



OPUR : Observatoire d'hydrologie urbaine en Île de France
Thème de recherche R3: Gestion à la source des eaux pluviales
Action de recherche R3.1

**EVAPOTRANSPIRATION ISSUE DE SOLUTIONS FONDEES
SUR LA NATURE POUR LA GESTION A LA SOURCE DES
EAUX PLUVIALES URBAINES : ANALYSE A PARTIR
D'OBSERVATIONS ET DE MODELISATIONS
HYDROLOGIQUES**

Rapport final
Thèse de doctorat de Ahmeda Assann OUEDRAOGO
Juin 2024

Thèse réalisée au sein des laboratoires Cerema/Team et ENPC/Leesu, sous la direction de Emmanuel Berthier et Marie-Christine Gromaire.



Evapotranspiration issue de solutions fondées sur la nature pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines : analyse à partir d'observations et de modélisations hydrologiques

École doctorale N° 531, Sciences, Ingénierie et Environnement (SIE)

Spécialité : Sciences et Techniques de l'Environnement

Thèse préparée au sein du Cerema et du Leesu



Thèse soutenue le 06 Juin 2024, par
Ahmeda Assann OUEDRAOGO

Composition du jury :

Fabrice, RODRIGUEZ
Université Gustave Eiffel

Rapporteur

Ludovic, OUDIN
Sorbonne Université

Rapporteur

Marjorie, MUSY
Cerema

Examinateur

Erwan, PERSONNE
AgroParisTech

Examinateur

Marie-Christine, GROMAIRE
École des Ponts ParisTech

Directrice de thèse

Emmanuel, BERTHIER
Cerema

Co-Directeur de thèse

Remerciements

Je souhaite en premier lieu exprimer ma gratitude envers mes directeurs de thèse, Madame Marie-Christine GROMAIRE et Monsieur Emmanuel BERTHIER, qui m'ont offert l'opportunité d'approfondir ce sujet d'étude scientifique. J'ai beaucoup apprécié nos échanges tout au long de la thèse. Leurs retours pertinents et rigoureux, leurs conseils et recommandations ont enrichi ma démarche scientifique ainsi que l'élaboration de ce travail. Je leur adresse ma reconnaissance profonde pour l'influence bénéfique qu'ils ont eue sur mon parcours.

Je souhaite remercier les membres du jury, Fabrice RODRIGUEZ et Ludovic OUDIN, pour avoir accepté d'être rapporteurs dans cette thèse. J'adresse également mes remerciements à Marjorie MUSY et à Erwan PERSONNE, qui ont bien voulu examiner le travail.

Mes remerciements s'adressent par ailleurs au Cerema, au Leesu, au Programme OPUR et à la ville de Paris pour leur soutien. Le Cerema pour le financement de la thèse, le Leesu pour l'accompagnement pédagogique, le Programme OPUR, en particulier via l'action R3.1 axée sur l'étude de l'évapotranspiration en milieu urbain, ont contribué à la valorisation des travaux de la thèse, notamment au travers de séminaires. Puis, mes remerciements au Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement de la ville de Paris pour le partage des bases de données et d'informations qui ont contribué à la thèse.

Je tiens aussi à adresser mes remerciements à l'équipe de recherche « TEAM » du Cerema, en soulignant particulièrement l'apport de David RAMIER, pour son assistance dans l'accès et l'analyse des données ainsi que dans nos échanges sur le flux d'évapotranspiration, et de Jérémie SAGE, pour sa disponibilité et son aide dans la mise en œuvre du cadre de modélisation hydrologique. Mes remerciements s'étendent à l'ensemble des collaborateurs du Cerema, dont la bienveillance et la bonne humeur ont rendu mon expérience parmi eux agréable.

Pour conclure, je ne saurais oublier de rendre hommage à ma famille, dont le soutien et la compréhension ont été des piliers dans la réalisation de ce projet. Je souhaite aussi exprimer ma gratitude envers mes amis et toutes les personnes qui m'ont accompagné dans les diverses étapes de ce parcours académique, partageant avec moi les défis et les moments précieux de cette aventure. À vous tous, j'adresse mes remerciements les plus sincères pour avoir été des acteurs de cette expérience combien enrichissante.

Résumé

L'évapotranspiration (ET) est un processus important dans la mise en œuvre des politiques de renaturation des villes via les Solutions Fondées sur la Nature (SfN), en particulier pour atténuer le ruissellement urbain, favoriser le rafraîchissement local et assurer la bonne santé des végétaux. Néanmoins, l'estimation et la modélisation du processus au sein de ces solutions demeurent complexes et posent des défis significatifs. La thèse a pour objectif d'améliorer la compréhension, l'estimation et la modélisation de l'ET au sein des SfN dédiées à la gestion à la source des eaux pluviales urbaines, en se concentrant spécifiquement sur deux types représentatifs de SfN : les jardins de pluie et les toitures végétalisées. Les cas d'étude sélectionnés comprennent diverses configurations de SfN, en termes de type de substrat, de type de végétation, de présence ou absence de végétation, ainsi que de conditions de drainage. Les données disponibles intègrent également une description détaillée du site, de la solution mise en place, ainsi que des mesures relatives au bilan hydrologique, au bilan d'énergie et aux données météorologiques.

La recherche s'est articulée autour de deux axes principaux. Dans un premier temps, l'ET a été estimée à partir des observations des dispositifs expérimentaux. Pour les jardins de pluie, l'ET journalière a été estimée pour chacun des huit lysimètres par le biais du bilan hydrologique (neuvième décile de l'ET journalière de 5,4 mm/j à 6,5 mm/j selon le lysimètre), avec une évaluation des incertitudes associées par la méthode de propagation allant de $\pm 0,42$ à $\pm 0,58$ mm/j. Pour les cinq configurations de toitures végétalisées étudiées, les estimations d'ET obtenues par les méthodes du bilan hydrologique (neuvième décile de l'ET journalière entre 0,8 mm/j et 3 mm/j), de la chambre (neuvième décile de l'ET journalière entre 1 mm/j à 1,5 mm/j selon le lysimètre) et du bilan d'énergie (neuvième décile de l'ET journalière entre 1,8 mm/j à 3,7 mm/j selon le lysimètre) ont été comparées et analysées. La réserve en eau interne, l'épaisseur du substrat, les conditions atmosphériques locales et la présence de végétation se sont révélés comme les principaux facteurs influençant le flux d'ET dans les différentes configurations de SfN testées.

Dans un second temps, la thèse s'est penchée sur la modélisation de l'ET issue des configurations de SfN testées avec le modèle hydrologique Hydrus 1D. Une analyse de sensibilité globale de Sobol a permis d'identifier les paramètres hydrodynamiques du substrat comme étant les plus influents sur la variabilité des ETs simulées, en particulier ceux liés à la rétention d'eau (α et n). Des paramètres tels que le taux de couverture végétale du sol, la hauteur

de la végétation et la résistance stomatique présentent un rôle secondaire. Lors du processus de calage du modèle, la variable débit de drainage s'est avérée adaptée pour simuler à long terme l'ET dans une perspective d'analyses saisonnières et annuelle, tandis que la teneur en eau du substrat et l'ET observée sont plus appropriées pour le calage durant des périodes sèches. Les simulations à long terme (6 années pour les toitures et 2 ans pour les jardins de pluie) indiquent pour les configurations de toitures avec 15 cm de substrat, planté de sédums et/ou des graminées, une ET moyenne interannuelle dépassant 50 % des précipitations, tandis que pour les configurations de toitures avec 3 cm de substrat nu ou planté de sédums, l'ET représente 30-44 % des précipitations. Pour la configuration de jardins de pluie modélisée (impluvium égal à 4 fois la surface du jardin, un substrat argilo-limoneux de 80 cm d'épaisseur, une végétation herbacée, système drainé étanche sans stockage interne d'eau), une performance similaire a été observée avec une ET représentant 35 % des apports annuels de précipitations.

Mots clés : Évapotranspiration, solutions fondées sur la nature, toitures végétalisées, jardins de pluie, estimations de l'évapotranspiration, modélisation hydrologique

Abstract

Evapotranspiration (ET) is an important process in the implementation of urban renaturalization policies through Nature-Based Solutions (NbS), particularly for mitigating urban run-off, promoting local cooling, and ensuring the good health of plants. However, the estimation and modelling of this process within these solutions remain complex and presents significant challenges. The thesis aims to improve the understanding, estimation, and modelling of ET within NbS dedicated to sustainable urban stormwater management, focusing specifically on two representative types: rain gardens and green roofs. The selected case studies include various NbS configurations, including different substrate type, vegetation type, presence or absence of vegetation, and bottom drainage conditions at the base of the solutions. The available data includes a detailed description of the site and, the implemented solution, as well as measurements related to the water balance, energy balance, and meteorological data.

The research was structured around two axes. Firstly, ET was estimated from observations on experimental setups. For rain gardens, daily ET was estimated for each of the eight lysimeters through the water balance method (90th percentile range of daily ET values: 5.4 mm/d to 6.5 mm/d), with an assessment of associated uncertainties using the method of propagation, ranging from ± 0.42 to ± 0.58 mm/day. For the five studied green roof plots, ET are obtained through the water balance (ET values ranging from 0.8 mm/day to 3 mm/day), the chamber (90th percentile range of daily ET values: 1 mm/d to 1.5 mm/d) and the energy balance (90th percentile range of daily ET values: 1,8 mm/d to 3,7 mm/d) methods were compared and analysed. The internal water storage, substrate depth, local atmospheric conditions and, presence of vegetation were found to be the main factors influencing the ET flux in the different NBS configurations tested.

Secondly, the study focused on the modelling of ET from the tested NBS plots using the Hydrus 1D hydrological model. A global sensitivity analysis employing the Sobol method identified the substrate hydrodynamic parameters as the most influential factors contributing to the variability of simulated ET, particularly those related to water retention characteristics (α and n). Parameters such as soil cover fraction, vegetation height and stomatal resistance were found to have a secondary role. During the model calibration process, the drainage variable was found suitable for long-term simulation of ET for seasonal and annual analyses, while substrate moisture content and observed ET were more appropriate for calibration during dry periods. Long-term simulations (6 years for green roofs and 2 years for rain gardens) revealed that green

roof plots with 15 cm substrate planted with sedum and/or grasses showed an average inter-annual ET exceeding 50% of precipitation, while configurations with 3 cm bare or sedum planted substrate exhibited an ET equivalent to 30-44% of precipitation. For the modeled rain garden configuration (impluvium equal to 4 times the rain garden area, 80 cm thick silty clay substrate and herbaceous vegetation, total drainage without internal water storage), a similar performance was observed, with ET representing 35% of annual precipitation inputs.

Keywords: Evapotranspiration, nature-based solutions, green roofs, rain gardens, evapotranspiration estimations, hydrological modelling

Sommaire

Remerciements	iii
Résumé	iv
Abstract	vi
Sommaire	viii
Liste des tableaux	xii
Liste des figures	xiv
Abréviations	xix
Liste des symboles	xx

Introduction générale

Chapitre I. Introduction générale	24
I.1. Urbanisation au cours du temps	24
I.2. Milieu urbain	26
I.3. Enjeux actuels en milieu urbain et solutions fondées sur la nature	28
I.4. Gestion des eaux urbaines	30
I.5. Evapotranspiration issues des solutions fondées sur la nature	32
I.6. Objectifs et plan du travail de thèse	35

Première Partie : Revue bibliographique sur le processus d'évapotranspiration en milieu urbain

Chapitre II. Processus physiques associés à l'évapotranspiration.....	38
II.1. Introduction	38
II.2. Transferts de vapeur d'eau dans l'atmosphère	38
II.2.1. Rayonnement solaire	38
II.2.2. Déficit de pression de vapeur	40
II.2.3. Convections dans l'atmosphère	42
II.3. Transfert d'eau et de chaleur dans le sol	44
II.3.1. Concept de sol comme milieu poreux.....	44
II.3.2. Équation d'écoulement de l'eau dans le sol.....	47
II.3.3. Transfert de chaleur dans le sol	48
II.4. Transfert d'eau par transpiration.....	48
II.4.1. Processus de transpiration.....	48
II.4.2. Absorption d'eau dans le sol	52
II.5. Evapotranspiration : un processus à l'interface entre des bilans	52
II.6. Conclusion	53

Chapitre III. Dynamiques spatiale et temporelle de l'évapotranspiration.....	54
III.1. Introduction	54
III.2. Mesures de l'évapotranspiration	54
III.2.1. Approches hydrologiques	55
III.2.2. Approches micro-météorologiques	56
III.2.3. Approches via la physiologie des plantes	56
III.3. Dynamiques de l'évapotranspiration à différentes échelles spatiales et temporelles.....	57
III.3.1. Évaporation d'une surface d'eau libre	57
III.3.2. Évaporation de l'eau du sol	59
III.3.3. Évapotranspiration du couvert végétal	60

III.4. Conclusion	63
Chapitre IV. Concepts et modélisation de l'évapotranspiration.....	64
IV.1. Introduction.....	64
IV.2. Concepts associés à la modélisation de l'évapotranspiration	65
IV.3. Modèles d'évapotranspiration potentielle	67
IV.3.1. Expression de Penman (1948).....	68
IV.3.2. Expression de Monteith (1965)	69
IV.3.3. Autres méthodes d'évaluation de l'évapotranspiration potentielle	71
IV.4. Modélisation de l'évapotranspiration	72
IV.4.1. Fonction d'humidité du sol et évapotranspiration potentielle	72
IV.4.2. Paramétrisation d'une résistance de surface	72
IV.4.3. Approches complémentaires.....	74
IV.4.4. Modélisation de l'évapotranspiration par des modèles sol-végétation et atmosphère.....	75
IV.5. Conclusion	77
Chapitre V. Evapotranspiration des modèles d'hydrologie urbaine.....	79
V.1. Généralités	79
V.2. Bilan d'énergie de surface	80
V.2.1. Quelques définitions	80
V.2.2. Bilan d'énergie de surface en zone urbaine	81
V.3. Bilan hydrologique en zone urbaine	83
V.3.1. Précipitations	83
V.3.2. Ruissellement et infiltration.....	84
V.3.3. Évapotranspiration	84
V.4. Schémas d'évapotranspiration dans les modèles d'hydrologie urbaine	85
V.4.1. Échelles des processus hydrologiques et prise en compte de la végétation	85
V.4.2. Evapotranspiration des modèles d'hydrologie urbaine.....	86
V.4.3. Amélioration et comparaison de différents schémas d'évapotranspiration.....	88
V.5. Conclusion et Perspectives	89
Chapitre VI. Méthodologie générale de la thèse	91
VI.1. Estimation de l'évapotranspiration à partir d'observations existantes	92
VI.2. Modélisation de l'évapotranspiration	95

Deuxième Partie : Estimations expérimentales et déterminants de l'évapotranspiration issue de solutions fondées sur la nature pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines

Chapitre VII. Déterminants de l'évapotranspiration des jardins de pluie	99
VII.1. Introduction.....	99
VII.1.1. Introduction du chapitre.....	99
VII.1.2. Introduction of the article.....	100
VII.2. Materials and Methods	103
VII.2.1. 2.1. Materials	103
VII.2.2. Methods	106
VII.3. 3. Results	111
VII.3.1. Estimated evapotranspiration.....	111
VII.3.2. Comparison of the replicas.....	112
VII.3.3. Comparison between different configurations.....	115
VII.3.4. Determinants of evapotranspiration in Lysimeters.....	116

VII.3.5. Evapotranspiration predictive equations, evapotranspiration estimated from the evapometer and the lysimeters.....	121
VII.4. Discussion.....	124
VII.5. Conclusion	127
VII.5.1. Conclusion of the article	127
VII.5.2. Conclusion du chapitre	135
 Chapitre VIII. Évapotranspiration des toitures végétalisées expérimentales	137
VIII.1. Introduction	137
VIII.1.1. Introduction du chapitre.....	137
VIII.1.2. Introduction of the article	138
VIII.2. Materials and methods.....	141
VIII.2.1. Description of the experimental site	141
VIII.2.2. Evapotranspiration assessment	144
VIII.3. Results	147
VIII.3.1. Estimated evapotranspirations	148
VIII.3.2. Comparison of the different methods.....	151
VIII.4. Discussion	153
VIII.4.1. Methods uncertainties	153
VIII.4.2. Determinants of evapotranspiration.....	156
VIII.5. Conclusion.....	158
VIII.5.1. Conclusion de article.....	158
VIII.5.2. Conclusion du chapitre	173

Troisième Partie : Modélisation de l'évapotranspiration issue de solutions fondées sur la nature pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines

Chapitre IX. Analyse de sensibilité et évaluation d'un modèle hydrologique à base physique pour la simulation de l'évapotranspiration	176
IX.1. Introduction.....	176
IX.1.1. Introduction du chapitre	176
IX.1.2. Introduction of the article	177
IX.2. Materials and methods	179
IX.2.1. Description of the experimental setup.....	179
IX.2.2. Modelling tools: HYDRUS-1D software.....	181
IX.2.3. Model diagnosis and testing	184
IX.3. Results	187
IX.3.1. Global sensitivity analysis on evapotranspiration	187
IX.3.2. Model Calibration	192
IX.3.3. Simulated Evapotranspiration	195
IX.3.4. Parameters of the model to which evapotranspiration is sensitive	199
IX.4. Discussion.....	202
IX.4.1. Sensitivity analysis.....	202
IX.4.2. Model calibration	205
IX.5. Conclusion	208
IX.5.1. Conclusion of the article	208
IX.5.2. Conclusion du chapitre	216

Chapitre X. Simulation de l'évapotranspiration de solutions fondées sur la nature pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaine avec un modèle hydrologique	218
X.1. Introduction	218
X.2. Matériels et méthode.....	218

X.3. Résultats et discussion	219
X.3.1. Evapotranspiration, drainage et teneur en eau simulées sur les périodes d'étude	219
X.3.2. Bilan hydrique des différentes configurations	223
X.4. Discussion	225
X.5. Conclusion	227
Conclusion générale	
Chapitre XI. Conclusion générale	230
XI.1. Rappel des objectifs et méthodologie de la thèse	230
XI.2. Synthèse sur l'estimation expérimentale de l'évapotranspiration	231
XI.3. Synthèse sur la modélisation de l'évapotranspiration	233
XI.4. Perspectives scientifiques	234
XI.4.1. Estimation expérimentale de l'évapotranspiration	234
XI.4.2. Compréhension et modélisation de l'évapotranspiration.....	236
XI.5. Perspectives opérationnelles	238
Annexe A1 : Tables	240
Annexe A2 : Evapotranspiration (ET) issue de solutions fondées sur la nature (SfN) pour la gestion des eaux pluviales urbaines	241
References	243

Liste des tableaux

Tableau IV-1 : Comparaisons des schémas de modélisation de l'évapotranspiration détaillant les bilans d'énergie et /ou bilan en eau. « Atm » et « Veg » désigne l'atmosphère et la végétation.....	76
Tableau V-1 : Différences entre milieux urbain (u) et non urbanisé (r) pour la couche limite	83
Tableau V-2 : Schémas d'évapotranspiration (ET) dans des modèles hydrologiques urbains. Les types font référence aux typologies établies au chapitre 4 pour distinguer les principales approches de simulation de l'ET. Le quartier urbain peut dans certains cas être assimilé à la notion de bassin version urbain et l'ouvrage à la notion de parcelle agricole.	87
Tableau VI-1 : Récapitulatif des caractéristiques des configurations d'ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales urbaine étudiés dans le cadre de la thèse.....	95
Tableau VI-2 : Comparaison des modèles hydrologique utilisés dans des travaux antérieurs visant l'étude des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales. TV : une toiture végétalisée, JP : jardin de pluie, A : arbre et Esp pour espaces végétalisées urbains aux sens larges.	96
Tableau X-1 : Performances des 50 meilleures des simulations sur la période de calage pour les toitures végétalisées (aout 2012 – aout 2014) et le jardin de pluie (Février 2017 – Février 2018).	223
Table VII-1 : Details of materials used for measurement on each lysimeter (the accuracy is expressed in equivalent mm of water in a lysimeter)	107
Table VII-2 : Details of materials used for measuring meteorological data	107
Table VII-3 : Evapotranspiration (ET)'s formulations used in this study. PM refers to the Penman-Monteith equation (Monteith, 1965). The FAO and Météo-France formulations are two ways of setting parameters for PM equation.	110
Table VII-4 : Associated daily ET uncertainties for each lysimeter in mm. u(ET) values refer to the standard uncertainty and 1.96 u(ET) the uncertainty for a 95% confidence interval.	113
Table VII-5 : Cumulative water balance components (Cwb) in mm over the 305 common validated days, for the 8 lysimeters. Cumulated rain (4P) is 679 ± 6 mm.....	115
Table VII-6 : Linear correlation coefficients (Pearson) between estimated evapotranspiration (ET) and measured meteorological variables.....	119
Table VII-7 : Comparative totals and averages (in mm) of evaporation (E) and evapotranspiration (ET) estimated respectively with the evaporimeter and the lysimeters (data = 281).	121
Table VII-8: Cumulatives and averages (in mm) evapotranspirations (ET) obtained with the lysimeters (ET1 and ET3) and the potential ET models. P, PT, PM (Fao-56), PM (MF-local.) are Penman, Priesley-Taylor, Fao-56 and Météo-France potential ETs evaluated with the local meteorological data while PM (MF-Pm) the potential ET evaluated with the Paris Montsouris station data.	122
Table IX-1 : Summary of the characteristics of the studied green stormwater infrastructures (GSI).	180
Table IX-2 : Parameters of the HYDRUS model used in this study. In blue, the reference values obtained through experimental measurements conducted by Ramier et al. (2017)	186
Table IX-3 : Summary of the main influential parameters in the simulation of ET for different configurations considering the Sobol first order (SI) and total (ST) indices. Refer to the text for the explanation of the parameter's names.	191

Table IX-4 : Characteristics of the selected simulation set for the calibration period for the GRs plots (August 2012 - August 2014) and the RG (February 2017 - February 2018). "nb" represents the number of accepted simulations retained.	193
--	-----

Liste des figures

Figure I-1: – Projection d'évolution de la population mondiale en zone urbaine entre 2018-2030.....	25
Figure I-2: (a) Pourcentage de la population en zone urbaine et rurale en France (b) Population urbaine par classe de taille d'agglomération.....	27
Figure I-3 : (a) Bassin de rétention classique (étanche), (b) bassin multifonction servant à la pratique du football ; (c) noue d'infiltration (d'après Bechet et al. (2017)) et (d) toiture végétalisée.	33
Figure II-1 : Classification du rayonnement en fonction de la longueur d'onde	39
Figure II-2 : Pression de vapeur saturante de l'air en fonction de la température.	41
Figure II-3 : Caractérisation d'un milieu poreux dont la phase solide est non connectée et l'espace des pores multi-connectés (pris dans Berthier (1999))	45
Figure II-4 : Types d'eau dans le sol, modifiée et adaptée de Ebrahimian et al. (2019). θ_{fp} et θ_{cf} sont respectivement les teneurs en eau au point de flétrissement permanent et temporaire.....	46
Figure II-5 : Flux d'eau et de sucres au sein de la plante. Modifié et adapté de Delrot et al. (2015). Les symboles rst , rf , rr , rsl sont respectivement la résistance des stomates, des feuilles, de la tige, des racines et du sol au transfert d'eau. Ft désigne le flux de transfert d'eau à travers la tige.....	49
Figure II-6 : Représentation schématique du rôle de l'évapotranspiration (ET) dans les bilans hydrologique, d'énergie et du carbone pour un écosystème terrestre (« Photosyn » désigne la photosynthèse, Bio. C le carbone dans le système biologique, Soil C le carbone dans le sol, et Atmos. C le carbone dans l'atmosphère, respectivement). Modifié de Qiu et al. (2023).	53
Figure III-1 : Évaporation annuelle d'un plan d'eau peu profond (Kempton Park Réservoir, près de Londres) et d'un lac très profond (Lac Supérieur, USA) tiré de Cosandey and Robinson (2012).	57
Figure III-2 : Relation entre le taux d'évaporation, la taille de la surface évaporant et l'humidité relative de l'air ambiant (la vitesse du vent est supposée constante) d'après un diagramme original de Thornthwaite et Mather (1955) cité par Cosandey and Robinson (2012).	58
Figure III-3 : Dynamique de l'évaporation à partir d'une colonne de sable initialement saturée présentant les deux étapes de l'évaporation (Lehmann et al., 2008).....	59
Figure III-4 : Représentation simplifiée des résistances de surface et aérodynamiques pour les transferts de la vapeur d'eau dans le couvert végétal (Allen et al., 1998).	60
Figure III-5 : Cycle journalier des éléments du bilan d'énergie d'un sol couvert d'herbe à Davis en Californie d'après Pruitt et al, 1968 dans Brutsaert (1982).....	61
Figure III-6 : Cycle journalier du bilan d'énergie d'un sol recouvert de maïs jeune(A) et mature (B) près de Versailles d'après Perrier et al. (1976) (lysimètre et EBBR désignent respectivement les lysimètre à pesée et le dispositif de mesure des éléments du bilan).	62
Figure IV-1 : Concepts associés au processus d'évapotranspiration (ET). ETPm est l'ET potentielle maximale, ETP pour l'évapotranspiration potentielle, ra , rc , rst et rsl sont respectivement les résistances de l'air, de surface, des stomates et du sol. En générale, on aura : $ETPm > ETP \geq ET$	67
Figure IV-2 : Illustration de la pente de la courbe de vapeur saturante utilisée pour approximer la pression de vapeur saturante à la surface. Sur la figure, e représente la pression de vapeur partielle de	

la vapeur d'eau à la température T_a , ed la pression de vapeur saturante à la température de rosée T_d , es * la pression de vapeur saturante de la vapeur d'eau à la surface et ea * la pression de vapeur saturante de l'air. Les données sont tirées de Brutsaert (1982)	69
Figure V-1 : Bilans en eau et bilans énergétiques diurne en (a) et nocturne en (b) d'une zone urbaine.	79
Figure V-2 : Schéma illustrant les trois échelles d'études microclimatiques dans le milieu urbain. Il est traduit de Fisher et al. (2005). Le SVF désigne le facteur de vue du ciel.....	80
Figure V-3 : Comparaison du bilan d'énergie moyen (30 jours d'observation à Vancouver en été entre la ville ("suburbain") et la campagne ("rural") réparti selon les flux suivants : le rayonnement net (Q_*), le flux de chaleur sensible (QH), le flux de chaleur latente (QE) et le flux de chaleur stockée (ΔQS). ..	81
Figure VI-1 : Récapitulatif de la thèse : objectifs, démarche et finalité.	93
Figure VII-1 : Situation of the study area (a red point) in the city of Paris (France), with the coordinate system of RGF93, Lambert 93. Topographic data source is from the site urs.earthdata.nasa.gov accessed on 24 February 2022.	103
Figure VII-2 : A top and panoramic views of the site in figures (a) (Source: google earth), and (b) respectively. The figure c illustrates the positions and the scientific names of vegetation in each lysimeter.....	104
Figure VII-3 : Schematic representation of water fluxes on lysimeters (a) and evaporimeter with an overflow of 21.4 cm (b). IWS refers to the internal water storage.....	105
Figure VII-4 : Meteorological variables: (a) daily incoming solar radiation and net radiation, (b) mean air temperature measured at 2 m, (c) relative air humidity, (d) wind speed, and (e) rainfall, (f) exfiltration, lysimeter daily (g) mass changes, (h) water level variation from the reference lysimeter 1 are added (mm), and (i) evaporation estimated from the evaporimeter.....	111
Figure VII-5 : Daily evapotranspiration (ET) validated for all lysimeters.	113
Figure VII-6 : Regressions (a, b and c) and cumulatives (d, e and f) plots comparing the three replicas ET1/ET6 (data= 445), ET3/ET4 (data = 600) and ET2/ET7 (data= 583) for the three years (1096 days). The red line refers to the regression line and the blue line represents the $y=x$ surrounded by the confidence interval (at 95%) that corresponds to the square root of the sums of the squares of the lysimeter uncertainties for each replica (0.79 mm, 0.63 mm and 0.71 mm respectively for ET1/ET6, ET3/ET3 and ET2/ET7).....	114
Figure VII-7 : Evapotranspirations (ETs) and water level variations (dH) in the internal water storage for lysimeters 1, 3, 4 (a) and lysimeters 6, 3 and 4 (b) during a summer period (24 of June to 03 July 2018). Figures c and d show cumulative values for ETs and dH respectively for lysimeters 1, 3, 4 and lysimeters 6,3 and 4.....	117
Figure VII-8 : Cumulative curves during a summer period (24 of June to 03 July 2018) for ETs and water level variations in the internal water storage (IWS). In each figure, it is showed the lysimeters with reference herbaceous (1 and 6) and other configurations (the spontaneous vegetation lysimeter (5) and the regularly removed vegetation one (8)). For this period, the data for shrubs (2, 7) are not valid.	118
Figure VII-9 : Variable importance in projection (VIP) plots according to partial least squares analysis for lysimeters and evaporimeter. The red and green dashed lines refer respectively to the values of VIP	

larger than 0.8 and 1. Analysis is conducted based on a common data between the explained variables and the evaporation (E) or the lysimeter evapotranspiration (ET).	120
Figure VII-10 : Evapotranspirations (ET) from the lysimeter 1(with internal water storage), the lysimeter 3 (without internal water storage), the evaporimeter and the potential ET models. Figures a, b and c compare the Penman (P) and Priestley-Taylor (PT) potential ETs to ET1 and ET3 (data = 346) and respectively present the cumulative ET values, the boxplots and the ET dynamics for a dry period (24 of June to 03 July 2018). Figures d, e and f refer to ET1, ET3, Potential ET of FAO-56 and Meteo-France models (data = 453) and show respectively cumulative ET values, boxplots and ET dynamics for a dry period (24 of June to 03 July 2018). PM and Pm refer respectively to Penman-Monteith and Paris-Montsouris.....	123
Figure VIII-1 : (A) Experimental site. Symbols on the different plots are defined as G for Grass, S for Sedum, N for bare substrate, E for reference substrate, I for more organic substrate, 15 or 3 for substrate depth (in cm), Y (expanded polystyrene), and Z (pozzolan) for the composition of the drainage layer. (B) pictures of the weather station (a) and hydrological monitoring setup with (b) and (c) the drainage measurements from the different roof plots with tipping bucket systems. (C) layout of sensor installation for substrate temperature (black) and water content (blue and red): (a): vertical installation for 15 cm of substrate, (b): vertical installation for 3 cm of substrate; (c) top view.....	142
Figure VIII-2 : Daily ET estimated by water balance for the different roof plots. PET_MF refers to the potential evapotranspiration for grass calculated with the Meteo-France formula.	148
Figure VIII-3 : Daily ET obtained by energy balance for the roof plots. PET_MF refers to the potential evapotranspiration for grass calculated with the Meteo-France formula.	149
Figure VIII-4 : Evapotranspiration measurements with the evapotranspiration chamber. Each Fig. represents a day of on-set measurements. Exceptionally in Fig. (d), measurements have been made between 8 am (24/07/2013) and 8 am (25/07/2013).	150
Figure VIII-5 : Comparison of daily ET values by water balance (WB) and Ch (Ch) methods.	151
Figure VIII-6 : Comparison of daily ET evaluated by the energy balance (EB) and by the water balance (WB). Note that the blue line represents X = Y.....	151
Figure VIII-7 : Evapotranspiration chamber (Ch) measurements compared to the energy balance (EB) estimates. Red dots represent the non-continuous measurement points with the evapotranspiration chamber.....	152
Figure VIII-8 : Daily evapotranspiration of the different plots after a rain event estimated by water balance (11 to 24 June 2014). Rainfall is added (blue bars), as the variation of potential evapotranspiration (PET_MF).	157
Figure IX-1: Seasonal Sobol indices for three factors influencing potential evapotranspiration simulation for the (a) green roof sedums (SE3Y and SE15Y), (b) green roof grass (grass, GE15Y) and (c) rain garden herbaceous (RG80).	188
Figure IX-2: Seasonal First order (SI) and Total (ST) Sobol ET sensitivity indices among the various green stormwater infrastructure plots.....	189
Figure IX-3:Seasonal Sobol first SI (a), Total ST (b) indices for a bar (N) roof plot with 3 cm substrate.	190
Figure IX-4: KGE values for the different GSI: S, G and R refers respectively to the vegetation types Sedums, Grasses and Herbaceous. 3, 15 and 80 refers to the substrate depth in cm.....	192

Figure IX-5: Simulated water content across the different calibrations for the GSI configurations: SE3Y (a, b, c), NE3Y (d, e, f), SE15Y (g, h, i) and GE15Y (j, k, l). The first column (a, d, g, j) calibration with observed water content, the second columns (b, e, h, k) and the last one (c, f, I, l) refer respectively to the calibrations respectively for drainage and multi-objective approach (drainage and water content). The shaded areas represent the interval results for the accepted simulation.....	194
Figure IX-6: Simulated drainage across the different calibration for the GRs plots. The first column (a, d, g, j) calibration with observed water content, the second columns (b, e, h, k) and the last one (c, f, I, l) refer respectively to the calibrations respectively for drainage and multi-objective approach (drainage and water content). The shaded areas represent the interval results for the accepted simulation.....	196
Figure IX-7: Calibration of the model for the RG80 plot includes the following: a, b and c) simulated and observed (obs) daily and cumulative evapotranspiration (ET) values; d, e and f shows observed and simulated cumulative drainage values. The three columns (a; d), (b; e) and (c; f) shows respectively the calibrations with estimated ET, drainage, and combined multi-objective approach. The shaded areas represent the interval results for the accepted simulation	197
Figure IX-8: Simulated evapotranspiration (ET) of the tested GSI configurations. The first column (a, d, g, j) represents the calibration with drainage variable, the second column (b, e, h, k), the calibration with the substrate water content (ET of the GR80 plot) and the last column (c, f, i, l) shows calibration using the multi-objective approach with the Pareto front. The shaded areas represent the interval results for the accepted simulation.....	198
Figure IX-9: Simulated evapotranspiration (ET) of a dry period (11 to 24 June 2014) for the SE3Y, NE3Y, SE15Y and GE15Y plots. The first column (a, d, g, j) represents the calibration with drainage variable, the second column (b, e, h, k), the calibration with the substrate water content and the last column (c, f, i, l) shows calibration using the pareto front for each plot.....	200
Figure IX-10: Parameters distributions for the GE15Y plot considering Pareto front. α and n are soil hydraulic parameters. Scf , $P0$ and “ a ” are respectively the soil cover fraction, the initial pressure at soil saturation, and the interception coefficient. The red line corresponds to a baseline value established as a reference through experimental observations. The x labels refer to the tested intervals during the simulations.....	201
Figure IX-11: Parameters distributions for the SE15Y plot considering the Pareto front. α and n are the soil hydraulic parameters. The red line corresponds to a baseline value established through experimental observations. The x labels refer to the tested intervals during the simulations.	202
Figure IX-12: Parameters distribution for RG80 plot. α and n refers to the soil hydraulic parameters of van Genuchten. rsf and $hveg$ respectively represent surface resistance and height vegetation. The red line corresponds to a baseline value established through experimental observations. The x labels refer to the tested intervals during the simulations.	202
Figure X-1 : Simulation et observation des variables de drainage et de teneur en eau pour les compartiments de la toiture végétalisée : a-SE3Y (Sedums, 3 cm), b-SE15Y (Sedums, 15 cm), c-GE15Y (Graminées, 15 cm), d-NE3Y (substrat nu, 3 cm) (les zones en bleu clair correspondent au faisceau des 50 meilleures simulations).	220
Figure X-2 : Simulation et observation des variables de drainage (d, mm/30 min) et d'évapotranspiration (ET, mm pour 1j) observées et simulées pour la configuration de jardins de pluie (Février 2017 – November 2018).....	222
Figure X-3 : Analyse saisonnières et annuelles des variables du bilan hydrologique des quatre compartiments des toitures végétalisées (aout 2012 à aout 2018) et du jardin de pluie (de février 2017 à.	

juillet 2018). Les intervalles (en noir) représentent les moyennes des écarts-types interannuels de l'ensemble des simulations. Pour la pluie, c'est l'incertitude calculée selon la méthode de propagation (voir VII.2.2.2.)224

Figure X-4 : Evapotranspirations potentielles (entre le 02 janvier 2017 et le 08 juillet 2018) des différents compartiments en utilisant des données des sites expérimentaux comparativement à celles de la station météorologique de Paris Montsouris (PMon). Les intervalles (en noir) représentent les moyennes des écarts-types interannuels de l'ensemble des ETP qui sont estimées dans les simulations acceptées. .227

Abréviations

API-----	Indice des précipitations antécédentes
ASCE-----	American Society of Civil Engineers (ASCE)
C-----	Carbone dans le sol
Cerema-----	Centre d'étude et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CLA-----	Couche Limite Atmosphérique
CLU-----	Couche Limite Urbaine
CU-----	Canapée Urbaine
DRIEE -----	Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie d'Île-de-France
ET-----	Evapotranspiration
ETP-----	Evapotranspiration potentielle
ETPm-----	Evapotranspiration potentielle théorique
ICU-----	Ilots de Chaleur Urbains
LAI-----	Indice des surfaces foliaires
Leesu-----	Laboratoire eau, environnement et systèmes urbain
METEO-FRANCE-----	Service nationale de météorologique
MNHN-----	Muséum National d'Histoire Naturelle
MO-----	Matière Organique
OMM-----	Organisation Mondiale Météorologique
PM-----	Penman – Monteith
SCF-----	Couverture du sol par la végétation
SfN-----	Solutions fondées sur la Nature
TDR-----	Time Domain Reflectometry technique
TEAM-----	Transferts et interactions liées à l'Eau en Milieu construit
VER-----	Volume Élémentaire Représentatif

Liste des symboles

C_p	Capacité de chaleur à pression constante (1013 Pa) ($\text{MJ} \cdot \text{K}^{-1}$)
C_T	Capacité calorifique du milieu poreux ($\text{J} \cdot \text{m}^{-3} \text{K}^{-1}$)
C_w	Capacité hydrique (F)
d	Hauteur de déplacement (m)
D_m	Diffusivités thermiques de la quantité de mouvement ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)
D_h	Diffusivités thermiques du flux de chaleur sensible ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)
D_v	Diffusivités thermiques de la chaleur latente respectivement ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)
D_e	La dissipation de l'énergie
E	Evaporation de l'eau (mm)
E_a	Pouvoir évaporant de l'atmosphère (mm)
e_a	Pression de vapeur partielle de l'air (kPa)
e_d	Pression de vapeur saturante à la température de rosée T_d (kPa)
E_s	Evaporation de l'eau du sol (mm)
e_s	Pression de vapeur saturante de l'air (kPa)
E_t	Transpiration de la végétation (mm)
g	Constante gravitationnelle (m/s^2)
h	Charge de pression (m)
H	Charge hydraulique (m)
H_r	Humidité de l'air (%)
I	Infiltration (mm)
K	Conductivité hydraulique ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
k	Constante de Von Karman ($\approx 0,4$)
k_c	Coefficient culturel défini pour chaque type de végétal (-)
K_d	Constante de récession
K_T	Conductivité thermique du sol ($\text{w} \cdot \text{m}^{-1} \text{K}^{-1}$)
L	Hauteur de la colonne d'air (m)
L^*	Rayonnement infrarouge d'une zone urbaine ($\text{w} \cdot \text{m}^{-2}$)
L_{at}	Rayonnement atmosphérique de grande longueur d'onde ($\text{w} \cdot \text{m}^{-2}$)
L_e	Chaleur latente de vaporisation ($\text{MJ} \cdot \text{Kg}^{-1}$)
L_{sol}	Rayonnement du sol de grande longueur d'onde ($\text{w} \cdot \text{m}^{-2}$)
P	Précipitation (mm)
q	Humidité spécifique de l'air (%)
Q^*	Rayonnement net ($\text{w} \cdot \text{m}^{-2}$)
Q_G	Flux de chaleur du sol ($\text{w} \cdot \text{m}^{-2}$)
Q_E	Flux de chaleur latente ($\text{w} \cdot \text{m}^{-2}$)
Q_F	Flux de chaleur anthropique ($\text{w} \cdot \text{m}^{-2}$)
Q_G	Flux de chaleur du sol ($\text{w} \cdot \text{m}^{-2}$)

Q_H	Flux de chaleur sensible (w. m^{-2})
$r_{sl,r}$	Résistance entre le sol et les racines (s. m^{-1})
r_a	Résistance aérodynamique (s. m^{-1})
r_c	Résistance d'un couvert végétale (s. m^{-1})
R	Drainage (qui inclut le ruissellement de surface, mm)
R_a	Rayonnement extraterrestre ($\text{MJ m}^{-2}\text{h}^{-1}$)
R_{iB}	Nombre de Richardson (-)
R_g	Constante des gaz parfaits ($287 \text{ J. K}^{-1}\text{Mol}^{-1}$)
R_{so}	Rayonnement solaire par ciel clair ($\text{MJ m}^{-2}\text{h}^{-1}$)
r_p	Résistance de la plante (s. m^{-1})
r_r	Résistance des racines (s. m^{-1})
r_s	Résistance de la surface évaporant (s. m^{-1})
r_{sl}	Résistance du sol (s. m^{-1})
r_{st}	Résistance stomatique (s. m^{-1})
r_t	Résistance tige de la plante (s. m^{-1})
S	Prélèvement de l'eau du sol par les racines des plantes (mm)
S^*	Rayonnement global provenant des radiations courtes longueur d'onde (w. m^{-2})
T_a	Température de l'air ($^{\circ}\text{C}$)
T_d	Température de rosée ($^{\circ}\text{C}$)
T_p	Transpiration potentielle (mm)
T_s	Température de surface ($^{\circ}\text{C}$)
u	Incertitude type (mm)
u_*	Vitesse de frottement (m. s^{-1})
u_v	Vitesse du vent (m. s^{-1})
V_{liq}	Volume de la phase liquide (m^3)
V_T	Volume total du système (m^3)
V_v	Volume du gaz ou de la vapeur (m^3)
w	Porosité du milieu poreux (%)
w_c	Porosité cinématique du milieu poreux (%)
w'	Fluctuation de composante verticale de la vitesse du vent
\bar{x}	Moyenne de la variable instantanée x
x'	Fluctuation de la variable x
z_0	Constante d'intégration ou « paramètre de rugosité » (-)
α	Fonction de stress hydrique (-)
α_{PT}	Coefficient d'advection (1, 26 pour des sols saturés en eau)
α_s	Albédo (-)
β	Fonction de la densité des racines normalisé (m^{-1})
γ	Constante psychométrique ($\text{kPa}^{\circ}\text{C}^{-1}$)

Δ	Pente de la courbe de vapeur saturante (-)
ΔQ_s	Variation de chaleur stockée dans le milieu ($w \cdot m^{-2}$)
ΔS	Variation de stock d'eau (mm)
ε_a	Emissivité de l'atmosphère (-)
ε_s	Emissivité de la surface (-)
θ	Teneur en eau volumique ($m^3 \cdot m^{-3}$)
θ_{CR}	Teneur en eau à la capacité au champ ($m^3 \cdot m^{-3}$)
θ_{fp}	Teneur en eau au point de flétrissement ($m^3 \cdot m^{-3}$)
θ_p	Température potentielle ($^\circ C$)
θ_s	Teneur en eau à saturation ($m^3 \cdot m^{-3}$)
λ	Longueur d'onde (μm)
ξ	Longueur de Monin-Obukhov (-)
ρ	Masse volumique ($Kg \cdot m^{-3}$)
ρ_l	Masse volumique en phase liquide ($Kg \cdot m^{-3}$)
σ	Constante de Stefan-Boltzmann ($5.67 \cdot 10^{-8} w \cdot m^{-2} K^{-4}$)
ϕ_0	Potentiel osmotique (v)
ϕ_a	Potentiel de l'air (v)
ϕ_f	Potentiel des feuilles (v)
ϕ_p	Potentiel de pression (v)
ϕ_r	Potentiel des racines (v)
ϕ_s	Potentiel du sol (v)
ψ	Succion du sol (m)
ψ_h	Constante de stabilité associée au transfert de chaleur (-)
ψ_m	Constante de stabilité associée au transfert de quantité de mouvement (-)

Introduction générale

Chapitre I. Introduction générale

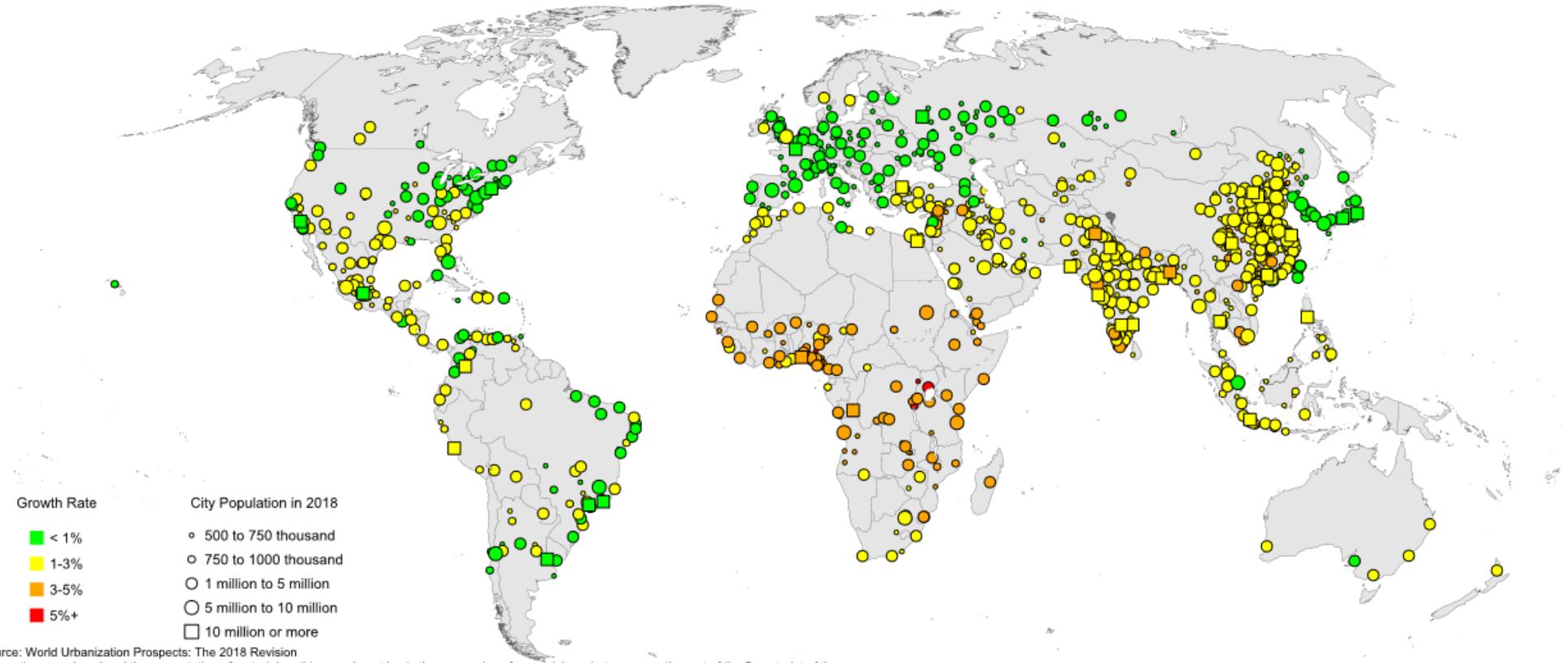
I.1. Urbanisation au cours du temps

L'urbanisation peut se définir comme la progression et l'essor des zones urbaines, se traduisant par l'élargissement de leur aire géographique, la hausse du nombre de leurs habitants et l'intensification de leur densité résidentielle. Elle trouve son origine dans les temps anciens, alors que les premières cités ont été bâties dans les vallées fertiles de la Mésopotamie, de l'Égypte et de l'Indus, en tant que pôles d'échanges et de gouvernance fortifiés afin de résister aux offensives ennemis (Clark and Moonen, 2016).

Au cours du Moyen Âge, la dynamique urbaine s'est amplifiée en Europe grâce à l'essor de cités marchandes telles que Venise, Florence ou Bruges, prospérant grâce à leur emplacement stratégique sur des itinéraires commerciaux clés. Durant la Renaissance, ces villes se sont agrandies en accueillant une population plus dense et en développant l'architecture urbaine (Hall, 1998).

Durant le XIXème siècle, l'avènement de la révolution industrielle a suscité une urbanisation massive en Europe et en Amérique du Nord, donnant naissance à des villes industrielles comme Manchester, Birmingham, Paris ou d'autres. Ce phénomène s'explique par l'afflux de populations venues des zones rurales pour travailler dans les usines, ce qui a entraîné une croissance exponentielle des villes. Pour répondre aux besoins croissants des travailleurs, des logements sociaux ont été construits et les moyens de transport ont été améliorés, notamment avec la mise en place de tramways et de trains.

Tout au long du XXème siècle, l'urbanisation a connu une accélération fulgurante à travers le monde, avec une croissance exponentielle de villes en Asie, en Afrique et en Amérique latine. Les villes se sont étendues de manière continue, devenant de plus en plus peuplées, avec la mise en place de nouvelles infrastructures telles que des réseaux de transport modernes, des immeubles de grande hauteur et des centres commerciaux. Aujourd'hui, plus de 55% de la population mondiale vit dans les villes et les projections des Nations Unies indiquent que d'ici 2050, cette proportion augmentera à 68% et la population urbaine atteindra 6,7 milliards de personnes (Nations Unies, 2018). La Figure I-1 illustre l'évolution de cette population urbaine à l'horizon 2030. Les pays du nord (Europe, Amérique du Nord) sont déjà très urbanisés et connaissent une croissance démographique urbaine moins soutenue (inférieure à 1%) par rapport aux pays du sud en Asie et en Afrique (3 à 5%).



© 2018 United Nations, DESA, Population Division. Licensed under Creative Commons license CC BY 3.0 IGO.

Figure I-1: – Projection d'évolution de la population mondiale en zone urbaine entre 2018-2030¹

¹ <https://population.un.org/wup/Maps/>

I.2. Milieu urbain

La notion de « milieu urbain » ou de « zone urbaine », bien que variable selon les pays, est généralement liée à la densité de la population, à la présence de structures bâties et/ou de surfaces imperméables, ainsi qu’aux activités économiques comme énoncé plus haut pour parler de l’urbanisation (McGrane, 2016). En France, l’Institut National de la Statistique et des Études Économiques (INSEE) propose une définition de zone urbaine en se référant à la continuité du bâti et au nombre d’habitants. Ainsi, on considère qu’on est en zone urbaine lorsqu’il n’y a pas plus de deux cents mètres (200 m) entre deux constructions et que la population est d’au moins deux mille (2 000) habitants².

Le passage d’un « milieu non urbanisé » à un « milieu urbanisé » s’effectue donc par des modifications spatiales et temporelles d’origine anthropique des éléments qui constituent le milieu. Ces modifications d’occupation du sol, du sous-sol et de l’atmosphère conduisent à un milieu hétérogène combinant des systèmes naturels modifiés et des systèmes artificiels. Les systèmes dits « naturels » englobent le sous-sol, le sol, l’atmosphère, la végétation, la faune, ainsi que le réseau hydrographique (même si généralement ils sont modifiés par l’homme), tandis que ceux artificiels représentent les constructions et activités anthropiques qui s’insèrent dans le milieu urbain.

Selon l’analyse des Nations Unies (2018), en France, la part de la population résidant en zones urbaines a augmenté considérablement au cours du siècle dernier, passant de 55 à 80% entre 1950 et 2018, comme illustré dans la Figure I-2. Au cours des deux dernières décennies, on a observé une augmentation de la population vivant dans de grandes agglomérations (15,2 millions de personnes en 2018), et cette tendance devrait se poursuivre d’ici 2030 (prévision de 18,4 millions de personnes) (Figure I-2b).

Par ailleurs, il est important de distinguer les milieux naturels urbains du milieu naturel non-urbain mais aussi entre eux au sein des environnements urbains. Les propriétés physiques, chimiques et biologiques des surfaces naturelles sont modifiées en fonction des usages qui en sont faits ou des perturbations auxquelles elles font face. Le facteur « temps » joue un rôle prépondérant dans l’évolution des surfaces naturelles urbaines. Une analyse, par exemple, comparant des sols issus de milieux urbains plus anciens (64 ans en moyenne) à ceux de milieux urbains récents (9 ans en moyenne) a révélé que les premiers présentent des densités apparentes plus réduites, une activité biologique plus accrue (augmentation de la biomasse microbienne de

2 <https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c1501>

71%, minéralisation potentielle du carbone de 20%, et minéralisation potentielle de l'azote de 83%), et aussi une augmentation de la matière organique (Scharenbroch et al., 2005).

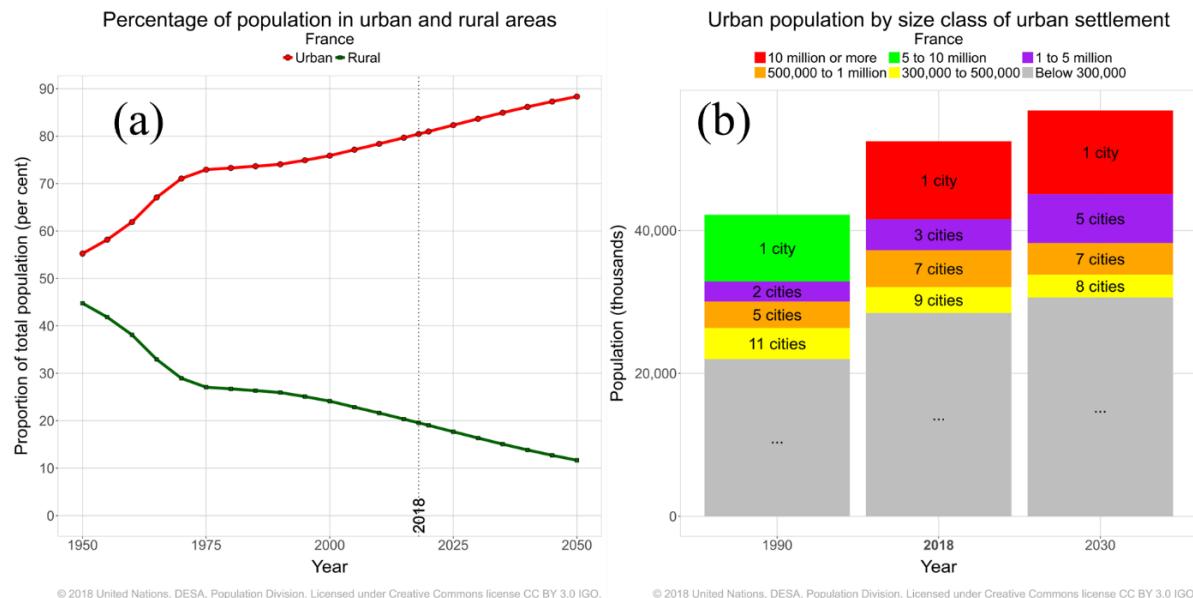


Figure I-2: (a) Pourcentage de la population en zone urbaine et rurale en France (b) Population urbaine par classe de taille d'agglomération.³

Il en est de même pour l'atmosphère soumise aux activités anthropiques (automobiles, usines, etc.) qui échangent avec elle des matières gazeuses et des particules. L'atmosphère urbaine se distingue de celle d'un milieu non-urbanisé par une température de l'air plus chaude. Ce phénomène est appelé communément « Ilots de Chaleur Urbains » (ICU) à l'image d'une île dans la « mer » c'est à dire que la ville est plus chaude et entourée par la campagne plus fraîche (Cermak et al., 2013). Howard (1818) en comparant la température de l'air entre Londres et ses environs, fait partie des premiers à aborder scientifiquement la question des îlots de chaleur urbains (Stewart, 1988). Forme et taille de ces ICU vont varier dans le temps et dans l'espace selon les caractéristiques du milieu urbain. Ainsi, la localisation géographique de la ville, son extension, la nature des matériaux qui composent le milieu bâti, la végétation, l'usage des sols, le type d'activités et le nombre d'habitants sont les facteurs clés à prendre en compte dans l'importance des ICU. Il faut noter également que ce phénomène est plus nocturne que diurne et attribuable aux différences de refroidissement (plutôt que de réchauffement) entre les zones urbaines et non-urbaines, en particulier pendant la période qui précède et qui suit le coucher du soleil (Oke, 1982).

La végétation urbaine, de par ces interactions avec les éléments anthropiques (tels que les constructions, les activités), voit aussi son fonctionnement physiologique modifié par

³ <https://population.un.org/wup/Country-Profiles/>

rapport à la végétation en milieu non-urbanisé (Best and Grimmond, 2015). Cette végétation est réduite en contexte urbain et le plus fréquemment, on rencontre des espaces verts de différentes tailles et usages, comprenant des surfaces engazonnées, des massifs de plantes décoratives, des friches, des jardins familiaux, des parcs et des arbres, et plus récemment des enveloppes végétales des bâtiments telles que les façades et les toitures végétalisées (de Munck et al., 2018).

I.3. Enjeux actuels en milieu urbain et solutions fondées sur la nature

L'urbanisation donne lieu à pléthore de conséquences diverses et variées pour les cités et leurs habitants (Grimm et al., 2008). En premier lieu, elle peut générer une demande croissante de ressources naturelles telles que l'eau, les sols, les matériaux de construction et les énergies fossiles, exerçant ainsi une pression sur l'environnement. De plus, l'urbanisation contribue à divers phénomènes tels que : i) l'émission de gaz à effet de serre qui amplifient le changement climatique ; ii) l'émission de polluants dans l'air, les milieux aquatiques et les sols, impactant la santé humaine et celle des écosystèmes ; et iii) l'aggravation des risques liés aux événements météorologiques extrêmes tels que les inondations, les sécheresses et les vagues de chaleur, entraînant des conséquences sur l'homme allant des impacts économiques et du confort urbain à la mise en danger des vies humaines. Par ailleurs, l'urbanisation peut également accentuer les inégalités sociales et économiques, les tensions sur les infrastructures, notamment les systèmes de transport, les réseaux d'eau et d'assainissement, ainsi que les services de santé et d'éducation.

Afin de répondre à ces enjeux, les villes de demain se voient confrontées à une multitude de défis, en vue de garantir un cadre de vie de qualité et durable pour leurs résidents. Tout d'abord, elles doivent être conçues de manière à minimiser leur empreinte environnementale et encourager la durabilité, en réduisant les émissions de gaz à effet de serre, en optimisant la gestion des eaux urbaines, la gestion des déchets, en favorisant une ambiance thermique agréable, l'utilisation de sources d'énergie renouvelables et en préservant les écosystèmes urbains. Ensuite, les cités doivent procurer à leurs habitants une qualité de vie élevée, en leur offrant un accès aisément à un ensemble de services publics, d'espaces verts, d'équipements culturels et de loisirs, de modes de transport efficaces et respectueux de l'environnement, ainsi que de logements abordables. En outre, elles doivent être inclusives et offrir des opportunités pour tous leurs citoyens, sans distinction d'âge, d'origine ethnique, de religion ou de statut socio-économique. Enfin, elles doivent faire preuve d'une grande capacité d'innovation

technologique pour répondre aux besoins croissants des citoyens en matière de connectivité, de sécurité, de mobilité et de services numériques (Caragliu et al., 2011).

Pour répondre à toutes ces attentes liées au contexte de changements globaux dans lesquels s'inscrivent les interactions dynamiques à la surface de la terre entre composantes artificielles et naturelles, acteurs scientifiques et opérationnels de différents domaines (politiques, sociologues, urbanistes, hydrologues, climatologues, écologues et bien d'autres) sont mobilisés. Le concept de solutions fondées sur la nature (SfN) est de plus en plus considéré comme étant fondamental pour répondre aux défis ci-dessus mentionnés en matière de durabilité urbaine. Les notions et idées prépondérantes sur les SfN évoquées dans cette partie sont tirées des articles de Ferreira et al. (2021), McCormick (2020) et UICN France (2018). En terme de définition, la Commission de l'Union Européenne définit les SfN comme « *des solutions inspirées par la nature et reposant sur cette dernière, qui sont rentables, qui offrent des avantages à la fois environnementaux, sociaux et économiques et qui favorisent la résilience ; de telles solutions apportent aux paysages urbains, terrestres et marins des caractéristiques et des processus naturels plus nombreux et diversifiés, grâce à des interventions systémiques adaptées aux conditions locales et efficaces en termes d'utilisation des ressources* ». Pour l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), les SfN sont des « *actions visant à protéger, gérer durablement et restaurer des écosystèmes naturels ou modifiés, qui répondent efficacement et de manière adaptative aux défis sociétaux, fournissant simultanément des avantages pour le bien-être humain et la biodiversité* ». McCormick (2020) souligne que malgré les différences entre ces deux définitions, elles convergent sur le fait que les SfN sont des interventions délibérées pour répondre à des défis sociétaux en exploitant les caractéristiques intrinsèques de la nature, mettant en avant que leur valeur essentielle réside dans leur capacité à offrir des avantages multiples. C'est ainsi que ces solutions se doivent d'introduire davantage de caractéristiques et de processus naturels au sein des villes par le biais d'interventions adaptées localement, efficaces en termes de ressources et systémiques. Les solutions fondées sur la nature peuvent donc en principe aider les villes à relever les défis de durabilité tels que les changements climatiques. Pour intégrer ces solutions dans la planification et la gouvernance urbaines, il convient d'inclure les considérations d'adaptation au climat dans les politiques et les pratiques sectorielles. Des exemples concrets d'initiatives mettant en œuvre des solutions fondées sur la nature comprennent : i) l'établissement de zones de protection de la nature pour réduire l'exposition aux risques, la restauration ou la gestion des rivières (exemple : la transformation de la rivière Isar à Munich

en Allemagne ou la restauration et la renaturation de la Bièvre près de Paris en France) ; ii) la création d'espaces verts (comme la Ceinture Verte de la ville de Vitoria-Gasteiz en Espagne ou les toitures végétalisées à Copenhague) pour des avantages écologiques et pour améliorer la gestion de l'eau en milieu urbain.

La gestion durable des eaux urbaines constitue un des enjeux majeurs des villes. Il y a nécessité entre autres de bien gérer le cycle de l'eau, de conserver une ambiance thermique agréable lors des périodes chaudes, de réintégrer la nature en ville et donc de s'inscrire dans ce vaste ensemble que constituent les SfN.

I.4. Gestion des eaux urbaines

L'histoire des eaux urbaines est liée à l'histoire de l'urbanisation, de l'innovation technique, mais aussi de l'adaptation et de la transmission culturelle. Ces eaux urbaines englobent essentiellement les eaux de consommation (ou eaux potables), les eaux usées, ainsi que les eaux pluviales. La gestion de l'eau en milieu urbain a été influencée par les connaissances scientifiques et techniques, mais aussi par les croyances et les valeurs culturelles des sociétés qui ont façonné la gestion de cette ressource vitale. Si les premiers véritables systèmes d'approvisionnement en eau urbaine et d'égouts sont identifiés en Crète, dans les îles de la mer Égée et dans les civilisations de la vallée de l'Indus entre 3200 et 1100 avant Jésus-Christ, c'est aux Romains que l'on attribue le développement des systèmes d'assainissement pour évacuer les eaux urbaines (Joseph et al., 2022). Lors d'une conférence portant sur l'histoire des égouts de la ville de Paris, Mouchel (2003) a exposé que l'introduction du modèle "tout à l'égout" en 1894 avait marqué une évolution majeure dans la gestion des eaux urbaines et en l'occurrence parisienne. Avant cela, les eaux usées étaient stockées dans des fosses et évacuées vers des usines de fabrication d'engrais. L'alimentation en eau potable s'étaient généralisées à cette époque, avec l'idée d'alimenter Paris par les sources d'eau captées. Pour répondre à la croissance de la population et à l'augmentation des besoins en eau, la filtration lente des eaux de rivière, comme la Marne et la Seine, a aussi été mise en place pour fournir de l'eau potable. Si le modèle du réseau unitaire, qui s'est généralisé dans toute la France au début du XXème siècle, a permis de collecter toutes les eaux à évacuer - usées et pluviales de manière centralisée, il a également posé des problèmes de traitement et de rejet dans l'environnement (Marcel and Ghelmi, 2012).

Vers la fin du XXème siècle, de nouvelles approches de gestion des eaux résiduaires urbaines ont commencé à émerger, favorisant la séparation des eaux pluviales des eaux usées.

Ce modèle se caractérise par l'adoption de systèmes de réseaux séparatifs, où les eaux pluviales sont désormais gérées indépendamment des eaux usées, favorisant la décentralisation de la gestion des eaux pluviales, en permettant leur rejet dans les milieux aquatiques les plus proches et en réduisant ainsi les volumes d'eau à traiter et à transporter sur de longues distances jusqu'aux stations d'épuration.

Dès les années 1970, la gestion des eaux pluviales a connu une évolution significative avec l'intégration de techniques dites « alternatives » au réseau traditionnel de conduites. Son émergence provient du constat que la gestion traditionnelle, qui reposait sur l'évacuation la plus rapide possible des eaux pluviales hors de la ville, présentait une multitude de défauts : « *concentration des flux et augmentation des risques d'inondations, pollution des milieux aquatiques, coûts très importants, etc. Il convenait donc de rechercher d'autres solutions, fournissant une alternative aux réseaux, et susceptibles de limiter les défauts observés* » (Chocat et al., 2022). Des infrastructures telles que les émissaires ont été développées pour évacuer efficacement ces eaux vers les cours d'eau ou la mer, tandis que la construction de bassins de rétention a permis de stocker temporairement les eaux pluviales et de réguler leur débit, réduisant ainsi les risques d'inondation. Par ailleurs, des ouvrages de collecte et stockage des eaux pluviales en vue de leur utilisation, pour des applications telles que l'irrigation ou le nettoyage urbain ont également été développés, illustrant une approche plus flexible et écologiquement responsable de la gestion de l'eau en milieu urbain.

Ces solutions alternatives, longtemps axées sur la régulation des débits pour éviter la surcharge des réseaux d'assainissement, ont traditionnellement privilégié le stockage temporaire des eaux et leur restitution contrôlée (Petrucci, 2012; Sage, 2016). L'infiltration des eaux de ruissellement a été encouragée, particulièrement dans des régions bénéficiant de conditions géologiques favorables (Barraud et al., 2006). Cette méthode visait à favoriser la pénétration de l'eau dans le sol, réduisant le volume d'eau à traiter par les infrastructures urbaines et contribuant à la recharge des nappes phréatiques.

Récemment, les directives⁴ en matière de gestion des eaux pluviales urbaines ont évolué vers une systématisation de l'infiltration. La recommandation actuelle est d'infilttrer au minimum les précipitations courantes (DRIEE, 2019)⁵ et, si possible, l'ensemble des eaux pluviales, afin de restaurer un bilan hydrologique plus proche du bilan naturel, de prévenir les

⁴ https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Gestion_durable_des_eaux_pluviales_le_plan_daction.pdf

⁵ https://www.drieat.ile-de-france developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/plaquette_bien_gerer_les_eaux_de_pluies_driee_2019_vf.pdf

surcharges des systèmes de gestion centralisés et de limiter les rejets de polluants. Cette évolution reflète une prise de conscience croissante de la nécessité de gérer l'eau de manière durable et respectueuse de l'environnement, en s'adaptant aux spécificités et aux défis de chaque contexte local.

Au début du XXI^e siècle, on pense désormais l'eau en milieu urbain comme une ressource et en France, la loi du 30 décembre 2006 sur l'eau en est une illustration où l'accent est mis sur la préservation de la ressource et des milieux aquatiques. De nos jours, la tendance est à la recherche de solutions fondées sur la nature pour la gestion des eaux pluviales, plus respectueuses de l'environnement et du fonctionnement hydrologique naturel, afin de répondre aux enjeux évoqués ci-dessus. Cette nouvelle approche consiste à gérer l'eau urbaine à la source c'est-à-dire le plus proche possible de là où elle tombe, dans des ouvrages (toitures végétalisées, jardins de pluie, noues d'infiltration, arbres, etc..) mettant en œuvre des sols/substrats perméable et végétalisés (Figure I-3). Ces solutions favorisent des processus hydrologiques de rétention de l'eau, d'infiltration et d'évapotranspiration, mais aussi des processus épuratoires de rétention des polluants par filtration/adsorption, et biodégradation (Tunqui Neira et al., 2023). Ces nouveaux dispositifs permettent ainsi d'éviter les énormes tuyaux nécessaires aux transports de l'eau pluviale dans des réseaux traditionnels qui coutent cher en termes d'entretien (Joseph et al., 2022).

I.5. Evapotranspiration issues des solutions fondées sur la nature

La nouvelle approche des SfN pour la gestion des eaux pluviales urbaines, caractérisée par une utilisation croissante de solutions végétalisées ou non, apporte un soutien aux modes de gestion traditionnels précédemment mentionnés. D'un point de vue hydrologique, elle favorise l'augmentation de l'infiltration et de l'évapotranspiration (ET), ce qui entraîne une réduction du ruissellement urbain, favorisant la recharge en eau du sol, l'alimentation des nappes et contribue ainsi à une meilleure prévention des inondations.

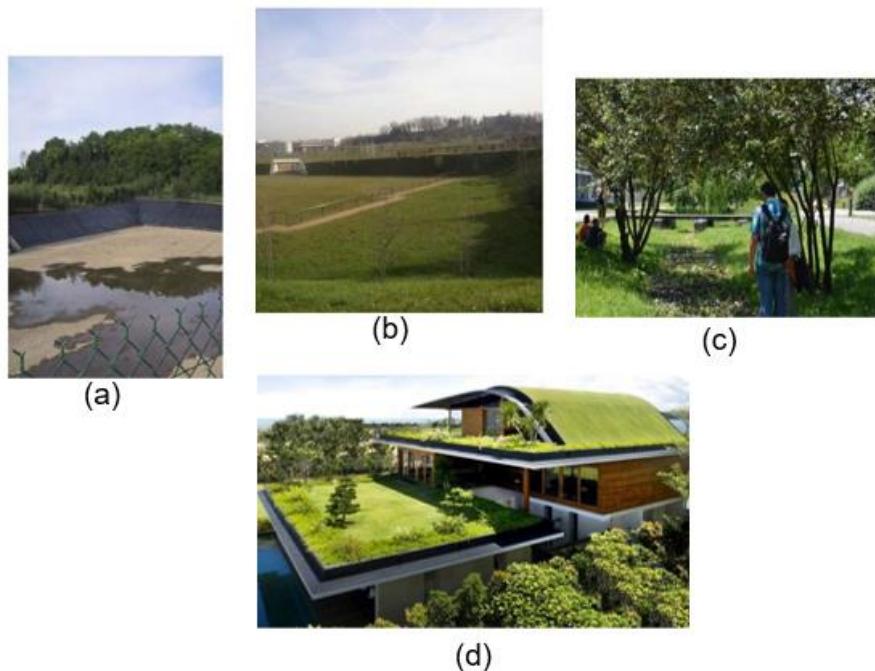


Figure I-3 : (a) Bassin de rétention classique (étanche), (b) bassin multifonction servant à la pratique du football ; (c) noue d'infiltration (d'après Bechet et al. (2017)) et (d) toiture végétalisée⁶.

Ces solutions peuvent également être conçus de manière étanche et envisagées dans des contextes où l'exfiltration des eaux vers le sous-sol est entravée par divers facteurs tels que le contexte géologique (présence de gypse soluble ou d'argile gonflante), la contamination du sol par des activités antérieures, ou l'absence de pleine terre en raison des infrastructures présentes (jardins sur dalle, toitures végétalisées, réseaux souterrains). Dans de telles situations, l'ET devient le principal, voire l'unique processus hydrologique pour atténuer le ruissellement.

L'adoption des SfN en milieu urbain est motivée par la diversité des avantages qu'elles offrent. L'ET est associée à de nombreux bénéfices attendus des SfN pour répondre aux défis actuels. En plus de son rôle hydrologique d'atténuation du ruissellement, le flux d'ET contribue au rafraîchissement local par l'évaporation de l'eau et la transpiration des plantes, entraînant une augmentation de la vapeur d'eau atmosphérique (Qiu et al., 2023). Cela aide à abaisser les températures locales, améliorant ainsi le confort thermique au sein des espaces urbains. De plus, l'ET, via le processus de transpiration des végétaux, joue un rôle essentiel dans la photosynthèse des végétaux et est ainsi impliquée dans le cycle du carbone. Une compréhension de l'ET est donc importante pour assurer un développement optimal des végétaux. En agriculture urbaine, la connaissance de l'ET permet de déterminer les besoins en eau des cultures afin d'optimiser et rationnaliser l'irrigation. Cet enjeu de stratégie d'irrigation concerne aussi plus largement toute

⁶ <https://ecolo-house.com/fr/les-toits-végétalisés>

la végétation urbaine, avec une tension croissante sur la ressource en eau et une recrudescence des périodes de sécheresse (plus fréquentes et plus intenses). Dans un contexte marqué par le changement climatique, une compréhension plus précise de l'ET issue des SfN émerge comme un enjeu crucial pour contribuer à en atténuer les conséquences et favoriser des environnements urbains plus agréables et plus durables.

Alors que la mesure de l'ET est bien établie dans les contextes agricoles et naturels, son application en ville est récente et présente des défis spécifiques. La complexité des environnements urbains, caractérisés par leur diversité et leur interaction avec des objets construits (bâtiments, revêtements, routes, etc.), rend la mesure de l'ET plus complexe (DiGiovanni-White et al., 2018; Saher et al., 2021). Les SfN en milieu urbain, avec leur variété de configurations et de fonctions, nécessitent des approches adaptées pour évaluer précisément l'ET vis-à-vis des enjeux qui diffèrent parfois du contexte agricole où ce sont principalement les enjeux de besoin en eau qui sont mis en avant sur des cultures souvent homogènes, de grandes superficies, et annuelles. La littérature scientifique traitant spécifiquement de l'ET dans le contexte des SfN en milieu urbain est limitée. Ce sujet sera exploré en détail dans la thèse. Pour l'instant, il convient de noter que bien que des études telles que celles menées par Hess et al. (2021a, 2019a, 2017) sur les jardins de pluie urbains aient initié l'exploration de ce domaine, elles se heurtent à des limites liées à la diversité des configurations à tester, aux périodes d'étude qui sont courtes, et à la généralisation de leurs résultats. Les toitures végétalisées, par exemple, ont suscité un intérêt particulier parmi les SfN (Ebrahimian et al., 2019; Jahanfar et al., 2018; Wadzuk et al., 2013), mais la recherche rencontre encore des obstacles, notamment en ce qui concerne la comparaison des différentes méthodes de mesure du flux d'ET sur des toitures végétalisées expérimentales en conditions réelles ainsi que l'évaluation critique des approches couramment utilisées dans la littérature.

