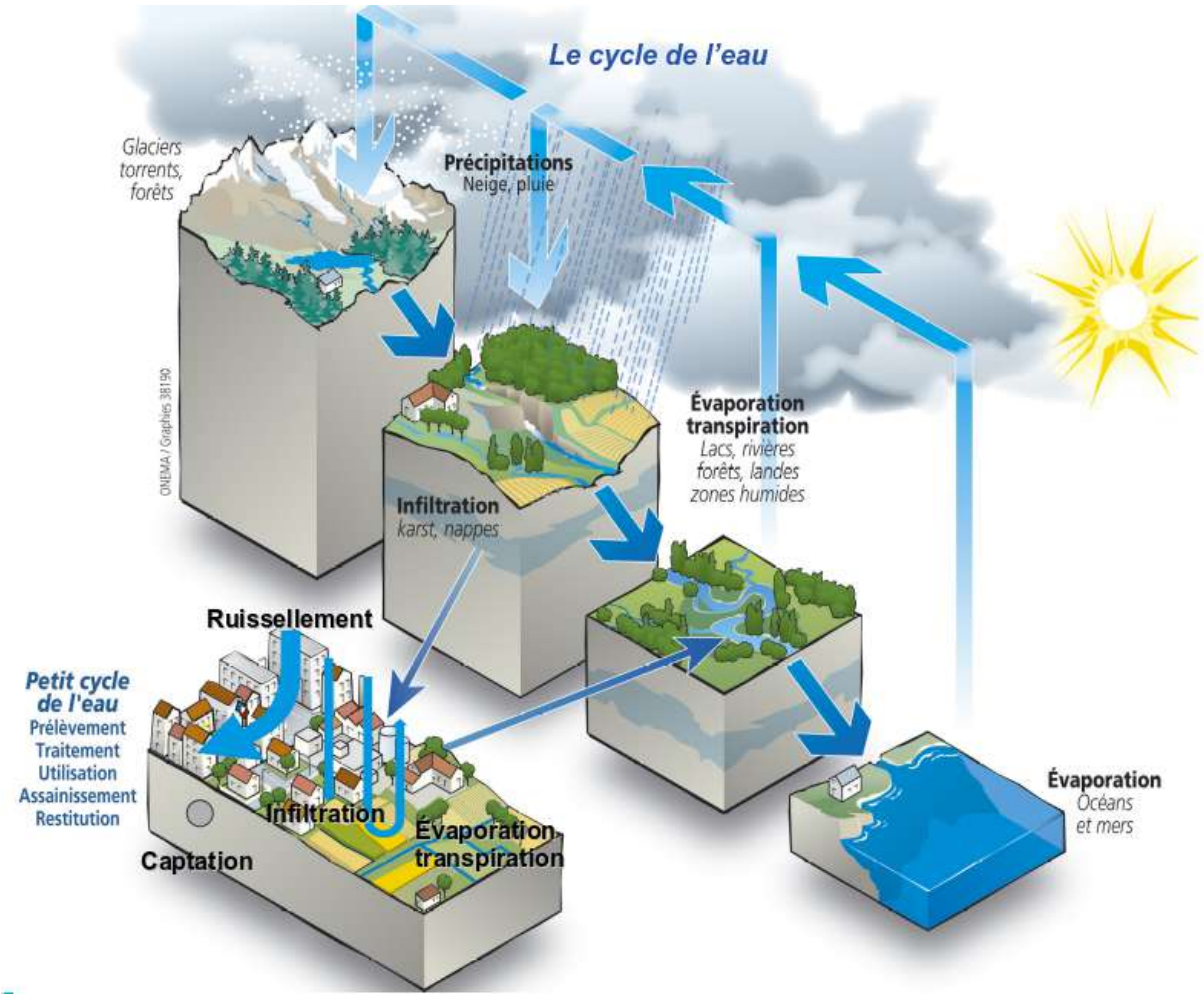


FIGURE 1.5. Lien entre le cycle de l'eau naturel et le petit cycle de l'eau en ville. Adapté de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) (2012). En milieu urbain, le ruissellement est exacerbé alors que l'infiltration et l'évapotranspiration sont réduite par rapport au milieu naturel.

Contrairement au réseau d'eau potable, le réseau d'assainissement cherche a être arborescent. Cela revient à ce que l'eau provenant de l'amont s'écoule vers l'aval avec un seul exutoire (un point spécifique où plusieurs chemins d'eau se rejoignent) possible. Avec l'urbanisation croissante, il n'est pas rare de trouver des maillages (Figure 1.7) en certains points du réseau qui rendent donc possible l'écoulement aval dans deux branchements différents. Son activation ou non dépend d'un seuil de débit associé au maillage, il s'agit donc d'un branchement qui permet de diriger exceptionnellement une partie de l'eau collectée vers un exutoire différent du sens d'écoulement habituel. Ce type d'installation est surtout présent dans les plus grandes métropoles où la gestion de tels réseaux est plus complexe.

La présence du réseau d'assainissement en ville en fait un élément à part entière du

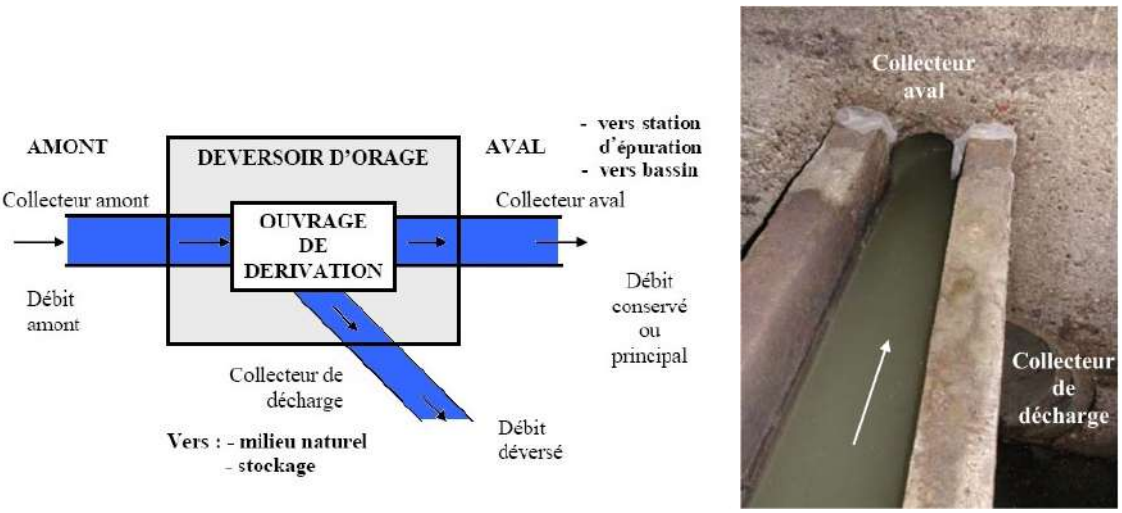


FIGURE 1.6. Schéma de principe et photo d'un déversoir d'orage (Vazquez *et al.*, 2006). L'eau arrive de l'amont et s'écoule vers le collecteur l'aval. S'il y a trop de débit, une partie peut se décharger/déverser vers le collecteur de décharge. Ce débit déversé rejoint la plupart du temps le milieu naturel.

bilan hydrologique urbain. Il s'y produit des infiltrations d'eau par le milieu naturel (Burns *et al.*, 2005). Il possède un risque de débordement en cas de fortes pluies, mais aussi de surverse par les déversoirs d'orage vers le milieu naturel.

— Le bilan hydrologique

Le bilan hydrologique en milieu naturel peut s'exprimer sous la formation suivante :

$$P = E + \Delta S + D + R \tag{1.3}$$

Avec :

— P les précipitations,

— E l'évapotranspiration du sol et des végétaux,

— ΔS la variation de stockage de l'eau dans le sol ou sur les surfaces (route, toits, feuilles),

— D l'eau drainée par le sous-sol rejoignant une nappe ou des couches de sol plus profond,

— R le ruissellement.

En milieu urbain, la formulation du bilan hydrologique s'exprime :

$$P + I + F_e = E + \Delta S + D + R \tag{1.4}$$

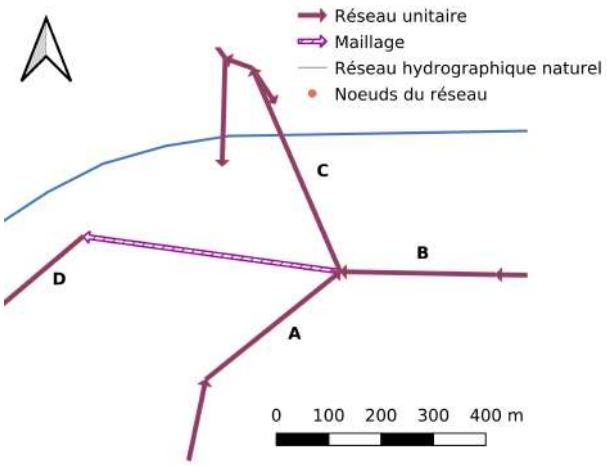


FIGURE 1.7. Illustration d'un maillage sur un réseau d'assainissement. L'eau provient des chemins A et B et s'écoule en fonctionnement normal vers le chemin C. En fonctionnement particulier (dépassement d'un seuil de débit), le maillage peut s'activer et l'eau s'écoulera vers le chemin D.

Avec :

- P les précipitations,
- I l'irrigation,
- F_e le flux anthropique d'eau rejeté en lien avec les activités humaines (transports, activités, industries, climatisation),
- E l'évapotranspiration du sol et des végétaux,
- ΔS la variation de stockage de l'eau dans le sol ou sur les surfaces (route, toits, feuilles),
- D l'eau drainée par le sous-sol hors du modèle,
- R le ruissellement.

Les processus hydrologiques des zones urbaines sont similaires à ceux des zones naturelles mais ils se produisent à des échelles temporelles et spatiales beaucoup plus rapides et fines en milieu urbain qu'en milieu naturel. C'est donc leur importance relative qui varie majoritairement avec un ruissellement de surface qui est augmenté, l'évapotranspiration diminuée comme l'infiltration et donc le stockage d'eau dans le sol.

1.1.4 L'évapotranspiration, coupleur hydro-climatique

Les bilans hydrologique et d'énergie sont liés par l'évapotranspiration à travers le flux de chaleur latente.

$$LE = E \times L_v \tag{1.5}$$

Avec :

— LE le flux turbulent de chaleur latente, qui traduit les échanges d'énergie liés au changement de phase de l'eau liquide en vapeur d'eau depuis le sol vers l'atmosphère (ou inversement),

— E l'évapotranspiration du sol et des végétaux,

— L_v la chaleur latente de vaporisation (pour une température et une pression données).

Les problématiques rencontrées en milieu urbain ont été développées au travers des bilans en eau et en énergie. Or ces deux bilans sont liés par un même processus : l'évapotranspiration. C'est pourquoi, il est important d'étudier le couplage entre l'hydrologie et le micro-climat des villes (Qiu *et al.*, 2017). Ils sont en effet peu étudiés de façon conjointe, car ils ont trait à des thématiques scientifiques distinctes faisant appel à des modèles différents. Ce flux est lié au processus d'évaporation de l'eau déposée sur les feuilles et le sol et de la transpiration par la végétation. Par conséquent, la végétation est un élément déterminant de ce couplage.

La végétalisation constitue donc une solution largement privilégiée pour le réaménagement des villes car elle génère de l'évapotranspiration tout en réduisant le processus de stockage de la chaleur par les surfaces imperméables. Cette même amélioration du milieu urbain permet aussi d'intercepter les précipitations et favoriser l'infiltration en limitant ainsi la quantité d'eau collectée par les réseaux d'assainissement (Burns *et al.*, 2012).

1.2 Les méthodes de modélisation existantes

1.2.1 Les approches de modélisation urbaine

Les modèles de ville visent à représenter le plus précisément possible les processus en jeu en milieu urbain dans le but d'améliorer les connaissances des liens entre l'ensemble de ses composantes, de mener des études d'impact en contexte de changement climatique et/ou pour tester les effets de scénarios d'aménagement. Il existe plusieurs approches et échelles de modélisation pour représenter le milieu urbain. En effet, des modèles s'intéressent à caractériser le milieu urbain à l'échelle d'une rue, d'un quartier, d'un arrondissement ou enfin de la ville dans son ensemble. Ces résolutions spatiales de travail entraînent la considération de processus différents.

Pour l'étude du micro-climat urbain jusqu'à l'échelle de la ville, les modèles les plus généralement utilisés sont les modèles de canopée urbaine (UCM, Urban Canopy Model).

Ils représentent les zones urbaines à méso-échelle, c'est-à-dire que les composantes du paysage urbain ne sont pas résolues explicitement (forme et détails des bâtiments ou d'une rue) mais des approximations sont faites en s'appuyant sur des proportions relatives d'occupation du sol et des propriétés des matériaux utilisés pour paramétrer les processus à l'échelle d'un quartier. Cette approche de modélisation considère les effets des surfaces imperméabilisées en interaction avec leur environnement sur l'atmosphère urbaine.

Les modèles hydrologiques urbains reposent sur la formulation d'une fonction de production des écoulements (la prise en compte des pertes sur les apports d'eau fournis au modèle avant l'écoulement : évaporation, interception, stockage en surface, infiltration,...) et d'une fonction de transfert (transport de l'eau collectée par les différentes surfaces vers leurs exutoires). Cette dernière prend en compte les effets des surfaces imperméabilisées sur les débits de ruissellement ou d'eau collectée par les réseaux d'assainissement. Ce sont des modèles qui permettent des études s'étendant de la parcelle à la ville entière (plus rarement) en passant par l'échelle du quartier. L'approche des modèles hydrologiques urbains est focalisée plus particulièrement sur les effets des surfaces sur les écoulements dans les réseaux ou vers le sous-sol ou les cours d'eau récepteurs.

En modélisation urbaine, la frontière est encore marquée entre les modèles avec des approches hydrologiques incluant les effets du climat urbain (sans interaction bâti-microclimat notamment) et les modèles de climat urbain intégrant les effets de la ville sur l'hydrologie (sans description des processus hydrologiques de sous-sol) même si Mitchell *et al.* (2008) mettent en avant l'importance de modéliser de façon couplée les processus énergétiques et hydrologiques. Les deux types de modélisation ont toutefois un but commun, celui d'inclure des solutions d'aménagement et d'adaptation de la ville. Le modèle TEB est un modèle précurseur de ce couplage de l'hydrologie et du micro-climat à l'échelle des villes.

1.2.2 Les modèles hydro-climatiques urbains et études associées

Il existe aujourd'hui de nombreux modèles simulant la ville dans le but de mieux comprendre les processus physiques régissant le climat urbain. Certains incluent la végétation (Martilli *et al.*, 2002 ; Lee et Park, 2008 ; Lee et Baik, 2011), détaillant des couches verticales de l'atmosphère (Kondo *et al.*, 2005 ; Chen *et al.*, 2011) et rendant possible la représentation plus ou moins réaliste des effets radiatifs, énergétiques et dynamiques entre les surfaces artificielles, naturelles et l'air du canyon (Krayenhoff *et al.*, 2014 ; Krayenhoff *et al.*, 2020, 2021). En parallèle, des modèles d'hydrologie urbaine permettent de simuler les processus de surface et de subsurface du bilan hydrologique urbain. Ils peuvent aller du modèle simple de pluie-débit, à représenter différentes aires d'études allant de la parcelle (Rodriguez *et al.*, 2005 ; Dupont *et al.*, 2006 ; Versini

et al., 2018) à l'échelle de la ville (Coutu *et al.*, 2012) et permettent d'étudier des évènements ponctuels ou de plus longues périodes, tout en considérant ou non le réseau d'assainissement urbain.

Grimmond *et al.* (2011), dans leur exercice d'intercomparaison d'UCM, mettent en exergue que malgré l'ajout de la végétation au sol dans les modèles de microclimat urbain, l'erreur sur les flux de chaleur latente simulés reste du même ordre de grandeur que la variable simulée elle-même. D'où le couplage nécessaire de l'hydrologie et du climat urbain pour représenter des processus énergétiques et hydrologiques plus réalistes et par conséquent également l'ensemble des variables hydro-climatiques. Pour modéliser fidèlement l'évapotranspiration, il est nécessaire que l'ensemble des variables micro-climatiques et hydrologiques soient fiables, car ce terme dépend d'un grand nombre de paramètres caractérisant l'environnement urbain (DiGiovanni-White *et al.*, 2018), dont le contenu en eau des sols. Afin d'améliorer le calcul des flux de chaleur liés à la teneur en eau du sol, les modèles de climat urbain cherchent à intégrer plus spécifiquement le sous-sol urbain dans leur développement (Järvi *et al.*, 2011 ; Wang *et al.*, 2012) pour mieux coupler le transport de l'énergie et de l'eau à l'intérieur de la canopée urbaine.

1.2.3 Le modèle TEB dans la plateforme SURFEX

Le modèle choisi pour mener l'étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne est le modèle de ville intégré dans la plateforme de modélisation de la surface SURFEX (SURFaces EXternalisées, Masson *et al.*, 2013). Cet outil est développé en majeure partie par Météo-France au Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM) mais aussi avec la collaboration d'autres contributeurs internationaux. SURFEX permet de représenter les échanges surface-atmosphère en termes d'énergie, d'eau, de carbone, de particules fines, de neige, etc. Ces échanges sont développés sur la base de plusieurs modèles physiques permettant de décrire (Figure 1.8) :

— les surfaces urbaines (TEB : Town Energy Balance, Masson, 2000),

— les surfaces terrestres naturelles (ISBA : Interaction Sol-Biosphère-Atmosphère, Boone *et al.*, 1999),

— les surfaces d'eau continentales (WATFLUX, Charnock, 1955 ; Louis, 1979),

— les océans (Gaspar *et al.*, 1990).

Cette plateforme est discrétisée en une grille de simulation régulière pouvant contenir chacune des quatre paramétrisations décrites par leurs fractions respectives d'occupations du sol. Les variables diagnostiquées sont calculées respectivement avec chacun des modèles mais aussi de façon intégrée sur la maille de modélisation à partir de la pondération des

fractions d'occupation du sol par chaque type de surface. Ce code *externalisé*, peut être utilisé couplé à des modèles météorologiques ou de climat (*online*, ce qui permet alors la prise en compte des effets rétroactifs des surfaces sur l'atmosphère et le climat local) ou bien forcé par des observations (*offline*). Cette dernière configuration est moins coûteuse et donc permet des simulations sur des domaines plus grands et pour de plus longues durées.

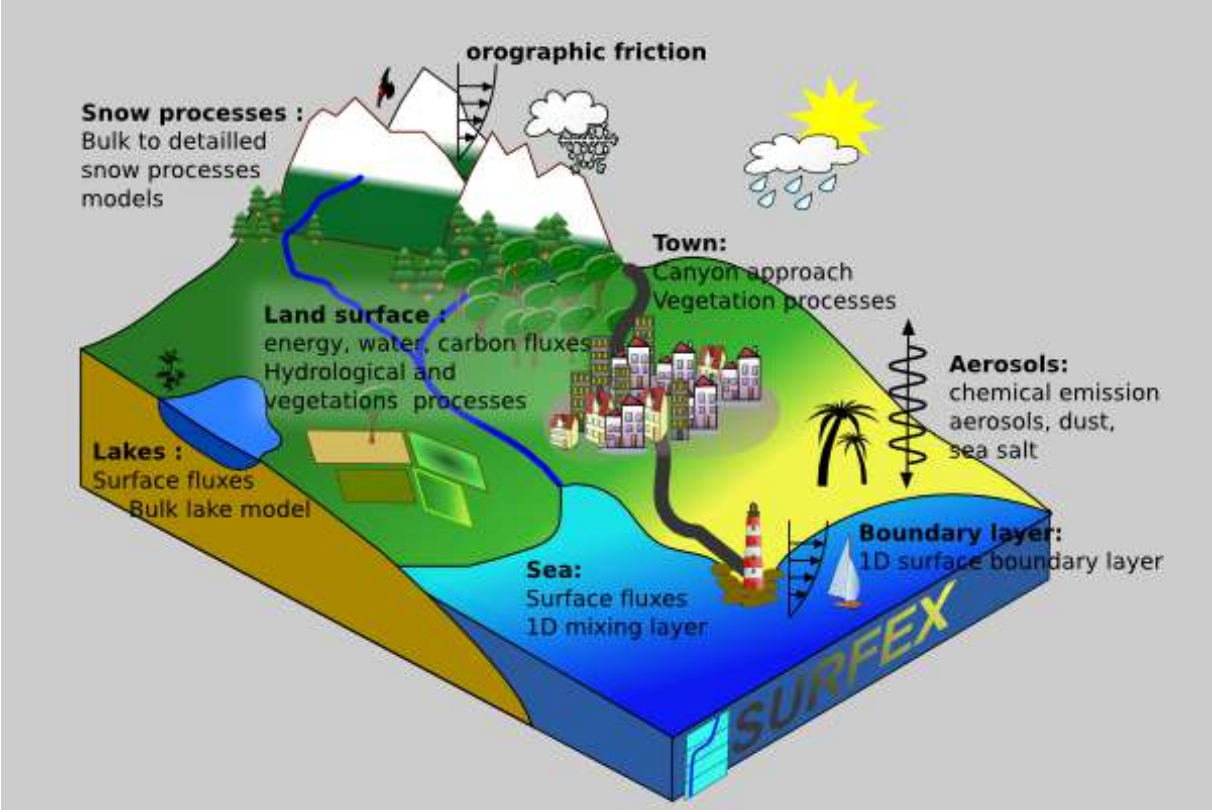


FIGURE 1.8. Schéma représentant les différents modèles intégrés dans la plateforme SURFEX. Source : Masson *et al.* (2013).

Modélisation des mers et océans

Les flux de surfaces dépendant de la température de surface des mers et des océans peuvent être calculés suivant différentes paramétrisation. Il est possible de fixer la température de surface si les simulations ne durent que quelques jours. Pour des simulations plus longues, un modèle océanique 1D (Gaspar *et al.*, 1990) peut être utilisé. Il ne permet pas de représenter l'advection horizontale mais prend en considération le mélange vertical turbulent.

Modélisation des surfaces d'eau continentales

Le modèle WATFLUX calcule l'impact de la présence de surfaces d'eau douce sur les variables décrites dans le modèle à travers les flux d'eau et d'énergie. Il permet, de façon relativement simple, de diagnostiquer les flux turbulents à l'interface air-eau à partir de la longueur de rugosité de la surface d'eau (Charnock, 1955 ; Louis, 1979) avec une température de surface de l'eau fixe tout au long de la simulation. La limite de cette méthode simple est qu'elle ne prend pas en compte le cycle diurne de la température de surface de l'eau. Cela ne pose pas de problème pour les lacs profonds pour lesquels la température de surface varie peu. Pour les surfaces d'eau plus petite ou moins profondes, cela peut entraîner des erreurs puisque leur amplitude de température journalière peut atteindre plusieurs degrés.

Modélisation des surfaces terrestres naturelles

Le modèle ISBA est un modèle de surface à l'interface entre les modèles atmosphériques et hydrologiques, se basant sur des principes agronomiques, qui résout les échanges d'eau et d'énergie des surfaces naturelles, en surface mais aussi dans le sous-sol. Il intègre une description du sous-sol multi-couches, une description précise de la végétation avec 19 types de combinaisons sols nu et de végétation afin d'analyser les effets de divers types d'environnements.

ISBA-DIF (Decharme *et al.*, 2011 ; Decharme *et al.*, 2013) permet d'affiner la distribution verticale des transferts hydriques et de chaleur. Le sous-sol peut être discrétiser en 12 ou 14 couches. Les couches de surface sont très fines pour discrétiser plus finement les variations plus rapides du contenu en eau du sol et de la température. L'épaisseur des couches augmente ensuite avec la profondeur.

L'hydrologie continentale peut prendre en considération le ruissellement de surface et le drainage vertical de l'eau dans le sol et la présence ou non de neige pouvant être détaillées

également suivant plusieurs couches.

Modélisation des surfaces urbaines

Le modèle TEB, initialement développé par Masson (2000) est un schéma de surfaces urbaines à méso-échelle. Il permet l'étude du microclimat urbain de l'échelle du quartier à une agglomération urbaine. Il s'appuie sur l'hypothèse de représentation de la rue sous forme de canyon urbain (Oke, 1982). Cette approximation entraîne la description d'un petit quartier (équivalent à une maille de modélisation) sous la forme d'une rue idéalisée infinie composée d'une route et de végétation entourées de part et d'autre de bâtiments d'une hauteur définie (Figure 1.9). Ainsi, TEB est composé de deux compartiments historiquement caractérisés par leur fraction d'occupation du sol urbain : les bâtiments et la route. Plus récemment, le compartiment des jardins a été intégré (Lemonsu *et al.*, 2012). Ce concept permet de calculer les diagnostics spécifiques de chaque compartiment puis de les agréger à l'échelle de la partie urbaine de la maille modèle. TEB calcule un bilan radiatif détaillé dépendant des effets de la géométrie du canyon qui crée des effets d'ombrage ou de piégeage radiatif. Les différents flux turbulents sont pris en compte, résolvant le bilan énergétique de surface. Il considère également les effets de conduction et de stockage de chaleur des différentes surfaces composées chacune de matériaux spécifiques. Le modèle prend en compte depuis sa version historique, l'interception de la pluie et de la neige par les surfaces urbaines ainsi que l'évolution de leurs réservoirs.

Les caractéristiques des surfaces urbaines doivent être fournies en entrée du modèle : les propriétés géométriques des bâtiments (hauteur moyenne, rapport d'aspect du canyon (hauteur/largeur)), les propriétés thermo-radiatives (albédo et émissivité des différentes surfaces, conductivité et capacité thermique et épaisseur des différentes couches de matériaux pour les toits, les murs et la route.

Plusieurs paramétrisations améliorant la version historique de TEB ont été développées. Le modèle calculait la température de l'air et les autres variables météorologiques à mi-hauteur du canyon urbain, **TEB-SBL** (Hamdi et Masson, 2008 ; Masson et Seity, 2009) a permis de résoudre la couche limite de surface en calculant un profil vertical dans le canyon. Cette paramétrisation permet de discrétiser les différentes variables micro-climatiques suivant six niveaux à l'intérieur du canyon urbain.

L'indicateur de confort thermique qu'est l'Universal Thermal Climate Index (UTCI) a été intégré dans le modèle (**TEB-UTCI** Bröde *et al.*, 2012) pour évaluer le stress thermique ressenti par des personnes dans la rue ou à l'intérieur des bâtiments. L'UTCI

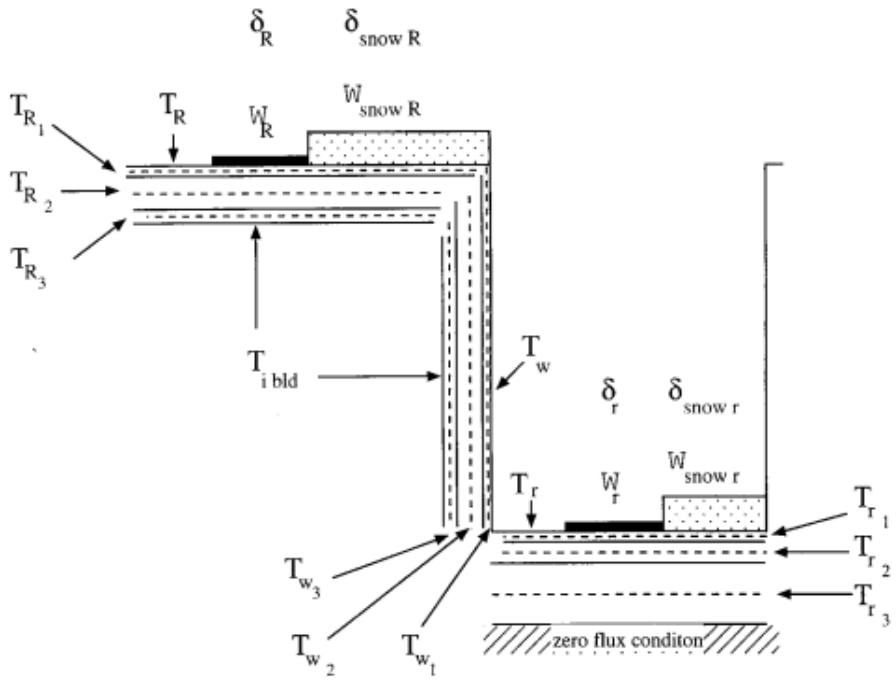


FIGURE 1.9. Schéma de la représentation de la rue canyon dans la version historique de TEB avec les différents processus pris en compte pour chaque surface imperméabilisée : route (r), mur (w), toit (R), et les différentes couches de matériaux les composant. Source :Masson (2000).

s'appuie sur le modèle physiologique développé par Fiala *et al.* (2012) qui repose sur la prise en compte des échanges thermiques entre le corps humain et l'atmosphère environnant. Cet indice est exprimé en température ressentie ($°C$).

1.2.3.1 Paramétrisation des interactions végétation-bâti

TEB a été initialement développé exclusivement pour prendre en compte les effets des surfaces artificielles sur le climat urbain, les processus des surfaces naturelles étant calculés avec le modèle ISBA de façon découplée.

La végétation a été par la suite intégrée de façon couplée dans TEB pour considérer les interactions des surfaces naturelles et artificielles à l'intérieur du canyon urbain. Les surfaces végétalisées sont présentes actuellement sous trois pramétrisations qui peuvent être activées simultanément ou découplées :

— La végétation herbacée et arbustive représentée comme un couvert au sol (TEB-Veg, Lemonsu *et al.*, 2012),

— La végétation arborée (TEB-Tree, Redon *et al.*, 2017 ; Redon *et al.*, 2020) : Cette paramétrisation prend en compte les effets d'ombrage et de traînée des arbres

urbains ainsi que leur impact sur la géométrie de la rue,

— Les toitures végétalisées (TEB-Greenroof de Munck *et al.*, 2013), comprenant une couche de substrat et de graviers drainant, renforçant l'isolation thermique des bâtiments.

Comparaison des paramétrisations TEB-Veg et TEB-Tree

La Figure 1.10 représente la comparaison des deux paramétrisations de la végétation dans TEB, TEB-Veg sans représentation explicite des arbres et TEB-Tree avec la représentation explicite de la végétation arborée. Pour une même fraction de route (f_{road}) et de bâtiment (f_{bld}) :

— Dans TEB-Veg, les arbres sont agrégés dans la fraction de jardin (f_{garden}) représentée au sol, avec la prise en compte de propriétés différentes (LAI (indice foliaire), LAD (densité de feuillage),...),

— Dans TEB-Tree, la couronne des arbres peut être superposée à la route et au jardin. Elle est caractérisée par la hauteur du tronc (h_{tk}), base de la couronne et la hauteur de l'arbre (h_t) sommet de la couronne. La végétation arborée possède donc une fraction d'occupation du sol indépendante (δ_t), qui peut être supérieure à la fraction de jardin. Cette configuration est plus réaliste.

Les paramètres d'entrée du modèle TEB-Tree

Pour l'utilisation du modèle TEB-Tree, il est possible de prescrire pour chaque maille :

— La fraction de maille avec de la végétation haute dans le canyon urbain(f_{hveg}) (-),

— La hauteur de l'arbre (h_t) (m),

— La hauteur du tronc (h_{tk}) (m),

— La largeur de la couronne de l'arbre (h_{crown}) (m).

Processus pris en compte avec la paramétrisation TEB-Tree

La représentation explicite des arbres de rue permet la modélisation de leurs impacts sur le transfert radiatif (Redon *et al.*, 2017). Le feuillage de la végétation arborée intercepte le rayonnement incident, une partie de l'énergie reçue est absorbée, l'autre est transmise ou réfléchie. Ainsi, les arbres émettent également du rayonnement infra-rouge en fin de journée en revenant à leur état d'équilibre. Les écoulements d'air dans les canyons urbains sont donc également modifiés dans cette nouvelle paramétrisation des arbres urbains (Redon *et al.*, 2020). La canopée arborée ralentit le vent. La prise en compte explicite des

différentes strates de végétation urbaine a alors un impact sur les flux d'eau et d'énergie à la surface et dans le sol.

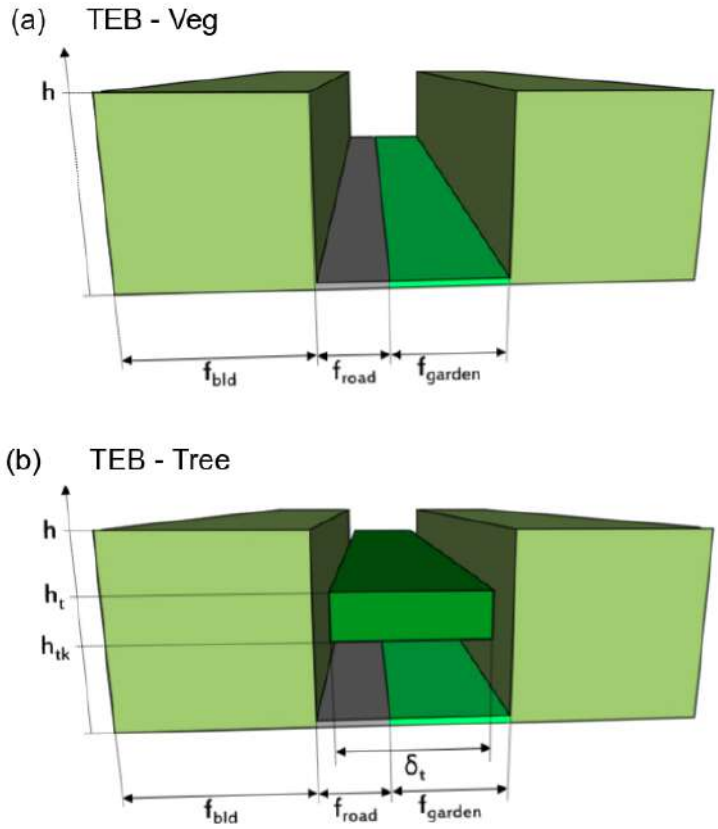


FIGURE 1.10. Schéma représentant l'intégration de la végétation dans le canyon urbain de TEB, avec la considération de la végétation herbacée et arborée comme un couvert au sol (TEB-Veg, a, Lemonsu *et al.* (2012)) et la description explicite de la végétation arborée (TEB-Tree, b, Redon *et al.* (2017)). D'après Redon *et al.* (2017).

1.2.3.2 Paramétrisation de l'hydrologie urbaine

Une collaboration entre l'Université Gustave Eiffel (ex-IFSTTAR) et le CNRM a aussi permis l'amélioration du bilan en eau de ce modèle (TEB-Hydro, Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018) par l'ajout, d'un sous-sol urbain, d'un réseau d'assainissement et des processus liés aux transferts d'eau en milieu urbain. Il existe peu de modèles prenant en compte ces deux composantes à la fois. L'objectif à terme de ce modèle hydro-climatique urbain est de permettre à terme l'évaluation combinée de stratégies d'aménagement et d'adaptation pour évaluer leurs impacts respectifs et combinés à l'échelle d'un territoire.

Le modèle TEB-Hydro (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018) représente de façon détaillée le sous-sol et les transferts hydrologiques en ville. Ce modèle intègre un sous-sol urbain contenant un réseau d'assainissement présent dans le sous-sol du compartiment de route (Figure 1.11). Il permet de prendre pleinement en compte les interactions entre le bilan

énergétique et le bilan hydrique par le calcul explicite de l'évapotranspiration (E et ET). La capacité d'interception et de rétention de l'eau des toits et des routes par les réservoirs d'eau de surface est prise en compte, entraînant un ruissellement de surface (R) si les seuils sont dépassés. L'infiltration (I) de l'eau dans le sol est modélisée, puis l'eau est transférée verticalement dans les couches du sous-sol. Cette description du sous-sol est également améliorée avec l'évolution de la teneur en eau du sol (Wgr) par le transfert horizontal de l'eau (T) sous les différents compartiments (jardin, bâtiments et routes). L'eau du sol peut être drainée par le réseau d'assainissement (Isew) et D représente le drainage dans la couche la plus profonde du sous-sol.

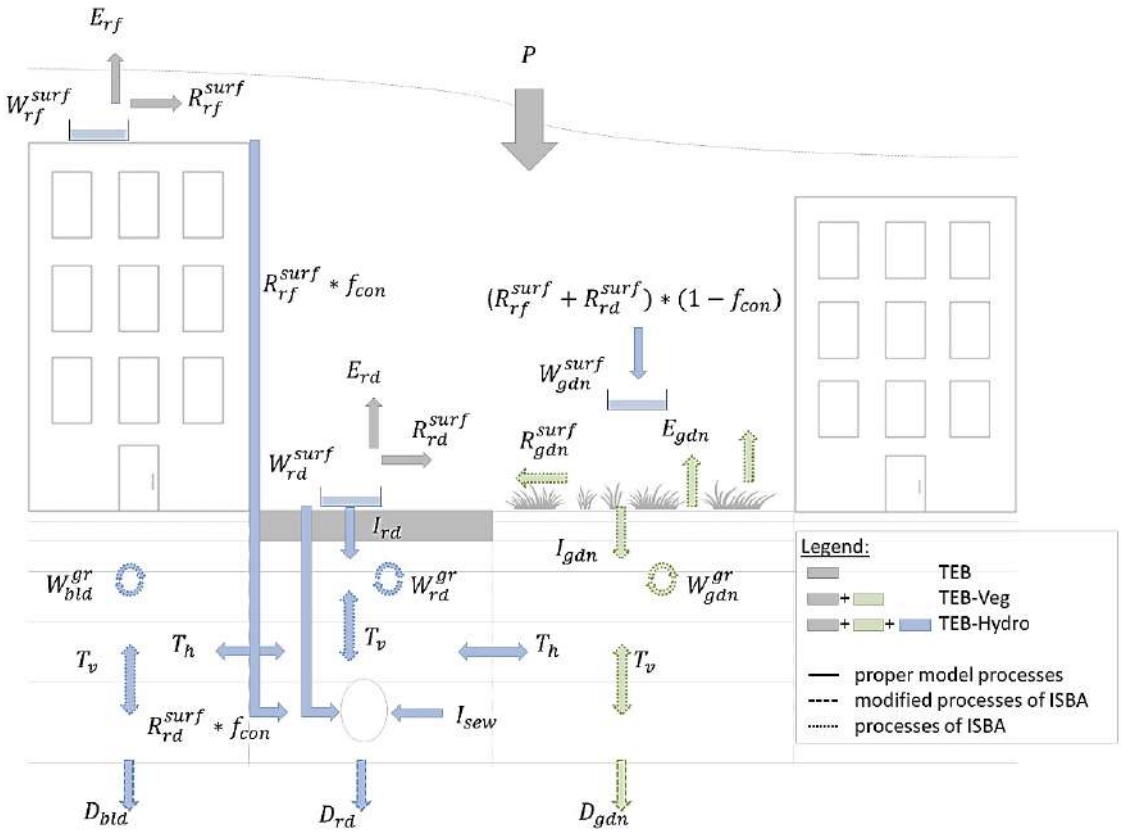


FIGURE 1.11. Schéma des processus hydrologiques modélisés dans le modèle TEB-Hydro ; les indices rf (pour le toit) et bld désignent le compartiment bâtiment, rd le compartiment route et gdn le compartiment jardin. D'après Stavropulos-Laffaille *et al.* (2018).

Les paramètres d'entrée du modèle TEB-Hydro

Pour l'utilisation du modèle TEB-Hydro, il est possible de prescrire :

— La densité de réseau d'eaux usées ($Dens_{waste}$) et de réseau d'eau pluviale ($Dens_{storm}$) (-),

— La profondeur du réseau d'assainissement (D_{sewer}) (m),

— La capacité maximale de rétention du réservoir de surface des voiries ($W^{\text{surf}}{}_{max;rd}$) et des toitures ($W^{\text{surf}}{}_{max;rd}$) (mm),

— Le taux d'infiltration d'eau à travers le réseau (IPsewer) (-),

— La vitesse maximale d'infiltration à travers la voirie (Iroad) ($m.s^{-1}$),

— La fraction des surfaces imperméabilisées connectées au réseau (Connex) (-),

— Le taux de limitation du drainage profond (Urbdrain) (-).

La fonction de transfert de l'eau dans TEB-Hydro

Externalisé à la simulation, il existe aussi une fonction de transfert de l'eau inter-mailles associée au modèle TEB-Hydro généralement qualifié de *routage* (Allard, 2015). Cet outil repose sur une description des chemins hydrologiques associés à chaque maille. Il permet de représenter les écoulements en rivière, en versant (topographiques), en souterrain et en réseau d'assainissement de manière simplifiée. La résolution de travail désirée est définie au préalable à l'aide d'une grille à maille régulière. Une vitesse est associée à chaque type d'écoulement. Les écoulements en versant sont déterminés sur les zones sans rivière ni réseau d'assainissement, à l'aide de l'algorithme D8 (Jenson et Domingue, 1988) qui permet à l'écoulement de chaque maille de se faire en direction d'un seul voisin de réception. Cet outil permet le calcul du débit aux exutoires choisis qu'ils soient dans le réseau au niveau de points de transferts, de maillages ou de déversoirs d'orage.

Dans le modèle, les eaux pluviales, qui ruissellent sur des zones où le réseau est défini, sont donc collectées. Le réseau d'eaux usées est représenté pour modéliser l'eau qui peut s'infiltrer dans ce réseau. C'est donc à la fois l'eau précipitée qui a été collectée mais aussi les infiltrations parasites d'eau à travers le réseau d'assainissement qui sont représentées par le modèle mais le débit des eaux usées n'est pas calculé.

Les exutoires de ce réseau sont, soit les stations d'épuration, soit le milieu naturel. Les rejets dans le milieu naturel peuvent être les exutoires des collecteurs d'eau pluviale ou les déversoirs d'orage du réseau unitaire qui s'activent lorsque la capacité des stations d'épuration ne permet pas de traiter l'ensemble des effluents produits. Ainsi, il est régi par un fonctionnement à la fois normal et exceptionnel. Cette configuration permet d'emprunter d'autres voies lors de dépassement de seuils de débits dans les réseaux grâce à l'activation de maillages ou de déversoirs d'orage.

1.2.3.3 Potentiel de couplage des deux paramétrisations

Les paramétrisations TEB-Hydro et TEB-Tree ont été développées en parallèle sur des versions différentes du modèle TEB et de la plateforme SURFEX. Il serait particulièrement

intéressant, si ce n'est primordial, pour étudier la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne, d'activer ces deux paramétrisations simultanément, ce qui n'a encore jamais été fait.

Pour cela, il faut encore évaluer le modèle TEB-Tree sur un domaine représentant à minima un quartier car il n'a été pour l'instant testé que sur un cas particulier en une maille de modélisation (Redon *et al.*, 2020). Par la suite, il faut intégrer TEB-Hydro dans la dernière version de SURFEX.

L'objectif général des outils de modélisation des villes est de représenter plus finement le milieu urbain de façon la plus complète possible. Cela passe par le couplage des processus hydrologiques et énergétiques.

Permettant notamment l'étude de la gestion de l'eau et du confort thermique en ville, le modèle urbain hydro-climatique Town Energy Balance (TEB), constitue un outil pour évaluer les stratégies d'adaptation aux effets de l'urbanisation. L'utilisation de ce modèle permettra de démontrer sa capacité à reproduire fidèlement le micro-climat en milieu urbain. Sa spécificité est de permettre une étude également approfondie de l'hydrologie urbaine à travers les différents écoulements de l'eau en surface et dans le sous-sol. Cela permettra d'identifier les zones sensibles hydro-climatiquement en ville, qui peuvent être réaménagées en fonction. En effet, il permet d'étudier différents scénarios de solutions basées sur la nature (toitures végétalisées, arrosage, ajout de sol perméable...).

Les deux disciplines que sont l'hydrologie urbaine et le climat urbain sont couplées à travers l'évapotranspiration.
Le modèle urbain TEB est particulièrement adapté à l'étude de ce processus étant donné qu'il décrit de façon détaillée l'hydrologie et le micro-climat, et vise leur couplage.

Chapitre 2

Travaux préliminaires sur les composantes du futur modèle couplé

Sommaire

2.1 Sensibilité du modèle à la description de la végétation en ville 37

2.1.1 Présentation et synthèse de l'étude 37

2.1.2 Article 39

2.2 Améliorations apportées aux transferts hydrologiques 65

2.2.1 Modifications et corrections liées au phasage de TEB-Hydro . . 66

2.2.1.1 Eau ruisselée provenant des surfaces artificielles non connectées au réseau d'assainissement 66

2.2.1.2 Transferts horizontaux d'eau dans le sous-sol urbain . 66

2.2.1.3 Longueurs de réseau d'assainissement 68

2.2.2 Ajouts spécifiques aux besoins de l'étude 68

2.2.2.1 Indicateur de l'état hydrique des sols 68

2.2.2.2 Spatialisation des caractéristiques hydrologiques de TEB-Hydro 69

2.2.3 Amélioration, adaptation et spatialisation du bilan hydrologique aux nouveaux processus physiques 69

2.2.3.1 Nouveaux processus physiques pris en compte 70

2.2.3.2 Calcul spatialisé du bilan hydrologique 70

2.2.4 Étude de sensibilité de la nouvelle formulation du code aux caractéristiques hydrologiques de TEB-Hydro 71

Les paramétrisations Tree (Redon *et al.*, 2017 ; Redon *et al.*, 2020) et Hydro (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2021a) ont été développées dans TEB de façon indépendante, sur la base d'études de processus spécifiques, grâce à des jeux d'observations distincts à l'échelle d'une maille. Dans le but de pouvoir utiliser le modèle TEB avec ces paramétrisations combinées pour l'étude de la réponse hydro-climatique de la grande zone d'étude qu'est Paris et sa petite couronne, il est nécessaire d'une part d'évaluer l'apport de la paramétrisation TEB-Tree à l'échelle d'un domaine, et d'autre part d'intégrer la paramétrisation TEB-Hydro dans la dernière version de TEB possédant TEB-Tree. Il s'agit aussi de vérifier la bonne compatibilité numérique de ces deux paramétrisations dans TEB.

Comme décrit précédemment, le couplage hydro-climatique dans le modèle est inévitablement en lien avec le compartiment végétation qui régule les transferts d'eau entre le sol et l'atmosphère (Sous-section 1.1.4). Les caractéristiques de la végétation ont alors un rôle primordial à jouer dans ces échanges. En effet, l'humidité du sol est un des paramètres clés qui contrôle l'évapotranspiration et par conséquent les conditions microclimatiques environnant la plante. Pourtant, peu de bases de données décrivent la végétation urbaine comme la BD TOPO de l'IGN (IGN, 2015) ou OpenStreetMap (OpenStreetMap Contributors, 2021). Spécifiquement la question de l'accès à des bases de données de haute résolution se pose de plus en plus pour la modélisation des milieux urbains (Masson *et al.*, 2020b), où les informations d'occupation du sol par la végétation sont peu collectées contrairement aux surfaces artificielles (bâtiments, revêtements,...). Une étude de sensibilité est donc menée dans en lien avec la description de la végétation dans le modèle urbain et son réalisme, à l'échelle d'un quartier documenté d'observations. Elle est présentée dans la Section 2.1.

Après avoir analysé la sensibilité du modèle TEB à la description et la modélisation de la végétation urbaine, des tests relatifs aux transferts hydrologiques ont été menés à l'échelle d'une maille de modélisation. Ils m'ont permis de m'assurer que l'intégration de TEB-Hydro dans la version la plus détaillée et la plus récente de TEB, contenant TEB-Tree, n'avait pas entraîné de modifications délétères. Ces tests ont mis en évidence la nécessité d'ajustements, qui sont détaillés dans ce chapitre. Le bilan hydrologique de TEB-Hydro, considérant l'ensemble des apports et stockages d'eau dans le modèle, a été raffiné à la lumière de ces nouveaux ajustements. Enfin, des améliorations spécifiques pour mener les simulations sur le domaine englobant l'agglomération parisienne et son analyse sont apportées.

2.1 Sensibilité du modèle à la description de la végétation en ville

L'étude de sensibilité est résumée dans la section suivante et sera présentée en détail dans l'article soumis au *Journal of Applied Meteorology and Climatology*.

2.1.1 Présentation et synthèse de l'étude

Cette étude de sensibilité et d'évaluation du modèle a pour but de comprendre et qualifier le comportement du modèle micro-climatique TEB quand deux paramétrisations physiques plus ou moins raffinées pour décrire la végétation en interaction avec l'environnement urbain sont activées, tout en lui fournissant en entrée des données de surface plus ou moins détaillées. Pour mener cette étude, il était nécessaire de disposer pour un même territoire d'une cartographie détaillée de la végétation urbaine (notamment avec ses différentes strates) et d'observations micro-climatiques. Ces conditions ont pu être réunies à l'échelle du quartier toulousain de Papus-Bordelongue, visible sur la FIG. 2 de l'article de Bernard et al. (soumis), présenté ci-après.

Le choix du domaine d'étude s'est porté sur un quartier toulousain car une campagne de mesures du projet EUREQUA (Evaluation mUltidisciplinaire et Requalification Environnementale des Quartiers, url : https ://www.umr-cnrm.fr/spip.php ?article734) a notamment été menée sur ce quartier (en plus de deux autres villes d'étude : Marseille et Paris). Ce projet a eu pour objectif de proposer une méthodologie pour le réaménagement des quartiers en apportant une approche pluridisciplinaire (climat, qualité de l'air, niveau de bruit) sur la base d'observations, enquêtes et simulations numériques.
Dans le cadre de la période d'observation intensive menée en 2014 sur le quartier Papus de Toulouse (Haouès-Jouve *et al.*, 2020), des parcours piétons ont permis de mesurer les caractéristiques micro-climatiques à l'intérieur de ce quartier présentant une forte hétérogénéité paysagère.

Parallèlement, une base de données distinguant la végétation haute (arborée) et basse (pelouse, arbustes) à 50 cm de résolution sur la ville de Toulouse était disponible (Crombette *et al.*, 2014). Celle-ci est dérivée d'images satellite Pléiades de 70 cm de résolution (url :https ://earth.esa.int/web/eoportal/satellite-missions/p/pleiades) prises en mai 2012 et rééchantillonnée à 50 cm. Cette période correspond à une période où la végétation est bien développée. Cette cartographie détaillée de la végétation a été combinée aux données de la BD TOPO (IGN, 2015) pour obtenir une description spatialisée de l'occupation du sol du quartier étudié à 100 m de résolution, avec une représentation beaucoup plus réaliste de la végétation urbaine que celle proposée dans la

BD TOPO.

La disponibilité de ces données à haute résolution et sur des périodes d'observation très proches a par conséquent motivé l'application de TEB sur cette zone pour mener l'étude de sa sensibilité à la description de la végétation.

Cette étude cherche à répondre à la question du choix du niveau de description de la végétation dans les modèles de climat urbain et le niveau de précision nécessaire à fournir en entrée des modèles pour décrire la surface à l'échelle de quartiers urbains hétérogènes. Le quartier sélectionné pour cette étude (Figure 2.1) présente une grande variabilité de surfaces bâties et naturelles (tours entourées d'espaces verts arborés, petites barres d'immeubles ou maisons individuelles avec jardins), qui le qualifie parfaitement pour cette étude. Une nouvelle méthode est présentée, généralisable à d'autres territoires urbains, pour construire une base de données d'occupation des sols pertinente pour la modélisation urbaine. Cette nouvelle base de données a permis de mettre en oeuvre des simulations micro-climatiques sur le domaine toulousain étudié. Les variables micro-climatiques observées pendant la campagne EUREQUA (température, vent, humidité, UTCI) ont été comparées à celles simulées :

— dans la configuration de modélisation standard de la végétation urbaine de TEB (TEB-Veg-TOPO), qui la simule comme un couvert au sol (approche *big-leaf*),

— avec une meilleure description des surfaces végétalisées (TEB-Veg-PLEI),

— avec une meilleure description des surfaces végétalisées et une meilleure modélisation des strates végétales (TEB-Tree-PLEI).

Cette dernière configuration (activation de la paramétrisation physique TEB-Tree) permet de prendre en compte les effets liés à la présence d'arbres dans les canyons urbains. Cette paramétrisation d'arbres de rue permet de modéliser l'interception du rayonnement par les arbres (effets d'ombrage en ce qui concerne le rayonnement visible et stockage de chaleur dans la canopée végétale pour l'infra-rouge thermique), l'évapotranspiration de façon plus réaliste, ainsi que la modification de l'écoulement de l'air dans les canyons du fait de la présence arbres (par une force de traînée) .

Tout d'abord, le raffinement de la base de données de la végétation, avec une meilleure résolution spatiale et par conséquent une couverture spatiale plus réaliste, ainsi qu'une distinction des strates végétales, améliore la modélisation de la température de l'air. Elle est en moyenne plus proche des observations (MBE inférieur de 0.20 $°C$) pour l'ensemble des points du parcours étudiés. D'autre part, l'amélioration de la description de la végétation dans le modèle et par conséquent des processus physiques associés à la



FIGURE 2.1. Localisation des zones hétérogènes du quartier d'étude toulousain du projet EUREQUA.

présence d'arbres, entraîne encore une amélioration de la température de l'air simulée par le modèle (MBE inférieur de 0.10 $°C$), mais aussi de la vitesse du vent (MBE inférieur de 0.36 m/s^{-1}) et de l'indice de confort thermique simulés (MBE inférieur de 0.27 $°C$) par rapport à la paramétrisation de la végétation représentée comme un couvert au sol (TEB-Veg).

Cette étude permet de conclure quant à l'intérêt d'une meilleure description et modélisation de la végétation pour la simulation micro-climatique des territoires urbains mixtes et hétérogènes. Elle montre qu'une prise en compte détaillée de celle-ci dans TEB lui permet de fournir une estimation réaliste du niveau de confort thermique ressenti par les habitants en extérieur. Ces résultats sont encourageants pour l'utilisation de TEB comme outil d'aide à la décision à des fins de planification urbaine. Pour ce qui est des études d'aménagement, nécessitant des diagnostics micro-climatiques à des échelles plus fines, typiquement inférieures à 100 m et/ou sur de plus petites zones, des méthodes de modélisation numérique plus adaptées, ayant recours au couplage avec des outils de CFD typiquement, sembleraient plus adaptées que l'utilisation de TEB uniquement.

2.1.2 Article

Cette étude a été soumise au *Journal of Applied Meteorology and Climatology* et est en cours de révision : **Bernard, É.**, de Munck, C. & Lemonsu, A. What contribution

of a more detailed description and parameterization of urban vegetation for urban microclimate modeling with TEB ? Soumis en 2021 à *Journal of Applied Meteorology and Climatology*.

Generated using the official AMS LaTeX template—two-column layout. FOR AUTHOR USE ONLY, NOT FOR SUBMISSION!

JOURNAL OF APPLIED METEOROLOGY AND CLIMATOLOGY

What contribution of a more detailed description and parameterization of urban vegetation for urban microclimate modeling with TEB ?

ÉMILIE BERNARD*

CNRM, Météo-France/CNRS, Toulouse, France / Université Gustave Eiffel, Bouguenais, France

CÉCILE DE MUNCK AND AUDE LEMONSU

CNRM, Meteo-France/CNRS, 42 avenue Gaspard Coriolis, 31057 Toulouse CEDEX, France

ABSTRACT

Cities develop a specific climate related to their morphology and the materials that constitute them. The addition of vegetation in urban areas induces cooling and shading effects that can modify local climate and thermal comfort conditions. The Town Energy Balance (TEB) urban canopy model offers several configurations for a more or less fine-tuned consideration of natural covers and associated physical processes in the urban environment. This study aims to evaluate the sensitivity of TEB to the representation of vegetation and the resolution of the chosen databases in the simulation of microclimatic variables, at the scale of a heterogeneous urban neighborhood located in Toulouse. First, the effect of the improved description of the vegetation input to the model is highlighted by comparing the results obtained with a readily available national database, then with a very high resolution satellite-derived vegetation database. Secondly, the two vegetation parameterizations, with or without explicit tree stratum, available in the TEB model are evaluated and compared. Measurements carried out on specific routes and stop points in a neighborhood of Toulouse, allowed microclimatic variables to be evaluated. Results show that refining the vegetation database can somehow improve the modeling of air temperature. Thanks to enhancing the vegetation description in the model, i.e. physical processes associated with the presence of trees in urban canyons, the air temperature, but also the wind and the thermal comfort index, are better simulated. These results are encouraging for the use of TEB as a decision support tool for urban planning purposes.

1. Introduction

Urban areas are characterized by a complex morphology and predominantly composed of artificial materials. This modifies the radiative, energetic, hydrological and turbulent exchanges between the surface and the atmosphere compared to natural environments (Cleugh and Oke 1986; Mills 2008). Consequently, urban microclimate is different from the one of the surrounding countryside (Grimmond 2007) and leads in particular to the phenomenon of urban heat island (UHI, Oke 1988). Reintroducing vegetation and pervious surfaces in urban areas, however, can counterbalance this effect. It will have an inhibiting effect on UHI (Shashua-Bar et al. 2010) by reducing air temperature and therefore thermal comfort (Coutts et al. 2015; Armson et al. 2012). This effect is mainly due to the modification of exchange of energy through evaporation of soil water and the evapotranspiration of plants, the provision of shade and aerolic effects on the influence of airflow. The air is locally cooled (Qiu et al. 2013). The combined effect of low vegetation and trees found in urban parks is on average 0.94°C during the day, according to Bowler et al.'s (2010) meta-analysis. Depending on local conditions, this cooling tendency can be advected to adjoining streets (Upmanis et al. 1998) and influence surrounding areas. At the same time, some numerical studies have shown that the addition of watered vegetation in a city can significantly help cool the air in the streets (de Munck et al. 2018; Lee et al. 2016; Wang et al. 2018; Meili et al. 2021) and improve the thermal comfort of people (Joshi and Joshi 2015). All this suggests that the answer to the warming problem of cities lies partly in the greening of urban space. It is therefore of paramount importance to model the role of vegetation in urban canopy models (UCMs) as realistically as possible. This will help to better understand the present and future microclimate of cities and prevent the possible risks incurred by their inhabitants (high temperatures, thermal discomfort).

With the need of modeling tools for planning scenarios the majority of urban climate models take into consideration the effects of vegetation. It allows for a more realistic simulation of the energy balance (Grimmond et al. 2010, 2011) and microclimate (Shashua-Bar and Hoffman

*Corresponding author address: CNRM, Meteo-France/CNRS, 42 avenue Gaspard Coriolis, 31057 Toulouse cedex, France.
E-mail: emilie.bernard@meteo.fr

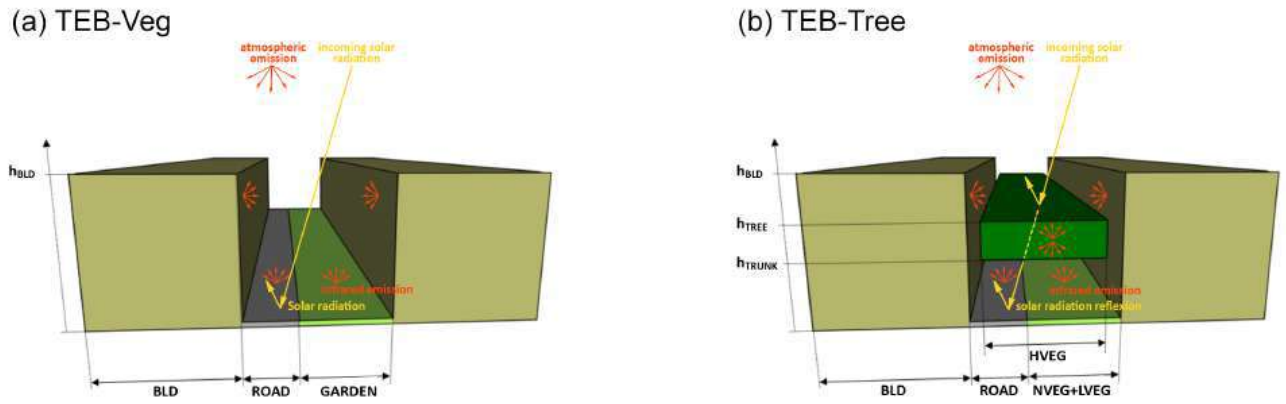
2000; Shashua-Bar et al. 2010) at street-level. In the scientific community, there are currently different levels of refinement to integrate vegetation in UCMs. The simplest level is to use a tile approach that treats natural and artificial covers separately using specific surface schemes (Lemonsu et al. 2004). In other models, vegetation can also be directly integrated in the urban canyon (Lemonsu et al. 2012; Lee and Park 2008; Lee and Baik 2011; Wang et al. 2012, 2021; Meili et al. 2020), which makes it possible to represent the radiative, energetic and dynamic interactions between the artificial surfaces, the vegetation, and the air of the canyon. By defining more precisely vegetation characteristics, it takes then into account the evolution of water content in sub surface layer, latent and sensible heat flux associated to vegetation. The most complex parameterizations consist in the representation of trees inside urban canyons. It was implemented by Lee and Park (2008); Lee and Baik (2011) for the first time. Their tree-lined urban canyon model explicitly represents tree crowns.Tree crown is characterized by the fraction of its surface that overlooks those on the ground, a thickness and a Leaf Area Density (LAD). However, this parameterization has been integrated in a single layer urban canopy model, contrary to the model BEP-Tree next developed by (Krayenhoff et al. 2014, 2015, 2020; Mussetti et al. 2020) that includes radiative effects such as shade, albedo, emissivity, storage of energy and momentum drag of trees on wind flow in a multilayer canyon model. Ryu et al. (2015), meanwhile, chose to define streets trees in a single-layer model but add, to the last processes, hydrological effects with root water uptake. Recently the multilayer urban canopy model TEB, historically developed by Masson (2000), has been refined, notably to model street trees (TEB-Tree, Redon et al. 2017, 2020). This new parameterization, inspired by Lee and Park's (2008) approach, allows for the modeling at the same time of radiative, dynamic effects, and evapotranspiration rates of trees inside urban canyons. It also offers the possibility to define different types of tree vegetation (deciduous, evergreen, etc) characterized notably by their Leaf Area Index (LAI), their albedo, and their emissivity.

The literature highlights the improvement of processes associated with vegetation in UCMs essential to carry out more accurate impact and adaptation studies in urban heterogeneous environments and their contribution to simulate micro-climatic conditions. These improvements necessarily lead to a need for more precise data to describe the vegetation cover of cities but the question of the availability or accuracy of such input data is rarely studied. Moreover, it is not always easy to provide: in reality, the spatial extent of the vegetation, the different strata and systems present (lawns, trees, building vegetated envelopes, etc.), their dimensions, and the species that make them up vary greatly from one city to another but also within each city. In practice, few databases already exist that provide this level of details. Administrative databases available so far generally only provide rough estimates of vegetated surfaces with rarely a distinction in strata, let alone species names/types. Whereas the simple tile approach could be satisfied with standard land cover classifications such as CORINE Land Cover (Bossard et al. 2000; Buttner et al. 2004) on Europe or ECOCLIMAP (Faroux et al. 2013) on a global scale, more complex approaches, implying a better mapping and characterisation of vegetation, consequently require the development of precise vegetation databases (Masson et al. 2020). Remote sensing techniques combined with image processing, that allow large areas to be processed, are perfectly adapted to the collection of urban vegetation data

In this context of diversity of parameterizations and databases for urban vegetation, it is important to understand the respective contributions of the more detailed parameterizations and databases to a better simulation of the urban microclimate. However, no study to date has attempted to answer this question using the contribution of such a high resolution database and the latest tree vegetation parameterization included in the TEB model. To help provide some answers, we have chosen the scale of an urban neighborhood to evaluate and compare the performances of the urban canopy model TEB to simulate the microclimate locally, using two input databases of different precision and two levels of refinement to model urban vegetation (without or with consideration of tree strata). To do this, it was first necessary to build two databases describing the land cover of the study area, one with the precision usually available, the other more realistic with the details of the herbaceous and tree-lined strata. Then, by combining different databases and urban vegetation parameterizations, we evaluated the model's sensitivity to simulate the microclimate and the thermal comfort of the study area according to their respective levels of detail.

After a general overview of the model TEB and the specificities of its ground and high vegetation parameterizations in Section 2, the vegetation databases produced for the sensitivity analysis are described in Section 3. Follows a presentation of the simulation configurations set up for the application of the model to a case study in Toulouse (France) in Section 4. All results are presented and discussed in Section 5. A first part is dedicated to the evaluation and comparison of vegetation databases. Then simulation results are presented and compared with observations, exploring air temperature at a neighborhood scale, then microclimatic parameters in different urban landscapes, and finally thermal comfort index. Conclusions and perspectives are given in Section 6.

FIG. 1. Description of canyon configuration and main radiative processes with (a) TEB-Veg and (b) TEB-Tree parameterizations: incoming solar radiation and infrared radiation are represented in full yellow line and red line, respectively.



2. Modeling urban vegetation with TEB

Based on a parametric approach, the TEB model is able to model in a simplified way the fine-scale physical processes in the urban canopy, while sustaining the numerical ability to model urban climate at the scale of the entire city. It takes into account the interactions between urban surfaces and the surrounding air. This multi-layer canopy model represents the different elements (road, building walls and roofs) of an average street canyon considered to be of infinite length.

a. Physical processes

To take into account the interactions between the vegetation in cities and the built environment, Lemonsu et al. (2012) integrated urban ground-based vegetation in the street canyon. This TEB-Veg parameterization allows for street canyon widths closer to reality, while imposing more realistic meteorological forcings to vegetation i.e. the shadow effects from walls, the impact of built surfaces on street-canyon wind speed, air temperature and humidity. Based on ISBA (Boone et al. 1999; Decharme et al. 2011), TEB-Veg has the ability to differentiate different types of urban vegetation via different bio-physical characteristics (such as LAI, stomatal resistance, albedo, emissivity, etc...).Although the ISBA model differentiates between bare soil, herbaceous vegetation, and tree vegetation in terms of input data, the descriptive and physiological parameters associated with each type are then averaged over each grid cell of the modeling domain to describe a composite soil-plant compartment. This approach is called bigleaf. In TEB-Veg, this compartment is considered inside the canyon at ground level without vertical extent.

To improve the description of vegetation strata, Redon et al. (2017, 2020) subsequently added, with the TEB-Tree parameterization, a separate layer for tree foliage : the foliage strata, which overlaps the ground fractions occupied by low vegetation or asphalt, is characterized by a coverage fraction, a mean height, and a vertical extent.

1) RADIATIVE BALANCE

TEB-Veg already takes into account the obstruction effect of buildings on incident radiation for natural covers and the multiple radiative reflections inside the canyon between walls, road, and ground based natural covers. The tree layer implemented in TEB-Tree now impacts the interception, absorption and transmission of the incoming solar and infrared radiation at the top of the urban canopy layer (Figure 1). It comes into play in the complex radiative interactions between all the elements of the canyon. Especially, trees can shade facades, roads and gardens, and are an additional source of infrared emission.

2) TURBULENT EXCHANGES

The evolution of microclimatic variables (temperature, humidity and wind) is modeled according to several vertical levels that descritize the air layer from the ground to the top of the urban canopy layer thanks to the TEB-Surface Boundary Layer (SBL) parameterization (Hamdi and Masson 2008; Masson and Seity 2009). Based on Yamada (1982), it accounts for the contributions of the ground based surfaces, the walls, and the roof for the computation of sensible and latent heat fluxes, and drag effects. TEB-Veg takes into account the drag force due to buildings only (Lemonsu et al. 2012), whereas TEB-Tree now adds the drag force of the trees through a drag coefficient depending on leaf density profile, which impacts the airflow in the street canyon (Redon et al. 2020). While TEB-Veg assumes that turbulent fluxes from the natural

canopy compartment come from the ground, TEB-Tree includes a vertical redistribution of the turbulent fluxes between ground-based natural covers and tree-foliage layer to better simulate their potential impacts on the vertical profile of microclimatic variables.

3) UNIVERSAL THERMAL CLIMATE INDEX

Finally, TEB computes the universal thermal climate index (UTCI) for the outdoor environment, which is a human-body comfort index defined by Bröde et al. (2012). UTCI depends on air temperature, humidity, wind speed conditions, and mean radiant temperature (Kwok et al. 2019) within the canyon. The latter is calculated from the ensemble of the radiation sources received by the person, including incoming short-wave radiation (direct and diffuse), radiation reflected on the walls and the ground, long-wave radiation from the atmosphere, and infrared emissions from all the canyon surfaces. In TEB-Tree, the calculation of UTCI is adapted in order to consider the impact of the tree foliage layer on mean radiant temperature (Redon et al. 2020).

For more details on the physical processes and evaluation described in TEB-Veg see Lemonsu et al. (2012), for radiative effects of trees of TEB-Tree see Redon et al. (2017) and for energetic and dynamic effects Redon et al. (2020).

b. TEB input parameters related to natural covers

In addition to the standard urban parameters required by TEB including land use fractions, geometric parameters, radiative and thermal properties for buildings and road, specific parameters are required for modeling soil and vegetation.

For TEB-Veg version that describes natural covers by a composite compartment on the ground, the land cover fractions are defined without overlapping of strata. The ground-based surface of the canyon consists of a combination of road, bare soil, low and high vegetation. For an urban grid cell, the sum of cover fractions of these elements added to the fraction of buildings equals 100 %. The prescribed input data also define the albedo and emissivity of each nature element independently, as well as leaf area index, stomatal resistance and root profile separately for low and high vegetation, and tree height. These parameters are then aggregated for the composite compartment.

For TEB-Tree, since trees are no longer on the ground but constitute a supplementary stratum, the cover fractions are expressed differently. The canyon ground consists of road, bare soil and low vegetation. The cumulative fraction of these covers added to building fraction is 100 %, whereas the tree cover fraction is independent. The parameters are aggregated only for the ground-based compartment composed on the bare soil and low vegetation. Trees are defined by their own parameters including their total height and height of trunks, which allows TEB to compute the vertical extent and LAI profile of tree crowns. The physical characteristics and ecophysiological properties of trees considered are featured in Table 1 with descriptive parameters of the urban canyon.

3. Creation of a suitable database for modeling natural areas in cities

This section presents the methodology developed to provide a database sufficiently precise for TEB. The challenge is to establish a methodology that can be replicated and applied to most cities owning an urban database, even if it is different from the one used in this study.

a. Land use mapping with BD TOPO data

One of the mission of the French National Institute of Geographical and Forest Information (IGN) is to draw up a cartographic inventory of the landscape elements that make up the French territory. We chose to work from their BD TOPO® map database, which has the advantages of being available for all French cities, relatively exhaustive, regularly updated, and free access for research applications. It provides sufficient information to derive a cartography of urban parameters that are requested for urban modeling purposes : the urban artificial surfaces such as buildings (with their heights) and roads, as well as vegetation and water surfaces. A processing of this database is necessary to meet the model needs. Details of this processing are available in Appendix A1.

A post processing is required to map urban areas (including vegetation) and derive input parameters for TEB in the right format. First, a width is assigned to road and railway linear data in order to convert them into surface, and then to ensure the consistency with vectorial layers. The different surface layers are then merged into a single land cover layer without any overlapping, by prioritizing them according to the level of confidence in each layer : 1) buildings (greater reliability), 2) water surfaces (mostly under other typologies encountered, e.g. under a bridge), 3) vegetation (vector layer, considered more trustworthy than linear associated with a buffer), 4) bare soil (i.e. railways and unpaved paths, most uncertain data), and 5) asphalt (estimated from the width associated to each road linear). The remaining undefined areas are associated to ground-based asphalt surfaces (i.e. car parks and roads) based on verification with aerial photograph. The final result is a 1-m spatial resolution land use map called thereafter TOPO. These treatments have been deliberately designed in order to have a simple and reproducible method for land use classification with a free GIS software (QGIS version 2.14).

TABLE 1. Main descriptive parameters of the urban canyon in TEB model, including specific data for natural covers. Parameters are prescribed by users except for those indicated with * which are generally derived from vegetation types and empirical relationships.

Parameters	Symbol	Unit
Land cover fractions		
- Cover fraction of buildings	BLD	-
- Cover fraction of ground-based impervious covers	ROAD	-
- Cover fraction of ground-based natural covers	GARDEN	-
- Cover fraction of bare soil	NVEG	-
- Cover fraction of low vegetation	LVEG	-
- Cover fraction of high vegetation	HVEG	-
Canyon geometric parameters		
- Mean building height	h_{BLD}	m
- Wall plan area ratio	r_W	-
- Canyon aspect ratio†	$h_{BLD}/W = 0.5r_W/(1-BLD)$	-
Specific data for natural covers		
- Type of low and high (tree) vegetation	$VTYP_{LVEG}, VTYP_{HVEG}$	-
- Height of trees	h_{TREE}	m
- Height of trunks	h_{TRUNK}	m
- Albedo of soil, low and high vegetation*	$\alpha_{NVEG}, \alpha_{LVEG}, \alpha_{HVEG}$	-
- Emissivity of soil, low and high vegetation*	$\varepsilon_{NVEG}, \varepsilon_{LVEG}, \varepsilon_{HVEG}$	-
- Leaf Area Index of low and high vegetation	LAI_{LVEG}, LAI_{HVEG}	m^2m^{-2}
- Leaf Area Density of high vegetation*	LAD_{HVEG}	m^2m^{-3}
- Minimal stomatal resistance of low and high vegetation*	$RSmin_{LVEG}, RSmin_{HVEG}$	sm^{-1}
- Root fraction profile of low and high vegetation*	$Froot_{LVEG}, Froot_{HVEG}$	-

b. Contribution of very high resolution vegetation data

The BD TOPO® database is of very high quality to map buildings, paved surfaces and water. Nevertheless, it reveals a lack of accuracy with respect to urban vegetation. It tends to underestimate its coverage, especially in residential areas where vegetation of private spaces is often not mapped (Crombette 2016). Therefore, an alternative method is investigated to produce a more accurate mapping of urban vegetation, both in terms of spatial coverage and distinction of the different strata. A very high resolution vegetation database with a 0.5 m spatial resolution is used. The one is derived from Pléiades optical satellite images by Crombette et al. (2014) at very high resolution in multispectral mode (2.7 m) and in panchromatic mode (0,7m) taken in May 2012 resampled at 0.5m (https ://earth.esa.int/web/eoportal/satellite-missions/p/pleiades). Low vegetation (grass) and high vegetation (shrubs and trees) were distinguished by applying a threshold on the NDVI map, initially produced from infrared and near-infrared Pléiades images. These two new layers of vegetation are substitute to the previous BD TOPO® vegetation layer before applying the same method as previously for prioritizing and merging surfaces layers (Section 3.a.). This second land use map is called PLEI thereafter.

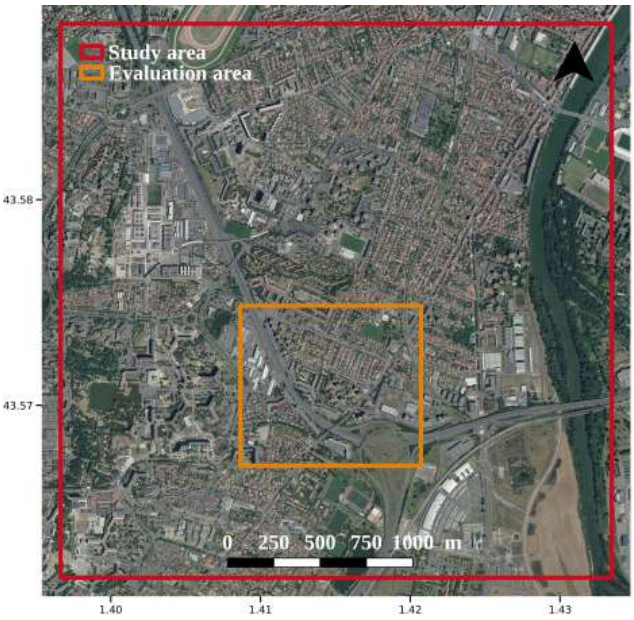
c. From land cover databases to input parameters for the model

From the two 0.5 m spatial resolution land cover classification derived, two sets of input parameters for the SURFEX land modeling system (SURface EXternalisée, Masson et al. 2013) are computed according to a modeling grid chosen at the resolution of 100 m. In SURFEX, each land cover type is treated by different models, such as TEB for urban covers and ISBA for natural covers (including urban vegetation, see Section 2).

1) LAND COVER

Firstly, the respective fractions of land covers within each 100 by 100 m grid-mesh of the study area (Figure

FIG. 2. Map representing the limits of the neighborhood studied in Toulouse (France) : the red square represents the modeled study area, the orange one the evaluation area for the land cover databases computed.

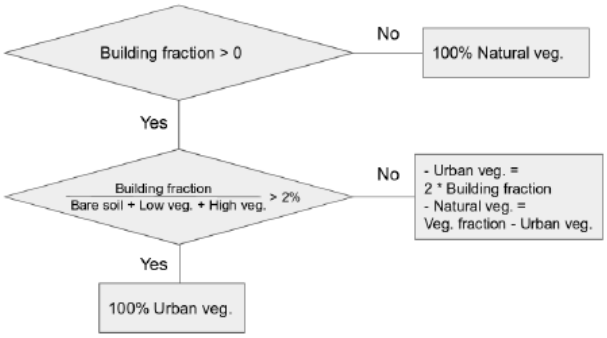


2) are computed according to the number of pixels occupied by each type of land cover considered (buildings, asphalt, bare soil, low vegetation, high vegetation and water). However, at this stage, there is yet no distinction between the natural and the urban vegetation.

2) DISTINCTION BETWEEN URBAN AND NATURAL VEGETATION

Secondly, a statistical test was conceived and run in order to distinguish the urban vegetation (that is part of and influenced by the urban landscape) from the natural vegetation. Both types of vegetation will later be treated by specific surface schemes: urban vegetation by TEB whereas natural vegetation by the Interaction Soil-Biosphere-Atmosphere (ISBA) model. The vegetation of grid-meshes was classified into three categories according to the ratio of the building cover fraction to the unbuilt cover fraction (i.e. bare soil, low and high vegetation and water surfaces) of the mesh and user-defined thresholds (Figure 3): (a) the vegetation is totally natural when there is no building in the grid cell, i.e. $ratio = 0\ \%$; (b) vegetation is considered part of the urban environment when the buildings cover more than 2 % of the grid cell, i.e. $ratio > 2\ \%$; and (c) for the intermediate case, the vegetation is separated into a proportion of urban vegetation defined as twice the fraction of buildings in the mesh, i.e. $ratio \leq 2\ \%$, the remaining fraction being prescribed as natural vegetation without interaction with built-up covers.

FIG. 3. Flowchart describing the conditions under which vegetation is classified as urban (in TOWN fraction) or natural (in NATURE fraction) vegetation.



The TOWN fraction for each grid cell then corresponds to the fraction of impervious surfaces and urban vegetation.

3) TREE VEGETATION MORPHOLOGICAL PARAMETERS

The tree characteristics are not available at the resolution of the vegetation strata. Based on expert knowledge of the neighborhood studied tree heights are simply prescribed to 10 m or as high as the mean height of the buildings of the mesh if buildings are less than 10 m high. Trunk's heights are prescribed to the third of tree heights. Tree crowns are assumed to have the shape of a cylinder and a vertical extension of the two third of the tree.

4. Evaluation framework for model sensitivity

a. Experimental data

Within the context of the EUREQUA research project (Haouès-Jouve et al. 2020), an experimental campaign took place in the neighborhood Tabar-Papus-la Fourguette-Bordelongue (Figure 2) in the southeast of Toulouse (France). It is distinguished by a varied urban fabric: detached private houses with gardens (HWG), five storey buildings and two high rise buildings of 14 storeys with little vegetation (LBD), as well as high rise buildings of different heights surrounded by green spaces with trees (HBD). This landscape heterogeneity is likely to induce microclimatic variations between these different types of urban fabrics. This is one reason why it was chosen as a case study. During the experiment, mobile measurements at 2 m of microclimatic parameters were collected by walking along a predefined route (Haouès-Jouve et al. 2020). More specifically, an intensive observation period (IOP) of three consecutive days took place from 17th to 19th June 2014 with instrumented routes every three hours. The data recorded consist of air temperature, relative humidity, wind speed and grey-globe temperature

(see description of the mobile system in Lemonsu et al. 2019) in order to calculate mean radiant temperature and universal thermal comfort index (UTCI). Nine stop points provided longer measurements of microclimatic variables. Their locations and characteristics are shown on Figure 4.

For each instrumented route, a spatial adaptation was applied in order to project and aggregate all the records on the same averaged and idealized route composed of georeferenced and equidistant points of 20 m, which allows a direct comparison of all routes together. A time correction was also made in order to remove the synoptic-scale temporal evolution of temperature along each route and recalibrate the records in accordance to the departure time of each route (Le Bras 2015).

FIG. 4. Photography of the studied neighborhood (Evaluation area, Figure 2) in Toulouse with routes and nine stop points : pale blue points indicate the route chosen for the instrumented mobile measurements. For each stop points, pie charts show the land cover fraction of buildings in purple, high vegetation in dark green, low vegetation in light green, bare soil in yellow and asphalt in grey. Numbers on pie chart is the mean building height of buildings of the grid-mesh.



b. Common base for all simulation configuration

The three-days of the IOP are simulated with the Meso-NH non-hydrostatic atmospheric model (Lafore et al. 1998) coupled to the SURFEX land surface modeling system including TEB. To go down to the horizontal resolution of 100 m on the neighborhood studied, a configuration involving three nested grids is used in two-way mode (Figure 5): Grid 1 runs over an area of 216 km by 216 km in the southeast of France with a spatial resolution of 600 m (Domain 1). This domain is initialized and forced at its lateral boundaries by large-scale meteorological conditions provided by the reanalyses of the weather forecast model AROME (Météo-France). Grid 2 zooms on the agglomeration of Toulouse at a resolution of 200 m covering 32 km per 32 km (Domain 2). Grid 3 finally runs on the studied area (Domain 3, 3 km by 3 km) at the spatial resolution of 100 m.

c. Specific simulation configurations for urban vegetation

For the highest horizontal resolution grid (Domain 3), three specific configurations (summarized in Table 2) were set up in order to evaluate the impact of more or less realistic description of urban vegetation with regard to input data precision and level of refinement of the parameterizations. The reference configuration (Veg-TOPO) relies on the standard configuration usually applied to model urban spaces with vegetation, i.e. the TEB-Veg parameterization (Lemonsu et al. 2012) and the TOPO database to define input parameters. The second configuration (Veg-PLEI) still uses the TEB-Veg parameterization but with the PLEI database and the third one (Veg-TREE) uses the new version of TEB (Redon et al. 2017, 2020) combined with PLEI. Therefore, the comparison of Veg-TOPO with Veg-PLEI first makes it possible to evaluate the benefit of more precise vegetation description to prescribe model input data. The comparison of Veg-PLEI with Veg-TREE then makes it possible to investigate the gain potential brought by a refined parameterization of vegetation strata regarding physical processes.

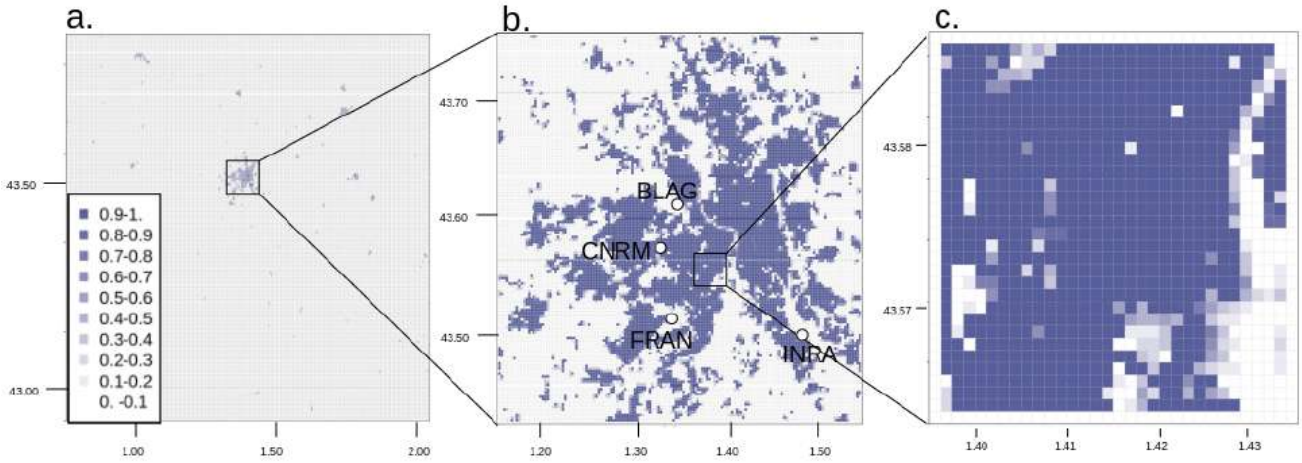
5. Results and discussion

a. Evaluation of developed databases on a case study

The methodology developed in Section 3 is applied to characterize the land use of the study area.

As part of the French National Research Agency project EUREQUA (Haouès-Jouve et al. 2020), a land use map was produced for this neighborhood, but on a smaller area (Figure 2). This cartography was based on the BD TOPO® of the IGN and on a manual digitization of the bare soil and vegetation zones distinguishing the herbaceous, shrub and tree layers (referred to thereafter as REAL). It is considered here as the ground truth for the evaluation of the two maps TOPO and PLEI produced for the studied neighborhood, on the area they have in common (Figure 6). The respective land cover percentages of each type of surface over the evaluation area are compared in Table 3. Note that for comparing the three maps together, the different vegetation layers available in REAL and PLEI are merged into a single layer to match TOPO categories. The cover fractions of buildings and water of TOPO and PLEI are very close to those of REAL since they are all derived from the same BD TOPO® source. PLEI allows for a better description of the total vegetation coverage of the area than TOPO, with respective percentages of 35.1% and 11.2% compared to 39.3% in REAL.

FIG. 5. Simulation nesting : Maps of the three nested domains of simulation represented by their town fraction (impervious surfaces and urban vegetation). a. Southeast of France, b. City of Toulouse and c. Neighborhood studied (Study area, see Figure 4).



Bare soil areas are largely underestimated by both TOPO and PLEI by up to 7.0% because they are not initially mapped in BD TOPO®, like in most databases around the world. In this methodology, only unpaved paths are included in the bare soil layer. By method design, the under-sampling of vegetated and urban soil areas results in an underestimation of asphalt ground-based surfaces since any undefined areas is equated to this cover type : they represent a total fraction of 71.5% for TOPO, 47.6% for PLEI, compared to 34.8% for REAL.

In addition, TOPO and PLEI are compared pixel by pixel to REAL through a confusion matrix (Table 3), which counts, for each database produced and each class, the number of misclassified pixels and the classes to which they are mistakenly assigned.

The classification quality of each database is evaluated using the Kappa coefficient, i.e. the ratio between the error associated with the classification performed and the error associated with a random classification. According to the Kappa thresholds established by Landis and Koch (1977), PLEI shows a good consistency with REAL (Kappa = 0.64), with a significant improvement compared to TOPO (Kappa = 0.36) due to a better mapping of vegetation. However, a bias persists because bare soil areas are significantly underestimated and misclassified in majority as asphalt. The overall accuracy translates the proportion of ground truth that is mapped correctly. Not surprisingly, TOPO shows a reasonable overall accuracy of about 56% while PLEI reaches 75%. If class-by-class results are analyzed, buildings are well mapped since they are based on data from the BD TOPO® of the IGN whatever the method with an accuracy of 87.6 and 87.4% for TOPO and PLEI respectively. The most significant difference between TOPO and PLEI lies in the vegetation class since the data sources are not the same. The accuracy is only 22.4% for TOPO which greatly underestimates vegetation cover and consequently overestimates impervious ground surfaces. The accuracy is much better for PLEI (73.9%) even if an underestimation persists. In conclusion, PLEI, makes possible to significantly improve the mapping of vegetation (both strata combined) compared to the initial TOPO database. Moreover it presents the advantage of being able to be produced automatically on any study area on which this type of satellite images is available.

In order to evaluate the performance of PLEI to distinguish low and high vegetation strata, a second pixel-by-pixel comparison to REAL is undertaken by keeping all land cover classes (Table 4). The agreement of PLEI with ground-truth is moderate with a Kappa coefficient of 0.51 and an overall accuracy of 63%. This results come from an overestimation of high vegetation coverage by the NDVI-based method applied to Pléiades imagery, which tends to classify shrub vegetation as high vegetation (Crombette 2016). Consequently, the user's accuracy for low vegetation is only of 17.4%. The accuracy for high vegetation remains good with 71.5%. In addition, the foliage of trees seen from satellite imagery may mask road surfaces, which can explain why road is better represented by TOPO according to the user's accuracy (Table 3).

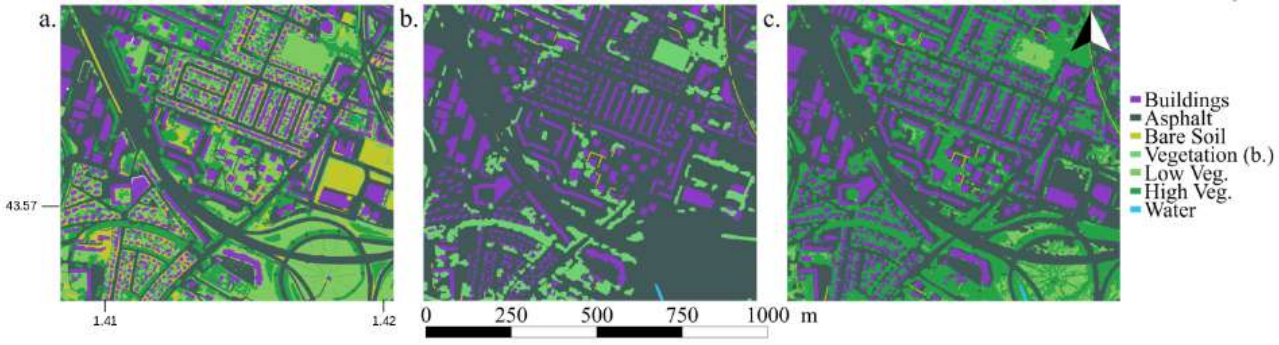
b. Evaluation of simulated microclimate variables

The data of instrumented routes make it possible to characterize the very fine scale variations in microclimatic variables at street level. The sensitivity of model performances was first investigated for the study area by the comparison of the air temperature observed along the instrumented routes and simulated (within Domain 3, Figure 5), and then at specific stopping points of the routes representative of different urban landscapes more or less vegetated. Before that, the evaluation of the simulated synoptic

TABLE 2. Specific simulation configurations for urban vegetation and domain 3 model at 100 m resolution.

Configurations	Parameterization	Database	Characteristics
Veg-TOPO	TEB-Veg	TOPO	Reference simulation
Veg-PLEI	TEB-Veg	PLEI	Improved vegetation database compared to reference
Tree-PLEI	TEB-Tree	PLEI	Improved vegetation database and modeling of vegetation strata

FIG. 6. Land cover maps of the evaluation area (Figure 2) : a. REAL b. TOPO c. PLEI.



conditions showed a good agreement with the meteorological variables recorded by surface stations (within Domain 2, Figure 5, for more details, see Appendix B1).

1) TEMPERATURE VARIABILITY ALONG THE ROUTES

Two levels of model performance analysis are proposed here: (1) the results of the experiments are first compared to the observations in terms of temperature standard deviation for each instrumented route in order to evaluate the abilities of the model to reproduce a realistic level of spatial variability of temperature across the study area; (2) the experiments are then compared on the basis of the RMSE and MBE calculated for each instrumented route in order to evaluate the overall performance of the model in simulating air temperatures along the route.

The temperature records along the 19 instrumented routes are presented in Figure 7a including 7 night routes made between 9pm and 6am local time and 12 day routes made between 9am and 6pm local time. Two main regimes stand out for night-time (bottom subset) and daytime (top subset) measurement periods. The temperature variability during a same route is clearly higher during the day than during the night (respectively on average, 3.2 and 1.9°C).

Figure 7b presents the standard deviation (SD) of observed and simulated air temperatures for each route. Variability of observations for each routes, associated to SD, is well represented by the model but is higher (median of 0.5°C) than the one simulated with the three configurations (median between 0.2 and 0.3°C). Tree-PLEI simulates more spatial variability than the other two configurations, leading to standard deviations in better agreement with those observed.

In addition, Figure 7c and Figure 7d represent respectively the Mean Bias Error (MBE) and the Root mean Square Error (RMSE) of the temperatures of the routes simulated with the three configurations. These statistical scores confirm the best performance of Tree-PLEI which displays the lowest errors (1.05°C median MBE and 0.3°C for median RMSE). The underestimation of the mean temperature by Tree-PLEI suggests that the model does not capture well enough on this scale the sudden and significant warming of the air due to incoming radiation at this time of the day, as it is a very localized phenomenon. In comparison Veg-TOPO shows a larger overestimation than the two other simulations with higher RMSEs ranging from 0.7 to 2.3°C and higher MBEs between -1.1°C and 2.3°C. Veg-PLEI is more homogeneous and shows better scores than Veg-TOPO with median MBE of 0.5°C and RMSE of 1.1°C but does not achieve the best simulation score. This illustrates the good overall performances of the model.

2) COMPARISON OF MICROCLIMATE FOR TWO DIFFERENT URBAN LANDSCAPES

Nine stops of about two minutes (referred to as STOP 1-9) were made along instrumented routes (see locations in Figure 4) in order to obtain more stable and therefore more reliable measurements, especially for wind and comfort indices. Here, STOP 6 and STOP 9 are chosen for a

TABLE 3. Confusion matrix for TOPO and PLEI compared to REAL (ground truth), indicating the number of pixels associated with each class. The respective percentages of land use are indicated next to each typology

			REAL					
			Buildings	Asphalt	Water	Bare soil	Vegetation	**Producer accuracy**
		Proportions	*17.75%*	*34.85%*	*0.06%*	*8.01%*	*39.33%*	
TOPO	Buildings	*16.50%*	524420	9300	0	8996	14001	94.20%
	Asphalt	*71.50%*	70833	1088404	1824	244336	1006662	45.10%
	Water	*0.05%*	0	0	0	0.00	1679	0.00%
	Bare soil	*0.75%*	35	17529	0	567	6823	2.30%
	Vegetation	*11.20%*	3604	60381	146	16105	297855	78.80%
	User accuracy		87.60%	92.60%	0.00%	0.20%	22.40%	
			Overall accuracy = 56.65%					
			Kappa coefficient = 0.36					
PLEI	Buildings	*16.50%*	523647	9594	0	9086	14384	94.10%
	Asphalt	*47.92%*	57614	1041752	1439	188307	327405	64.4%
	Water	*0.05%*	0	0	0	0	1807	0.00%
	Bare soil	*0.43%*	31	11352	0	306	2565	2.10%
	Vegetation	*35.10%*	17600	112916	531	72305	980859	82.80%
	User accuracy		87.40%	88.60%	0.00%	0.10%	73.90%	
			Overall accuracy = 75.49%					
			Kappa coefficient = 0.64					

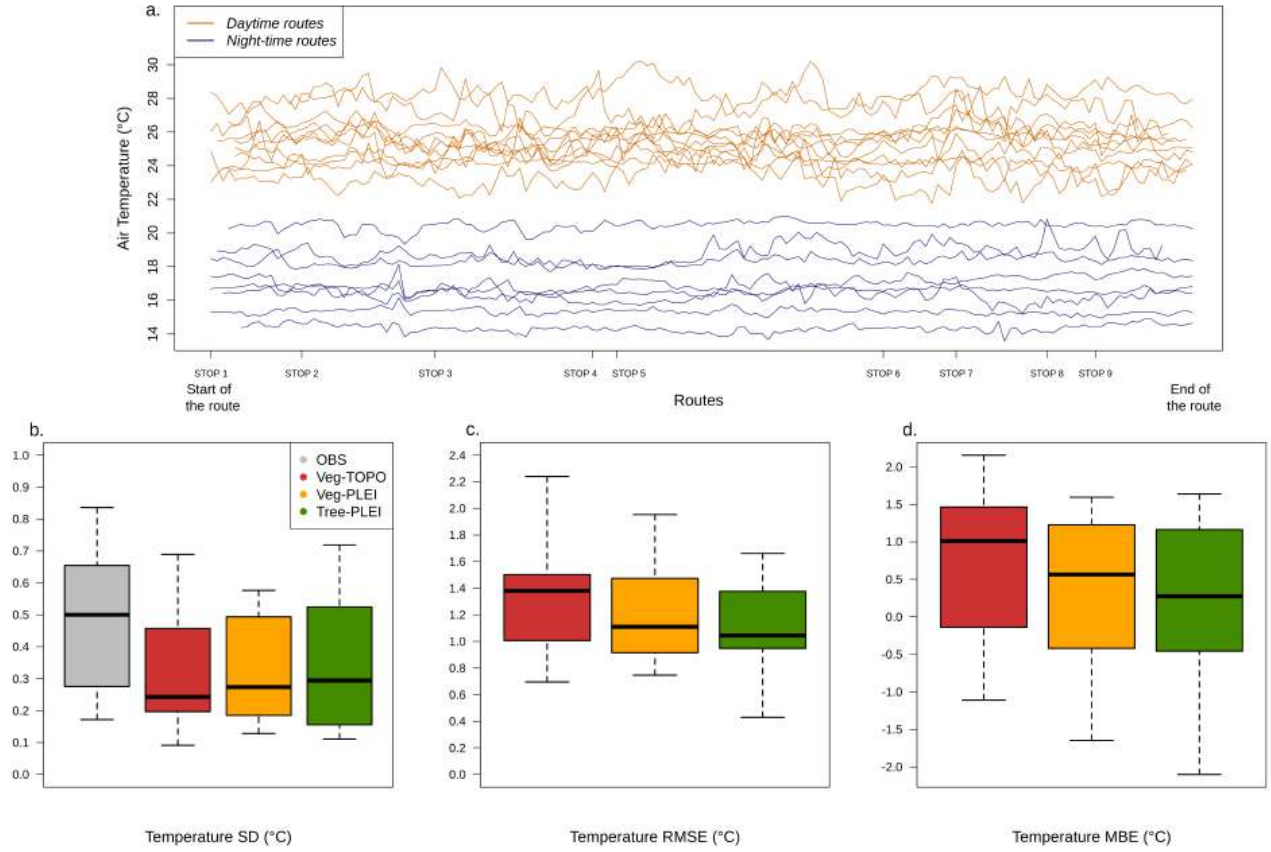
TABLE 4. Confusion matrix for PLEI compared to REAL (ground truth), indicating the number of pixels associated with each class, including two vegetation strata. The respective percentages of land use are indicated next to each typology.

			REAL						
			Buildings	Asphalt	Water	Bare soil	High vegetation	Low vegetation	**Producer accuracy**
		Proportions	*17.75%*	*34.85%*	*0.06%*	*8.01%*	*18.35%*	*20.98%*	
PLEI	Buildings	*16.50%*	523647	9594	0	9086	4006	10378	94.10%
	Asphalt	*47.92%*	57614	1041752	1439	188307	157895	169510	64.40%
	Water	*0.05%*	0	0	0	0	1762	45	0.00%
	Bare soil	*0.43%*	31	11352	0	306	1634	931	2.10%
	High vegetation	*30.72%*	17488	109985	531	61772	442623	403981	42.70%
	Low vegetation	*4.38%*	112	2931	0	10533	11468	122787	83.10%
	User accuracy		87.40%	88.60%	0.00%	0.10%	71.50%	17.40%	
			Overall accuracy = 63.17%						
			Kappa coefficient = 0.51						

detailed analysis because they both have interesting particularities related to urban landscape (Figure 4, Table 5). For the seven not shown stop points evaluated, scores are compiled in Appendix D1. They are both surrounded by a significant coverage of vegetation, composed of both low vegetation and trees, which allows for the contribution of databases and more precise parameterizations to be appreciated. They are nonetheless located in built environments with different morphologies which makes it possible to study the impact of urban vegetation in contrasting urban environments. STOP 6 is surrounded by high-rise buildings, resulting in building heights and density larger than around the other stops (average height of 18.25 m). STOP 9 is located in the heart of a residential area composed of detached houses with lower buildings (average height of 5.65 m) and private gardens.

With TOPO, both STOP 6 and STOP 9 have very little vegetation, either low or high vegetation, and their fractions of sealed surfaces are close (Table 5). With PLEI, high and low vegetation are more important, thus reducing

FIG. 7. Evaluation of the representativeness of the 2-m mean air temperature simulated during the 19 instrumented routes : a. Evolution of the temperature observed over time for each route, b. Boxplot of air temperature standard deviation for observations and each simulation configuration, c. Boxplot of temperature Root Mean Square Error for each route and each simulation configuration, d. Boxplot of temperature Mean Bias Error for each route and each simulation configuration.



the road fractions (Figure 8). STOP 6 is constituted with more bare soil than STOP 9. The differences in HVEG fraction are significant, hence these two stops seem suitable to compare the impact of taking into account the vegetation (description and modeling) on the simulation results. The microclimatic parameters evaluated are air temperature, wind speed, specific humidity and UTCI. The comparison of time series are presented in Figure 9 and completed by the statistical scores in Table 6. Figure 9a and b show that the air temperature is systematically overestimated by Veg-TOPO with an MBE around 0.50°C and a RMSE of 1.32°C on average for both stops and maximum biases at midday exceeding 2°C. This defect is the result of a strong overestimation of the cover fractions of impervious ground-based surfaces in the input database (see Table 5). They warm and store heat more efficiently than natural covers, and warm ambient air by turbulent exchanges. Veg-PLEI reduces the diurnal temperatures thanks to a better characterization of natural (and therefore asphalt) covers. Simulated temperatures are consequently in better agreement with observations although, especially for maximum temperatures. Finally, the parameterization of street trees used in Tree-PLEI is close to Veg-PLEI but still provides the best results for both stop points (Table 6) with MBE less than ± 0.19°C for STOP6 and RMSE not exceeding 1.23°C for STOP9. The improvement is mainly noted during daytime hours when effect of vegetation on air temperature through evapotranspiration and shadowing is major. The extra cooling simulated with Tree-PLEI is more marked at STOP 9, for which the tree coverage within the street canyon reaches 45%. Despite this general cooling trend, the simulated minimum temperatures remain overestimated even with Tree-PLEI (Figure 9).

The temporal variations of wind speed (Figure 9c and d), which is very low during the entire IOP, are hard to capture by the model whatever the configuration resulting in R correlation coefficients lower than 0.24 for both stop points and all simulations because the measured wind speeds are low and variations are somehow random. Besides variations, wind speed intensity is overestimated on average by Veg-TOPO and Veg-PLEI with biases around +0.70 $m.s^{-1}$ (Table 6). Both Veg-TOPO and Veg-PLEI simulate a wind speed diurnal cycle more marked than in observations with daily maximum between 1 and 2$m.s^{-1}$

whereas wind speed measurements are lower than 0.5 $m.s^{-1}$. For STOP 9, Veg-TOPO and Veg-PLEI simulate higher maximum wind speed than for STOP 6 (1.7 versus 1.2 $m.s^{-1}$ respectively) whereas measurements are comparable. This result may be explained by the highest building height of STOP 6, which already causes a slowing down of the airflow due to taller buildings. Tree-PLEI better performs at simulating wind speed at both stop points, with biases significantly smaller compared to Veg-TOPO and Veg-PLEI of 0.30 $m.s^{-1}$ for STOP 6 and 0.50 $m.s^{-1}$ for STOP 9. The diurnal magnitude in wind speed is much weaker due to the implementation of the drag effect of urban trees (Redon et al. 2020), which slows down the air flow within the canyon.

Figure 9e and f and Table 6 show that, whatever the configuration, TEB struggles to reproduce the daily cycle of the specific humidity, which is more complex than that of temperature. R Pearson coefficients are lower than 0.5 although the correlation seems marginally better at STOP 9 than at STOP 6. Nonetheless, Veg-TOPO and Veg-PLEI simulate specific humidities with orders of magnitude closer to those observed than Tree-PLEI with similar MBE and RMSE values of respectively -0.14 and 0.06 $g.kg^{-1}$ against a MBE of 0.30 $g.kg^{-1}$ and a RMSE of 0.85 $g.kg^{-1}$ on average for both stops for Tree-PLEI. These results show the need to improve water transfers between vegetation, soil and urban canopy, through urban hydrology processes integration in the model.

Finally, the thermal comfort is evaluated through the UTCI which is diagnosed in the model and derived from measurements (Figure 9g and h). As for the previous micrometeorological variables, little difference is observed between STOP 6 and 9 regarding to the measurement-based UTCI. In comparison, the UTCI simulated by Tree-PLEI is closer to observations than those simulated by Veg-TOPO and Veg-PLEI. This is observed in a more pronounced way at stop 9 (Figure 9h), although it is applicable to both stops. For STOP 6, this leads to a more realistic UTCI simulated by Tree-PLEI, with a lower MBE (1.25°C) than for the Veg simulations (average MBE of 1.78°C) and RMSE of 2.13°C compared to 2.65°C (Table 6). It is more pronounced at STOP 9 with a MBE of only 0.14°C and an error of 2.00°C for Tree-PLEI, Veg-TOPO and Veg-PLEI still overestimating UTCI with a MBE between 1.49°C and 0.70°C and a RMSE of 2.50°C for Veg-PLEI and 3.01°C for Veg-TOPO.

The underestimation of UTCI at night by the TEB-Veg parameterization, whatever the database used (TOPO or PLEI), majorly visible between the 17th and the 18th of June, is explained by both a significant presence of high vegetation in the environment of STOP 9 (34% of coverage, Table 5) and the uncompacted local morphology. As a result, this high vegetation intercepts and absorbs a large portion of incoming solar radiation during the day, with the consequence that it dissipates in the form of infra-red radiation at night, which limits the decrease of UTCI unlike the air temperature. The lower wind speed still reinforces this effect. These effects are well taken into account by Tree-PLEI, hence its better performance on UTCI. Without taking into consideration tree foliage in TEB-Veg, less infra-red radiation is emitted into the canyon, thus increasing the decrease in UTCI at night. For STOP 6 (Figure 9g), this phenomenon is less visible due to urban morphology. Since buildings are higher, solar radiation is predominantly intercepted by buildings, so that less radiation is absorbed by vegetation in the urban canyon. In this case, infrared emissions by building facades are already important and well represented with Veg-TOPO and Veg-PLEI. Therefore, the improvement brought by TEB-Tree at STOP 6 is still noted but is less marked, despite a significant fraction of high vegetation (26%). In conclusion, this 3-days study highlights that TEB-Tree makes it possible to better simulate the role of high vegetation in local thermal condition through more realistic diurnal cycles of UTCI for different urban environments.

The evaluation of the sensitivity of model performances to the description of vegetation in such an heterogeneous urban area shows that the refinement of the surface database alone (with a more realistic spatial distribution of vegetation) does not allow for all micro-climatic variables to be improved. Only the air temperature is significantly better simulated during the day, whatever the morphology of the built environment. On the other hand, in addition to a refined surface database, the modeling of the different vegetation strata brings a second level of improvement : by simulating the radiative, energetic and dynamical processes associated with the presence of trees in urban canyons, not only air temperature, but also wind speed and thermal comfort level are much better simulated.

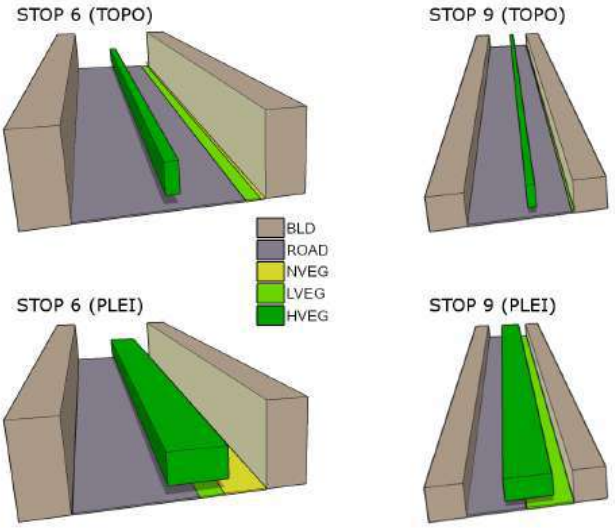
3) THERMAL COMFORT VARIABILITY AT NEIGHBORHOOD SCALE

Based on these encouraging results and the good performances of Tree-PLEI at specific locations, the spatial variability of thermal comfort is investigated with this configuration. The aim is to compare thermal comfort conditions simulated with regard to the spatial variability of the neighborhood's land use. We concentrate on the part of the simulation area that is best documented (surface characteristics and micro-meteorological observations) and for which more expertise is available throughout the evaluation area (orange area on Figure 2). This area is highly heterogeneous in terms of urban morphology and vegetation coverage and strata. Figure 10 indeed illustrates that UTCI is highly correlated to urban morphology. Three zones with differences in UTCI can be distinguished in this area, both during the day and at night. Detached housing near the sports field majorly composed with grass and sparse trees (SPT) are with the lowest UTCI. This open

TABLE 5. Surface parameters associated with model grid-meshes of STOP 6 and STOP 9. The ground fractions sum equals 100%, with high vegetation overlapping the ground.

		STOP 6		STOP 9	
		TOPO	PLEI	TOPO	PLEI
Low vegetation fraction	(%)	7	11	2	34
Bare soil fraction	(%)	2	19	0	0
Building fraction	(%)	9	19	25	25
Asphalt fraction	(%)	72	51	73	41
High vegetation	(%)	6	26	6	34
Building height	(m)	18.25	18.25	5.65	5.65
Canyon aspect ratio	(-)	0.50	0.50	0.35	0.35
Height of trees	(m)	-	10.0	-	5.6
Height of trunks	(m)	-	3.3	-	1.9

FIG. 8. Schematic representation of cover type fractions and canyon morphology applied in TEB for both Veg-TOPO (top) and Veg-PLEI (bottom) configurations, and for the two studied locations STOP 6 (left) and STOP 9 (right).



and ventilated area with high vegetation and low building density is mostly in the shade during daytime. At nighttime, UTCI is still the lowest at SPT. Since a park can have a cooling influence within a perimeter of 100 to 200 m (Zardo et al. 2017), advection of the air from this stadium with trees most likely induces lower UTCIs in SPT area. Residential and individual detached houses with gardens (HGD) have an intermediate UTCI compared to the whole neighborhood. Indeed, this open low-rise area is characterised by low building heights and fractions as well as high tree and grass fractions. Land use characteristics are consistent with the simulated thermal comfort. Compact mid-rise buildings (MBD) and open high-rise towers (HBD) are heavily built-up and paved areas with tall buildings. HBD can be more ventilated during the day while MBD is closer to road areas. While it would be expected to have more differences in comfort indices for theses two areas, their proximity to road surfaces can increase the UTCI at daytime especially for MBD. Direct radiation for pedestrian in the street with no shading effect during daytime has also an important influence on thermal comfort in this area. This is why, MBD presents the highest UTCI at daytime. At night, majorly for HBD, the restitution of heat stored in these buildings with high wall surfaces increases the UTCI. Tendances from daylight are quite similar at night with a 3°C amplitude for nighttime and daytime UTCIs.

FIG. 9. Microclimatic variables at 2 m for STOP 6 and STOP 9 : a. and b. Temperature, c. and d. specific humidity, e. and f. wind speed, g. and h. UTCI.

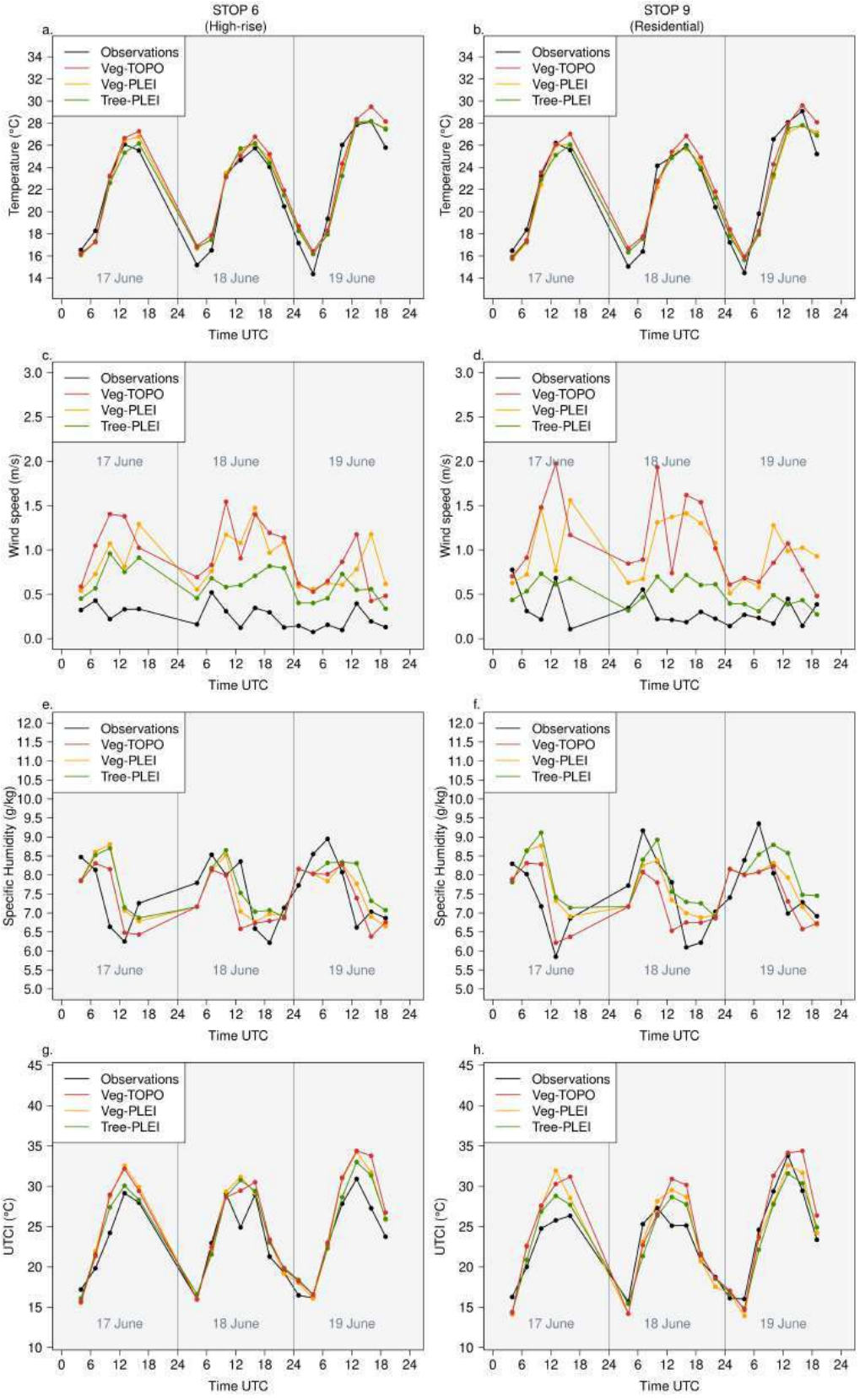


TABLE 6. Comparison of scores (R, MBE and RMSE) for STOP 6 and STOP 9 for the three simulation configurations : Veg-TOPO, Veg-PLEI and Tree-PLEI.