La modélisation hydrologique en milieu urbain a longtemps accordé plus d'importance à l'écoulement de l'eau dans les réseaux d'eaux urbaines, tandis que l'ET a reçu moins d'attention de la part des chercheurs. La nouvelle tendance qui prône la re-végétalisation des milieux urbains nécessite une prise en compte adéquate de ce processus dans les modèles (Bechet et al., 2017). Les modélisations de l'ET dans les modèles hydrologiques, souvent d'origine agricole ou météorologique, peuvent parfois produire des résultats divergents (Berthier et al., 2006; Cascone et al., 2019) et nécessitent des adaptations aux contextes urbains marqués par une hétérogénéité microclimatique et des effets d'ombrage (Costello and Jones, 2014; Hörnschemeyer et al., 2021; Jahanfar et al., 2018). C'est dans ce contexte, caractérisé par un

besoin important d'approfondir les connaissances sur le processus d'ET, que s'inscrit la présente thèse.

I.6. Objectifs et plan du travail de thèse

L'objectif général du sujet de thèse est donc d'améliorer la compréhension, l'estimation et la reproduction du processus d'ET issue de SfN dédiées à la gestion à la source des eaux pluviales urbaines. La thèse se focalise sur deux types spécifiques de SfN représentatifs et pertinents en milieu urbain, à savoir les toitures végétalisées et les ouvrages d'infiltration de type jardins de pluie. Deux objectifs majeurs sont poursuivis : premièrement, l'accent est mis sur la compréhension et l'estimation de l'ET par différentes méthodes d'observation à différentes échelles temporelles ; et ensuite la recherche se concentre sur les conditions et stratégies pour la modélisation de l'ET issue des SfN. Le parti pris de la thèse est de ne pas acquérir de nouvelles données et de ne pas développer de nouveaux modèles, mais bien d'améliorer la connaissance, l'estimation, et la reproduction des ET à partir de données et modèles existants.

Le manuscrit de thèse est structuré en trois sections majeures, précédées d'une introduction générale et se termine par une conclusion générale :

- Première Partie : Revue de littérature sur l'évapotranspiration en ville

Cette première section se consacre à une revue bibliographique complète des connaissances actuelles concernant le processus d'ET issue des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales en milieu urbain. Les chapitres II et III se penchent respectivement sur les processus physiques sous-jacents et les dynamiques spatiales et temporelles du flux d'ET. Les chapitres IV et V sont dédiés à la modélisation de l'ET, examinant en détail les méthodes et les approches employées pour simuler le processus, avec un focus sur le milieu urbain. Cette importante partie bibliographique permet une problématisation de notre travail de thèse, et d'expliquer les choix des SfN et du modèle étudié dans la suite de la thèse (chapitre VI) ;

- Deuxième Partie : Estimations expérimentales de l'ET issue de SfN dédiées à la gestion à la source des eaux pluviales urbaines

La deuxième partie du travail est consacrée à des investigations empiriques portant spécifiquement sur l'ET au sein des SfN. Le chapitre VII, intitulé « Déterminants de l'ET dans les jardins de pluie urbains », est consacré à l'estimation de l'ET sur des jardins de pluie pilotes de taille réduite et à l'identification de ses facteurs déterminants. Le chapitre VIII, quant à lui,

se penche sur l'ET des toitures végétalisées, en mettant l'accent sur la comparaison de différentes méthodes d'estimation à partir d'une série de plots expérimentaux ;

- Troisième Partie : Modélisation de l'ET issue des SfN pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines

Dans cette partie, les connaissances acquises sont capitalisées pour simuler l'ET des SfN à l'aide d'un modèle hydrologique sélectionné. Le chapitre IX, intitulé « Analyse de sensibilité et calage d'un modèle hydrologique pour la simulation de l'ET », explore la sensibilité de l'ET aux paramètres du modèle, puis interroge diverses stratégies de calage pour améliorer la simulation du flux. Le chapitre X suivant, axé sur la "Simulation de l'ET à partir d'un modèle hydrologique sur une longue période", offre la possibilité d'utiliser le modèle validé sur une durée prolongée et de parvenir à des conclusions espérées robustes en termes de dynamique et de quantification de l'ET.

- Conclusion générale

A la fin de la thèse, il est rappelé le contexte et les objectifs de notre travail ainsi que les divers enseignements tirés des estimations expérimentales et numériques de l'ET. Il est également formulé des propositions et/ou des recommandations pour de futurs travaux d'estimations et/ou de modélisation de l'ET issue des SfN urbaines.

Première Partie : Revue bibliographique sur le processus d'évapotranspiration en milieu urbain

Chapitre II. Processus physiques associés à l'évapotranspiration

II.1. Introduction

L'évaporation est un phénomène physique qui décrit la transformation de la matière « eau » d'un état liquide ou solide en un état gazeux. Selon le cas, on parle respectivement de vaporisation ou de sublimation. Dans la nature, l'évaporation se produit principalement à la surface des milieux tels que les couverts neigeux, les calottes glaciaires, les lacs, les fleuves, les océans, etc., ainsi que dans les zones non saturées proches de la surface du sol, comme les sols nus et les nappes libres. De plus, ce phénomène peut également se produire à travers des processus biologiques, tels que la transpiration des végétaux. Toutefois, l'évaluation de l'évaporation dans ces différents compartiments peut s'avérer complexe et elle est souvent regroupée sous le terme « évapotranspiration » (Brutsaert, 1982) ou « évaporation totale » (Cosandey and Robinson, 2012a).

Cette section a pour objectif de présenter les processus physiques liés à l'évapotranspiration (ET). Cette synthèse est structurée en trois parties : i) une première partie est consacrée aux transferts d'eau dans l'atmosphère ; ii) une seconde partie est dédiée aux transferts d'eau et de chaleur dans le sol ; et iii) enfin, la troisième partie traite de la transpiration et des relations sol, plante et atmosphère.

II.2. Transferts de vapeur d'eau dans l'atmosphère

II.2.1. Rayonnement solaire

Pour faire passer la matière « eau » de l'état liquide à l'état gazeux, il faut lui fournir une quantité de chaleur. Dans le milieu naturel, cette source de chaleur est externe et provient essentiellement du soleil. Cette chaleur rayonnante, se propage dans le vide en absence de matière et repose sur des principes de rayonnement électromagnétique, lui-même basé sur un déplacement de photons. Au quotidien, l'énergie rayonnante est très présente ; c'est ainsi que le soleil chauffe le système terre et atmosphère. L'éclairement reçu par la surface du sol provient soit directement du soleil ou d'une rétrodiffusion en provenance des constituants de l'atmosphère. Le rayonnement à la surface terrestre et dans l'atmosphère peut se classer en fonction de la longueur d'onde λ (Figure II-1).

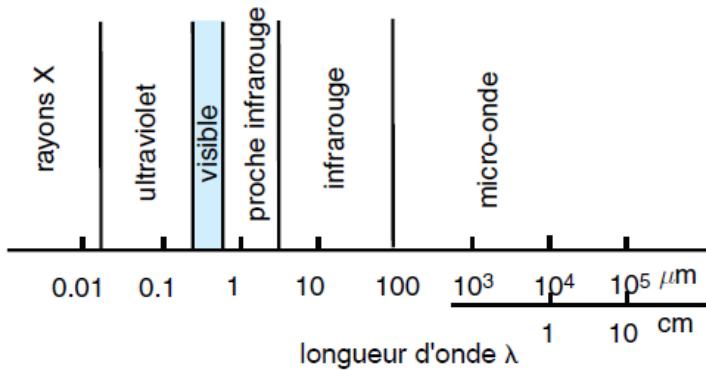


Figure II-1 : Classification du rayonnement en fonction de la longueur d'onde⁷

Lorsque $\lambda \leq 0,4 \mu\text{m}$, le rayonnement d'origine solaire domine et on parle d'ondes courtes. Entre 4 et 100 μm , le rayonnement est surtout d'origine terrestre et est dite « ondes longues ». On appelle bilan radiatif d'une surface, l'ensemble des échanges de rayonnement permettant d'estimer le rayonnement net (Q^*) de cette surface :

$$Q^* = (1 - \alpha_s)S^* + L_{at}^* - L_{sol}^* (\text{w.m}^{-2}) \quad (\text{II.1})$$

dans l'équation, S^* est le rayonnement global provenant des radiations courtes, L_{at}^* et L_{sol}^* sont respectivement le rayonnement atmosphérique et le rayonnement du sol représentant les radiations longues. Le rayonnement global est mesurable avec un pyranomètre. Une partie du rayonnement global est réfléchie vers l'atmosphère ; le rapport entre ce rayonnement réfléchi et le rayonnement global est appelé l'albédo noté « α_s ». L'albédo dépend du type de surface, du couvert et de l'humidité. Il est de l'ordre de 0,04 à 0,08 pour de l'eau claire et peut atteindre 0,10 à 0,15 pour des eaux chargées d'argile.

Les ondes longues concernent les flux diffus provenant des gaz atmosphériques (L_{at}) et de la surface terrestre (L_{sol}). Elles sont subdivisées en deux composantes à savoir les rayonnements descendants (L_{at}) et ascendants (L_{sol}). Elles sont généralement estimées par des formulations théoriques. En intégrant ces expressions, le rayonnement net s'écrit :

$$Q^* = (1 - \alpha_s)S^* + \varepsilon_s \varepsilon_a \sigma T_a^4 - \varepsilon_s \sigma T_s^4 \quad (\text{II.2})$$

dans cette équation, σ est la constante de Stefan-Boltzmann ($5.67 \cdot 10^{-8} \text{ w.m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4}$), T_a , T_s sont les températures respectives de l'air et du sol (en $^\circ\text{K}$), ε_s et ε_a respectivement les émissivités de la surface et de l'atmosphère. L'émissivité représente les flux radiatifs du

⁷ <https://www.lmd.jussieu.fr/~fcodron/>

rayonnement thermique émis par une surface à une température donnée par rapport à la référence qu'est le flux émis par un corps noir⁸ à cette même température.

II.2.2. Déficit de pression de vapeur

Classiquement, l'évaporation va se dérouler de la manière suivante (Cosandey and Robinson, 2012b) : l'énergie solaire va permettre une augmentation de la température de l'eau. Il en résulte une agitation plus rapide des molécules d'eau, une augmentation de leurs mouvements qui fragilise les liens entre elles et les molécules proches de la surface liquide vont s'échapper vers les couches d'air sus-adjacentes. Quantifier les molécules d'eau qui se sont échappées revient à évaluer l'évaporation. La quantité de chaleur (L_e) par unité de masse d'eau nécessaire à l'évaporation dépend linéairement de la température. A 20 °C, L_e est égale à 2,45 MJ pour l'évaporation de 1 Kg d'eau et à 0 °C, L_e est égale 2,501 MJ pour évaporer 1 Kg d'eau.

En s'évaporant, l'eau sous forme vapeur se mélange à l'air sec de l'atmosphère pour former l'air atmosphérique. Les gaz atmosphériques peuvent être considérés comme parfaits dans le sens où l'interaction entre les molécules est négligeable. En supposant un mélange homogène de l'atmosphère et en utilisant la loi de Dalton ($P = \sum P_i$) avec P_i la pression partielle d'un gaz, l'équation d'état qui relie les trois paramètres caractéristiques d'un gaz que sont la masse volumique (ρ), la pression (P) et la température (T) du gaz peut s'écrire :

$$P = \rho R_g T / M_g \quad (\text{II.3})$$

avec R_g la constante des gaz parfaits (= 8,314 J.K⁻¹.mol⁻¹) et M_g la masse molaire du gaz (0,029 kg. Mol⁻¹ pour l'air sec et 0,018 kg. Mol⁻¹ pour la vapeur d'eau). L'équation d'état met en évidence l'influence de facteurs tels que la pression et la densité des gaz sur le processus d'évaporation. En effet, un gaz (vapeur d'eau, azote, gaz carbonique, etc.) tend à occuper tout l'espace disponible et exerce ainsi une pression partielle (e_a) sur son milieu. Lorsqu'un équilibre s'installe entre la phase liquide (V_{liq}) et la phase gazeuse (V_v) à une certaine température T_a et à une pression dite saturante e_s^* , la pression de vapeur à saturation peut être évaluée en fonction de la température :

$$\frac{de_s^*}{dT} = \frac{L_e}{T_a (V_v - V_{\text{liq}})} \quad (\text{II.4})$$

⁸ Un corps noir absorbe et convertit toute l'énergie rayonnante qu'il reçoit indépendamment de la bande spectrale considérée

La Figure II-2 montre la variation de pression de vapeur saturante de l'eau en fonction de la température.

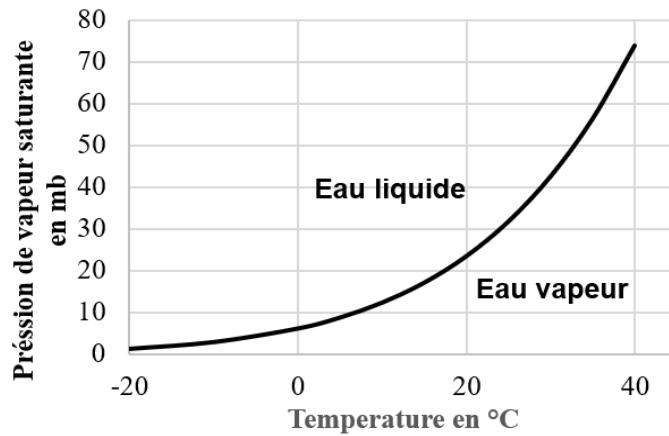


Figure II-2 : Pression de vapeur saturante de l'air en fonction de la température.
(données tirées de Brutsaert (1982))

En négligeant le volume du liquide par rapport au volume de l'eau en phase vapeur, l'équation (II.4) peut se résumer à :

$$\frac{de_s^*}{dT} = \frac{M_g L_e e_s^*}{R_g T^2} \quad (\text{II.5})$$

Des formules approximatives basées sur des intégrations découlant de l'équation (II.5) sont établies. Elles permettent d'évaluer théoriquement la pression de vapeur saturante à partir de la température. La différence entre la pression de vapeur saturante et la pression de vapeur partielle est appelée déficit de pression de vapeur d'eau. Elle représente la quantité d'eau sous forme vapeur que l'atmosphère est susceptible d'absorber avant sa saturation :

$$\Delta e = e_s^* - e_a \quad (\text{II.6})$$

Dalton (1802) a émis l'hypothèse que l'évaporation est fonction, d'une part, du déficit de vapeur et, d'autre part, d'une fonction (f) de la vitesse du vent (u) représentant les échanges dits convectifs :

$$E = f(u) \cdot \Delta e \quad (\text{II.7})$$

où E est l'évaporation de l'eau à la surface. La fonction de la vitesse du vent va dépendre de l'état de l'atmosphère et de la topographie. Lorsque l'air n'est pas saturé en eau, c'est-à-dire que le déficit de vapeur est non nul, l'apport d'énergie aura tendance à augmenter le flux d'évaporation. En revanche, si le déficit de saturation est nul, cela signifie que la capacité de

l'atmosphère à accueillir de nouvelles molécules de vapeur d'eau serait atteinte. À ce stade, l'apport d'énergie ne contribuerait plus au flux d'évaporation. Il est important de noter que cette capacité évaporatoire de l'atmosphère est rarement atteinte dans des conditions naturelles, en raison des phénomènes de convection qui se produisent dans l'atmosphère.

II.2.3. Convections dans l'atmosphère

La surface terrestre exerce une influence sur la couche de l'atmosphère qui lui est directement en contact. Cette couche, avec une épaisseur pouvant atteindre 1000 mètres, est appelée la couche limite atmosphérique. Dans cette couche limite, des irrégularités du vent ou de la température sont souvent observées sur des intervalles de temps compris entre quelques secondes et quelques minutes. Ces irrégularités sont dues à des mouvements tourbillonnaires de petite échelle appelés mouvements turbulents. Ces fluctuations résultent d'une superposition de mouvements tourbillonnaires d'échelles spatiales et temporelles différentes. Dans cette couche, les échelles spatiales de la turbulence vont des plus grandes échelles (1000 m) à des échelles très petites de tourbillons de l'ordre du cm. Pour capter toute la variation temporelle, les échantillons de vitesse doivent être inférieurs à la seconde si l'on veut couvrir une période de mesure de l'ordre de la demi-heure (Foken and Napo, 2008).

Le caractère aléatoire de la turbulence mène à une analyse statistique du mouvement. La décomposition de Reynold va ainsi permettre d'isoler les fluctuations turbulentes en séparant chaque variable instantanée en une valeur moyenne et en une fluctuation :

$$x = \bar{x} + x' \quad (\text{II.8})$$

où x est la variable instantanée, \bar{x} la moyenne et x' la fluctuation. La moyenne de la fluctuation est égale à 0 et la covariance de deux variables X et Y peut s'écrire :

$$\text{cov}_{(x,y)} = \overline{(x - \bar{x})(y - \bar{y})} = \overline{x'y'} \quad (\text{II.9})$$

De part ces turbulences, ont lieu dans l'atmosphère des transferts de quantité de mouvement, de chaleur et d'humidité dont les flux sont exprimés respectivement en fonction des gradients verticaux de vitesse (u), de température (T) et d'humidité (q). Ces flux de quantité peuvent également être exprimés en fonction de la fluctuation de la composante verticale de la vitesse de vent w' :

$$F_z = \overline{w'X'} = -D(z) \frac{\partial \bar{X}}{\partial z} \quad (\text{II.10})$$

où F_z est le flux vertical, X' la fluctuation pouvant être la température, la concentration en CO₂, la vitesse ou l'humidité de l'atmosphère, \bar{X} la moyenne de la variable X et D la diffusivité en m². s⁻¹. On peut alors réécrire les flux de transferts des différentes quantités de la façon suivante :

$$Q_H = \overline{w'T'} = -\rho_a c_p D_h(z) \frac{\partial T(z)}{\partial z} \quad (\text{II.12})$$

$$Q_E = \overline{w'q'} = -\rho_a D_v(z) \frac{\partial q(z)}{\partial z} \quad (\text{II.13})$$

Les termes D_h et D_v expriment les diffusivités thermiques turbulentes des différents flux exprimées selon (Guyot, 1999) :

$$D_h = D_v = k u_* z \quad (\text{II.14})$$

où $k \approx 0,4$ est la constante de Von Karman et u_* est appelé vitesse de frottement en m. s⁻¹. Des travaux de Prandtl (1932), on estime un profil de la vitesse du vent selon une description logarithmique :

$$u(z) = \frac{u_*}{k} \ln \left(\frac{z-d}{z_0} \right) \quad (\text{II.15})$$

avec z_0 (m) la constante d'intégration ou « paramètre de rugosité » ou « longueur de rugosité » de la surface et d la hauteur de déplacement dépendant de la hauteur moyenne du couvert végétal et de la répartition spatiale des feuilles. La longueur de rugosité est définie comme la hauteur à laquelle le vent s'annule. Quoique cette hauteur ne soit pas égale à la hauteur des irrégularités du terrain, il y a une dépendance entre ces deux grandeurs. En d'autres termes, une fois la longueur de rugosité déterminée pour un terrain donné, celle-ci ne change pas suivant la vitesse du vent.

Pour des altitudes supérieures à quelques dizaines de centimètres, le profil logarithme constitue une bonne estimation des profils réels pour des gradients thermiques faibles (Guyot, 1999). Cependant, lorsque les gradients thermiques sont importants, il est nécessaire de paramétriser l'estimation de la vitesse du vent pour tenir compte des modifications de l'état de

l'atmosphère. La théorie de Monin and Obukhov (1954) est largement utilisée à cet effet. Cette théorie part du principe que les variables pertinentes pour la description de la couche limite atmosphérique sont l'altitude z , les covariances des différents flux ($w'u'$, $w'T'$, $w'q'$) et la température potentielle⁹ θ_p . La longueur de Monin-Obukhov est établie selon :

$$\xi = \frac{z - d}{L} \quad (\text{II.16})$$

avec L la hauteur à laquelle la colonne d'air au-dessus de laquelle la production (ou la perte) de l'énergie cinétique par cisaillement équivaut à la production de l'énergie cinétique turbulente par convection (Foken and Napo, 2008) :

$$L = \frac{\overline{w'u'}^{3/2} \theta_p}{\text{kg} \overline{w'T'}} \quad (\text{II.17})$$

L peut aussi être utilisé comme un critère de stabilité de l'atmosphère : lorsque L est négative, l'atmosphère est stable. Pour une situation stable, la turbulence est moins forte, donc le profil de vitesse est moins homogénéisé suivant la verticale. La vitesse augmente alors plus rapidement avec l'altitude que dans le cas neutre. Inversement pour une atmosphère instable, la vitesse augmente moins rapidement que dans le cas neutre.

Le phénomène d'évaporation nécessite l'apport d'énergie à l'eau sous sa forme liquide ou solide. L'évaporation à la surface en contact direct avec l'atmosphère est exprimée en fonction du déficit de vapeur d'eau et d'une fonction de la vitesse du vent qui dépend de la stabilité de l'atmosphère. La théorie de Monin-Obukhov permet de prendre en compte les aspects liés à l'état de l'atmosphère et de pouvoir par une analyse d'accéder aux flux de chaleur latent et sensible.

II.3. Transfert d'eau et de chaleur dans le sol

II.3.1. Concept de sol comme milieu poreux

Le sol est communément appréhendé en tant que milieu poreux caractérisé par la présence d'une phase solide et d'une phase de « vide » appelée « pore », au sein de laquelle les

⁹. Grandeur utilisée pour caractériser l'état thermodynamique de l'atmosphère, elle représente la température que l'air aurait s'il était comprimé ou dilaté adiabatiquement jusqu'à une pression de référence donnée. Elle ne varie pas lorsqu'un paquet d'air se déplace verticalement dans l'atmosphère sans échange de chaleur avec l'extérieur et constitue une mesure plus significative que la température réelle pour déterminer la stabilité de l'atmosphère et la tendance à la convection

fluides circulent. La porosité w du milieu est ainsi définie comme étant le rapport entre le volume des pores et le volume total du milieu considéré. En présence de pores interconnectés ou continus, l'écoulement des fluides (gaz ou liquides) est supposé s'opérer au sein du milieu (Figure II-3).

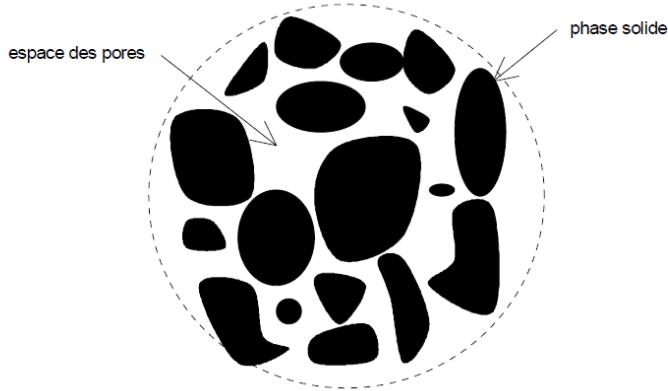


Figure II-3 : Caractérisation d'un milieu poreux dont la phase solide est non connectée et l'espace des pores multi-connectés (pris dans Berthier (1999))

En raison de la complexité géométrique des pores, la délimitation précise du domaine de chaque phase s'avère difficile, et la description de l'écoulement dans le milieu est généralement effectuée à une échelle macroscopique, ce qui conduit à l'utilisation du concept de Volume Élémentaire Représentatif (VER). Le VER est défini comme le volume à partir duquel la porosité peut être caractérisée par une valeur unique.

La texture, la surface spécifique et la structure sont des caractéristiques qui décrivent les écoulements au sein du milieu poreux. Si la texture renseigne sur la répartition de la taille des particules solides constituant le milieu, la surface spécifique définit la surface totale de ces particules solides par rapport à leur masse. Quant à la structure, elle désigne le mode d'agencement ou d'arrangement des particules du milieu. Ces trois caractéristiques vont influencer le comportement des fluides dans le milieu. Pour caractériser l'eau dans le milieu poreux, deux variables d'états sont définies : la teneur en eau et la charge hydraulique. D'une part, la teneur en eau θ représente le rapport du volume d'eau V_{liq} dans le milieu par rapport au volume totale V_T :

$$\theta = \frac{V_{\text{liq}}}{V_T} \quad (\text{II.28})$$

La teneur en eau est limitée par la porosité du milieu et lorsque tous les pores sont occupés, la teneur en eau est à saturation θ_s . D'autre part, la charge hydraulique H encore

appelée potentiel hydraulique représente l'état énergétique de l'eau dans le sol. Cette énergie est exprimée en unité de hauteur d'une colonne d'eau (en m). L'énergie cinétique étant négligeable, l'énergie potentielle est celle qui gouverne le mouvement de l'eau dans le milieu :

$$H = h + z \quad (\text{II.29})$$

où z est le potentiel de gravitation (m), h le potentiel de pression (m). Ces potentiels résultent respectivement des forces de gravitation et de pression. Les forces de pression regroupent les phénomènes de capillarité et d'adsorption. Selon les forces qui retiennent l'eau dans le milieu, on peut distinguer (Figure II-4) :

- l'eau liée qui est celle retenue à la surface des particules de sol par des forces électriques et ne participe pas de façon « habituelle » aux transferts de l'eau dans le sol, sauf s'il y a modification de la nature chimique de la phase solide du sol ;
- l'eau pelliculaire qui entoure les particules de sol et leur eau liée. Cette dernière ne peut être extraite dans des conditions naturelles et représente une sorte de teneur en eau minium du sol ;
- l'eau de rétention capillaire qui échappe aux forces de la gravité et peut être extraite par l'évaporation et par les plantes. Elle est aussi appelée « capacité de rétention » (θ_{CR}) ou capacité au champ. La capacité au champ désigne l'eau que contient un sol préalablement saturé ou bien alimenté en eau et dont l'eau gravitaire a été évacuée ;
- l'eau gravitaire ou l'eau libre qui circule dans les plus gros pores du sol et comme son nom l'indique sous la gouverne des forces gravitaires.

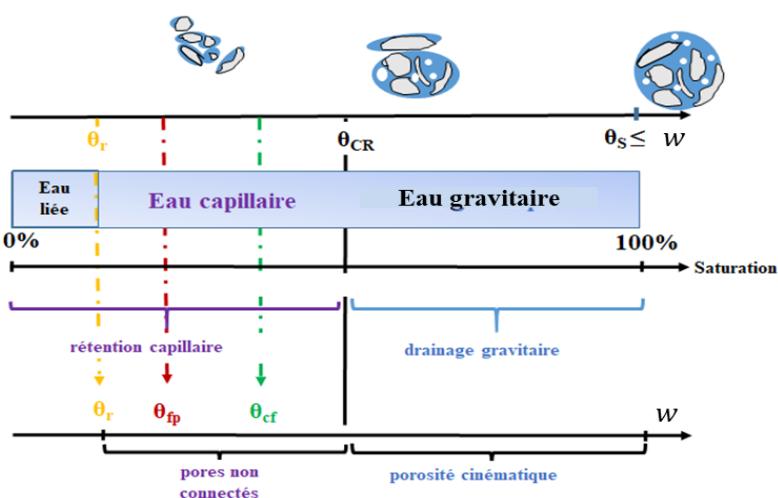


Figure II-4 : Types d'eau dans le sol, modifiée et adaptée de Ebrahimian et al. (2019). θ_{fp} et θ_{cf} sont respectivement les teneurs en eau au point de flétrissement permanent et temporaire.

II.3.2. Équation d'écoulement de l'eau dans le sol

L'écoulement de l'eau liquide dans le milieu se fait de l'état énergétique le plus fort vers l'état énergétique plus faible. Le flux d'eau est alors défini comme le produit du gradient de charge totale par un facteur K représentant la propriété du milieu à transmettre l'eau. Le flux d'eau q_l par unité de surface est donné par l'équation généralisée de Darcy (1856) :

$$q_l = -K(\theta) \operatorname{grad}(-\psi + z) = -K(\psi) \operatorname{grad}(-\psi + z) \quad (\text{II.30})$$

où K est la conductivité hydraulique (m. s^{-1}). La conductivité hydraulique K dépend de la porosité, de la texture et de la structure du sol. Lorsque le milieu est saturé, la conductivité à saturation K_s dépend du type de sol (texture et structure) et elle peut être assez aisément déterminée expérimentalement. En milieu non saturé, la conductivité hydraulique est réduite et fonction de la teneur en eau θ ou de la succion ψ ($\psi = -h$) du milieu expérimentalement ou par le biais de modèles théoriques. Le lien entre les variables d'états θ et ψ est représenté par des courbes caractéristiques ou de rétention. Ces courbes sont dépendantes de la structure et de la texture du sol et sont déterminées expérimentalement par des mesures de la succion en fonction de la teneur en eau. La sorption (humidification du sol) ou la désorption (assèchement) peuvent entraîner des variations différentielles de la structure du sol créant un phénomène d'hystérésis. Différentes équations empiriques sont ainsi développées pour relier la teneur en eau à la succion ou la conductivité hydraulique aux variables d'état ψ et θ . Les modèles de Brooks and Corey (1966) et de van Genuchten (1980) sont couramment utilisés en hydrologie.

Pour écrire l'équation générale d'écoulement de l'eau dans le milieu poreux variablement saturé, on combine deux équations :

- l'équation de Darcy (1856) qui exprime l'écoulement en phase liquide ;
- l'équation de continuité où l'on considère une conservation de la masse d'eau dans le volume V_T du milieu poreux.

On estime que la variation d'eau dans le milieu équivaut au volume sortant et entrant à la frontière du volume V_T . L'équation s'écrit (Richards, 1931) :

$$\frac{\partial \theta(\psi)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(\theta) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) \right) - S(z, t) \quad (\text{II.33})$$

dans cette équation, t le temps en s, et S un terme puits ou source qui concerne le prélèvement ou l'apport d'eau supplémentaire dans le volume V_T . Notons qu'une approche plus complète de la description de l'écoulement de l'eau dans le sol intégrerait la phase gazeuse.

II.3.3. Transfert de chaleur dans le sol

Les transferts thermiques dans le sol se produisent principalement par conduction thermique, où la chaleur se propage de proche en proche par agitation thermique lors de collisions moléculaires. Les transferts d'énergie du sol vont alors s'effectuer des régions à forte température vers les régions à plus faible température. Le flux de chaleur s'exprime par la relation de Fourier :

$$Q_G = -K_T \frac{\partial T}{\partial z} \quad (\text{II.35})$$

avec K_T la conductivité thermique du sol ($\text{W.m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$), T , la température du sol suivant la profondeur. Comme la conductivité hydraulique, la conductivité thermique dépend des matériaux du milieu en ce sens qu'elle exprime la capacité du milieu à transmettre la chaleur d'un point à un autre. Elle dépend de la composition du sol, de sa teneur en matière organique, en minéraux, en eau et en air (De Vries, 1963; Horton and Chung, 1991). A l'image des transferts d'eau, en considérant l'équation (II.35) tout en tenant compte de la conservation de la chaleur dans le milieu, on obtient une équation générale de transfert de chaleur :

$$C_T \frac{\partial T}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} (-K_T \text{grad}(T)) \quad (\text{II.38})$$

où C_T est la capacité calorifique du milieu poreux ($\text{J.m}^{-3} \cdot \text{K}^{-1}$) et ρ_l la masse volumique en phase liquide (Kg.m^{-3}). Notons que cette dernière équation est simplifiée et ne prend pas en compte les transferts de chaleur par convection.

II.4. Transfert d'eau par transpiration

II.4.1. Processus de transpiration

L'eau, en tant qu'élément constitutif prépondérant des tissus végétaux, intervient dans divers processus tels que la croissance, les réactions photosynthétiques, la biosynthèse de nutriments et la régulation thermique des plantes. Le prélèvement de l'eau s'effectue par l'intermédiaire des racines dans le sol, puis l'eau est transportée vers les parties aériennes de la

plante. Deux grands mécanismes favorisent la montée de l'eau dans les végétaux, comme le souligne Morot-Gaudry et al. (2021) :

- la poussée racinaire qui s'explique par une sécrétion d'ions dans les vaisseaux par les cellules des racines permettant de générer une « force osmotique » qui favorise l'absorption d'eau à partir du sol et sa poussée vers les parties aériennes. Cette force est à l'origine du phénomène de guttation (goutte d'eau à la pointe des feuilles) en fin de nuit ou d'exsudation ;
- la transpiration se traduit par le fait que le rayonnement solaire déhydrate la plante et cette déshydratation va se propager sous forme de petits ménisques à la surface des cellules foliaires jusqu'au xylème qui va assurer la remontée capillaire de la sève brute à partir de l'absorption racinaire ;

La transpiration est une des formes d'échange que les végétaux vont entretenir avec le milieu extérieur. Dans la plupart des plantes, les échanges gazeux (CO_2 , H_2O , O_2 , etc.) avec l'atmosphère s'effectuent au niveau des feuilles par l'entremise des stomates (5 à 30 micromètres). Ces stomates, qui sont de petites cavités remplies d'air au contact avec les tissus internes, contrôlent la communication avec le milieu atmosphérique (Figure II-5).

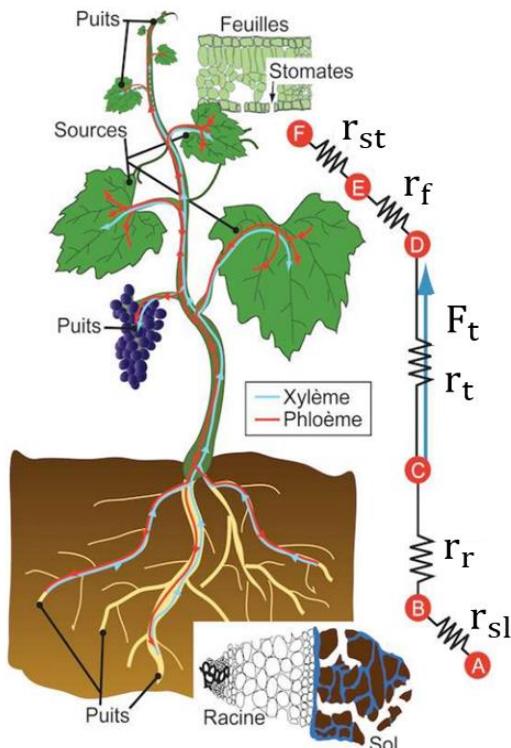


Figure II-5 : Flux d'eau et de sucres au sein de la plante. Modifié et adapté de Delrot et al. (2015). Les symboles r_{st} , r_f , r_r , r_{sl} sont respectivement la résistance des stomates, des feuilles, de la tige, des racines et du sol au transfert d'eau. F_t désigne le flux de transfert d'eau à travers la tige.

L'eau et les sucres se déplacent dans la plante au sein du réseau vasculaire. L'eau monte par le xylème dans le flux transpiratoire et les sucres sont distribués depuis les sources jusqu'aux puits (fleurs, fruits, racines) par le phloème. Pour quantifier le flux d'eau à travers les plantes, la notion de potentiel hydrique est parfois utilisée. Ce potentiel se résume à la somme du potentiel de pression (ϕ_p) et potentiel osmotique (ϕ_0) :

- le potentiel de pression s'exprime sous forme de pression hydrostatique dans les vaisseaux du xylème ou sous forme de potentiel de turgescence dans les cellules des tissus du fait de l'élasticité de la paroi qui s'oppose à l'augmentation de volume dans la cellule. Par rapport à la pression atmosphérique, il est souvent négatif sous l'effet de la transpiration diurne et positif sous l'effet des poussées radiculaires ;
- le potentiel osmotique, il est fonction de la concentration du soluté dans les cellules. La circulation de l'eau se fait dans le sens décroissant des potentiels. Le flux d'eau qui traverse la plante peut alors s'estimer selon une analogie à la circulation du courant dans des résistances en série.

Si le sol, la plante et l'atmosphère sont en continuité hydraulique, on peut écrire :

$$\text{Absorption} = \frac{\phi_s - \phi_r}{r_{sl,r}} = \frac{\phi_r - \phi_f}{r_p} = \frac{\phi_f - \phi_a}{r_p + r_a} = \text{Transpiration} \quad (\text{II.39})$$

où ϕ_s , ϕ_r , ϕ_f , ϕ_a sont respectivement les potentiels hydriques du sol, des racines, des feuilles et de l'air (v). De la même manière r_a , $r_{sl,r}$, r_p sont les résistances de l'air, du sol au racine et de la plante ($s \cdot m^{-1}$). En effet, la résistance de l'air atmosphérique parfois nommée résistance aérodynamique, est la résistance rencontrée par la vapeur d'eau lorsqu'elle se déplace à la surface externe de la végétation dans l'atmosphère. Quant à la résistance des feuilles ou résistance des stomates (d'une épaisseur d'environ 1 mm) selon Hillel and De Backer (1974), elle est liée au fonctionnement même de la plante.

Le potentiel à la surface des racines est difficile à évaluer. On peut contourner cette difficulté en déterminant le flux à partir du potentiel du sol et des feuilles. Chabot (2001) souligne que certaines études suggèrent dans des sols humides, un potentiel hydrique du sol négligeable devant celui de la plante et l'inverse pour un sol sec. Cette représentation de flux conservatif avec continuité hydraulique entre le sol, la plante et l'atmosphère est valide sur une courte période ou un cycle de jour et de nuit avec respectivement dessèchement et humectation. Cependant, entre la perte d'eau dans la matinée par les feuilles et l'absorption en après-midi et

soir par les racines, Kramer en 1937 (Guyot, 1999) a observé un déphasage. Un schéma considéré plus proche de la réalité est de définir une capacité hydrique (C_w) à l'image de la capacité d'un condensateur qui serait égale à la différence de volume d'eau (V) contenue dans l'organe végétal par rapport à son potentiel (ϕ) :

$$C_w = \frac{dV}{d\phi} \quad (\text{II.40})$$

La provenance de l'eau transpirée diffère selon le type de végétation : environ 50% de l'eau se retrouve dans les racines des plantes, contribuant à près de 70% de l'eau perdue (Cruziat, 1974). Pour les arbres, une grande partie des réserves en eau se situe dans le tronc et les feuilles, permettant une alimentation de la transpiration sur une durée quatre fois plus longue que chez les plantes herbacées (Hinckley et al., 1978).

Au-delà des considérations physiologiques, le processus de transpiration dépend aussi des conditions atmosphériques (la capacité évaporatoire). C'est ainsi que de par la différence de pression entre l'atmosphère et les feuilles, en général près de 90% de l'eau des plantes est extraite par l'atmosphère (Hillel and De Backer, 1974). Les variations temporelles des précipitations et donc de la teneur en eau du sol poussent les plantes à développer des stratégies d'adaptation qui permettent de réguler les transferts d'eau et de mieux supporter le manque d'eau. D'une manière synthétique, on peut résumer ces stratégies d'adaptation des plantes en trois points (Guyot, 1999) :

- l'ajustement osmotique qui consiste à la réduction du gradient osmotique dans la plante lors de la baisse de turgescence afin d'assurer l'eau à la cellule ;
- la cavitation où la plante va augmenter sa résistance interne à conduire l'eau et réduire le nombre de canaux disponible pour le transport d'eau liquide ;
- la régulation stomatique où certaines plantes vont agir sur le potentiel hydrique qui peut rester constant malgré l'assèchement, on dit qu'elles sont isohydriques (le maïs) ou le potentiel hydrique sera fonction de l'eau du sol (anisohydriques). Le mécanisme de fermeture des stomates dans les plantes isohydriques est commandé par les racines tandis que dans les plantes anisohydriques, les feuilles ont une prédominance dans la gestion de cette régulation.

II.4.2. Absorption d'eau dans le sol

L'eau utilisable par les plantes est en général définie comme celle qui se situe entre la capacité au champ et le point de flétrissement permanent (voir Figure II-4). En effet, cette eau disponible pour la plante dépendra de plusieurs facteurs :

- la capacité de la plante elle-même à absorber de l'eau : les caractéristiques du système racinaire, la croissance de la plante, la profondeur et la largeur des racines, etc. ;
- l'écoulement de l'eau dans le milieu : la conductivité hydraulique du sol qui exprime la facilité de l'eau à circuler pour remplacer l'eau absorbée et des facteurs tels que la succion du sol, la pression osmotique etc.

Si l'on considère l'équation d'écoulement de l'eau présentés précédemment (Equation II. 33), l'absorption de l'eau par la plante peut être représenté par un terme « puits » $S(z, t)$. La transpiration maximale ou potentielle des plantes (T_p) peut être reliée à l'extraction de l'eau par les racines des plantes. Plusieurs approches macroscopiques ont été répertoriées (Dubbert et al., 2023) dans la littérature et une forme générale très utilisée est une combinaison des approches de Feddes, (1978) et de Jarvis (1989) :

$$S(z, t) = \beta(z) \alpha(\theta, z) T_p \quad (\text{II.41})$$

dans l'équation, z est la profondeur verticale en m, $S(z, t)$ est le taux d'extraction en (s^{-1}) , T_p représente la transpiration potentielle en $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, $\alpha(\theta, z)$ est une fonction prenant en compte la disponibilité en eau du sol, $\beta(z)$ une fonction de la densité des racines normalisé en m^{-1} . Le produit $\beta(z)T_p$ représente le maximum d'eau que l'on peut extraire à une profondeur donnée si l'eau n'est pas un facteur limitant pour les racines ($\alpha = 1$).

II.5. Evapotranspiration : un processus à l'interface entre des bilans

Le processus d'ET lie les bilans énergétiques de surface, les bilans en eau et le cycle du carbone (Figure (II.6)). Une représentation simple du bilan hydrologique est de considérer la somme des entrées et des sorties. A une échelle de la parcelle (de l'ordre du m^2), on peut écrire :

$$ET = P + I + \Delta S - R \text{ (mm)} \quad (\text{II.42})$$

où ET est l'évapotranspiration, P les précipitations, I l'infiltration profonde (sous la parcelle), ΔS la variation des stocks d'eau dans le sol, R le drainage (qui inclut le ruissellement de surface). Ces flux sont en général exprimés en mm par unité de temps.

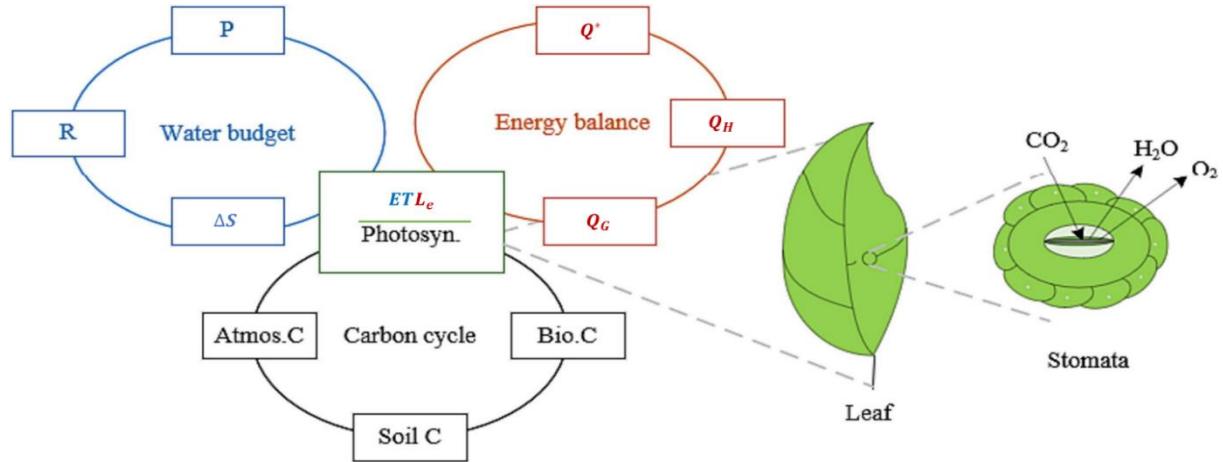


Figure II-6 : Représentation schématique du rôle de l'évapotranspiration (ET) dans les bilans hydrologique, d'énergie et du carbone pour un écosystème terrestre (« Photosyn » désigne la photosynthèse, Bio. C le carbone dans le système biologique, Soil C le carbone dans le sol, et Atmos. C le carbone dans l'atmosphère, respectivement). Modifié de Qiu et al. (2023).

Quant au bilan d'énergie de surface, il représente un inventaire de l'énergie reçue et perdue par une interface donnée. En général, cette équation de conservation s'écrit :

$$Q^* - Q_G = Q_E + Q_H \text{ (w. m}^{-2}\text{)} \quad (\text{II.43})$$

où Q^* est le rayonnement net de l'atmosphère, Q_E est le flux de chaleur latente, Q_H est le flux de chaleur sensible et Q_G représente le flux de chaleur conduit dans le sol. Dans cette équation, les phénomènes d'advection latérale, de photosynthèse sont négligés et le système est considéré à l'équilibre.

II.6. Conclusion

Dans ce chapitre, les processus physiques en lien avec l'évapotranspiration de l'eau dans le milieu naturel ont été présentés. A l'interface entre le sol, la végétation et l'atmosphère, l'évaporation est dépendante principalement de l'énergie solaire, des facteurs atmosphériques, des facteurs topographiques et de la nature des couverts. La transpiration dépend des plantes ainsi que des facteurs environnementaux, principalement la demande évaporatoire de l'atmosphère et la disponibilité en eau dans le sol. Dans la suite, nous essayerons de comprendre les dynamiques spatiales et temporelle de l'évapotranspiration.

Chapitre III. Dynamiques spatiale et temporelle de l'évapotranspiration

III.1. Introduction

À l'échelle du globe terrestre, ET et précipitation totales annuelles sont sensiblement égales et sont de l'ordre de 1010 mm par an (Budyko, 1970). Avec un stockage d'eau estimé de 25 mm, le temps de séjour moyen de la vapeur d'eau dans l'atmosphère s'estime à 9 jours (Brutsaert, 1982). D'un point de vue énergétique, l'ET consomme près de 25% de l'énergie solaire entrante dans l'atmosphère (Or et al., 2013). À l'échelle des continents, cette ET ne représente plus que 60 - 65% des précipitations avec une évaporation directe du sol de 20 % et la transpiration des plantes évaluée à 40% (Oki and Kanae, 2006). Tardy (1986) montre que si la forêt amazonienne évapore et transpire environ 946 mm par an, on estime qu'en Europe, l'ET est équivalente en moyenne à près de 375 mm par an. Ces estimations sont faites à partir de modèles de bilan hydrologique global et permettent de voir l'importance du flux d'ET dans les cycles de l'eau et de l'énergie sur terre.

L'objectif de cette section consiste à présenter succinctement différentes techniques de mesure de l'ET, à analyser les variations spatiales et temporelles de l'ET répertoriées dans la littérature scientifique tout en expliquant les facteurs qui les génèrent. On examine tour à tour la dynamique d'évaporation d'une surface d'eau libre, celle de l'eau dans le sol et l'évapotranspiration d'un sol couvert de végétation.

III.2. Mesures de l'évapotranspiration

Même si elle reste une variable particulièrement difficile à mesurer et à simuler, surtout à de grandes échelles spatiales, différentes méthodes de mesure ont fait l'objet d'études et continuent d'être améliorées (Guyot, 1999). Nombre de dispositifs de mesure existent de nos jours dont les mesures sont acceptables, Rana and Katerji (2000) indiquent que ces différentes méthodes de mesure de l'ET sont développées pour répondre à des objectifs parfois très différents. Il existe des approches spécifiquement conçues pour quantifier l'ET sur des longues périodes (Exemple : les lysimètres). D'autres méthodes ont été élaborées afin de comprendre le processus régissant le transfert d'énergie et de matière entre la surface et l'atmosphère (Exemple : l'Eddy-covariance). Enfin, des techniques sont aussi employées pour étudier les transferts hydriques au sein des plantes (exemple : la porométrie). Pour une présentation approfondie des différentes méthodes de mesure, il est recommandé de se référer, entre autres sources, aux ouvrages de Abtew and Melesse (2012) et Guyot (1999) qui sont à l'origine des

brèves descriptions qui suivent. Une classification selon les différentes approches peut aussi être proposée de la manière suivante :

III.2.1. Approches hydrologiques

III.2.1.1. Techniques de mesure de la teneur en eau du sol

Parmi ces approches hydrologiques se distinguent les techniques de mesure de la teneur en eau du sol, susceptibles de permettre, moyennant des compléments relatifs aux autres flux et stocks hydrologiques, d'estimer l'assèchement dudit sol, le flux hydrique ascendant en son sein, et par conséquent l'ET. Les sondes TDR et les tensiomètres sont principalement utilisés à cet effet. Les sondes TDR permettent de mesurer sur place l'humidité du sol par la mesure de sa constante diélectrique dans le domaine des hyperfréquences, laquelle varie en fonction de la teneur en eau du sol. Cette méthode présente une bonne résolution spatiale et temporelle. Quant au tensiomètre, il s'agit d'une méthode de mesure qui repose sur l'utilisation d'une bougie en céramique poreuse fixée à l'extrémité d'un tube enfoncé dans le sol, et remplie d'eau dégazée. L'ensemble est hermétiquement scellé avec un bouchon et relié à une mesure de pression. Les échanges osmotiques à travers la paroi de la bougie entraînent la sortie d'une quantité d'eau du tensiomètre jusqu'à l'obtention d'un équilibre entre la dépression dans le tensiomètre (et mesurée) et le potentiel hydrique du sol.

III.2.1.2. Bacs à évaporation

Ils permettent de mesurer l'évaporation au-dessus des surfaces d'eau libre, et donc d'avoir des estimations fiables de l'évaporation des lacs et des réservoirs. Ils peuvent être carrés ou cylindriques, installés en surface ou insérés dans le sol, et sont souvent équipés d'un capteur de mesure de hauteur d'eau. Différents types de bacs sont développés, dont le bac américain de classe A recommandé par l'Organisation Mondiale Météorologique (OMM, 2020) en raison de ses performances étudiées dans des conditions climatiques variées. Ce dernier a un diamètre de 120,7 cm, une profondeur de 25 cm, avec une précision de mesure ± 1 mm. Pour une mesure précise, le bac doit être installé sur un sol plat et dégagé et à une distance d'au moins quatre fois la hauteur des obstacles l'entourant. La mesure du niveau d'eau peut être effectuée manuellement ou avec un capteur ; l'évaporation au pas de temps d'intérêt doit être calculée en tenant compte de la différence de niveau d'eau dans le bac entre deux instants successifs, éventuellement corrigée des précipitations. Il faut aussi régulièrement ajouter de l'eau dans le bac, soit manuellement, soit automatiquement à partir d'un seuil bas de hauteur d'eau.

III.2.1.3. Lysimètres

Les lysimètres sont des dispositifs qui permettent de suivre un bilan en eau. Ils constituent des mesures de référence pour l'ET. Les lysimètres à pesée constituent l'une des méthodes les plus utilisées et permettent des mesures plus fines à des échelles de temps allant de l'heure à la journée. La particularité de ce système réside dans la mesure du poids du système permettant d'évaluer les variations de stocks d'eau.

III.2.2. Approches micro-météorologiques

Ce sont les approches basées sur le bilan d'énergie de surface, le rapport de Bowen, les méthodes de covariance, etc. La méthode de mesure par Eddy-Covariance est la méthode micro-météorologiques largement utilisée, car elle permet d'obtenir des mesures fiables et en continu d'ET sur de vastes étendues. Cette méthode s'appuie sur la mesure des fluctuations de la vitesse verticale du vent et de la concentration de la vapeur d'eau, à l'aide de capteurs sophistiqués à réponse rapide (typiquement dix fois par seconde) déployés à une hauteur précise au-dessus de la surface. Toutefois, l'acquisition du matériel nécessaire peut constituer une difficulté, car il n'est pas toujours disponible dans le commerce et peut avoir un coût élevé.

III.2.3. Approches via la physiologie des plantes

Les approches de physiologie végétale incluent la porométrie, qui consiste à mesurer la conductance ou la résistance stomatique d'une plante à travers sa feuille. Néanmoins, pour étendre cette mesure à l'ensemble du couvert végétal, il est nécessaire de généraliser des mesures effectuées sur une série limitée de feuilles. À l'échelle d'une surface restreinte (quelques m²), le dispositif de la chambre à ET est une méthode précise pour quantifier le flux. Ce système se compose principalement d'une chambre fermée (d'environ 1 m² et de 30 cm de hauteur), où l'on mesure les variations de la vapeur d'eau sur des échelles temporelles courtes, allant de la seconde à quelques minutes. Le temps de pose de la chambre varie de 2 à 5 minutes, et l'on suppose que celle-ci n'a pas d'effet sur l'ET du couvert. Le taux d'ET est évalué en fonction de la variation de la vapeur d'eau mesurée. Pour une surface donnée, des cycles de mesures peuvent être effectués chaque heure sur une journée entière. Il est important de souligner que, actuellement, des chambres automatiques sont en cours de mise en œuvre dans la littérature (Marasco et al., 2014). Également, on peut citer les méthodes de mesure par flux de sève fournissent des estimations de la transpiration (principalement de strates hautes de végétaux, typiquement des arbres). Elles impliquent la détermination de la vitesse d'écoulement de la sève brute dans les vaisseaux conducteurs de la plante, généralement avec une

thermistance fixée sur le tronc ou la tige de la plante. La variation de température causée par le débit de sève est mesurée et utilisée pour calculer le débit de sève. Cette méthode nécessite une calibration rigoureuse du capteur de flux de sève et un traitement approprié des données pour considérer les variations de température, de pression atmosphérique et d'autres facteurs environnementaux.

III.3. Dynamiques de l'évapotranspiration à différentes échelles spatiales et temporelles

III.3.1. Évaporation d'une surface d'eau libre

La profondeur du plan d'eau, la taille de la surface évaporant et l'humidité de l'air sont les facteurs prépondérants pour l'évaporation de l'eau d'une surface d'eau libre en milieu naturel. La Figure III-1 représente l'évolution mensuelle de l'évaporation de deux plans d'eau, l'un est un réservoir peu profond (9 m d'eau maximum) et l'autre est un lac plus profond (de 397 m maximum). Dans les régions tempérées, au cours de l'été et du printemps, on va assister à un réchauffement de la surface de l'eau grâce à une hausse de Q^* et ainsi arriver à un stockage de chaleur Q_G dans l'eau en fonction de la profondeur. En automne et au début de l'hiver, le refroidissement à la surface de l'eau (Q^* faible) va entraîner une dissipation de l'énergie stockée en profondeur vers la surface de l'eau qui se retrouve à une température plus importante que celle de l'air, d'où la mise en place d'un gradient de pression de vapeur et donc une évaporation importante en hiver pour les plans d'eau profonds tels que certains lacs. A la différence du lac, le réservoir moins profond, présente une dynamique d'évaporation classique où le rayonnement solaire est le facteur déterminant et le flux de chaleur stocké est très faible n'influant pas sur la dynamique temporelle (journalière ou mensuelle) du processus d'évaporation.

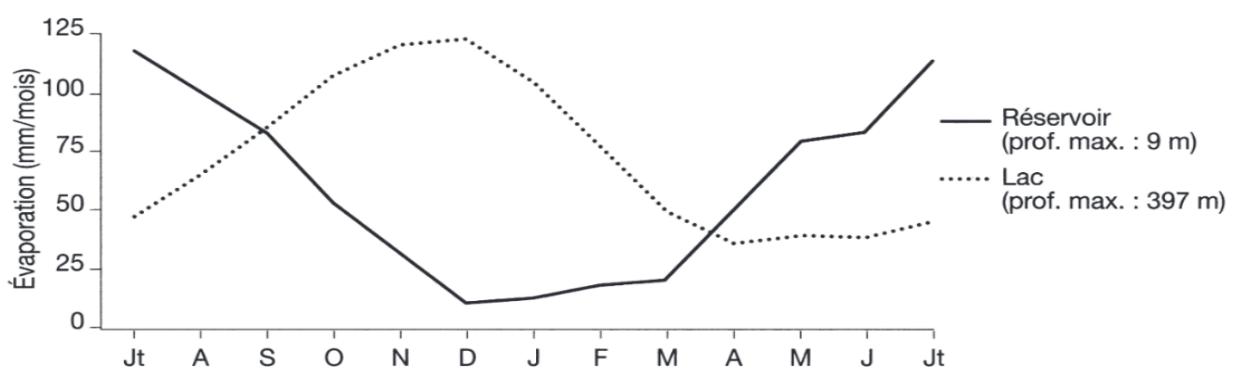


Figure III-1 : Évaporation annuelle d'un plan d'eau peu profond (Kempton Park Réservoir, près de Londres) et d'un lac très profond (Lac Supérieur, USA) tiré de Cosandey and Robinson (2012).

En plus de la disponibilité d'énergie (Q^*-Q_G) et la profondeur du plan d'eau, d'autres facteurs vont influencer l'évaporation de l'eau à la surface. Ces facteurs sont la vitesse du vent,

le déficit de pression de vapeur et la température de l'air. Shao et al. (2020) à partir de la mesure sur le lac Érié ont aussi étudié la dynamique intra et interannuel de l'évaporation. Ils montrent que la vitesse du vent prise à elle seule a peu d'influence sur les dynamiques horaires. Pour les dynamiques journalières, les facteurs déterminants sont la température de l'air et le produit de la vitesse du vent avec le déficit de pression de vapeur.

La taille de la surface évaporant joue aussi un rôle important pour le flux de vapeur évaporé par unité de surface. Riou (1972) rapporte des mesures avec un bac à évaporation au bord du lac Tchad de 3 230 mm par an en climat sahélien alors que le bilan hydrique à l'échelle du lac faisait 2150 mm par an. Une surestimation du flux à l'échelle du lac qui s'explique par un phénomène lié à l'hétérogénéité de surface encore appelé « effet d'oasis » par Bouchet (1963). À l'échelle du lac, le flux d'évaporation est influencé par les mouvements d'uniformisation des masses d'air, et donc de la modification des conditions d'humidité et de température environnante. En effet, l'arrivée de masse d'air sec au-dessus du lac va permettre une évaporation importante, et donc une augmentation de l'humidité de celle-ci au fur et à mesure de son trajet, il y aura donc une diminution de sa capacité évaporatoire (de la masse d'air sec) quand la surface du lac augmente. L'évaporation en termes de flux unitaire, et non de volume, d'une petite surface sera plus grande en ce sens que celle-ci n'influence pas significativement les caractéristiques d'air environnant (Figure III-2). Cet « effet d'oasis » pourrait être présent en ville, du fait des faibles superficies des espaces verts et de surfaces environnantes souvent imperméabilisées et donc plutôt sèches.

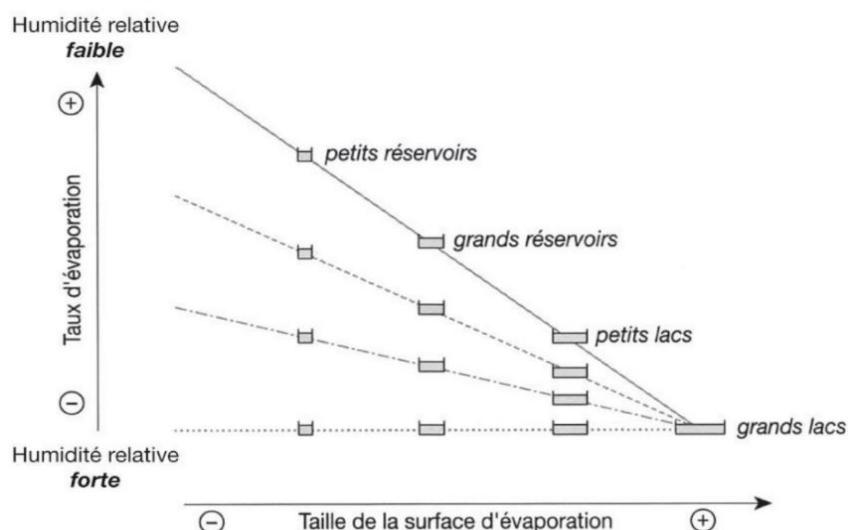


Figure III-2 : Relation entre le taux d'évaporation, la taille de la surface évaporant et l'humidité relative de l'air ambiant (la vitesse du vent est supposée constante) d'après un diagramme original de Thornthwaite et Mather (1955) cité par Cosandey and Robinson (2012).

III.3.2. Évaporation de l'eau du sol

L'évaporation de l'eau à partir d'un sol nu initialement saturé en eau et qui est en assèchement est généralement décrite en deux étapes principales (Figure III-3) : i) à la première étape – (Stage 1), l'évaporation est gouvernée par les conditions atmosphériques, et est limitée par la seule énergie disponible ($Q^* - Q_G$) dans la couche supérieure du sol établissant un gradient de vapeur entre le sol et l'atmosphère ; ii) à la seconde étape, l'évaporation devient principalement fonction de la teneur en eau du sol, des propriétés hydrauliques du sol et des gradients de température dans le sol. Les travaux récents suggèrent que ces stades sont moins distincts lorsque les demandes atmosphériques sont élevées.

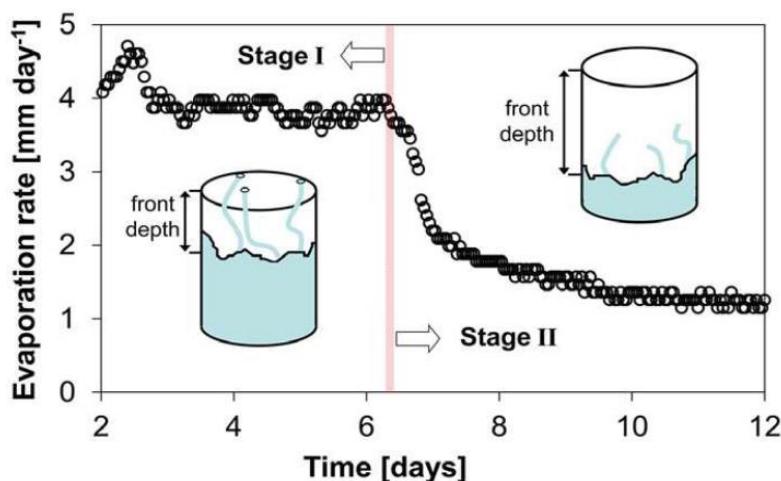


Figure III-3 : Dynamique de l'évaporation à partir d'une colonne de sable initialement saturée présentant les deux étapes de l'évaporation (Lehmann et al., 2008).

Lors de la seconde étape, l'eau se déplace de façon verticale et ascendante dans le sol autant sous forme liquide que sous forme vapeur. La seconde étape se termine lorsque le mouvement de l'eau liquide est minimal et que le transfert est essentiellement dû aux flux de vapeur à travers les pores. En plus des facteurs atmosphériques et hydrodynamique du sol, il faudrait ajouter ceux qui concernent les propriétés énergétiques du sol : l'albédo qui influence l'énergie absorbée par l'intermédiaire des radiations de courtes longueurs d'onde ou de manière générale le type de sol.

Lorsque le sol est saturé, les quantités d'évaporations sont généralement plus importantes que pour un plan d'eau. Cela s'explique par une différence dans la disponibilité de l'énergie pour l'évaporation. En effet, la surface du sol, soumise aux radiations solaires, stocke peu de chaleur par rapport à l'eau libre.

III.3.3. Évapotranspiration du couvert végétal

L'ET d'un sol couvert par une végétation est la somme de l'évaporation de l'eau contenue dans le sol, de l'évaporation de l'eau interceptée par la végétation, ainsi que de la transpiration de la plante. En outre, en plus des facteurs atmosphériques et des caractéristiques du sol, d'autres facteurs relatifs à la végétation doivent être considérés.

III.3.3.1. Caractéristiques de la végétation

Aux caractéristiques du végétal, on associe l'albédo, la rugosité de surface, et son fonctionnement physiologique (taille, ombrage, surface des feuilles, stade de développement, absorption racinaire, etc.). D'abord, l'albédo va conditionner la part du rayonnement absorbé par la végétation et affecter de ce fait le bilan d'énergie. Pour des systèmes forestiers, un albédo et une température de surface faibles peuvent entraîner une augmentation du rayonnement net, ce qui aura tendance à favoriser le flux de chaleur latente. Une moyenne de l'albédo pour une forêt tempérée est estimée à 0,12 (Bonan, 2008). Le couvert végétal par sa typologie et ses propriétés, principalement sa rugosité de surface et de sa hauteur, seront à l'origine de deux types de résistance (Figure III-4) : i) l'une aérodynamique qui ralentit la diffusion de la vapeur d'eau et les phénomènes de turbulence dans la canopée et juste au-dessus et ii) l'autre stomacale en lien avec la transpiration de la plante, et donc avec l'ouverture des stomates et de la surface totale des feuilles. Bien que le processus d'échange dans une couche de végétation soit trop complexe pour être entièrement décrit, avec ces deux résistances, de bonnes corrélations ont été obtenues entre les taux d'ET mesurés, et calculés (Allen et al., 1998).

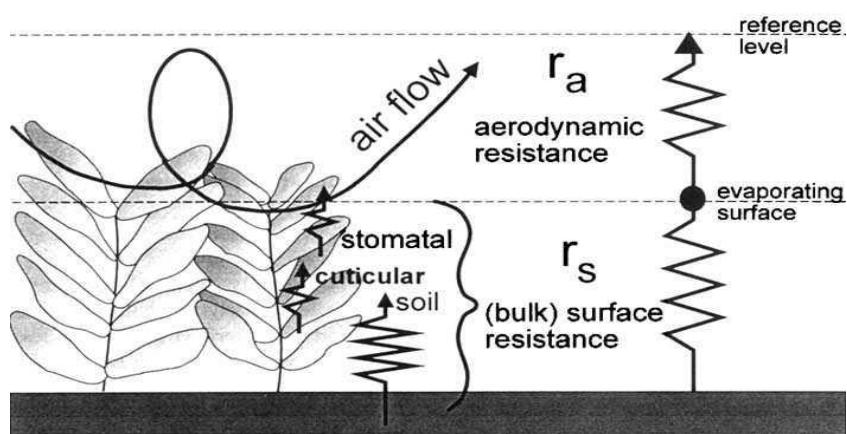


Figure III-4 : Représentation simplifiée des résistances de surface et aérodynamiques pour les transferts de la vapeur d'eau dans le couvert végétal (Allen et al., 1998).

III.3.3.2. Dynamique journalière

En examinant les éléments du bilan énergétique d'un sol couvert d'herbe à l'échelle horaire, tel qu'illustre la Figure III-5 pour le site de Davis en Californie (Brutsaert (1982), il est possible de constater les points suivants :

- la chaleur latente ($L_e E$) dépend fortement du rayonnement solaire, car une dynamique similaire des flux de chaleur latente, du rayonnement net et des températures de surface est observée ;
- le flux de chaleur Q_G stocké dans le sol est quantitativement inférieur aux autres termes du bilan d'énergie ;
- le flux de chaleur latente maximal est enregistré vers midi, tandis que les valeurs les plus faibles sont observées durant la nuit et tôt le matin (de 18 à 6 heures).

Si l'on considère que les principaux moteurs de l'ET sont le rayonnement solaire et les phénomènes d'advection (vents et déficit de pression de vapeur), l'explication plausible pour la stabilité et la faible ET pendant la nuit est une contribution réduite des rayonnements et phénomènes d'advection (Jahanfar et al., 2018).

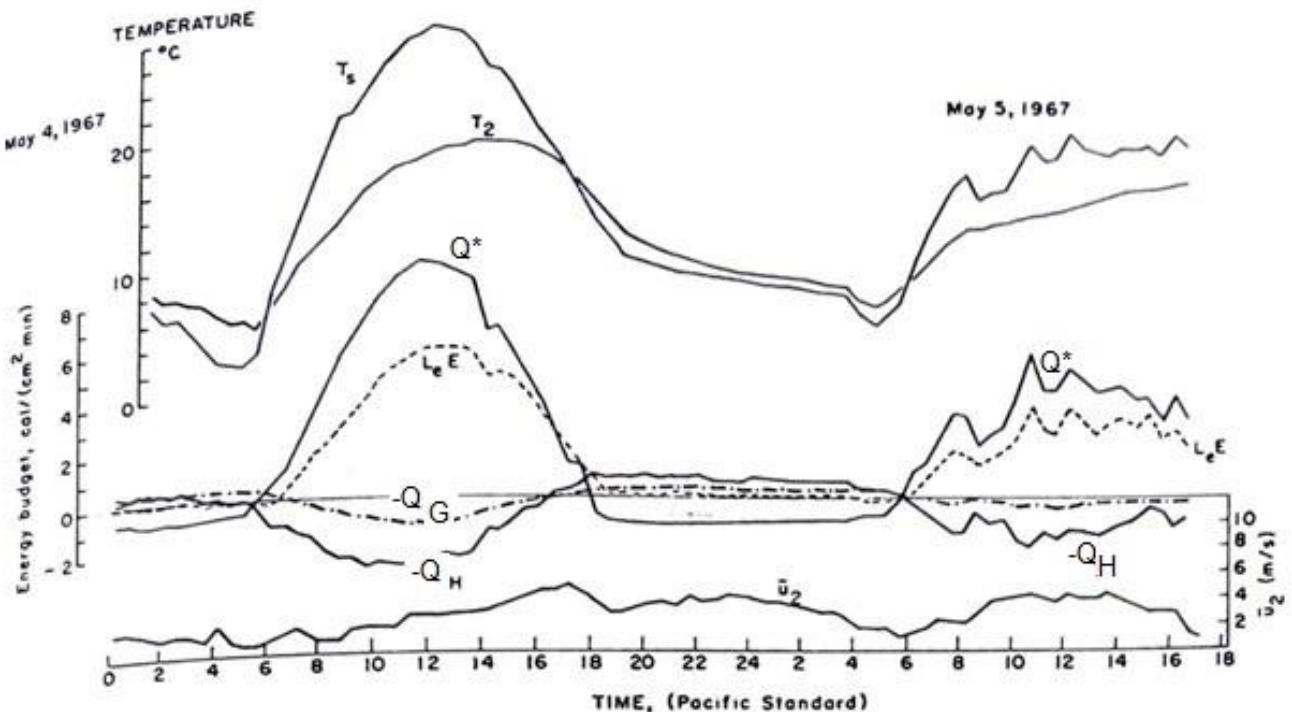


Figure III-5 : Cycle journalier des éléments du bilan d'énergie d'un sol couvert d'herbe à Davis en Californie d'après Pruitt et al, 1968 dans Brutsaert (1982).

La Figure II-6 quant à elle, illustre des mesures horaires de lysimètre à Versailles (Perrier et al., 1976) du bilan d'énergie d'un sol recouvert de maïs à différentes étapes de son développement jeune (A) et mature (B). Les dynamiques des différents éléments sont restées les mêmes pour les deux étapes de développement. Cependant, soulignons que l'intensité des éléments du bilan d'énergie est plus importante pour la plante mature dont la chaleur latente maximale est sensiblement égale à 500 w.m^{-2} contre 300 w.m^{-2} pour le jeune maïs.

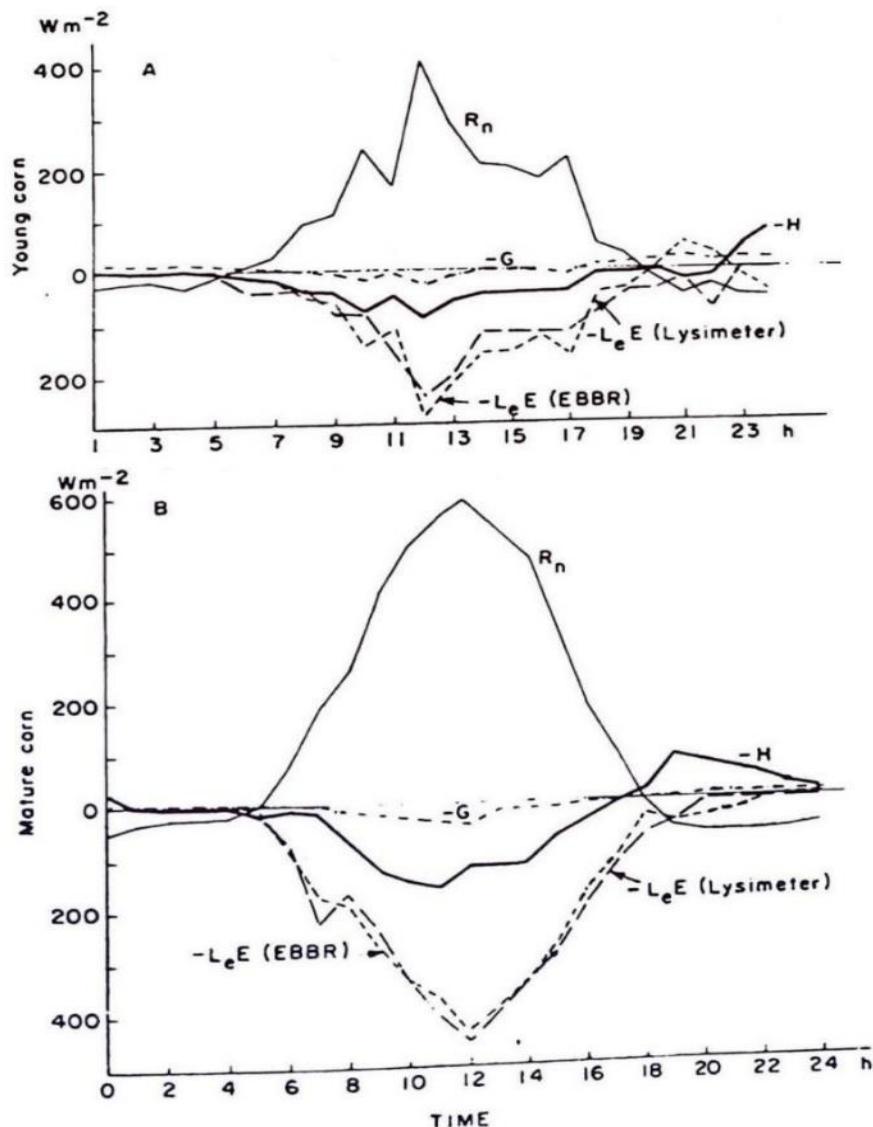


Figure III-6 : Cycle journalier du bilan d'énergie d'un sol recouvert de mais jeune(A) et mature (B) près de Versailles d'après Perrier et al. (1976) (lysimètre et EBBR désignent respectivement les lysimètre à pesée et le dispositif de mesure des éléments du bilan).

III.4. Conclusion

L'évapotranspiration est impactée par les termes du bilan en eau et du bilan énergétique de surface. L'évaporation d'une surface d'eau libre est gouvernée par des facteurs climatiques (la vitesse du vent et le déficit de pression de vapeur) ainsi que les facteurs propres à la surface d'eau (profondeur et étendue du plan d'eau). L'évaporation de l'eau dans le sol est quand elle, régie tant par le rayonnement solaire que par les propriétés thermiques et hydrauliques du sol. S'agissant de l'ET au-dessus d'une couverture végétale, en plus du rayonnement solaire et de l'eau disponible dans le sol, les caractéristiques de la végétation (type, période de croissance, taille, etc..) sont des paramètres qui influent sur le processus. Dans la suite du travail, nous allons présenter les différentes méthodes de modélisation du flux d'ET.

Chapitre IV. Concepts et modélisation de l'évapotranspiration

IV.1. Introduction

La modélisation de l'ET distingue en général l'évaporation de l'eau du sol (E_s), de l'eau au-dessus des surfaces libres c'est-à-dire l'eau provisoirement interceptée par la surface ou des surfaces d'eau de type plan d'eau (E) et la transpiration (E_t) de la végétation :

$$ET = E_s + E + E_t \quad (\text{IV.1})$$

Dans les sciences de l'eau et de l'environnement, un modèle peut se définir comme une représentation schématique d'un phénomène physique observé, réalisé dans le but de mieux l'étudier ou d'analyser l'influence qu'il exerce (Musy and Souter, 1991). La représentation du processus peut être simplifiée avec des hypothèses qui sont acceptables et qui permettent d'atteindre les objectifs de la modélisation. Modéliser le processus d'ET revient à représenter le processus avec des approches mathématiques (empirique ou statistique), mécanistes ou conceptuelle de façon à traduire la complexité observée dans la réalité selon les échelles spatiales et temporelles considérées.

Les modèles d'ET admettent comme entrée des données qui décrivent les caractéristiques des surfaces d'où proviennent l'évapotranspiration et les forçages atmosphériques qui traduisent l'état actuel de l'atmosphère. Le nombre de données d'entrée et la paramétrisation du modèle dépendra de son degré de complexité et des hypothèses qui ont été considérées. Parmi les modèles d'ET, nous pouvons distinguer principalement deux types. D'une part, des modèles d'ET simples qui traduisent une représentation globale du système sol, la plante et l'atmosphère. Certains vont décrire le processus physique et d'autres s'appuient sur des considérations mathématiques dérivées de l'observation. Ils fournissent exclusivement le flux d'ET et sont dédiés uniquement à cela. Et d'autre part, des modèles détaillés vont partitionner la surface évaporant en distinguant l'apport des différents compartiments participant à l'évapotranspiration. Ces modèles sont détaillés physiquement selon diverses paramétrisations des surfaces (sols, végétation, plan d'eau). L'ET totale modélisée est alors évaluée comme la somme des valeurs obtenues des modèles de l'évaporation provenant du sol, de la végétation et de l'interception. Dans chaque compartiment, l'évaporation (ou la transpiration) est paramétrée et dans ce cas, on peut parler de « schémas de modélisation

d'ET ». C'est le cas des modèles SVAT (de l'anglais Sol - Vegetation – Atmosphere Transfert) qui détaillent les bilans en eau et/ou en énergie.

Dans ce chapitre, l'objectif principal recherché est de présenter la diversité d'approche utilisée pour la modélisation du flux d'ET et de distinguer les grandes typologies. L'organisation du chapitre se décline en trois parties : i) concepts associés à la modélisation de l'ET : on essayera dans cette partie de présenter brièvement des dates clés sur la formulation de l'ET, les discussions relatives à la terminologie du processus et les définitions que nous adoptons dans cette étude ; ii) modélisation avec l'ET potentielle : dans cette partie, on présentera d'une part les modèles d'ET potentielle et d'autres part les approches qui utilisent ce concept pour évaluer l'ET ; et iii) modélisation de l'ET : enfin, nous présenterons différents méthodes de modélisation de l'ET.

IV.2. Concepts associés à la modélisation de l'évapotranspiration

Les premières avancées notables dans la compréhension et la formulation du processus d'ET se sont faites au début du XIXe siècle avec des auteurs tels que Ångström (1921), Bowen (1926), Dalton (1802) et Schmidt (1915). Ces études avaient principalement concerné l'eau qui s'évapore des surfaces libres. En 1948, Penman proposait une formulation physique du processus d'évaporation d'une couche saturée en eau qui s'est révélée pratique du moment où l'on disposait des mesures météorologiques de base. Plus tard, Thornthwaite (1948) introduit la notion d'évapotranspiration potentielle dans un contexte de classification des climats. Il définit l'évapotranspiration potentielle (ETP) comme l'évaporation de l'eau à la surface du sol et la transpiration au-dessus d'un couvert végétal en pleine croissance et bien alimenté en eau. Dès lors, Thornthwaite propose une classification de climats en humides et secs selon une comparaison entre les précipitations et l'évapotranspiration dite « potentielle ».

En introduisant le végétal dans la formulation de Penman, Monteith (1965) va proposer une autre expression pour un couvert dense. Cette dernière formulation traduit une représentation globale du transfert entre le sol, la plante et l'atmosphère. Elle est dite de Penman-Monteith et fait office de référence à ce jour pour nombre d'utilisateurs, d'universités et d'institutions internationales en ce qui concerne l'estimation de l'ET. Pour mieux prendre en compte l'apport des différents compartiments participant à l'évaporation, Shuttleworth and Wallace (1985) vont à leur tour proposer un modèle unidimensionnel où la végétation est considérée comme un écran de partition de l'énergie rayonnante incidente. L'évaporation totale

est ainsi évaluée comme la somme de l'évaporation du sol et de la végétation. Si dans le modèle de Shuttleworth and Wallace, la végétation et le sol interagissent, d'autres modèles (Brenner and Incoll, 1997) viendront proposer des cas où l'évaporation du sol et de la végétation sont évaluées distinctement. Une généralisation s'ensuivra pour des couverts végétaux hétérogènes (Lhomme et al., 2013, 2012; Wallace, 1997).

Des auteurs de divers domaines se sont alors appropriés le terme d'évapotranspiration. En agronomie, la notion d'évapotranspiration de référence (ET_0) est introduite, laquelle sera associée à un coefficient cultural pour évaluer les besoins en eau des cultures. Une évapotranspiration de référence est définie comme l'ET de l'eau au-dessus d'une surface (de l'herbe, du gazon, etc.) bien alimentée en eau, uniforme selon la taille, couvrant entièrement la surface (le rayonnement est totalement absorbé par la culture) et définie par une hauteur, une résistance de la surface et un albédo (Allen et al., 1998). En hydrologie, on évoque souvent « l'évapotranspiration réelle » qui est déterminée à partir de l'évapotranspiration potentielle (ETP) en tenant compte de la disponibilité de l'eau dans le milieu. Face à ces usages multiples du terme d'« évapotranspiration », bon nombre d'auteurs tels que Granger (1989) ont très tôt estimé que la notion de l'évapotranspiration et plus précisément de l'ET potentielle prêtait parfois à des ambiguïtés. Ils pointent la multitude des définitions et des formulations du terme. Aux questions de définitions et de formulations de l'ETP s'ajoute l'usage même du terme « évapotranspiration » pour décrire le processus. Certains scientifiques préfèrent le terme « évaporation » plutôt que d'utiliser le terme « évapotranspiration ». Le terme « évaporation » suffirait largement pour décrire le phénomène dans tous les compartiments d'autant plus que la transpiration d'un point de vue physique est une évaporation c'est-à-dire que l'eau passe d'un état liquide vers un état gazeux (Miralles et al., 2020). Ces auteurs expliquent que dans certains cas, l'interception peut donner lieu à une évaporation non négligeable et à ce moment, « évapotranspiration » ne suffirait plus comme nomenclature pour couvrir tout le phénomène et il faudrait imaginer un terme comme « évapo-transpi-interception ».

Pour notre part, nous convenons avec Guyot (1999) que les études ultérieures ont permis d'avoir un certain nombre de définitions et surtout de préciser que l'ET potentielle (entendons par là, sol et végétation) a un sens physique et que la définition donnée pour l'ET potentielle est en fait, l'évaporation maximale de référence pour un couvert végétal donné. C'est ainsi qu'avec Guyot (1999), on pourrait énumérer les définitions suivantes (Figure IV-1) :

- Evapotranspiration potentielle (ETP) : un concept théorique représentant les possibilités maximales d'évaporation (observables sur une période courte après une pluie, une forte rosée ou une irrigation) dans des conditions climatiques données et pour une surface donnée. L'ETP n'est donc pas limitée par l'état hydrique de la surface et du sol, qui est supposé optimal ;
- Evapotranspiration potentielle théorique (ETP_m) : la valeur maximale de ETP lorsque la végétation (ou plus largement la surface) n'oppose aucune résistance au transfert de vapeur d'eau. Elle dépend des apports énergétiques par les facteurs du climat et est indépendante des caractéristiques de surface ;
- Evapotranspiration réelle (ET) : l'eau réellement évaporée et transpirée et qui dépend des conditions climatiques, des caractéristiques de surface (exemple : le couvert végétal ou le sol) et de la disponibilité de l'eau en surface ;

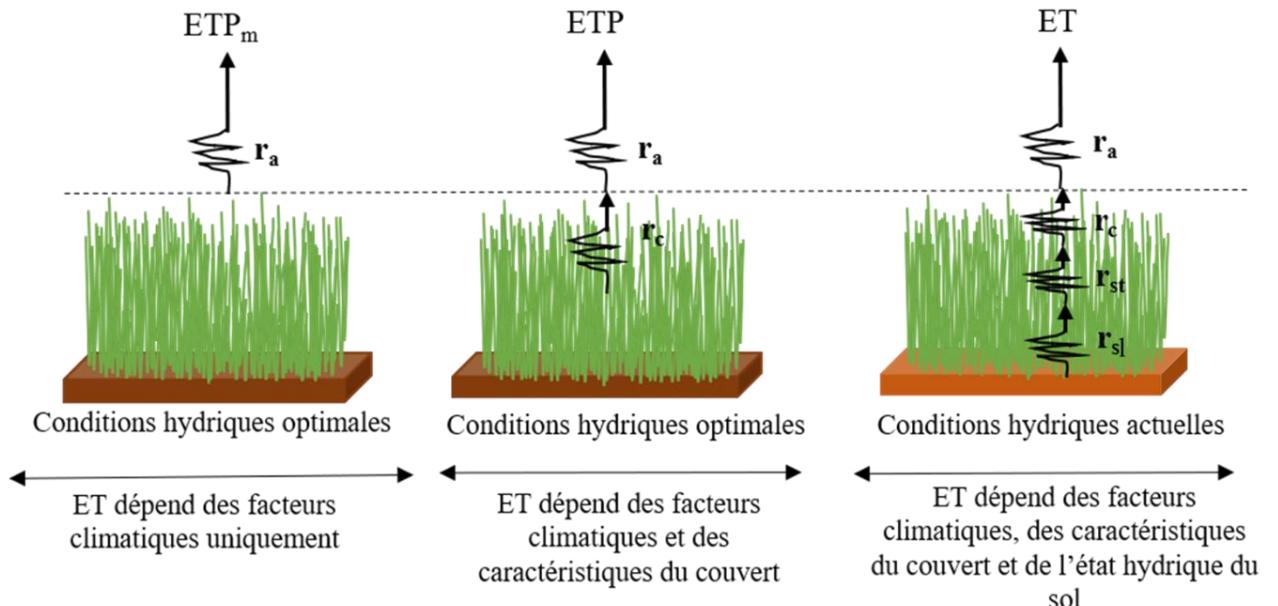


Figure IV-1 : Concepts associés au processus d'évapotranspiration (ET). ETP_m est l'ET potentielle maximale, ETP pour l'évapotranspiration potentielle, r_a , r_c , r_{st} et r_{sl} sont respectivement les résistances de l'air, de surface, des stomates et du sol. En générale, on aura : $ETP_m > ETP \geq ET$.

IV.3. Modèles d'évapotranspiration potentielle

Les modèles d'ET potentielles sont divers et de manière classique dans la littérature, en fonction des méthodes utilisées, on distingue (Oudin, 2004; Xu and Singh, 2002) : i) des méthodes aérodynamiques ; ii) des méthodes combinatoires et iii) des méthodes simplificatrices basées sur la température et/ou le rayonnement. Dans cette section, les approches d'évaluation

de l'ET potentielle, telles que celles de Penman (1948) et de Penman-Monteith (1965), seront examinées en détail. Elles appartiennent aux méthodes combinatoires, offrent une description physique du processus et sont largement reconnues comme des références dans le domaine.

IV.3.1. Expression de Penman (1948)

Elle est une combinaison de l'équation du bilan d'énergie de surface et des équations de transfert aérodynamique. Le bilan d'énergie de surface d'un sol saturé en eau peut s'écrire :

$$Q^* - Q_G = Q_H + Q_E \quad (\text{IV.3})$$

Les équations de transferts aérodynamiques associées sont :

$$Q_H = \gamma f_1(u)(T_s - T_a); \quad Q_E = f_2(u)(e_s^* - e_a) \quad (\text{IV.4})$$

avec λ , la constante psychométrique. On suppose que les coefficients d'échanges convectifs $f_1(u)$, $f_2(u)$ et $f(u)$ sont les mêmes pour le transfert de chaleur et le transfert de vapeur. Ensuite, une approximation est faite avec la pente de la courbe de vapeur saturante Δ (Figure IV-2) :

$$\Delta = \frac{de}{dT} = \frac{e_s^* - e_d}{T_s - T_d} \approx \frac{e_a^* - e_d}{T_a - T_d} \quad (\text{IV.5})$$

Pour des raisons de développement théorique, il est introduit la pression de vapeur saturante (e_d) à la température de rosée T_d ($^{\circ}\text{K}$). En écrivant le flux de chaleur sensible en fonction des pressions de vapeur saturantes et en faisant apparaître T_d :

$$Q_H = \gamma f(u)(T_s - T_a) = \gamma f(u)((T_s - T_d) - (T_a - T_d)) \quad (\text{IV.6})$$

$$Q_H = \gamma f(u)(T_s - T_a) = \frac{\gamma}{\Delta} f(u)((e_s^* - e_d) - (e_a^* - e_d)) \quad (\text{IV.7})$$

$$Q_H = \frac{\gamma}{\Delta} (f(u)(e_s^* - e_d) - f(u)(e_a^* - e_d)) \quad (\text{IV.8})$$

En définissant $E_a = f(u)(e_a^* - e_d)$ la capacité évaporatoire de l'atmosphère, en remplaçant $\text{ETP} = f(u)(e_s^* - e_d)$ dans l'équation (IV.8) et en écrivant le bilan d'énergie (équation (IV.3)), on obtient l'équation de Penman :

$$ETP = \frac{1}{L_e} \frac{\Delta(Q^* - Q_G) + E_a \gamma}{\Delta + \gamma} \quad (IV.9)$$

dans l'équation, $E_a = 0,35 (e_s^* - e_a) \left(0,5 + \frac{u}{100}\right)$ (mm par jour). L'ETP est déterminée en calculant le rayonnement net et le pouvoir évaporant de l'air E_a . Cette formulation de l'ETP correspond à l'évapotranspiration potentielle théorique ou maximale (ETP_m , Figure IV-2) étant uniquement influencée par les facteurs climatiques. Le pouvoir évaporant de l'atmosphère E_a dépend de la vitesse du vent u et du déficit de pression de vapeur Δe , pouvant également être exprimé comme une fonction de la résistance de l'air et du déficit de pression de vapeur Δe .

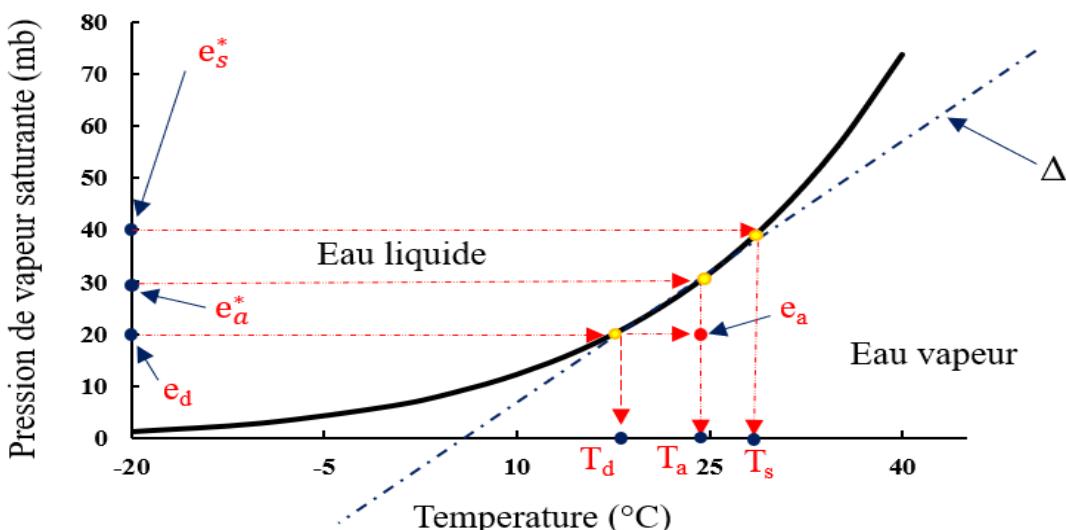


Figure IV-2 : Illustration de la pente de la courbe de vapeur saturante utilisée pour approximer la pression de vapeur saturante à la surface. Sur la figure, e_a représente la pression de vapeur partielle de la vapeur d'eau à la température T_a , e_d la pression de vapeur saturante à la température de rosée T_d , e_s^* la pression de vapeur saturante de la vapeur d'eau à la surface et e_a^* la pression de vapeur saturante de l'air.

Les données sont tirées de Brutsaert (1982).

IV.3.2. Expression de Monteith (1965)

Monteith (1965) a étendu l'approche de Penman (1948) à un couvert végétal dense en supposant que le rayonnement soit absorbé totalement par le couvert (modèle « big leaf »). Il associe une résistance aérodynamique r_a à la couche limite au-dessus du végétal et une autre résistance de surface (r_s) dite parfois du couvert végétal noté r_c qui rend compte de la diffusion de la vapeur d'eau provenant du couvert végétal. L'établissement de la formule de Penman-Monteith (noté PM) suit les étapes suivantes :

- La fonction de la vitesse du vent est exprimée en fonction des résistances et le flux de chaleur latent échangé entre la surface du couvert (à saturation, r_s) et l'atmosphère (r_a) s'écrit par :

$$ETP = \frac{\rho_a C_p}{(r_a + r_s)} (e_s^* - e_d) \quad (IV.10)$$

- En reprenant les mêmes étapes que précédemment dans Penman (1948), on obtient pour le flux de chaleur sensible :

$$Q_H = \gamma \frac{1}{\Delta} \left(\frac{\rho_a C_p}{r_a} (e_s^* - e_d) - \frac{\rho_a C_p}{r_a} (e_a^* - e_d) \right) \quad (IV.11)$$

et le bilan d'énergie peut se réécrire :

$$\begin{aligned} Q^* - Q_G &= \frac{\gamma(r_a + r_c)}{\Delta(r_a)} \frac{\rho_a C_p}{\gamma(r_a + r_s)} (e_s^* - e_d) - \frac{\rho_a C_p}{r_a} \frac{1}{\Delta} (e_a^* - e_d) \\ &\quad + L_e \cdot ETP \end{aligned} \quad (IV.12)$$

L'expression générale de l'ETP peut alors s'écrire sous la forme :

$$ETP = \frac{1}{L_e} \frac{\Delta(Q^* - Q_G) + \frac{\rho_a C_p}{r_a} \gamma(e_s^* - e_d)}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a} \right)} \quad (IV.13)$$

La pente de la courbe de vapeur saturante (Δ , Figure IV-2), essentielle pour estimer la pression de vapeur saturante à la température de surface, est au cœur des formules de Penman, de PM et, de manière plus générale, des méthodes combinatoires. Il est reconnu que la simplification linéaire de cette pente entraîne des imprécisions empiriques et conceptuelles dans l'évaluation du flux. Une approche exponentielle (que nous ne présentons pas ici) pour résoudre l'équation de Clausius Clapeyron améliorerait ainsi la simulation du flux d'ET (McColl, 2020). Des travaux antérieurs (Bavel, 1966; Linacre, 1977; Thom and Oliver, 1977) ont également ajusté les formules de Penman (1948) pour l'estimation de l'ETP. Bien que les méthodes combinatoires requièrent de nombreuses données et une paramétrisation complexe, elles sont souvent jugées plus efficaces que d'autres approches selon l' ASCE-EWRI (2005).

IV.3.3. Autres méthodes d'évaluation de l'évapotranspiration potentielle

IV.3.3.1. Méthodes aérodynamiques

Ces méthodes sont les plus anciennes et font référence aux mouvements de la vapeur d'eau de la surface évaporant vers l'atmosphère. Elles sont formulées sous la forme de l'équation (II.7). L'inconvénient majeur de l'utilisation de cette typologie de formule est la nécessité de se placer dans les mêmes conditions que celles de l'élaboration de la formule, dépendante ainsi du site où elle a été développée.

IV.3.3.2. Méthodes basées sur le rayonnement global

Elles sont généralement issues de l'analyse du bilan d'énergie. Il existe de nombreuses équations (Jensen and Haise, 1963; Makkink, 1957; Oudin et al., 2005; Priestley and Taylor, 1972; Turc, 1961) basées explicitement sur le rayonnement et parmi les plus utilisées dans la littérature est celui de Priestley et al. (1972) ou de Oudin et al., (2005).

IV.3.3.3. Méthodes basées sur la température de l'air

Ces méthodes nécessitent peu de données se basant principalement sur la température de l'air. Des variables importantes telles que la vitesse du vent, le déficit de pression de vapeur ou le rayonnement global ne sont pas explicitement prises en compte et il y a parfois nécessité d'utiliser des coefficients pour tenir compte de ces variables. Les formulations (Blaney and Criddle, 1962; Hamon, 1961; Romanenko, 1961; Thornthwaite, 1948) sont des exemples auxquels la température de l'air est la seule donnée d'entrée nécessaire.

IV.3.3.4. Evapotranspiration potentielle de référence

L' ET_0 est généralement utilisée en agronomie pour évaluer les besoins en eau des cultures. Des coefficients culturaux (noté k_c) sont associés et sont supposés être des constantes de proportionnalité entre l'ETP de la culture et l' ET_0 (Allen et al., 1998) :

$$ETP = k_c \cdot ET_0 \quad (IV.18)$$

Les valeurs de k_c sont données pour chaque type de végétation, k_c pouvant aussi s'exprimer comme la somme de deux coefficients. Il existe plusieurs formules d' ET_0 , une revue est proposée par Xiang et al. (2020). Parmi les formulations les plus utilisées, il est possible de citer l' ET_0 de la FAO-56 (Allen et al., 1998), de Hargreaves and Allen (2003), de l'ASCE-EWRI (2005) ou de Météo-France (Etchevers, 2000).

Dans le Tableau III-1, nous résumons des modèles d'ETP très utilisés dans la littérature tout en rapportant les commentaires sur les conditions de leurs élaborations et leurs performances vis-à-vis des données observées.

IV.4. Modélisation de l'évapotranspiration

IV.4.1. Fonction d'humidité du sol et évapotranspiration potentielle

Pour pallier la difficulté d'évaluer l'ET de manière directe, elle est parfois exprimée comme une fonction de l'ET potentielle (ETP) et de la disponibilité en eau dans le sol. Par exemple, il est possible de mentionner (Zhao et al., 2013) :

$$ET = \frac{\theta_i - \theta_{fp}}{\theta_{CR} - \theta_{fp}} ETP \quad (IV.17)$$

où θ_i , θ_{CR} , θ_{fp} sont respectivement la teneur en eau du sol, la teneur en eau à la capacité au champ et la teneur en eau au point de flétrissement. Quand la teneur en eau dépasse la capacité au champ, l'ETP est contraint uniquement par les conditions climatiques et de surface, et l'ET est alors estimée à sa valeur potentielle. En revanche, si la teneur en eau est inférieure à celle à la capacité au champ, l'ET est réduite et peut tomber à 0 au point de flétrissement.

IV.4.2. Paramétrisation d'une résistance de surface

Des études antérieures (Irmak and Mutiibwa, 2010; Jarvis, 1976; Katerji et al., 2011; Ortega-Farias et al., 2006; Stewart, 1988) ont développé et évalué des méthodes de paramétrisation de la résistance de surface (ou du couvert) afin d'intégrer le rôle de l'état hydrique du sol dans la limitation de l'ET. Une résistance de surface aux transferts de la vapeur d'eau qui est d'autant plus forte lorsque les plantes sont plus hautes. La plupart des approches développées dans ce sens sont empiriques ou semi-empiriques. Le modèle de Jarvis (1976) pour les stomates a été adapté par plusieurs auteurs pour évaluer la résistance de surface des couverts. La base de ces modèles empiriques est de considérer la résistance du couvert dépendante des facteurs biotiques (stomate, taille du couvert, etc.) et des facteurs abiotiques environnants (rayonnement, température, teneur en eau, etc.) :

$$r_c = \frac{r_{st-min}}{f(S^*)f(VDP)f(T_a)f(\theta)LAI} \quad (IV.21)$$

Tableau III-1 : Modèles d'évapotranspiration potentielle couramment utilisés dans la littérature (ASCE-EWRI, 2005 ; Ebrahimian et al., 2019 ; Oudin, 2004 ; Xiang et al., 2020 ; Xu and Singh, 2001). Voir dans le texte pour la signification des symboles.

Méthodes d'ETP	Références	Principales variables d'entrée	Pas de temps d'applications	Commentaires sur des conditions d'élaboration et/ou des performances
Méthodes de transferts aérodynamiques	(Dalton, 1802)	u, T_a	Jour/ Mois	Dépendance vis-à-vis des conditions d'élaboration de la formule ; Formulations en grandes majorités abandonnées
Méthodes combinatoires	(Allen et al., 1998 ; McColl, 2020 ; Monteith, 1965 ; Penman, 1948)	u, T_a , H_r , S^*	Heure, Jour/Mois	Nombre élevé de données d'entrée ; Variabilité dans la prévision des phénomènes ; Plus performantes que les autres méthodes ; Limite : la courbe de vapeur saturante
Méthodes basées sur le rayonnement	(Priestley and Taylor, 1972)	T_a , S^*	Heure, Jour/Mois	Peu de paramètres par rapport aux méthodes combinatoires ; Performances variables du fait du coefficient α_{PT}
	(Turc, 1961)		Jour/Mois	Pas recommandé pour un pas de temps inférieur au Mois ; Développé à l'échelle du bassin versant et en région tempérée.
	(Jensen and Haise, 1963)		Jour/ Mois	Développée avec des données de parcelle irriguée en zone aride et semi-aride à l'ouest des USA ; Moins performant en climat humide.
	(Makkink, 1957)		Jour/ Mois	Développée dans des conditions climatiques des Pays bas, sur des parcelles en herbes ; Comparaison avec des données de lysimètre peut conduire à des sous-estimations.
Modèles basés sur la température de l'air	(Thornthwaite, 1948)	T_a	Mois	Surestimation de l'ETP en période estivale car il y a un rôle prépondérant occupé par la température de l'air.
	(Blaney and Criddle, 1962)		Mois	Résultats acceptables aux pas mensuels ; Développée à l'origine pour des surfaces humides avec peu d'advection.
	(Hamon, 1961)		Jour/Mois	Peu performants par rapport aux formules de Thornthwaite selon Blaney and Criddle.
	(Romanenko, 1961)		Mois	

où r_{st-min} est la résistance minimale des stomates en $s.m^{-1}$, S^* est le rayonnement solaire incidente en $w.m^{-2}$, T_a est la température de l'air en $^{\circ}K$, VDP le déficit de pression de vapeur en Pa, LAI l'indice de surface foliaire et $f(\theta)$ est une fonction dépendante de la teneur en eau dans le sol. Dans la famille des modèles type « Jarvis », ces facteurs sont supposés agir de façon indépendante sur la résistance du couvert. Une hypothèse qui est discutable, car au sens physique, les facteurs dépendent souvent les uns des autres. Des approches pour l'évaluation de la résistance du couvert r_c tirées de la littérature (Li et al., 2015; Margonis et al., 2018; Subedi and Chávez, 2015) sont résumées dans le Tableau A2.

IV.4.3. Approches complémentaires

Les approches complémentaires peuvent être considérées sous deux angles : d'une part, elles cherchent à estimer l'ET en l'absence d'informations détaillées sur l'état hydrique de la surface et du sol, et d'autre part, elles cherchent à réduire les effets de certaines variables (comme la teneur en eau) et paramètres (comme la résistance de surface) qui peuvent augmenter les erreurs dans le calcul de l'ET. La méthode de Priestley and Taylor (1972) a souvent été utilisée dans cette famille de modélisation de l'ET avec des surfaces à différentes conditions d'humidité :

$$ET = \alpha_{PT} \frac{\Delta}{\Delta + \gamma L_e} Q^* \quad (IV.15)$$

Le terme α_{PT} a parfois été exprimé comme une fonction d'un index des précipitations antécédentes notée API (Ali and Mawdsley, 1987) :

$$\alpha_{PT} = \begin{cases} 1,26 & \text{pour } API > 20 \\ 0,123 API - 0,0029 API^2 - 0,0000056 API^3 & \text{pour } API \leq 20 \end{cases} \quad (IV.22)$$

avec P les précipitations journalières en mm, K_d une constante de récession (supposé égale à 0,9), « d » un indice indiquant le jour, en prenant en considération que les 28 jours antérieurs, l'API peut s'exprimer selon Kohler and Linsley (1951) par :

$$API_d = P_d + K.P_{d-1} + K^2.P_{d-2} + \dots K^{27}.P_{d-28} \quad (IV.23)$$

D'autres méthodes, telles que la méthode d'advection-aridité (Brutsaert and Stricker, 1979) fusionnant les approches de Priestley-Taylor et de Penman, ou la méthode de « Production Maximum d'Entropie » (Hajji et al., 2018; Maheu et al., 2019) offrant une

approche moins paramétrique du bilan d'énergie, sont soulignées dans la littérature mais ne seront pas présentées dans ce travail.

IV.4.4. Modélisation de l'évapotranspiration par des modèles sol-végétation et atmosphère

Les modèles de transfert sol, végétation et atmosphère (SVAT) sont des représentations verticales qui simulent les échanges d'énergie et de masse (Tableau III-1). Ils résolvent l'équation du bilan énergétique, facilitent la paramétrisation de divers processus, dont les échanges radiatifs et turbulents, ainsi que les transferts de chaleur et de masse dans le sol et aux interfaces, permettant ainsi la simulation de l'ET et ainsi que d'autres phénomènes physiques.

Les transferts radiatifs sont souvent modélisés selon une loi de Beer Lambert, certains incluant des multiples réflexions pour évaluer le bilan radiatif de surface. Les transferts d'eau qui ont lieu dans le sol jusqu'à l'atmosphère considèrent d'abord une résistance aérodynamique qui traduit les échanges turbulents et laminaires de la surface du sol vers l'atmosphère et ensuite une résistance du sol exprimant la résistance du sol à la diffusion de la vapeur d'eau (Mahfouf and Noilhan, 1991). Pour la végétation, les paramètres clés comprennent le LAI (Leaf Area Index) qui décrit l'évolution spatiale et temporelle de la végétation, ainsi que la résistance stomatique qui influence le transfert d'eau dans la plante. Les modèles SVAT avancés intègrent les aspects dynamiques de la végétation, englobant les processus de transpiration, de photosynthèse, de respiration et du cycle du carbone (Chen and Liu, 2020).

Le sol est représenté généralement selon trois modèles (Boulet, 1999). D'abord, les modèles mono-réservoirs qui considèrent un seul réservoir pour lequel la teneur en eau volumique est homogénéisée dans tout le compartiment et la hauteur moyenne définie entre le front d'évaporation et la profondeur des racines. Ensuite, les modèles « Force-Restore » ajoutent au réservoir de surface, un second réservoir pour tenir compte du comportement racinaire. L'extraction racinaire s'effectue grâce à l'eau de percolation ou de remontée capillaire. Enfin, les modèles établis à partir des équations de diffusion vont décomposer la colonne de sol en plusieurs horizons en résolvant les équations de transferts d'eau et de chaleur. L'extraction racinaire dans ce dernier type de modèle est souvent considérée comme un terme « puits » de l'équation de transfert d'eau. La transpiration est sensible à l'absorption d'eau par les racines.

Tableau IV-1 : Comparaisons des schémas de modélisation de l'évapotranspiration détaillant les bilans d'énergie et /ou bilan en eau. « Atm » et « Veg » désigne l'atmosphère et la végétation

Modèle	Transfert d'eau et de chaleur	Extraction de l'eau par les racines	Évaporation Sol	Transferts d'eau dans le végétal	État de l'atmosphère	Bilan radiatif	Bilan d'énergie	Bilan hydrique
PM (Monteith, 1948)	Non Modélisé.	Non Modélisé.	Non Modélisé.	Résistance du couvert	Résistance aérodynamique	Oui	Oui	Non Modélisé.
Modèle TSEB (Norman et al., 1995)	Non Modélisé.	Non Modélisé.	Bilan d'énergie du sol	Transpiration (Priestley-Taylor)	Non Modélisé.	Bilan propre au sol et à la végétation	Contributions du sol et de la végétation	Non Modélisé.
HYDRUS (Simunek et al., 1998)	Schema discréétisé Richards (1931)	Terme puits (Feddes, 1978)	Résistance du sol	Non Modélisé.	Résistance aérodynamique (Nombre de Richardson)	Global	Globale	Oui
SiSPAT (Braud et al., 1995)	Schema discréétisé Milly (1982)	Terme puits (Federer, 1979)	Résistance du sol	Résistances totales, des racines et stomatique	Résistance aérodynamique (Monin-Obukhov)	Bilan propre au sol et à la végétation	Contributions du sol et de la végétation	Non Modélisé.
SEtHyS (Coudert et al., 2006)	Méthode force restore (Deardorff, 1978)	Non Modélisé.	Résistance du sol	Résistance stomatique	Conductance aérodynamique	Bilan radiatif des courtes et grandes longueurs d'onde (François, 2002)	Contributions du sol et de la végétation.	Non Modélisé.
SURFATM (Personne et al., 2009)	Schema double couches sec et humide (Choudhury and Monteith, 1988)	Racine homogène	Résistance du sol	Résistances du couvert et des stomates.	Résistance aérodynamique (Monin-Obukhov)	Bilan propre au sol et à la végétation	Contributions du sol et de la végétation	Oui
ISBA-MEP (Boone et al., 2017)	Méthode force restore (Deardorff, 1978)	Racine homogène	Résistance et tient compte de la glace et de la neige	Résistance stomatique	Résistance aérodynamique (Nombre de Richardson)	Bilan végétation, sol et couvert neigeux (Carrer et al., 2013)	Contributions du sol, de la végétation et du couvert neigeux	OUI
Compartiments concernés	Sol	Interface Sol-Vég	Interface Sol-Atm	Vég	Atm	Sol-Vég-Atm	Sol-Vég-Atm	Sol-Vég-Atm

Dans le Tableau III-1, la comparaison est faite entre des modèles SVAT, allant des plus simples comme ceux de Penman-Monteith aux plus complexes tels que TSEB (Norman et al., 1995), HYDRUS (Simunek et al., 1998), SisPaT (Braud et al., 1995), SEtHyS (Coudert et al., 2006), SURFATM (Personne et al., 2009) ou de ISBA (Boone et al., 2017). Les informations principales sur la représentation des transferts d'eau et de chaleur dans les différents compartiments y sont répertoriés pour cette analyse comparative. Les modèles PM, MEP et TSEB intègrent l'interaction entre la végétation et atmosphère en résolvant le bilan d'énergie de surface, sans inclure une représentation du compartiment sol. Les autres modèles (ISBA, SURFATM, SisPaT, SEtHyS) sont des modèles SVAT complets qui paramètrent tous les compartiments et interfaces, résolvent le bilan d'énergie de surface et intègrent parfois des processus hydrologiques comme le ruissellement et l'infiltration en couplant le bilan en eau et le bilan d'énergie de surface. HYDRUS, comme modèle mono-source (considérant le couvert dans son ensemble) et sans schéma radiatif complexe, se distingue par sa modélisation du sol détaillée.

Les modèles SVAT permettent de simuler l'ET en considérant la plupart des processus physiques liés au flux. Cependant, un des défis de ces approches réside dans la paramétrisation des processus physiques, nécessitant des données observées sur une longue période pour des validations couvrant plusieurs variables. De plus, la question de la surparamétrisation peut limiter l'applicabilité de ces modèles pour estimer l'ET et leur adaptabilité à l'étude des milieux hétérogènes (Velluet, 2014).

IV.5. Conclusion

La modélisation de l'ET au-dessus des différentes surfaces exige une compréhension des processus physiques sous-jacents. Ces processus englobent principalement les transferts radiatifs, les interactions au niveau de l'interface sol-plante-atmosphère, ainsi que les transferts d'eau et de masse dans le sol, parfois estimés par des analogies avec le courant électrique. A partir de cette bibliographie, nous proposons de distinguer trois principaux types de schémas de modélisation du flux d'ET :

- Approche de type 1 :

Il s'agit d'approches peu détaillées, souvent empiriques, et exclusivement dédiées à la simulation de l'ET. Elles se fondent sur une estimation de l'ETP et de la prise en compte de l'état hydrique du système. Cet état hydrique est généralement estimé par des approches simples

au mieux de bilan, voire d'indice de pluie. Des fonctions de stress, de paramétrisation de paramétrisations de la résistance de surface le passage de l'ETP à l'ET.

- Approche de type 2 :

C'est une modélisation des processus hydrologiques qui se caractérise par une simulation continue de ces processus, ainsi qu'une simulation explicite de l'état hydrique dans le milieu. Cette approche a toutefois recours au concept d'ETP pour modéliser le processus, car elle ne détaille pas l'état de l'atmosphère ni le bilan d'énergie associé. Généralement, elle utilise un partitionnement de l'ETP entre les différents compartiments (sol, végétation, eau libre de surface, tout en associant la disponibilité en eau dans ces différents compartiments via des fonctions de stress dédiées.

- Approche de type 3 :

Ce sont des approches qui couplent les bilans énergétiques et/ou hydriques dans le continuum sol, plante et atmosphère (généralement appelées SVAT dans la littérature). Elles ne recourent pas au concept d'ETP car elles représentent explicitement l'état de l'atmosphère et son bilan d'énergie. Ces approches modélisent de manière continue les transferts sol-plante-atmosphère ; elles sont donc fortement paramétrées du fait de la diversité des processus énergétiques et hydrologiques couplés.

Chacune de ces méthodes présente des avantages et des inconvénients selon le contexte d'application, nécessitant une sélection judicieuse en fonction des objectifs de l'étude et des conditions environnementales spécifiques. En ville, l'artificialisation des milieux affecte les processus liés à l'ET, soulevant ainsi des interrogations quant à la pertinence de ces méthodes de simulation dans un contexte urbain.

Chapitre V. Evapotranspiration des modèles d'hydrologie urbaine

V.1. Généralités

Ce chapitre a pour objectif principal d'illustrer, à l'aide d'éléments puisés dans la littérature, l'impact de l'urbanisation sur le processus d'évapotranspiration (ET). Nous aborderons dans un premier temps les effets de l'urbanisation sur les bilans énergétiques et hydrologiques. Puis, dans un second temps, nous examinerons les schémas de modélisation de l'évapotranspiration employés dans les modèles d'hydrologie urbaine pour la simulation de l'ET des SfN. Dans un contexte urbain, les bilans énergétique et hydrologiques sont modifiés. Le bilan énergétique d'une zone urbaine (Figure V-1) peut être décrit selon Grimmond and Oke (1991) :

$$Q^* + Q_F = Q_H + Q_E + \Delta Q_S \text{ (w. m}^{-2}\text{)} \quad (\text{V.1})$$

dans cette équation, ΔQ_S la variation de chaleur stockée dans le milieu. Le bilan en eau à la surface de la zone urbaine peut lui s'écrire (Grimmond et al., 1986) :

$$P + F = I + R + ET + \Delta S \text{ (mm)} \quad (\text{V.2})$$

avec F représentant l'approvisionnement en eau provenant du milieu externe. Les termes de l'équation V.2 s'expriment en unité de longueur (mm) par unité de temps.

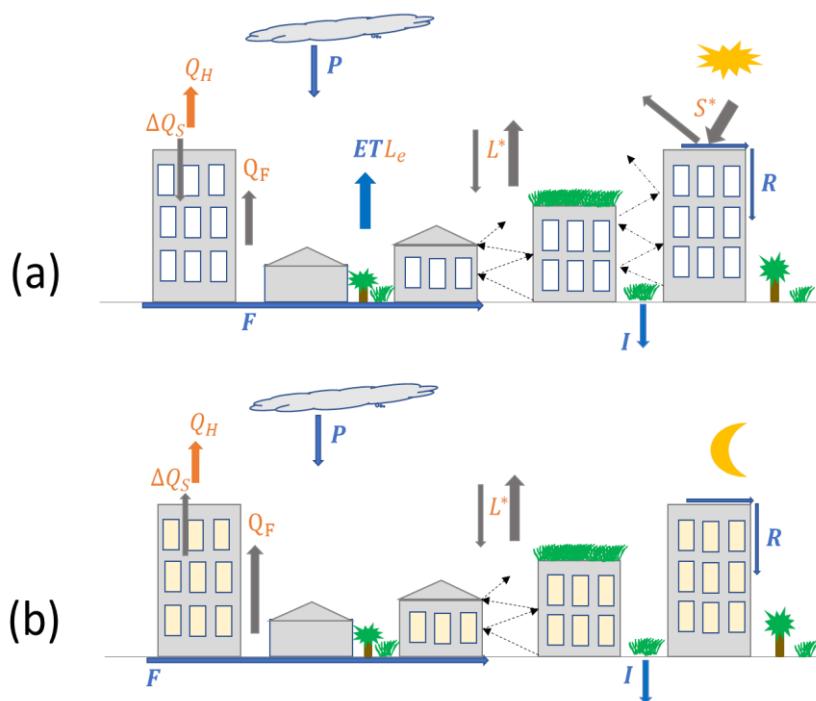


Figure V-1 : Bilans en eau et bilans énergétiques diurne en (a) et nocturne en (b) d'une zone urbaine.

V.2. Bilan d'énergie de surface

V.2.1. Quelques définitions

Pour une compréhension du bilan d'énergie en zone urbaine, il est essentiel de définir certains termes. L'étude des processus physiques en milieu urbain s'effectue à travers des échelles spatiales variées, tant horizontales que verticales (voir Figure V-2).

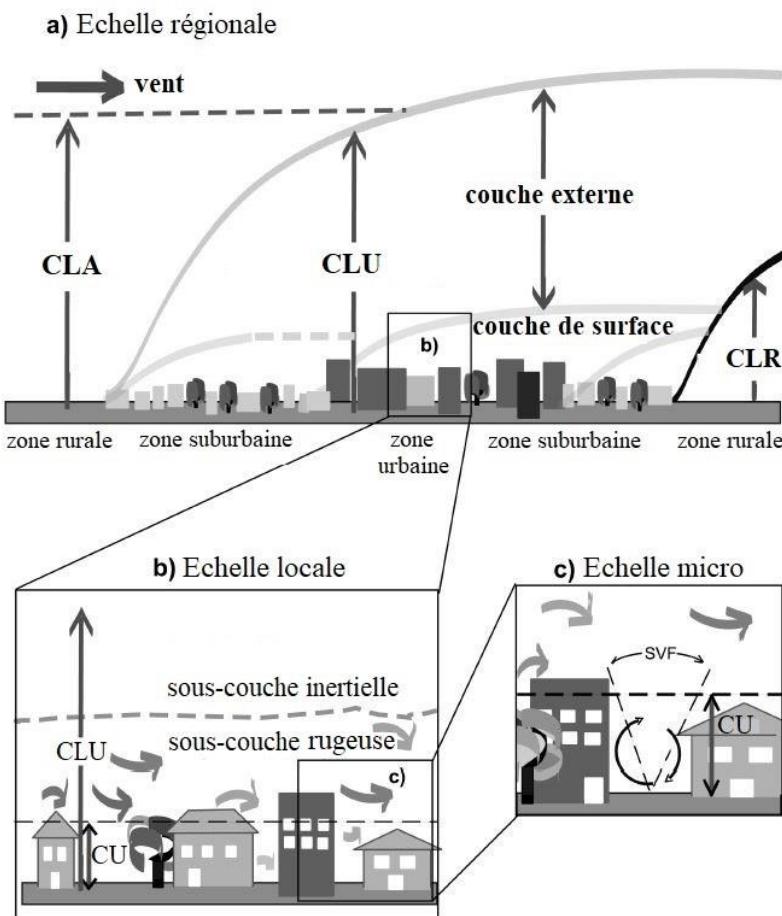


Figure V-2 : Schéma illustrant les trois échelles d'études microclimatiques dans le milieu urbain. Il est traduit de Fisher et al. (2005). Le SVF¹⁰ désigne le facteur de vue du ciel.

Sur le plan horizontal, selon Oke (1976), il existe trois niveaux d'échelle : régionale (une dizaine de kilomètres), locale (de un à plusieurs kilomètres) et micro (de un à une centaine de mètres). Verticalement, on distingue la couche limite urbaine (CLU) et la canopée urbaine (CU). La CLU, par analogie avec la couche limite atmosphérique (CLA) influencée par la surface terrestre, représente la partie de l'atmosphère affectée par le milieu urbain. Elle peut être subdivisée en une couche externe et une couche de surface qui est sous influence directe et forte

¹⁰ Il s'agit d'un indicateur mesurant dans quelle mesure le ciel est occulté par les constructions avoisinantes depuis un point spécifique, reflétant ainsi la géométrie de la canopée urbaine.

du milieu urbain. Au sein de la CLU, on distingue une sous-couche rugueuse, s'étendant du sol jusqu'à une altitude à laquelle les flux deviennent horizontaux et homogènes, et une couche inertielle, située au-dessus de cette sous-couche rugueuse. La canopée urbaine (CU), quant à elle, s'étale du sol jusqu'à la hauteur moyenne des constructions ou de la végétation.

V.2.2. Bilan d'énergie de surface en zone urbaine

La Figure V-3 présente une comparaison réalisée par Oke (1982) des flux énergétiques observés sur 24 heures respectivement en zone suburbaine (proche du centre urbain) et en zone dite rurale c'est-à-dire non urbanisée. Le rayonnement net Q^* reflète l'énergie solaire rayonnante captée par une surface et il est composé du rayonnement solaire (S^*) et du rayonnement infrarouge (L^*) :

$$Q^* = (1 - \alpha_s)S^* \downarrow + L^* \downarrow - L^* \uparrow \quad (\text{w. m}^{-2}) \quad (\text{V.3})$$

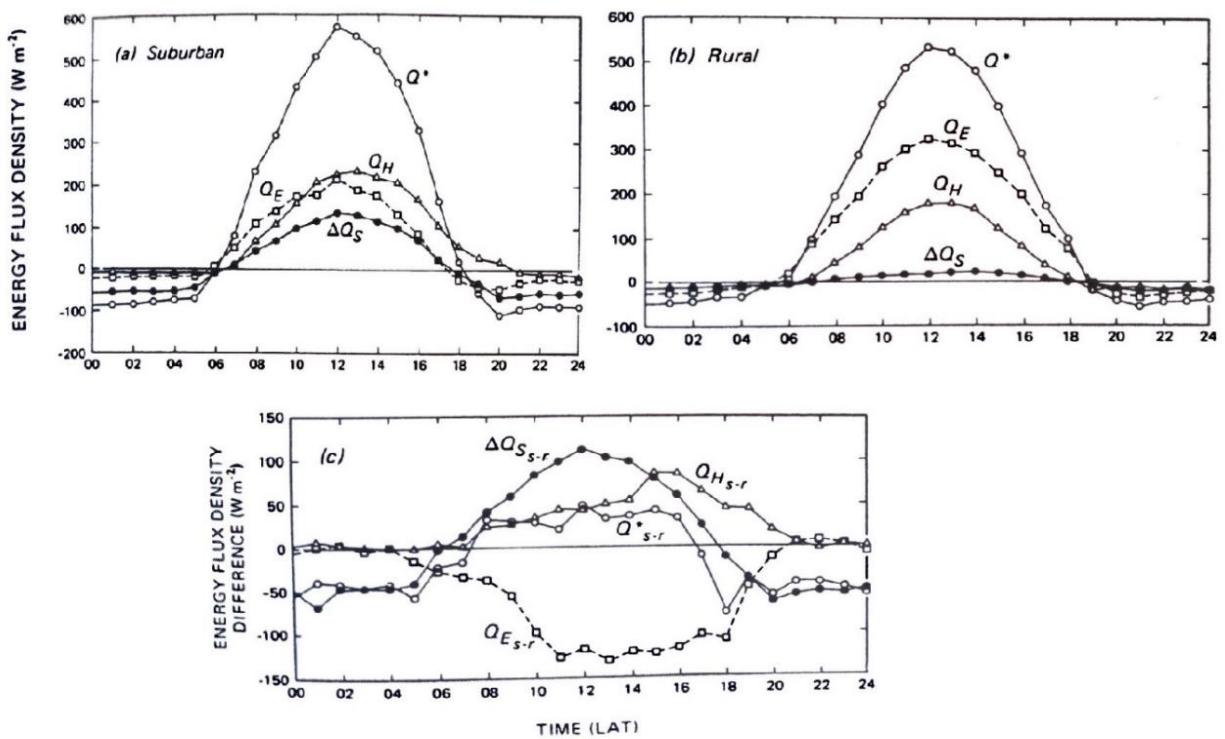


Figure V-3 : Comparaison du bilan d'énergie moyen (30 jours d'observation à Vancouver en été entre la ville ("suburbain") et la campagne ("rural") réparti selon les flux suivants : le rayonnement net (Q^*), le flux de chaleur sensible (Q_H), le flux de chaleur latente (Q_E) et le flux de chaleur stockée (ΔQ_S).

V.2.2.1. Rayonnement solaire

Le rayonnement solaire incident ($S^* \downarrow$) est atténué de 2 à 20% (Arnfield, 2003) à la limite supérieure de la CLU par les particules de polluants. La diversité et la géométrie des surfaces urbaines ne facilitent pas l'estimation du rayonnement solaire incident. D'une part, elles mènent

à des albédos très variés et affectées par la position du soleil, l'ombrage et les changements saisonniers des surfaces (feuilles de la végétation, effets de la neige ou de l'humidification par la pluie). Une plage de valeur moyenne de l'albédo en zone urbaine est estimée entre 0,1 à 0,2 (Oke and Cleugh, 1987). D'autre part, une partie du rayonnement réémis ($S^*\uparrow$) par les surfaces est aussi affectée par la morphologie du milieu, en ce sens que les bâtiments et autres structures urbaines peuvent constituer une sorte de « piège » à ces rayonnements et entraîner une série de réflexions multiples (Figure V-1). L'effet du piégeage est d'autant plus important que la densité et les hauteurs des constructions sont grandes.

V.2.2.2. Rayonnement infrarouge

Les flux de radiation de grande longueur d'onde (L^*) dépendent de la température de surface et de l'émissivité des matériaux. La température des surfaces urbaines étant supérieure à celle du milieu naturel, les rayonnements infrarouges émis seront donc plus élevés en ville par rapport au milieu naturel. L'infrarouge provenant de la diffusion atmosphérique dépend aussi de la température et de la composition (polluant) de la couche limite atmosphérique. Il croît d'environ 5% par rapport au milieu non urbanisé (Mestayer and Anquetin, 1995).

V.2.2.3. Flux de chaleur anthropique

Ce flux Q_F est une spécificité de la ville, très faible en milieu rural et positif le jour et la nuit. Sa prise en compte dans le bilan dépend de l'échelle spatiale d'étude. Il provient essentiellement du transport (circulation urbaine), du bâtiment (chauffage) et de l'industrie. Dans certains pays comme la Turquie et la République tchèque, le secteur des transports représente entre 15 à 20 % de la consommation d'énergie totale. En France et au Danemark, le secteur du bâtiment est dominant et représente près de 50% de la consommation d'énergie totale (Sailor, 2011).

V.2.2.4. Flux de chaleur sensible et flux de chaleur latent

Le flux de chaleur sensible est plus important en ville par rapport à la campagne (ilot de chaleur évoqué précédemment) et peut rester positif après le coucher du soleil par l'apport du flux de chaleur stocké dans le bilan pendant les nuits estivales (Figure V-3). Pour la chaleur latente, son importance est plus grande en milieu non urbanisé par rapport au milieu urbanisé. Cela s'explique en partie aussi par l'imperméabilisation des sols en ville, réduisant ainsi la présence de végétation et donc provoquant une faible transpiration. Nous concluons cette section sur le bilan énergétique avec le Tableau V-1 extrait de Menut (1997) et modifié, afin de comparer les principales variables météorologiques entre les milieux naturels et urbains.

Tableau V-1 : Différences entre milieux urbain (u) et non urbanisé (r) pour la couche limite

Variables	Comparaison	Rapport milieux urbain et non urbanisé
Vent moyen (en jour)	$ U_u < U_r $	
Vent moyen (en nuit)	$ U_u > U_r $	
Hauteur de rugosité dynamique	$z_o(u) > z_o(r)$	10-20
Albédo	$\alpha_{(u)} < \alpha_{(r)}$	0,7
Emissivité	$\varepsilon_{(u)} < \varepsilon_{(r)}$	0,9
Température de surface	$T_{s(u)} > T_{s(r)}$	1,25
Hauteur de rugosité thermique	$z_{oh}(u) > z_{oh}(r)$	10-20
Flux de chaleur sensible	$Q_{H(u)} > Q_{H(r)}$	1,2-2
Flux de chaleurs latent	$Q_{E(u)} < Q_{E(r)}$	
Flux de rayonnement net	$Q^*_{(u)} > Q^*_{(r)}$	
Stockage (des flux) de chaleur	$\Delta Q_{s(u)} > \Delta Q_{s(r)}$	
Flux de chaleur anthropique	$Q_{F(u)} > Q_{F(r)}$	

V.3. Bilan hydrologique en zone urbaine

V.3.1. Précipitations

Les impacts du milieu urbain sur les précipitations sont de plus en plus l'objet de recherches, le but étant de comparer les précipitations avant et après l'urbanisation. Étant donné que l'état de l'atmosphère est influencé par la ville, il convient d'imaginer que les précipitations le sont aussi (Salvadore et al., 2015). En effet, les facteurs qui vont affecter les pluies sont le phénomène d'ilot de chaleur urbain, la circulation du vent (qui est impactée par les hétérogénéités des surfaces) et la pollution urbaine qui contribue à modifier la composition chimique des pluies. À titre d'exemple, l'analyse des données climatiques de Hambourg réalisée par Schlünzen et al. (2010) a révélé une influence significative de l'urbanisation sur les régimes de précipitations, caractérisée par une hausse de 20 % des événements de pluie intense (>10 mm/jour) de 1948 à 2007, principalement en aval des zones urbanisées. Par ailleurs, Hu et al. (2024) ont montré, dans le contexte de la Grande Baie de Chine du Sud, un accroissement de l'intensité et de la probabilité des précipitations hivernales extrêmes, effet attribué à l'Îlot de Chaleur Urbain (ICU) qui amplifie la convection locale ainsi que la circulation air-mer. Ces phénomènes sont d'autant plus marqués lors des événements climatiques extrêmes, soulignant l'impact potentiel de l'urbanisation sur les dynamiques de précipitations.

V.3.2. Ruisseaulement et infiltration

Le type des surfaces influence les processus hydrologiques en milieu urbain. En effet, les surfaces considérées comme imperméables (toits, voiries, parkings, murs, etc.) favorisent le ruisseaulement au détriment de l'infiltration (Bechet et al., 2017). Le comportement hydrologique de ces surfaces imperméables va aussi dépendre de l'intensité et de la durée de la pluie. Une partie des eaux qui ruissent participent au mouillage des surfaces et aux stockages dans des dépressions. Si la capacité de stockage de ces dépressions est estimée pour des surfaces naturelles entre 0,5 mm à 15 mm, pour les surfaces imperméables, elle est réduite de 0,2 mm à 3,2 mm (Salvadore et al., 2015).

De nombreuses études sur les surfaces imperméables en milieu urbain révèlent que ces dernières ne sont pas totalement imperméables au sens strict du terme, et que le phénomène d'infiltration doit être reconnu comme un processus hydrologique important. On peut citer les travaux de Ramier et al. (2011) sur des segments de rue à Nantes en France où 10 à 20% des précipitations totales s'infiltrent. Des études qui sont spécifiques sur sites, mais qui peuvent être généralisées sur les surfaces imperméables (Fletcher et al., 2013; Rammal and Berthier, 2020). Malgré la réputation d'imperméabilité que peuvent parfois avoir certaines surfaces urbaines, elles sont perméables même si cela est à des degrés moindres par rapport aux milieux naturels.

V.3.3. Évapotranspiration

Historiquement en milieu urbain, l'ET a reçu peu d'attention de la part des chercheurs en hydrologie et en climatologie, ce qui en fait un des termes les moins connus du bilan en énergie et du bilan en eau. Des modèles hydrologiques ont, dans certains cas, omis l'ET urbaine, sous-évaluant son importance (Berthier et al., 2006). Cependant, des travaux récents soulignent que l'évaporation sur les surfaces imperméables urbaines, notamment post-précipitations, est loin d'être négligeable (Ramier et al., 2011). Les études de Ramamurthy and Bou-Zeid (2014), s'appuyant sur des mesures et des simulations d'ET, ont révélé que l'évaporation sur le béton des chaussées, les toitures et les surfaces asphaltées, avant et après les pluies dans deux sites du nord-est des États-Unis (Université de Maryland Baltimore), bien que discontinue et intermittente, représentait près de 18 % de l'ET totale sur une période de dix jours relativement humides. En plus, le flux a un impact significatif sur le bilan énergétique de la surface urbaine, en particulier pendant les 48 heures suivant un événement pluvieux, lorsque l'évaporation des surfaces imperméables est la plus élevée.

L'intégration de la végétation et des arbres dans l'analyse fait de l'ET un élément crucial du bilan hydrique urbain. Le rapport d'expert en France (Bechet et al., 2017) sur l'impact de l'artificialisation des sols sur l'hydrologie révèle que, dans des conditions naturelles et pour des climats tempérés, l'ET constitue un élément prépondérant du cycle hydrologique, représentant souvent plus de 50 % des précipitations annuelles ; cette proportion peut même s'élever de 60 à 95 % dans les forêts. Ces experts soulignent que dans des zones urbaines étendues, où le taux d'imperméabilisation varie de 34 à 49 %, l'ET peut représenter de 32 - 61 % des précipitations annuelles, illustrant ainsi l'importance significative de ce flux dans la régulation du bilan hydrologique en milieu urbanisé.

V.4. Schémas d'évapotranspiration dans les modèles d'hydrologie urbaine

V.4.1. Échelles des processus hydrologiques et prise en compte de la végétation

Les échelles spatiales et temporelles sont importantes dans la modélisation en général et conditionnent parfois les objectifs des études et le niveau de représentations des différents processus. Pour des processus tels que la transpiration, les échelles spatiales de l'ordre du centimètre et les échelles temporelles de l'ordre du jour sont suggérées (Figure IV-5). Pour l'ET (évaporation et transpiration), l'ordre de grandeur des échelles spatiales et temporelles sont estimés respectivement entre 1-100 m et d'une minute à une journée. L'étude des phénomènes comme l'ET urbaine nécessite donc des études à des échelles spatiales et temporelles variées et qui peuvent être fines. En fonction de la discrétisation spatiale, en hydrologie, on distingue d'abord, des modèles hydrologiques globaux qui considèrent le domaine d'étude comme une entité unique avec des propriétés uniformes et ensuite, des modèles hydrologiques distribués qui tiennent compte de la variabilité spatiale des propriétés du domaine. Ces derniers types de modèles semblent plus adaptés aux milieux urbains si l'objectif est la compréhension physique des processus. Si la physique des processus hydrologiques est décrite dans le modèle, on parle de modèles à base physique. On dira d'un modèle qu'il est conceptuel s'il adopte une approche intermédiaire où, à côté de la physique du processus, il associe des hypothèses simplificatrices dans laquelle la modélisation ne considère pas une description détaillée de la physique des processus.

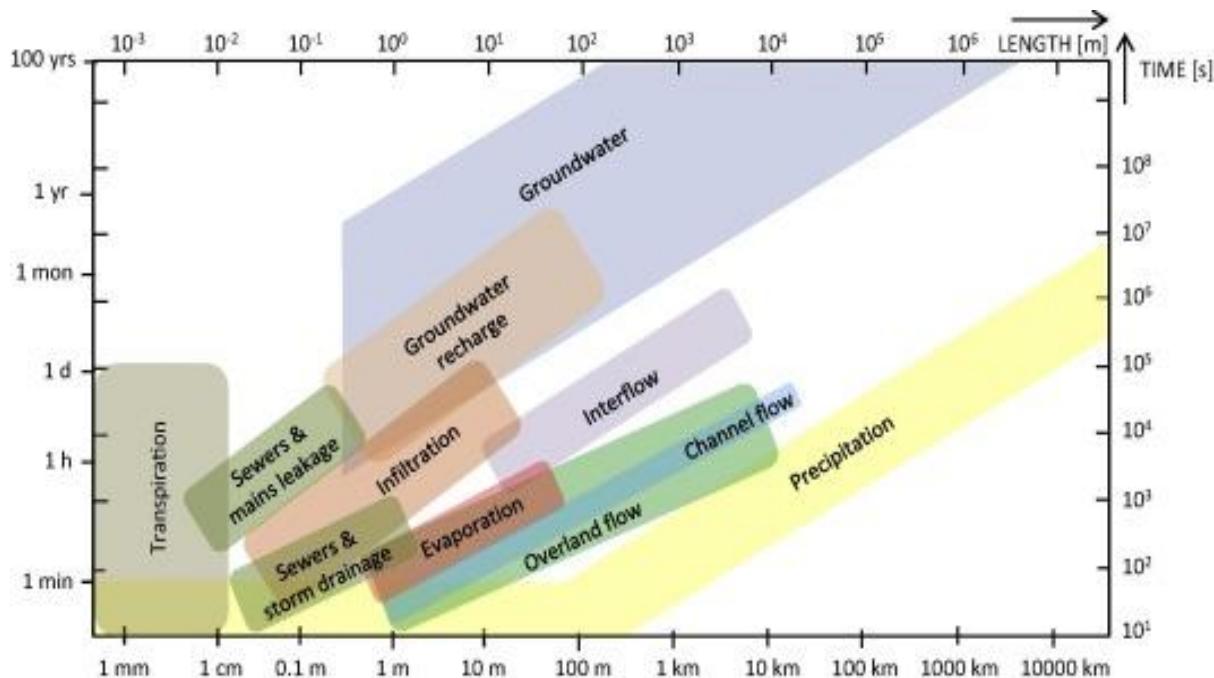


Figure IV-5 : Échelles spatiales et temporelles des processus hydrologiques en zones urbaines d'après Salvadore et al. (2015)

V.4.2. Evapotranspiration des modèles d'hydrologie urbaine

Les modèles hydrologiques présentés dans le Tableau V-2 intègrent différentes approches pour modéliser l'ET en milieu urbain. La majorité des modèles, tels que Aquacycle (Mitchell et al., 2001), UHE (Berthier et al., 2004), URBS (Rodriguez et al., 2005), MARIE (Robineau et al., 2022), UFORE-Hydro (Wang et al., 2008), ou SWMM-EVA (Hörnschemeyer et al., 2021), adoptent une approche de type 2 en se basant sur une ETP et une fonction d'humidité des surfaces imperméables et perméables. Ces modèles conceptuels partitionnent l'ET potentielle (couverture du sol, coefficient d'extinction, LAI) distinguant les types de surfaces, et parfois considèrent la dynamique journalière ou saisonnière du couvert végétal avec un LAI variable et/ou un coefficient cultural (SWMM-EVA).

D'autres, comme SUES (Grimmond and Oke, 1991), utilisent une approche de type 2 en modélisant l'ET des différentes surfaces via des paramétrisations de la résistance de surface. Enfin, des modèles tels que HYDRUS (Šimůnek et al., 2018) adoptent une approche de type 2 et intègrent également le type 3 en modélisant le bilan d'énergie de surface.

Tableau V-2 : Schémas d'évapotranspiration (ET) dans des modèles hydrologiques urbains. Les types font référence aux typologies établies au chapitre 4 pour distinguer les principales approches de simulation de l'ET. Le quartier urbain peut dans certains cas être assimilé à la notion de bassin version urbain et l'ouvrage à la notion de parcelle agricole.

Modèles hydrologiques	Échelle spatiale (Ordre de l'échelle de temps)	Approche ET	Commentaire sur le schéma d'ET
Single source Urban ET-interception Scheme (SUES) (Grimmond and Oke, 1991)	Parcelle urbaine, Quartier (Heure)	Type 2 : Monteith (1965) et Shuttleworth (1978)	Six types de surfaces (pavées, bâtis, conifères, arbres, herbes irriguées et des herbes non irriguées) ; Évaluée pendant et immédiatement après la pluie.
Aquacycle (Mitchell et al., 2001)	Quartier (Jour)	Type 2	Bilan hydrique des surfaces imperméables et perméables ; Évaporation selon la disponibilité en eau dans le milieu
SM2-U (Dupont et al., 2006)	Quartier (Heure)	Type 3, modèle SVAT	Modèle aérodynamique ; gradient d'humidité et résistances de l'air et surface considérés.
Eléments Hydrologique Urbains (UHE) (Berthier et al., 2004)	Parcelle urbaine (Heure)	Type 2 : Penman Monteith ; loi de Feddes (1978)	Végétation mono-strate ; LAI saisonnier ; équation de Richards pour écoulement
Urban Runoff Branching Structure (URBS) (Rodriguez et al., 2008)	Quartier, Parcelle urbaine (Minute)		
Modelling Actual Runoff Infiltration (MARIE) (Robineau et al., 2020)	Parcelle urbaine (Heure)	Type 2 : Penman Monteith ; loi de Feddes (1978)	Végétation bi-strate ; LAI saisonnier par strates (haute et basse)
GIF-mod (Massoudieh et al., 2017)	Ouvrage (Heure)	Type 2 : Penman Monteith ; modèles de Priestley et Taylor (1972)	ET potentielle ajustée par des coefficients ; transpiration évaluée par succion/teneur en eau.
RECARGA (Atchison and Severson, 2004)	Ouvrage (Heure)	Type 1	Prise en compte de l'évaporation et ne tient pas compte de la teneur en eau du sol, de la végétation ou de l'extraction d'eau par les racines ;
Hydrus 1D (Šimůnek et al., 2018)	Quartier, Parcelle urbaine (Minute)	Type 2 : Hargreaves et Penman Monteith ; (Feddes, 1978; Van Genuchten, 1987a) et Type 4.	Extraction racinaire selon Feddes ; avec/sans compensation.
UFORE-Hydro (Wang et al., 2008)	Quartier urbain (Heure)	Type 2 : Penman Monteith	Canopée avec densité par strate (hautes, basse) et LAI journalier ; considère dynamique saisonnière.
SWMM-EVA (Hörnschemeyer et al., 2021b)	Quartier, Parcelle urbaine (Heure)	Type 2 : Penman Monteith – Fao 56	LAI journalier ; module d'ombrage bâtiment via SIG pour l'ET.
SWAT (Arnold et al., 1998)	Quartier, Parcelle urbaine (Heure)	Type 2: Penman-Monteith (1965), Priestley Taylor (1972) et Hargreaves (1975)	Croissance saisonnière et LAI journalier pour transpiration.
TEB-Hydro (Stavropulos-Laffaille et al., 2021)	Quartier, Parcelle urbaine (Heure) ²	Type 3, modèle SVAT	Modèle aérodynamique ; gradient d'humidité et résistances de l'air et surface considérés.

L'approche hydrologique dans HYDRUS 1D utilise des méthodes basées sur l'ET potentielle de Hargreaves ou, de Penman Monteith, ainsi que les fonctions de stress de Feddes et/ou de Van Genuchten (Van Genuchten, 1987a) pour l'extraction d'eau par les racines. SM2-U ou TEB-Hydro ne sont pas strictement des modèles hydrologiques, mais plutôt hydro-microclimatique, l'ET est évaluée selon les méthodes de transfert de masse associant des résistances des surfaces (modèle ISBA, voir Chapitre IV). Des outils comme RECARGA (Atchison and Severson, 2004) ou la version standard de SWMM (Rossman, 2010a) ne prennent pas en compte la disponibilité en eau et se concentrent uniquement sur des ETs potentielles.

V.4.3. Amélioration et comparaison de différents schémas d'évapotranspiration

Storm Water Management Model (SWMM) a été développé par l'Agence américaine de protection de l'environnement et adapté à la simulation des processus de ruissellements en milieu urbain. Dans sa version standard, l'ETP est une entrée du modèle selon le modèle de Hargreaves ne considérant que la température de l'air et du rayonnement solaire. Divers travaux ont entrepris l'amélioration du schéma d'ET : citons deux de ces études.

Premièrement, le schéma potentiel de Penman – Monteith (PM) et un schéma de stress hydrique ont été couplés au modèle SWMM (Feng and Burian, 2016). Les nouveaux schémas ont été validés avec des mesures (Jardins de pluie et Toitures végétalisées) effectuées à l'Université de l'Utah au Salt Lake City aux USA. Ceci a permis de considérer des surfaces hétérogènes avec des ET différentes pour chacune d'elles. Cette étude conclut que d'autres flux pourraient être mal quantifiés si une ET potentielle homogène est utilisée telle que proposée dans la version standard de SWMM. Les estimations annuelles d'ET et du ruissellement pourraient ainsi être respectivement surestimées et sous-estimées de 12 à 19 % et de 14 à 19%.

Ensuite, Hörschemeyer et al. (2021) ont quant à eux développé deux outils dont l'un est dédié à la prise en compte des effets d'ombrage sur la réduction de l'ET et l'autre conçu pour évaluer l'ET. Le modèle nommé SWMM-Eva utilise l'ETP de PM avec la paramétrisation de la méthode de la FAO-56. Les deux outils ont été validés pour des arbres (conifère) et de l'herbe à partir de mesures (variables météorologiques, mesures d'infiltration et mesures d'exfiltration d'une toiture végétalisée extensive) effectuées à Münster (Allemagne). SWMM-EVA a permis une meilleure simulation du bilan d'eau par rapport au modèle SWMM standard.

Outre ces méthodes d'amélioration de la simulation de l'ET dans les modèles hydrologiques, des comparaisons entre les schémas d'ET des modèles existent dans la

littérature. Berthier et al. (2006) ont effectué une comparaison entre les schémas d'ET du modèle hydrologique distribué UHE et du modèle SVAT SM2U (Dupont et al., 2006). Dans le modèle UHE, l'ET est évaluée selon PM et des fonctions de stress alors que dans SM2-U, l'ET est modélisée comme dans un SVAT complet avec un gradient d'humidité spécifique. La différence des ET simulées entre les deux modèles est significative. À l'échelle annuelle sur un petit bassin versant péri-urbaine avec lotissement (à Nantes, FRANCE), pour une simulation de 5 années, l'ET représente en moyenne 48% (UHE) et 33% (SM2-U) des pluies avec naturellement une forte contribution des surfaces naturelles par rapport aux surfaces imperméables. Un forçage dans le modèle UHE avec les données de résistance aérodynamique considérant la stabilité atmosphérique et d'autres termes évalués par le modèle SM2-U rapproche les deux évapotranspirations. Dans le sens inverse, un forçage par des conditions de surface du modèle UHE ne change pas significativement les résultats de l'ET dans SM2-U.

Enfin, une comparaison du modèle SUES et Aquacycle fut effectuée par Mitchell et al. (2008). Pour représenter le cycle de l'eau à une échelle spatiale fine (de l'unité urbaine : une habitation ou une résidence) et à une échelle temporelle journalière, Aquacycle semblerait être un modèle plus complet que SUES en termes de simulation du bilan d'eau. Cependant, quant à la représentation du processus d'ET, SUES permettrait de tenir compte des caractéristiques biophysiques du milieu (plantes en particulier) et simule aussi une dynamique horaire qui permet d'étudier les phénomènes tels que le drainage rapide et l'évaporation de l'eau interceptée sur les toitures ou les trottoirs.

V.5. Conclusion et Perspectives

Le milieu urbain se distingue par l'intensité des activités humaines et l'hétérogénéité spatiale, en particulier des surfaces, éléments fondamentaux influençant les bilans hydrique et énergétique. Les modèles d'hydrologie urbaine accordent une importance croissante à la végétation. Une tendance notable dans les recherches actuelles est de se tourner vers des approches de modélisation qui facilitent l'intégration de l'évolution de cette végétation. Cette approche devrait permettre d'améliorer significativement les simulations des bilans hydrologiques et d'évaluer l'impact de la végétation sur ces bilans. De plus, d'autres éléments spécifiques du milieu urbain tels que les conditions microclimatiques locales (effets d'ombrages) ou la diversité des surfaces (hétérogénéité du milieu) sont de plus en plus souvent abordés et susceptibles d'affecter les bilans en eau.

Le schéma classique de modélisation de l'ET dans ces modèles consiste à associer une ETP à une fonction de stress hydrique. Les modèles d'ETP de Penman-Monteith, Priestley-Taylor et Hargreaves sont largement utilisés, soulignant ainsi leur pertinence. L'ETP de Penman-Monteith est privilégiée, car elle intègre des paramètres liés à la végétation (LAI, résistance stomatique, hauteur de la végétation) et aux facteurs météorologiques. L'usage d'une ETP de référence (d'un gazon, d'une pelouse, etc.) selon Penman-Monteith multipliée par un coefficient cultural caractéristique du couvert végétal de l'espace vert est aussi une pratique courante.

Les modèles qui simulent les processus hydrologiques à l'échelle des solutions ne se focalisent généralement pas sur le flux d'évapotranspiration (ET). Cela se justifie d'autant plus que leur objectif est souvent de représenter le drainage dans ces dispositifs. Vu les enjeux actuels, l'évaluation des différents schémas d'ET intégrés dans ces modèles par le biais de mesures d'ET conséquentes sur de longues périodes est essentielle. De plus, des études supplémentaires de comparaison entre les divers schémas d'ET utilisés dans ces modèles permettront de s'orienter vers des schémas plus adaptés à chaque type de SfN. Comme souligné de manière pertinente par Pons et al. (2023), il est aussi important d'améliorer les pratiques de modélisation en hydrologie urbaine. Le choix des équations pour décrire les processus, mais aussi des critères d'évaluation pour comparer aux observations se doivent d'être bien mûri en phase avec les objectifs de modélisation. Enfin, l'une des caractéristiques de ces modèles est le nombre parfois pléthorique de paramètres associés, posant la question de l'équifinalité (Beven, 2012). Concernant le flux d'ET, étudier comment les paramètres influent sur la simulation de l'ET serait un préalable permettant de cibler des paramètres d'intérêt pour simuler le flux.

Chapitre VI. Méthodologie générale de la thèse

La thèse vise à renforcer notre compréhension du processus d'ET issue des SfN pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines. Dans la continuité de la bibliographie réalisée, des choix ont dû être opérés en vue d'une problématisation du sujet. L'un des premiers choix à effectuer porte sur les cas d'étude du travail, choix structurant pour le contenu de la thèse. Les critères retenus pour effectuer ce choix ont été les suivants :

- une diversité de SfN pour la gestion à la source des eaux pluviales. L'idée est bien de tester notre démarche sur des structures différencierées, amenant sûrement des résultats et conclusions variées ;
- des SfN assez répandues et mises en œuvre sur les territoires, permettant une certaine représentativité des enseignements ;
- des cas d'étude constitués de bases de données importantes, en type de variables mesurées et en durées d'observation. Le parti-pris de la thèse est bien de ne pas avoir à réaliser de nouvelles mesures, et il faut donc s'appuyer sur des données existantes et disponibles.