		STOP 6			STOP 9		
		Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI	Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI
Temperature (^{o}C)	R	0.94	0.94	0.93	0.92	0.91	0.93
	MBE	0.68	0.35	0.19	0.40	-0.19	-0.22
	RMSE	1.30	1.11	1.16	1.34	1.35	1.23
Wind speed ($m.s^{-1}$)	R	0.19	0.05	0.08	0.00	0.24	0.05
	MBE	0.69	0.62	0.37	0.74	0.68	0.19
	RMSE	0.76	0.68	0.41	0.87	0.82	0.32
Specific humidity ($g.kg^{-1}$)	R	0.35	0.21	0.22	0.49	0.36	0.29
	MBE	-0.14	0.06	0.21	-0.15	0.15	0.40
	RMSE	0.72	0.81	0.80	0.69	0.77	0.90
UTCI (^{o}C)	R	0.91	0.91	0.90	0.87	0.86	0.86
	MBE	1.87	1.70	1.25	1.49	0.70	0.14
	RMSE	2.75	2.65	2.13	3.01	2.50	2.00

This exercise showed that the simulated UTCI may vary greatly spatially, representing the high microclimate variability of a neighborhood. Besides, it demonstrates that thermal comfort of pedestrians is highly correlated to land use, and consequently rather higher in urbanized areas that lack vegetation. In regard to the Veg simulations, spatial and temporal variability decreases with the modeling of the tree strata (Tree-PLEI) results (not shown), but is more realistic and finer. At the scale of this small neighborhood of 600 m by 500 m the comfort index is well represented. This configuration therefore allows a realistic level of thermal comfort to be achieved for preliminary urban landscape planning through simulation.

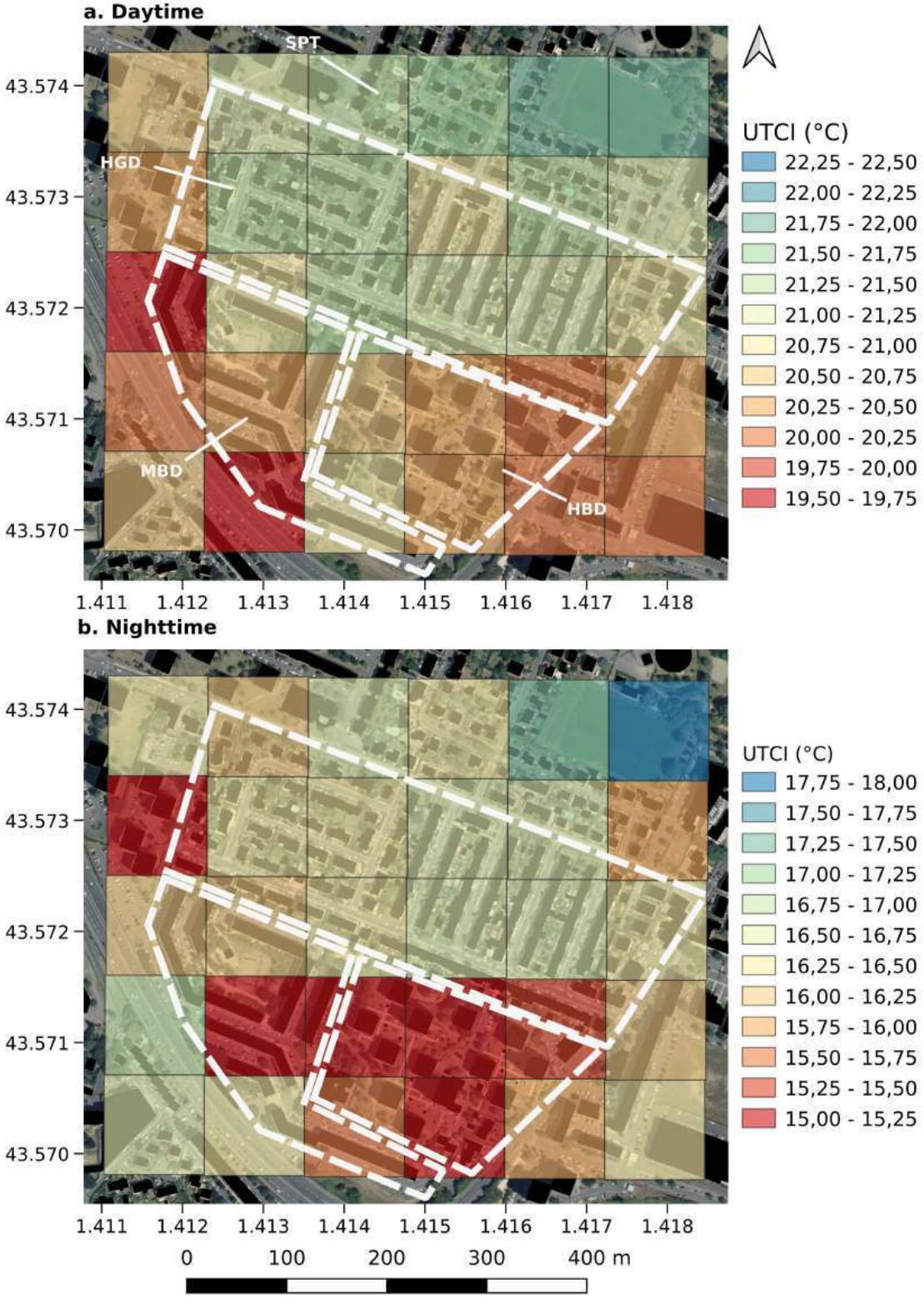
6. Conclusion

This study allowed to quantify the effects both of a new parameterization of street trees implemented in TEB and a more detailed description of urban vegetation on the simulation of microclimatic variables and outdoor thermal comfort at the scale of a neighborhood consisting in different urban typologies. As far as developing a suitably detailed mapping of urban vegetation, this article presents a method applicable to any city with available data to create relevant land use map for urban climate modeling use. It highlights that it is possible to build a well documented urban vegetation database by treating almost automatically easily accessible and high-resolution data from satellite imagery. The procedure consists in translating land cover into input parameters for TEB while considering associated assumptions. This methodology, applied to an urban neighborhood in the south of France, showed an overall accuracy of 63%, demonstrating its effectiveness.

Relying on the case study of a neighborhood of Toulouse (France) where in situ measurements were available, a sensitivity study was conducted to compare two vegetation parameterizations of the TEB model associated to vegetation databases with different accuracy. Improving the vegetation mapping and description while using the standard parameterization that does not treat vegetation as an additional stratum, provided more realistic but still overestimated simulated air temperatures. The detailed modeling of high vegetation and associated radiative, energetic and dynamic physical processes gave even better results. In different parts of the neighborhood with significant density of high and low vegetation, simulation of air temperature with refined vegetation data and modeling was lower during the day and wind speed was reduced by drag effect of trees, in comparison to other simulations. Specific humidity was logically higher than that provided by the other simulation configurations but slightly overestimated compared to observations. Finally, the UTCI is particularly better simulated with the parameterization accounting for vegetation strata due to a better simulation of the variables from which it results, i.e. temperature, wind, and mean radiant temperature. It is noted that compared to previous less refined simulation, it is able to reproduce the nocturnal and thermal comfort conditions in the different urban environments.

This study also highlighted the need to improve the humidity simulated by TEB, which could have a significant impact on the level of thermal comfort simulated. Nevertheless, specific humidity was not well represented either in the evaluation work of the synoptic meteorological conditions (Appendix A1). This variable is complex to model because it is related to the water cycle and depends

FIG. 10. Mean modeled UTCI over three hours and the three days of the IOP (17 to 19 June 2014) for Tree-PLEI at : a. daytime and b. nighttime. Building surfaces are superimposed in black on these UTCI maps and the white dotted line distinguishes the homogeneous neighborhoods of the evaluation area. SPT stand for detached housing near the sports field, HGD stands for detached houses with gardens, MBD stands for compact mid-rise buildings and HBD stands for open high-rise towers. The color scale are chosen identical for two different ranges of temperatures to highlight areas with similar thermal comfort tendances.



on many variables. It could then rise a problem of the meteorological forcings at the limits of the domain or of the coupling model. It might require an improvement of the hydrological and thermal coupling in TEB, which is currently under work. This will also require special attention to be paid to soil texture databases, which will have an impact on microclimate modeling. They remain poorly informed in urban environment (Masson et al. 2020).

Our results suggest that our modeling configuration nevertheless reaches the limits of spatial resolution for which the model was designed. To further improve the calculation of the thermal comfort stress at finer scale studies, Computational Fluid Dynamics models could be coupled to microclimatic variables simulated by TEB. Another point that could be stressed is the time of year (June) and the limited number of days for which the microclimatic observations were available: a longer dataset and encompassing warmer periods would allow a more robust evaluation of the ability of the model for reproducing thermal comfort in heterogeneous environment.

Finally, thanks to its new parameterizations for differentiating vegetation strata, the urban canopy model TEB, if used with high-resolution and accurate databases describing the spatial distribution of vegetation and its different strata has proven its ability to reproduce the urban climate even on a neighbourhood scale. It is offering a powerful tool to better simulate urban microclimate and particularly thermal comfort in urban environments. Spatialized maps of thermal comfort for cities could then be provided to decision-makers in order to demonstrate quantitatively the interests of various greening strategies, thus allowing us to evaluate more realistically their impacts on thermal comfort.

Acknowledgments. We are grateful to Najla Touati (LISTT-CIEU, France) for providing us with a high resolution cartography of urban vegetation derived from Pléiades satellite images, which served as a basis for this work. Also the results presented in this publication have been made possible thanks to observations collected during the research project EUREQUA (Evaluation mUltidisciplinaire et Requalification Environnementale des QUArtiers, ANR-11-VILD-0006).

APPENDIX

APPENDIX A

IGN BD TOPO® strata selection

A1.

This appendix section highlights the choice of SIG layers used in the BD TOPO® of the IGN (French National Institute of Geographic and Forestry Information) for the study.
This database is available freely at this URL: https://geoservices.ign.fr/bdtopo. The data provided by BD TOPO® are classified according to ten characteristics: land use by road networks, railways and others, energy transmission network, hydrographical networks, buildings, vegetation, and administrative and activity areas, as well as topography and place names. For urban surface modeling purposes we had to combine this information so as to distinguish land occupation by buildings, vegetation, asphalt, bare soil and water surfaces (Table A1). For example, railways superimpose mostly natural bare soil, hence it is associated to the land use class Bare soil. Energy transmission networks, orography, administrative, activity area and place names layers are not used for this study as they do not provide land cover information. The detail of each layer is associated with the format and the type of data in which it is provided by the IGN. For roads, paths and railways, the buffer associated to the linear information obtained is specified in column "Buffer".

APPENDIX B

Evaluation of synoptic meteorological conditions

B1.

Synoptic conditions were evaluated in the first steps of the study (Figure B1). It allowed us to evaluate the performance of the model to simulate the climatic conditions of the three days observed around the city, without the by urban influence. This comparison to observations from four meteorological stations around the city of Toulouse (see Figure 5b for their locations in Model 2) and model outputs demonstrates the capability of the Meso-NH (Lafore et al. 1998) model to simulate atmospheric conditions and climatic variables for the days considered. The simulation configuration kept for this analysis is Veg-TOPO because the improvements made in the other simulations have no impact on the results outside of Model 3. Results are then not impacted by the choice of simulation configuration for urban vegetation.

Figure B1 air temperature is quite well represented at synoptic stations. As expected, its diurnal evolution is coherent with observations (R^2=0.93) and errors are really low (with MBE of -0.21°C and RMSE of 1.29°C). Maximum daily temperatures are underestimated by a few degrees for day one and day three but minimum nocturnal temperatures are close to the one measured. June 19 was the hottest day. This warming trend at the end of IOP is also simulated by the model but underestimated. Modeled specific humidity ranges in the same amplitudes as the observations but doesn't represent a coherent daily cycle evolution. Meanwhile, wind speed is very close to station measurements with a RMSE of only 0.88 $m.s^{-1}$. The model well simulates wind speed diurnal variations despite a quite important standard deviation for the four stations. As a consequence, climatic parameters simulated on semi-rural areas are consistent with observations at synoptic stations. After this step, the study focused on the modeling of urban effects with the TEB model, knowing that the modeling of specific humidity already presents a string biais at this scale.

APPENDIX C

Surface parameters provided as input to the Model 3

C1.

This appendix is designed to document the surface parameters defined for Model 3 as they are defined as input parameters of the model. These maps of Model 3 (Figure C1) represent the fractions of each main type of surfaces in SURFEX : TOWN, NATURE and WATER (no SEA in the study area). Then, there are urban characteristics with buildings, road, garden, high vegetation, low vegetation, and bare ground fractions. Finally, morphological urban parameters such as wall density, building height and aspect ratio.

APPENDIX D

Not shown stop points evaluation scores comparison for Veg-TOPO, Veg-PLEI and Tree-PLEI simulations

D1.

This appendix aims at completing the scores of comparison of microclimate variables simulated on specific STOP points as STOP 6 and STOP 9 are described in Table 6 of the main text. Table D1 compiles the scores of R, MBE and RMSE for STOP 1 to STOP 5 and STOP 7 to STOP 8 for temperature, wind speed, specific humidity and UTCI.

Veg-TOPO and Veg-PLEI show slightly higher temperature variability agreement with observation than Tree-PLEI simulation for all stop points but Tree-PLEI highlight better represented temperatures (lower MBE and RMSE).

With the three configurations, the model encounters difficulties to reproduce variability and intensity of Wind speed. Although, intensity of wind speed is better represented with Tree-PLEI (MBE and RMSE lower for each stop points than those obtain with Veg-TOPO and Veg-PLEI simulations).

Specific humidity results are not homogeneous, they depend on the stop points land use characteristics. None of the three simulations provide satisfactory results.

Finally, the thermal comfort index UTCI is better simulated with Tree-PLEI that produces best evaluation scores for most of the stop points.

TABLE A1. List of SIG layers from the BD TOPO® of the IGN that were used to compile surface parameters for Domain 3 (classified by their associated land use). The downloaded format and layer type is specified. A buffer is applied for linear layers based on available information.

Name	Format	Type	Buffer	Land use classification
BATI_INDIFFERENCIE	Shapefile	Surfacic	-	Buildings
BATI_INDUSTRIEL	Shapefile	Surfacic	-	
BATI_REMARQUABLE	Shapefile	Surfacic	-	
RESERVOIR	Shapefile	Surfacic	-	
CONSTRUCTION_LEGERE	Shapefile	Surfacic	-	
ROUTE	Shapefile	Linear	$Width * 0.5$	Asphalt
SURFACE_ROUTE	Shapefile	Surfacic	-	
POSTE_TRANSFORMATION	Shapefile	Surfacic	-	
CIMETIERE	Shapefile	Surfacic	-	
TRONCON_VOIE_FERREE	Shapefile	Linear	$Number\ of\ ways * 2\ meters$	Bare soil
CHEMIN	Shapefile	Linear	$2\ meters\ (on\ each\ side)$	
SURFACE_EAU	Shapefile	Surfacic	-	Water
ZONE_VEGETATION	Shapefile	Surfacic	-	Vegetation
TERRAIN_SPORT	Shapefile	Surfacic	-	

FIG. B1. Average microclimatic parameters for synoptic stations (4) with their standard deviation. Observations are in grey and standard model simulation configuration in red. a. Air temperature, b. Specific humidity, c. Wind speed.

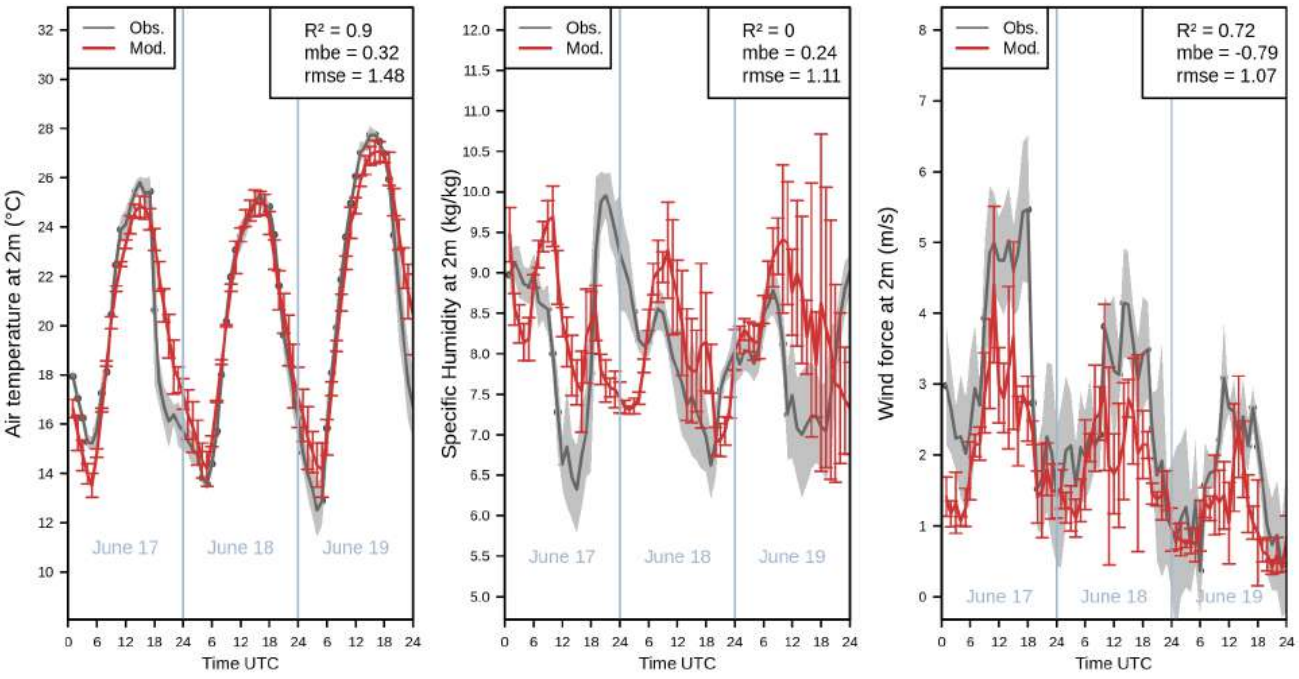


FIG. C1. Surface parameters for Model 3.

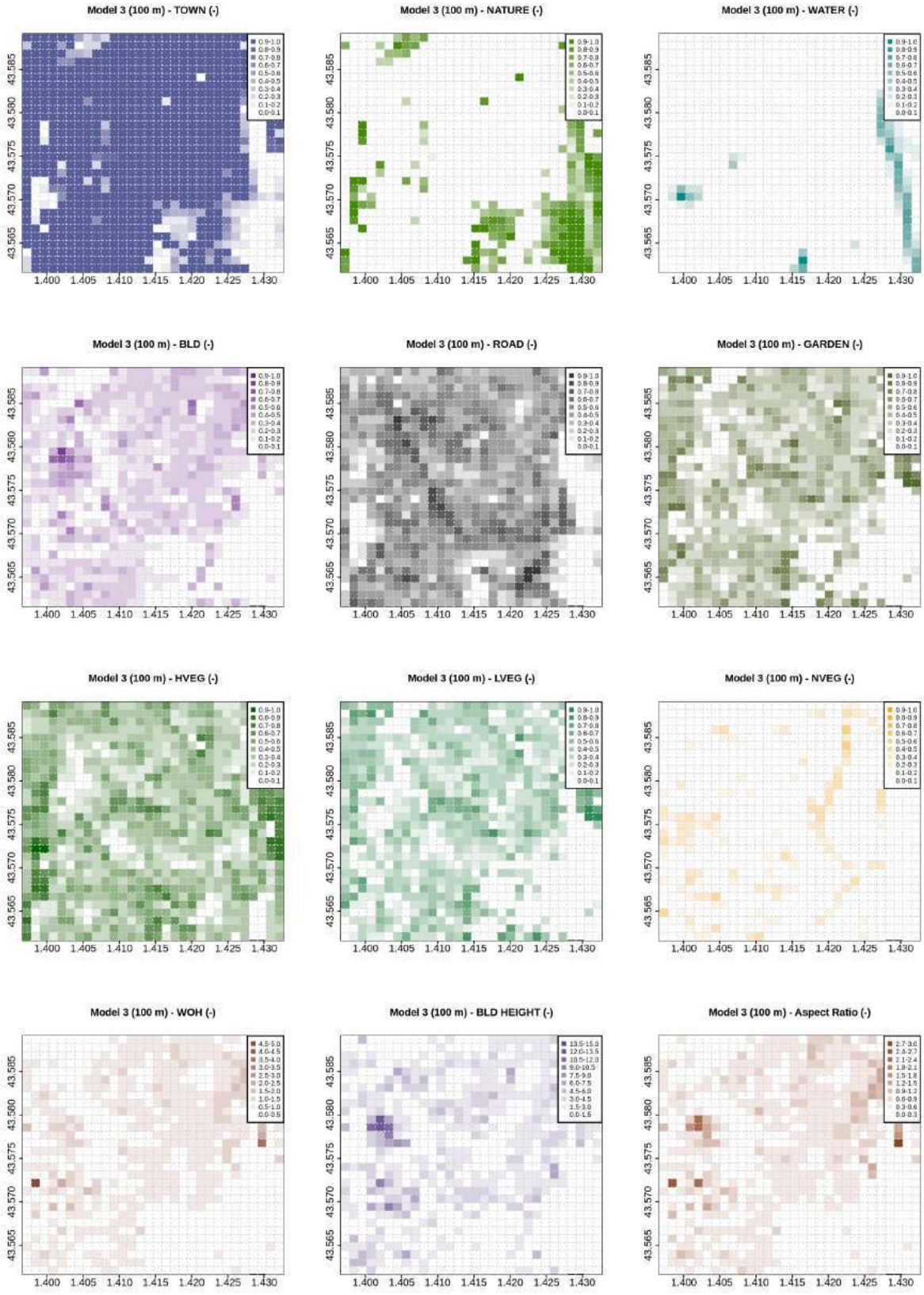


TABLE D2. Comparison of scores (R, MBE and RMSE) for STOP 1 to STOP 5 and STOP 7 to STOP 8 for the three simulation configurations : Veg-TOPO, Veg-PLEI and Tree-PLEI.

		STOP 1			STOP 2			STOP 3			STOP 4			STOP 5			STOP 7			STOP 8		
		Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI	Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI	Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI	Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI	Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI	Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI	Veg-TOPO	Veg-PLEI	Tree-PLEI
Temperature (C)	R	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.93	0.96	0.95	0.95	0.93	0.93	0.91	0.95	0.94	0.93	0.93	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92
	MBE	0.11	-0.52	-0.66	0.84	0.70	0.53	1.06	0.63	0.53	0.50	0.32	0.15	0.67	0.26	0.14	0.12	-0.39	-0.36	0.30	-0.15	-0.36
	RMSE	1.15	1.41	1.50	1.34	1.25	1.31	1.40	1.15	1.10	1.35	1.28	1.37	1.25	1.17	1.26	1.34	1.49	1.49	1.31	1.30	1.35
Wind speed (m/s)	R	0.38	0.49	0.69	0.03	0.00	0.04	0.03	0.08	0.02	0.12	0.03	0.11	0.02	0.20	0.15	0.16	0.14	0.00	0.01	0.03	0.08
	MBE	0.56	0.33	0.11	0.81	0.81	0.57	0.68	0.53	0.26	0.68	0.70	0.31	0.92	0.92	0.42	0.81	0.80	0.49	0.91	0.77	0.32
	RMSE	0.89	0.78	0.74	0.93	0.91	0.64	0.83	0.65	0.43	0.78	0.79	0.37	1.04	1.04	0.52	0.94	0.91	0.54	1.01	0.87	0.39
Specific humidity (g/kg)	R	0.04	0.00	0.01	0.57	0.47	0.47	0.49	0.26	0.26	0.37	0.33	0.40	0.39	0.30	0.28	0.29	0.29	0.30	0.40	0.23	0.26
	MBE	0.08	0.47	0.53	-0.12	0.03	0.12	-0.12	0.22	0.33	-0.11	0.11	0.16	-0.18	0.04	0.20	-0.46	-0.24	-0.11	-0.18	0.11	0.31
	RMSE	0.72	0.97	1.02	0.51	0.54	0.54	0.56	0.71	0.76	0.64	0.66	0.63	0.66	0.67	0.70	0.87	0.74	0.71	0.75	0.86	0.88
UTCI (C)	R	0.52	0.54	0.56	0.88	0.90	0.88	0.88	0.88	0.89	0.89	0.89	0.91	0.86	0.85	0.89	0.91	0.92	0.88	0.92	0.89	0.90
	MBE	0.40	-0.04	-0.85	2.33	2.39	2.47	1.75	1.51	1.37	2.32	2.34	1.80	1.96	1.47	1.63	1.62	1.18	1.31	1.68	1.26	0.40
	RMSE	5.83	5.72	5.73	3.73	3.74	3.77	3.03	2.87	2.55	3.22	3.28	2.42	3.39	3.02	2.65	2.93	2.37	2.69	3.12	2.96	1.79

References

Armson, D., P. Stringer, and A. Ennos, 2012: The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban Forestry & Urban Greening*, **11 (3)**, 245–255.

Boone, A., J.-C. Calvet, and J. Noilhan, 1999: Inclusion of a third soil layer in a land surface scheme using the forcerestore method. *Journal of Applied Meteorology*, **38 (11)**, 1611–1630.

Bossard, M., J. Feranec, and J. Otahel, 2000: Corine land cover technical guide: Addendum 2000. *European Environment Agency*.

Bowler, D. E., L. Buyung-Ali, T. M. Knight, and A. S. Pullin, 2010: Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, **97 (3)**, 147–155, doi:10.1016/j.landurbplan.2010.05.006.

Bröde, P., D. Fiala, K. Błażejczyk, I. Holmér, G. Jendritzky, B. Kampmann, B. Tinz, and G. Havenith, 2012: Deriving the operational procedure for the Universal Thermal Climate Index (UTCI). *International Journal of Biometeorology*, **56 (3)**, 481–494, doi:10.1007/s00484-011-0454-1.

Buttner, G., J. Feranec, G. Jaffrain, L. Mari, G. Maucha, and T. Soukup, 2004: The corine land cover 2000 project. *EARSeL eProceedings*, **3**, 331–346.

Cleugh, H. A., and T. R. Oke, 1986: Suburban-rural energy balance comparisons in summer for vancouver, b.c. *Boundary-Layer Meteorology*, **36 (4)**, 351–369, doi:10.1007/bf00118337.

Coutts, A. M., E. C. White, N. J. Tapper, J. Beringer, and S. J. Livesley, 2015: Temperature and human thermal comfort effects of street trees across three contrasting street canyon environments. *Theoretical and Applied Climatology*, **124 (1-2)**, 55–68, doi:10.1007/s00704-015-1409-y.

Crombette, P., 2016: Contribution des technologies satellitaires pliades ltude des trames vertes urbaines : entre maintien des connectivits cologiques potentielles et densification des espaces urbains. Ph.D. thesis, Universit Toulouse - Jean Jaurès.

Crombette, P., S. Le Corre, and C. Tinel, 2014: Processing satellite images with very high spatial resolution and identification of conflict areas in the management of urban green networks. 19–25.

de Munck, C., A. Lemonsu, V. Masson, J. L. Bras, and M. Bonhomme, 2018: Evaluating the impacts of greening scenarios on thermal comfort and energy and water consumptions for adapting paris city to climate change. *Urban Climate*, **23**, 260–286, doi:10.1016/j.uclim.2017.01.003.

Decharme, B., A. Boone, C. Delire, and J. Noilhan, 2011: Local evaluation of the interaction between soil biosphere atmosphere soil multilayer diffusion scheme using four pedotransfer functions. *Journal of Geophysical Research*, **116 (D20)**, doi:10.1029/2011jd016002.

Faroux, S., A. Kaptué Tchuenté, J.-L. Roujean, V. Masson, E. Martin, and P. L. Moigne, 2013: Ecoclimap-ii/europe: A twofold database of ecosystems and surface parameters at 1 km resolution based on satellite information for use in land surface, meteorological and climate models. *Geoscientific Model Development*, **6 (2)**, 563–582.

Grimmond, C. S. B., and Coauthors, 2010: The international urban energy balance models comparison project: First results from phase 1. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, **49 (6)**, 1268–1292, doi:10.1175/2010jamc2354.1.

Grimmond, C. S. B., and Coauthors, 2011: Initial results from phase 2 of the international urban energy balance model comparison. *International Journal of Climatology*, **31 (2)**, 244–272, doi:10.1002/joc.2227.

Grimmond, S., 2007: Urbanization and global environmental change: local effects of urban warming. *GEOGRAPHICAL JOURNAL*, **173 (1)**, 83 – 88, doi:10.1111/j.1475-4959.2007.232_3.x.

Hamdi, R., and V. Masson, 2008: Inclusion of a drag approach in the town energy balance (TEB) scheme: Offline 1d evaluation in a street canyon. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, **47 (10)**, 2627–2644, doi:10.1175/2008jamc1865.1.

Haouès-Jouve, S., and Coauthors, 2020: Eurequa project : an interdisciplinary and participative approach to assess urban environmental quality. *Environment and Planning B : Urban Analytics and City Science*.

Joshi, D. n., and A. Joshi, 2015: Role of urban trees in amelioration of temperatures. *International Journal of Research Studies in Bioscience*, **3**.

Krayenhoff, E., A. Christen, A. Martilli, and T. Oke, 2014: A Multi-layer Radiation Model for Urban Neighbourhoods with Trees. *Boundary-Layer Meteorology*, **151 (1)**, 139–178, doi:10.1007/s10546-013-9883-1.

Krayenhoff, E. S., J.-L. Santiago, A. Martilli, A. Christen, and T. R. Oke, 2015: Parametrization of drag and turbulence for urban neighbourhoods with trees. *Boundary-Layer Meteorology*, **156 (2)**, 157–189, doi:10.1007/s10546-015-0028-6.

Krayenhoff, E. S., and Coauthors, 2020: A multi-layer urban canopy meteorological model with trees (BEP-tree): Street tree impacts on pedestrian-level climate. *Urban Climate*, **32**, 100 590, doi:10.1016/j.uclim.2020.100590.

Kwok, Y. T., R. Schoetter, K. K.-L. Lau, J. Hidalgo, C. Ren, G. Pigeon, and V. Masson, 2019: How well does the local climate zone scheme discern the thermal environment of toulouse (france)? an analysis using numerical simulation data. *International Journal of Climatology*, **39 (14)**, 5292–5315, doi:10.1002/joc.6140.

Lafore, J.-P., and Coauthors, 1998: The Meso-NH Atmospheric Simulation System. Part I: adiabatic formulation and control simulations. *Annales Geophysicae*, **16 (1)**, 90–109, doi:10.1007/s00585-997-0090-6.

Landis, J. R., and G. G. Koch, 1977: The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, **33 (1)**, 159, doi:10.2307/2529310.

Le Bras, J., 2015: Le micro-climat urbain à haute résolution : mesures et modélisation. Ph.D. thesis, Université de Toulouse.

Lee, S.-H., and J.-J. Baik, 2011: Evaluation of the vegetated urban canopy model (VUCM) and its impacts on urban boundary layer simulation. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences*, **47 (2)**, 151–165, doi:10.1007/s13143-011-0005-z.

Lee, S.-H., H. Lee, S.-B. Park, J.-W. Woo, D.-I. Lee, and J.-J. Baik, 2016: Impacts of in-canyon vegetation and canyon aspect ratio on the thermal environment of street canyons: numerical investigation using a coupled wrf-vucm model. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **142 (699)**, 2562–2578, doi:https://doi.org/10.1002/qj.2847, URL https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/qj.2847, https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/qj.2847.

Lee, S.-H., and S.-U. Park, 2008: A vegetated urban canopy model for meteorological and environmental modelling. *Boundary-Layer Meteorology*, **126 (1)**, 73–102, doi:10.1007/s10546-007-9221-6.

Lemonsu, A., C. S. B. Grimmond, and V. Masson, 2004: Modeling the surface energy balance of the core of an old mediterranean city: Marseille. *Journal of Applied Meteorology*, **43 (2)**, 312–327.

Lemonsu, A., V. Masson, L. Shashua-Bar, E. Erell, and D. Pearlmutter, 2012: Inclusion of vegetation in the town energy balance model for modelling urban green areas. *Geoscientific Model Development*, **5 (6)**, 1377–1393, doi:10.5194/gmd-5-1377-2012.

Lemonsu, A., and Coauthors, 2019: Comparison of microclimate measurements and perceptions as part of a global evaluation of environmental quality at neighbourhood scale. *International Journal of Biometeorology*, **64 (2)**, 265–276, doi:10.1007/s00484-019-01686-1.

Masson, V., 2000: A physically-based scheme for the urban energy budget in atmospheric models. *Boundary-Layer Meteorology*, **94 (3)**, 357–397, doi:10.1023/a:1002463829265.

Masson, V., and Y. Seity, 2009: Including atmospheric layers in vegetation and urban offline surface schemes. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, **48 (7)**, 1377–1397, doi:10.1175/2009jamc1866.1.

Masson, V., and Coauthors, 2013: The surfexv7. 2 land and ocean surface platform for coupled or offline simulation of earth surface variables and fluxes. *Geoscientific Model Development*, **6**, 929–960.

Masson, V., and Coauthors, 2020: City-descriptive input data for urban climate models: Model requirements, data sources and challenges. *Urban Climate*, **31**, 100 536.

Meili, N., and Coauthors, 2020: An urban ecohydrological model to quantify the effect of vegetation on urban climate and hydrology (ut&c v1.0). *Geoscientific Model Development*, **13 (1)**, 335–362, doi:10.5194/gmd-13-335-2020, URL https://gmd.copernicus.org/articles/13/335/2020/.

Meili, N., and Coauthors, 2021: Tree effects on urban microclimate: Diurnal, seasonal, and climatic temperature differences explained by separating radiation, evapotranspiration, and roughness effects. *Urban Forestry and Urban Greening*, **58**, 126 970, doi:https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126970, URL https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866720307871.

Mills, G., 2008: Luke Howard and The Climate of London. *Weather*, **63 (6)**, 153–157, doi:10.1002/wea.195.

Mussetti, G., and Coauthors, 2020: Cosmo-bep-tree v1.0: a coupled urban climate model with explicit representation of street trees. *Geoscientific Model Development*, **13 (3)**, 1685–1710, doi:10.5194/gmd-13-1685-2020, URL https://gmd.copernicus.org/articles/13/1685/2020/.

Oke, T., 1988: The urban energy balance. *Progress in Physical Geography*, **12 (4)**, 471–508, doi:10.1177/030913338801200401.

Qiu, G. y., H. y. LI, Q. t. Zhang, W. Chen, X. j. Liang, and X. z. Li, 2013: Effects of evapotranspiration on mitigation of urban temperature by vegetation and urban agriculture. *Journal of Integrative Agriculture*, **12 (8)**, 1307 – 1315, doi:https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60543-2.

Redon, E., A. Lemonsu, and V. Masson, 2020: An urban trees parameterization for modeling microclimatic variables and thermal comfort conditions at street level with the town energy balance model (tebsurfex v8. 0). *Geoscientific Model Development*, **13 (2)**, 385–399.

Redon, E. C., A. Lemonsu, V. Masson, B. Morille, and M. Musy, 2017: Implementation of street trees within the solar radiative exchange parameterization of TEB in SURFEX v8.0. *Geoscientific Model Development*, **10 (1)**, 385–411, doi:10.5194/gmd-10-385-2017.

Ryu, Y.-H., E. Bou-Zeid, Z.-H. Wang, and J. Smith, 2015: Realistic representation of trees in an urban canopy model. *Boundary-Layer Meteorology*, **159**, doi:10.1007/s10546-015-0120-y.

Shashua-Bar, L., and M. Hoffman, 2000: Vegetation as a climatic component in the design of an urban street. *Energy and Buildings*, **31 (3)**, 221–235, doi:10.1016/s0378-7788(99)00018-3.

Shashua-Bar, L., I. X. Tsiros, and M. E. Hoffman, 2010: A modeling study for evaluating passive cooling scenarios in urban streets with trees. case study: Athens, greece. *Building and Environment*, **45 (12)**, 2798–2807, doi:10.1016/j.buildenv.2010.06.008.

Upmanis, H., I. Eliasson, and S. Lindqvist, 1998: The influence of green areas on nocturnal temperatures in a high latitude city (gteborg, sweden). *International Journal of Climatology*, **18 (6)**, 681–700.

Wang, C., Z. Wang, and Y. Ryu, 2021: A single-layer urban canopy model with transmissive radiation exchange between trees and street canyons. *Building and Environment*, **191**, doi:10.1016/j.buildenv.2021.107593, funding Information: This work was supported by U.S. National Science Foundation (NSF) under grant AGS-1930629 . The authors would like to acknowledge the use of field observations from the BUBBLE, which was primarily supported by the Swiss Federal Office for Education and Science (Grant C00.0068).

Wang, C., Z.-H. Wang, and J. Yang, 2018: Cooling effect of urban trees on the built environment of contiguous united states. *Earth's Future*, **6 (8)**, 1066–1081, doi:https://doi.org/10.1029/2018EF000891, URL https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2018EF000891, https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1029/2018EF000891.

Wang, Z.-H., E. Bou-Zeid, and J. A. Smith, 2012: A coupled energy transport and hydrological model for urban canopies evaluated using a wireless sensor network. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **139 (675)**, 1643–1657, doi:10.1002/qj.2032.

Yamada, T., 1982: A numerical model study of turbulent airflow in and above a forest canopy. *Journal of the Meteorological Society of Japan. Ser. II*, **60 (1)**, 439–454, doi:10.2151/jmsj1965.60.1_439.

Zardo, L., D. Geneletti, M. Pérez-Soba, and M. V. Eupen, 2017: Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. *Ecosystem Services*, **26**, 225–235, doi:10.1016/j.ecoser.2017.06.016.

L'étude de sensibilité précédente a permis de conclure à l'intérêt de mobiliser la paramétrisation TEB-Tree et le besoin d'une description de la végétation urbaine détaillée (occupation du sol et strates) pour une simulation plus réaliste du micro-climat avec TEB. L'étape suivante est de s'intéresser à l'inclusion du modèle TEB-Hydro dans la dernière version de TEB et plus largement de SURFEX afin de pouvoir utiliser les deux modèles combinés pour une étude robuste de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne.

2.2 Améliorations apportées aux transferts hydrologiques

La version de TEB-Hydro développée par Stavropulos-Laffaille *et al.* (2018) a été élaborée dans la version 7.3 de SURFEX. L'enjeu de cette thèse a été l'inclusion de ces derniers développements dans la version actuelle de TEB (V8.1). Parallèlement, des modifications ont été apportées par le développement de TEB-Tree. Il a donc été nécessaire de *phaser* ces deux codes, c'est-à-dire de combiner ces deux développements dans un seul et même code source, pouvant fonctionner de façon combinée sans que les processus en jeu ne soient impactés (maintien d'un ordre de calcul séquentiel cohérent), et à jour avec la nouvelle version de SURFEX. Un tel phasage entraîne un travail conséquent de refonte du code source et de modification dans l'enchaînement des processus modélisés pour maintenir une cohérence.

Dans un premier temps, j'ai apporté des corrections au code qui ont pu être entraînées par l'intégration numérique du code de TEB-Hydro dans la dernière version de TEB. Consécutivement à cette étape, des modifications ont aussi été apportées à TEB-Hydro pour les besoins de la thèse de travailler sur un domaine de plusieurs mailles dans une même simulation. En effet, la précédente version de TEB-Hydro avait été développée puis mobilisée dans une ou plusieurs simulations 1D (i.e. à l'échelle d'une maille) pour représenter respectivement un bassin versant de petite taille ou un domaine multi-bassins versants. Certains processus ont aussi été raffinés en améliorant leur calcul. Enfin, le bilan hydrologique a été amélioré.

2.2.1 Modifications et corrections liées au phasage de TEB-Hydro

2.2.1.1 Eau ruisselée provenant des surfaces artificielles non connectées au réseau d'assainissement

Pour représenter le fait que seulement une partie de l'eau ruisselant des toits et/ou des routes est acheminée vers le réseau d'assainissement, le modèle TEB-Hydro utilise un paramètre d'entrée (*Connex*) qui représente le taux de connexion moyen des surfaces artificielles de la maille au réseau. Ce taux est soit fixé si des informations le concernant sont disponibles, soit calé.

Dans la réalité, cette eau ruisselée et non connectée au réseau d'assainissement rejoint les surfaces naturelles avoisinantes. Dans la version originale de TEB-Hydro (Chancibault *et al.*, 2014), cette eau était par conséquent envoyée dans le compartiment de jardins urbains sous forme de précipitations, par analogie avec des asperseurs. Le couplage de TEB-Hydro avec la végétation arborée dans TEB ne permet plus cette description car une partie de l'eau précipitée serait interceptée par le feuillage des arbres. Or, cela ne correspond pas à ce qui se passe dans la réalité. Désormais cette eau est envoyée dans les jardins urbains sous la forme d'une irrigation du sol, représentant plus fidèlement cet écoulement.

Un raffinement a été apporté pour le cas rare où une maille de modélisation est entièrement composée de surfaces artificielles, i.e. sans aucune surface naturelle pour collecter cette eau ruisselée non connectée au réseau. Cette eau est envoyée en totalité vers le réseau d'assainissement quelle que soit la valeur attribuée au taux de connexion Connex.

2.2.1.2 Transferts horizontaux d'eau dans le sous-sol urbain

Les transferts horizontaux d'eau dans le sous-sol sont mal connus, surtout en milieu urbain. Les quelques études ayant mesuré ces transferts d'eau horizontaux estiment pour des sols argileux compacts des conductivités hydrauliques de l'ordre de 1.10^{-4} m.jour^{-1} (Duhaime, 2012) et jusqu'à 3 m.jour^{-1} pour du sable fin. Ces mouvements d'eau horizontaux dans le sous-sol sont donc très lents (Shanahan *et al.*, 2009) et donc aussi difficiles à modéliser.
Les différents travaux menés sur le développement du modèle TEB-Hydro jusqu'ici ont entraîné des améliorations progressives du calcul de ces transferts dans le sous-sol (Furusho, 2011 ; Chancibault *et al.*, 2014 ; Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018).

Au cours des tests du modèle, j'ai identifié que l'expression utilisée précédemment pour modéliser les transferts horizontaux entraînait une perte d'eau faible, mais qui pourrait tout de même être conséquente à l'échelle de la simulation de 18 ans envisagée dans la thèse (Équation 2.1). De plus, les transferts horizontaux calculés selon cette expression entraînaient une mise à l'équilibre de l'ensemble des compartiments du sous-sol (bâti, route et jardin) à chaque pas de temps de calcul (300 secondes par défaut dans le modèle), équilibrant très rapidement le sous-sol des bâtiments aux contenus en eau des jardins. De plus, le contenu en eau des jardins varie dans la réalité plus rapidement que ceux sous les routes et bâtiments car il est plus directement impacté par les conditions météorologiques.

$$W_*{}^{\mathrm{gr'}} = \overline{W^{\mathrm{gr}}} + (W_*{}^{\mathrm{gr}} - \overline{W^{\mathrm{gr}}}) \times exp(-\lambda \times dt) \; avec : \lambda = \frac{\overline{C2}}{\tau} \tag{2.1}$$

avec :

— W^{gr} et $\mathrm{W}^{\mathrm{gr'}}$ respectivement la teneur en eau avant et après équilibrage horizontal ($\mathrm{m}^3/\mathrm{m}^3$),

— $\overline{W^{\mathrm{gr}}}$ la teneur en eau moyennée sur les trois compartiments avant équilibrage ($\mathrm{m}^3/\mathrm{m}^3$),

— $\overline{C2}$ la vitesse moyennée et pondérée sur les compartiments (-),

— τ la constante de temps de un jour (sec),

— dt le pas de temps numérique du modèle.

L'étoile ($_*$) fait référence à l'application des différents termes aux trois différents compartiments, respectivement les jardins, les bâtiments et les routes.

Le temps de mise à l'équilibre des différents compartiments dans cette équation est largement inférieur aux transferts qui peuvent avoir lieu horizontalement. Ils ne dépendent que très peu des conductivités de l'eau et des conductivités à saturation qui sont donc négligeables dans l'expression utilisée dans ce modèle.

La nouvelle formulation du transfert hydrique horizontal intra-maille se base donc toujours sur le principe d'une décroissance exponentielle de la teneur en eau du sous-sol, mais cette fois sur une échelle mensuelle (30 jours), la vitesse de ces transferts étant extrêmement lente.

$$W_*{}^{\mathrm{gr'}} = W_*{}^{\mathrm{gr'}} + (\overline{W^{\mathrm{gr}}} - W^{\mathrm{gr}}) \times (1 - exp(\frac{-dt}{\tau \times 30})) \tag{2.2}$$

avec :

— W^{gr} et $W^{gr'}$ respectivement la teneur en eau avant et après équilibrage horizontal (m^3/m^3),

— $\overline{W^{gr}}$ la teneur en eau moyennée sur les trois, compartiments avant équilibrage (m^3/m^3),

— τ la constante de temps de un jour (sec),

— dt le pas de temps numérique du modèle.

L'étoile ($_*$) fait référence à l'application des différents termes aux trois différents compartiments, respectivement jardin, bâti, routes.

2.2.1.3 Longueurs de réseau d'assainissement

Les longueurs du réseau d'assainissement dans chaque maille sont fournies au modèle pour calculer les infiltrations parasites dans le réseau d'assainissement.
Cette longueur était exprimée en mètres et le modèle calculait la densité de réseau de chaque maille du domaine, comme le rapport des longueurs de réseau par rapport à la maille avec la plus grande longueur de réseau du domaine. Il pose finalement problème pour les calculs parallélisés. En effet, dans l'ancienne configuration, en découpant le domaine en plusieurs sous domaines, la longueur maximale des sous-domaines n'était pas la même que la plus grande longueur du réseau sur toute la zone. L'information que doit désormais fournir l'utilisateur est donc celle d'une densité de réseau pour rester dans la philosophie du modèle TEB où les calculs sont basés sur des proportions d'occupation du sol, la surfaces des mailles de modélisation n'étant pas indiquée en entrée du modèle.

2.2.2 Ajouts spécifiques aux besoins de l'étude

Pour les objectifs et contraintes de l'étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne, j'ai intégré dans le modèle le calcul d'un indicateur de l'état hydrique des sols dans les milieux urbains, pour étudier l'état hydrique des sols de jardin en lien avec le microclimat ainsi que spatialisé les paramètres du modèle TEB-Hydro pour la prise en compte de l'hétérogénéité des bassins versants à l'échelle du grand domaine d'étude.

2.2.2.1 Indicateur de l'état hydrique des sols

Déjà présent dans le modèle ISBA pour les surfaces naturelles, le SWI (Soil Wetness Index, Sous-section 3.4.3) a été ajouté pour être calculé dans le sous-sol de la végétation

urbaine (Équation 3.1). Le calcul de cet indicateur permet de caractériser l'humidité d'un sol et donc d'identifier des possibles conditions de stress hydrique pour la végétation. Il est donc important de l'intégrer pour cette étude portant sur le couplage hydro-climatique, l'état hydrique des sols étant un élément déterminant des échanges d'eau entre le sous-sol et l'atmosphère.

2.2.2.2 Spatialisation des caractéristiques hydrologiques de TEB-Hydro

Plusieurs caractéristiques hydrologiques doivent être fournies en entrée du modèle TEB-Hydro :

— La capacité maximale de rétention du réservoir de surface des voiries (${W^{\text{surf}}}_{max;rd}$) et des toitures (${W^{\text{surf}}}_{max;rf}$) (mm),

— Le taux d'infiltration d'eau à travers le réseau (IPsewer) (-),

— La vitesse maximale d'infiltration à travers la voirie (Iroad) ($m.s^{-1}$),

— La fraction des surfaces imperméabilisées connectées au réseau (Connex), (-)

— Le taux de limitation du drainage profond (Urbdrain) (-).

Jusqu'à récemment, compte-tenu de la petite taille des versants étudiés, le modèle était conçu pour prendre en compte des valeurs uniformes pour chacun de ces paramètres. Vue la grande taille du domaine d'étude de la thèse et la potentielle hétérogénéité spatiale du comportement hydrologique des bassins versants à cette échelle, j'ai modifié la définition de ces caractéristiques hydrologiques en entrée du modèle pour qu'ils puissent prendre, si besoin, des valeurs différentes en chaque maille du domaine. L'objectif est de permettre leur spatialisation sur la grille de modélisation mais en conservant leur homogénéité à l'échelle de chaque bassin versant.

2.2.3 Amélioration, adaptation et spatialisation du bilan hydrologique aux nouveaux processus physiques

Le bilan hydrologique vérifiant la fermeture en eau du modèle était calculé à la fin de chaque simulation sur la période simulée et vérifiait une perte maximale totale de $\pm 5\%$ sur le domaine (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2021a). Une étape de tests impliquant différents cas idéalisés et des forçages météorologiques contrastés ont été réalisés pour chacun des processus intégrés pour vérifier leur prise en compte dans le bilan hydrologique du nouveau TEB-Hydro-Tree couplé.

2.2.3.1 Nouveaux processus physiques pris en compte

Pour que le bilan hydrologique soit fermé dans toutes les conditions d'utilisation du modèle TEB-Hydro, les apports et stockages d'eau des nouvelles paramétrisations ont été pris en compte. Il s'agit de :

— **la végétation arborée** : Ayant été développés en parallèle de TEB-Hydro, les compartiments liés à la végétation arborée (TEB-Tree) n'étaient pas pris en compte dans le bilan hydrologique. Désormais, le flux de chaleur latente et la variation du contenu en eau du réservoir de la végétation haute (sur le feuillage) sont intégrés dans le bilan.

— **la neige** : La variation du stockage de neige sur les jardins, la route et les toitures est intégré ainsi que le flux de chaleur latente lié à la fonte de la neige pour chacun de ces différents compartiments.

— **la glace** : La variation du contenu en eau sous forme de glace dans le sol a été intégrée dans le bilan.

— **l'irrigation des jardins** : Les apports d'eau par l'irrigation des jardins, de la route et des toitures végétalisées ont été ajoutés au bilan.

L'ensemble des composantes qui n'étaient pas encore prises en compte dans le bilan hydrologique ont donc aussi été ajoutées comme variables diagnostiques de sortie du modèle, ainsi que la quantité d'eau totale intégrée dans le modèle et la valeur de fermeture du bilan hydrologique à chaque pas de temps de sortie.

2.2.3.2 Calcul spatialisé du bilan hydrologique

L'étape de phasage a été l'occasion d'adapter le bilan hydrologique pour des cas de modélisation de plusieurs mailles avec les processus physiques décrits Sous-sous-section 2.2.3.1. Le bilan hydrologique est maintenant calculé pour chaque maille individuellement et à chaque pas de temps de sortie du modèle relativement à l'initialisation des variables hydrologiques Sous-sous-section 1.2.3.2 afin d'évaluer une perte ou un gain d'eau supérieur aux incertitudes numériques.

Sur la base des tests menés sur des cas idéalisés et des améliorations décrites précédemment, **le modèle TEB-Hydro est désormais capable de vérifier un bilan hydrologique fermé à $\pm 10^{-12}$ mm**.

2.2.4 Étude de sensibilité de la nouvelle formulation du code aux caractéristiques hydrologiques de TEB-Hydro

Les modifications apportées au code de TEB-Hydro depuis la version précédente (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018) ont pu avoir un impact sur les plages de variations des caractéristiques hydrologiques qui ont vocation en général à être calées. C'est pourquoi une étude de sensibilité de la nouvelle formulation du modèle couplé à la variation de ces caractéristiques a été menée en amont du calage hydrologique proprement dit afin de disposer ultérieurement de plages de variation réalistes pour celles-ci.

- **Les paramètres de calage influencés**

La dernière étude sur le paramètre Urbdrain (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2021b) a montré qu'il ne doit pas excéder 2% afin de ne pas surestimer les flux de chaleur latente. Sa plage de variation reste donc inchangée. Les bornes définies précédemment sont aussi conservées pour Connex qui n'est pas impacté par les modifications du modèle mais sont plutôt en lien direct avec l'occupation et l'aménagement du sol intra-maille.

Cette étude de sensibilité porte donc sur deux caractéristiques :

1. l'infiltration de l'eau dans la voirie (Iroad),
2. les infiltrations parasites d'eau dans les réseaux d'assainissement (IPsewer).

- **Les observations disponibles**

Les observations utilisées sont celles d'un cas d'étude connu et donc bien documenté qui est celui du bassin versant de Rezé (Loire-Atlantique). En effet, il a déjà été le lieu de plusieurs travaux (Berthier *et al.*, 1999 ; Dupont *et al.*, 2006 ; Rodriguez *et al.*, 2008), notamment avec les versions précédentes du modèle TEB (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018 ; Stavropulos-Laffaille, 2019, janvier).
Sur ce site de mesure privilégié, un débit maximum d'infiltrations parasites dans le réseau d'assainissement de 0.008 $m^3.h^{-1}$ par mètre linéaire a été mesuré pour l'hiver 1994-1995 (Berthier *et al.*, 1999). La longueur totale du réseau est de 1283 m dans ce bassin versant. Ainsi la valeur précédemment énoncée correspond au maximum des infiltrations parasites mesuré d'environ 10.3 $m^3.h^{-1}$ à l'échelle de ce bassin versant (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018), cet hiver-là.

- **Configuration de l'étude de sensibilité**

Les paramètres Connex et Urbdrain ont déjà été fixés sur ce bassin versant respectivement à 0.84 et 0.02 et les fractions de texture de sol sont 0.22 de limon, 0.40 d'argile, 0.38 de

sable. Ces valeurs seront conservées pour l'étude.

Le débit des eaux parasites infiltré dans le réseau d'assainissement a été simulé du 1er janvier 1993 au 1er mars 1995 avec différentes valeurs de Iroad et IPsewer, en faisant varier un paramètre après l'autre (méthode One-At-a-Time). La simulation a commencé au 1er janvier 1993 pour laisser un temps de stabilisation au modèle égal à un an. Pour le calcul des maxima de débits correspondants à la saison hivernale étudiée par Berthier *et al.* (1999) à Nantes, les débits simulés conservés sont donc ceux de Décembre 1994-Janvier 1995-Février 1995 (DJF). Les débits maximums obtenus pour chacune des combinaisons des paramètres de calage ont donc été consignés dans la Figure 2.2.

- **Résultats**

Concernant IPswer Sur la Figure 2.2, pour des valeurs d'IPsewer inférieures à 0.1 et supérieures à 10, quelle que soit la valeur de Iroad, le débit atteint des valeurs seuils ou évolue peu. Il a donc été décidé de limiter les valeurs de IPsewer à simuler pour le calage ultérieur à l'intervalle [0.1-10].

Concernant Iroad, 10^{-3} et 10^{-2} $mm.s^{-1}$ donnent des débits d'infiltration modélisés très proches ; c'est également le cas pour les valeurs de Iroad=10^{-6} $mm.s^{-1}$ et Iroad=10^{-5} $mm.s^{-1}$. Contrairement aux trois autres paramètres, l'infiltration d'eau à travers la voirie est une valeur physique de vitesse. La plage de variation correspond effectivement à des valeurs réalistes avec des infiltrations de l'ordre de trois à cinq fois $10^{-8}m.s^{-1}$ et jusqu'à $10^{-5}m.s^{-1}$, équivalentes à 10^{-5} à $10^{-2}mm.s^{-1}$. D'autres études ont aussi montré une plage de valeurs entre 10^{-8} et $10^{-6}m.s^{-1}$ pour ce paramètre (Hollis et Ovenden, 1988 ; Hassan et White, 1997 ; Ragab *et al.*, 2003). Dans des études plus récentes, les valeurs de vitesse d'infiltration à travers la chaussée sont plus importantes, avoisinant les 10^{-4} à $10^{-3}mm.s^{-1}$ (Sosa-Pérez et MacDonald, 2017 ; Liu *et al.*, 2019 ; Bittencourt *et al.*, 2021). Cela peut s'expliquer par les avancées technologiques dans la confection du bitume, de plus en plus poreux.
La plage de variation retenue pour le calage ultérieur de Iroad est fixée à l'intervalle [10^{-5}-10^{-3}] $mm.s^{-1}$.

Les nouvelles plages de variation des paramètres de calage IPsewer et Iroad sont récapitulées dans le Tableau 2.1 avec les plages de variation conservées pour Urbdrain et Connex.

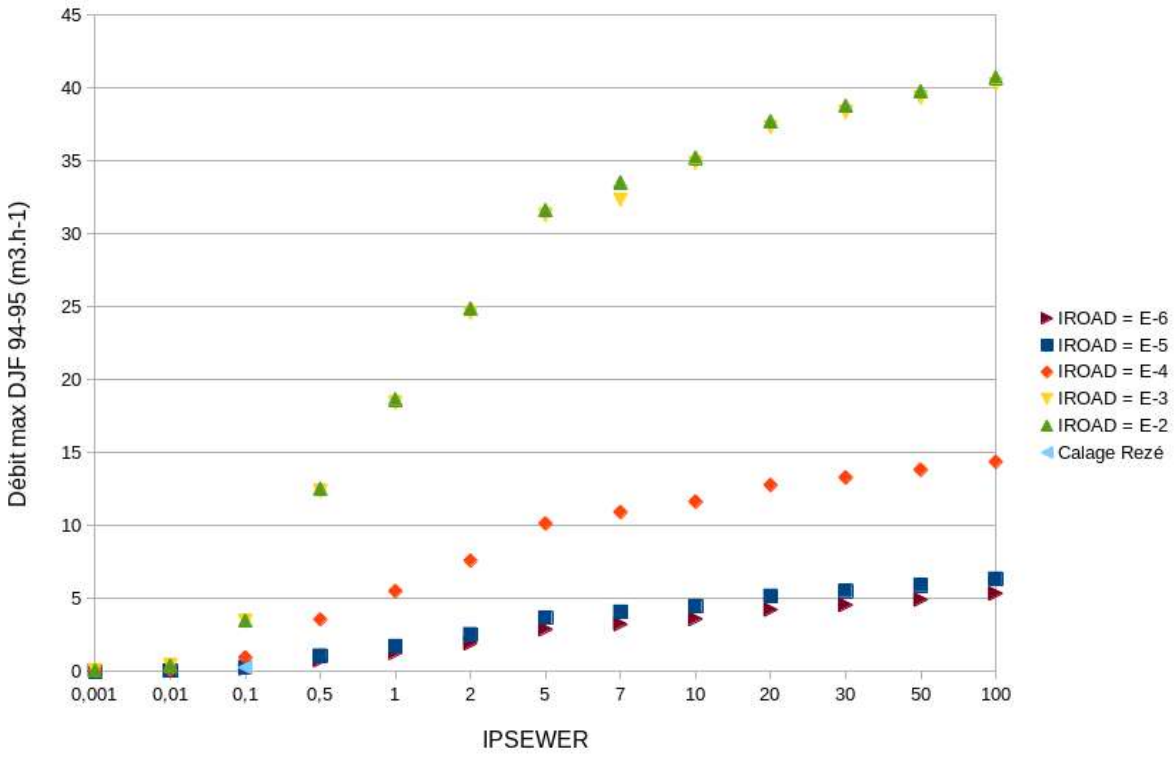


FIGURE 2.2. Débits maximum modélisés pour DJF 94-95 en fonction de IPsewer et pour différentes valeurs de Iroad. Le débit obtenu avec les modifications apportées au code de TEB-Hydro pour le calage initialement effectué sur le bassin versant Rezé est indiqué par un triangle bleu. Avec des valeurs de Connex de 0.84 et de Urbdrain de 0.02.

Tableau 2.1. Plages de variation des paramètres de calage (Min et Max) et valeurs des paramètres à simuler pour le calage.

Paramètres	**Min**	**Max**	**Valeurs à simuler**
Étanchéité du réseau (IPsewer)	0.1	10	0.1 ; 1 ; 10
Taux d'infiltration dans la voirie (Iroad en $mm.s^{-1}$)	10^{-5}	10^{-3}	10^{-5} ; 10^{-4} ; 5.10^{-4} ; 10^{-3}
Limitation du drainage (Urbdrain)	0.00	0.02	0.00 ; 0.02
Taux de connexion des surfaces imperméables au réseau d'assainissement (Connex)	0.6	0.9	0.6 ; 0.7 ; 0.8 ; 0.9

Le phasage a consisté en un travail conséquent afin de ne laisser aucune erreur au hasard. Il s'agit d'un travail mené avec de nombreux cas différents pour reproduire des conditions qui pourraient être extrêmes afin de vérifier la bonne fermeture de modèle, à la fois énergétique et hydrologique quelles que soient les conditions météorologiques et d'occupation du sol rencontrées. Le cas d'étude de Paris et sa petite couronne présentant des caractéristiques très hétérogènes, qui seront par la suite fournies en paramètres d'entrée au modèle, nécessitait ces étapes de raffinement pour être étudié de façon robuste. Ce travail permet également au modèle d'être utilisé avec l'activation de l'ensemble des paramétrisations de TEB en fermant numériquement le bilan hydrologique à $\pm 10^{-12}$ mm d'erreur numérique. Ces résultats en font un des rares modèles d'hydrologie urbaine avec un bilan hydrologique à une fermeture de cet ordre.

Le perfectionnement de la configuration TEB-Hydro-Tree offre désormais un modèle hydro-climatique couplé fonctionnel.
Le couplage de TEB-Tree et TEB-Hydro sera disponible dans la V9 de SURFEX en open-source.

Chapitre 3

Méthodologie pour l'étude de la réponse hydro-climatique de l'agglomération parisienne

Sommaire

3.1 Le choix de Paris comme domaine d'étude 77
3.1.1 Spécificités de l'aire urbaine étudiée 78
3.1.2 Synthèse des travaux antérieurs menés sur le territoire 80
3.1.2.1 Pollution de l'eau 81
3.1.2.2 Stress hydrique 83
3.1.2.3 Stress thermique 83
3.2 La construction des forçages météorologiques 84
3.2.1 Les besoins et contraintes de SURFEX 85
3.2.2 Limites du domaine d'étude 85
3.2.3 Méthode de construction des forçages 87
3.2.3.1 Principe général 87
3.2.3.2 Observations et bases de données utilisées 87
3.2.3.3 Application de la méthode de spatialisation des observations météorologiques 89
3.2.3.4 Évaluation de la méthode 90
3.3 La configuration de modélisation choisie et optimisée 91
3.3.1 Paramétrisations physiques activées pour l'étude 91
3.3.2 Bases de données de surface mobilisées et développées 93
3.4 Les indicateurs hydro-climatiques 100
3.4.1 Fréquences et volumes de déversements 101

3.4.2 Ruissellement de surface 101
3.4.3 L'indice d'humidité du sol 101
3.4.4 Intensité de l'îlot de chaleur urbain 102
3.4.5 L'indice de confort thermique 103
3.4.6 Mise en perspective des indicateurs microclimatiques et hydrologiques 103
3.4.7 Les scores d'évaluation de ces indicateurs 103

Ce chapitre présente les critères motivant le choix de l'étude de Paris et sa petite couronne en s'appuyant sur les caractéristiques et les vulnérabilités du domaine en tant que plus grande agglomération française. Cette première partie s'appuie sur les projets antérieurs menés sur ce cas d'étude et les résultats qu'ils ont apporté.

La façon dont le domaine est donc représenté dans l'outil de modélisation est développée. Cette étape consiste à définir les limites spatiales de l'étude mais aussi temporelles. Cela permet de fixer les contraintes de domaine et de période d'étude pour la création des forçages météorologiques. En effet, pour simuler une période de temps définie, il faut également renseigner au modèle les caractéristiques météorologiques pour la durée de simulation désirée. La méthode de création de ces forçages météorologiques adaptés à la zone d'étude, s'inspire de la méthode de descente d'échelle développée par Le Roy *et al.* (2021).

L'étude du lien entre le cycle hydrologique et énergétique sur une zone telle que l'agglomération parisienne nécessite une configuration de simulation robuste et précise pour mener une étude des processus à haute résolution. La configuration choisie prend en compte l'activation des paramétrisations spécifiques du modèle, notamment TEB-Hydro et TEB-Tree. Le modèle requière également des bases de données pour représenter réalistement la zone d'étude. L'étude de sensibilité du modèle TEB-Tree aux différentes strates de végétation imposées, montrant l'obtention de meilleurs résultats avec une description de la végétation à haute résolution et distinguant végétation herbacée et arborée, une attention particulière est par conséquent portée sur le choix de la base de données décrivant la végétation.
Les indicateurs hydro-climatiques permettant de caractériser la réponse du domaine seront détaillés.

3.1 Le choix de Paris comme domaine d'étude

Ce travail de thèse s'intéresse au domaine particulier de Paris et sa petite couronne, d'une part en lien avec ses spécificités et d'autre part à la lumière des nombreux projets qui ont été menés permettant de caractériser cette zone, qui sont détaillés dans cette section.

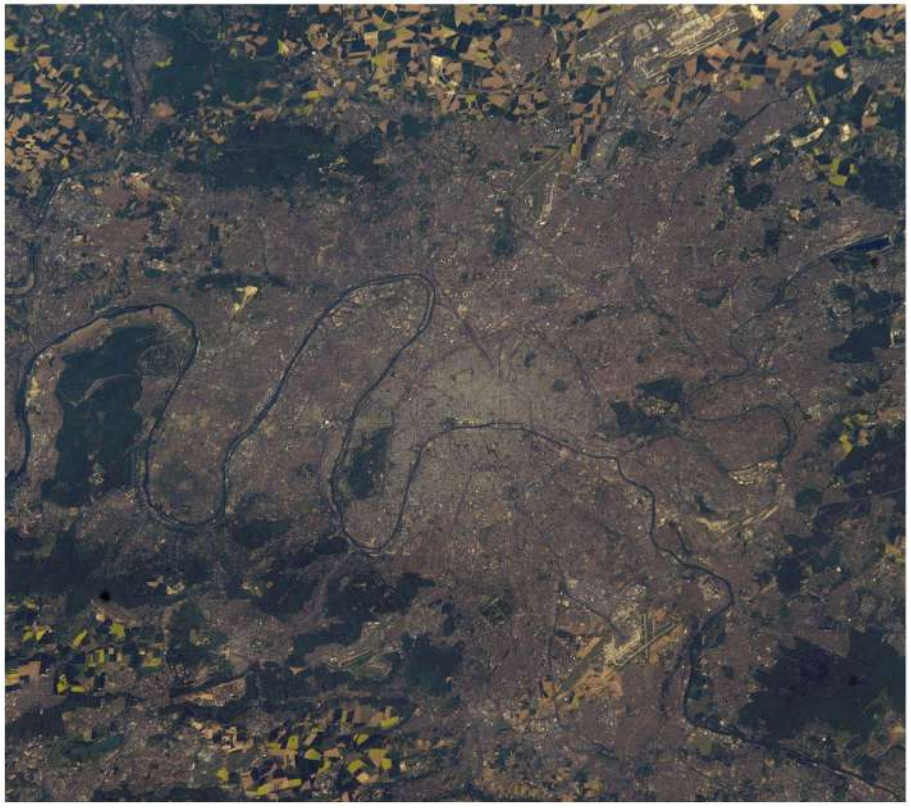


FIGURE 3.1. Photographie de l'agglomération parisienne prise depuis la station spatiale internationale (*NASA, 2002*).

3.1.1 Spécificités de l'aire urbaine étudiée

L'agglomération parisienne (Figure 3.1), d'une superficie de 5184 km² est une zone densément peuplée avec 12 millions d'habitants comprenant Paris, la capitale, avec ses presque 2.2 millions d'habitants intra-muros (INSEE, 2020).

Cette zone englobant l'agglomération parisienne est caractérisée par un climat océanique altéré. Ce type de climat est défini par quatre saisons et de fortes différences de température entre l'hiver et l'été. La température moyenne annuelle est comprise entre $8.9°C$ (température minimale annuelle moyenne) et $16°C$ (température maximale annuelle moyenne, station météorologique de Paris Montsouris, 1981-2010). Les pluies sont fréquentes en toutes saisons mais avec de faibles précipitations par an (637 mm). Les précipitations les plus faibles sont enregistrées en février avec une moyenne de 41.2 mm, tandis que le mois de mai enregistre les précipitations les plus fortes avec une moyenne de 63.2 mm.

L'ensemble de la zone est représenté par un taux d'imperméabilisation (rapport des surfaces artificielles à la surface totale) total de 25.2%. Cependant, ce taux est très

variable, même à l'échelle des arrondissements de Paris, où il varie de 24% à 76% (Figure 3.1).

Cette zone peut être considérée comme un bassin versant urbain (qui comprend un grand nombre de sous-bassins versants) inclus dans le grand bassin versant Seine-Normandie (en orange, Figure 3.2). Ce bassin versant est assez plat avec une variation d'altitude maximale de 165 m et une élévation comprise entre 20 et 190 mètres au-dessus du niveau de la mer. Le réseau d'assainissement parisien est particulier et connu dans le monde entier pour être un des rares réseaux que l'on puisse visiter (Figure 3.3) donc avec une capacité de collecte d'eau particulièrement importante. Ce réseau, unitaire, a été conçu assez récemment, en 1850, par le préfet Haussman et l'ingénieur Belgrand, en lien avec les progrès hygiéniques dans le but d'entraîner les eaux usées en aval de la ville de Paris. Il a par la suite largement évolué avec notamment le développement des réseaux d'assainissement séparatifs dans les zones périphériques.

C'est en 1935 que la question de l'épuration de ces eaux a été prise en compte avec la création de la vaste station d'épuration d'Achères.

La zone de Paris et sa petite couronne présente actuellement deux types de réseau :

— Le réseau unitaire : transportant à la fois les eaux de pluie et les eaux usées (se trouve majoritairement sur la ville de Paris),

— Le réseau séparatif : distinguant les réseaux d'eaux pluviales et d'eaux usées (plus récent et se trouve sur les départements de la petite couronne).

Certaines zones sont toutefois équipées de ces deux types de réseau à la fois.
Le réseau d'assainissement urbain de Paris et sa petite couronne est géré par trois acteurs : la commune (collecte), le département (transfert et épuration) et le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP, transfert et épuration).

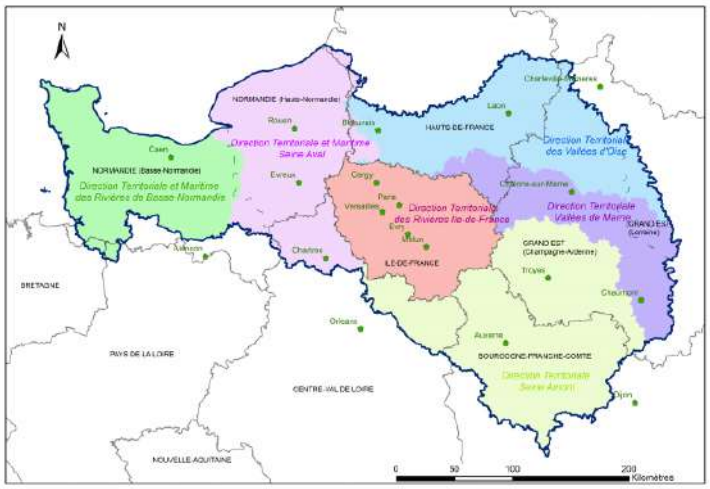


FIGURE 3.2. Représentation du bassin versant Seine-Normandie et des sous-bassins versants le composant. Le bassin versant des rivières d'Île-de-France comprenant le domaine d'étude est en corail (BRGM-AESN, 2017).



FIGURE 3.3. Photo d'une galerie visitable du réseau d'assainissement parisien qui illustre la taille (hauteur d'Homme) d'une grande partie des canalisations du réseau de Paris. Cette partie du réseau a été transformée en musée des égouts de Paris. *Photo : Musée des égouts de Paris.*

3.1.2 Synthèse des travaux antérieurs menés sur le territoire

Ce territoire à forts enjeux a été beaucoup étudié par le passé (Maurain, 1947 ; Dettwiller, 1970 ; Escourrou, 1990). Une attention particulière est portée sur plusieurs vulnérabilités qui ressortent sur ce territoire urbain. Il s'agit de la pollution, du stress hydrique et du stress thermiques liés à l'urbanisation.

3.1.2.1 Pollution de l'eau

La pollution de cette mégapole est un problème récurrent notable cité dans plusieurs études (Dab *et al.*, 1996 ; Cariolet *et al.*, 2018). La pollution de l'air (même si elle diminue actuellement à Paris (Font *et al.*, 2019)) entraîne inévitablement la pollution des sols et des aquifères par lessivage des surfaces lors des évènements précipitant. La pollution dans le sol par infiltration et par captage du réseau d'assainissement, liée au ruissellement a été relevée comme importante avec la présence d'éléments trace et de fortes concentrations en métaux lourds (Gromaire-Mertz *et al.*, 1999) dans ces eaux ruissellées. Par conséquent, les déversements dans la Seine sont également pollués et entraînent la pollution du milieu naturel (Gasperi *et al.*, 2011). Les déversoirs d'orage sont chargés en macro et microplastiques (Treilles *et al.*, 2020) avec des pourcentages massiques de macroplastiques pouvant être compris entre 1.5 et 37.5 %. Cette pollution impacte l'ensemble de l'écosystème avec une diminution des populations de faune (Boët *et al.*, 1999) et flore mais entraîne aussi des risques pour la santé de la population, certains polluants étant difficile à éliminer.

C'est notamment un des points d'intérêt du projets OPUR (Un observatoire d'hydrologie urbaine en Île-de-France, Rocher *et al.*, 2011) qui a plus grande échelle permet de structurer l'expertise scientifique dans le domaine de l'hydrologie urbaine.

Reconstruction du réseau d'assainissement dans le cadre du projet PIREN-Seine

Les déversements sont sources d'une grande partie de la pollution engendrée par le milieu urbain, pour une modélisation plus réaliste de ces processus et des processus hydro-climatiques dans le modèle TEB, le réseau d'assainissement de Paris et sa petite couronne a été reconstruit. (Lotfi *et al.*, 2016a,b ; Beauvais *et al.*, 2017 ; Shobair *et al.*, 2018 ; Chancibault *et al.*, 2019, 2020). Ce travail est basé sur l'outil TOHR développé par Allard (2015).

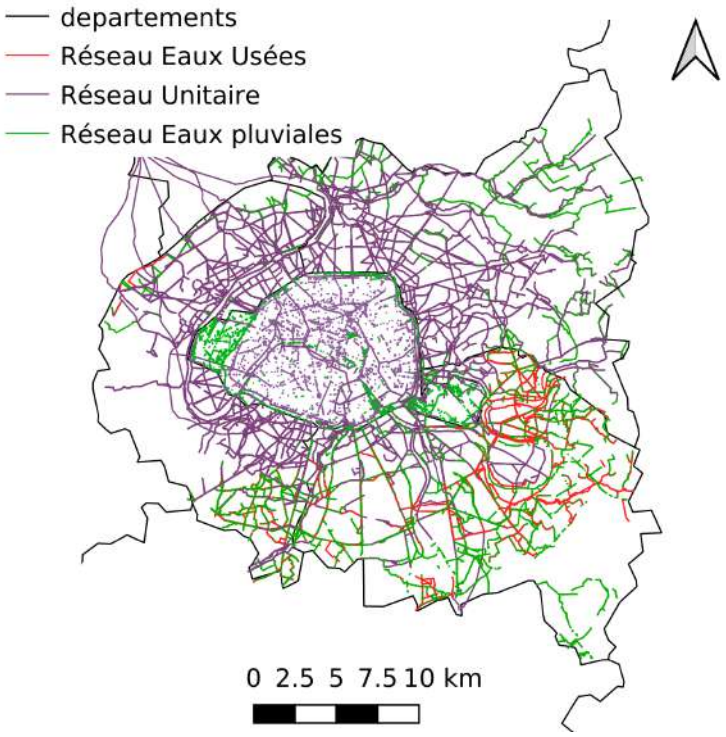


FIGURE 3.4. Représentation du réseaux d'assainissement réel pour les départements de Paris et sa petite couronne. Le réseau d'assainissement unitaire est en violet, le réseau d'eaux pluviales en vert et le réseau d'eaux usées en rouge.

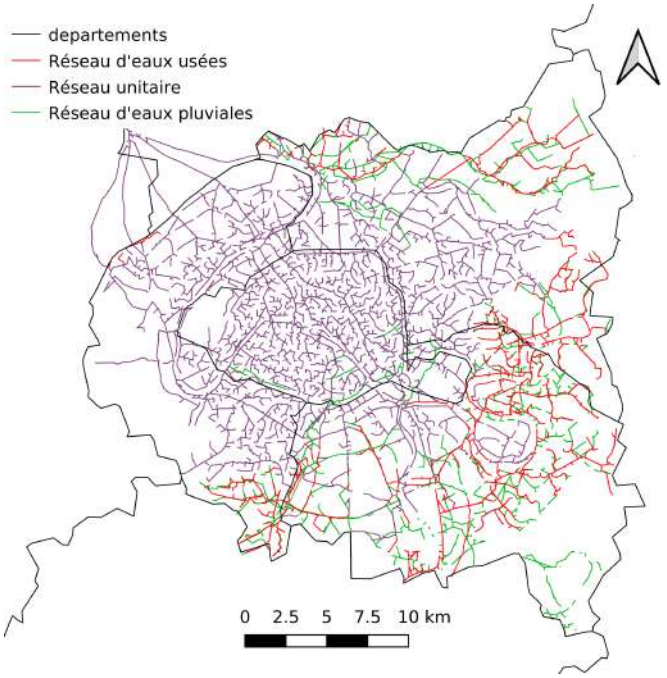


FIGURE 3.5. Représentation du réseau d'assainissement reconstruit pour les départements de Paris et sa petite couronne. Le réseau d'assainissement unitaire est en violet, le réseau d'eaux pluviales en vert et le réseau d'eaux usées en rouge.

Chacune de ces reconstructions a été évaluée, à la fois en comparaison filaire (positionnement du réseau) mais aussi en comparant les aires drainées par les réseaux d'assainissement réel et reconstruit. La Figure 3.4 représente le réseau réel obtenu pour les différents départements et le réseau reconstruit avec la méthode décrite ici est sur la Figure 3.5. Les Hauts-de-Seine et la Seine-Saint-Denis sont des départements avec une bonne reconstruction même si quelques différences avec le réseau réel peuvent être rencontrées ponctuellement. Le Val-de-Marne est moins bien représenté que les deux autres départements de la petite couronne. En effet, sur ce département, les réseaux unitaires et séparatifs co-existent avec en plus un réseau de surface et un réseau en profondeur. Le réseau d'eau pluviale a nécessité beaucoup de corrections mais fournit toujours des résultats insatisfaisants. Les réseaux unitaires et d'eaux usées sont de bonne qualité à l'est du département, avec toutefois quelques erreurs dans les zones les plus complexes (Seine rive gauche) du fait d'une forte densité de réseau ou de nombreuses connexions. Pour la ville de Paris, le réseau est très dense et très complexe a entraîné des difficultés à être reconstruit et les résultats de cette reconstruction sont insatisfaisants.

3.1.2.2 Stress hydrique

Le territoire étudié est soumis à de fortes sécheresses du sol (ou sécheresse agronomique) (Vandangeon, 1992) qui risquent de s'accroître avec les effets du changement climatique (Lehner *et al.*, 2017). La végétation urbaine se trouvant dans un milieu diffèrent du milieu naturel (sol compacté, remanié, profondeur racinaire limitée,...) nécessite un entretien conséquent qui ne lui est pas toujours apporté (Barles, 1993). Etant donnée les contraintes liées au milieu urbain, les effets des sécheresses peuvent être très impactants sur la végétation en ville (Alizadehtazi *et al.*, 2020). Cet effet a été notamment constaté sur les arbres qui dépérissent plus rapidement en milieu urbain (Peulon, 1988). Leurs effets rafraîchissants liés à l'évapotranspiration en sont par conséquent diminués, voire arrêtés.

3.1.2.3 Stress thermique

Les températures de Paris et sa petite couronne peuvent aussi être particulièrement élevées. En effet, les différents projets menés ont permis de caractériser un îlot de chaleur urbain plus élevé présent en juillet-août d'en moyenne 2.5°C sur cette agglomération (Cantat, 2004). Le projet EUREQUA (Évaluation mUltidisciplinaire et Requalification Environnementale des QUArtiers, Haouès-Jouve *et al.*, 2020) a également étudié cette problématique de l'élévation trop importante des températures en ville avec la perspective du ressenti sur les piétons selon la qualité environnementale associée.

La densification de la ville dans les années à venir pourrait entraîner une plus grande vulnérabilité de la zone aux vagues de chaleur (Beaulant *et al.*, 2012 ; Lemonsu *et al.*, 2013) avec des îlots de chaleur urbains plus intenses (Lemonsu *et al.*, 2015) qui augmenteraient les risques liés au stress thermique. Déjà lors de la canicule de 2003, la surmortalité a été en partie associée à l'îlot de chaleur urbain nocturne et aux températures extrêmes associées (Laaidi *et al.*, 2012). C'est dans la perspective de limiter ces impacts que les projest MUSCADE (Modélisation Urbaine et Stratégies d'adaptation au Changement climatique pour Anticiper la Demande et la production Energétique, Masson *et al.*, 2012) et VURCA (Vulnérabilité URbaine aux épisodes Caniculaires, Hallegatte *et al.*, 2013) ont également étudié la vulnérabilité à ces évènements extrêmes.

3.2 La construction des forçages météorologiques

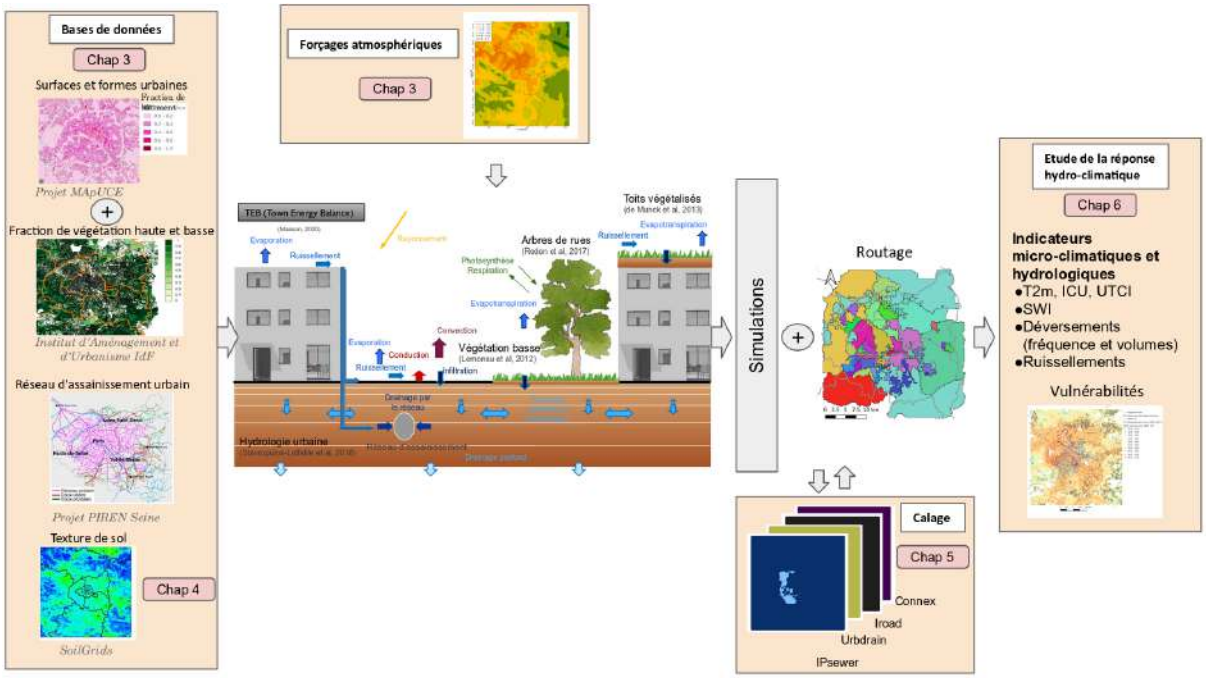


FIGURE 3.6. Représentation des étapes de la configuration de simulation avec la méthode de modélisation utilisée pour l'étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne.

Dans le cadre des différentes étapes à mener dans ce travail de modélisation de Paris et sa petite couronne (Figure 3.6), la construction des forçages météorologiques est essentielle. En effet, mener des simulations nécessite de fournir au modèle des informations concernant les conditions atmosphériques auxquelles la zone d'étude est

exposée pendant toute la période étudiée, à un pas de temps suffisamment fin pour pouvoir représenter les processus d'intérêt. Ces informations sont fournies via des fichiers de *forçages atmosphériques*.

3.2.1 Les besoins et contraintes de SURFEX

Les variables atmosphériques à fournir en entrée de la plateforme SURFEX sont :

— la température de l'air (K),

— l'humidité spécifique de l'air (kg/kg),

— la vitesse du vent (m/s),

— le rayonnement direct courte longueur d'onde descendant (W/m^2),

— le rayonnement diffus courte longueur d'onde descendant (W/m^2),

— le rayonnement diffus longue longueur d'onde descendant (W/m^2),

— la pression de surface (Pa),

— le taux de précipitations ($kg/m^2/s$),

— le taux de chute de neige ($kg/m^2/s$),

— la concentration de CO_2 (kg/m^3),

— la direction du vent (degrés).

Ces informations sont généralement fournies à 50 mètres d'altitude (ce qui est également le cas ici) pour être située au-dessus de la canopée urbaine et de la CLS pour ne pas interférer avec les processus de surface représentés dans la plateforme SURFEX.

3.2.2 Limites du domaine d'étude

Nous avons choisi de mener cette étude sur le domaine de l'agglomération parisienne en lien avec les bases de données à disposition mais aussi avec les spécificités de cette zone, décrites précédemment.

Ainsi, les simulations seront menées sur le domaine illustré sur la Figure 3.7 (en orange).
Deux domaines inclus sont représentés :

— le plus grand constitue le domaine de simulation total, auquel il est fait référence sous la mention *agglomération parisienne*. La taille de ce domaine est de 72 km par 72 km,

— le domaine en bleu comprenant Paris intra-muros et les trois départements limitrophes, sur lequel une description fine des caractéristiques du réseau d'assainissement est disponible (longueur, noeuds, maillages, déversements), et auquel il sera fait référence sous le nom de *Paris et sa petite couronne*. Ce domaine a une extension de 35 km par 35 km.

Ces domaines de simulation sont définis suivant une grille 2D (deux dimensions) régulière en projection Lambert 93 (L93, projection officielle pour la France métropolitaine) avec un maillage horizontal et vertical régulier de 250 m de résolution. Dans ce manuscrit, les cartes sont alors représentées suivant les coordonnées en latitude et longitude de ce système de projection.

Le travail mené dans le cadre de cette thèse s'intéresse au domaine global de l'*agglomération parisienne* mais se concentre ponctuellement sur une partie du domaine. Notamment, pour une question de cohérence avec les observations, le calage hydrologique (Chapitre 5) sera effectué sur *Paris et sa petite couronne*. D'une part, parce que les données nécessaires ne sont disponibles qu'à cette échelle (Chancibault *et al.*, 2019). D'autre part, le nombre important de simulations est rendu possible en réduisant la taille du domaine et par conséquent le temps de calcul. Les résultats de calage obtenus seront utilisés pour des simulations à l'échelle de l'*agglomération parisienne*. Ces simulations permettront l'étude de la réponse hydro-climatique de la zone.

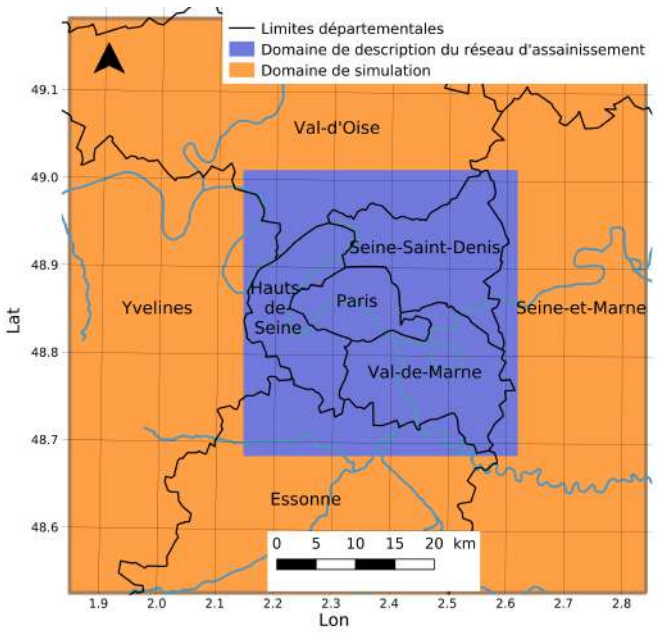


FIGURE 3.7. Domaine d'étude délimitant le domaine de simulation global (orange) et le domaine de description du réseau d'assainissement (bleu).

3.2.3 Méthode de construction des forçages

3.2.3.1 Principe général

Des forçages météorologiques ne sont pas disponibles sur le domaine d'étude en répondant aux besoins de ce travail de :

— haute résolution spatiale : pour des études hydrologiques de bassins versants urbains et micro-climatiques,

— haute résolution temporelle : pour travailler à un pas de temps horaire au minimum, en lien avec le temps de réponse des bassins versant urbains.

J'ai donc produit des forçages spatialisés en m'inspirant de la méthode développée et mise en oeuvre par Le Roy *et al.* (2021).
La méthode de Le Roy *et al.* (2021) est développée pour la création de forçages atmosphériques à partir de scénarios climatiques EURO-CORDEX dans le cadre du projet URCLIM (The Urban Climate Services Masson *et al.*, 2020a) dans le but d'améliorer les méthodes de descente d'échelles des forçages climatiques et de représenter les villes et leurs impacts dans ces forçages.
Cette méthode permet, à partir d'une valeur de forçage uniforme (moyenne de mailles situées hors milieu urbain) des Regional Climate Model (RCM) produits dans le cadre du projet EURO-CORDEX à 12.5 km à partir des modèles Global Circulation Model (GCM) en Representative Concentration Pathways (RCP) 8.5, de spatialiser et discrétiser cette information à une résolution de 1 km en y ajoutant l'effet spatialisé de l'îlot de chaleur urbain, en s'appuyant sur une classification en type de temps spécifique (TTS).

Pour mon étude, l'objectif est de produire des forçages en temps présent mais intégrant aussi les effets urbains sur les caractéristiques météorologiques fournies au modèle. Cette méthode a donc été adaptée en prenant pour données d'entrée plusieurs points d'observations météorologiques relevées à des stations situées hors du milieu urbain et donc représentatifs de l'état de l'atmosphère en dehors de la ville. Ces données pourront être spatialisées avec cette méthode dans le but d'avoir une résolution spatiale (250 m) et temporelle (pas de temps horaire) fine mais avec aussi l'importance d'intégrer l'effet urbain dans les données issues des stations météorologiques, comme cette méthode le propose.

3.2.3.2 Observations et bases de données utilisées

- **Précipitations**

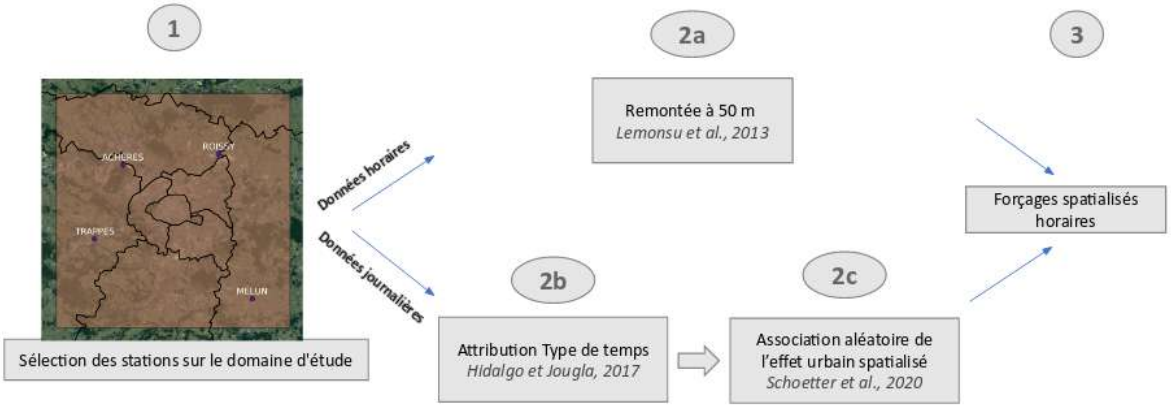


FIGURE 3.8. Schéma des étapes de construction des forçages atmosphériques.

La méthode de Le Roy *et al.* (2021) ne présente pas de méthode de spatialisation des précipitations en sortie de RCM. Avoir des données de précipitations fines est nécessaire pour ce travail de thèse afin de représenter précisément les processus hydrologiques dans le modèle. C'est alors le produit COMEPHORE (Tabary, 2007 ; Tabary *et al.*, 2012) qui est intégré dans cette méthode. Il s'agit d'une ré-analyse de cumuls de précipitations maillée à une résolution spatiale de 1 km et une résolution temporelle d'1 h, s'appuyant sur des mesures de réflectivité de 24 radars à l'échelle de la France et un krigeage des observations de précipitations relevées sur les pluviomètres du réseau RADOME (Réseau d'Acquisition de Données d'Observation Météorologiques Etendu) de Météo-France.

Les données COMEPHORE sont disponibles à partir de l'année 1997 et jusqu'en 2017, représentant une fenêtre de simulation de 18 ans, ce qui est convenables pour l'étude d'évènements courts mais aussi pour une étude saisonnière sur plusieurs années.

- **Stations météorologiques**

Pour le choix des stations (étape 1, Figure 3.8), les stations sélectionnées ont dû répondre à un certain nombre de critères :

— Être disponible de 1999 à 2017 (l'année 1999 est importante pour une année de spinup de la méthode de remontée des données horaires, Sous-sous-section 3.2.3.3),

— Être équitablement réparties sur l'ensemble du domaine,

— Être localisées hors du milieu urbain (pour ne pas intégrer de signal urbain qui est rajouté ultérieurement),

— Disposer de mesures au pas de temps horaire.

Seules quatre stations météorologiques remplissaient ces critères et ont été conservées. L'étape 1 de la Figure 3.8 montre la localisation des stations conservées pour l'application

de la méthode. Il s'agit des stations d'Achères, Melun, Roissy et Trappes.

3.2.3.3 Application de la méthode de spatialisation des observations météorologiques

- **Traitement des données horaires**

Pour fournir les différentes variables météorologiques que requiert SURFEX, celles-ci sont calculées à partir des observations disponibles aux stations. Les rayonnements diffus et directs, courte longueur d'onde descendant sont déterminés à partir la méthode de décomposition du rayonnement courte longueur d'onde de Erbs *et al.* (1982) en s'appuyant sur la mesure du rayonnement global disponible. Le rayonnement longue longueur d'onde descendant est estimé à partir de la nébulosité selon la méthode de Li *et al.* (2017). Enfin, la distinction du seuil pluie-neige est déterminée selon la méthode de Dai (2008).

L'ensemble des données horaires des quatre stations retenues sont moyennées pour représenter un forçage uniforme horaire caractéristique du domaine. La température, l'humidité spécifique et le vent uniformes sont remontés à 50 m d'altitude par la méthode de Lemonsu *et al.* (2013) (étape 2a de la Figure 3.8 et exemple de résultat obtenu sur la Figure 3.9).

- **Traitement des données journalières**

Les observations journalières sont utilisées en parallèle pour réaliser l'attribution de chaque journée en type de temps spécifique (Hidalgo et Jougla, 2018). Cette attribution s'appuie sur la moyenne calculée aux quatre stations pour des variables météorologiques suivantes :

— l'humidité spécifique à 2 m (calculée à partir de l'humidité relative et de la température),

— la température minimale et maximale à 2 m,

— les composantes zonales (u) et méridiennes (v) du vent,

— le taux de précipitations.

Chaque journée est alors associée, par tirage aléatoire, à un effet urbain spatialisé (Schoetter *et al.*, 2020) simulé par le modèle atmosphérique Méso-NH, couplé au modèle TEB, à 1 km de résolution (étape 2b de la Figure 3.8 et exemple de résultat obtenu sur la Figure 3.9).
Finalement, les effets urbains spatialisés appliqués sur la pression et la température sont associés aux forçages remontés à 50 m pour obtenir les forçages spatialisés horaires (étape

2c de la Figure 3.8 et exemple de résultat obtenu sur la Figure 3.9).

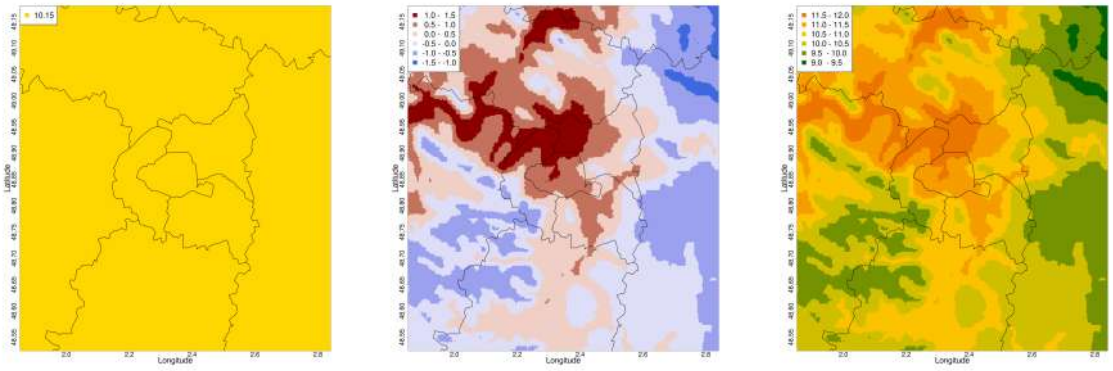


FIGURE 3.9. De gauche à droite :
Température uniforme à 2 m de $10.15°C$ pour le 1er janvier 2000 à 0h. (Étape 1)
Variabilité de la température spatialisée avec effet régional et urbain présentant une variation de -1 à $+1.5°C$ tirée au sort pour le type de temps du 1er janvier 2000 à 0h. (Étape 2c)
Carte des forçages de Température de l'air obtenue à 50 m pour le 1er janvier 2000 à 0h. (Étape 3)

3.2.3.4 Évaluation de la méthode

Cette méthode a été évaluée par Le Roy *et al.* (2021) pour ce qui est des données source issues de RCM. D'une part, une évaluation systématique des simulations Méso-NH, représentant l'effet urbain, par comparaison à 124 observations ponctuelles de stations météorologiques disponibles dans le réseau d'observation de Météo-France. Cette comparaison montre que ces simulations sont capables de représenter un ICU réaliste de nuit. L'ICU est faiblement surestimé en journée, surtout en été mais avec un biais acceptable ($1.1°C$).
D'autre part, l'évaluation de la descente d'échelle statistico-dynamique a été menée par Le Roy *et al.* (2021), mettant en évidence le potentiel de cette méthode pour représenter les températures minimales et maximales. Le biais le plus important est trouvé sur les températures minimales en été ($0.4°C$), toutefois les biais sur l'ensemble de l'évaluation restent faible.

Le Roy *et al.* (2021) ont permis de montrer la robustesse de cette chaîne de construction de forçages à partir de sorties de RCM, la validant pour la création de forçages atmosphériques.

3.3 La configuration de modélisation choisie et optimisée

L'étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne est menée avec le modèle hydro-climatique TEB. Dans cette section, les paramétrisations choisies pour cette étude sont d'abord détaillées avec les caractéristiques à intégrer et les paramètres à fixer ou initialiser en lien avec le choix de ces paramétrisations. Pour répondre aux besoins du modèle pour simuler la zone d'étude, des bases de données spécifiques ont été mobilisées ou développées.

3.3.1 Paramétrisations physiques activées pour l'étude

La simulation est menée en configuration offline. L'avantage d'une telle simulation est de pouvoir modéliser la zone sur plusieurs années consécutives ce qui pourra mener à une étude plus robuste et représentative de la réponse hydro-climatique de la zone.
Le modèle TEB (Masson, 2000) est activé pour représenter les zones urbaines et les paramétrisations spécifiques ajoutées sont :

- la discretisation de la couche limite de surface (Hamdi et Masson, 2008 ; Masson et Seity, 2009),
- végétation basse et arborée (Lemonsu *et al.*, 2012 ; Redon *et al.*, 2017 ; Redon *et al.*, 2020),
- hydrologie urbaine (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2018),
- l'UTCI (Fiala *et al.*, 2012).

Le type de végétation urbaine choisie est le feuillu décidu (*TEBD* pour *Temperature Broadleaf cold-Deciduous*) pour les arbres et l'herbe de prairie des milieux tempérés (*GRAS* pour *temperate grassland*) pour la végétation basse.

Le modèle ISBA (Boone *et al.*, 1999) est utilisé pour les surfaces naturelles terrestres avec la paramétrisation ISBA-DIF (Decharme *et al.*, 2011) est utilisée pour les zones naturelles du domaine avec une discrétisation de 12 couches de sous-sol. Le sous-sol est discrétisé sur ce même nombre d'horizons pour les zones de jardins urbains, mais avec des grilles de profondeur un peu différentes car les compartiments de sous-sol urbains et naturels ne sont pas connectés.
Celles-ci sont décrites pour TEB (pour les jardins, la route et les bâtiments) et pour ISBA (surfaces naturel) dans le Tableau 3.1. Les profondeurs racinaires peuvent aller jusqu'à 50 cm pour le sol nu et la végétation basse et 1.50 m pour la végétation haute.

Enfin, le modèle WATFLUX (Charnock, 1955 ; Louis, 1979) est utilisé pour les surfaces

d'eau continentales.

Des recherches ont été menées afin de connaître l'irrigation effective par les agglomérations de Paris et la petite couronne sur les parcs et jardins urbains. L'irrigation des parcs et jardins parisiens est spécifique. Elle se base sur une Méthode d'Irrigation Raisonnée (MIR) qui vise à arroser selon les besoins de la végétation et en se basant sur 30 ans de statistiques de déficit hydrique de la végétation. Ainsi, il n'est pas possible de reproduire avec précision cette irrigation dans le modèle. Par conséquent, il est préférable de ne pas activer l'irrigation pour cette configuration de modélisation car ces incertitudes dans le choix d'irrigation pourraient entraîner des erreurs dans les débits modélisés.

Tableau 3.1. Profondeurs simulées suivant les 12 couches de sous-sol discrétisées dans le modèle TEB et dans le modèle ISBA.

Numéro de couche	Profondeur de la couche de la grille de sol TEB (m)	Profondeur de la couche de la grille de sol ISBA (m)
1	0.001	0.010
2	0.010	0.040
3	0.050	0.100
4	0.100	0.200
5	0.150	0.400
6	0.200	0.600
7	0.300	0.800
8	0.600	1.000
9	1.000	1.500
10	1.500	2.000
11	2.000	3.000
12	3.000	5.000

Le modèle TEB requiert des caractéristiques urbaines précises telles que l'occupation du sol, les caractéristiques de forme des bâtiments (hauteur moyenne, la surface de murs dans le canyon et son rapport d'aspect), leurs propriétés de surface (albédo, émissivité), les matériaux qui la composent, ainsi que leur typologie (pavillon, immeuble, bâtiment d'activité, local). Les propriétés de la végétation sont aussi fournies par type de végétation : LAI (indice de surface foliaire), LAD (densité de feuillage), résistance stomatique et la fraction racinaire.

Selon les paramétrisations activées, certains paramètres supplémentaires doivent être décrits en entrée du modèle. L'utilisation de TEB-Tree requiert une description précise des caractéristiques de la végétation arborée dans chaque maille (hauteur moyenne des

arbres et des troncs, largeur moyenne de leurs couronnes/houppiers). L'utilisation de TEB-Hydro nécessite de connaître et fournir en entrée du modèle : les longueurs de réseau d'assainissement pour chaque maille distinguant les réseaux d'eaux usées et d'eaux pluviales, la profondeur du réseau et paramètres de calage (limitation du drainage sur la dernière couche de sous-sol, la vitesse d'infiltration à travers la voirie, le taux d'infiltration d'eaux parasites dans le réseau et le taux de connexion des surfaces imperméabilisées au réseau d'assainissement).

Dans le cadre de ce travail de thèse, les bases de données doivent être alors adaptées pour des simulations à la résolution choisie de 250 m.

3.3.2 Bases de données de surface mobilisées et développées

Dans le cadre de ce travail de thèse, les bases de données doivent être adaptées pour des simulations à la résolution choisie de 250 m. Le choix des bases de données s'est porté sur des données disponibles librement pour que la combinaison de ces bases de données provenant de sources diverses soit applicable à d'autres villes françaises.

- **Bases de données mobilisées à l'échelle du domaine**

La base de données ECOCLIMAP II (Faroux *et al.*, 2013), spécifiquement adaptée à la modélisation météorologique, est définie sur l'ensemble du globe et fournit une information de l'occupation du sol à une résolution de 1 km. Elle décrit la végétation ainsi que ses différentes caractéristiques (LAI, hauteur des arbres, albédo,...) pour les surfaces naturelles. Elle permet de décrire l'ensemble du domaine d'étude par défaut, en amont des bases de données plus précises qui pourraient être fournies pour certains types de surface (comme en ville).

La topographie est représentée à 250 m de résolution avec la base de données SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) qui est produite à partir d'un calcul d'élévation par interférométrie radar.

- **Bases de données mobilisées pour les surfaces urbaines**

Pour les aires urbaines, ce sont les indicateurs du projet MApUCE (Modélisation Appliquée et droit de l'Urbanisme : Climat urbain et Énergie, Bocher *et al.*, 2018) sur Paris qui ont été utilisées. Ils fournissent des données quantitatives très détaillées sur l'occupation du sol (fraction d'occupation) ainsi que sur les paramètres géométriques et architecturaux urbains pour les villes françaises à partir de bases de données nationales

de l'IGN (résolution métrique) et de l'INSEE. Cette base de données est représentée sous forme d'unités spatiale de référence (≈ la taille d'un bloc de logements mitoyens) et a été développée dans le but d'être facilement adaptable en paramètres urbains en entrée de TEB.

La base de données MApUCE ne décrit que les zones très urbanisées. Pour compléter les informations concernant les territoires artificialisés autour du domaine représenté par MApUCE (Figure 3.10), la base de données CORINE Land Cover est utilisée (Feranec, 2016). C'est un inventaire de l'occupation des sols européens suivant une nomenclature de 44 classes (Bossard *et al.*, 2000 ; Feranec *et al.*, 2016). Cet inventaire a été produit par analyse d'images satellitaires dans le cadre du projet Copernicus, fournissant une information à 500 m de résolution.

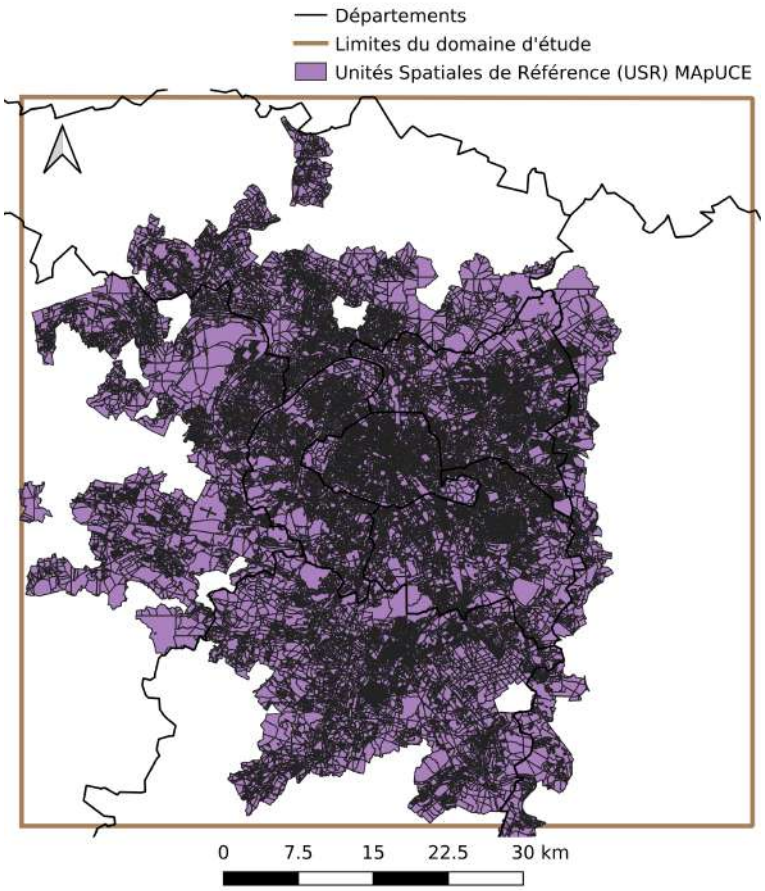


FIGURE 3.10. Représentation des limites de définition des caractéristiques urbaines fournies par le projet MApUCE par rapport au domaine de simulation choisi pour ce travail.

- **Raffinement de la description de la végétation urbaine**

L'information concernant la végétation dans MApUCE n'est cependant pas précise, que

ce soit en termes de couverture ou de caractéristiques végétales. Comme présenté dans la Section 2.1, Bernard et al. (*soumis*) ont mis en évidence l'importance du choix d'une base de données de description de la végétation à haute résolution et distinguant la végétation urbaine en deux strates (haute et basse) dans la représentation des variables micro-climatiques et notamment les indices de confort thermique dans la rue. De plus, cette étude a évalué spécifiquement les faiblesses de l'utilisation de la base de données BD TOPO (IGN, 2015), elle-même utilisée pour le développement des fractions de végétation dans la création de la base de données MApUCE, en comparaison d'une base de données à plus haute résolution et distinguant la végétation basse et les arbres.
C'est pourquoi, l'utilisation des fractions d'occupation du sol de la végétation (sans distinction de strates) proposée par la base de données MApUCE ne semble pas pertinente pour cette étude hydro-climatique où la végétation joue un rôle majeur dans la modélisation des processus. Par conséquent, j'ai décidé de les raffiner en faisant appel à deux sources d'informations supplémentaires que j'ai incorporées à la BD MAPUCE :

— les fractions de végétation urbaine issues de la classification des îlots morphologiques urbains publiés par l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la région Île-de-France (Cordeau *et al.*, 2016). Ces strates de végétation ont été dérivées à partir de d'orthophotos à 50cm de résolution, croisées avec un modèle de terrain et d'élévation pour identifier les différentes hauteurs de végétation.
Ces informations de fraction de végétation m'ont servi à remplacer les fractions de végétation de la BD TOPO 2014 utilisées dans les indicateurs MApUCE. Elles sont plus fiables et font une distinction entre la végétation arborée et herbacée, ce qui est pertinent pour le modèle et l'objet de cette étude.
J'ai donc projeté les fractions d'occupation des îlots morphologiques sur une grille régulière fine (10m) afin de pouvoir moyenner la fraction d'occupation du sol en végétation suivant la localisation de ma maille de modélisation (qui pourrait superposer plusieurs îlots avec des fractions de végétation différentes). Ensuite, des règles de priorité ont été appliquées aux surfaces imperméabilisées (route et bâtiments) bien représentées par la base de données MApUCE et les fractions de végétations complètes chacune des mailles, le résidu d'occupation du sol dans chaque maille est affecté au sol nu.

— les caractéristiques des arbres urbains, disponibles en libre accès sur l'Île-de-France, m'ont permis de dériver des caractéristiques pour les strates arborées urbaines du domaine (qui ne sont pas disponibles dans la base de données MApUCE). Après l'élimination des valeurs de circonférence et de hauteur nulles, une hauteur médiane des arbres de Paris (DEVE, 2015) a été extraite. Concernant la couronne des arbres,

cette information est disponible pour les Hauts-de-Seine (DPJP, 2012). Les mêmes types d'arbre sont majoritairement présents dans les villes de Paris et les Hauts-de-Seine. Ainsi, il a été choisi d'appliquer une même hauteur et un même diamètre de couronne sur l'ensemble des arbres du domaine comme l'ont fait Aminipouri *et al.* (2019) à Vancouver. Il aurait été possible de ne considérer que les caractéristiques des types d'arbre majoritaires comme Loughner *et al.* (2012) pour la ville de New York. Sur Paris et les Hauts-de-Seine, il y a une hétérogénéité des types d'arbres (même si le type Platane est dominant), mais en l'absence de données plus concrètes, l'hypothèse d'uniformité a été retenue.

La méthode de création de la base de données d'occupation du sol et de morphologie urbaine finale adaptée au format des données d'entrée de TEB est détaillée dans l'Appendice A. Les cartes d'occupation du sol combinées spatialisées ainsi que la description des caractéristiques des arbres urbains et des bâtiments sont présentées dans la Figure 3.11, la Figure 3.12 et la Figure 3.13.

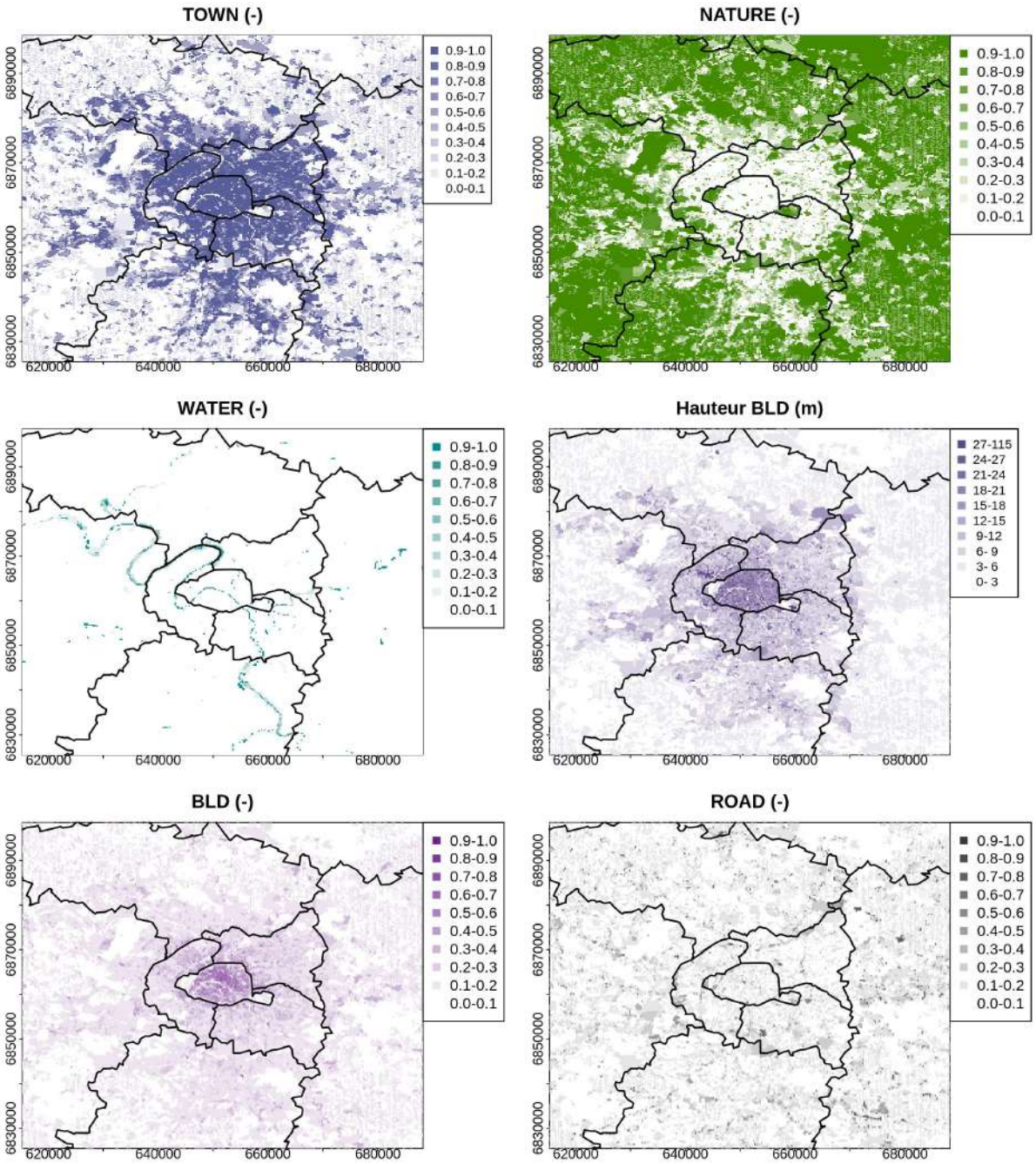


FIGURE 3.11. Cartes des différentes fractions déterminant l'occupation du sol à l'échelle de la maille (TOWN, NATURE, WATER), à l'échelle de la ville (BLD et ROAD) et de la hauteur des bâtiments fournies en entrée de la plateforme SURFEX.

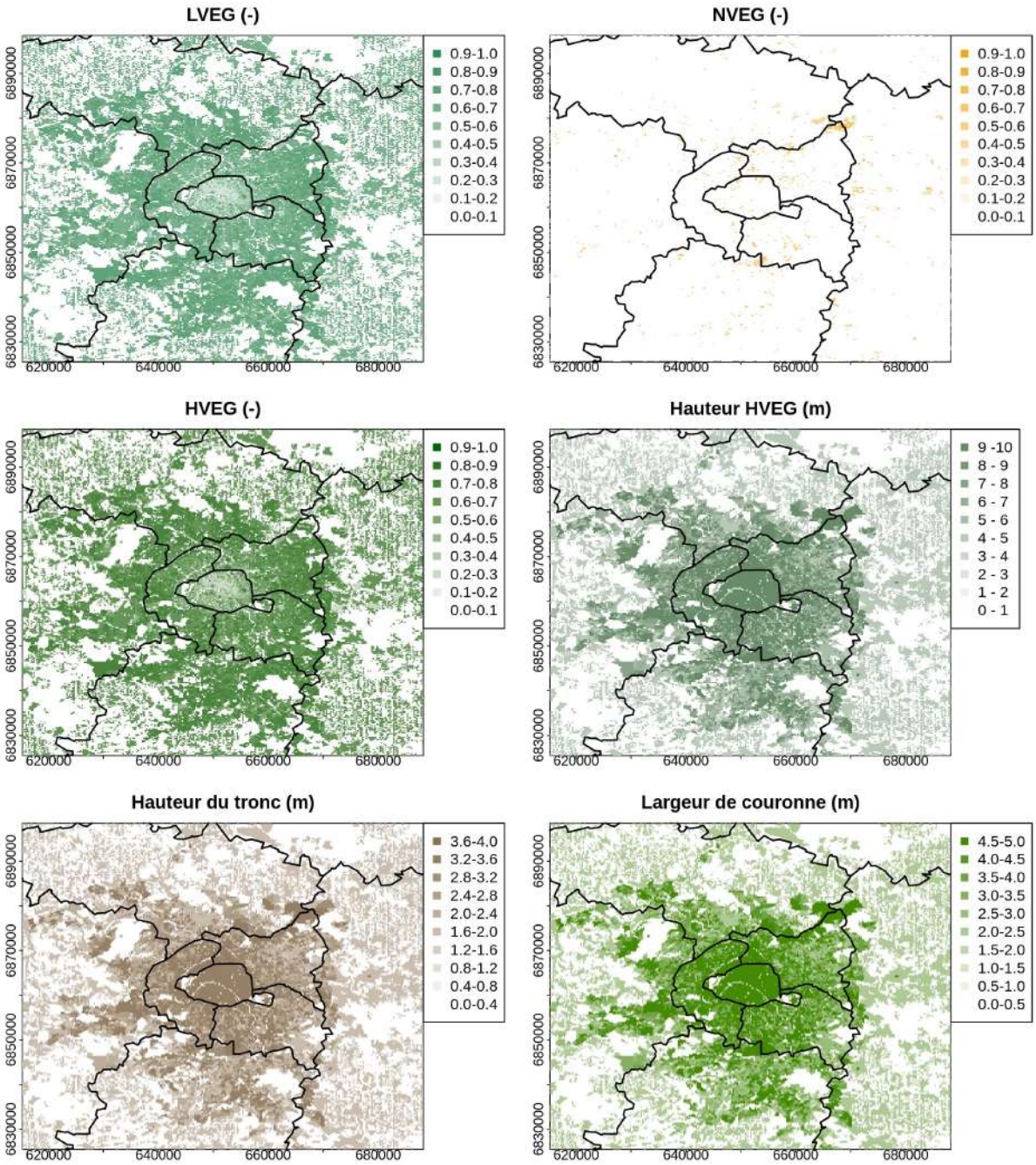


FIGURE 3.12. Cartes des différentes fractions déterminant l'occupation du sol en végétation à l'échelle de la ville (LVEG, NVEG, HVEG) et des caractéristiques de la végétation (Hauteur des arbres, du tronc et largeur de la couronne) fournies en entrée de la plateforme SURFEX.

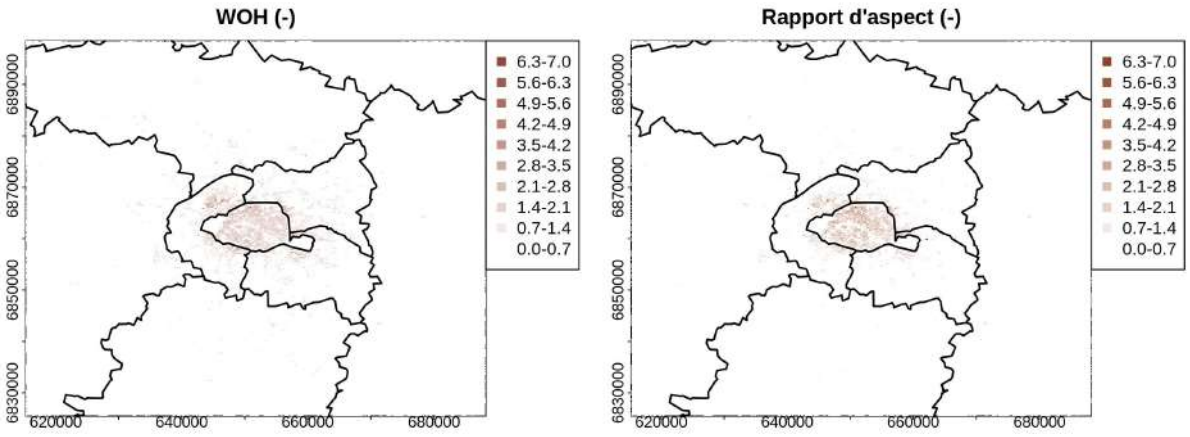


FIGURE 3.13. Cartes des différentes caractéristiques architecturales de la ville (WOH : surfaces des murs par rapport à la surface de bâti au sol et du rapport d'aspect : hauteur des bâtiments divisé par la largeur de la rue canyon) fournies en entrée de la plateforme SURFEX.

- **Bases de données mobilisées pour le sous-sol**

Choix de la base de données de texture de sol

Dans la recherche de bases de données pour obtenir une configuration de modélisation optimisée, le choix de la base de données de texture de sol mérite une attention particulière pour cette étude. En effet, une base de données est communément utilisée dans l'application de SURFEX sur différentes zones d'étude (HWSD, FAO *et al.*, 2012) mais le développement de nouvelles bases de données de texture de sol très différentes de cette dernière interroge quant à son réalisme. Il a donc été choisi de rechercher des mesures de texture de sol pouvant être comparées à cette base de données de texture de sol mais aussi d'évaluer les différences par rapport aux autres bases de données développées. Une étude de sensibilité du modèle à différentes texture de sol a été menée et est présentée au Chapitre 4) afin d'apporter des éléments de réponse quant aux incertitudes soulevées sur le choix d'une base de données de texture de sol particulière. La détermination de la base de données de texture de sol choisie pour cette étude constituera l'élément complémentaire à cette configuration de simulation.

Le réseau d'assainissement urbain

L'outil TOHR est utilisé pour reconstruire le réseau d'assainissement en conservant la même fonctionnalité que le réseau réel mais aussi pour le simplifier en fonction de la grille de modélisation utilisée. La projection du réseau ainsi reconstruit sur la grille du modèle hydrologique, permet ensuite de déterminer les bassins versants représentés dans le modèle

à partir des écoulements en versant, en réseau d'assainissement, en rivière et dans le sol (Figure 3.14). Le choix a été fait de sélectionner des bassins versants en prenant en compte les différents points sur le réseau pour lesquels des observations sont disponibles. Les petits bassins versants (environ inférieurs à quelques km^2 et donc composés des quelques mailles modèle uniquement) ont été combinés à d'autres bassins versants auxquels ils sont connectés, si cela était possible, pour permettre leur étude hydro-climatique couplée. L'ensemble des bassins versants déterminés sont représentés en détail par départements dans l'Appendice B.

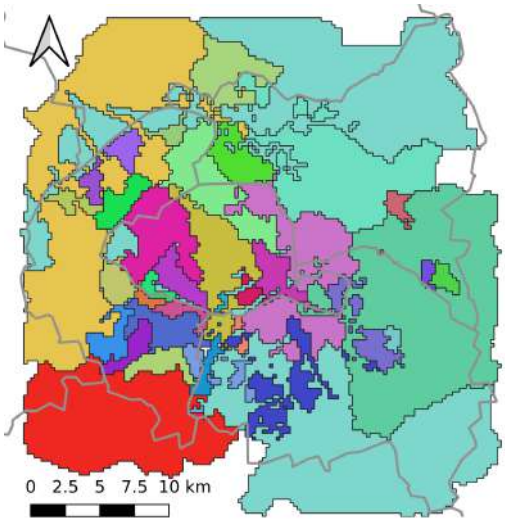


FIGURE 3.14. Représentation des 39 bassins versants définis sur le domaine de Paris et sa petite couronne. Chaque couleur permet de délimiter un bassin versant.

3.4 Les indicateurs hydro-climatiques

Pour l'étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne, des indicateurs spécifiques à l'étude des processus hydrologiques et énergétiques en milieu urbain sont nécessaires, mais aussi certains permettant le couplage des deux disciplines en jeu.

C'est pourquoi, il a été choisi d'étudier les vulnérabilités hydro-climatiques de la zone d'étude à travers la fréquence de déversements et les volumes d'eau déversées qui sont limités afin de préserver les milieux naturels, le ruissellement de surface qui favorise les inondations et la pollution, le stress hydrique pour les plantes ainsi que l'inconfort thermique pour les piétons dans les rues. Ce travail vise à mettre en évidence les conditions hydro-micro-climatiques menant à ces conditions de vulnérabilité urbaine sur la zone de l'agglomération parisienne. L'enjeu est qu'ils soient applicables spatialisés pour identifier plus particulièrement des zones à risques sur le grand domaine de 72 km^2 mais aussi d'un point de temporel pour analyser les 17 ans de simulations qui seront produits. Ces

indicateurs sont décrits plus en détail dans cette sous-section ainsi que les scores qui sont utilisés dans ce travail pour évaluer le modèle.

3.4.1 Fréquences et volumes de déversements

La fréquence de déversement (pour une taille des bassins versants définis ici sont d'en moyenne 10km^2) est un indicateur très important à surveiller pour limiter la pollution du milieu naturel. En effet, plus la fréquence et le volume de déversement d'un bassin versant sont élevés, plus grand est le risque pour le milieu naturel. Il sera donc étudié à l'échelle de chaque déversoir d'orage pour identifier les bassins versants qui y contribuent et produisent le plus de déversements et chercher à apporter une raison à cet état. Mais l'objectif sera aussi de voir quels bassins versants ont le plus de déversements, en fréquence et en volumes, par rapport à leurs aires drainées et les raisons associées.

3.4.2 Ruissellement de surface

Les surfaces imperméabilisées limitent l'infiltration de l'eau dans le sol et entraînent du ruissellement des eaux pluviales sur la voirie. Ces eaux de ruissellement sont une source de pollution importante. Le ruissellement de début d'orage ou le *first flush* notamment, qui lessive les surfaces imperméabilisées est hautement concentré en polluants.
Le ruissellement est aussi une cause importante des inondations en milieu urbain. C'est pourquoi, il s'agit d'un indicateur porteur d'enjeux environnementaux et sociétaux à étudier.

3.4.3 L'indice d'humidité du sol

Le calcul du SWI (Soil Wetness Index) permet de caractériser l'état hydrique d'un sol, il peut être notamment utilisé pour déterminer l'état de sécheresse d'un sol mais aussi de saturation (Équation 3.1). Cet indice s'appuie sur le contenu en eau du sol et sur les propriétés hydrodynamiques du sol considéré : le contenu en eau en dessous duquel l'eau n'est plus accessible pour la plante (point de flétrissement) et le contenu en eau à la capacité maximale de sa rétention d'eau dans le sol, une fois que l'excédent d'eau s'est écoulé (capacité au champ). Un SWI inférieur à 0 revient à un contenu en eau qui a atteint et dépassé le seuil du point de flétrissement. Cela correspond au point théorique de non survie de la plante. Un SWI supérieur à 1 revient à un contenu en eau qui dépasse la capacité au champ du sol. Cela correspond au point théorique de saturation de l'eau qui entraîne alors du ruissellement.

$$SWI = \frac{W \ - \ W_{wilt}}{W_{fc} \ - \ W_{wilt}} \tag{3.1}$$

Où :

— W est le contenu en eau du sol à un instant donné,

— W_{wilt} est le contenu en eau du sol au point de flétrissement de la plante,

— W_{fc} est le contenu en eau du sol à la capacité au champ, capacité maximale de rétention d'eau dans le sol une fois que l'excédent d'eau s'est écoulé.

Cet indicateur permet finalement de comparer des sols de textures différentes entre eux, donc d'étudier notamment l'état de sécheresse des sols à l'échelle du domaine. De fait il permet de localiser les zones où la végétation est le plus fréquemment ou le plus tôt dans l'année en condition de stress hydrique et ainsi d'étudier quelles conditions d'occupation du sol favoriseront cet état.

3.4.4 Intensité de l'îlot de chaleur urbain

Pour identifier les zones où l'îlot de chaleur urbain est le plus fort, l'intensité de l'ICU (IICU) est calculée. Il s'agit d'un indicateur spatialisé qui permet de caractériser une intensité d'ICU localisée et évaluée par rapport à d'autres zones du domaine.

L'intensité de l'îlot de chaleur urbain est calculée comme suit pour chaque maille et pour chaque pas de temps :

$$IICU = T2M - min(T2M_{nature}) \tag{3.2}$$

Où :

— $T2M$ est la température de l'air à 2 m agrégée dans la maille,

— $T2M_{nature}$ est la température de l'air à 2 m dans les mailles où il n'y a pas de ville.

Cet indicateur permet de calculer les degrés d'écart entre chacune des mailles du domaine et le minimum de température simulé en milieu naturel.

Calculer l'intensité de l'ICU servira d'outil pour voir si les localisations des températures les plus élevées simulées touchent toujours les mêmes zones selon les périodes de l'année, et les caractéristiques qui peuvent y contribuer (occupation du sol, état hydrique des sols, etc.).

3.4.5 L'indice de confort thermique

Le Universal Thermal Climate Index (UTCI, Fiala *et al.*, 2012) est un indicateur de stress thermique dépendant de plusieurs conditions environnementales : la température et l'humidité spécifique de l'air, la vitesse du vent, la température radiante et les caractéristiques physiologiques des individus (corpulence, types de vêtements, niveau d'activité). Il permet de déterminer les conditions climatiques de confort thermique du corps humain en s'appuyant sur les échanges d'énergie entre le corps et l'atmosphère environnant. Les plages de variation et les critères de confort ou inconfort thermique associées à l'UTCI sont présentés dans le Tableau 3.2.

Tableau 3.2. Échelle de variation de la température ressentie (UTCI) et les seuils de stress chaud ou froid associés. D'après Fiala *et al.* (2012).

Échelle d'UTCI ($°C$)	Niveau de stress
UTCI > 46	Stress chaud extrême
38 < UTCI < 46	Stress chaud très fort
32 < UTCI < 38	Stress chaud fort
26 < UTCI < 32	Stress chaud modéré
9 < UTCI < 26	Pas de stress thermique
0 < UTCI < 9	Stress froid léger
-13 < UTCI < 0	Stress froid modéré
-27 < UTCI < -13	Stress froid fort
-40 < UTCI < -27	Stress froid très fort
UTCI < -40	Stress froid extrême

Cet indice de confort thermique permet d'étudier le risque d'inconfort des piétons en ville spatialisé pour chaque maille et d'avoir son évolution temporelle (nombre d'heures au-dessus d'un seuil de stress).

3.4.6 Mise en perspective des indicateurs microclimatiques et hydrologiques

Ces indicateurs seront étudiés séparément puis combinés pour

3.4.7 Les scores d'évaluation de ces indicateurs

Certains scores sont utilisés de façon récurrente dans ce travail. Ils sont détaillés dans cette partie.

— **Le coefficient de corrélation**

$$r = \frac{\sum_{t=1}^{n} \left((x_{sim}(t) - \overline{x_{sim}}) \times (x_{obs}(t) - \overline{x_{obs}}) \right)}{\sqrt{\sum_{t=1}^{n} (x_{sim}(t) - \overline{x_{sim}})^2} \times \sqrt{\sum_{t=1}^{n} (x_{obs}(t) - \overline{x_{obs}})^2}} \tag{3.3}$$

Le coefficient de corrélation de Pearson caractérise le sens et l'importance du lien entre deux variables. Il varie de 1 (forte corrélation) à -1 (forte anti-corrélation) en passant par 0 (indépendance des variables).

— **Le coefficient de détermination**

$$R^2 = \frac{\left(\sum (x_{sim}(t) - \overline{x_{sim}}) \times (x_{obs}(t) - \overline{x_{obs}}) \right)^2}{\sum (x_{sim}(t) - \overline{x_{sim}})^2 \times \sum (x_{obs}(t) - \overline{x_{obs}})^2} \tag{3.4}$$

Le coefficient de détermination permet de déterminer l'adéquation entre le modèle et les données observées à travers l'évaluation de la qualité d'une régression linéaire simple. Ce coefficient varie entre 0 (pas de corrélation entre les observations et le modèle) et 1 (corrélation parfaite entre le modèle et les observations).
R^2 n'est le carré du coefficient de corrélation r dans le cas particulier de la régression linéaire.

— **La racine de l'erreur quadratique moyenne**

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^{n} (x_{sim}(t) - x_{obs}(t))^2}{n}} \tag{3.5}$$

La racine de l'erreur quadratique moyenne ou *Root Mean Square Error* permet de comparer entre elles les erreurs issues de plusieurs simulations. Ce score fournit une valeur toujours positive, qui doit être la plus faible possible pour indiquer une erreur faible : 0 indiquant l'absence d'erreur et plus la valeur est élevée moins les valeurs simulées sont précises.

— **L'erreur de biais moyenne**

$$MBE = \frac{\sum_{t=1}^{n} (x_{sim}(t) - x_{obs}(t))}{n} \tag{3.6}$$

L'erreur de biais moyenne ou *Mean Bias Error* quantifie le biais global et détecte si le modèle produit une surestimation (MBE>0) ou une sous-estimation (MBE<0). Plus le biais est faible, plus les valeurs simulées sont bonnes.

Où :

— $x_{sim}(t)$ correspond aux valeurs simulées,

— $x_{obs}(t)$ correspond aux valeurs observées,

— t est le pas de temps considéré,

— n est le nombre total de pas de temps.

— **Le critère de Nash-Sutcliffe**

Le Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE, Nash et Sutcliffe, 1970) correspond à la différence absolue entre le débit observé et le débit simulé, qui est ensuite normalisée par la variance du débit observé pour se débarrasser de tout biais (Équation 3.7). L'intervalle se situe entre 1 et $-\infty$, 1 étant l'ajustement parfait et des valeurs négatives indiquent des performances insatisfaisantes. Les différences sont calculées au carré entre les valeurs observées et simulées. Par conséquent, les valeurs les plus élevées d'une chronique sont fortement surestimées alors que les valeurs plus faibles sont sous-estimées. C'est le principal inconvénient du critère NSE car il conduit à une exacerbation des erreurs du modèle étudié (Waseem *et al.*, 2017).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{n} (Q_{sim}(t) - Q_{obs}(t))^2}{\sum_{t=1}^{n} (Q_{obs}(t) - \overline{Q_{obs}})^2} \tag{3.7}$$

— **Le pourcentage de biais (PBias)**

Le PBias de Gupta *et al.* (1999) mesure l'écart négatif moyen des données simulées par rapport aux données observées avec une valeur optimale de 0% signifiant aucun écart. Il permet d'identifier une sur- (valeur négative) ou sous-estimation (valeur positive) du modèle par rapport aux observations. Cette formulation du PBias peut être contre intuitive à la différence du biais statistique qui calcule la différence entre le débit simulé et le modèle pour avoir un score de même signe que la sur- (positif) ou sous-estimation (négatif).

$$PBias = \frac{\sum_{t=1}^{n} (Q_{obs}(t) - Q_{sim}(t))}{\sum_{t=1}^{n} Q_{obs}(t)} \times 100 \tag{3.8}$$

Où pour les deux équations :

— $Q_{obs}(t)$ est le débit observé à un pas de temps t,

— $Q_{sim}(t)$ est le débit simulé,

— $\overline{Q_{obs}}$ est la moyenne du débit observé,

— t est le pas de temps considéré.

Ce travail fournit une configuration de modélisation complexe et détaillée pour l'étude de Paris et sa petite couronne, réutilisable pour de prochaines études.

Chapitre 4

Étude de sensibilité du modèle SURFEX à la texture de sol

Sommaire

4.1 Démarche méthodologique 110

4.2 Deux échelles spatiales d'analyse 110

4.3 Configuration des simulations 111

4.3.1 Les paramérisations activées 111

4.3.2 Les données de surface communes 112

4.3.3 La période étudiée 112

4.4 Analyse de trois bases de données de texture de sol 113

4.4.1 Présentation des bases de données étudiées 113

4.4.2 Comparaison des bases de données de texture à l'échelle du domaine d'étude 116

4.4.3 Comparaison des bases de données à l'échelle de bassins versants représentatifs 118

4.4.4 Comparaison des bases de données aux observations collectées . 120

4.4.5 Choix de la base de données de texture pour les simulations hydro-climatiques urbaines 122

4.5 Effet de la base de données de texture sur les caractéristiques hydrologiques du sol 123

4.5.1 Caractéristiques hydrologiques étudiées 123

4.5.2 Impact du choix de la base de données sur les caractéristiques hydrologiques à l'échelle du domaine entier 124

4.5.3 Impact de la base de données sur les caractéristiques hydrologiques des trois bassins versants sélectionnés 126

4.6 Impacts sur les composantes du cycle hydrologique 128

4.6.1 Ruissellement de surface 128
4.6.2 Infiltrations parasites 129
4.6.3 Eau drainée par le sous-sol 131
4.7 Impacts sur les composantes du bilan énergétique 132
4.7.1 Flux de chaleur latente 132
4.7.2 Fraction évaporative 135
4.8 Conséquences sur deux indicateurs hydro-climatiques 137
4.8.1 Stress hydrique de la végétation 137
4.8.2 Température maximale de l'air en ville 139
4.9 Conséquences du choix de SoilGrids pour cette étude 142

L'évaluation du modèle TEB-Hydro menée par Stavropulos-Laffaille *et al.* (2018) a mis en exergue la forte sensibilité du modèle à la texture de sol imposée au modèle. En effet, celle-ci a un effet important sur les propriétés physiques du sol (Lan *et al.*, 2019) et sur les nombreux processus hydrologiques qui en découlent, comme le potentiel d'infiltration d'eau dans le sol (et dans les réseaux d'assainissement sous-terrains), le ruissellement de surface, le stockage d'eau dans les matrices de sol ou le taux d'évapotranspiration des surfaces végétalisées. Aux vues des processus impactés, il est donc important de pouvoir définir de façon détaillée, cette texture, en entrée du modèle TEB, *a fortiori* pour la modélisation hydro-climatique en milieu urbain.

Les observations de la texture des sols sont en général effectuées en prélevant un ou plusieurs échantillons sur des régions spatiales d'intérêt (Anni *et al.*, 2020). L'inconvénient de cette démarche est qu'elle ne peut pas fournir une représentation réaliste de la variabilité de la composition des sols urbains sur de grands domaines du fait de leur grande hétérogénéité spatiale. En effet, en ville, les sols sont connus pour être largement remaniés et compactés, ce qui diminue l'infiltration et augmente le ruissellement (Gregory *et al.*, 2006). Typiquement en ville, la couche arable naturelle est en général enlevée par les travaux de terrassement et les opérations de remblayage introduisent des matériaux fins et grossiers (Diaz-Sanz *et al.*, 2020). Ces actions humaines sur les sols engendrent donc des sols avec des textures qui varient fortement spatialement et qui se traduisent par des propriétés hydrodynamiques différentes de celles des sols naturels ainsi que très hétérogènes (Séré *et al.*, 2012). Il est alors très difficile de pouvoir connaître celles-ci avec précision sur de grands domaines.

Dans la communauté des modélisateurs de surface, qui étudient de plus grands domaines, la base de texture de sol Harmonised World Soil Database (HWSD, FAO *et al.*, 2012) est généralement utilisée comme référence. Le développement, ces dernières années, de nouvelles bases de données de texture de sol soulève donc la curiosité et la question légitime de la pertinence de la base de données standard utilisée jusqu'alors et du potentiel de celles nouvellement développées. Il est donc important d'évaluer leur réalisme vis-à-vis d'observations et d'étudier leurs différences spatiales, ainsi que leur impact sur les résultats de simulations hydro-climatiques en ville. Ce sont à ces objectifs que cette section est consacrée.

4.1 Démarche méthodologique

L'étude de sensibilité est menée à deux niveaux d'analyse des processus modélisés. D'abord, elle s'intéresse à l'échelle du domaine entier puis à l'échelle de trois bassins versants représentatifs de la variabilité des textures de sol de la zone.

Après la description de la configuration de simulation choisie pour cette étude, les trois bases de données de texture de sol qui sont utilisées sont présentées. Il s'agit d'une base de données standard et de deux bases de données récentes. Leurs compositions en argile, sable et limon seront alors comparées et confrontées à des observations disponibles ponctuellement sur le domaine. Enfin, l'étude de sensibilité du modèle à la texture de sol de ces trois bases de données sur les variables hydrologiques, micro-climatiques et des indicateurs spécifiques (état hydrique des sols, températures maximales) est analysée. Cette étude permet alors de mettre en évidence les incertitudes accompagnant le choix d'une base de données au profit d'une autre dans le cadre de l'étude hydro-climatique du domaine englobant l'agglomération parisienne.

4.2 Deux échelles spatiales d'analyse

Le domaine d'étude est l'*agglomération parisienne*, défini dans la Sous-section 3.2.2. Dans le modèle, ce domaine est représenté par un maillage de 250 m de résolution spatiale. Il s'agit toujours d'une résolution assez fine pour l'étude hydro-climatique de cette zone urbanisée large de 72 km par 72 km. L'échelle spatiale de ce domaine, qui englobe toute l'agglomération parisienne, est intéressante car elle permet d'analyser le comportement hydrologique de multiples bassins versants urbains et potentiellement l'effet de l'urbanisation sur un grand territoire.

Parallèlement, pour étudier l'impact de l'hétérogénéité spatiale des bases de données de texture de sol à l'échelle des processus hydrologiques, il est nécessaire de se placer à une échelle plus fine, celle du bassin versant. Cette étude est complétée par l'analyse de trois bassins versants jaugés représentatifs de la variabilité des textures de sol de la zone pour lesquels des observations hydrologiques sont disponibles. Ils ont été choisis à la fois répartis spatialement sur le domaine et éloignés les uns des autres (Figure 4.1). Ainsi le bassin versant BLR3, localisé au sud-ouest du domaine s'appellera BV-SO, de la même façon le OVMU_MU_EP s'appellera BV-Est et le CAAR16 sera le BV-NO pour nord-ouest.

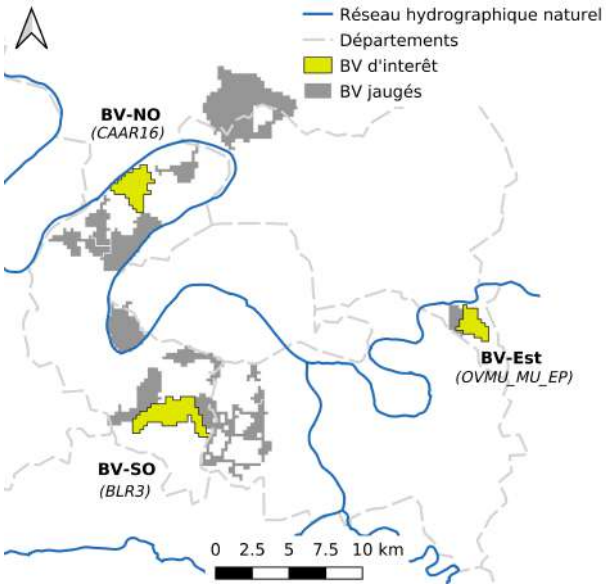


FIGURE 4.1. Localisation des bassins versants représentatifs de la variabilité des textures de sol de la zone en jaune. L'ensemble des 14 bassins versants jaugés est en gris.

Les taux d'imperméabilisation (% de la surface de bâti et de routes par rapport à la surface de la maille) sont assez proches pour les trois bassins versants : BV-SO présente un taux d'imperméabilisation de 29.2%, BV-Est de 27.9% et BV-NO de 34.7%. Leurs fractions perméables (jardins) sont donc également similaires.

4.3 Configuration des simulations

4.3.1 Les paramérisations activées

Pour cette étude comparant les bases de données (BD) de texture de sol, une configuration du schéma de surface SURFEX (Masson *et al.*, 2013) faisant intervenir le modèle ISBA pour les zones naturelles et TEB pour les zones urbaines est utilisée. Pour TEB, elle fait intervenir des paramétrisations classiques (e.g. TEB-Canopy) et d'autres paramétrisations plus spécifiques, notamment une représentation simplifiée des interactions bâti-végétation (TEB-Veg, Sous-sous-section 1.2.3.1) et une représentation détaillée du sous-sol et des transferts hydrologiques en ville (TEB-Hydro, Sous-section 1.2.3). Pour ISBA (modélisation des surfaces naturelles et donc du jardin), l'option ISBA-DIF permet d'affiner la distribution verticale du contenu en eau du sol et de la température. Elle est utilisée ici avec une discrétisation en 12 couches de sous-sol.

Le modèle inclus des fonctions de pédotransfert qui sont des formulations empiriques permettant de déduire les propriétés hydrodynamiques du sol en fonction d'une texture

donnée. Pour cette étude, la formulation de Clapp et Hornberger (1978) est utilisée. Il s'agit de la formulation la plus communément utilisée.

4.3.2 Les données de surface communes

Hormis la texture du sol qui varie selon la base de données de texture testée, la surface du domaine d'étude est décrite en entrée du modèle par les données suivantes (décrites plus en détail dans la Sous-section 3.3.2) :

— la base de données MAPUCE (Bocher *et al.*, 2018) pour décrire l'urbanisation,

— une cartographie précise de la végétation urbaine (DPJP, 2012 ; DEVE, 2015 ; Cordeau *et al.*, 2016),

— une cartographie du réseau d'assainissement (profondeurs et densités de réseau dans chaque maille),

— la base de données de paramètres de surface ECOCLIMAP II v2.5 (Faroux *et al.*, 2013) pour décrire les surfaces naturelles.

Ici, pour étudier la sensibilité du modèle seulement à la texture de sol, certaines caractéristiques hydrologiques du modèle (l'infiltration dans la voirie *Iroad*, le taux de limitation du drainage en profondeur *Urbdrain*, le pourcentage d'infiltration dans le réseau *IPsewer*, ou le taux de connexion des bâtiments et voirie au réseau *Connex*) qui sont méconnues, et habituellement calées (i.e. fixées par confrontation de variables hydrologiques observées et simulées) sont prises uniformes sur l'ensemble de la zone d'étude. Les valeurs retenues sont fixées aux milieux de leurs plages respectives de variation pour le modèle (Sous-section 2.2.4) : $Iroad = 10^{-4}\ mm.s^{-1}$, $Urbdrain = 0.02$, $IPsewer = 5$ et $Connex = 0.7$. Le réseau est placé à la profondeur moyenne de la zone, soit 2.5 m de profondeur.

4.3.3 La période étudiée

Le choix de la période d'étude a été déterminé sur la base du cumul de précipitations annuel (Figure 4.2) entre 2000 et 2018. Plusieurs années consécutives qui présentent des alternances d'années sèches et pluvieuses ont été retenues pour étudier la sensibilité du modèle à la texture de sol de trois bases de données : de 2001 à 2004. Une période d'un an (2000) a été utilisée pour s'assurer de l'équilibre hydrologique du modèle (spin-up).

Les propriétés d'un sol peuvent varier en fonction de son état hydrique initial (sec ou saturé), la dynamique des apports d'eau au cours des années 2001 à 2004 permet de disposer d'une période d'étude avec des états hydriques variables, permettant d'avoir une vision globale du comportement des sols.

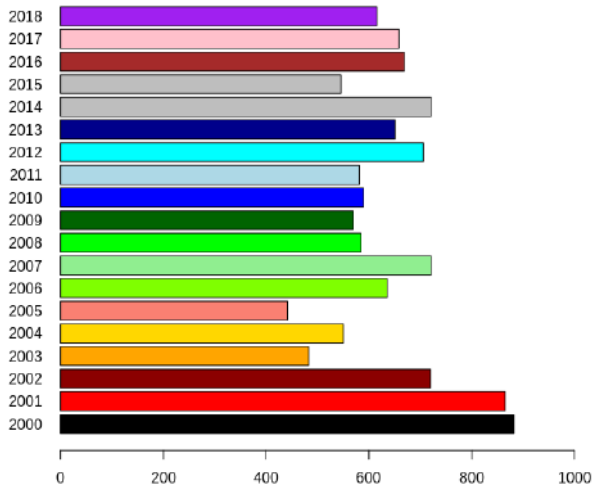


FIGURE 4.2. Cumul de précipitations annuel sur la zone d'étude (mm).

4.4 Analyse de trois bases de données de texture de sol

4.4.1 Présentation des bases de données étudiées

Le choix des bases de données de texture de sol s'est porté sur Harmonised World Soil Database (HWSD, FAO *et al.*, 2012, référence en modélisation de surface), LUCAS (Land Use/Land Cover Area Frame Survey, Ballabio *et al.*, 2016) et SoilGrids (Hengl *et al.*, 2017) car elles sont définies à des échelles globales ou européennes (Tableau 4.1). Elles sont accessibles librement et par conséquent disponibles pour des études du même type sur d'autres territoires urbanisés. Ces bases de données décrivent proportionnellement la composition du sol en argile (particules avec un diamètre inférieur à 0.002 mm), sable (0.005 à 2 mm) et limon (0.002-0.05 mm).

La base de données HWSD a été développée par compilation de cartes pédologiques régionales. Elle fournit à 1 km de résolution la texture de sol moyenne sur 1 m de profondeur. La variabilité des textures et donc des sols de cette base de données (Tableau 4.1 a. et b.) est liée aux différentes échelles et niveaux de détail des cartes régionales qui ont contribué à sa construction.

La base de données LUCAS est dérivée à partir des données ponctuelles de texture sol collectés à 20 cm de profondeur dans le cadre de l'étude européenne LUCAS en 2009 (15 000 points pour la création de la méthode et 5 000 points aléatoires pour l'évaluation). Une cartographie de la texture du sol a ensuite été interpoléé à partir des points de mesure par méthode de krigeage (interpolation spatiale linéaire minimisant la variance). La résolution spatiale de la base de données LUCAS est de 500 m et est donc représentative de la texture de sol à 20 cm de profondeur.

La base de données SoilGrids, plus fine que les deux autres bases de données

avec une résolution de 250 m, a été développée à partir de 150 000 profils pédologiques dans le monde (notamment les observations de la campagne LUCAS2009) et 158 covariables pédologiques basées sur des données de télédétection (principalement des produits d'observation de la terre MODIS, MNE SRTM, d'images climatiques et de cartes mondiales de relief et de lithologie). Les covariables permettront de déterminer la fonction de variation de la texture de sol. Ces données ont donc été utilisées pour ajuster un ensemble de méthodes de machine learning (forêts aléatoires et régression multinomiale). De cette méthode de construction résulte une cartographie de la texture de sol sur sept profondeurs (0, 5, 15, 30, 60, 100 et 200 cm).

L'évaluation globale de SoilGrids (Hengl *et al.*, 2017, validation croisée reproduite 10 fois), avec des coefficients de corrélation aux observations de référence ($R^2 = 0.79$ pour la fraction d'argile, 0.79 pour celle de limon et 0.73 pour celle de sable), apparaît bien meilleure que celle de LUCAS (Ballabio *et al.*, 2016, validation croisée) ($R^2 = 0.65$ pour la fraction d'argile, 0.62 pour celle de limon et 0.60 pour celle de sable). Le Tableau 4.1 synthétise les caractéristiques principales de ces trois bases de données.

Tableau 4.1. Caractéristiques majeures des bases de données étudiées sur le domaine d'étude (HWSD, LUCAS et SoilGrids).

Nom	**Résolution (m)**	**Date de création**	**Profondeur représentée (cm)**
Harmonized World Soil Database (HWSD)	1000	2012	0-100
LUCAS	500	2016	0-20
SoilGrids	250	2017	0 ; 5 ; 15 ; 30 ; 60 ; 100 ; 200

Pour comparer les textures de sol des trois bases de données à l'échelle du domaine d'étude, les cartes des fractions de sable et d'argile ont d'abord été tracées (Figure 4.3) telles qu'interpolées par le modèle SURFEX à la résolution de 250m. L'analyse de ces cartes montre tout d'abord que les zones avec une forte fraction de sable (> 0.8) ne sont présentes que pour HWSD. Pour HWSD, les limites entre les différentes fractions de texture de sol sont aussi étonnamment très nettes, avec parfois des contours très réguliers, possiblement en lien avec la résolution (1 km) de cette base de données.

La texture de sol moyenne calculée à l'échelle du domaine est indiquée dans le Tableau 4.2. HWSD est composée majoritairement en sable. LUCAS et SoilGrids sont composées d'une plus grande proportion de limon que HWSD et SoilGrids est plus argileuse que LUCAS.

LUCAS et SoilGrids sont dérivées en partie des mêmes observations de profil pédologiques ce qui peut expliquer des similitudes entre ces deux bases de données. SoilGrids est plus homogène que LUCAS (écart-type de la texture de sable de 9.7% contre

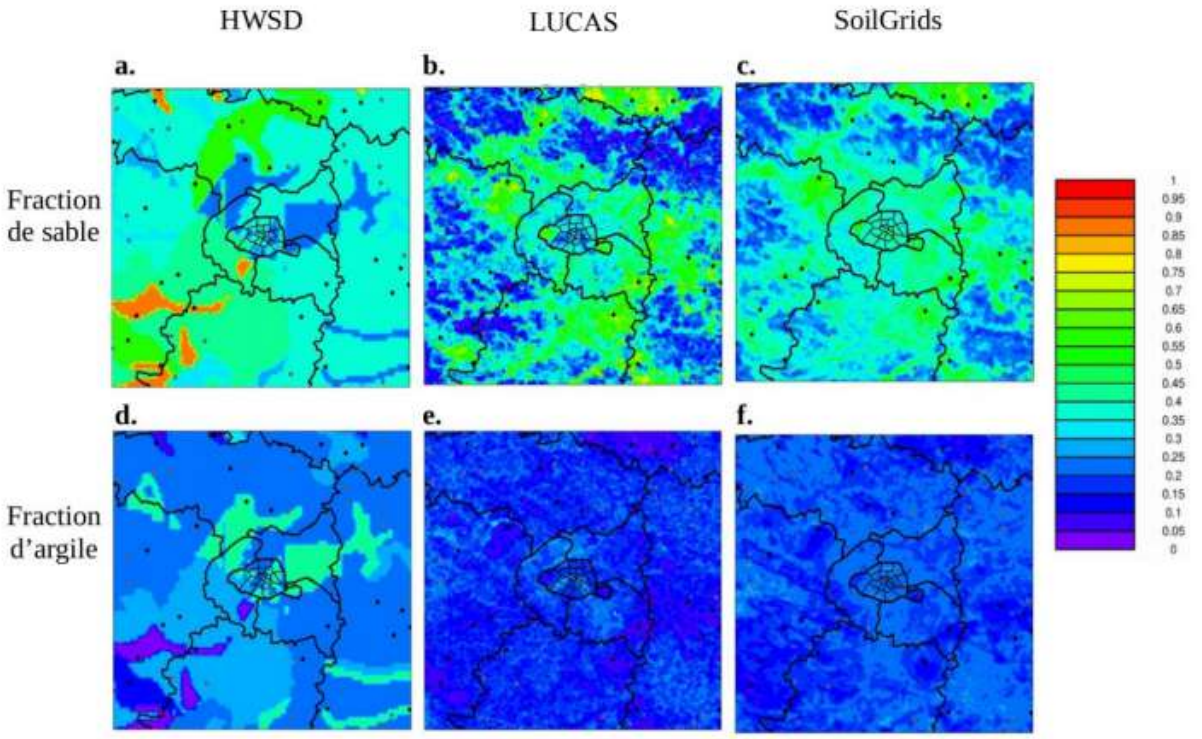


FIGURE 4.3. Fractions de sable (a, b, c) et d'argile (d, e, f) pour HWSD, LUCAS et SoilGrids sur le domaine d'étude Paris et son aire métropolitaine.

Tableau 4.2. Texture moyenne de HWSD, LUCAS et SoilGrids sur le domaine d'étude.

	HWSD		**LUCAS**		**SoilGrids**	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ
Fraction de sable	40.4%	12.2%	33.7%	15.0%	35.8%	9.7%
Fraction d'argile	26.4%	7.35%	16.3%	4.35%	22.2%	3.1%
Fraction de limon	33.2%	7.44%	50.0%	13.3 %	42.0%	13.3%

15.0% pour LUCAS), et cela pourrait s'expliquer par l'utilisation du machine learning pour SoilGrids (uniformisation des données, même aux localisations des observations) contre l'interpolation pour LUCAS (conservation des valeurs mesurées). Avec LUCAS et SoilGrids, le bois de Vincennes et le bois de Boulogne se distinguent par des fractions de sable plus élevées que sur le reste de Paris. Cela pourrait être un artéfact lié aux covariables (notamment les images MODIS) utilisées pour l'initialisation des techniques d'interpolation.

La problématique soulevée par ces bases des données est la forte différence entre HWSD (largement utilisée) d'une part et LUCAS ou SoilGrids (bases récentes et à plus hautes résolutions) d'autre part.

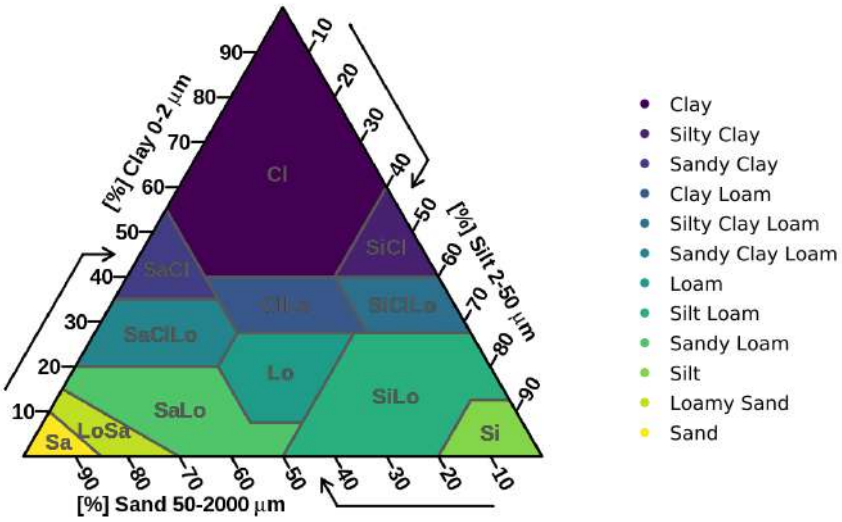


FIGURE 4.4. Triangle de texture de sol de l'USDA d'après Davis et Bennett (1927). Cette classification est basée sur les fractions respectives de composition du sol en sable (*Sand*), argile (*Clay*) et limon (*Silt*).

4.4.2 Comparaison des bases de données de texture à l'échelle du domaine d'étude

Afin de considérer l'impact combiné des différences de fractions en argile et en sable, les trois bases de données ont été classées suivant la classification de texture de sol définie par le United States Department of Agriculture (USDA). La classification de l'USDA est choisie pour la comparaison des bases de données dans cette étude car elle est la plus couramment utilisée (Twarakavi *et al.*, 2010 ; Lucadamo *et al.*, 2021). Cette classification empirique permet de classer les sols en 12 textures différentes sur la base d'un triangle de texture (Staff, 1993, Figure 4.4). Cette méthode permet d'observer conjointement la composition du sol en argile, sable et limon.

SoilGrids a été moyennée entre 0 et 100 cm (SoilGrids 0-100) ainsi qu'entre 0 et 15 cm (SoilGrids 0-15) pour être comparable sur de mêmes horizons aux textures de sol respectivement de HWSD (0-100 cm) et LUCAS (0-20 cm). SoilGrids 0-15 est alors utilisée ici uniquement pour la comparaison des bases de données aux observations de surface collectées sur la zone dans la Sous-section 4.4.4. Cette représentation (Figure 4.5) et la distinction de deux horizons de sol permettent de mettre en exergue les différences de classe de texture de sol entre LUCAS et SoilGrids, qui n'étaient pas forcément très visibles dans la Figure 4.3. En effet, LUCAS n'est constituée que de classes majoritaires en sable et limon tandis que SoilGrids est constitué de zones majoritairement argileuses. HWSD se détache des deux autres bases de données avec une variabilité spatiale moindre de ses classes de texture et de grandes structures spatiales, parfois régulières, avec des

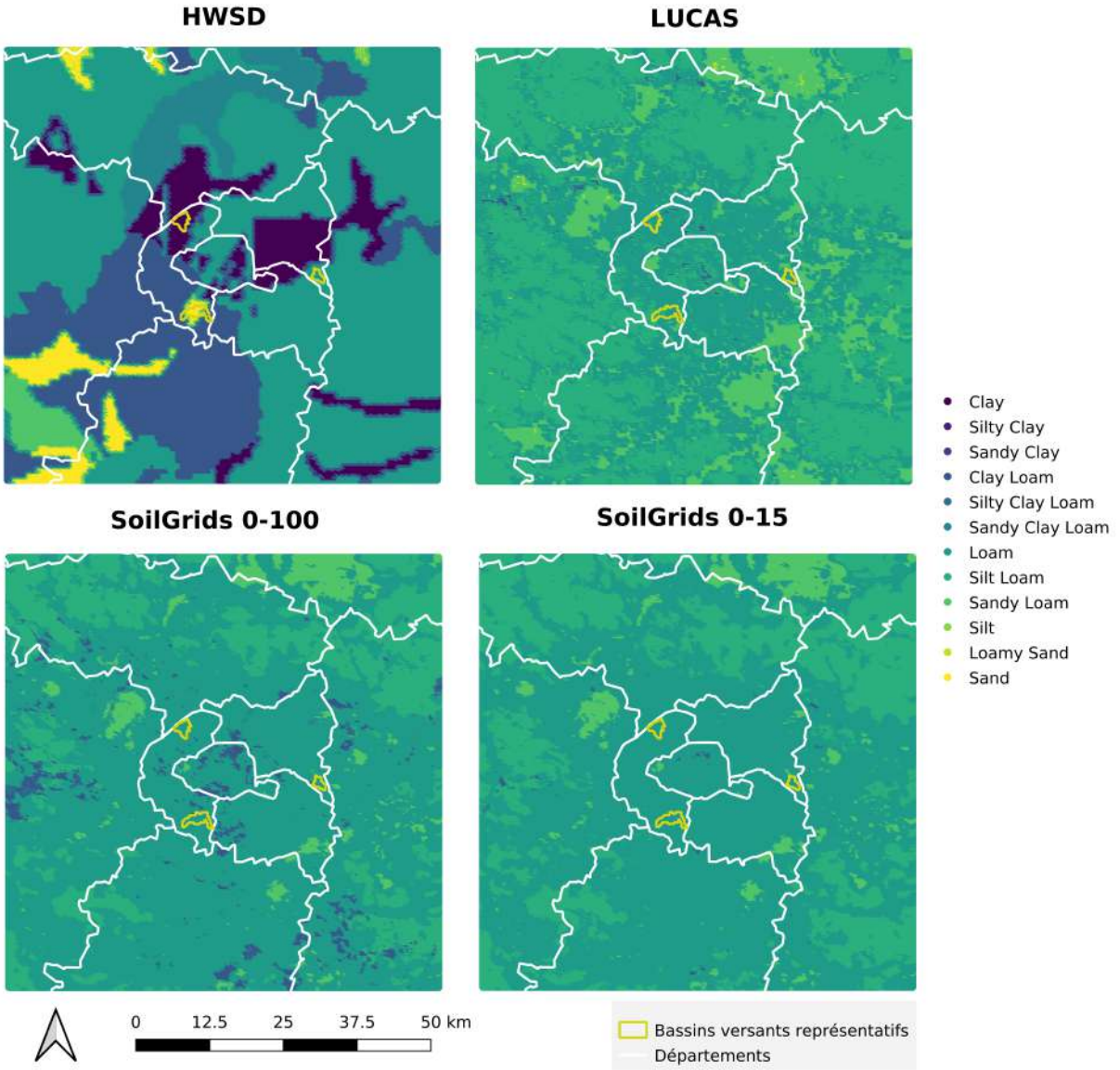


FIGURE 4.5. Cartographies des textures de sol des bases de données étudiées selon la classification de l'USDA. SoilGrids 0-100 et SoilGrids 0-15 correspondent à la texture de sol moyenne de SoilGrids entre 0 et respectivement 100 cm et 15 cm. Les couleurs correspondent aux différentes classes de texture présentées Figure 4.4. Les contours jaunes indiquent la localisation des bassins versants étudiés.

dominances fortes en argile ou sable.

Pour apprécier quantitativement la ressemblance ou différence entre les bases de données de classe de texture de sol à l'échelle du domaine, un taux de similitude pour chacune des combinaisons de cartographies présentées Figure 4.5, a été calculé et synthétisé dans le Tableau 4.3. Même si elles représentent la composition du sol pour des profondeurs différentes, la classification des quatre bases de données sont comparées puisqu'elles peuvent être toutes utilisées comme tel, en données d'entrée du modèle.

Tableau 4.3. Taux de similitude des bases de données, calculé comme le pourcentage de mailles du domaine de simulation possédant la même classification.

	HWSD	**LUCAS**	**SoilGrids 0-100**	**SoilGrids 0-15**
HWSD	100.0%			
LUCAS	18.0%	100.0%		
SoilGrids 0-100	35.9%	57.1%	100.0%	
SoilGrids 0-15	32.9%	63.3%	90.2%	100.0%

Les taux de similitude obtenus confirment les différences spatiales relevées visuellement entre les différentes bases de données étudiées. LUCAS et SoilGrids sont les deux bases de données les plus proches entre elles avec 63.3% de similitude, comparées sur des horizons de sol similaires. Même en comparant avec l'horizon de sol complet 0-100 cm, LUCAS et SoilGrids présentent un taux de similitude non négligeable (57%). HWSD se détache de ces deux bases de données en ne possédant que 35.9% de similitude avec SoilGrids (sur des horizons similaires). HWSD et LUCAS, pour sur des horizons de sols différents (respectivement 0-100 et 0-20 cm) présentent peu de similitude (18%).

4.4.3 Comparaison des bases de données à l'échelle de bassins versants représentatifs

La Figure 4.6 illustre l'hétérogénéité spatiale des textures de sol des trois bassins versants sélectionnés (Figure 4.1). Localisés dans des zones éloignées du domaine, ils présentent des textures de sol différentes entre eux ainsi qu'au sein d'un même bassin versant.

Le **BV-SO** (Figure 4.6, haut) est celui dont la texture de sol fournie au modèle diffère le plus selon la base de données utilisée. SoilGrids est constitué d'une texture plutôt homogène entre sable, argile et limon (respectivement 36, 27 et 40% en moyenne avec une faible dispersion, d'environ 10%), valeurs qui en moyenne classeraient son sol pour l'USDA comme un *Silt Loam* (Limon limoneux, même classification pour les trois bassins versants). Comparée aux textures moyennes des deux autres bases de données, BV-SO présente avec SoilGrids une fraction d'argile un peu plus élevée et une fraction de sable un peu plus faible (comparé à LUCAS) à beaucoup plus faible (HWSD). En effet HWSD est,

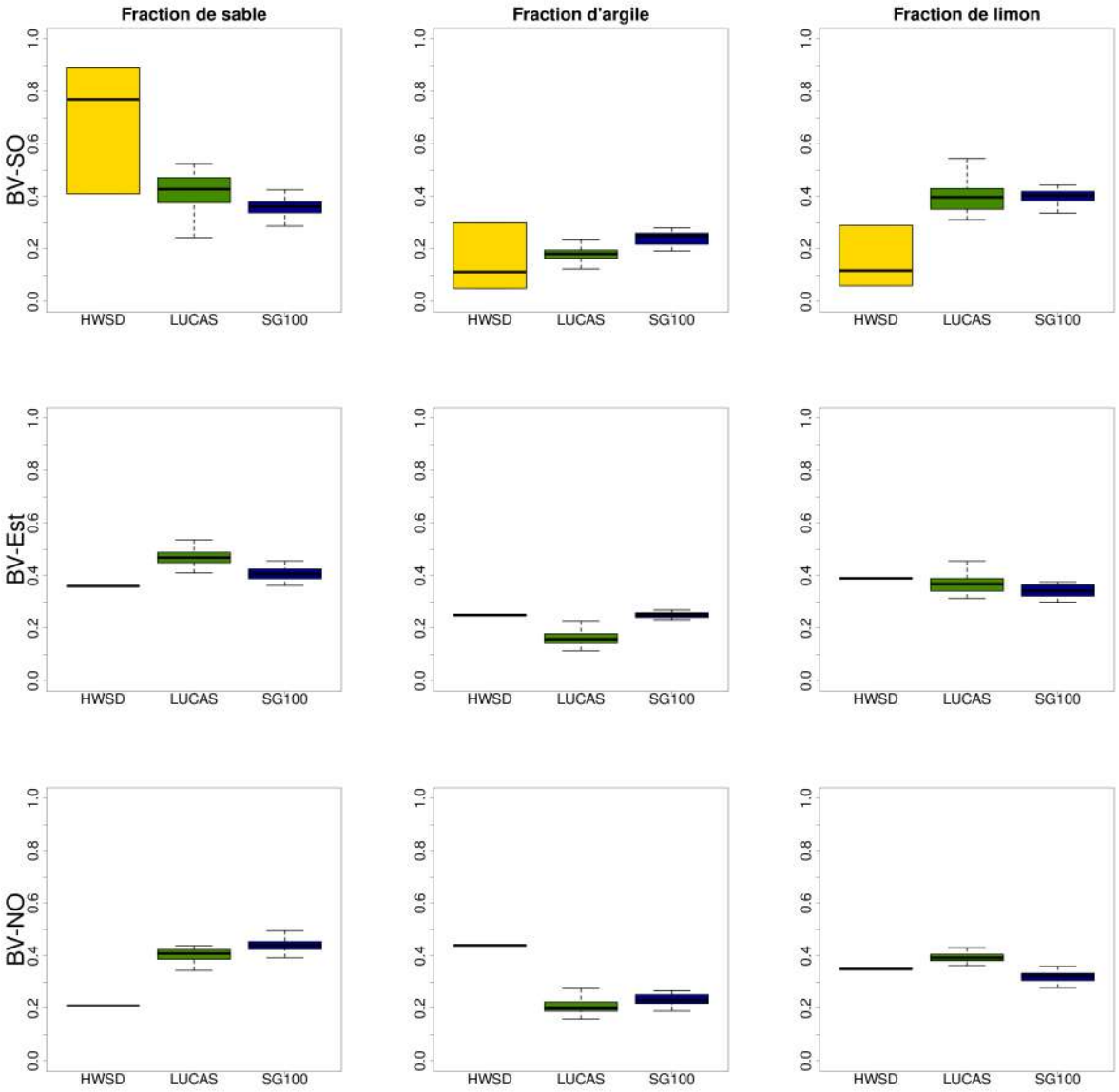


FIGURE 4.6. Distribution de la composition en sable (gauche), argile (centre) et limon (droite) pour les bassins versants BV-SO (haut), BV-Est (centre) et BV-NO (bas) pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane.

quant à elle, très riche en sable sur cette zone, même si elle présente une forte variabilité à l'échelle de ce bassin versant.

Le **BV-Est**, montre moins de disparités entre les trois bases de données que le BV-SO. SoilGrids et HWSD ont des compositions proches sur ce bassin versant (respectivement 38 et 41% de sable, 26% d'argile et 40 et 38% de limon). La texture de LUCAS est cette fois plus riche en sable et moins riche en argile.

Sur le **BV-NO**, SoilGrids est cette fois majoritairement composée en sable avec 43% (contre 25% d'argile et 35% de limon). HWSD fournit une texture de sol assez homogène au sein de ce bassin versant. Il est composé majoritairement en argile. LUCAS est composé majoritairement en limon et par conséquent a une composition en argile et en sable plus faible par rapport aux deux autres bases de données.

Ainsi, en raison des grandes différences selon la base de données utilisée, il est attendu de retrouver plus d'impact sur les variables hydro-climatiques modélisées sur le BV-SO que sur les autres bassins versants. La comparaison de ces trois bassins versants ayant des propriétés de sol différentes vise à mettre en évidence le lien entre la composition du sol et la déclaration plus prononcée de certains processus par rapport à d'autres.

4.4.4 Comparaison des bases de données aux observations collectées

Le réalisme des bases de données a ensuite été étudié en les comparant à trois sources d'observations ponctuelles :

1. l'Inventaire Forestier National (IGN, 2019). Cet inventaire fournit des informations concernant le type de sol suivant la classification du triangle des textures française de l'Aisne (Jamagne, 1967) sur différentes profondeurs. Les textures de sol des bases de données ont donc été reclassées dans cette même classification pour la comparaison à ces observations,
2. les observations collectées par la campagne LUCAS (Tóth *et al.*, 2013) pour la création de la base de données éponyme, qui sont mesurées entre 0 et 20 cm de profondeur,
3. les mesures effectuées dans les parcs et jardins de la ville de Paris (Nold, 2019, Laboratoire d'Agronomie de la Ville de Paris – Direction des Espaces Verts et de l'Environnement) entre 0 et 15 cm de profondeur.

La localisation des points de mesure est indiquée sur la Figure 4.7. Le nombre de points d'observation inclus dans le domaine d'étude varie avec la source d'observation (Tableau 4.4).

Dans le Tableau 4.4 sont représentés les taux de similitude des trois bases de données, calculés comme les pourcentages de même classification du triangle de texture de l'Aisne

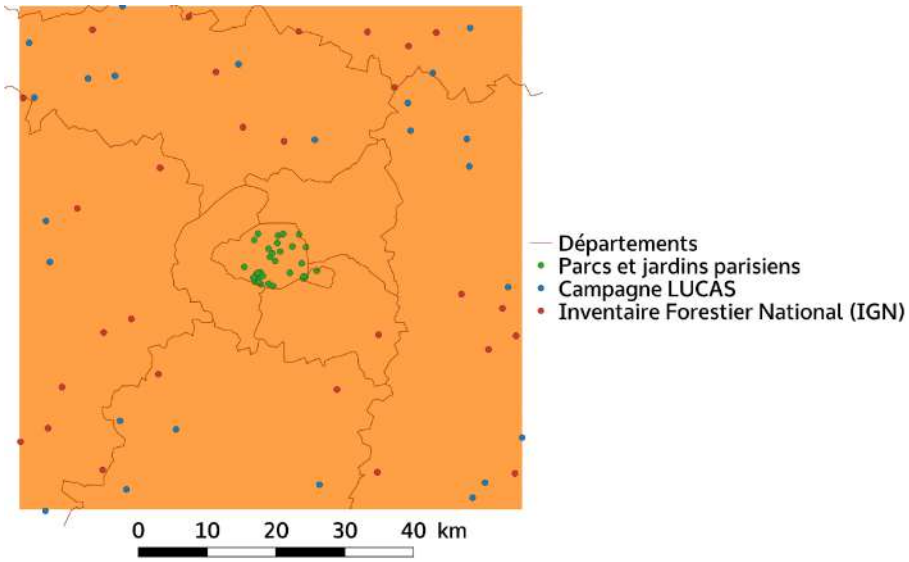


FIGURE 4.7. Carte représentant le domaine d'étude et la localisation des points d'observation des différents inventaires disponibles.

Tableau 4.4. Taux de similitude des bases de données calculé comme le pourcentage de mailles du domaine de simulation possédant la même classification.

	HWSD	**LUCAS**	**SoilGrids 0-100**	**SoilGrids 0-15**
OBS IGN (26 points)	11.5%	15.3%	23.1%	26.9%
OBS LUCAS (27 points)	11.1%	66.6%	59.2%	70.3%
OBS Parcs et jardins parisiens (34 points)	8.8%	32.3%	17.6%	26.4%

pour les observations de l'IGN et de l'USDA pour les observations LUCAS et des parcs et jardins parisiens, pour chaque source d'observations disponibles au point de maille de modélisation le plus proche.

Sur les 26 points de l'Inventaire Forestier National, on observe un taux de similitude avec HWSD de 11.5%, avec LUCAS de 15.3% et avec SoilGrids de 26.9% sur le même horizon (0-15 cm), ce qui n'est pas très bon. Aux 27 points de la campagne LUCAS, HWSD présente 11.1% des points en accord avec les observations, tandis que LUCAS 66.6% et SoilGrids 70.3% sur les horizons supérieurs. Ces similitudes marquées sont liées au fait que les observations ont participé à développer ces deux dernières bases de données. En ce qui concerne les observations collectées au niveau des parcs et jardins parisiens, sur les 34 points de mesure, c'est la base de données LUCAS qui semble le mieux reproduire la classification observée, avec un taux de similitude de 32.3%, suivie par SoilGrids 0-15 (26.4%).

La comparaison des taux de similitude aux textures de sol des différentes bases de données montre que les points en bon accord sont situés dans des zones où le mélange entre

sable, argile et limon est équilibré. HWSD présente de très mauvais taux de similitude avec les différents jeux de données d'observations. Il reste cependant difficile de caractériser de façon certaine et définitive la qualité d'une base de données spécifique du fait de la très grande hétérogénéité des textures du sol à l'échelle d'un aussi grand territoire, qui plus est urbain.

4.4.5 Choix de la base de données de texture pour les simulations hydro-climatiques urbaines

La comparaison des trois bases de données aux observations de texture de sol sur le terrain ne permet pas de conclure sur une base de données se détachant par son plus grand réalisme. En effet, le nombre de données d'observations disponibles n'est pas suffisant pour obtenir ce genre de conclusion, d'autant plus que les textures sont trop variables spatialement et en fonction de la profondeur de sol pour des comparaisons ponctuelles. **Le choix de la base de données pour la suite des études hydro-climatiques sur Paris et sa petite couronne s'est finalement porté sur la base de données SoilGrids** pour plusieurs raisons :

— même si son réalisme serait à évaluer sur la zone d'étude, elle se distingue de HWSD par des textures plus homogènes qui semblent plus réalistes sur l'ensemble du domaine. En effet, les différences de texture marquées présentes avec HWSD à 1 km de résolution sur ce domaine semblent douteuses.

— la méthode de déploiement de SoilGrids, par forêts aléatoires à partir d'un grand nombre de covariables plutôt que par interpolation, permet de prendre en compte les variations non linéaires de la texture de sol tout en limitant le surajustement aux observations. Cela est appuyé par les scores d'évaluation obtenus, respectivement sur les méthodes des deux bases de données, qui sont meilleurs pour SoilGrids (Ballabio *et al.*, 2016 ; Hengl *et al.*, 2017).

— SoilGrids présente aussi l'avantage, par rapport aux autres bases de données, de pouvoir caractériser la texture suivant différentes profondeurs. Cette information serait intéressante à intégrer de façon discrétisée en entrée du modèle urbain.

— Elle a par ailleurs montré sa robustesse par rapport à d'autres bases de données, notamment en Finlande (Samuelsson, 2018) ou encore sur la péninsule iberique (Santos Atienza *et al.*, 2018).

4.5 Effet de la base de données de texture sur les caractéristiques hydrologiques du sol

4.5.1 Caractéristiques hydrologiques étudiées

A partir des textures de sol et d'études décrivant statistiquement le comportement du sol sous certaines conditions, des fonctions de pédotransfert ont été déterminées et incluses dans le modèle SURFEX pour pallier le manque d'informations sur les propriétés hydrodynamiques du sol. En effet, la composition et la taille des particules composant le sol influencent les propriétés de rétention d'eau dans les pores non occupés par les particules de sol ainsi que l'écoulement d'eau dans le sol. Dans la configuration de modélisation choisie, les fonctions de pédotransferts appliquées sont celles du modèle empirique développé par Clapp et Hornberger (1978). Ce modèle permet de calculer les caractéristiques hydrologiques du sol à partir de sa composition en argile et en sable.

Ces fonctions de pédotransfert permettent de calculer six paramètres qui sont à l'origine des transferts hydrologiques dans le modèle. D'abord, trois contenus en eau particuliers sont définis pour décrire différents seuils en lien avec l'état hydrique du sol et des plantes : (Figure 4.8) :

— Le contenu en eau au point de flétrissement (Wwilt, m^3/m^3) : ce seuil représente l'état hydrique du sol à partir duquel les racines de plantes ne peuvent plus extraire l'eau dont elles ont besoin. Les plantes se trouvent alors en état de stress hydrique qui, s'il dure trop longtemps, entraîne leur flétrissement, puis leur mort.

— Le contenu en eau à la capacité au champ (Wfc, m^3/m^3) : il est établi à la quantité d'eau que peut retenir le sol une fois que le surplus s'est écoulé verticalement ou a été drainé par gravité. Il est considéré atteint autour de 48h d'égouttement de l'eau dans un sol naturel.

— Le contenu en eau à saturation ou porosité (Wsat, m^3/m^3) : il correspond au contenu en eau maximal que peut contenir le sol. La quantité d'eau en excès s'écoulera jusqu'à atteindre la capacité au champ (Wfc).

De ces termes est déduite la réserve utile en eau du sol qui est donc l'eau potentiellement utilisable par la plante. Elle correspond alors à la différence entre le contenu en eau à la capacité au champ et le contenu en eau au point de flétrissement (Wfc-Wwilt).

— Le potentiel matriciel (MPOTSAT, m), quant à lui, caractérise la pression nécessaire pour extraire l'eau des pores du sol considéré comme une matrice. Plus la quantité d'eau contenue dans le sol est faible, plus cette force de succion doit être élevée

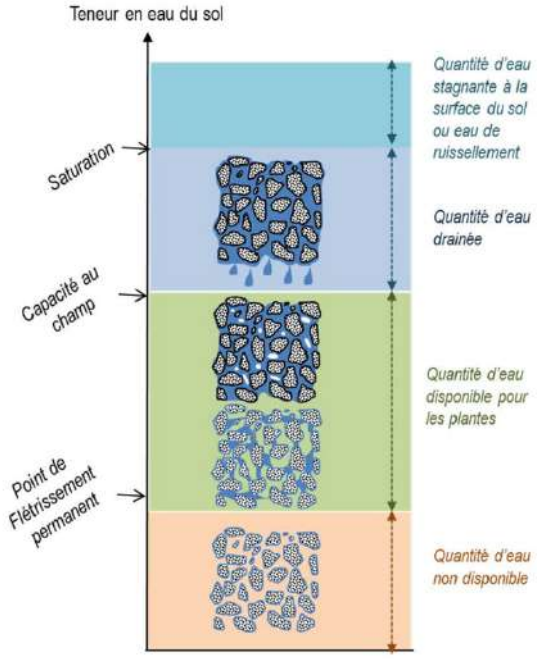


FIGURE 4.8. Description des différents seuils décrivant les capacités de rétention d'eau des sols (Cousin et Therond, 2017).

pour que la plante puisse extraire l'eau. Il est exprimé en hauteur d'eau, négative en milieu non saturé.

— L'évolution du potentiel matriciel en fonction du contenu en eau du sol est représentée par une courbe dont la pente varie en fonction de la texture du sol. Le coefficient empirique de la pente de cette courbe est le coefficient de la courbe de rétention d'eau (Bcoef). Ce coefficient sera plus élevé pour un sol argileux dont l'eau sera plus difficile à extraire que pour un sol sableux.

— Enfin, la texture de sol détermine aussi la conductivité hydraulique à saturation (CONDSAT, $m.s^{-1}$). Elle correspond à la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol lorsque celui-ci est saturé.

4.5.2 Impact du choix de la base de données sur les caractéristiques hydrologiques à l'échelle du domaine entier

La Figure 4.9 représente les contenus en eau au point de flétrissement et à la capacité au champ pour les trois bases de données étudiées. Le contenu en eau au point de flétrissement est plutôt variable selon la base de données. La valeur médiane pour SoilGrids est de 0.17 m^3/m^3. Il est de 0.19 m^3/m^3 pour HWSD et de 0.15 m^3/m^3 pour LUCAS. A l'échelle du domaine, il est plutôt variable pour l'ensemble des bases de données. Le contenu en eau à la capacité au champ est plus variable à l'échelle du domaine pour SoilGrids et LUCAS

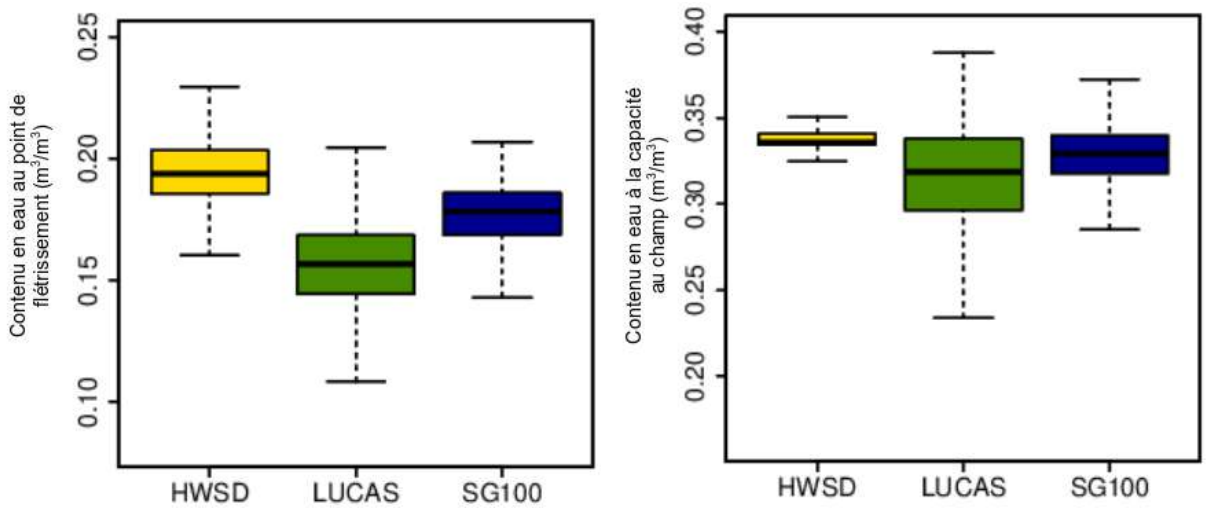


FIGURE 4.9. Distribution du contenu en eau au point de flétrissement et à la capacité au champ sur l'ensemble du domaine pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane.

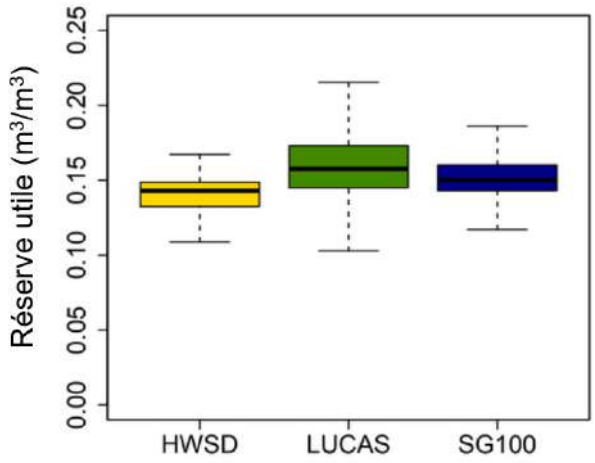


FIGURE 4.10. Distribution de la réserve utile pour la végétation sur l'ensemble du domaine pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane.

alors qu'il est compris entre 0.32 m^3/m^3 et 0.35 m^3/m^3 pour HWSD. Toutefois, les valeurs médianes des trois bases de données sont plutôt proches avec 0.33 m^3/m^3 pour HWSD, 0.31 m^3/m^3 pour LUCAS et 0.32 m^3/m^3. Ainsi le calcul de la réserve utile l'échelle du domaine (différence entre le contenu en eau au point de flétrissement et le contenu en eau à saturation, Figure 4.10), montre que HWSD est la base de données, à l'échelle du domaine, qui permet de stocker le moins d'eau dans le sol pour la plante. La médiane de sa réserve utile à l'échelle du domaine est de 0.14 m^3/m^3. A l'opposé, LUCAS permettrait de stocker un maximum d'eau avec une médiane de de 0.16 m^3/m^3. SoilGrids est un intermédiaire aux deux autres bases de données, avec une réserve utile de 0.15 m^3/m^3.

4.5.3 Impact de la base de données sur les caractéristiques hydrologiques des trois bassins versants sélectionnés

Les textures de sol étant globalement hétérogènes à l'échelle du territoire, il est intéressant d'observer l'impact de la texture de sol à l'échelle, plus petite, des trois bassins versants urbains sélectionnés préalablement.

Tableau 4.5. Conductivité à saturation moyenne (en m/s) sur les trois bassins versants pour HWSD, LUCAS et SoilGrids.

	HWSD	**LUCAS**	**SoilGrids**
BV-SO	8.0×10^{-5} m/s	8.5×10^{-6} m/s	4.5×10^{-6} m/s
BV-Est	4.1×10^{-6} m/s	1.1×10^{-5} m/s	4.5×10^{-6} m/s
BV-NO	1.3×10^{-6} m/s	6.7×10^{-6} m/s	5.7×10^{-6} m/s

La Figure 4.11 représente ici les caractéristiques hydrologiques telles que simulées par les fonctions de pédotransfert du modèle à l'échelle des trois bassins versants d'intérêt. Elle est complétée par le Tableau 4.5 qui recense les conductivités à saturation moyenne associées au trois bassins versants. On remarque que le BV-SO est celui des trois bassins versants dont les caractéristiques hydrologiques varient le plus en fonction de la base de données de texture, comme attendu après comparaison des textures respectives à l'échelle des trois bassins versants Figure 4.6.

A l'échelle du BV-SO, SoilGrids entraîne en moyenne un plus fort Bcoef, une plus faible conductivité à saturation moyenne et un plus petit potentiel matriciel que les deux autres bases de données. Sur ce bassin versant, avec HWSD le Bcoef médian est le plus faible mais avec la plus grande variabilité spatiale, une conductivité à saturation moyenne très élevée (d'un ordre de grandeur plus élevée que les deux autres bases de données), ainsi que le plus fort potentiel matriciel. On dénote à nouveau des caractéristiques très hétérogènes au sein du BV-SO avec HWSD, susceptibles d'engendrer des impacts hydrologiques contrastés dans la réponse hydro-climatique de ce bassin versant. La quantité d'eau effectivement

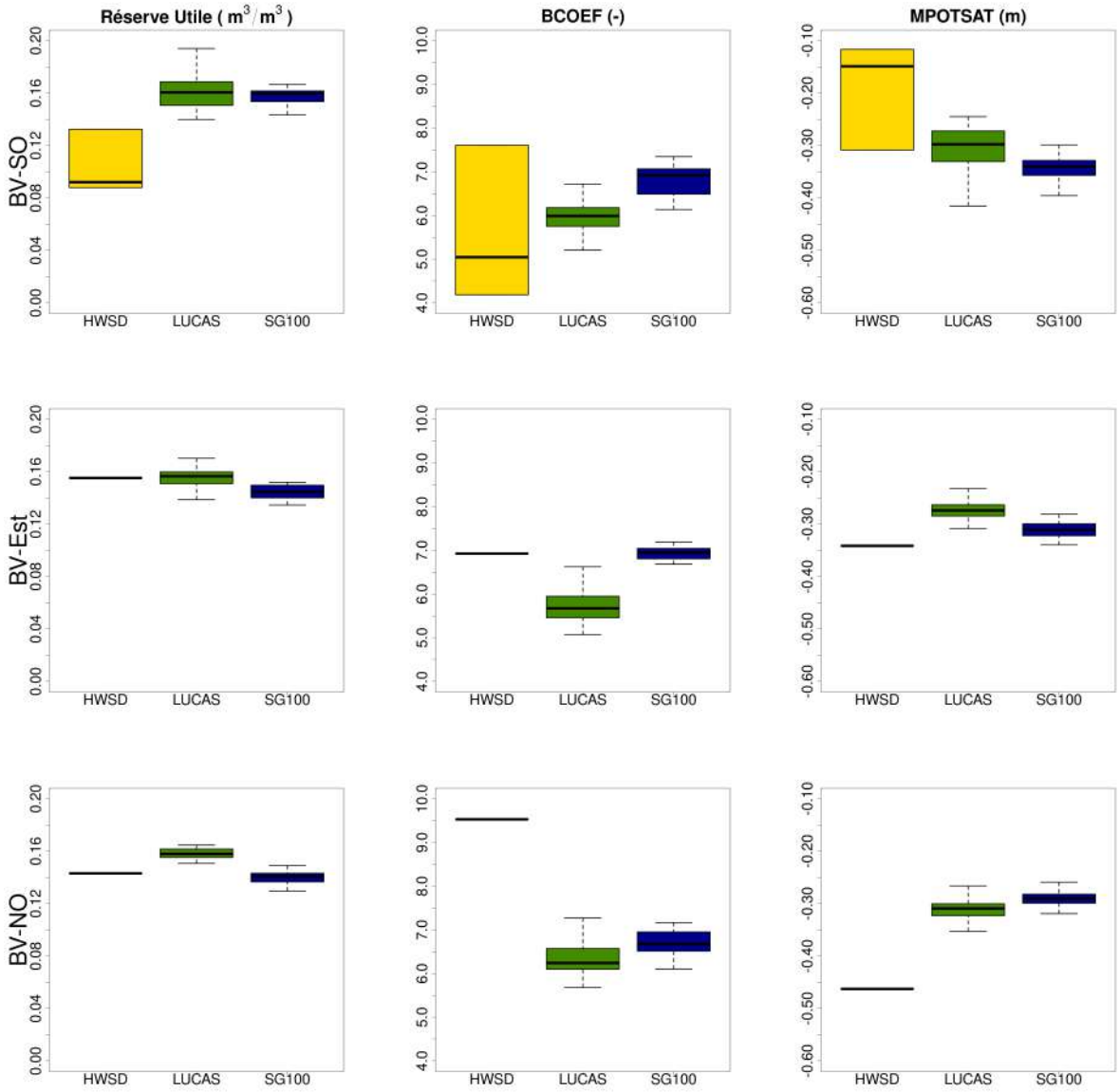


FIGURE 4.11. Distribution de la réserve utile (gauche), du Bcoef (milieu) et du potentiel matriciel à saturation (droite) pour les bassins versants d'intérêt (BV-SO (haut), BV-Est (centre) et BV-NO (bas)), pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane.

disponible pour la plante, représentée par la réserve utile (définie plus haut), est bien plus faible pour HWSD que pour les autres bases de données sur ce bassin versant.

Pour le BV-Est, SoilGrids entraîne la plus faible réserve utile, en restant toutefois très proche des contenus en eau disponibles pour la plante des autres bases de données. Pour le Bcoef, la conductivité à saturation moyenne et le potentiel matriciel, SoilGrids et HWSD confèrent des valeurs plus ou moins identiques. SoilGrids induit un Bcoef plus élevé, une conductivité à saturation moyenne et un potentiel matriciel plus faible que LUCAS.

A l'échelle du BV-NO, on observe les mêmes tendances sur la réserve utile (avec toutefois moins de variabilité) que sur le BV-SO mais pas sur les autres caractéristiques : le Bcoef de SoilGrids est plus élevé que celui de LUCAS mais plus faible que celui de HWSD (9.5) qui est très élevé. Le potentiel matriciel est plus élevé pour SoilGrids (valeurs négatives), avec donc une force de rétention de l'eau un peu plus faible que pour LUCAS ou HWSD. SoilGrids entraîne une réserve utile moyenne similaire à celle obtenue avec HWSD, légèrement inférieure à celle de LUCAS. La conductivité à saturation moyenne de SoilGrids est plus faible que celle de LUCAS (la texture de SoilGrids laisse moins s'écouler l'eau) mais plus élevée que celle de HWSD. L'eau devrait être plus facilement disponible pour la plante avec cette base de données.

4.6 Impacts sur les composantes du cycle hydrologique

La texture du sol ayant un impact sur les propriétés hydrodynamiques du sol, elle aura donc un effet sur les différents processus hydrologiques simulés par le modèle hydro-climatique urbain. Cette partie s'intéresse aux processus hydrologiques qui devraient être plus impactés que les processus climatiques par les différences de textures de sol : il s'agit du ruissellement de surface, des infiltrations parasites dans le réseau d'assainissement et de l'eau drainée en profondeur par le sous-sol.

Pour mieux faire le lien entre texture du sol et processus, les différents processus hydrologiques sont analysés à l'échelle des bassins versants à travers la comparaison de plusieurs variables hydro-climatiques simulées.

4.6.1 Ruissellement de surface

Sous les conditions météorologiques évaluées, le modèle n'engendre jamais de ruissellement sur les surfaces naturelles urbaines (jardins). Pour cela, les sols devraient passer du contenu en eau à la capacité au champ à atteindre puis dépasser la saturation ou encore la lame d'eau précipitée doit dépasser la capacité d'infiltration, ces conditions arrivent très rarement dans le modèle.

Le taux de ruissellement de surface sur les routes a été étudié, mais comme attendu, le

choix de la base de données de texture de sol a peu d'impact sur ce paramètre. En effet, le ruissellement de surface sur les routes est influencé par l'infiltration à travers la voirie, qui est fonction (1) du taux d'infiltration à la surface de la route, directement fourni en entrée du modèle (paramètre à caler), (2) l'évapotranspiration et (3) potentiellement des transferts d'eau dans le sous-sol. Les couches de sol naturel sont situées en dessous de plusieurs couches de voirie. Par conséquent, il est logique que la variation de base de données de texture de sol naturel n'impacte pas ou très peu la quantité de ruissellement de surface.

4.6.2 Infiltrations parasites

Le terme d'infiltrations parasites qualifie les infiltrations d'eau du sol dans le réseau d'assainissement. Ces infiltrations sont liées à plusieurs facteurs dans la réalité : à l'état structurel du réseau (perméabilité, fissure,..) et au niveau de la nappe affleurant le réseau (saturation du sol). La différence d'eau infiltrée en moyenne par mois, en fonction de la base de données utilisée, est comparée sur les trois bassins versants choisis (Figure 4.12).

Des différences plus ou moins marquées entre les bases de données sont notables sur les maxima, notamment les hivers 2003 et 2004 (période humide) où les différences sont plus visibles. Cela correspond à la période où les infiltrations sont plus fréquentes. La différence majeure entre ces deux groupes d'année est que 2003 et 2004 ont été des années sèches (450 et 550 mm). Sur les années humides, il y a peu de différence dans les infiltrations simulées par le modèle en fonction de la base de données utilisée.

Pour le BV-SO (Figure 4.12), SoilGrids infiltre moins d'eau dans le réseau d'assainissement que les autres bases de données de texture de sol. HWSD qui est à dominance sableuse, induit plus d'infiltrations dans le réseau que SoilGrids et LUCAS les deux derniers hivers (maxima de 2003-2004). En effet, le potentiel matriciel (et le Bcoef) de HWSD est supérieur (inférieur) à celui de LUCAS, lui-même supérieur (inférieur) à celui de SoilGrids traduisant la difficulté à extraire l'eau du sol de SoilGrids et a contrario la plus grande facilité à l'extraire de HWSD. Pour le BV-Est (Figure 4.12), SoilGrids montre toujours des infiltrations moindres par rapport aux autres bases de données sauf sur les hivers 2003 et 2004 où HWSD est légèrement plus faible. Ainsi, LUCAS permettra plus d'infiltration vers les réseaux, quelles que soient les années mais majoritairement en fin d'année 2001 et début d'année 2003 et 2004. En effet, son Bcoef est plus faible et le potentiel matriciel à saturation est moins important que pour les deux autres bases de données. Pour le BV-NO (Figure 4.12), SoilGrids infiltre plus d'eau dans le réseau que LUCAS et HWSD, sauf pour l'hiver 2001 où LUCAS infiltre un peu plus d'eau. Sur ce bassin versant, HWSD, avec une texture à dominance argileuse permet moins d'infiltration de l'eau du sol vers le réseau d'assainissement.

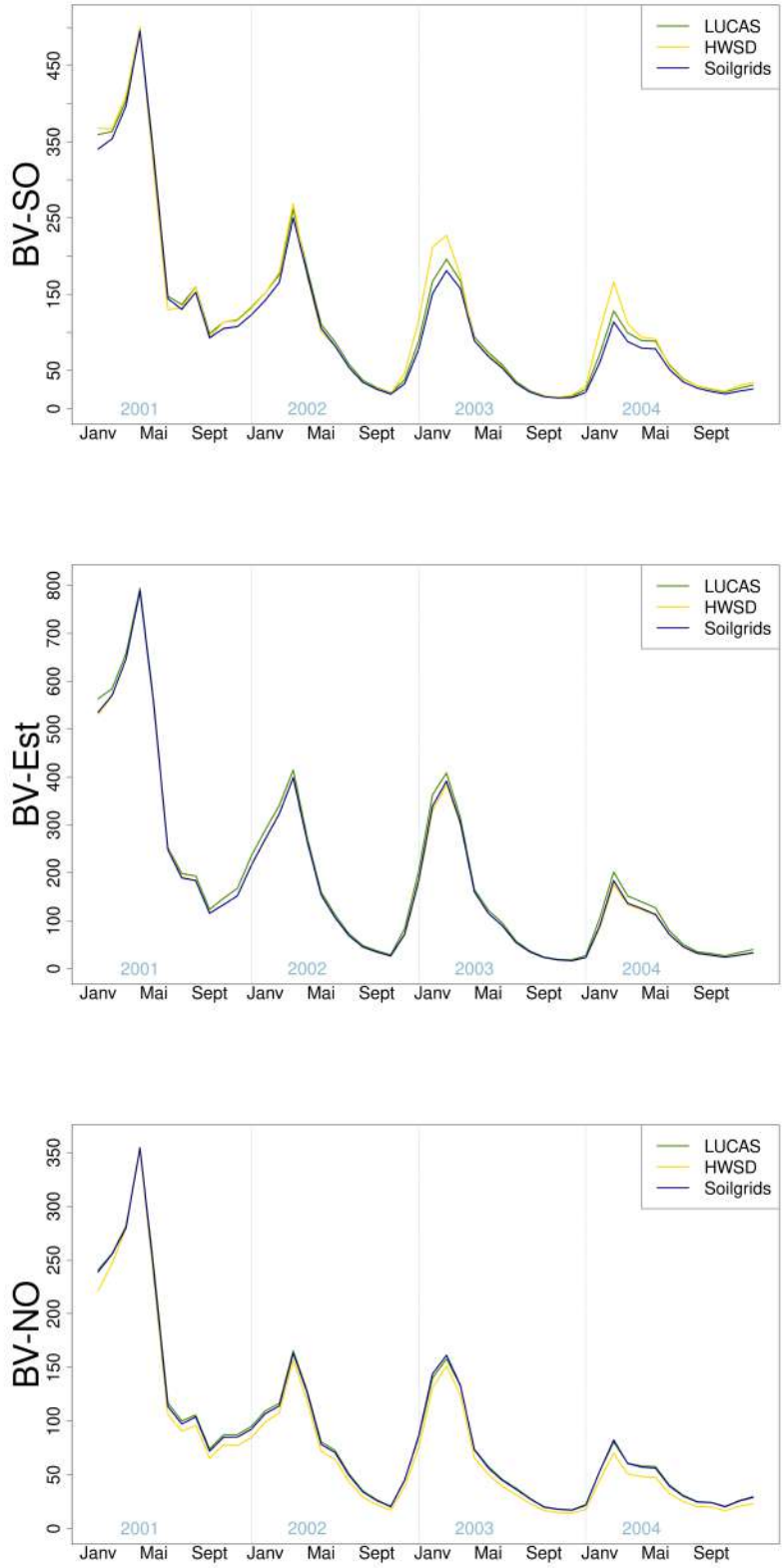


FIGURE 4.12. Eau infiltrée dans le réseau d'assainissement pour les bassins versants d'intérêt (BV-SO (haut), BV-Est (centre) et BV-NO (bas)) entre 2001 et 2004 (en m^3) avec les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu).

Ces comportements mettent en exergue l'effet de la dominance de texture d'un sol en sable qui favorise d'autant plus les transferts d'eau verticaux qu'elle est élevée : lorsque de forts évènements pluvieux ont lieu, les sols transfèrent une même quantité d'eau vers les réseaux. Dès lors que le sol commence à s'assécher, les sols fortement sableux ont si rapidement écoulé l'eau s'y trouvant qu'il en reste moins à infiltrer vers le réseau. Sur les années plus sèches, la base de données plus riche en sable infiltrera l'eau à sa disposition vers le réseau alors que les autres bases de données la limiteront.

4.6.3 Eau drainée par le sous-sol

Le drainage profond correspond à la quantité d'eau sortant de la couche la plus profonde du modèle. Cette eau peut s'infiltrer plus en profondeur dans le sous-sol ou alimenter une rivière ou une nappe souterraine, par exemple. Elle est présentée dans la Figure 4.13 de façon cumulée par année à l'échelle de chaque bassin versant. Elle peut aussi être révélatrice de l'impact de la texture de sol dans les simulations et dépendra de la vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol donc de la conductivité hydraulique du sol.

La Figure 4.13 montre que LUCAS est la base de données qui induit le plus de drainage d'eau en profondeur sur les trois bassins versants et les quatre années d'étude. Cette base de données entraîne, en effet, les conductivités hydrauliques à saturation moyennes les plus fortes sauf sur le BV-SO (8.5×10^{-6} m/s, 8.0×10^{-5} m/s avec HWSD et 4.5×10^{-6} m/s avec SoilGrids, Tableau 4.5) pour lequel HWSD induit une conductivité plus importante. Toutefois, HWSD est très hétérogène sur ce bassin versant, il est possible que sa conductivité à saturation moyenne plus élevée que celle de LUCAS ne soit pas représentative de l'ensemble du bassin versant.

Sur BV-SO, lors des années humides SoilGrids draine moins que HWSD alors que pour les années sèches c'est SoilGrids qui conduit à la plus grande quantité d'eau drainée. SoilGrids a une conductivité à saturation plus lente que HWSD donc sur les années pluvieuses (Figure 4.2), donc en contexte de sol saturé SoilGrids draine moins. Cela peut-être aussi lié à la forte hétérogénéité du sol du bassin versant avec la base de données HWSD en lien avec la variabilité de la pluie par rapport à une texture plutôt homogène avec SoilGrids.

Sur le bassin versant BV-Est, SoilGrids draine moins que HWSD sur toute la période et les différences diminuent avec les années de façon corrélée à l'apport d'eau par précipitations. Cela pourrait être lié au fait que HWSD a une conductivité à saturation plus rapide. De la même façon, sur le BV-NO, la texture de SoilGrids entraine un drainage de l'eau en profondeur plus important que celle de HWSD en lien avec une conductivité à saturation plus importante. Les conclusions mises en évidence sur les trois bassins versants confirment que le fort impact de la conductivité de la base de données utilisée dans la

quantité d'eau drainée par la dernière couche de sous-sol modélisée.

4.7 Impacts sur les composantes du bilan énergétique

4.7.1 Flux de chaleur latente

De façon analogue au ruissellement, les flux de conduction de chaleur dans le sol et de chaleur sensible sont principalement dépendants de la proportion de surfaces imperméabilisées. Par conséquent, dans cette étude centrée sur un territoire urbain, leurs variations en fonction de la texture de sol naturel sont négligeables par rapport à celle rencontrée sur le flux de chaleur latente.

Le flux de chaleur latente est lui logiquement plus influencé par la réserve utile des sols car il se compose non seulement de l'évaporation de l'eau à la surface du sol et interceptée par le feuillage mais aussi de la transpiration des plantes qui puisent l'eau dans la zone racinaire en profondeur. Les différences de flux de chaleur latente entre bases de données de texture de sol sont majoritairement visibles (1) en été où l'évapotranspiration est la plus importante et (2) là où les différences de texture entre bases de données sont les plus importantes.

Par conséquent, il est logique de relier le flux de chaleur latente à la force nécessaire pour extraire l'eau du sol : le potentiel matriciel. Ainsi, pour chacun des bassins versants, la base de données possédant le plus grand potentiel matriciel (Figure 4.11, HWSD pour le BV-SO, LUCAS pour le BV-Est et SoilGrids pour le BV-NO) conduit à une évaporation moindre. Cela est surtout visible sur l'année 2003. Cette année sèche fait que les sols sont moins humide et que l'eau en est donc plus difficile à extraire exacerbe les différences qu'il peut y avoir entre les propriétés de rétention des bases de données.

Le choix de se concentrer sur la période estivale est motivé par le fait que cette saison correspond à la fois à la période la plus sèche de l'année et à la période d'activité maximale de la végétation, ce qui permet d'évaluer l'impact maximum de la texture de sol imposée par le choix d'une des bases de données a sur le processus d'évapotranspiration et donc sur le flux turbulent de chaleur latente. D'ailleurs en 2001 (Figure 4.14), année particulièrement pluvieuse et qui succède une année pluvieuse, peu de différences sont notables entre les bases de données quel que soit le bassin versant. Parmi les trois bassins versants, BV-SO est celui dont l'évapotranspiration varie le plus selon la base de données de texture de sol. En 2003 et 2004, quand les conditions météorologiques sont très sèches, SoilGrids et LUCAS ont, en médiane, un flux de chaleur latente de 10W/m^2 plus élevé que HWSD moyenné sur toute la période. Sur le BV-Est, SoilGrids et HWSD ont des flux de chaleur latente plus élevés que LUCAS. Ceci est davantage visible en 2002 et 2003. Sur le BV-NO, la base de données induisant un plus faible flux de chaleur latente est

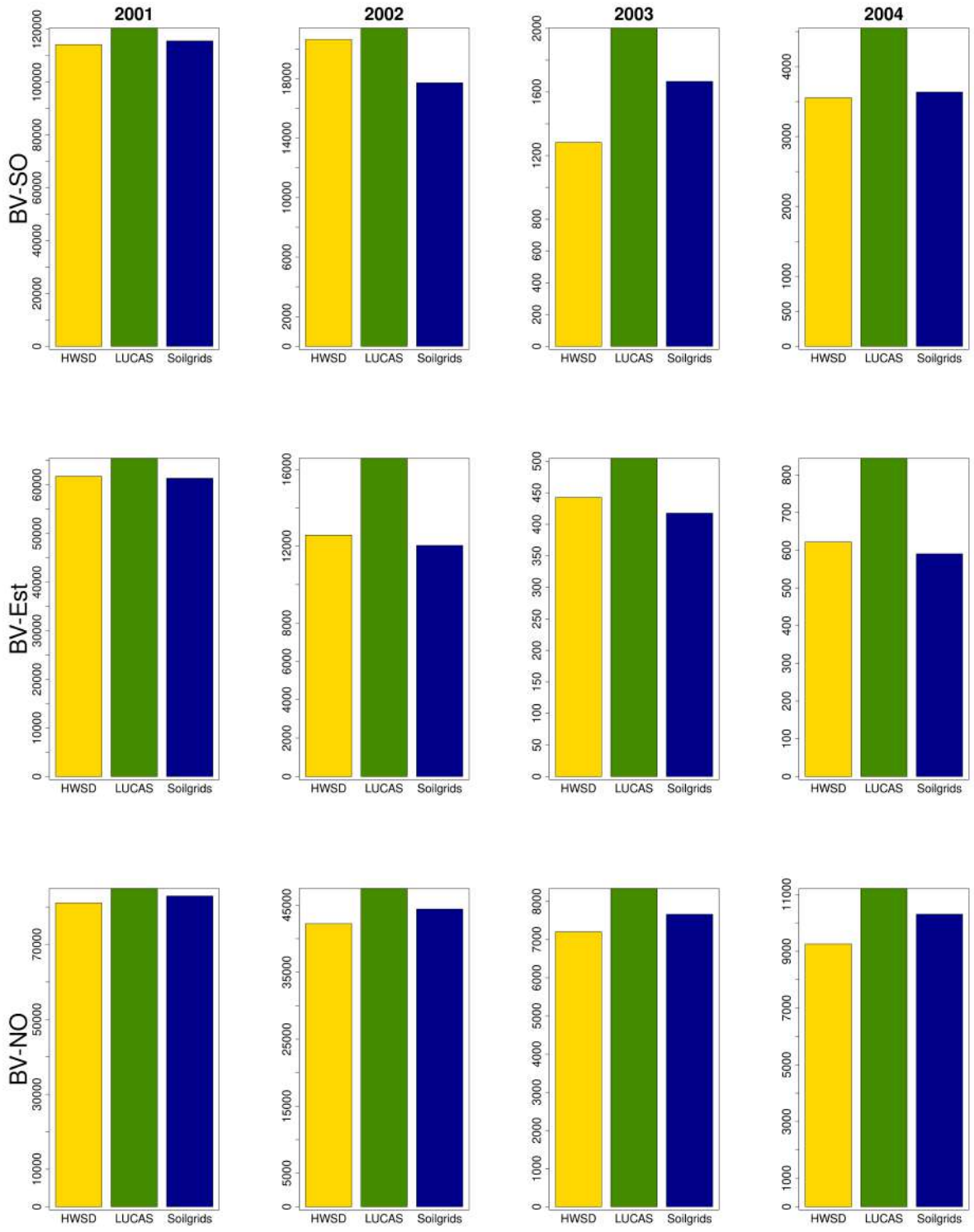


FIGURE 4.13. Eau drainée dans les couches profondes du sous-sol cumulée par année (de gauche à droite de 2001 à 2004) par bassin versant d'intérêt (BV-SO (haut), BV-Est (centre) et BV-NO (bas)) pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu) (en m^3).

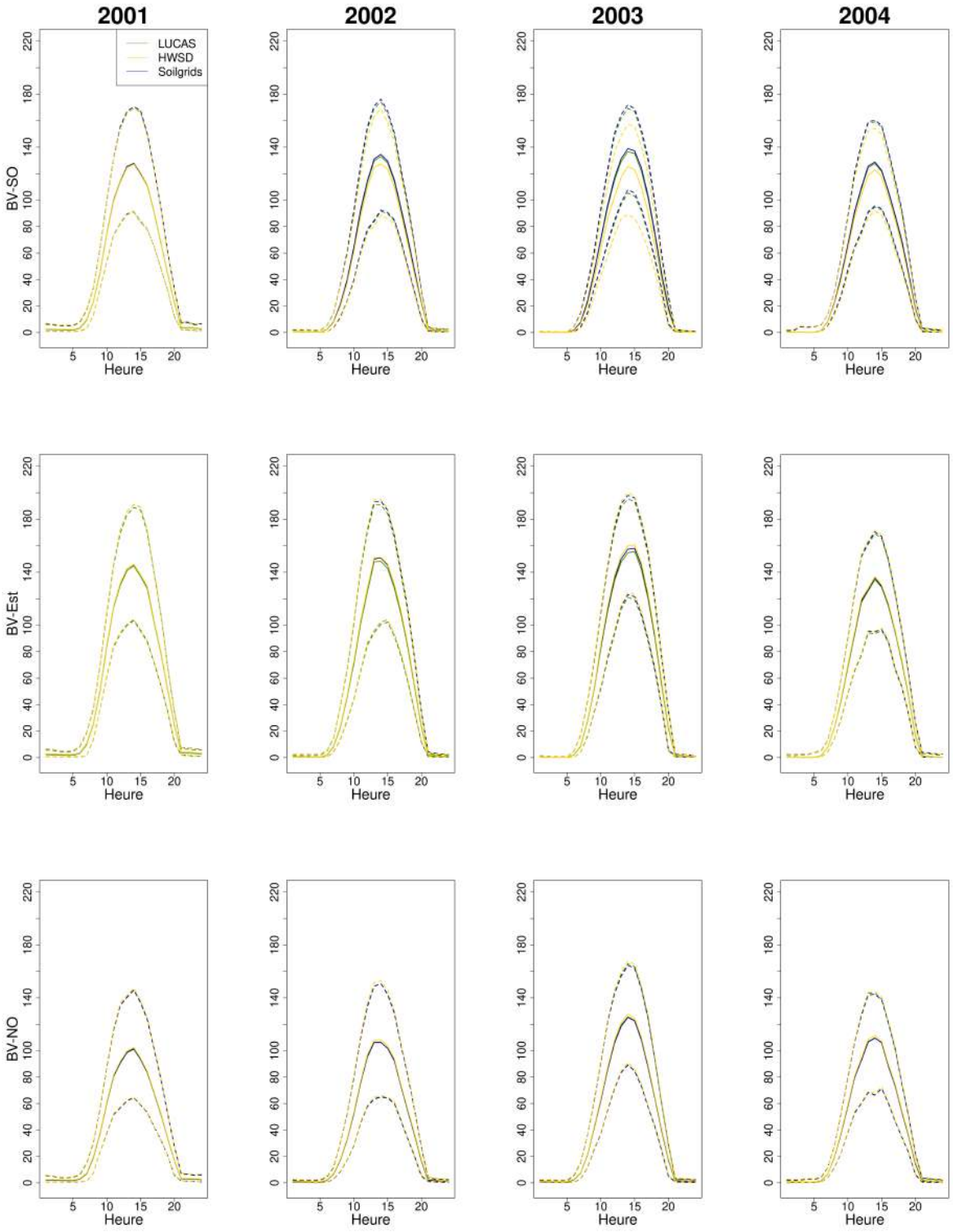


FIGURE 4.14. Cycle journalier moyen en juin-juillet-août du flux de chaleur latente simulé pour les bases de données LUCAS (vert), HWSD (jaune), SoilGrids (bleu) pour les bassins versants d'intérêt (BV-SO (haut), BV-est (milieu) et BV-NO (bas)) de 2001 à 2004. Les courbes en pointillés représentent les 1er et 3ème quartiles, la courbe en trait plein représente la médiane.

SoilGrids. Toutefois, les différences sont faibles sur les BV-Est et le BV-NO. Ces résultats semblent indiquer une plus faible capacité à refroidir l'air et par conséquent diminuer sa température pour les bases de données plus riches en sable sur les périodes estivales.

4.7.2 Fraction évaporative

La Fraction Évaporative (FE) permet de mettre en évidence la répartition des flux turbulents de chaleur échangés entre le sol et l'atmosphère ou l'atmosphère et le sol, comme suit :

$$Fraction\ Évaporative = \frac{LE}{LE\ +\ H} \tag{4.1}$$

Où : LE est le flux de chaleur latente et H le flux de chaleur sensible.

Les différences absolues de FE entre SoilGrids et les deux autres bases de données à l'échelle du domaine d'étude sont relativement faibles à l'échelle d'une année. Par conséquent, la différence relative de la fraction évaporative de SoilGrids avec celle de HWSD et LUCAS ont été comparées (Figure 4.15).

Ces variations, en moyenne de l'ordre de 4% à l'échelle du domaine peuvent atteindre jusqu'à ±10% de la valeur de FE localement. Les différences sont plus importantes entre SoilGrids et HWSD qu'avec LUCAS, notamment sur les années plus sèches où HWSD dispose de la plus faible réserve utile donc ne permet pas potentiellement de beaucoup évaporer. Ces résultats de comparaison étaient en effet attendus du fait que SoilGrids et LUCAS sont des bases de données assez similaires contrairement à SoilGrids et HWSD.

La question de l'impact de la texture de sol dans le calcul de la fraction évaporative simulée par le modèle, par rapport aux données d'occupation du sol s'est alors posée. Les corrélations spatiales entre les différentes données d'entrée décrivant le territoire (texture du sol et occupation du sol) et les fractions évaporatives obtenues sont répertoriées dans le Tableau 4.6.

Tableau 4.6. Coefficient de corrélation (r) entre la Fraction Évaporative (FE) simulée à partir de chaque base de données de texture du sol et les différentes données décrivant la texture et l'occupation du sol urbain.

Fractions	**argile**	**sable**	**limon**	**veg. basse**	**veg. haute**	**bâtiment**	**route**
FE_{HWSD}	-0.06	0.10	-0.10	0.87	0.42	-0.17	-0.74
FE_{LUCAS}	-0.04	0.11	-0.11	0.87	0.41	-0.18	-0.73
$FE_{SoilGrids}$	-0.10	0.09	-0.09	0.87	0.41	-0.18	-0.73

L'évapotranspiration, processus qui influence fortement le confort thermique en ville, est bien influencée par la texture du sol mais plus faiblement en rapport à d'autres caractéristiques. Pour notre territoire d'étude, il ressort que la fraction de végétation urbaine (basse plus que haute) est celle qui a le plus d'impact sur la FE. La fraction

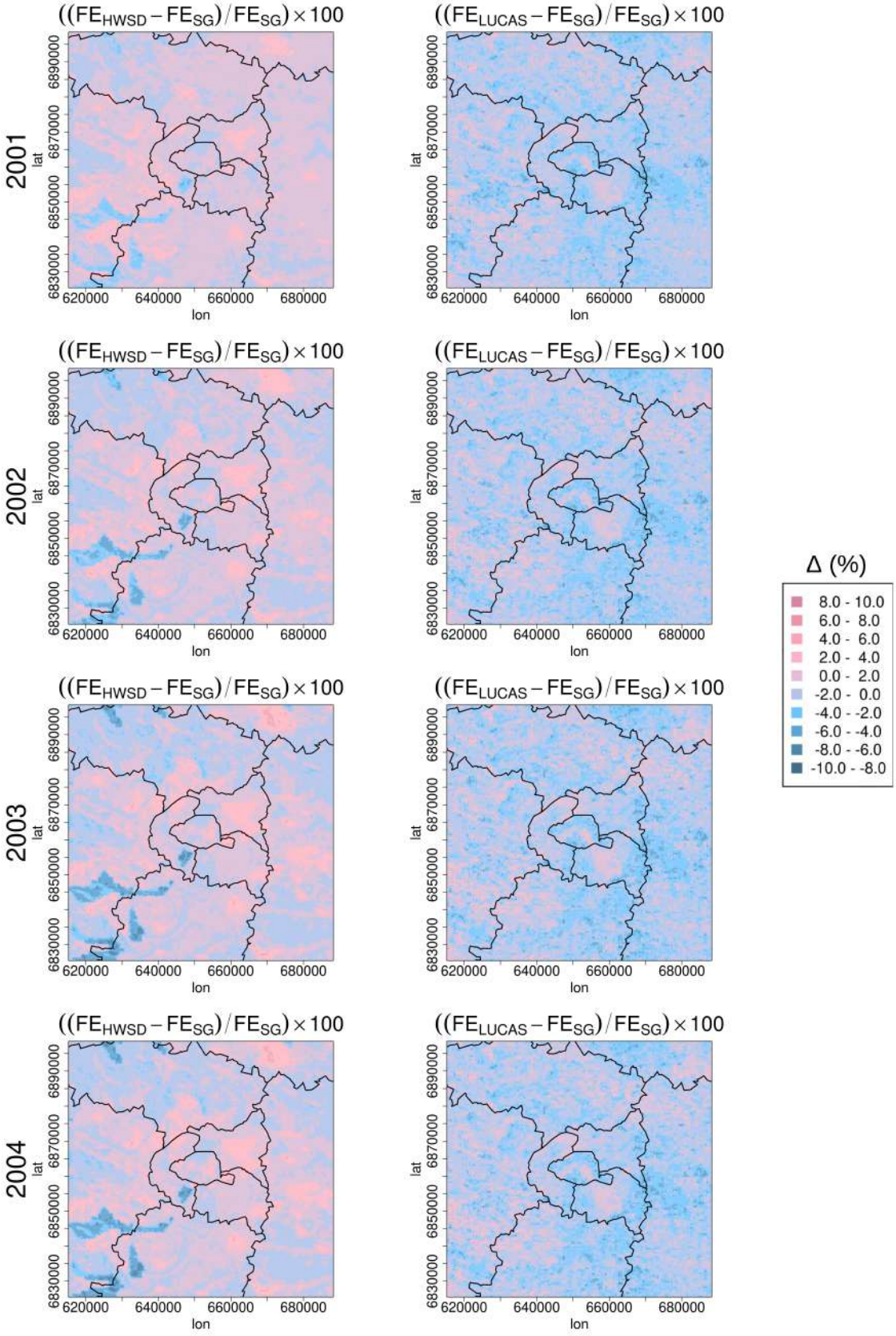


FIGURE 4.15. Variation relative (%) de la fraction évaporative cumulée par année entre LUCAS et HWSD par rapport à SoilGrids à l'échelle du domaine d'étude.

de route hautement anti-corrélée à la FE s'explique par le fait que la route est majoritairement source de flux de chaleur sensible diminuant ainsi la valeur de la FE. Le bâti a également un impact mais dans une moindre mesure. La comparaison des corrélations entre FE et texture de sol (Tableau 4.6) montre que pour l'argile et le limon ces corrélations sont négatives. Pour le sable, elles sont positives. Ces coefficients de corrélation sont très faibles mais peuvent être liés au fait que l'argile et le limon retiennent plus l'eau que le sable, ainsi en proportion au flux de chaleur sensible, moins d'eau peut être évaporée par un sol plus argileux en comparaison à un sol sableux.

4.8 Conséquences sur deux indicateurs hydro-climatiques

Les résultats obtenus soulèvent la question de l'impact du choix de la texture de sol sur les indicateurs hydro-climatiques comme un indicateur de sècheresse de la végétation. En effet, si l'eau disponible pour la végétation n'est pas suffisante pour l'évapotranspiration, la plante perd son effet rafraîchissant. Ainsi, les températures peuvent être impactées par ce choix. Il s'agit de savoir si la base de données utilisée peut avoir un effet sur la temporalité de ce phénomène (des températures maximales rencontrées plus tôt dans l'année) ou sur l'intensité des températures.

4.8.1 Stress hydrique de la végétation

Tout d'abord le niveau de stress hydrique de la végétation urbaine, caractérisé par le Soil Wetness Index (SWI), permet d'indiquer à quel point le sol exposé aux mêmes conditions micro-climatiques réagit spécifiquement à des événements précipitant ou de sécheresse, en fonction de la base de données de texture fournie en entrée du modèle. Le SWI est défini dans la Sous-section 3.4.3. Pour rappel, un SWI inférieur à 0 (le contenu en eau du sol a atteint le seuil du point de flétrissement de la plante) signifie que les végétaux ne peuvent plus extraire l'eau dont ils ont besoin dans le sol.

La distribution saisonnière de cet indicateur, calculé à l'échelle des surfaces urbaines végétalisées (communément appelées "jardins") pour chaque base de données de texture et chaque année est présentée Figure 4.16.