En suivant ces critères et en parcourant les bases de données disponibles dans les équipes de recherche partenaires de la thèse (CEREMA, LEESU), deux types de solutions ont été choisis : les toitures végétalisées et les jardins de pluie. Ils illustrent avec pertinence la diversité des SfN utilisées pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines.

Une toiture végétalisée peut être définie comme une couverture de bâtiment recouverte partiellement ou entièrement de végétation. Elle se compose généralement de la couche d'étanchéité pour prévenir les infiltrations d'eau dans le bâtiment, d'un système de drainage pour évacuer l'excès d'eau du toit, d'un géotextile retenant les particules et maintenant le substrat en place, et d'une couche de substrat servant de support à la végétation. En France, le rapport de l'Observatoire de l'Immobilier Durable (2023) montre que chaque année, environ 1,6 millions de mètres carrés de toitures sont végétalisés, avec une croissance de 5% du marché chaque année, selon l'Association des Toitures et Façades Végétales (Adivet). Ces données reflètent une augmentation de l'adoption des toitures végétalisées en France, bien que, au niveau européen, en Allemagne, ces chiffres atteignent 10 millions de mètres carrés par an.

Quant aux jardins de pluie, ils se distinguent des toitures végétalisées comme solutions d'aménagement en pleine terre ou hors sol visant à faciliter l'infiltration de l'eau de pluie vers le

sous-sol. Alors que les toitures végétalisées collectent souvent les précipitations directes, les jardins de pluie captent l'eau d'un bassin versant plus étendu. Ainsi, le ratio entre l'impluvium et la surface végétalisée peut être sensiblement différent de celui observé sur les toitures végétalisées. Le substrat utilisé dans les jardins de pluie est généralement plus proche d'un sol naturel tandis que les substrats techniques ou artificiels sont employés pour les toitures végétalisées. Les substrats des jardins de pluie sont plus épais (supérieure ou égale à 50 cm) et permettent une exfiltration totale ou partielle de l'eau vers le sous-sol, favorisant ainsi une meilleure infiltration. Par ailleurs, les jardins de pluie se caractérisent aussi par une diversité de strates végétales, à l'opposé des toitures végétalisées qui présentent souvent une végétation plus homogène. Récemment, les jardins de pluie ont été élargis à des contextes dans lesquels l'infiltration est contrainte (sols pollués, sous-sol peu perméable), d'où le développement de jardins de pluie étanches intégrant ou non une couche de stockage d'eau interne, associée à un système de drainage permettant à l'excès d'eau de rejoindre le réseau d'eau pluviale. Dans des pays comme l'Australie et les États-Unis, les jardins de pluie sont largement adoptés et représentent en quelque sorte les SfN basées sur l'infiltration à la source vers le sous-sol pour la gestion des eaux pluviales (Hess et al., 2021a).

Ces deux solutions sont au sens général des SfN avec un massif de substrat infiltrant, avec ou sans possibilité d'exfiltration vers le sous-sol. Leur choix dans cette étude est aussi justifié par la disponibilité de jeux de données expérimentales robustes qui décrivent leurs fonctionnements hydrologiques. Les choix effectués, ainsi que les enseignements de la bibliographie précédente permettent de problématiser la thèse. Les questions scientifiques formulées à partir de l'objectif général s'inscrivent dans deux grandes parties du travail que sont l'estimation expérimentale et la modélisation du flux (Figure VI-1).

VI.1. Estimation de l'évapotranspiration à partir d'observations existantes

Cette partie se penche sur la méthodologie pour obtenir des estimations fiables du flux d'ET avec diverses méthodes (bilan en eau, bilan d'énergie et chambre à ET) à différentes échelles temporelles (heure, jour, saisons, années). Il s'agit également de faire la comparaison des ETs estimées par ces différentes méthodes afin de souligner leurs spécificités et fournir des recommandations pour leurs conditions d'application. Enfin, cette première partie vise également à identifier les facteurs influençant l'ET au sein de ses SfN à différentes échelles temporelles.

Objectif: comprendre, évaluer et mieux reproduire le processus d'évapotranspiration (ET) issue des SfN pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines

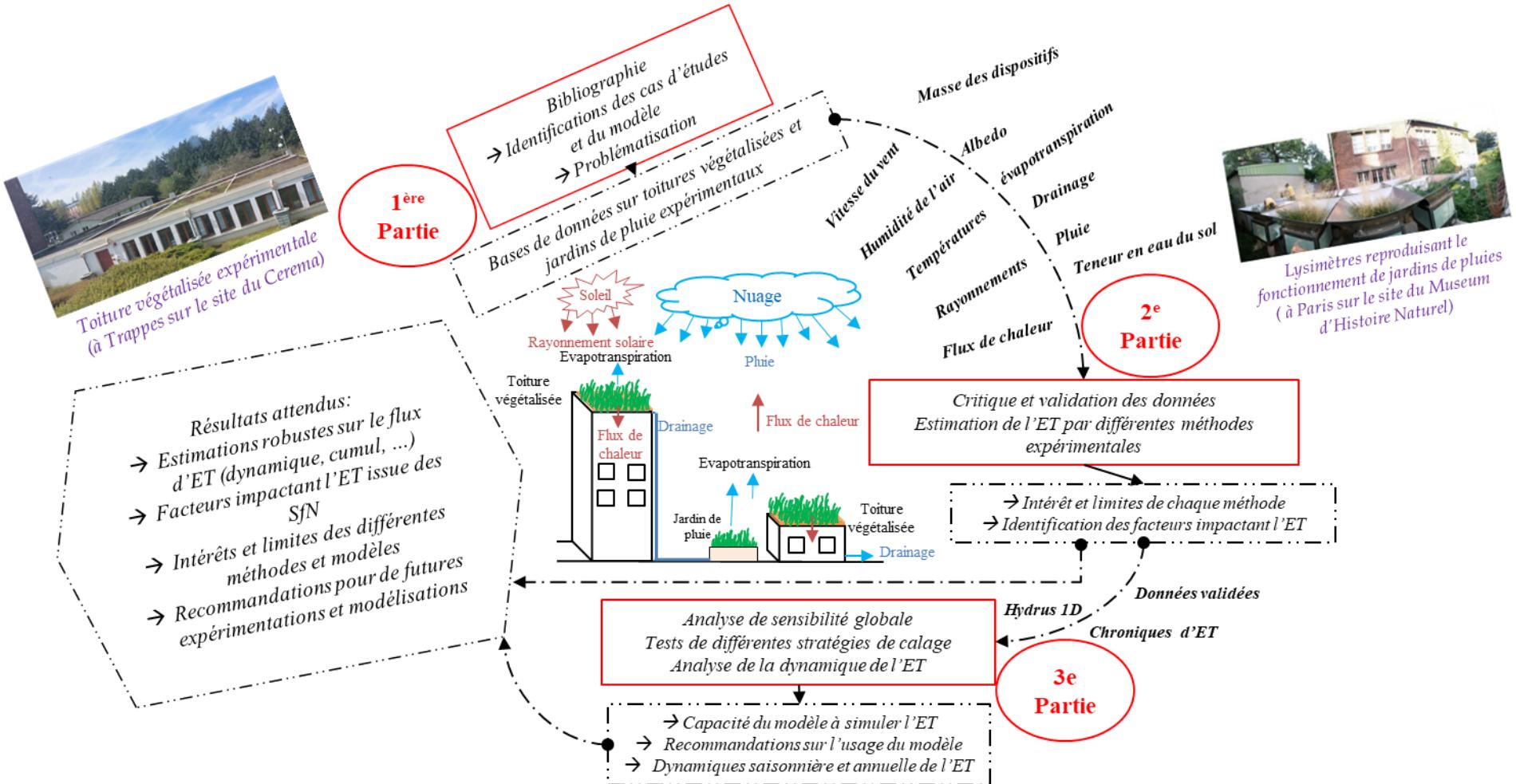


Figure VI-1 : Récapitulatif de la thèse : objectifs, démarche et finalité.

Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de disposer de données obtenues sur des systèmes bien délimités qui reproduisent finement le fonctionnement des toitures végétalisées et des jardins de pluie. Cela suppose donc un système étanche avec une condition limite avale de suintement qui permet de maîtriser l'ensemble des termes du bilan hydrique et/ou du bilan d'énergie de surface. Les jeux de données souhaités se devaient de répondre à plusieurs critères essentiels :

- une description détaillée des caractéristiques des sites, de la géométrie et de la structure des solutions mises en place ;
- des données hydrologiques, thermiques et météorologiques complètes, avec des périodes d'observation longues et des pas de temps fin ;
- une bonne qualification des données pour réduire les incertitudes sur l'évaluation de l'ET.

Au début de la thèse en novembre 2020, peu d'études expérimentales et de jeux de données répondaient à aux critères énumérés et ce sont les toitures-terrasses végétalisées expérimentales du Cerema (Ramier et al., 2011) et les lysimètres de jardins de pluie de la Ville de Paris (Nezeys et al., 2016) qui ont été retenus (Tableau VI-1 et Figure VI-1). Ces données préalablement acquises avant la thèse ont été soumises à un travail conséquent de traitement, de validation et de sélection pour en extraire les données exploitables. Le traitement des données a compris les principales étapes suivantes :

- la validation des fichiers bruts (vérification de l'intégrité des fichiers, correction d'éventuels doublons ou fichiers manquants, gestion des pas de temps, éventuelle restructuration des fichiers) ;
- la lecture et concaténation des fichiers bruts pour les intervalles de temps d'acquisition ;
- la définition des plages de valeurs acceptables pour chaque variable (identification et traitement des données incorrectes ou incertaines) ;
- l'analyse critique et validation de chaque variable quantitative (détection des valeurs aberrantes, jours de maintenance, anomalies significatives, etc.).

Pour les toitures végétalisées, les données traitées et exploitées couvrent la période de 06/2011 à 07/2018, avec une meilleure continuité des données non atmosphériques (teneurs en eau, températures de surface, débits de drainage) entre 10/2012 et 10/2014. Pour les jardins de pluie, les données sont disponibles sur trois ans, de 11/2016 à 12/2019. À l'exception de la

période de 02/2017 à 06/2018, les autres périodes pour les jardins de pluie présentent des lacunes en données atmosphériques. Les lacunes de l'ordre du jour à la semaine ont été comblées avec des données provenant des stations météorologiques proches de Météo-France afin de faciliter les simulations avec le modèle hydrologique. Dans l'ensemble, malgré ces obstacles, les données validées restantes ont été considérées comme suffisamment longues et fiables pour garantir une analyse approfondie et robuste de toutes les configurations de SfN étudiées. Les détails sur l'analyse des données sont présentés dans les chapitres VII et VIII.

Tableau VI-1 : Récapitulatif des caractéristiques des configurations d'ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales urbaine étudiés dans le cadre de la thèse

Type	Dispositif des toitures expérimentales de Trappes	Dispositif expérimental des jardins de pluie du MNHN	
Période d'étude (en année)	06/2011 – 07/2018	11/2016 – 12/2019	
Variables atmosphériques	Température de l'air, humidité relative, rayonnement globale, vitesse du vent		
Variables du bilan d'énergie	Température de surface, albédo	-	-
Variables hydrologiques	Pluie, teneur en eau, drainage et évapotranspiration mesurée	Pluie, drainage, niveau d'eau dans la réserve et masse des dispositifs	Pluie, niveau d'eau dans un évaporomètre
Couverture du dispositif	Sedums, plantes herbacées et substrat nu	Herbacées, arbustes, flore spontanée	Eau
Substrat	Substrats grossiers avec deux différentes teneurs de matière organique (34 mg/g et 58 mg/g de matière organique)	Substrat fin représentatifs des jardins de Paris	-
Epaisseur de substrat	35 m ² pour chaque configuration et des épaisseurs de substrats de 3 cm et 15 cm	4 m ² d'impluvium et 80 cm de substrat	Diamètre : 120,4 cm et hauteur : 25,4 cm
Conditions de drainage	Polystyrène expansé	Alvéoles, avec et sans réserve en eau	-

VI.2. Modélisation de l'évapotranspiration

L'une des principales limites des estimations expérimentales réside dans la non-continuité des observations, ce qui rend plus difficile les analyses sur le long terme, notamment pour des études saisonnières ou annuelles. La modélisation peut constituer dans ce cas un outil précieux pour analyser l'ET à ces échelles de temps. Dans cette section de l'étude, l'attention se porte sur la modélisation de l'ET issue des SfN. En raison de la forte paramétrisation des modèles par rapport aux observations existantes (concept de sur-paramétrisation), le risque d'équifinalité se pose. Les questions suivantes sont alors abordées : quels sont les paramètres

auxquels l'ET simulée est sensible dans chacune des différentes configurations de SfN étudiées ? Quelles stratégies et variables de calage du modèle pour simuler l'ET ? Comment parvenir à des conclusions réalistes sur le flux d'ET simulé, et garantir la robustesse du modèle utilisé (pour conclure sur les capacités, recommandations) ? Dans ce travail, nous avons décidé de nous focaliser sur un modèle exclusivement hydrologique (simulant uniquement les processus hydrologiques des SfN) sans explorer un modèle combinant le bilan d'énergie de surface et le bilan hydrique. Ce choix est motivé principalement par l'expertise de l'équipe de recherche qui possède une expérience en modélisation hydrologique à l'échelle des SfN et par la non-identification d'un modèle plus complet disponible et appropriable sur la durée de la thèse. Le jeu de données utilisé dans la partie précédente pour estimer l'ET est mobilisé pour la modélisation. Le choix du modèle hydrologique est fondé sur les considérations suivantes : i) la pertinence de la réponse du modèle à la problématique ; ii) la performance du modèle dans des applications antérieures, notamment sur des espaces végétalisées urbaines ; ainsi que iii) la disponibilité et la simplicité de sa mise en œuvre. Le Tableau VI-2 ci-dessous, offre une vue d'ensemble des modèles disponibles dans notre communauté scientifique, en particulier autour du Cerema et du Leesu et qui traite de la question des SfN pour la gestion à la source des eaux pluviales.

Tableau VI-2 : Comparaison des modèles hydrologique utilisés dans des travaux antérieurs visant l'étude des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales. TV : une toiture végétalisée, JP : jardin de pluie, A : arbre et Esp pour espaces végétalisées urbains aux sens larges.

Modèles	Hydrus (Simunek et al., 1998)	URBS (Rodriguez et al., 2005) ou MARIE (Robineau et al., 2022)	SWMM-Eva (Hörnschemeyer et al., 2021)
Applications antérieures sur des ouvrages végétalisés urbains	TV, JP, A, Esp	A, Esp	TV, A
Possibilités d'applications	TV, JP, A, Esp	TV, JP, A, Esp	JP, A, TV, Esp
Descriptions de transpiration par les végétaux	Absorption d'eau par les racines et bilan d'énergie globale	Absorption d'eau par les racines et bilan d'eau	Coefficient cultural et prise en compte de l'ombrage
Description des transferts d'eau dans le sol	Équation de Richards	Équation de Darcy, réservoir moyennant la teneur en eau du sol	Green and Ampt ; réservoir moyennant la teneur en eau du sol
Formulation d'ET potentielle	Hargreaves, PM	PM	PM-Fao56

Le second choix structurant à effectuer pour la thèse est le choix de(s) modèle(s) retenu(s). Les modèles, chacun avec leurs spécificités, sont régulièrement employés dans l'étude des SfN pour la gestion des eaux pluviales urbaines. Après une évaluation établie à partir les critères précités, le choix s'est porté sur le modèle HYDRUS 1D. Plusieurs raisons justifient ce choix : i) la capacité du modèle à traiter efficacement le problème de recherche grâce à son approche physique des processus liés à l'ET, facilitant l'examen de divers paramètres caractérisant le sol et la végétation ; ii) les succès avérés du modèle dans des études précédentes (Yu et al., 2023) axées sur les comportements hydrologiques des toitures végétalisées et les jardins de pluie, attestant de sa fiabilité et pertinence ; iii) sa facilité d'accès et de mise en œuvre, garantissant ainsi une approche pratique tout au long du processus de recherche. Compte tenu de l'approche de modélisation axée sur la compréhension du processus d'ET, le modèle d'ET potentielle associé à HYDRUS est celui de Penman Monteith, dans lequel nous intégrons des paramètres de végétation tels que l'indice de surface foliaire, la résistance stomatique minimale et la hauteur de la végétation (hveg).

Deuxième Partie :

Estimations expérimentales et déterminants de l'évapotranspiration issue de solutions fondées sur la nature pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines

Chapitre VII. Déterminants de l'évapotranspiration des jardins de pluie

VII.1. Introduction

VII.1.1. Introduction du chapitre

Dans le cadre d'une démarche qui se voulait innovante pour la gestion des eaux pluviales à Paris, la Direction de la Propreté et de l'Eau (DPE), par l'intermédiaire du Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement (STEA) de la Ville de Paris, avait mis en œuvre des expérimentations sur des lysimètres représentant des jardins de pluie urbains étanches. Ces initiatives, en anticipation de l'adoption du zonage pluvial par le Conseil de Paris au premier trimestre 2017, visaient à évaluer l'efficacité des jardins de pluie. Ces ouvrages, conçus pour améliorer la gestion des eaux pluviales en facilitant leur infiltration, devaient considérer les spécificités du sous-sol parisien, caractérisé par sa grande hétérogénéité et la présence de zones sensibles. Pour réussir cette expérimentation, une collaboration fut établie entre la Ville de Paris et ses partenaires, y compris le Cerema. La collecte des données fut réalisée par la ville de Paris, tandis que le Cerema jouait un rôle dans la critique et la validation des données acquises.

Le dispositif expérimental consistait en huit lysimètres étanches, reproduisant le fonctionnement des jardins de pluie pilotes de 1 m³ (Llh = 1 m x 1 m x 1 m), et collectant un impluvium de 4 m². Ces derniers ont été implantés et suivis pendant une période de trois ans (2016 – 2019) au Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) à Paris, France. Un lysimètre de référence a été établi, comportant un substrat argileux-marneux typique des jardins de la Ville de Paris (0,8 m), une végétation de type herbacée et qu'une réserve d'eau basale constituée d'alvéoles. En contraste avec cette référence, incarnée par le Lysimètre 1, plusieurs variantes ont été distinguées : un dispositif dépourvu de réserve (Lysimètre 3) et un dispositif arborant une végétation arbustive (Lysimètre 2). Pour chacun de ces trois lysimètres, des répliques ont été mis en place, respectivement dénommés Lysimètre 6, Lysimètre 7 et Lysimètre 4. Outre les variations relatives au type de végétation et aux conditions de drainage en comparaison avec le dispositif de référence, la gestion de la végétation a également été testée avec le Lysimètre 8, où les plantes sont arrachées deux fois par an. De plus, un autre lysimètre, le Lysimètre 5, a permis de suivre une configuration dans laquelle la végétation évolue de manière spontanée.

Trois années consécutives (2016-2019) ont été dédiées au suivi, avec des données recueillies à un pas de temps de deux minutes. Les données en question sont d'une part météorologique, y compris la vitesse du vent, le rayonnement solaire global, la température de

l'air ainsi que l'humidité relative de l'air, et d'autre part hydrologique, englobant les précipitations, le drainage pour chaque lysimètre et la hauteur d'eau dans la réserve. Adjacent aux lysimètres, un dispositif évaporométrique a été mis en place afin d'observer l'évaporation de l'eau depuis une surface d'eau libre.

C'est dans ce cadre de collaboration et d'innovation que l'article scientifique international a été rédigé et publié dans le journal « Hydrology » : « Evapotranspiration in urban rain gardens : A study of eight lysimeters under temperate climate » <https://doi.org/10.3390/hydrology9030042>. L'article traite des problématiques majeures concernant les estimations de l'ET et les facteurs déterminants de celle-ci au sein des jardins de pluie urbains.

DEBUT DE L'ARTICLE

Evapotranspiration in urban rain gardens: A study of eight lysimeters under temperate climate

Ahmeda Assann Ouédraogo¹, Emmanuel Berthier¹, Brigitte Durand², Marie-Christine Gromaire³

1. Centre d'études et d'expertise sur le risque, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema), Equipe TEAM, 12 rue Teisserenc de Bort, Trappes, France 78190, France
2. Ville de Paris, Direction de la protection de l'environnement, Service technique de l'eau et de l'assainissement (DPE STEA), Paris, France
3. Leesu, Ecole des Ponts, Univ Paris Est Creteil, F 77455 Marne-la-Vallée, France

VII.1.2. Introduction of the article

Urbanization has a great impact on cities' hydrological cycle: runoff is increased to the detriment of infiltration and evapotranspiration (ET), leading to an increase in risks linked to flooding and deterioration of the receiving environments. Urban stormwater management policies have been developed in recent years that favour runoff management in green infrastructure systems (GIS) in order to store the water before to infiltrate, evaporate and transpire it. These sustainable urban drainage systems (SUDS) are considered as a viable mechanism that can substitute or complete the traditional sewerage system (canalisation, underground basins, pipes, etc.) and also provide environmental benefits apart from hydraulic services (Andrés-Doménech et al., 2021; Ferrans et al., 2022; Jato-Espino et al., 2022;

Katsifarakis et al., 2015). SUDS uses a set of GIS, such as green roofs, rain gardens, infiltration basins, rain trees, etc...

Rain gardens are recognised as one of the best stormwater management practices in countries such as Northern Europe, the United States, Canada, Japan, and Australia, since in addition to reducing the runoff, they also allow for water treatment and promote biodiversity in the urban environment (Ishimatsu et al., 2017; L. Zhang et al., 2020). Rain gardens are, by definition, a local structure with a shallow depression that receives rainwater from upstream can infiltrate, evaporate, transpire, or treat this water (Bortolini and Zanin, 2019; Dussaillant et al., 2004). Significant hydrological processes in a rain garden include the exfiltration to the underlying soil or by drainage system, the evapotranspiration and the interception from vegetation. These processes “should work together” for being able to control large flows and reduce the total volume of small storms (Muthanna et al., 2008).

Jennings et al. (2015), in a study on the efficiency of residential rain gardens in terms of runoff reduction, in Ohio, temperate climate in the USA, attribute a major role to the exfiltration process and a minor role to the evapotranspiration as regards their contributions of 85% and 0.32% respectively, in reducing runoff volumes. However, more recent experimental studies (Cascone et al., 2019; Denich and Bradford, 2010; Ebrahimian et al., 2019; Hess et al., 2017; Nocco et al., 2016; Wadzuk et al., 2015) have shown a greater importance of ET in GIS. In rain gardens, daily ET rates are generally low, around 1–5 mm per day, a rate that is sufficient to restore the retention capacity of the structure between two rain events (Hess et al., 2021a).

The ET is known as a dynamic process and it depends on meteorological factors (e.g., precipitation characteristics, air relative humidity and temperature and wind speed), GIS properties (e.g., drainage system, soil, etc.), and vegetation (Ebrahimian et al., 2019). While the ET process has been investigated widely in agriculture, it remains relatively unknown in urban areas, and particularly in SUDS. Even though progress has been made in the study of ET in urban areas, in particular with the development of approaches based on remote sensing, the current models are still imprecise and do not always account for all the specificities (spatial heterogeneity, microclimatic variability, etc.) associated with the urban environment (X. Li et al., 2019; Saher et al., 2021; Shahtahmassebi et al., 2021; W. Lubczynski and Gurwin, 2005).

In the hydrological modelling aspect of these GIS structures, the representation of the water transfer processes in the soil (infiltration of water in the soil, exfiltration, etc.) have been prioritized in the preliminary studies. A review of 11 urban hydrological models used for modelling in SUDS, including rain gardens, by Kaykhosravi et al. (2018) also noted that despite

recent improvements in existing models, their ability to model multi-layered soil systems, trees or vegetation processes (interception, absorption, and evapotranspiration), snowmelt, and runoff at different spatial scales is limited and further research are needed. In these hydrological models, the ET is usually estimated and represented by predictive equations based on physical approaches that require significant input data (Penman– Monteith (Monteith, 1965) model is a reference and its variants of Fao-56 (Allen et al., 1998) or ASCE (Walter et al., 2001) methods) or other more conceptual approaches that use less data Hargreaves and Allen (2003), Priestley and Taylor (1972)). These predictive equations have been evaluated with the estimated ET in pilot rain gardens lysimeters in the literature (Hess et al., 2017, 2019a; Nocco et al., 2016; Wadzuk et al., 2015). The findings of these research show that the classical equations for ET are not always satisfactory with either underestimations or overestimations of the observed ET data. Another method proposed by (Hess et al., 2021a), and based on water content measurements at different soil depths seems to be less expensive in terms of input data, and provides comparable results to the classical assessment methods of Penman–Monteith (Monteith, 1965) and Hargreaves and Allen (Hargreaves and Allen, 2003). The main limitation of using water content profiles can be their non-representativeness of the spatial variation in water content in gardens due to its important heterogeneity.

For urban rain gardens, recent research has shown the significance of ET, but there are not enough case studies estimating the flux and the factors involved. Note that this lack is particularly related to the difficulty in measuring the flux on the one hand and, on the other hand, the fact that some preliminary studies have minimised its importance (Ebrahimian et al., 2019). Thus, to the challenges of stormwater management and also urban heat islands, ET in rain gardens is a topic receiving more and more attention from both rain garden designers for a better consideration of ET in the design and hydrology researchers for a more accurate description of the flux in the urban context.

In some countries, such as Australia and the United States, legislation is already taking form to include ET in the design of rain gardens (Hess et al., 2021b). In France, the Paris Council with its “ParisPluie” plan seeks to develop the rain garden method (Masson et al., 2013; Nezeys et al., 2016). The city has instrumented eight rain garden lysimeters for a better understanding and prediction of their hydrological behaviour. In order to extrapolate on real situations, experimental rain gardens of reduced size and well-known structures were designed. Monitoring was carried out with lysimeters, i.e., mechanisms that enable the water balance components (exfiltration, water storage, etc.) to be observed, with measurements by weighing

the variations in water content of the lysimeter. The aim was also to test different vegetation configurations and internal storage options, and to implement replicas in order to test the validity of the measurements. In this study, the purpose consists of three main points: estimate the actual evapotranspiration (ET) of these rain gardens at daily steps; assess the impact of different configurations on ET fluxes; and compare the actual ETs obtained from the lysimeters with reference ET values, such as evaporation, from a pan evaporimeter and some models taken from the literature.

VII.2. Materials and Methods

VII.2.1. 2.1. Materials

VII.2.1.1. General Context of the Study Area

The site is located at 43 rue Buffon in Paris, France, within the Museum National d'Histoire Naturelle (MNHN) (Figure VII-1). In the Paris region, there is no strong topographical contrast and the agglomeration of Paris is very dense, with an estimated population of nearly two million people and 9 million in the 1500 cities and villages that constitute its suburbs (Masson et al., 2013).

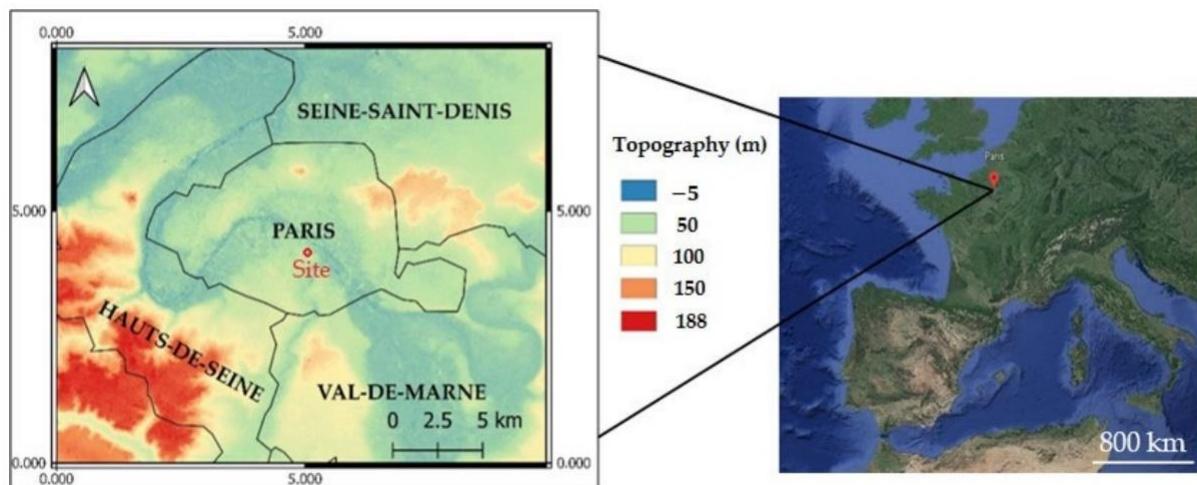


Figure VII-1 : Situation of the study area (a red point) in the city of Paris (France), with the coordinate system of RGF93, Lambert 93. Topographic data source is from the site urs.earthdata.nasa.gov accessed on 24 February 2022.

Paris has a fairly temperate climate, with moderately warm summers (average temperature of 19 °C in July) and moderately cold winters (average temperature of 3 °C in January), with rare snow. The urban dominance leads to urban heat islands (UHIs), characterised by night-time temperatures that are about 2.5 °C higher (annual average) compared to rural areas ([Brochure] L'îlot de chaleur urbain à Paris, un microclimat au cœur

de la ville, 2018). The average annual rainfall of 650 mm is evenly distributed over the year and the annual potential ET is in average around 850 mm with higher values in summer and limited values in winter (data from Météo-France, The French Meteorological Service).

VII.2.1.2. Experimental set up

A concrete slab of about 35 m² supports eight lysimeters, each one made up of a 1 m³ pilot rain garden (1m x 1m x 1m) and a cone to increase the impluvium to 4 m² (Figure VII-2). Near the lysimeters, a meteorological station (Figure VII-2a, red box) which consists of a pyranometer, an anemometer placed at a height of 2 m from the surface, a temperature sensor and a hygrometer provides climatic data (global radiation, wind speed and direction, air temperature and humidity, and atmospheric pressure).

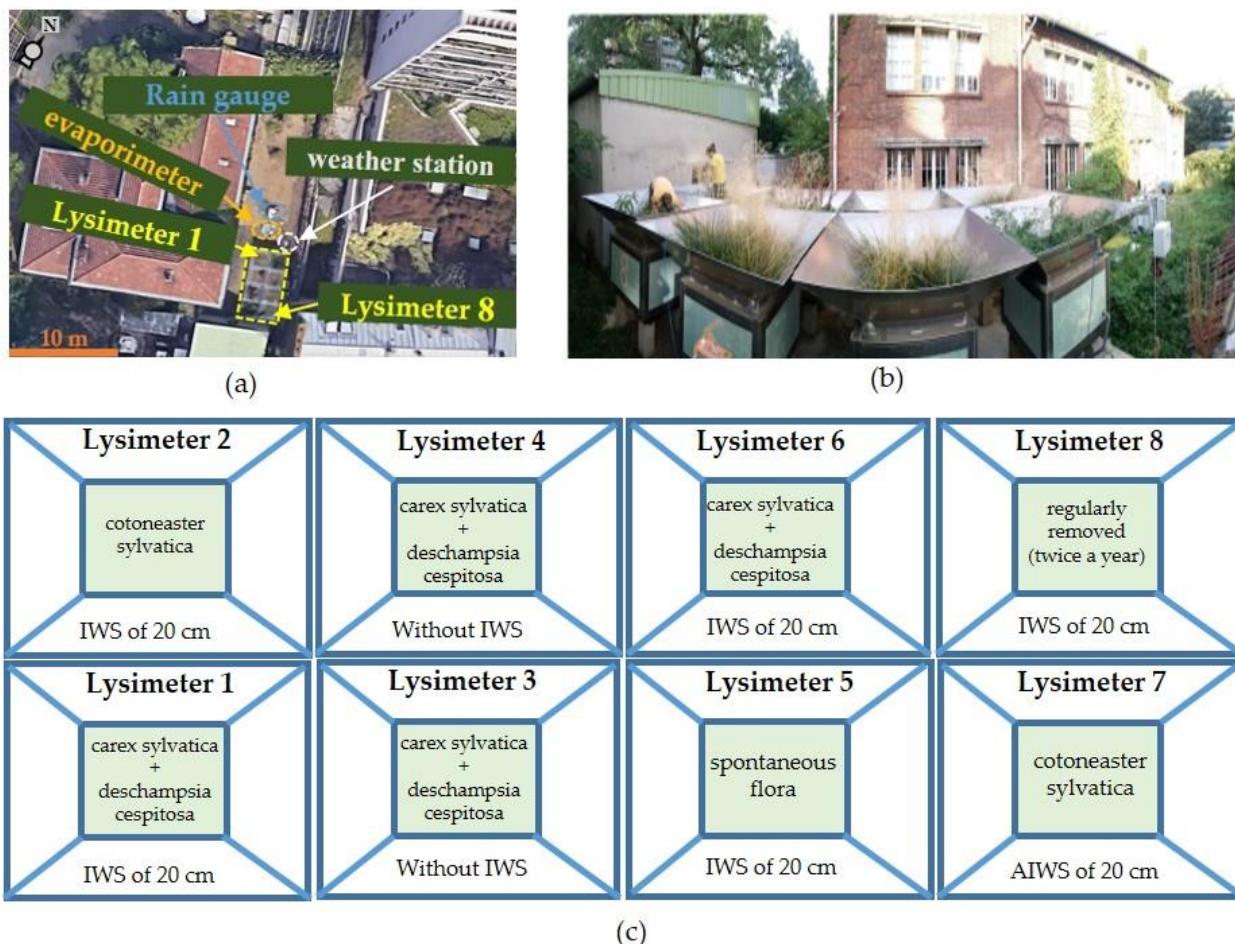


Figure VII-2 : A top and panoramic views of the site in figures (a) (Source: google earth), and (b) respectively. The figure c illustrates the positions and the scientific names of vegetation in each lysimeter.

As the lysimeters are above the soil and therefore not insulated thermally compared to a situation in the ground, a 10 cm of expanded polystyrene insulation was added to all the

vertical walls of lysimeters. At the bottom of each lysimeter, a 0.2 m layer of a manufactured alveolar product is installed to store rainwater (Nidaplast® product with a void index of 0.95) and a piezometer is installed to measure the water level in the internal water storage (IWS). The soil, with a thickness of 0.8 m in each lysimeter represents a natural silty-clay soil used in the city's parks and gardens of Paris region; it contains little limestone, 18 to 25% of clay, with a neutral to basic pH (7.5–8). Weighing cells and a tipping bucket allow the measurement of mass variation and exfiltration at the bottom of each lysimeter respectively (see Figure VII-3). A pan evaporimeter with a diameter of 1.2 m was also installed to control the quantity of water evaporated.

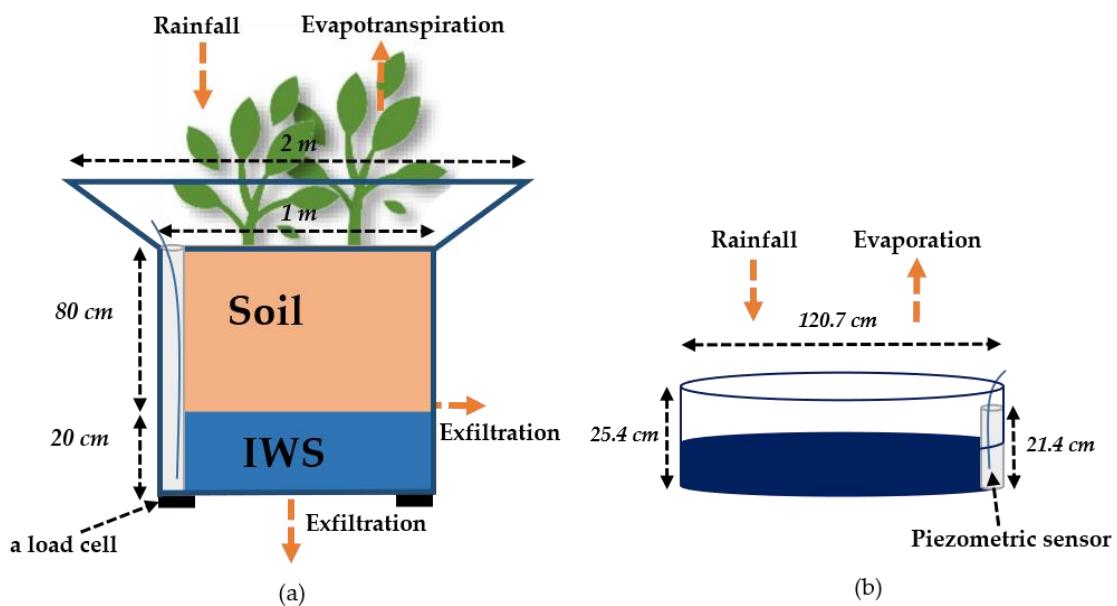


Figure VII-3 : Schematic representation of water fluxes on lysimeters (a) and evaporimeter with an overflow of 21.4 cm (b). IWS refers to the internal water storage.

The configurations of the lysimeters are numbered from 1 to 8—they differ by the vegetation type and the drainage conditions (presence or not of IWS) (Figure VII-2c):

- The reference configuration (lysimeters 1 and 6) includes the internal water storage (IWS; i.e., the drainage at the bottom of the lysimeter, which is located just above the alveolar product), with an herbaceous stratum (6 plants of *Carex sylvatica* and *Deschampsia cespitosa*, which are native to the Paris region). This configuration is considered as the reference because of the Paris subsoil context (heterogeneous and sensitive areas of gypsum or former mines, etc.), and the importance to anticipate the impact of waterproof systems on climate change;

- Lysimeters 2 and 7 differ from the reference by a modification of the vegetation with a shrub layer (3 *Cotoneaster lacteus* plants per lysimeter). These plants are from China and are often used in Paris plantations;
- Lysimeters 3 and 4 differ from the reference by the lack of IWS, i.e., the water is evacuated at the bottom of the alveolar product;
- Lysimeter 8 is similar to the reference but without vegetation (spontaneous vegetation is removed twice a year);
- Lysimeter 5 is similar to the reference but with spontaneous vegetation.

VII.2.1.3. Data Acquisition and Validation

The data (Table VII-1, Table VII-2) were collected at two-minute time step for a period of about 3 years (24 November 2016 to 26 December 2019). The analysis and the validation of data were carried out at daily steps. For all variables, the maintenance days were removed, whereas maintenance used to be three times a month. The variables involved in the water balance were analysed in the following way. First, for very rainy days, rainfall values were compared with the measurement from a nearby rain gauge of Météo-France (the French meteorological service, situated at 1 km); if our rain gauge data were very different from the reference data of Météo-France, they were considered as non-valid. In addition, the exfiltration data of the lysimeters with reserve were compared with the data of the water level measurement in this reserve. The idea was to have zero exfiltration when the storage is not filled (<20 cm) for lysimeters with IWS.

After removing the false, the aberrant, and the missing values, over the 1096 days that represented the three years, the percentage of validated data for the precipitation, the exfiltration and the mass variation were, respectively, 82%, 70–83%, and 66–76% (Table A1). For the pan evaporimeter, in winter days, during rainy periods, the water level measurement (L) frequently reaches its maximum; therefore, an overflow occurs and the level variation is then set to zero. In these periods, the condition is that the water level (L) added to the rainfall should be less than the threshold of the measurement (L_{max}) that has been defined as equal to 170 mm; a maximum value that varied due to the fluctuation of the sensor during maintenance.

VII.2.2. Methods

VII.2.2.1. Water balance

Daily ET is calculated for each lysimeter based on the following equation:

$$ET = 4 * P - Exf - \Delta S \quad (VII.1)$$

with ET the evapotranspiration (mm), P the cumulative rainfall measured with the rain gauge (mm), Exf the cumulative exfiltration (mm), and ΔS the mass variation (mm) of the considered lysimeter. For the daily evaporation (E, mm) from the pan evaporimeter, it is expressed as the difference between the daily cumulated rainfall (P, mm) and the daily water level variation (ΔL , mm):

$$E = P - \Delta L \quad (VII.2)$$

Table VII-1 : Details of materials used for measurement on each lysimeter (the accuracy is expressed in equivalent mm of water in a lysimeter)

Materials	Variables	Accuracy (mm)
Bucket flow meter (PRÉCIS-MECANIQUE, 3029/2)	Cumulative exfiltration (l)	0.008
Piezometric sensor (PARATRONIC, EN61000-6-2)	Water level (mm) in the IWS	1 mm
Load cells (SKAIM, FT-SK30X-FEG-0603)	Lysimeter's mass(kg)	0,36 mm

Table VII-2 : Details of materials used for measuring meteorological data

Materials	Variables
Temperature and humidity sensor (LSI-LASTEM, DMA672)	Temperature (°C) and Air humidity (HR in %)
Rain gauge (LSI-LASTEM, DQA131.1)	Rain (mm)
Evaporimeter (Pan, LSI-LASTEM, DYI010)	Water level (mm)
Global radiometer iso cl-2 (LSI-LASTEM, DPA053)	Global incoming solar radiation (Watt/m ²)
Anemometer (LSI-LASTEM, DNA202)	Wind speed (m/s)
Barometer (LSI-LASTEM, DQA24)	Atmospheric pressure (hPa)

VII.2.2.2. Evaluation of measurement uncertainty

The assessment of the uncertainties associated with the ET estimations is based on the law of the propagation of uncertainties (Bertrand-Krajewski, 2000):

$$u(Y)^2 = \sum_{k=1}^n u(X_k)^2 \left(\frac{\partial f}{\partial X_k} \right)^2 + 2 \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n u(X_k, X_j) \left(\frac{\partial f}{\partial X_k} \right) \left(\frac{\partial f}{\partial X_j} \right) \quad (\text{VII.3})$$

where f is the function of n measured variables X_k , $u(X_k)$ the standard uncertainty, $u(X_k, X_j) = u(X_k)u(X_j)r(X_k, X_j)$ the estimated covariance of X_k and X_j with $r(X_k, X_j)$ the correlation coefficient. By applying the Equation (VII.3) to the balance equation (Equation 1), it gives:

$$\begin{aligned} u(\text{ET})^2 &= \left(u(P)^2 \left(\frac{\partial \text{ET}}{\partial P} \right)^2 + u(dM)^2 \left(\frac{\partial \text{ET}}{\partial dM} \right)^2 \right. \\ &\quad \left. + u(\text{exf})^2 \left(\frac{\partial \text{ET}}{\partial \text{exf}} \right)^2 \right) \\ &\quad + 2 \left(u(P, dM) \left(\frac{\partial \text{ET}}{\partial P} \frac{\partial \text{ET}}{\partial dM} \right) \right. \\ &\quad \left. + u(P, \text{Exf}) \left(\frac{\partial \text{ET}}{\partial P} \frac{\partial \text{ET}}{\partial \text{Exf}} \right) \right. \\ &\quad \left. + u(dM, \text{Exf}) \left(\frac{\partial \text{ET}}{\partial dM} \frac{\partial \text{ET}}{\partial \text{Exf}} \right) \right) \end{aligned} \quad (\text{VII.4})$$

To solve the Equation (VII.4), the first hypothesis is that the standard uncertainties associated with the rainfall and exfiltration measurements are at the maximum of a bucket tilt of 0.2 mm and 0.008 mm, respectively. The second assumption was to assume that the uncertainties of rainfall and exfiltration follow uniform laws, which permit their standard uncertainties to be re-estimated by $0.2/\sqrt{3}$ (0.115 mm) and $0.008/\sqrt{3}$ (0.00462 mm) respectively (Bertrand-Krajewski, 2000). The standard uncertainty associated with the mass measurement for each lysimeter is 0.36 mm, a value obtained from the manufacturer (Capteurs de pesage et pesons - Scaime, 2018.). The standard uncertainty of the cumulative values is assessed by: $\sqrt{n} u(\text{ET})$ and the estimated uncertainties are given as a 95% confidence interval.

VII.2.2.3. Comparison tools

Different statistical tools are used to make comparisons between the different replicates or to compare the observed and modelled data. The non-parametric Wilcoxon rank test for

paired samples was performed to compare the significance of differences between replicates and lysimeter configurations. The null hypothesis H0 of this test suggests the same population for the distributions, while the alternative hypothesis H1 assumes different distributions. The assumed risk α is taken at 5%. Simple regression models were also used to compare the observed replicas. Cumulations were also made by considering common days with valid data for lysimeters to be compared. Finally, to show the influence of the meteorological variables on ET, the partial least squares (PSL) analysis is performed. The variable important in the projection (VIP, see Appendix A for more details) that resumes the influence of each independent variable in a PSL model was used (Farrés et al., 2015; Gosselin et al., 2010; Mehmood et al., 2012). Indeed, a given variable will have a high importance for $VIP > 1$, a medium importance for $VIP > 0.8$ and a low importance for $VIP < 0.8$ (Farrés et al., 2015; Feng et al., 2018; Gosselin et al., 2010).

VII.2.2.4. Evapotranspiration formulas

The predictive equations of ET tested here are summarized in Table VII-3. The two Penman–Monteith models applied on references vegetation (Fao-56 and Météo-France), the Penman and the Priestley–Taylor models will be compared with the estimated ETs from the lysimeters and the evaporation from the evaporimeter.

In these equations, terms are defined as follows: Q^* is the net radiation (MJ/d), Q_G the heat flux conducted in the soil (MJ/d), L_e the latent heat of vaporization (KJ/kg), e_s^* the saturation vapour pressure of air at surface temperature (KPa), e_d the partial vapour pressure of atmosphere (KPa) and u is the wind speed (m.s⁻¹) at a reference level (2 m), Δ the slope of the saturation vapour curve, α_{PT} is the advection coefficient, γ is the psychometric constant, and T refers to the temperature (°K).

Table VII-3 : Evapotranspiration (ET)'s formulations used in this study. PM refers to the Penman-Monteith equation (Monteith, 1965). The FAO and Météo-France formulations are two ways of setting parameters for PM equation.

Name	Formulas	Hypotheses
Penman (Penman and Keen, 1948)	$ET_P = \frac{\Delta(Q^* - Q_G) + E_a\gamma}{L_e(\Delta + \gamma)}$	$E_a = 0,35(e_s^* - e_d)(0,5 + 0,01u)$
PM (FAO-56) (Allen et al., 1998)	$ET_{PM-FAO-56} = \frac{0,408\Delta(Q^* - Q_G) + \frac{900}{T + 273}\gamma(e_s^* - e_d)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 u)}$	Well-watered vegetation with a height of 0.12 m, a surface resistance of 70 m/s, a surface emissivity of 1 and an albedo of 0.23.
PM (Météo-France) (Vannier and Braud, 2012)	$ET_{PM-MF} = \frac{0,408 \Delta(Q^* - Q_G) + \frac{(\gamma + \gamma_r)(1297,8 + 1038,2u)}{T + 273}(e_s^* - e_s)}{\Delta + (\gamma + \gamma_r)(1,42 + 0,336u)}$	Well-watered meadow with a surface resistance of 60 m/s, a surface emissivity of 0.95 and an albedo of 0.2.
Priestley and Taylor (Priestley and Taylor, 1972)	$ET_{PT} = \alpha_{PT} \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{Q^*}{L_e}$	Defined for saturated soils, the advection coefficient α_{PT} is set to 1.26 (Priestley and Taylor, 1972).

VII.3. 3. Results

VII.3.1. Estimated evapotranspiration

In Figure VII-4, the meteorological variables measured at the site are presented. All variables are expressed as a daily average, except for exfiltration and rainfall, which are daily cumulated values. Seasonal dynamics specific to the temperate climate are observed for these variables. Global solar radiation (RG) is higher in summer (up to 265 w/m²) than in winter (max, 20 w/m²). The net radiation (Figure VII-s4a) assessed according to Allen et al. (1998) is more significant in summer (up to 151 w/m²) than in winter (max, 49.8 w/m²). Temperatures (T) reach the maximum at 34 °C in summer and are sometimes below 0 °C in winter. In contrast to the temperature, the air humidity (HR, 29–96%) is higher in winter and lower in summer. The air pressure (Patm) shows the same trend as the air humidity but less marked and varying between 980 and 1040 hPa. The wind speed (u) is between 0.1 and 1.6 m/s, higher in winter and lower in summer.

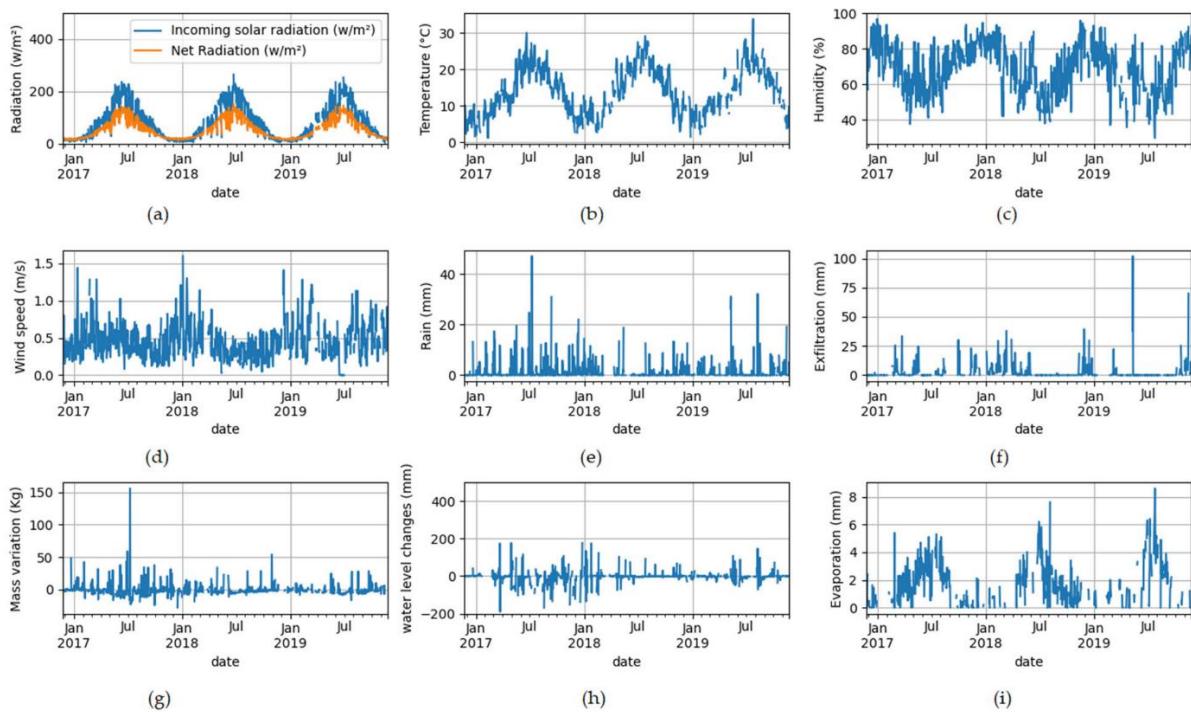


Figure VII-4 : Meteorological variables: (a) daily incoming solar radiation and net radiation, (b) mean air temperature measured at 2 m, (c) relative air humidity, (d) wind speed, and (e) rainfall, (f) exfiltration, lysimeter daily (g) mass changes, (h) water level variation from the reference lysimeter 1 are added (mm), and (i) evaporation estimated from the evaporimeter.

For the variables specific to lysimeters (mass, water level in the IWS, and exfiltration), the reference configuration, i.e., lysimeter 1, is shown in Figure VII-4f–h. In addition, the

Figure VII-4i gives the estimated evaporation from the evaporimeter with an average of 2.1 mm/d, high values in summer (max, 8.6 mm), and low values in winter.

Validated ET data after processing for the three years (1096 days) vary from 53% to 68% depending on the lysimeter (Table A1). In Figure VII-5, the validated ET for each lysimeter is presented. The annual dynamics of ET are shown with high daily values that can exceed 10 mm between spring and summer and small values in winter and autumn. These seasonality patterns can be linked to the atmospheric factors described above. The main atmospheric factors affecting ET in these systems are discussed later in Section 3.3. Daily standard uncertainties and uncertainties at a 95% confidence interval are evaluated for all lysimeters (Table VII-4). The results uncertainties are in the range ± 0.42 to ± 0.58 mm for daily ET depending on the lysimeter

VII.3.2. Comparison of the replicas

Three pairs of lysimeters (lysimeters 1 and 6, lysimeters 3 and 4, and lysimeters 2 and 7) have the same characteristics: vegetation, presence of storage or not, and the same maintenance planned during the experiment. The aim here is to compare their consistency knowing that they should be similar in term of performance. However, if a major difference is observed, this means that, for identical systems, an external variable, to be identified, is at the origin of this difference.

Based on the regression models and cumulates presented in Figure VII-6 for each couple of replicas, it is noted that for both lysimeters 2 and 7, if the regression model shows an acceptable fit between the two data sets $r^2 = 0.55$, ET of lysimeter 7 is clearly lower than lysimeter 2 in terms of global trend and cumulative amounts ($ET_2 = 1967 \pm 11$ mm and $ET_7 = 1662 \pm 13$ mm). Lysimeters 1 and 6 have similar trends, and cumulative amounts ($ET_1 = 1334 \pm 11$ mm, $ET_6 = 1330 \pm 12$ mm), even though the determination coefficient is low $r^2 = 0.42$ due to the underestimation and overestimation of lysimeter 6 from 01/2018 to 05/2018 and from 10/2018 to 07/2019, respectively. For the couple lysimeters 3 and 4, it presents a coefficient of determination $r^2 = 0.57$, similar trends and a slight underestimation of lysimeter 4 in terms of cumulative data ($ET_3 = 1544 \pm 12$ mm, $ET_4 = 1449 \pm 10$ mm). Another way of comparing these pairs is to perform statistical tests. In Table A2, results of the Wilcoxon rank test are presented. When the test is performed on the whole validated data set (3 years), only lysimeter 1 (the reference) and lysimeter 6 have similar distributions.

Table VII-4 : Associated daily ET uncertainties for each lysimeter in mm. $u(ET)$ values refer to the standard uncertainty and $1.96 u(ET)$ the uncertainty for a 95% confidence interval.

	ET 1	ET 2	ET 3	ET 4	ET 5	ET 6	ET 7	ET 8
$u(ET)$	0.28	0.24	0.24	0.21	0.28	0.29	0.28	0.23
$1.96 u(ET)$	0.54	0.47	0.47	0.42	0.55	0.58	0.54	0.45

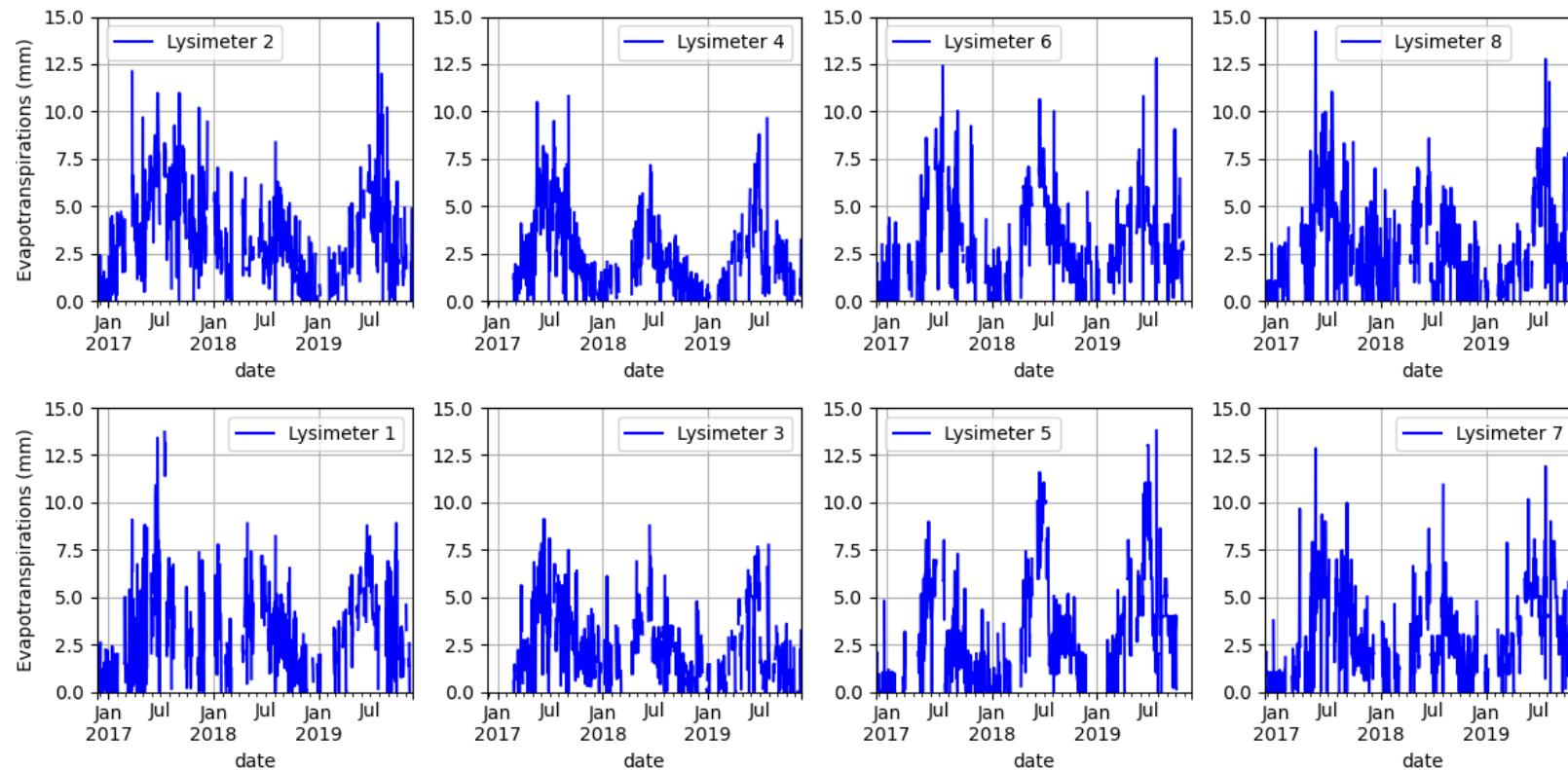


Figure VII-5 : Daily evapotranspiration (ET) validated for all lysimeters.

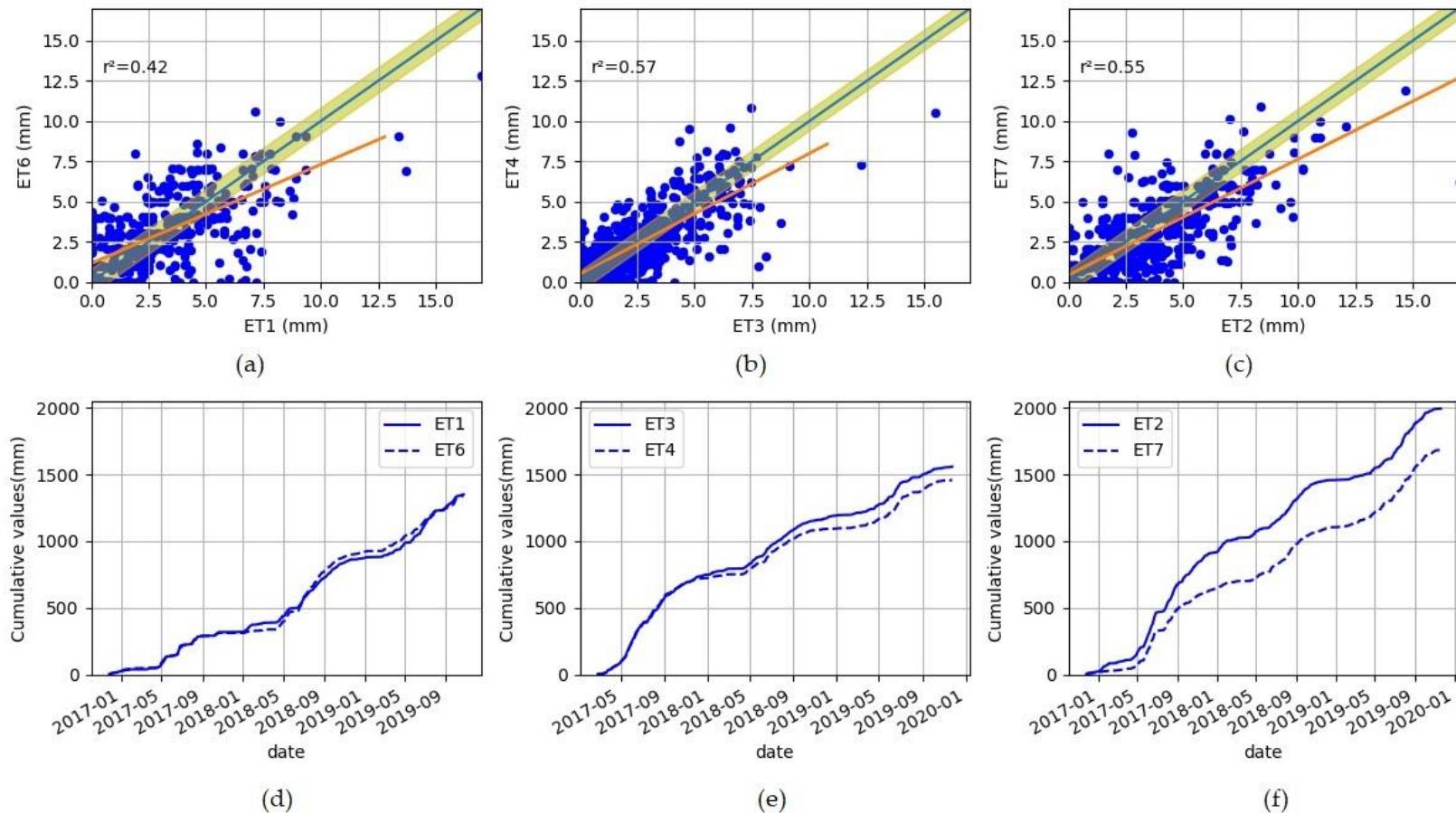


Figure VII-6 : Regressions (a, b and c) and cumulatives (d, e and f) plots comparing the three replicas ET1/ET6 (data= 445), ET3/ET4 (data = 600) and ET2/ET7 (data= 583) for the three years (1096 days). The red line refers to the regression line and the blue line represents the $y=x$ surrounded by the confidence interval (at 95%) that corresponds to the square root of the sums of the squares of the lysimeter uncertainties for each replica (0.79 mm, 0.63 mm and 0.71 mm respectively for ET1/ET6, ET3/ET3 and ET2/ET7)

If the test is performed by season (fall, winter, spring, and summer), different results are obtained. In all seasons, pair 1 and 6 do not show statistically different distributions, lysimeter 3 and 4 show statically different distributions in autumn and winter only while lysimeters 2 and 7 are statistically different except in spring.

It is difficult to conclude that for each replica, both lysimeters evaporated and transpired perfectly in the same way. In addition, the estimated uncertainties on ET for each lysimeter are small compared to the differences between the replicas (Figure VII-6a–c).

However, in view of the above results, it can be said that the couples ET1/ET6 and ET3/ET4 configurations represent an acceptable replica and, the shrub configurations ET2/ET7 cannot be considered as a replica. For lysimeters 2 and 7, the only variable that differs from the two is the exposure to the buildings surrounding the installation.

VII.3.3. Comparison between different configurations

The comparison of all configurations was conducted with the validated common days for the eight lysimeters from November 2016 to November 2019. These days start in mid-spring (83 days), continue throughout the summer (132 days), and end in mid-autumn (65 days). In winter, there are only 25 valid days because of the greater measurement uncertainty during the cold and rainy periods. Table VII-5 gives the cumulative exfiltration, mass variation, and evapotranspiration based on this common period for lysimeters.

Table VII-5 : Cumulative water balance components (C_{wb}) in mm over the 305 common validated days, for the 8 lysimeters. Cumulated rain (4P) is 679 ± 6 mm.

Lysimeters		1	2	3	4	5	6	7	8
Exf	$C_{wb(Exf)}$	162	86	438	568	204	199	191	250
	% of 4P	24%	13%	65%	84%	30%	29%	28%	37%
ΔS	$C_{wb(\Delta S)}$	-543	-486	-492	-633	-675	-577	-471	-427
	% of 4P	-80%	-72%	-72%	-93%	-99%	-85%	-69%	-63%
ET	$C_{wb(ET)}$	1066 ± 7	1082 ± 6	740 ± 8	750 ± 7	1152 ± 8	1060 ± 7	962 ± 8	864 ± 8
	% of 4P	157%	159%	109%	110%	170%	156%	142%	127%

The exfiltration varies between 13% (lysimeter 2) and 84% (lysimeter 4) of the input rainfall. Free drainage configurations (lysimeter 3 and 4) naturally exfiltrated the most water compared to the others set up with IWS and account for about three times (438 mm and 568 mm) of the standard configurations (lysimeter 1 and 6, 162 and 199 mm respectively).

Furthermore, the herbaceous configurations (1 and 6) exfiltrated more than the shrub configurations (2 and 7); although, for lysimeters 6 and 7, this difference is reduced. Finally, the exfiltration capacity of the configuration with regularly removed vegetation (lysimeter 8, 250 mm) is higher compared to the other lysimeters with IWS and that could imply a contribution of the vegetation to the decrease in seepage.

For stock changes (ΔS), the eight settings always have negative values between -633 and -425 mm. Indeed, most of the validated common days are spring and summer days with low rainfall, which are favourable periods for ET. Therefore, for a given day, the mass change is negative meaning that the system (lysimeter) loses water. This explains the negative cumulative ΔS observed here.

VII.3.4. Determinants of evapotranspiration in Lysimeters

To carry out the analysis in this section, common data of lysimeters were considered in pairs, in order to increase the number of samples and the representativeness of all seasonal periods. These numbers are noted in the text or in the Table A2. It is also important to remind that the experimental set-up was installed to test the impact of three main factors on the water balance in rain gardens. These factors are lysimeter storage (absence or presence of IWS), vegetation type and management, and local meteorological variables.

- Impact of the storage in the lysimeter structure

Installing an IWS is globally favourable to the ET, and to the reduction in the exfiltration (Table VII-5). These differences are notable in all seasons. Indeed, the Wilcoxon test between lysimeter 1 and lysimeters 3 and 4 show that the distributions of estimated ET data are different in all seasons and over the whole three years (Table A2). In addition, from Table VII-5 or Table A7, considering the percentage of ET sum to the collected rainfall (4P), the ET of lysimeter 1 is more compared to the other two lysimeters. Compared to lysimeters 3 and 4, in autumn, winter, spring, and summer, lysimeter 1 evaporates more on average +18%, +37%, +18%, and +87%, respectively. For the three years, it is estimated that more than +31% of ET occurs from a system with IWS compared to those without IWS (3 and 4). These differences are more noticeable in summer, when the water stored in the IWS allows higher soil moisture during dry and hot periods to be maintained.

In Figure VII-7, the ET in lysimeters 3 or 4 is lower than the references (1 and 6) during a summer period (24 June to 3 July). A same dynamic and quantity can be observed between the water lost from the storage (dH) and the ET in standard lysimeters. In terms of cumulus of

ET and water changes (dH) for these 10 days are $ET1 = 47 \pm 2$ mm, $ET6 = 68 \pm 2$ mm, $ET3 = 27 \pm 1$ mm, $ET4 = 31.4 \pm 1$ mm, $dH1 = -41 \pm 2$ mm, and $dH6 = -58 \pm 2$ mm. In this dry period without rain and exfiltration, for standard lysimeters 1 and 6, the water in the IWS contributes to evapotranspiration by $87 \pm 7\%$ and $85 \pm 5\%$, respectively. However, in lysimeter 3, ET does not occur at the potential rate and is therefore limited by the water availability.

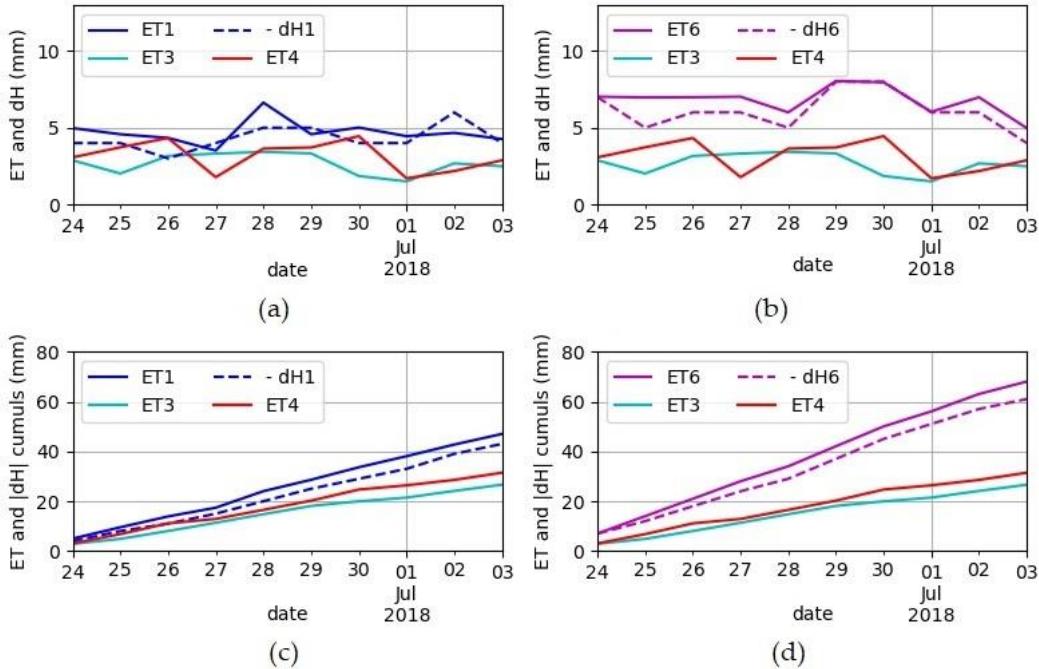


Figure VII-7 : Evapotranspirations (ETs) and water level variations (dH) in the internal water storage for lysimeters 1, 3, 4 (a) and lysimeters 6, 3 and 4 (b) during a summer period (24 of June to 03 July 2018). Figures c and d show cumulative values for ETs and $|dH|$ respectively for lysimeters 1, 3, 4 and lysimeters 6, 3 and 4.

- The effect of vegetation

Four types of vegetation (herbaceous, shrubs, spontaneous, and removed vegetation) were tested. A comparison of herbaceous plants (1, 6) with shrubs (2, 7) was problematic because while the former can be considered as acceptable replicas, the latter cannot. *A priori*, it might be possible to compare them according to their closeness. For example, lysimeters 1 vs. 2, and lysimeters 6 vs. 7 are couples that can be used to identify potential differences between herbs and shrubs. Statistically with the Wilcoxon test, on the whole data, there is no difference between lysimeter 1 and 2 distributions except for the fall season (Table A2). For lysimeter 6 and 7, their distributions differ statically for the whole data set. The role of the herbaceous/shrubby vegetation type seems to be difficult to show based on the whole data for the three years. In terms of cumulative amounts during all period, the spontaneous vegetation

(lysimeter 5) produced a lower ET of 4% than the references (difference not significant according to the Wilcoxon test except for fall and winter). However, if we compare quantitatively by season (Table VII-5 and A6), the spontaneous vegetation evaporates more than the references in Summer and Spring even if its maximum values are lower than those of lysimeter 1. That is why in the previous comparison in Table VII-5 (where spring and summer data were dominant) spontaneous vegetation was more important in terms of cumulated ET. Another term to be taken into account in this comparison is the evolution of vegetation. In the first year, for all seasons, lysimeter 1 (reference) shows a higher evaporation while, in the other two drier years (2017–2018 and 2018–2019), the lysimeter 5 (spontaneous vegetation) evaporates more in spring and summer. This could be explained by the fact that spontaneous vegetation adapts more in these periods of water limitations compared to other vegetation. Moreover, the spontaneous vegetation was not well established at the beginning of the experiment and it developed strongly later (Figures A1 and A2). Table A6, which compares the common days between the three years, shows this point. For the summer period 2018 (23 June–4 July), a higher evapotranspiration of spontaneous vegetation is observed confirming the above results (Figure VII-8a).

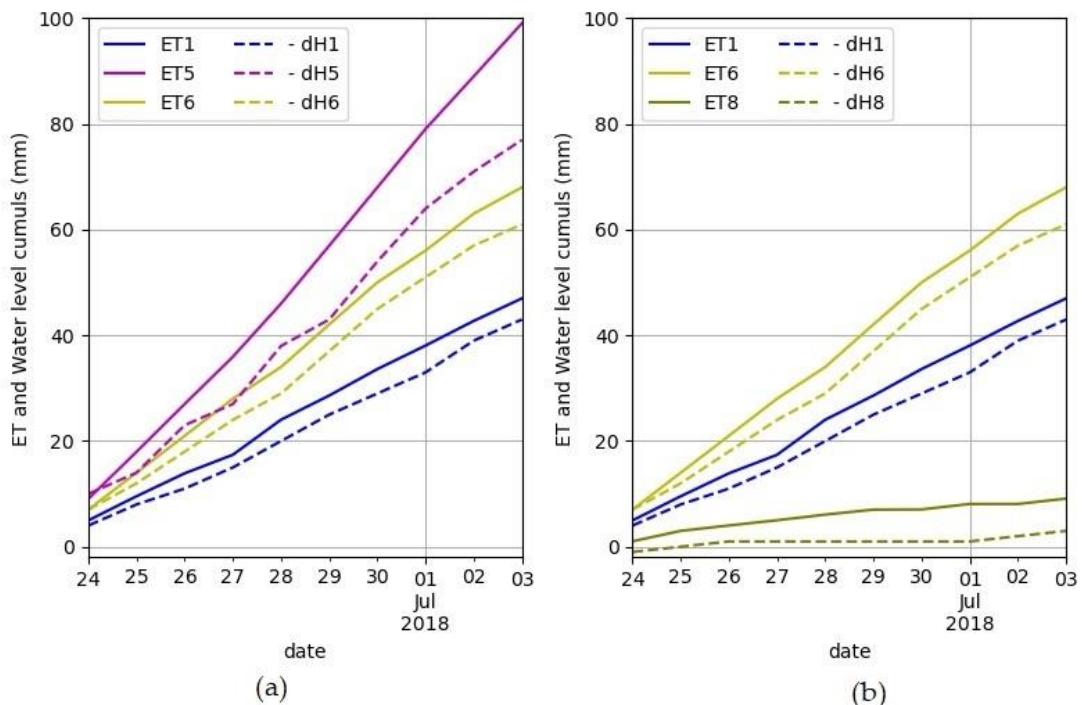


Figure VII-8 : Cumulative curves during a summer period (24 of June to 03 July 2018) for ETs and water level variations in the internal water storage (IWS). In each figure, it is showed the lysimeters with reference herbaceous (1 and 6) and other configurations (the spontaneous vegetation lysimeter (5) and the regularly removed vegetation one (8)). For this period, the data for shrubs (2, 7) are not valid.

Finally, the regularly removed vegetation (lysimeter 8) produced a lower evapotranspiration of about -17% than lysimeter 1. Statistically, this difference exists globally and would be more pronounced in autumn, spring, and summer. In the summer of 2018, as the vegetation was removed on 21 June, the difference (ET, dH) is more significant (Figures VII-8b, A1 and A2) and showing that the plants need to develop sufficiently to be able to properly use the water stored in the IWS.