A l'échelle du domaine, avec la base de données SoilGrids, les plantes dans les jardins urbains atteignent un stress hydrique principalement en période estivale (Figure 4.16). Cette base de données conduit à un SWI intermédiaire par rapport aux deux autres bases de données : en effet, avec la base de données HWSD, les plantes sont plus en stress hydrique alors qu'à l'opposé, la base de données LUCAS permet de stocker plus d'eau et donc de limiter les périodes de stress de la plante bien que le SWI soit inférieur à 0 en période estivale également. L'effet de la base de données sur cet indicateur montre qu'une

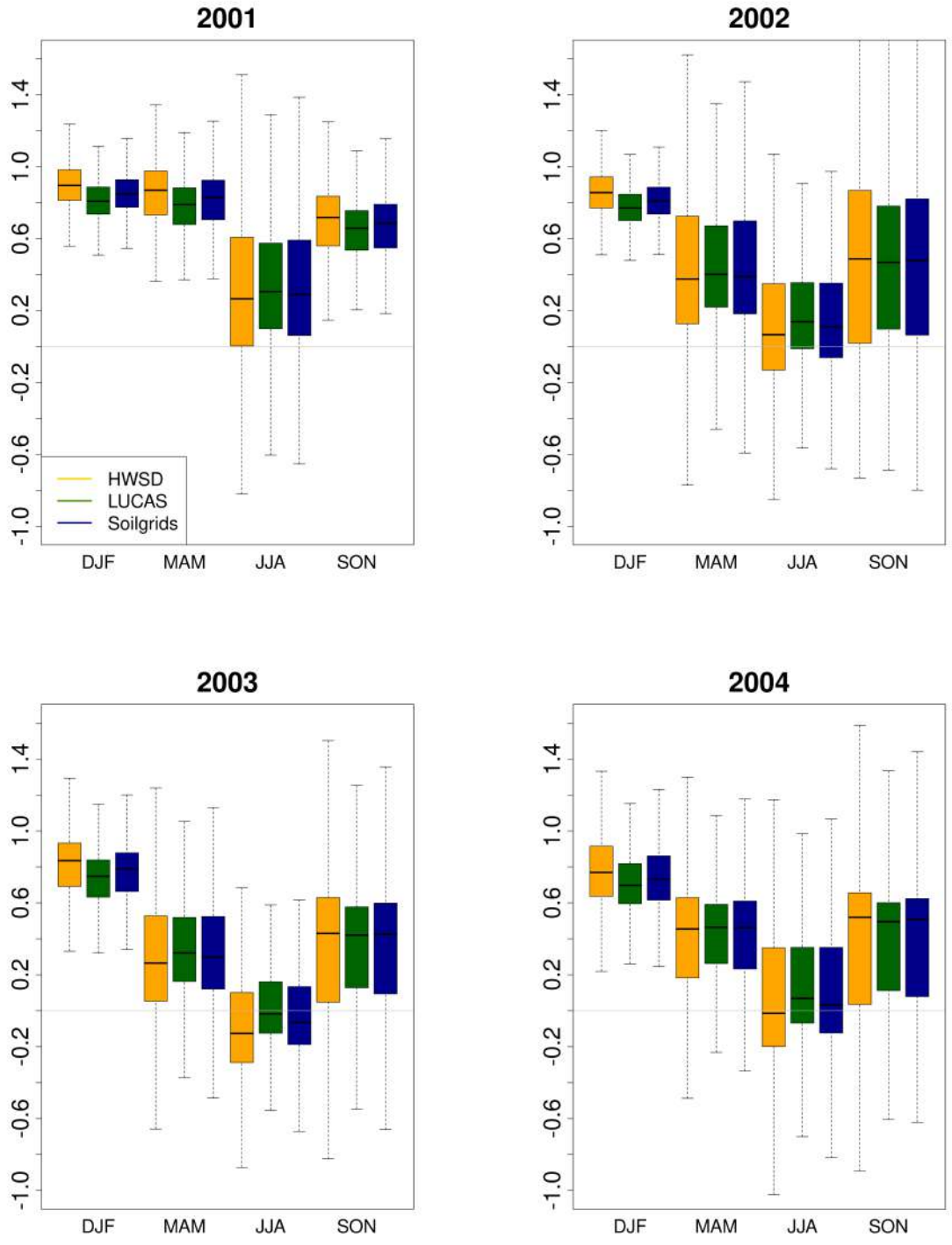


FIGURE 4.16. Distribution des SWI saisonniers des jardins intégrés sur l'ensemble du domaine de 2001 à 2004 pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane.

base de données plus riche en sable comme HWSD entraîne des conditions de besoin en eau pour la plante plus souvent proche du point de flétrissement en période sèche, ce qui n'est pas le cas en période humide. Or pour une base de données qui contient un minimum de sable et est globalement plus riche en limon, l'eau est plus retenue dans le sol atteignant moins rapidement un état de stress hydrique. Toutefois, en période estivale (JJA, Figure 4.16), les trois bases de données entraînent du stress hydrique pour la végétation des jardins, surtout en 2002 et 2003. L'effet est notable sur la date de début et la durée des périodes de stress hydrique pour la plante. Cela est déterminant pour la létalité ou non de plante.

4.8.2 Température maximale de l'air en ville

Le jour d'occurrence de la température maximale de l'air à 2 m dans l'année sur la zone ne varie pas en fonction de la base de données utilisée. Il est plutôt influencé par les forçages météorologiques qui induisent, eux, des variations du jour de la température maximale spatialement. Le 12 août 2003 à 14UTC avec la base de données SoilGrids (Figure 4.17) est le jour le plus chaud de l'année 2003.

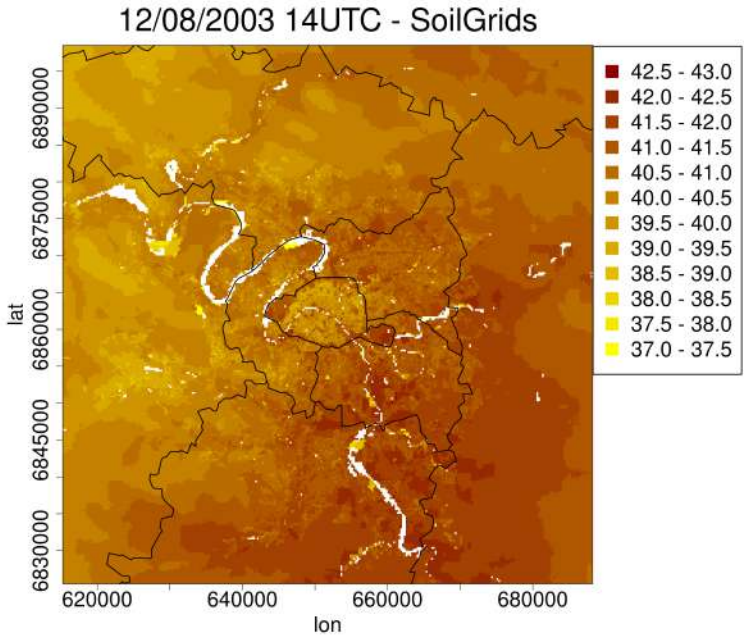


FIGURE 4.17. Carte de la température à 2 m du 12 août 2003 à 14 UTC, la journée la plus chaude de l'année 2003 simulée avec la base de données SoilGrids.

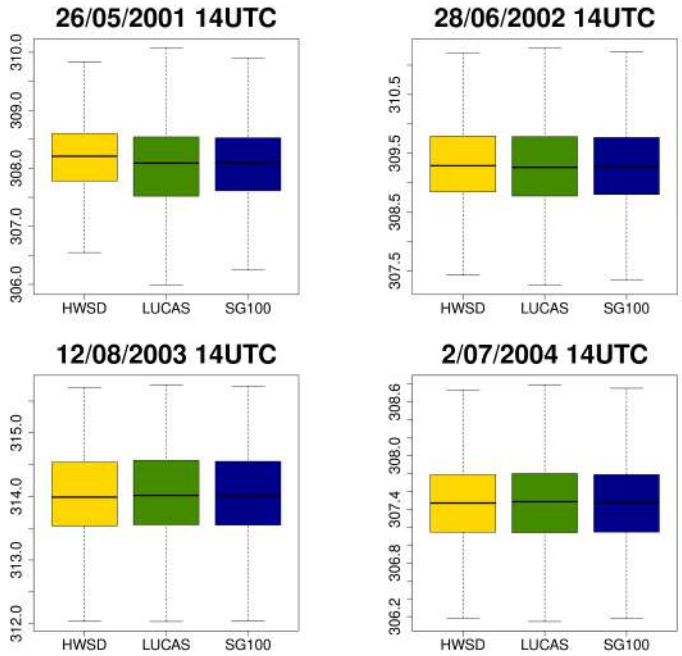


FIGURE 4.18. Distribution des températures pour la journée la plus chaude de chaque année de 2001 à 2004 simulées les trois bases des données : HWSD (en jaune), LUCAS (en vert), SoilGrids (en bleu).

Les journées les plus chaudes rencontrées sont en fin mai 2001, fin juin 2002, début août 2003 et début juillet 2004 Figure 4.18. Cependant les valeurs de ces températures maximales varient potentiellement en fonction de la base de données de texture de sol, vu qu'elles constituent un indicateur hydro-climatique par essence.

Peu de différences sont remarquables sur les températures maximales entre SoilGrids et LUCAS (Figure 4.19). En revanche, des différences plus marquées sont notables entre SoilGrids et HWSD (Figure 4.19), notamment sur les zones les plus sableuses de HWSD. Finalement, les différences de température maximale que l'on obtient en effectuant le choix de cette base de données (SoilGrids) peuvent aller jusqu'à -1°C. Cet ordre de grandeur est significatif, d'autant plus qu'il peut être déterminant en termes de confort/stress thermique : il peut diminuer le stress thermique ou faire passer d'un seuil d'inconfort à un confort thermique.

Spatialement, les zones où HWSD est plus riche en sable sont des zones majoritairement plus chaudes. Ces différences de température sont plus marquées en dehors des villes, dans les zones plus végétalisées ce qui est en lien avec les résultats de corrélation de la végétation obtenus avec la FE.

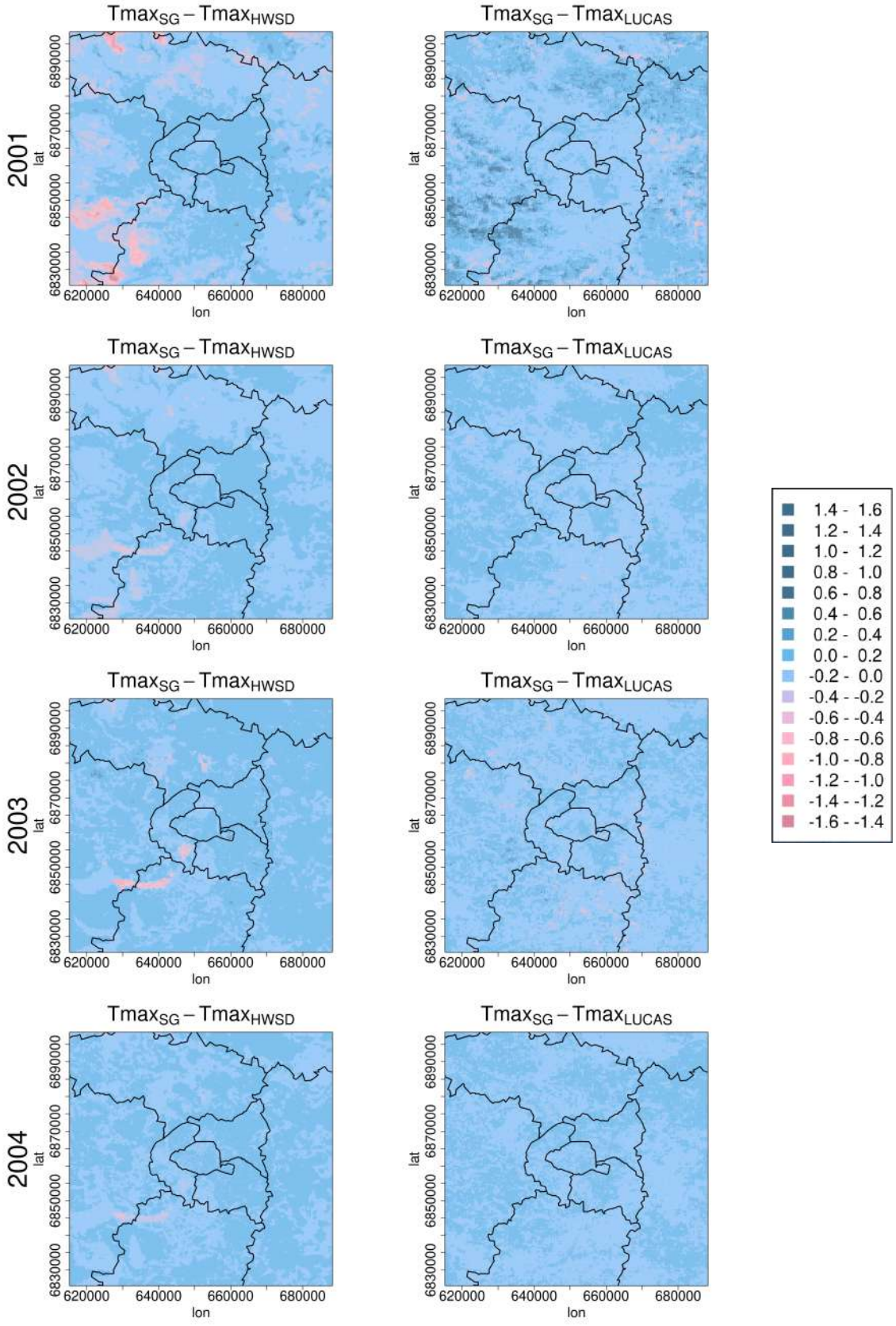


FIGURE 4.19. Différences absolues de températures maximales de chaque année à 2m ($°C$) entre SoilGrids et HWSD (gauche) puis SoilGrids et LUCAS (droite).

4.9 Conséquences du choix de SoilGrids pour cette étude

Cette étude confirme la sensibilité du modèle TEB à la texture de sol et par conséquent à l'utilisation d'une base de données de texture de sol la plus réaliste possible. Cette sensibilité est visible même pour des bases de données proches entre elles (SoilGrids et LUCAS). Il est donc important de porter une attention particulière au choix de la base de données de sol pour la modélisation hydro-climatique, et d'identifier les ordres de grandeur que ce choix peut avoir sur les indicateurs hydro-climatiques simulés.

En effet, cette étude montre que la texture de sol peut avoir un impact sur plusieurs caractéristiques hydrologiques, déduits des fonctions de pédotransfert du modèle, et par voie de conséquence sur les processus physiques auxquels ils sont reliés. Cela peut se traduire par une modification de la réserve utile des sols et donc de l'eau disponible pour les plantes qui pourra varier à l'échelle d'un même bassin versant. C'est aussi le cas des infiltrations parasites d'eau dans le réseau d'assainissement urbain, qui dépendront notamment du potentiel matriciel et par conséquent du coefficient de la courbe de rétention d'eau dans le sol. Le drainage d'eau vers les couches profondes du sol est, quant à lui, plus impacté par les modifications de conductivité hydraulique et enfin le flux de chaleur latente est sensible aux changements de potentiel matriciel. Bien entendu, ces trois dernières caractéristiques hydrologiques sont dépendantes les unes des autres : ainsi, un sol plus riche en sable a une plus faible capacité de stockage de l'eau, qui est donc extraite plus facilement et plus rapidement.

A l'échelle du domaine d'étude, l'utilisation de la base de données SoilGrids entrainerait une rétention plus forte de l'eau dans le sol, augmentant potentiellement l'effet rafraîchissant de la végétation durant les périodes de plus forte chaleur. Au contraire, HWSD à dominance de sable induirait une vitesse de transfert de l'eau plus rapide et impacterait les plantes, qui se trouveraient plus facilement en stress thermique, évaporeraient moins. Ce phénomène se remarque d'autant plus sur les années les plus sèches. Enfin, il est important de rappeler que la texture de sol n'est pas l'unique paramètre qui contrôle les processus hydrologiques : l'effet de l'occupation du sol (et notamment la densité de surfaces végétalisées urbaines) semble prédominant, mettant en exergue l'importance de fournir au modèle une description détaillée de cette dernière. La texture du sol joue toutefois un rôle important sur l'ensemble des processus hydrologiques. Dans le modèle TEB, l'utilisation d'une base de données moins riche en sable (SoilGrids) peut se traduire par des différences allant jusqu'à -0.5°C d'écart sur les températures maximales en ville et -1°C en périphérie sur les années 2001 à 2004 pour des bases de données qui présentent jusqu'à 35% la même classification de texture de sol (HWSD et SoilGrids).

Cette étude permet de mettre en évidence l'impact non négligeable sur les simulations hydro-climatiques du choix de la base de données de texture de sol, même en milieu urbain. Les effets de ce choix sont assez faibles sur les indicateurs hydrologiques étudiés mais significatifs d'un point de vue microclimatique.

Chapitre 5

Calage hydrologique du modèle TEB-Hydro pour la région parisienne

Sommaire

5.1 Observations mobilisées sur la région 148

5.2 Sélection des stations permettant le calage hydrologique . . . 148

5.2.1 Validation des observations hydrologiques disponibles 149

5.2.1.1 Les labels de qualification 149

5.2.1.2 Qualification automatique 149

5.2.1.3 Qualification experte 150

5.2.1.4 Évaluation du réalisme du réseau reconstruit aux points de mesures de débit 151

5.2.1.5 Déversoirs d'orage équivalents 152

5.2.2 Extraction du signal des eaux usées et parasites des chroniques en réseau unitaire 153

5.2.2.1 Les signaux à extraire du débit observé 154

5.2.2.2 Détermination des périodes sèches et pluvieuses . . . 154

5.2.2.3 Définition des coefficients de forme de l'hydrogramme 155

5.2.2.4 Étapes de la méthode d'extraction des eaux usées des débits unitaires 157

5.2.2.5 Vérification des résultats obtenus 159

5.3 Le calage hydrologique de Paris et sa petite couronne 159

5.3.1 Méthode de calage par régionalisation 160

5.3.1.1 Choix des paramètres de classification 162

5.3.1.2 Détermination des classes 163
5.3.1.3 Années de simulation pour le calage 165
5.3.2 Calage automatique 166
5.3.2.1 Critères de détermination du calage 166
5.3.2.2 Élimination des bassins versants mal représentés . . . 167
5.3.2.3 Seuils de déversement des déversoirs d'orage et maillages 170
5.3.2.4 Détermination du calage pour chaque classe 173
5.4 Débits simulés avec le calage adapté à chaque classe de bassin versant 179
5.5 Analyse des résultats obtenus avec le calage optimal pour chaque classe de bassin versant 185

Afin d'utiliser le modèle TEB-Hydro sur le domaine de l'agglomération parisienne, il est nécessaire de caler certains paramètres hydrologiques pour représenter au mieux les caractéristiques du domaine étudié. Ce calage devra répondre à deux problématiques, celle d'un domaine urbain très grand composé de plusieurs bassins versants, et celle des limites des distributions spatiale et temporelle des observations disponibles.

Les outils de modélisation hydrologique permettent de prendre en compte et de représenter les processus connus (infiltrations, ruissellement, drainage, évapotranspiration, écoulements préférenciels dus à la topographie naturelle (en surface et dans le sol) et du réseau, etc.). Les différentes paramétrisations de la surface qui existent, représentent les échanges au sein de différents milieux (naturel, semi-urbanisé, urbain,...) et leurs spécificités. Ces paramétrisations dépendent de plusieurs paramètres dont l'évolution suit des lois physiques et semi-empiriques, et de caractéristiques propres au site étudié.
Ces paramètres de calage sont ajustés lors de chaque application d'un modèle, lors d'une phase de *calage*. Cette méthode d'apprentissage permettra de fixer les valeurs des paramètres en confrontant les résultats de simulation issus de différentes combinaisons de paramètres à des données observées, représentatives des contraintes locales du sol et du sous-sol. Les valeurs des paramètres de calage correspondent à ceux de la combinaison présentant les meilleures performances face à un critère donné (Gupta *et al.*, 1998). Le critère choisi est fortement lié à l'objectif final de la simulation et aux enjeux devant être étudiés (crues, étiages, infiltrations parasites dans le réseau, etc.).
Les paramètres ne représentant pas directement des processus physiques, ils intègrent, lors du calage, l'influence des caractéristiques moins bien connues, comme des grandeurs non mesurables ponctuellement ou non représentées dans le modèle, comme certains chemins ou vitesses d'écoulement de l'eau. Le calage permet de limiter les erreurs liées à des approximations ou un manque d'information de l'outil de modélisation.

Cette partie présente le choix des observations nécessaires au calage à travers les traitements et corrections qui leur ont été apportées afin de conserver un nombre limité de bassins versants de la meilleure qualité possible. La méthode de calage spécifiquement choisie pour cette étude est détaillée. Contraints par un nombre limité de bassins versants possédant des observations sur la zone, cette étude s'appuie sur une approche par régionalisation permettant un calage sur l'ensemble du domaine, en prenant en considération les caractéristiques hydrologiques des différents bassins. Les résultats obtenus sur les bassins versants conservés sont discutés. Leurs spécificités, entraînant des scores très différents d'un bassin à un autre, permettent de mettre en évidence les forces et faiblesses du modèle TEB-Hydro.

5.1 Observations mobilisées sur la région

Une première étape de collecte de nombreuses observations a été menée auprès des gestionnaires des réseaux d'assainissement départementaux et interdépartementaux, dans le cadre des projets de recherche PIREN-Seine (Phase VII, 2015-2019) puis OPUR5 (2019-2023). Des mesures de débit sur des points de transfert en réseaux et à des déversoirs d'orage, à la fois unitaire, d'eaux usées et d'eaux pluviales et des mesures de pluviométrie ont été demandées sur les années 2000 à 2018. Selon les gestionnaires, les données obtenues sont disponibles pour différentes périodes, en lien avec l'évolution de la réglementation et le renouvellement des équipes de gestion. Elles sont recensées dans le Tableau 5.1.

Tableau 5.1. Recensement des observations collectées auprès des gestionnaires du réseau d'assainissement de Paris et sa petite couronne.

Départements gestionnaires *Partie des données fournies*	**Nombre de stations de mesure**	**Période de disponibilité**
Paris (75)	2 points de transfert	2014
Hauts-de-Seine (92) *Ensemble des stations*	33 points de transfert 73 déversoirs d'orage 18 pluviomètres	2012-2018
Seine-Saint-Denis (93) *Sélection des stations avec l'équipe de gestion*	10 points de transfert (dont 3 EP) 4 déversoirs d'orage 7 pluviomètres	2000-2018
Val-de-Marne (94) *Ensemble des données*	2 points de transfert 11 déversoirs d'orage 31 pluviomètres	2002-2007 2002-2008

5.2 Sélection des stations permettant le calage hydrologique

Les données de débit en réseau d'assainissement obtenues sur le domaine représentent une quantité importante de données de par le nombre de stations de mesure fournies mais aussi la longue période sélectionnée. Ces observations collectées sont des données qualifiées (i.e. dont la qualité a été évaluée). Toutefois, cette qualification a été menée pour d'autres objets d'étude que le nôtre. Elles nécessitent donc d'être validées, autrement dit re-qualifiées à la lumière du contexte de notre étude.

5.2.1 Validation des observations hydrologiques disponibles

La validation des données vise à qualifier les débits mesurés à la lumière des variations attendues (temps sec ou temps de pluie, etc.) mais aussi dans le contexte propre de notre étude afin que ces débits puissent être reproduits par le modèle dans les conditions de modélisation définies. Il s'agit d'apporter une qualification et un traitement aux données afin qu'elles soient considérées comme représentatives des processus simulés ou pris en compte par le modèle. Cette étape permet la suppression de données anormales ou incertaines.

5.2.1.1 Les labels de qualification

Afin de pouvoir conserver uniquement les observations de bonne qualité pour les comparer aux résultats de simulation, des labels de qualification sont appliqués aux chroniques de débits à l'échelle du pas de temps grâce à l'outil de traitement d'observations hydrologiques Wiski (*http ://www.kisters.net/wiski.html*, de l'entreprise Kisters) qui permet la création et le traitement de bases de données. Les différents labels et leur signification sont décrits dans le Tableau 5.2. La notion de réalisme ici fait référence à des débits correspondants à un fonctionnement idéal du réseau d'assainissement, qui est détaillé dans la Sous-sous-section 5.2.1.3.

Tableau 5.2. Description des labels de qualification appliqués aux chroniques de débits observés.

Labels	**Signification**
Mauvais	L'information de débit fournie n'est pas réaliste.
Douteux	La mesure peut être réaliste mais pose question.
Non représentatif	La mesure semble réaliste mais ne peut pas être représentée dans notre configuration de modélisation.
Bon	La mesure de débit est a priori réaliste.

5.2.1.2 Qualification automatique

Certaines chroniques de débits étant fournies à un pas de temps de 30 minutes, une homogénéisation de l'ensemble des observations au pas de temps horaire est d'abord effectuée. Ainsi il est possible d'appliquer les mêmes seuils automatiques de qualification de chroniques, appelés agents. Les tests de dépassement ou de sous-estimation de valeurs seuils sont appliqués lors de l'importation des chroniques dans l'outil Wiski. Les agents appliqués qualifient les chroniques en *mauvais*, à l'échelle du pas de temps horaire, si elles correspondent aux cas suivants :

— Débit en réseau d'eaux pluviales < 0,

— Débit en réseau d'eaux usées ou unitaire ≤ 0,

— Débit de déversoirs d'orage (quel que soit le type de réseau) < 0,

— Débit en réseau d'eaux usées et unitaire sans aucune variation pendant au moins 4h.

5.2.1.3 Qualification experte

La méthode de qualification experte manuelle est plus fine. Elle consiste d'une part à visualiser les problèmes qui peuvent être rencontrés sur la mesure du débit. Il peut s'agir de dérives de capteur, d'ensablement du réseau, d'un mauvais positionnement du capteur. Ces phénomènes entraînent des débits *non représentatifs* de la situation réelle.

D'autre part, la méthode de qualification sert à identifier des comportements réalistes mais ne pouvant être représentés par le modèle : un cycle journalier d'eaux usées variant beaucoup d'une journée à l'autre est qualifié de *douteux*. Des augmentations soudaines et très importantes (par exemple un doublement) du débit de base sans présence de pluie sont qualifiées de *mauvais*. Ce type d'augmentation pourrait être réellement mesurée lors d'évènements exceptionnels mais sort cependant de la configuration idéale pouvant être représentée par le modèle. L'augmentation du débit de base sans maillage (entraînant une augmentation ponctuelle des apports d'eau en amont) existant sur le réseau par exemple ou bien des chutes ou augmentations de débit sans évènement pluvieux sont qualifiés de *douteux*. Ces comportements pourraient être liés à un mauvais branchement de réseau ou une déviation du débit provenant d'un autre réseau en raison de travaux par exemple.
Un fonctionnement très différent entre deux périodes (par exemple un réseau d'eaux usées qui devient unitaire) tout au long de la période de mesure serait difficile à représenter pour le modèle pour lequel le réseau est décrit suivant un fonctionnement particulier et fixe. Dans ce cas la période conservée est celle pour laquelle les débits mesurés sont en phase avec le réseau reconstruit décrit. Les périodes de mesures qualifiées *bon* qui sont trop courtes ou trop entrecoupées entraînent aussi la suppression de la station puisqu'elles ne permettraient pas de pouvoir effectuer le calage du bassin versant représenté sur une durée suffisamment longue.

Cette qualification approfondie a été menée de front avec une comparaison poussée du réseau d'assainissement reconstruit (Sous-sous-section 5.2.1.4) avec le réseau d'assainissement réel et les observations disponibles sur ce réseau.

5.2.1.4 Évaluation du réalisme du réseau reconstruit aux points de mesures de débit

Chaque station pour laquelle des données de qualité satisfaisante sont disponibles, a été positionnée sur le réseau reconstruit (Figure 5.1), en prenant en compte la simplification du réseau. La reconstruction du réseau d'assainissement dans sa globalité et à l'échelle de chaque département a déjà été évaluée au cours de différents stages et contrats menés dans le cadre du programme PIREN-Seine (Phase VII, 2015-2019) (Lotfi *et al.*, 2016a,b ; Beauvais *et al.*, 2017 ; Shobair *et al.*, 2018 ; Chancibault *et al.*, 2019).
Toutefois, afin de comparer les observations aux débits modélisés correspondants, le réalisme de la reconstruction en amont de chaque station de mesure est évalué. Les branchements de réseau en amont de chaque station qualifiée *bon* ont été comparés aux branchements du réseau réel ainsi que les aires drainées par ces bassins.
Par conséquent, certains bassins versants sont moins bien représentés et les débits modélisés ne pourront pas être représentatifs des débits observés. Les bassins versants concernés ne seront pas pris en compte dans la phase de calage du modèle (Figure 5.2).

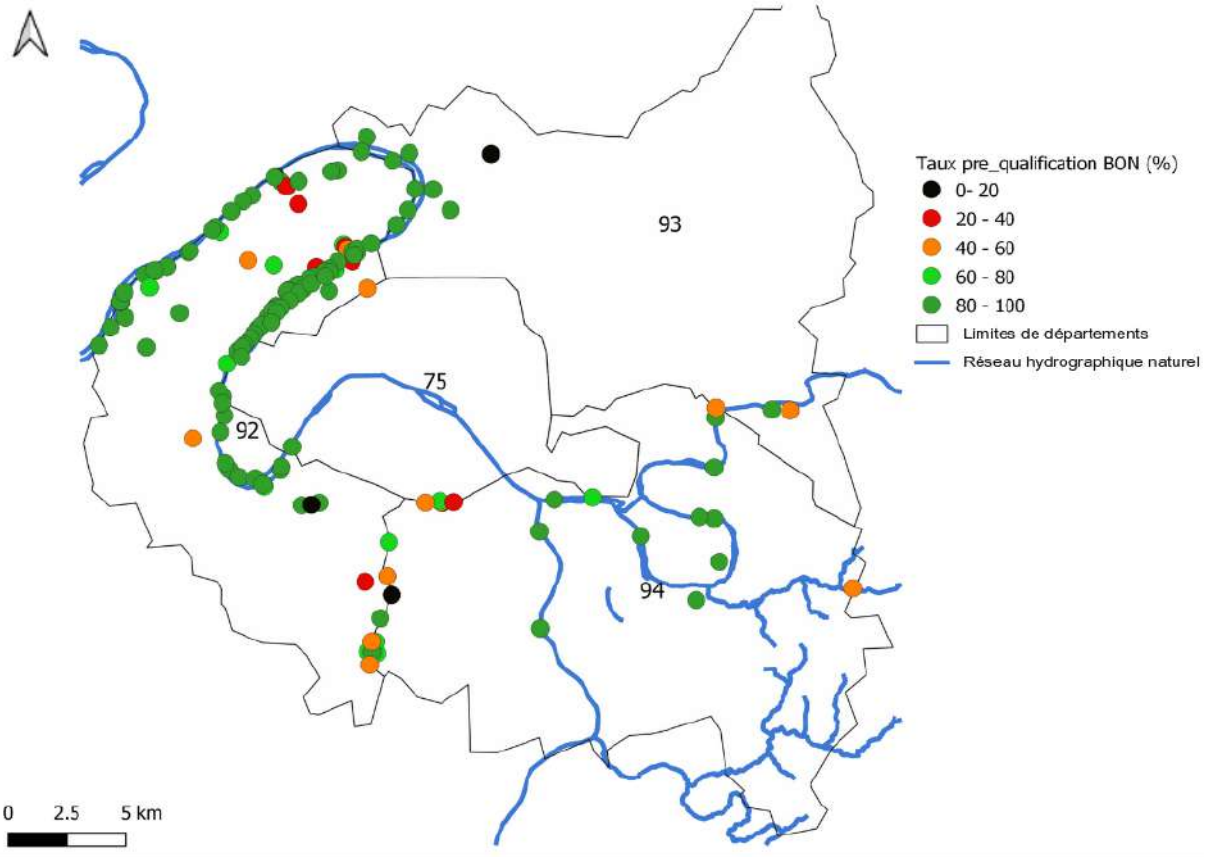


FIGURE 5.1. Localisation des points d'observation disponibles sur le domaine avec le pourcentage de qualification *Bon* pour chaque station.

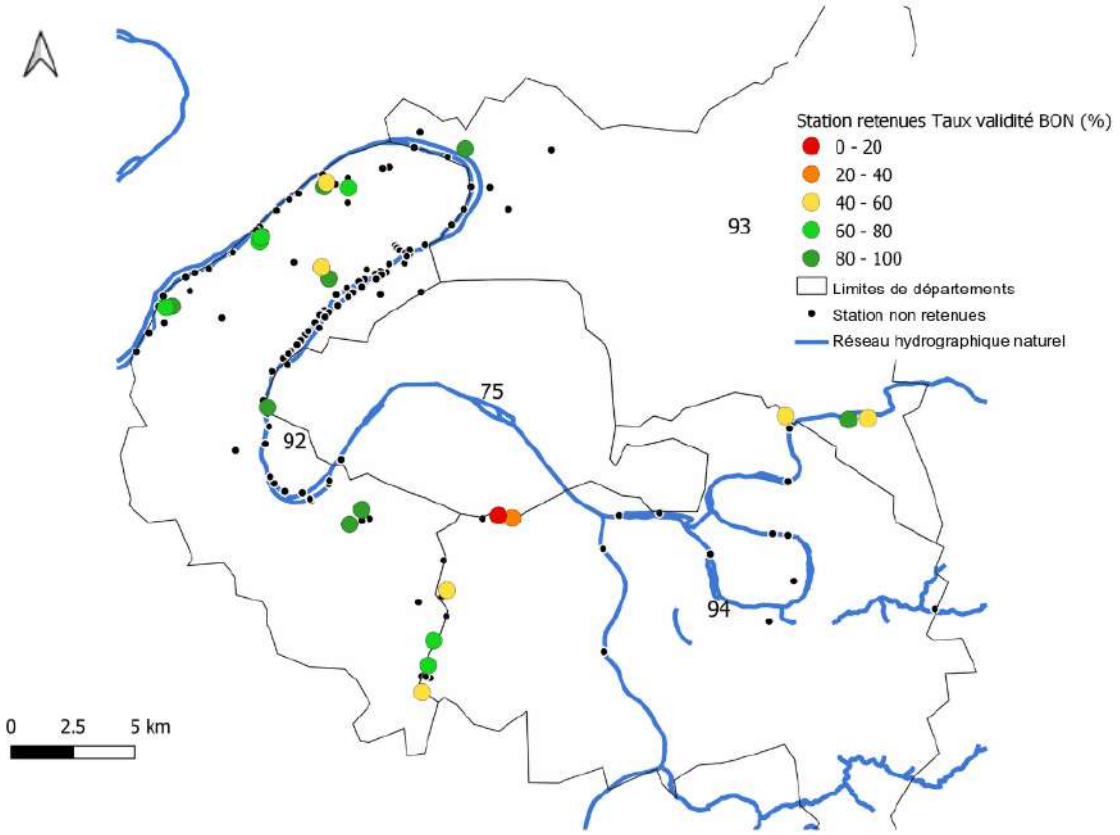


FIGURE 5.2. Localisation des points d'observation conservés après analyse du réalisme localisé de la reconstruction du réseau d'assainissement avec le pourcentage de qualification *Bon* pour chaque station.

5.2.1.5 Déversoirs d'orage équivalents

Majoritairement sur les Hauts-de-Seine, le nombre de déversoirs d'orage par bassin versant est conséquent (de 4 à 17 pour les bassins versants conservés). La méthode de reconstruction du réseau choisie ne permet pas d'estimer avec grande précision la localisation des déversoirs d'orage du réseau. De plus, cela nécessiterait de déterminer les seuils de déversements de l'ensemble des déversoirs avec comme points de référence une seule station à l'exutoire du bassin versant, ce qui risque d'augmenter les erreurs.
C'est pourquoi, des déversoirs d'orage équivalent (DOeq) sont définis pour n'avoir qu'un seul seuil de déversoir d'orage à caler par bassin versant dans le modèle. Ils permettent de reprendre l'ensemble des déversements se produisant sur le bassin versant en amont de chaque exutoire (Figure 5.3). Les observations de déversement sont donc sommées pour être équivalentes aux déversements simulés par le modèle.

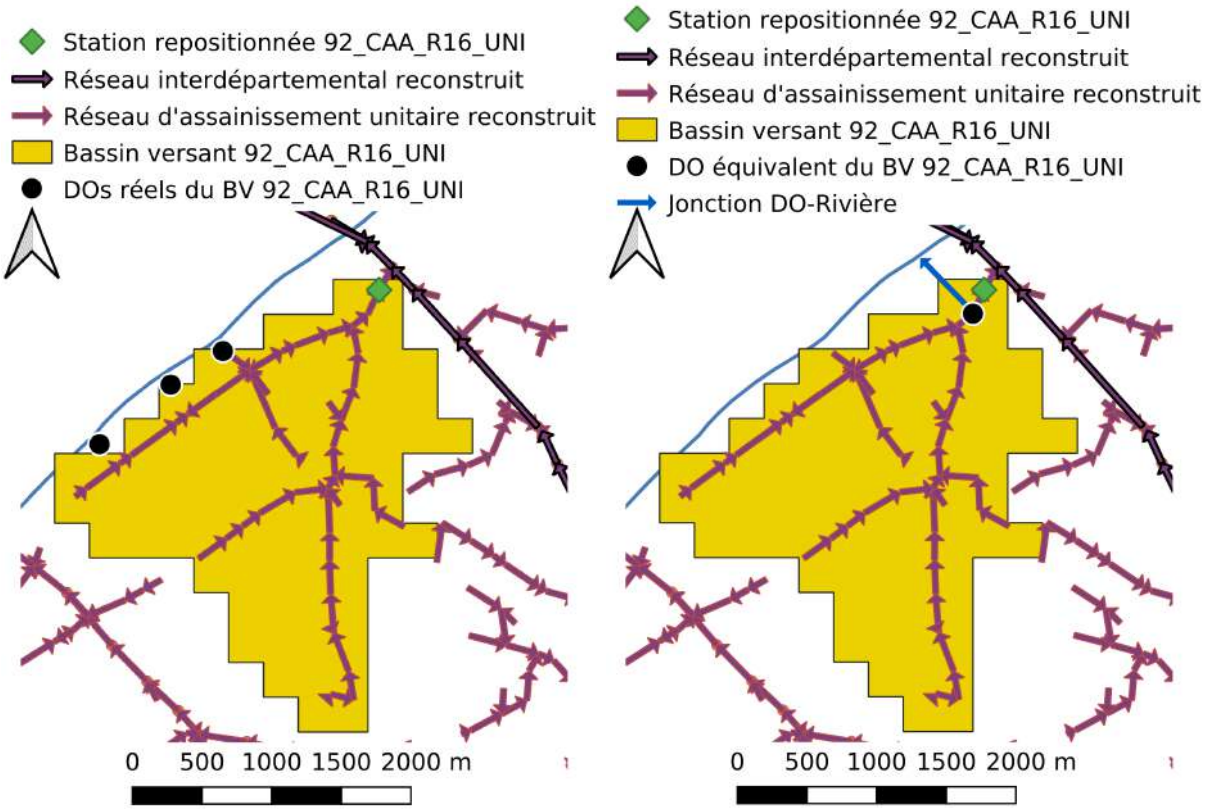


FIGURE 5.3. Illustration de la création d'un déversoir d'orage équivalent aux trois déversoirs réels du bassin versant 92_CAA_R16_UNI.

5.2.2 Extraction du signal des eaux usées et parasites des chroniques en réseau unitaire

Le modèle TEB-Hydro permet de simuler uniquement un débit en lien avec les eaux pluviales (ruissellement de surface et infiltrations de l'eau du sol dans les réseaux). Il n'intègre pas de fonction de production d'eaux usées même si les réseaux unitaires ou d'eaux usées sont pris en compte : le premier pour la collecte et le transfert des eaux pluviales et les deux pour les infiltrations parasites. Ainsi les débits simulés ne sont pas directement comparables aux débits observés en réseau unitaire, qui collectent à la fois les eaux pluviales mais aussi les eaux usées.

Développée par Joannis *et al.* (2003), une méthode de séparation des différentes contributions au débit dans un réseau unitaire est utilisée. Elle permet de déterminer le débit d'eaux usées présent dans le réseau unitaire pour en déduire la contribution de l'eau pluviale et des infiltrations parasites, au débit unitaire. Il sera possible de comparer le débit simulé par TEB-Hydro et le débit obtenu par la soustraction du débit d'eaux usées, ainsi calculé, du débit observé.

Cette méthode d'extraction du signal des eaux usées et parasites des chroniques en réseau unitaire est donc appliquée sur les stations retenues et sur les périodes qualifiées *Bon* précédemment.

5.2.2.1 Les signaux à extraire du débit observé

Les débits mesurés en réseau unitaire sont composés des débits d'eaux usées et d'eaux claires météoriques. Les eaux usées sont présentes à la fois en temps sec ou en temps de pluie puisqu'elles proviennent d'usages domestiques ou industriels. Par conséquent, un rythme hebdomadaire lié aux usages différents des jours ouvrés de semaine ou des jours de week-end peut être calculé.

Les eaux claires, appelées *parasites* pour les réseaux d'eaux usées (ECP) et *météoriques* pour les réseaux unitaires (ECM) correspondent à l'eau pluviale dans le réseau, proviennent de la combinaison de deux processus différents. Ces eaux claires sont composées premièrement des eaux parasites de captage ou eaux pluviales captées (EPC). Elles proviennent de ruissellement de surface ou de mauvais branchements sur le réseau, c'est un phénomène rapide observé dans les chroniques de débit. Les eaux claires sont secondement composées des eaux claires parasites permanentes (ECPP) ou eaux parasites d'infiltration (EPI). Elles sont généralement liées à des infiltrations, également en l'absence de précipitations. C'est un phénomène lent qui peut se produire en permanence. Des périodes ou des saisons peuvent être plus favorables à ces infiltrations selon les bassins versants étudiés.

Ces différentes composantes du débit unitaire sont donc à calculer étape par étape, détaillées ci-après :

1. Débits en période de temps sec et de pluie,
2. Débit de temps sec journalier,
3. Les eaux parasites d'infiltration
4. Les eaux usées strictes,
5. Les eaux pluviales captées.

5.2.2.2 Détermination des périodes sèches et pluvieuses

Il s'agit donc de distinguer d'abord les périodes de temps sec et les périodes de temps de pluie pour pouvoir isoler les périodes où il y aura des contributions de l'eau pluviale (temps de pluie) et où il n'y aura que les contributions des eaux usées au débit unitaire (temps sec).

Cela s'effectue sur une chronique de pluviométrie disponible sur la zone. Le début d'un événement pluvieux est déterminé dans notre cas lors du dépassement d'un seuil de lame d'eau minimale. Il se termine dès l'arrêt des précipitations. A cet événement pluvieux est ajoutée la durée du temps de ressuyage.

Le seuil de lame d'eau est adapté au bassin versant étudié par une étude de sensibilité du débit obtenu par rapport au seuil de pluviométrie. En effet, cela est notamment influencé par la surface drainée par le bassin versant, le taux d'imperméabilisation, la pente, etc.

Le temps de ressuyage correspond à la notion de temps de concentration, plus communément utilisé en hydrologie générale. Il s'agit de la durée nécessaire pour qu'après un événement pluvieux, l'eau se soit écoulée des macropores du sol mouillé. Il s'agit donc d'un paramètre dépendant de la morphologie mais aussi de l'ensemble des caractéristiques du bassin versant étudié. Cette durée peut être fournie dans des rapports de bilan ou déterminée par une étude de sensibilité préalable des débits obtenus à ce paramètre. Dans notre cas, elle sera de 8h par défaut (durée suffisamment grande en milieu urbain pour que la dernière goutte précipitée sur un bassin versant ait rejoint le réseau d'assainissement) et ajustée selon les premiers résultats obtenus.
Si cette valeur est choisie comme trop grande, plusieurs évènements peu intenses risquent alors d'être considérés comme un seul même événement et cela peut réduire les périodes de temps sec définies.

Une fois ce test appliqué sur la chronique de pluie caractéristique de la zone, les périodes de temps sec et de temps de pluie sont distinguées sur l'ensemble des années d'intérêt et peuvent être appliquées à chaque chronique de débit préalablement qualifiée.

La Figure 5.4 est un exemple de séparation du débit observé en période de temps sec et de temps de pluie. Le 1er janvier 2016 à 0h, le débit mesuré est un débit de temps sec. A 19h, un évènement précipitant est mesuré, le débit passe donc en débit de temps de pluie. Le deuxième pic de précipitations se termine à 2h, avec un temps de ressuyage de 8h, à partir de 10h, le débit est à nouveau considéré en débit de temps sec.

5.2.2.3 Définition des coefficients de forme de l'hydrogramme

Cette méthode s'appuie sur la considération que l'allure d'un hydrogramme (graphique représentant la variation temporelle d'un débit) journalier peut être caractérisée par des paramètres de forme dont la valeur dépend de la quantité d'ECP. Après avoir déterminé

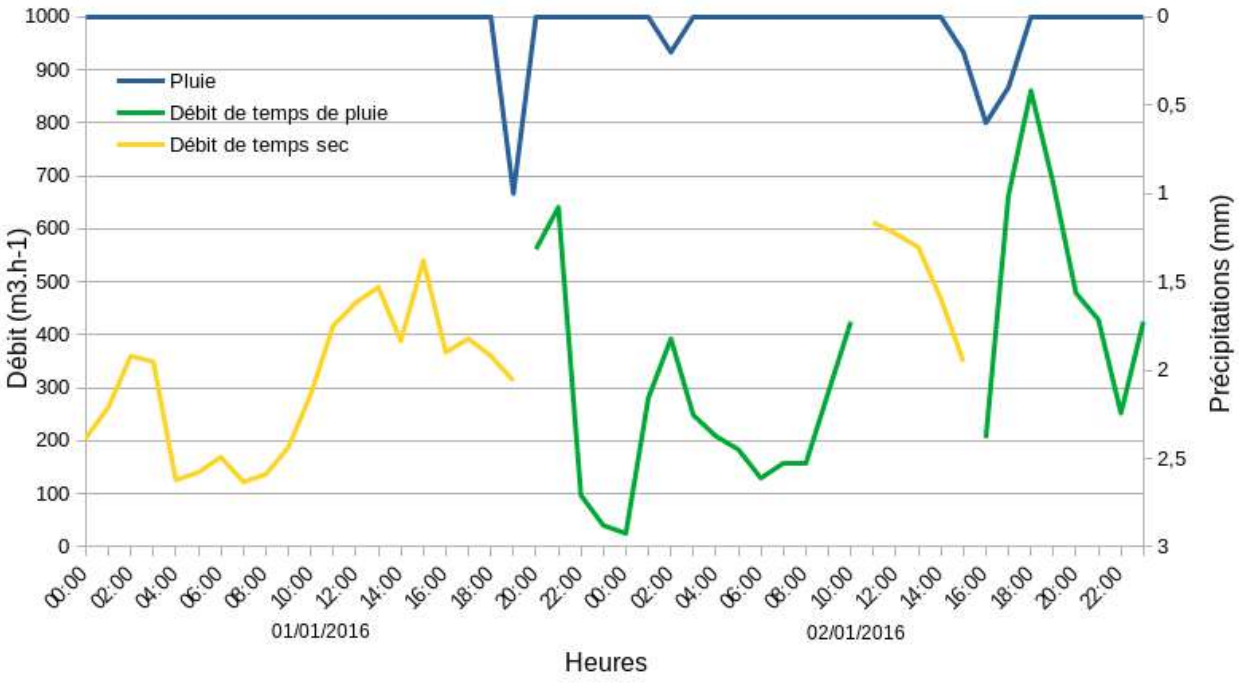


FIGURE 5.4. Débits de temps sec et de temps de pluie pour la station CAAR16 à partir du seuil de 0.2 mm sur la chronique de pluviométrie du 01/01/2016 0h au 03/01/2016 0h.

les périodes de temps sec et de temps de pluie, il est possible de calculer ces coefficients.

La forme et la géométrie de l'hydrogramme sont notamment déterminées par :

— Le FN_0 : c'est la Fraction Nocturne de référence, faisant référence au fait que ce terme est estimé en période de basses eaux. Il correspond à un coefficient de débit résiduel nocturne d'eaux usées et est calculé de préférence en Septembre, car c'est une période sèche durant laquelle il y a peu d'infiltration.

Il équivaut au rapport du débit nocturne minimum ($Q_{noc\,min}$) sur le débit nocturne moyen ($Q_{noc\,moy}$, moyenne glissante de 4h autour de la valeur minimale) de la période (Équation 5.1).

$$FN_0 = \frac{Q_{noc\,min}}{Q_{noc\,moy}} \tag{5.1}$$

Une étude de sensibilité est effectuée sur plusieurs bassins versants pour confirmer le choix de la période sélectionnée pour évaluer ce paramètre.

— La Fraction Nocturne (FN) caractérise la période nocturne qui correspond aux heures où le débit observe une certaine constance après une phase de décroissance et avant une phase de croissance. Il s'agit du rapport du débit nocturne moyen

($Q_{noc\,moy}$) sur le débit journalier moyen (0h à 24h, $Q_{jour\,moy}$), voir Équation 5.2.

$$FN = \frac{Q_{noc\,moy}}{Q_{jour\,moy}} \tag{5.2}$$

Finalement, le FN_0 correspond à une valeur particulière de FN pour un réseau donné, en l'absence d'eau parasite de nappe. Le FN_0 étant fixe pour un bassin versant, il permet une comparaison à d'autres bassins versants. Il est toutefois possible de devoir affiner ce paramètre sur des durées plus courtes (quelques années) pour un même bassin versant s'il présente un fonctionnement différent tout au long de la période de disponibilité.

Ces deux coefficients dépendent des caractéristiques du bassin versant : surface, pente, durée de ressuyage, longueur du réseau, etc. Ils sont utilisés dans les différentes étapes de calcul de la méthode d'extraction des débits d'eau usées du débit unitaire.

5.2.2.4 Étapes de la méthode d'extraction des eaux usées des débits unitaires

— Débit théorique de temps sec

Le débit source est la chronique de débit qualifiée *Bon* précédemment pour chaque bassin versant. (1) Le débit de temps sec par jour entier (Q_{se}) est le débit uniquement sur les jours entiers de temps sec, de 0 à 24h. (2) A partir du Q_{se} (1), le débit par jour de temps sec moyen (Q_{sem}, Équation 5.3) est calculé. Il permet de conserver une unique valeur par jour. Pour chaque jour,

$$Q_{sem} = \frac{\sum Q_{se}}{24} \tag{5.3}$$

(3) Le débit théorique de temps sec (Q_{sth}, Équation 5.4) est calculé par le minimum glissant du débit jour temps sec moyen (2) sur 4h divisé par le débit de temps sec par jour entier (1).

$$Q_{sth} = \frac{Q_{sem}}{Q_{se}} \tag{5.4}$$

Ce débit théorique de temps sec est basé sur le rythme hebdomadaire moyen par temps sec et calculé sur les débits minimum enregistrés hors événement pluvieux.

— Eaux parasites d'infiltration

Le calcul des EPI (Équation 5.5) s'effectue par la méthode des fractions nocturnes de Joannis (1994) en utilisant le débit jour temps sec moyen (2).

$$Q_{epi} = \frac{FN - FN_0}{1 - FN_0} \times Q_{sem} \tag{5.5}$$

— Eaux usées strictes

Les eaux usées strictes (Équation 5.6) sont obtenues en soustrayant les EPI du débit de temps sec théorique (Q_{sth}).

$$Q_{eu} = Q_{sth} - Q_{epi} \tag{5.6}$$

Ensuite, les jours de semaine sont dissociés des jours de week-end pour calculer leurs moyennes horaires respectives. Cela permet d'obtenir un cycle journalier d'EU semaine et un cycle journalier d'EU week-end.

— Eaux pluviales captées

Pour chaque événement pluvieux, le débit mesuré est remplacé par Q_{sth} (3) s'il est inférieur. Les EPC sont alors obtenues par différence.

$$Q_{epc} = Q_{sth} - Q_{epi} \tag{5.7}$$

Dans notre cas d'application à des débits unitaires et non pas d'eaux usées uniquement, Q_{epc} équivaut à l'eau pluviale dans le réseau. Les résultats de modélisation obtenus par le modèle TEB-Hydro sont alors comparables à la somme des eaux pluviales captées et eaux parasites d'infiltration déterminées par cette méthode. Ainsi, les différentes contributions au débit unitaire observées sont représentées sur la Figure 5.5.

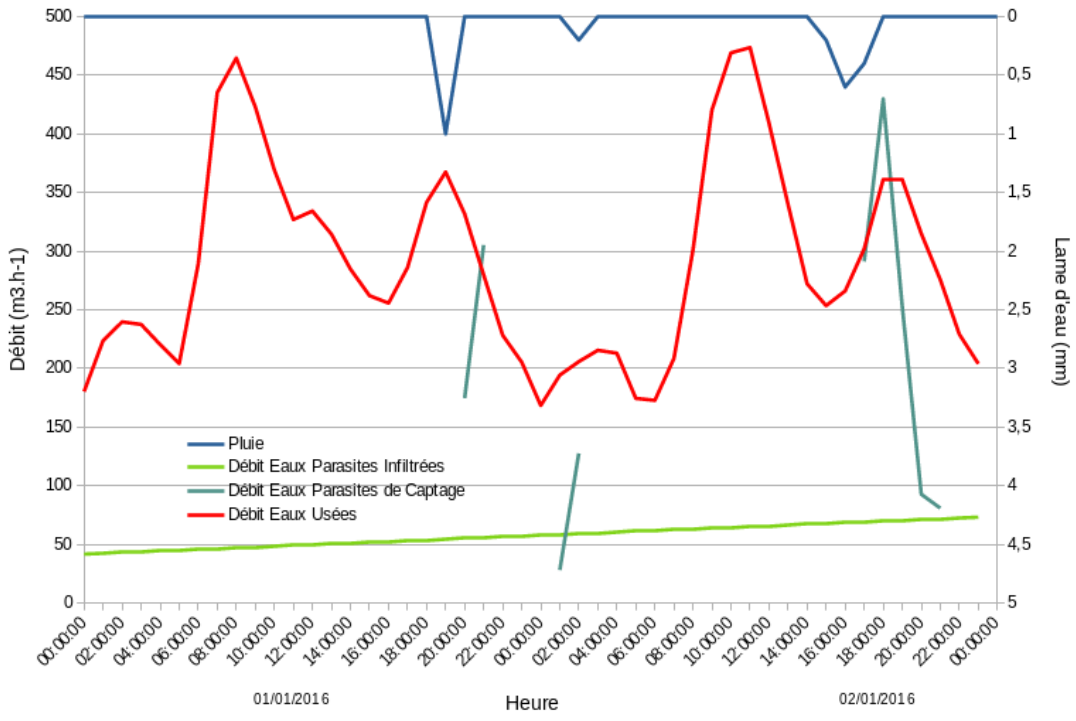


FIGURE 5.5. Débits EPC, EU et EPI calculés pour la stations CAAR16 du 01/01/2016 0h au 03/01/2016 0h.

5.2.2.5 Vérification des résultats obtenus

Si un seuil de ±20% de Q_{sth} maximal pour le calcul des eaux usées strictes est dépassé, la chronique est considérée comme une valeur non plausible et donc supprimée. Le cycle d'eaux usées doit être régulier avec un cycle caractéristique des jours ouvrés et un cycle pour les jours de week-end, mais ne pas présenter beaucoup de variations par rapport à ceux-ci. Les débit obtenus d'EPI et d'eaux usées ont été comparés à quelques données disponibles issues des rapports de bilan fournis annuellement par les gestionnaires de réseaux. Les mêmes ordres de grandeur sont retrouvés pour les cumuls de débit annuels.

Des scores statistiques (le Nash-Sutcliffe Efficiency et le Percent bias) ont été appliqués aux débits d'eaux pluviales obtenus par l'application de cette méthode d'extraction des eaux usées dans l'objectif évaluer les choix des seuils de lame d'eau, de temps de ressuyage ou encore de la durée de moyenne glissante du débit nocturne. Cette évaluation vise à mettre en évidence des problèmes rencontrés lors de l'application de la méthode d'extraction des eaux usées. Elle a donc permis d'identifier des problèmes de mesure de débits non détectables par les étapes de qualification des données décrites précédemment.

En conclusion, ce sont donc 14 bassins versants jaugés ainsi que sept déversoirs d'orage et cinq déversoirs d'orage équivalents qui permettront le calage de la zone d'étude (Tableau 5.3). Leur disponibilité mensuelle après qualification est représentée dans l'Appendice C.

Tableau 5.3. Recensement des observations conservées après qualification.

Départements gestionnaires	**Nombre de stations de mesure**	**Période de disponibilité**
Hauts-de-Seine (92)	9 points de transfert 5 DOeq	2012-2018
Seine-Saint-Denis (93)	3 points de transfert 3 DO	2000-2018
Val-de-Marne (94)	3 points de transfert 4 DO	2002-2007

5.3 Le calage hydrologique de Paris et sa petite couronne

Le modèle TEB-Hydro requiert une phase de calage (comme la plupart des modèles hydrologiques, en milieu urbain ou naturel). Cette phase de calage permettra de déterminer les valeurs d'un certain nombre de paramètres du modèle, que nous appellerons alors *paramètres de calage*. Ces valeurs sont celles dont la combinaison est la plus adaptée

à la zone et la période d'étude, par la confrontation des observations et des débits simulés à partir de cette combinaison.

Le calage hydrologique peut s'effectuer sur plusieurs paramètres du modèle TEB-Hydro. Certains paramètres de calage ont déjà été déterminés comme n'ayant que très peu, voire pas, d'impact sur les résultats de simulation, ils sont alors fixés. Cette étude s'intéresse particulièrement à quatre paramètres du modèle. Ces quatre paramètres sont ceux auxquels le modèle est le plus sensible, ils ont été déterminés par Stavropulos-Laffaille *et al.* (2018). Il s'agit de la connexion des surfaces imperméabilisées au réseau d'assainissement urbain (Connex), l'infiltration de l'eau à travers la voirie (Iroad), l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement urbain (IPsewer) et la limitation du drainage de l'eau du sol dans la dernière couche de sol modélisée (Urbdrain). Ce dernier terme vise à reproduire les effets d'une nappe perchée (nappe souterraine, permanente ou non, située au-dessus d'une zone non saturée) en augmentant le contenu en eau dans les dernières couches de sous-sol.

Comme l'a montré Stavropulos-Laffaille *et al.* (2018) dans l'étude de sensibilité, en cherchant à identifier les liens potentiels entre les paramètres de calage, la variation d'un des paramètres précédemment cités peut entraîner la modification des autres paramètres puisqu'ils sont dépendants les uns des autres. Par exemple, augmenter la valeur de Urbdrain (augmentant la limitation du drainage profond) peut nécessiter de réduire la valeur de Iroad (réduire l'infiltration d'eau à travers la voirie) ou de réduire IPsewer (diminuer le taux d'infiltration à travers la voirie) si suffisamment d'eau est contenue dans le sous-sol urbain pour représenter les infiltrations parasites. Cela confirme la nécessité de les caler de façon combinée. C'est donc l'ensemble des combinaisons possibles des paramètres à caler, dans leurs plages de variations respectives, qui est testé.

5.3.1 Méthode de calage par régionalisation

Le calage hydrologique en milieu urbain est plus communément appliqué de façon uniforme sur les domaines étudiés. En effet, en général, les études sont menées sur de petites zones urbaines de la taille d'une parcelle jusqu'à celle d'un bassin versant (Chang *et al.*, 2019 ; Nayeb Yazdi *et al.*, 2019 ; Saadatpour *et al.*, 2020), ce type de calage est alors adapté pour ces domaines de petite taille.
Des études de modélisation comparatives de plusieurs bassins versants urbains différents mais généralement non connectés ont déjà été menées (Bae et Lee, 2020). Rarement, des études avec des bassins versants urbains connectés peuvent être réalisées (Haghighatafshar *et al.*, 2019). Sur un domaine aussi vaste que Paris et sa petite couronne, présentant

également une forte hétérogénéité d'occupation du sol et d'altimétrie, il ne semble pas pertinent de caler toute la zone de manière uniforme.

Une réponse à la problématique de caler un grand domaine serait de caler séparément chaque bassin versant. Cela demanderait, toutefois, beaucoup de temps de calcul et nécessiterait d'effectuer le calage de façon séquentielle puisque les débits obtenus à certains exutoires de bassins versants peuvent dépendre du débit d'un bassin versant amont, donc de son calage. De plus, une telle approche nécessiterait d'avoir des données débitmétriques observées à l'échelle pluriannuelle, pour chacun des bassins versants définis. Or, dans notre cas, il est impossible de caler distinctement chaque bassin versant par manque d'observations.

Le calage des bassins versants jaugés et à la fois celui associé aux bassins versants non jaugés doit donc être déterminé. De nombreuses études ont, en effet, été menées spécifiquement sur les bassins versants non jaugés et sur les méthodes pour définir leur calage (Sivapalan *et al.*, 2003 ; Hrachowitz *et al.*, 2013). Elles ont permis de mettre en évidence différents moyens de réponse au manque ou à l'absence de données débitmétriques sur certains bassins versants.

Parmi ces méthodes de calage adaptées aux bassins versants non-jaugés, la méthode de **régionalisation** est la plus couramment appliquée. La régionalisation a principalement été appliquée sur les bassins versants naturels, en milieu naturel ou périurbain (Rouhier *et al.*, 2018), mais jamais sur les grands bassins versants urbains, comportant notamment des réseaux d'assainissement.

Cette méthode de calage par régionalisation vise la spatialisation des paramètres de calage, en utilisant une classification des bassins versants qui dépend de leur réponse hydrologique. Elle s'appuie alors sur l'hypothèse que les valeurs des paramètres de calage sont dépendantes des caractéristiques physiographiques du domaine. De cette façon, le calage est déterminé pour les bassins versants jaugés et par transposition, il est appliqué sur les bassins versants non jaugés possédant les mêmes propriétés impactant l'écoulement de l'eau, par exemple le taux d'imperméabilisation, la texture du sol, la pente (Flügel, 1995). Ceci implique donc que dans chaque classe se trouve au moins un bassin versant jaugé. La méthode est présentée dans la Figure 5.6.
Malgré le manque d'observations, elle permet de considérer la variabilité intrinsèque des bassins versants du domaine d'étude.

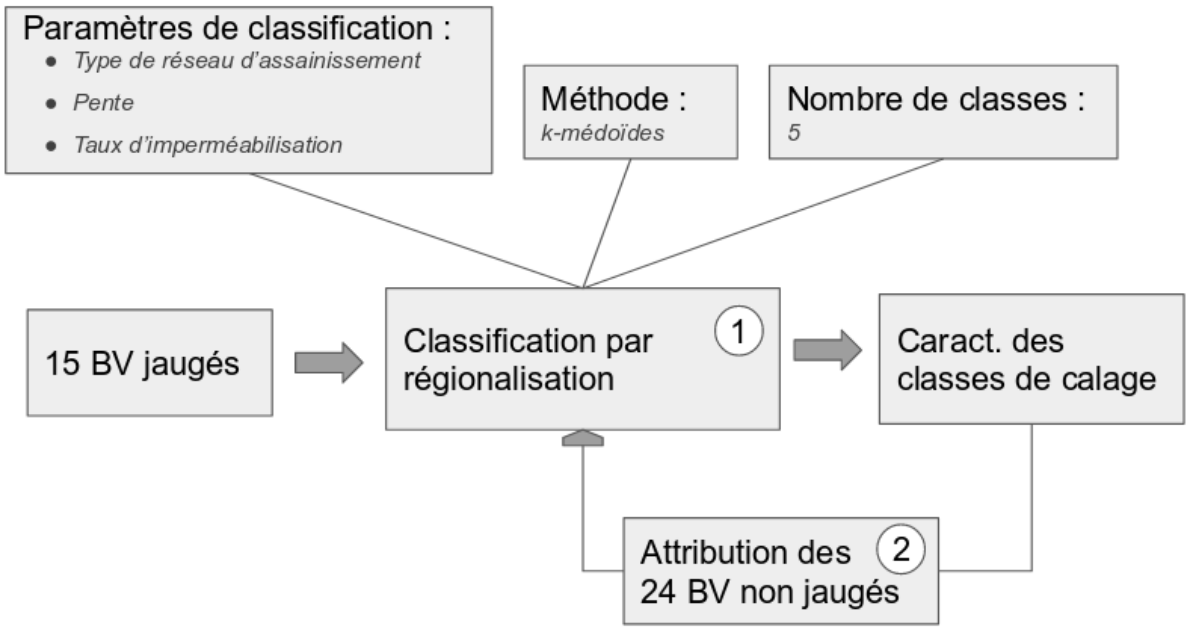


FIGURE 5.6. Schéma des étapes de la méthode de classification des bassins versants par régionalisation.

5.3.1.1 Choix des paramètres de classification

Il serait possible de classer les bassins versants étudiés suivant de nombreux critères. Seulement, il s'agit de les classer ici suivant les caractéristiques propres au domaine étudié, étant en lien avec les paramètres de calage, accessibles facilement et disponibles sur les bassins versants non jaugés également. Le comportement des bassins versants est discriminé suivant trois critères (1, Figure 5.6).

— **Le type de réseau d'assainissement** : La spécificité de ce domaine est de travailler avec des bassins versants urbains possédant un réseau d'assainissement. Le type de réseau rencontré dans chaque bassin versant est donc un premier critère à prendre en compte qui n'est pas présent en milieu naturel et qui peut impacter le calage. En effet, les réseaux d'eaux pluviales et unitaires ou d'eaux usées peuvent avoir des fonctionnements différents : ceux acheminant les effluents vers la STEU et ceux connectés au milieu naturel, la présence ou non de déversoir d'orage. Le paramètre IPsewer notamment pourrait dépendre du type de réseau du bassin versant. En effet, la profondeur où ces réseaux se situent peut aussi être différente. Les infiltrations d'eau provenant du sol vers ces réseaux peuvent alors différer.

— **La pente** : la pente des bassins versants impactera la réponse des bassins versants. Elle est exprimée en % et représente en général la différence d'altitude entre le point le plus en amont d'un bassin versant et le point le plus en aval (autrement dit son exutoire) ramené au plus long chemin d'écoulement hydraulique. Elle

peut être exprimée de différentes façons. En présence de bassins versants urbains avec un réseau d'assainissement, cela impliquerait de calculer le plus long chemin hydraulique en suivant l'écoulement dans le réseau. Comme les profondeurs de ces derniers ne sont pas toujours connue, le choix a été fait de plutôt calculer la pente moyenne de chaque maille (de la grille du modèle) d'un bassin versant qui est utilisée (Équation 5.8) qui est un proxi raisonnable.

$$Pente = \frac{\sum \frac{altitude\ max - Altitude\ min}{Longueur\ de\ la\ maille}}{nombre\ de\ mailles} \tag{5.8}$$

La pente a un fort effet sur le ruissellement et donc le temps de concentration, le temps de réponse, mais aussi les débits maximums. En effet, plus la pente est importante, plus le ruissellement sera conséquent et rapide. Alors, moins d'infiltrations se produiront, que ce soit dans le sol et donc le sous-sol (dans le réseau et en profondeur) mais aussi à travers la voirie (Iroad). Elle peut ainsi avoir une influence sur le drainage en profondeur du modèle (Urbdrain) puisque moins d'eau s'infiltrera dans le sol si le ruissellement est plus important. Par conséquent, cela peut également limiter l'infiltration dans le réseau d'assainissement (IPsewer).

— **Le taux d'imperméabilisation** : la distinction des classes en fonction du taux d'imperméabilisation (Équation 5.9) de ces bassins versants peut induire des différences sur le paramètre Connex de connexion des surfaces imperméabilisées au réseau d'assainissement. Ce paramètre a un impact important sur les régimes d'écoulement, en modifiant le ruissellement des eaux pluviales, le temps de concentration et l'intensité du débit des eaux pluviales (Jacobson, 2011).

$$Taux\ d'imperméabilisation = \frac{surfaces\ imperméabilisées}{surface\ du\ bassin\ versant} \tag{5.9}$$

5.3.1.2 Détermination des classes

A partir des valeurs de chacun des trois critères de sélection des classes, la méthode des k-medoïds (Reynolds *et al.*, 2006) est appliquée sur les bassins versants jaugés afin de déterminer statistiquement les bornes inférieures et supérieures de chaque classe. Cette méthode vise à partitionner les données fournies (possédant plusieurs caractéristiques propres) en un nombre choisi de classes. Elle permet de maximiser les écarts inter-classes et de minimiser les écarts intra-classes en déterminant les distances 3D pour chaque entité, conférant autant de poids à chacun des trois paramètres de classification.

Il faut donc déterminer le nombre optimal de classes pour l'application de la méthode des k-médoïds aux bassins versants étudiés. L'objectif est d'avoir un nombre de classes

suffisant pour représenter les caractéristiques des bassins versants du domaine tout en limitant le nombre de classes pour avoir plusieurs bassins versants jaugés dans chaque classe. Pour cela, l'évolution des distances intra- et inter-classe en fonction de l'augmentation du nombre de classes (Figure 5.7) ont été tracée. Le but est de minimiser le nombre de classes en même temps que la distance intra-classe et de maximiser la distance inter-classes. Sur le graphique, une inflexion moins prononcée entre cinq et six classes est notable. La distance intra-classe diminue donc moins après cinq classes. La courbe de la distance inter-classe rencontre également un maximum quand le nombre classes est égal à cinq. Cette méthode visuelle permet de donner une indication quant au nombre de classes optimum à considérer.

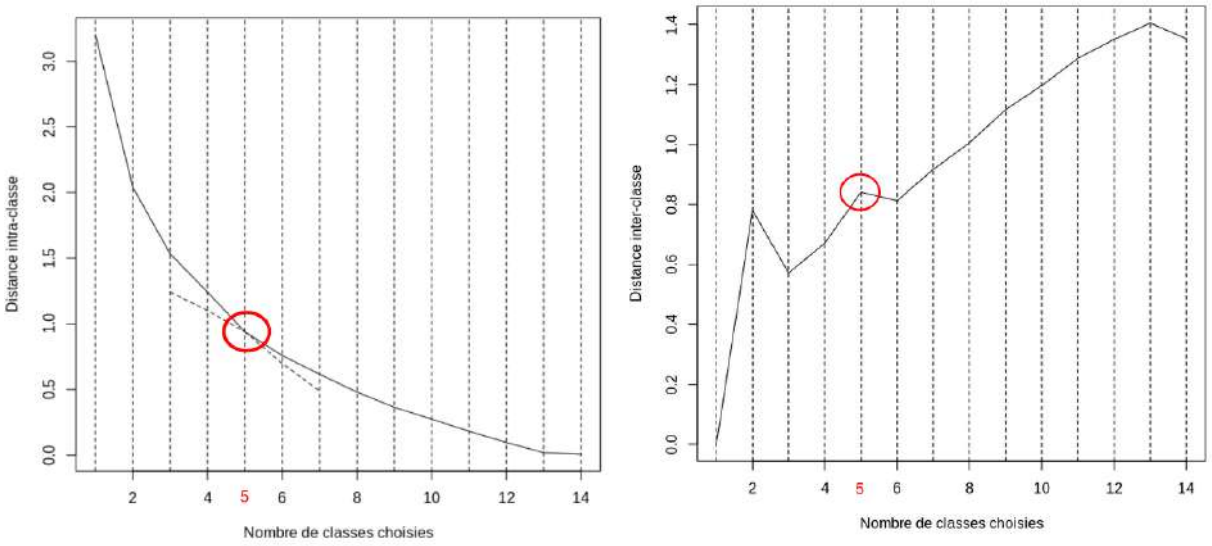


FIGURE 5.7. Évolution des distances intra- et inter-classes en fonction du nombre de classes choisi.

L'application de la méthode de classification des k-médoïds permet de définir les caractéristiques des cinq classes de calage.
Les bassins versants non jaugés sont ensuite associés aux classes définies dont ils sont les plus proches (2, Figure 5.6) selon les plages des caractéristiques des paramètres de classification associées à chaque classe. Les bassins versants du domaine associés à leurs classes de calage respectives sont représentés sur la Figure 5.8.

Le nombre de bassins versants jaugés et non jaugés associés à chaque classe est répertorié dans le Tableau 5.4.

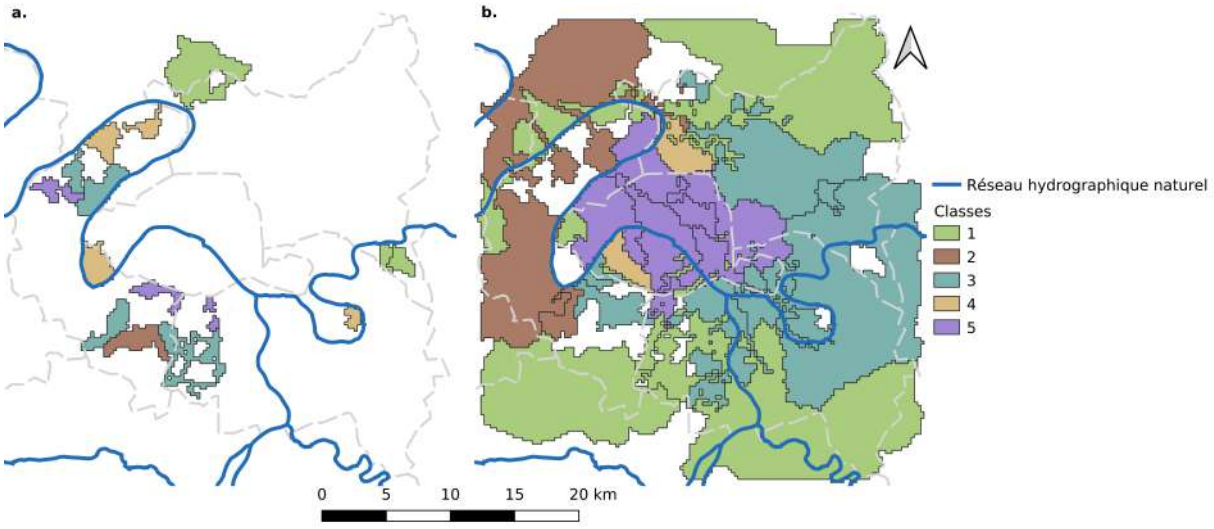


FIGURE 5.8. Représentation de la localisation des bassins versants jaugés (a) et des bassins versants non jaugés (b) classés.

Tableau 5.4. Nombre des bassins versants jaugés et non jaugés dans chaque classe définie. Les couleurs de chaque ligne correspondent aux couleurs de chaque classe de la Figure 5.8.

Classes	**Noms**	**Nombre de bassins versants jaugés**	**Nombre de bassins versants non jaugés**
1	Pentu - Faible Imperm. - EP	3	5
2	Pentu - Faible Imperm. - Uni	1	3
3	Pentu - Med. Imperm. - Uni	4	14
4	Peu pentu - Med. Imperm. - Uni	4	6
5	Peu pentu - Forte Imperm. - Uni	3	10

5.3.1.3 Années de simulation pour le calage

Le calage dans sa globalité est constitué d'abord d'une phase de calage à proprement dit où la meilleure combinaison de paramètres sera sélectionnée à l'aide de résultats de scores statistiques (le NSE et le PBias) comparant les observations de débit en réseau qualifiées conservées et les débits en réseau d'assainissement simulés par le modèle. Puis, elle sera suivie d'une phase d'évaluation des paramètres de calage, où la combinaison optimale identifiée sera évaluée (Sous-section 6.1.2). Ces deux phases sont effectuées sur des périodes distinctes mais sur des durées identiques.

La méthode sera appliquée sur deux périodes de calage différentes (Tableau 5.5), puisque, selon les bassins versants, les observations ne sont pas toujours disponibles simultanément de 2000 à 2018.

Les deux périodes seront simulées à partir de 92 combinaisons de calage différentes

Tableau 5.5. Description des durées des phases de calage et d'évaluation à simuler.

Période	**Équilibration du modèle**	**Calage**	**Évaluation**
n° 1	2002	2003 2004 2005	2006 2007 et 2014
n° 2	2011	2015 2016 2017	2012 2013 2014

à partir des plages de variation déterminées pour chaque paramètre à caler avec le TEB (Tableau 2.1 ; trois valeurs pour IPsewer × quatre valeurs pour Iroad × deux valeurs pour Urbdrain × quatre valeurs pour Connex = 92 combinaisons).

5.3.2 Calage automatique

5.3.2.1 Critères de détermination du calage

- **Les scores choisis**

Pour pouvoir déterminer les meilleurs paramètres de calage, il faut d'abord déterminer les scores qui seront utilisés pour les sélectionner. Un grand nombre de scores existent mais le Nash Sutcliffe Efficiency (NSE, Nash et Sutcliffe, 1970) et le PBias (Gupta *et al.*, 1999) semblent les plus adaptés aux objectifs de cette étude puisqu'ils permettent d'étudier de longues chroniques continues de débit (pas uniquement adaptés à des types d'évènements spécifiques) et conviennent pour l'étude de débits en réseau.

- **La fonction objectif**

Il est ensuite nécessaire de choisir une fonction-objectif qui permettra de définir le meilleur calage s'appuyant sur la combinaison des scores choisis et les besoins de cette étude. Les fonctions-objectifs sont des équations permettant d'évaluer de façon automatique la meilleure adéquation du modèle aux observations.

Pour l'étude de nombreux bassins versants, plusieurs travaux démontrent la nécessité d'une fonction objectif multi-sites pour l'évaluation du calage hydrologique (Alamdari *et al.*, 2017 ; Leta *et al.*, 2017 ; Awol *et al.*, 2018 ; Nkiaka *et al.*, 2018). En effet, dans un cas de comparaison des scores de chaque bassin versant séparément, un poids plus important est donné à un score très élevé entre le débit simulé à l'exutoire et le débit observé, même si un autre exutoire a un score plus faible. Pour comparer les résultats de scores obtenus pour tous les points d'observation en même temps, Awol *et al.* (2018) ont déterminé la fonction objectif multi-sites s'appuyant sur la moyenne des scores choisis comme la plus

adaptée.

C'est donc un calage **multi-objectifs** qui est appliqué ici en s'appuyant sur deux scores complémentaires, le NSE et le PBias mais également **multi-sites** puisque la fonction objectif utilisée est la meilleure combinaison de la moyenne du PBias (Équation 5.11) et de la moyenne du NSE (Équation 5.10) pour chaque bassin versant d'une même classe.

Ces scores sont donc calculés pour chaque bassin versant, puis la fonction-objectif est alors évaluée pour chaque classe.

$$O_{NSE} = \frac{\sum_{i=1}^{n} NSE(i)}{n} \tag{5.10}$$

$$O_{PBias} = \frac{\sum_{i=1}^{n} PBias(i)}{n} \tag{5.11}$$

Où :

— O_{NSE} est la fonction objectif associé au NSE pour une classe donnée,

— O_{PBias} est la fonction objectif associé au PBias pour une classe donnée,

— i est le bassin versant jaugé considéré,

— n est le nombre de bassins versants jaugés par classe.

Moriasi *et al.* (2007) ont associé les valeurs de ces scores à des critères de performance. Ainsi pour obtenir une performance *Très bonne* (*Very Good*, VG) il s'agit d'avoir un NSE compris entre 0.75 et 1.00 avec un PBias inférieur à ±10% ; pour une performance *Bonne* (*Good*, G) le NSE doit être compris en 0.75 et 0.65 avec un PBias compris entre ±10% et ±15% puis pour une performance *Satisfaisante* (*Satisfactory*, S) le NSE doit être compris en 0.65 et 0.50 avec un PBias compris entre ±15% et ±25%. En dessous de ces derniers seuils, la performance est considérée comme *Non satisfaisante* (*Unsatisfactory*, U).

5.3.2.2 Élimination des bassins versants mal représentés

La méthode de calage s'appuie sur les scores obtenus par l'ensemble des bassins versants d'une même classe. Étape à part entière de la qualification, il faut éliminer du choix des valeurs de paramètres de calage, les bassins versants qui sont mal représentés. Confronter les observations aux débits simulés permet d'éviter de prendre en compte des bassins versants qui ne permettent pas de déterminer un calage pertinent pour la classe à laquelle il est associé.
En effet, les débits simulés de certains bassins versants peuvent s'avérer différents des observations auxquelles ils sont confrontés de par les incertitudes apportées par

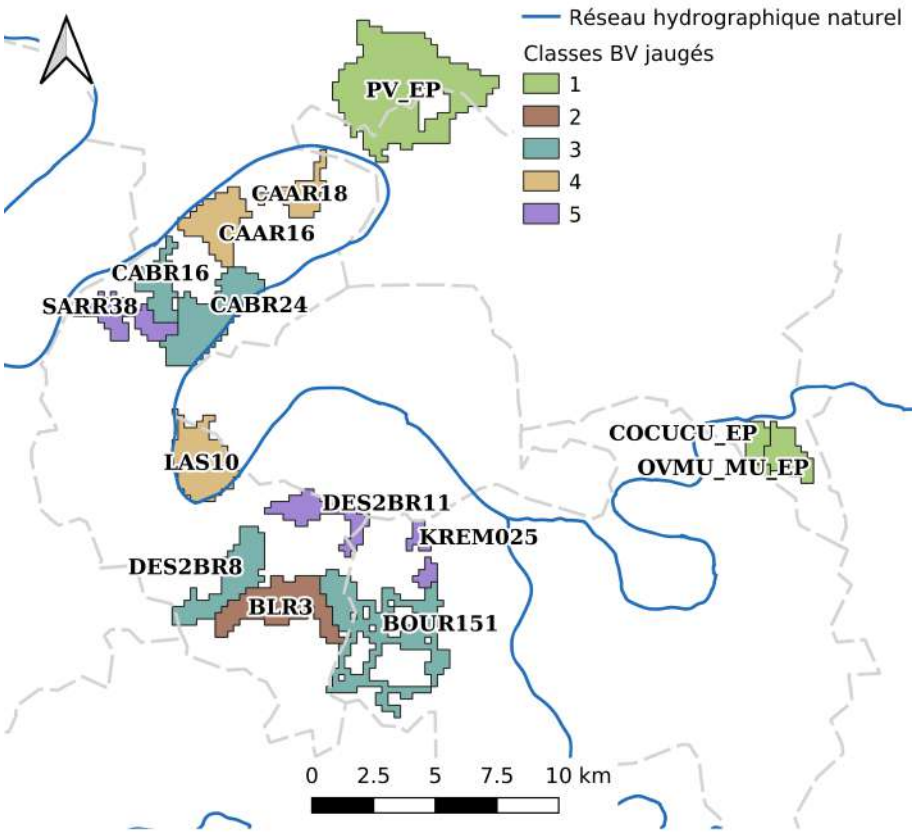


FIGURE 5.9. Représentation des bassins versants jaugés, identifiés par leurs noms, avec les couleurs des classes associées.

la reconstruction du réseau d'assainissement, le choix des limites des bassins versants et les corrections apportées aux observations. Cela vise à mettre en évidence des fonctionnements particuliers de certains bassins versants, non identifiés lors des phases précédentes de qualification.

Le débit reçu à certains exutoires peut être ajusté par des déversoirs d'orage ou des maillages (branchement permettant de changer le chemin d'écoulement de l'eau) présents sur ce bassin versant mais ce n'est pas le cas de tous les bassins versants. Si le débit simulé est trop éloigné du débit observé, ces bassins versants ne sont pas pris en compte dans la phase de calage.

Une première simulation de routage de l'eau sans activer les maillages (le réseau d'assainissement est fixé sur son fonctionnement le plus commun) ou les déversoirs d'orage permet de confronter les débits simulés aux observations pour l'ensemble des bassins versants jaugés.

Les scores de NSE et PBias sont calculés sur l'ensemble des bassins versants jaugés. Les

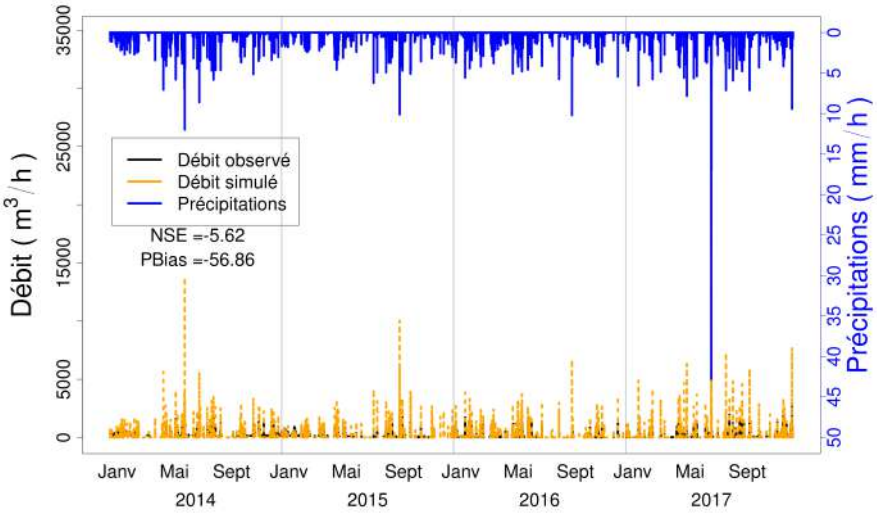


FIGURE 5.10. Hydrogramme du bassin versant BLR3 sur la 2ème période de simulation (2014-2017).

bassins ne possédant donc pas de déversoir d'orage ou de maillage et dont les précédents scores ne sont pas compris dans la plage de variation convenable (0 à 1 pour le NSE et 0 à ±100% pour le PBias) sont éliminés de la méthode de calage. En effet, aucun levier ne donne l'opportunité d'améliorer l'amplitude et les variations temporelles des débits simulés et ainsi les scores obtenus.

L'étude s'intéressera plus particulièrement à certains bassins versants jaugés, leurs noms, localisation ainsi que la classe à laquelle ils appartiennent sont présentés dans la Figure 5.9.

- **Problèmes de reconstruction**

Sur le BLR3 (Figure 5.10), le débit simulé est largement supérieur au débit observé. Cela peut s'expliquer par une surestimation de l'aire drainée par le réseau reconstruit. Ce bassin versant jaugé, possédant une forte pente par rapport aux autres bassins versants du domaine, a nécessité la création d'une classe dont il était le seul bassin versant jaugé permettant de déterminer le calage. Le calage des bassins versants non jaugés associés à cette classe sera fixé par défaut (classe 2 avec 2 bassins versants non jaugés, Figure 5.8) et ils ne seront pas étudiés plus en profondeur par la suite. Toutefois, une bonne corrélation est trouvée sur ce bassin (r=0.73) montrant le réalisme des variations pluviométriques bien représentées sur cette zone, seulement leur amplitude est erronée.

Le débit simulé sur le bassin BOUR151 est également bien corrélé (r=0.74) mais largement supérieur ($\sim$ 3 fois) au débit observé (Figure 5.11). Cela peut encore s'expliquer

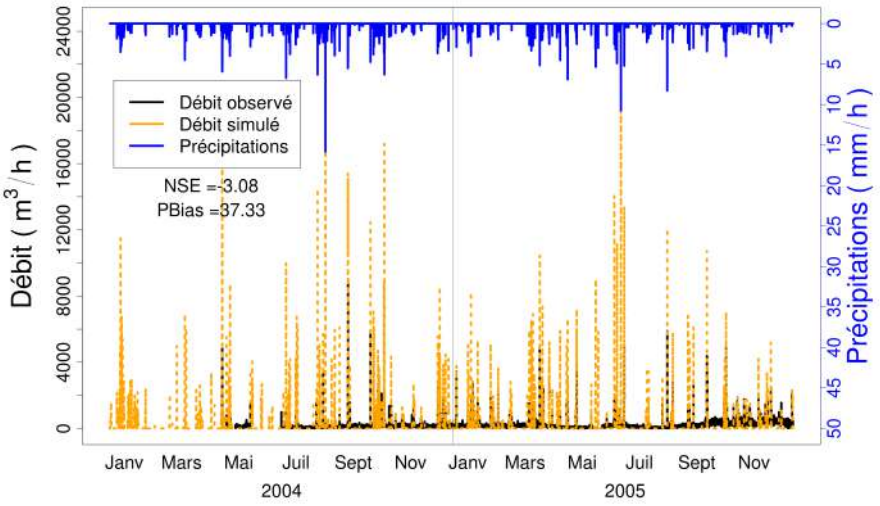


FIGURE 5.11. Hydrogramme du bassin versant BOUR151 sur la 1ère période de simulation (2004-2005).

par une mauvaise reconstruction du réseau d'assainissement de ce bassin versant. La taille de ce bassin versant est effectivement surestimée dans le réseau reconstruit. Il possède une surface active de drainage modélisée de 1219 ha contre 50 ha dans la réalité. Ce bassin faisant partie de la classe 3, il reste trois autres bassins pour déterminer le calage correspondant à cette classe.

- **Observations non représentatives**

Sur le bassin versant COCUCU_EP (Figure 5.12), les observations sont de mauvaise qualité même après les nombreux post-traitements et la qualification appliquée, que ce soit sur la première ou la deuxième période de simulation. Ces observations ne mettent en évidence un fonctionnement que le modèle n'est pas en mesure de représenter, ne permettent pas de déterminer le calage adapté à ce bassin versant. Il fait partie de la classe 1, caractérisée par un réseau d'eau pluviale. Celui-ci éliminé, il reste deux autres bassins versants jaugés pour la phase de calage de cette classe.

5.3.2.3 Seuils de déversement des déversoirs d'orage et maillages

Les seuils des déversoirs d'orage ou des maillages ne sont pas connus. Il est donc nécessaire de les ajuster dans le but d'améliorer les débits simulés aux exutoires des bassins sur lesquels ils ont une influence. Les déversoirs d'orage et maillages présents sur le domaine sont localisés sur la Figure 5.13.

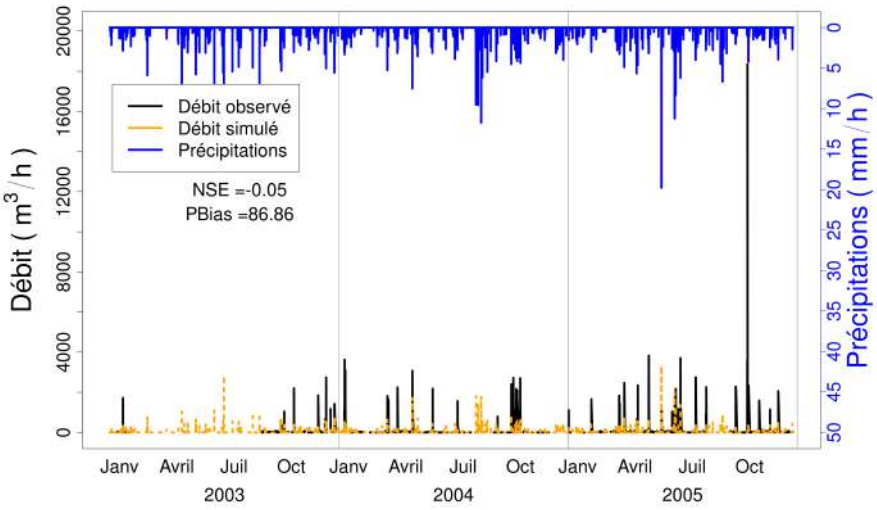


FIGURE 5.12. Hydrogramme du bassin versant COCUCU_EP sur la 1ère période de simulation (2003-2005).

Sur les bassins versants jaugés, une méthode automatique est appliquée afin d'identifier les seuils de déversement fournissant les débits simulés aux exutoires les plus réalistes donc a priori les meilleurs scores de comparaison de débits simulés et observés pour chaque combinaison de paramètres de calage.

Les scores de NSE et du PBias sont alors calculés pour différents seuils de déversement, sur les débits observés et simulés aux exutoires associés. Pour chaque déversoir d'orage ou maillage, le seuil de déversement conservé est celui fournissant le meilleur couple NSE/PBias pour l'ensemble des combinaisons.

Pour les bassins versants non jaugés, les seuils de déversement des déversoirs d'orage et maillages sont ensuite calculés à partir des seuils de déversement des bassins versants jaugés déterminé, relativement à leurs aires drainées respectives. Les seuils de déversement ne sont pas nécessairement liés à la surface drainée amont. Toutefois, c'est un paramètre qui peut avoir un impact non négligeable surtout en milieu urbanisé où une grande quantité des précipitations est collectée par le réseau d'assainissement. De plus, c'est également la seule information disponible pour les déterminer. Pour le cas particulier d'un bassin versant avec un maillage en amont, l'aire drainée prise en compte dans la détermination du seuil est dans la configuration où le maillage est *bloqué* (configuration la plus commune).

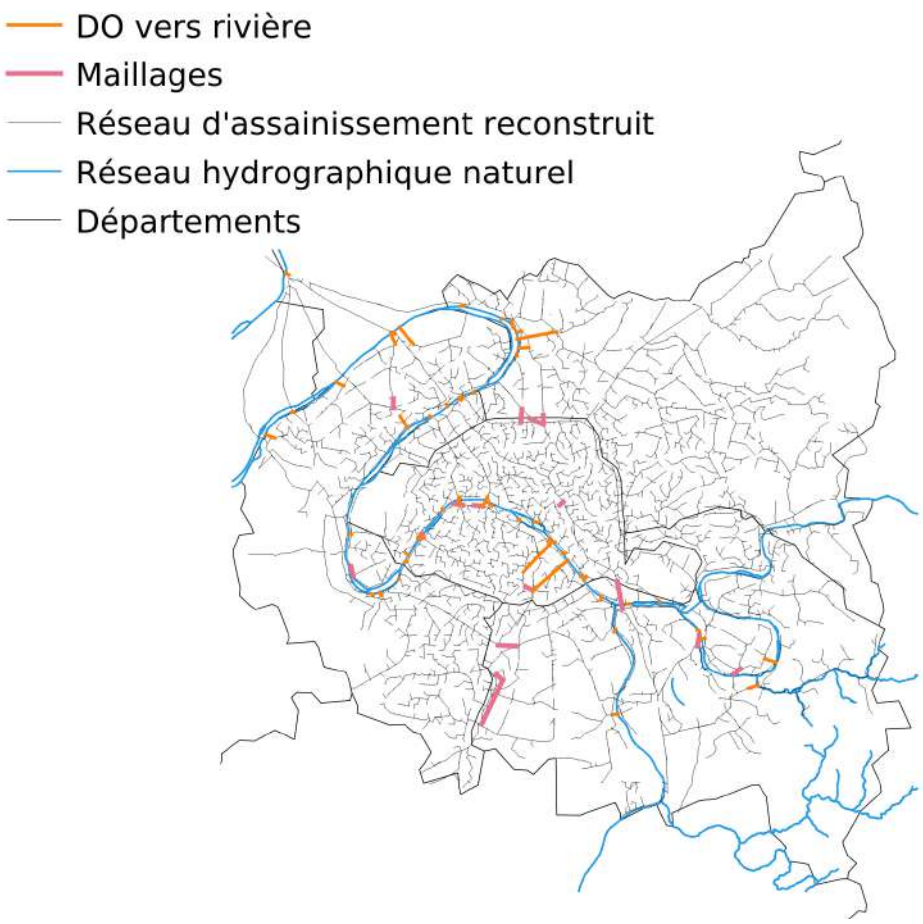


FIGURE 5.13. Cartographie du réseau d'assainissement de Paris et sa petite couronne avec la localisation des maillages (en rose) et des déversoirs d'orage (DO, en orange).

5.3.2.4 Détermination du calage pour chaque classe

Une fois les seuils de déversements fixés pour l'ensemble des bassins versants, le routage de l'eau est recalculé sur le domaine avec chaque seuil mis à jour. Le calcul de la fonction objectif est effectué sur les débits observés et débits simulés pour chaque bassin versant. Les scores de NSE et de PBias obtenus sur les bassins versants jaugés sont représentés dans la Figure 5.14 et la Figure 5.15.

L'évolution du NSE en fonction du PBias pour les différentes combinaisons de calage est sous forme de parabole. Cet effet peut s'expliquer par la difficulté du modèle à reproduire les infiltrations parasites. Les infiltrations parasites influencent peu le débit total mais induisent de petites erreurs à chaque pas de temps, augmentant ainsi le PBias. En effet, le NSE est plus dépendant du débit moyen que le PBias, qui prend en compte l'ensemble des différences rencontrées sur la chronique de débit.
Les maxima de débit sont majoritairement surestimés par le modèle. Pour avoir un débit moyen (et donc un NSE) plus élevé, il faut diminuer le débit pour se rapprocher des maxima mais ce sont les infiltrations parasites qui sont largement sous estimées.

Pour déterminer le meilleur calage, la fonction objectif (O_{NSE} et O_{PBias}) de chaque classe de bassin versant est calculée (Figure 5.16 et Figure 5.17). Les résultats obtenus avec la fonction-objectif des différentes classes sont moins bons et majoritairement *Insatisfaisants* en moyenne car une majorité de bassins versants dans chaque classe ont des scores *Insatisfaisants*, diminuant les bons scores obtenus.

La classe 4 obtient des scores *Insatisfaisants*, particulièrement moins bons que les autres classes autant avec le NSE qu'avec le PBias. Les résultats obtenus sur les bassins versants de cette classe seront alors à commenter avec de la distance. Les autres classes possèdent des PBias *Satisfaisants* à *Très bons* bien que les NSE associés soient *Insatisfaisants*.
La classe 5 montre particulièrement des résultats encourageants pour l'étude des bassins versants la composant, avec des NSE moyens au moins *Satisfaisants* pour quelques combinaisons de paramètres de calage.

La distinction des paramètres de calage et des différentes valeurs qu'ils peuvent prendre montre que pour différentes valeurs de Urbdrain, les scores varient très peu (croix et ronds superposés). C'est également le cas pour IPsewer (croix et ronds superposés également) même si pour la valeur de 10 $mm.s^{-1}$, l'impact des variations est sensiblement visible.
Toutefois, les paramètres d'infiltration d'eau de la route dans le sous-sol (Iroad) et le taux

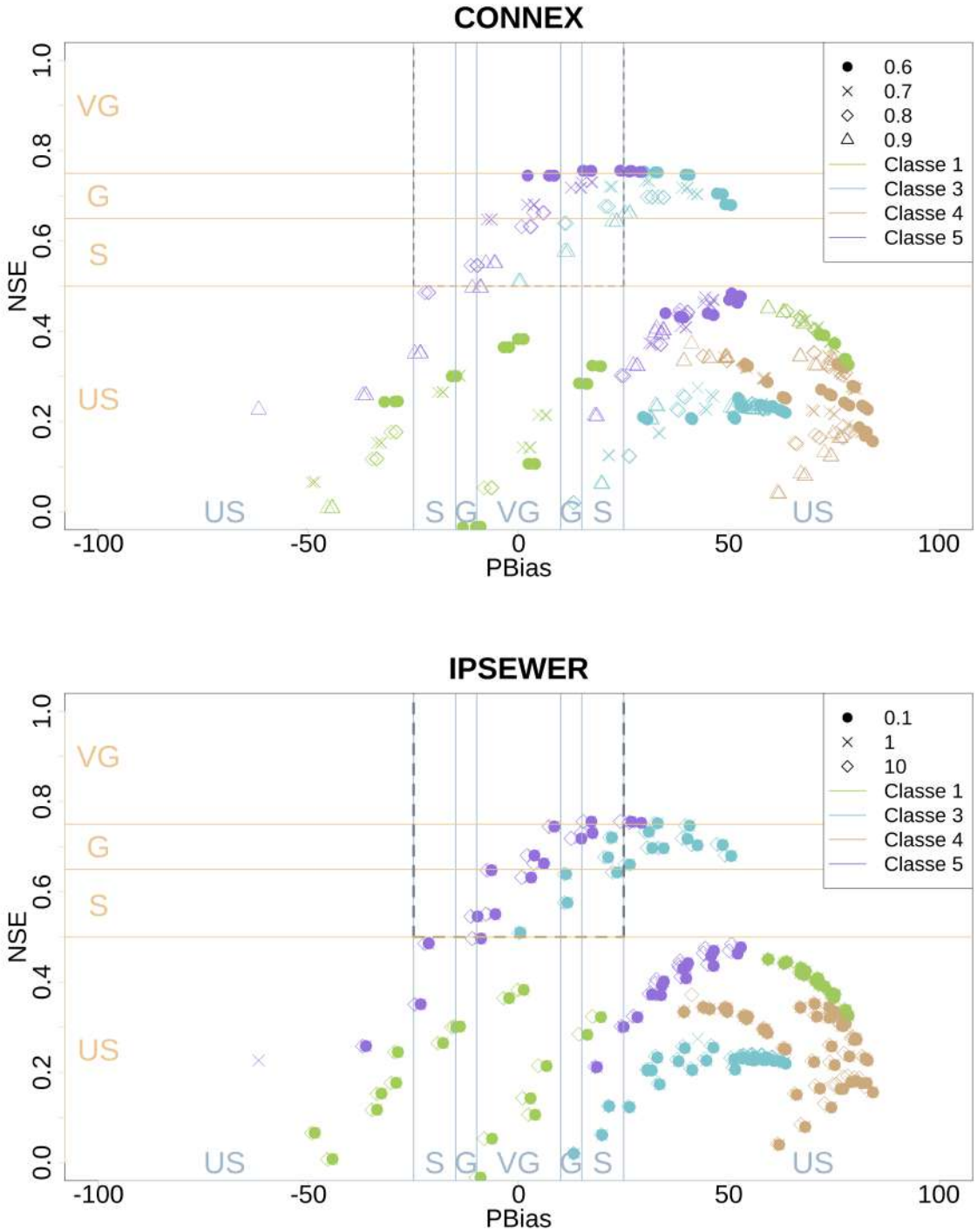


FIGURE 5.14. Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) en fonction du Percent bias (PBias) pour chaque combinaison de paramètres de calage et pour chaque bassin versant. Les symboles représentent les valeurs prises du paramètre de calage pour chaque combinaison tracée. Les couleurs représentent les classes des bassins versants. Les lignes représentent les critères de performance définis par Moriasi *et al.* (2007), verticalement pour le PBias et horizontalement pour le NSE avec *US* pour Insatisfaisant, *S* pour Satisfaisant, *G* pour Bon et *VG* pour Très bon. Les lignes pointillées font référence à un critère de performance au moins *satisfaisant* pour la combinaison du NSE et du PBias pour les paramètres de calage Connex (-) et IPsewer (-).

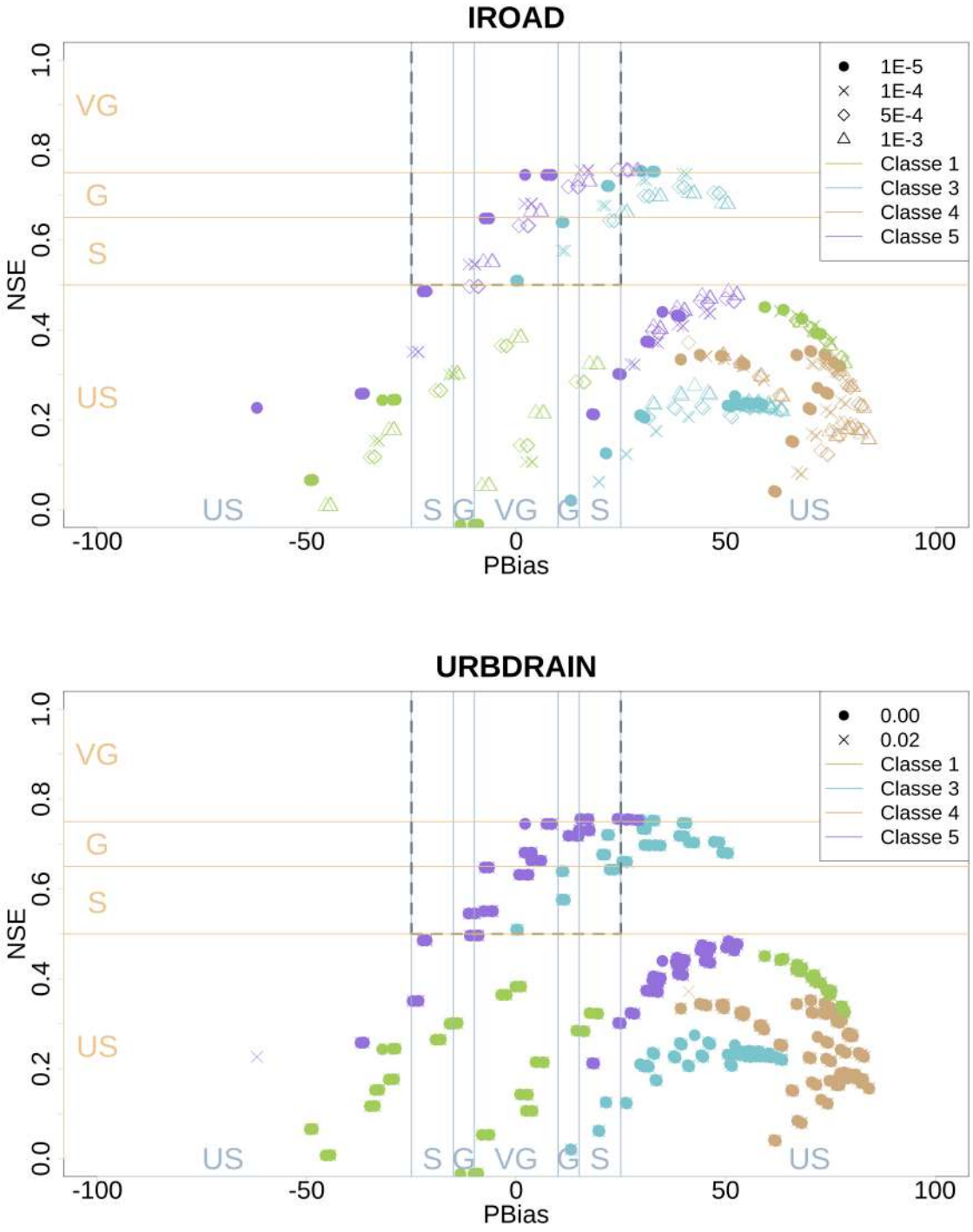


FIGURE 5.15. Même légende que la Figure 5.14 pour les paramètres de calage Iroad ($mm.s^{-1}$) et Urbdrain (-).

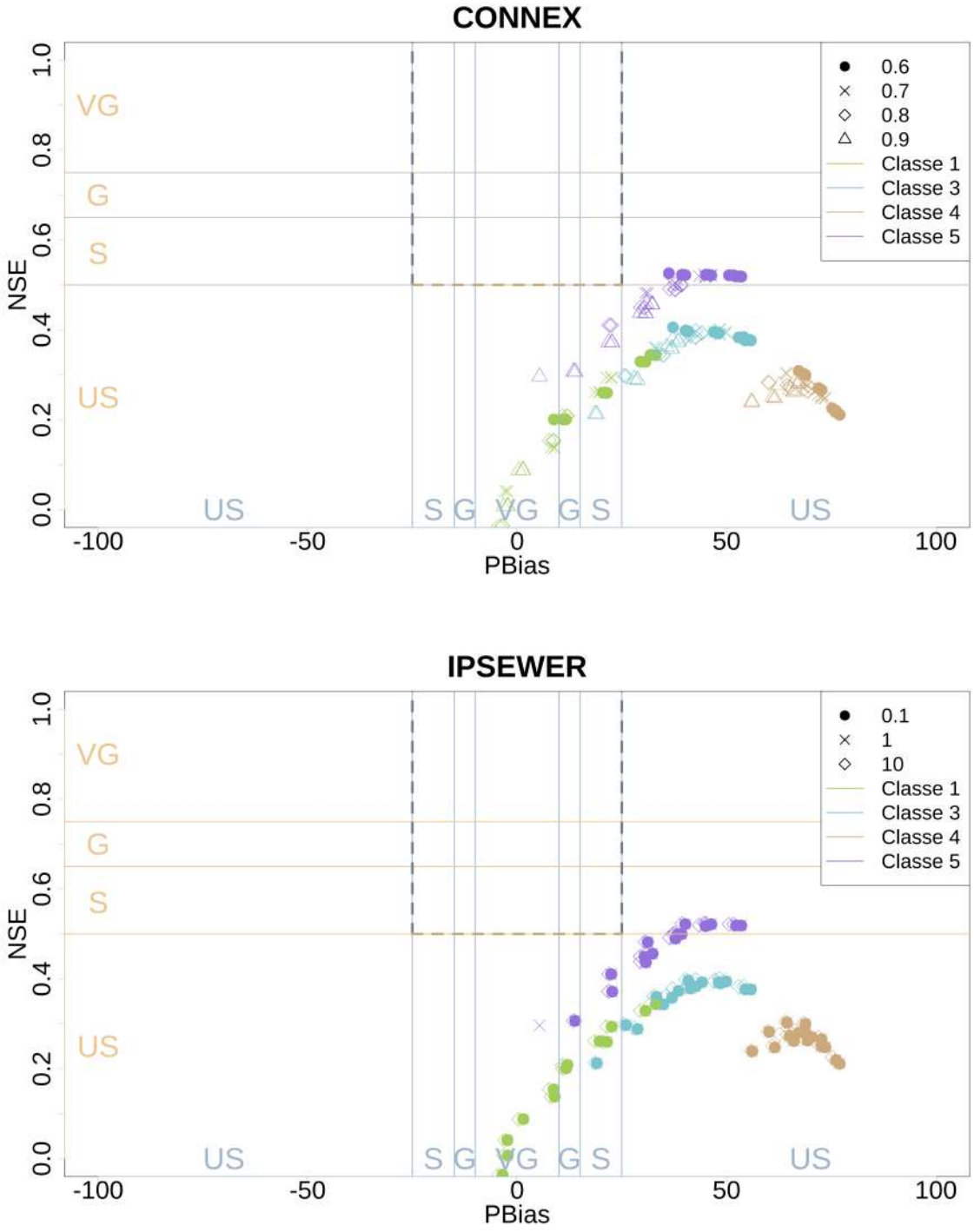


FIGURE 5.16. Même légende que la Figure 5.14 avec le NSE et le PBias moyennés par classe pour les paramètres de calage Connex (-) et IPsewer (-).

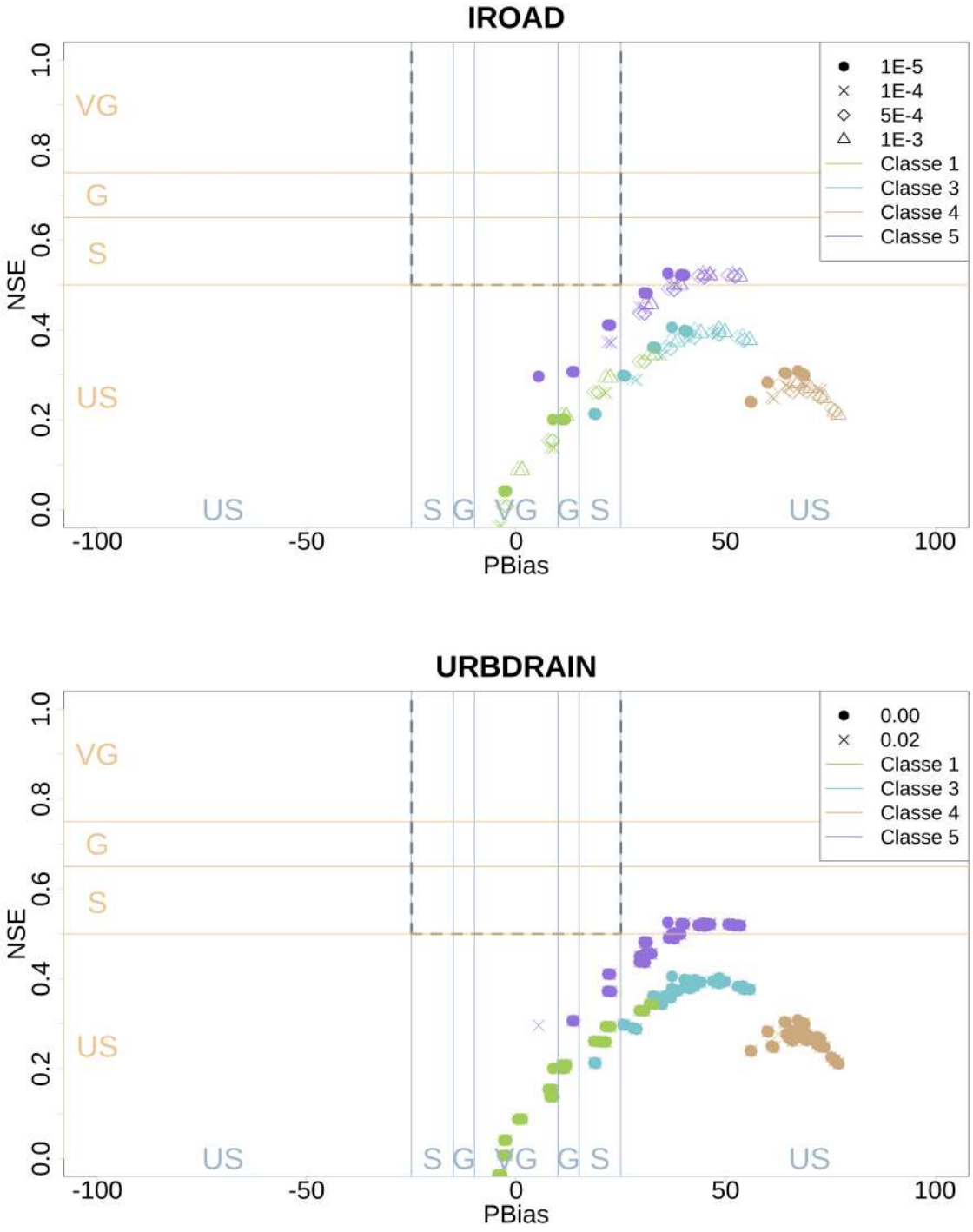


FIGURE 5.17. Même légende que la Figure 5.14 avec le NSE et le PBias moyennés par classe pour les paramètres de calage Iroad ($mm.s^{-1}$) et Urbdrain (-).

Tableau 5.6. Combinaisons des valeurs de paramètres de calage pour chaque classe. Les couleurs de chaque colonne correspondent aux couleurs de chaque classe de la Figure 5.8.

	Classe 1	**Classe 3**	**Classe 4**	**Classe 5**
Charactéristiques hydrologiques	Pentu Faible imperm. Eau Pluviale	Pentu Imperm. moyenne Unitaire	Peu pentu Imperm. moyenne Unitaire	Peu pentu Forte Imperm. Unitaire
IPsewer (-)	10	10	10	10
Iroad ($mm.s^{-1}$)	1e-3	1e-5	1e-5	5e-4
Urbdrain (-)	0	0	0	0
Connex (-)	0.6	0.7	0.9	0.9

de connexion des surfaces imperméabilisées au réseau d'assainissement (Connex) prennent des valeurs différentes selon les classes de calage. Ces résultats semblent indiquer moins de connexion des surfaces imperméabilisées au réseau d'assainissement sur des zone moins urbanisées (classes 1 et 3) alors que les zones plus largement imperméabilisées ont un taux de connexion vers le réseau d'assainissement encore plus élevé (classes 4 et 5). Il y aurait en revanche une infiltration plus rapide de l'eau déposée sur la route vers le sous-sol dans les zones situées plus à l'extérieur des villes (classe 1, Iroad = 10^{-3} $mm.s^{-1}$).