- Meteorological factors

Apart from the factors related to gardens properties, ET is also subject to meteorological factors. In Table VII-6, the Pearson coefficients (ratio of covariance to the product of the standard deviations) give an overview of the linear correlation between each estimated daily ET and the measured atmospheric variables.

Table VII-6 : Linear correlation coefficients (Pearson) between estimated evapotranspiration (ET) and measured meteorological variables.

Lysimeters	ET1	ET2	ET3	ET4	ET5	ET6	ET7	ET8
R _G (MJ/d)	0.44	0.30	0.42	0.59	0.68	0.59	0.37	0.42
T (°C)	0.38	0.39	0.29	0.41	0.50	0.48	0.42	0.38
H _R (%)	-0.25	-0.12	-0.21	-0.36	-0.46	-0.36	-0.21	-0.3
u _w (m/s)	0.05	0.08	-0.08	-0.2	-0.06	0.05	0.09	0.02
P _{atm} (hPa)	-0.17	-0.23	-0.08	-0.03	-0.08	-0.13	-0.19	-0.16

A positive correlation between ET and the variables of global solar radiation (0.30 to 0.68) and mean air temperature (0.29 to 0.48) is observed. However, this correlation is of the same order but negative for air humidity (-0.46 to -0.25), and weak for wind speed (-0.06 to 0.08) and atmospheric pressure (-0.23 to 0.08).

A more detailed analysis with PSL models confirms that for all measuring devices (lysimeters and evaporimeter), air temperature and global radiation are the most important variables influencing evapotranspiration with a *VIP* score greater than one (Figure VII-9). Moreover, air humidity has a moderate influence on ET in rain gardens (*VIP* between 0.8 and 1), but for the evaporimeter, it appears as an important determinant for the process (*VIP* > 1). As previously, wind speed and atmospheric pressure seem to be of low importance. In synthesis, the main atmospheric factors that impact the ET process in these devices are global radiation, air temperature, and air humidity.

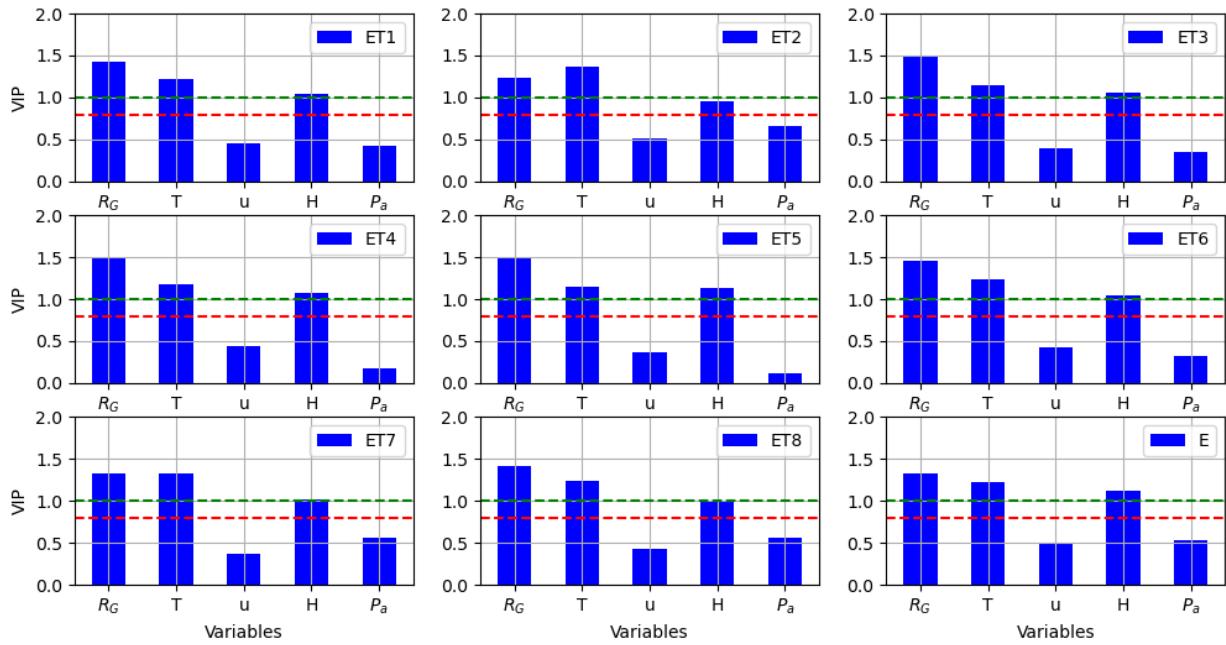


Figure VII-9 : Variable importance in projection (VIP) plots according to partial least squares analysis for lysimeters and evaporimeter. The red and green dashed lines refer respectively to the values of VIP larger than 0.8 and 1. Analysis is conducted based on a common data between the explained variables and the evaporation (E) or the lysimeter evapotranspiration (ET).

- The impact of shading

Another factor that needs to be addressed is the exposure of each lysimeter. The «Rain», which is used to estimate the ET, is susceptible to be impacted by the lysimeter exposition. The closeness and height of the south wall could act as a barrier to rain during a windy period. In such conditions, certain lysimeters could receive less rain than others and so does the rain gauge. Thus, the rainfall measurements from lysimeter 7 and 8 are less consistent with the rain gauge measurements (Figure B3). As a result, the further away from the rain gauge the less important the determination coefficient of the regression model is (Figure B3). Some of other atmospheric conditions can be different between lysimeters, in particular due to the buildings and more precisely the wall in the south, which is close to lysimeters 7 and 8 (less than 1 m). Two main variables can be mentioned: i) The global incident radiation is modified by the evolution of the shading. The shading is variable on the lysimeters, both during the day and seasonally. Shading effect is clearly visible in summer around mid-afternoon on the global radiation measurement with strong decrease in the value (Figure B4); ii) The Wind: the linear correlation between wind speed and ET is found to be weak (Table VII-6). However, the wind could impact the distribution of rainfall on the lysimeters. These potential modifications would reduce the ET on the southern lysimeters (7 and 8), compared to those to the north. This impact is difficult to assess quantitatively as it would require specific measurements (e.g., 3D site

geometry) or extended replicas. Regarding the shrub configuration, it could be suggested that the exposition effect is responsible for the great differences observed between the replicas (lysimeters 2 and 7) that are opposite to each other. Therefore, this difference is estimated on the cumulative ETs (+11%) and also on the scatterplot of the daily ETs (Figure VII-6c).

VII.3.5. Evapotranspiration predictive equations, evapotranspiration estimated from the evaporimeter and the lysimeters

The objective of this section is to compare ET estimated by water budget on lysimeters to two types of reference values: (i) evaporation measured on an open water surface with the pan evaporimeter (Figure VII-4i) and (ii) ET estimated with potential formulations. In order to increase the amount of available data, the numbers of lysimeters were reduced to the different configurations (1, 2, 3, 5, and 8) and the common validated data over the whole period of study are for 281 days (Table VII-7).

Table VII-7 : Comparative totals and averages (in mm) of evaporation (E) and evapotranspiration (ET) estimated respectively with the evaporimeter and the lysimeters (data = 281).

Seasons (data)	ET1	ET2	ET3	ET5	ET8	E
Fall (53)	93 ±4	137 ±3	62 ±3	100.0±4	64 ±3	40.1
Winter (14)	34.3±2	28 ± 2	24 ± 2	14 ±2	16 ±2	13
Spring (81)	311 ±5	294 ± 4	290 ±4	330 ±5	27 ±4	180
Summer (133)	551 ±6	570 ±5	370 ±5	637±6.3	476 ±5	382.4
Cumulus (281)	988 ± 9	1029 ± 8	746 ± 8	1081 ±9	836 ± 8	585
Mean	3.5	3.6	2.6	3.8	2.9	2.1

Cumulative ETs indicate that evaporation from the water surface is 585 mm (average 2.1 mm/d), while ET from the lysimeters varies from 746 to 988 mm (average 2.6 and 3.5 mm/d). Compared to the lysimeter 1, this represents a difference of -41%. At the daily step, the E of the evaporimeter is almost systematically lower than the ET of the lysimeters; this is also the case for high values (>8 mm). Compared to the non-IWS configuration (lysimeter 3), the trend is much less marked mainly in summer (when the evaporimeter evaporates more, 382 vs. 370 mm).

Here, the results indicate that the evaporation of the free water surface near the lysimeters is low compared to the ET for rain gardens. This result is not intuitive because the open water surface is always supplied with water and does not offer theoretically a resistance to the ET flux. One hypothesis is that the development of the plants in the lysimeters leads to a larger evapotranspiration surface than what is theoretically perceived, i.e., 1 m². Indeed, the surface for evaporation and transpiration for lysimeters is larger than the evaporimeter, so that

under certain conditions with no hydric limitations, ET in lysimeters is more important. However, in summer, where the lysimeter 3 does not have IWS, the quantity of evapotranspiration is reduced compared to the evaporimeter. If a short dry period is considered (as mentioned above, 24 June–3 July 2018), the evaporated water from the evaporimeter is slightly higher than the lysimeter 1, which has an IWS (in terms of accumulation 50 ± 2 and 47 mm, respectively, for evaporimeter and lysimeter 1 Figure VII-10c).

The reference (lysimeter 1, with IWS), as well as the lysimeter 3 without IWS are used in comparison with the models because of their closeness to the weather station and the interest in observing the validity of models regarding to the storage presence or not. PT, P, PM (Fao-56), and PM (MF-local.) are potential ETs evaluated with the local meteorological data while PM (MF-Pm) is estimated from the Météo-France equation at the Paris-Montsouris (Pm) station, approximately 2.5 km from the site (Figure VII-10; Table VII-8). At Paris-Montsouris, the station is clear and far from the obstacles that can affect the meteorological measurements.

Over the whole study period, ET on the Paris-Montsouris station PM (MF-Pm) is more important in terms of trend and cumulative amount (1639 mm) than the ET estimated locally (1066 mm) with the same Météo-France formulation (Table VII-8 and Figure VII-10c–e). This observation illustrates the impacts of the microclimatic variabilities on the assessment of potential ET in urban area. These variations are mainly due to the global incident radiation variable, which over the three years is on average 135 and 80 w/m², respectively, at Paris Montsouris and at the study site. Compared to lysimeters (1, 3) and other models, PM (MF-Pm) is more important particularly in summer and spring.

Table VII-8: Cumulatives and averages (in mm) evapotranspirations (ET) obtained with the lysimeters (ET1 and ET3) and the potential ET models. P, PT, PM (Fao-56), PM (MF-local.) are Penman, Priesley-Taylor, Fao-56 and Météo-France potential ETs evaluated with the local meteorological data while PM (MF-Pm) the potential ET evaluated with the Paris Montsouris station data.

Seasons (data)	ET1	ET3	P	PT	PM (FAO-56)	PM (MF-local)	PM (MF-Pm)
Fall (109)	240±6	154±5	78	89	93	141	199
Winter (55)	130±4	65±3	32	36	39	58	75
Spring (134)	543±6	475±5	260	312	283	353	536
Summer (155)	646±7	414±6	364	437	396	515	829
Cumulus (453)	1559±11	1107±10	734	874	811	1066	1639
mean	3.4	2.4	1.6	2	1.8	2.4	3.6

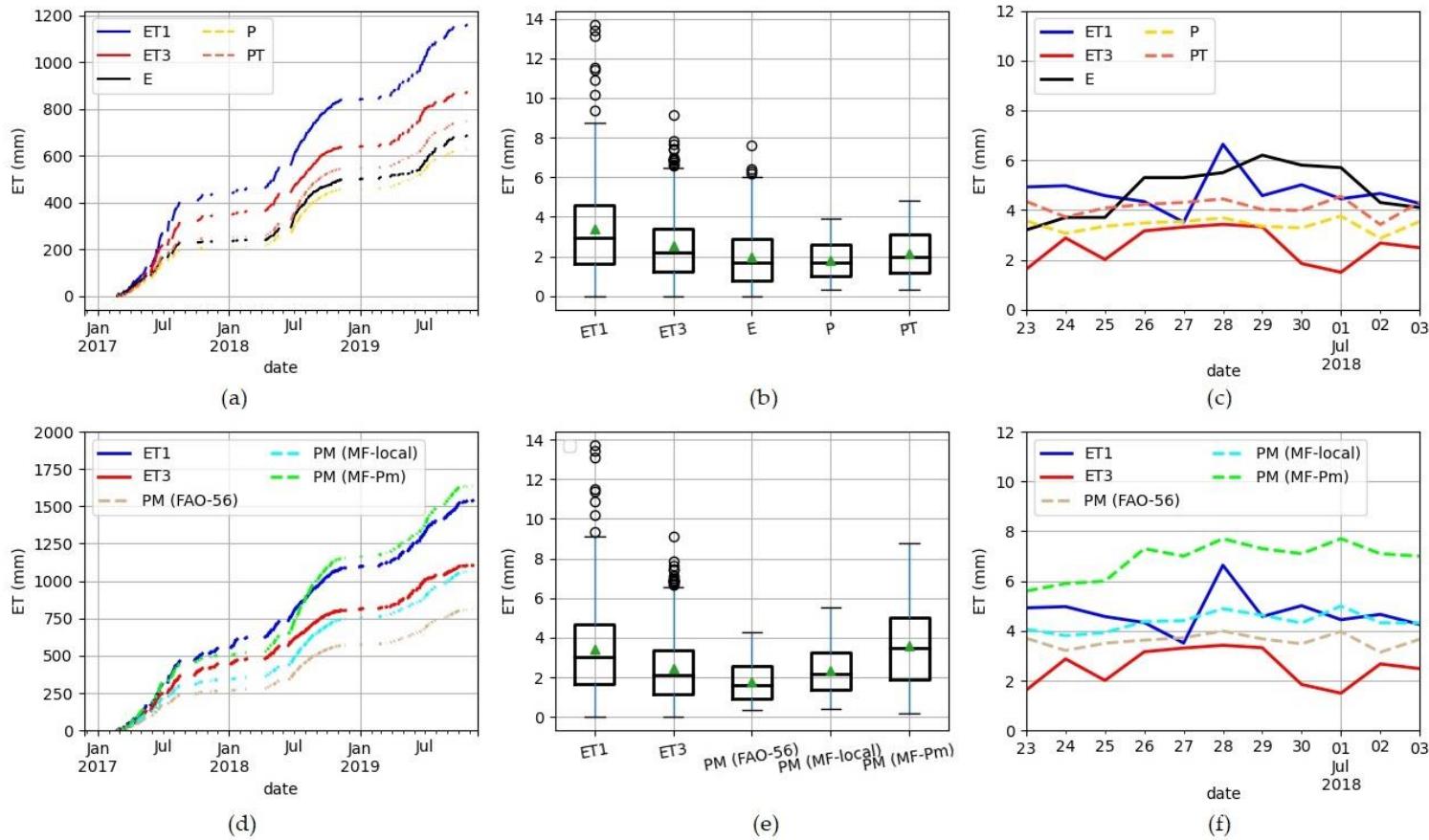


Figure VII-10 : Evapotranspirations (ET) from the lysimeter 1 (with internal water storage), the lysimeter 3 (without internal water storage), the evaporimeter and the potential ET models. Figures a, b and c compare the Penman (P) and Priestley-Taylor (PT) potential ETs to ET1 and ET3 (data = 346) and respectively present the cumulative ET values, the boxplots and the ET dynamics for a dry period (24 of June to 03 July 2018). Figures d, e and f refer to ET1, ET3, Potential ET of FAO-56 and Meteo-France models (data = 453) and show respectively cumulative ET values, boxplots and ET dynamics for a dry period (24 of June to 03 July 2018). PM and Pm refer respectively to Penman-Monteith and Paris-Montsouris.

For local potential evapotranspirations, i.e., PM (FAO-56), PM (MF-local), P, and PT, a general underestimation (systematically in fall and winter) of lysimeters (1, 3) ETs is observed over the whole simulation period (Figure VII-10). However, PM (MF-local) seems to be a reasonably good predictor of the ET when IWS is absent (Table VII-8).

For the June 24 to 3 July 2018 dry period, potential ETs are superior to lysimeter 3 and lower than lysimeter 1, which evapotranspires at a considerable rate (Figure VII-10c, f).

The evaporimeter data (346 observations) were also compared with potential ET values from Penman and Priestley–Taylor equations. In general, the Priestley–Taylor model (749 mm) overestimates the evaporimeter measurement (686 mm), and the Penman model (627 mm) underestimates it. While the maximum values are significant for the evaporimeter, in terms of average, the three estimates are close (1.9 mm, 1.8 mm, and 2.1 mm, respectively, for E, P and PT). The sensitivity of the Priestley–Taylor equation to the value α_{PT} (Marasco et al., 2014) suggests that modelling ET or E from this equation requires a sensitivity study that would lead to a specific α_{PT} value (and that is not the objective here).

VII.4. Discussion

In this study, the estimated ETs in the pilot rain gardens account for 61–90% of the collected rainfall (Table A3). They are on average 2.4 to 3.78 mm/d, depending on the vegetation maintenance, the presence (3–3.78 mm/d) of an IWS or not (2.4–2.5 mm/d). The uncertainties of ETs are ± 0.42 to ± 0.58 mm. A similar experiment conducted at the Villanova University in Pennsylvania (USA) by Wadzuk et al. (2015) showed ET means of 6.1 and 3.1 mm/d, respectively, for IWS or no IWS lysimeters from April to November in 2010 and 2011. The high value of the lysimeter with an IWS compared to what is found here could be explained by the focalised summer period, by the size of the IWS, which is larger in the Wadzuk case (36 cm), by the evaporative demand, and also the inputs (precipitations) to the lysimeter. However, our values are in the same range as those estimated by Hess et al. (2017) (4.3 and 2.7–2.9 mm/d, respectively, for IWS or no IWS lysimeters). These two studies showed the importance of ET in the rain gardens and estimate it between 43 and 78% of the collected rainfall.

The impact of the vegetation type (herbaceous and shrubs) was not addressed here because the replicas of shrubs (lysimeters 2 and 7) showed distributions that were statistically significant and there were large differences in terms of cumulative amounts. It has been suggested that this situation is probably due to the shading, which has a great impact on lysimeter 7 by significantly reducing its ET. However, a comparison of the closely related

lysimeters 1 and 2 shows a higher evapotranspiration of shrubs configuration (+6% globally and more significant in autumn based on the Wilcoxon test), which suggests that the vegetation type may be a factor to be considered. Indeed, Nocco et al. (2016) investigated the impact of vegetation and vegetation type (grassland, shrubs, turf, and bare soil) in the hydrological performance of free-draining rain gardens in the Midwest of the USA. Their studies were conducted in three months (July, August, and September) and they first found that the effect of vegetation is significant when evaporative demand is also high. In addition, the configuration with grassland showed a higher ET than the others with an average of 9 and 7 mm/d in August and July, respectively. The ET of the bare soil system was lower (4 and 3 mm/d in August and July, respectively), and the ET of the shrubs, in contrast to the other systems that had ETs that decreased as the evaporative demand decreased, had a relatively constant ET around 6 mm/d for the months of July and August. It can be seen that the type of plant not only significantly impacts the ET dynamics, but also the ET cumulative values.

Another factor that was not tested in this study is the effect of soil type. Hess et al. (2017) estimated average ETs of 2.9 and 2.7 mm/d, respectively, for free-draining lysimeters with local sandy loam and sandy soil (three-year data). In terms of water balance, the ET with the local soil accounted for 47% and the other 43% of the water balance. These differences show that finer soils are more favourable to ET as they retain much more water than coarse textured soils (Ebrahimian et al., 2019). However, the issue of soil impact is best addressed in conjunction with the type of vegetation, as vegetation through its development may affect the hydraulic properties of the soil, which are able to affect the ET. Johnston (2011) and Le Coustumer et al. (2012) illustrate the link between soil and vegetation evolution (Nocco et al., 2016). The first showed that grassland and shrub rain gardens (without IWS) have significantly lower volumetric soil water content at depths of 0–0.15 and 0.30–0.45 m (3–4 and 10% lower, respectively) compared to turf rain gardens prior to storms, suggesting that vegetation type can impact on the storage capacity of rain gardens. The second one indicated that the type of vegetation through the growth and the morphology of their roots impact the hydraulic conductivity of the soil (with average hydraulic conductivity decreasing by a factor of 3.6 over the 72 weeks of testing) that influences mainly the drainage and the water availability in the garden. For example, Le Coustumer et al. (2012) observed that a species with thick roots significantly maintained the permeability of the soil over time. This issue of the link between plants, and soil in these systems, is not limited to the sustainable hydrological services but may

well extend to the sustainability of other ecological services (e.g., removal of pollutants, see Glaister et al. (2017)) in SUDS.

Until now, it can be argued that if the aim of rain garden design is to maximise ET, it needs to provide an underlying water storage, and select a balanced choice between the vegetation type and the soil type. Further factors to consider are atmospheric factors as shown in the PSL approach, global radiation, air temperature, and humidity impact on the estimated ET of lysimeters. Such factors are responsible for the seasonal variations in ET flux. Similar to the other GIS (e.g., green roofs with Feng et al. (2018)), these three variables are known to affect ET and are generally input variables for the models used to simulate ET. Understanding the impacts of atmospheric variables on rain garden ET requires suitable hydrological simulation tools.

Finally, for a better efficiency of hydrological models, the ET process should be well represented. In fact, the ET prediction equations used in these models are based on the concept of potential ET, which account for evaporative demand. These ET models are then coupled with specificities related to vegetation, water availability, and/or local microclimatic conditions (FAO methods (Allen et al., 1998), WUCOLS (L. R. Costello and K. S. Jones, 2014) and LIMP (Romero and Dukes, 2010) methods). However, these methods are remained impractical (DiGiovanni et al., 2013a; DiGiovanni-White et al., 2018; Ebrahimian et al., 2019; Hess et al., 2019b, 2021b; Jahanfar et al., 2018) as they require measurements of multiple parameters, are derived from the agricultural context, and are less suitable for the urban context. Hess et al. (2019) tested the validity of the ASCE-Penman Monteith (Walter et al., 2001) and Hargreaves equations in rain garden systems (one system with storage and two systems without storage with free drainage). Without including crop coefficients (Estimated ET divided by potential ET) and soil moisture extraction functions, these equations provided an adequate estimate of rain garden ET for all systems on a storm scale. The use of crop coefficients and soil moisture extraction functions in both equations reduced the errors in the ET estimates and increased the predictive power of the equations for all types of weighing lysimeters at the daily scale. In this study, it is found that with potential ETs (FAO and Météo-France) evaluated with local atmospheric variables, lysimeters (one with IWS and three without IWS) were underestimated by the models. Furthermore, if the input data (atmospheric variables) are not local, as shown in Figure VII-10, then there are issues of urban micrometeorological variability (DiGiovanni-White et al., 2018) to take into account. However, at a seasonal scale, the PM (MF-local) equation seems to be a good approximation of the ET of the lysimeter without reserve.

Monitoring properties that describe the dynamics of the vegetation canopy (stomatal resistance, LAI, roots expansion, etc.) and soil water content would enable more accurate assessment of the impact on plants and the comparison of lysimeters to evaporate and transpire (Shahtahmassebi et al., 2021).

VII.5. Conclusion

VII.5.1. Conclusion of the article

The process of evapotranspiration should be included in the design of green infrastructure systems (GIS) in order to optimise their hydrological functions of stormwater management and their ability to cool the urban area in hot periods. In this study, a comparison of the evapotranspiration capacity between different pilot rain garden configurations, with an impluvium equal to four times the vegetated surface, was carried out, based on data covering a three-year period in Paris (temperate climate, France) that has undergone rigorous validation. The validated periods are less rainy and represent more the summer and spring seasons. It was found that the evapotranspiration flux from rain gardens is significant, with values that can exceed 8 to 12 mm/d in summer period for several days, and is characterized by a marked seasonality with very low values in winter (≤ 2 mm/d). The installation of an internal water storage at the base is the most favourable determinant to enhance the flux and reduce exfiltration (+28 to 30% if the reference lysimeter with an IWS and those without IWS are compared). The vegetation, here, is a secondary determinant, and less marked (+6% for shrubs compared the reference herbaceous). The spontaneous flora gives more ET than the reference configuration in summer (+8%) and all configurations evaporate and transpire more than the regularly removed vegetation configuration. The positioning of the lysimeters between them (close to or far from buildings) also seems to be a determining factor and, in particular, the shading, which has a reducing effect on ET (the replica that is less exposed to the shade evaporates 15% more than the shaded one).

The experimental set-up used in this work was pertinent, and allowed the observation of water balance components and the assessment of the multi-annual daily ET with admissible uncertainties (± 0.42 to 0.58 mm). Therefore, the seasonal dynamics and the relative significance of each determinant of ET in the rain gardens were highlighted. A possible counterintuitive result in the seasonal analysis was also that the ET values observed on the rain gardens, and particularly for those with an IWS, are higher than the ET from an evaporimeter. Based on the

potential ET from a reference station located at 2.4 km from the site, the ET is under-estimated for the setup with an IWS during the winter and fall seasons.

Future studies need to include some aspects in the experimental setup for still better understanding the ET process in rain gardens. First, the location of the experiment should be selected in such a way that local microclimatic factors and especially shading effects are taken into account. Second, monitoring some properties, which describe the dynamics of the vegetation canopy (stomatal resistance, LAI, roots expansion, etc.) (Shahtahmassebi et al., 2021), and a lysimeter without vegetation could be added to experimentally compare the contribution of plant transpiration and soil evaporation. Finally, these results of ET could be used to investigate the modelling of hydrological processes and more especially on the ET process in urban rain gardens. The use of detailed and physically based hydro-climatic models (as SisPAT (Braud et al., 1995) et Teb-hydro (Stavropoulos-Laffaille, 2019)) should make it possible to better understand and reproduce the process. Nevertheless, the use of this type of models requires a large data set for the parametrization and evaluation steps.

- Author Contributions:

Ahmeda Assann Ouédraogo realized the analysis of the data and wrote the paper. Emmanuel Berthier supervised the study and revised the paper with Marie-Christine Gromaire. Brigitte Durand and her colleagues from the Paris city Council (DPE-STEAM) set up the experiment and contributed for data collecting.

- Funding:

This work was partially funded by the Paris City Council (grant n° 2019 DPE 57 / villedeParisEJ45026788290), which contributed to the experimental set-up and data acquisition. It was also supported by the OPUR program and the Seine-Normandy Water Agency.

- Acknowledgments:

Authors are grateful for the support given by M. Ramier David for the data processing, by Md. Tang Jieyu and Bonnefous Hortense for their important contributions to the data analysis and the partners from the Paris City Council and the OPUR Program.

- Appendix A: Assessment of VIP score from a partial least square (PLS) model

By resuming the influence of individual X variables on the PLS model, the VIP scores are assessed as the weighted sum of squares of the PLS weights, w, which take into account the

amount of explained y variance in each extracted latent variable (Farrés et al., 2015; Gosselin et al., 2010). The VIP score for a given variable j^{th} is given according to Farrés et al. (2015):

$$VIP_j = \sqrt{\frac{\sum_{f=1}^F w_{jf}^2 SSY_f J}{SSY_{total} \cdot F}} \quad (\text{VII.5})$$

where w_{jf} is the weight value for j variable and f component, SSY_f is the sum of squares of explained variance for the f^{th} component and J number of X variables, SSY_{total} is the total sum of squares explained of the dependent variable, and F is the total number of components. The w_{jf}^2 gives the importance of the j^{th} variable in each f^{th} component, and VIP_j is a measure of the global contribution of j variable in the complete PLS model.

$$SSY_f = b_t^2 t_f' t_f \quad (\text{VII.6})$$

$$SSY_{total} = b^2 T' T.$$

where T is the X scores matrix and b is the PLS inner relation vector of coefficients.

- Appendix B: Figures



Figure B1. The vegetation in the eight lysimeters on 21 June 2018. It can be observed that the spontaneous vegetation (lysimeter 5) is more developed compared to the other settings and that today the vegetation in lysimeter 8 has been removed (Source: DPE-STEAP Paris council). Also, the shrubs configurations (2,7) are not well developed compared to the other configurations.



Figure B2. The vegetation in the eight lysimeters on 20 September 2018 (Source: DPE-STEA, Paris council).

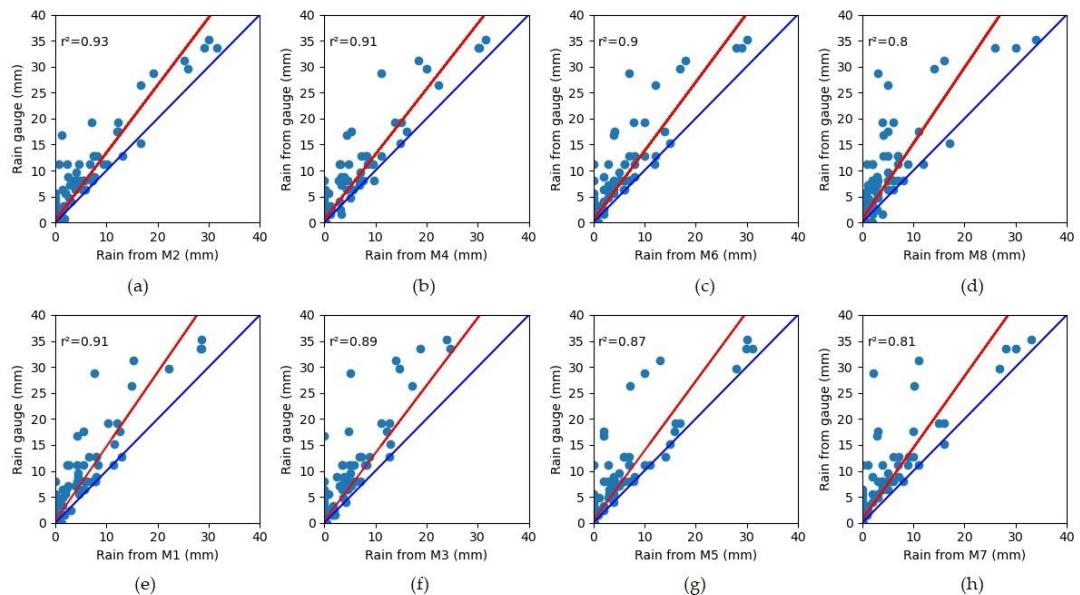


Figure B3. Comparison of the rains measurements resulting from the rain gauge data and by the mass variation of the system (rainfall are estimated as any increase in the total mass (lysimeter mass + exfiltration) of the lysimeter). The rainfall estimated from the lysimeter masses is lower compared to the rain gauge. Figures a, b, c, d, e, f, g and h represent respectively lysimeters 2, 4, 6, 8, 1, 3, 5, and 7.

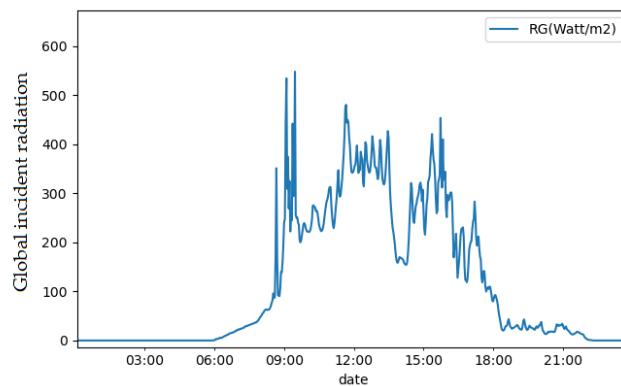


Figure B4. Global incident radiation (w/m^2) of 14 June 2018 measured at a time step of 2 minutes.

Appendix C: Tables

Table C1. Validated data after processing for the three years (2016-2019). The numbers and the symbol “E” refer respectively to lysimeters and evaporimeter. For season, it was considered fall (September 22 to December 21), winter (December 21 to March 20), spring (March 20 to June 21) and summer (June 21 to September 22). The total data is 1096 days.

Parameter	Seasons	1	2	3	4	5	6	7	8	E	Rain
ET	Fall	151	197	181	186	166	161	163	207	126	239
	Spring	145	145	169	169	151	131	154	173	143	198
	Summer	161	198	203	198	192	192	199	214	185	246
	Winter	124	152	101	111	138	146	150	151	74	224
	Total	581 (53%)	692 (63%)	654 (59%)	664 (60.6%)	647 (59%)	630 (57.5%)	666 (60.8%)	745 (68%)	528 (48.2%)	907 (82.7%)
Exf	Fall	197	231	215	215	183	200	218	231	-	
	Spring	213	207	229	221	200	161	192	217	-	
	Summer	195	232	246	249	230	235	251	251	-	
	Winter	174	196	149	161	163	202	196	209	-	
	Total	779 (71%)	866 (79%)	839 (76.6%)	846 (77.2%)	776 (71%)	798 (73%)	857 (78.2%)	908 (83%)	-	
ds	Fall	196	208	205	192	213	202	182	217	-	
	Spring	186	195	193	193	195	197	200	197	-	
	Summer	214	215	213	203	217	211	204	221	-	
	Winter	190	202	190	143	209	180	189	181	-	
	Total	786 (71.8%)	820 (75%)	801 (73%)	731 (66.7%)	834 (76%)	790 (72%)	775 (70%)	816 (74%)	-	
dL	Fall	197	193	-	-	215	197	196	212	-	
	Spring	198	188	-	-	164	191	188	196	-	
	Summer	200	204	-	-	204	174	214	205	-	
	Winter	175	182	-	-	213	209	189	202	-	
	Total	770 (70.2%)	767 (70%)	-	-	796 (72.6%)	771 (70.3%)	787 (71.8%)	815 (74.4%)	-	

Table C2. A Wilcoxon test (wt) results comparing lysimeters replicas and different configurations to the reference one the lysimeter 1. The test is performed based on the whole validated data and seasons. For the seasons, it is considered fall (September 22 to December 21), winter (December 21 to March 20), spring (March 20 to June 21) and summer (June 21 to September 22). Note that the coloured boxes represent p-values which are superior to 5%.

Lysimeters			Validated data	Seasonal comparison			
				Fall (273 days)	Winter (272 days)	Spring (276 days)	Summer (276 days)
			p_v	p_v	p_v	p_v	p_v
Comparison of the Replicas	1, 6	wt	0.87	0.35	0.333	0.42	0.511
		n	(445)	(112/273)	(82/272)	(106/276)	(145/276)
	3, 4	wt	0.007	0.007	0.004	0.05	0.26
		n	(600)	(160/273)	(87/272)	(166/276)	(187/276)
	2, 7	wt	2e-16	8.45e-7	1.72e-6	0.08	1.2e-06
		n	(583)	(154/273)	(116/272)	(127/276)	(186/276)
Different settings compared to the reference (1 or 6)	1, 3	wt	1.16e-20	4.5e-7	0.0001	0.01	5e-12
		n	(464)	(113/273)	(58/272)	(135/276)	(186/276)
	1, 4	wt	1.15e-62	4.14e-20	1.04e-15	3.98e-12	1.01e-19
		n	(460)	(117/273)	(57/272)	(133/272)	(153/272)
	1, 5 (data)	wt	0.1	0.0061	1.78e-6	0.15	0.17
		n	(475)	(121/273)	(86/272)	(118/276)	(150/276)
	1, 2	wt	0.098	0.046	0.3844	0.81	0.36
		n	(503)	(136/273)	(89/272)	(121/276)	(157/276)
	1, 8	wt	2e-8	8e-5	0.134	2e-4	0.01
		n	(515)	(136/273)	(86/272)	(134/276)	(159/276)
	6, 7	wt	0.001	0.59	0.288	5e-6	0.97
		n	(538)	(125/273)	(111/272)	(123/276)	(179/276)
	6, 5	wt	0.08	0.06	0.0037	0.89	0.34
		n	(506)	(122/273)	(94/272)	(122/276)	(168/276)

Table C3. Proportions of evapotranspiration (ET) to the rainfall (4P) received in each lysimeter. The number of data (n) refers to the common validated data between the rainfall and the considered ET of the lysimeter (on a total of 1096 days).

Lysimeter (n)	1 (557)	2 (674)	3 (636)	4 (630)	5 (624)	6 (601)	7(656)	8 (718)
ET (mm)	1705.7	2295.9	1605.3	1491.5	1846.3	1846	1919.9	1924.6
P (mm)	502	637.6	643.8	613.8	650.6	614.8	556.6	752.4
4P (mm)	2008	2550.4	2575.2	2455.2	2602.4	2459.2	2226.4	3009.6
%ET	85%	90%	62%	61%	71%	75%	86%	64%

Table C4. Cumulative ET in mm for the lysimeters in common validated days (305/1098).

Year	Seasons	Days	ET1	ET2	ET3	ET4	ET5	ET6	ET7	ET8
2016 à 2017	Fall	12	28.9±1.8	45.2±1.6	21.8±1.6	27.01±1.4	12.7±1.9	21.6±2	25.9±1.9	20.6±1.5
	Winter	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Spring	27	93.1±2.8	118.8±2.4	82±2.4	87±2.2	79.7±2.8	104±3	83.1±2.8	91.7±2.3
	Summer	15	76.1±2	97.7±1.8	60.2±1.8	61.8±1.6	47.6±2.1	70.5±2.2	79.5±2.1	58.6±1.7
2017 à 2018	Fall	39	82.8±3.4	80.9±2.9	41.1±2.9	36.8±2.6	89.2±3.4	70±3.6	55±3.4	44.3±2.8
	Winter	15	45.8±2	39.7±1.8	23.4±1.8	15.2±1.6	10.1±2.1	14.5±2.2	22.8±2.1	22.8±1.7
	Spring	25	108.2±2.7	88.6±2.3	88±2.3	90.1±2.1	137±2.7	135.9±2.9	83.2±2.7	110±2.2
	Summer	70	234.8±4.5	229.9±3.9	169±3.9	160±3.5	321.3±4.6	300±4.8	205.7±4.6	184.9±3.7
2016 à 2018	Fall	14	44.7±2	48.6±1.7	22.7±1.7	25.9±1.5	35±2	53.9±2.1	45.7±2	35.26±1.7
	Winter	10	22.07	14.3±1.7	10.9±1.5	9.03±1.5	19.09±1.7	24.8±1.8	20.63±1.7	9.5±1.4
	Spring	31	122.14±3	99±2.6	103.9±2.6	89.44±2.3	127.7±3	114.5±3.2	117.5±3	53.5±2.5
	Summer	47	207.3±3.7	218.8±3.2	116±3.2	147.7±2.8	271.4±3.7	150.3±3.9	222.3±3.7	232.2±3.1

Tableau C5. Cumulative ET and P in mm for the lysimeters in common validated days for reference (herbaceous) and shrubs configurations. The couples' lysimeter 1 versus lysimeter 2 and lysimeter 1 versus lysimeter 7 are presented.

Year	Seasons	Days (1 vs 2)	Rain (P)	ET1	ET2	Days (1vs7)	Rain (P)	ET1	ET7
2016	Fall	40	25.8	71.17	103.98	42	23.4	67.61	65.57
	Winter	38	28.8	37.36	74.68	49	55	57.31	34.00
	Spring	57	59.8	212.24	274.06	51	87	209.13	189.99
	Summer	36	37.8	193.27	216.7	34	39.2	155.91	158.99
2017	Fall	61	58.4	110.44	125	50	26.6	97.09	70.02
	Winter	33	41.6	87.6	80	29	39.6	82.01	38.02
	Spring	26	20.4	112.76	90	31	23.6	129.87	100.30
	Summer	72	17.6	240	232	72	17.6	239.94	208.93
2018	Fall	33	54	80.15	78.89	28	52.4	68.71	96.95
	Winter	18	5.4	33.53	22.21	24	10.2	37.74	36.18
	Spring	38	19.8	157.63	129.17	41	15.4	179.63	175.68
	Summer	49	17.2	217.12	230.57	49	17.2	217.12	230.03
2019	Fall	136	138.8	264.47	315.93	121	103	233.96	234.83
	Winter	89	75.8	158.5	176.89	102	104.8	177.06	108.21
	Spring	121	100	482.64	493.24	123	126	518.63	465.97
	Summer	157	72.6	650.33	679.27	155	74	612.97	597.95
Total		503	387.2	1555.95	1665.34	501	407.8	1542.63	1406.97

Tableau C6. Cumulative ET and P in mm for the lysimeters in common validated days for reference (lysimeter 1), spontaneous (lysimeter 5) and regularly removed (lysimeter 8) vegetation configurations.

Year	Seasons	Days (1 vs 5)	P	ET1	ET5	Days (1 vs 8)	P	ET1	ET8
2016	Fall	45	42	81.0	35.8	39	25.8	69.9	51.7
	Winter	38	51.6	43.7	18.1	33	23.6	28.2	43.8
	Spring	45	66.4	187.4	162.1	60	66.8	227.3	224.2
	Summer	30	22.2	163.3	88.4	38	39.2	205.7	156.0
2017	Fall	61	60.2	112.4	113.6	61	50.8	114.5	72.5
	Winter	34	44.8	89.1	22.8	30	36.8	84.8	55.0
	Spring	32	23.6	134.4	165.8	32	23.6	134.4	139.3
	Summer	72	17.6	239.9	323.8	72	17.6	239.9	189.4
2018	Fall	15	35	48.4	35.9	35	56.4	79.3	70.8
	Winter	14	9.2	29.1	24.7	23	7.2	36.8	18.8
	Spring	41	20.6	179.4	197.8	42	20.6	184.5	82.3
	Summer	48	13	212.7	275.3	49	17.2	217.1	234.9
2019	Fall	121	137.2	241.9	185.3	136	133.6	264.2	195
	Winter	86	105.6	161.9	65.6	86	67.6	149.8	117.6
	Spring	118	110.6	501.3	525.7	134	111	546.1	445.7
	Summer	150	52.8	616.0	687.5	159	746	662.7	580.3
Total		475	406.2	1521.0	1464.2	515	386.2	1622.9	1338.6

Tableau C7. Cumulative ET and P in mm for the lysimeters in common validated days for reference (lysimeter 1) and non-internal water storage configurations (lysimeters 3 and 4).

Year	Seasons	Days (1 vs 3)	P	ET1	ET3	Days (1 vs 4)	P	ET1	ET4
2016 - 2017	Fall	26	47.6	64.9	59.0	26	37	59.1	54
	Winter	13	17.6	22.4	11.7	14	17.6	25.9	13
	Spring	64	87	242.0	215.5	62	73.4	236.8	207.6
	Summer	38	39.2	205.7	143.6	36	26.4	205.5	161.3
2017 - 2018	Fall	53	47.6	105.3	56.4	59	48.4	113.6	46
	Winter	24	30.6	73.4	34.9	21	21	59.5	21.3
	Spring	31	22.6	133.7	110.6	31	22.6	133.7	104.3
	Summer	72	17.6	239.9	169.5	70	9.2	234.8	160.1
2018 - 2019	Fall	32	50	75.1	44.1	30	49	72.2	35.7
	Winter	21	5	36.5	19.3	22	5.2	36.5	12.8
	Spring	40	20.6	169.5	151.8	40	20.6	169.5	124.2
	Summer	48	13	212.7	117.7	47	13	207.3	147.7
2016 - 2018	Fall	113	145. 8	248.0	162.4	117	135	247.5	135.9
	Winter	58	53.2	132.3	65.9	57	43.8	122	47.2
	Spring	135	130. 2	545.2	477.9	113	116.6	540	436.2
	Summer	158	69.8	658.3	430.8	153	48.6	647.6	469.2
Total		464	399	1583.9	1137.0	460	344	1557.1	1088.4

FIN DE L'ARTICLE

VII.5.2. Conclusion du chapitre

Les enseignements tirés de ce travail sur l'ET des jardins de pluie urbains, révèlent plusieurs aspects cruciaux pour la gestion des eaux pluviales et la conception des solutions. Voici les points clés :

- Quantification des incertitudes :

Les estimations d'ET obtenues à partir de ces lysimètres de jardins de pluie présentent une bonne fiabilité, avec des incertitudes quantifiées entre $\pm 0,42$ et $0,58$ mm/j selon le lysimètre. La quantification des incertitudes de mesure est une étape importante pour s'assurer de la fiabilité des ETs estimées.

- Dominance de l'ET dans le bilan hydrique :

L'ET représente plus de 50% des précipitations pour tous les dispositifs étudiés, indiquant qu'elle est le principal processus de dissipation du ruissellement. Ce résultat souligne le rôle crucial que peuvent jouer des jardins de pluie, y compris des dispositifs étanches, dans

la réduction du ruissellement et dans la contribution à la régulation du cycle de l'eau urbain, particulièrement pendant les périodes sèches, pour peu qu'ils soient insérés de façon très extensive (faible ratio de surface de bassin versant sur surface d'ouvrage) dans l'aménagement urbain.

- Influence du stockage d'eau et des conditions atmosphériques :

Les résultats de l'étude démontrent que la présence d'un stock d'eau interne, les conditions atmosphériques locales telles que le rayonnement global et la température de l'air, sont les principaux déterminants de l'évapotranspiration (ET). Cela implique que la conception de jardins de pluie étanches considère ces éléments pour optimiser leur efficacité. La réserve d'eau interne peut accroître l'ET d'environ 30%, mettant en lumière son rôle crucial dans ces dispositifs.

- Rôle de la végétation et de l'ombrage :

Le type de végétation influence l'ET de manière moins significative que les facteurs mentionnés précédemment. L'ombrage, en particulier celui des bâtiments environnants, peut réduire l'ET jusqu'à 15%, soulignant ainsi l'importance de la planification spatiale dans l'aménagement des jardins de pluie.

- Comparaison avec les valeurs l'ET potentielle de référence :

L'évapotranspiration mesurée à l'aide des lysimètres dépasse les valeurs d'évapotranspiration potentielle des modèles Penman, Priestley-Taylor, FAO-56 et Météo-France local (734 mm à 1066 mm sur 453 jours communs). Cette constatation suggère que les jardins de pluie pourraient avoir une capacité d'évapotranspiration plus élevée que prévu. Les écarts entre ces modèles d'ET potentielle et les mesures d'ET réelles peuvent atteindre jusqu'à 53 % pour le lysimètre avec une réserve interne en eau et descendre jusqu'à 4 % pour celui sans réserve sur la même période. Notons aussi les différences notables entre les diverses formules d'ET potentielles et les disparités entre les données locales et celles de la station météo France la plus proche. Ces observations soulignent l'importance d'accorder une attention particulière à l'évapotranspiration dans les modèles hydrologiques des jardins de pluie, surtout lorsque le flux d'exfiltration est faible ou nul.

Le travail apporte ainsi une contribution à la compréhension de l'ET dans les jardins de pluie urbains, offrant des recommandations sur l'estimation de l'ET, sa modélisation et des orientations pour une conception de jardins pluie intégrant le processus d'ET.

Chapitre VIII. Évapotranspiration des toitures végétalisées expérimentales

VIII.1. Introduction

VIII.1.1. Introduction du chapitre

Dans le cadre du projet TVGEP (2010-2014, projet CSTB/Cerema/Leesu, financement RGCU C2D2), le Cerema a construit sur son site de Trappes une toiture végétalisée expérimentale. Cette structure comprend six compartiments avec divers modes de végétalisation extensive, ainsi que deux compartiments de référence non végétalisés. L'objectif de cette expérimentation était d'évaluer les performances thermiques et hydrologiques des différentes configurations de toitures végétalisées. Les paramètres étudiés incluent le type de végétation, l'épaisseur et la composition du substrat, de même que le type de couche de drainage. Instrumentées pour le suivi de variables comme la teneur en eau et le drainage, ces toitures sont étudiées pour mesurer leur impact sur le ruissellement urbain et le rafraîchissement de l'ambiance locale.

Bien que les toitures végétalisées soient reconnues pour leurs bénéfices potentiels sur l'environnement urbain et la gestion des eaux pluviales, la validation scientifique de ces effets restait partielle, suscitant un intérêt croissant parmi les industriels et les gestionnaires d'assainissement. Le projet TVGEP s'est donc attaché à analyser en détail l'efficacité des toitures terrasses végétalisées extensives (TTV) pour la gestion des eaux pluviales, aussi bien quantitativement que qualitativement, à travers une approche opérationnelle et prospective. Lancé en 2010 et achevé en 2013, il a été structuré en quatre grandes parties, allant de la cartographie des techniques existantes à la modélisation hydrologique, en incluant la caractérisation des flux polluants et l'étude des implications opérationnelles des résultats scientifiques. Le travail de recherche a permis de produire un ensemble de livrables de même qu'un outil de modélisation FAVEUR (Ramier et al., 2018), offrant une vue d'ensemble des pratiques et des attentes liées à l'utilisation des TTV dans la gestion des eaux pluviales.

Le Cerema a ainsi développé et suivi la TTV sur son site à Trappes. La période d'acquisition et de validation des données s'étend de 2012 à 2018, avec des intervalles de temps de 2, 5 ou 10 minutes. Les données consistent principalement en des données atmosphériques, notamment la vitesse du vent, la température de l'air et l'humidité de l'air, mais également de données relatives au bilan d'énergie, telles que le rayonnement net, l'albédo, la température de surface, ainsi que la température à différentes profondeurs. Les données hydrologiques, quant

à elles, comprennent les précipitations, le drainage et les profils de teneur en eau à diverses profondeurs et des mesures ponctuelles issues d'une chambre à évapotranspiration.

Les données ont été prises en main, assimilées, soumises à critique et validation afin de les adapter aux besoins de la thèse. L'objectif central réside dans la volonté de tester différentes méthodes d'estimation de l'évapotranspiration, en les comparant, dans le but de faire émerger tant les avantages que les limites intrinsèques à chaque méthode. Outre la technique par bilan hydrologique, déjà explorée précédemment, d'autres méthodes comme celles du bilan d'énergie et de la chambre à évapotranspiration sont également intégrées dans cette analyse. Les résultats de ces travaux ont fait l'objet d'une publication sous la forme d'un article international dans le journal « Science of the Total Environment », exposant en détail toutes les questions traitées : « Quantifying Evapotranspiration Fluxes on Green Roofs : A Comparative Analysis of Observational Methods » <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166135>.

DEBUT DE L'ARTICLE

Quantifying Evapotranspiration Fluxes on Green Roofs: A Comparative Analysis of Observational Methods

Ahmeda Assann Ouédraogo ^{a*}, Emmanuel Berthier ^a, David Ramier ^a, Yanlin Tan ^a and Marie-Christine Gromaire ^b,

^a Equipe TEAM, Centre d'Etudes et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et Aménagement (Cerema), 12 rue Teisserenc de Bort, F 78190 Trappes, France.

^b Leesu, Ecole des Ponts, Université Paris Creteil, F 77455 Marne-la-Vallée, France.

* Corresponding author: ahmeda.ouedraogo@cerema.fr

VIII.1.2. Introduction of the article

Green roofs (GRs) belong to the family of green stormwater infrastructure (GSI) (swales, infiltration ditches, rain gardens, permeable parking lots, etc.) used for sustainable management of urban stormwater (Ferrans et al., 2022; Jato-Espino et al., 2022; Zhang et al., 2022). In the context of climate change and high impermeabilization of the urban area, which increase drainage and ambient temperature, these vegetated urban stormwater management tools complete the existing conventional tools (reservoirs, underground stormwater networks, etc.) by limiting drainage and promoting infiltration and evapotranspiration (ET) (Fowdar et

al., 2021). Such structures can also cool the urban environment during hot periods, contribute to the restoration of an urban water balance closer to the natural one, and provide other valuable services such as biodiversity support and landscapes amenities (Todorov et al., 2018). At the scale of a vegetated GR, ET appears as an important flux related to two main issues (Raimondi et al., 2023): i) reduction of drainage volume, as ET is the only mean to evacuate the water trapped during rain events in the substrate and thus restore the retention capacity of the GR ; ii) local cooling as the process consumes an important energy for phase change. In this respect, the understanding, the assessment and the modelling of ET have been identified as an important issue for resilient cities (Ebrahimian et al., 2019; Fletcher et al., 2013; McGrane, 2016; Raimondi et al., 2023; Saher et al., 2021).

Based on a study of the performance of GRs in 21 countries that synthesized 75 international studies published between 2005 and 2020, it was found that GRs retention rates in a single rain event (i.e., the proportion of rainfall retained and removed) are highly variable (0-100%), with an average around 62% (Zheng et al., 2021). These variabilities are explained by factors such as rainfall intensity, substrate depth, type of climate, vegetation characteristics, and season. If the capacity of GRs to reduce drainage is widely investigated, the processes of ET that allow them to be more efficient are still poorly understood.

GR experimental studies conducted in Europe and the US indicate that ET typically ranges from 0.5 to 4.9 mm per day and is associated to an average rainfall drainage reduction ranging from 32 to 83% (Ebrahimian et al., 2019; Gößner et al., 2021; Kemp et al., 2019; Poë et al., 2015). Existing green roof ET data (mean ET, % retention) found in most reviews is not always fully consistent and robust as it does not cover all seasons of the year (often limited to summer between April and November). Regarding the determinants of ET on green roofs, Cascone et al. (2019) identified four main elements: i) atmospheric factors (solar radiation, wind speed, air humidity and air temperature); ii) GR canopy factors (stomatal resistance, plant density (LAI), etc.); and iii) factors related to the water availability for ET that depend on the substrate characteristics and irrigation practices.

The factors enumerated above are already known to affect the ET process in the natural environment. In urban context, they become more complex due to the heterogeneity of the urban area making the concepts imported from the agricultural environment, where the crops are most often homogeneous with annual cycles, become less adequate to represent the ET (Costello and Jones, 2014; DiGiovanni-White et al., 2018). Microclimatic effects must therefore be taken into account and approaches for the flux measurements or modelling must integrate the spatial and

temporal scales and the interactions that the structures have with the artificial environment. Following the classification provided by Rose and Sharma (1984), the ET flux measurement approaches on green roofs could be classified in three main categories: i) Hydrological approaches based on the water balance equation: this mainly concerns lysimetric systems (with or without weighing cells) which reproduce, often in miniature, the behavior of the roof and where ET constitutes the residue of the water balance (DiGiovanni et al., 2013b; Feng et al., 2018; Jahanfar et al., 2018). While ET estimations from lysimeters are generally reliable at long term and smaller time scales (hours to days), the related issues are the difficulties in measuring the variables (and their uncertainties) associated with the water balance (rainfall, drainage, stock variations, etc.) and the generalization of the results to real systems, which are often larger; ii) Micrometeorological approaches like those based on the energy balance, Bowen ratio (ratio between sensible and latent heat flux, typically measured at high temporal resolutions e.g., minutes to hours and at small spatial scale) and eddy-covariance methods (Heusinger and Weber, 2022, 2017; Thorp, 2014; Y. Zhang et al., 2020). Eddy-covariance method also operates at high temporal resolution and is most often used for ET measurement, but on green roofs, its application is rare and more complex due to the need for a large and homogenous surface. On green roofs, recent work has focused on its adaptation to small areas and low heights (Wollschläger et al., 2021). iii) Plant physiology approaches: porometry concerns the measurement of the plant's conductance or stomatal resistance through the leaf (Askari et al., 2021). However, to extend this measurement to the entire canopy, there is the necessity to scale up from a single leaf. The chamber systems (measurement of water vapor variation in a close chamber at short temporal scales, such as minutes to hours) have also been used to estimate ET on green roofs (Marasco et al., 2014) and like lysimeters, they offer reliable estimations on a small surface.

Within the literature (DiGiovanni et al., 2013b; Feng et al., 2018; Jahanfar et al., 2018; Marasco et al., 2015; Wadzuk et al., 2013), the primary focus of ET measurements using the aforementioned approaches predominantly relies on small-scale pilot case studies, limiting the global understanding of actual processes in full-scale scenarios. These pilot studies, such as the implementation of lysimeters, give rise to concerns regarding the representativeness of the vegetation cover and/or the boundary conditions inherent in real systems (Ebrahimian et al., 2019). There has been a lack of thorough investigation into conducting a comparative analysis of these methods on a full-scale study. Due to the current challenges in accurately estimating ET on GRs, it becomes crucial to compare different methods for estimating ET.

This study aims to test three different methods for measuring ET in-situ and full-scale, for different configurations of green roofs, and at different temporal scales ranging from a summer dry period to several years. The methods include the water balance (WB), the energy balance (EB), and an evapotranspiration chamber (Ch). The objective is to compare these methods by discussing the measured values and their methodological aspects, including the differences and trends specific to green roof contexts. This comprehensive analysis allows us to highlight the advantages and limitations of each approach. Additionally, based on the results of the three methods, the impact of factors such as substrate or vegetation on GRs ET is identified.

A description of the experimental site, the methods used and the data acquired is initially presented. This is followed by an analysis and discussion of the results of the three methods, which includes an examination of the impact of various GR configurations on ET.

VIII.2. Materials and methods

VIII.2.1. Description of the experimental site

The facility site is located on the top roof of a single storey building belonging to Cerema, in Trappes, a small city in the Paris metropolitan region (France). The site sits in a peri-urban setting surrounded by green spaces. The roof was divided into six 35 m² plots (5 m wide and 7 m long) with different substrate depths, substrate types, and vegetation types (Figure VIII-1).

Two types of substrates were used, both made of natural pumice, lava, bark compost and green compost but with different organic matter content. The reference substrate, named “substrate E”, contained 34 mg/g of organic matter, while “substrate I” was tested on a single plot with a higher concentration of 58 mg/g of organic matter. These substrates E and I had maximum water capacities of 40% and 45% respectively. Substrate E was implemented with two different thicknesses of 3 and 15 cm to represent respectively the minimum and the commonly observed thickness of operational green roofs in France. Two types of vegetation were planted: i) sedums (S) with species such as *Album*, *Sexangular*, *Reflexum*, *Kamchatikum*, *Spurim* and *Acre*; and ii) grasses (G) with the species of *Festuca ovina*, *Festuca rubra*, *Dianthus carthusianorum*, *Poa pratensis* and, *Koeleria glauca*. These species are commonly found in extensive green roofs implemented in operational contexts, are indigenous to the Paris region and well-suited to the local subatlantic climate. Their frequent selection for extensive GRs is

based on their ability to thrive in dry conditions, as indicated by their Ellenberg indicators (Dusza et al., 2017; Hill, 1999).

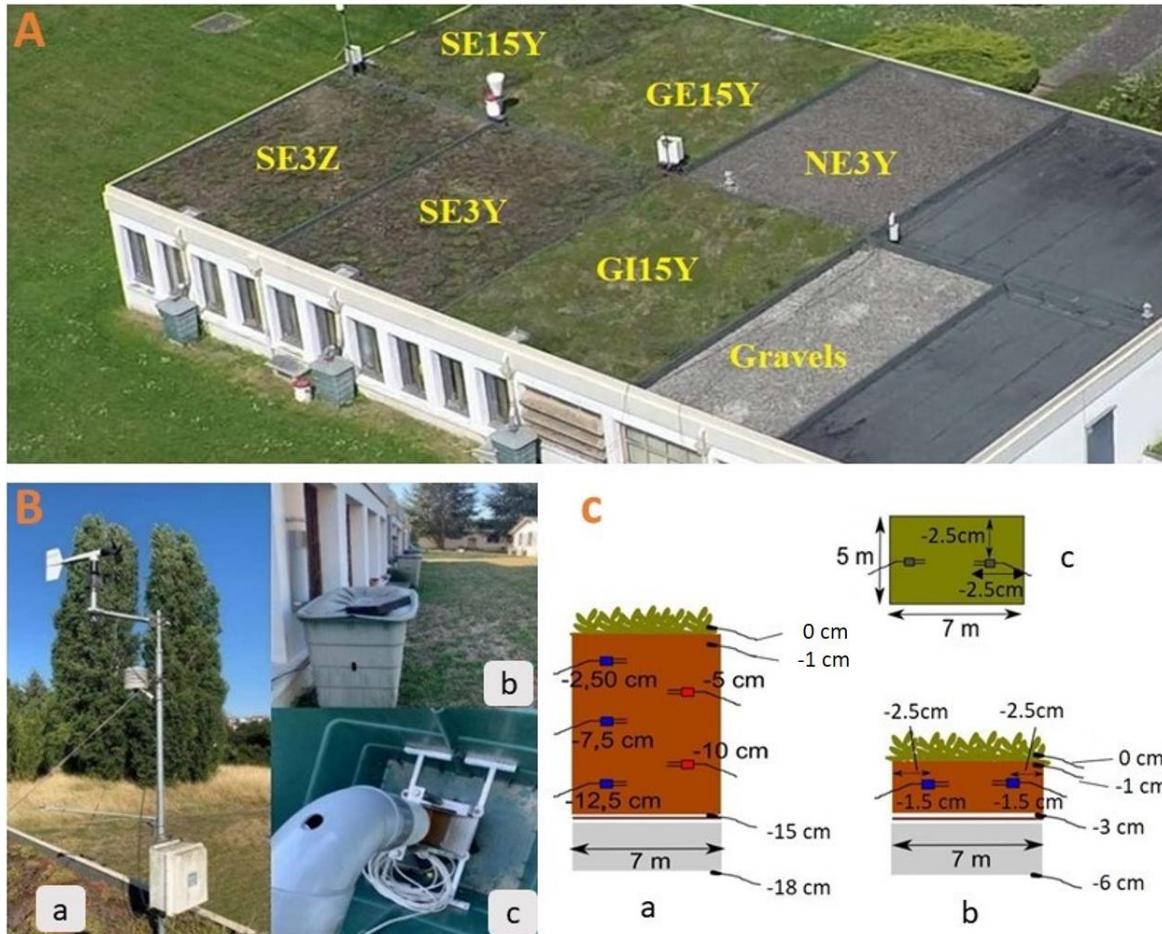


Figure VIII-1 : (A) Experimental site. Symbols on the different plots are defined as G for Grass, S for Sedum, N for bare substrate, E for reference substrate, I for more organic substrate, 15 or 3 for substrate depth (in cm), Y (expanded polystyrene), and Z (pozzolan) for the composition of the drainage layer. (B) pictures of the weather station (a) and hydrological monitoring setup with (b) and (c) the drainage measurements from the different roof plots with tipping bucket systems. (C) layout of sensor installation for substrate temperature (black) and water content (blue and red): (a): vertical installation for 15 cm of substrate, (b): vertical installation for 3 cm of substrate; (c) top view.

A mixed species vegetation was used to represent the diversity observed in operational green roof applications (measures such as surveys and manual clearing were taken to prevent the establishment of other species). Additionally, one plot was left without any vegetation (NE3Y). A drainage layer of polystyrene (Y, 3 cm thick) was installed in each plot under the substrate (the plot SE3Z used pozzolan as a drainage layer, but it was not included in the present study as the retention capacity of this drainage layer was not measured).

The equipment used for the measurements on the roof is indicated in Fig. 1B and Table S.1 in the supplementary material. A weather station was installed to measure the atmospheric variables (air temperature and relative humidity at a height of 2 m above the roof, wind speed at a height of 3 m from the roof, and net radiation at a height of 1 m) which were processed at hourly step between 8th August 2011 and 13th July 2018. A rain gauge is implemented on the roof (0.1 mm of rainfall depth per tipping bucket). To increase the amount of the available data, the few gaps in the rainfall and atmospheric measurements were filled with data measured at a neighbouring site of Météo-France, the French National Meteorological Survey, located only 200 m from the roof. Each roof plot was equipped with a downspout collecting drainage water to a tipping bucket flowmeter (0.01 mm of equivalent rain depth per tip) and sensors for volumetric water content and temperature measurements at different depths in the substrate.

For soil water content measurements, capacitance sensors were chosen for cost-effectiveness, energy efficiency, and operation at a high measurement frequency of 70 MHz. On the plots with a substrate layer of 3 cm, two sensors were installed (2x Decagon 10HS in blue in Fig. 1C-b), while five water content sensors of two different types were installed on the 15 cm substrate plot (2x Decagon EC-5 in red and 3x Decagon 10HS in blue, in Fig. 1C-a). The selection process considered the distinct features of each sensor, with the EC-5 and the 10HS sensors providing accurate measurements (3% VWC) for an extensive mineral soil. Their compact size allows measurements within limited soil depths. For the 3 cm thick substrates, a sensor with a very small measurement volume was needed. The EC-5 sensor, with a measurement volume of 181 cm³ was chosen. Conversely, for the 15cm substrates, a diverse range of sensors, including EC-5 and 10HS, which has a larger sensing volume of 1160 cm³, was employed to maximize the chances of obtaining usable measurements.

For this study, an on-site calibration of each sensor (EC5 and HS-10), on each substrate (substrates E and I) was performed and the calibration results are presented in the supplementary data (Fig. S.3). Measured data (voltages in milli-volt) were corrected systematically with the corresponding calibration law.

Temperature was measured at the substrate surface (on the vegetation, 0 cm), at -1cm depth in the substrate, at on the bottom of the substrate layer and at the bottom of the drainage layer.

Soil water content data was collected at a 1-minute time step from 8 August 2011 to 8 March 2016 and at a 15-minute time step from 8 March 2016 to 13 July 2018. Temperature measurements (1-minute time step) at 0 cm is available only from July 2011 to July 2014 and

used for ET estimations. A long and rigorous work was carried out to qualify the data and Table S.4 and Table S.5 in the Supplementary material show the percentage of validated data compared to the acquisition.

VIII.2.2. Evapotranspiration assessment

VIII.2.2.1. Water balance

The ET for each roof plot was estimated by the following equation:

$$ET = P - \Delta S - D \text{ (mm)} \quad (\text{VIII.1})$$

where, P, D, and, ΔS respectively refer to the rainfall, the drainage and the water stock variation on the roof. 18 % of the measured precipitation data (452 days) was replaced by that measured at the Météo-France site. The maximum rainfall is recorded on 29 September 2013 with 41.4 mm/day and, the inter-annual rainfall average is 729 mm/year. Drainage data obtained from the gutters of the five roof plots are detailed in Fig. S.2. Over the study period of 2963 days, 54% to 75% of the data were deemed valid, and the mean daily drainage, calculated for the 147 to 196 days of non-zero drainage, varied between 2.1 to 3.4 mm/d depending on the plot.

ET assessments by WB are based on daily intervals due to the high noise observed in smaller intervals of the water content data. The daily changes in substrate water content (ΔS_{sub}) on the roof are calculated between 00:00 and 23:59 using the average water content estimated as follows:

$$\theta(\%) = \frac{\sum V_i \theta_i}{\sum V_i} \quad (\text{VIII.2})$$

with θ_i represents the water content for sensor i . V_i representI the assigned substrate volume for each valid i sensor measurement. To validate the average water content θ , at least one sensor must be validated. Table S.4 summarises the water content data measured by each sensor. Average valid water contents of the different plots represent 60 to 72% of all the study period (1537 to 1922 days).

The temporal variations of the plot average substrate water content are presented in Fig. S.3 for the different roof plots. It is generally observed that the 3 cm substrates plots (SE3Y and NE3Y) show more variable average water contents, and with higher maximal values, than the 15 cm substrates (GE15Y, SE15Y and GI15Y).

It is assumed that the variations of water stocks that can occur at the surface (ΔS_{surf}) and at the bottom of the roof (ΔS_{bot}), including variation in the drainage layer and at the surface of the waterproofing due to water puddles are negligible (see the Discussion section for this last hypothesis). ET estimates based on WB have only been calculated for non-rainy days (957 days, from July 2011 to July 2018), a thorough explanation is also provided in the Discussion section for this choice.

VIII.2.2.2. Energy balance

The energy balance equation used to evaluate the ET is expressed as:

$$ET = Q^* - Q_H - Q_G \text{ (W/m}^2\text{)} \quad (\text{VIII.4})$$

where Q^* , Q_H , and, Q_G are respectively the net radiation, the sensible heat flux, the substrate heat flux and, ET is the evapotranspiration.

- Net radiation Q^*

Direct on-site net radiation measurements were only performed on the SE3Z plot with a net radiometer. In this respect, for each plot, a net radiation assessment was performed in three steps. Measurements of the albedo were firstly carried out with a Net radiometer (couple of pyrgeometers and pyranometers, CNR4, kipp & Zonen, Netherlands) placed for a few days each month on each of the plots (in an alternating way) during one year (2014 and 2015). These measures (global incoming and short-wave radiation) allowed the daily albedos to be assessed (Fig. S.5) and the construction of an annual albedo profile (Fig. S.6 in the supplementary data, constant monthly albedos that equals to the average of the daily estimates.) for each plot. The albedo mainly depends on the surface characteristics that change with the vegetation growth, the surface humidity and, the sun position. A seasonal variability can be observed in the albedos of SE15Y and GE15Y plots (between 0.09 and 0.25). NE3Y, the non-vegetated parcel, has the lowest albedo due to its darker surface, between 0.05 and 0.1, while the highest albedo is about 0.25. Average of all albedo values are 0.17 for the SE3Y, SE15Y, GE15Y and GI15Y plots while for the bare substrate (NE3Y) the average is 0.09. These values are lower than the albedo value (0.23) of a reference crop used by the FAO-56 method of calculating potential ET (Allen et al., 1998).

Next, theoretical net radiations following Allen et al. (1998) (detailed in Supplementary material S.1), were assessed taking into account albedos of each plot, air humidity, air temperature, and a global radiation data acquired from the near Meteo-France station. Finally,

the theoretical net radiations of plots are corrected based on the measured net radiation on the SE3Z plot.

- Substrate heat flux Q_G

Substrate heat flux G is calculated using the following equation by Santanello and Friedl (2003):

$$Q_G(t) = A \cos((2\pi(t + 10800)/B) Q^*(t)) \quad (\text{VIII.5})$$

where t is the time (relative to the solar noon) in seconds, A and B are parameters which are related to the daily range of surface temperature ΔT_s :

$$\begin{cases} A = 0.0074(\Delta T_s) + 0.088 \\ B = 1729(\Delta T_s) + 65013 \end{cases} \quad (\text{VIII.6})$$

The temperature data measured at the surface (0 m) of each plot are presented in Fig. S.7 (12 to 69% of the data are valid depending on the plot). These data show seasonal dynamics of the plots surface temperature with maximum values in summer (50°C) and low values in winter (-10°C). NE3Y plot without vegetation shows higher surface temperatures compared to the vegetated ones. Most of the plots have a higher surface temperature in summer compared to the air temperature.

- Sensible heat flux Q_H

Sensible heat flux is estimated as following Saito and Šimůnek (2009):

$$Q_H = \rho_a C_m \frac{(T_s - T_a)}{r_a} \quad (\text{VIII.7})$$

where ρ_a is the air density (kg.m^{-3}), C_m the air specific heat ($\text{J.kg}^{-1}\text{K}$), T_s and T_a are respectively the surface and the air temperatures in Kelvin ($^\circ\text{K}$). r_a (s/m), the aerodynamic resistance is expressed as:

$$r_a = \frac{1}{uk^2} \left[\ln \left(\frac{Z_{ref} - d}{Z_{oh}} \right) + \psi_h \right] \cdot \left[\ln \left(\frac{Z_{ref} - d}{Z_{om}} \right) + \psi_m \right] \quad (\text{VIII.8})$$

with u the wind speed (in m.s^{-1}), k is the von Karman constant, Z_{ref} is the height of the air temperature measure (m), Z_{oh} , Z_{om} are surface roughness (in m) equal to:

$$\begin{cases} Z_{om} = 0.123h_{veg} \\ Z_{oh} = 0.1Z_{om} \end{cases} \quad (\text{VIII.9})$$

h_{veg} equal to 0.12 m, it is supposed to represent the average height of the vegetation (m) and, d equal to $\frac{2}{3}h_{veg}$. For the bare soil, the zero-plane displacement (d) is equal to zero, typical surface roughness Z_0 value of 0.003 is considered instead of Z_{om} , and Z_{oh} (Chalhoub et al., 2017). During the daytime, the surface temperature of the roof is higher than that of the surrounding air. To consider these atmospheric conditions, the stability correction factors for momentum and heat transfers respectively ψ_m and ψ_h are introduced (see Supplementary data S.2 for more details on the equations involved in the calculation of these constants).

Due to the available validated data, the ET estimates by EB were calculated from July 2011 to July 2014, at hourly and daily time steps.

VIII.2.2.3. Evapotranspiration chamber

Another method used is the evapotranspiration chamber, which measures the absolute air humidity change in enclosed boundaries. The chamber, presented in Fig. S.4, is a transparent box made of polymethyl methacrylate (PMMA) with a surface area of 1 m², a height of 0.3 m and, a metal frame. It was instrumented with an open path gas analyser (LI-7500, LI-COR Biosciences) to measure the absolute humidity. Two fans were placed diagonally inside at the top and bottom to ensure air mixing inside the chamber. ET is calculated by the following formulation(Grau, 1995; Loustau et al., 1991):

$$ET = 10^{-3} L_e h_{ch} \frac{\Delta \rho_v}{\Delta t} \quad (\text{VIII.3})$$

with L_e , the latent heat of evaporation, equals to 2.45 (MJ kg⁻¹), ρ_v the absolute humidity (in g.m⁻³), h_{ch} the height of the chamber (m) and t the time (s).

Measurements were manually carried out on all roof plots each month throughout 2013 from the morning (between 7 am and 9 am) to the evening (between 6 pm and 10pm), allowing daily ET cycle estimation for the days of measurement. Night-time ET is generally low and here it is assumed to be zero; this hypothesis has been verified during one night of measurements.

VIII.3. Results

VIII.3.1. Estimated evapotranspirations

VIII.3.1.1. Water balance

Figure VIII-2 illustrates the estimated daily ETs on the different plots for the six (6) years of processed data. Only 49-55% of non-rainy days depending on the plot (SE3Y: 55%, SE15Y: 47%, GE15Y: 51%, GI15Y: 49% and NE3Y: 54%) were validated and used for ET estimation. These data represent a significant part of the total measuring period in the summer (38% to 42%) and spring (29% to 40%) seasons but are more limited in the autumn (1 to 15%) and winter (12 to 19%) where few days are rainless.

Annual ET dynamics are illustrated with the 90% quantile of daily ET values which ranges from 0.8 mm to 3 mm, depending on the plot, in spring and summer, and presents low values (0.4 mm to 0.8) in winter and autumn. The assessed ETs are significantly lower than the potential evapotranspiration of grass (PET MF, Figure VIII-2f) evaluated by the Meteo-France formula (Vannier and Braud, 2012) which is the data generally used in France for the study (models, ET estimations) of these structures.

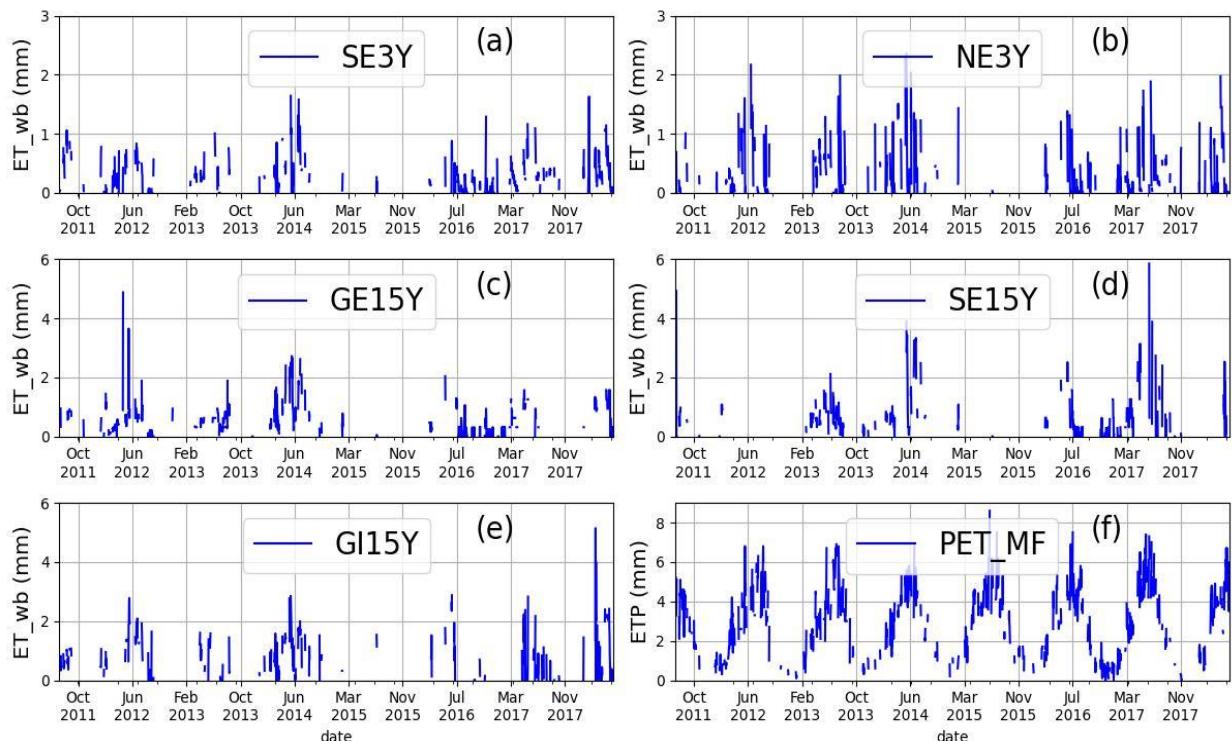


Figure VIII-2 : Daily ET estimated by water balance for the different roof plots. PET_MF refers to the potential evapotranspiration for grass calculated with the Meteo-France formula.

VIII.3.1.2. Energy balance

The daily ETs estimated by EB method are shown in Figure VIII-3. For these three years (1097 days) of processed data, only 22 to 62% of the days depending on the plot (SE3Y: 44%, NE3Y: 62%, SE15Y: 39%, GE15Y: 22% and, GI15Y: 22%) were validated and used for the estimations. The daily and seasonal dynamics of ET are illustrated, with the 90% quantile of daily values ranging from 1 to 3.9 mm per day depending on the plots. ET can reach 4 to 5 mm per day under optimal conditions. At hourly intervals the 90% values are between 0.1 to 0.37 mm/h with maximum values reaching 0.3 to 0.65 mm/h in spring and summer between 12:00 and 13:00 (UT). The ET values for all plots remain lower than the potential ET of Meteo-France (PET MF, with average values of 2 mm/day, 4.6 mm/day for 90% quantile).

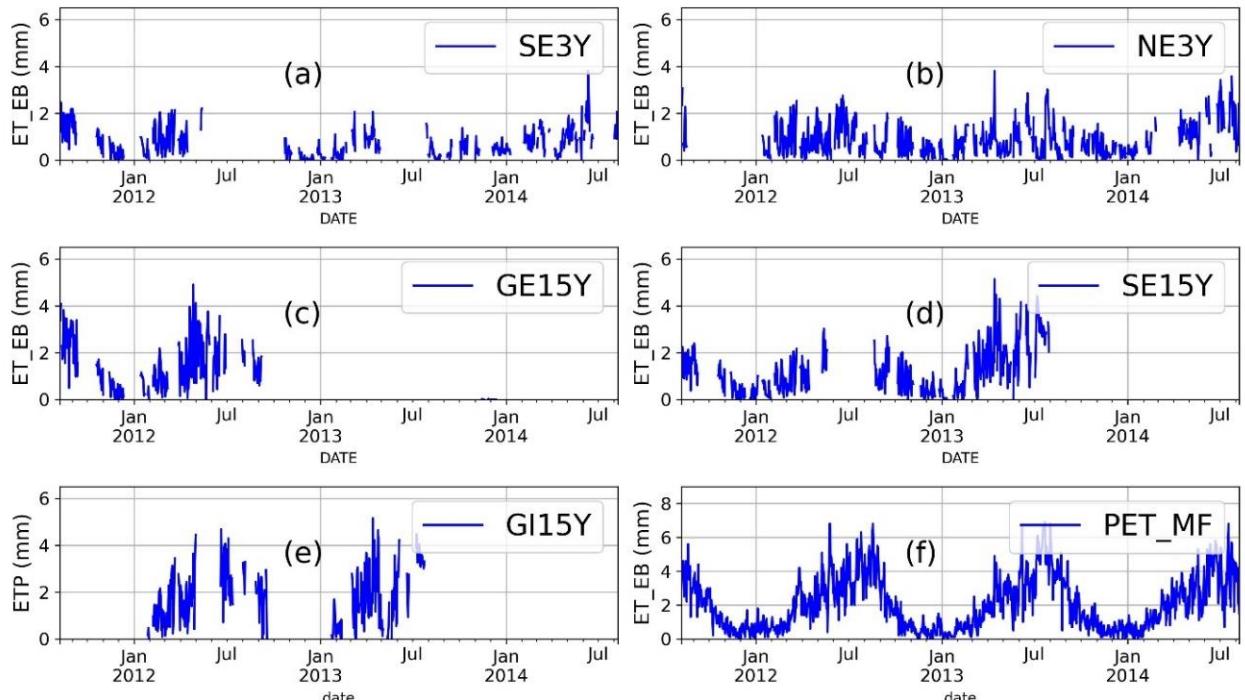


Figure VIII-3 : Daily ET obtained by energy balance for the roof plots. PET_MF refers to the potential evapotranspiration for grass calculated with the Meteo-France formula.

VIII.3.1.3. Evapotranspiration chamber

A 12-days series (a to h, within period 2013-2014) of ET measurements on the five GR plots with the Ch system is shown in Fig. 3. ET values range from 0.03 to 5.75 mm/d and the differences between the measurements conducted each day (Figure VIII-4a, b, d; e; f, g, h) are mainly explained by seasonal and specific daily conditions. The winter measurements in December (Figure VIII-4g) for example showed low values compared to other observation days conducted in other seasons more favourable for ET.

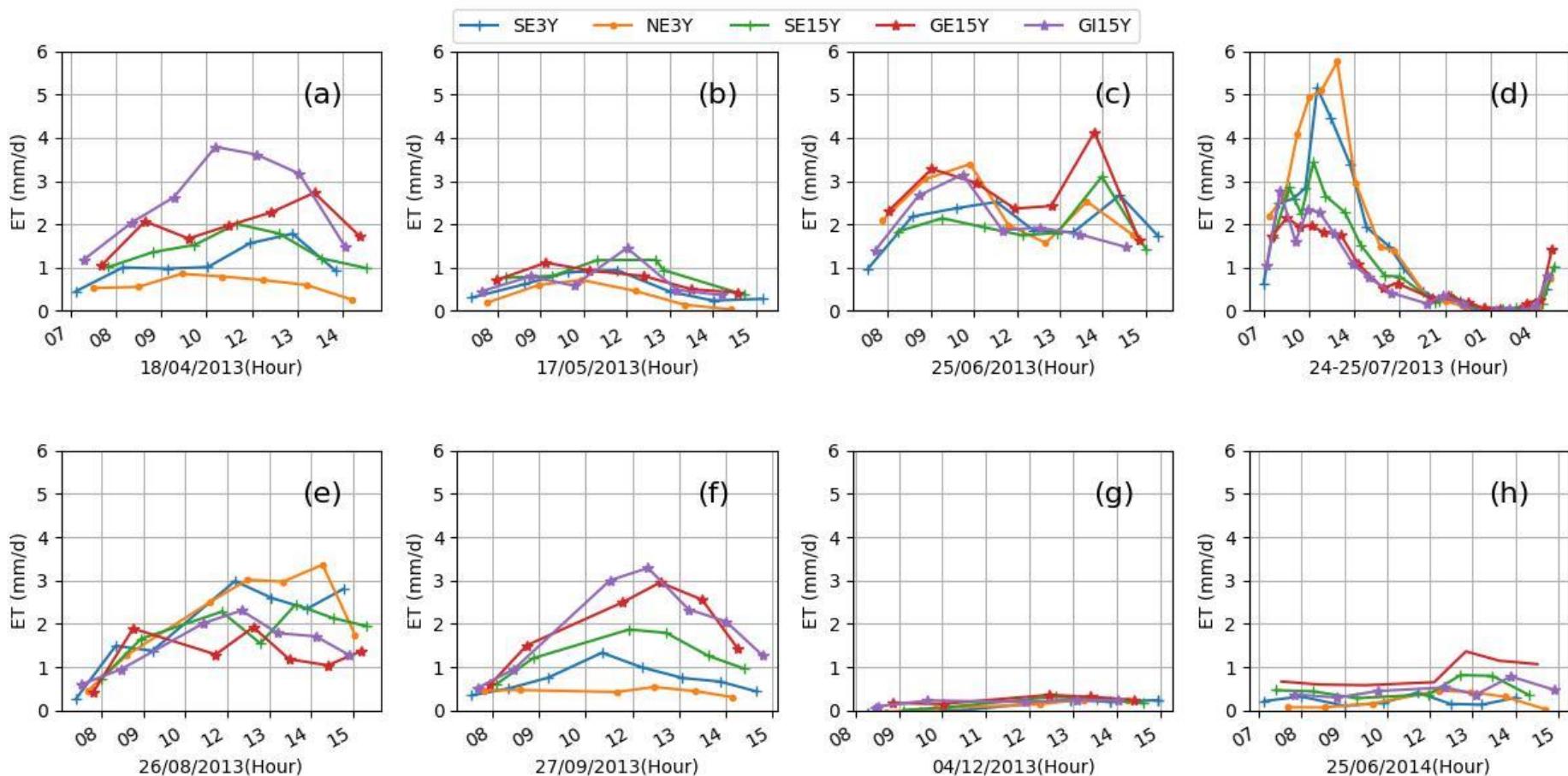


Figure VIII-4 : Evapotranspiration measurements with the evapotranspiration chamber. Each Fig. represents a day of on-set measurements. Exceptionally in Fig. (d), measurements have been made between 8 am (24/07/2013) and 8 am (25/07/2013).

Figure VIII-4d, the high ETs values are specific to that day (and exceptional for SE3Y and NE3Y plots) and can be explained by the early morning rainfall (3 :00 AM) which provided a wetter roof and therefore favoured a higher ET.

VIII.3.2. Comparison of the different methods

The daily ET values estimated by the WB and Ch methods are compared in Figure VIII-5. Measurements conducted on plots reveal a quantitative agreement between the measurements. However, measurements taken on plots SE15Y on June 25, 2013, and GI15Y on June 25, 2014, demonstrate significantly higher ET values in the WB than in the Ch.

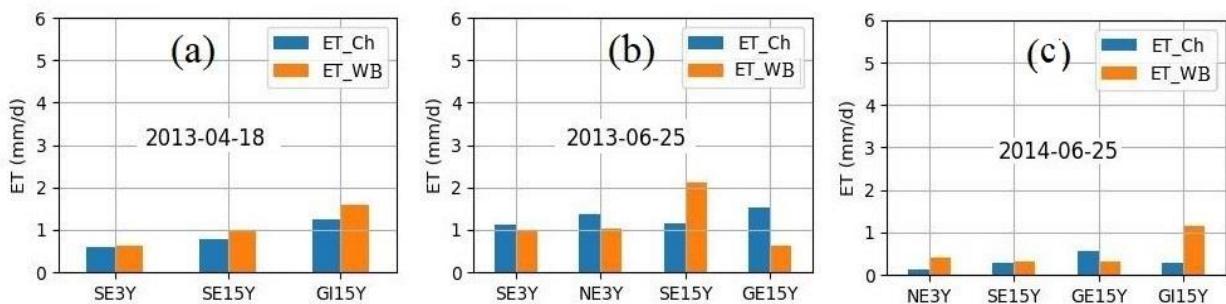


Figure VIII-5 : Comparison of daily ET values by water balance (WB) and Ch (Ch) methods.

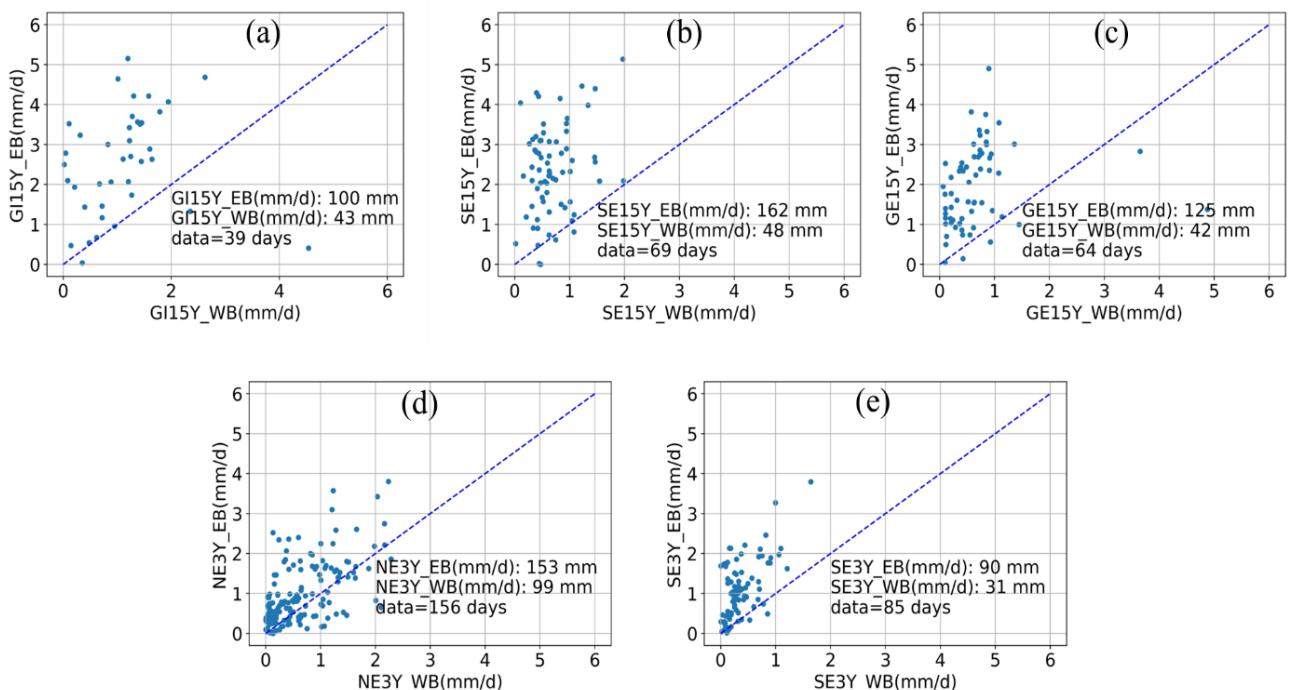


Figure VIII-6 : Comparison of daily ET evaluated by the energy balance (EB) and by the water balance (WB). Note that the blue line represents $X = Y$.

The daily ET estimates by WB and EB methods are represented as scatter plots in Figure VIII-6. The two data sets have a common period range from 39 to 156 days depending on the plot and these common periods represent more summer and spring seasons. During winter and autumn, the differences between the two estimates are small due to the low values, while during summer and spring they are significative. The correlations between the two assessments are not satisfactory and the EB estimates are systematically and significantly much higher than the WB ones.

Finally, the common data between the two ET methods of EB and Ch are presented for 18 April and 24 July 2013 (Figure VIII-7). Energy balance ETs are systematically higher than those of the Ch and differences are large for most plots (1.6 to 3 times). The hourly dynamics between both methods are similar with maximum values observed between 11:00 and 13:00 UT. Moreover, both estimates are rather well correlated (correlation coefficients between 0.78 and 0.96).

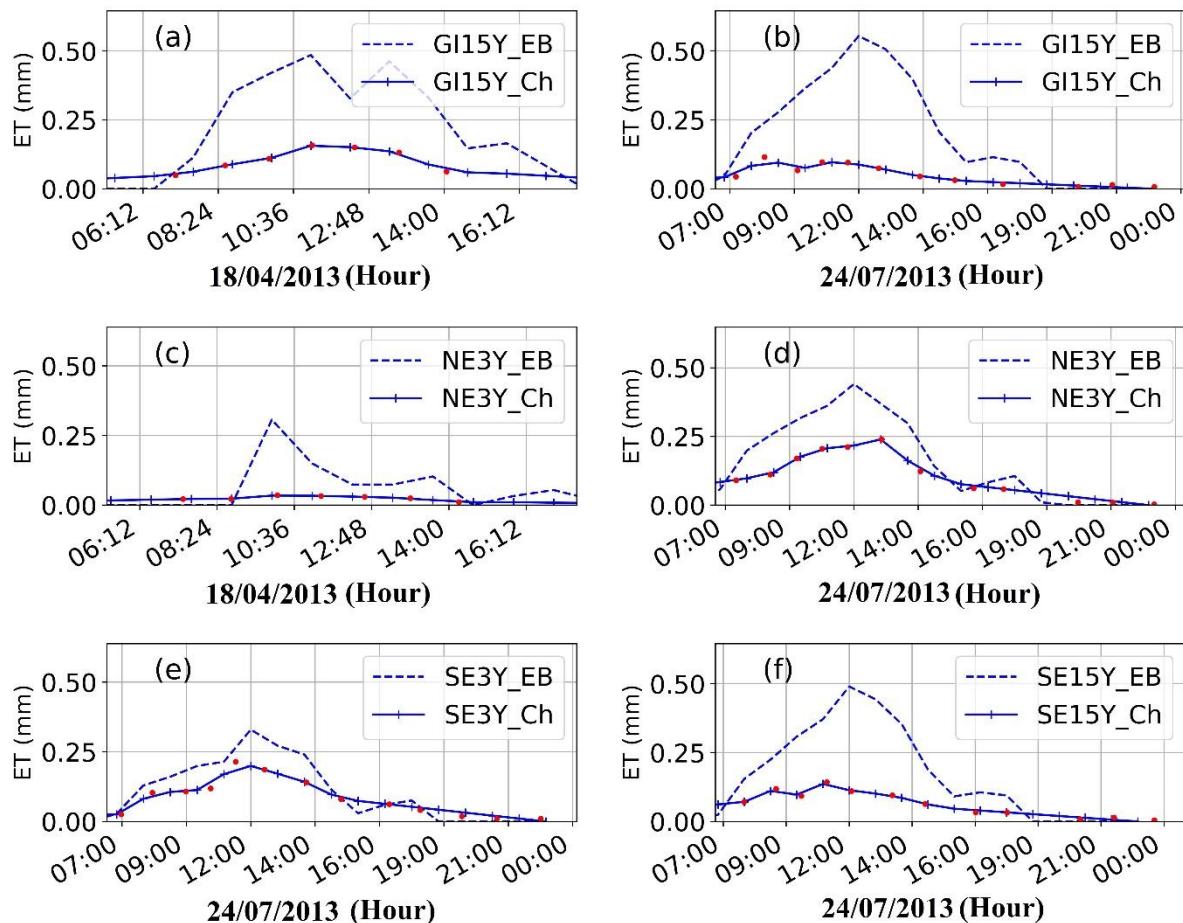


Figure VIII-7 : Evapotranspiration chamber (Ch) measurements compared to the energy balance (EB) estimates. Red dots represent the non-continuous measurement points with the evapotranspiration chamber.

ET estimations from surface EB provide high values compared to the other methods of WB and Ch. The ETs of the Ch and the WB are quite in the same order of magnitude. These differences could be attributable to the methods accuracy and, the uncertainties associated with the measurements of the different variables in each of the methods; lines of thought on these differences are given in the discussion section. Nevertheless, all these estimated values remain lower than the potential ET: based on common data between measurement series and the potential ET series, the cumulated chamber ET represents only 20 to 25% of the cumulated potential ET, cumulated WB ET represents 10 to 30% of the cumulated potential ET and, EB 54 to 88%.

VIII.4. Discussion

VIII.4.1. Methods uncertainties

Considering the daily and seasonal dynamics as well as the range of ET values, the evaluated ET values based on the WB and EB methods are in agreement with the ET literature on green roofs (Cascone et al., 2019; Ebrahimian et al., 2019; Jahanfar et al., 2018; Marasco et al., 2015). However, differences remain between the approaches, which are supposed to provide the same ET values.

For the WB method, during rainy days, the water storage variations in the substrate are no longer representative of the total water storage variations in all the roof system. Water interception by the vegetation and, water storage in the bottom due to slope defaults on the roof resulting in puddles at the waterproofing surface become important. A comparison of the total water stocks (equal to cumulative rainfall minus cumulative drainage) and the measured water stocks in the substrate during rainfall events is presented in Fig S.13. For all plots, the total storage is always significantly higher than the water variations in the roof substrate (15% for bared substrate and 81%, 65%, 67% and 69% for respectively the SE3Y, GE15Y, SE15Y and, GI15 plots in terms of total cumulus). These underestimations of the total water storage explain the important overestimation of ET during rainy days and a particular focus in this study on non-rainy days. It has to be added that this supplementary storage which is not measured, does also dry leading to an underestimation of ET fluxes with the WB method, especially during the dry days following rain events.

Focusing on non-rainy days, the substrate water content becomes the main variable for ET estimate. The number of water content sensors working fine can be different at the beginning and at the end of a day according to equation (2). Tables S.7 and S.8 indicate that these

variations have only a minor statistical impact on the evaluation of ET, as the primary determinants identified through the analysis remain consistent.

The coarse nature of green roof substrates may pose an issue because water content sensors are not always designed to perform optimally in this type of substrate (Kargas et al., 2013). First, a potential bias exists for sensors that are close to the surface or to the bottom of the substrate layer and whose measurement volume may extend beyond the substrate layer. A boundary effect due to the measurement taking in a volume of air or drainage layer could possibly induce an underestimation of water content (Fardel, 2019). Furthermore, the calibration process between the measured voltage and water content is an important aspect that could potentially contribute to the bias in the ET calculation (Bouzouidja et al., 2018; Kanso et al., 2020). Fig. S.8 presents a comparison of ET values for the different plots, which were evaluated using both on-site and manufacturer calibrations (Supplementary data, Fig. S1 for calibration laws). The differences between the two evaluation sets are significant between 29 and 39% in terms of total ETs depending on the plot.

ET values measured by the Ch (between 0.00 to 0.24 mm/h) are consistent with those reported in the green roof literature, including those of Marasco et al. (2014) (between 0.02 mm/h and 0.64 mm/h), Hamel et al., (2015) and, Castellanos diaz (2022) (between 0.0 mm/h and 0.7 mm/h). (Marasco et al., 2014) found that systematic errors lead to lower ET values of the Ch when compared to a weighing device (mass balance) in the laboratory. In the non- urban environment, Simpson et al. (2019) also found that for ET measurements in Artic wetlands in summer, the Ch method strongly underestimates ET fluxes measured by the Eddy covariance method and that the Ch performance is influenced by local micro-meteorological conditions e.g., wind speed inside the Ch can be affected by the air mixer and this wind speed could have an effect on ET.

While the EB approach allows for an assessment of the hourly ET flux dynamics, it is constrained by the complexity of the evaluation of its different components (Castellanos diaz, 2022): net radiation with the role of albedo and global radiation, sensible heat flux with approximation on aerodynamic resistance (h_{veg} , d , Z_{om} , Z_{oh} and Z_0 , ψ_{oh} et ψ_{0m}) and temperature gradient above roof surface and, to the substrate heat flux evaluation. Numerous parameters are then involved (Table S6 in the supplementary data), which makes it difficult to assess the uncertainty. However, in this case, the overestimation of the ETs compared to the other methods could mainly come from the sensible heat and substrate fluxes calculation, the evaluation of net radiation is less uncertain in the sense that it relies on measurements of albedo

in each of the studied plots and corrected by direct measurements of radiation in the SE3Z plot. Also, when the vegetation height (assumed constant here, 0.12 mm) decreases, the sensible heat flux is reduced and therefore the ET increases indirectly (Fig. S.11). In terms of cumulus, the ET of SE3Y plot varies from 149 mm to 69 mm (for 85 no-rainy days in common periods) for a sedum height of 0.01 m and 0.3 m, respectively, i.e., a 54% decrease of ET. The measured leaf surface temperature, used in our study, is another limitation; a more accurate sensible heat flux calculation could be achieved by considering the vegetation growth and cover rate. An alternative method which is used to avoid the sensitive heat flux assessment (and thus the aerodynamic resistance calculation) is the Bowen ratio approach. This latest method of computing the surface energy balance requires measurements of temperature and humidity at two different heights (surface and at a height above the canopy). For future experiments, this method is an option for measuring the ET on the different plots. Another factor contributing to the error in the energy balance calculation is the estimation of substrate heat flux. The current formulation (Equation 5) relies on surface temperature measurements, but an alternative approach using Fourier's equation requires temperature measurements at different depths within the substrate. However, the lack of available data on thermal conductivity, a crucial parameter for the Fourier formulation, prevented its use in this study (Vera et al., 2018).

In view of the above, the assessment of ET from observations on green roofs at full-scale is subject to multiple sources of uncertainties in the results. The mentioned uncertainties of the WB could explain the small differences observed with the chamber ET. It is suggested that the EB equation is more uncertain than the other two methods due to the multitude of variables and parameters involved. Also, ignoring the vegetation growth stage and considering the constant height raised ET values in EB method. The WB method only accounts for ET from water in substrates, not factors like leaf drying, puddles, and morning dew. These factors have contributed to an increased difference in ET values between the EB method and WB method when comparing no-rainy days.

The experimental set-up could be further improved by incorporating measurements of vegetation height and cover, along with other measurements of surface temperature (T_s), to better consider the variability of the plot. This will lead to improved estimations of sensible heat flux and substrate heat flux across all roof plots. Automated Ch system may provide more reliable comparison between the different methods.

VIII.4.2. Determinants of evapotranspiration

The impacts of different roof configurations on ET can be assessed from these estimated ETs (Table S.2 and S.3 in the supplementary material). The first factor for all three methods is the thickness of the substrate. Differences are observed between the SE15Y and SE3Y plots at hourly time step (Ch measurements, Fig. 3a and f), and more significant at daily time steps or even by cumulating the common periods. In comparison of the two substrates, the substrate I, which is more organic, results in higher ET rates over common cumulative periods. This demonstrates an increase of 24% with the WB method and 11% with the EB method. The cumulative values for the Ch are the opposite, where the substrate E evapo-transpires a little more than the substrate-I (+9% on 8 daily measurements). In terms of cumulative values, the eight Ch measurements lack significance. Upon observing the conducted measurements points (Fig. 3.a, and to a lesser extent Fig. 3f and h), it becomes apparent that the more organic substrate (GI15Y) may enhance ET.

Cumulatively, for all study periods of the different methods, ET of the bare substrate plot was more important than vegetated plot (+16%, +30% and +3% respectively for WB, EB and Ch). Concerning the effect of the vegetation type, it is not significant for the WB estimation (+9% in terms of cumulus for SE15Y with sedum compared to GE15Y with grasses). Both other methods show a positive impact of grasses, +27% and +11% for the EB and Ch methods respectively. Under the UK climatic conditions (in a greenhouse), Kemp et al. (2019) showed that grasses such as Stachys and Salvia with 15 cm of peat-based compost (substrate organic matter 75%, and water-holding capacity 60%) evaporate more (up to 72% water retention due to ET) than commonly used species such as sedums (46% retention due to ET). However, Poë et al. (2015) found no significant differences in ET between sedum and meadow flowers in their laboratory experiments using extensive green roofs with low organic content (2.3-3.8% and water-holding capacity 35-41%) and a substrate depth of 8 cm under the same UK climate. This suggests that the type of vegetation is not the only determining factor, and that under certain conditions (such as with more organic substrates with a higher water holding capacity), other species can promote higher ET and be encouraged in green roof engineering.

An accurate illustration of the impact of different configurations on ET can be achieved by zooming in on a dry and hot summer period immediately following a rain event (11 to 24 June 2014) using the WB method (Figure VIII-8). Initially, the bare substrate NE3Y exhibits higher ET than the vegetated setup SE3Y for the first three days after the rain event (37 mm rainfall depth). Later on, the vegetated configuration surpasses the bare substrate in ET due to

available water in the substrate. The presence of vegetation adds resistance to ET, while bare soil is only subject to substrate resistance. Consequently, when both surfaces have sufficient water, the bare substrate shows higher ET. The cumulative ET value over the dry period is 7.2 mm for both 3 cm plots (SE3Y and NE3Y). Similarly, Poë et al. (2015), for dry spring and summer days, found higher initial ET rates for bare substrates compared to sedum or meadow flower plots. It takes 10-15 days in spring or 1-6 days in summer for bare plot ET to significantly decrease compared to vegetated plots.

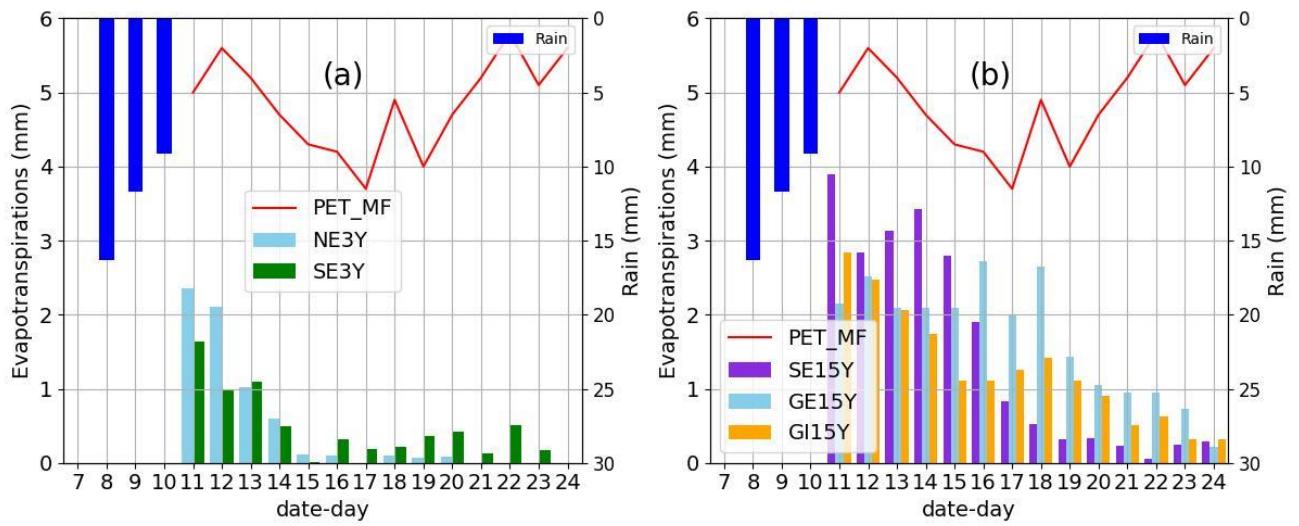


Figure VIII-8 : Daily evapotranspiration of the different plots after a rain event estimated by water balance (11 to 24 June 2014). Rainfall is added (blue bars), as the variation of potential evapotranspiration (PET_MF).

The ET of the 15 cm plots are shown in Figure VIII-8b: the cumulative ET values for the SE15Y, GE15Y and GI15Y plots are 20.8 mm, 23.6 mm and, 17.8 mm respectively. Sedum and grass plots differ from each other: grasses have a lower ET than sedum at the beginning of the period (June 11) when the substrate is hydrated (water content of $0.2 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ to $0.35 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ depending on the plots, see Figure S.9 in supplementary data), but a higher ET than sedum starting from the seventh day after the rainfall.

In this study, grasses generally have higher ET compared to sedums cumulatively for the study periods using the EB and Ch methods. The contrasting outcomes observed using the WB method over a long time (2011-2018) were attributed to the limited resilience of grasses compared to sedums over time. During the dry period (Fig. 8b, 11 to 24 June 2014), vegetation becomes a significant factor. The sedums species have been reported to shift their metabolisms from the C3 (a mechanism of carbon fixation by plants during the photosynthesis) to the CAM (Crassulacean acid metabolism) as an adaptation to water stress conditions. This shift in Sedum mechanisms occurs at soil water contents around $0.12 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ (D'Arco et al., 2018). In this

study, water content in the substrate (see Figure VIII-8 and Figure S.9) stabilizes in the sedum SE15Y substrate ($\sim 0.14 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) from June 18, 2014, but decreases further in the grass GE15Y substrates down to $0.09 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ on June 24, 2014. This change in water content between 18 and 24 June represents a water loss of about 6.3 mm for the grasses (against 1.7 mm for sedums). Over the years, the grass plots were regularly yellowed during the experimental summers (Fig. S.10), which led to the relative mortality of some of the plants. Such physiological evolutions explain why the sedum plots transpire equally or even more than the grasses plots over the entire study period (2011-2018) considering water balance method.

VIII.5. Conclusion

VIII.5.1. Conclusion de article

The daily evapotranspiration (ET) values for energy balance (EB) method are notably higher than those for water balance (WB), with cumulative values for common periods exceeding double that of WB. However, on days with both EB and chamber (Ch) ET measurements available, strong correlation suggests similar hourly dynamics. Additionally, the Ch and WB methods yield acceptable differences in ET values for some days with common measurements.

The WB and Ch methods are more suitable for estimating ET due to fewer variables and parameters, which reduces uncertainty compared to the EB method. The ET chamber used in this study has limitations, making it time-consuming and labor-intensive. Thus, the WB method is a more practical alternative. However, during the days following rainfall events, the accuracy of ET estimation diminishes with the WB method. In such situations, the chamber (Ch) method may provide more reliable ET estimations.

In addition, the study found that despite differences in ET estimates, the methods used led to similar conclusions on factors affecting ET in green roof plots. Substrate thickness was the most significant factor, while substrate type also demonstrated an impact on the observed ET. A 3 cm thick substrate had notable ET, regardless of vegetation. Vegetation's impact is noticeable in 15cm substrates, with grasses showing higher ET than sedums, but maintaining proper grass conditions (e.g., irrigation) during dry periods is vital, whereas sedums tend to be more favourable in long-term observations. The study's data can be used to develop a physics-based model for better long-term analysis of ET dynamics and drivers on green roofs.

- Funding

This work was supported by multiple entities including the Cerema (Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement), the OPUR Programme (Observatoire d'hydrologie urbaine en Île-de-France, FRANCE) and its partners.

- CRediT authorship contribution statement

Ahmeda Assann Ouédraogo: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Writing – Original draft and, Visualization. Emmanuel Berthier: Conceptualization, Methodology, Investigation and, Supervision. David Ramier: Conceptualization, Resource, investigation and, Data curation. Tan Yanlin: Methodology, Formal analysis and, visualization. Marie-Christine Gromaire: Conceptualization, Methodology and, Supervision.

- Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper. Data availability Data will be made available on request. Appendix A. Supplementary data Supplementary data to this article can be found online at:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166135>.

- Supplementary material: Net Radiation calculation

Net radiation (Q^*) is evaluated as in Allen et al. (1998):

$$Q^* = (1 - \alpha_s)S^* + L_{at} - L_{sol} \quad (\text{VIII.10})$$

here S^* is the measured incoming solar radiation ($\text{MJ m}^{-2}\text{h}^{-1}$) and α_s the albedo. Net longwave radiation ($R_l = L_{at} - L_{sol}$, $\text{MJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$) is calculated with the following equation:

$$R_l = \sigma \left(\frac{T_{\max}^4 + T_{\min}^4}{2} \right) (0.34 - 0.14\sqrt{e_a}) \left(1.34 \cdot \frac{S^*}{R_{s_0}} - 0.355 \right) \quad (\text{VIII.12})$$

where σ is Stefan-Boltzmann constant ($4.903 \cdot 10^{-9} \text{ MJ K}^{-4} \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), T_{\max} and T_{\min} are respectively the maximum absolute temperature (K) and the minimum absolute temperature (K) of air during the hour, S^*/R_{s_0} the relative shortwave radiation (limited to ≤ 1.0), R_G the incoming solar radiation ($\text{MJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$), R_{s_0} the clear-sky radiation ($\text{MJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$) evaluated as:

$$R_{so} = (0.75 + 2 \cdot 10^{-5}z) R_a \quad (\text{VIII.13})$$

with z is site elevation above sea level m and R_a the extraterrestrial radiation. e_a , the actual vapour pressure (kPa) is calculated with the following equation:

$$e_a = \frac{H_r}{100} \cdot 0.6108 e^{\frac{17.27T_a}{T_a + 237.3}} \quad (\text{VIII.14})$$

where T_a and H_r are the means hourly air temperature ($^{\circ}\text{C}$) and relative humidity respectively.

- Supplementary material: Unstable atmospheric constants calculation

The determination of the stability correction factors for momentum (ψ_{0h}) and heat (ψ_{0m}) transfers is based on the articles by Liu et al. (2007) and Yang et al. (2001). The determination of these constants necessitates the assessment of the bulk Richardson number (R_{iB}):

$$R_{iB} = \left(\frac{g}{T_a u^2} \right) (T_a - T_s)(z_{ref} - d) \quad (\text{VIII.15})$$

where T_a and T_s are air and surface temperatures respectively in $^{\circ}\text{C}$, u the wind speed (m/s), z_{ref} , d and g are respectively the height (m) of the air temperature and wind measures, the zero-plane displacement (m) and the gravitational acceleration (m/s 2). The stability correction factors is computed as:

$$\begin{aligned} \psi_{0m} &= 2 \ln \left(\left(\frac{1+x}{1+x_0} \right) + \ln \left(\frac{1+x^2}{1+x_0^2} \right) - 2 \tan^{-1}(x) \right. \\ &\quad \left. + 2 \tan^{-1}(x_0) \right) \end{aligned} \quad (\text{VIII.16})$$

$$\psi_{0h} = 2 \ln \left(\frac{1+y}{1+y_0} \right) \quad (\text{VIII.17})$$

$$\text{with } = (1 - 16\zeta)^{1/4}, x_0 = \left(1 - 16\zeta \frac{z_{0m}}{z_{ref}-d} \right)^{1/4}, y = (1 - 16\zeta)^{1/2},$$

$y_0 = \left(1 - 16\zeta \frac{z_{0h}}{z_{ref}-d} \right)^{1/2}$. In the equations A.7 and A.8, ζ is a stability parameter computed as:

$$\zeta = \frac{R_{iB} \left(\frac{\left(\ln \left(\frac{z_{ref} - d}{z_{om}} \right) \right)^2}{\ln \left(\frac{z_{ref} - d}{z_{oh}} \right)} \right) \left(\frac{z_{ref} - d}{(z_{ref} - d) - z_{om}} \right)}{1 - 2 R_{iB} \left(\frac{\frac{1 - z_{om}}{z_{ref} - d}}{\frac{1 - z_{oh}}{z_{ref} - d}} \right) p_i} \quad (\text{VIII.18})$$

with $p \approx \sum C_{i,j,k} (\ln(-R_{iB}))_i \ln \left(\ln \left(\frac{z_{ref}-d}{z_{om}} \right) \right)_j \ln \left(\ln \left(\frac{z_{ref}-d}{z_{oh}} \right) \right)_k$, where i, j, , k from 0 to 2 and $C_{i,j,k}$ are coefficients that depend on profile functions described in Yang et al. (2001)

for $c_{000}, c_{100}, c_{010}, c_{001}, c_{110}, c_{011}, c_{101}, c_{200}, c_{020}$, and c_{002} respectively -0.172, -0.027, 0.622, 0.837, 0.127, 0.377, -0.122, 0.014, -0.134 and -0.296.

- Supplementary material: Figures

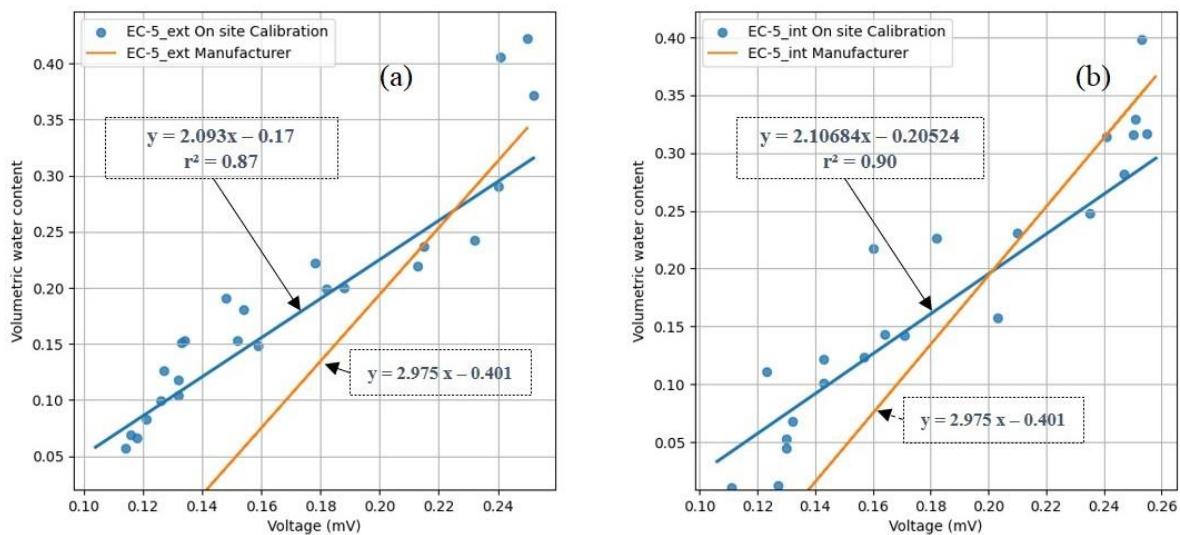


Figure S.1a: Calibration curves for volumetric water content sensors. Symbols "int" and "ext" refer to alternative and typical substrates respectively. On-site calibrations were carried out for each type of substrate.

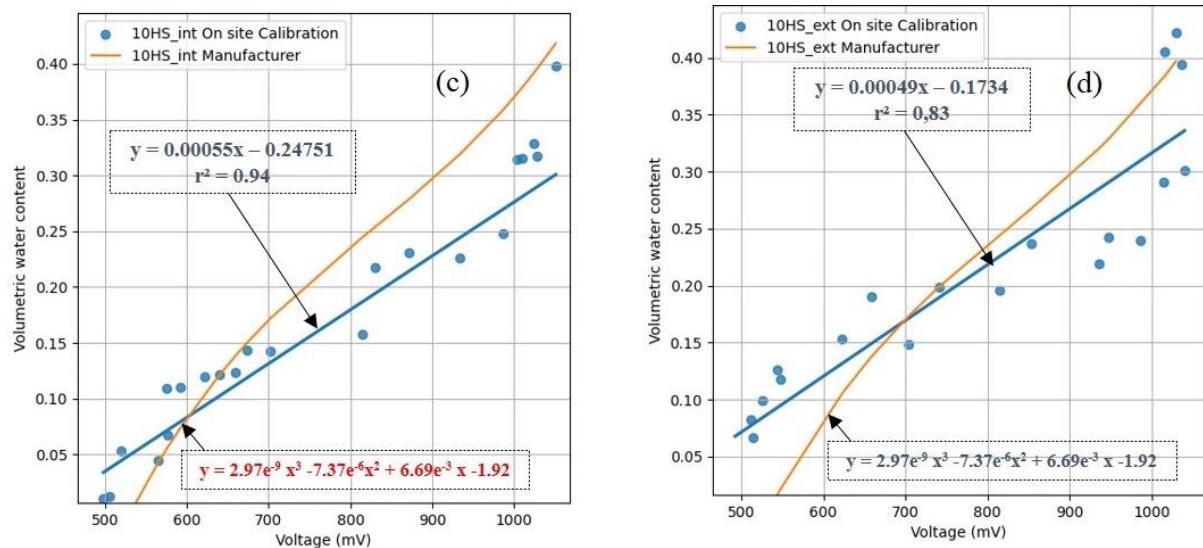


Figure S.1b: Calibration curves for volumetric water content sensors. Symbols "int" and "ext" refer to alternative and typical substrates respectively. On-site calibrations were carried out for each type of substrate.

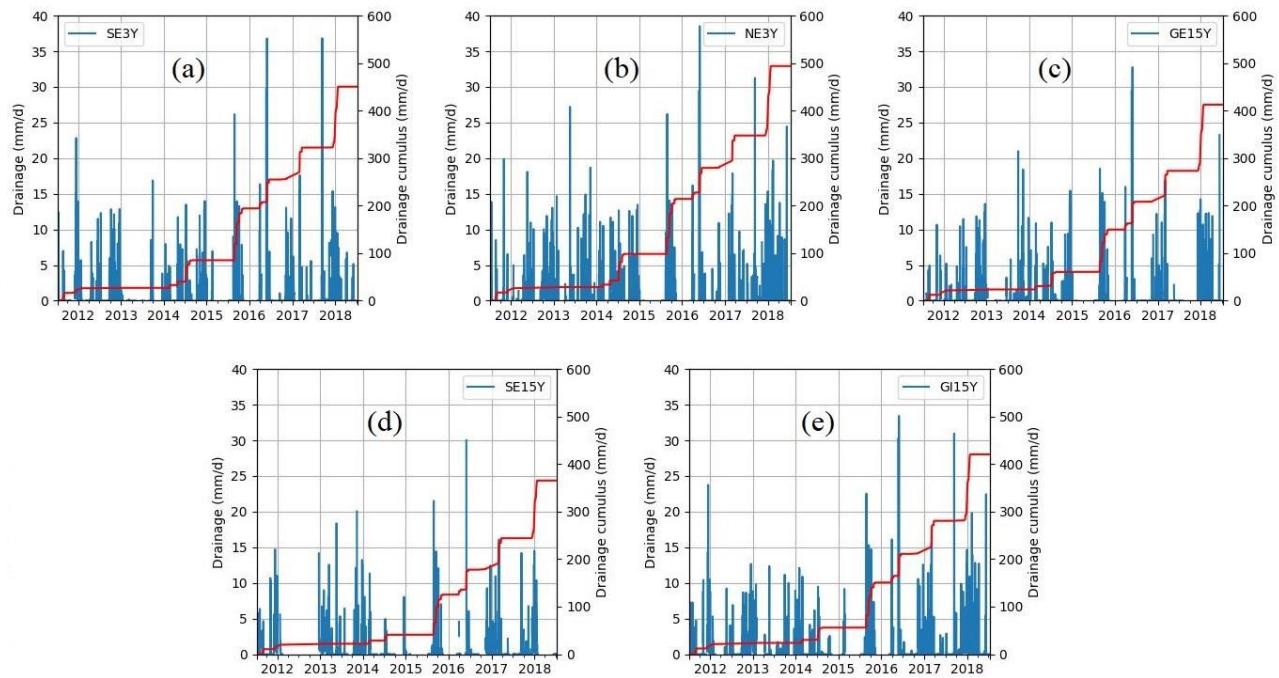


Figure S.2: Daily drainage measured on the site for the different configurations. The cumulative curves shown in red are based on a common number of days (604) for all plots.

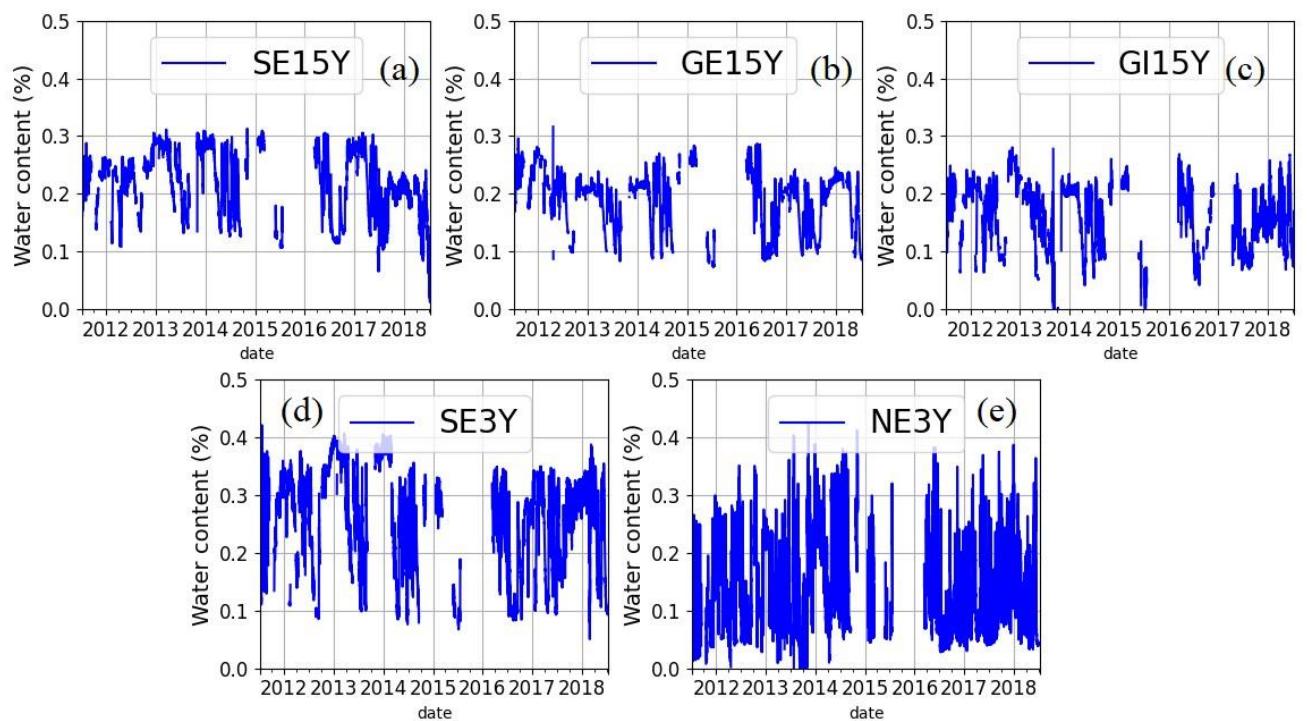


Figure S.3: Weighted average water content data (30 minutes intervals) for the different plots.



Figure S.4: Evapotranspiration chamber developed at CEREMA. The letters are defined as follows: A for Absolute humidity measure; B and F for respectively indoor and outdoor temperature sensors; C for net radiation sensor; D: PMMA enclosure and, E for the fan (Sabre et al., 2015).

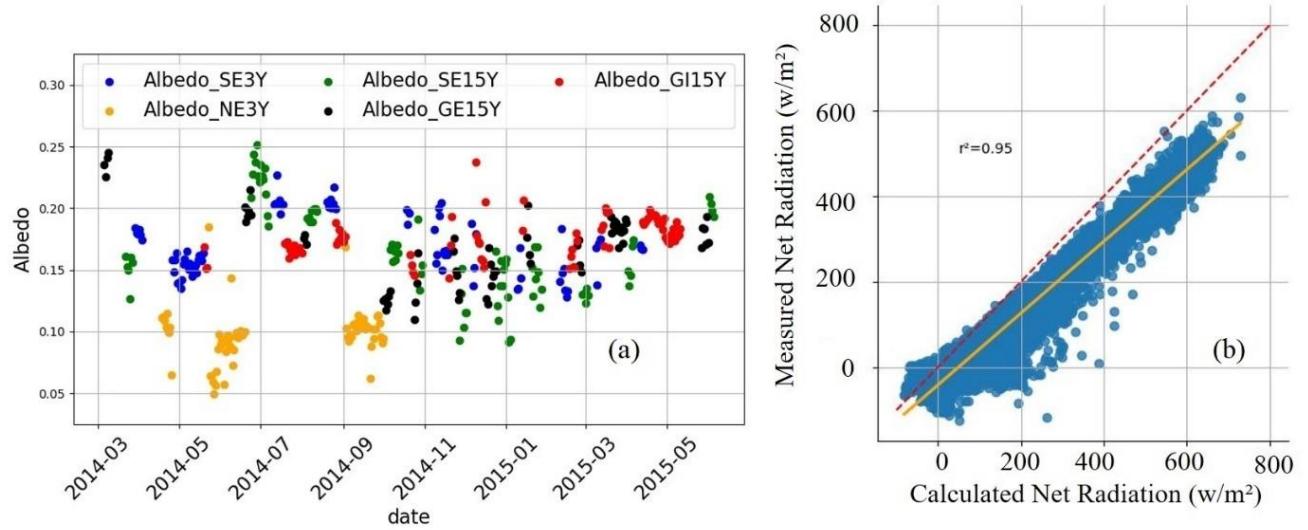


Figure S.5: Net radiation assessments of the different plots. Figure (a) shows a comparison between the theoretical net radiation and the measured net radiation of the SE3Z plot. The red dashed line refers to the $y = x$ and the yellow line represents the regression line ($y = 0.84 x - 41.21$). Figure (b) illustrates the collected albedo measurements on the different plots.

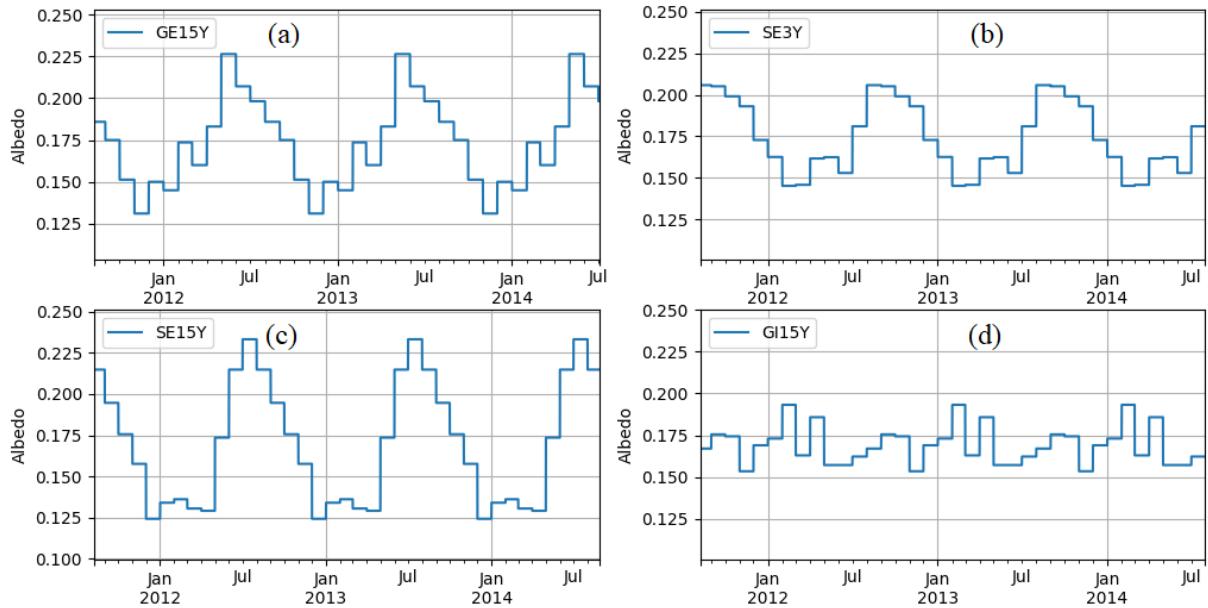


Figure S.6: Annual albedo data used for the net radiation assessment. Figures a, b, c and d respectively indicate the GE15Y, SE3Y, SE15Y and GI15Y plots. The NE3Y albedo was assumed to be constant at 0.185 due to small variation in the daily albedo.

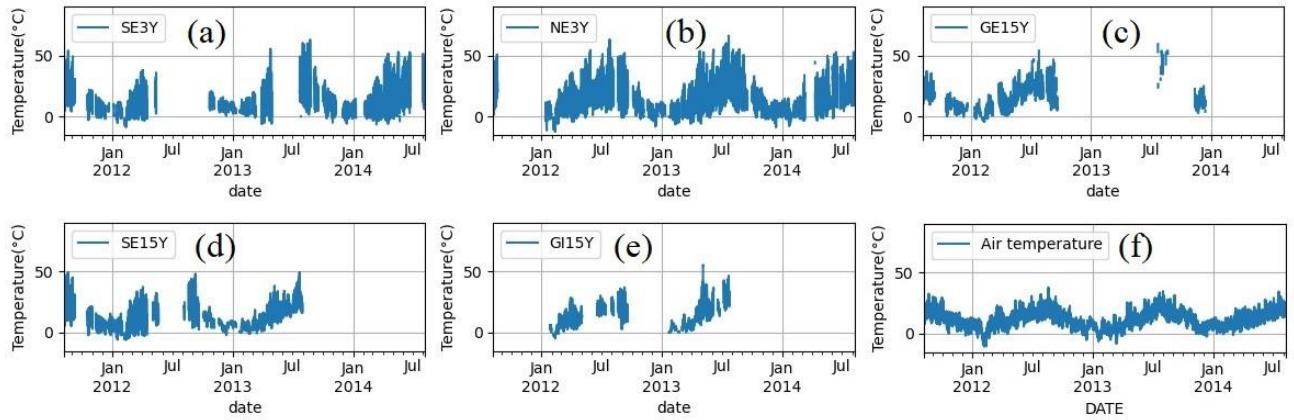


Figure S.7: Hourly surface temperatures for the different plots and the air temperature is added in f

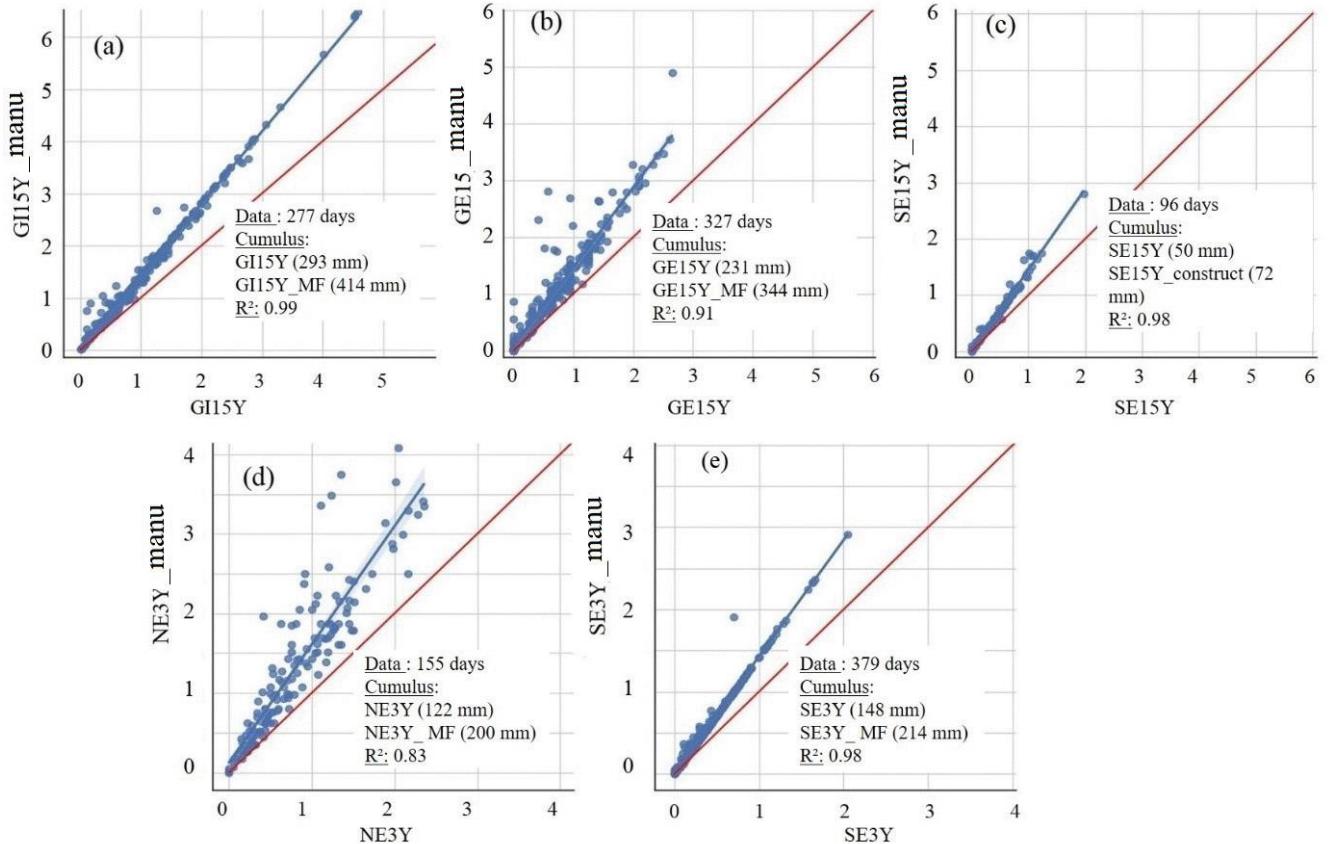


Figure S.8: Daily evapotranspiration from the different plots by the water balance method and with two different calibrations of the water content sensors: the manufacturer's calibration (_manu) and the performed-on site calibration used in this article.

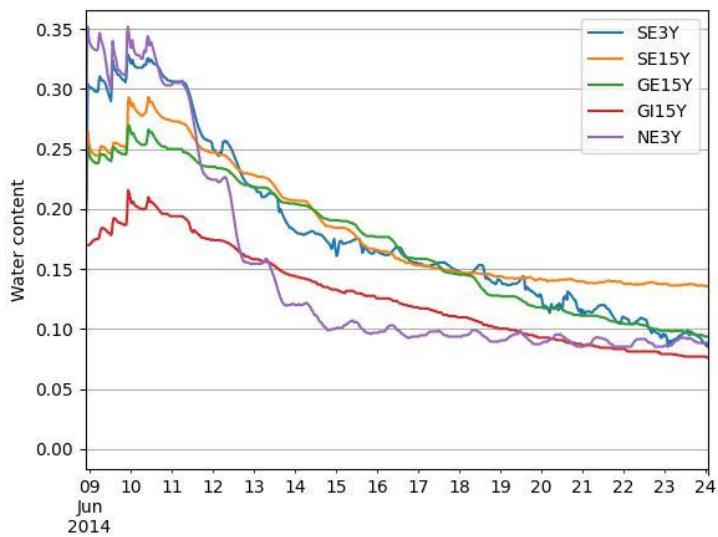


Figure S.9: Hourly water content variations in the different plots after a rain event.



Figure S.10: Illustration of vegetation for various configurations of green roofs on June 25, 2014. Symbols S, G, E, Y, I and N refer to Sedum, Grasses, Typical Substrate, Expanded Polystyrene Drainage, Alternative Substrate and Bare substrate respectively.

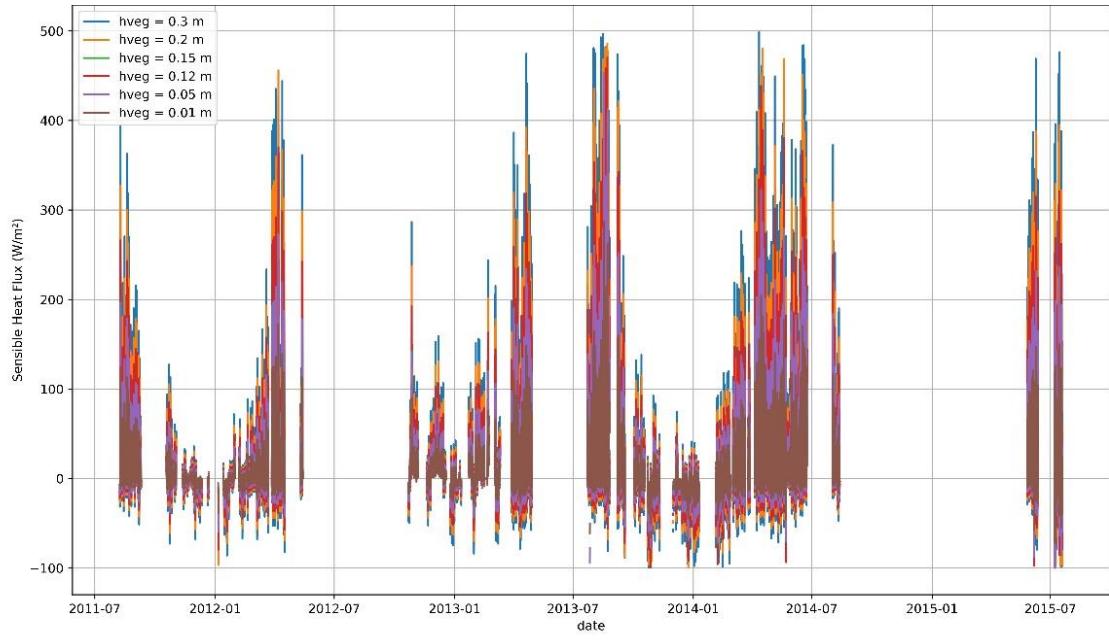


Figure S.11: Sensible heat flux as a function of different vegetation heights.

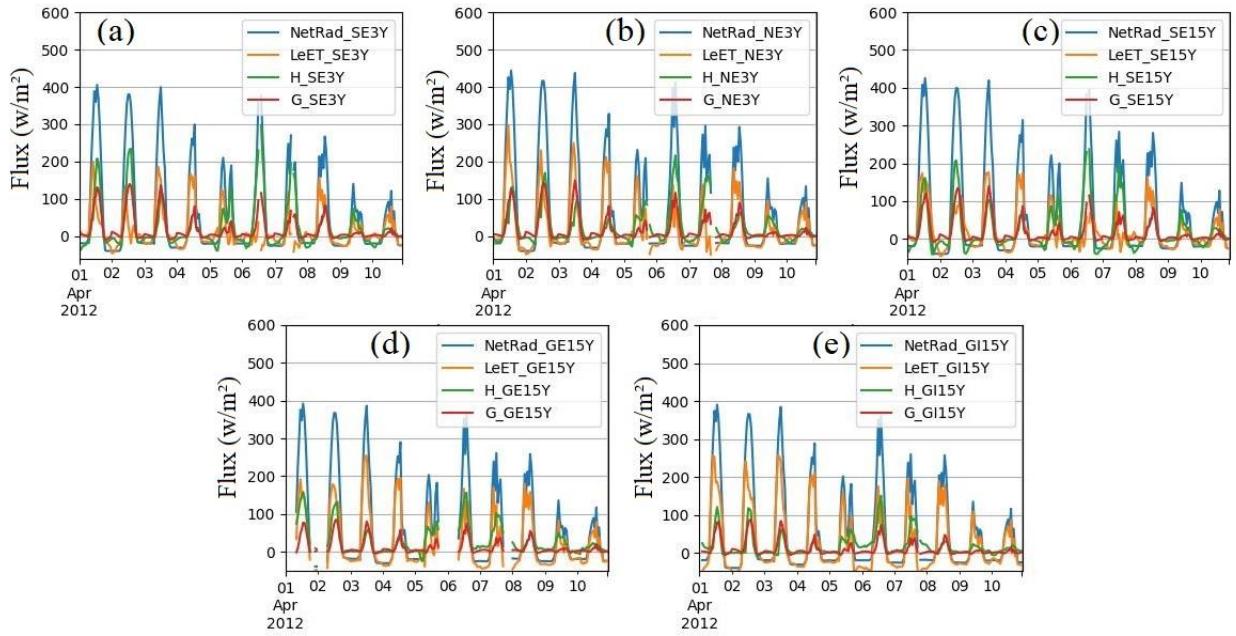


Figure S.12: Energy balance Components of the different plots for a specific period. NetRad, LeET, H and G respectively refer to net radiation, latent heat, sensible heat and substrate heat flux.

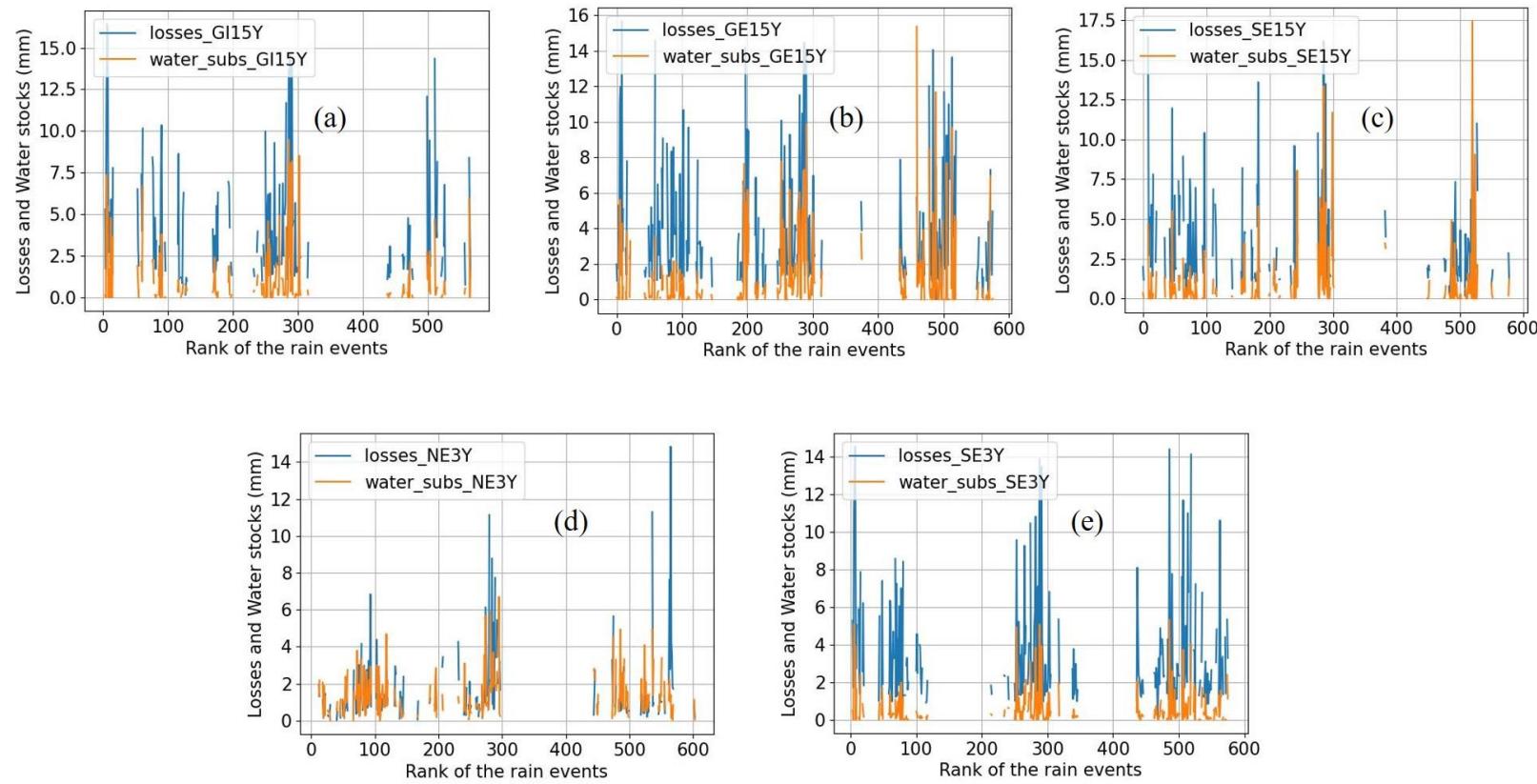


Figure S.13: A comparison between total stock variations, here called losses (Rain - Runoff) and water stock variations in the substrates of the different compartments of the roof during rain events. The rainfall events were determined by considering the following elements: i) rainfall and discharge data at 3 min intervals; ii) a threshold rainfall intensity of 2 mm/h; iii) an end-of-event test duration of 60 min; iv) a minimum rainfall height before end of event of 1 mm. Note that the event duration is defined as the start of the rain and the end of the drainage (Berthier, 1999)

- Supplementary material: Tables

Table S-1: Green roof sensors and their characteristics.

Sensor type, model (brand, country)	Variable measured (time step)	Location to the top of the substrate	Date of acquisitions
Rain gauge (Précis-Mécanique, France)	Rainfall data (At each tipping)	1.5 above the vegetation	08/08/11 to 13/08/2018
Tipping bucket (Cerema, France)	Drainage (At each tipping)	-	08/08/11 to 13/08/2018
Capacitive sensors, EC-5 (Decagon, USA)	Water content (1min)	If 15 cm substrate: - 2.5 cm, - 7.5 cm, - 12.5 cm; if 3 cm substrate: - 1.5 cm	08/08/11 to 13/08/2018
Capacitive sensors HS10 (Decagon, USA)	Water content(1min)	5 cm, - 10 cm	08/08/11 to 13/08/2018
Precision probe Mechanical then CS215 (Vaisala, Finland)	Air temperature and relative humidity (1min)	2 m au above the vegetation	08/08/11 (changed at 26/04/2012) to 13/08/2014
Anemometer - wind vane Accurate- Mechanical then wind monitor 05103 (Young, USA)	Wind speed and direction (1min)		08/08/11 to 13/08/2018
Thermocouple type T (Cerema, France)	vegetation, substrate and, waterproofing temperatures (1min)	if 3 cm substrate: 0, - 2, - 5, - 7 cm; if 15 cm substrate: 0, -2, -17, -19 cm	08/08/11 to 13/08/2018
NRLite (Kipp & Zonen, Netherlands)	Net radiation (1min)	1 m above SE3Z.	08/08/11 to 13/08/2018

Table S.2: Effect of the substrate on evapotranspiration based on the dry periods for the water balance (i.e., no rain) from July 2011 to July 2018, on energy balance from August 2011 to August 2014 and on Chamber systems (one-off measures each month in 2013). EB, WB and Ch refer to ETs assessed by energy balance, water balance and the chamber system, respectively. Symbols S, G, E, I, Y refer to sedum, grasses, typical substrate, alternative substrates and, expanded polystyrene drainage respectively. 15 and 3 indicate the thickness of the substrate in cm.