Globalement, les combinaisons de paramètres de calage pour un même bassin versant obtiennent des scores assez proches. En effet, l'impact d'une meilleure reconstruction d'un bassin versant ou de faibles infiltrations auront plus d'impact sur les scores obtenus que la variabilité des valeurs des paramètres de calage. Cela avait également été montré dans les travaux de Stavropulos-Laffaille *et al.* (2018) qui retrouvaient des paramètres de calage similaires pour deux bassins versants différents. Ces résultats conduisent à nouveau à penser que le modèle TEB-Hydro pourrait ne pas nécessiter de calage spécifique selon la zone étudiée, les variations induites par le choix de la valeur de ces paramètres étant très faibles. Ce résultat serait bien sûr à confirmer sur une autre zone d'étude.

Cette méthode a été présentée dans un papier de conférence accepté : Emilie Bernard, Katia Chancibault, Cécile de Munck, Alexandra Mosset. A new hydro-climate model for urban water management including nature based solutions : a preliminary application on Paris metropolitan area. Second International Conference "Water, Megacities and Global Change", Dec. 2020, PARIS, France. 12 p. Publié sous HAL : hal-0312486. (Annexe D)

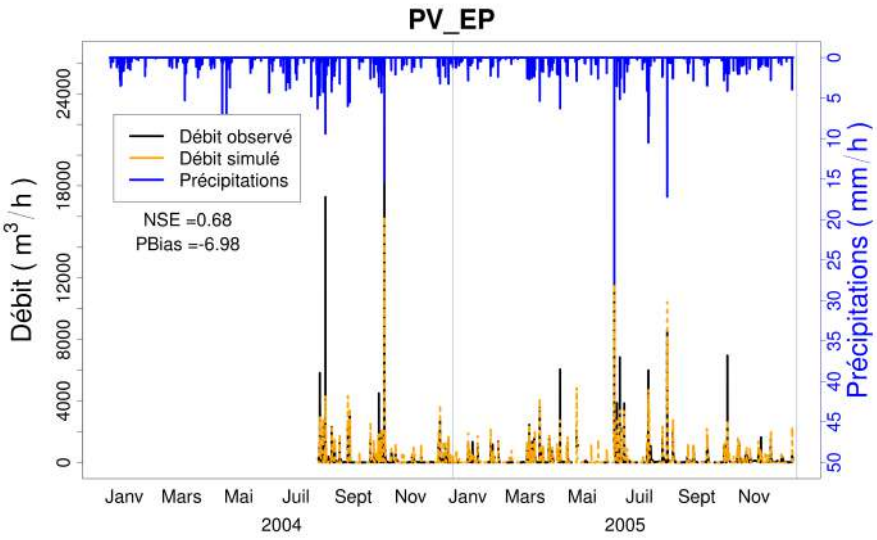


FIGURE 5.18. Hydrogramme du bassin versant jaugé PV_EP (Seine-Saint-Denis) après calage sur la première période de simulation (2002-2005).

5.4 Débits simulés avec le calage adapté à chaque classe de bassin versant

Ainsi, après la détermination du calage adapté à chaque classe et les seuils de déversement associés, les hydrogrammes sur la phase de calage des 12 bassins versants jaugés conservés sont représentés sur la Figure 5.18 pour la première et les Figure 5.19, Figure 5.20, Figure 5.21, Figure 5.22 pour la 2ème période de simulation (2014-2017). Les scores de NSE, PBias, coefficient de corrélation, Root mean square error ou Erreur quadratique moyenne (RMSE) et Mean Bias error ou erreur moyenne de biais (MBE) associés sont recensés dans le Tableau 5.7.

Le CABR16 présente un fonctionnement erratique. Un débit de base qui augmente même en saison estivale pourrait éventuellement indiquer des périodes de chômage d'un autre collecteur, redirigé vers celui-ci. Cela pourrait expliquer les mauvais résultats obtenus. Le CAAR16 a un fonctionnement particulier qu'il est difficile à reproduire dans le modèle puisque de nombreux travaux ont eu lieu, menant à des apports d'eau supplémentaires sur ce bassin versant ou à des déversements de l'eau de ce bassin versant vers un autre.

Concernant le CAAR18, des variations importantes du débit sont notables même en l'absence de précipitations. Il est possible que l'extraction des EU sur ce bassin versant n'ait pas fonctionné correctement. Un débit est observé à l'exutoire du LAS10 même lorsqu'il n'y a pas de précipitation ou très peu. En période sèche, l'erreur sur le débit simulé est alors très importante.

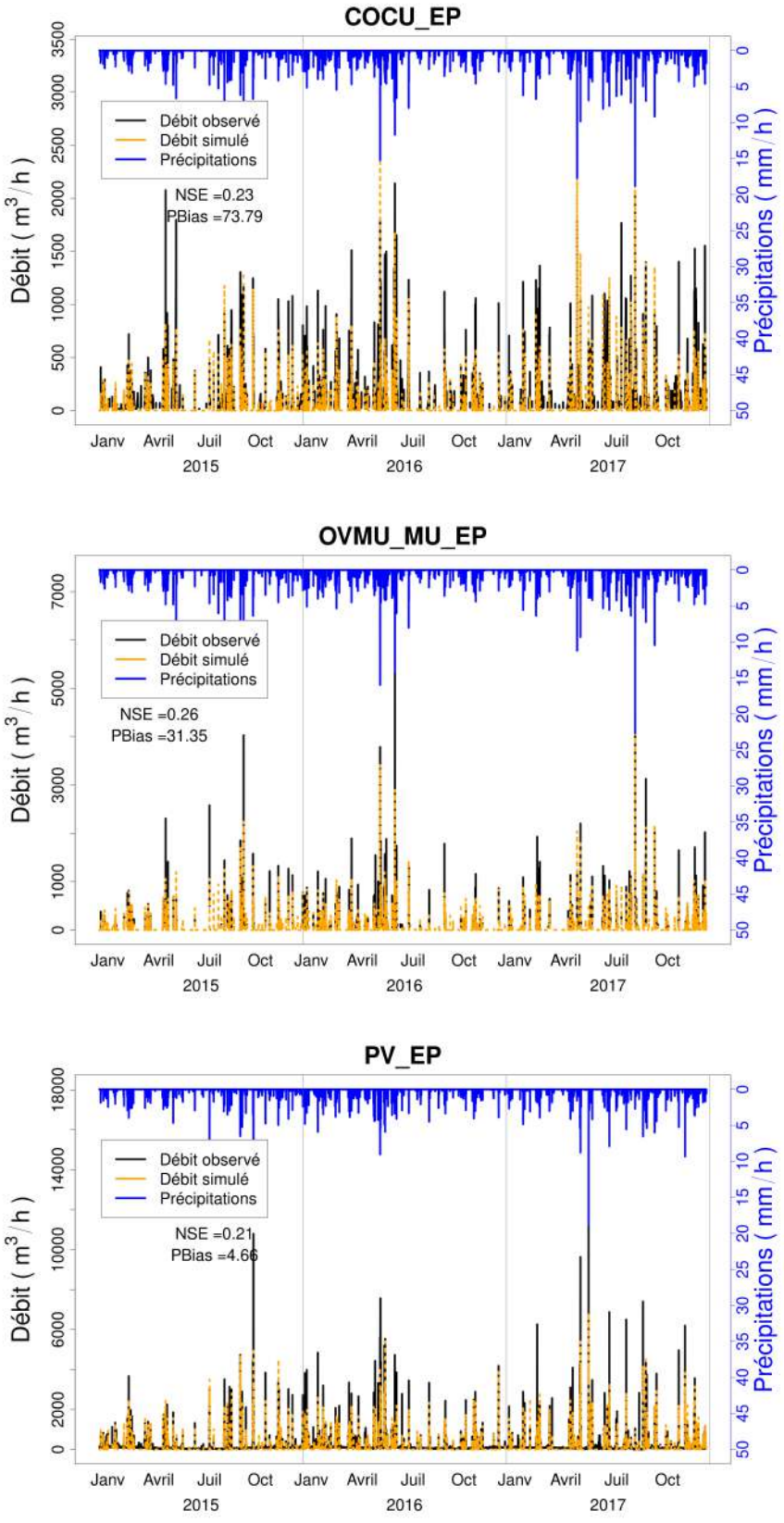


FIGURE 5.19. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, COCUCU_EP, OVMU_MU_EP (Seine-Saint-Denis) après calage sur la 2ème période de simulation (2014-2017).

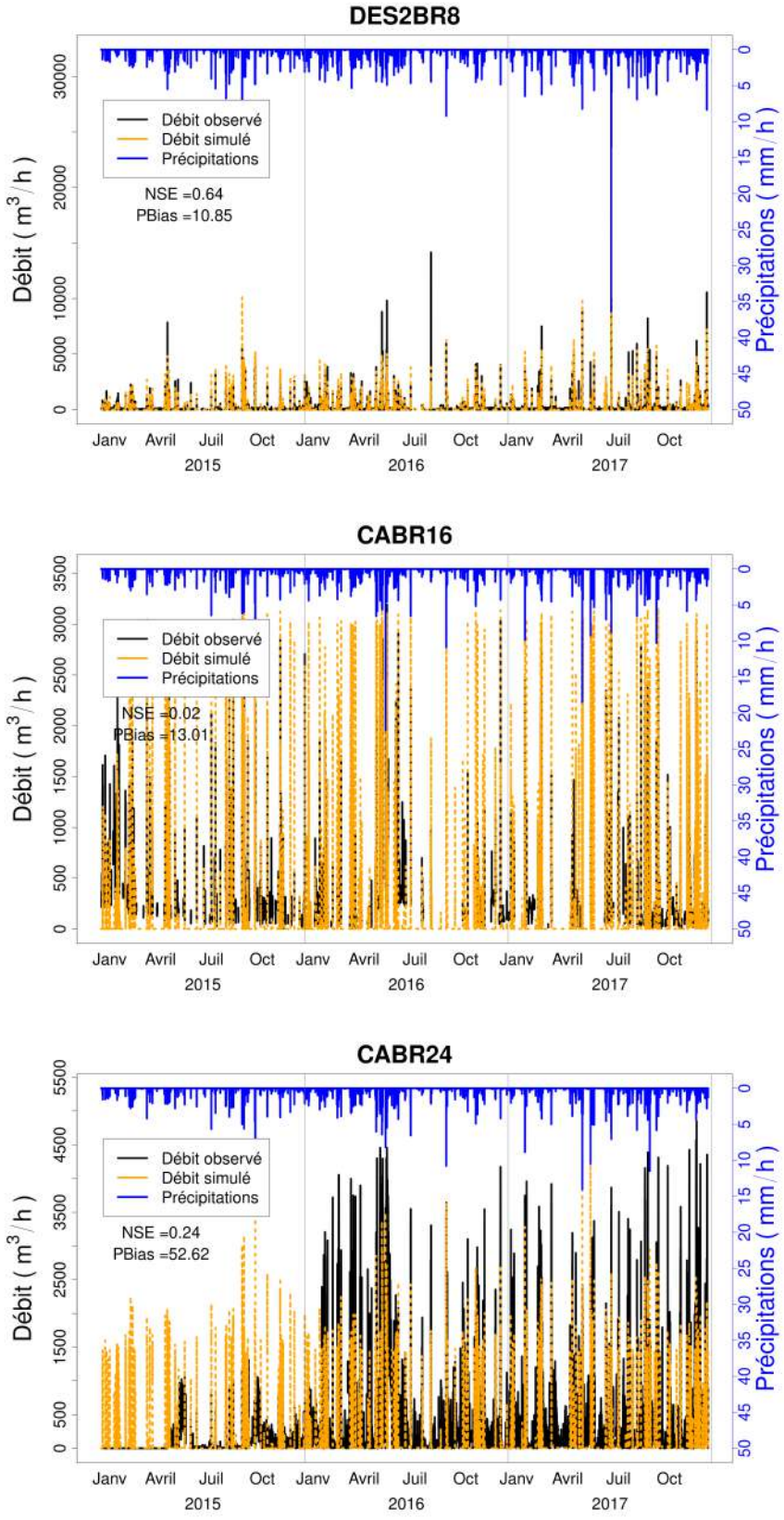


FIGURE 5.20. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, DES2BR8, CABR16 et CABR24 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation (2014-2017).

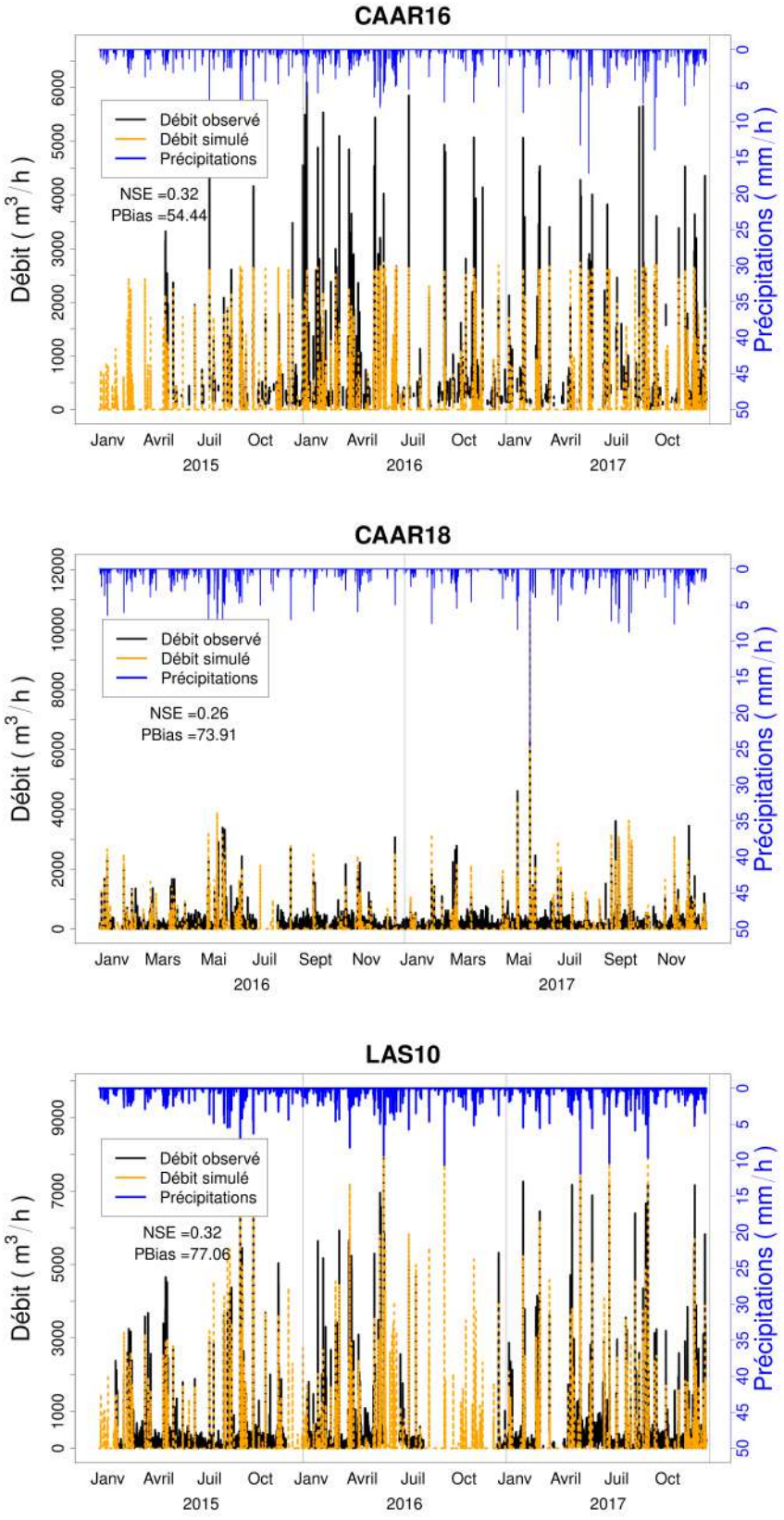


FIGURE 5.21. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, CAAR16, CAAR18 et LAS10 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation (2014-2017).

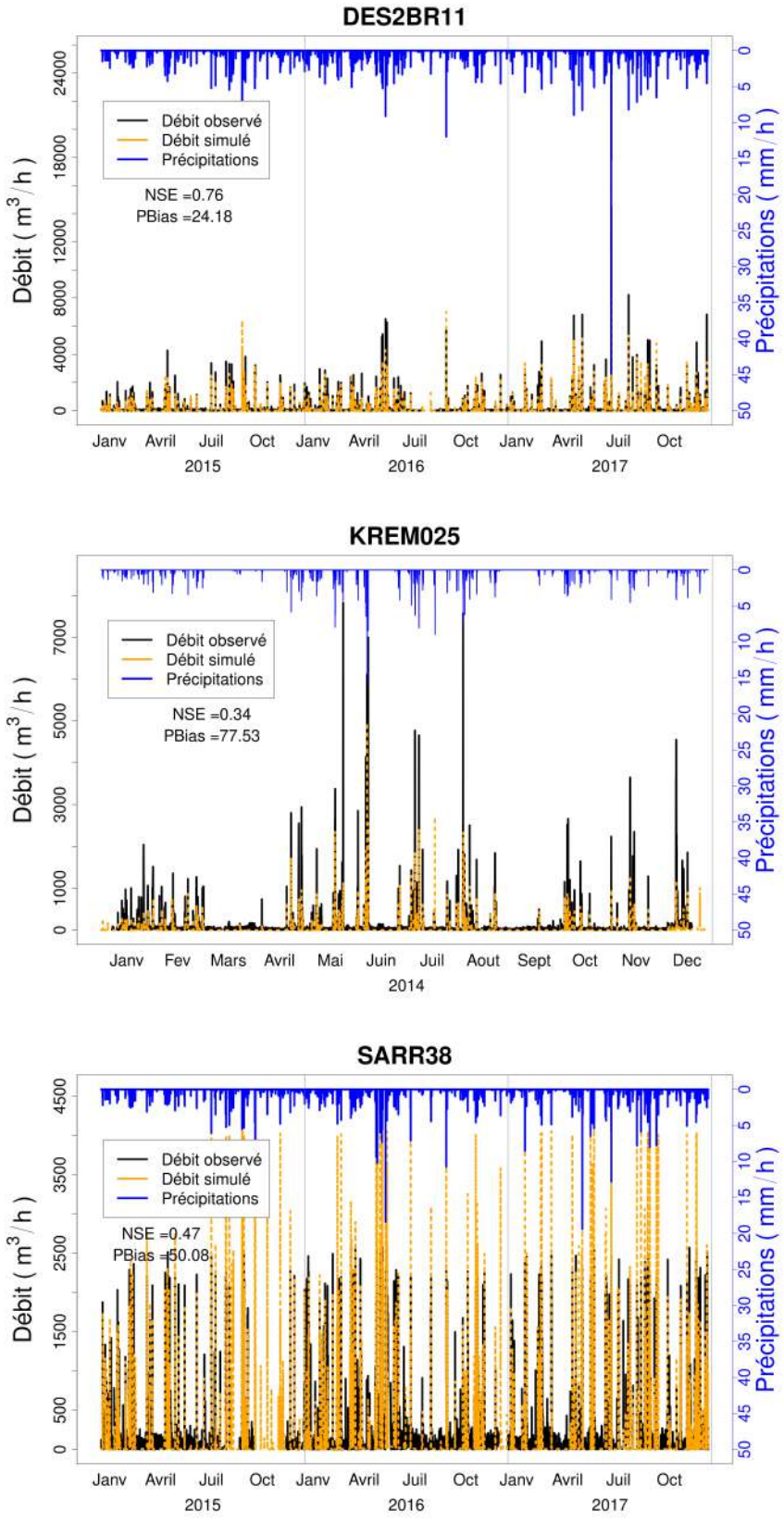


FIGURE 5.22. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, DES2BR11, SARR38 (Hauts-de-Seine) et KREM025 (Val de Marne) après calage sur la 2ème période de simulation (2014-2017).

Tableau 5.7. Tableau des scores obtenus pour les bassins versants jaugés après calage. Les lignes des bassins versants au moins *Satisfaisants* sont en vert.

Classe	**Nom du bassin versant**	**NSE (-)**	**PBias (%)**	**Coefficient de corrélation (-)**	**RMSE (m^3)**	**MBE (m^3)**
1	COCUCU_EP (2014)	0.23	73.79	0.71	153.25	-91.22
1	OVMUMU_EP	0.26	31.35	0.58	229.85	-40.33
1	PV_EP (2002)	0.68	-6.98	0.66	533.43	59.16
1	PV_EP (2014)	0.21	4.66	0.64	319.90	-6.27
3	DES2BR8	0.64	10.85	0.87	279.69	-15.67
3	CABR16	0.02	13.01	0.71	514.06	-55.90
3	CABR24	0.24	52.62	0.56	523.16	-148.99
4	CAAR16	0.32	54.44	0.72	585.97	-310.03
4	CAAR18	0.26	73.91	0.68	269.59	-136.18
4	LAS10	0.32	77.06	0.73	540.12	-298.38
5	DES2BR11	0.76	24.28	0.87	204.23	-23.70
5	KREM025	0.34	77.53	0.69	270.84	-82.83
5	SARR38	0.47	50.08	0.76	327.61	-116.69

Le KREM025 est disponible uniquement sur l'année 2014 après plusieurs corrections des observations, il ne sera pas utilisé pour l'évaluation sur cette année. Les pics de débit sont largement sous-estimés par le modèle malgré une bonne variation temporelle. Cela pourrait être lié à un problème de connexion d'autres bassins versants situés en amont du bassin versant.

Les débits du CABR24 sont assez bien reproduits sur les années 2016 et 2017 malgré une sous-estimation du modèle. Au contraire, il y a en 2015 une surestimation de ce débit. Les scores *Insatisfaisants* obtenus pourraient alors être liés à des fonctionnements différents du bassin versant sur la durée de la phase de calage. Il se pourrait que dès 2016, un branchement supplémentaire ait été raccordé à cet exutoire, entraînant par conséquent une collecte du débit de plus de bassins versants, augmentant largement le débit des années 2016 et 2017 par rapport à 2015.

Le COCU_EP a été conservé sur la deuxième période de simulation, ses résultats n'étant pas aberrants. Le modèle rencontre quelques difficultés à simuler le débit observé avec une tendance à la sous-estimation bien que des pics de débits soient surestimés lors de forts évènements précipitants.

La variation temporelle de débit à l'exutoire de l'OVMU_MU_EP est bien représentée par le modèle malgré une sous-estimation des pics de débit combinée à une surestimation lors des faibles évènements de pluie. Ces contraintes qui peuvent être liées à la reconstruction du réseau d'assainissement, entraînent des scores insatisfaisants sur ce bassin versant.

Toutefois, les bassins versants DES2BR8, DES2BR11, SARR38 et le PV_EP (majoritairement sur la première période de simulation) présentent des scores satisfaisants.

Ces bassins, qui possèdent le moins d'infiltrations parasites dans leurs débits observés par rapport aux autres bassins versants jaugés, sont ceux qui présentent les meilleurs scores de NSE et de PBias. Il semblerait que les infiltrations parasites soient largement sous-estimées par le modèle TEB-Hydro et une étude spécifique sera à mener pour améliorer le réalisme de leur calcul dans TEB-Hydro.

5.5 Analyse des résultats obtenus avec le calage optimal pour chaque classe de bassin versant

Les corrélations obtenues dans le Tableau 5.7 sont assez élevées pour des débits hydrologiques (au-dessus de 0.55 pour l'ensemble des bassins versants et la plupart sont supérieures à 0.70) confirmant une bonne cohérence des variations des débits observés et modélisés. Toutefois, les NSE et les PBias montrent que l'amplitude de ces variations n'est pas bien reproduite par le modèle pour plusieurs bassins versants. Les biais moyens (MBE) sont négatifs pour l'ensemble des bassins versants, montrant une sous-estimation globale du modèle par rapport aux observations, ainsi que des différences marquées d'un bassin versant à un autre (-6.27 à -310.03 m^3/h). Les RMSE indiquent des écarts de l'ordre de plusieurs centaines de m^3/h pour l'ensemble des bassins versants. Cela correspond à une RMSE comprise entre 0.01 et 2% des débits maximum observés selon les bassins versants ce qui correspond à une erreur relativement faible.

Par conséquent, les scores obtenus ne sont pas *Satisfaisants* pour la majorité des bassins versants. Cela s'explique tout d'abord par certaines faiblesses du modèle hydrologique utilisé, comme par exemple, vraisemblablement sa difficulté à reproduire les infiltrations parasites. D'autre part, la reconstruction du réseau d'assainissement à cette échelle est un vrai défi. A plusieurs endroits, il a été montré que cette reconstruction n'est pas optimale, conduisant à des aires drainées sous-estimées ou surestimées. La profondeur du réseau est prescrite de façon uniforme sur le domaine, par manque d'information sur certains départements, cela peut avoir un impact sur les infiltrations d'eau dans le réseau. De plus, le réseau reconstruit est fixe sur une longue durée de simulation, alors même que le système d'assainissement a connu de fortes évolutions. Ces mauvaises représentations des écoulements d'eau peuvent entraîner de fortes différences de débits aux exutoires. Il faut également garder à l'esprit que le nombre important de bassins versants étudié empêche de comprendre en détails le fonctionnement de chacun et limite par conséquent les améliorations que l'on pourrait apporter à leur modélisation hydrologique. De plus, l'analyse est faite sur de longues durées, qui alternent les périodes sèches et humides, et donc ne se focalise alors pas sur un fonctionnement spécifique mais au long court. Cela rend les études de modélisation hydrologique plus complexes à mener. Ce type de réseau est

aussi largement impacté par les interventions humaines, avec une gestion qui fait appelle continûment à l'expertise d'agents, pour réguler au mieux les volumes d'eau arrivant aux station de traitement des eaux usées de la zone. Enfin, des incertitudes peuvent également être induites par l'extraction de l'eau usée de la donnée observée initiale.

Une limite se pose toutefois dans le choix des valeurs de référence utilisées pour déterminer la qualité des scores obtenus. De par leur large utilisation en hydrologie, les seuils de qualité définis par Moriasi *et al.* (2007) pour le NSE et le PBias ont été choisis comme critère de validation des valeurs de NSE et PBias obtenus dans cette étude. Ces seuils de qualité semblent cependant ne pas convenir dans le cadre d'une étude sur des bassins versants urbains, aussi nombreux, à la fois sur un même domaine d'étude et dépendant aussi les uns des autres. Comme illustré dans l'étude de (Joshi *et al.*, 2021), lorsque les processus sont compliqués à représenter, des scores plus faible (un NSE de 0.3 ou 0.4 par exemple) peuvent être tout à fait acceptables.
Sur la Figure 5.14 et la Figure 5.15, il est possible de constater un maximum optimal de combinaison NSE et PBias. Les meilleurs PBias sont obtenus entre -50 et $+50\%$ et les meilleurs NSE sont compris entre 0.2 et 0.8. Il serait intéressant de revisiter ces critères, très spécifiques, pour les adapter à des études d'hydrologie urbaine. Ils mériteraient d'être moins restrictifs lors d'études complexes de plusieurs bassins versants urbains notamment, avec par conséquent des échelles spatio-temporelles compliquées à étudier, qui est un véritable défi pour mon étude de Paris et sa petite couronne. Des seuils de tolérance pourraient alors être ajoutés pour accepter un PBias assez élevé ($> \pm 50\%$) mais avec une NSE élevé (> 0.8) ou alors le cas inverse avec un PBias compris entre 0 et $\pm 15\%$ mais un NSE plus faible (> 0.3).

En conclusion, le traitement des observations et notamment l'extraction du signal des eaux usées des débits mesurés en réseau unitaire montre son efficacité sur la majorité des bassins versants représentés. La méthode de calage par régionalisation utilisée dans cette étude est utile pour déterminer le calage des bassins versants non jaugés, que ce soit en milieu urbain ou pour des bassins versants naturels. Cette étude permet d'illustrer qu'il est possible d'appliquer la démarche en milieu urbain où les caractéristiques hydrologiques des bassins versants sont plus difficiles à connaître. Elle permet d'identifier des paramètres de calage cohérents avec les caractéristiques propres à chaque classe définie. Toutefois, les paramètres de calage sont dépendants d'un grand nombre de caractéristiques hydrologiques qui ne sont pas toutes représentées dans la méthode de classification ou pas disponibles à cet effet. Ainsi, les bassins versants d'une même classe n'ont peut-être pas la meilleure combinaison de paramètres de calage. Il serait intéressant de pouvoir mener

cette étude avec une meilleure caractérisation hydrologique des bassins versants étudiés afin de pouvoir affiner la méthode de détermination de leurs classes. Une quantité plus importante d'observations hydrologiques de bonne qualité permettrait aussi d'augmenter le nombre de bassins versants jaugés et ainsi d'affiner le nombre de classes ainsi que les plages de variations de leurs caractéristiques respectives. Les écoulements d'eau simulés dans le modèle sont assez bien représentés mais des améliorations sur la reconstruction du réseau d'assainissement pourraient être menées par endroits pour améliorer les résultats obtenus. Il serait intéressant d'observer si une résolution plus fine pour décrire ce dernier dans le modèle pourrait permettre de mieux représenter les écoulements d'eau simulés, bien que l'augmentation de résolution spatiale serait très demandeuse en coup de calcul à l'échelle d'un si grand domaine d'étude.

Ce chapitre a permis l'application et l'adaptation d'une méthode de calage par régionalisation multi-bassins versants, jamais encore appliquée en milieu urbain, pour l'étude de Paris et sa petite couronne.

Chapitre 6

Analyse hydro-climatique de la réponse de Paris et son agglomération, sur la période de 2001 à 2017

Sommaire

6.1 Évaluation du modèle 192
6.1.1 Réalisme des températures simulées 192
6.1.1.1 Réalisme des températures simulées maille à maille . 192
6.1.1.2 Réalisme global de la température simulée à l'échelle du domaine 197
6.1.2 Réalisme des déversements et débits simulés 199
6.1.2.1 Débits simulés aux exutoires des bassins versants jaugés 199
6.1.2.2 Débits simulés aux déversoirs d'orage 208
6.1.3 Réalisme à l'interface sol-atmosphère 213
6.1.3.1 Évaluation de variables météorologiques 217
6.1.3.2 Évaluation de l'état hydrique et thermique du sous-sol 219
6.1.3.3 Évaluation des composantes du bilan énergétique . . . 223
6.1.4 Points forts et limites du modèle TEB sur les diagnostics simulés 226
6.2 Étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne en temps présent 227
6.2.1 Conditions météorologiques 228
6.2.2 Réponse hydro-climatiques à différentes échelles spatiales et temporelles 232
6.2.2.1 Réponse du territoire à l'échelle saisonnière 233

6.2.2.2 Zones de vulnérabilité déduites pour chaque indicateur 239
6.2.2.3 Réponse du territoire aux évènements extrêmes 250
6.2.3 Identification des zones les plus vulnérables hydro-climatiquement 257

Après son calage hydrologique, spatialisé et adapté à chaque bassin versant, le modèle peut être utilisé pour simuler l'ensemble des variables hydro-climatiques du domaine de Paris et sa petite couronne. La période choisie pour l'étude de la réponse hydro-climatique du territoire correspond aux années 2001 à 2017. Ces 17 ans de simulation ont alors été effectués suivant la configuration de simulation détaillée précédemment Section 3.3 et avec les valeurs des paramètres hydrologiques définies par le calage (Tableau 5.6).

Pour mener à bien cette étude, il est important de connaître les forces et les faiblesses du modèle dans sa représentation des processus liant hydrologie et microclimat en ville. Le modèle est donc initialement évalué hydro-climatiquement à la lumière d'observations disponibles et à différentes échelles spatiales et temporelles. Cette évaluation vise à identifier les limites du modèle et à les quantifier pour les prendre en considération dans l'analyse de la réponse hydro-climatique simulée du territoire en question. Pour rappel, cette évaluation des résultats de simulation est menée dans le cadre d'une nouvelle version du modèle encore jamais testée et où les paramétrisations TEB-Hydro et TEB-Tree sont activées pour la première fois simultanément. Caractériser les biais du modèle dans cette configuration en comparant des variables simulées à celles observées est primordial pour cette étude mais également pour les utilisations futures du modèle.

Les observations utilisées pour ce travail d'évaluation sont de deux types, microclimatiques et hydrologiques, et concernent des échelles différentes :

— températures minimales et maximales spatialisées à l'échelle du domaine d'étude,

— mesures de débit (n'ayant pas servi au calage du modèle) issus de bassins versants jaugés,

— mesures de températures et humidité de l'air et dans le sol ainsi que des flux turbulents à deux super-sites, en périphérie de la zone couverte par le réseau d'assainissement Figure 3.7.

L'étude proprement dite de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne menée ensuite permettra de mieux connaître et caractériser d'un point de vue hydro-climatique cette zone d'étude. La finalité de ce travail est d'identifier les vulnérabilités associées à l'urbanisation auxquelles la population, la végétation et le milieu naturel, risquent d'être exposées, de les localiser et de quantifier leurs intensités.

6.1 Évaluation du modèle

6.1.1 Réalisme des températures simulées

La température de l'air influence directement le bien-être de chaque individu. Même si elle n'est pas le seul paramètre influençant le confort thermique, la température de l'air est donc une variable microclimatique couramment étudiée en modélisation urbaine. C'est pourquoi, il est important d'analyser si le modèle reproduit cette variable de façon réaliste à l'échelle du domaine entier. Pour cela, une étude comparative est menée entre les températures simulées à 2 m (agrégation des températures à 2 m simulées par les modèles de surface TEB, ISBA et WATFLUX selon les fractions respectives d'occupation de la maille) et un produit spatialisé de températures maximales (18h du jour J-1 à 18h du jour J) et minimales (6h du jour J à 6h du jour J+1) journalières. Ces données spatialisées récentes (Kounkou-Arnaud et Brion, 2018) ont été obtenues par un krigeage (interpolation spatiale) des observations de températures minimales et maximales respectives de chaque mesure du réseau de stations météorologiques RADOME (Réseau d'Acquisition de Données d'Observation Météorologiques Étendu) de Météo-France à 2 m, en considérant les effets de l'urbanisation et de l'altitude sur ces températures. Ces données sont fournies à une résolution de 1.4 km. Les températures simulées étant à une résolution de 250 m, ces dernières sont préalablement interpolées à 1.4 km sur la grille des observations spatialisées pour comparaison.

L'évaluation des températures simulées sera menée en deux temps, d'abord à l'échelle du domaine entier pour rendre compte de zones mieux représentées que d'autres, puis agrégée spatialement afin de voir si la variabilité temporelle des températures ainsi que les valeur extrêmes (minima et maxima) sont bien reproduites par le modèle.

6.1.1.1 Réalisme des températures simulées maille à maille

Les températures minimales (Tmin) et maximales (Tmax) sont représentées pour un exemple de la journée du 12 août 2003 sur la Figure 6.1. L'impact de l'urbanisation est particulièrement visible sur la Tmin. La Tmax est élevée sur la majeure partie du domaine.

Des scores de corrélation (r), RMSE et MBE, sont calculés sur les variations temporelles de températures simulées et observées (minimales et maximales) pour chaque point de maille, fournissant ainsi des scores de comparaison spatialisés (Figure 6.2) sur les 17 ans de l'étude.

Comme attendu, les variations des températures minimales (Tmin, Figure 6.2 gauche) et maximales (Tmax, Figure 6.2 droite) quotidiennes sont hautement corrélées (r>0.90)

aux observations sur 2000-2017, avec des corrélations variant à l'échelle du domaine entre 0.97 et 1.00 puis entre 0.98 et 1.00 respectivement pour les Tmin et Tmax. Des corrélations marginalement moins fortes sont observées sur les zones très urbanisées (cf fraction de bâti de la Figure 3.11), sur Paris intra-muros pour la Tmin et jusqu'aux quatre départements de la petite couronne en ce qui concerne la Tmax.

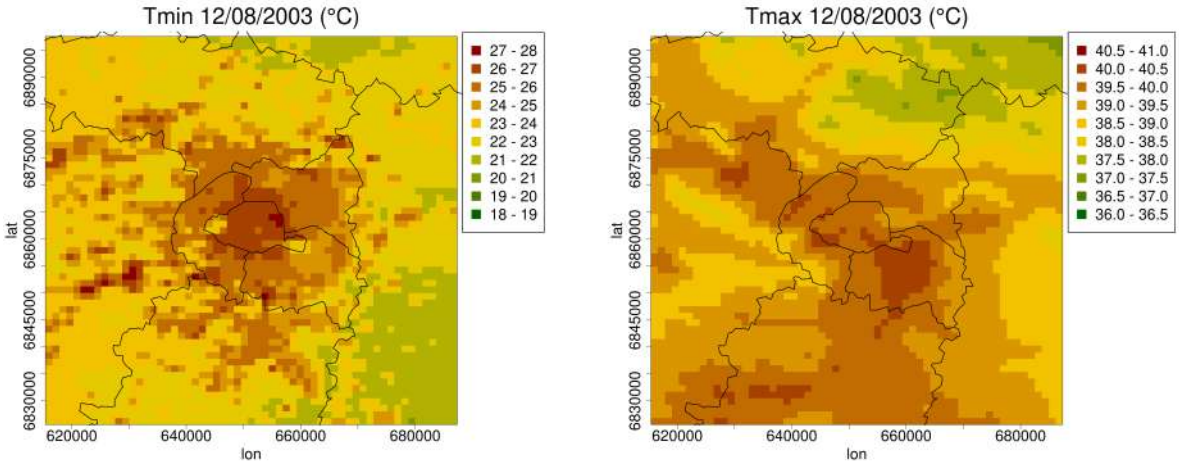


FIGURE 6.1. Cartes de températures minimale (gauche) et maximale (droite), observées le 12 août 2003.

Les températures minimales sont assez proches des observations avec une RMSE de 1.3°C en moyenne, variant de 0.70 à 2.80°C à l'échelle du domaine. Toutefois, un biais positif est notable traduisant une surestimation des températures par le modèle d'environ 1°C. Les erreurs rencontrées sur les températures minimales ne semblent pas liées directement à l'occupation du sol (Figure 3.11, Figure 3.12 et Figure 3.13) et sont plutôt homogènes sur la zone. Ces erreurs peuvent être plus liées aux forçages de température imposés au modèle

Pour les Tmax, les erreurs sont un peu plus élevées (RMSEs compris1.2°C en moyenne, variant de 0.90 à 5.60°C pour quelques extrêmes à l'échelle du domaine) mais relativement à leurs gammes de températures associées, les erreurs sont plus faibles. Les Tmax sont également surestimées par le modèle avec un MBE d'environ 2°C. Il est possible d'identifier trois gammes d'erreur : des RMSEs compris entre 0.60 et 1.20°C sur les zones naturelles, des RMSEs compris entre 1.20 et 1.80°C sur les zones urbanisées (aussi plus faiblement corrélées) et des RMSEs supérieurs à 3.00°C sur certaines zones fluviales associées à la sous-estimation des Tmax avec un MBE négatif. En effet, contrairement au modèle, qui paramétrise, même simplement, le comportement des surfaces en eau (WATFLUX, Charnock, 1955 ; Louis, 1979), la présence de la Seine et de la Marne et les impacts thermiques engendrés par celles-ci ne sont pas pris en compte dans la spatialisation des données de stations de températures minimales et maximales qui

fournissent les observations maillées Figure 6.1.

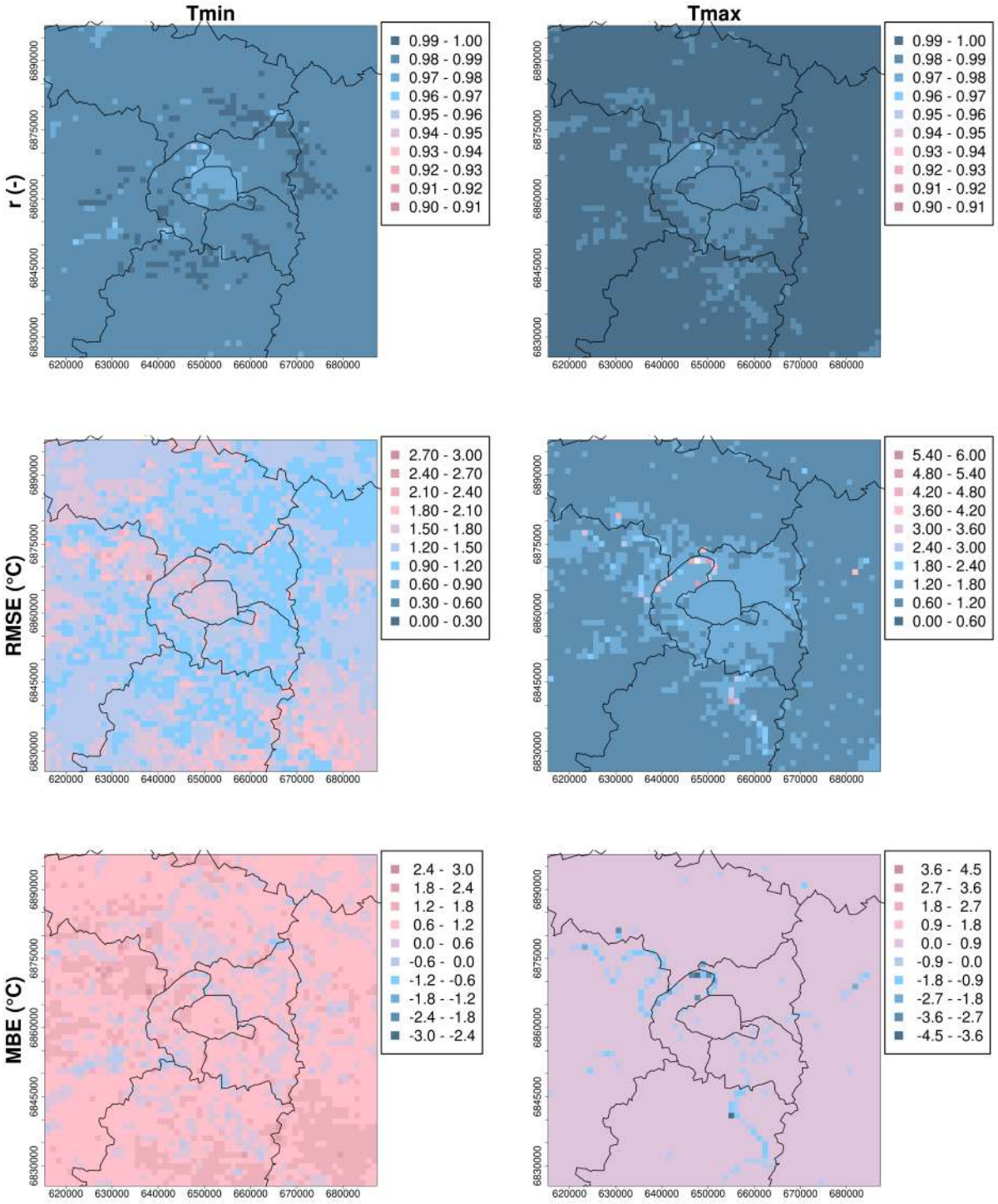


FIGURE 6.2. Scores de comparaison (r, RMSE et MBE) entre observations et modèles pour les températures minimales (gauche) et maximales (droite) pour chaque point de grille sur la période de 2000 à 2017.

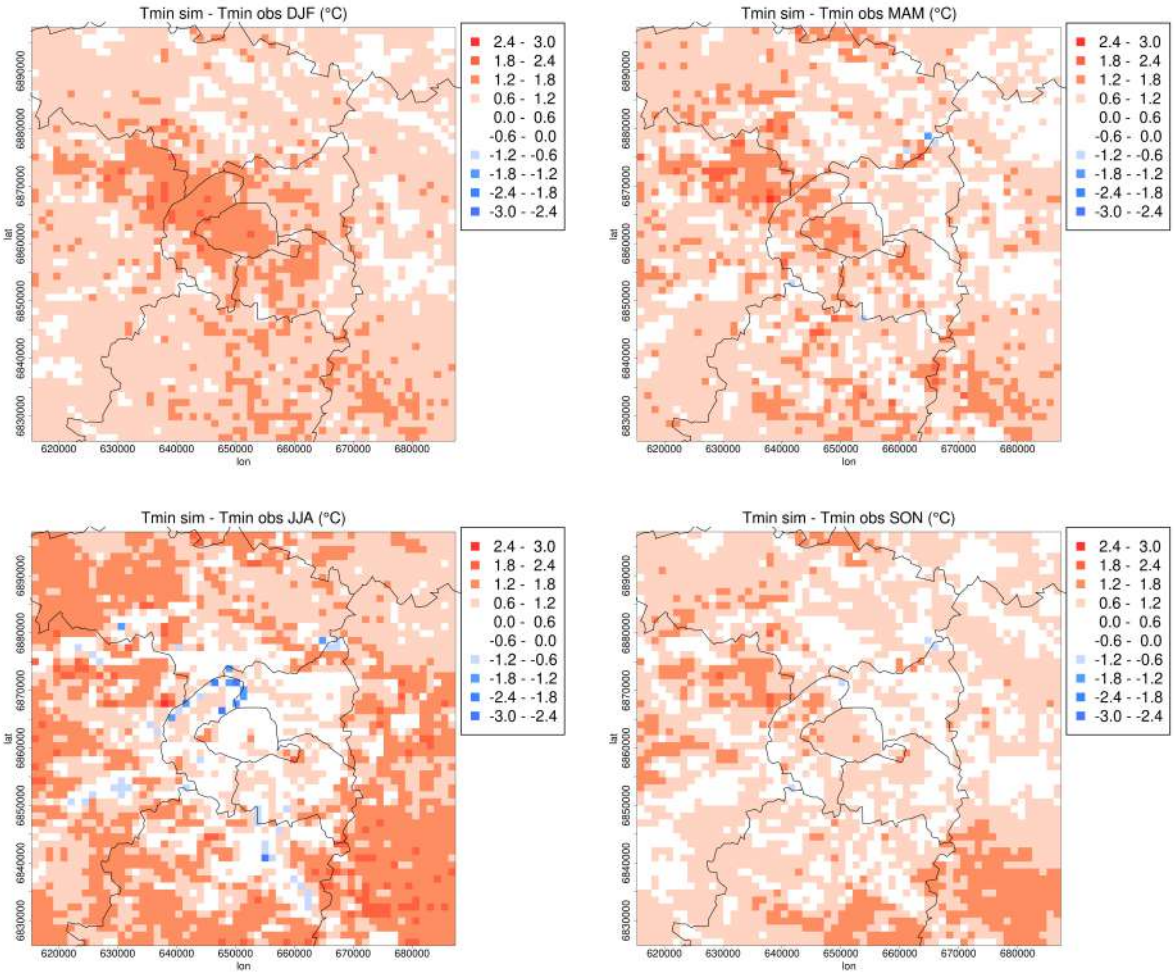


FIGURE 6.3. Différence entre les moyennes saisonnières (DJF : hiver, MAM : printemps, JJA : été, SON : automne) des températures minimales observées et simulées sur le domaine, de 2001 à 2017.

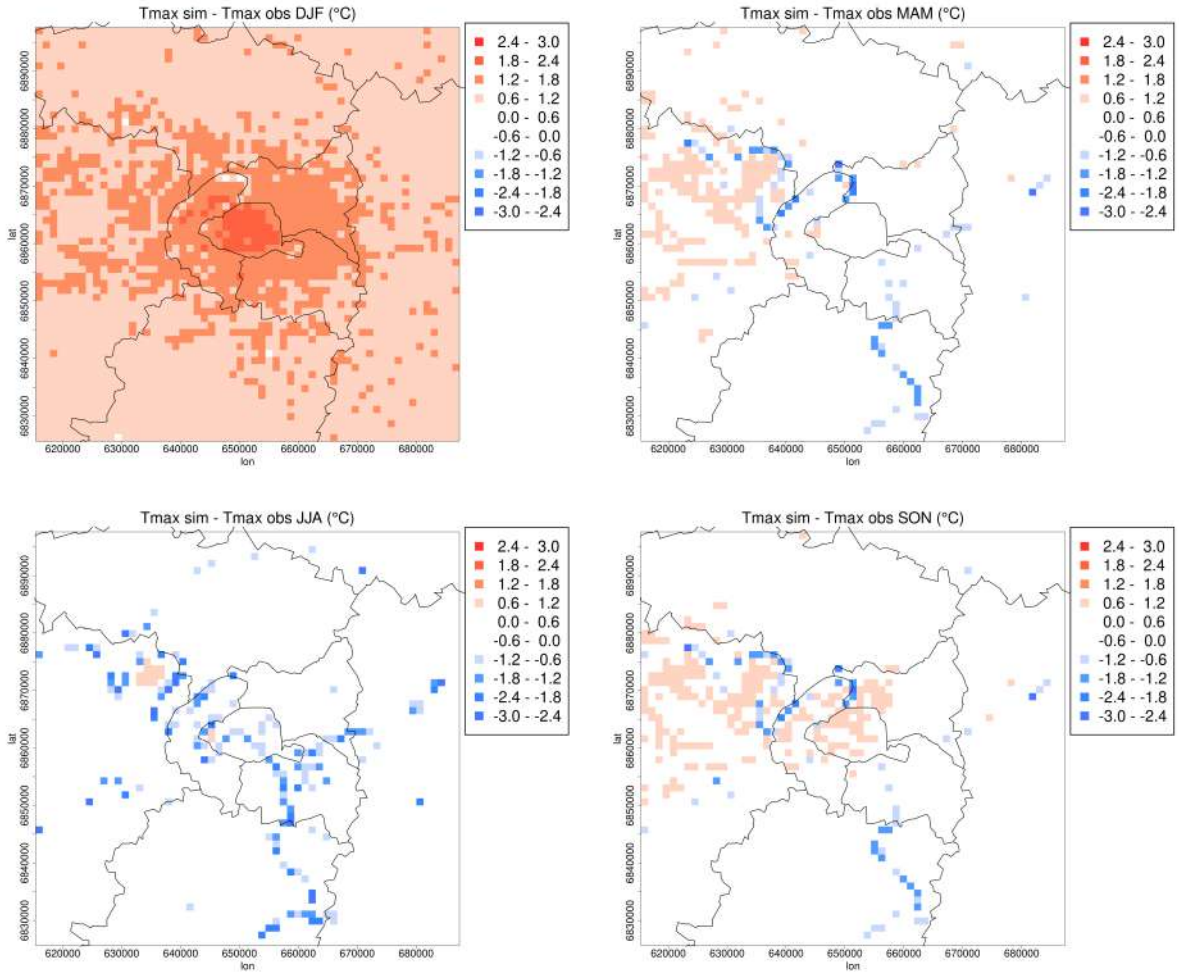


FIGURE 6.4. Différence entre les moyennes saisonnières (DJF : hiver, MAM : printemps, JJA : été, SON : automne) des températures maximales observées et simulées sur le domaine, de 2001 à 2017.

Les températures minimales et maximales ont aussi été comparées à l'échelle saisonnière (Figure 6.3 et Figure 6.4).
Ces figures mettent en évidence une surestimation des Tmin d'environ $1.5°C$, quelle que soit la saison. La surestimation des Tmin est plus importante en été (JJA) hors de la zone urbaine (donc simulée majoritairement pas le modèle ISBA). En hiver, au contraire, c'est sur les zones plus urbanisées (modélisées par TEB) que les Tmin sont surestimées.
Les Tmax hivernales sont très surestimées par le modèle en hiver (DJF, jusqu'à $3°C$ en moyenne) alors que pour les autres saisons, elles sont relativement bien simulées (surestimées d'environ $0.5°C$). Sur ces trois dernières saisons, la sous-estimation des températures au niveau du réseau hydrographique naturel, comme identifié précédemment, probablement du fait de l'inexactitude du produit grillé de température d'une part et d'un trop fort rafraîchissement des surfaces d'eau d'autre part.

6.1.1.2 Réalisme global de la température simulée à l'échelle du domaine

Pour avoir une comparaison d'ensemble des Tmin et Tmax à l'échelle du domaine, les variations des Tmin et Tmax simulées sont représentées en fonction des observations (Figure 6.5). Ces graphiques indiquent une bonne corrélation des températures (comme identifiées spatialement) avec toutefois une sous-estimation des Tmin les plus élevées et une surestimation des Tmin les plus faibles par le modèle limitant l'amplitude de variation des Tmin simulées par rapport aux Tmin observées. Concernant les Tmax, les températures simulées et observées sont moins bien corrélées que les Tmin. Mais il est notable que les Tmax faibles sont bien représentées par le modèle alors que les Tmax élevées sont plutôt sous-estimées.

Les évolutions moyennes des Tmin et Tmax sont représentées annuellement courbes sur la Figure 6.6 pour permettre d'observer la variabilité du modèle en moyenne mais aussi sur les valeur extrêmes en comparaison des observations. Les maxima (courbes du haut), les moyennes (milieu) et les minima (courbes du bas) sont surestimés. En effet, cela est particulièrement visible pour les années plus fraîches dans les observations (2006, 2011 et 2013) pour lesquelles, le minimum et le maximum des Tmin sont surestimés de plusieurs degrés. En moyenne à l'échelle du domaine, le modèle représente une plus faible variabilité spatiale sur le domaine que les observations avec un écart-type (enveloppes) plus faible pour modèle que les observations spatialisées.

Les Tmax simulées annuellement sont plus proches des observations surtout pour les Tmax moyennes que les Tmin malgré toujours une tendance à la surestimation. Les variations des Tmax à l'échelle du domaine (enveloppes) sont mieux représentées par le modèle que pour les Tmin.

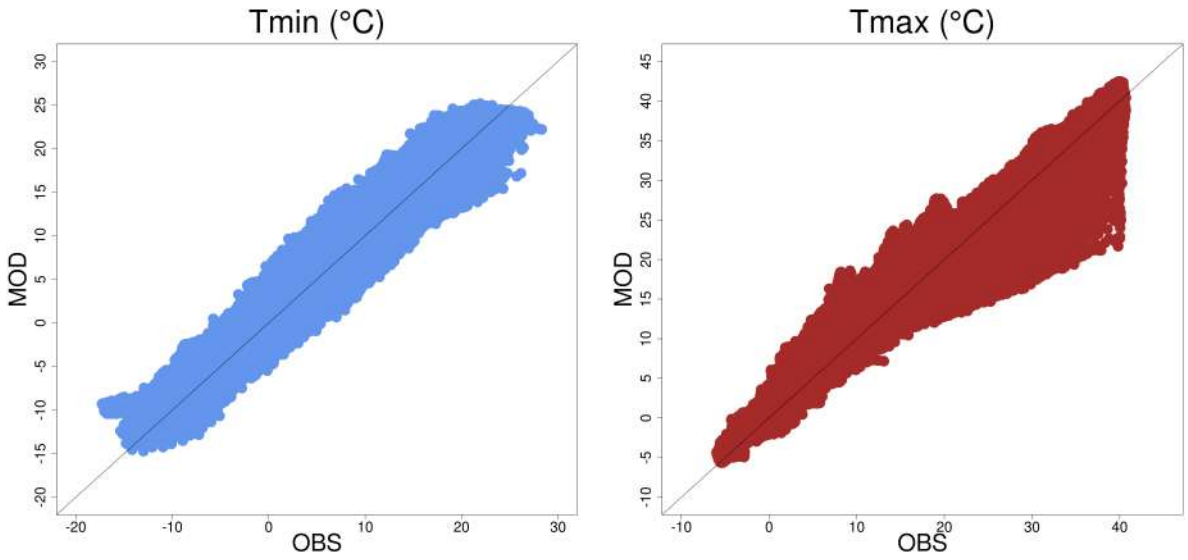


FIGURE 6.5. Comparaison de l'évolution des températures minimales (bleu, gauche) et maximales (rouge, droite) simulées en fonction des observations sur l'ensemble du domaine de 2001 à 2017.

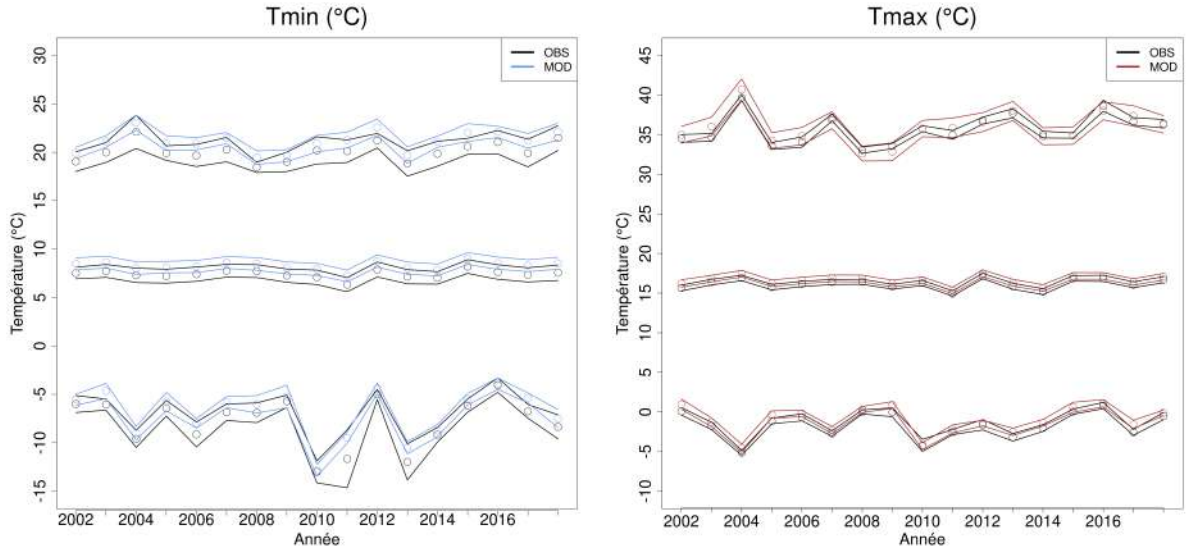


FIGURE 6.6. Valeurs moyenne et écarts types à l'échelle du domaine de la température minimale (gauche) et maximale (droite) pour les valeurs maximales (haut), moyennes (centre) et minimales (bas) annuelles simulée en chaque maille.

Les résultats de cette comparaison montrent une bonne capacité du modèle à reproduire les températures minimales et maximales bien que le modèle surestime les températures d'environ $1°C$. Cela peut être en partie lié à la méthode d'interpolation des températures minimales et maximales utilisées pour l'évaluation, mais une surestimation des températures est aussi visible sur les comparaisons des températures simulées aux

supersites. Les Tmin sont plus surestimées que les Tmax (respectivement MBE = 2.5°C et 0.5°C). Cela est surtout marqué en périphérie du domaine ce qui pourrait réduire l'intensité des îlots de chaleur urbains nocturne simulés.

Ces incertitudes, majoritairement sur les températures minimales, peuvent aussi être apportées par la méthode de création des forçages météorologiques s'appuyant sur l'attribution de l'effet urbain à partir de la classification en type de temps tiré aléatoirement (partie 2b et 2c de la Figure 3.8).

6.1.2 Réalisme des déversements et débits simulés

Suite au calage du modèle sur deux périodes de trois ans (Chapitre 5), il est intéressant d'évaluer hydrologiquement le modèle sur deux autres périodes de trois ans également mais pour des années différentes. Pour rappel, la phase d'évaluation est définie sur les années 2006-2007 et 2014 (période 1) et 2012 à 2014 (période 2).

Les observations de débit, mesurées aux exutoires de bassins versants, au niveau des déversoirs d'orage et des maillages sont présentés dans la Section 5.1. Ce sont des bassins versants ainsi que des déversoirs d'orage équivalents (représentant l'ensemble des déversements ayant lieu sur un même bassin versant) jaugés qualifiés *Bon*. Les bassins versants éliminés dans la phase de calage (car mal représentés dans la reconstruction du réseau ou dont les débits à leurs exutoires étaient aberrants) ne sont pas conservés non plus pour l'évaluation car il reste impossible de bien reproduire les débits mesurés sur ces bassins versants.

6.1.2.1 Débits simulés aux exutoires des bassins versants jaugés

La comparaison des débits observés aux exutoires des bassins versants jaugés aux débits simulés donne des scores globalement insatisfaisants selon les critères définis par Moriasi *et al.* (2007). En effet, seulement un bassin versant (DES2BR8) présente un NSE supérieur à 0.50 et à la fois un PBias inférieur à 25 (Tableau 6.1) en valeur absolue. Il est possible de remarquer que quatre autres bassins versants ont toutefois un PBias au moins *Satisfaisant* (cercles, Figure 6.12). En effet, pour la majorité des bassins versants (6 bassins versants sur 11 comparés), le PBias fournit un score meilleur en phase d'évaluation que de calage. Le NSE est également meilleur pour quatre bassins versants sur ces années d'évaluation. Ces résultats permettent de montrer que le choix de la méthode de calage a permis de maintenir des scores proches des meilleurs scores obtenus dans la phase de calage pour chaque bassin versant.

Certains scores obtenus sur la phase de calage sont moins bons en évaluation. Ces scores sont obtenus pour des bassins versants plutôt mal représentés puisque de mauvais scores

ont déjà été obtenus sur les mêmes bassins versants durant la phase de calage.

Sur cette phase d'évaluation, les débits simulés sont bien corrélés aux débits observés avec des coefficients supérieurs à 0.50 pour l'ensemble des bassins versants. Les RMSE et les MBE sont en moyenne plus élevés que ceux obtenus lors de la phase de calage.

Les scores insatisfaisants obtenus pour le DES2BR11 et le PV_EP, bassins versants où les scores étaient satisfaisants dans la phase de calage, peuvent s'expliquer par des différences dans les observations au cours du temps. Le PV_EP donnait déjà des résultats insatisfaisants sur la deuxième période de simulation, ce qui questionne la bonne qualité des données tout au long de la chronique fournie. Le DES2BR11 a des débits observés plus faibles sur la phase d'évaluation que sur la phase de calage. Les débits sont donc surestimés par le modèle. Cela pourrait être lié à un changement de fonctionnement ou de branchement en amont de cet exutoire.

Les bassins P117 et P119 sont situés dans la ville de Paris. Ils n'ont pas servi à la phase de calage car seule une année (2014) de données observées était disponible. Toutefois, cette année a été qualifiée *Bon*, c'est pourquoi les débits simulés aux exutoires de ces bassins versants sont évalués. L'objectif était de voir si les scores obtenus sur ces bassins versants n'ayant pas servi au calage du modèle pouvaient être du même ordre de grandeur que les scores des autres bassins versants. Toutefois, les débits aux exutoires de ces deux bassins versants peuvent être compliqués à reproduire car ils sont situés à l'aval de nombreux bassins versants (les erreurs dans la reconstruction des bassins versants peuvent se cumuler), plusieurs déversoirs et maillages sont également situés en amont de ces bassins versants (erreurs possiblement cumulées en lien avec la définition des seuils de déversements et le signal des eaux usées peut être moins clair et plus difficile à extraire). Les NSE et PBias calculés entre les débits simulés et observés sont *Insatisfaisants*. Toutefois, ils sont du même ordre de grandeur et même meilleurs que certains bassins versants. Il est possible que ces erreurs proviennent d'une mauvaise reconstruction (Chancibault *et al.*, 2019). Les hydrogrammes du P117 et P119 (Figure 6.11) indiquent une mauvaise reproduction des faibles débits dans les débits simulés par rapport aux observations, possiblement liés à une mauvaise extraction du signal des eaux usées. Les pics de débit liés à de forts évènements précipitant sont surestimés. Cela peut être lié à une erreur de détermination d'un seuil de déversement en amont de ces bassins versants.

Plus particulièrement, le CAB_R24 dont la comparaison des débits simulés et observés

donne les plus mauvais scores d'évaluation, est un exutoire particulier. Ce point de mesure dans le réseau d'assainissement est un maillage mais il fonctionne majoritairement comme un point de transfert, c'est pourquoi ce bassin versant a été conservé pour l'étude. Il sert donc de maillage régulateur qui sera activé manuellement s'il y a un besoin de délestage. Il est en conséquence très sensible à l'intervention humaine. En effet, sur l'hydrogramme, le débit observé n'est pas toujours lié à la pluie. Ce bassin versant ne peut alors pas être étudié avec TEB-Hydro, il est *Non représentatif*. Il faudrait mener un travail plus poussé sur ce bassin versant, en lien avec les gestionnaires, pour pouvoir représenter dans le modèle les interventions humaines qui engendrent les débits mesurés à cet exutoire.

Sur les bassins versants SAR_R38 et le LAS10, les observations présentent des traces d'eaux usées. Il n'est en effet pas possible d'avoir un débit de base de temps sec aussi élevé sans la prise en compte des eaux usées dans ce débit. Il est possible que la méthode d'extraction des eaux usées n'ait pas fonctionné de façon optimale en raison de variations trop importantes du débit d'eaux usées à ces exutoires. De plus, les capteurs du LAS10 ont été repositionnés plusieurs fois sur la période de disponibilité. Ici, il n'est donc pas possible de reproduire le débit observé puisque TEB-Hydro reproduit les débits liés aux apports d'eau pluviale (et des infiltrations).

Les observations collectées à l'exutoire du CAB_R16 présentent de nombreuses périodes d'invalidité. Cela confirme le fonctionnement particulier de ce bassin versant et rend l'extraction du signal d'eaux usées difficile car il peut ne pas être régulier. Il est en conséquence difficile d'analyser le signal des eaux pluviales également.

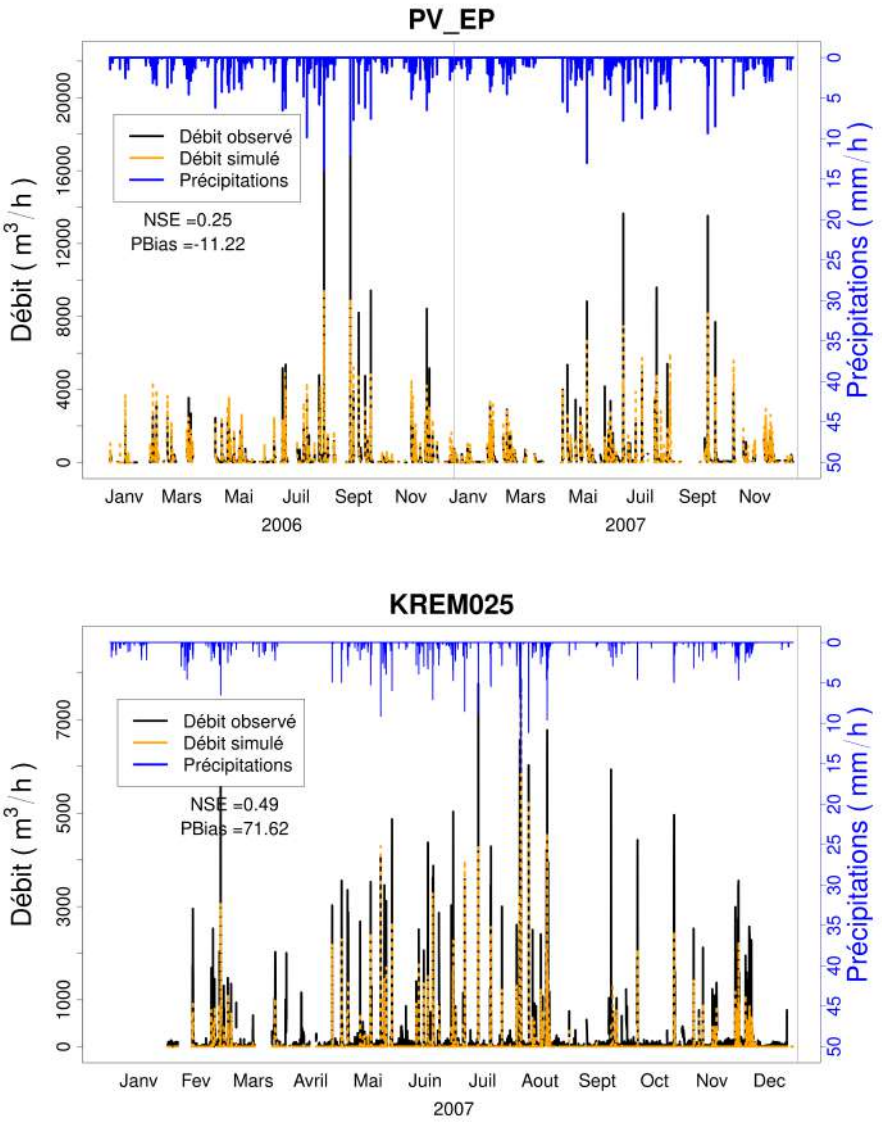


FIGURE 6.7. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, PV_EP (Seine-Saint-Denis) et KREM025 (Val de Marne), après calage sur la première période de simulation.

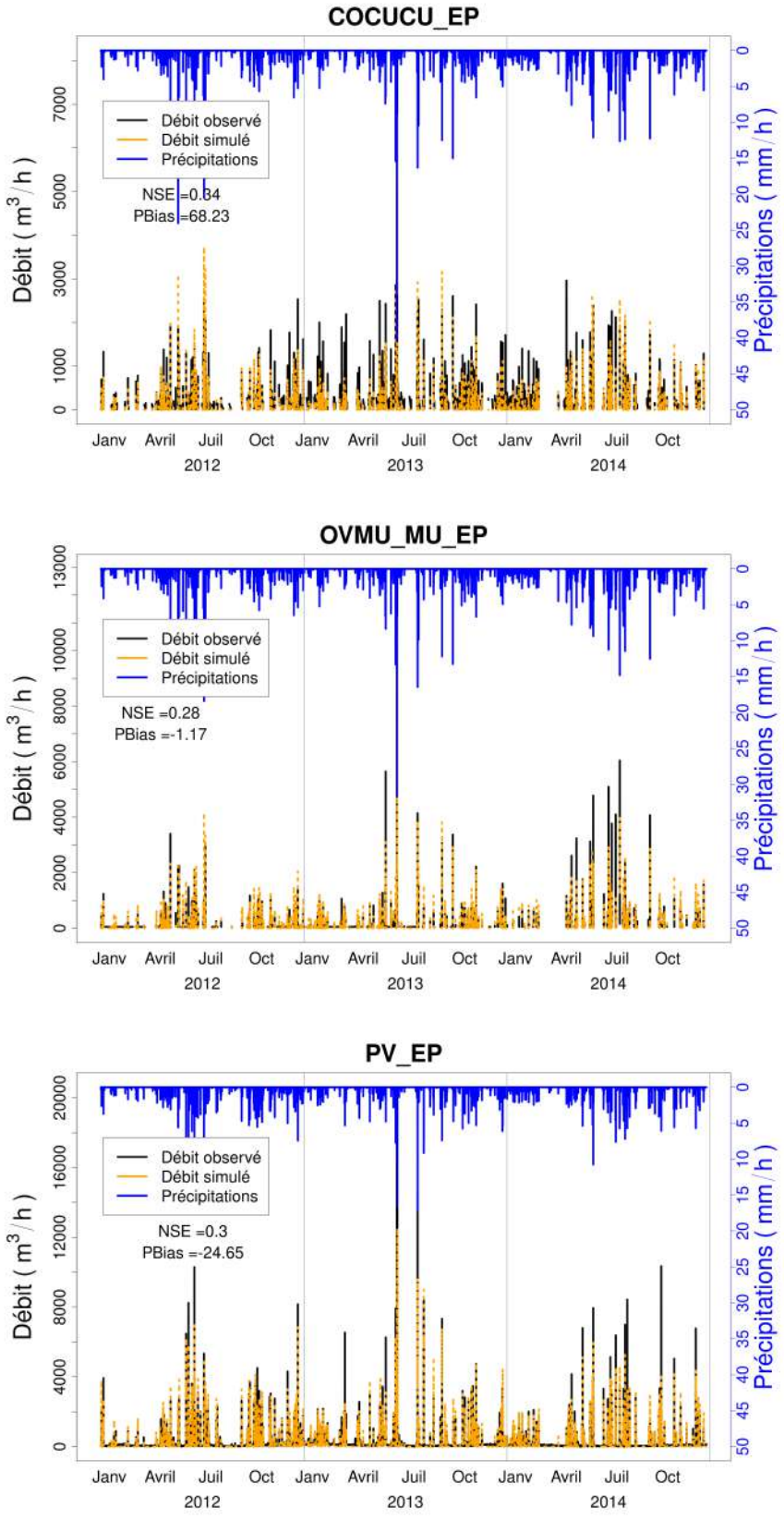


FIGURE 6.8. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, COCUCU_EP et OVMU_MU_EP (Seine-Saint-Denis), après calage sur la 2ème période de simulation 2012-2014.

Tableau 6.1. Tableau des scores obtenus pour les bassins versants et déversoirs d'orage jaugés après calage. Les lignes des bassins versants au moins *Satisfaisants* sont en vert. Ces qualificatifs sont issus des valeurs identifiées par Moriasi *et al.* (2007).

Classe	**Bassin versant**	**NSE**	**PBias**	**Coefficient de corrélation**	**RMSE**	**MBE**
1	COCUCU_EP (2ème per.)	-0.10	91.17	0.77	830.92	-522.23
1	OVMUMU_EP	0.28	-1.17	0.68	196.76	0.90
1	PV_EP (1ère per.)	0.25	-11.22	0.68	490.61	24.64
1	PV_EP (2ème per.)	0.30	-24.65	0.76	341.80	32.82
3	CABR16	-0.03	55.74	0.57	560.74	-308.00
3	CABR24	-0.31	51.57	0.29	533.15	-136.65
3	DES2BR8	0.75	12.37	0.88	264.60	-21.96
4	LAS10	0.49	72.62	0.82	533.50	-316.58
5	SARR38	0.33	65.40	0.79	281.45	-134.77
5	DES2BR11	0.29	-16.12	0.84	296.21	16.19
5	KREM025	0.49	71.62	0.82	533.50	-316.59
5	P117	0.16	67.65	0.72	2156.83	-1160.74
5	P119	0.41	66.95	0.75	1999.36	-1014.49
3	DOeq_CAB_R16	0.13	95.51	0.55	342.51	-13.99
3	DOeq_CAB_R24	-0.57	-56.88	0.00	732.85	19.89
4	DOeq_CAA_R16	0.43	45.70	0.65	169.32	-4.74
4	DOeq_CAA_R18	0.03	96.19	0.71	178.15	-13.77
5	DOeq_SAR_R38	0.22	94.06	0.57	285.58	-21.12

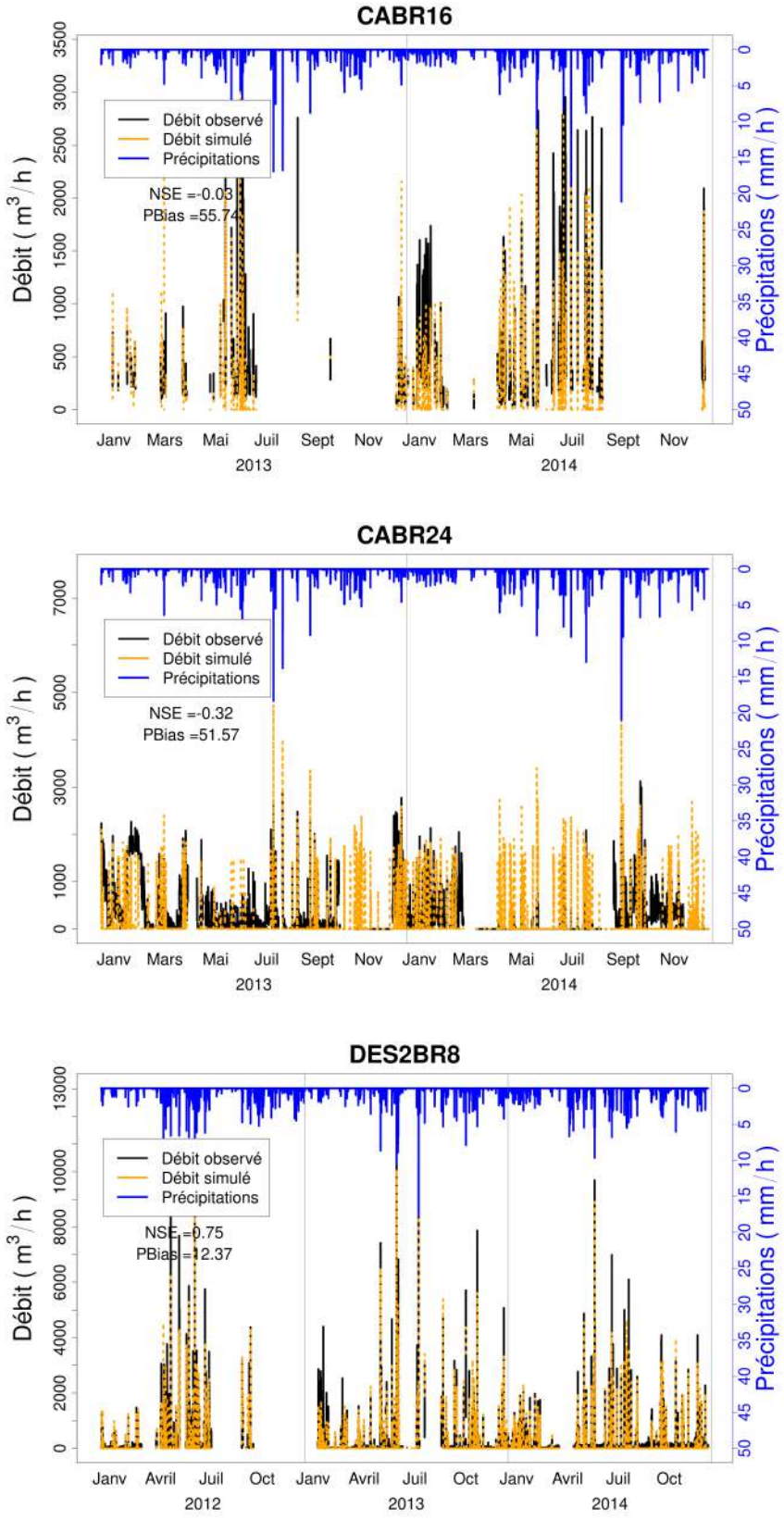


FIGURE 6.9. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, CABR16, CABR24 et DES2BR8 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation 2012-2014.

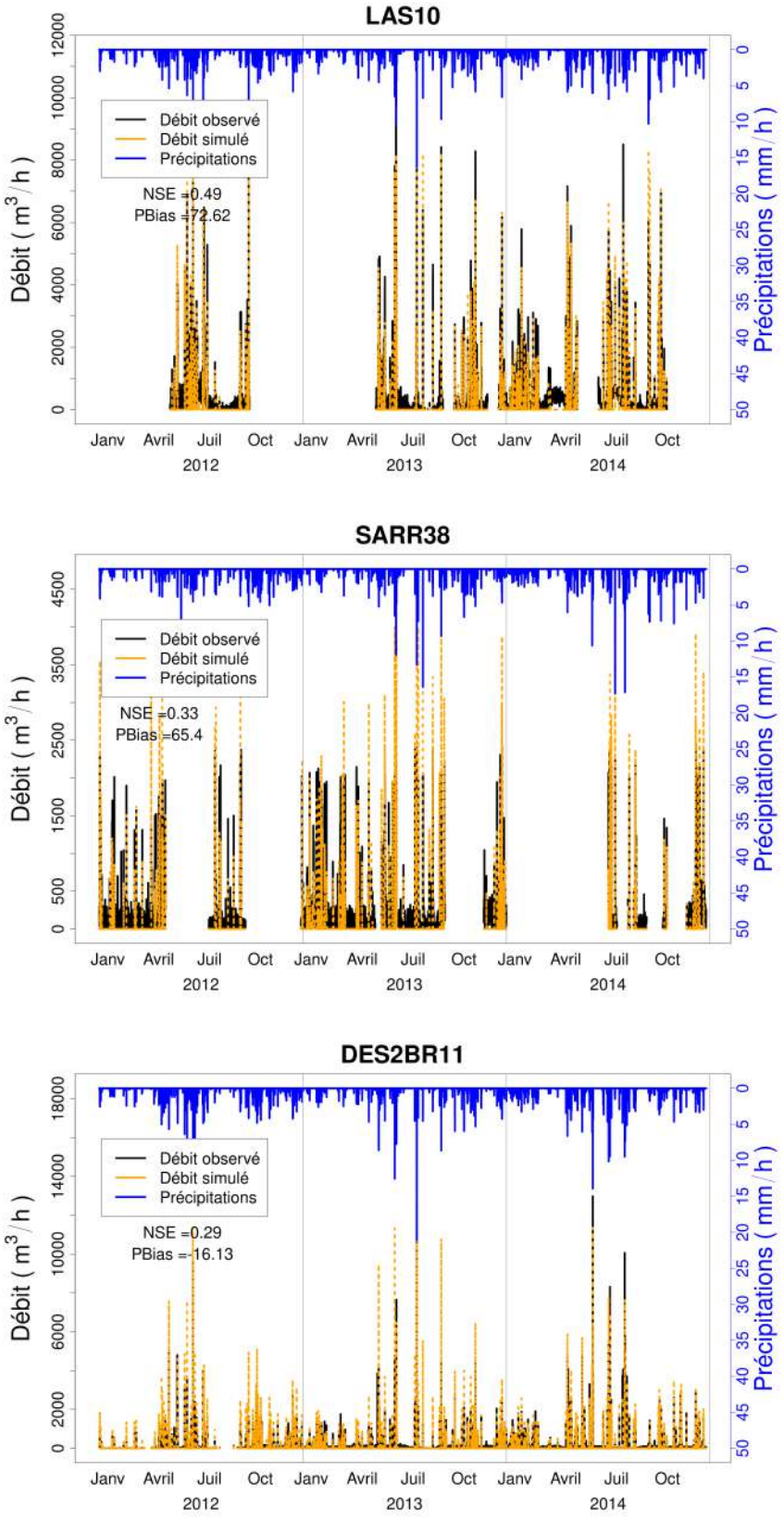


FIGURE 6.10. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, LAS10, SARR38 et DES2BR11 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation 2012-2014.

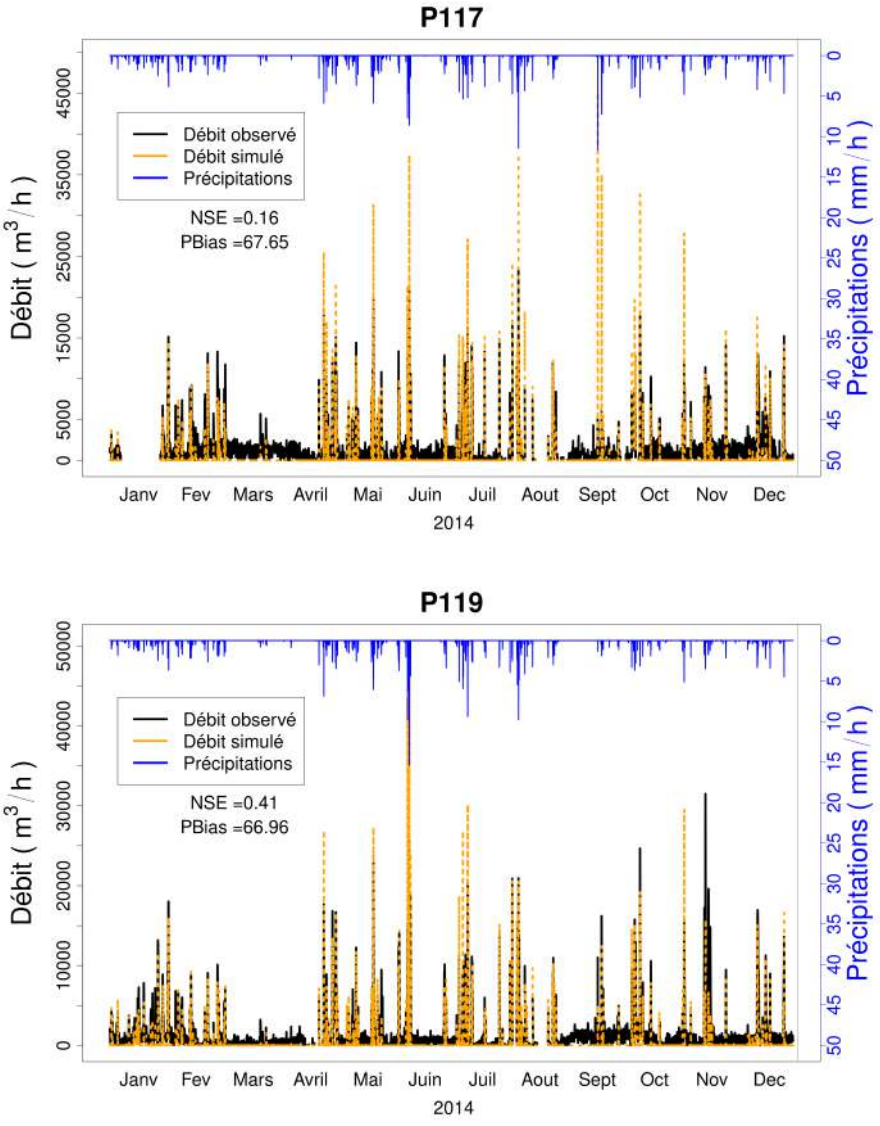


FIGURE 6.11. Hydrogrammes des bassins versants jaugés, P117 et P119 (Ville de Paris), après calage sur la 2ème période de simulation 2012-2014.

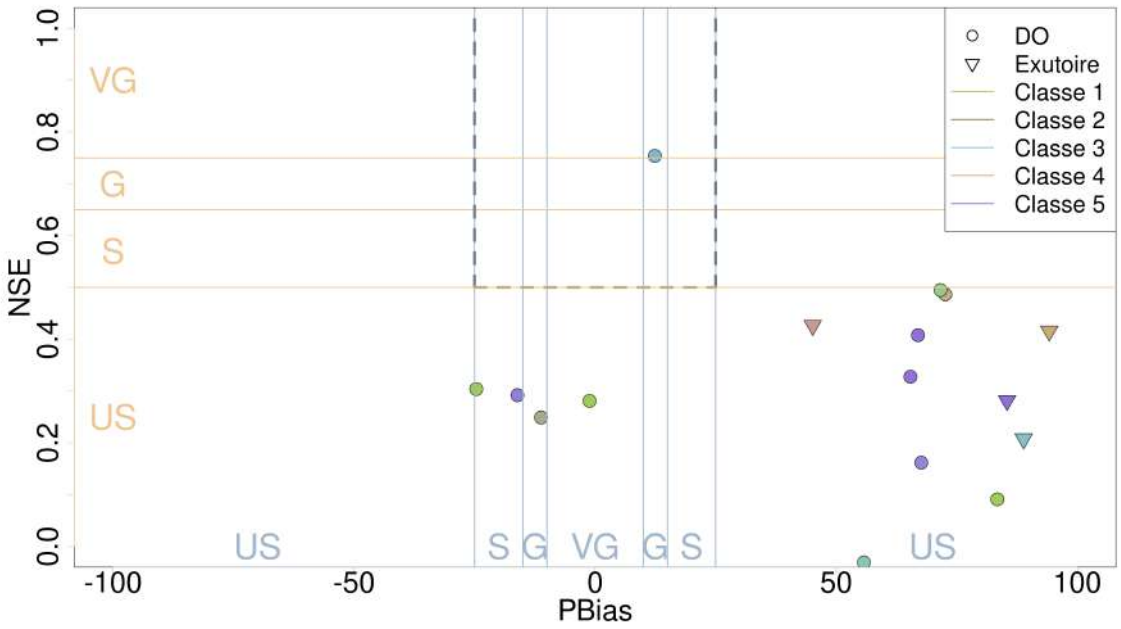


FIGURE 6.12. NSE en fonction du PBias pour les débits de chaque bassin versant (triangle) et déversés aux déversoirs d'orage jaugé (rond). Les couleurs représentent les classes auxquelles ils sont associés. Les lignes représentent les seuils de critères de performance définis par Moriasi *et al.* (2007) (VG pour très bon, G pour bon, S pour satisfaisant et US pour insatisfaisant), verticalement pour le PBias et horizontalement pour le NSE avec performances correspondantes. Les lignes pointillées font référence à un critère de performance étant au moins satisfaisant pour la combinaison du NSE et du PBias.

6.1.2.2 Débits simulés aux déversoirs d'orage

Les déversoirs d'orage équivalents représentent la somme des déversements, pour un pas de temps donné, sur un bassin versant. Les hydrogrammes comparant les observations et les débits simulés pour chaque déversoir d'orage équivalent sont représentés dans la Figure 6.13 et la Figure 6.14 et les scores associés sont illustrés par les triangles inversés de la Figure 6.12 et répertoriés dans le Tableau 6.1.

Les scores obtenus pour les déversoirs d'orage équivalents sont également insatisfaisants. En effet, même considérés distinctement, les cinq scores de NSE et de PBias sont respectivement inférieurs à 0.50 et supérieurs à ±30% (critères de (Moriasi *et al.*, 2007)). Les nombres de déversements et les volumes déversés sont sous-estimés pour l'ensemble des déversoirs d'orage équivalents. Les déversoirs ne sont censés s'activer qu'en temps de pluie et donc déverser majoritairement de l'eau pluviale. Toutefois, il est possible que la sous-estimation rencontrée ici soit liée à la non prise en compte des eaux

usées dans les déversements simulés, non extraits des débits de déversements observés.

Pour le DOeq_CAA_R16 et le DOeq_CAA_R18, les observations de leurs bassins versants respectifs ne sont pas qualifiés *Bon* sur ces années d'évaluation. Cela pourrait expliquer les différences rencontrées sur des débits déversés observés, qui ne seraient pas reproductibles par le modèle. Le CAA_R16 présente les meilleurs scores de NSE et PBias des déversoirs équivalents simulés. Les volumes déversés, lors de déversements réels sont bien reproduits mais des déversements supplémentaires ont lieu à des périodes où il n'y a pas déversement observé. Concernant le DOeq_CAA_R18, le débit seuil de déversement a peut-être été fixé trop élevé, empêchant la plupart des déversements dans le modèle.

Les déversements simulés du DOeq_CAB_R24 correspondent peu aux déversements observés. En effet, le modèle surestime le nombre et sous-estime les volumes de déversements. Pour certains déversements simulés, un décalage temporel est visible (année 2017). Plusieurs déversoirs d'orage s'activent simultanément sur ce grand bassin versant or un seul déversement est simulé à l'exutoire de ce bassin versant dans le modèle. Il est possible que certains déversoirs s'activent en réaliste plus tôt que le déversoir simulé et que cela crée un décalage temporel dans les déversements simulés.

Sur le DOeq_SAR_R38 ainsi que le DOeq_CAB_R16, le nombre de déversements est grandement sous-estimés, tout comme les volumes déversés.

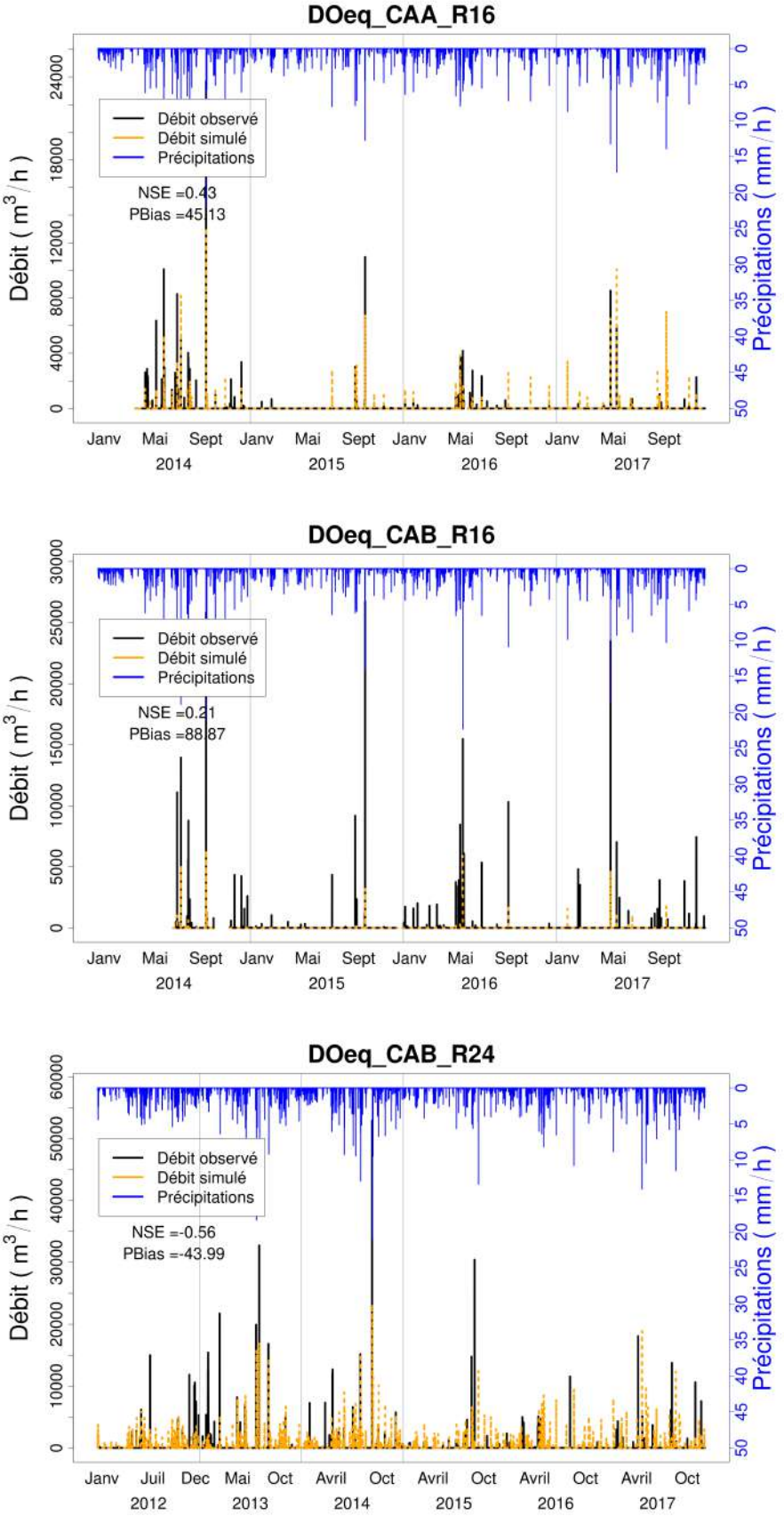


FIGURE 6.13. Hydrogrammes des déversoirs d'orage équivalents CAAR16, CABR16, CABR24 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation.

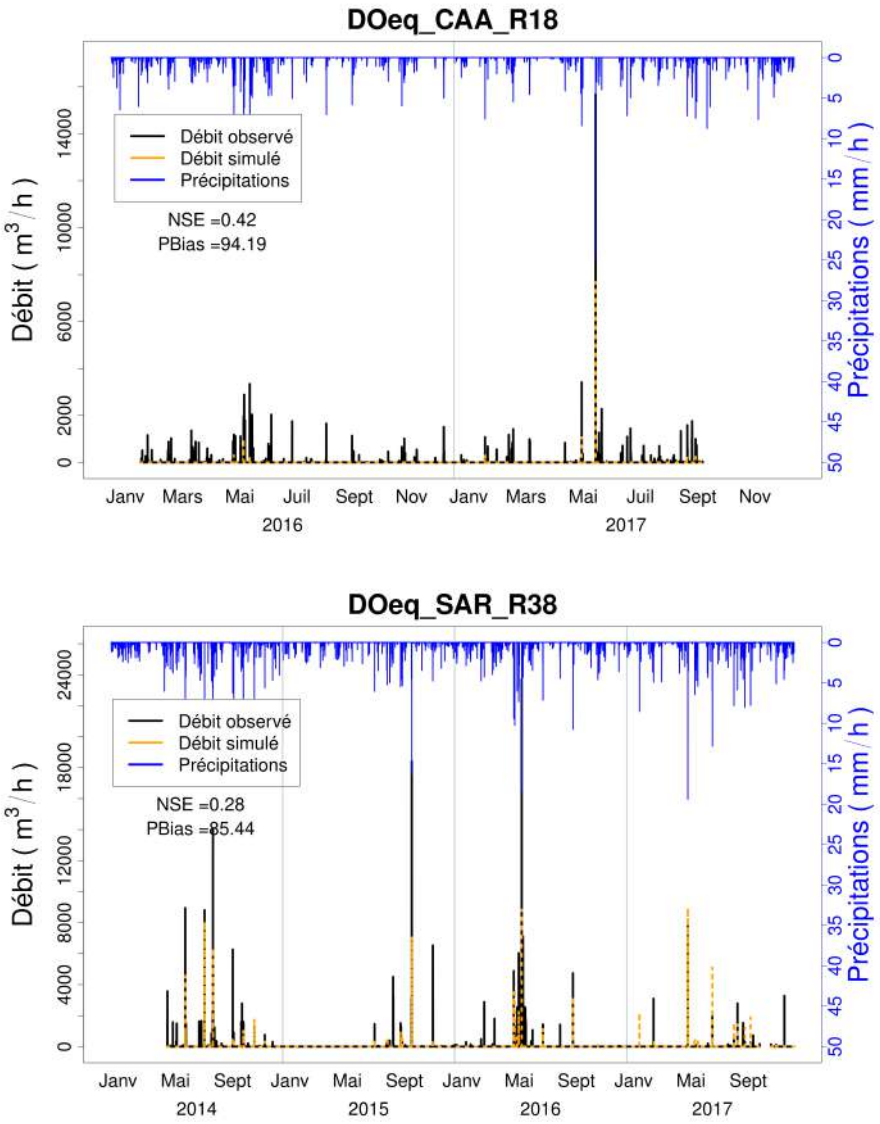


FIGURE 6.14. Hydrogrammes des déversoirs d'orage équivalents CAAR18, SARR38 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation.

Après avoir analysé les chroniques de déversements équivalents des cinq bassins versants jaugés, j'ai porté mon attention sur la fréquence des déversements et les volumes annuels déversés (Figure 6.15).
Cette comparaison entre les débits observés et simulés est menée sur la période 2014-2017 pour les déversoirs d'orage équivalents SAR_R38, CAB_R16 et CAA_R16, 2012-2017 pour CAB_R24 et 2016-2017 pour CAB_R18 en fonction des périodes de disponibilité des observations. Les fréquences de déversement et les volumes déversés sont majoritairement sous-estimés par le modèle.

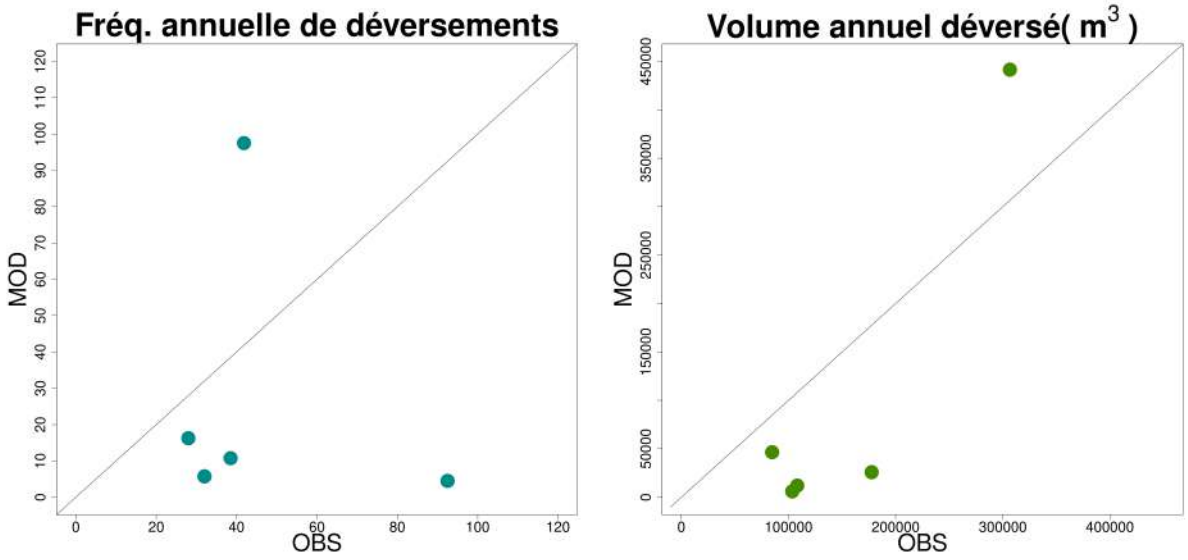


FIGURE 6.15. Comparaison des fréquences annuelles de déversements (gauche) et des volumes annuels déversés (droite) modélisés (MOD) et observés (OBS).

Malgré ces divers résultats pouvant paraître non satisfaisants, il est important de noter que les valeurs seuils de scores identifiés par Moriasi *et al.* (2007) sont probablement trop sévères pour un cas d'étude aussi complexe. Cette étude mobilise, en effet, pour la première fois la chaîne de modélisation hydrologique complète de reconstruction du réseau d'assainissement, simulation et routage des débits simulés, à une très grande échelle et avec de nombreux bassins versants. On peut ainsi estimer que cette première application donne des résultats encourageants (très bonne représentation de certains bassins versants, bonne temporalité et intensité des pics de débits pour d'autres,...) à la lumière des objectifs de l'étude. En effet, ils visent une performance du modèle à la fois hydrologiquement mais aussi du point de vue micro-climatique, ce qui est très rare et ne correspond en aucun cas à la méthode détermination des critères de référence de Moriasi *et al.* (2007).

La reconstruction du réseau d'assainissement et donc des aires drainées par chaque bassin versant est primordiale. Elle a un impact très important sur les débits simulés aux exutoires. Ainsi, elle contribue le plus aux erreurs rencontrées dans le cadre de cette étude. Comme il a pu être constaté, le modèle TEB-Hydro a réussi à fournir des scores de comparaison modèle-observations très bons pour certains bassins versants.
Toutefois, des améliorations peuvent encore être apportées au modèle pour mieux reproduire les débits aux exutoires des bassins versants. Le point d'amélioration porterait majoritairement sur la modélisation des infiltrations parasites. En effet, les bassins versants les mieux représentés sont ceux dont les infiltrations parasites observées sont les plus faibles (en lien avec un réseau localement rénové ou plus récent). Dans notre cas d'étude le drainage dans la dernière couche du modèle est très peu limité (paramètre de

calage) car il risque d'entraîner une surestimation du flux de chaleur latente (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2021b). Pour les bassins versants avec plus d'infiltrations parasites, il serait intéressant de voir si un blocage plus important pourrait améliorer la simulation de ces infiltrations parasites par le modèle, en les favorisant par une limitation du drainage et donc une augmentation du contenu en eau dans les plus basses couches de sous-sol.

Il est difficile d'apporter une aussi bonne qualité de qualification des observations à un aussi grand nombre de bassins versants étudiés, que lorsque l'étude ne porte que sur un seul bassin versant. Ce travail aurait aussi nécessité d'échanger avec les gestionnaires pour affiner chaque étape de qualification des observations mais cela nécessite un travail également très conséquent pour un tel nombre de bassins versants, pas initialement prévu dans le cadre de la thèse. De plus, les différentes étapes de qualification (automatique puis experte et extraction des eaux usées) entraînent la multiplication des sources d'erreur.
La métrologie en hydrologie urbaine nécessite un travail fastidieux et qui prend du temps en partie car l'eau est un milieu hostile pour les capteurs. En réseaux d'assainissement, les eaux sont chargées (contiennent des micro et macroparticules), ce qui peut facilement entraîner des encrassements. En moyenne, les erreurs de biais mesure en hydrologie urbaine sont de l'ordre 30%. Il est par conséquent quasiment impossible d'avoir de longues chroniques qui seraient parfaites pour l'évaluation du modèle TEB-Hydro.

6.1.3 Réalisme à l'interface sol-atmosphère

Localement, il est possible d'évaluer le modèle au niveau de deux stations météorologiques spécifiques présentes sur le domaine d'étude. Ce sont des "super sites" qui présentent l'avantage de mesurer des observations météorologiques mais aussi les caractéristiques du sous-sol et les flux turbulents. Sur le domaine d'étude, ce sont les seuls sites permettant de fournir autant de variables et donc d'évaluer le modèle sur l'ensemble de ces aspects. Ces mesures très complètes permettent aussi d'évaluer le modèle à une résolution temporelle plus fine (horaire) que les températures spatialisées. La localisation de ces deux sites (stations de l'INRAe Grignon et du site du SIRTA) est présentée dans la Figure 6.16.

Le site du SIRTA (SIte Instrumental de Recherche par Télédétection Atmosphérique, Haeffelin *et al.*, 2005), est localisé sur le site de l'École Polytechnique, à Palaiseau. Les instruments de mesure sont implantés sur une prairie de 2 ha dégagée.
Le site de l'INRAe (Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement) Grignon fait partie du réseau de stations ICOS (Integrated Carbon Observation System) qui vise le suivi des flux de gaz à effet de serre à travers un réseau de mesure intégré incluant l'étude de plusieurs variables météorologiques. Le site de Grignon

est entièrement naturel, situé au niveau de cultures.

Les fractions d'occupation du sol à ces deux sites, fournies au modèle par la base de données Ecoclimap v2.5 (Faroux *et al.*, 2013) sont présentées dans le Tableau 6.2. Le site SIRTA est représenté par une maille modèle en partie urbanisée mais beaucoup végétalisée (avec des fractions d'occupation du sol respectives de 0.22 et 0.78). Le site Grignon est quant à lui situé en milieu totalement naturel. Les textures de sol imposées en entrée du modèle par la base de données Soilgrids aux deux sites sont relativement proches (Figure 6.17), avec un sol potentiellement plus drainant (car plus sableux) au SIRTA.

Au niveau de ces points de mesure, plusieurs variables diagnostiquées en sortie de modèle sont évaluées : l'objectif est d'évaluer la bonne reproductibilité des processus dans le sous-sol à travers l'étude du contenu en eau et la température du sol. Puis le bilan énergétique simulés par le modèle est évalué à travers les composantes que sont le flux de chaleur latente, le flux chaleur sensible et le flux de conduction dans le sol.

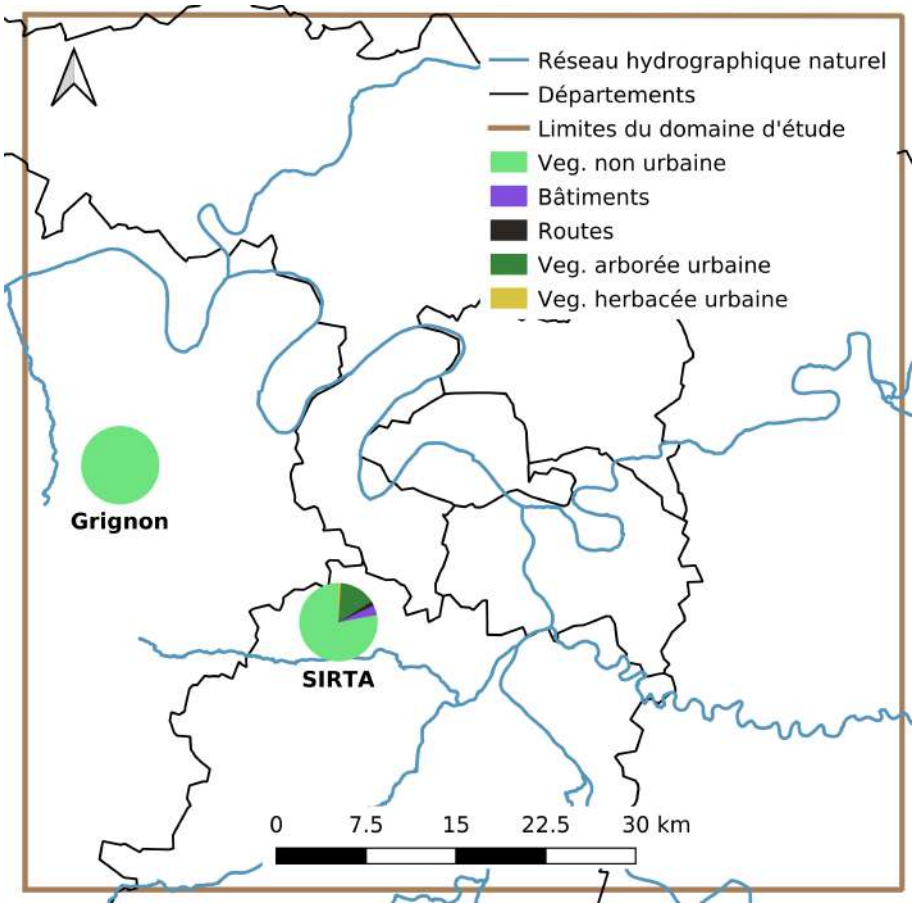


FIGURE 6.16. Localisation des sites de mesures de l'INRAe et du SIRTA et répartition de leur occupation du sol dans les mailles modèle associées.

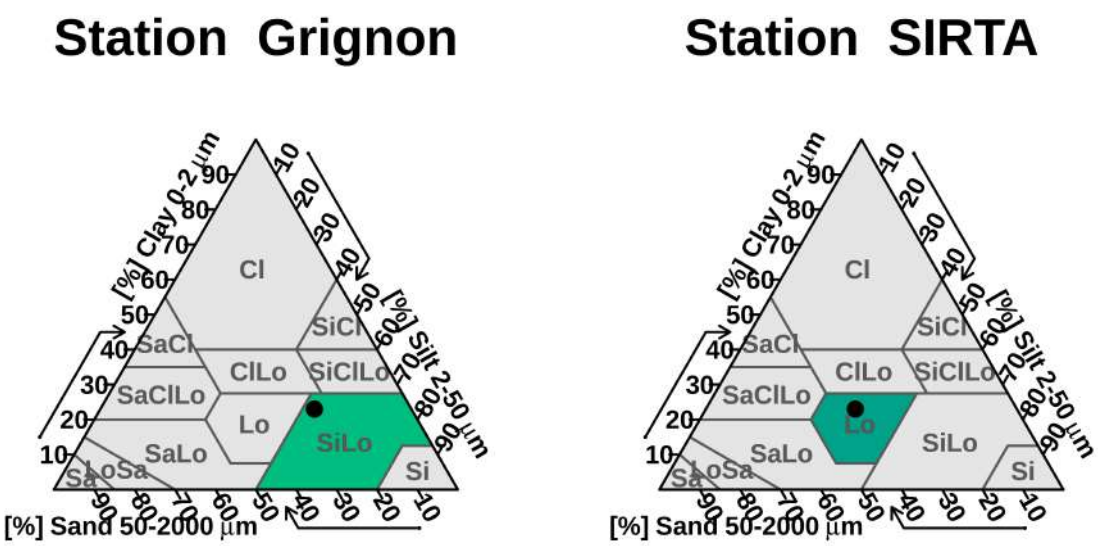


FIGURE 6.17. Triangle des textures de sol identifiant la texture aux localisations des supersites de mesures de Grignon et du SIRTA. La texture du sol assignée dans le modèle par la base de données SoilGrids (Hengl *et al.*, 2017) de Grignon est *Silty Loam* ou Limon Limoneux et la texture du sol du SIRTA est *Loam* ou Limon.

	Grignon	SIRTA
Frac. nature	1.00	0.78
Frac. ville	0.00	0.22
Frac. bâti	/	0.18
Frac route	/	0.10
Frac. sol nu	/	0.00
Frac veg. basse	/	0.72
Frac. veg. haute	/	0.07
Frac. argile	0.23	0.23
Frac. sable	0.24	0.40
Frac. limon	0.53	0.38

Tableau 6.2. Fractions d'occupation du sol et de composition du sol pour les deux sites d'évaluation.

6.1.3.1 Évaluation de variables météorologiques

Les cycles annuels moyens de température et d'humidité spécifique simulés sont comparés aux observations de 2005 à 2012 pour le site SIRTA (Figure 6.18) et de 2004 à 2014 pour le site Grignon (Figure 6.19) ainsi que les scores de coefficient de corrélation (r), RMSE et MBE, calculés sur les pas de temps horaires.

Le modèle reproduit bien les températures de l'air, en effet, les scores de corrélation modèle-observations horaires sont très bons pour les deux sites (r=0.98 pour SIRTA et 0.99 pour Grignon). Le modèle surestime toutefois les températures moyennes aux deux sites (avec un MBE de $0.29°C$ pour SIRTA et de $1.18°C$ pour Grignon). Néanmoins, les erreurs de surestimation sont plus faibles au SIRTA ($1.01°C$) qu'à Grignon ($1.86°C$). Comme l'illustrent la Figure 6.20 et la Figure 6.21, ce sont les températures moyennes (autour de 10 et $20°C$) qui sont moins bien représentées par le modèle.

Les humidités spécifiques sont également bien représentées pour les deux sites (avec r=0.96 pour SIRTA et pour Grignon), bien que les scores de corrélation observations-modèle soient moins bons que ceux obtenus pour la température de l'air. Le modèle surestime les humidités spécifiques aux deux sites de mesure ($+4.10^{-4}$ kg/kg), cela est aussi visibles sur les Figure 6.20 et Figure 6.21 qui montrent une moins bonne simulation des humidités spécifiques élevées ($>5.10^{-3}$ kg/kg) par rapport aux plus faibles. Les erreurs sont toutefois relativement faibles (8.10^{-4} kg/kg).

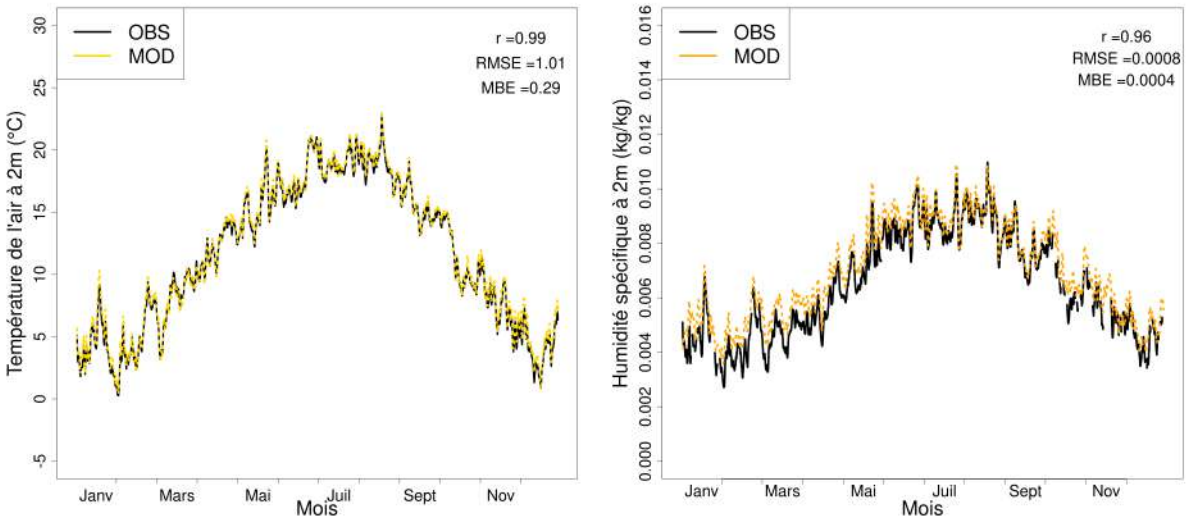


FIGURE 6.18. Comparaison des cycles annuels de température de l'air (gauche) et d'humidité spécifique (à droite) à 2m simulées et mesurées au site SIRTA de 2005 à 2012.

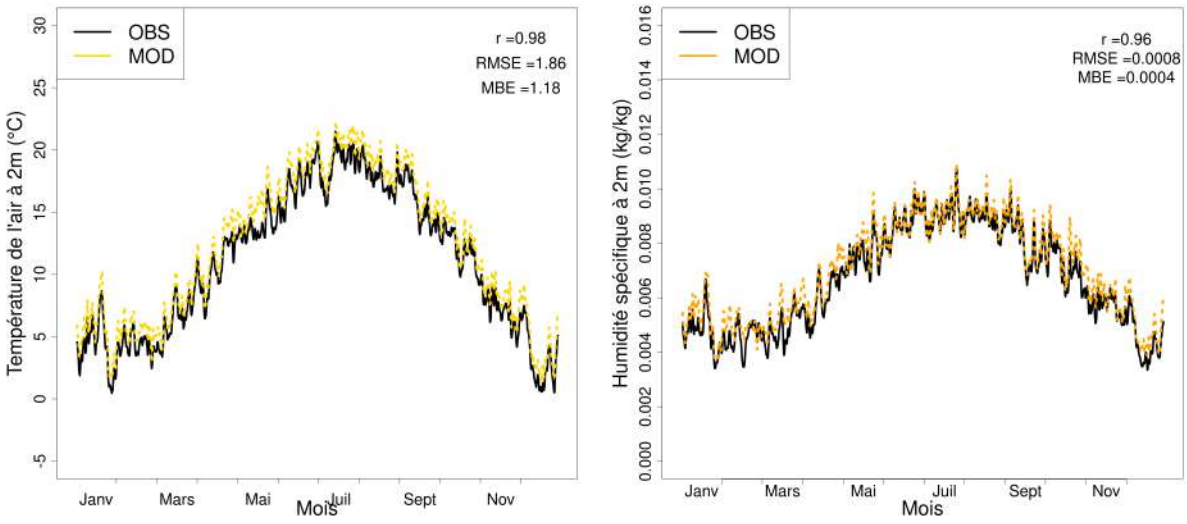


FIGURE 6.19. Comparaison des cycles annuels de température de l'air (gauche) et d'humidité spécifique (droite) à 2m simulées et mesurées au site Grignon de 2004 à 2014.

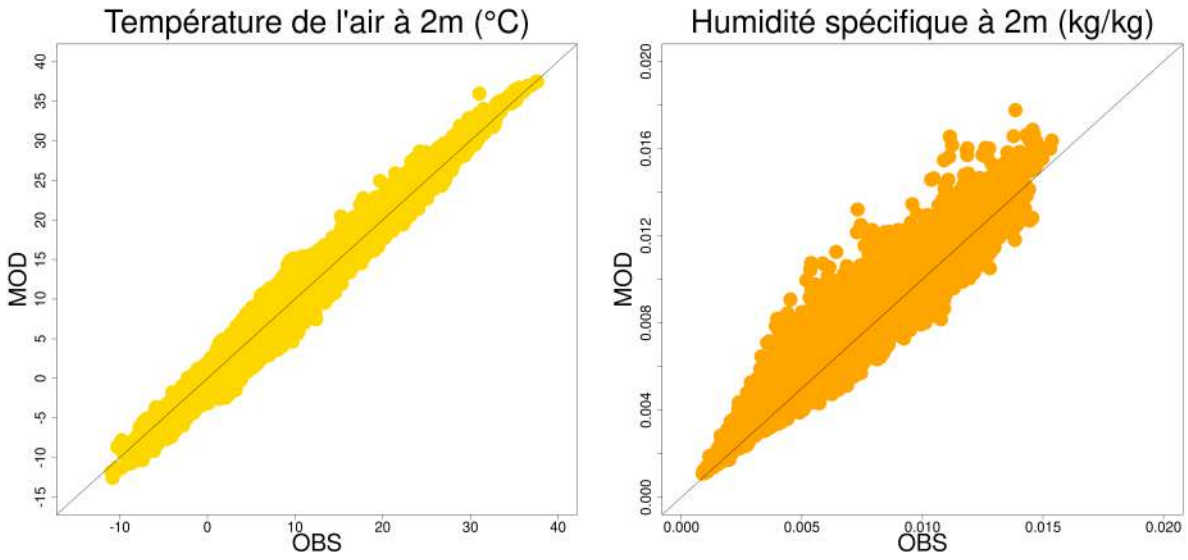


FIGURE 6.20. Comparaison des températures (gauche) et d'humidités spécifiques (droite) de l'air à 2m simulées et mesurées au site SIRTA de 2005 à 2012.

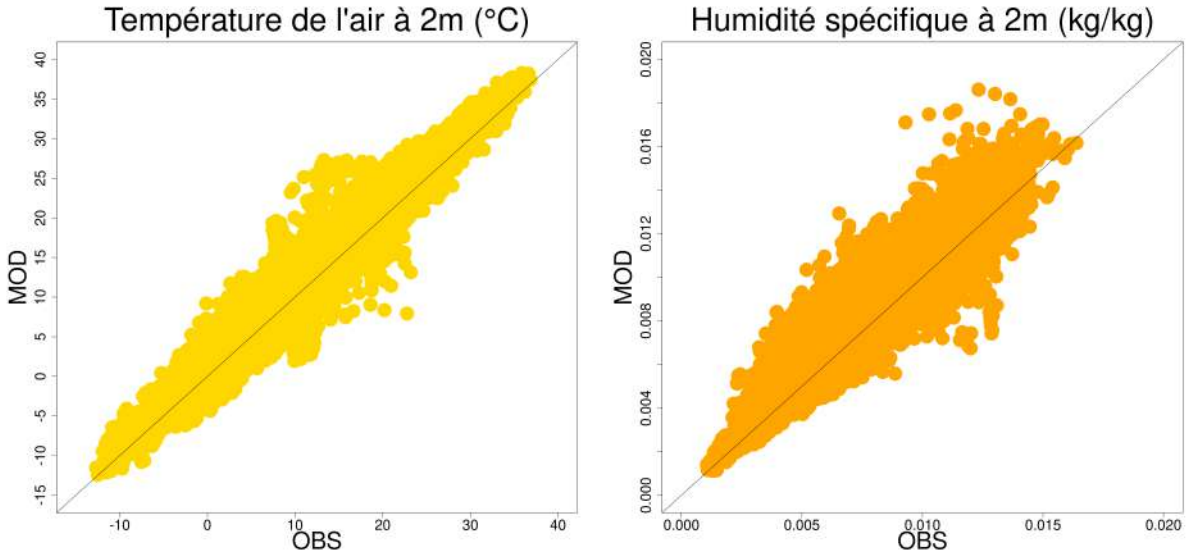


FIGURE 6.21. Comparaison des températures (gauche) et d'humidités spécifiques (droite) de l'air à 2m simulées et mesurées au site Grignon de 2004 à 2014.

6.1.3.2 Évaluation de l'état hydrique et thermique du sous-sol

Les températures et contenus en eau du sol ont été évalués à trois profondeurs correspondant aux horizons de sol où les capteurs ont été disposés à chaque site : au SIRTA ce sont les profondeurs 5 cm, 10 cm et 20 cm qui sont étudiées, à Grignon les profondeurs 1 mm, 10 cm et 20 cm.

En premier lieu, on remarque que le **contenu en eau du sol** simulé à chaque site est plus dynamique que celui observé (Figure 6.22 et Figure 6.24). C'est un résultat déjà identifié avec le modèle ISBA (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2021b).

• Au SIRTA, l'ordre de grandeur de variation du contenu en eau du sol simulé est bien plus faible que l'amplitude des observations (en moyenne 0.10 contre 0.30 m^3/m^3). Les valeurs de contenu en eau à la capacité au champ (quantité d'eau maximale que le sol peut contenir) sont sous-estimées par le modèle, par conséquent, le contenu en eau du sol est sous-estimé par rapport aux observations. Cela est d'autant plus marqué avec la profondeur, appuyé par un MBE négatif et négativement croissant avec la profondeur (-0.08, -0.1 et -0.18 m^3/m^3). Le modèle assèche trop rapidement le sol par rapport aux contenus en eau du sol mesurés en réalité et cela se voit à toutes les saisons mais majoritairement en hiver (Figure 6.26). Bien que le modèle reproduise très bien la dynamique saisonnière avec des scores de corrélation très élevés (r=0.79 à 5 cm, 0.77 à 10 cm et 0.76 à 20 cm), l'erreur produite par le modèle, comprise entre 0.11 et 0.18 m^3/m^3, s'avère conséquente si on la compare à l'amplitude moyenne des variations saisonnières du contenu en eau du sol.

• A Grignon, les amplitudes des variations de la teneur en eau du sol sont du même ordre de grandeur même si le contenu en eau au point de flétrissement est sous-estimé par le modèle. Par conséquent les erreurs sont plus faibles qu'au SIRTA, avec des RMSEs compris entre 0.08 et 0.04 m^3/m^3 et une faible sous-estimation avec des MBE de -0.04 à -0.02 m^3/m^3. Mais les corrélations entre les observations et le modèle sont faibles en surface (r=0.4 à 1 mm, 0.54 à 10 cm) et tendent sensiblement à s'améliorer avec la profondeur (r=0.72 à 20 cm).

Concernant les températures du sol, le modèle présente des difficultés à reproduire fidèlement les températures observées :

• Au SIRTA, **les températures de l'air à 2 m** sont surestimées (MBE de 2.09 à 2.51 $°C$). L'erreur tend à diminuer avec la profondeur (RMSE=4.75 $°C$ (5 cm), 3.84 $°C$ (10 cm) et 3.85 $°C$ (20 cm) mais reste très élevée. Ce sont majoritairement les températures maximales qui sont surestimées à SIRTA (Figure 6.26).

• Pour Grignon, l'erreur de surestimation sur les températures est également élevée (MBE de 1.44 à 2.85 $°C$) et se dégrade plutôt avec la profondeur (RMSE=3.19 $°C$ (1 mm), 4.27 $°C$ (10 cm) et 5 $°C$ (20 cm). Ce sont également les plus hautes températures qui sont surestimées à Grignon (Figure 6.27). Ces résultats montrant des températures simulées plus élevées que le modèle sont, en effet, cohérents avec le contenu en eau du sol simulé, qui est trop sec.

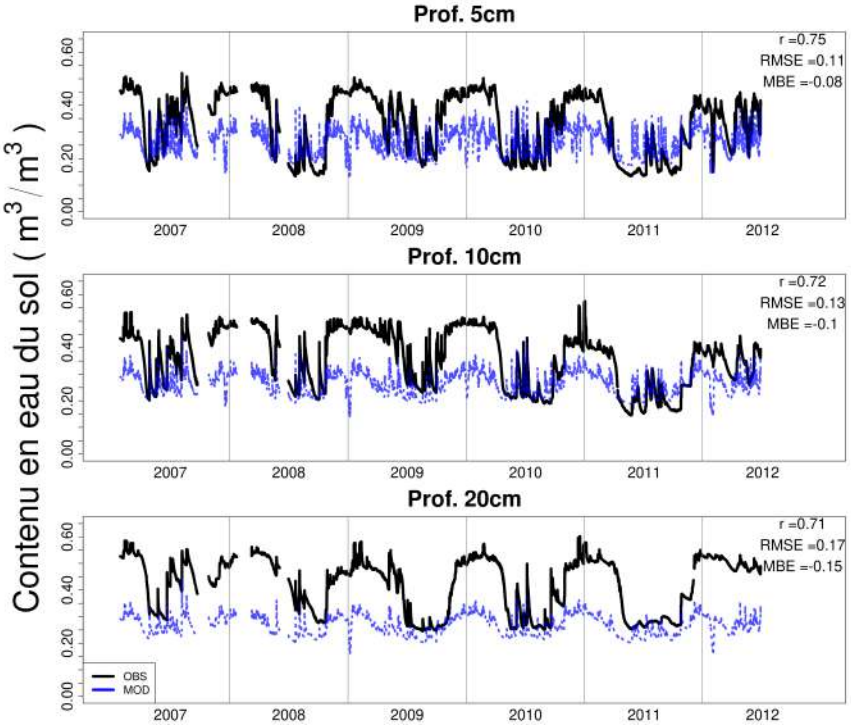


FIGURE 6.22. Comparaison de l'évolution du contenu en eau du sol simulé aux horizons 5, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site SIRTA de 2005 à 2012.

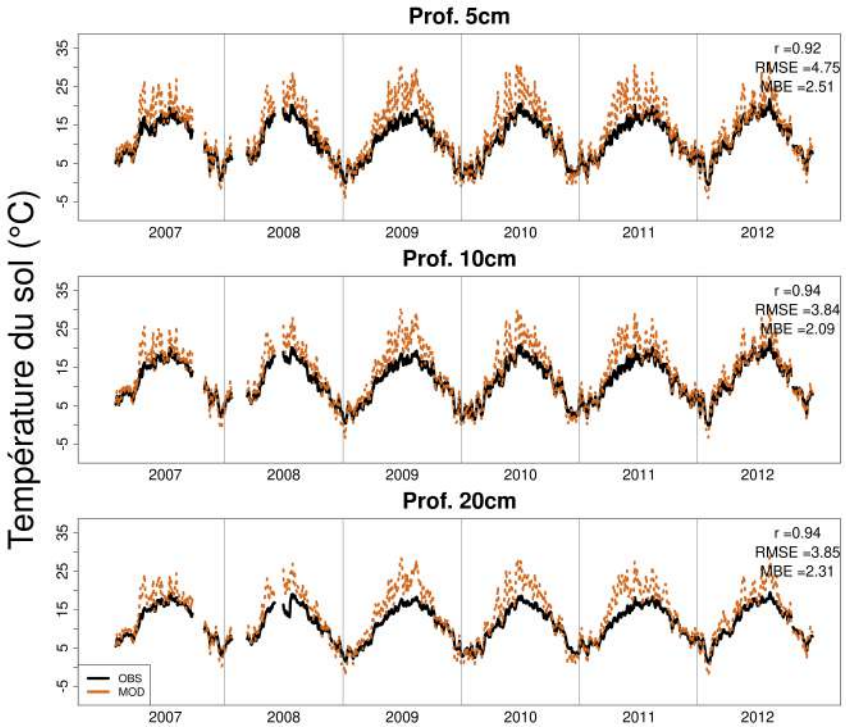


FIGURE 6.23. Comparaison de l'évolution de la température du sol simulée aux horizons 5, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site SIRTA de 2005 à 2012.

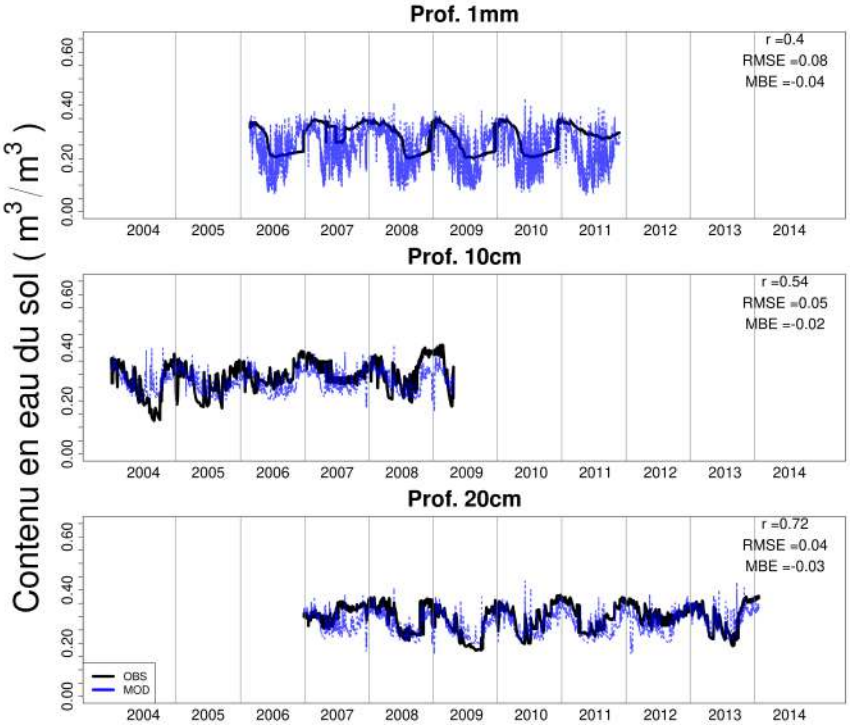


FIGURE 6.24. Comparaison de l'évolution du contenu en eau du sol simulé aux horizons 0, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site Grignon de 2004 à 2014.

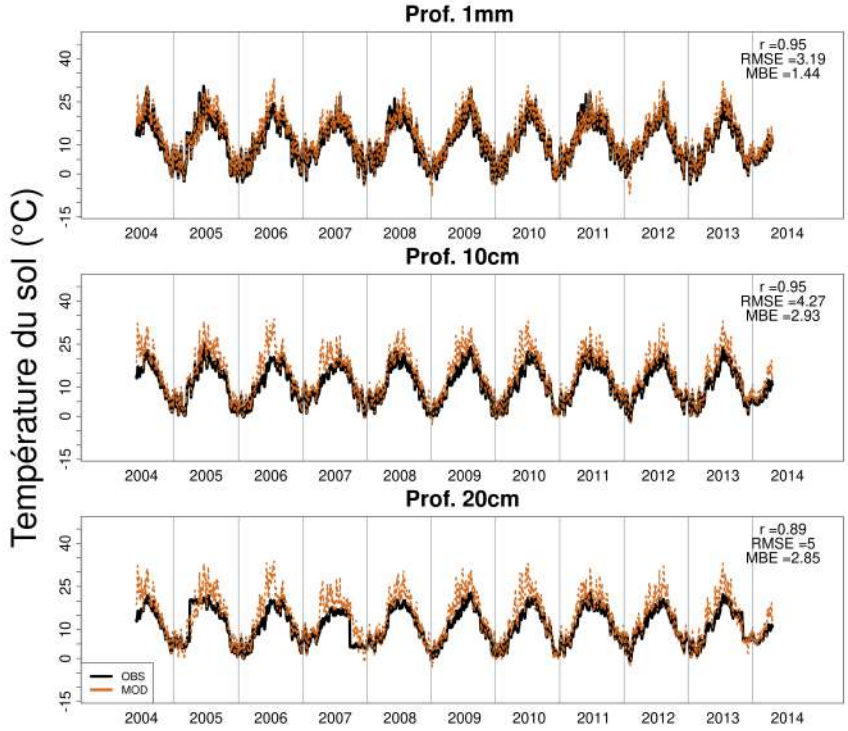


FIGURE 6.25. Comparaison de l'évolution de la température du sol simulée aux horizons 0, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site Grignon de 2004 à 2014.

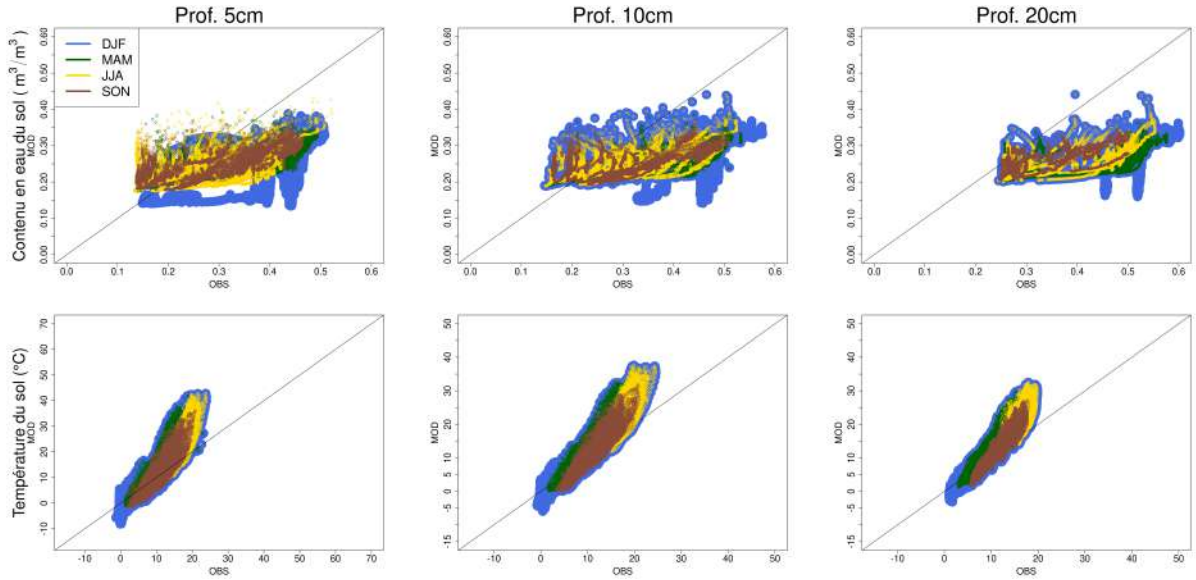


FIGURE 6.26. Comparaison de l'évolution de la température du sol (haut) et de la température du sol (bas) simulés aux horizons 0, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site SIRTA de 2005 à 2012. Les couleurs correspondent aux différentes saisons.

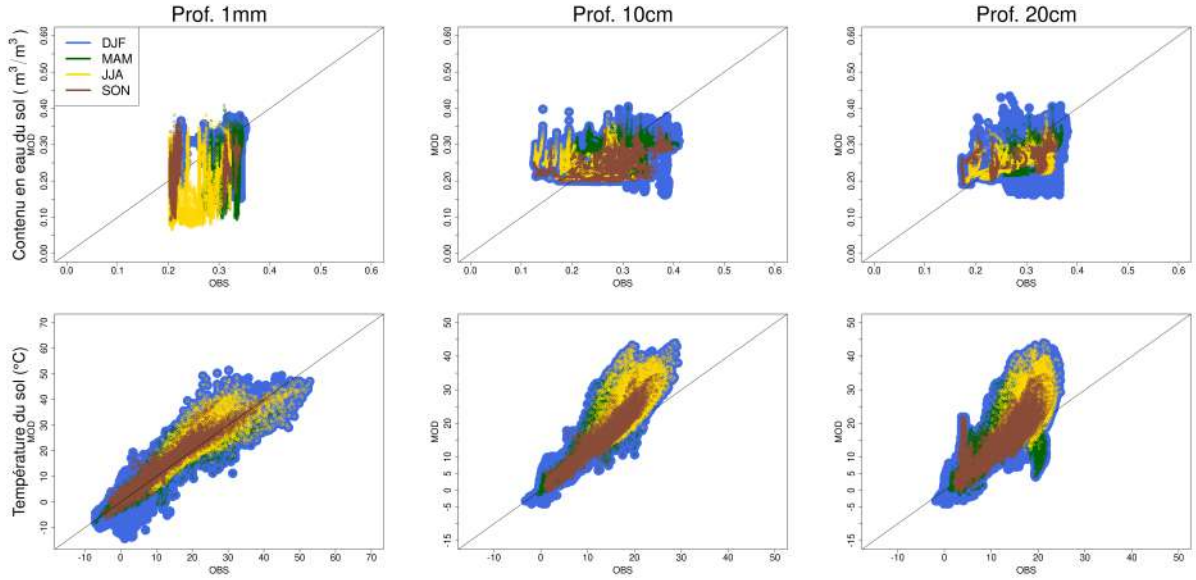


FIGURE 6.27. Comparaison de l'évolution du contenu en eau du sol (haut) et de la température du sol (bas) simulés aux horizons 0, 10 et 20 cm de profondeur en fonction des observations du site Grignon de 2004 à 2014. Les couleurs correspondent aux différentes saisons.

6.1.3.3 Évaluation des composantes du bilan énergétique

Les évolutions des flux moyennés pluriannuels de chaleur latente et sensible simulés et observés aux sites du SIRTA et de Grignon, ainsi que du flux de conduction à Grignon

sont représentés sur les Figure 6.28 et Figure 6.29.
Les mesures de flux de SIRTA ont des périodes d'indisponibilité longue, il est donc difficile de comparer les flux simulés aux flux observés, non continus.

Le modèle est capable de reproduire la variabilité annuelle du flux de chaleur latente simulé, il est en effet bien corrélé à celui observé aux deux sites (r=0.68 pour le SIRTA et 0.79 pour Grignon). Il présente toutefois une forte sous-estimation au SIRTA (MBE=-44.5 W/m^2) qui consécutivement se traduit par une erreur importante de 94.76W/m^2. Cela se remarque sur la Figure 6.30 où les valeurs plus faibles comme les valeurs plus élevées de flux de chaleur latente ne sont pas très bien simulées.
A Grignon, le flux de chaleur latente est mieux représenté qu'au SIRTA avec une erreur plus faible (RMSE=43.35W/m^2) associée à une légère surestimation (MBE=3.64 W/m^2). Cette surestimation est plus marquée au printemps. Il est possible que le modèle ISBA représente un cycle de croissance de la végétation décalé dans l'année (trop tôt).

Le flux de chaleur sensible observé est bien corrélé à celui simulé et présente de meilleurs scores que le flux de chaleur latente (r=0.83 pour SIRTA et 0.84 pour Grignon) malgré une surestimation au printemps et en été. Il est cette fois surestimé au SIRTA (MBE=9.88 W/m^2) et à Grignon (MBE=19.2 W/m^2) même si les flux négatifs ne sont pas bien représentés par le modèle (Figure 6.31). La moins bonne représentation des flux négatifs nocturnes du modèle a déjà été identifiée dans de précédentes évaluations (Stavropulos-Laffaille *et al.*, 2021b). La surestimation du flux de chaleur sensible nocturne peut être en lien avec la surestimation des températures minimales. Le flux de chaleur sensible est surestimé en juin en concordance avec une sous-estimation du flux de chaleur latente alors que la végétation devrait être à son développement maximal associé avec un flux de chaleur latente plus important. Ce constat confirme un développement probablement décalé de la végétation dans le modèle. Les erreurs sur le flux de chaleur sensible sont plus faibles cette fois à SIRTA (RMSE=36.58W/m^2) qu'à Grignon avec 40.49W/m^2. En effet, le flux de chaleur latente au SIRTA est lui sur-estimé ce qui est cohérent pour l'équilibre du bilan d'énergie.

Le flux de conduction de chaleur dans le sol présente une corrélation faible à Grignon entre les observations et le modèle (r=0.3). Il n'est, en effet, pas très bien représenté et a des erreurs du même ordre que celles effectuées sur les flux de chaleur latente et sensible (RMSE=36.6 W/m^2) alors que son amplitude est comprise entre -50 et 100W/m^2 avec une sous-estimation en moyenne de 0.37 W/m^2 (MBE).

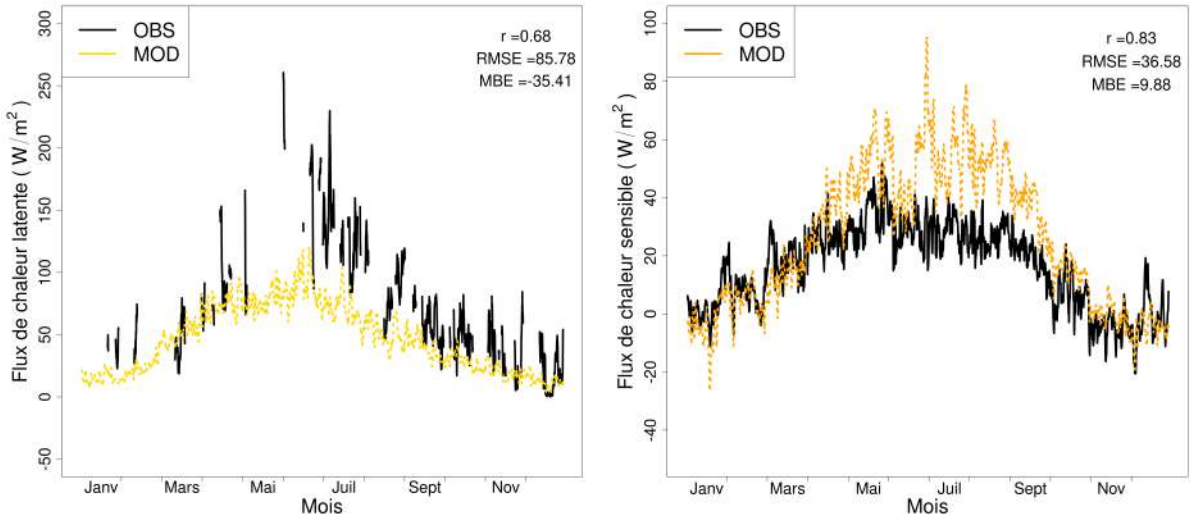


FIGURE 6.28. Comparaison de l'évolution moyenne des flux de chaleur latente (gauche) et sensible (droite) à l'échelle annuelle simulés et observés au site SIRTA de 2005 à 2012.

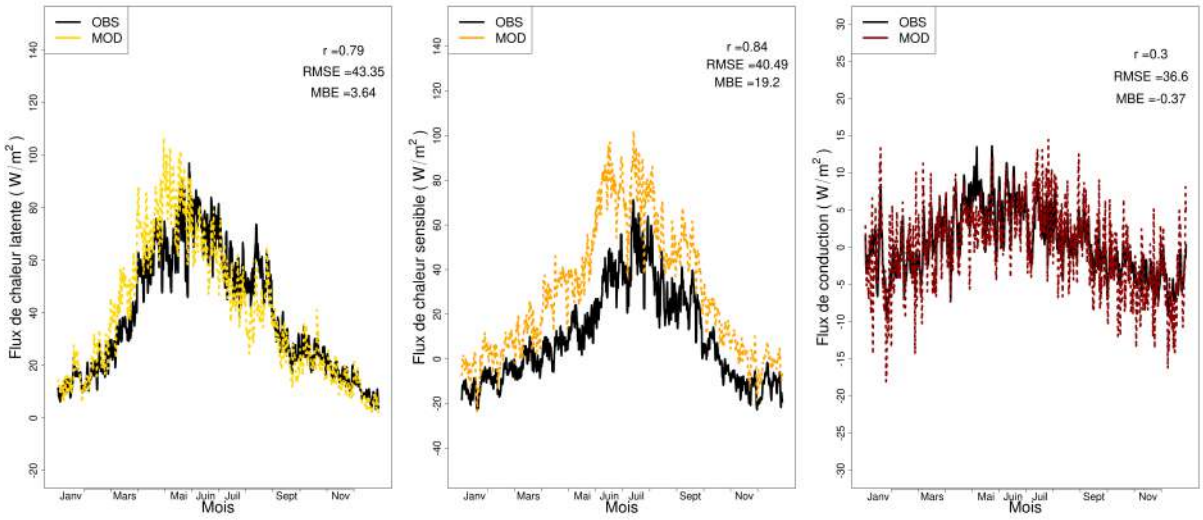


FIGURE 6.29. Comparaison de l'évolution moyenne des flux de chaleur latente (gauche) et sensible (milieu) et du flux de conduction (droite) à l'échelle annuelle simulés et observés au site Grignon de 2004 à 2014.

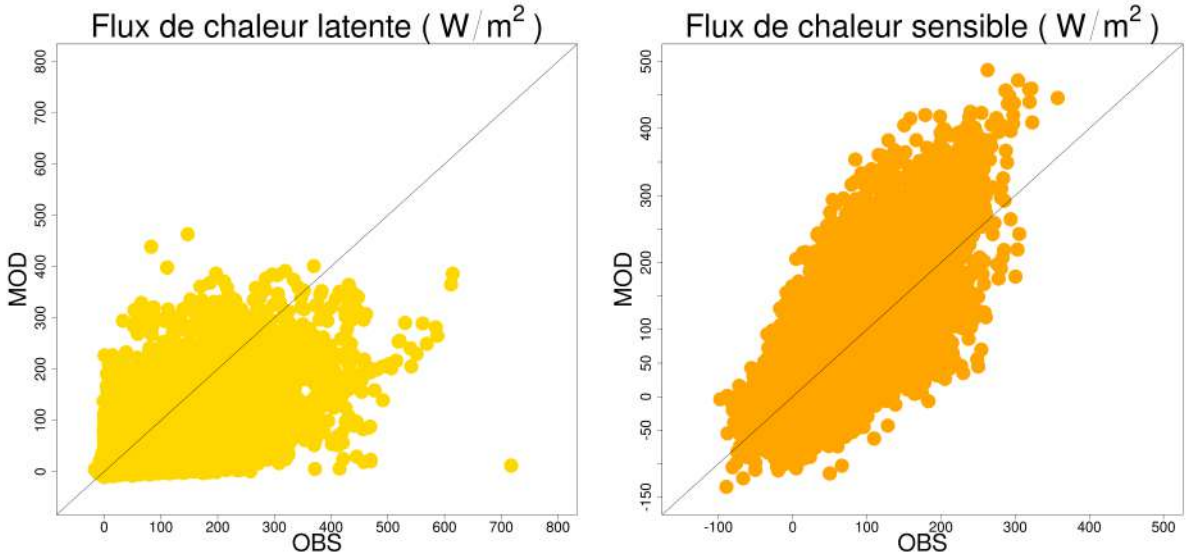


FIGURE 6.30. Comparaison de l'évolution horaire des flux de chaleur latente (gauche) et sensible (droite) saisonniers simulés et observés du site SIRTA de 2005 à 2012. La droite de meilleur ajustement est en noir.

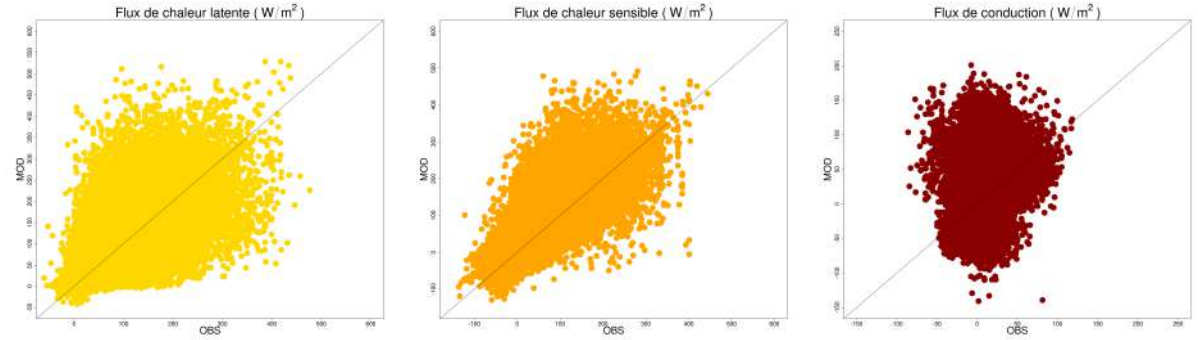


FIGURE 6.31. Comparaison de l'évolution horaire des flux de chaleur latente (gauche) et sensible (milieu) et flux de conduction (droite) saisonniers simulés et observés du site Grignon de 2004 à 2014. La droite de meilleur ajustement est en noir.

6.1.4 Points forts et limites du modèle TEB sur les diagnostics simulés

En effectuant cette évaluation à différentes échelles d'observation (domaine d'étude étendu, bassins versants, super sites), il est possible de remarquer que le modèle reproduit avec une fidélité acceptable les variables hydro-climatiques étudiées même si des biais subsistent.

Les températures sont surestimées, d'environ $2°C$ pour les températures de l'air spatialisées minimales et maximales et d'environ $1.5°C$ pour les températures ponctuelles des stations des supers sites. Une plus forte surestimation sur les températures minimales

est à noter induisant des précautions à prendre quant à l'analyse de l'ICU nocturne qui risque d'engendrer une sous-estimation de ses intensités. Les surestimations des températures sont plus marquées en hiver, autant pour les températures minimales que maximales.

Les flux turbulents sont assez bien représentés malgré une sous-estimation du flux de chaleur latente au SIRTA. Il est possible que le modèle ne simule pas assez d'évapotranspiration, réduisant ainsi l'effet rafraîchissant sur la température de l'air, justement surestimée. Cela peut induire des niveaux de stress thermique plus élevés qu'en réalité.

TEB-Hydro est bon pour reproduire les chroniques avec très peu de débit de temps sec (peu d'infiltrations). Le modèle assèche cependant trop rapidement le sol et ce biais augmente avec la profondeur du modèle. Cela peut expliquer les infiltrations trop faibles simulées puisque les couches les plus profondes du modèle auront un contenu en eau plus faible que la réalité, limitant les infiltrations vers le réseau d'assainissement.

La température du sol n'est pas bien simulée (surestimée) car le stockage de chaleur est surestimé par le modèle mais ce n'est pas une variable qui sera étudiée plus en détail dans la suite de l'étude. Toutefois, elle peut avoir un effet de sous-estimation sur le contenu en eau du sol.

Cette partie montre la capacité du modèle TEB, en configuration de simulation TEB-Hydro-Tree, à reproduire fidèlement le micro-climat et l'hydrologie en milieu urbain dans différentes configurations.
TEB permet alors de reproduire les conditions hydro-climatiques pour les études d'impacts. Cela en fait un vrai outil complet d'aide à la décision en termes d'études climatiques mais aussi pour des scénarios d'aménagement avec la représentation précise des processus hydrologiques et climatiques.

6.2 Étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne en temps présent

L'évaluation du modèle a permis d'identifier les forces et faiblesses de la configuration de modélisation choisie. En conséquence, il est possible d'étudier la réponse hydro-climatique de la zone à travers les résultats de la simulation menée de 2001 à 2017 dans la configuration de simulation définie dans la Section 3.3.
L'enjeu de cette configuration est de pouvoir étudier de façon relativement détaillée et à haute résolution à la fois les transferts hydrologiques énergétiques et thermiques. A l'échelle d'une agglomération, travailler sur un domaine aussi large à 250 m de résolution

permet également de localiser les zones du territoire qui sont vulnérables et donc à fort enjeux au regard de ces transferts : des quartiers présentant plus de risques, par rapport aux autres zones de l'agglomération, soumises pourtant aux mêmes conditions météorologiques.
Cette configuration de simulation permettra d'abord d'identifier les conditions météorologiques rencontrées sur l'ensemble du domaine. Ensuite, le lien entre les processus hydrologiques et climatiques à l'échelle de ce domaine est étudié à la lumière des indicateurs de stress hydrique du sol, de confort thermique et de déversements vers le réseau hydrographique naturel. La réponse de ces indicateurs aux conditions météorologiques saisonnières est étudiée et aussi dans le cas particulier de deux canicules pour les indicateurs de stress hydriques et thermiques.

6.2.1 Conditions météorologiques

La réponse hydro-climatique du territoire localement dépend des conditions météorologiques auxquelles le territoire est exposé (dans le modèle par le biais des forçages atmosphériques reconstruits Sous-section 3.2.3), en lien avec l'orographie et l'occupation du sol, en l'occurrence ici de l'urbanisation.
L'analyse moyenne sur 17 années de deux forçages atmosphériques en lien avec les vulnérabilités étudiées (thermique et hydrologie) est menée dans cette partie.

Les précipitations ont un impact sur l'ensemble du cycle hydrologique et par conséquent sur les quantités d'eau collectées par les réseaux et les déversements qui peuvent être consécutifs à une surcharge de ce réseau. Elles modifient aussi l'état hydrique des sols, qui impacte également les flux turbulents simulés et donc le bilan énergétique de la surface et les conditions thermiques associées. En moyenne au cours des 17 ans étudiés, les précipitations sur cette zone ne sont pas réparties uniformément comme le montre la Figure 6.32. Les départements de la petite couronne ainsi qu'une zone au nord-ouest du domaine ont un cumul de précipitations plus faible que la moyenne et que le reste du domaine. Cette zone correspond aussi aux surestimations identifiées des températures minimales et maximales (au printemps et à l'automne Figure 6.3 et Figure 6.4). Toutefois, ces zones ne varient pas beaucoup selon les années comme le montre l'écart-type des précipitations annuelles représenté sur la Figure 6.33. Ce sont les parties nord et est du domaine qui présentent les cumuls annuels de précipitation les plus variables sur la période 2001-2017.
Les précipitations sont, en revanche, largement dépendantes de la saison, quant à leur spatialisation ou leur intensité. En effet, les cumuls saisonniers de précipitations moyennées sur les 17 ans d'analyse (Figure 6.34) sont assez importants en automne (SON avec en

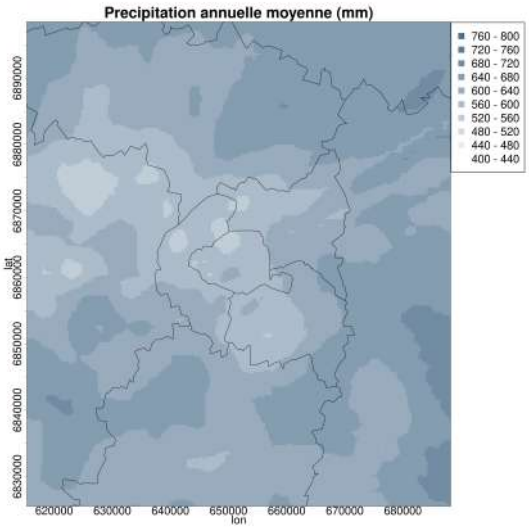


FIGURE 6.32. Cumul annuel moyen de précipitations calculé entre 2001 et 2017.

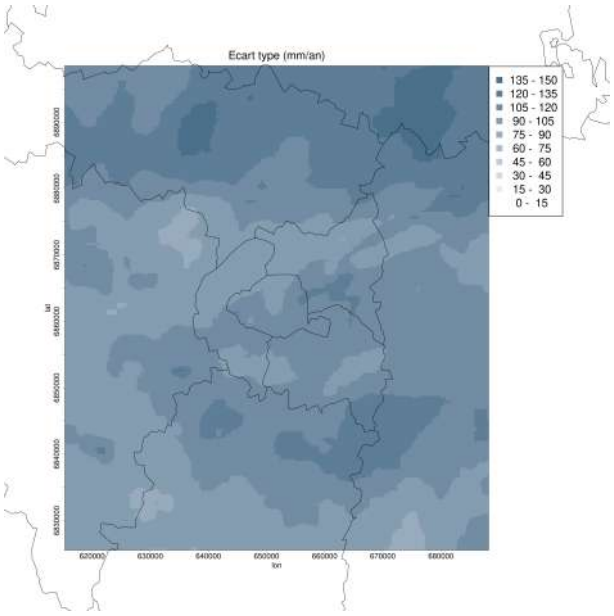


FIGURE 6.33. Écart-type des précipitations annuelles moyennes entre 2001 et 2017.

moyenne 200 mm) et des cumuls journaliers homogènes à cette saison, avec environ 20 mm de pluie par jour au maximum (99èmes centiles saisonniers, Figure 6.35).
Pour les autres saisons (MAM, JJA et SON), les cumuls saisonniers sont moins homogènes variant de 125 mm/saison sur les départements de la petite couronne à 225 mm/saison pour le sud-ouest du domaine. Toutefois, les intensités maximales des précipitations par jour sont assez différentes entre ces trois saisons avec 26 mm/jour en moyenne pour le printemps et l'automne, et 32 mm/jour pour l'été. La saison estivale est en effet caractérisée par de forts orages.

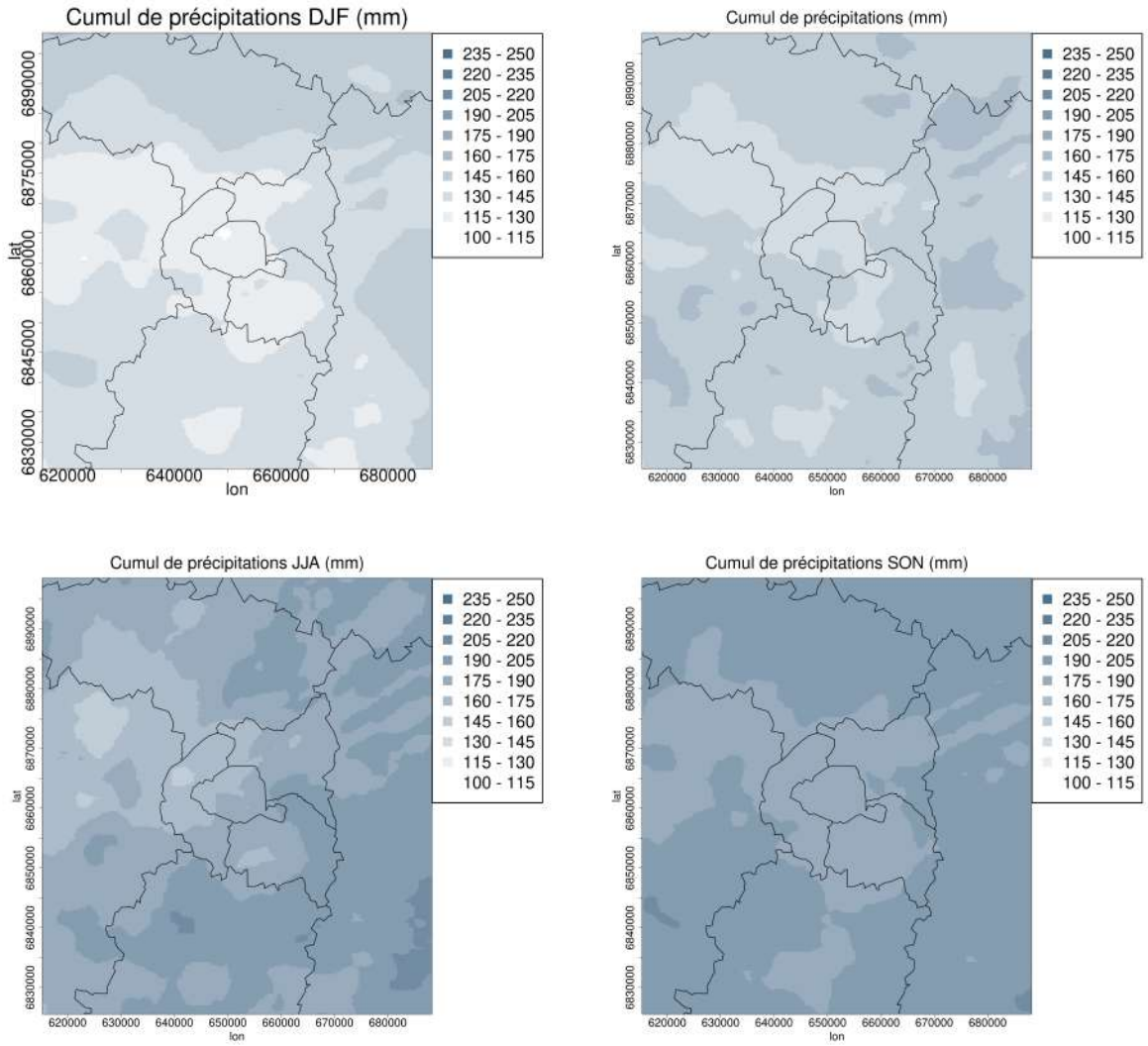


FIGURE 6.34. Cumul saisonniers moyens de précipitations (en mm/saison).

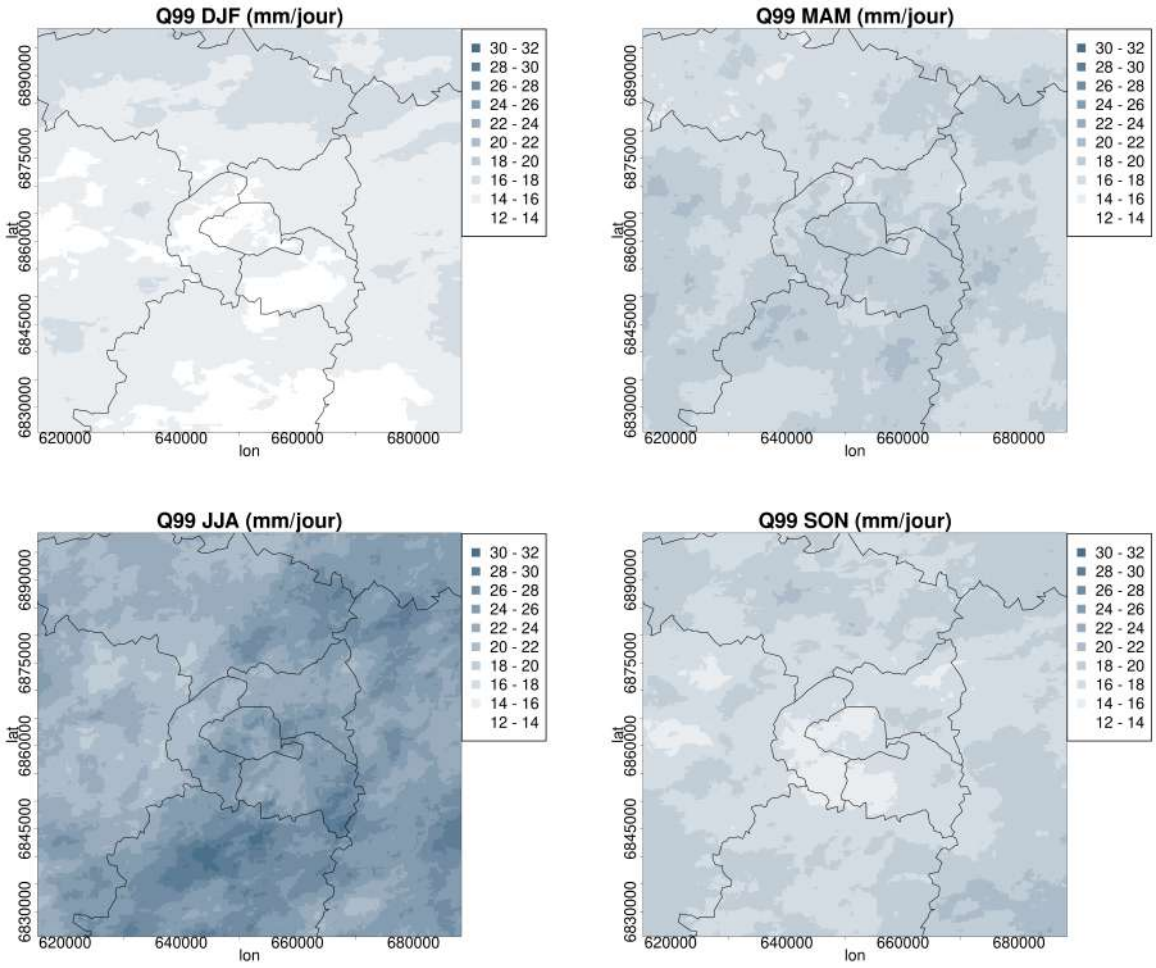


FIGURE 6.35. Précipitations intenses (déterminées par le 99ème centile) à l'échelle de chaque saison (en mm/jour).

Les températures imposées au modèle par les forçages peuvent fortement déterminer l'intensité des vulnérabilités rencontrées. Les températures moyennes par saisons à 50 m sont représentées dans la Figure 6.36 pour identifier si une structure spatiale est notable. L'effet de l'urbanisation est déjà effectivement notable dans ces températures imposées au modèle. Les températures les plus élevées sont localisées sur les zones de ville et cet effet est plus étendu en été (JJA) que pour les autres saisons où la quasi-totalité de la petite couronne est impactée par de plus fortes températures (17.5 $°C$). En hiver (DJF), c'est majoritairement la zone de Paris qui rencontre les températures les plus élevées (6.5 $°C$) avec un effet également dans la direction nord-ouest du domaine. Les températures les plus élevées au printemps (MAM, 12.5 $°C$) et à l'automne (SON, 10.5 $°C$) sont sur les mêmes zones identifiées pour les deux précédentes saisons.

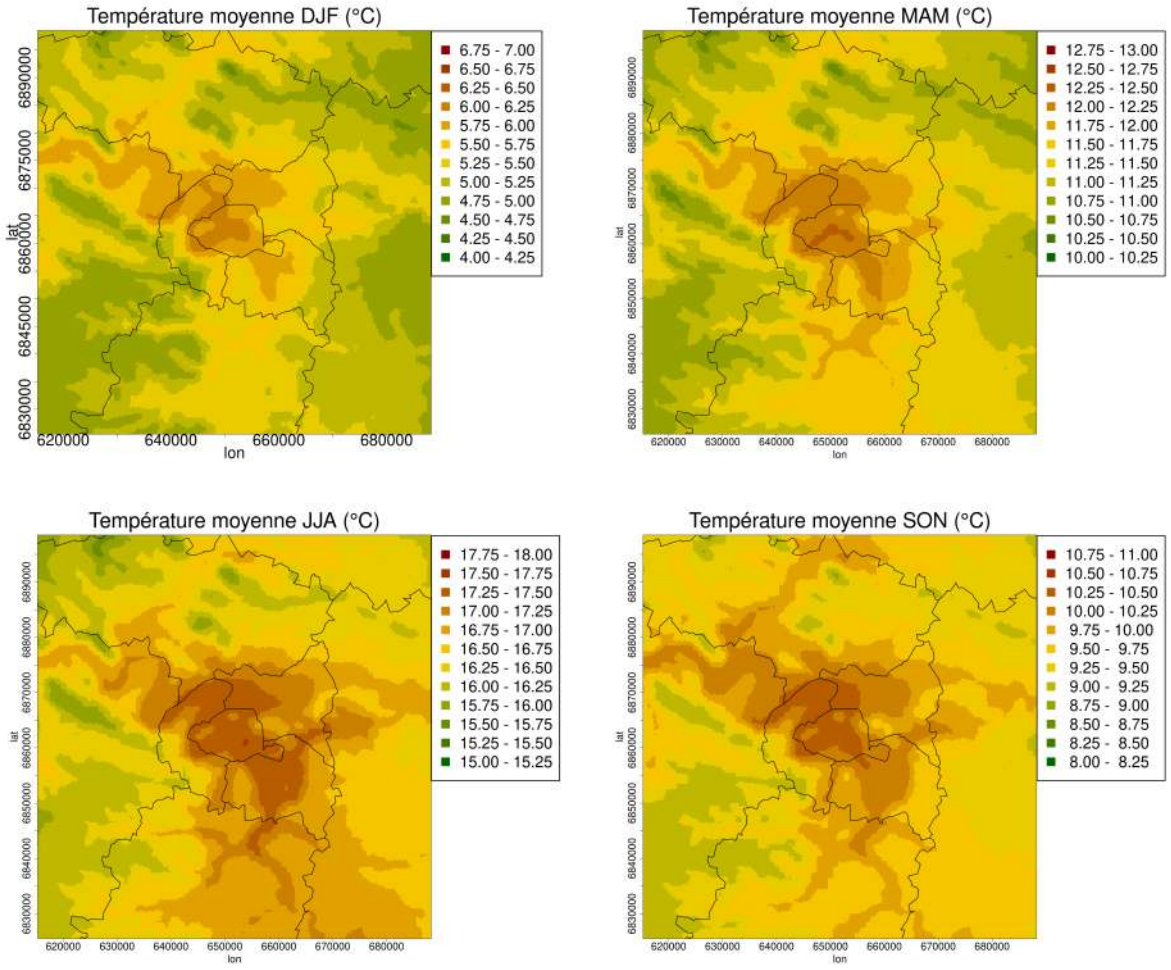


FIGURE 6.36. Températures moyennes à 50 m par saisons (DJF : hiver, MAM : printemps, JJA : été, SON : automne).

Ces résultats permettront d'identifier le lien entre ces conditions météorologiques et leur impact sur les processus de plus fine échelle sur la ville, notamment les zones de vulnérabilité.

6.2.2 Réponse hydro-climatiques à différentes échelles spatiales et temporelles

La question soulevée dans cette sous-section est de savoir si, à la lumière des conditions météorologiques imposées, certaines zones seront plus sujettes à des conditions de stress thermique, hydrique, à des déversements plus importants ou à du ruissellement.

6.2.2.1 Réponse du territoire à l'échelle saisonnière

L'état hydrique des sols, caractérisé par l'indice d'humidité des sols Soil Wetness Index (SWI) est moyenné par saison sur la Figure 6.37. Il est très dépendant de la saison car la variation du contenu en eau du sol est un processus qui s'équilibre lentement avec la variabilité météorologique. Ainsi, sur l'ensemble du domaine le SWI est élevé en hiver (proche de 1, DJF), diminue au printemps (autour de 0.60, MAM) pour atteindre des seuils de sécheresse en été (0.10, JJA) et remonter à l'automne (0.30, SON) même si le sol est encore sec. Toutefois, sur certaines zones le contenu en eau du sol évolue différemment. En effet, le centre de Paris, très urbanisé, s'assèche moins en été et en automne qu'à sa périphérie alors que le SWI moyen est aussi élevé que le reste du domaine en hiver et au printemps. Cela peut s'expliquer par moins de végétation sur les jardins urbains, limitant alors l'évapotranspiration mais aussi le prélèvement d'eau dans le sol.

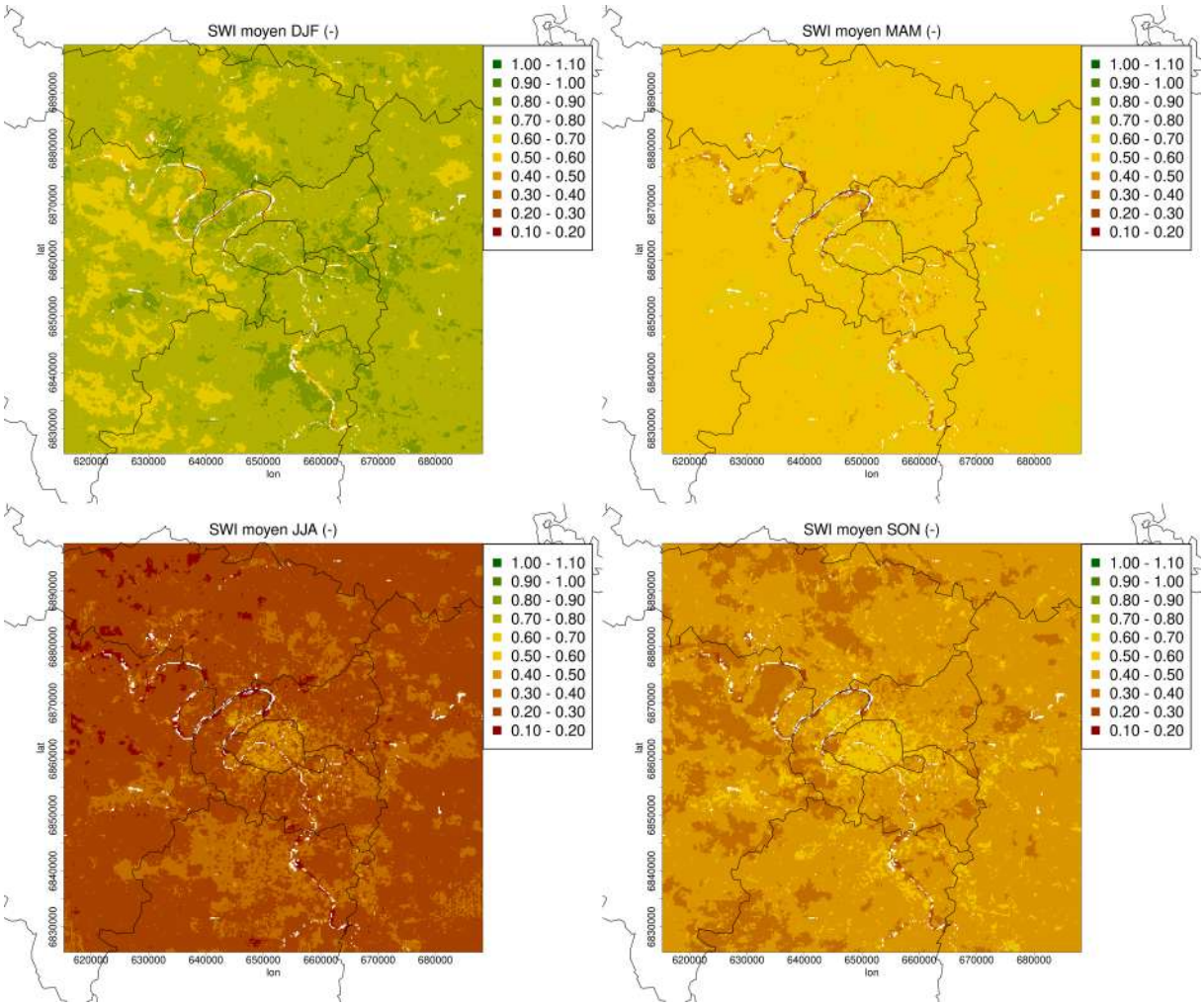


FIGURE 6.37. Etat hydrique des sols ou indice d'humidité des sols (Soil Wetness Index, SWI) moyen pour chaque saison.

L'intensité de l'îlot de chaleur urbain (IICU) correspond à la température à 2m agrégée sur la maille à laquelle est soustraite la plus faible température sur le domaine, mesurée en milieu naturel. Majoritairement en lien avec les forçages de température, l'îlot de chaleur urbain (ICU) engendré par la mégapole parisienne est caractérisé par une intensité forte sur le département de Paris (Figure 6.39 et Figure 6.38) ainsi qu'une intensité modérée sur les départements de la petite couronne et les alentours de la Seine qui sont plus fortement urbanisés (sud sud-est et nord-ouest du domaine).

La comparaison de la Figure 6.39 et la Figure 6.38 montrent que les zones avec les intensités d'ICU les plus élevées ne sont pas les mêmes selon la période de la journée.
L'ICU s'établit principalement la nuit (Figure 6.38) et est plus marqué au printemps (jusqu'à $+4.50°C$ d'IICU). L'IICU nocturne est autour des $3°C$ pour les autres saisons sur le département de Paris.
En journée (Figure 6.39), la différence de températures entre ville et campagne est maximale en hiver avec $3°C$. Au printemps, en été et à l'automne l'IICU est d'environ $2°C$. En effet, la campagne environnante est plus chaude donc la différence de température avec le centre-ville est moins élevée du printemps à l'automne. Ces tendances saisonnières confirment celles identifiées sur d'autres villes comme Dijon (Pohl *et al.*, 2015 ; Richard *et al.*, 2021) ou Toulouse (Masson *et al.*, 2008 ; Pigeon et Masson, 2009).

La nuit, les parcs (Bois de Boulogne à l'ouest et Bois de Vincennes à l'est) sont plus frais et le département de Paris est plus chaud. L'effet rafraîchissant de la végétation, lié à l'évapotranspiration est notable, alors qu'en ville, les matériaux libèrent la chaleur stockée en journée, pendant la nuit.
En journée, c'est autour de la Seine que l'IICU est la plus élevée car c'est une zone assez ouverte de la ville donc sensible au rayonnement incident mais aussi avec une forte densité de bâti limitant le rafraîchissement par écoulements d'air. En été, les parcs présentent l'IICU la plus élevée en lien a priori avec l'état hydrique des sols, qui asséchés ne permet pas à la végétation d'évapotranspirer de façon optimale et par conséquent de rafraîchir l'environnement.

La valeur moyenne de **l'indice de confort thermique** (Universal Thermal Climate Index, UTCI, Figure 6.40) est comme attendu fortement liée à la saison et donc aux températures saisonnières. L'UTCI moyen maximal est majoritairement localisé sur les zones les plus urbanisées (le département de Paris) quelles que soient les saisons. L'UTCI maximal est plus étalé spatialement en été (JJA), il couvre une plus large zone, que pour les autres saisons. Cela entraîne un risque plus important de population touchée par des seuils de stress thermique car les températures sont déjà élevées en cette période et cette zone urbaine est densément peuplée.

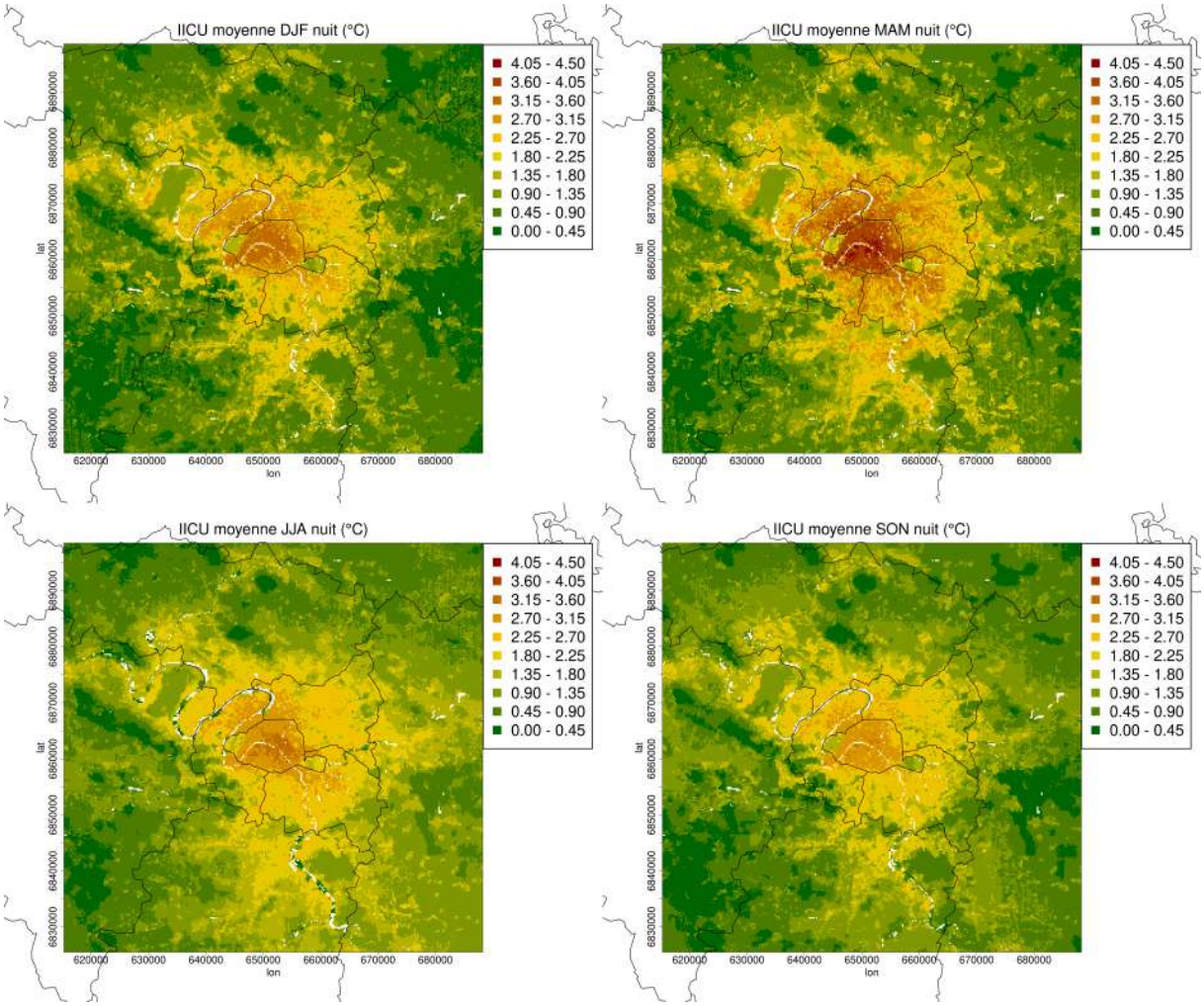


FIGURE 6.38. Intensité de l'îlot de chaleur urbain nocturne (moyenne de 2UTC à 4UTC) saisonnier.

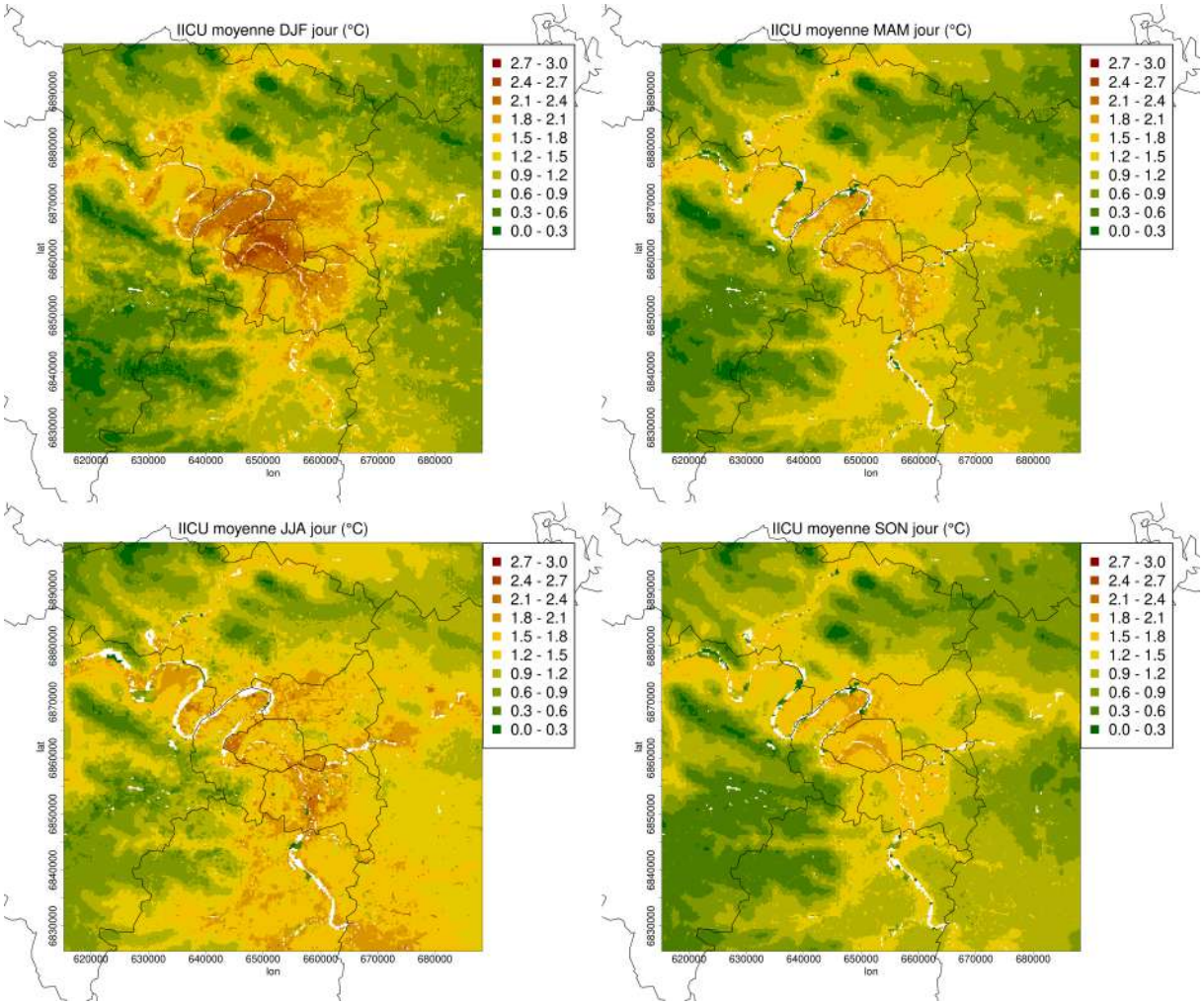


FIGURE 6.39. Intensité de l'îlot de chaleur urbain diurne (moyenne de 14UTC à 16UTC) saisonnier.

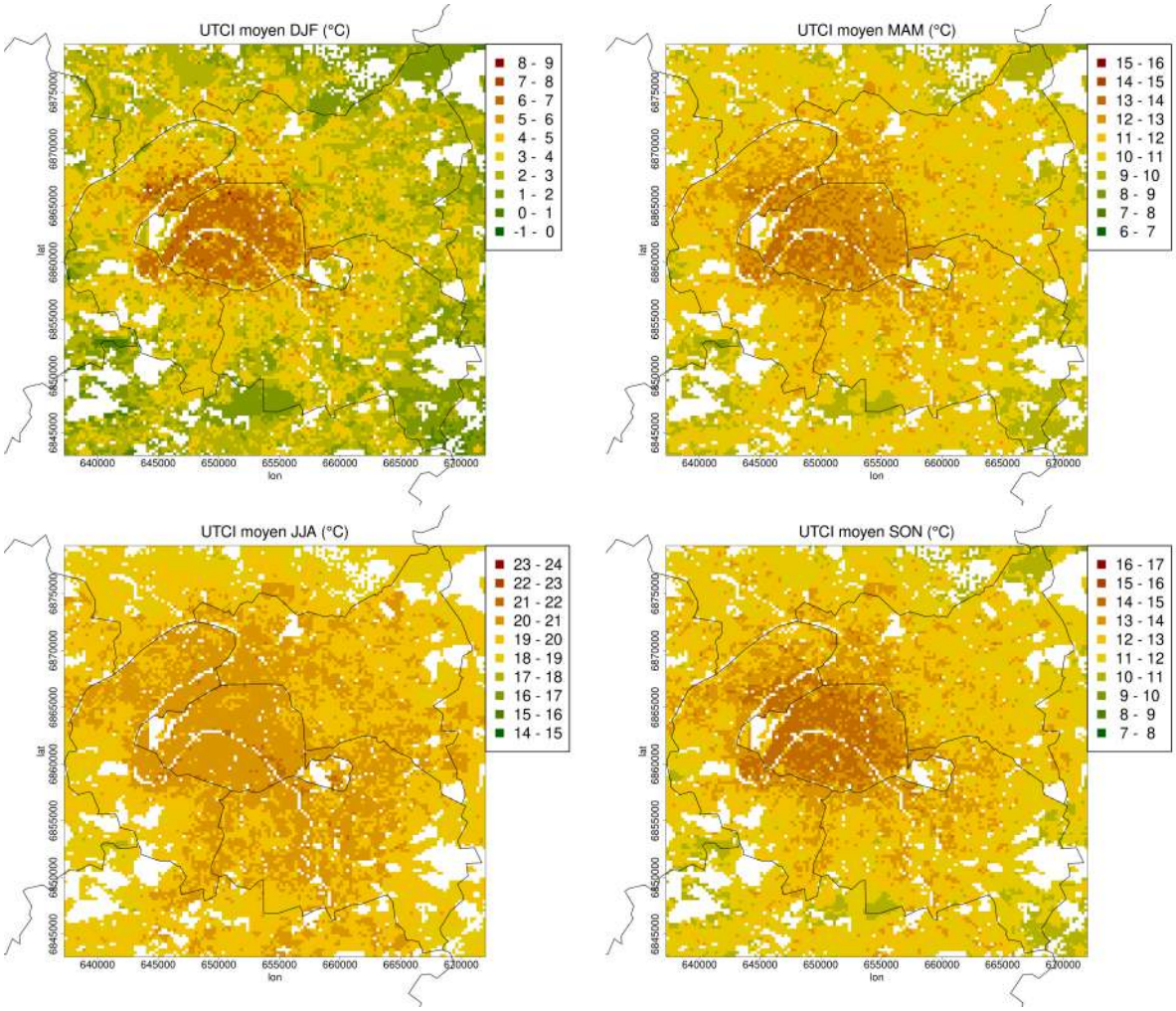


FIGURE 6.40. Cartes d'indice de confort thermique en ville (Universal Thermal Climate Index, UTCI) moyen pour chaque saison pour un individu à l'extérieur et à l'ombre. L'échelle est différente sur les quatre graphiques afin d'identifier les zones avec un UTCI plus élevé (nécéssité d'adapter les gammes d'UTCI aux saisons).

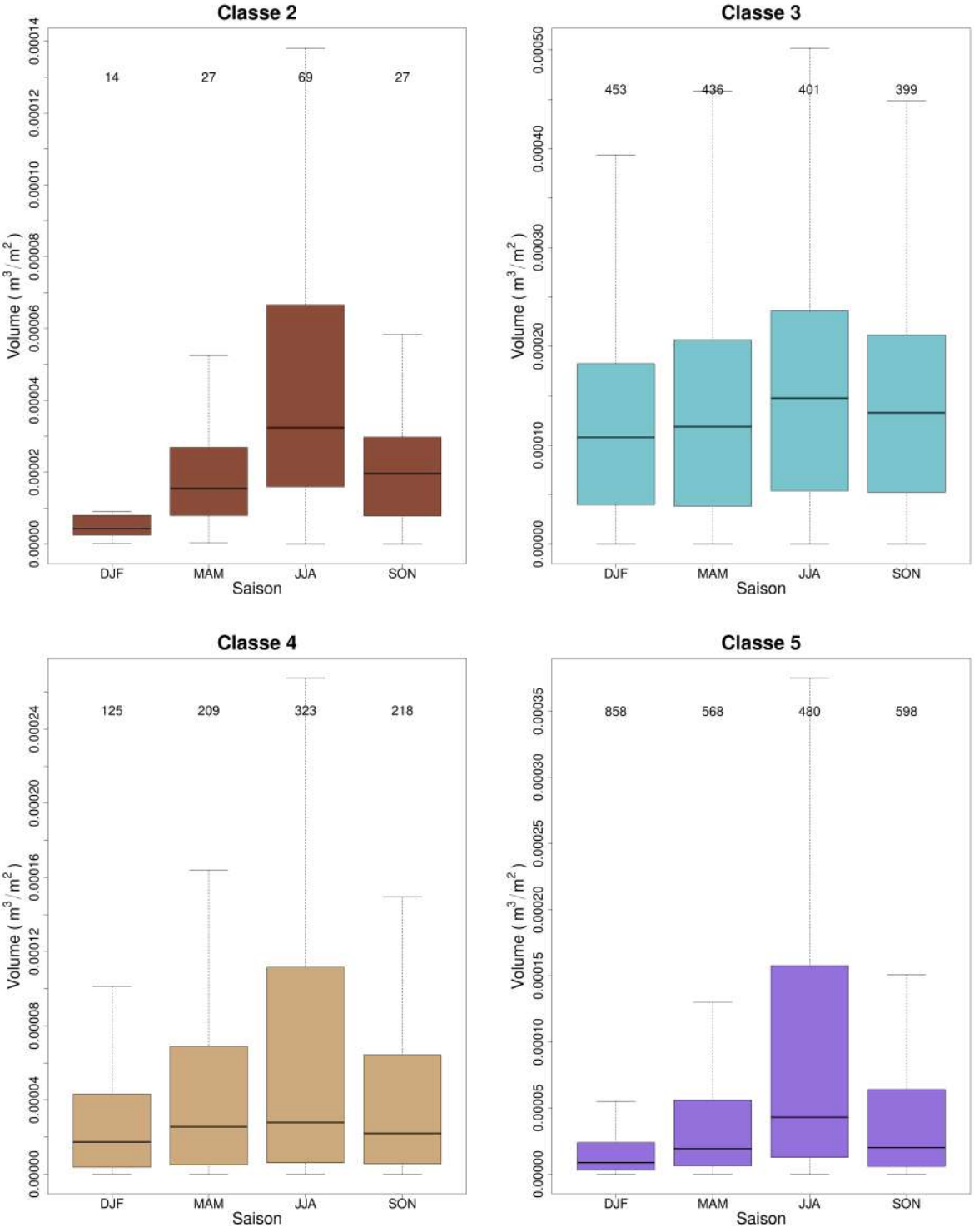


FIGURE 6.41. Distribution des volumes de déversements annuels par classe (en lien avec la classification des bassins versants établie Sous-sous-section 5.3.1.2).

Les déversements sont aussi largement impactés par la saisonnalité. La Figure 6.41 synthétise les volumes d'eau déversés par saison moyennés par même classe de calage ramenés à la surface du bassin versant (Sous-sous-section 5.3.1.2) et la fréquence moyenne de déversements sur les 17 ans étudiés. La classe 1 n'est pas représentée ici car il n'y a pas de déversoirs d'orage présents sur le réseau d'eau pluviale (réel et reconstruits). Les quatre classes montrent plus de déversements en été, ce qui peut paraître inattendu. Comme identifié sur les forçages de précipitations (Figure 6.34), les cumuls de précipitations sont en moyenne plus importants en hiver. Toutefois c'est en été que les intensité maximales journalières (Figure 6.35) sont les plus importantes, associées à des orages. Les déversements sont des processus à effet de seuil. C'est pourquoi en été, les débits collectés dépassent plus régulièrement les seuils de déversement. Ce sont les bassins versants de la classe 3 qui déversent les plus gros volumes d'eau par unité de surface. Ce sont des bassins versants avec un taux d'imperméabilisation fort (mais pas le plus fort) et avec une pente assez importante par rapport à la zone d'étude. La combinaison de ces deux caractéristiques conduit à une augmentation des vitesses d'écoulement et un volume d'eau ruisselé en surface plus grand, entraînant plus facilement des déversements. Ce sont ensuite les bassins versants de la classe 5 qui déversent le plus fréquemment. Ce résultat est cohérent puisque que c'est la classe de bassins versants avec le plus fort taux d'imperméabilisation. Lors de pluies, l'eau collectée par les réseaux dépasse plus facilement (et donc plus souvent) le seuil de déversement.

Le ruissellement horaire moyen de l'eau sur les surfaces est plus important sur les surfaces urbaines (Figure 6.42). Ce résultat est attendu puisque l'eau ruisselle beaucoup sur les surfaces imperméabilisées et très peu sur les surfaces naturelles (dans le modèle ce phénomène est même très difficile à reproduire). Sur cette carte les zones de plus fort ruissellement sont liées aux zones les plus bâties. Concernant la période d'occurrence de plus grande quantité de ruissellement, il s'agit de l'automne (SON). C'est en effet une saison durant laquelle les évènements pluvieux sont assez nombreux et d'assez forte intensité contrairement à l'été où les pluies sont intenses mais peu fréquentes et en hiver où les pluies sont fréquentes mais peu intenses.

6.2.2.2 Zones de vulnérabilité déduites pour chaque indicateur

Ainsi sur les 17 années étudiées, une attention particulière a été portée sur les variations annuelles des indicateurs de vulnérabilité choisis pour identifier des localisations différentes selon les caractéristiques météorologiques de l'année.

- **L'état hydrique des sols**

Un SWI atteignant zéro ou devenant négatif induit la létalité de la végétation qui ne

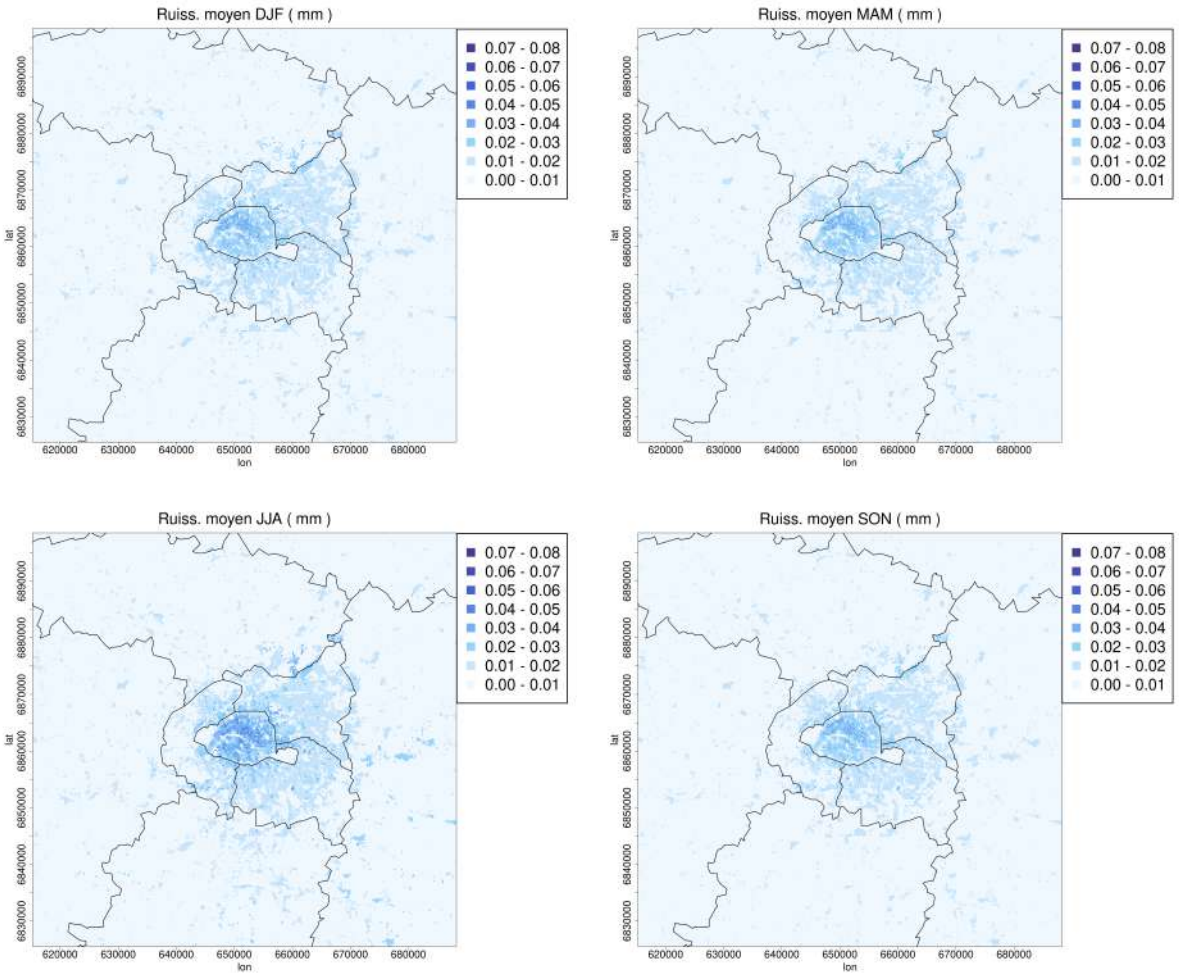


FIGURE 6.42. Cartes du ruissellement horaire moyen pour chaque saison.

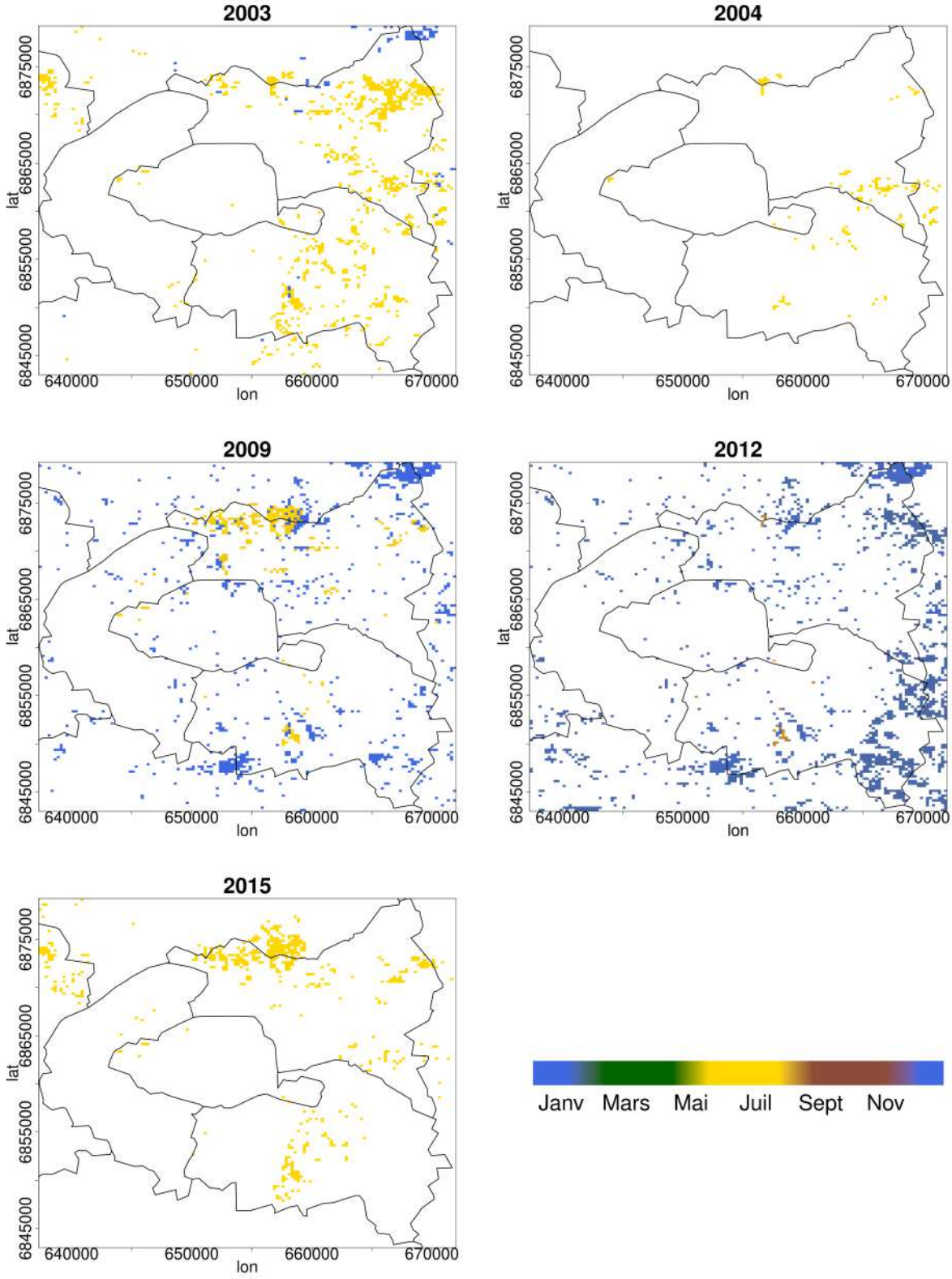


FIGURE 6.43. Période de l'année à laquelle apparaît le premier évènement de sécheresse avec l'indice d'humidité du sol (Soil Wetness Index, SWI) inférieur ou égal à zéro. Les années représentées (2003, 2004, 2009, 2012 et 2015) sont les seules pour lesquelles le SWI atteint des valeurs négatives.

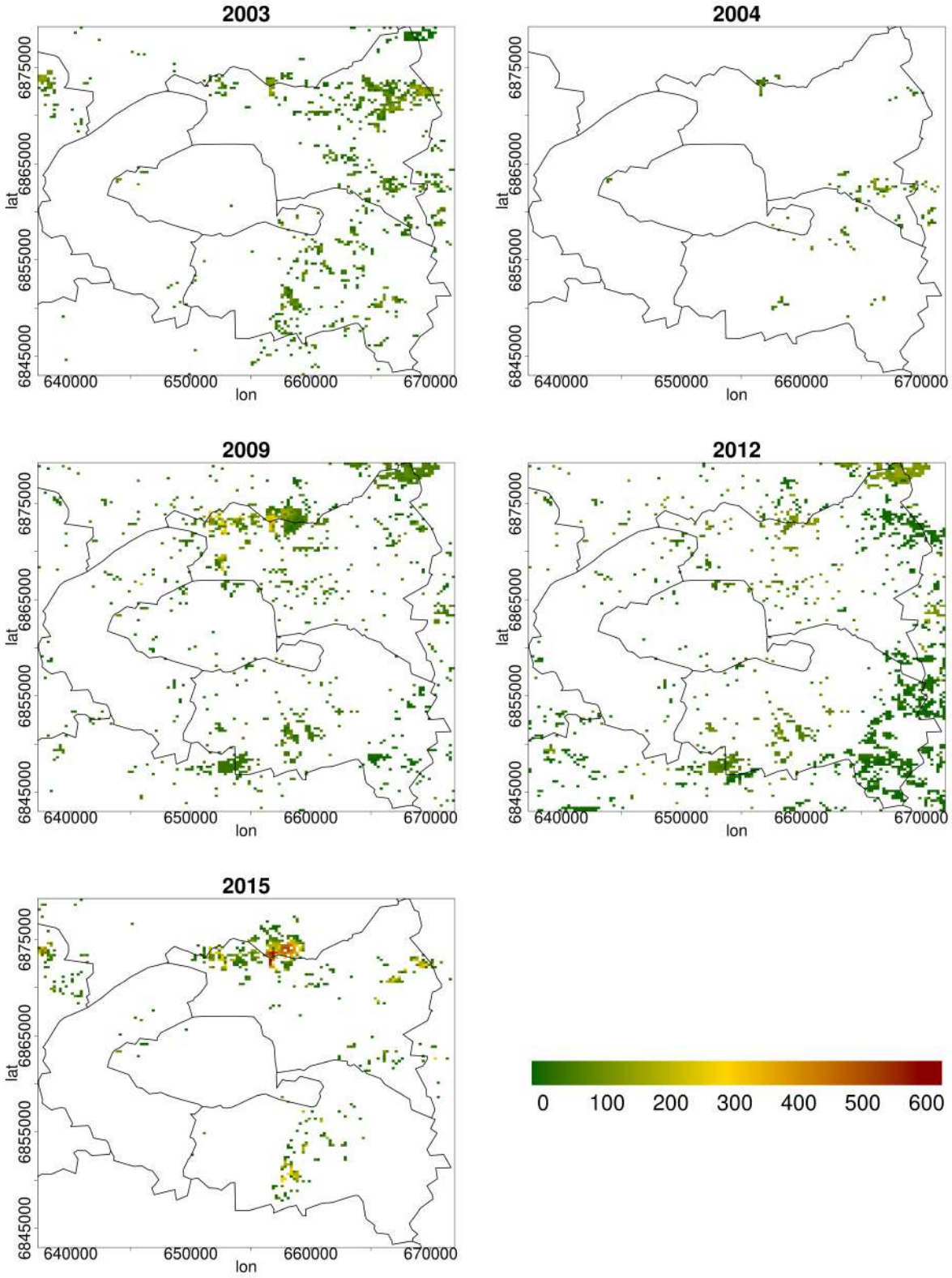


FIGURE 6.44. Nombre d'heures avec un indice de stress hydrique du sol (Soil Wetness Index, SWI) inférieur ou égal à 0. Les années représentées (2003, 2004, 2009, 2012 et 2015) sont les seules pour lesquelles le SWI atteint des valeurs négatives.

peut plus prélever d'eau dans le sol. L'atteinte de ce seuil sur les 17 ans de simulations est assez rare et n'est arrivé que pour cinq années (2003, 2004, 2009, 2012 et 2015).
Pour ces cinq années, la période de l'année à laquelle est arrivé le premier évènement de sécheresse est indiqué sur la Figure 6.43 et le nombre d'heures sur l'année pendant lesquelles ces zones ont été touchées sur la Figure 6.44. Ces cartes indiquent que ce sont les départements de la petite couronne qui sont majoritairement touchés alors que le centre-ville très urbanisé est peu touché par les forts épisodes de sécheresse. C'est également plutôt l'est du domaine qui rencontre de tels évènements de sécheresse. Les premières sécheresses se produisent majoritairement en été (2003, 2004 et 2015) mais aussi dès les premiers mois de l'année (2009 et 2012). Pourtant lorsque des évènements de sécheresse arrivent dès le début de l'année, la durée annuelle de stress hydrique n'est pas nécessairement plus longue. C'est pour l'année 2015 que la durée de la sécheresse a été la plus longue.

- **L'indice de confort thermique**

Sur les mêmes années que le SWI, la période de l'année où des UTCI supérieurs à $26°C$ (seuil de stress thermique) et le nombre d'heures par année passées avec un tel UTCI ont été représentés respectivement sur la Figure 6.45 et la Figure 6.46. C'est au printemps que les UTCI dépassant $26°C$ commencent à se produire et cela change peu selon l'année (également hors années de sécheresse). Le nombre d'heures annuellement avec un UTCI supérieur à 26 $°C$ est peu variable spatialement et plus dépendant des conditions météorologiques de l'année, avec notamment l'année 2003 qui présente une moyenne sur la zone de 900 heures environ. Les dates de survenue d'un UTCI supérieur à 26 $°C$ et le nombre d'heures passées avec un tel seuil de stress thermique sont peu différentes d'une année à l'autre et ne permettent pas d'identifier des zones plus sensibles à ces critères. Pour identifier les zones de vulnérabilités à un fort stress thermique, il sera plus intéressant de porter son attention sur les UTCIs maximum.

- **Vulnérabilités hydrologiques**

La fréquence et les volumes de déversements sont particulièrement dépendants des précipitations et peuvent présenter des variations importantes d'une année à l'autre. C'est pourquoi ces deux indicateurs ont été représentés pour chaque année d'étude (2001 à 2017) sur la Figure 6.47 et la Figure 6.48 pour les bassins versants présentant des déversements vers le réseau hydrographique naturel.
L'analyse de la carte de la Figure 6.47 montre que la fréquence de déversement n'est pas directement liée à la taille du bassin versant. En effet, la fréquence de déversements représentée varie de 25 à 170 déversements par an d'un bassin versant à un autre avec des petits comme des grands bassins versants déversant régulièrement. L'analyse

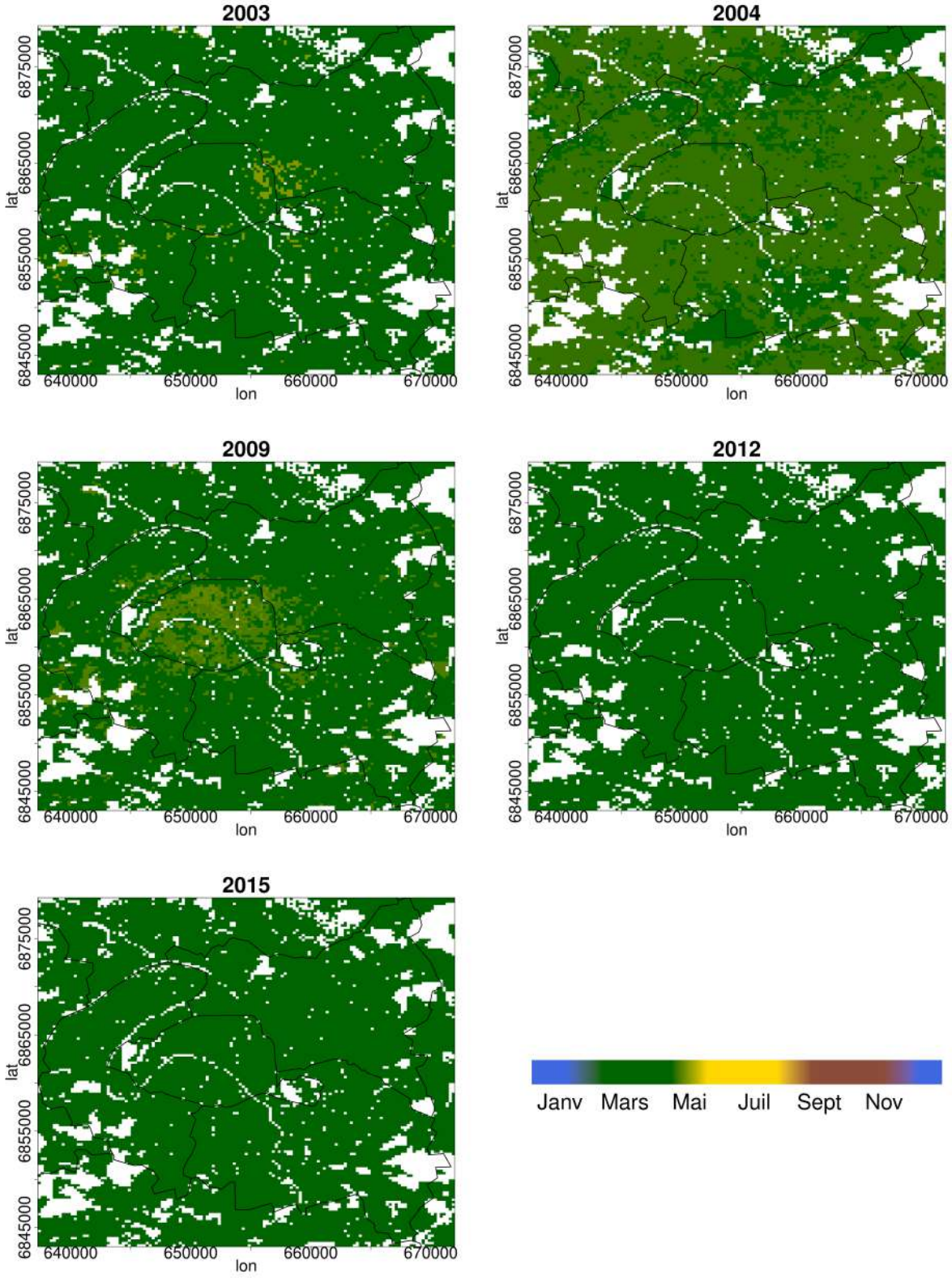


FIGURE 6.45. Période de l'année à laquelle le seuil de 26 °C de l'indice de confort thermique (Universal Thermal Climate Index, UTCI) est dépassé pour les années 2003, 2004, 2009, 2012 et 2015. Les années représentées sont celles correspondant aux années de sécheresse préalablement identifiées (i.e. pour lesquelles le SWI atteint des valeurs négatives).

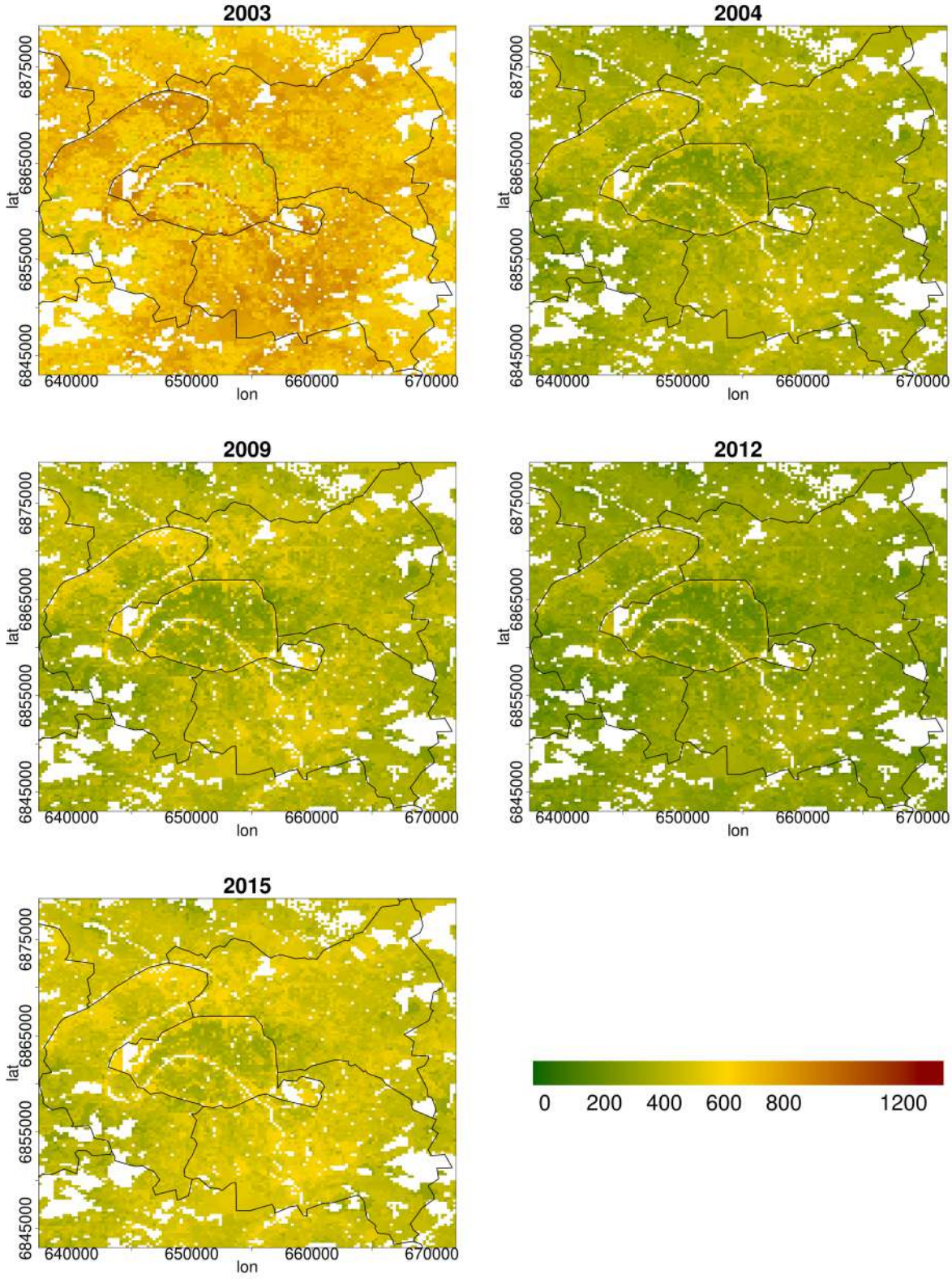


FIGURE 6.46. Nombre d'heures avec un indice de confort thermique (Universal Thermal Climate Index, UTCI) supérieur à 26 $°C$ pour les années 2003, 2004, 2009, 2012 et 2015. Les années représentées sont celles correspondant aux années de sécheresse préalablement identifiées (i.e. pour lesquelles le SWI atteint des valeurs négatives).

complémentaire des volumes déversés (Figure 6.48) montre que le grand bassin versant au nord de Paris déverse aussi de grands volumes d'eau alors qu'il a déjà été identifié comme déversant régulièrement.

Cette analyse permet d'identifier trois bassins versants où les déversements sont plus importants que sur le reste de la zone : le DO_R2209 (90 déversements annuels, à la frontière entre les Hauts-de-Seine et Paris) et le DO_MAZAS (170 déversements annuels, sud-est de Paris) ainsi que le DO_C5809 (à la frontière entre Paris, les Hauts-de-Seine et la Seine-Saint-Denis) qui déverse, en plus, des volumes importants chaque année.

Le ruissellement horaire maximal par année peut indiquer des zones plus favorables à des inondations, même si les inondations dépendent également fortement de la topographie. Le ruissellement maximal horaire est représenté pour chaque année sur la Figure 6.49. L'ordre de grandeur du ruissellement est de 20 mm au maximum pour les mailles de modélisation de 62500 m^2. Les surfaces composées de fractions importantes de bâtiments et de routes sont particulièrement touchées chaque année par de fortes intensités de ruissellement. Certaines années, soumises à des évènements précipitants plus importants, se détachent avec une localisation plus précise des maximums de ruissellement au nord de Paris intra-muros (2003, 2005, 2008, 2011). Cette zone est liée en partie à une forte imperméabilisation des surfaces mais peut être aussi une zone privilégiée de développement des orages. L'année 2017 est celle pour laquelle le ruissellement de surface a été le plus important (supérieur à 32 mm). Il est la conséquence de pluie diluviennes sur Paris et sa petite couronne, étudiées plus en détail ci-après.

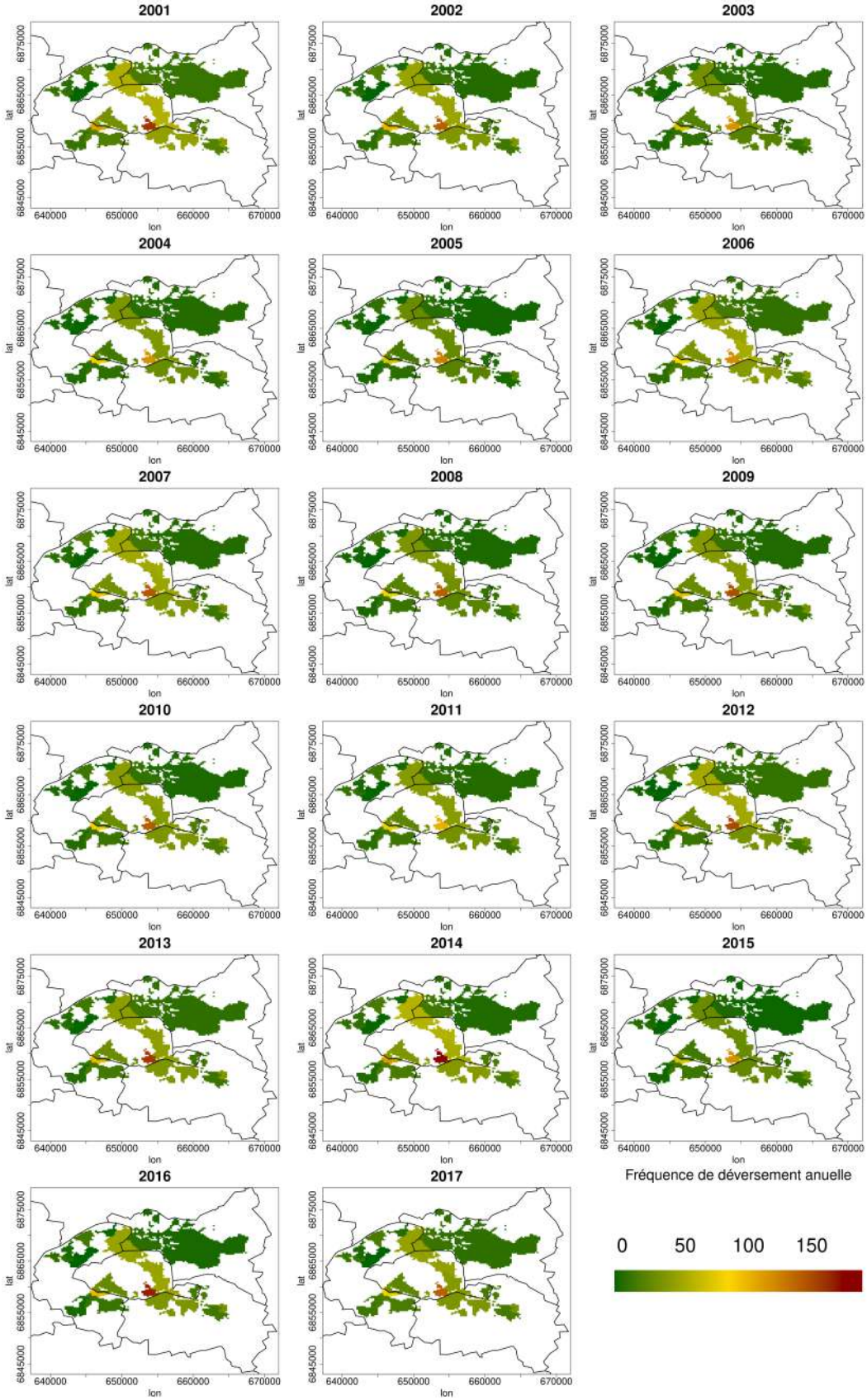


FIGURE 6.47. Fréquence de déversements vers le réseau hydrographique naturel par an.

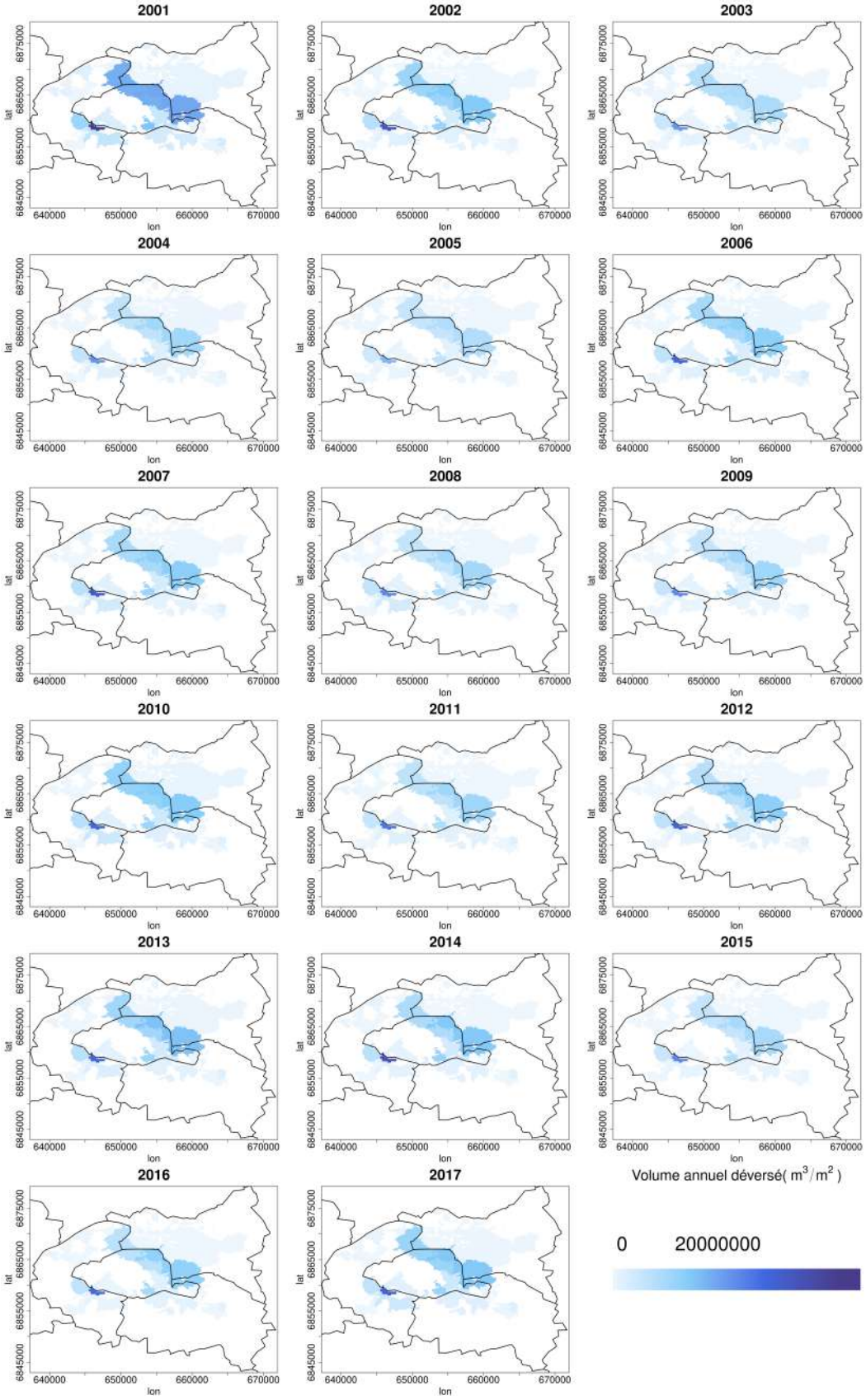


FIGURE 6.48. Volume de déversements (m^3/m^2) vers le réseau hydrographique naturel par an.