Determinants			Common data of the compared plots in days		Daily ET (mm/d) (Descriptive statistics)															ETs cumulus on common days (mm)			
					Mean			Standard deviation			Quantile 90			Quantile Q50			Maximum						
			WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch
Substrate thickness	SE15Y	Summer	145	36	4	0.86	1.67	0.92	0.96	0.65	0.43	2.1	2.3	-	0.6	1.6	-	5.9	3.3	1.22	124	60	3.68
		Spring	103	54	2	0.91	1.76	0.62	0.75	1.12	0.22	1.9	3.1	-	0.6	1.4	-	4	5.1	0.77	94	95	1.24
		Fall	39	84	2	0.14	0.51	0.38	0.24	0.4	0.42	0.6	1.1	-	0.0	0.4	-	0.8	1.7	0.67	6	43	0.76
		Winter	49	108	-	0.38	0.63	-	0.38	0.57	-	1	1.5	-	0.3	0.5	-	1.3	2.4	-	19	69	-
		Total	336	282	8	0.72	0.94	0.71	0.82	0.86	0.41	1.9	2.2	-	0.5	0.7	-	5.8	5.1	1.22	243	266	5.7
	SE3Y	Summer	145	36	4	0.31	1.5	0.98	0.3	0.5	0.55	0.7	2	-	0.3	1.6	-	1.6	2.5	1.45	45	54	3.91
		Spring	103	54	2	0.32	1	0.44	0.25	0.5	0.21	0.6	1.6	-	1	-	1.7	2.2	0.58	33	50	0.87	
		Fall	39	84	2	0.21	0.33	0.22	0.35	0.36	0.21	0.4	1	-	0.1	0.2	-	1.7	1.3	0.38	8	28	0.45
		Winter	49	108	-	0.11	0.62	-	0.13	0.59	-	0.3	1.6	-	0.1	0.4	-	0.6	2.1	-	6	67	-
		Total	336	282	8	0.3	0.7	0.65	0.3	0.6	0.52	0.6	1.7	-	0.2	0.5	-	1.7	2.5	1.45	92	200	5.3
Substrate type	GE15Y	Summer	133	18	4	0.6	1.6	0.95	0.6	0.6	0.42	1.4	2.3	-	0.6	1.5	-	2.7	2.8	1.52	86	28	3.79
		Spring	100	33	2	1.1	2	0.76	0.8	1.57	0.43	2	3.9	-	0.9	1.6	-	3.7	5	1.06	105	63	1.52
		Fall	13	0.0	2	0.2	-	0.54	0.3	-	0.54	0.4	-	-	0.0	-	-	1	-	0.93	2.5	-	1.09
		Winter	27	33	-	0.4	0.83	-	0.3	0.7	-	0.7	1.6	-	0.4	0.7	-	1.4	2.1	-	11	27	-
		Total	273	84	8	0.8	1.4	0.8	0.6	1.2	0.42	1.5	3	-	0.6	1.2	-	3.7	5	1.52	205	118	6.4
	GI15Y	Summer	133	18	4	0.8	2.4	0.78	0.9	0.8	0.35	1.8	3.4	-	0.6	2.4	-	5.5	4.1	1.12	108	43	3.11
		Spring	100	33	2	1.4	1.8	0.82	1.1	1.02	0.61	2.7	2.9	-	1.3	1.8	-	6	4.4	1.25	141	60	1.64
		Fall	13	0	2	0.5	-	0.53	0.5	-	0.57	1	-	-	0.2	-	-	1.5	-	0.94	6	-	1.06
		Winter	27	33	-	0.5	0.9	-	0.3	0.6	-	1	1.8	-	0.5	0.8	-	1.4	2.1	-	15	30	-
		Total	273	84	8	1	1.5	0.73	1	1.01	0.41	2.1	3	-	0.8	1.5	-	5.9	4.4	1.25	270	132	5.8

Table S.3: Effect of the vegetation on evapotranspiration based on the dry periods for the water balance (i.e., no rain) from July 2011 to July 2018, on energy balance from August 2011 to August 2014 and on Chamber systems (one-off measures each month in 2013). EB, WB and Ch refer to ETs assessed by energy balance, water balance and the chamber system, respectively. Symbols S, G, E, Y refer to sedum, grasses, typical substrate and, expanded polystyrene drainage respectively. 15 and 3 indicate the thickness of the substrate in cm.

Determinants			Common data of the compared plots in days			Daily ET (mm/d) (Descriptive statistics)															ETs cumulus on common days (mm)		
						Mean			Standard deviation			Quantile 90			Quantile 50			Maximum					
			WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch	WB	EB	Ch
Vegetation type	SE15Y	Summer	136	50	4	0.76	1.3	1.22	0.95	0.56	0.43	1.84	2.12	-	0.44	1.39		5.62	2.5	1.22	103	66.8	3.68
		Spring	103	30	2	0.90	1.35	0.77	0.77	0.75	0.22	2.14	2.5	-	0.63	1.31		3.90	3.02	0.77	9	40.62	1.24
		Fall	25	43	2	0.16	0.54	0.67	0.24	0.44	0.42	0.63	1.1	-	0.00	0.48		0.71	1.67	0.67	4	23.09	0.76
		Winter	62	42	-	0.32	0.67	-	0.33	0.45	-	0.77	1.30	-	0.30	0.6		1.08	1.71	-	20	28.14	-
		Total	326	165	8	0.67	1	1.22	0.80	0.66	0.41	1.59	1.8	-	0.48	0.85		5.62	3.02	1.22	219.7	158.65	5.68
	GE15Y	Summer	136	50	4	0.65	2.1	1.52	0.53	0.9	0.42	1.41	3.4	-	0.63	2		2.62	4.1	1.52	88.8	105.8	3.79
		Spring	103	30	2	0.86	1.5	1.06	0.60	0.7	0.43	1.64	2.43	-	0.63	1.5		2.72	2.74	1.06	88.7	45.21	1.52
		Fall	25	42	2	0.18	0.6	0.93	0.26	0.50	0.54	0.60	1.4	-	0.00	0.5		0.94	1.7	0.93	4.6	26	1.09
		Winter	62	42	-	0.28	0.8	-	0.30	0.53	-	0.60	1.47	-	0.29	0.79		1.45	2.18	-	17.1	34	-
		Total	326	165	8	0.61	1.3	1.52	0.55	0.95	0.42	1.38	2.7	-	0.47	1.13		2.72	4.1	1.52	199	210	6.4
Presence/absence of vegetation	SE3Y	Summer	205	54	4	0.30	0.7	1.45	0.29	0.65	0.55	0.70	1.54	-	0.24	0.4		1.58	2.46	1.45	61	36.83	3.91
		Spring	163	96	2	0.39	1	0.58	0.32	0.59	0.21	0.75	1.74	-	0.31	1		2.05	3.27	0.58	63.8	94.24	0.87
		Fall	35	77	2	0.23	0.35	0.38	0.29	0.33	0.21	0.40	0.8	-	0.19	0.29		1.66	1.55	0.38	8.2	27.04	0.45
		Winter	36	134	-	0.23	0.64	-	0.19	0.54	-	0.43	1.45	-	0.20	0.46		0.78	2.13	-	8.2	85.13	-
		Total	439	361	8	0.32	0.67	1.45	0.30	0.6	0.52	0.71	1.51	-	0.25	0.51		2.05	3.27	1.45	141.2	243.23	5.23
	NE3Y	Summer	205	50	4	0.34	0.92	1.91	0.47	0.78	0.76	1.06	2.25	-	0.09	0.69		2.17	3.06	1.91	69.8	49.55	4.48
		Spring	163	96	2	0.46	0.98	0.32	0.54	0.66	0.09	1.20	1.75	-	0.19	0.89		2.36	3.8	0.32	74.4	93.62	0.52
		Fall	35	62	2	0.32	0.52	0.28	0.23	0.34	0.13	0.66	1.01	-	0.28	0.48		0.82	1.55	0.28	11.1	40.41	0.37
		Winter	36	124	-	0.39	0.65	-	0.38	0.58	-	0.98	1.59	-	0.27	0.47		1.43	2.34	-	14.2	87.73	-
		Total	439	332	8	0.39	0.75	1.91	0.48	0.62	0.69	1.08	1.64	-	0.16	0.6		2.36	3.8	1.91	169.1	271.32	5.36

Table S.4: Summary of the available water content data used for the estimation of evapotranspiration by water balance, over the study period, the total days is 2563 days.

Sensor type _name	Depth (m)	Percentage of valid data	Combined valid period
EC5_GE15Y	-2.5	39%	1794 days (70%)
HS10_GE15Y	-5	8%	
EC5_GE15Y	-7.5	21%	
HS10_GE15Y	-10	5%	
EC5_GE15Y	-12.5	69%	
EC5_SE15Y	-2.5	27%	1019 days (71%)
HS10_SE15Y	-5	9%	
EC5_SE15Y	-7.5	36%	
HS10_SE15Y	-10	13%	
EC5_SE15Y	-12.5	70%	
EC5_NE3Y	-1.5	72%	1922 days (72%)
	-1.5	69%	
EC5 GI15Y	-2.5	27%	1537days (60%)
HS10_GI15Y	-5	14%	
EC5_GI15Y	-7.5	56%	
HS10_GI15Y	-10	5%	
EC5_GI15Y	-12.5	34%	
EC5_SE3Y	-1.5	59%	1845days (72%)
	-1.5	53%	

Table S.5: Summary of the available data used for the estimation of evapotranspiration by energy balance (in hour). Over the study period (2013-2014), the total hours are 61104.

Name	Surface temperature	Wind speed	Net radiation	Air temperature
GE15Y	7055 (12%)	54278 (89%)	53465 (87%)	61104 (100%)
SE15Y	7039 (12%)			
NE3Y	31714 (52%)			
GI15Y	11401 (19%)			
SE3Y	10881 (18%)			

Table S.6: Parameters and variables summary for estimating Evapotranspiration. P , D , and, θ respectively refer to the rainfall, the drainage and the water content measured in the substrate. ρ_v the absolute humidity. R_n , H , G and α are respectively the net radiation, the sensible heat flux, the substrate heat flux and the albedo. h_{veg} is vegetation height, d the zero-plane displacement, Z_{om} and Z_{oh} are respectively the aerodynamic roughness lengths for momentum and heat transfers. Z_o is the surface roughness for bared soil, the stability correction factors for momentum and heat transfers are respectively ψ_{om} and ψ_{oh} . A and B are parameters which are related to the daily range of surface temperature ΔTs .

	Energy balance			Water balance	Chamber method
	H	R_n	G		
Measured Variables	T_s and T_a	α , T_a , H_r and R_G	T_s	P , D and θ	ρ_v
Involved Parameters	h_{veg} , d , Z_{om} , Z_{oh} and Z_o , ψ_{oh} et ψ_{om}	-	A and B	-	-

Table S.7: Comparison of different configurations based on water content sensor availability between July 2011 and July 2018, with 'nb_used' denoting the method considering all valid sensors, and 'nb' denoting the same number of sensors for the water content variable at the beginning and end of the day.

Configuration	SE15Y	GE15Y	GI15Y	SE3Y	NE3Y
N Number valid days (2011-2018) nb/nb_used	364/450	451/501	296/383	460	522

Table S.8: Effect of Substrate and Vegetation on Evapotranspiration during dry periods (no rain) from July 2011 to July 2018, with the water content variable at the beginning and end of the day involving the same number of sensors. Symbols S, G, E, Y, I and N refer to Sedum, Grasses, Typical Substrate, Expanded Polystyrene Drainage, Alternative Substrate and Bare substrate respectively. The numbers 15 and 3 indicate the substrate thickness in centimetres.

	Substrate thickness		Substrate type		Vegetation type		Presence/absence of vegetation	
Plots	SE3Y	SE15Y	GI15Y	GE15Y	SE15Y	GE15Y	NE3Y	NE3Y
Common valid days	267		227		271		394	
Cumulus values (mm)	82	217	262	186	210	189	155	124

FIN DE L'ARTICLE

VIII.5.2. Conclusion du chapitre

Dans ce travail, nous avons effectué sur une analyse comparative de différentes méthodes d'estimation de l'ET sur des toitures végétalisées expérimentales. Voici les principaux enseignements que l'on peut tirer de l'étude :

- Comparaison des méthodes :

La méthode d'évaluation de l'ET par bilan énergétique de surface donne des valeurs d'ET nettement plus élevées que celles obtenues par les méthodes du bilan en eau et de la chambre. Les écarts observés sont particulièrement significatifs entre les méthodes de bilan en eau et de bilan d'énergie, atteignant jusqu'à 2 à 3 fois dans les valeurs cumulatives pour des périodes identiques.

- Corrélation entre les méthodes :

Malgré les écarts de valeurs obtenus, l'ET mesurée par la chambre (Ch) présente une dynamique horaire comparable à celle du bilan énergétique, et ses valeurs journalières sont comparables à celles estimées par le bilan hydrique (WB). Cette cohérence suggère que, bien que différentes en termes de valeurs absolues, les méthodes capturent des tendances identiques sur différents pas de temps.

- Comparaison avec l'ET Potentielle :

Dans le cas des toitures végétalisées extensives étudiées ici, les valeurs d'ET évaluées par les trois méthodes restent systématiquement inférieures aux estimations potentielles d'ET calculées à l'aide de la formule de Penman-Monteith.

- Incertitude et pratique des méthodes d'estimation de l'ET :

La méthode par bilan d'énergie, par l'estimation du flux de chaleur sensible (H), est associée à une plus grande incertitude avec une complexité associée aux nombres de paramètres. Le WB, bien que plus pratique, montre ses limites après des événements pluvieux, à cause de la difficulté à tenir compte de l'eau interceptée par la végétation ou temporairement retenue sous forme de flaques d'eau à la base des dispositifs des toitures végétalisées. La méthode de la chambre, bien que laborieuse, pourrait offrir une estimation plus fiable de l'ET dans de telles situations.

- Facteurs influant sur l'ET :

L'épaisseur du substrat est le facteur le plus déterminant pour l'ET des toitures végétalisées, mettant en avant l'importance du volume d'eau stocké par le substrat. Le type de végétation joue également un rôle, avec des graminées, qui, lorsque bien entretenues, donnent des valeurs d'ET supérieures à celles des sédums dans des substrats épais (15 cm). La composition du substrat, notamment sa teneur en matière organique, est également un facteur favorable à l'ET.

Ces résultats soulignent l'importance de bien choisir la méthode d'estimation de l'ET la plus adaptée au contexte spécifique et aux objectifs de recherche. Cette étude offre des perspectives pour la conception de la gestion des toitures végétalisées, en vue d'optimiser leur contribution à la gestion durable à la source des eaux pluviales urbaines et à l'amélioration du microclimat urbain.

Troisième Partie :

Modélisation de l'évapotranspiration issue de solutions fondées sur la nature pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines

Chapitre IX. Analyse de sensibilité et évaluation d'un modèle hydrologique à base physique pour la simulation de l'évapotranspiration

IX.1. Introduction

IX.1.1. Introduction du chapitre

Les sections précédentes ont établi une base solide pour comprendre la physique du processus d'ET dans le cadre des solutions fondées sur la nature pour la gestion des eaux pluviales (SfN). Dans cette première phase de la modélisation, l'objectif est de se concentrer sur l'analyse de la sensibilité de l'ET simulée des SfN aux paramètres de modélisation. Cette analyse de sensibilité globale approfondie du modèle est appliquée sur quatre configurations de la toiture végétalisée et une configuration parmi les lysimètres pilotes des jardins de pluie, présentés précédemment, comme SfN cibles. Cette partie vise deux objectifs principaux :

- Réaliser une analyse de sensibilité globale pour quantifier l'effet des incertitudes des paramètres d'entrée du modèle étudié sur les ET simulées ;
- Formuler des recommandations concernant les stratégies de calibration et d'évaluation du modèle. L'évaluation du modèle a été réalisée en considérant un critère statistique, lequel permet de considérer le biais, la corrélation, ainsi que la variabilité entre les observations et les simulations.

L'ensemble des simulations pour l'analyse de sensibilité et l'évaluation du modèle ont été conduites en continu, à pas de temps de 5 minutes, sur la période d'octobre 2012 à octobre 2014 pour les toitures végétalisées et de février 2017 à février 2018 pour le jardin de pluie. À l'instar des parties précédentes, ce travail, présenté en détail ci-dessous, est rédigée sous la forme d'un article scientifique soumis au Journal Environmental Modelling & Software.

DEBUT DE L'ARTICLE

Modelling evapotranspiration (ET) in green stormwater infrastructures (GSI): sensitivity analysis and calibration of a hydrological model for evaluating its ET scheme

Ahmeda Assann Ouédraogo^{1*}, Emmanuel Berthier¹, Jérémie Sage¹, Marie-Christine Gromaire

¹ Equipe TEAM, Centre d'Etudes et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et Aménagement (Cerema), 12 rue Teisserenc de Bort, F 78190 Trappes, France

² Leesu, Ecole des Ponts, Université Paris Est Creteil, F 77455 Marne-la-Vallée, France

* ahmeda.ouedraogo@cerema.fr

IX.1.2. Introduction of the article

Urbanisation has multiple consequences, including heightened demand for natural resources and increased environmental concerns against the backdrop of climate change issues (Ferreira et al., 2021). To ensure urban sustainability, the cities of tomorrow must strive to reduce their environmental footprint and enhance the quality of life for their inhabitants. The adoption of nature-based solutions (NBS) can help reach these objectives (Seddon et al., 2021). A major challenge for these cities is the sustainable management of urban stormwater, which entails restoration of hydrological functions altered by urbanisation thanks to the reintroduction of vegetated areas into the urban landscape (Jato-Espino et al., 2022).

To achieve sustainable urban drainage, NBS are employed to enhance the infiltration and evapotranspiration (ET) of water through Green Stormwater Infrastructures (GSI), including green roofs, rain gardens, infiltration trenches, or rain trees (Mabrouk et al., 2023). This alternative approach, serves as a complement to traditional stormwater management approaches, such as collectors, storage reservoirs, ponds, and networks, contributing to the reduction of drainage, prevention of floods, replenishment of groundwater, and cooling of urban environments. In particular scenarios where ground infiltration is limited, for instance due to geological contexts, these vegetated systems often largely rely on ET to deliver the expected benefits. In general, optimizing the hydrological functions of GSI, necessitates a design that prioritizes the enhancement of ET (Ouédraogo et al., 2023).

In urban areas, ET has historically received scant attention from hydrology and climatology researchers, making it one of the least understood terms in the water and energy balances (Ebrahimian et al., 2019). This lack of focus on ET was evident in previous studies, where some hydrological models neglected it (Berthier et al. 2006). This limited focus on ET may be partially due to certain primary studies downplaying its significance and the challenges of measuring it across diverse GSI settings (Ouédraogo et al., 2022). Recently, acknowledging the significance of ET in urban areas, numerous urban hydrological modelling tools have been refined to simulate hydrological processes, encompassing ET in GSI specifically (Hörnschemeyer et al., 2021). For instance, the widely used SWMM model permits the specification of ET as an input series and provides the option to estimate it utilising the

Hargreaves model. This approach takes into account only air temperature and solar radiation (Rossman, 2010b). Various studies (Feng and Burian, 2016; Hörschemeyer et al., 2023; Iffland et al., 2021; Mobilia et al., 2017) have enhanced the representation of vegetation and ET mechanisms within this model. These enhancements include mainly the consideration of shading effects, and vegetation heterogeneities. Such advancements have consistently demonstrated improvements in water balance simulations. Nonetheless, as highlighted by Kaykhosravi et al. (2018), Lisenbee et al. (2021) and, Pons et al. (2023), these hydrological models still exhibit constraints in accurately simulating water transfers within multi-layered systems and capturing vegetation-related processes, such as transpiration and interception, across various spatial and temporal dimensions.

In hydrological models, ET is typically represented by the concept of potential ET (PET), defined as the maximum potential for evaporation and transpiration under given climatic conditions (like shortly after rainfall, heavy dew, or irrigation). Potential ET models can be either physically based, requiring extensive input data (Monteith, 1965; Priestley and Taylor, 1972) or more simplified, using less data (Hargreaves and Allen, 2003; Oudin, 2004; Thornthwaite, 1948). The Penman-Monteith approach, considering vegetation parameters, is streamlined in the FAO-56 method (Allen et al., 1998), which uses a reference PET with a crop coefficient based on vegetation type. Alternative methods for reference PET estimation include the ASCE (ASCE-EWRI, 2005) and Meteo France (Vannier and Braud, 2012) methods.

The derivation of actual ET from PET varies with the model used, whether conceptual or physical, as noted by Zhao et al. (2013). Conceptual GSI models like GIFMOD by Massoudieh et al. (2017) and Aquacycle by Mitchell et al. (2001), typically include functions that consider water availability but do not offer a fine description of the substrate moisture profile. In contrast, physically-based models prioritize soil water flow dynamics, often involve a numerical resolution of Richards equation. Urban hydrological models typically simulate transpiration through water stress functions, as illustrated by the work of Feddes (1978) and Van Genuchten (1987). This approach is evident in models such as UHE by Berthier et al. (2006), URBS by Rodriguez et al. (2005), MARIE by Robineau et al. (2022) and HYDRUS by Simunek et al. (1998). An alternative approach involves parameterising surface canopy resistance to reflect vegetation behaviour under water stress, a method used in the SUES model by Grimmond and Oke (1991). Evaporation from the soil or interception layer is typically calculated based on PET, with potential adjustments for available water, whether at the soil surface or within the vegetation's interception capacity.

Despite their incorporation into GSI hydrological models, ET schemes have not yet subject to specific evaluations. This oversight is significant, given to the limited comprehensive diagnostic efforts, including detailed sensitivity and calibration analyses, tailored for ET schemes. Such evaluations are essential, especially considering that ET parameters are often set based on assumptions on vegetation type rather than an analysis of their actual impact on model performance, which varies with vegetation type. The lack of rigorous examination of ET schemes is further exacerbated by several challenges: the diverse nature of GSI systems, which complicates the standardization of ET evaluation methods; the scarcity of extended, detailed datasets that capture the dynamics of ET over time; and the limited availability of accurate ET estimation data. Together, these factors hinder the ability to accurately parameterize and assess the effectiveness of ET schemes in hydrological models, underscoring the need for focused research efforts to bridge these gaps.

The objective of this study is to analyse the ability of a commonly used physically- and PET-based hydrological model to simulate ET from different GSI. Five experimental systems, representing green-roofs or rain garden configurations, are here considered. For each of them, a global sensitivity analysis of corresponding model setup is first performed to clarify the impact of the different input parameters on ET fluxes. Model calibration is later conducted based on long period observations available for the five GSI configurations. In each case, calibration is performed for different hydrological variables, allowing to point out the impact of calibration strategy on the range of plausible of model parameters and ET simulations. A comprehensive diagnosis is finally made on the simulation of ET across the different GSI using the model.

The experimental sites, corresponding data, the model under study, as well as the methodologies adopted for sensitivity analysis and calibration are first introduced. The results of sensitivity analysis and calibration are then examined from various sensitivity and performance metrics. The results are finally discussed, with a focus on their implications as to the strategy for the parameterization of ET schemes in hydrological models.

IX.2. Materials and methods

IX.2.1. Description of the experimental setup

The GSI systems under investigation in this study consist of: i) an experimental green roof (GR) located in the Paris region, specifically in the peri-urban area of Trappes; ii) a pilot lysimeter replicating the functioning of a typical rain garden (RG) without internal water

storage, located in a densely urban area at the “Museum National d’Histoire Naturale” in Paris (Table IX-1).

The four GR configurations, each covering an area of 35 m² (7 m by 5 m), were continuously monitored for hydrological variables, including drainage, rainfall, and water content, from 2012 to 2014. Additionally, the RG setup, spanned 1 m², was designed to accommodate four times the normal rainfall, and was monitored from February 2017 to February 2018. Throughout this period, data on rainfall, drainage, lysimeter’s mass were systematically recorded. Three types of vegetation were studies:

- Sedums with species such as Album, Sexangular, Reflexum, Kamchatikum, Spurim and Acre
- Grasses with the species of Festuca ovina, Festuca rubra, Dianthus carthusianorum, Poa pratensis and, Koeleria glauca
- Herbaceous plants referring to Carex sylvatica and Deschampsia cespitosa.

The complete description of these two GSI systems, as well as the data used, are detailed in Ouédraogo et al. (2022) and Ouédraogo et al. (2023).

Table IX-1 : Summary of the characteristics of the studied green stormwater infrastructures (GSI).

Type	Experimental green roof plots					Rain gardens pilots lysimeters
Studied period	10/ 2012 – 10/2014					02/2017 –02/2018
Measured variables	Atmospherics variables	air temperature, relative air humidity, global radiation, wind speed				
	Hydrological variables	rainfall, soil water content, drainage flow and measured evapotranspiration				Rainfall, drainage and estimated evapotranspiration
GSI plots	Vegetation	Sedum (S)	Grass (G)	Sedum (S)	Bare (N)	Herbaceous
	Substrate nature	Extensive GR	Extensive GR	Extensive GR	Extensive GR	Silty loam
		40% of organic matter				
	Substrate depth	15 cm	15 cm	3 cm	3 cm	80 cm
	Notation	SE15Y	GE15Y	SE3Y	NE3Y	RG80
	Drainage conditions	Expanded polystyrene plate (Y)				
		Plastic alveolar drainage panel				

IX.2.2. Modelling tools: HYDRUS-1D software

Considering the diversity of GSI hydrological modelling tools, the HYDRUS-1D software was chosen based on several key elements:

- the model's adoption of a physically based approach facilitates the investigation of various parameters that govern the interactions between soil and vegetation processes related to ET
- the model's successful track record in previous studies focused on GSI (Yu et al., 2023) and it is often regarded as a 'reference' model (Robineau et al., 2022; Sage et al., 2020)
- its accessibility and ease of implementation, ensuring practicality in the research process.

HYDRUS-1D simulates vertical water flow in porous and variably saturated media by resolving the Richards (1931) equation. Solving this equation requires the definition of soil characteristics curves, i.e. water retention $h(\theta)$ and hydraulic conductivity $K(h)$ as well as boundary conditions. In this study, the van Genuchten (1980) model is adopted to describe the soil retention and the conductivity-suction curves, utilizing the following parameters: saturated water content (θ_s), retention water content (θ_r), hydraulic conductivity (K_s), and parameter shapes such as the pore size distribution parameter (n) and the pressure head fitting parameter (α). A flux-based condition, representing atmospheric exchanges (effective rainfall and surface evaporation) is applied at the upper boundary of flow-domain. A seepage condition is adopted at the bottom.

The PET is calculated by the Penman-Monteith approach (Monteith, 1965):

$$\text{PET(mm)} = \frac{1}{L_e} \frac{\Delta(Q^* - Q_G) + \frac{\rho_a C_p}{r_a} \gamma(e_s - e_d)}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \quad (\text{IX.1})$$

with Q^* , the net radiation (w/m^2), Q_G , the soil heat flux (w/m^2), r_a , (s.m^{-1}) and r_s (s.m^{-1}) are air and surface resistances respectively. Δ , L_e , γ , ρ_a , C_p , e_s^* et e_d represent the slope of the saturated vapour pressure curve ($\text{Pa}/^\circ\text{C}$), the latent heat of vaporization, the psychometric constant ($\text{Pa}/^\circ\text{C}$), the air density (kg/m^3), the volumetric capacity ($\text{J/kg}/^\circ\text{C}$), the saturated pressure vapour (Pa) and, the air partial vapour pressure (Pa). The aerodynamic resistance is calculated as:

$$r_a(s/m) = \left(\frac{1}{k^2 u_z}\right) \ln\left(\frac{z_m - d}{z_{0m}}\right) \ln\left(\frac{z_h - d}{z_{0h}}\right) \quad (\text{IX.2})$$

with $k \approx 0.41$ the Von Karman constant, z_m and z_h respectively the measured heights of wind speed and air relative humidity (m), u_z the wind speed measured at the reference height above the vegetation (z_{ref}) and defined as the measurement height of the meteorological variables ($z_{ref} = h_{veg} + 2$ in m); z_{0m} and z_{0h} are the roughness heights governing momentum transfer (m) and heat transfer (m). Based on the approximations given by Allen et al. (1998), $z_{0m} = 0.123 * h_{veg}$, $z_{0h} = 0.1 * z_{0m}$ and $d = \frac{2}{3} h_{veg}$ (with h_{veg} , the vegetation height). For the GR configuration with bare substrate NE3Y, the zero-plane displacement (d) is equal to zero, typical surface roughness z_0 is considered instead of z_{0m} and z_{0h} :

$$r_a(s/m) = \left(\frac{1}{k^2 u_z}\right) \ln\left(\frac{z_{ref}}{z_0}\right)^2 \quad (\text{IX.3})$$

Surface resistance is based on the following relationship:

$$r_s(s/m) = \frac{r_{sf}}{0.5 \text{LAI}} \quad (\text{IX.4})$$

where LAI is the leaf area index (-) and r_{sf} is the minimum stomatal resistance of the leaf (s/m). The PET is partitioned into potentials evaporation (E_p) and transpiration (T_p) following the Beer's law:

$$\begin{cases} T_p = ET_p(1 - e^{-k \times LAI}) = ET_p Scf \\ E_p = ET_p e^{-k \times LAI} = ET_p(1 - Scf) \end{cases} \quad (\text{IX.5})$$

where Scf is the fraction of soil covered by vegetation (-), and k is a constant describing the extinction of radiation by the canopy. The actual soil evaporation is evaluated by considering a minimum pressure head at the soil surface h_A for the two substrates: typical values of -15 m for GRs and -100 m for RG plot (Noting that the substrate is coarser in GRs than in RG plots) Above these thresholds, evaporation occurs at its potential rate, but upon reaching h_A , the rate diminishes owing to the substrate's dryness. Regarding the actual transpiration, water intercepted by foliage up to a maximum threshold defined by the empirical constant 'a' multiplied by the LAI is primarily allocated towards potential transpiration T_p . Subsequently,

the residual T_p is employed to evaluate water absorption by the vegetation's root system, $S(z, t)$, following the Feddes et al. (1974) approach:

$$S(z, t) = \alpha(P) T_p(t) \quad (\text{IX. 6})$$

where $\alpha(P)$ is the water stress function, which is described by the Van Genuchten (1987) model:

$$\alpha(P) = \begin{cases} \frac{P - P_0}{P_{\text{Opt}} - P_0}; & P_0 < P < P_{\text{Opt}} \\ 1 & ; P_{\text{Opt}} < P < P_2 \\ \frac{P - P_2}{P_2 - P_3}; & P_2 < P < P_3 \\ 0; & P \geq P_3 \text{ ou } P \leq P_0 \end{cases} \quad (\text{IX.7})$$

Where P is the absolute value of the pressure head, P_0 represents the pressure head at which roots begin to extract water from the soil, P_{Opt} signifies the pressure head at which roots extract water at the maximum possible rate, and P_3 denotes the pressure head at which root water uptake ceases, typically associated with the wilting point. The P_2 value is commonly understood to be influenced by the atmospheric evaporative demand, often represented by the T_p , and is described as a linear function of the T_p . A typical parameterization includes an upper limit, P_{2L} (high atmospheric demand for $T_p > 5 \text{ mm. d}^{-1}$) and a lower limit, P_{2L} (low atmospheric demand, $T_p < 1 \text{ mm. d}^{-1}$). For a detailed description of this equation, refer to de Melo and de Jong van Lier (2021).

The compensation mechanism is also defined with a dimensionless parameter w_c to ensure that when the soil is under water stress, the roots can extract water from the other unstressed areas of the substrate (Simunek et al., 1998). The root density along the vertical profile of the substrate is assumed to be homogeneous.

Considering the extended duration of the simulations, initial conditions are not treated as input parameters; instead, the substrate is initially established at field capacity. The range of parameter values associated with the different GSI configuration are defined based on substrate analysis, along with other in-situ observations and values reported in the literature (Bevilacqua et al., 2016; Bouzouidja et al., 2017, 2018; Breuer et al., 2003; Charpentier, 2015; Hess et al., 2021a; S. Li et al., 2019; Mesgouez et al., 2013; Ramier et al., 2017b; Simunek et al., 1998), as summarized in Table IX-2.

IX.2.3. Model diagnosis and testing

The structure of the results analysis within the article is delineated as follows:

- sensitivity analysis: this segment examines the outcomes of the sensitivity study, prioritising variables linked to vegetation, and then, the soil
- calibration analysis: here, the efficacy of calibrations is presented via the KGE values and graphical representations. Subsequent to this, the simulations of actual ET across the different configurations are analysed. Furthermore, this section encompasses a scrutiny of the most impactful parameters.

IX.2.3.1. Global sensitivity analysis

Global sensitivity analysis (GSA) techniques are generally classified into two categories: screening methods and variance-based methods (Saltelli et al., 2010). Screening methods, such as the Morris method or FAST (Fourier Amplitude Sensitivity Test), aim to identify the most influential parameters by estimating their main effects and interactions. Variance-based methods, such as Sobol' indices or total sensitivity indices, provide a more comprehensive evaluation of parameter importance by breaking down the variance of the model output into contributions from individual parameters or combinations of parameters. In this study, the Sobol global sensitivity analysis method was chosen as it is a sufficiently robust approach, particularly in consideration of the non-linearity inherent in the model.

The variance-based sensitivity analysis utilizes first-order indices (SI) to quantify each parameter's primary effect on output variability, while total indices (ST) consider both the primary effect and all possible interactions. Due to the high computational cost of computing second or higher order terms, this approach commonly limit their analysis to using SI_i and ST_i to assess parameter significance and identify interactions.

The sensitivity indices are computed using $p \times (n+2)$ simulations, where p is the sample size (typically exceeding 500; in this study, p is 1024), and n is the number of input factors ($n = 6$ or 17 parameters). The sensitivity analysis of the model was performed in this study using the Python SALib package (Iwanaga et al., 2022). Simulations were conducted at five-minute intervals over the study periods. The analysis of the bare substrate setup required 8,192 simulations across the selected six parameters, while SE3Y, SE15Y, GE15Y and RG80 configurations needed 17 parameters, leading to 19,436 simulations (Tableau VI-2).

This thorough exploration of the space of model parameters can lead to settings for which simulations fail to converge. This situation arises from multidimensional sampling, leading to extreme parameter configurations that render the model unstable. Additionally, in the general case or for reasonable configurations, the convergence of HYDRUS is not always assured (Brunetti et al., 2019; Sage et al., 2020). Finally, the specific characteristics of GSI substrates, including their coarse nature and steep retention curves, can often lead to numerical instabilities (Simunek et al., 1998). In instances of non-converged simulations, average values of simulations on the respective time step were used, ensuring a thorough evaluation of the model's accuracy and sensitivity (Razavi et al., 2021).

IX.2.3.2. Model calibration

Daily assessments for both estimated ET and drainage are considered for the rain garden plot RG80. The estimated ET variable here for the rain garden plot is more reliable, and estimated at daily intervals based on the water balance using rain data, drainage, and the weight of the lysimeter system (Ouédraogo et al., 2022). Although ET estimates were available for dry periods in the case of GR, the latter were considered as too uncertain for being used for calibration (Ouédraogo et al., 2023). We chose to use the average roof substrate water content variable to evaluate the model. This choice is made as the substrate water content, which carries the same information as ET in dry times, also covers wet periods.

Calibration time step is adapted depending on the type of GSI configuration and observations, consistently with their specific dynamics. In the case of GR plots, drainage calibrations are conducted every 30 minutes, with hourly assessments of substrate water content. The Kling-Gupta criterion (KGE) by Kling et al. (2012), was used to assess the agreement between the simulation and the observation values:

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\beta_m - 1)^2 + (\gamma - 1)^2} \quad (IX.7)$$

where the correlation r assesses the deviation in the shape and timing of simulated values from observed values, the bias β_m is the ratio of the means of simulated over observed values and, γ the ratio of simulated over observed coefficient of variation measures the error in variability. KGE therefore incorporates the variability, correlation, and mean of the simulated variables, thereby providing a comprehensive evaluation of the model's performance. KGE values approach 1 when simulation becomes identical to observations. Conversely, negative values are associated with a poor model performance.

Table IX-2 : Parameters of the HYDRUS model used in this study. In blue, the reference values obtained through experimental measurements conducted by Ramier et al. (2017)

Parameters		Parameter's space			
		Green roof			Rain Garden
		Bare soil (NE3Y)	Sedum (SE3Y / SE15Y)	Grass (GE15Y)	Herbaceous (RG80)
Soil	$\theta_r (mm^3 mm^{-3})$	0.02 – 0.1 (0.084)		0.05 – 0.15 (0.09)	
	$\theta_s (mm^3 mm^{-3})$	0.35 – 0.6 (0.59)		0.4 – 0.6 (0.48)	
	$\alpha (mm^{-1})$	0.001–0.06 (0.026)		0.001 – 0.07 (0.0014)	
	$n (-)$	1.15 – 3 (1.52)		1.15 – 2.5 (1.32)	
	$K_s (mm/min)$	0.31 – 153 (5.1)		0.05 – 2 (0.1)	
Vegetation	PET	$Z_0 (m)$	0.001 – 0.06	-	-
		LAI (-)	-	5 - 10	5 - 10
		$h_{veg} (m)$	-	0.1 – 0.2	0.1 – 0.5
		$r_{s,f} (s/m)$	-	50 – 200	100 – 600
	Associated parameters	$rd (mm)$	-	10 – 30 / 10 - 100	50 - 150
		a	-	0.02 – 0.2	
		SCF	-	0.25 – 0.8	0.5 - 1
	Water absorption	$P0 (mm), P0pt (mm)$	-	(-200) – (-10), (-500) – (-200)	
		$P2H (mm), P2L (mm)$	-	(-4000) – (-2000), (-15000) – (-5000)	
		$P3 (mm), w_c (-)$	-	(-30000) – (-15000), 0.4 - 1	

In situations where different observed variables (e.g., fluxes, storage) are available for comparison with model outputs, calibration typically turns into a multiple objective optimization problem (Efstratiadis and Koutsoyiannis, 2010). The latter may be handled by aggregating function (F_k , k the number of variables for calibration) performance criteria computed for each variable, leading to varied outcomes depending on the aggregation method. Alternatively, a compromise can be to optimize multiple objective functions and identify a set of equally optimal results, defined as the Pareto front. This front contains non-dominated solutions where each solution S_i satisfies two conditions (Gupta et al., 1998): i) for all non-members of the Pareto front S_j , there exists at least one solution S_i such that $F_k(S_i) < F_k(S_j)$; ii) there is no solution S_j within the Pareto front set such that $F_k(S_j) < F_k(S_i)$.

To analyse the calibration results, simulations with a $KGE \geq 0.5$ are deemed acceptable (Mohsen Hassan Abdalla et al., 2022a). In the case of single-objective calibrations, at most, the first 50 simulations were retained, while for multi-objective calibrations, those located on the Pareto front were selected. The study of parameter distribution focused on the latter for green roofs and appropriate simulations for rain gardens, calibrated on ET, to better understand the uncertainties associated with ET modelling.

IX.3. Results

IX.3.1. Global sensitivity analysis on evapotranspiration

Table A1 (in the Supplementary data A1) provides an overview of the simulations conducted in this study. For each plot, it presents the total and successful simulations, and convergence percentages, which notably range between 85% and 98%.

An analysis of the variance across simulations of daily ET showed that the highest variability was observed over the spring and summer period (Supplementary data, Figure A1-A2). Thus, for the ET sensitivity to parameter values we will focus more specifically on this period. The standard deviation of ET simulations ranges from 0 to 1.4 mm/day for SE3Y, 0 to 1.73 mm/day for SE15Y, 0 to 2 mm/day for GE15Y and NE3Y, and increases to 0 to 3 mm/day for the herbaceous configuration RG80.

IX.3.1.1. Vegetation parameters

IX.3.1.1.1. Focus on potential evapotranspiration parameters

For the PET model concerning the three types of vegetation (Sedums, Grass, Herbaceous), Figure IX-21 illustrates both the first-order and total Sobol indices. Apart from considering the specific parameters (rsf , $hveg$, and LAI) of each vegetation type, it is important to note that PET estimates were also influenced by the local climatic data: Trappes data from 2012 to 2014 for GRs and MNHN station data for the rain garden over 2017-2018, as detailed in Table IX-1.

The *LAI* demonstrated the least significant total influence on the tested potential ET variability for all plots, with ST ranging between 0 and 0.15. The minimum stomatal resistance (rsf) exhibited a total Sobol index ranging between 0.37 and 0.39 for Sedums (Figure IX-2a). For GE15Y and RG80, stomatal resistance rsf showed the most significant influence, with indices of 0.65 – 0.74 and 0.36 – 0.5, respectively (Figure IX-2b and c). For Sedums, the greatest effect is obtained for vegetation height *hveg*, with ST indices ranging from 0.59 to 0.6. Although associated with lower ST values than rsf , this parameter remains important for GE15Y and RG80, with total indices, ranging from 0.23 - 0.65 and 0.4 – 0.5, respectively. First-order and total indices, indicates that interactions between these parameters remain very limited.

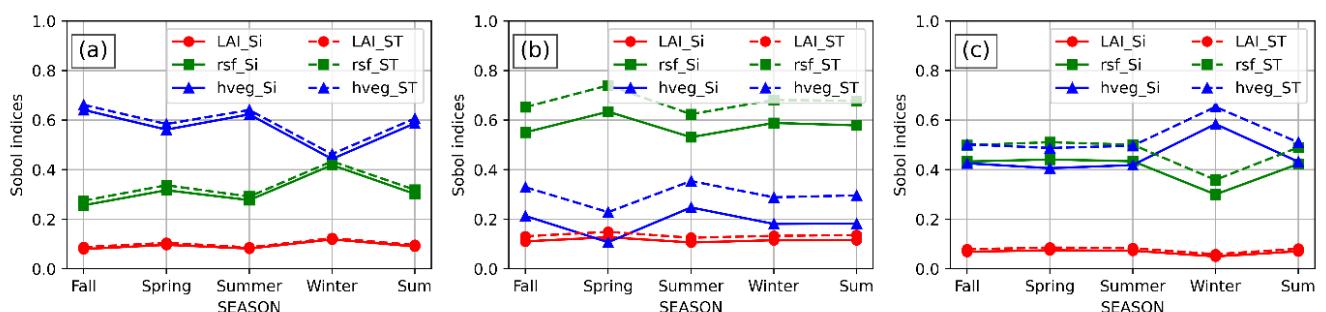


Figure IX-1: Seasonal Sobol indices for three factors influencing potential evapotranspiration simulation for the (a) green roof sedums (SE3Y and SE15Y), (b) green roof grass (grass, GE15Y) and (c) rain garden herbaceous (RG80).

Figure IX-2 and Figure IX-3 show the effect of potential ET parameters (rsf , LAI, and $hveg$) on actual ET simulation variability. In summer and spring, their effects are minimal for SE15Y and GE15Y GR plots, with SI and ST values under 0.05, as Figure IX-2 illustrates.

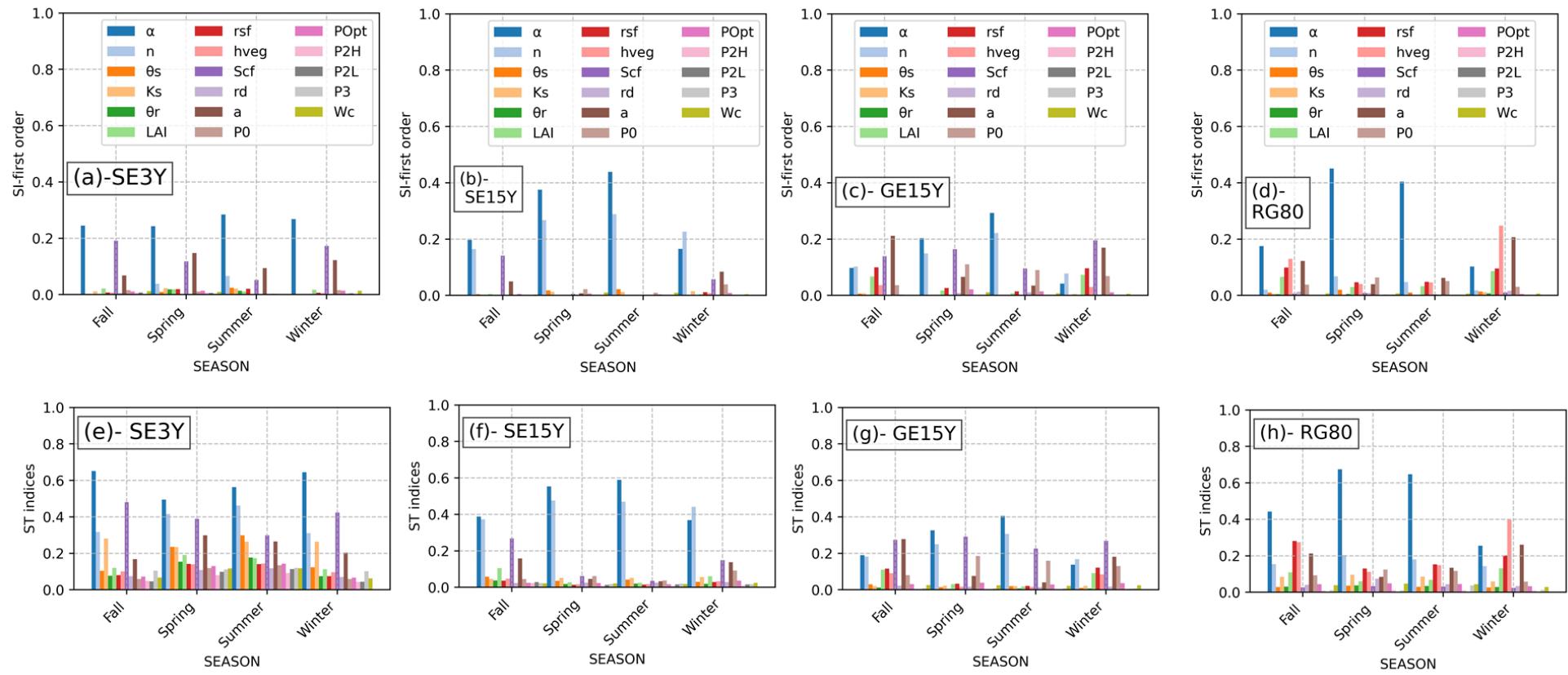


Figure IX-2: Seasonal First order (SI) and Total (ST) Sobol ET sensitivity indices among the various green stormwater infrastructure plots.

Conversely, for the SE3Y sedum plot, the total indices of rsf , $hveg$, and LAI reached 0.15, 0.15, and 0.2 respectively, indicating their substantial interaction with other parameters on actual ET simulation. The RG80 configuration shows a similar pattern, with rsf total indices ranging from 0.15 to 0.18.

For the bare-roof configuration (NE3Y), the only PET parameter z_0 showed negligible direct effect ($SI < 0.05$) and a moderate impact through interactions ($ST = 0.2$) with other parameters in spring and summer periods (Figure IX-3). z_0 's influence on actual evaporation was observed in Fall and Winter specifically, with total indices ranging from 0.5 – 0.7 showing its effect on potential evaporation.

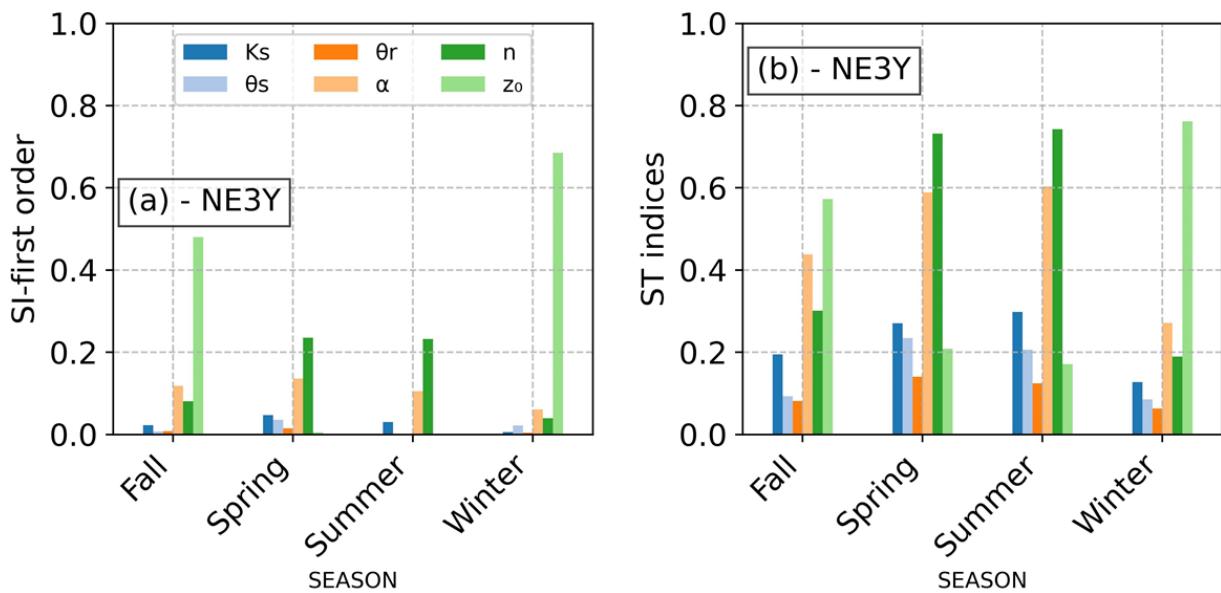


Figure IX-3: Seasonal Sobol first SI (a), Total ST (b) indices for a bar (N) roof plot with 3 cm substrate.

IX.3.1.1.2. Other vegetation parameters

The soil cover fraction (Scf) is the most significant vegetation parameter and, exhibits high ST values. Its substantial impact is evident in the GE15Y and SE3Y plots, with ST values of 0.3 - 0.4 and SI values between 0.1 to 0.18. Except for the GE15Y configuration, where the $P0$ parameter shows an SI of 0.1 and an ST of 0.2, other plots did not display significant indices values for vegetation parameters related to root water uptake. In the SE3Y plot, the ' a ' constant, concerning vegetation interception, plays a crucial role both individually, with an SI of 0.1, and in combination with other parameters, achieving an ST of 0.3.

IX.3.1.2. Soil parameters

Across the tested GSI plots, soil parameters n , α , θ_s , and K_s exhibits distinct influences and interactions, contributing to the variability of ETs. On bared substrate with 3 cm plot (NE3Y), the n parameter exhibited the highest individual effect (0.24) on evaporation while α and n showed higher interactions with other parameters, resulting in higher total indices (respectively ST of 0.6 and 0.74). In this plot, similar to SE3Y, K_s and θ_s also shows a total index at least 0.2 - 0.3 for the summer and spring seasons.

In the case of the vegetated plots, the soil parameters α and n also show an effect on the simulated ET with few differences compared to the NE3Y plot. Notably, the impact of α is more significant when compared to the n parameter for most of the GR vegetated plots. Specifically, these soil parameters yield higher values for RG80, with a ST index of 0.65 for n and 0.2 for α , as well as SI indices of 0.04 for n and 0.38 to 0.42 for α . For other plots like GE15Y, the impact is less pronounced, with ST values ranging from 0.2 to 0.4 for both n and α , and SI values remaining around 0.2, with significance observed only during the summer season.

Table IX-3 concisely summarizes the model parameters that significantly influence simulated ET across all the tested configurations. The "SI" column identifies the variables with a major impact when considered individually, while the "ST" column reveals the variables that, including through their interactions, globally affect the simulated ET of the different systems.

Table IX-3 : Summary of the main influential parameters in the simulation of ET for different configurations considering the Sobol first order (SI) and total (ST) indices. Refer to the text for the explanation of the parameter's names.

GSI plots	Parameters by order of importance			
	Dry period (Summer and Spring)		Wet period (Fall and winter)	
	SI	ST	SI	ST
NE3Y	n, α	n, α, θ_s, K_s	z_0, α	z_0, α, n, K_s
SE3Y	α, a, Scf	$\alpha, n, Scf, a, \theta_s, K_s$	α, Scf, a	α, Scf, n, K_s, a
SE15Y	α, n	α, n	α, n, Scf, a	α, n, Scf, a
GE15Y	$\alpha, n, Scf, P0$	$\alpha, n, Scf, P0$	a, Scf, n, α	a, Scf, n, α
RG80	α	α, n, rsf	$\alpha, rsf, hveg, a$	$\alpha, rsf, hveg, a$

IX.3.2. Model Calibration

Figure IX-4 provides a summary of the KGE calculations from both simulations and observations across the evaluated GSI plots. When the model was calibrated based on the drainage flow measurements for all plots NE3Y, SE3Y, SE15Y, GE15Y, and RG80, the resulting maximum KGE values were 0.78, 0.77, 0.81, 0.80, and 0.79, respectively.

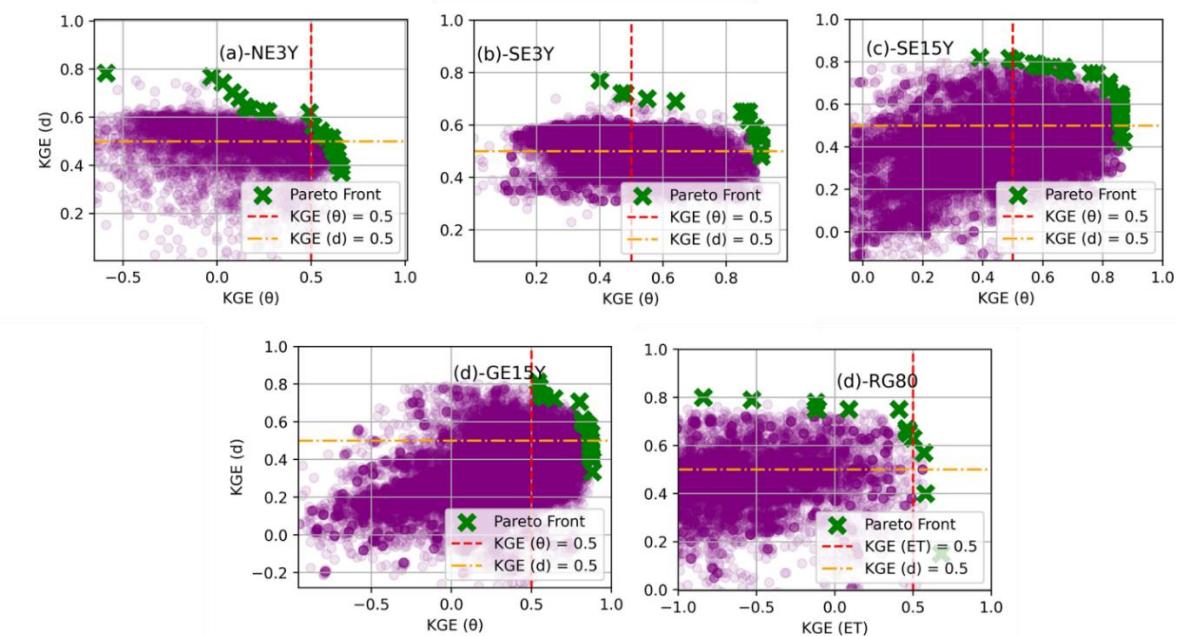


Figure IX-4: KGE values for the different GSI: S, G and R refers respectively to the vegetation types Sedums, Grasses and Herbaceous. 3, 15 and 80 refers to the substrate depth in cm.

For calibrations based on substrate water content, the NE3Y site exhibited maximum KGE of 0.58, while the SE3Y, SE15Y, GE15Y of 0.94, 0.91, and 0.89 respectively. Based on the estimated ET, the rain garden RG80 plot showed maximum KGEs of 0.68. Detailed simulations result for configurations associated with maximum KGE values are presented in the Supplementary data at Figure A2, Figure A3 and Figure A4.

Figure IX-5 and Figure IX-6 show the model's performance across the different configurations for accepted simulations. The NE3Y plot gives lower performance compared to others plots, particularly in simulating substrate water content (KGE: 0.5–0.66; BIAS: 0.18–0.46) and drainage (KGE: 0.5–0.78; BIAS: 0.00–0.4), indicating challenges in accuracy. For RG80, there is a moderate performance, especially in ET (KGE: 0.51–0.68; BIAS: 0.02–0.3) and drainage (KGE: 0.72–0.79; BIAS: 0.00–0.14). The analysis of Pareto fronts reveals a reduced number of optimal simulations for all the plots, particularly for RG80 (2 simulations). In contrast, configurations such as SE3Y, SE15Y, and GE15Y consistently outperform others, with stable and higher KGE and BIAS scores, demonstrating the model superior accuracy in

simulations in these plots. For instance, SE3Y and SE15Y exhibit significant precision in substrate water content and drainage, with SE15Y showing highest performance (water content KGE: 0.85–0.87; BIAS: 0.01–0.08). Similarly, GE15Y gives, particularly in water content simulation (KGE: 0.86–0.88; BIAS: 0.00–0.08), positioning these configurations as the most accurate calibrations.

Table IX-4 : Characteristics of the selected simulation set for the calibration period for the GRs plots (August 2012 - August 2014) and the RG (February 2017 - February 2018). "nb" represents the number of accepted simulations retained.

GSI plots	Variable Used	nb	Model Performance	
			KGE	BIAS = $ 1 - \beta_m $
NE3Y	Water Content	50	0.5 – 0.66	0.18 – 0.46
	Drainage		0.5 – 0.78	0.00 – 0.4
	Pareto front	6	0.51 – 0.56	0.11 – 0.2
	Water content		0.51 – 0.61	0.26 – 0.35
SE3Y	Substrate water Content	50	0.9 – 0.91	0.00 – 0.06
	Drainage		0.64 – 0.77	0.14 – 0.34
	Pareto front	39	0.5 – 0.7	0.25 – 0.35
	Water content		0.55 – 0.91	0.0 – 0.4
SE15Y	Water Content	50	0.85 – 0.87	0.01 – 0.08
	Drainage		0.77 – 0.82	0.02 – 0.14
	Pareto front	50	0.52 – 0.80	0.08 – 0.33
	Water content		0.51 – 0.86	0.00 – 0.35
GE15Y	Water Content	50	0.86 – 0.88	0.00 – 0.08
	Drainage		0.76 – 0.81	0.03 – 0.2
	Pareto front	24	0.5 – 0.81	0.14 – 0.4
	Water content		0.54 – 0.87	0.00 – 0.3
RG80	Estimated ET	24	0.51 – 0.68	0.02 – 0.3
	Drainage	50	0.72 – 0.79	0.00 – 0.14
	Pareto front	2	0.56 – 0.62	0.17 – 0.18
	Estimated ET)		0.51 – 0.57	0.29 – 0.31

Figure IX-5 illustrates the simulations of water content according to the type of calibration employed. For the configurations SE3Y, SE15Y, and GE15Y, calibration based on water content yields accurate simulations, with mean values that faithfully reflect the observed dynamics. In contrast, calibration based upon drainage flow rates has led to an overestimation of the substrate's water content, particularly during wet periods, thereby placing the observations outside the simulation range (minimum-maximum) for SE3Y to GE15Y. The multicriteria approach, via the Pareto Front, offers an equilibrium between these calibration methodologies, enhancing the integration of observations in comparison to solely calibrating on drainage variable.

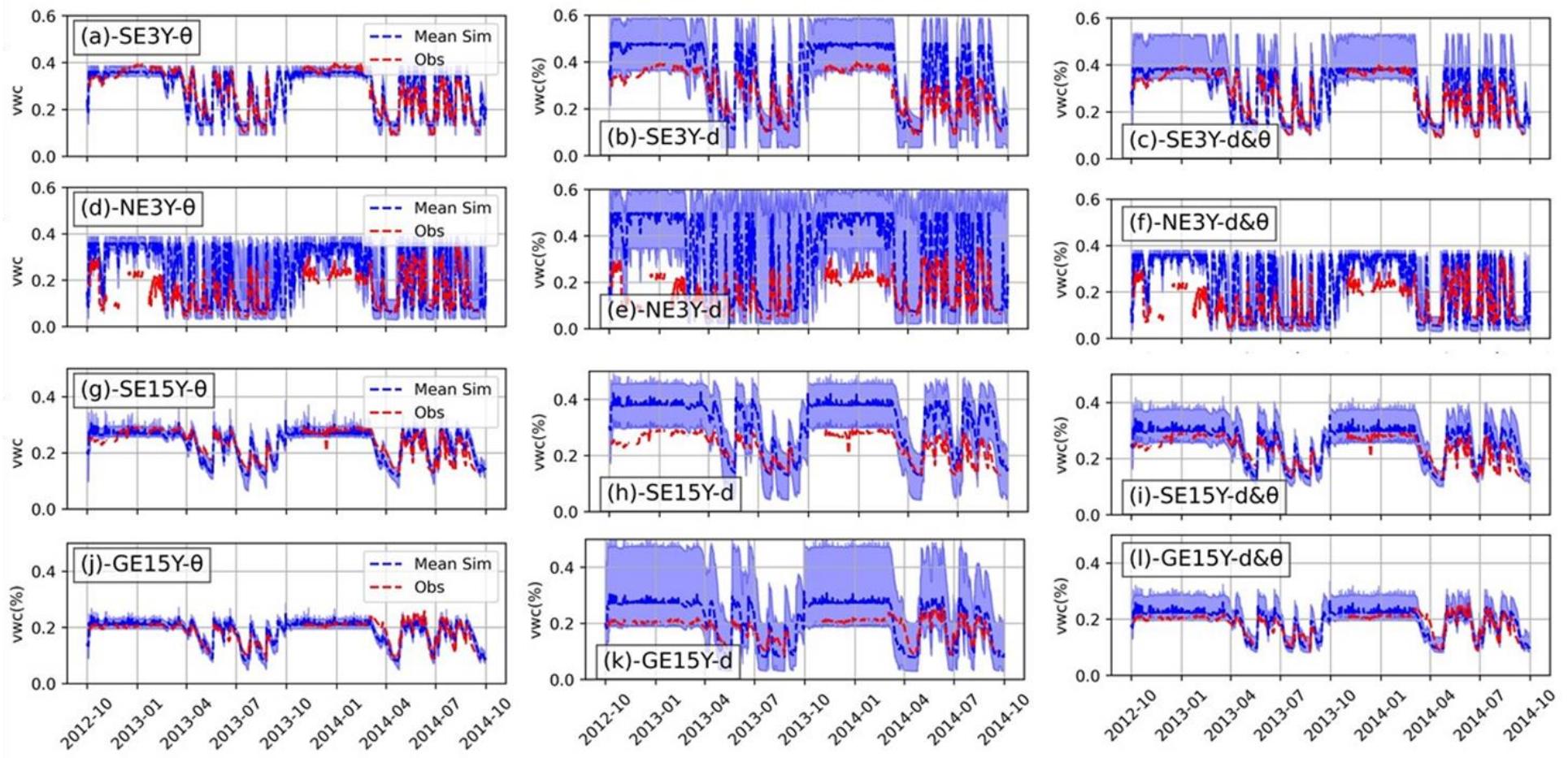


Figure IX-5: Simulated water content across the different calibrations for the GSI configurations: SE3Y (a, b, c), NE3Y (d, e, f), SE15Y (g, h, i) and GE15Y (j, k, l). The first column (a, d, g, j) calibration with observed water content, the second columns (b, e, h, k) and the last one (c, f, I, l) refer respectively to the calibrations respectively for drainage and multi-objective approach (drainage and water content). The shaded areas represent the interval results for the accepted simulation.

For the bare substrate NE3Y, the model encounters difficulties in accurately simulating the water content. Whilst calibrations on water content and the multicriteria approach yield acceptable mean simulations, calibration on drainage exhibits a pronounced water content overestimation, with a significant bias ranging from 18 to 46%.

The observations and simulations of cumulative drainage are presented in Figure IX-6. Configurations SE15Y and GE15Y exhibit the narrowest ranges of accepted simulations around the observations, indicating accepted performance due to drainage -based calibration. Overall, the simulations show an overestimation of drainage flow, particularly during periods of high flow (Figure A2 – A3 in Supplementary data). Multi-criteria approach tightens the range around the observations compared to mono-variable calibration, except for NE3Y configuration, where a slight overestimation is observed, especially for the year 2013-2014.

Finally, in Figure IX-7, the results obtained for the RG80 calibration are illustrated. The model, unlike the GRs plots, underestimates the drainage according to the average of the accepted simulations. Calibration based on drainage gives a systematic underestimation of the observed ET. A multi-criteria approach helps reduce this discrepancy. Calibrating the model with the observed ET allows for an accepted representation of daily ET, in line with the observed dynamics and cumulative values, integrating them within the range of accepted simulations. This range however remains relatively large and, on average, simulations underestimate ET by approximately by 10%.

IX.3.3. Simulated Evapotranspiration

Across the tested GSI, the variability in cumulative PET for selected simulations is minimal despite the diverse variables used for calibration. On average, for the bare substrate (NE3Y), the annual cumulative PET is between 750 - 800 mm for all calibration types. For all other GRs configurations, the cumulative potential ET is between 500 and 600 mm annually.

The RG80 rain garden has shown potential ET with a cumulative range between 600 and 750 mm per year for calibration with estimated ET, and lower at around 500 mm per year when calibrated with drainage flow rate.

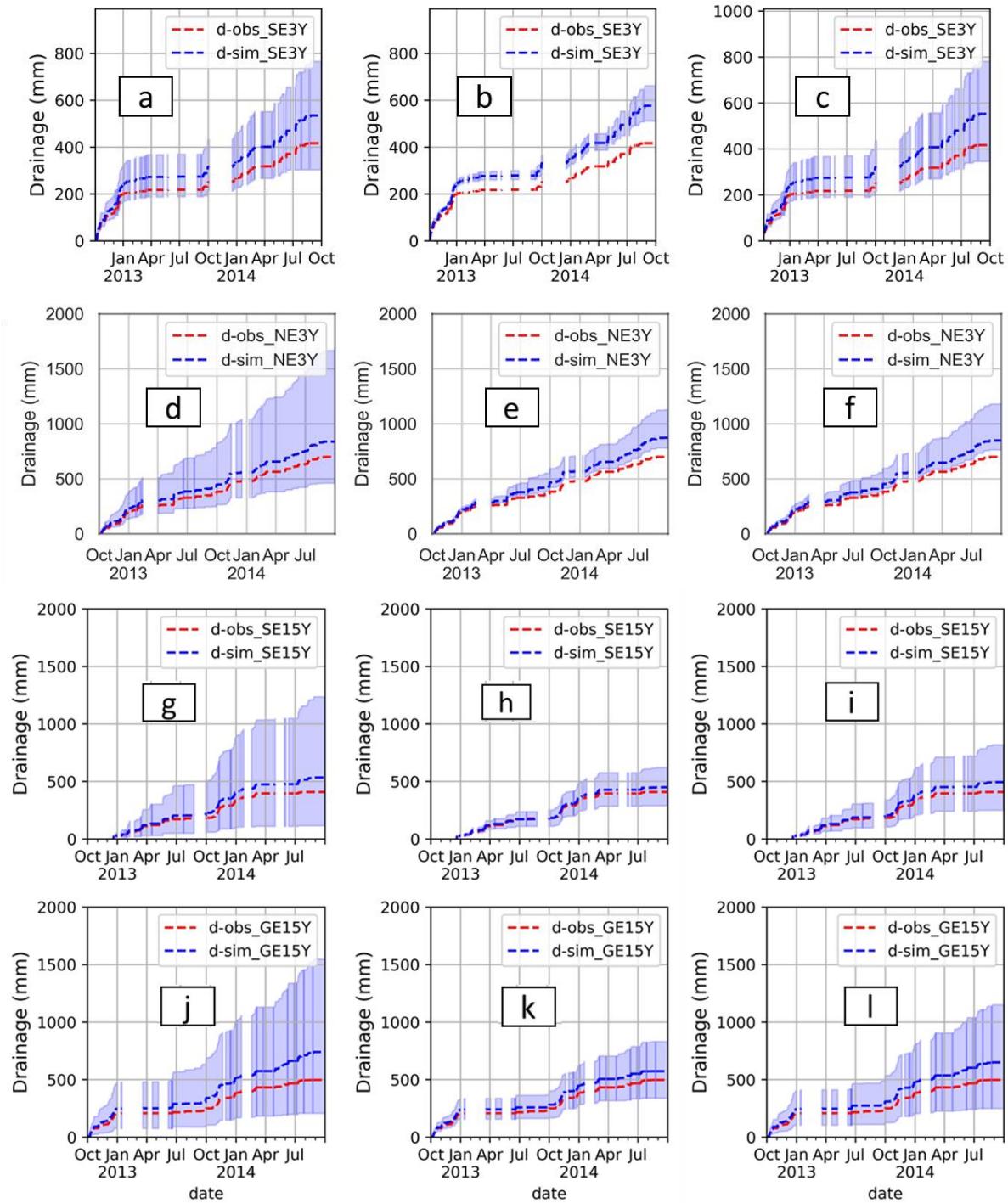


Figure IX-6: Simulated drainage across the different calibration for the GRs plots. The first column (a, d, g, j) calibration with observed water content, the second columns (b, e, h, k) and the last one (c, f, I, l) refer respectively to the calibrations respectively for drainage and multi-objective approach (drainage and water content). The shaded areas represent the interval results for the accepted simulation

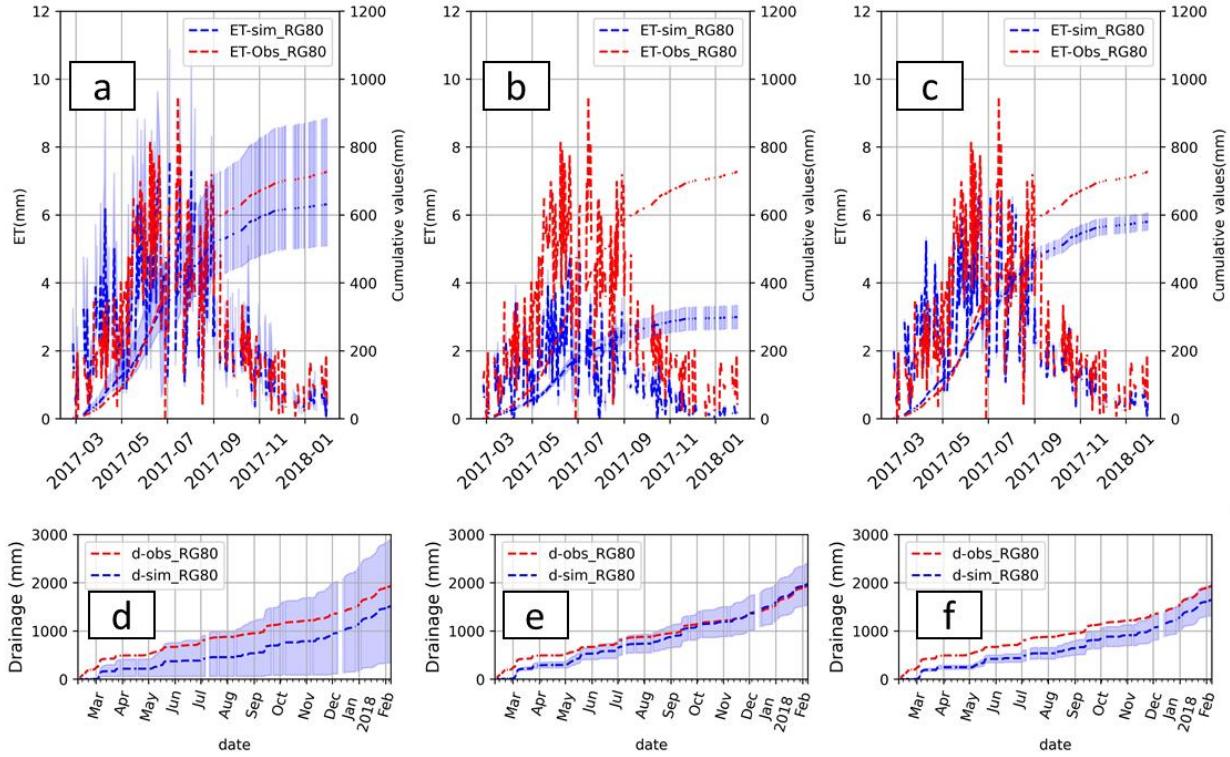


Figure IX-7: Calibration of the model for the RG80 plot includes the following: a, b and c) simulated and observed (obs) daily and cumulative evapotranspiration (ET) values; d, e and f shows observed and simulated cumulative drainage values. The three columns (a; d), (b; e) and (c; f) shows respectively the calibrations with estimated ET, drainage, and combined multi-objective approach. The shaded areas represent the interval results for the accepted simulation

The simulated actual ET results are presented in Figure IX-8 for all the periods. In contrast to potential PET, the cumulated actual ET exhibit notable variability. For GRs, when the model is well calibrated using drainage, it typically produces higher maximal cumulative and daily ET values compared to the two other methods. This trend is reversed for the rain garden plot, where calibration with drainage has leaded to smaller simulated ET annual cumulative values.

For GR configurations, the cumulative ET over the two years (2012 – 2014) for calibrations ranges between 250 - 400 mm per year on average. Specifically, it ranges between 230 – 750 mm/year for NE3Y plots, and 200-500 mm/year for SE15, SE3Y, and GE15Y plots. In contrast, the RG80 plot's one-year (2017 – 2018) simulations reveal cumulative ET values from 400 to 1200 mm, with daily values exceeding those of other GRs plots but not surpassing an average of 10 mm/day. In GR plots, the daily actual ET values are relatively stable between simulations, also remaining below 10 mm/day for maximum values.

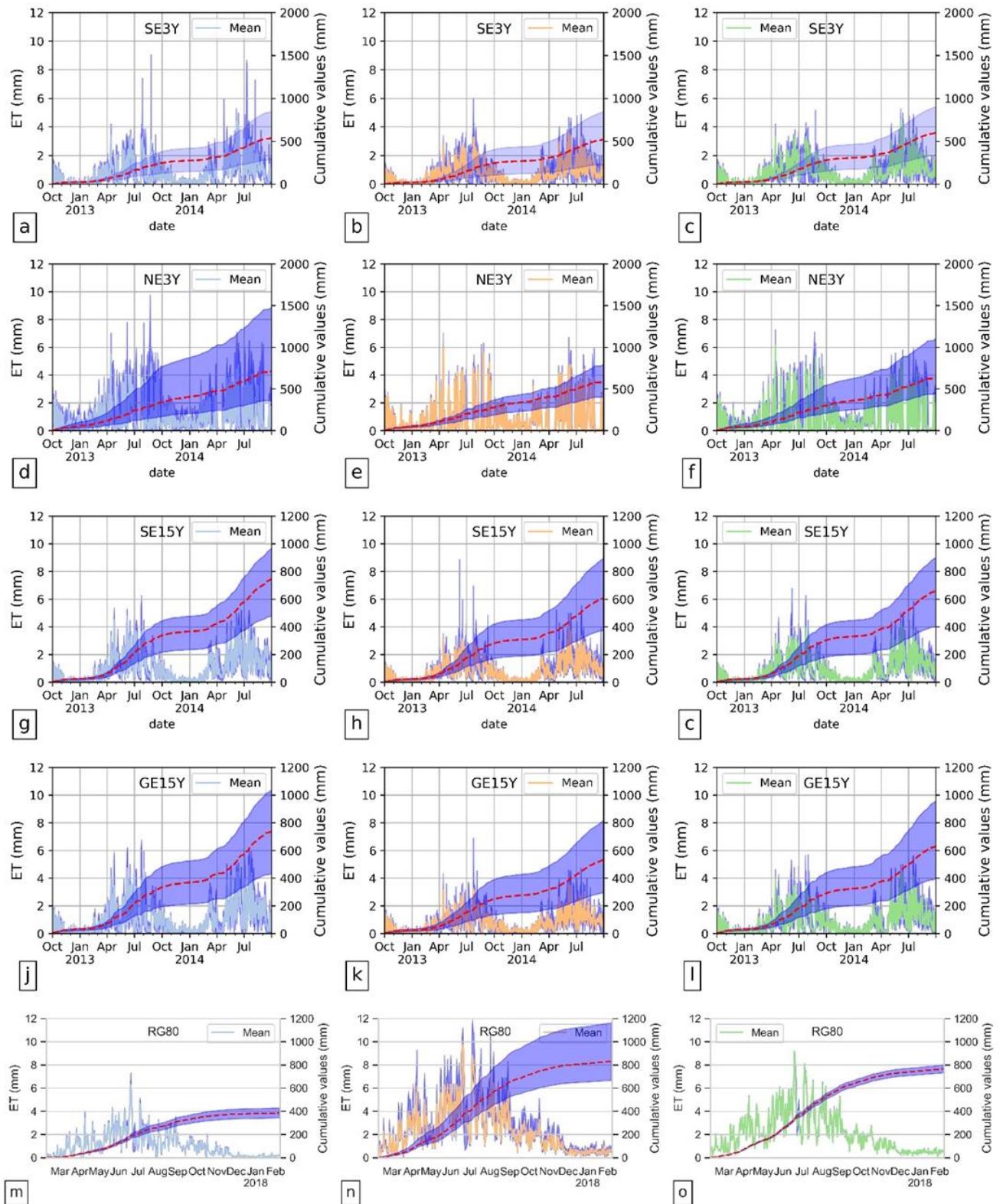


Figure IX-8: Simulated evapotranspiration (ET) of the tested GSI configurations. The first column (a, d, g, j) represents the calibration with drainage variable, the second column (b, e, h, k), the calibration with the substrate water content (ET of the GR80 plot) and the last column (c, f, i, l) shows calibration using the multi-objective approach with the Pareto front. The shaded areas represent the interval results for the accepted simulation

The multi-objective calibration, utilizing the Pareto front approach with a focus on water content (or ET for RG80) and drainage, successfully mitigates the extremes evident in individual calibrations. The Pareto front approach results in intermediate cumulative potential ET values, ranging from 250-500 mm per year for NE3Y plots, 200-500 mm per year for other GR plots and also 750 – 800 mm per year for the rain garden plot. Importantly, the actual cumulative ET consistently exceeds 500 mm across all plots considering the mean of these accepted simulations. Furthermore, the daily actual ET values are moderated, not surpassing 8 mm/day. This illustrates the balancing effect of calibration on drainage and substrate water content on ET simulation, effectively stabilizing both cumulative and daily values.