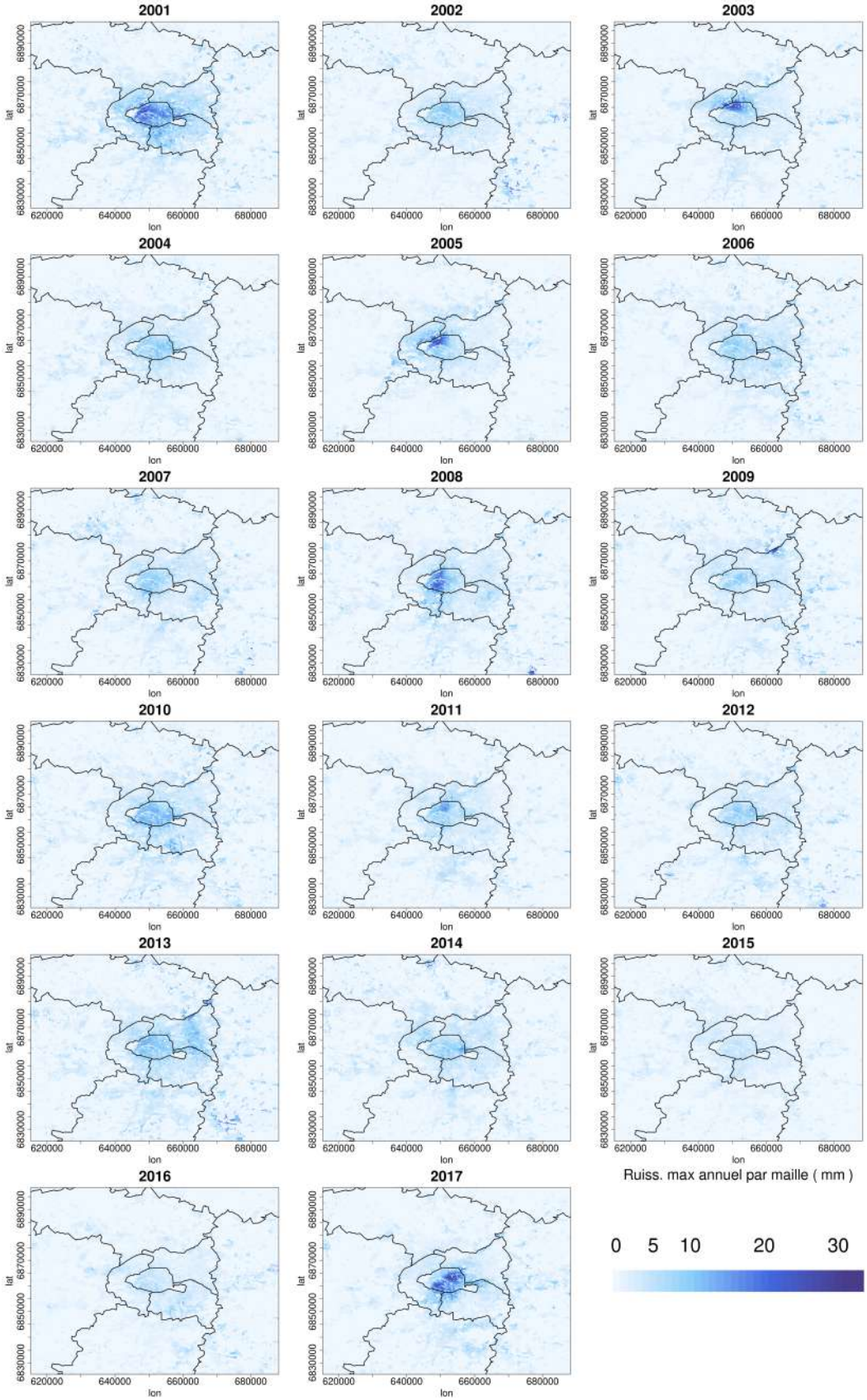


FIGURE 6.49. Cartes du ruissellement horaire maximal par année (2001 à 2017).

6.2.2.3 Réponse du territoire aux évènements extrêmes

Cas d'étude de deux canicules

Il est intéressant d'observer les valeurs prises par ces indicateurs dans le cas de conditions météorologiques extrêmes comme c'est le cas des canicules. Cela permet de voir si les mêmes zones sont touchées par les vulnérabilités étudiées sur une échelle saisonnière ou pour des évènements exceptionnels. Les canicules étudiées dans cette partie sont celle de 2003 et de 2015, caractérisées à la fois par des températures particulièrement élevées et combinées à une sécheresse météorologique.

La canicule de 2003 a duré du 8 au 13 août. L'IICU est très élevée la nuit avec $+4°C$ au centre-ville par rapport à l'extérieur de la petite couronne en moyenne (Figure 6.50). La journée (Figure 6.55), il n'y a pas d'ICU car les températures sont très élevées sur l'ensemble de la zone : les zones naturelles étant très sèches, la végétation ne peut plus évapotranspirer ce qui induit peu de différence de température entre la métropole et sa périphérie.

Les sols sont effectivement très secs comme l'illustre la Figure 6.52. Le SWI du sol est en moyenne compris entre 0 et 0.15. Il est possible de retrouver ici le même résultat identifié en été : Paris intra-muros est moins sec (avec toutefois un SWI bas de 0.20). Cela peut être en lien avec le peu de végétation présent localement. Les sols sont majoritairement secs mais ajouté à cela s'il y a de la végétation qui prélève l'eau restante, les sols plus végétalisés s'assèchent donc plus.

En journée, l'indice de confort thermique est maximal à l'extérieur de la ville ($46°C$) avec toutefois des UTCI très élevés sur tout le domaine (minimum $36°C$). L'effet d'ombrage des bâtitments hauts du centre-ville permettent de limiter l'augmentation de l'indice de confort thermique dans la rue, même à l'ombre. La nuit, l'UTCI maximal est plus élevé au centre-ville, avec des seuils dépassant le stress thermique. C'est la nuit que le corps peut se reposer mais ce n'est pas possible avec des UTCI supérieurs à $26°C$. C'est notamment pourquoi les zones urbanisées constituent une forte vulnérabilité pour les habitants.

La canicule de 2015 a duré du 29 juin au 8 juillet. Des résultats similaires à la canicule de 2003 sont observés sur l'intensité des îlots de chaleurs urbains et la localisation des maxima nocturnes toujours en centre-ville (Figure 6.54). Les zones de sécheresse touchées sont majoritairement les mêmes qu'en 2003 mais avec quelques zones plus sèches et des SWI atteignant des valeurs négatives plus faibles qu'en 2003 (Figure 6.56). Les

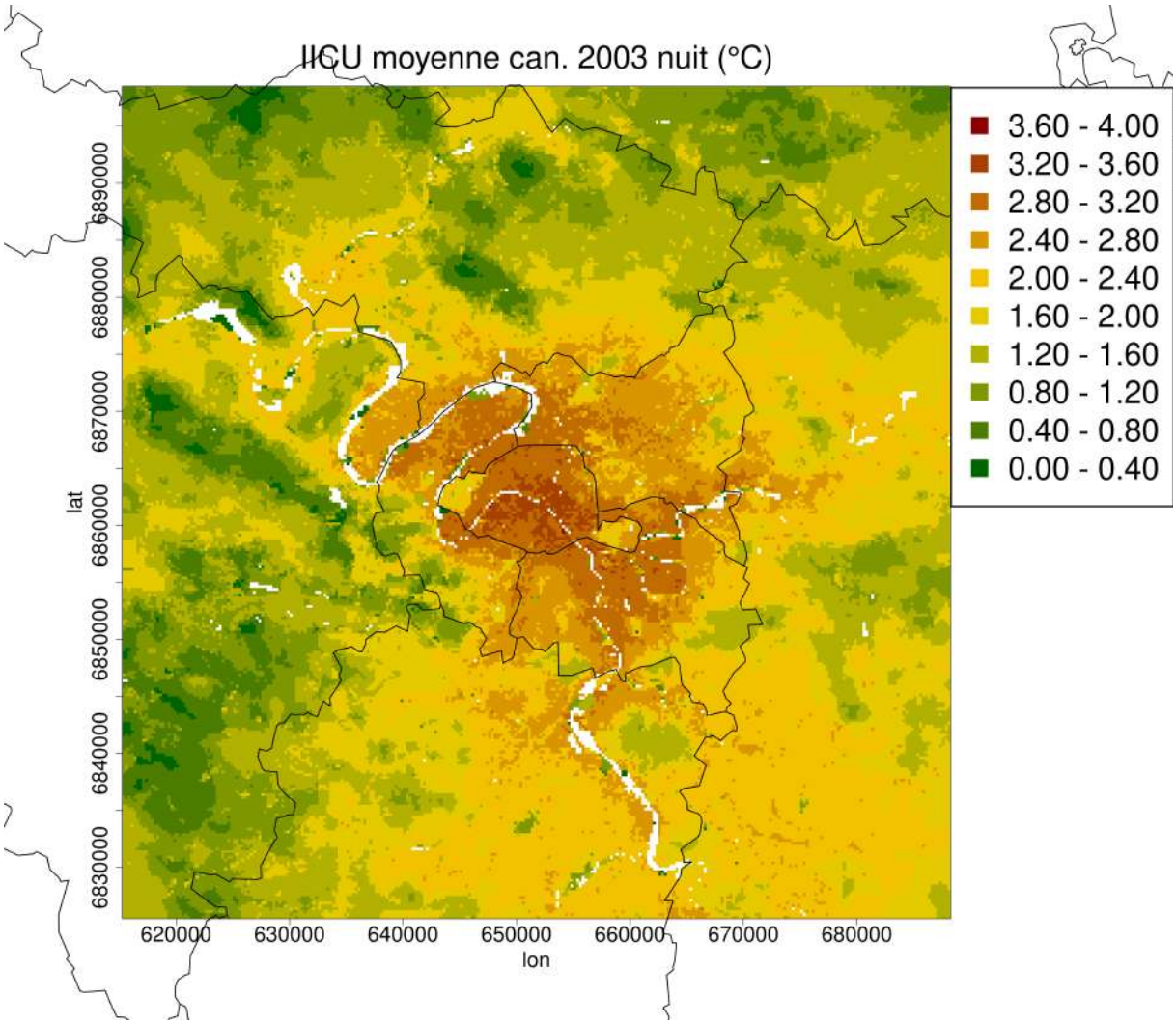


FIGURE 6.50. Intensité moyenne de l'îlot de chaleur urbain nocturne (2UTC à 4UTC) pendant la canicule d'août 2003 (du 8 août au 13 août).

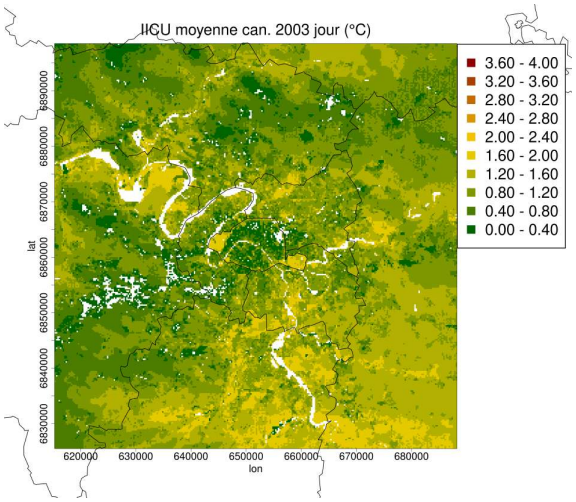


FIGURE 6.51. Intensité moyenne de l'îlot de chaleur urbain diurne (14UTC à 16UTC) pendant la canicule d'août 2003 (du 8 août au 13 août).

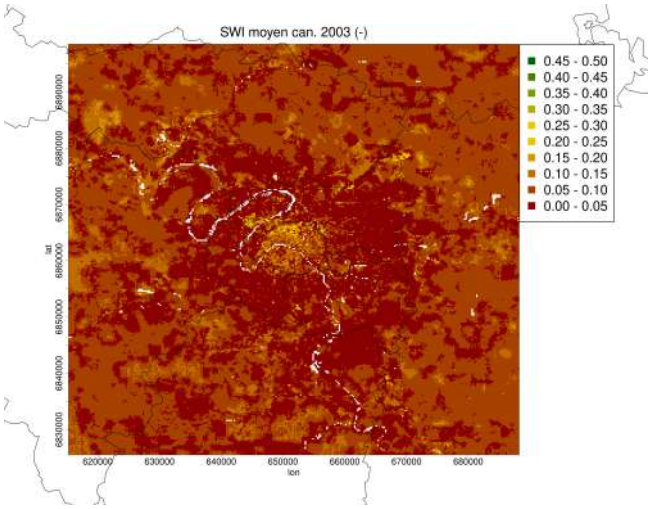


FIGURE 6.52. État hydrique moyen du sol (Soil Wetness Index, SWI) pendant la canicule d'août 2003 (du 8 août au 13 août).

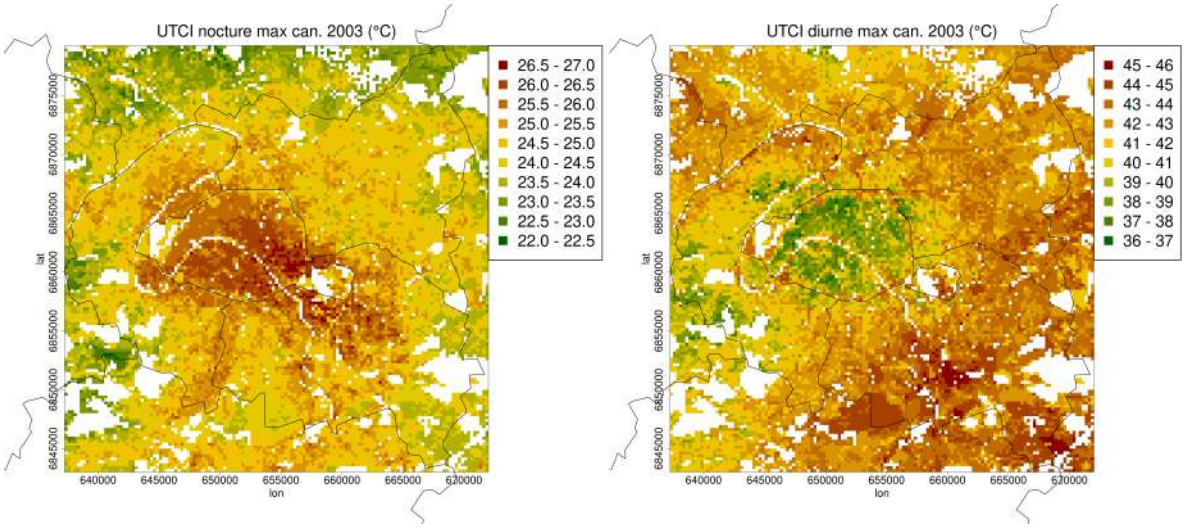


FIGURE 6.53. Indice de confort thermique (Universal Thermal Climate Index, UTCI) maximal ressenti à l'ombre pendant la canicule d'août 2003 (du 8 août au 13 août).

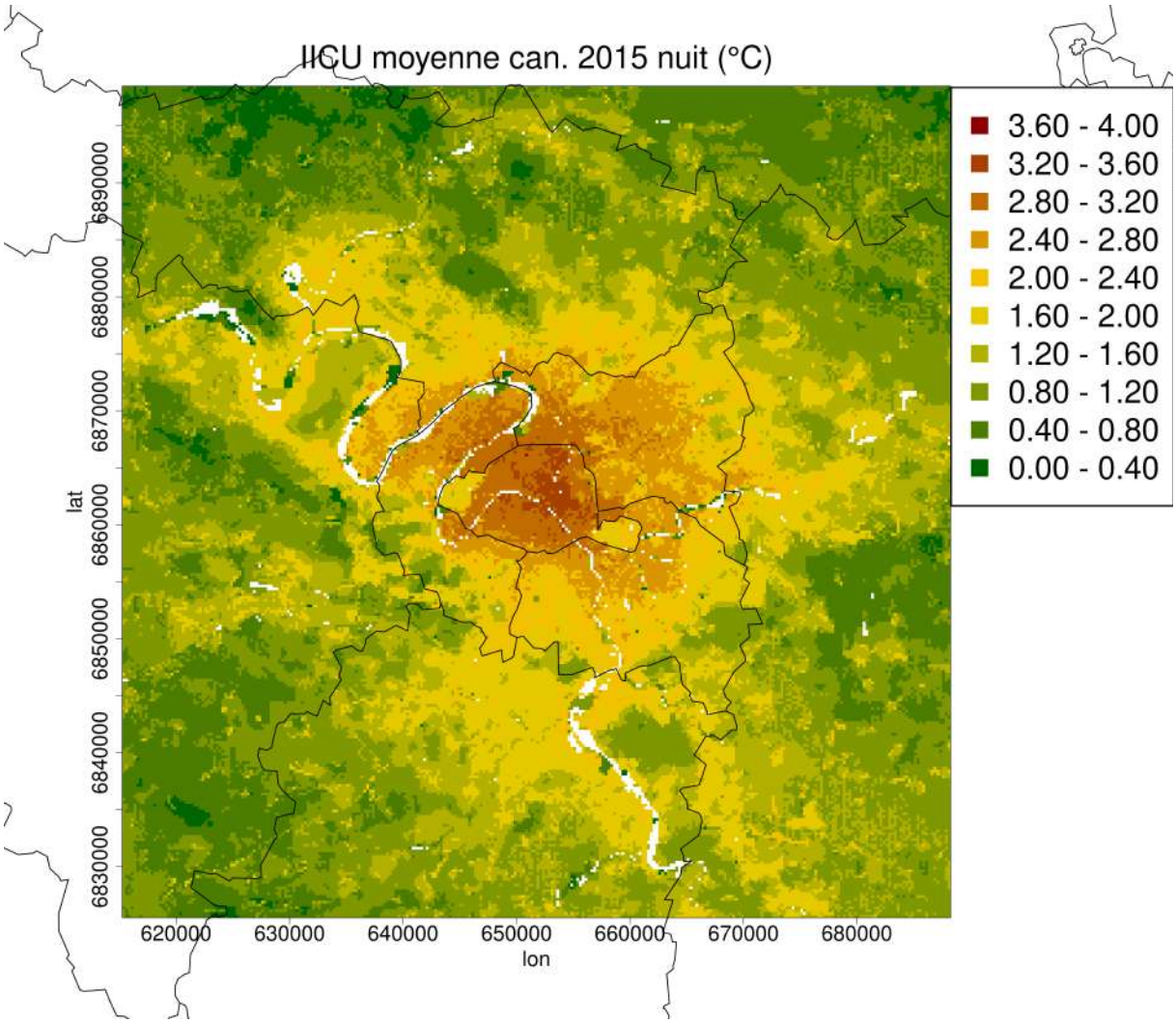


FIGURE 6.54. L'îlot de chaleur urbain nocturne (2UTC à 4UTC) pendant la canicule de juillet 2015 (du 29 juin au 8 juillet).

indices de confort thermiques ont été plus faibles en journée sur cette canicule (minimum $34°C$) mais avec toujours des UTCI élevés la nuit ($27°C$) au centre-ville (Figure 6.57).

Cas d'étude de pluies diluviennes sur Paris et sa petite couronne

L'année 2017 a été marquée par un évènement record de précipitations sur Paris et sa petite couronne entre le 9 et le 10 juillet 2017. L'orage commence dans la nuit du 9 au 10 juillet (Figure 6.58) et est particulièrement intense sur le centre de Paris avec une lame d'eau cumulée jusqu'à 115 mm (Figure 6.59).

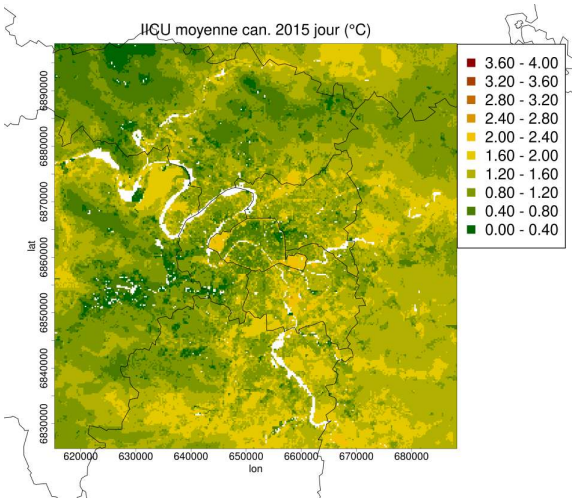


FIGURE 6.55. L'îlot de chaleur urbain diurne (14UTC à 16UTC) pendant la canicule de juillet 2015 (du 29 juin au 8 juillet).

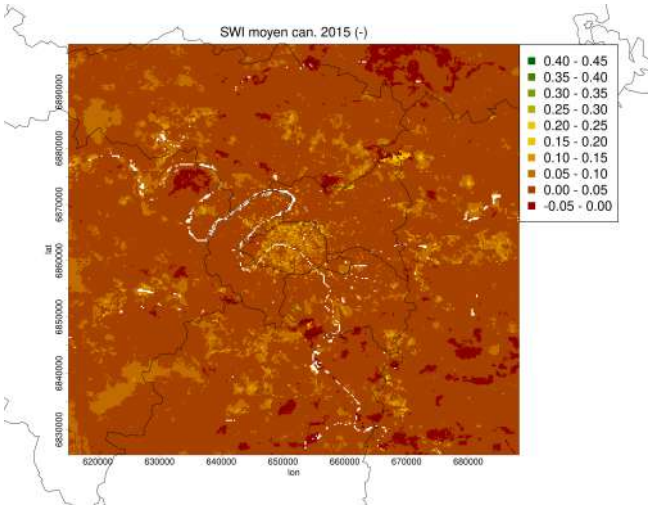


FIGURE 6.56. État hydrique moyen du sol (Soil Wetness Index, SWI) pendant la canicule de juillet 2015 (du 29 juin au 8 juillet).

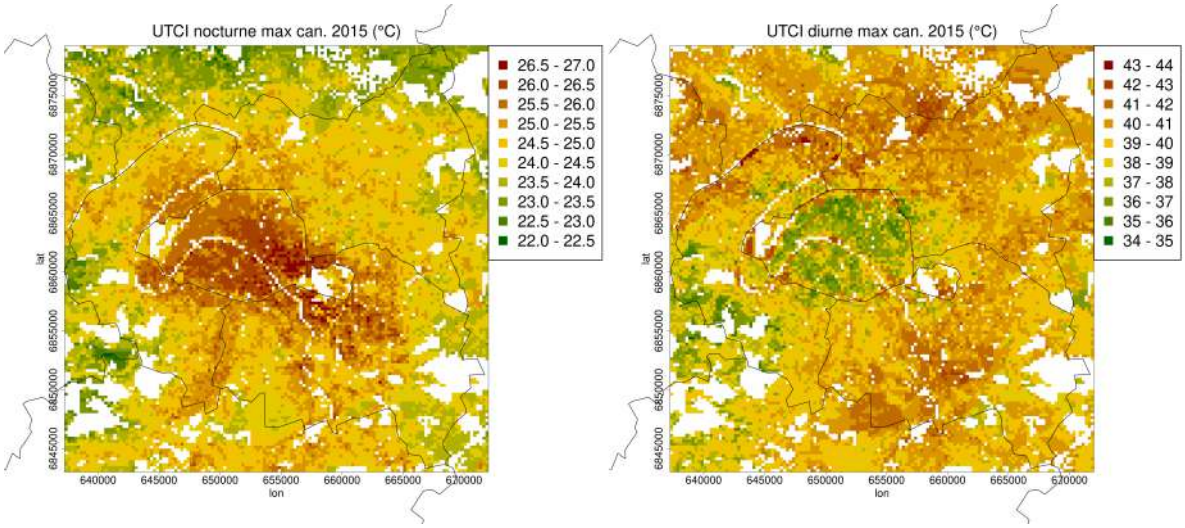


FIGURE 6.57. Indice de confort thermique (Universal Thermal Climate Index, UTCI) maximal resenti à l'ombre pendant la canicule de juillet 2015 (du 29 juin au 8 juillet).

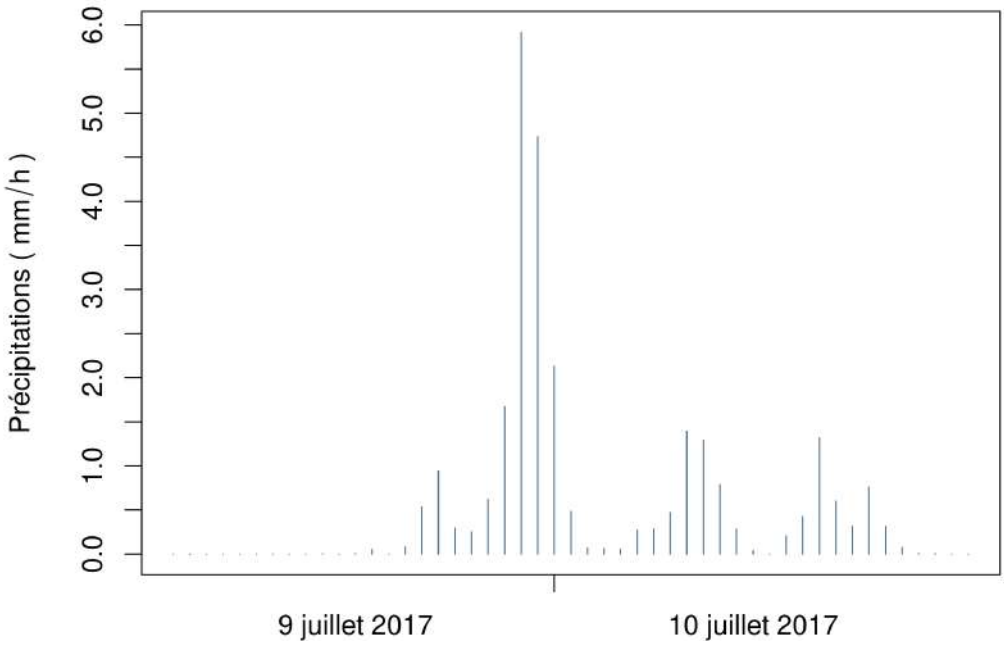


FIGURE 6.58. Hydrogramme de l'intensité horaire des précipitations moyennée sur le domaine pour l'orage du 9 au 10 juillet 2017.

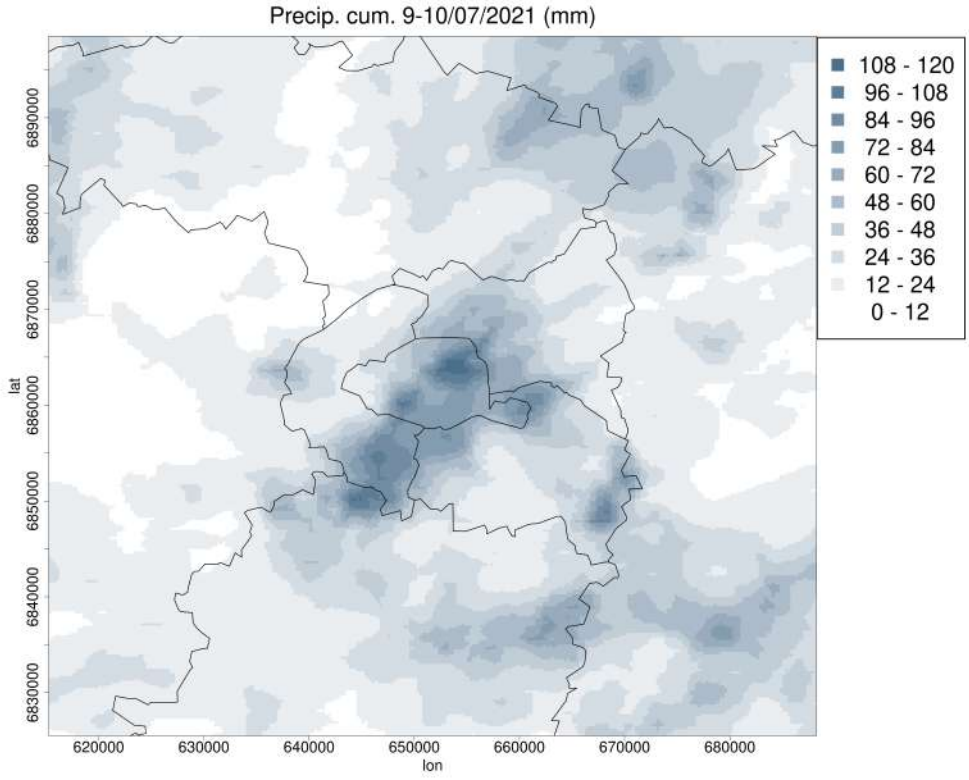


FIGURE 6.59. Cumul de précipitations pour l'orage du 9 au 10 juillet.

Les volumes déversés et le ruissellement engendrés par cet évènement sont donc étudiés pour identifier les zones plus ou moins touchées.

Les volumes déversés sont clairement plus importants sur quatre bassins versants, dans et très proches de Paris (Figure 6.60). Cela est lié à la localisation de l'orage sur Paris mais aussi à la forte urbanisation de ces bassins versants déjà identifiés comme des bassins versants avec des déversements importants.

Le ruissellement est plus important sur Paris (Figure 6.61) également en cohérence avec la zone où les précipitations cumulées ont été les plus importantes.

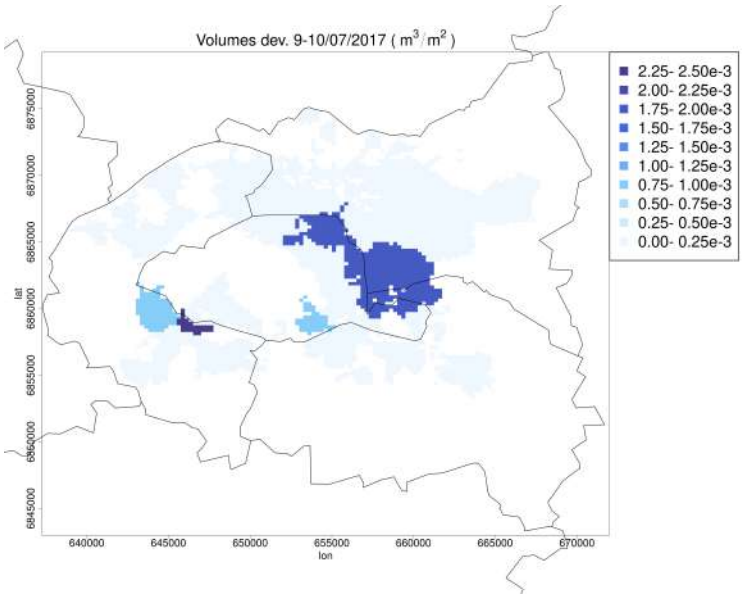


FIGURE 6.60. Volume de déversements (m^3/m^2) vers le réseau hydrographique naturel pour l'orage du 9 au 10 juillet 2017.

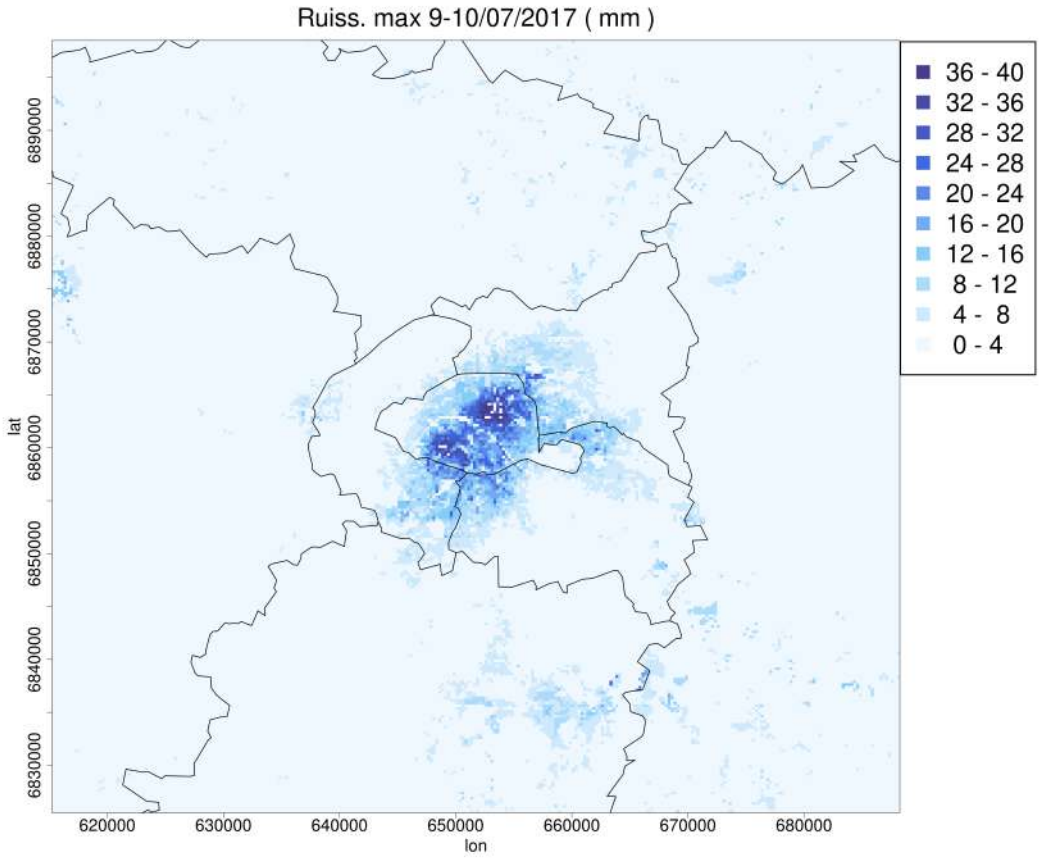


FIGURE 6.61. Carte du ruissellement horaire maximal de l'orage du 9 au 10 juillet 2017.

6.2.3 Identification des zones les plus vulnérables hydro-climatiquement

L'objectif est d'identifier les zones les plus vulnérables quels que soient la période de l'année et le type d'évènement météorologique rencontré pour mettre en évidence ces territoires à forts enjeux. Il a déjà été identifié que le milieu urbain favorise les vulnérabilités précédemment étudiées. J'ai donc choisi de porter mon attention sur les conditions où ces vulnérabilités sont à leurs paroxysme :

— Un SWI inférieur ou égal à 0 (Stress hydrique élevé, 2001-2017),

— Un UTCI nocturne en période de canicule (2015),

— Les bassins versants avec la fréquence et le volume de déversement les plus élevés (2001-2017),

— La localisation du ruissellement à 95% le plus élevé en période d'orage (2017).

Ainsi, après les avoir étudiés individuellement, le croisement de ces quatre indicateurs de vulnérabilité a permis de produire la cartographie présentée dans la Figure 6.62.

La question qui a motivé cette partie est celle de la co-localisation ou non des vulnérabilités hydro-climatiques identifiées précédemment sur la zone. La cartographie de ces dernières ne met pas en exergue de zones où co-existent des vulnérabilités intenses de différents types. Cela peut être lié notamment à la méthode d'analyse choisie pour cette cartographie de ne considérer que les vulnérabilités maximales mais est aussi partiellement relié à la localisation et aux délimitations des bassins versants déversants vers le milieu naturel. En effet, il n'y en pas au centre de Paris mais seulement sur les limites du département 75 et leur prise en compte est très dépendante de la localisation réelle et dans la reconstruction des déversoirs d'orage plutôt que de l'occupation du sol. Les SWI inférieurs ou égaux à zéro sont majoritairement présents aux limites est du domaine (Seine-Saint-Denis et Val de Marine) donc plutôt éloignés des zones les plus urbanisées. Le ruissellement se produit sur les zones les plus imperméabilisées (bâtiments et routes), donc majoritairement sur la ville de Paris. Les UTCI sont maximum sur les zones bâties avec les rapports d'aspects des rues (rapport de la hauteur sur la largeur du canyon urbain) les plus élevés. Cela peut être en lien avec un effet de piégeage radiatif dans le canyon (hauteur des bâtiments élevée) qui maintient des températures plus élevées sur ces zones.

L'UTCI est inversement dépendant du contenu en eau du sol, comme le montrent la Figure 6.63 et la Figure 6.64 : ces deux indicateurs sont anti-corrélés (r=-0.60 en moyenne), l'augmentation du stress thermique est donc liée à la diminution du SWI (i.e. l'augmentation du stress hydrique). L'augmentation des surfaces végétalisées urbaines arborées (augmentation plus marquée, r de -0.605 à -0.633) ou en végétation basse (r de -0.509 à -0.619) augmente la corrélation entre l'UTCI et le SWI. Ce résultat est lié à une plus importante captation d'eau dans le sol et donc également l'augmentation de l'évapotranspiration rafraîchissant la température de l'air, mais aussi à l'effet d'ombrage associé à la présence d'arbres.

Les bassins versants avec de forts et fréquents déversements sont ceux avec un maximum de surfaces imperméabilisées et avec un taux élevé de connexion de ces surfaces au réseau d'assainissement. Sur ces bassins versants, moins d'eau est ruisselée vers les jardins. Pourtant, leurs sols urbains s'assèchent plus difficilement jusqu'à des seuils critiques comme ceux rencontrés sur les départements de la petite couronne. Cela semble s'expliquer par peu de végétation sur ces zones et donc peu de pertes d'eau par évapotranspiration. Les seuils de stress hydriques les plus élevés sont donc plutôt découplés des maximums vulnérabilités hydrologiques (ruissellement et déversements) qui sont localisées en milieu urbain.

Des zones d'UTCI élevé sont associées aux aires des bassins versants déversant le plus (surtout le DO_R2209 au sud-ouest) et les mailles avec des SWI très faibles recoupent quelques zones d'UTCI très élevé. Les zones de ruissellement les plus intenses sont localisées sur Paris et entrecoupent des zones d'UTCI élevés ainsi qu'une partie des bassins versants avec de forts déversements. Finalement, c'est au niveau d'un bassin versant, le DO_MAZAS (sud-est de Paris, 13ème arrondissement), que les quatre vulnérabilités étudiées se recoupent (maximum d'UTCI, de déversement, de ruissellement, ainsi qu'une maille atteignant un stress hydrique).

Il serait désormais intéressant de déterminer plus précisément les raisons menant à de fortes vulnérabilités sur ces zones. Cela permettrait de proposer et d'évaluer avec ce même modèle des stratégies d'aménagement dans le but de diminuer l'intensité de ces vulnérabilités mais aussi leur concomitance spatiale et/ou temporelle.

Cette thèse présente modélisation hydro-climatique couplée à l'échelle d'une ville entière. Il s'agit d'une première au niveau international, de par l'équilibre et la finesse de représentation des processus hydrologiques et microclimatiques.
Cette étude s'est appuyée sur un exercice de croisement spatio-temporel d'indicateurs hydro-climatiques dans une optique de production de cartes climatiques.
Elle présente le développement d'une méthode pour l'identification de zones hydro-climatiques à plus forts enjeux par combinaison d'indicateurs hydrologiques et climatiques dans une perspective d'adaptation.

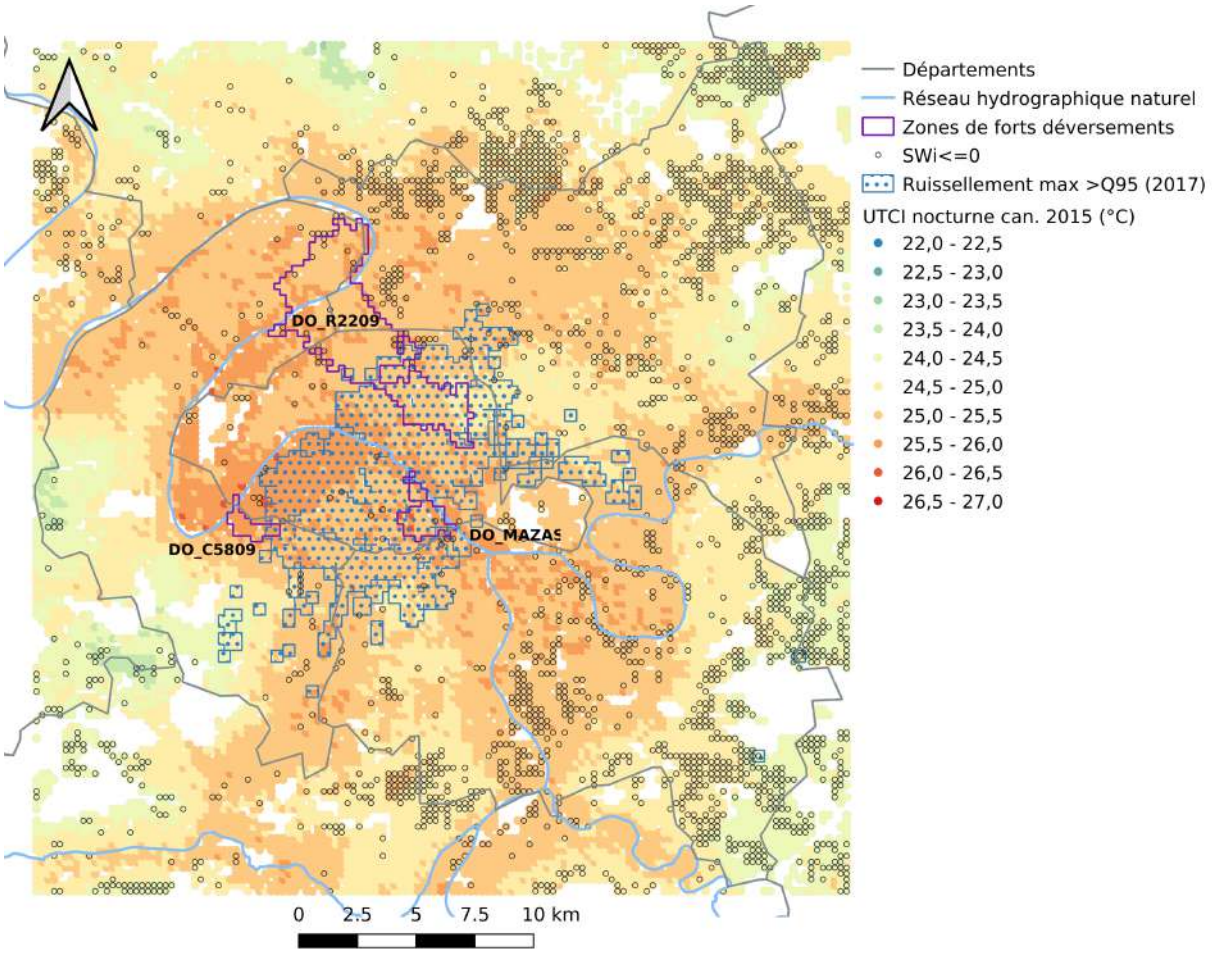


FIGURE 6.62. Localisation délimitées en zones les plus vulnérables aux volumes et fréquences de déversement (violet), au stress hydrique (cercles noirs où le SWI est inférieur ou égal à 0) au ruissellement de surface (zone pointillée bleue supérieur au Q95 pour l'orage du 9 juillet 2017) et au stress thermique (fond de carte représentant l'UTCI maximal lors des nuits de la canicule 2015).

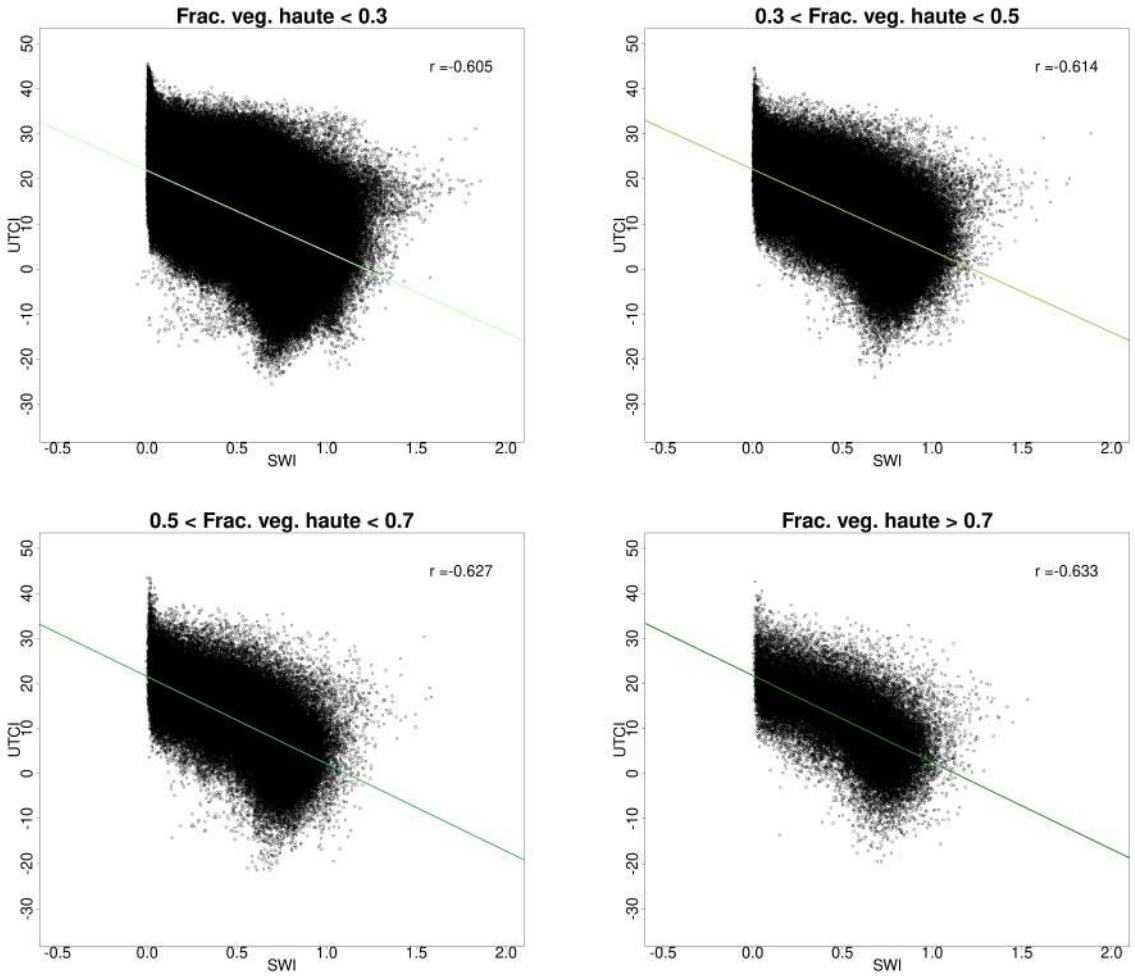


FIGURE 6.63. Distribution de l'indice de confort thermique (UTCI) et de l'indice d'humidité du sol (SWI) pour différentes gammes de fractions d'occupation du sol par la végétation haute. La droite colorée représente la pente de la corrélation linéaire de la distribution.

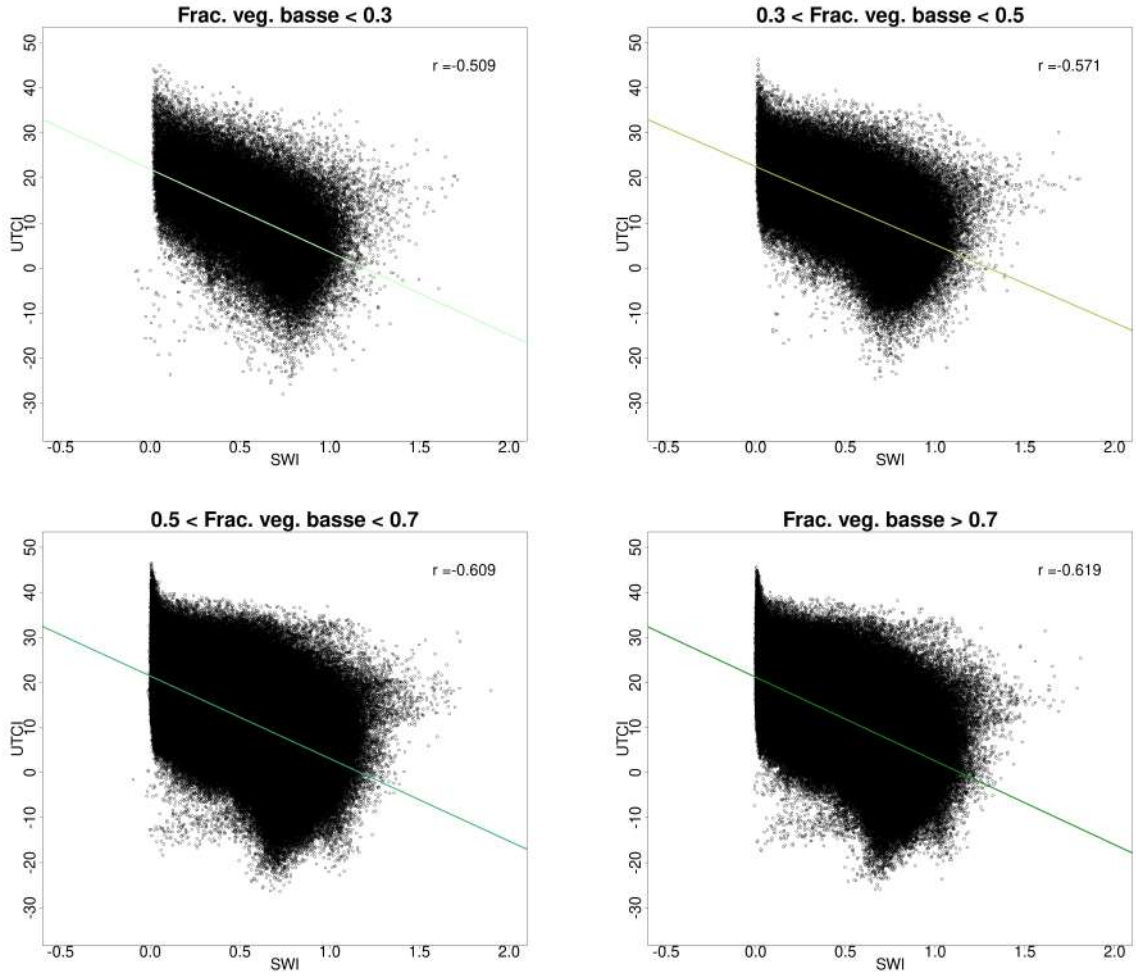


FIGURE 6.64. Distribution de l'indice de confort thermique (UTCI) et de stress hydrique du sol (SWI) pour différentes gammes de fractions d'occupation du sol par la végétation basse. La droite colorée représente la pente de la corrélation linéaire de la distribution.

Conclusions et perspectives

Cette thèse a visé à étudier la réponse de la zone de Paris et sa petite couronne du point de vue du lien entre le microclimat urbain et l'hydrologie urbaine au stimuli de forçages météorologiques. La zone de Paris et sa petite couronne est étudiée sur une période de dix-sept années. Étudier les problématiques d'hydrologie et de microclimat urbains dans le cadre d'un couplage, associé à un territoire de cette taille en font un travail original et représentent une certaine prouesse.

Pour cela, il a donc été nécessaire de coupler les derniers développements du modèle TEB permettant une représentation détaillée des processus hydrologiques et des interactions microclimatiques entre le bâti et la végétation arborée urbaine. Une configuration de modélisation complexe et détaillée a été mise en place avec ces paramétrisations dans le modèle urbain. Une attention particulière a été apportée aux bases de données à fournir en entrée du modèle, notamment dans le but d'atteindre le niveau de description requis dans ces récentes paramétrisations. Plusieurs études, préalables à la simulation proprement dite de la réponse hydro-climatique du territoire, ont été menées :

— des études de sensibilité du modèle à la précision de la description de la végétation urbaine ainsi qu'à la texture du sol, pour mieux connaître les impacts de ces caractéristiques sur les résultats de simulation,

— un calage hydrologique du modèle, afin de fixer les paramètres hydrologiques qui sont difficilement connus et hétérogènes à l'échelle d'un territoire urbain aussi grand.

Ainsi le modèle a pu être évalué à l'aide d'observations à la fois spatialisées et localisées disponibles sur plusieurs années. Consécutivement, la localisation et les caractéristiques des vulnérabilités hydrologiques et climatiques majeures de la zone ont été identifiées.

Conclusions

Ce travail a contribué aux développements de la dernière version de TEB plus particulièrement par l'intégration de TEB-Hydro dans la plateforme SURFEX V8.2, le rendant pour la première fois accessible dans la prochaine version officielle de SURFEX

V9. Le modèle TEB sera disponible, dans sa configuration hydro-climatique, pour la communauté scientifique des modélisateurs urbains. Par l'hétérogénéité et la complexité du domaine décrit ainsi que le nombre d'années de simulation conséquent, cette étude a permis d'éprouver la robustesse du modèle dans des configurations particulières d'occupation du sol et d'évènements climatiques.

La recherche d'une fermeture du bilan hydrologique m'a conduit à m'intéresser à des processus physiques spécifiques, par la simulation de cas idéalisés faisant intervenir différentes occupations du sol urbain et conditions météorologiques. Cela m'a permis d'apporter des améliorations au modèle TEB-Hydro et il est désormais possible d'appliquer un calage spatialisé par bassin versant du modèle avec une fermeture du bilan hydrologique à $\pm 10^{-12}$ mm d'erreur numérique.

L'utilisation d'une base de données d'occupation du sol et de caractéristiques architecturales, complétée par une description raffinée de la végétation pour Paris et sa petite couronne permet de proposer une méthode applicable à d'autres villes pour en déduire les données à fournir en entrée d'un modèle comme TEB. La base de données développée est aussi utilisée dans d'autres projets menés sur le même domaine.
Pour affiner la configuration de modélisation, une étude de sensibilité du modèle à la texture de sol a permis de mettre en évidence l'impact que peut avoir l'utilisation de différentes bases de données globales de texture de sol sur les variables hydro-climatiques modélisées avec un schéma de surface comme SURFEX. Ainsi, le choix de la base de données peut avoir un impact non négligeable sur les températures maximales, qui peuvent être modifiées jusqu'à $+1°C$ sur ce domaine simulé pendant quatre années. Cette étude apporte des perspectives pour choisir les bases de données de texture de sol à utiliser dans les futures études menées avec le modèle TEB sur un grand domaine, notamment sur ce territoire.

Ce travail a été le premier à chercher à établir une méthode de calage de TEB-Hydro par régionalisation en milieu urbain pour 39 bassins versants comprenant à la fois des bassins versants jaugés et non jaugés, avec différents types de réseau d'assainissement (unitaires et séparatifs) et d'occupation du sol. Pour mener à bien cette phase de calage, près de 150 points de mesure de débits en réseau d'assainissement au pas de temps horaire et sur différentes périodes de temps entre 2000 et 2018 ont été qualifiées et constitue un travail considérable auquel j'ai activement participé. Ce sont 15 bassins versants jaugés qui ont été étudiés plus en détail et utilisés pour le calage multi-bassins versants spatialisé. Finalement, cette étude a montré peu de variabilité spatiale des paramètres de calage

sur ce domaine comme cela avait déjà était identifié dans l'application de TEB-Hydro à d'autre territoires. Ce résultat, encore à éprouver, indique que le calage pourrait être plus lié aux spécificités du modèle qu'à la zone d'étude. Les résultats de comparaison des débits simulés et observés sont peu satisfaisants selon les critères habituellement utilisés en hydrologie (NSE et PBias), mais attendus puisque probablement adaptés à un tel contexte (très ambitieux) et plusieurs leviers peuvent être encore améliorés. Cette étude constitue donc une base pour appliquer une telle méthode de calage en milieu urbain.

La configuration intégrant les paramétrisations TEB-Hydro et TEB-Tree a été évaluée pour la première fois. Cette étude a mis en évidence une tendance du modèle couplé à surestimer les températures (environ $+1.5°C$), majoritairement la nuit (températures minimales), comportement qui était déjà présent dans la configuration micro-climatique seule du modèle. Le modèle simule aussi des contenus en eau du sol plus faibles que ceux observés et ce biais augmente avec la profondeur, mettant en évidence une tendance du modèle, déjà identifiée lors de précédentes études, à trop assécher le sous-sol.

L'ensemble des étapes décrites précédemment a permis de modéliser la zone sur 18 ans. Ainsi l'analyse de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne a été menée, aux échelles annuelles, saisonnières et dans une moindre mesure en contexte d'évènements extrêmes. Elle a permis de mettre en évidence des zones de plus grande vulnérabilité à la lumière de trois indicateurs distincts : le stress thermique pour les piétons, l'état hydrique du sol en lien avec le fonctionnement de la végétation, et enfin la fréquence et le volume des déversements qui ont un impact majeur sur la pollution du milieu naturel.

Perspectives

Malgré la bonne représentation des processus par TEB-Hydro, ses dernières faiblesses résident dans la modélisation des infiltrations parasites dans le réseau d'assainissement, qui sont largement sous-estimées. Il serait intéressant de retravailler la formulation des infiltrations parasites dans le modèle en comprenant mieux les causes et processus impliqués, sur la base d'observations (bien que rares) et de travaux antérieurs. Il est possible que les infiltrations parasites soient très dépendantes de la zone étudiée (présence ou non de nappes affleurant le réseau, âge et entretiens des réseaux,...).

Le développement des processus du bilan énergétiques dans Le modèle TEB mériteraient aussi d'être améliorés. Une amélioration de la représentation des flux

turbulents (sous-estimation du flux de chaleur latente et surestimation du flux de chaleur sensible) pourrait permettre de mieux simuler les températures, qui sont pour l'instant surestimées. Une meilleure simulation du contenu en eau du sol (sous-estimé) pourrait être un élément clé pour la résolution de ce biais puisqu'il permettrait une augmentation du flux de chaleur latente et par conséquent une diminution des températures.

Des améliorations peuvent aussi être apportées dans la méthode de calage qui bénéficierait d'être perfectionnée : d'abord, il serait nécessaire de disposer de davantage de bassins versants jaugés correspondant aux caractéristiques que le modèle est capable de représenter, en menant un travail expert approfondi sur chacun des bassins versants étudiés. Cela passe par une meilleure compréhension de chacun des bassins versants à travers leur gestion et leur fonctionnement. Ainsi, le réseau d'assainissement simplifié peut être amélioré à certains endroits, notamment plus particulièrement sur la ville de Paris. Enfin, la classification pour regrouper les bassins versants peut être améliorée en s'appuyant sur plus de critères de classifications et y compris des critères plus représentatifs des forces et faiblesses du modèle hydrologique : un de ces critères pourrait être la part d'infiltration dans le réseau de chaque bassin versant (en fonction de l'âge des portions du réseau ou de sa rénovation) par exemple.

Cette étude met aussi en évidence le besoin de disposer de plus d'observations et de meilleure qualité. Le calage hydrologique pourrait également bénéficier de plus de données ou avec des périodes de disponibilité plus longues. Enfin, l'évaluation du modèle a montré la faible disponibilité de stations mesurant à la fois les flux turbulents, les températures et humidités de l'air mais aussi celles du sous-sol. C'est une problématique importante pour la modélisation notamment en milieu urbain.

Un point qui pourrait être amélioré dans la configuration de modélisation développée dans cette thèse est l'irrigation. Bien qu'elle soit difficile à représenter sur la zone, ne pas la considérer a pu entraîner des erreurs (débits, teneur en eau des sols, ...) puisque les zones végétalisées sont réellement irriguées. Il serait intéressant de mener une collaboration avec les gestionnaires des parcs et jardins dans le but de représenter dans le modèle une irrigation cohérente avec l'arrosage réel mais aussi en considérant les contraintes du modèle pour la représentation de cette irrigation.

La configuration de modélisation établie pendant cette thèse et l'identification des zones de vulnérabilité hydro-climatiques pourront servir de base et être approfondis pour le développement de scénarios d'aménagement. Ces scénarios pourraient notamment

s'appuyer sur la végétalisation, pour obtenir les avantages combinés du rafraîchissement des ambiances et de l'amélioration de la gestion des eaux pluviales en augmentant les surfaces d'infiltration, limitant alors leur ruissellement et leur collecte par les réseaux. Connaître précisément les risques hydro-climatiques (stress thermique des habitants, stress hydrique des végétaux, pollution liée aux déversements) associées spécifiquement à chaque quartier pourrait intéresser des décideurs pour réaménager au mieux et plus efficacement ces zones dans le but de limiter les risques encourus par la population.

Enfin, ces travaux peuvent servir de base pour une étude de la zone et de ses vulnérabilités en changement climatique, les forçages météorologiques pour le scénario en RCP 8.5 (Representative Concentration Pathway) étant maintenant disponibles pour 41 combinaisons de Regional Climate Model (RCM) - Global Circulation Model (GCM) du projet EURO-CORDEX (travail de Benjamin Le Roy, CNRM). Il serait toutefois important avant de les utiliser directement, de mener un travail sur la représentation de ces précipitations en contexte de changement climatique. Elles ont peu été étudiées dans la méthode de création de ces forçages en climat futur, leur résolution spatiale (12 km) et temporelle (3h) sont trop importantes pour les études d'impact hydro-climatiques urbaine dont les processus sont étudiés à plus fine échelle. Le projet tuteuré de Léa Launay (Launay, 2020) que j'ai co-encadré a permis d'apporter un premier aperçu de l'impact que pourrait avoir l'utilisation des forçages de précipitations de RCM à la résolution spatiale et temporelle à laquelle ils sont fournis sur la modélisation de ce territoire. Une possibilité de correction simple pour corriger ces forçages de précipitations en climat futur serait déjà de réviser l'état moyen annuel des précipitations (cycle moyen annuel) des RCM en temps présent par rapport à l'état moyen des précipitations observées. Le rapport identifié mensuellement en temps présent pourrait être appliqué en climat futur.

Sigles et acronymes

CLA Couche limite atmosphérique 14

CLS Couche limite de surface 14, 85

CNRM Centre National de Recherches Météorologiques vii, 24, 30, 267

DO Déversoir d'orage 159, 172, 300

DOeq Déversoirs d'orage équivalent 152, 159

ECPP Eaux claires parasites permanentes 154

EPC Eaux parasites de captage ou eaux pluviales captées 154, 158

EPI Eaux parasites d'infiltration 154, 157, 159

EU Eaux usées 179

EURO-CORDEX Euro COoRdinated Downscaling EXperiment 87, 267

FE Fraction Évaporative 135, 140, 309

GCM Global Circulation Model 87, 267

HWSD Harmonised World Soil Database 109, 113–116, 118, 120–122, 124, 126, 128, 129, 131, 132, 135, 139, 140, 298, 309

IAU Institut d'Aménagement et d'Urbanisme ix, xi

ICU Îlot de chaleur urbain 90, 234

ISBA Interface Soil Biosphere Atmosphere 24

LUCAS Land Use/Land Cover Area Frame Survey 113, 114, 116, 118, 121, 129, 135

MBE Mean Bias error ou erreur moyenne de biais 179, 185, 200

NSE Nash-Sutcliffe Efficiency 105, 159, 165–169, 171, 173, 174, 179, 185, 208, 300, 302

PBias Percent bias 105, 159, 165–169, 171, 173, 174, 179, 185, 208, 300, 302

RCM Regional Climate Model 87, 88, 90, 267

RCP Representative Concentration Pathways 87

RMSE Root mean square error ou Erreur quadratique moyenne 179, 185, 200

STEU Station de traitement des eaux usées 18, 162, 186

SURFEX SURfaces Externalisées 3, 24, 25, 32, 33, 65, 74, 85, 89, 97–99, 111, 114, 123, 263, 264, 296, 297

SWI Soil Wetness Index 137, 138, 299

TEB Town Energy Balance 8

TEB-Hydro Town Energy Balance - Hydro model 185

TEB-Tree Town Energy Balance - Tree vegetation model 28

TEB-Veg Town Energy Balance - Low vegetation model 28

TTS Type de temps spécifique 87, 89

USDA United States Department of Agriculture 116

UTCI Universal Thermal Climate Index 27

Glossaire

Amont Par rapport au cheminement de l'eau, partie située plus haut que la zone ou le point d'intérêt, ou plus loin dans la direction opposée au sens d'écoulement. 19

Aval Par rapport au cheminement de l'eau, partie située plus bas que la zone ou le point d'intérêt, ou plus loin dans le direction du sens de l'écoulement. 18

Bassin versant Aire délimitée par le relief et les lignes de crêtes dans laquelle toutes les eaux collectées alimentent un même exutoire. 15

Calage Ajustement des valeurs de paramètres hydrologiques du modèle par confrontation de résultats de simulation à des observations en fonction des caractéristiques du site d'étude. 71

Calage par régionalisation Cette méthode repose sur l'utilisation de bassins versants jaugés pour développer un calage applicable aux bassins versants non jaugés estimés analogues ou appartenant à une même région climatiquement et/ou hydrologiquement homogène. 147

Déversoir d'orage Dispositif équipant un réseau d'assainissement unitaire ou un réseau pseudo séparatif ou une station d'épuration qui élimine du système un excès de débit. 148

Exutoire Désigne l'issue (ou l'une des issues) d'un réseau d'assainissement ou du réseau hydrographique naturel traversé par de l'eau, chargée ou non. 17

Fonction-objectif Indicateur de sélection de la meilleure combinaison de paramètres de calage dans le cadre d'un calage automatique. 167

Hydrogramme Graphique présentant la variation temporelle du débit d'écoulement d'eau, mesuré à l'exutoire d'un bassin versant. 155

Îlot de chaleur urbain Élévation localisée des températures en milieu urbain par rapport aux zones rurales. 12

Jaugé En référence à des bassins versants, signifie que des observations/mesures de débit d'eau sont effectués et disponibles à son exutoire. 110

Maillage On appelle maillage un point du réseau d'assainissement où il est possible d'avoir deux destinations avales des effluents modifiant ainsi l'exutoire final des eaux, en particulier des eaux usées. C'est une particularité du réseau de Paris et sa petite couronne. 150

Paramétrisation La paramétrisation est une méthode de description des processus, trop petits ou trop complexes pour être physiquement représentés, dans un modèle numérique par un processus simplifié. 8

Qualification Processus normatif qui vise à attribuer un critère de *qualité* à des observations (de débits d'eau dans cette thèse) en fonction des conditions de la mesure (spécificités du lieu, des conditions météorologiques,...) et selon les besoins de l'utilisateur. 148

Réseau séparatif Réseau séparant la collecte des eaux domestiques dans un réseau et les eaux pluviales dans un autre. Le système séparatif a l'avantage d'éviter le risque de débordement d'eaux usées dans le milieu naturel lorsqu'il pleut. Il permet de mieux maîtriser le flux et sa concentration en pollution et de mieux adapter la capacité des stations d'épuration. 18

Réseau unitaire Système d'assainissement formé d'un réseau unique dans lequel les eaux usées et les eaux pluviales sont mélangées et dirigées vers la station d'épuration quand elle existe. Pendant les périodes pluvieuses, une partie du mélange (trop plein) peut être rejeté par les déversoirs d'orage. 32

Routage En modélisation, le routage de l'eau correspond à l'écoulement dans une canalisation, en versant ou en souterrain suivant un trajet défini et avec des vitesses associées. 32

Texture de sol Définit une proportion relative des différentes fractions de sable, limon et argile représentatives d'une certaine profondeur définie de sous-sol. 71

Bibliographie

Alamdari, N., Sample, D. J., Steinberg, P., Ross, A. C. & Easton, Z. M. (2017). Assessing the effects of climate change on water quantity and quality in an urban watershed using a calibrated stormwater model. *Water*, *9*(7), 464.

Alizadehtazi, B., Gurian, P. L. & Montalto, F. A. (2020). Observed variability in soil moisture in engineered urban green infrastructure systems and linkages to ecosystem services. *590*, 125381. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125381

Allard, A. (2015). *Contribution à la modélisation hydrologique à l'échelle de la ville : Application sur la ville de Nantes* (thèse de doct.). Ecole Centrale de Nantes.

Aminipouri, M., Knudby, A. J., Krayenhoff, E. S., Zickfeld, K. & Middel, A. (2019). Modelling the impact of increased street tree cover on mean radiant temperature across Vancouver's local climate zones. *Urban Forestry & Urban Greening*, *39*, 9-17. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.016

Anni, A. H., Cohen, S. & Praskievicz, S. (2020). Sensitivity of urban flood simulations to stormwater infrastructure and soil infiltration. *Journal of Hydrology*, *588*, 125028. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125028

Arnfield, A. J. (1990). Street design and urban canyon solar access. *Energy and Buildings*, *14*(2), 117-131. https://doi.org/10.1016/0378-7788(90)90031-d

Awol, F. S., Coulibaly, P. & Tolson, B. A. (2018). Event-based model calibration approaches for selecting representative distributed parameters in semi-urban watersheds. *Advances in Water Resources*, *118*, 12-27. https://doi.org/https://doi-org-s.docadis.ups-tlse.fr/10.1016/j.advwatres.2018.05.013

Bae, C. & Lee, D. K. (2020). Effects of low-impact development practices for flood events at the catchment scale in a highly developed urban area. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, *44*, 101412. https://doi.org/https://doi-org-s.docadis.ups-tlse.fr/10.1016/j.ijdrr.2019.101412

Baklanov, A., Grimmond, C. S. B., Carlson, D., Terblanche, D., Tang, X., Bouchet, V., Lee, B., Langendijk, G., Kolli, R. K. & Hovsepyan, A. (2018). From urban meteorology, climate and environment research to integrated city services. *Urban Climate*, *23*, 330-341. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.05.004

Balchin, W. G. V. & Pye, N. (1947). A micro-climatological investigation of bath and the surrounding district. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, *73*(317-318), 297-323.

Ballabio, C., Panagos, P. & Monatanarella, L. (2016). Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. *Geoderma*, *261*, 110-123. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.006

Barles, S. (1993). *La pédosphère urbaine : le sol de Paris XVIIIe-XXe siècles* (thèse de doct.). Océan, Atmosphère. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

Beaulant, A. L., Lemonsu, A., Somot, S. & Masson, V. (2012). Future heat waves over paris metropolitan area. *National Security and Human Health Implications of Climate Change* (p. 135-145). Springer.

Beauvais, C., Chancibault, K., Mosset, A. & Roux, C. (2017). *Reconstruction du réseau hydrographique du département des Hauts-de-Seine en vue d'une modélisation hydrologique* (rapport technique). Livrable du Programme PIREN-Seine, phase VII.

Berthier, E., Andrieu, H. & Rodriguez, F. (1999). The Rezé Urban Catchments Database. *Water Resources Research*, *35*(6), 1915-1919. https://doi.org/10.1029/1999wr900053

Bittencourt, S. V., da Silva Magalhães, M. & da Nóbrega Tavares, M. E. (2021). Mechanical behavior and water infiltration of pervious concrete incorporating recycled asphalt pavement aggregate. *Case Studies in Construction Materials*, *14*, e00473. https://doi.org/10.1016/j.cscm.2020.e00473

Bocher, E., Petit, G., Bernard, J. & Palominos, S. (2018). A geoprocessing framework to compute urban indicators : The MApUCE tools chain. *Urban Climate*, *24*, 153-174. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.01.008

Boët, P., Belliard, J., Berrebi-dit-Thomas, R. & Tales, E. (1999). Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Man and River Systems* (p. 59-68). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2163-9_7

Boone, A., Calvet, J.-C. & Noilhan, J. (1999). Inclusion of a Third Soil Layer in a Land Surface Scheme Using the Force–Restore Method. *Journal of Applied Meteorology*, *38*(11), 1611-1630. https://doi.org/10.1175/1520-0450(1999)038<1611:IOATSL>2.0.CO;2

Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J. et al. (2000). *CORINE land cover technical guide : Addendum 2000* (T. 40). European Environment Agency Copenhagen.

BRGM-AESN. (2017). *Présentation générale du bassin Seine-Normandie* (rapp. tech.). Bureau de recherchers Géologiques et Minières - Agence de l'Eau Seine Normandie. https://sigessn.brgm.fr/spip.php?article350

Bröde, P., Fiala, D., Błażejczyk, K., Holmér, I., Jendritzky, G., Kampmann, B., Tinz, B. & Havenith, G. (2012). Deriving the operational procedure for the Universal Thermal Climate Index (UTCI). *International Journal of Biometeorology*, *56*(3), 481-494. https://doi.org/10.1007/s00484-011-0454-1

Burns, D., Vitvar, T., McDonnell, J., Hassett, J., Duncan, J. & Kendall, C. (2005). Effects of suburban development on runoff generation in the Croton River basin, New York, USA. *Journal of Hydrology*, *311*(1-4), 266-281. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.01.022

Burns, M. J., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., Ladson, A. R. & Hatt, B. E. (2012). Hydrologic shortcomings of conventional urban stormwater management and opportunities for reform. *Landscape and Urban Planning*, *105*(3), 230-240. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.012

Cantat, O. (2004). L'îlot de chaleur urbain parisien selon les types de temps. *Norois. Environnement, aménagement, société*, (191), 75-102.

Cariolet, J.-M., Colombert, M., Vuillet, M. & Diab, Y. (2018). Assessing the resilience of urban areas to traffic-related air pollution : Application in Greater Paris. *Science of The Total Environment*, *615*, 588-596. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.334

Carpentieri, M. & Robins, A. G. (2015). Influence of urban morphology on air flow over building arrays. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, *145*, 61-74. https://doi.org/10.1016/j.jweia.2015.06.001

Carpentieri, M., Robins, A. G. & Baldi, S. (2009). Three-dimensional mapping of air flow at an urban canyon intersection. *Boundary-layer meteorology*, *133*(2), 277-296.

Chancibault, K., Lemonsu, A., Brun, J.-M., de Munck, C., Aude, A., Nathalie, L., Arnaud, B., Valéry, M. & Hervé, A. (2014). Hydrological Evaluation of Urban Greening Scenarios : Application to the City of Nantes, France. *13th International Conference on Urban Drainage*.

Chancibault, K., Mosset, A., Lotfi, Z., Beauvais, C., Shobair, S., Ourrai, S., Linca, J.-C., Rabier, A., Vernin, N., Oget, M., Belin, M.-M., Azimi, S., Bethouart, F., Bedrane, A., Lehoucq, C., Roux, C., Rocher, V., Joannis, C. & Chebbo, G. (2019). *Rapport de synthèse PIREN-Seine, phase VII (2015-2019). Vol. 3 : Hydrologie urbaine : Reproduire le cycle de l'eau (petit et grand) à l'échelle de Paris et sa petite couronne* (Research Report). IFSTTAR - Institut Français des Sciences et Technologies des

Transports, de l'Aménagement et des Réseaux. https://doi.org/10.26047/PIREN.rapp.synth.2019.vol3

Chancibault, K., Mosset, A., Lotfi, Z., Shobair, S., Lehoucq, C., Azimi, S., Rocher, V., Bernard, E., Chebbo, G. & Andrieu, H. (2020). Reconstruction and simplification of the Greater Paris sewerage network. *Seconde International Conference" Water, Megacities and Global Change"*, 11-p.

Chang, Q., Kazama, S., Touge, Y. & Aita, S. (2019). The effects of spatial discretization on performances and parameters of urban hydrological model. *Water Science and Technology*, *80*(3), 517-528. https://doi.org/10.2166/wst.2019.296

Chapman, S., Watson, J. E. M., Salazar, A., Thatcher, M. & McAlpine, C. A. (2017). The impact of urbanization and climate change on urban temperatures : a systematic review. *Landscape Ecology*, *32*(10), 1921-1935. https://doi.org/10.1007/s10980-017-0561-4

Charnock, H. (1955). Wind stress on a water surface. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, *81*(350), 639-640.

Chen, F., Kusaka, H., Bornstein, R., Ching, J., Grimmond, C. S. B., Grossman-Clarke, S., Loridan, T., Manning, K. W., Martilli, A., Miao, S., Sailor, D., Salamanca, F. P., Taha, H., Tewari, M., Wang, X., Wyszogrodzki, A. A. & Zhang, C. (2011). The integrated WRF/urban modelling system : development, evaluation, and applications to urban environmental problems. *International Journal of Climatology*, *31*(2), 273-288. https://doi.org/10.1002/joc.2158

Ching, J. K. S. (1985). Urban-scale variations of turbulence parameters and fluxes.

Chocat, B., Krebs, P., Marsalek, J., Rauch, W. & Schilling, W. (2001). Urban drainage redefined : from stormwater removal to integrated management. *Water Science and Technology*, *43*(5), 61-68.

Chocat, B., Lacour, C. & Petit, P. (2015). L'eau dans la ville. *Graie - Méli-Mélo - Démêlons les fils de l'eau.*

Clapp, R. B. & Hornberger, G. M. (1978). Empirical equations for some soil hydraulic properties. *Water resources research*, *14*(4), 601-604.

Cleugh, H. A. & Oke, T. R. (1986). Suburban-rural energy balance comparisons in summer for Vancouver, B.C. *Boundary-Layer Meteorology*, *36*(4), 351-369. https://doi.org/10.1007/bf00118337

Cordeau, E., Boucher, J., Mauclair, C. & Reynaud, M. (2016). *Les Îlots Morphologiques Urbains (IMU) Délimitation et caractérisation des «IMU 2012» en Île-de-France* (rapp. scient.). Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la région d'Île-de-France.

Cousin, I. & Therond, O. (2017). 8.7. Stockage et restitution de l'eau. *Les Services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles - Etude Inra « EFESE-écosystèmes agricoles » – Rapport scientifique*.

Coutu, S., Giudice, D. D., Rossi, L. & Barry, D. (2012). Parsimonious hydrological modeling of urban sewer and river catchments. *Journal of Hydrology*, *464-465*, 477-484. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.07.039

Crombette, P., Le Corre, S. & Tinel, C. (2014). Processing satellite images with very high spatial resolution and identification of conflict areas in the management of urban green networks, 19-25.

Cuo, L., Lettenmaler, D. P., Alberti, M. & Richley, J. E. (2009). Effects of a century of land cover and climate change on the hydrology of Puget Sound basin. *Hydrological Processes*.

Dab, W., Medina, S., Quénel, P., Le Moullec, Y., Le Tertre, A., Thelot, B., Monteil, C., Lameloise, P., Pirard, P., Momas, I., Ferry, R. & Festy, B. (1996). Short term respiratory health effects of ambient air pollution : results of the APHEA project in Paris. *Journal of Epidemiology & Community Health*, *50*(Suppl 1), s42-s46. https://doi.org/10.1136/jech.50.Suppl_1.s42

Dai, A. (2008). Temperature and pressure dependence of the rain-snow phase transition over land and ocean. *Geophysical Research Letters*, *35*(12), n/a-n/a. https://doi.org/10.1029/2008gl033295

Davis, R. O. E. & Bennett, H. H. (1927). Grouping of soils on the basis of mechanical analysis. *U.S. Dept. of Agriculture*.

Decharme, B., Boone, A., Delire, C. & Noilhan, J. (2011). Local evaluation of the Interaction between Soil Biosphere Atmosphere soil multilayer diffusion scheme using four pedotransfer functions. *Journal of Geophysical Research*, *116*(D20). https://doi.org/10.1029/2011jd016002

Decharme, B., Martin, E. & Faroux, S. (2013). Reconciling soil thermal and hydrological lower boundary conditions in land surface models. *Journal of Geophysical Research : Atmospheres*, *118*(14), 7819-7834.

Delleur, J. W. (2003). The evolution of urban hydrology : past, present, and future. *Journal of hydraulic engineering*, *129*(8), 563-573.

de Munck, C., Lemonsu, A., Masson, V., Bras, J. L. & Bonhomme, M. (2018). Evaluating the impacts of greening scenarios on thermal comfort and energy and water consumptions for adapting Paris city to climate change. *Urban Climate*, *23*, 260-286. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.01.003

de Munck, C. S., Lemonsu, A., Bouzouidja, R., Masson, V. & Claverie, R. (2013). The GREENROOF module (v7.3) for modelling green roof hydrological and energetic

performances within TEB. *Geoscientific Model Development*, *6*(6), 1941-1960. https://doi.org/10.5194/gmd-6-1941-2013

Descartes. (2009). Consultation internationale de recherche et de développement sur le Grand Pari de l'agglomération parisienne. Rapport Final (Groupe Descartes, Éd.).

Dettwiller, J. (1970). *Évolution séculaire du climat de Paris : influence de l'urbanisation*. Dir. de la Météorologie Nationale.

DEVE. (2015). *Les arbres de Paris* (rapp. scient.). Mairie de Paris - Direction des Espaces Verts et de l'Environnement.

Diaz-Sanz, J., Robert, S. & Keller, C. (2020). Parameters influencing run-off on vegetated urban soils : A case study in Marseilles, France. *Geoderma*, *376*, 114455.

DiGiovanni-White, K., Montalto, F. & Gaffin, S. (2018). A comparative analysis of micrometeorological determinants of evapotranspiration rates within a heterogeneous urban environment. *Journal of Hydrology*, *562*, 223-243. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.04.067

Douglas, I. (1983). The urban environment.

DPJP. (2012). *Cadastre vert départemental des Hauts-de-Seine* (rapp. scient.). Mairie de Paris - Direction des Espaces Verts et de l'Environnement (DEVE).

Duhaime, F. (2012). *Mesure de la conductivité hydraulique du dépôt d'argile Champlain de Lachenaie, Québec : théorie et applications* (thèse de doct.). École Polytechnique de Montréal.

Dupont, S., Mestayer, P. G., Guilloteau, E., Berthier, E. & Andrieu, H. (2006). Parameterization of the Urban Water Budget with the Submesoscale Soil Model. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *45*(4), 624-648. https://doi.org/10.1175/jam2363.1

Eckhoff, D. W., Friedland, A. O. & Ludwig, H. F. (1969). Characterization and control of combined sewer overflows, San Francisco. *Water Research*, *3*(7), 531-543. https://doi.org/10.1016/0043-1354(69)90018-9

Erbs, D. G., Klein, S. A. & Duffie, J. A. (1982). Estimation of the diffuse radiation fraction for hourly, daily and monthly-average global radiation. *Solar Energy*, *28*(4), 293-302. https://doi.org/10.1016/0038-092x(82)90302-4

Escourrou, G. (1990). La spécificité du climat de l'agglomération parisienne/The unique character of the Paris urban area's climate. *Géocarrefour*, *65*(2), 85-89.

Evans, F. L., Geldreich, E. E., Weibel, S. R. & Robeck, G. G. (1968). Treatment of Urban Stormwater Runoff. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, *40*(5), R162-R170. http://www.jstor.org/stable/25036351

Faggi, A. M., Krellenberg, K., Castro, R., Arriaga, M. & Endlicher, W. (2008). Biodiversity in the Argentinean Rolling Pampa Ecoregion : Changes Caused by Agriculture and Urbanisation. Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_25

FAO, IIASA, ISRIC, ISSCAS & JRC. (2012). Harmonized World Soil Database (version 1.2) . *and IIASA, Laxenburg, Austria.*

Faroux, S., Kaptué Tchuenté, A., Roujean, J.-L., Masson, V., Martin, E. & Le Moigne, P. (2013). ECOCLIMAP-II/Europe : A twofold database of ecosystems and surface parameters at 1 km resolution based on satellite information for use in land surface, meteorological and climate models. *Geoscientific Model Development*, *6*(2), 563-582.

Feranec, J. (2016). Project CORINE Land Cover. *European Landscape Dynamics* (p. 39-44). CRC Press.

Feranec, J., Hazeu, G., Kosztra, B. & Arnold, S. (2016). CORINE land cover nomenclature. *European Landscape Dynamics* (p. 47-56). CRC Press.

Fiala, D., Havenith, G., Bröde, P., Kampmann, B. & Jendritzky, G. (2012). UTCI-Fiala multi-node model of human heat transfer and temperature regulation. *International journal of biometeorology*, *56*(3), 429-441.

Fletcher, T., Andrieu, H. & Hamel, P. (2013). Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters : A state of the art. *Advances in Water Resources*, *51*, 261-279. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001

Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D. & Viklander, M. (2014). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, *12*(7), 525-542. https://doi.org/10.1080/1573062x.2014.916314

Flügel, W.-A. (1995). Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrological Processes*, *9*(3-4), 423-436.

Font, A., Guiseppin, L., Blangiardo, M., Ghersi, V. & Fuller, G. W. (2019). A tale of two cities : is air pollution improving in Paris and London ? *Environmental Pollution*, *249*, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.040

Foster, S., Morris, B. & Chilton, P. (1999). Groundwater in urban development-a review of linkages and concerns. *IAHS PUBLICATION*, 3-12.

Furusho, C. (2011). *Modélisation hydrologique des bassins versants périurbains* (thèse de doct.). Ecole centrale de Nantes.

Gaspar, P., Grégoris, Y. & Lefevre, J.-M. (1990). A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic vertical mixing : Tests at station Papa and Long-Term Upper Ocean Study site. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, *95*(C9), 16179-16193.

Gasperi, J., Garnaud, S., Rocher, V. & Moilleron, R. (2011). Priority substances in combined sewer overflows : case study of the Paris sewer network. *Water Science and Technology*, *63*(5), 853-858. https://doi.org/10.2166/wst.2011.122

Geiger, R. (1965). The climate near the ground. *Cambridge : Harvard University Press.*

Gregory, J., Dukes, M., Jones, P. & Miller, G. (2006). Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of Soil and Water Conservation*, *61*(3), 117-124. https://www.jswconline.org/content/61/3/117

Grimmond, C. S. B., Blackett, M., Best, M. J., Baik, J.-J., Belcher, S. E., Beringer, J., Bohnenstengel, S. I., Calmet, I., Chen, F., Coutts, A., Dandou, A., Fortuniak, K., Gouvea, M. L., Hamdi, R., Hendry, M., Kanda, M., Kawai, T., Kawamoto, Y., Kondo, H., ... Zhang, N. (2011). Initial results from Phase 2 of the international urban energy balance model comparison. *International Journal of Climatology*, *31*(2), 244-272. https://doi.org/10.1002/joc.2227

Grimmond, S. (2007). Urbanization and global environmental change : local effects of urban warming. *GEOGRAPHICAL JOURNAL*, *173*(1), 83-88. https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2007.232_3.x

Gromaire-Mertz, M., Garnaud, S., Gonzalez, A. & Chebbo, G. (1999). Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology*, *39*(2), 1-8.

Guan, M., Sillanpää, N. & Koivusalo, H. (2015). Storm runoff response to rainfall pattern, magnitude and urbanization in a developing urban catchment. *Hydrological Processes*, 543-557. https://doi.org/10.1002/hyp.10624

Gupta, H. V., Sorooshian, S. & Yapo, P. O. (1999). Status of automatic calibration for hydrologic models : Comparison with multilevel expert calibration. *Journal of hydrologic engineering*, *4*(2), 135-143.

Gupta, H. V., Sorooshian, S. & Yapo, P. O. (1998). Toward improved calibration of hydrologic models : Multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resources Research*, *34*(4), 751-763.

Haeffelin, M., Barthès, L., Bock, O., Boitel, C., Bony, S., Bouniol, D., Chepfer, H., Chiriaco, M., Cuesta, J., Delanoë, J. et al. (2005). SIRTA, a ground-based atmospheric observatory for cloud and aerosol research. *Annales Geophysicae*, *23*(2), 253-275.

Haghighatafshar, S., Yamanee-Nolin, M. & Larson, M. (2019). A physically based model for mesoscale SuDS – an alternative to large-scale urban drainage simulations. *Journal of Environmental Management*, *240*, 527-536. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.037

Hallegatte, S., Viguié, V., Masson, V., Lemonsu, A., Pigeon, G., Beaulant, A.-L., Bueno, B., Marchadier, C. & Salagnac, J.-L. (2013). *VURCA PROJECT : Vulnérabilité URbaine aux épisodes Caniculaires*.

Hamdi, R. & Masson, V. (2008). Inclusion of a Drag Approach in the Town Energy Balance (TEB) Scheme : Offline 1D Evaluation in a Street Canyon. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *47*(10), 2627-2644. https://doi.org/10.1175/2008jamc1865.1

Haouès-Jouve, S., Lemonsu, A., Gauvreau, B., Amossé, A., Can, A., Carissimo, B., Gaudio, N., Hidalgo, J., Lopez-Rieux, C.-X., Chouillou, D., Richard, E., Adolphe, L., Berry-Chikhaoui, I., Bouyer, J., Challéat, S., de Munck, C., Dorier, E., Guillaume, G., Hoonaert, S., ... Gao, Z. (2020). EUREQUA project : an interdisciplinary and participative approach to assess urban environmental quality. *Environment and Planning B : Urban Analytics and City Science*.

Harremoës, P. (2002). Integrated urban drainage, status and perspectives. *Water Science and Technology*, *45*(3), 1-10. https://doi.org/10.2166/wst.2002.0041

Hassan, H. F. & White, T. D. (1997). Laboratory and field moisture conditions for flexible pavement. *Transportation Research Record*, *1568*(1), 96-105.

Helliwell, J. F., Layard, R., Sachs, J. & De Neve, J. E. (2020). World happiness report 2020.

Hengl, T., de Jesus, J. M., Heuvelink, G. B. M., Gonzalez, M. R., Kilibarda, M., Blagotić, A., Shangguan, W., Wright, M. N., Geng, X., Bauer-Marschallinger, B., Guevara, M. A., Vargas, R., MacMillan, R. A., Batjes, N. H., Leenaars, J. G. B., Ribeiro, E., Wheeler, I., Mantel, S. & Kempen, B. (2017). SoilGrids250m : Global gridded soil information based on machine learning (B. Bond-Lamberty, Éd.). *PLOS ONE*, *12*(2), e0169748. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748

Hidalgo, J. & Jougla, R. (2018). On the use of local weather types classification to improve climate understanding : An application on the urban climate of Toulouse (J. M. Dias, Éd.). *PLOS ONE*, *13*(12), e0208138. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208138

Hidalgo, J., Pigeon, G. & Masson, V. (2008). Urban-breeze circulation during the CAPITOUL experiment : observational data analysis approach. *Meteorology and Atmospheric Physics*, *102*(3), 223-241.

Hollis, G. E. (1977). Water yield changes after the urbanization of the Canon's Brook catchment, Harlow, England. *Hydrological Sciences Bulletin*, *22*(1), 61-75. https://doi.org/10.1080/02626667709491694

Hollis, G. & Ovenden, J. (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.

Howard, L. (1833). *The climate of London : deduced from meteorological observations made in the metropolis and at various places around it* (T. 3). Harvey ; Darton, J. ; A. Arch, Longman, Hatchard, S. Highley [and] R. Hunter.

Hrachowitz, M., Savenije, H. H. G., Blöschl, G., McDonnell, J. J., Sivapalan, M., Pomeroy, J. W., Arheimer, B., Blume, T., Clark, M. P., Ehret, U., Fenicia, F., Freer, J. E., Gelfan, A., Gupta, H. V., Hughes, D. A., Hut, R. W., Montanari, A., Pande, S., Tetzlaff, D., ... Cudennec, C. (2013). A decade of Predictions in Ungauged Basins (PUB)—a review. *Hydrological Sciences Journal*, *58*(6), 1198-1255. https://doi.org/10.1080/02626667.2013.803183

Hunter, L., Johnson, G. & Watson, I. (1992). An investigation of three-dimensional characteristics of flow regimes within the urban canyon. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, *26*(4), 425-432.

IGN. (2008). BD ORTHO® IRC (I. N. Géographique, Éd.). https://geoservices.ign.fr/bdortho

IGN. (2015). BD TOPO® Version 2.1 Descriptif de contenu. (I. N. Géographique, Éd.). http://professionnels.ign.fr/sites/default/files/DC_BDTOPO_2-1.pdf

IGN. (2019). Inventaire Forestier National. *Données écologiques, Points forêt – depuis la campagne 2017, Version 1,9.*

INSEE. (2020). *Population légale de l'Île-de-France* (rapp. scient. N° 52).

INSEE. (2011). Recensement 2011 : résultats sur un territoire, bases de données et fichiers détail (I. N. de la Statistique et des études économiques, Éd.). https://geoservices.ign.fr/bdortho

IPCC. (2021). *Climate Change 2021 : The physical Science Basis* (rapp. scient.). Intergovernmental panel on climate change.

Jacobson, C. R. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments : A review. *Journal of Environmental Management*, *92*(6), 1438-1448. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.018

Jamagne, M. (1967). Bases et techniques d'une cartographie des sols. *Annales Agronomiques, vol. 18, n°C hors série - en collaboration avec Maucorps J., Hébert J., Bliet L., Bouttemy R., Rivière J.-M. et Mathieu C. - Paris - INRA- Station agronomique, 02, Laon. 142 p.*

Järvi, L., Grimmond, C. & Christen, A. (2011). The Surface Urban Energy and Water Balance Scheme (SUEWS) : Evaluation in Los Angeles and Vancouver. *Journal of Hydrology*, *411*(3-4), 219-237. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.001

Jenson, S. K. & Domingue, J. O. (1988). Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, *54*(11), 1593-1600.

Joannis, C., Aumond, M. & Hamioud, F. (2003). La validation des resultats de mesure en temps differe-Exemple des debits en reseau d'assainissement. *JSI 2003-Journées des sciences de l'ingénieur du réseau des laboratoires des ponts et chaussées, Dourdan, France, 9-11 Déc.*

Joannis, C. (1994). Précision des estimations de débits d'eaux parasites d'infiltration dans les réseaux de collecte des eaux usées. Influence des erreurs de mesure et de la méthode de calcul. *Bulletin de liaison du LCPC, Janvier-Février*, 71-87.

Johanson, R. C., Imhoff, J. C., Kittle, J. & Donigan, A. (1984). Hydrological Simulation Program–FORTRAN(HSPF) : Users Manual for Release 8. 0. *EPA-600/3-84-006 June 1984. Environmental Protection Agency, Athens, GA. 767 p, 138 p, 49 Ref, 5 Append. Contract/Grant*, (68-01).

Joshi, D. n. & Joshi, A. (2015). Role of Urban Trees in Amelioration of Temperatures. *International Journal of Research Studies in Bioscience*, *3*.

Joshi, P., Leitão, J. P., Maurer, M. & Bach, P. M. (2021). Not all SuDS are created equal : Impact of different approaches on combined sewer overflows. *Water Research*, *191*, 116780. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116780

Kondo, H., Genchi, Y., Kikegawa, Y., Ohashi, Y., Yoshikado, H. & Komiyama, H. (2005). Development of a Multi-Layer Urban Canopy Model for the Analysis of Energy Consumption in a Big City : Structure of the Urban Canopy Model and its Basic Performance. *Boundary-Layer Meteorology*, *116*(3), 395-421. https://doi.org/10.1007/s10546-005-0905-5

Kounkou-Arnaud, R. & Brion, D. (2018). Optimal interpolation of daily temperatures around Paris, taking into account urban fraction. *International Conference of Urban Climate ICUC*, *10*.

Kratzer, A. (1956). *The Climate of Cities (Das Stadtklima)*. US Department of Commerce Clearinghouse.

Krayenhoff, E. S., Broadbent, A. M., Zhao, L., Georgescu, M., Middel, A., Voogt, J. A., Martilli, A., Sailor, D. J. & Erell, E. (2021). Cooling hot cities : a systematic and critical review of the numerical modelling literature. *16*(5), 053007. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abdcf1

Krayenhoff, E. S., Jiang, T., Christen, A., Martilli, A., Oke, T. R., Bailey, B. N., Nazarian, N., Voogt, J. A., Giometto, M. G., Stastny, A. & Crawford, B. R. (2020). A multi-layer urban canopy meteorological model with trees (BEP-Tree) : Street tree impacts on pedestrian-level climate. *Urban Climate*, *32*, 100590. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100590

Krayenhoff, E., Christen, A., Martilli, A. & Oke, T. (2014). A Multi-layer Radiation Model for Urban Neighbourhoods with Trees. *Boundary-Layer Meteorology*, *151*(1), 139-178. https://doi.org/10.1007/s10546-013-9883-1

Laaidi, K., Zeghnoun, A., Dousset, B., Bretin, P., Vandentorren, S., Giraudet, E. & Beaudeau, P. (2012). The impact of heat islands on mortality in Paris during the August 2003 heat wave. *Environmental health perspectives*, *120*(2), 254-259.

Lan, T., Guo, S.-W., Han, J.-W., Yang, Y.-L., Zhang, K., Zhang, Q., Yang, W. & Li, P.-F. (2019). Evaluation of physical properties of typical urban green space soils in Binhai Area, Tianjin, China. *Urban forestry & urban greening*, *44*, 126430.

Launay, L. (2020). *Sensibilité des simulations hydro-climatiques aux résolutions spatiale et temporelle des forçages de précipitation sur le bassin parisien.* (mém. de mast.). Ecole Nationale de la Météorologie.

Lazaro, T. R. (1979). *Urban hydrology : A multidisciplinary perspective*. Ann Arbor Science.

Le Roy, B., Lemonsu, A. & Schoetter, R. (2021). A statistical–dynamical downscaling methodology for the urban heat island applied to the EURO-CORDEX ensemble. *Climate Dynamics*, *56*(7-8), 2487-2508. https://doi.org/10.1007/s00382-020-05600-z

Lee, S.-H. & Baik, J.-J. (2011). Evaluation of the vegetated urban canopy model (VUCM) and its impacts on urban boundary layer simulation. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences*, *47*(2), 151-165. https://doi.org/10.1007/s13143-011-0005-z

Lee, S.-H. & Park, S.-U. (2008). A Vegetated Urban Canopy Model for Meteorological and Environmental Modelling. *Boundary-Layer Meteorology*, *126*(1), 73-102. https://doi.org/10.1007/s10546-007-9221-6

Lehner, F., Coats, S., Stocker, T. F., Pendergrass, A. G., Sanderson, B. M., Raible, C. C. & Smerdon, J. E. (2017). Projected drought risk in 1.5°C and 2°C warmer climates. *Geophysical Research Letters*, *44*(14), 7419-7428. https://doi.org/10.1002/2017gl074117

Lemonsu, A., Masson, V., Shashua-Bar, L., Erell, E. & Pearlmutter, D. (2012). Inclusion of vegetation in the Town Energy Balance model for modelling urban green areas. *Geoscientific Model Development*, *5*(6), 1377-1393. https://doi.org/10.5194/gmd-5-1377-2012

Lemonsu, A., Kounkou-Arnaud, R., Desplat, J., Salagnac, J.-L. & Masson, V. (2013). Evolution of the Parisian urban climate under a global changing climate. *Climatic Change*, *116*(3-4), 679-692. https://doi.org/10.1007/s10584-012-0521-6

Lemonsu, A. & Masson, V. (2002). Simulation of a Summer Urban Breeze Over Paris. *Boundary-Layer Meteorology*, *104*(3), 463-490. https://doi.org/10.1023/a:1016509614936

Lemonsu, A., Viguie, V., Daniel, M. & Masson, V. (2015). Vulnerability to heat waves : Impact of urban expansion scenarios on urban heat island and heat stress in Paris (France). *Urban Climate*, *14*, 586-605.

Leopold, L. B. (1968). Hydrology for urban land planning - A guidebook on the hydrologic effects of urban land use. https://doi.org/10.3133/cir554

Lerner, D. N. (1990). Groundwater recharge in urban areas. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, *24*(1), 29-33. https://doi.org/10.1016/0957-1272(90)90006-g

Leta, O. T., van Griensven, A. & Bauwens, W. (2017). Effect of single and multisite calibration techniques on the parameter estimation, performance, and output of a SWAT model of a spatially heterogeneous catchment. *Journal of Hydrologic Engineering*, *22*(3), 05016036.

Li, M., Jiang, Y. & Coimbra, C. F. M. (2017). On the determination of atmospheric longwave irradiance under all-sky conditions. *Solar Energy*, *144*, 40-48. https://doi.org/10.1016/j.solener.2017.01.006

Liu, W., Yu, W., Fortier, R., Chen, L., Lu, Y., Zhang, M. & Hu, D. (2019). Thermal effect of rainwater infiltration into a replicated road embankment in a cold environmental chamber. *Cold Regions Science and Technology*, *159*, 47-57. https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2018.12.008

Liu, X., Huang, Y., Xu, X., Li, X., Li, X., Ciais, P., Lin, P., Gong, K., Ziegler, A. D., Chen, A., Gong, P., Chen, J., Hu, G., Chen, Y., Wang, S., Wu, Q., Huang, K., Estes, L. & Zeng, Z. (2020). High-spatiotemporal-resolution mapping of global urban change from 1985 to 2015. *Nature Sustainability*, *3*(7), 564-570. https://doi.org/10.1038/s41893-020-0521-x

Lotfi, Z., Chancibault, K., Joannis, C., Andrieu, H., Chebbo, G., Azimi, S. & Rocher, V. (2016a). *Fonctionnement du réseau d'assainissement à l'échelle de Paris et sa petite couronne. Livrable du projet PIREN-Seine, phase VII.* (rapp. tech.).

Lotfi, Z., Chancibault, K., Joannis, C., Andrieu, H., Chebbo, G., Azimi, S. & Rocher, V. (2016b). *Reconstruction du réseau d'assainissement à l'échelle de Paris et sa petite couronne. Livrable du projet PIREN-Seine, phase VII.* (rapp. tech.).

Loughner, C. P., Allen, D. J., Zhang, D.-L., Pickering, K. E., Dickerson, R. R. & Landry, L. (2012). Roles of Urban Tree Canopy and Buildings in Urban Heat Island Effects : Parameterization and Preliminary Results. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *51*(10), 1775-1793. https://doi.org/10.1175/jamc-d-11-0228.1

Louis, J.-F. (1979). A parametric model of vertical eddy fluxes in the atmosphere. *Boundary-Layer Meteorology*, *17*(2), 187-202.

Lucadamo, A., Amenta, P. & Leone, N. (2021). Soil texture prediction via reduced K-means Principal Component Multinomial Regression. *Socio-Economic Planning Sciences*, *75*(100). https://doi.org/10.1016/j.seps.2020.10087

Martilli, A., Clappier, A. & Rotach, M. W. (2002). An Urban Surface Exchange Parameterisation for Mesoscale Models. *Boundary-Layer Meteorology*, *104*(2), 261-304. https://doi.org/10.1023/a:1016099921195

Masson, V., Le Moigne, P., Martin, E., Faroux, S., Alias, A., Alkama, R., Belamari, S., Barbu, A., Boone, A., Bouyssel, F. et al. (2013). The SURFEXv7. 2 land and ocean surface platform for coupled or offline simulation of earth surface variables and fluxes. *Geoscientific Model Development*, *6*, 929-960.

Masson, V., Viguie, V., ZIBOUCHE, K. et al. (2012). Modélisation urbaine et stratégies d'adaptation au changement climatique pour anticiper la demande et la production énergétique (MUSCADE). *projet de recherche MUSCADE, ANR Ville Durable*, 2009-2014.

Masson, V. (2000). A Physically-Based Scheme For The Urban Energy Budget In Atmospheric Models. *Boundary-Layer Meteorology*, *94*(3), 357-397. https://doi.org/10.1023/a:1002463829265

Masson, V., Bocher, E., Bucher, B., Chitu, Z., Christophe, S., Fortelius, C., Hamdi, R., Lemonsu, A., Perrels, A., Schaeybroeck, B. V., Schreur, B. W., Velea, L., Beddar, Y., Calvet, J.-C., Delcloo, A., Druel, A., Duchêne, F., Dumas, G., Dumitrescu, A., ... Votsis, A. (2020a). The Urban Climate Services URCLIM project. *Climate Services*, *20*, 100194. https://doi.org/10.1016/j.cliser.2020.100194

Masson, V., Gomes, L., Pigeon, G., Liousse, C., Pont, V., Lagouarde, J.-P., Voogt, J., Salmond, J., Oke, T. R., Hidalgo, J. et al. (2008). The canopy and aerosol particles interactions in Toulouse urban layer (CAPITOUL) experiment. *Meteorology and atmospheric physics*, *102*(3), 135-157.

Masson, V., Heldens, W., Bocher, E., Bonhomme, M., Bucher, B., Burmeister, C., de Munck, C., Esch, T., Hidalgo, J., Kanani-Sühring, F. et al. (2020b). City-descriptive input data for urban climate models : Model requirements, data sources and challenges. *Urban Climate*, *31*, 100536.

Masson, V. & Seity, Y. (2009). Including Atmospheric Layers in Vegetation and Urban Offline Surface Schemes. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *48*(7), 1377-1397. https://doi.org/10.1175/2009jamc1866.1

Maurain, C. (1947). Le climat de Paris.

Mcdonald, R. I., Kareiva, P. & Forman, R. T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, *141*(6), 1695-1703. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.025

Mills, G. (2008). Luke Howard and The Climate of London. *Weather*, *63*(6), 153-157. https://doi.org/10.1002/wea.195

Mills, G. (2014). Urban climatology : History, status and prospects. *Urban climate*, *10*, 479-489.

Mitchell, V. G., Cleugh, H. A., Grimmond, C. S. B. & Xu, J. (2008). Linking urban water balance and energy balance models to analyse urban design options. *Hydrological Processes*, *22*(16), 2891-2900. https://doi.org/10.1002/hyp.6868

Moore, M., Gould, P. & Keary, B. S. (2003). Global urbanization and impact on health. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, *206*(4-5), 269-278. https://doi.org/10.1078/1438-4639-00223

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D. & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, *50*(3), 885-900.

Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J. & Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff : a review of sources. *Science of the Total Environment*, *709*, 136125.

Nakamura, Y. & Oke, T. (1988). Wind, temperature and stability conditions in an east-west oriented urban canyon. *Atmospheric Environment (1967)*, *22*(12), 2691-2700. https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90437-4

Nash, J. E. & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology*, *10*(3), 282-290.

Nayeb Yazdi, M., Ketabchy, M., Sample, D. J., Scott, D. & Liao, H. (2019). An evaluation of HSPF and SWMM for simulating streamflow regimes in an urban watershed. *Environmental Modelling & Software*, *118*, 211-225. https://doi.org/https://doi-org-s.docadis.ups-tlse.fr/10.1016/j.envsoft.2019.05.008

Nirupama, N. & Simonovic, S. P. (2007). Increase of flood risk due to urbanisation : A Canadian example. *Natural Hazards*, *40*(1), 25-41.

Nkiaka, E., Nawaz, N. R. & Lovett, J. C. (2018). Effect of single and multi-site calibration techniques on hydrological model performance, parameter estimation

and predictive uncertainty : a case study in the Logone catchment, Lake Chad basin. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, *32*(6), 1665-1682.

Direction des Espaces Verts et de l'Environnement - Laboratoire d'Agronomie de la Ville de Paris. 2019.

Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) (Éd.). (2012). *Le cycle de l'eau*.

Oke, T. R., Spronken-Smith, R., Jáuregui, E. & Grimmond, C. S. B. (1999). The energy balance of central Mexico City during the dry season.

Oke, T. R. (1982). The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, *108*(455), 1-24.

Oke, T. R., Mills, G., Christen, A. & Voogt, J. A. (2017). *Urban climates*. Cambridge University Press.

Oke, T. (1973). City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment (1967)*, *7*(8), 769-779. https://doi.org/10.1016/0004-6981(73)90140-6

Oke, T. (1988). The urban energy balance. *Progress in Physical Geography*, *12*(4), 471-508. https://doi.org/10.1177/030913338801200401

OpenStreetMap Contributors. (2021). *OpenStreetMap* (Planet Dump Retrieved, Éd.). Available%20online:%20https://www.openstreetmap.org

Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E. & Urrutia, R. (2006). Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries : The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, *127*(3), 272-281. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.015

Pelorosso, R. (2020). Modeling and urban planning : A systematic review of performance-based approaches. *Sustainable Cities and Society*, *52*, 101867. https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101867

Peulon, V. (1988). *Le dépérissement des arbres en ville*. Editions du STU.

Pigeon, G. & Masson, V. (2009). Annual spatio-temporal variability of Toulouse urban heat island. *Eighth Symposium on the Urban Environment*, *1*, 4-7.

Pohl, B., Richard, Y., Kohler, M., Emery, J., Castel, T., de Lapparent, B., Thevenin, D., Thévenin, T. & Pergaud, J. (2015). The Urban Heat Island of a middle-size French city as seen by high-resolution numerical experiments and in situ measurements the case of Dijon, Burgundy. *9th International Conference on Urban Climate*.

Power, A. L., Tennant, R. K., Jones, R. T., Tang, Y., Du, J., Worsley, A. T. & Love, J. (2018). Monitoring Impacts of Urbanisation and Industrialisation on Air Quality in the Anthropocene Using Urban Pond Sediments. *6*. https://doi.org/10.3389/feart.2018.00131

Qiu, G. Y., Li, H. Y., Zhang, Q. T., Chen, W., Liang, X. J. & Li, X. Z. (2013). Effects of Evapotranspiration on Mitigation of Urban Temperature by Vegetation and Urban Agriculture. *Journal of Integrative Agriculture*, *12*(8), 1307-1315. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60543-2

Qiu, G. Y., Zou, Z., Li, X., Li, H., Guo, Q., Yan, C. & Tan, S. (2017). Experimental studies on the effects of green space and evapotranspiration on urban heat island in a subtropical megacity in China. *Habitat International*, *68*, 30-42. https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2017.07.009

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

Raimbault, G. (1996). Effet des sol et sous-sol urbains sur le devenir des eaux pluviales. *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées n°202*, 71-78.

Redon, E., Lemonsu, A. & Masson, V. (2020). An urban trees parameterization for modeling microclimatic variables and thermal comfort conditions at street level with the Town Energy Balance model (TEB-SURFEX v8. 0). *Geoscientific Model Development*, *13*(2), 385-399.

Redon, E. C., Lemonsu, A., Masson, V., Morille, B. & Musy, M. (2017). Implementation of street trees within the solar radiative exchange parameterization of TEB in SURFEX v8.0. *Geoscientific Model Development*, *10*(1), 385-411. https://doi.org/10.5194/gmd-10-385-2017

Reynolds, A. P., Richards, G., de la Iglesia, B. & Rayward-Smith, V. J. (2006). Clustering Rules : A Comparison of Partitioning and Hierarchical Clustering Algorithms. *Journal of Mathematical Modelling and Algorithms*, *5*(4), 475-504. https://doi.org/10.1007/s10852-005-9022-1

Richard, Y., Pohl, B., Rega, M., Pergaud, J., Thevenin, T., Emery, J., Dudek, J., Vairet, T., Zito, S. & Chateau-Smith, C. (2021). Is Urban Heat Island intensity higher during hot spells and heat waves (Dijon, France, 2014–2019) ? *Urban Climate*, *35*, 100747. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100747

Rocher, V., Aires, N., Rabier, A., Vandelannoote, F. & Charvet, R. (2011). OPUR, un outil d'amélioration des connaissances-Le point de vue des gestionnaires : retour d'expérience et orientations scientifiques. *Techniques Sciences Méthodes*, (4), 74-83.

Rodriguez, F., Morena, F. & Andrieu, H. (2005). Development of a distributed hydrological model based on urban databanks – production processes of URBS. *Water Science and Technology*, *52*(5), 241-248. https://doi.org/10.2166/wst.2005.0139

Rodriguez, F., Andrieu, H. & Morena, F. (2008). A distributed hydrological model for urbanized areas – Model development and application to case studies. *Journal of Hydrology*, *351*(3-4), 268-287. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.007

Rouhier, L., Garavaglia, F., Le Lay, M., Michon, T., Castaings, W., Le Moine, N., Hendrickx, F., Monteil, C. & Ribstein, P. (2018). Tailor-made spatial patterns for hydrological model parameters combining regionalisation methods. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, *2018*, 1-23. https://doi.org/10.5194/hess-2018-342

Saadatpour, M., Delkhosh, F., Afshar, A. & Solis, S. S. (2020). Developing a Simulation-Optimization Approach to Allocate Low Impact Development Practices for Managing Hydrological Alterations in Urban Watershed. *Sustainable Cities and Society*, 102334.

Salvadore, E., Bronders, J. & Batelaan, O. (2015). Hydrological modelling of urbanized catchments : A review and future directions. *Journal of Hydrology*, *529*, 62-81. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028

Samuelsson, P. Plans for surface processes and surface data assimilation in HARMONIE-AROME. In : *31st Nordic Meteorological Meeting–NMM31 Reykjavík*. 2018.

Santos Atienza, I., Padorno Prieto, E., Ruíz Pacheco, J. A. & Martínez Marco, I. Verification of Harmonie-AROME model at 1.0 km over Spanish harbour areas. In : *ALADIN-HIRLAM Newsl. 11*. 2018, 77-87.

Schoetter, R. (2018). *Script to prepare the SURFEX physiographic input.* (Computer program in R-language ; Version 1.0).

Schoetter, R. & Bernard, E. (2021). *Script to prepare the SURFEX physiographic input.* (Computer program in R-language ; Version 2.0).

Schoetter, R., Hidalgo, J., Jougla, R., Masson, V., Rega, M. & Pergaud, J. (2020). A Statistical–Dynamical Downscaling for the Urban Heat Island and Building Energy Consumption—Analysis of Its Uncertainties. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *59*(5), 859-883. https://doi.org/10.1175/jamc-d-19-0182.1

Séré, G., Ouvrard, S., Magnenet, V., Pey, B., Morel, J. L. & Schwartz, C. (2012). Predictability of the evolution of the soil structure using water flow modeling for a constructed technosol. *Vadose Zone Journal*, *11*(1).

Shanahan, T. M., Overpeck, J. T., Anchukaitis, K. J., Beck, J. W., Cole, J. E., Dettman, D. L., Peck, J. A., Scholz, C. A. & King, J. W. (2009). Atlantic forcing of persistent drought in West Africa. *science*, *324*(5925), 377-380.

Shobair, S., Mosset, A., Chancibault, K., Linca, J.-C., Rabier, A. & Chebbo, G. (2018). *Réseaux d'assainissement du Val de Marne en lien avec le réseau interdépartemental : fonctionnement, reconstruction et analyse* (rapp. tech.).

Sivapalan, M., Takeuchi, K., Franks, S. W., Gupta, V. K., Karambiri, H., Lakshmi, V., Liang, X., McDonnell, J. J., Mendiondo, E. M., O'Connell, P. E., Oki, T., Pomeroy, J. W., Schertzer, D., Uhlenbrook, S. & Zehe, E. (2003). IAHS Decade on Predictions in Ungauged Basins (PUB), 2003–2012 : Shaping an exciting future for the hydrological sciences. *Hydrological Sciences Journal*, *48*(6), 857-880. https://doi.org/10.1623/hysj.48.6.857.51421

Sosa-Pérez, G. & MacDonald, L. H. (2017). Effects of closed roads, traffic, and road decommissioning on infiltration and sediment production : A comparative study using rainfall simulations. *CATENA*, *159*, 93-105. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.08.004

Staff, S. S. D. (1993). Soil Survey Manual (USDA, Éd.). *Soil Conservation Service, vol. 18, U.S.A.*

Stavropulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Brun, J.-M., Lemonsu, A., Masson, V., Boone, A. & Andrieu, H. (2018). Improvements of the hydrological processes of the Town Energy Balance Model (TEB-Veg, SURFEX v7.3) for urban modelling and impact assessment. *Geoscientific Model Development Discussions*, *2018*, 1-28. https://doi.org/10.5194/gmd-2018-39

Stavropulos-Laffaille, X. (2019, janvier). *Pour une analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie urbaine : Modélisation hydro-microclimatique de deux bassins versants expérimentaux de l'agglomération nantaise* (Theses 2019ECDN0007). École Centrale de Nantes.

Stavropulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Andrieu, H., Lemonsu, A., Calmet, I., Keravec, P. & Masson, V. (2021a). Coupling detailed urban energy and water budgets with TEB-Hydro model : Towards an assessment tool for nature based solution performances. *Urban Climate*, *39*, 100925. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100925

Stavropulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Andrieu, H., Lemonsu, A., Calmet, I., Keravec, P. & Masson, V. (2021b). Coupling detailed urban energy and water budgets with TEB-Hydro model : Towards an assessment tool for nature based solution performances. *Urban Climate*, *39*, 100925. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100925

Tabary, P. (2007). The new French operational radar rainfall product. Part I : Methodology. *Weather and forecasting*, *22*(3), 393-408.

Tabary, P., Dupuy, P., L'Henaff, G., Gueguen, C., Moulin, L., Laurantin, O., Merlier, C. & Soubeyroux, J.-M. (2012). A 10-year (1997–2006) reanalysis of quantitative precipitation estimation over France : methodology and first results. *IAHS Publ*, *351*, 255-260.

Terstriep, M. L. & Stall, J. B. (1974). The Illinois urban drainage area simulator, ILLUDAS. *Bulletin (Illinois State Water Survey) no. 58*.

Tóth, G., Jones, A. & Montanarella, L. (2013). The LUCAS topsoil database and derived information on the regional variability of cropland topsoil properties in the European Union. *Environmental Monitoring and Assessment*, *185*(9), 7409-7425. https://doi.org/10.1007/s10661-013-3109-3

Treilles, R., Gasperi, J., Saad, M., Rabier, A., Breton, J., Rocher, V., Guérin, S. & Tassin, B. (2020). Macro and Microplastics in Stormwater and Combined Sewer Overflows in Paris Megacity. *Springer Water* (p. 145-151). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45909-3_23

Twarakavi, N. K. C., Šimůnek, J. & Schaap, M. G. (2010). Can texture-based classification optimally classify soils with respect to soil hydraulics ? *Water Resources Research*, *46*(1). https://doi.org/10.1029/2009wr007939

UN. (2018). Revision of world urbanization prospects. *United Nations : New York, NY, USA*.

UN. (2014). World Urbanization Prospects : The 2014 Revision (U. Nations, Éd.). *United Nations*.

Vandangeon, P. (1992). Exemples de sinistres en région parisienne. *Revue française de géotechnique*, (58), 7-14.

Vazquez, J., Zug, M., Phan, L. & Zobrist, C. (2006). *Guide technique sur le fonctionnement des déversoirs d'orage* (rapp. scient.). ENGEES, VEOLIA, FNDAE.

Versini, P.-A., Kotelnikova, N., Poulhes, A., Tchiguirinskaia, I., Schertzer, D. & Leurent, F. (2018). A distributed modelling approach to assess the use of Blue and Green Infrastructures to fulfil stormwater management requirements. *Landscape and Urban Planning*, *173*, 60-63. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.02.001

Vlahov, D. (2002). Urbanization, Urbanicity, and Health. *Journal of Urban Health : Bulletin of the New York Academy of Medicine*, *79*(90001), 1S-12. https://doi.org/10.1093/jurban/79.suppl_1.s1

Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M. & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, *24*(3), 706-723. https://doi.org/10.1899/04-028.1

Wang, Z.-H., Bou-Zeid, E. & Smith, J. A. (2012). A coupled energy transport and hydrological model for urban canopies evaluated using a wireless sensor network. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, *139*(675), 1643-1657. https://doi.org/10.1002/qj.2032

Waseem, M., Mani, N., Andiego, G. & Usman, M. (2017). A review of criteria of fit for hydrological models. *International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET)*, *4*(11), 1765-1772.

Weibel, S. R., Anderson, R. J. & Woodward, R. L. (1964). Urban Land Runoff as a Factor in Stream Pollution. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, *36*(7), 914-924. http://www.jstor.org/stable/25035106

Yang, J., Wang, Z.-H., Chen, F., Miao, S., Tewari, M., Voogt, J. A. & Myint, S. (2014). Enhancing Hydrologic Modelling in the Coupled Weather Research and Forecasting–Urban Modelling System. *Boundary-Layer Meteorology*, *155*(1), 87-109. https://doi.org/10.1007/s10546-014-9991-6

Table des figures

1.1 Photographie aérienne de Tokyo représentant la géométrie complexe de l'environnement urbain. Tokyo est la ville la plus peuplée du monde avec 37 millions d'habitants. La zone urbaine, donc majoritairement imperméabilisée, s'étend à perte de vue avec 7835 km^2. Les bâtiments sont collés les uns aux autres avec des compositions et hauteurs très différentes. Les rivières sont canalisées. *Photo : Agence France-Presse, 2021* 11

1.2 Schéma en coupe des effets de l'îlot de Chaleur Urbain qui entraîne des températures plus élevées dans les centres villes que dans les campagnes environnantes. Illustration avec le cas de la ville de Paris et sa périphérie. D'après Descartes (2009). 13

1.3 Schéma représentant la couche limite de surface urbaine (*UBL*) et des processus de brise urbaine (*Urban dome*) et de panache urbain (*Urban plume*). D'après Oke *et al.* (2017). 15

1.4 Schéma d'un bassin versant naturel (tirets bleus) délimité par la ligne de crête qui est ici la ligne de partage des eau entre différents bassins versants. Un sous-bassin versant est représenté en tirets orange. (OIEau, 2019) . . . 17

1.5 Lien entre le cycle de l'eau naturel et le petit cycle de l'eau en ville. Adapté de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) (2012). En milieu urbain, le ruissellement est exacerbé alors que l'infiltration et l'évapotranspiration sont réduite par rapport au milieu naturel. 19

1.6 Schéma de principe et photo d'un déversoir d'orage (Vazquez *et al.*, 2006). L'eau arrive de l'amont et s'écoule vers le collecteur l'aval. S'il y a trop de débit, une partie peut se décharger/déverser vers le collecteur de décharge. Ce débit déversé rejoint la plupart du temps le milieu naturel. 20

1.7 Illustration d'un maillage sur un réseau d'assainissement. L'eau provient des chemins A et B et s'écoule en fonctionnement normal vers le chemin C. En fonctionnement particulier (dépassement d'un seuil de débit), le maillage peut s'activer et l'eau s'écoulera vers le chemin D. 21

1.8 Schéma représentant les différents modèles intégrés dans la plateforme SURFEX. Source : Masson *et al.* (2013). 25

1.9 Schéma de la représentation de la rue canyon dans la version historique de TEB avec les différents processus pris en compte pour chaque surface imperméabilisée : route (r), mur (w), toit (R), et les différentes couches de matériaux les composant. Source :Masson (2000). 28

1.10 Schéma représentant l'intégration de la végétation dans le canyon urbain de TEB, avec la considération de la végétation herbacée et arborée comme un couvert au sol (TEB-Veg, a, Lemonsu *et al.* (2012)) et la description explicite de la végétation arborée (TEB-Tree, b, Redon *et al.* (2017)). D'après Redon *et al.* (2017). 30

1.11 Schéma des processus hydrologiques modélisés dans le modèle TEB-Hydro ; les indices rf (pour le toit) et bld désignent le compartiment bâtiment, rd le compartiment route et gdn le compartiment jardin. D'après Stavropulos-Laffaille *et al.* (2018). 31

2.1 Localisation des zones hétérogènes du quartier d'étude toulousain du projet EUREQUA. 39

2.2 Débits maximum modélisés pour DJF 94-95 en fonction de IPsewer et pour différentes valeurs de Iroad. Le débit obtenu avec les modifications apportées au code de TEB-Hydro pour le calage initialement effectué sur le bassin versant Rezé est indiqué par un triangle bleu. Avec des valeurs de Connex de 0.84 et de Urbdrain de 0.02. 73

3.1 Photographie de l'agglomération parisienne prise depuis la station spatiale internationale (*NASA, 2002*). 78

3.2 Représentation du bassin versant Seine-Normandie et des sous-bassins versants le composant. Le bassin versant des rivières d'Île-de-France comprenant le domaine d'étude est en corail (BRGM-AESN, 2017). 80

3.3 Photo d'une galerie visitable du réseau d'assainissement parisien qui illustre la taille (hauteur d'Homme) d'une grande partie des canalisations du réseau de Paris. Cette partie du réseau a été transformée en musée des égouts de Paris. *Photo : Musée des égouts de Paris.* 80

3.4 Représentation du réseaux d'assainissement réel pour les départements de Paris et sa petite couronne. Le réseau d'assainissement unitaire est en violet, le réseau d'eaux pluviales en vert et le réseau d'eaux usées en rouge. 82

3.5 Représentation du réseau d'assainissement reconstruit pour les départements de Paris et sa petite couronne. Le réseau d'assainissement unitaire est en violet, le réseau d'eaux pluviales en vert et le réseau d'eaux usées en rouge. 82

3.6 Représentation des étapes de la configuration de simulation avec la méthode de modélisation utilisée pour l'étude de la réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne. 84

3.7 Domaine d'étude délimitant le domaine de simulation global (orange) et le domaine de description du réseau d'assainissement (bleu). 86

3.8 Schéma des étapes de construction des forçages atmosphériques. 88

3.9 De gauche à droite :
Température uniforme à 2 m de $10.15°C$ pour le 1er janvier 2000 à 0h. (Étape 1)
Variabilité de la température spatialisée avec effet régional et urbain présentant une variation de -1 à $+1.5°C$ tirée au sort pour le type de temps du 1er janvier 2000 à 0h. (Étape 2c)
Carte des forçages de Température de l'air obtenue à 50 m pour le 1er janvier 2000 à 0h. (Étape 3) 90

3.10 Représentation des limites de définition des caractéristiques urbaines fournies par le projet MApUCE par rapport au domaine de simulation choisi pour ce travail. 94

3.11 Cartes des différentes fractions déterminant l'occupation du sol à l'échelle de la maille (TOWN, NATURE, WATER), à l'échelle de la ville (BLD et ROAD) et de la hauteur des bâtiments fournies en entrée de la plateforme SURFEX. 97

3.12 Cartes des différentes fractions déterminant l'occupation du sol en végétation à l'échelle de la ville (LVEG, NVEG, HVEG) et des caractéristiques de la végétation (Hauteur des arbres, du tronc et largeur de la couronne) fournies en entrée de la plateforme SURFEX. 98

3.13 Cartes des différentes caractéristiques architecturales de la ville (WOH : surfaces des murs par rapport à la surface de bâti au sol et du rapport d'aspect : hauteur des bâtiments divisé par la largeur de la rue canyon) fournies en entrée de la plateforme SURFEX. 99

3.14 Représentation des 39 bassins versants définis sur le domaine de Paris et sa petite couronne. Chaque couleur permet de délimiter un bassin versant. 100

4.1 Localisation des bassins versants représentatifs de la variabilité des textures de sol de la zone en jaune. L'ensemble des 14 bassins versants jaugés est en gris. 111

4.2 Cumul de précipitations annuel sur la zone d'étude (mm). 113

4.3 Fractions de sable (a, b, c) et d'argile (d, e, f) pour HWSD, LUCAS et SoilGrids sur le domaine d'étude Paris et son aire métropolitaine. 115

4.4 Triangle de texture de sol de l'USDA d'après Davis et Bennett (1927). Cette classification est basée sur les fractions respectives de composition du sol en sable (*Sand*), argile (*Clay*) et limon (*Silt*). 116

4.5 Cartographies des textures de sol des bases de données étudiées selon la classification de l'USDA. SoilGrids 0-100 et SoilGrids 0-15 correspondent à la texture de sol moyenne de SoilGrids entre 0 et respectivement 100 cm et 15 cm. Les couleurs correspondent aux différentes classes de texture présentées Figure 4.4. Les contours jaunes indiquent la localisation des bassins versants étudiés. 117

4.6 Distribution de la composition en sable (gauche), argile (centre) et limon (droite) pour les bassins versants BV-SO (haut), BV-Est (centre) et BV-NO (bas) pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane. 119

4.7 Carte représentant le domaine d'étude et la localisation des points d'observation des différents inventaires disponibles. 121

4.8 Description des différents seuils décrivant les capacités de rétention d'eau des sols (Cousin et Therond, 2017). 124

4.9 Distribution du contenu en eau au point de flétrissement et à la capacité au champ sur l'ensemble du domaine pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane. 125

4.10 Distribution de la réserve utile pour la végétation sur l'ensemble du domaine pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane. 125

4.11 Distribution de la réserve utile (gauche), du Bcoef (milieu) et du potentiel matriciel à saturation (droite) pour les bassins versants d'intérêt (BV-SO (haut), BV-Est (centre) et BV-NO (bas)), pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane. 127

4.12 Eau infiltrée dans le réseau d'assainissement pour les bassins versants d'intérêt (BV-SO (haut), BV-Est (centre) et BV-NO (bas)) entre 2001 et 2004 (en m^3) avec les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). 130

4.13 Eau drainée dans les couches profondes du sous-sol cumulée par année (de gauche à droite de 2001 à 2004) par bassin versant d'intérêt (BV-SO (haut), BV-Est (centre) et BV-NO (bas)) pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu) (en m^3). 133

4.14 Cycle journalier moyen en juin-juillet-août du flux de chaleur latente simulé pour les bases de données LUCAS (vert), HWSD (jaune), SoilGrids (bleu) pour les bassins versants d'intérêt (BV-SO (haut), BV-est (milieu) et BV-NO (bas)) de 2001 à 2004. Les courbes en pointillés représentent les 1er et 3ème quartiles, la courbe en trait plein représente la médiane. 134

4.15 Variation relative (%) de la fraction évaporative cumulée par année entre LUCAS et HWSD par rapport à SoilGrids à l'échelle du domaine d'étude. . 136

4.16 Distribution des SWI saisonniers des jardins intégrés sur l'ensemble du domaine de 2001 à 2004 pour les bases de données HWSD (jaune), LUCAS (vert), SoilGrids (bleu). Les extrémités indiquent les 1er et 9ème déciles tandis que les limites en trait plein indiquent les 1er et 3ème quartiles et la barre centrale, la médiane. 138

4.17 Carte de la température à 2 m du 12 août 2003 à 14 UTC, la journée la plus chaude de l'année 2003 simulée avec la base de données SoilGrids. . . 139

4.18 Distribution des températures pour la journée la plus chaude de chaque année de 2001 à 2004 simulées les trois bases des données : HWSD (en jaune), LUCAS (en vert), SoilGrids (en bleu). 140

4.19 Différences absolues de températures maximales de chaque année à 2m ($°C$) entre SoilGrids et HWSD (gauche) puis SoilGrids et LUCAS (droite). . . . 141

5.1 Localisation des points d'observation disponibles sur le domaine avec le pourcentage de qualification *Bon* pour chaque station. 151

5.2 Localisation des points d'observation conservés après analyse du réalisme localisé de la reconstruction du réseau d'assainissement avec le pourcentage de qualification *Bon* pour chaque station. 152
5.3 Illustration de la création d'un déversoir d'orage équivalent aux trois déversoirs réels du bassin versant 92_CAA_R16_UNI. 153
5.4 Débits de temps sec et de temps de pluie pour la station CAAR16 à partir du seuil de 0.2 mm sur la chronique de pluviométrie du 01/01/2016 0h au 03/01/2016 0h. 156
5.5 Débits EPC, EU et EPI calculés pour la stations CAAR16 du 01/01/2016 0h au 03/01/2016 0h. 158
5.6 Schéma des étapes de la méthode de classification des bassins versants par régionalisation. 162
5.7 Évolution des distances intra- et inter-classes en fonction du nombre de classes choisi. 164
5.8 Représentation de la localisation des bassins versants jaugés (a) et des bassins versants non jaugés (b) classés. 165
5.9 Représentation des bassins versants jaugés, identifiés par leurs noms, avec les couleurs des classes associées. 168
5.10 Hydrogramme du bassin versant BLR3 sur la 2ème période de simulation (2014-2017). 169
5.11 Hydrogramme du bassin versant BOUR151 sur la 1ère période de simulation (2004-2005). 170
5.12 Hydrogramme du bassin versant COCUCU_EP sur la 1ère période de simulation (2003-2005). 171
5.13 Cartographie du réseau d'assainissement de Paris et sa petite couronne avec la localisation des maillages (en rose) et des déversoirs d'orage (DO, en orange). 172
5.14 Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) en fonction du Percent bias (PBias) pour chaque combinaison de paramètres de calage et pour chaque bassin versant. Les symboles représentent les valeurs prises du paramètre de calage pour chaque combinaison tracée. Les couleurs représentent les classes des bassins versants. Les lignes représentent les critères de performance définis par Moriasi *et al.* (2007), verticalement pour le PBias et horizontalement pour le NSE avec *US* pour Insatisfaisant, *S* pour Satisfaisant, *G* pour Bon et *VG* pour Très bon. Les lignes pointillées font référence à un critère de performance au moins *satisfaisant* pour la combinaison du NSE et du PBias pour les paramètres de calage Connex (-) et IPsewer (-). 174

5.15 Même légende que la Figure 5.14 pour les paramètres de calage Iroad ($mm.s^{-1}$) et Urbdrain (-). 175
5.16 Même légende que la Figure 5.14 avec le NSE et le PBias moyennés par classe pour les paramètres de calage Connex (-) et IPsewer (-). 176
5.17 Même légende que la Figure 5.14 avec le NSE et le PBias moyennés par classe pour les paramètres de calage Iroad ($mm.s^{-1}$) et Urbdrain (-). . . . 177
5.18 Hydrogramme du bassin versant jaugé PV_EP (Seine-Saint-Denis) après calage sur la première période de simulation (2002-2005). 179
5.19 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, COCUCU_EP, OVMU_MU_EP (Seine-Saint-Denis) après calage sur la 2ème période de simulation (2014-2017). 180
5.20 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, DES2BR8, CABR16 et CABR24 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation (2014-2017). 181
5.21 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, CAAR16, CAAR18 et LAS10 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation (2014-2017).182
5.22 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, DES2BR11, SARR38 (Hauts-de-Seine) et KREM025 (Val de Marne) après calage sur la 2ème période de simulation (2014-2017). 183

6.1 Cartes de températures minimale (gauche) et maximale (droite), observées le 12 août 2003. 193
6.2 Scores de comparaison (r, RMSE et MBE) entre observations et modèles pour les températures minimales (gauche) et maximales (droite) pour chaque point de grille sur la période de 2000 à 2017. 194
6.3 Différence entre les moyennes saisonnières (DJF : hiver, MAM : printemps, JJA : été, SON : automne) des températures minimales observées et simulées sur le domaine, de 2001 à 2017. 195
6.4 Différence entre les moyennes saisonnières (DJF : hiver, MAM : printemps, JJA : été, SON : automne) des températures maximales observées et simulées sur le domaine, de 2001 à 2017. 196
6.5 Comparaison de l'évolution des températures minimales (bleu, gauche) et maximales (rouge, droite) simulées en fonction des observations sur l'ensemble du domaine de 2001 à 2017. 198
6.6 Valeurs moyenne et écarts types à l'échelle du domaine de la température minimale (gauche) et maximale (droite) pour les valeurs maximales (haut), moyennes (centre) et minimales (bas) annuelles simulée en chaque maille. . 198

6.7 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, PV_EP (Seine-Saint-Denis) et KREM025 (Val de Marne), après calage sur la première période de simulation. 202
6.8 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, COCUCU_EP et OVMU_MU_EP (Seine-Saint-Denis), après calage sur la 2ème période de simulation 2012-2014. 203
6.9 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, CABR16, CABR24 et DES2BR8 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation 2012-2014. 205
6.10 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, LAS10, SARR38 et DES2BR11 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation 2012-2014. 206
6.11 Hydrogrammes des bassins versants jaugés, P117 et P119 (Ville de Paris), après calage sur la 2ème période de simulation 2012-2014. 207
6.12 NSE en fonction du PBias pour les débits de chaque bassin versant (triangle) et déversés aux déversoirs d'orage jaugé (rond). Les couleurs représentent les classes auxquelles ils sont associés. Les lignes représentent les seuils de critères de performance définis par Moriasi *et al.* (2007) (VG pour très bon, G pour bon, S pour satisfaisant et US pour insatisfaisant), verticalement pour le PBias et horizontalement pour le NSE avec performances correspondantes. Les lignes pointillées font référence à un critère de performance étant au moins satisfaisant pour la combinaison du NSE et du PBias. 208
6.13 Hydrogrammes des déversoirs d'orage équivalents CAAR16, CABR16, CABR24 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation. . 210
6.14 Hydrogrammes des déversoirs d'orage équivalents CAAR18, SARR38 (Hauts-de-Seine), après calage sur la 2ème période de simulation. 211
6.15 Comparaison des fréquences annuelles de déversements (gauche) et des volumes annuels déversés (droite) modélisés (MOD) et observés (OBS). . . 212
6.16 Localisation des sites de mesures de l'INRAe et du SIRTA et répartition de leur occupation du sol dans les mailles modèle associées. 215
6.17 Triangle des textures de sol identifiant la texture aux localisations des supersites de mesures de Grignon et du SIRTA. La texture du sol assignée dans le modèle par la base de données SoilGrids (Hengl *et al.*, 2017) de Grignon est *Silty Loam* ou Limon Limoneux et la texture du sol du SIRTA est *Loam* ou Limon. 216
6.18 Comparaison des cycles annuels de température de l'air (gauche) et d'humidité spécifique (à droite) à 2m simulées et mesurées au site SIRTA de 2005 à 2012. 218

6.19 Comparaison des cycles annuels de température de l'air (gauche) et d'humidité spécifique (droite) à 2m simulées et mesurées au site Grignon de 2004 à 2014. 218

6.20 Comparaison des températures (gauche) et d'humidités spécifiques (droite) de l'air à 2m simulées et mesurées au site SIRTA de 2005 à 2012. 219

6.21 Comparaison des températures (gauche) et d'humidités spécifiques (droite) de l'air à 2m simulées et mesurées au site Grignon de 2004 à 2014. 219

6.22 Comparaison de l'évolution du contenu en eau du sol simulé aux horizons 5, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site SIRTA de 2005 à 2012. 221

6.23 Comparaison de l'évolution de la température du sol simulée aux horizons 5, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site SIRTA de 2005 à 2012. 221

6.24 Comparaison de l'évolution du contenu en eau du sol simulé aux horizons 0, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site Grignon de 2004 à 2014. 222

6.25 Comparaison de l'évolution de la température du sol simulée aux horizons 0, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site Grignon de 2004 à 2014. 222

6.26 Comparaison de l'évolution de la température du sol (haut) et de la température du sol (bas) simulés aux horizons 0, 10 et 20 cm de profondeur aux observations du site SIRTA de 2005 à 2012. Les couleurs correspondent aux différentes saisons. 223

6.27 Comparaison de l'évolution du contenu en eau du sol (haut) et de la température du sol (bas) simulés aux horizons 0, 10 et 20 cm de profondeur en fonction des observations du site Grignon de 2004 à 2014. Les couleurs correspondent aux différentes saisons. 223

6.28 Comparaison de l'évolution moyenne des flux de chaleur latente (gauche) et sensible (droite) à l'échelle annuelle simulés et observés au site SIRTA de 2005 à 2012. 225

6.29 Comparaison de l'évolution moyenne des flux de chaleur latente (gauche) et sensible (milieu) et du flux de conduction (droite) à l'échelle annuelle simulés et observés au site Grignon de 2004 à 2014. 225

6.30 Comparaison de l'évolution horaire des flux de chaleur latente (gauche) et sensible (droite) saisonniers simulés et observés du site SIRTA de 2005 à 2012. La droite de meilleur ajustement est en noir. 226

6.31 Comparaison de l'évolution horaire des flux de chaleur latente (gauche) et sensible (milieu) et flux de conduction (droite) saisonniers simulés et observés du site Grignon de 2004 à 2014. La droite de meilleur ajustement est en noir. 226

6.32 Cumul annuel moyen de précipitations calculé entre 2001 et 2017. 229

6.33 Écart-type des précipitations annuelles moyennes entre 2001 et 2017. . . . 229

6.34 Cumul saisonniers moyens de précipitations (en mm/saison). 230

6.35 Précipitations intenses (déterminées par le 99ème centile) à l'échelle de chaque saison (en mm/jour). 231

6.36 Températures moyennes à 50 m par saisons (DJF : hiver, MAM : printemps, JJA : été, SON : automne). 232

6.37 Etat hydrique des sols ou indice d'humidité des sols (Soil Wetness Index, SWI) moyen pour chaque saison. 233

6.38 Intensité de l'îlot de chaleur urbain nocturne (moyenne de 2UTC à 4UTC) saisonnier. 235

6.39 Intensité de l'îlot de chaleur urbain diurne (moyenne de 14UTC à 16UTC) saisonnier. 236

6.40 Cartes d'indice de confort thermique en ville (Universal Thermal Climate Index, UTCI) moyen pour chaque saison pour un individu à l'extérieur et à l'ombre. L'échelle est différente sur les quatre graphiques afin d'identifier les zones avec un UTCI plus élevé (nécéssité d'adapter les gammes d'UTCI aux saisons). 237

6.41 Distribution des volumes de déversements annuels par classe (en lien avec la classification des bassins versants établie Sous-sous-section 5.3.1.2). . . . 238

6.42 Cartes du ruissellement horaire moyen pour chaque saison. 240

6.43 Période de l'année à laquelle apparaît le premier évènement de sécheresse avec l'indice d'humidité du sol (Soil Wetness Index, SWI) inférieur ou égal à zéro. Les années représentées (2003, 2004, 2009, 2012 et 2015) sont les seules pour lesquelles le SWI atteint des valeurs négatives. 241

6.44 Nombre d'heures avec un indice de stress hydrique du sol (Soil Wetness Index, SWI) inférieur ou égal à 0. Les années représentées (2003, 2004, 2009, 2012 et 2015) sont les seules pour lesquelles le SWI atteint des valeurs négatives. 242

6.45 Période de l'année à laquelle le seuil de 26 $°C$ de l'indice de confort thermique (Universal Thermal Climate Index, UTCI) est dépassé pour les années 2003, 2004, 2009, 2012 et 2015. Les années représentées sont celles correspondant aux années de sécheresse préalablement identifiées (i.e. pour lesquelles le SWI atteint des valeurs négatives). 244
6.46 Nombre d'heures avec un indice de confort thermique (Universal Thermal Climate Index, UTCI) supérieur à 26 $°C$ pour les années 2003, 2004, 2009, 2012 et 2015. Les années représentées sont celles correspondant aux années de sécheresse préalablement identifiées (i.e. pour lesquelles le SWI atteint des valeurs négatives). 245
6.47 Fréquence de déversements vers le réseau hydrographique naturel par an. . 247
6.48 Volume de déversements (m^3/m^2) vers le réseau hydrographique naturel par an. 248
6.49 Cartes du ruissellement horaire maximal par année (2001 à 2017). 249
6.50 Intensité moyenne de l'îlot de chaleur urbain nocturne (2UTC à 4UTC) pendant la canicule d'août 2003 (du 8 août au 13 août). 251
6.51 Intensité moyenne de l'îlot de chaleur urbain diurne (14UTC à 16UTC) pendant la canicule d'août 2003 (du 8 août au 13 août). 252
6.52 État hydrique moyen du sol (Soil Wetness Index, SWI) pendant la canicule d'août 2003 (du 8 août au 13 août). 252
6.53 Indice de confort thermique (Universal Thermal Climate Index, UTCI) maximal ressenti à l'ombre pendant la canicule d'août 2003 (du 8 août au 13 août). 252
6.54 L'îlot de chaleur urbain nocturne (2UTC à 4UTC) pendant la canicule de juillet 2015 (du 29 juin au 8 juillet). 253
6.55 L'îlot de chaleur urbain diurne (14UTC à 16UTC) pendant la canicule de juillet 2015 (du 29 juin au 8 juillet). 254
6.56 État hydrique moyen du sol (Soil Wetness Index, SWI) pendant la canicule de juillet 2015 (du 29 juin au 8 juillet). 254
6.57 Indice de confort thermique (Universal Thermal Climate Index, UTCI) maximal resenti à l'ombre pendant la canicule de juillet 2015 (du 29 juin au 8 juillet). 254
6.58 Hydrogramme de l'intensité horaire des précipitations moyennée sur le domaine pour l'orage du 9 au 10 juillet 2017. 255
6.59 Cumul de précipitations pour l'orage du 9 au 10 juillet. 255
6.60 Volume de déversements (m^3/m^2) vers le réseau hydrographique naturel pour l'orage du 9 au 10 juillet 2017. 256

6.61 Carte du ruissellement horaire maximal de l'orage du 9 au 10 juillet 2017. . 257

6.62 Localisation délimitées en zones les plus vulnérables aux volumes et fréquences de déversement (violet), au stress hydrique (cercles noirs où le SWI est inférieur ou égal à 0) au ruissellement de surface (zone pointillée bleue supérieur au Q95 pour l'orage du 9 juillet 2017) et au stress thermique (fond de carte représentant l'UTCI maximal lors des nuits de la canicule 2015). 260

6.63 Distribution de l'indice de confort thermique (UTCI) et de l'indice d'humidité du sol (SWI) pour différentes gammes de fractions d'occupation du sol par la végétation haute. La droite colorée représente la pente de la corrélation linéaire de la distribution. 261

6.64 Distribution de l'indice de confort thermique (UTCI) et de stress hydrique du sol (SWI) pour différentes gammes de fractions d'occupation du sol par la végétation basse. La droite colorée représente la pente de la corrélation linéaire de la distribution. 262

A.1 Schémas de la description des fractions de la végétation prise en compte en données d'entrée de TEB dans la version 8.1. a. Vue en coupe, b. Vue de dessus 316

A.2 Schémas de la description des fractions de la végétation prise en compte en données d'entrée de TEB dans la version 8.2. a. Vue en coupe, b. Vue de dessus 316

B.1 Localisation et noms de bassins versants du département de Paris (75) . . 326

B.2 Localisation et noms de bassins versants du département des Hauts-de-Seine (93) 327

B.3 Localisation et noms de bassins versants du département de la Seine-Saint-Denis (93) 328

B.4 Localisation et noms de bassins versants du département du Val-de-Marne (94) 329

C.1 Disponibilité mensuelle des chroniques débits qualifiées bon de 2000 à 2005 pour chaque bassin versant conservé pour l'étude. Les couleurs correspondent au taux de disponibilité mensuel : vert 100%, jaune si compris entre 75 et 100%, orange si compris entre 50 et 75% et rouge si inférieur à 50%. 332

C.2 Disponibilité mensuelle des chroniques débits qualifiées bon de 2006 à 2011 pour chaque bassin versant conservé pour l'étude. Les couleurs correspondent au taux de disponibilité mensuel : vert 100%, jaune si compris entre 75 et 100%, orange si compris entre 50 et 75% et rouge si inférieur à 50%. 333
C.3 Disponibilité mensuelle des chroniques débits qualifiées bon de 2012 à 2017 pour chaque bassin versant conservé pour l'étude. Les couleurs correspondent au taux de disponibilité mensuel : vert 100%, jaune si compris entre 75 et 100%, orange si compris entre 50 et 75% et rouge si inférieur à 50%. 334

Liste des tableaux

2.1 Plages de variation des paramètres de calage (Min et Max) et valeurs des paramètres à simuler pour le calage. 73

3.1 Profondeurs simulées suivant les 12 couches de sous-sol discrétisées dans le modèle TEB et dans le modèle ISBA. 92
3.2 Échelle de variation de la température ressentie (UTCI) et les seuils de stress chaud ou froid associés. D'après Fiala *et al.* (2012). 103

4.1 Caractéristiques majeures des bases de données étudiées sur le domaine d'étude (HWSD, LUCAS et SoilGrids). 114
4.2 Texture moyenne de HWSD, LUCAS et SoilGrids sur le domaine d'étude. . 115
4.3 Taux de similitude des bases de données, calculé comme le pourcentage de mailles du domaine de simulation possédant la même classification. 118
4.4 Taux de similitude des bases de données calculé comme le pourcentage de mailles du domaine de simulation possédant la même classification. 121
4.5 Conductivité à saturation moyenne (en m/s) sur les trois bassins versants pour HWSD, LUCAS et SoilGrids. 126
4.6 Coefficient de corrélation (r) entre la Fraction Évaporative (FE) simulée à partir de chaque base de données de texture du sol et les différentes données décrivant la texture et l'occupation du sol urbain. 135

5.1 Recensement des observations collectées auprès des gestionnaires du réseau d'assainissement de Paris et sa petite couronne. 148
5.2 Description des labels de qualification appliqués aux chroniques de débits observés. 149
5.3 Recensement des observations conservées après qualification. 159
5.4 Nombre des bassins versants jaugés et non jaugés dans chaque classe définie. Les couleurs de chaque ligne correspondent aux couleurs de chaque classe de la Figure 5.8. 165
5.5 Description des durées des phases de calage et d'évaluation à simuler. . . . 166

5.6 Combinaisons des valeurs de paramètres de calage pour chaque classe. Les couleurs de chaque colonne correspondent aux couleurs de chaque classe de la Figure 5.8. 178
5.7 Tableau des scores obtenus pour les bassins versants jaugés après calage. Les lignes des bassins versants au moins *Satisfaisants* sont en vert. 184

6.1 Tableau des scores obtenus pour les bassins versants et déversoirs d'orage jaugés après calage. Les lignes des bassins versants au moins *Satisfaisants* sont en vert. Ces qualificatifs sont issus des valeurs identifiées par Moriasi *et al.* (2007). 204
6.2 Fractions d'occupation du sol et de composition du sol pour les deux sites d'évaluation. 216

A.1 Paramètres descriptifs du canyon urbain dans le modèle TEB traitées dans la méthode de construction de la base de données d'occupation du sol. . . . 315

Annexes

Annexe A

Intégration de données de végétation stratifiée dans la base de données de surface MApUCE pour l'agglomération parisienne

Cette annexe présente la méthodologie développée (et le programme associé) pour intégrer à la base de données MApUCE (Bocher *et al.*, 2018) des données plus précises de végétation urbaine (strates arborée et herbacée).

A.1 Bases données utilisées

Trois sources de données ont été fusionnées, en suivant des règles de cohérence :

1. Les données d'occupation du sol urbain par la végétation à l'échelle d'îlots Morphologiques Urbains compilées par l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme d'Île-de-France (IAU-IdF) (IMU, Cordeau *et al.*, 2016). Ce jeu de données fournit entre autres fractions d'occupation du sol des IMU celles occupées par la végétation haute, la végétation basse et la végétation agricole.
   Ces fractions ont été compilées par l'IAU-Idf à partir :
   - de la BD ORTHO IRC 2008 (Image aérienne ou satellitaire Infra-rouge couleur à 50 cm prise fin mai) de l'IGN IGN, 2008),
   - de la BD ALTI 2012 (Altimérie à 25 m de résolution) de l'IGN,
   - des MNT/MNE 2008 (Modèle Numérique de Terrain et d'Élévation à 1,50 m de résolution) d'INTERATLAS,
   - du Mode d'Occupation du Sol (MOS) de 2008 de l'IAU-IdF.

La hauteur de la végétation a été déterminée en croisant la localisation de la végétation par détermination du NDVI (indice de végétation) des images IRC et le modèle numérique d'élévation. La végétation (IV_haute, IV_basse Cordeau *et al.*, 2016) a été qualifiée de haute quand l'élévation était supérieure à 6 mètres et de basse quand elle était inférieure. Conceptuellement, en dehors de la ville, toute la végétation basse correspond à de la végétation basse agricole.

2. Les données urbaines issues du projet MApUCE (Modélisation Appliquée et droit de l'Urbanisme : Climat urbain et Énergie, Bocher *et al.*, 2018) dérivée de la BD TOPO de l'IGN (IGN, 2015) et de l'INSEE (INSEE, 2011). Cette base de données fournit une information très détaillée sur les surfaces urbaines à l'échelle d'Unités Spatiales de Régionalisation (USR), notamment en ce qui concerne les surfaces bâties (indicateurs morphologiques et architecturaux, d'usages des bâtiments). Par contre la végétation urbaine, décrite à partir de la BD TOPO y est assez mal représentée (fortement sous-estimée).

3. La base de données CORINE Land Cover (CLC, Feranec, 2016) qui constitue un inventaire de l'occupation des sols européens en une nomenclature de 44 classes (Bossard *et al.*, 2000 ; Feranec *et al.*, 2016). Cet inventaire est produit par analyse d'images satellitaires fournissant une information à 500 m de résolution. CLC sert à compléter la description des zones urbaines au-delà de la tâche urbaine décrite dans MApUCE (méthodologie initialement mise en place par Schoetter (2018)).

A.2 Paramètres d'entrée traités

Les différents paramètres qui sont utilisés et/ou produits dans la méthode de combinaison des trois bases de données pour l'amélioration de la description de la végétation urbaine sont présentés dans le Tableau A.1. A ces paramètres correspondent les quatre grands types de surfaces pouvant occuper la maille (ville, surfaces naturelles terrestres, surfaces d'eau et océans). Les mailles urbaines peuvent être occupées par quatre types de surfaces (bâtiments, route, végétation basse et sol nu) et le canyon urbain peut être occupé par une fraction de végétation haute, en plus de l'occupation par les bâtiments.

Chaque variable correspond à la description en 2 dimensions (carte 2D) d'un paramètre d'entrée du modèle, en suivant la syntaxe fournie dans Tableau A.1. Les modifications successives appliquées dans la méthodologie sont indiquées par une indexation de chaque variable modifiée. Une variable non indicée correspond à la variable initiale fournie au script (issue de MApUCE ou de l'IAU). Ainsi : VAR_1 correspond à VAR après la première modification, VAR_2 après une deuxième modification, et ainsi de suite.

Tableau A.1. Paramètres descriptifs du canyon urbain dans le modèle TEB traitées dans la méthode de construction de la base de données d'occupation du sol.

Paramètre	Symbole	Unité
Fractions d'occupation du sol de la maille		
- Fraction de ville	TOWN	-
- Fraction de surfaces naturelles terrestres	NATURE	-
- Fraction de surfaces d'eau	WATER	-
Fractions d'occupation du sol de ville		
- Fraction de bâtiments	BLD	-
- Fraction au sol de surface imperméabilisée	ROAD	-
- Fraction au sol de surface naturelle	GARDEN	-
- Fraction de sol nu	NVEG	-
- Fraction de végétation basse	LVEG	-
- Fraction de végétation haute	VEGH	-
- Les arbres de rue	$VEGH_{RD}$	-
- Les arbres de jardin	$VEGH_{GD}$	-
Caractéristiques de la végétation urbaine arborée		
- Hauteur des arbres	h_{TREE}	m
- Hauteur des troncs	h_{TRUNK}	m
- Largeur des couronnes	h_{CROWN}	m

A.3 Méthode de combinaison des bases de données

Cette méthode s'appuie sur la mise à jour du script développé par Schoetter (2018). Ce script permettait de créer des bases de données pour la version v8.1 de TEB. Dans cette précédente version de TEB, la végétation haute ne pouvait pas dépasser la fraction d'occupation du sol en végétation au sol et était donc repondérée par rapport à cette occupation du sol (relativement à la fraction de végétation basse et de sol nu, Figure A.1 et Figure A.2).

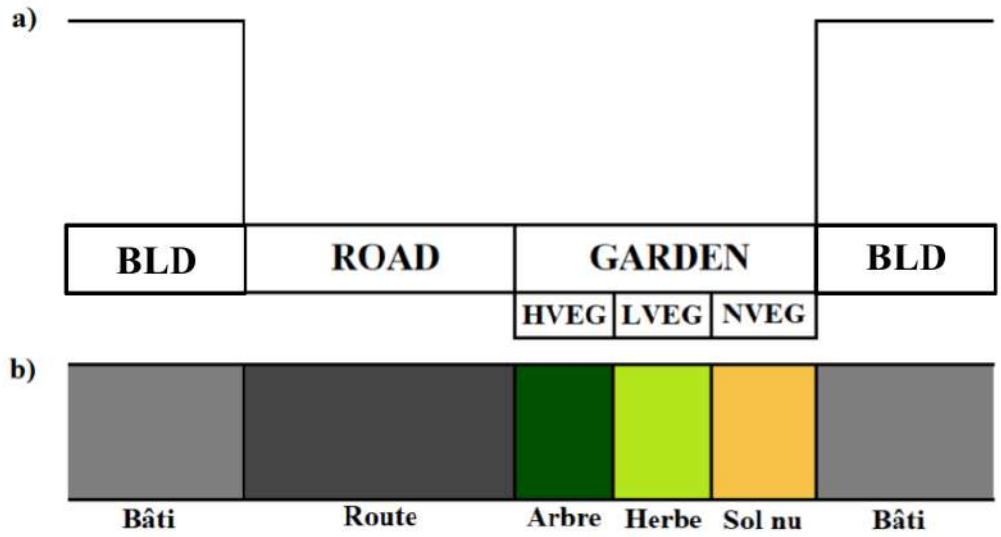


FIGURE A.1. Schémas de la description des fractions de la végétation prise en compte en données d'entrée de TEB dans la version 8.1. a. Vue en coupe, b. Vue de dessus

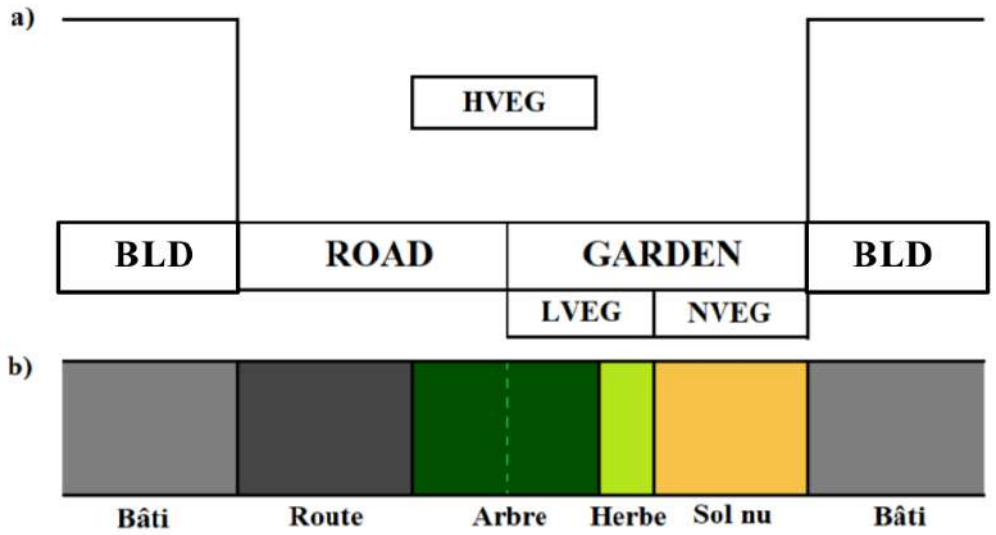


FIGURE A.2. Schémas de la description des fractions de la végétation prise en compte en données d'entrée de TEB dans la version 8.2. a. Vue en coupe, b. Vue de dessus

Le script est fait pour s'adapter à la taille du domaine et la résolution choisis par l'utilisateur, en interpolant plus ou moins les valeurs des paramètres. Suivant ces contraintes, une grille régulière est définie. Les IMU de l'IAU (format vectoriel) et les USR de MApUCE (format vectoriel) ne sont pas représentés suivant le même découpage en îlots, il faut donc adapter ces données sur cette grille pour pouvoir appliquer des règles de cohérence et de priorité sur ces données afin qu'elles ne se superposent pas. L'objectif est d'avoir :

1. un format qui permet d'avoir une fraction d'occupation du sol pour chaque variable par maille,
2. combiner les deux sources de données pour obtenir une occupation du sol cohérente (somme des fractions d'occupation du sol égale à 1 ou 100%).

Pour les caractéristiques issues de la base de données MApUCE, les valeurs de paramètres urbains sont déterminés par les valeurs de l'USR localisé au centre de chaque maille de la grille définie. En effet, certains paramètres correspondent à des valeurs discrètes qui ne peuvent pas être moyennées, ne permettant pas alors l'interpolation de plusieurs valeurs d'USR. **Pour la végétation**, j'ai donc projeté les fractions d'occupation des IMU sur une grille régulière fine (10m) afin de pouvoir moyenner la fraction d'occupation du sol en végétation suivant la localisation de ma maille de modélisation (qui pourrait superposer plusieurs îlots avec des fractions de végétation différentes).

Dans ma thèse, la résolution spatiale choisie est de 250 m. Deux niveaux de détail sont ensuite utilisés pour décrire l'occupation du sol :

1. l'échelle de la maille de modélisation (la somme des couches ne doit pas être supérieure à 1),
2. l'échelle de la fraction urbaine de la maille (la somme des fractions urbaines ne doit pas être supérieure à 1).

Les règles de cohérence sont appliquées par ordre de priorité dans les différentes étapes décrites ci-dessous.

- **Á l'échelle de chaque maille modèle** (i.e. représentant une surface réelle de 250 m x 250 m pour ma configuration) :

1. Vérification de la non superposition des fractions d'occupation du sol des surfaces bâties et des surfaces routes de la base de données MApUCE
   Issus de la même base de données, la somme des fractions relatives d'occupation du sol en route et bâtiment ne sont pas toujours égales à 1. Cette étape permet de corriger cet artefact présent sur quelques points. Cette étape étape déjà vérifiée dans le script initial mais en ajustant proportionnellement chacune des fractions d'occupation du sol (toutes issues de la même base de données) si leur somme était supérieure à 1 pour obtenir une somme des fractions de 1. Ici elle doit être traitée d'abord car une priorité est donnée aux fractions des surfaces batîes par rapport à la végétation et la distinction de strates de végétation haute et basse ne permet d'appliquer la même méthode.

Si BLD + ROAD > 1, les fractions respectives sont ajustées :

$$BLD_1 = \frac{BLD}{BLD + ROAD}$$
$$ROAD_1 = \frac{ROAD}{BLD + ROAD} \tag{A.1}$$

2. Vérification de la non superposition des fractions d'occupation du sol de la végétation haute de l'IAU et des surfaces bâties MApUCE
   La priorité est donnée au bâti MApUCE.
   Si BLD_1 + VEGH > 1, la fraction de végétation haute est ajustée comme suit :

$$VEGH_1 = 1 - BLD_1 \tag{A.2}$$

3. Distinction des arbres de rue ($VEGH_{RD}$) et de jardin ($VEGH_{GD}$)

   Du fait qu'ils correspondent à deux situations et deux occupations du sol différentes, il faut être en mesure de pourvoir faire la distinction entre :

   - les arbres de rue, qui correspondent à de la végétation haute qui se superpose à la route (influençant les variables hydro-climatiques dans le canyon),

   - les arbres des jardins, qui se superposent à des surfaces naturelles (de la végétation basse ou du sol nu), et qui peuvent être éloignés et donc ne pas interagir avec des surfaces artificielles urbaines.

   De ce constat, si la somme des bâtiments, de la route et de la végétation haute est supérieur à 1, cela signifie qu'au moins une partie de cette végétation haute est superposée à de la route. Par conséquent, la fraction de végétation haute de cette maille est en partie des arbres de rue et des arbres de jardins. Cette étape permet donc de déterminer le type de surface présent sous les arbres (route ou surfaces naturelles).
   Si $BLD_1 + ROAD_1 + VEGH_1 > 1$, calcul des fractions de végétation haute urbaine de rue ($VEGH_{RD}$) et de jardin ($VEGH_{GD}$) :

$$VEGH_{RD} = (BLD_1 + ROAD_1 + VEGH_1) - 1$$
$$VEGH_{GD} = VEGH_1 - VEGH_{RD} \tag{A.3}$$

4. Calcul du résidu d'occupation du sol dans chaque maille, affecté au sol nu
   Aucune information n'étant disponible quant à la présence de sol nu sur le territoire étudié, l'hypothèse est faite que sa fraction correspond au résidu des fractions d'occupation du sol dans chaque maille.

   Calcul de la fraction de sol nu dans la maille :

$$NVEG = 1 - (VEGB + WATER + BLD_1 + ROAD_1 + VEGH_{GD}) \quad \text{(A.4)}$$

   Les arbres de rue se superposent à la route c'est pourquoi ils ne sont pas mobilisés dans cette équation qui cherche à identifier le résidu de couvert au sol.

5. Calcul de la végétation basse
   L'hypothèse choisie est de considérer que sous les arbres où il n'y a pas de route, il y a de la végétation basse. Donc la fraction totale de végétation basse intègre à la fois la végétation basse issue de la base de données et la fraction de végétation basse sous les arbres de jardins.
   Ajustement de la fraction de végétation basse :

$$VEGB_1 = VEGB + VEGH_{GD} \quad \text{(A.5)}$$

   En conséquence, la fraction de surfaces urbaines occupées par de la végétation basse ou du sol nu dans la maille correspond à :

$$GARDEN_1 = VEGB_1 + NVEG \quad \text{(A.6)}$$

6. Distinction des fractions de ville (TOWN) et de pure nature (NATURE) dans la maille

   Les mailles avec trop peu de bâtiment ou bien où les surfaces d'eau sont trop importantes n'ont pas d'intérêt à être considérées comme des mailles de ville. Par conséquent, leur classement en ville ou nature est fait en testant la fraction de bâti (BLD_1 inférieur ou supérieur à 1% ou 0.01) et d'eau ($WATER$ inférieur ou supérieur à 97% ou 0.97). Si trop peu de surfaces bâties et ou trop de surfaces d'eau dans une maille, elle est considérée comme entièrement naturelle (a.). Au contraire, s'il y a peu de surfaces d'eau et suffisamment de surfaces bâties, la fraction de ville est déduite des surfaces naturelles.
   a. Si $BLD_1 < 0.01$ ou $WATER > 0.97$, les fractions de nature et de ville sont

ajustées comme suit :

$$NATURE_1 = 1 - WATER$$
$$TOWN_1 = 0 \tag{A.7}$$

Les surfaces naturelles urbaines ont un impact combiné avec les surfaces imperméabilisées sur les températures de l'air. Toutefois, si les fractions de surfaces naturelles sont trop importantes par rapport à la fraction de bâti, l'effet est négligeable en réalité. Il vaut mieux extraire ces surface naturelles de la modélisation urbaine (et les modéliser avec l'outil de modélisation des surfaces naturelles, ISBA). La détermination d'un autre seuil permet d'appliquer un lissage pour qu'à l'échelle du domaine il n'y ait pas de rupture nette entre les mailles composées à 100% de surfaces naturelles et celles composées à 100% de ville. Cela permet de considérer qu'au maximum la végétation en interaction avec les surfaces urbaines représente quatre fois les surfaces de routes et de bâtis cumulées (donc la fraction de ville représente cinq fois les surfaces de routes et de bâtis)
b. Si $BLD_1 > 0{,}01$ **et** $WATER < 0{,}97$, la fraction de ville correspond au minimum entre la taille de la maille où il n'y a pas d'eau et au maximum à cinq fois la taille des surfaces imperméabilisées de la zone pour éviter de considérer de la végétation urbaine qui n'en serait pas :

$$TOWN_1 = min(1 - WATER, 5 * (BLD_1 + ROAD_1))$$
$$NATURE_1 = 1 - (WATER + TOWN_1) \tag{A.8}$$

- **A l'échelle de la maille urbaine**

Ces fractions sont finalement recalculées **à l'échelle de la maille urbaine** pour pouvoir être prescrites directement en entrée du modèle TEB.

7. Repondération des surfaces urbaines sur la nouvelle fraction de ville

Suite à la répartition des fractions de la maille modèle en ville, nature et eau (TOWN, NATURE et WATER), des superposition ont pu émerger entre les fractions des surfaces d'eau (WATER) et des surfaces imperméables (ROAD + BLD). Les différents types de surfaces urbaines (ROAD, BLD et $VEGH_{RD}$) sont donc ajustée

proportionnellement à la nouvelle fraction de TOWN :

a. Si $BLD_1 + ROAD_1 > 1 - \text{WATER}$, cela signifie que la fraction de route et de bâti sont aussi supérieurs à la fraction de ville dans la maille, il faut donc les ajuster :

$$ROAD_2 = \frac{ROAD_1}{BLD_1 + ROAD_1}$$

$$BLD_2 = \frac{BLD_1}{BLD_1 + ROAD_1} \tag{A.9}$$

$$VEGH_{RD1} = \frac{VEGH_{RD}}{BLD_1 + ROAD_1}$$

b. Si $BLD_1 + ROAD_1 < 1 - \text{WATER}$, ajustement de :

$$ROAD_2 = \frac{ROAD_1}{TOWN}$$

$$BLD_2 = \frac{BLD_1}{TOWN} \tag{A.10}$$

$$VEGH_{RD1} = \frac{VEGH_{RD}}{TOWN}$$

8. Correction des strates de végétation urbaine dans les jardins au sein de la fraction urbaine

La végétation urbaine des jardins comprend :
- la végétation basse (historiquement qualifiée de *fraction de jardin*) qui comprend végétation basse urbaine et sol nu urbain. Sa fraction s'exprime aussi comme :

$$GARDEN_2 = 1 - (ROAD_2 + BLD_2) \tag{A.11}$$

- la végétation haute, qui, par soucis de cohérence avec la végétation basse doit être recalculée avec la nouvelle la fraction de jardin, suite à son affectation d'une part aux surfaces naturelles pures (i.e. à NATURE) et d'autre part aux surfaces urbaines hétérogènes (i.e. à TOWN) :

$$VEGH_2 = VEGH_1 * \frac{GARDEN_2}{VEGB_1 + NVEG} \tag{A.12}$$

9. Vérification/correction des seuils minimum et maximum des trois fractions d'occupation du sol urbain
   Repondération des trois fractions BLD, ROAD, GARDEN pour correspondre aux limites suivantes :

$$min(BLD_3) = 0.01, max(BLD_3) = 0.8$$

$$min(ROAD_3) = 0.01, max(ROAD_3) = 0.98 \tag{A.13}$$

$$min(GARDEN_3) = 0.01, max(GARDEN_3) = 1$$

10. Mise en cohérence des strates de surfaces naturelles urbaines après seuillage des jardins

    Les mêmes proportions de végétation basse et sol nu qu'avant seuillage des bâtiments, routes et par conséquent des jardins sont conservées :
    Pour la végétation basse urbaine,

$$VEGB_2 = VEGB_1 * \frac{GARDEN_3}{VEGB_1 + NVEG} \tag{A.14}$$

    Pour le sol nu urbain,

$$NVEG_1 = NVEG * \frac{GARDEN_3}{VEGB_1 + NVEG} \tag{A.15}$$

    Pour la végétation haute urbaine à fournir en entrée du modèle, il faut ensuite regrouper les nouvelles fractions ajustées des arbres de jardins et des arbres de rues,

$$VEGH_3 = VEGH_{GD} + VEGH_{RD1} \tag{A.16}$$

    Limitation de la végétation haute à 5 fois la somme végétation basse plus sol nu
    Cette contrainte est imposée par le modèle, basée sur l'hypothèse qu'il y a toujours un minimum de végétation basse au sol dès lors qu'un arbre est présent et que sa couronne ne va pas dépasser 5 fois son emprise au sol. Cela concerne peu de points.
    Si $VEGH_3 > 5$ * $(NVEG_1 + VEGB_2)$ alors :

$$VEGH_4 = 5 * (NVEG_1 + VEGB_2) \tag{A.17}$$

11. Caractéristiques de la végétation haute

La hauteur des arbres est fixée par défaut à 10 m, qui correspond à la hauteur moyenne des arbres urbains de la ville de Paris, estimée d'après DEVE (2015) et limitée à la hauteur des bâtiments, par soucis de cohérence avec les hypothèses actuelles de TEB (effets d'ombrages des arbres sur les toits des bâtiments non pris en compte) :

$$TREE_{HEIGHT} = min(10, BLD_{HEIGHT}) \tag{A.18}$$

La hauteur des troncs (du sol à la base de la couronne) est supposée égale à 1/3 de la hauteur des arbres. Cela correspond à la position de la base de la couronne dans le modèle :

$$TREE_{TRUNK} = \frac{TREE_{HEIGHT}}{3} \tag{A.19}$$

La largeur de la couronne des arbres est estimée via le rapport de cette largeur à la hauteur des arbres, comme suit :

$$TREE_{CROWN} = 0,4847 * TREE_{HEIGHT} \tag{A.20}$$

J'ai déterminé ce rapport à partir des observations relatives de taille de couronne des arbres et de leur hauteur, du département des Hauts-de-Seine (DPJP, 2012).

A.4 Résultats obtenus

Les données produites sont adaptées aux spécificités des données d'entrée de la dernière version du modèle TEB (v8.2). Le cas d'application de la région parisienne est présenté ici. Toutefois, cette méthode pourra être reproduite sur d'autre villes françaises sous réserve de la disponibilité de bases de données de végétation à haute résolution.
Chacun des champs qui sont fournis en entrée de SURFEX avec cette méthode adaptée (Schoetter et Bernard, 2021) sont représentés sur la Figure 3.11, la Figure 3.12 et la Figure 3.13.

Ajouté à la modification de la formulation des fractions relatives de végétation dans le modèle, l'apport de la modification de cette méthode porte majoritairement sur la meilleure description de la végétation arborée. En effet, elle n'aurait pu être déduite qu'en tant que fraction relative par rapport à la végétation basse sans cette intégration de la base de données de l'IAU.
La végétation basse est aussi mieux décrite, avec une plus grande fidélité, dans la base de données de végétation de l'IAU. Il y a par conséquent moins de zones indéfinies sur le domaine ce qui permet de mieux estimer les zones de sol nu.

Annexe B

Délimitation, localisation et noms par départements des bassins versants déterminés

L'ensemble des bassins versants déterminés pour cette étude à l'aide des stations de mesure des débits d'eau en réseau d'assainissement est représenté dans cette annexe (hors 3 bassins versants naturels où uniquement les écoulement topographiques sont présents). Les bassins versants avec leurs localisations et leurs noms sont classés en fonction de leurs départements d'appartenance :

— Paris (75) : Figure B.1

— Hauts-de-Seine (92) : Figure B.2

— Seine-Saint-Denis (93) : Figure B.3

— Val-de-Marne (94) : Figure B.4

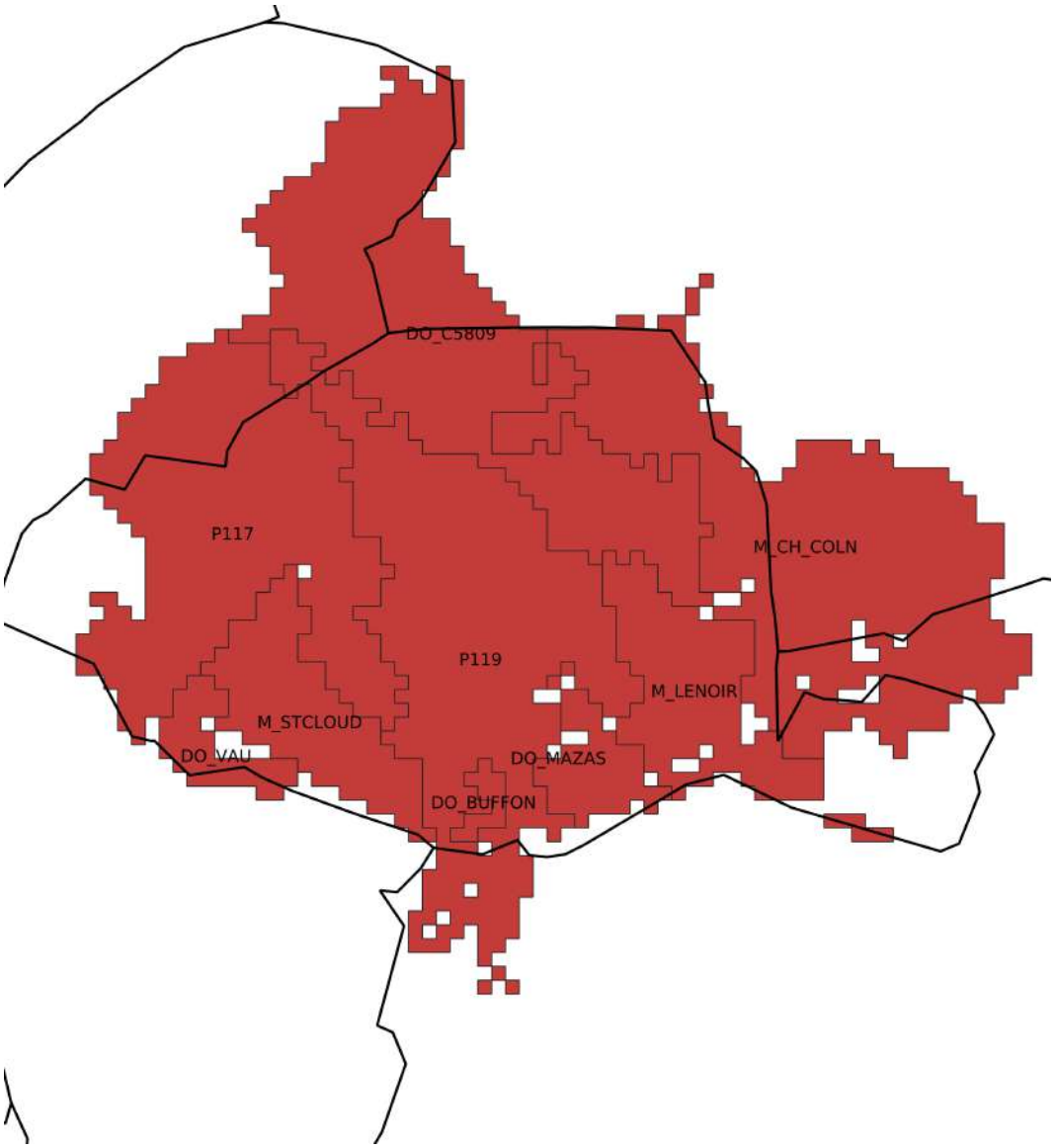


FIGURE B.1. Localisation et noms de bassins versants du département de Paris (75)

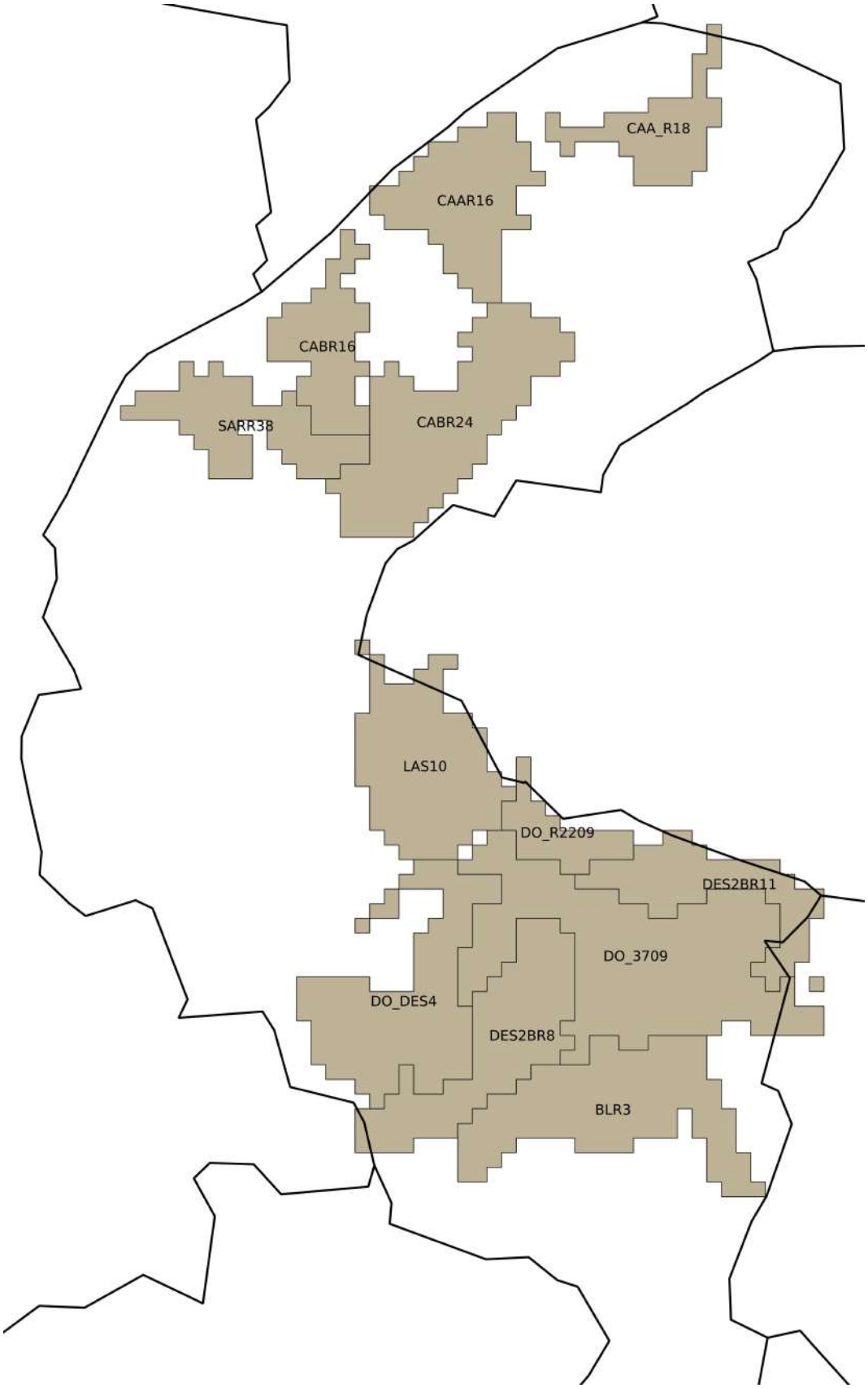


FIGURE B.2. Localisation et noms de bassins versants du département des Hauts-de-Seine (93)

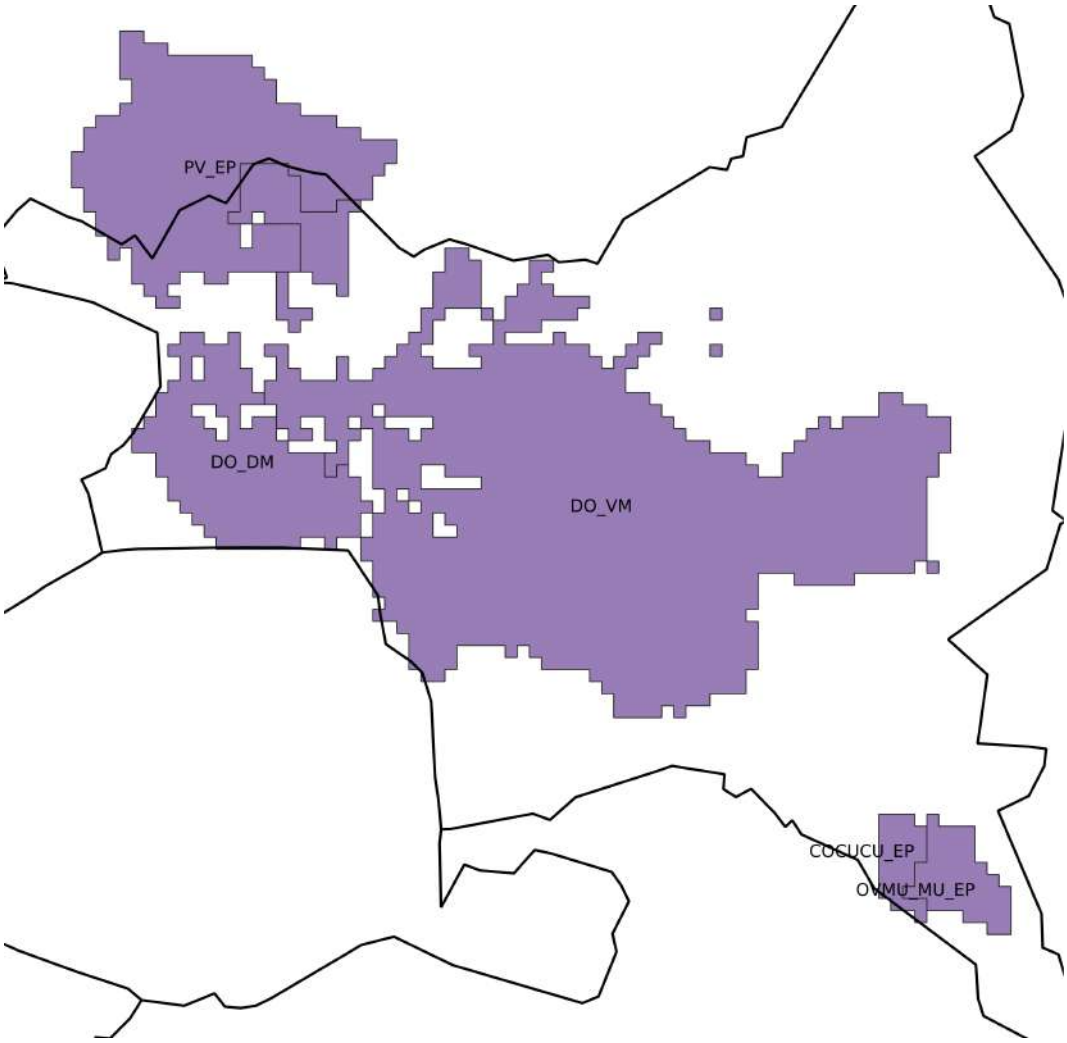


FIGURE B.3. Localisation et noms de bassins versants du département de la Seine-Saint-Denis (93)

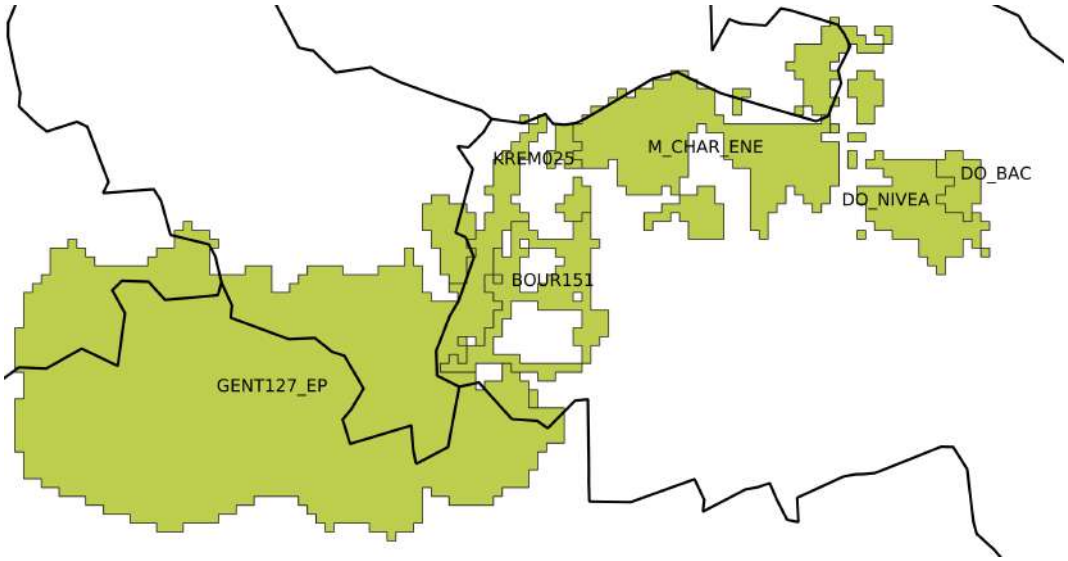


FIGURE B.4. Localisation et noms de bassins versants du département du Val-de-Marne (94)

Annexe C

Disponibilité des observations hydrologiques après qualification

Les observations de débits en réseau d'assainissement et au niveau de déversoirs d'orages ou de maillages ont été collectées auprès des gestionnaires du réseau d'assainissement de Paris et sa petite couronne, dans le cadre du projet PIREN-Seine (Phase VII, 2015-2019, Beauvais *et al.*, 2017 ; Chancibault *et al.*, 2019 ; Lotfi *et al.*, 2016a,b ; Shobair *et al.*, 2018).

Ces données ont été validées, selon des contraintes liées aux types de débits que peut représenter le modèle, dans la Sous-section 5.2.1. Des labels de qualification variables ont donc été attribués à ces données.

Les Figure C.1, Figure C.2 et Figure C.3 représentent les disponibilités mensuelles des chroniques de débits qualifiées *Bon* respectivement pour les années 2000-2005, 2006-2011 et 2012-2017. Les couleurs correspondent au taux de disponibilité mensuel : vert pour 100%, jaune s'il est compris entre 75 et 100%, orange s'il est compris entre 50 et 75% et rouge s'il est inférieur à 50%.

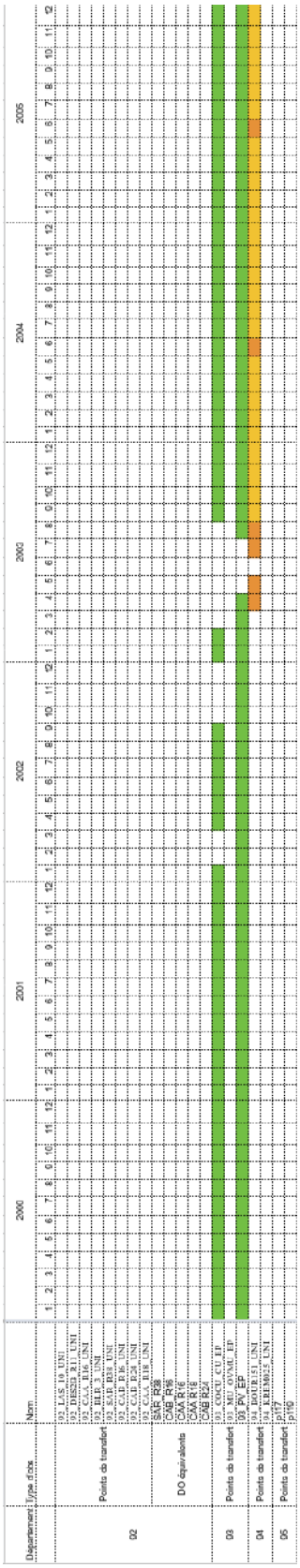


FIGURE C.1. Disponibilité mensuelle des chroniques débits qualifiées bon de 2000 à 2005 pour chaque bassin versant conservé pour l'étude. Les couleurs correspondent au taux de disponibilité mensuel : vert 100%, jaune si compris entre 75 et 100%, orange si compris entre 50 et 75% et rouge si inférieur à 50%.

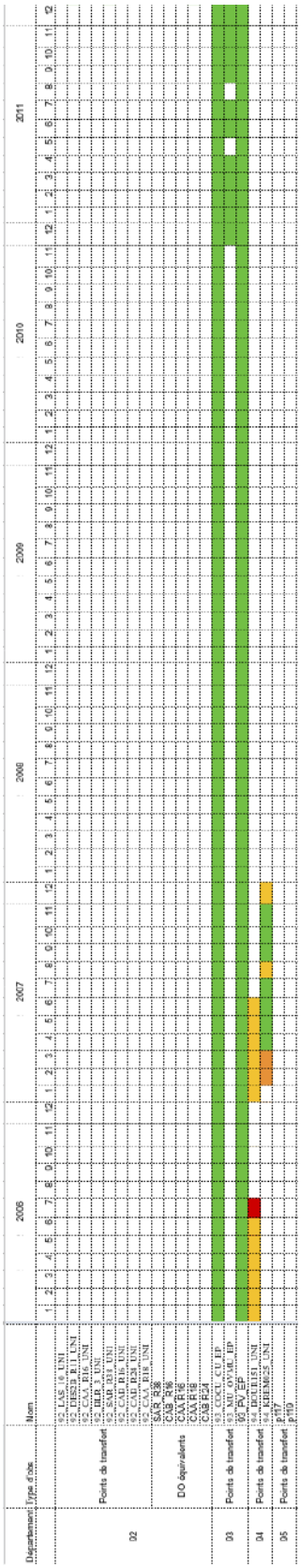


FIGURE C.2. Disponibilité mensuelle des chroniques débits qualifiées bon de 2006 à 2011 pour chaque bassin versant conservé pour l'étude. Les couleurs correspondent au taux de disponibilité mensuel : vert 100%, jaune si compris entre 75 et 100%, orange si compris entre 50 et 75% et rouge si inférieur à 50%.

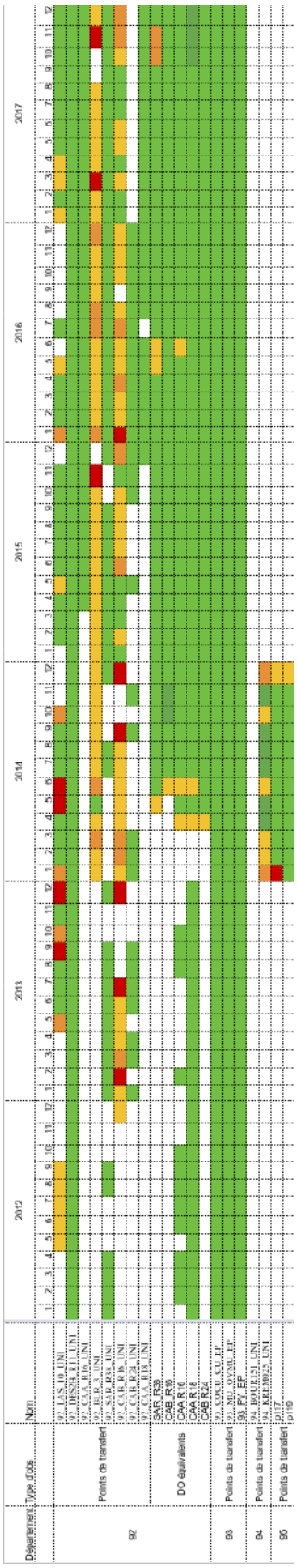


FIGURE C.3. Disponibilité mensuelle des chroniques débits qualifiées bon de 2012 à 2017 pour chaque bassin versant conservé pour l'étude. Les couleurs correspondent au taux de disponibilité mensuel : vert 100%, jaune si compris entre 75 et 100%, orange si compris entre 50 et 75% et rouge si inférieur à 50%.

Annexe D

Article accepté pour la conférence internationale EAUMEGA

A new hydro-climate model for urban water management including nature based solutions : a preliminary application on Paris metropolitan area

Émilie Bernard, Météo-France – CNRM/GMME/VILLE et Université Gustave Eiffel (ex-IFSTTAR) – GERS/LEE

Katia Chancibault, Université Gustave Eiffel (ex-IFSTTAR)/GERS/LEE

Alexandra Mosset, Université Gustave Eiffel (ex-IFSTTAR)/GERS/LEE

Cécile de Munck, Météo-France – CNRM/GMME/VILLE

KEYWORDS

urban hydro-climatology, multi-watershed calibration, model evaluation, combined sewer overflows

ABBREVIATIONS

CSO	Combined Sewer Overflows
HRU	Hydrological Response Units
NBS	Nature based solutions
TEB	Town Energy Balance model
TEB-Hydro	urban water balance module from TEB

ABSTRACT

Cities are highly sealed resulting in less infiltration in the ground and so on in high quantities of runoff water and less evapotranspiration. A large part of stormwater is then drained by separate or combined sewer systems. In case of heavy rainfalls, stormwater can join directly the river, eventually leading to urban floods, or overflows through the combined sewer, then increasing the risk of river pollution.

Allowing notably the study of water management and thermal comfort in cities, the Town Energy Balance (TEB) hydro-climatic urban model, constitutes a tool to evaluate adaptation strategies to urbanisation effects. Indeed, it makes it possible to study different nature based solutions scenarios (green-roofs, watering, …). Few studies are modelling the combining effects of hydrology and micro-climate in cities while they are jointly involved in urban planning strategies.

This study relies on a reconstructed sewerage network in the Paris metropolitan area adapted to the model resolution. Such a large area requires a specific multi-watershed calibration approach, rarely applied in urban areas. It will be based on the division of watersheds into hydrological response units. In light of an eighteen years simulation, an evaluation of the performances of the model (stormwater or combined flows) is performed using a multi-site objective function.

1. INTRODUCTION

Cities concentrate more than half of the world's population. This number continues to grow and cities are becoming denser. Cities with more than 10 millions inhabitants, or megacities, are estimated to rise from 33 in 2018 to 43 in 2030 (UN, 2020). This is why understanding urban microclimate and hydrological cycles become critically important as the well-being of inhabitants of cities continues to decline. Indeed, added to global climate change, the urban heat island effect creates additional heating of city centers compared to the surrounding countryside. Since the surfaces are largely impermeable, the cooling effect of evapotranspiration is reduced from the lack of natural surfaces and water storage capability.

Urban models are then improving to compute the combining effects of hydrology and micro-climate in cities (Mitchell et al., 2007). Indeed, urban fluxes need to be better understood to adapt cities to actual and future climate through maintaining thermal comfort in cities. In this pursuit, adaptation strategies are required. They strongly rely on Nature Based Solutions (NBS), impacting both water and energy budgets strongly dependent on each other.

As a consequence, on one hand, in order to improve heat flux computation, linked to soil water content, urban climate models are improving vegetation representation in cities (BEP, Martilli et al., 2002) but also integrate more specifically urban subsoil (SUEWS, Järvi et al., 2011) and rarely sewer networks like in TEB (TEB-Hydro, Stavropulos-Laffaille et al., 2018). On the other hand, urban hydrological models are improving energy balance through evapotranspiration explicit computation in their models for developing Sustainable Urban Drainage Systems such as the SWMM model through the Low Impact Development Controls module (Rossman et al., 2015).

When hydrological processes are taken into account, a calibration is necessary to adjust the model to the soil and subsoil local constraints as for example by determining the values of the parameters that allow it to obtain the best performance (Gupta, 1998). Urban models are applied to rather small areas ranging from plots to a watershed (Yazdi et al., 2019, Saadatpour et al., 2020). Comparative modelling studies of several different but generally unconnected urban watersheds have already been conducted (Bae et al., 2019). More rarely, studies with urban connected watersheds can be made (Haghighatafshar et al, 2019).

Instead, studies of several watersheds and sub-watersheds are observed in the natural environment. To address the problem of setting up a large urban area with multiple catchments and sub-catchments, the methods used in natural environments could be a clue. Multi-watershed calibration towards regionalization approaches are starting to expand as Management Category classification for Dong et al. (2020) or Hydrological Response Units (HRU) for Fang et al. (2020). This allows for multiple watersheds to be calibrated at the same time rather than a uniform calibration on the whole area.

Several studies have shown calibration differences obtained using multiple spatialization methods: single-site calibration at the watershed outlet, sequential calibration from upstream to downstream and simultaneous multi-site calibration (Leta et al., 2016) but also temporally with multi-event method (Awol et al., 2018). They also highlighted the need of an objective function adapted to multi-watershed studies to evaluate model calibration (Alamdari et al., 2017, Dong et al., 2019).

The document will be organized as follows. A first part will describe the model used and the characteristics of the study site. Then, the calibration method selected for this domain will be detailed.

Finally, the first results concerning the application of the method on the Paris metropolitan area will be presented.

2. TOOLS AND STUDY SITE

2.1 TEB MODEL

For this study, the physically-based, distributed urban hydro-climate model, TEB-Hydro is used (Stavropulos-Laffaille et al., 2018). It constitutes a hydrological implementation module of the TEB model (Masson, 2000).

This model integrates an urban subsoil containing a sewer network (Figure 1) in an urban canyon regularly gridded. This town is characterized by 3 different compartments: buildings, road and garden, making it possible to calculate the specific characteristics of each compartment but then aggregate them to the whole mesh. It permits to fully take into account interactions between the energy and water balance through the explicit computation of evapotranspiration (*E* and *ET*). Water interception and retention capacity of roofs and roads through surface water reservoirs is taken into account leading to surface runoff (*R*) if thresholds are exceeded. Infiltration (*I*) of water to the ground is modeled then water is transferred vertically (*T*) in subsoil layers. This subsoil description is also improved with evolution of soil water content (W^{gr}) through horizontal water transfer under the different tiles (garden, buildings and roads). Soil water can be drained by the sewer network (I_{sew}) and *D* represents drainage in the deepest layer of subsoil.

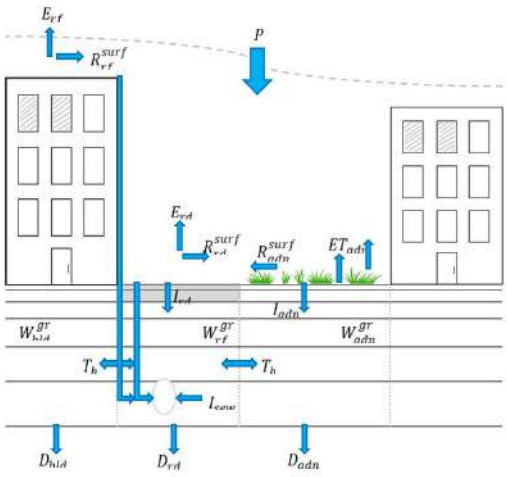


Figure 1 : Diagram of the hydrological processes involved in the TEB-Hydro model; subscripts rf and bld stand for building compartment, rd for road compartment and gdn for garden compartment. (Stavropoulos-Laffaille et al., 2018)

Vegetation is explicitly parameterized with TEB-Tree module that takes into account the effects of high vegetation (Redon et al, 2018; Redon et al, 2020) and with TEB-Veg for low vegetation (Lemonsu et al., 2013) in cities. Nowadays, it is then possible to introduce NBS such as extensive vegetated roofs implemented by the TEB-Greenroof module (de Munck et al., 2013).

This study constitutes the first coupled simulations with urban vegetation and hydrology modules in TEB.

2.2 CLIMATOLOGICAL CHARACTERISTICS

The Paris metropolitan area (Figure 2), with a size of 5184 km², is characterized by an altered oceanic climate. It is specified by 4 seasons and high differences in temperature between winter and summer. The mean annual temperature is between 8.9°C (average minimal annual temperature) and 16°C (average maximal annual temperature, Paris Montsouris weather station, Figure 2a ,1981-2010). Rainfalls are frequent in all seasons but with low precipitation per year (637mm). Lowest precipitations are in February with an average of 41.2mm while May has the strongest precipitations with an average of 63.2mm.

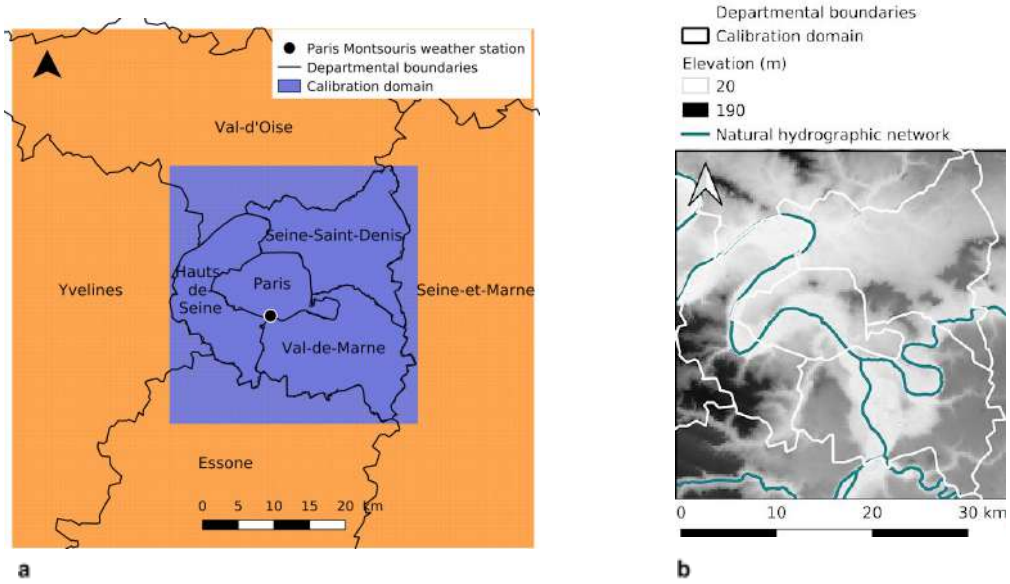


Figure 2 : Study site and topography of the calibration domain

2.3 Land use

The entiere urbanized area is represented by a total imperviousness rate of 25.2%. However, it is very variable even at the Paris arrondissements scale where it is ranging from 24% to 76%. A sensitivity study of the model to soil texture is underway to determine the most suitable database for our study between Harmonised World Soil Database (HWSD), Topsoil and SoilGrids, available at a resolution of 1km to 250m throughout europe.

2.4 Sewer network data

This area is an urban watershed included in the wide Seine-Normandie watershed. The catchment is quite flat with a maximum altitude variation of 165m and an elevation of between 20 and 190 meters above sea level (Figure 1b).

Through a collaboration with the sewerage system management teams, the sewer network was obtained on the whole domain comprising the four departments in the Paris metropolitan area : Paris (75), Hauts-de-Seine (92), Seine-Saint-Denis (93) and Val-de-Marne (94). It led to the reconstruction of the sewer network (Chancibault et al., 2020) and the obtention of a substantial amount of flow measurements on transfer points and sewer overflow.

Table 1: Inventory of the various flow measurement points in the sewerage network of Paris metropolitan area

Departments	Number of stations	Availability period
Hauts-de-Seine (92)	33 transfer points on combined sewer 73 CSO	2012-2018

Seine-Saint-Denis (93)	3 transfer points on stormwater sewer 4 CSO	2000-2018
Val-de-Marne (94)	31 transfer points 11 CSO	2002-2007 2002-2008
Paris (75)	30 transfer points on combined sewer 1 CSO	2014

These data constitute a total of 89 sewer overflow and 97 transfer point flow measurements (Table 1) at hourly intervals over periods ranging from 2000 to 2018. Such a large amount of data would be a consequent workload for this specific study. This is why a method was developed to reduce the number of observations data while conserving the ones with best quality only.

The realism of the reconstruction of the sewerage network upstream of each measuring station is therefore analysed. This makes it possible to eliminate some of the stations. The flow measurements at the retained transfer points are therefore qualified. This also makes it possible to remove certain points that did not have data of sufficiently good quality. Thus, it permits to save only a few sub-watersheds over the entire area.

Then, on the retained watersheds, the sewer overflow was qualified in the same way. For each watershed where flows from all sewer overflows are of good quality, an equivalent sewer overflow was selected or added to the outlet of that watershed. In this manner, only one maximum Combined Sewer Overflow (CSO) is kept for each watershed. The simulated flows at the location of an equivalent sewer overflow will therefore correspond to the sum of the observed upstream overflows of the watershed.

As a result of this process, eighteen transfer points (Four for stormwater catchments, three for waste water catchments and eleven in combined catchments) and five equivalent sewer overflow remain, distributed fairly evenly throughout the Paris metropolitan area departments, although a few areas remain poorly represented.

These transfer points are mainly located on the combined sewerage network. A method of extracting the wastewater signal and the parasitic clear water is applied to keep only the stormwater signal, which is represented by the model.

3. METHODS

3.1 HRU DETERMINATION

On such a large domain, with heterogeneity, it is less relevant to calibrate the whole area uniformly. This is why we have chosen to rely on a regionalisation method and more specifically on Hydrological Response Units classification. It allows to calibrate identically areas which possess the same flow routing properties e.g. imperviousness, soil texture, slope (Flügel, 1995). As it optimizes the calibration, it offers the possibility to reduce computational time compared to a calibration of each sub-watershed independently (Dong et al., 2020).

This method is mainly applied on natural catchment areas, in natural or sub-urban environments but not on urban catchment areas, i.e. including the effects of the sewerage networks. Indeed, urban catchment areas are generally set in a uniform way or with a multi-catchment setting.

However, this method is well adapted for urban catchments where streets designs and sewer highly influence runoff and flow direction (Gironás et al., 2009, Sanzana et al., 2013).

Specifically adapted for our case study, we choose to distinguish the behaviour of watersheds on three criteria. First criteria is the type of sewer network encountered in the urban watershed : stormwater or combined sewer. Indeed, they won't have the same hydrological response. For this study stormwater is extracted from combined flow measurements, it is not the case for combined sewer overflows measurements. In case of strong precipitation events, combined sewer can overflows waste water uncertainties can then occur. Second criteria is the imperviousness rate of each watershed. This parameter has an important impact on flow regimes, changing the stormwater runoff, lag time and intensity of stormflow (Jacobson, 2011). The third criteria is mean slope between adjacent meshes, also influencing the intensity and the lag time of the peak flow.

3.2 OBJECTIVE FUNCTION

Numerous studies are demonstrating the necessity of simultaneous multi-site objective function for calibration evaluation (Leta et al., 2017, Alamdari et al, 2017,Awol et al., 2018, Nkiaka et al., 2018). To compare the results with all outlets at the same time, Awol et al. (2018) chose the multi-site average objective function as the best adapted. In a case of comparing each indicator separately, more weight is given to a very high score between outlet flow modelling flow and observation even if another outlet is with a lower score.

A multitude of indicators have been developed but our choice is to turn towards the Nash Sutcliffe Efficiency (NSE, Nash and Sutcliffe, 1970) and Pbias. Thus these indicators are calculated for each watershed, then the mean of the ensemble is evaluated.

4. RESULTS

4.1 SENSITIVITY STUDY

The parameters to be calibrated for TEB-Hydro are : the rate of soil water infiltration into the sewerage network, the rate of connection of urbanised surfaces to the network, infiltration through the roadway and a drainage limitation term at the base of the soil column, which could possibly represent the effect of a perched water table (Stavropulos-Laffaille et al, 2018). In previous studies using the TEB-Hydro module, the range of parameters to be calibrated was determined (Table 2).

Table 2: Variation range of calibration parameters

Parameters	Min	Max
Sewer pipe tightness (I_p)	10^{-3}	1
Road infiltration rate (I_{rd})	10^{-9}	10^{-5}
Deep drainage limitation (D_*)	0.01	0.05
Impervious surface connected to the sewer network (f_{con})	0.5	0.9

The phasing of the hydrological module of the TEB model with the other modules required modifications in the calculation of the different processes, so a sensitivity study will be carried out to refine the ranges of variation of the different calibration parameters to be set based on the work already carried out by Furusho et al. (2013) and Stavropulos-Laffaille et al. (2018).

4.2 Determination of calibration and evaluation periods

After a qualification phase of the obtained flow measurements, two observation availability periods for calibration stand out for 4 departments each :

First period : 2003 - 2007 for Seine-Saint-Denis (93) and Val-de-Marne (94). On this period, annual precipitation are highly variable (Figure 2), ranging from very dry to very wet years

Second period : 2012 - 2017 for Seine-Saint-Denis (93) and Hauts-de-Seine (92). On the contrary, this period is quite stable in annual mean precipitation.

The available period of data of the Seine-Saint-Denis department will make it possible to see if the same calibration is obtained on the two distincts periods of time. Indeed, the sewerage network has been modified over this long study period. It is therefore a sensitive element to keep in mind.

Based on the different periods of availability of the flow data, 2002 and 2011 are the warming periods of the two simulations. Calibration period will take place from 2003 to 2005 for the first period and 2015-2017 for the second period. Then, evaluation period will be held from 2006 to 2007 and 2012 to 2014. For the year 2014, data are available for every department of the studied area including Paris. This year will be used for the whole domain evaluation.

This calibration will help afterward to study the hydro-microclimatic variability of the Paris metropolitan area in present time and in climate change, which requires a study over a long time period. This is why this study requires a specific calibration not depending on the intensity of precipitation events.

4.3 Watershed delineation

Urban watersheds are determined from routing of the flow in the sewer network. Figure 3a shows the combined sewer watersheds in shades of purple and stormwater watersheds in shades of green. Here we have 80 watersheds with specific slopes (Figure 3b) characteristics and imperviousness rate (Figure 3c). It was possible to determine 5 HRU (Table 3 et Figure 3d) relying on gauged watersheds. They represent few imperviousness with low slope (1) and high imperviousness and high slope (2) for stormwater sewer network outlets. Then, on the combined sewer network outlets, (3) represented city centers with low slope and a high imperviousness rate, (4) groups watersheds high impervious and with a high slope and (5) is for more peripheral watersheds less impervious and with a more important slope.

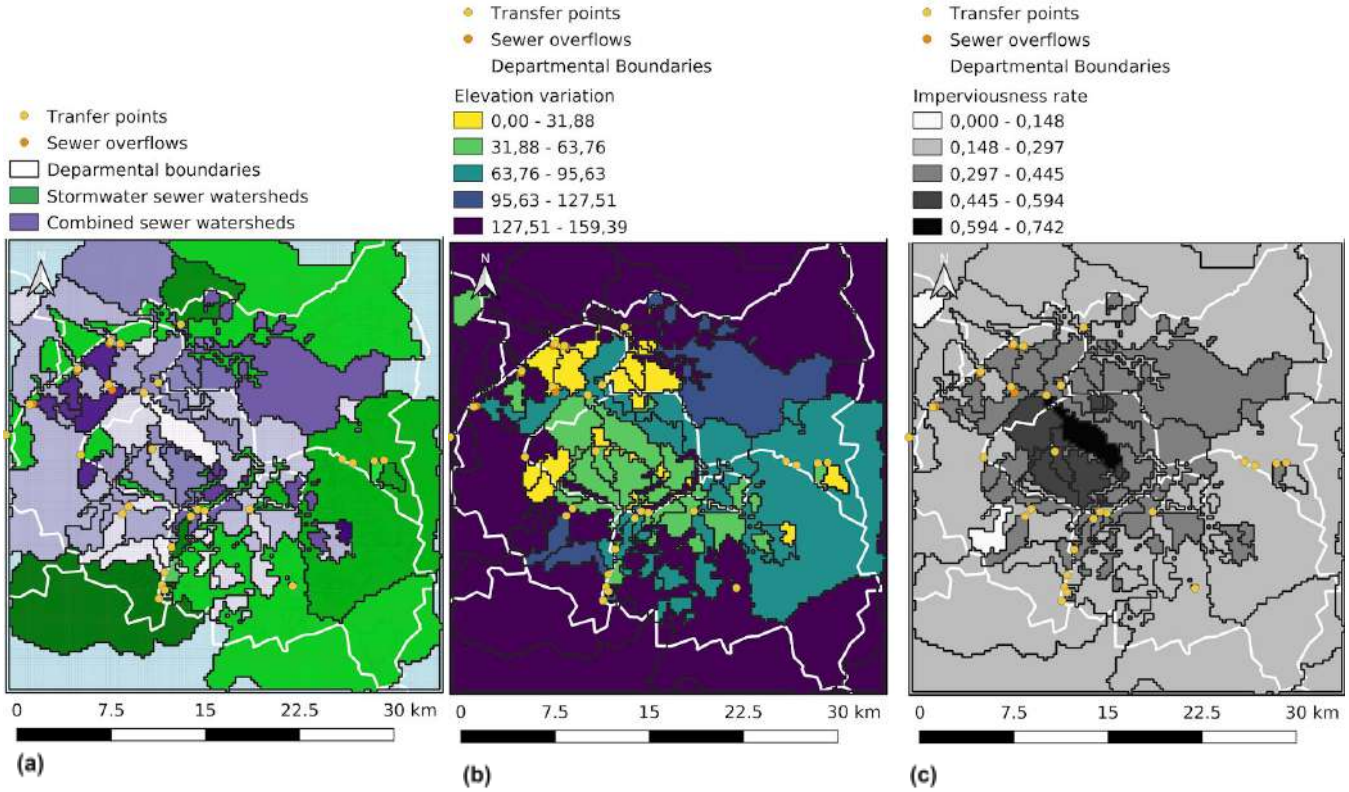


Figure 3 : HRU classification for urban watersheds of the domain (d). It relies on sewer type (a), elevation variation (b) and imperviousness rate (c)

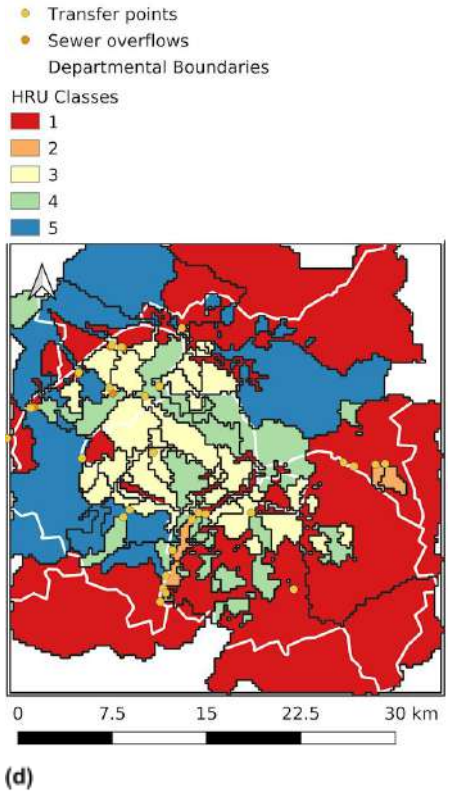


Table 3 : HRU classification along 5 classes described by their sewer type, slope and imperviousness

HRU class	1	2	3	4	5
Sewer type	stormwater	stormwater	combined	combined	combined
Mean slope (%)	<7.5	>7.5	<7.5%	<7.5%	>7,5%
Imperviousness (%)	<30	>30	<30	>30	>30

4.4 Calibration method

A sequential calibration method will be used for this study. It is held in temporally differentiated calibrations, separated in first (Figure 4a) then second period (Figure 4b). Each of these periods will also be calibrated from upstream to downstream HRU. Thresholds of combined sewer overflow are determined with the same method.

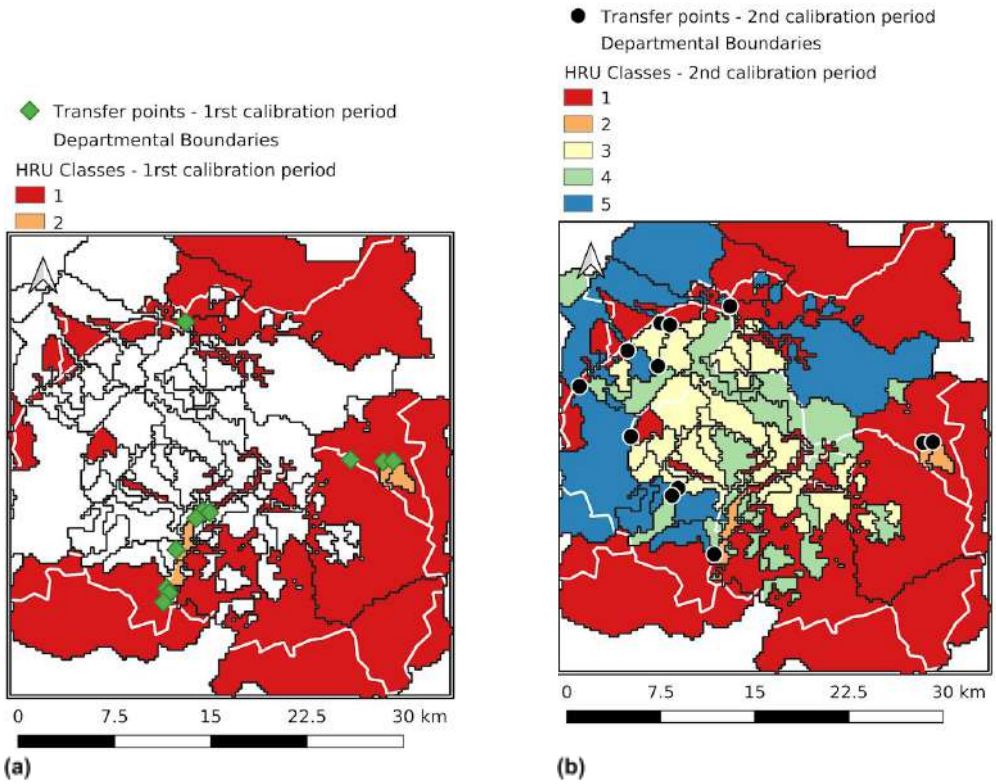


Figure 4 : Subwatersheds that can be calibrated for each calibration period, classified in HRU

Stavropulos-Laffaille et al. (2018) found out the same calibration values applying TEB-Hydro on two watersheds in Nantes (France). They are not connected and composed with different soil and land use characteristics. It could then be possible to find a specific calibration depending on the model particularities. This study would demonstrate this point if the same values of calibration on the whole domain and in the different time periods of calibration are found. It would also be interesting to uniformly calibrate the whole domain and compare scores of the objective function obtained.

One of the limits of this method is that it can lead to use only one observational data for multiple sub-watershed included in the same HRU and that are not necessarily connected.

Conclusions

This paper highlights the specificities of a large urban watershed modeling and the problems that can be faced in calibrating it. The Paris metropolitan area is the first case study simulation for the coupled version of TEB hydro-climatic urban canopy model. In addition to the urban intrinsic problem such as UHI and sealing of natural surfaces, the effects of climate change could make this area even more vulnerable. As home to 4.5 million inhabitants, the aim of studying this domain is to highlight present and future hydro-climatic response and have the ability to propose NBS scenarios to adapt to climate change.

A preliminary work consists in collecting data concerning Paris metropolitan area combined and separate sewer networks description and flow measurements. This led to their reconstruction to adjust it to modeling constraints (Chancibault et al., 2020).

Sort and qualification of a large number of flow observations is described. The calibration parameters of TEB-Hydro and their range are detailed. Then a calibration method is developed to adapt to the particularities of this large urban domain comprising several subwatersheds and multi-outlets with observations available over multiple long time periods. It relies on hydrological response units classification depending on the sewer network, slope and imperviousness rate of the watershed. The evaluation method leans on multi-site average objective function with Nash Sutcliffe Efficiency, bias and correlation coefficient indicators.

This method will be applied and evaluated on the domain of the Paris metropolitan area and the results will be shown in the oral presentation.

References

Alamdari, N., Sample, D. J., Steinberg, P., Ross, A. C., & Easton, Z. M. 2017. Assessing the effects of climate change on water quantity and quality in an urban watershed using a calibrated stormwater model. *Water*, *9*(7), 464.

Awol, F. S., Coulibaly, P., Tolson, B. A., 2018. Event-based model calibration approaches for selecting representative distributed parameters in semi-urban watersheds. *Advances in Water Resources*, *118*, 12-27.

Bae, C., & Lee, D. K., 2020. Effects of low-impact development practices for flood events at the catchment scale in a highly developed urban area. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, *44*, 101412.

Chancibault, K., Mosset, A., Lofti, Z., Beauvais, C., Shobair, S., Ourrai, S., Vernin, N., Lehoucq, C., Bethouart, F., Vandelannoot, F., Azimi, S., Rocher, V., Bernard, E., Chebbo, G., Andrieu, H., 2020. Reconstruction and simplification of the Greater Paris sewerage network. In proceedings Second International Conference “Water, Megacities and Global Change”, Paris, France.

C. de Munck, A. Lemonsu, R. Bouzouidja, V. Masson, R. Claverie., 2013. The GREENROOF module (v7.3) for modelling green roof hydrological and energetic performances within TEB. Geoscientific Model Development, European Geosciences Union, 2013, 6 (6), pp.1941-1960.

Dong, F., Neumann, A., Kim, D. K., Huang, J., Arhonditsis, G. B., 2019. A season-specific, multi-site calibration strategy to study the hydrological cycle and the impact of extreme-flow events along an urban-to-agricultural gradient. Ecological Informatics, 54, 100993.

Dong, F., Zhang, Z., Liu, C., Zou, R., Liu, Y., Guo, H., 2020. Towards efficient Low Impact Development: A multi-scale simulation-optimization approach for nutrient removal at the urban watershed. *Journal of Cleaner Production*, 122295.

Fang, D., Hao, L., Cao, Z., Huang, X., Qin, M., Hu, J., ... & Sun, G. 2020. Combined effects of urbanization and climate change on watershed evapotranspiration at multiple spatial scales. *Journal of Hydrology*, 124869.

Flügel, W. A. 1995. Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrological Processes*, *9*(3-4), 423-436.

Furusho, C., Chancibault, K., & Andrieu, H., 2013. Adapting the coupled hydrological model ISBA-TOPMODEL to the long-term hydrological cycles of suburban rivers: Evaluation and sensitivity analysis. *Journal of hydrology*, *485*, 139-147.

Gironas, J. 2009.Morphologic characterization of urban watersheds and its use in quantifying hydrologic response. Ph. D. thesis, Colorado State University.

Gupta, H. V., Sorooshian, S., & Yapo, P. O., 1998. Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resources Research*, *34*(4), 751-763.

Helliwell, John F., Layard, R., Sachs, J., and De Neve, J-E., eds. 2020. World Happiness Report 2020. New York: Sustainable Development Solutions Network.

Jacobson, C. R., 2011. Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of environmental management*, *92*(6), 1438-1448.

Järvi, L., Grimmond, C. S. B., Christen, A., 2011. The surface urban energy and water balance scheme (SUEWS): Evaluation in Los Angeles and Vancouver. *Journal of Hydrology*, *411*(3-4), 219-237.

Lemonsu, A., Kounkou-Arnaud, R., Desplat, J., Salagnac, J. L., & Masson, V., 2013 : Evolution of the Parisian urban climate under a global changing climate. Climatic change, 116(3-4), 679-692.

Leta, O. T., van Griensven, A., Bauwens, W., 2017. Effect of single and multisite calibration techniques on the parameter estimation, performance, and output of a SWAT model of a spatially heterogeneous catchment. *Journal of Hydrologic Engineering*, *22*(3), 05016036.

Martilli, A., Clappier, A., Rotach, M. W., 2002. An urban surface exchange parameterisation for mesoscale models. *Boundary-layer meteorology*, *104*(2), 261-304.

Masson, V., 2000. A physically-based scheme for the urban energy budget in atmospheric models. *Boundary-layer meteorology*, *94*(3), 357-397.

Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology*, *10*(3), 282-290.

Nkiaka, E., Nawaz, N. R., & Lovett, J. C., 2018. Effect of single and multi-site calibration techniques on hydrological model performance, parameter estimation and predictive uncertainty: a case study in the

Logone catchment, Lake Chad basin. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, *32*(6), 1665-1682.

Redon, E. C., Lemonsu, A., Masson, V., Morille, B., Musy, M., 2017. Implementation of street trees within the solar radiative exchange parameterization of TEB in SURFEX v8.0. Geoscientific Model Development, 10 (1), 385–411.

Redon, E. C., A. Lemonsu, V. Masson, 2019. An urban trees parameterization for modelling microclimatic variables and thermal comfort conditions at street level with the teb model. Geoscientific Model Development.

Rossman, L., 2015. Storm Water Management Model Reference Manual Volume I–Hydrology I.

Saadatpour, M., Delkhosh, F., Afshar, A., & Solis, S. S. 2020. Developing a Simulation-Optimization Approach to Allocate Low Impact Development Practices for Managing Hydrological Alterations in Urban Watershed. *Sustainable Cities and Society*, 102334.

Sanzana, P., Jankowfsky, S., Branger, F., Braud, I., Vargas, X., Hitschfeld, N., & Gironás, J., 2013. Computer-assisted mesh generation based on hydrological response units for distributed hydrological modeling. *Computers & Geosciences*, *57*, 32-43.

Stavropulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Brun, J.-M., Lemonsu, A., Masson, V., Boone, A. & Andrieu, H., 2018. Improvements to the hydrological processes of the Town Energy Balance model (TEB-Veg, SURFEX v7.3) for urban modelling and impact assessment. Geoscientific Model Development, 11, 4175-4194

Yazdi, M. N., Ketabchy, M., Sample, D. J., Scott, D., & Liao, H. 2019. An evaluation of HSPF and SWMM for simulating streamflow regimes in an urban watershed. *Environmental Modelling & Software*, *118*, 211-225.

AUTHOR : Émilie Bernard

TITLE : Hydroclimatic response of Paris metropolitan area

THESIS DIRECTORS : Cécile de Munck and Katia Chancibault

PLACE AND DATE OF DEFENSE : On December 13 2021 at the Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM) in Toulouse

---

In order to better understand their interactions in an urban environment, simultaneous modelling of hydrological transfers (TEB-Hydro) and tree vegetation (TEB-Tree), processes recently implemented within the TEB urban canopy model, is launched for the first time.

The objective is to study how the domain of Paris metropolitan area responds to weather conditions from 2000 to 2017 in terms of hydrological (combined sewer overflows), micro-climatic (urban heat island, thermal stress) and coupled (hydric stress) vulnerabilities.

A simulation configuration has been developed for this purpose. It is based on the refinement of an urban land use database with the inclusion of a precise description of the vegetation, the choice of a soil texture database and the integration of the characteristics of the sewer network. The model was hydrologically calibrated by regionalisation on this large domain of 39 catchments and evaluated.

KEY WORDS : Urban Hydro-Climatology – Numerical Modelling – Urban Databases – Hydrological calibration – Hydroclimatic risk

AUTEUR : Émilie Bernard

TITRE : Réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne.

DIRECTRICES DE THÈSE : Cécile de Munck et Katia Chancibault

LIEU ET DATE DE SOUTENANCE : le 13 décembre 2021 au Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM) à Toulouse

---

Afin de mieux comprendre leurs interactions en milieu urbain, la modélisation simultanée des transferts hydrologiques (TEB-Hydro) et de la végétation arborée (TEB-Tree), processus récemment implémentés au sein du modèle de canopée urbaine TEB, est mise en œuvre pour la première fois.

L'objectif est d'étudier comment le domaine de Paris et sa petite couronne répond aux conditions météorologiques de 2000 à 2017 en termes de vulnérabilités hydrologiques (déversements), micro-climatiques (îlot de chaleur urbain, stress thermique) et couplées (stress hydrique).

Une configuration de simulation a été développée à cette fin. Elle repose sur le raffinement d'une base de données urbaine d'occupation du sol avec l'inclusion d'une description précise de la végétation, le choix d'une base de données de texture de sol et l'intégration des caractéristiques du réseau d'assainissement. Le modèle a été calé hydrologiquement par régionalisation sur ce large domaine de 39 bassins versants et évalué.

MOTS-CLÉS : Hydro-Climatologie urbaine – Modélisation numérique – Bases de données urbaines – Calage hydrologique – Risque hydro-climatique

SPECIALITÉ : Océan, Atmosphère, Climat

Centre National de Recherches Météorologiques, 42 avenue Gaspard Coriolis, 31057 Toulouse

Université Gustave Eiffel - Campus de Nantes, Allée des Ponts et Chaussées, 44340 Bouguenais