An emphasis on the dry and hot summer period from June 11 to June 24, 2014, following a 35 mm rainy episode, is illustrated in Figure IX-9 for the GRs configurations. It is observed that, for each case examined, the cumulative estimated ET for the period is overestimated by the model when calibration is performed exclusively based on drainage for the entire study period from 2012 to 2014. In certain situations, such as SE15Y and SE3Y, the observed ET dynamics are not reflected in the aggregate of accurate simulations, and the totals ET values for the period are overestimated by around 75% to 100%. It is worth noting that a calibration based on the substrate water content over the entire study period (2012 – 2014) allows for more faithful simulation of the estimated ET. However, the exception is the SE3Y configuration (Figure IX-7b), where the estimated ET remains particularly overestimated, as showed from the average of accepted simulations, as the water contents are not adequately represented for this period (See Figure IX-6). In general, the multi-objective approach using the Pareto front demonstrates a clear superiority in terms of simulation during this drought period, compared to calibration based solely on drainage.

IX.3.4. Parameters of the model to which evapotranspiration is sensitive

Figure IX-10 and Figure IX-11 present the distribution, throughout the different simulations of the Pareto front, of the most sensitive modelling parameters for GR plots GE15Y (α , n , SCF , $P0$) and SE15Y (α , n). For GE15Y, the parameter α was adjusted within a narrow span of 0.04 to 0.07, exhibiting a predilection for parameter sets at 0.05, whereas the shape parameter, denoted as n , was calibrated to lie between 1 and 2.5, with a preferential value at 1.75. Furthermore, the calibration process yielded an optimal soil cover fraction (Scf) ranging from 0.6 to 0.95, peaking at 0.8, alongside an initial suction pressure ($P0$) between -200 mm and -40 mm, with a notable peak at -100 mm.

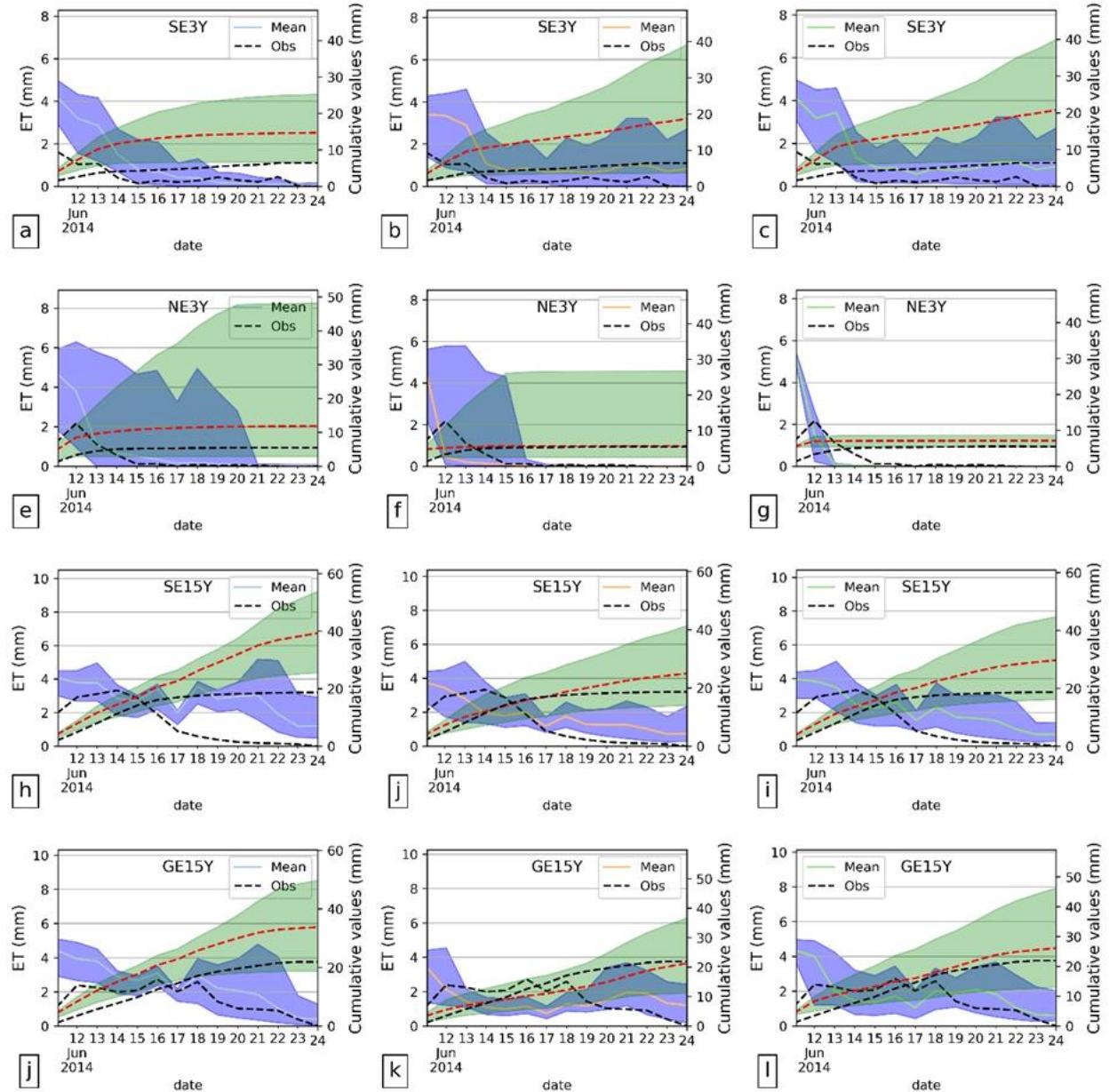


Figure IX-9: Simulated evapotranspiration (ET) of a dry period (11 to 24 June 2014) for the SE3Y, NE3Y, SE15Y and GE15Y plots. The first column (a, d, g, j) represents the calibration with drainage variable, the second column (b, e, h, k), the calibration with the substrate water content and the last column (c, f, i, l) shows calibration using the pareto front for each plot.

For SE15Y, the calibration of parameters has identified an optimised range for α between 0.04 and 0.07, and for n between 1 and 2, with a pronounced peak at 1.5. The distributions of the most influential parameters for RG80 are presented in Figure IX-12 considering ET-based calibration instead of the pareto front approach. This decision was taken because the number of accepted simulations decreased when both drainage and estimated values were included in the calibration process (see Table IX-4).

The adjusted parameters indicate α values between 0.001 and 0.0018 and n values between 1.5 and 2.25, with a notable peak at 1.5. The adjusted values for leaf surface resistance (rsf) range from 300 to 400 s/m, and for vegetation height ($hveg$), from 0.35 to 0.5 m, with optimal values observed at 0.35 and 0.4 m.

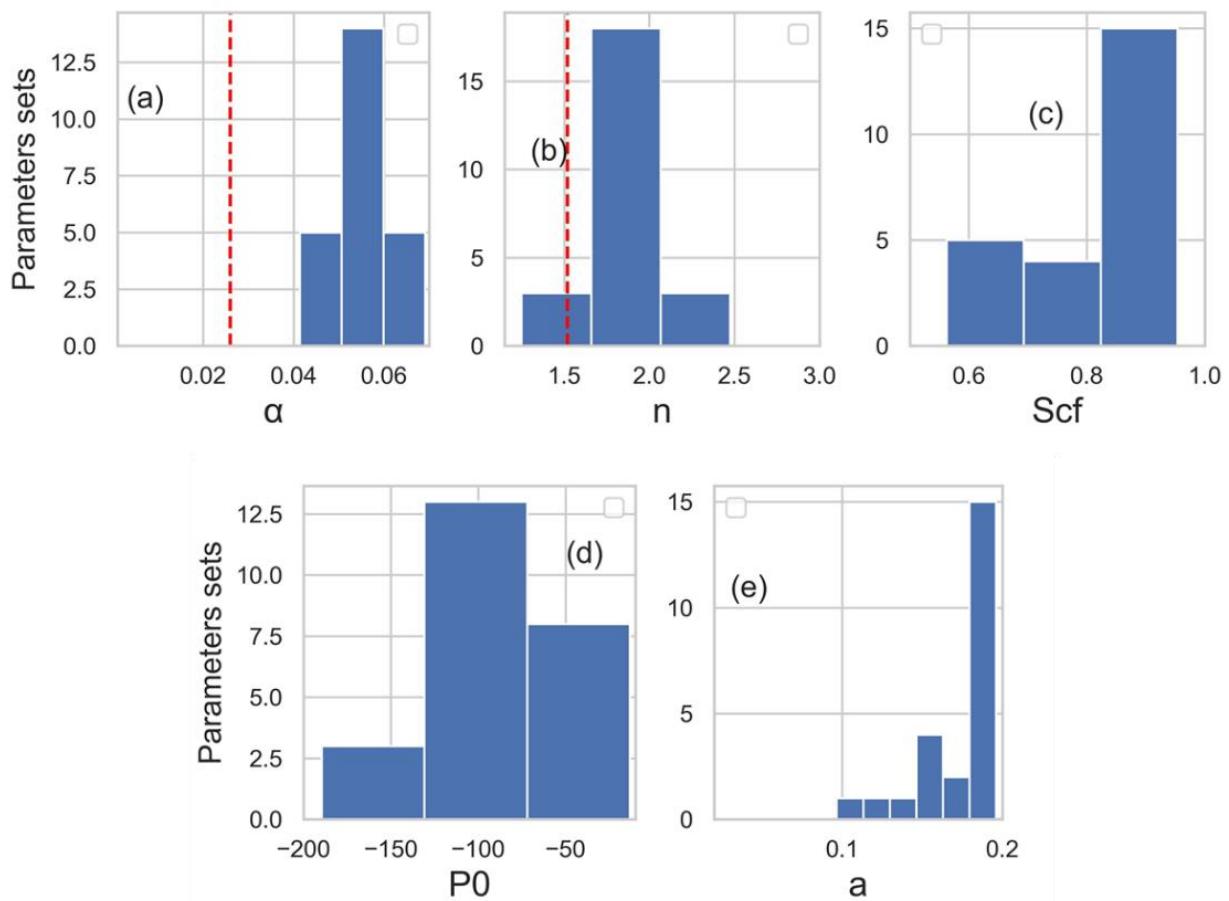


Figure IX-10: Parameters distributions for the GE15Y plot considering Pareto front. α and n are soil hydraulic parameters. Scf , P_0 and “ a ” are respectively the soil cover fraction, the initial pressure at soil saturation, and the interception coefficient. The red line corresponds to a baseline value established as a reference through experimental observations. The x labels refer to the tested intervals during the simulations.

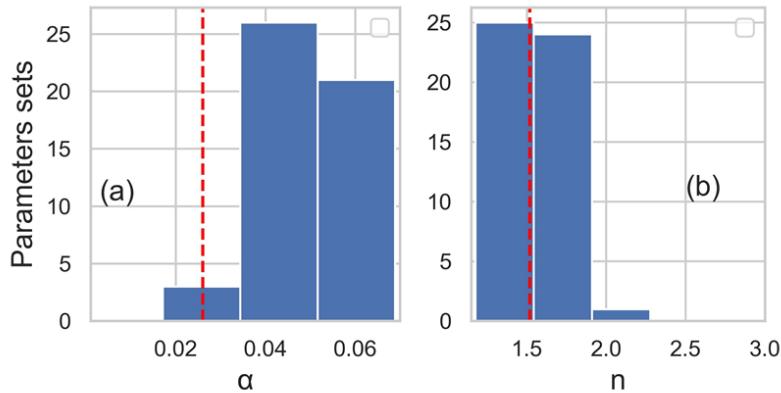


Figure IX-11: Parameters distributions for the SE15Y plot considering the Pareto front. α and n are the soil hydraulic parameters. The red line corresponds to a baseline value established through experimental observations. The x labels refer to the tested intervals during the simulations.

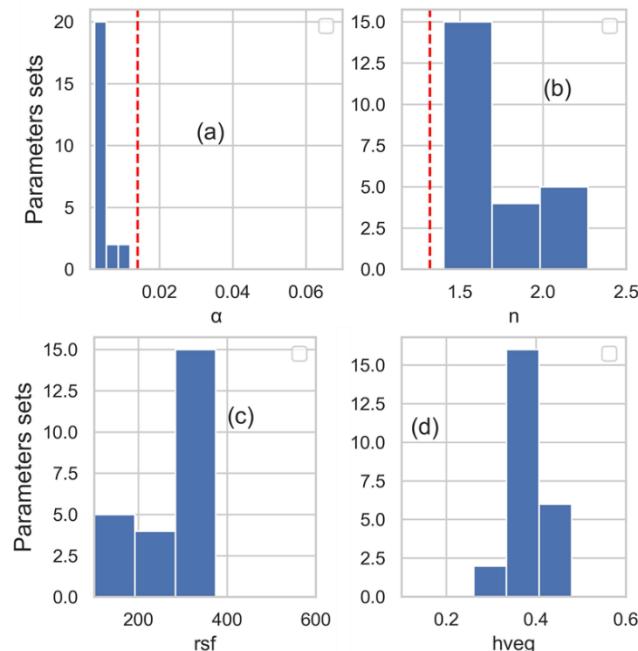


Figure IX-12: Parameters distribution for RG80 plot. α and n refers to the soil hydraulic parameters of van Genuchten. rsf and $hveg$ respectively represent surface resistance and height vegetation. The red line corresponds to a baseline value established through experimental observations. The x labels refer to the tested intervals during the simulations.

IX.4. Discussion

IX.4.1. Sensitivity analysis

The sensitivity analysis of the Hydrus 1D hydrological model, focusing on the simulation of ET over extended period, necessitates consideration of various aspects and poses specific challenges. In this study, a notable aspect of the sensitivity analysis is that not all

simulations have achieved convergence, yet the percentage of converged simulations consistently exceeds 85%. To address non-converging simulations, one approach has been to substitute these with averages from successful simulations, thereby reducing the calculated variance. The convergence challenge can be partly ascribed to the physical attributes of the model, wherein certain parameter combinations may result in non-physical scenarios. Additionally, other factors might contribute to the difficulties in achieving convergence, such as the critical minimum surface pressure, denoted as h_A .

Despite the challenges, the Sobol GSA conducted on simulated ET highlighted the major role of soil hydraulic parameters, specifically α and n , for all GSI plots in the HYDRUS hydrological model. These parameters notably affect the variability between simulations, either individually or in interactions with other parameters, thereby confirming the model's non-linearity.

Few studies in the literature are exclusively devoted to the sensitivity analysis of hydrological models focusing on the ET flux on GSI context. However, some research has been conducted on the sensitivity of the same model using alternative methods, with a focus on drainage or the water retention capacity in the substrate (Brunetti et al., 2018; Hégo et al., 2021; Yu et al., 2023). These studies also highlight the predominant role of substrate parameters. In this study, in the NE3Y GR plot with a 3cm depth and bare substrate for instance, α and n account for 50% and 78% of the variability of simulated ET. This highlights the importance of n in our specific case. In contrast, Brunetti et al. (2018) emphasized the α predominant effect in other GSI, such as permeable pavements with 98.5 cm of bare substrate, using the HYDRUS 1D model and global sensitivity analysis methods like Morris and E-Fast. However, their research focused primarily on drainage variable rather than ET. Similarly, for vegetated structure, Yu et al. (2023) did a Morris sensitivity analysis on 45 cm GSI structures, utilising the aforementioned model and focussing particularly on loam and sandy loam soils, accentuating the crucial impact of effective hydraulic conductivity (K_s) on drainage simulation in addition to α , and n . Moreover, Hégo et al. (2022) conducted a study employing Sequential and Multivariate Global Sensitivity Analysis (GSA) on GSI featuring 15 cm substrate of vegetated Sedums. This research elucidated the substantial impacts of uncertainties in soil parameters on water retention in the GRs. It identified the saturated water content as a pivotal parameter. Significant effects of the n and the α on the Hydrus model's water content sensitivity analysis have also been identified. All these findings on parameter interactions and the model's

non-linearity, particularly regarding α and n , provided insights into the model's behaviour but did not address ET simulations directly.

Vegetation-related parameters have demonstrated limited sensitivity in the simulation of ET, and their influence is relatively minor compared to that of soil parameters. Their importance emerges mainly from interactions with other parameters (ST indices), but individually (SI indices), they are not crucial. The Scf , delineating the distribution between bare substrate and vegetation, is the key vegetation-related parameter requiring attention. It contributes 30% to the total variability (ST) for the SE3Y plot and 30-40% for the GE15Y plot. For the SE3Y configuration, the sensitivity of Scf is associated with that of the parameter "a" (interception constant), suggesting its primary influence on the roof's vegetation ability to intercept and retain water, and consequently on the phenomenon of evaporation by interception. In contrast, for the GE15Y configuration, this sensitivity would rather reflect the impact on the ability of the vegetation to mobilize water from the substrate via root-extraction.

The $hveg$ and rsf parameters are also somewhat significant in the RG80 plot, exhibiting over 18% in the ET variability (ST). These parameters are integral to the calculation of potential ET as well as the LAI and also influences the estimation of actual ET via Feddes parameters. Among the Feddes parameters, $P0$, indicating the pressure at which roots can extract water from the soil, is notably important in the GE15Y plot (ST: ~20%). The sensitivity of the GE15Y grasses to $P0$, reflected by values around -100 mm (tested range between -200 and -50 mm), could reveal their dependence on access to water in deeper soil layers, facilitated by root depths reaching the bottom of the 15 cm roof. In comparison with SE15Y, which has shallower roots (tested range: 0 to 10 cm), the effect of $P0$ on simulated ET was not observed. The evaluation of these Feddes parameters' effect on ET in GSI applications is lacking to our knowledge. However, within agricultural contexts, de Melo and de Jong van Lier (2021) study on a Brazilian sugarcane scenario using the SWAP model—though not GSI-focused—highlights the sensitivity of $P0tp$ and $P3$, contrasting with the insensitivity of $P0$, $P2H$, and $P2L$. It is important to note that GSI hydrological modelling faces challenges with vegetation parameters due to the absence of a dynamic growth representation, especially following the seasons, as posed by Lisenbee et al. (2021), leading to a more generalized representation of rsf , $hveg$, LAI and Scf parameters. This global approach does not always aid in the physical understanding of how these parameters affect the ET process.

The influence of ETP-related parameters on simulated ET within GSI exhibits a relatively modest impact concerning operational functionality and model utilization. On green

roofs, it is primarily the low water availability that influences the actual ET flux, rather than the atmospheric demand. This is less pronounced to the RG80 rain garden plot, which retains more water and concentrates runoff. The sensitivity to microclimate input data (utilized for ETP calculation) was not assessed in this study. Often, local measurements are unavailable when applying the models. Could it be envisaged that this scenario poses fewer challenges for structures with less efficient water retention? This is a question that future research could address.

IX.4.2. Model calibration

IX.4.2.1. Optimization: the calibration results

Overall, the model used demonstrates a "good" ability to replicate the dynamics of observed variables. For green roofs (GRs) plots, thicker substrates like SE15Y and GE15Y achieve better KGE results compared to thinner substrates such as NE3Y and SE3Y, whether the calibration is based solely on drainage (30 min), water content (1 hour), or a combination of both in multi-objective perspective. The RG80 rain garden configuration performed less well in representing daily drainage compared to SE15Y and GE15Y configurations. Across the simulations of green roof configurations, there is a consistent tendency for the mean of the accepted simulations to underestimate the cumulative ET values over the two-year simulation period. This is due to the model's consistent overestimation of cumulative drainage for most of the accepted simulations, even when selecting Pareto front values with elevated KGE scores as optimal. This is particularly evident for configurations with 3 cm substrate, such as NE3Y and SE3Y. To quantify a more realistic and non-underestimated annual ET for GRs, giving more weight to the KGE sub-component, β_m , which represents the bias, is an alternative. For instance, for the GE15Y configuration, if a bias lower than 5% is considered for drainage calibration, KGEs between 0.73 and 0.77 are obtained for biennial more realistic ET cumulations between 825 mm and 850 mm. Such approach however results in poor description of the average water content, with KGEs between 0.01 and 0.1. Besides, it also causes a slight decrease in the drainage KGE. This approach probably is not the good solution, as the issue may not only lie in calibration but also in the model's structure.

By focusing on a dry period, we observed that, the ET simulated by the model calibrated by drainage was unrealistic, with overestimations of up to 75 to 80% for configurations where drainage is well evaluated (despite ET underestimation at larger time-scales). This calls into question the simulated ETs by such modelling approach during these drying event scales when

the model is calibrated with drainage data. Consequently, drainage appears as a more reliable variable for quantifying long-term cumulative ET simulations. In contrast, substrate water content proves to be a more valuable metric during prolonged dry spells.

IX.4.2.2. Challenges in achieving accepted outcomes for drainage, water content and/or evapotranspiration

In the context of GSI, the substrate's water content appears as a trustworthy indicator of ET during periods of drought. The examination of ET dynamics during these periods indicates the usefulness of this variable and underscores the value of this measure in evaluating the ET simulation model. However, the measurement of water content entails greater uncertainty in comparison with the recorded drainage and precipitation data, as mentioned by Kanso et al. (2020). Over an extended period, regarding the plots of the experimentally studied green roof, drainage is revealed to be the most reliable measure.

For the RG80 plot, indicative of urban rain gardens, the evaluation of uncertainties in drainage measurement and ET estimation reveals that such uncertainties are acceptable, albeit with a higher significance noted for ET. This higher uncertainty in ET is due to its derivation from the system's water balance, a method explained in Ouédraogo et al. (2022).

When optimized through a single-variable approach, the model showcases effectiveness over the long term. In a multi-criteria approach, the model faces challenges in achieving satisfactory simulations for most scenarios. It especially gives noticeable biases, particularly in shallow substrates, when considering water content (or ET) and drainage. These issues may originate from uncertainties in measuring water content but also from the model's inherent structure. The model does not consistently incorporate all hydrological processes occurring on the studied GSI plots. For example, in different configurations of our experimental green roof, water puddles could be existing on the water tightness, and puddles have been observed at the construction of the GR. These puddles, as well as the alveolar cells (which serve as water storage in rain gardens), are elements that retain water and delay its flow; their non-representation in the model can lead to an overestimation of the drainage, especially for devices with low thickness. This hypothesis is reinforced by the fact that, for the 3 cm vegetated substrates, the model shows sensitivity to the parameter "a", which is the vegetation interception parameter (Figure A6 in the Supplementary data). For the most successful simulations, it is observed that this parameter tends towards higher values (close to the tested extremity of the range, i.e., 0.1 - 0.2), suggesting that this interception could compensate for the role of puddles on the roof system.

In the RG80 plot, featuring a thick, less permeable, and smoother substrate, successful simulations do not exhibit drainage overestimation. The multi-criteria optimization yields satisfactory KGE scores, though the fine-tuning of ET estimates is limited compared to the GRs plots of SE15Y and GE15Y. The substantial depth of the substrate effectively diminishes the impact of water interception by the base alveolar cells, making it minor compared to the substrate's capacity. Notably, the model accurately simulates drainage without incorporating all hydrological phenomena, such as preferential flows. However, incorporating preferential flows through the parameterization of dual-permeability in the flow equation has been shown to enhance drainage simulation, as evidenced by Yu et al. (2023). Their findings indicate that the dual-permeability model more closely aligns with experimental data, suggesting a significant impact of preferential flow resulting from freeze-thaw cycles in bioretention systems in cold climates like Canada. In this context, the integration of these considerations would increase the model's complexity, raising the question of whether the benefits outweigh the associated costs, both in terms of resources and time. However, it may be pertinent to inquire how preferential flow paths influence the simulation of ET, particularly considering that the presence of these preferential paths reduces water retention in the substrate.

IX.4.2.3. Model sensitive parameters for simulating evapotranspiration in GSI

The soil hydraulic parameters n and α are the primary factors influencing the simulated ET variabilities in the tested GSI systems. The n parameter exhibits a consistent relationship between experimental value and accepted simulations within the context of GR plots. The experimental value of n at 1.5 aligns well with the accepted simulations for the SE15Y configuration and some for the GE15Y plot, indicating that the model accurately captures the soil hydraulic properties for these specific setups. However, the GE15Y plot shows a broader range of n values (1.7 to 2) in the best simulations, suggesting potential variations in soil texture or structure not captured in the experimental setup. Similarly, the NE3Y plot demonstrates even greater variability (1.25 to 2.94), with a preference for values between 2.5 and 2.94, indicating significantly different hydraulic behaviour that may be influenced by factors such as soil composition, age of the green roof, vegetation presence or specific environmental interactions.

The α parameter, as determined by experimental analysis, shows sensitivity to ET variability across all tested GSI configurations. The experimental α value is 0.026. Accepted simulation values for the α parameter exhibit a wide range in SE3Y (0.0065 - 0.3) but narrow to 0.03 - 0.067 for NE3Y, SE15Y, and GE15Y. The broad range in SE3Y could indicate model sensitivity to input variables or assumptions, while the narrower range in the other

configurations suggests a more constrained understanding of α 's impact on soil water movement and retention.

In contrast to green roof plots, the rain garden (RG80) substrate exhibits a notable discrepancy in α and n values between both experimental and simulated data. The experimental values of α (0.0014) and n (1.32) differ from those observed in accepted ET simulations (α : 0.0022 to 0.0054, n : 1.4 to 1.69). The smaller α values in the rain garden substrate compared to those of green roofs suggest a tighter soil structure (more compact soil arrangement) or finer texture, which can hold water more tightly and release it more slowly. For GRs plots, as already explained above, the vegetation cover (Scf, 0.7 – 0.85) is found as an important parameter for accurately modelling evaporation by interception and transpiration, particularly for the low-depth structures SE3Y and the grasses plot GE15Y. Furthermore, the rain garden RG80 plot showed the importance of parameters such as stomatal resistance, evaluated according to the accepted simulations, between 280 and 370 s/m, as well as the vegetation height, ranging from 0.33 to 0.4 meters.

IX.5. Conclusion

IX.5.1. Conclusion of the article

This research employed the Hydrus 1D physically-based hydrological model, integrating 17 parameters, to investigate the sensitivity of evapotranspiration (ET) across green roof plots over a two-year period from 10-2012 to 10- 2014, and a rain garden plot for one year from 2017 to 2018 in Paris region. The Sobol global sensitivity method was utilized to identify crucial parameters for ET simulation, including soil hydrodynamic properties (n and α), vegetation coverage fraction (Scf), soil pressure during anaerobic phase, and the "a" parameter of vegetation interception.

The model was calibrated using a range of variables, including 30-minute interval drainage and hourly water content measurements, to investigate different GSI structures such as green roof configurations and a rain garden. The rain garden analysis involved daily interval drainage and estimated ET. The model successfully simulated drainage and water content for green roof plots, as well as daily drainage and ET for the rain garden. However, the model's multi-objective approach revealed challenges in accurately representing drainage biases.

To achieve precise ET simulations in GSI using hydrological physics-based models, several recommendations can be made. When calibrating the model, it should be tailored to

specific objectives. For assessing ET on annual or seasonal scales, using discharge as a variable is preferable, while substrate water content is most suitable for local cooling considerations during dry periods. Special attention should be given to calibrating soil hydraulic properties, particularly the substrate's water retention capacity.

This study has demonstrated the importance of hydraulic parameters (n and α) in simulating ET for these systems. The n parameter, while essential, can exhibit significant variability based on specific site characteristics, such as soil texture or structure. In contrast, the α parameter shows a narrower range of values based on the type of system, suggesting a more precise understanding of its impact on water retention. These findings also emphasize the practical importance of vegetation cover (Sc_f) for accurately modelling evaporation through interception and transpiration, especially for shallow systems and plants such as grasses, which are more susceptible to dry conditions. In cases of well-developed vegetation, such as in rain gardens, specific secondary elements like stomatal resistance and vegetation height, which are also the potential ET parameters, are necessary for an accurate assessment of ET through simulation.

The insights from this analysis can be applied to long-term simulations of ET dynamics and accumulations within GSI, leading to a more comprehensive understanding of GSI's hydrological performance and its effectiveness within urban water management strategies.

- Acknowledgements

The authors are grateful to the CEREMA and the OPUR Programme, along with their partners, for facilitating this research. We also acknowledge the Paris City Council (DPE-STEA) for their support in experiment setup and data collection.

- Author contributions

Ahmeda Assann Ouédraogo: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Writing – Original draft and, Visualization. Emmanuel BERTHIER: Conceptualization, Methodology, Investigation and, Supervision. Jérémie SAGE: Conceptualization, Methodology, investigation. Marie-Christine GROMAIRE: Conceptualization, Methodology and, Supervision.

- Supplementary data

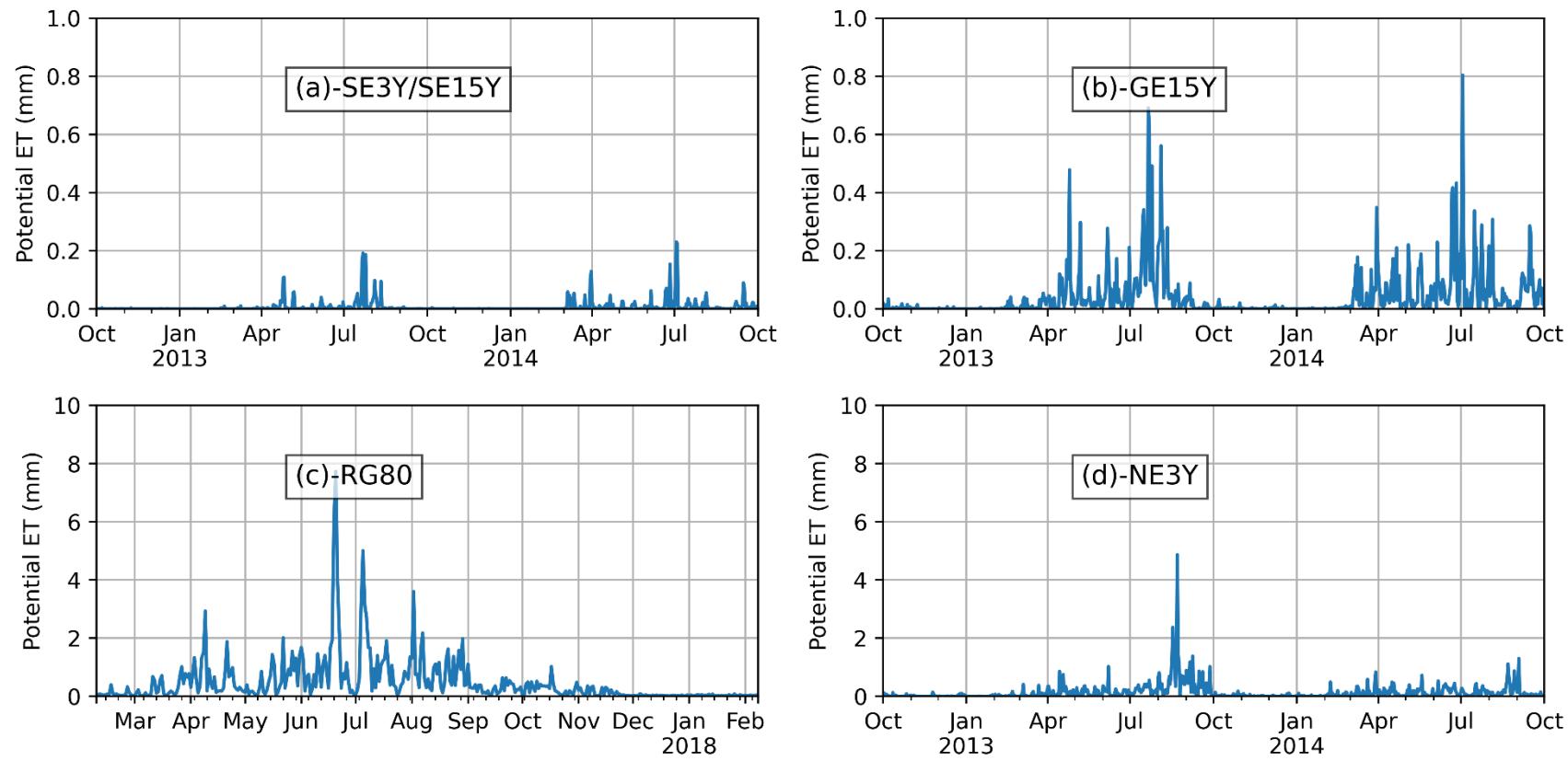


Figure A1: daily variance of simulated potential evapotranspiration across varied configurations of GSI Systems. Configurations include: (a) Sedums with a 3 cm substrate and Sedums with a 15 cm substrate, (b) Grasses with a 15 cm substrate, (d) Herbaceous plants with a 80 cm substrate, and (d) Bare substrate with 3 cm.

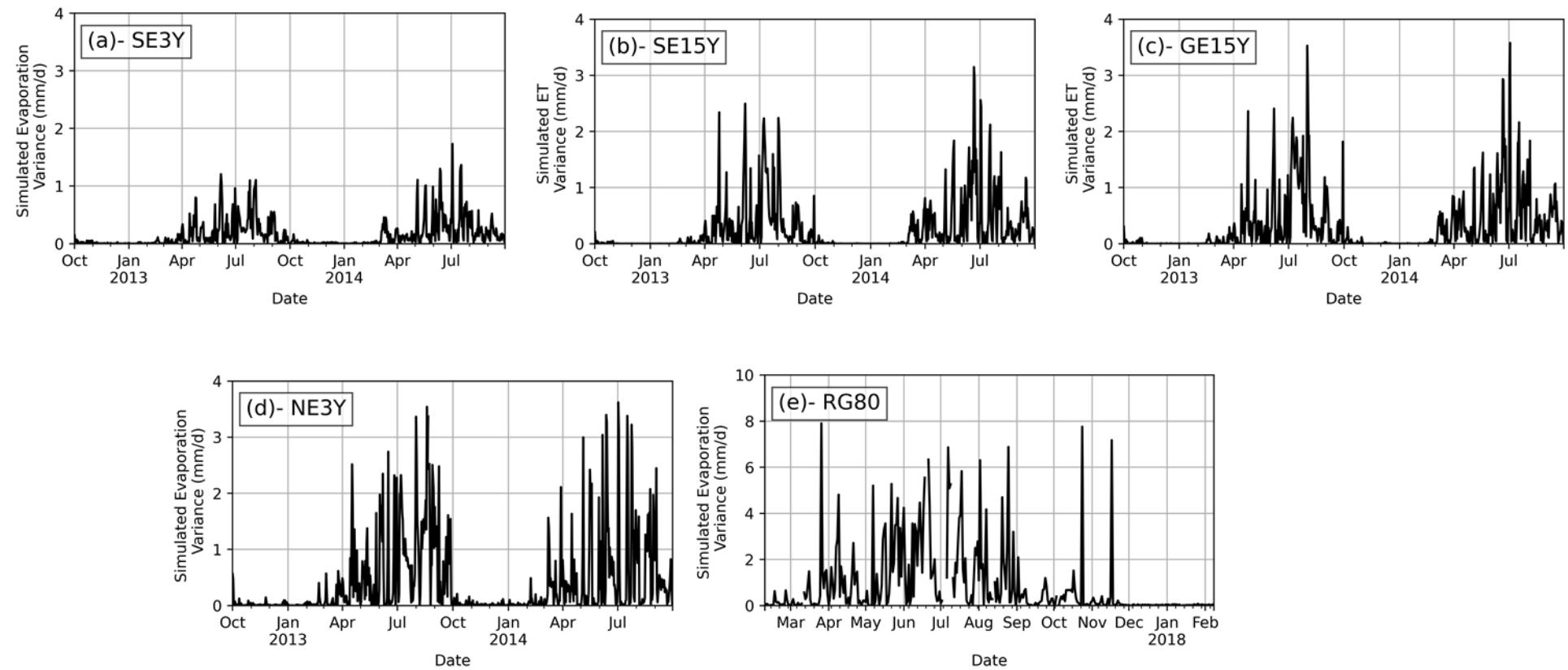


Figure A2: daily variance of simulated evapotranspiration (ET) across varied configurations of GSI Systems. Configurations include: (a) Sedums with a 3 cm substrate, (b) Sedums with a 15 cm substrate, (c) Grasses with a 15 cm substrate, (d) Bare substrate with 3 cm, and (e) Herbaceous plants with a 15 cm substrate.

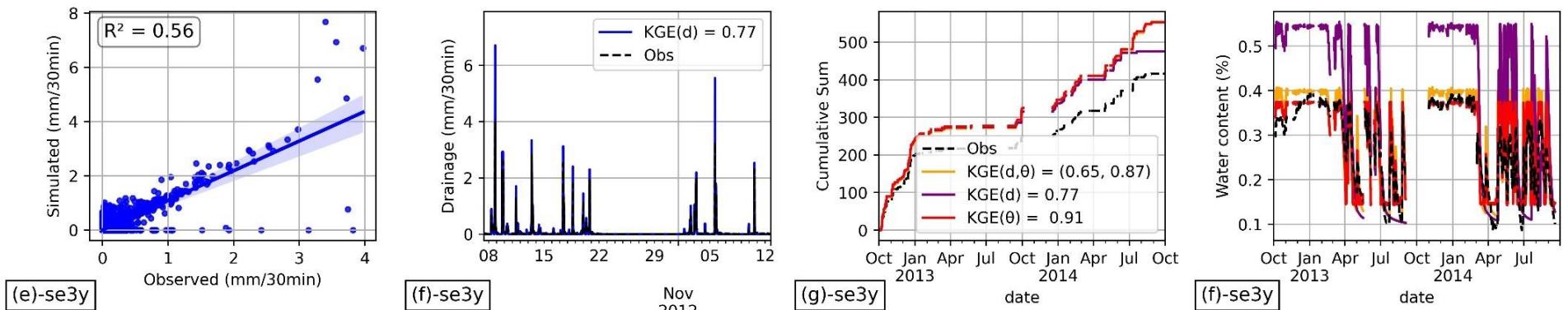
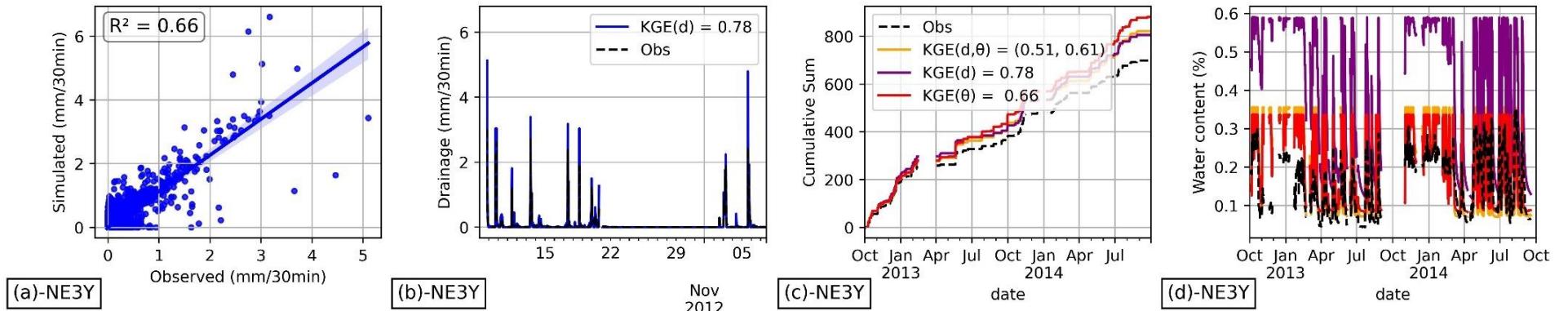


Figure A3: Model calibration for the NE3Y and SE3Y plots includes: a and e) scatter plots comparing observed and simulated drainages, b and f) a focused view on a short period, and c-d and d-f) the cumulative drainage and simulated water content θ across all calibration types (drainage, water content, combined).

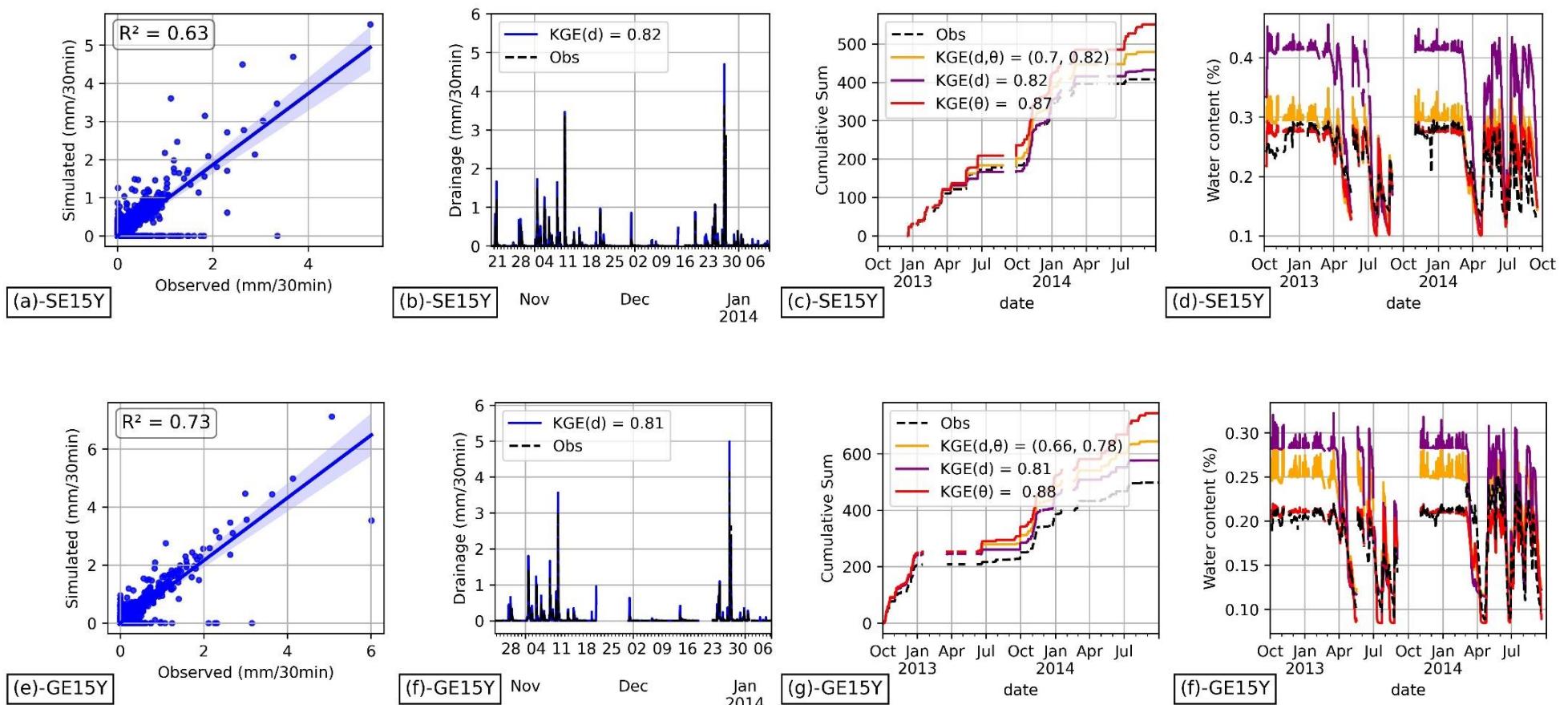


Figure A4: Model calibration for the SE15Y and GE15Y plots includes: a and e) scatter plots comparing observed and simulated drainages, b and f) a focused view on a short period, and c-d and d-f) the cumulative drainage and simulated water content θ across all calibration types (drainage, water content, combined).

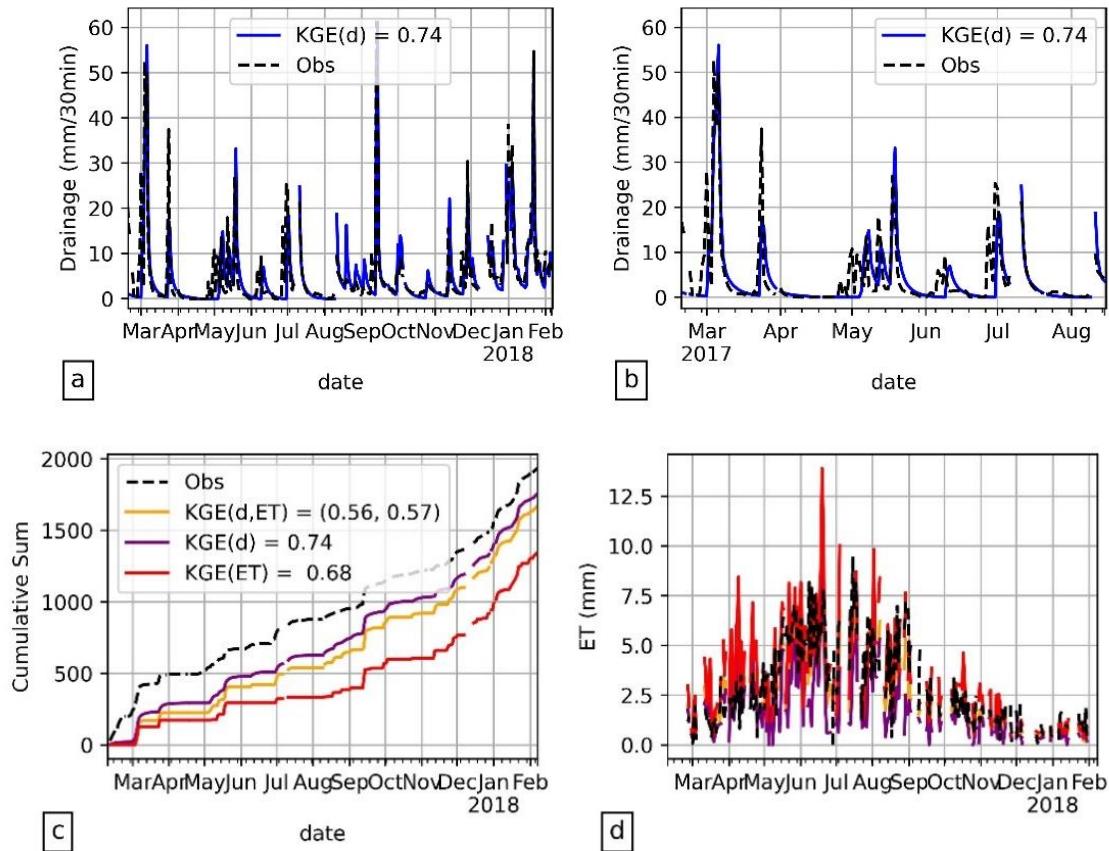


Figure A5: Calibration of the model for RG80 plot: a-b) – drainage (d) calibration; subfigures c and d - respectively show cumulative values across all calibrations (drainage, estimated evapotranspiration - ET, and combined) and the simulated ETs. Symbol "obs" refer to the observations

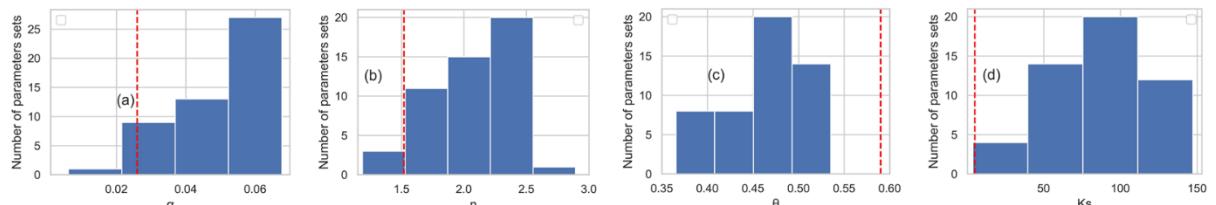


Figure A4: Parameters distributions of the NE3Y plot. α and n are soil hydraulic parameters. K_s and θ_s are respectively the hydraulic conductivity and saturated water content.

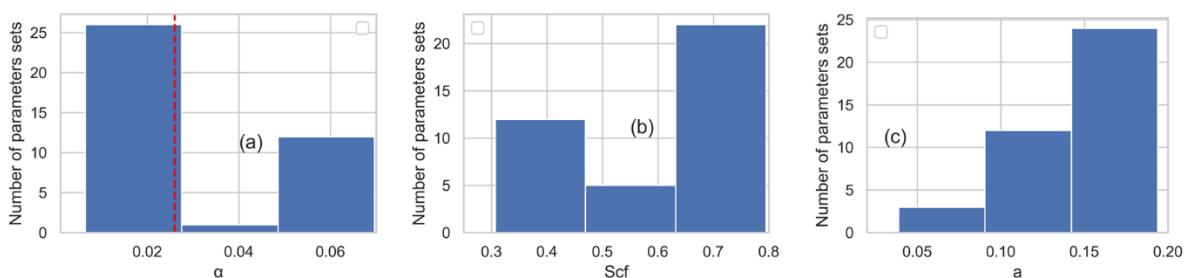


Figure A6: Parameters distributions for the SE3Y plot. Soil cover fraction (Scf) and “a” the interception coefficient are represented and the α parameter.

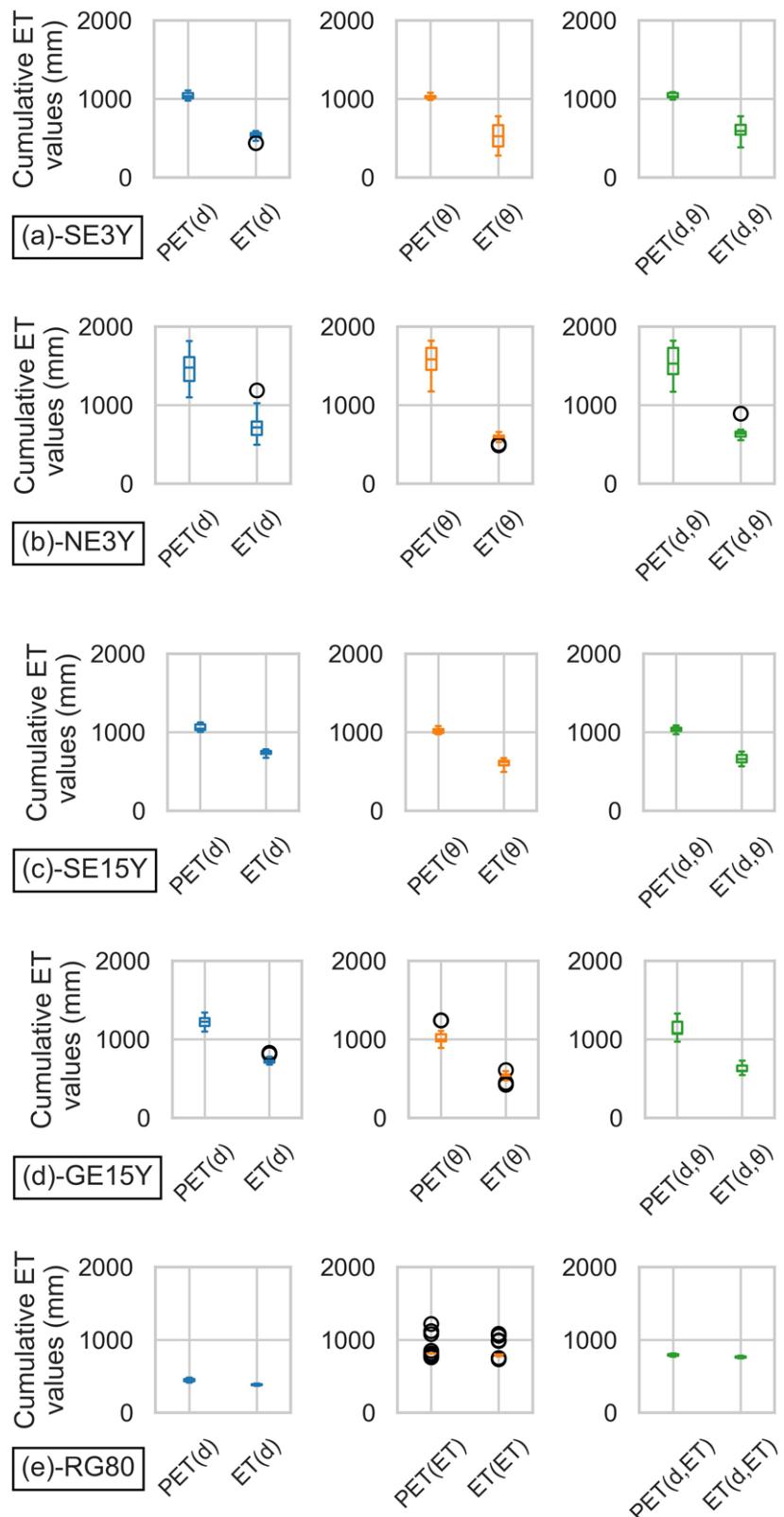


Figure A7: ET cumulative values distribution for all configurations across the calibration with drainage (d), water content (c), evapotranspiration (ET) and multi-objective approach.

Table A1: Summary of simulation convergence rates for the tested plots.

Configurations	Parameters	Simulation	Convergence
Se3y	16	19456	17080 (88%)
Ne3y	6	8192	8044 (98%)
Se15y	17	19456	17029 (88%)
Ge15y	17	19456	19238 (99%)
RG80	17	19456	16545 (85%)

FIN DE L'ARTICLE

IX.5.2. Conclusion du chapitre

Ce chapitre a permis de comprendre des aspects importants dans la simulation de l'ET des SfN ainsi que le fonctionnement du modèle HYDRUS-1D. Les enseignements suivants peuvent être énumérés :

- Sensibilité de l'ET aux paramètres de la végétation et du sol :

La hauteur de la végétation et la résistance stomatique ont été identifiées comme des facteurs influençant la variabilité de l'ET potentielle calculée selon Penman-Monteith, tandis que les paramètres du sol, tels que n et α , sont cruciaux pour simuler l'ET réelle. Cette conclusion souligne l'importance primordiale du type de sol et dans certains cas de la sélection et de la gestion des types de végétaux dans la conception des SfN.

- Influence des facteurs supplémentaires :

Des paramètres comme la couverture du sol (Sc_f), la succion du sol en phase d'anaérobiose (c'est-à-dire la pression à partir de laquelle la plante est en capacité d'extraire l'eau d'un sol saturé en eau, P_0), et la constante d'interception "a" par la végétation, jouent également un rôle secondaire dans certaines configurations. Cela indique la complexité des interactions entre les composantes des SfN et l'ET, nécessitant une approche plus holistique dans la compréhension des paramètres importants qui influent sur l'ET.

- Capacité du modèle HYDRUS-1D :

La calibration du modèle HYDRUS-1D avec des ensembles de données (drainage, teneur en eau et ET estimée) de longue période a permis d'atteindre des performances appréciables (KGE entre 0,6 à 0,9). Le modèle a démontré une capacité plus grande à bien représenter les processus hydrologiques des toitures végétalisées pour des substrats de grande

épaisseur (15 cm) par rapport à ceux avec de faible épaisseur (3 cm) et la configuration du jardin de pluie où le substrat est de texture beaucoup plus fine. Cependant, la tendance du modèle à surestimer le drainage et à sous-estimer l'ET appelle à une réflexion sur les améliorations possibles du modèle pour une estimation plus précise de l'ET. Pour de longues périodes (échelles saisonnières ou annuelles), le drainage est une variable de calage plus adaptée pour simuler les cumuls d'ET. Pour l'étude de longues périodes sèches avec des enjeux plus en lien avec le rafraîchissement local, il est recommandé d'utiliser pour le calage du modèle des observations d'ET ou à défaut des mesures de teneurs en eau moyenne du substrat.

- Implications pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaines :

Les résultats offrent des recommandations pour une meilleure évaluation de l'ET au sein des SfN. Une caractérisation de la capacité de rétention de même que de l'écoulement de l'eau dans son substrat est primordiale pour une bonne simulation de l'ET. Ensuite, pour une végétation développée, une attention sur la résistance stomatique, la hauteur de la végétation de même que le taux de couverture du sol par la végétation sont de bonnes pratiques pour une simulation précise de l'ET.

Chapitre X. Simulation de l'évapotranspiration de solutions fondées sur la nature pour la gestion à la source des eaux pluviales urbaine avec un modèle hydrologique

X.1. Introduction

Le modèle Hydrus 1D a été évalué dans le chapitre précédent : une analyse de sensibilité du modèle aux ET simulées et un calage du modèle avec des données observées (drainage, teneur en eau, ET) ont été réalisés sur deux années pour des configurations de toiture végétalisée et une année pour la configuration de jardin de pluie. Ce chapitre vise à appliquer le modèle, en utilisant l'ensemble optimal de paramètres, pour simuler des valeurs d'ET continues sur une longue période pour les diverses SfN urbaines déjà étudiées. L'objectif est de surmonter les contraintes posées par les estimations d'ET issues des données expérimentales qui, bien que fiables, présentent des lacunes en termes de continuité. Ces estimations discontinues d'ET ne permettent pas une analyse quantitative approfondie de la dynamique de l'ET et de ses principaux facteurs aux échelles saisonnière et annuelle.

Dans une première phase, nous décrirons les configurations évaluées et les méthodologies adoptées pour le traitement et l'analyse des données. Ensuite, l'analyse des ET simulées se fera selon différentes échelles temporelles (saisonnière et annuelle).

X.2. Matériels et méthodes

Les détails concernant le dispositif expérimental et les données utilisées dans ce chapitre ont été présentés dans les chapitres précédents. Tout d'abord, le site expérimental de Trappes (en France) est mis en avant, où quatre toitures végétalisées sont utilisées entre 10/2012 et 07/2018 :

- NE3Y, présentant un substrat nu d'une épaisseur de 3 cm ;
- SE3Y, avec des Sedums sur un substrat de 3 cm ;
- SE15Y, mettant en avant des Sedums sur un substrat plus épais de 15 cm ;
- GE15Y, où des Graminées sont plantées sur un substrat de 15 cm ;

Ensuite, le lysimètre expérimental conçu pour reproduire le fonctionnement hydrologique d'un jardin de pluie sans stockage est considéré. Ce dispositif, désigné sous le nom de RG80, intègre des plantes herbacées au-dessus d'un substrat argile limoneuse de 80 cm et la modélisation est menée de 02/2017 à 07/2018.

L'analyse se focalise sur l'évaluation de l'ET pour chaque configuration de SfN testée, en considérant les échelles temporelles de la saison et de l'année. Les saisons sont définies comme suit : Printemps (20 mars - 20 juin) ; Été (21 juin - 20 septembre) ; Automne (21 septembre - 20 décembre) et Hiver (21 décembre - 20 mars). Les moyennes interannuelles de l'ET pour ces intervalles ont été analysées.

Dans la continuité des méthodes d'analyse de sensibilité et de calage abordées dans le chapitre précédent, le critère de Kling-Gupta Efficiency (KGE) a été considéré tout en accordant une attention particulière au biais (rapport entre la moyenne des simulations et des observations), un paramètre important pour l'analyse quantitative. Les valeurs de KGE dépassant 0,5 (indiquant de simulations jugées acceptables, Mohsen Hassan Abdalla et al. (2022)) ont été retenues et hiérarchisées en fonction du biais. Les cinquante meilleures simulations ont été sélectionnées pour chacune des SfN.

Deux types de calage mono-objectif ont été retenus : celui effectué avec le débit de drainage pour les toitures végétalisées et avec l'ET pour le jardin de pluie. Cette considération est justifiée par les difficultés du modèle à donner de très bonnes simulations pour une approche multi-objective (voir la discussion du chapitre précédent). Du fait des incertitudes plus importantes qui affectent l'ET estimée sur les toitures végétalisées, le débit de drainage nous a semblé la variable la plus appropriée pour les analyses saisonnières et annuelles des ET simulées (voir conclusion Chapitre IX).

X.3. Résultats et discussion

X.3.1. Evapotranspiration, drainage et teneur en eau simulées sur les périodes d'étude

Les performances du modèle pour les différentes configurations sont décrites dans le Tableau X-1. L'évaluation globale de ces performances, établie sur le KGE et sa composante le biais, met en évidence une diversité dans l'efficacité des simulations parmi les différentes configurations étudiées. Notamment, la configuration NE3Y se distingue par des performances inférieures, illustrées par des valeurs de KGE plus faibles, suggérant des limitations dans la précision de la simulation des processus de drainage. Pour la configuration du jardin de pluie RG80, on observe des valeurs de KGE variant de 0,53 à 0,68 pour l'ET estimée, avec un biais (β_m) variant de 0,7 et 1,03.

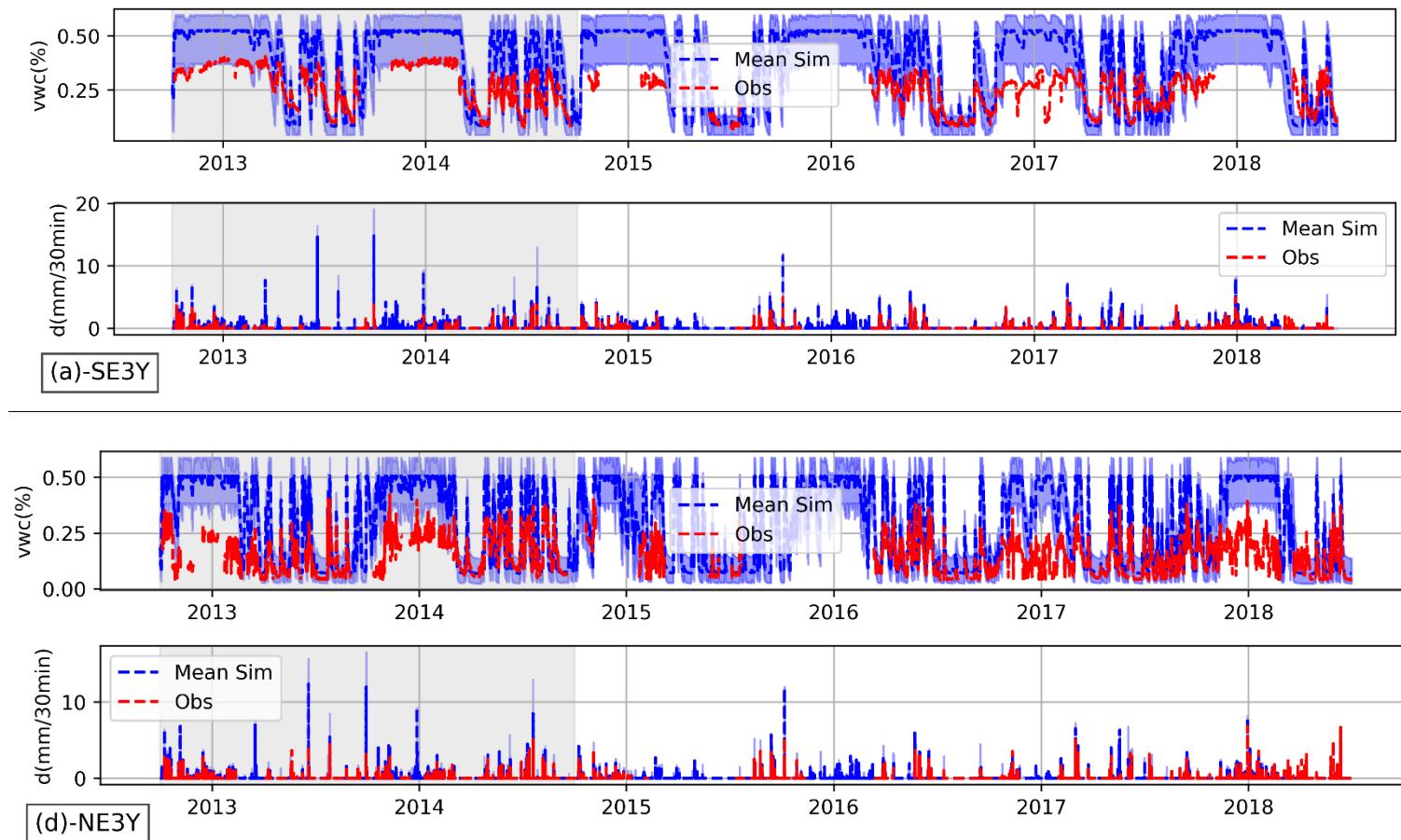


Figure X-1 : Simulation et observation des variables de drainage et de teneur en eau pour les compartiments de la toiture végétalisée : a-SE3Y (Sedums, 3 cm), b-SE15Y (Sedums, 15 cm), c-GE15Y (Graminées, 15 cm), d-NE3Y (substrat nu, 3 cm) (les zones en bleu clair correspondent au faisceau des 50 meilleures simulations).

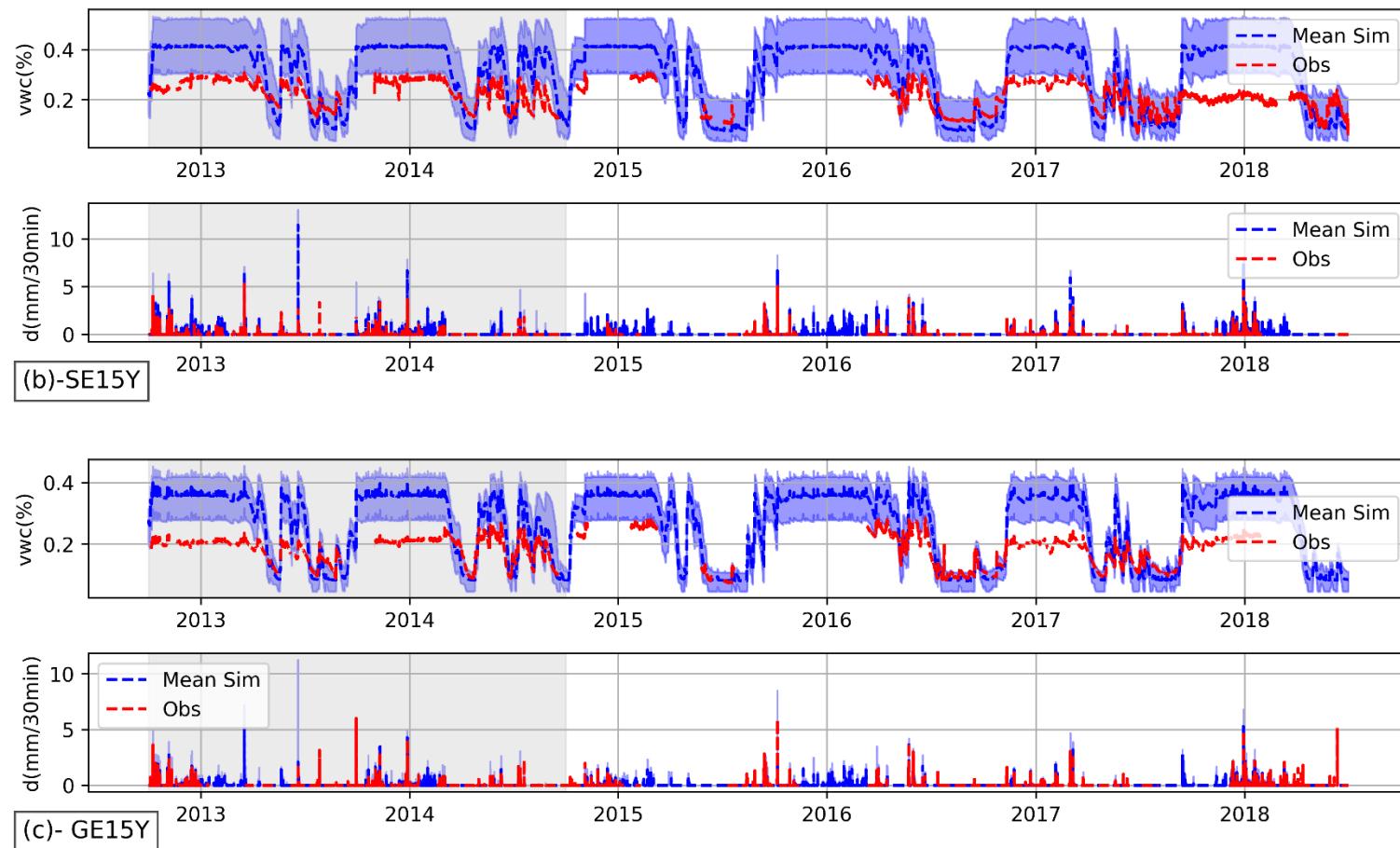


Figure X-1 (Suite) : Simulation et observation des variables de drainage et de teneur en eau pour les compartiments de la toiture végétalisée : a-SE3Y (Sedums, 3 cm), b-SE15Y (Sedums, 15 cm), c-GE15Y (Graminées, 15 cm), d-NE3Y (substrat nu, 3 cm) (les zones ombragées en bleu clair correspondent au faisceau des 50 meilleures simulations).

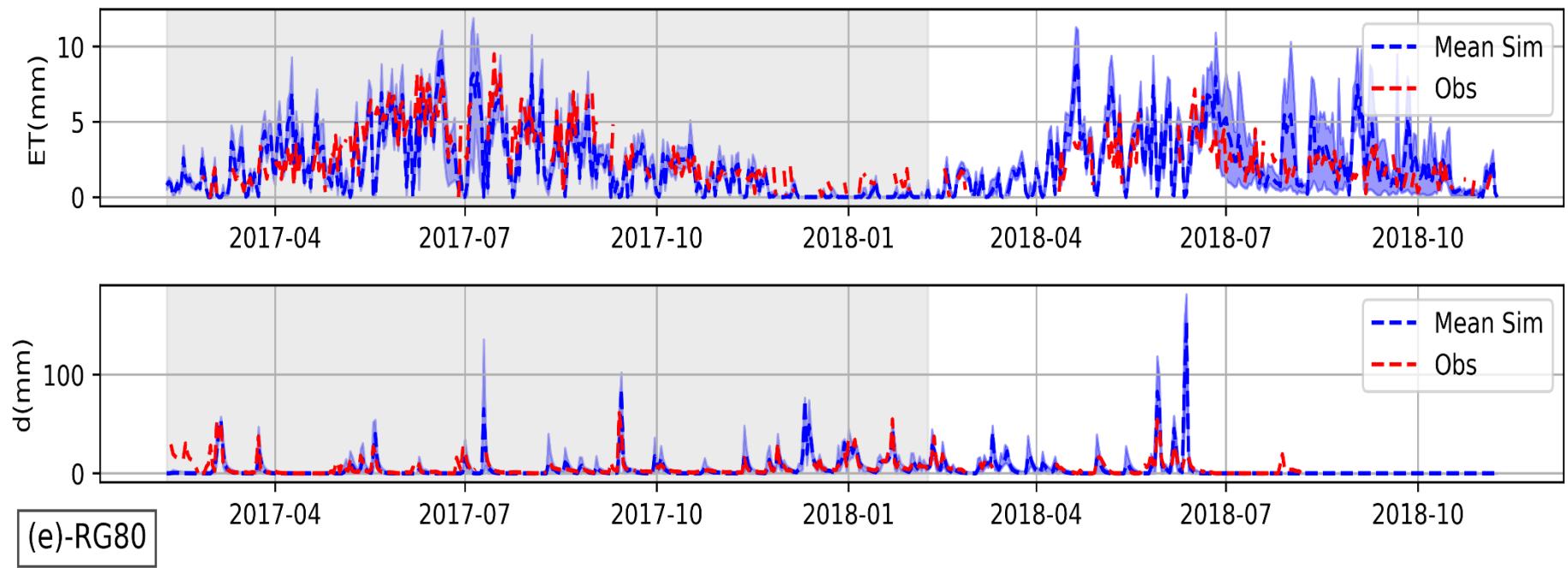


Figure X-2 : Simulation et observation des variables de drainage (d , mm/30 min) et d'évapotranspiration (ET, mm pour 1j) observées et simulées pour la configuration de jardins de pluie (Février 2017 – Novembre 2018).

Tableau X-1 : Performances des 50 meilleures des simulations sur la période de calage pour les toitures végétalisées (août 2012 – août 2014) et le jardin de pluie (Février 2017 – Février 2018).

Configurations	Variable utilisée pour le calage	Performance du modèle	
		KGE	$ 1 - \beta_m $
NE3Y	Débit de drainage	0.52 - 0.57	0.02 - 0.03
SE3Y		0.52 - 0.77	0.11 - 0.18
SE15Y		0.5 - 0.77	0.04 - 0.05
GE15Y		0.5 - 0.79	0.02 - 0.08
RG80	ET estimée	0.53 - 0.68	0.3 - 0.03

Les Figures X-1 et X-2 illustrent graphiquement la comparaison entre les simulations et les observations sur l'ensemble de la période de calage (fond gris) ainsi que sur toute la période simulée. Sur toutes les configurations et en particulier le compartiment NE3Y (Figures X-1b), on constate que le modèle éprouve des difficultés à simuler la teneur en eau du substrat lorsque le processus de calage ne prend en compte que le débit de drainage. Pour le jardin de pluie, le calage avec l'ET donne de bonnes dynamiques, tant pour l'ET simulée que pour le débit de drainage simulé. Cependant, en termes de biais, l'ET simulée a tendance à sous-estimer l'ET estimée, avec des critères de biais pouvant être limité à 0,7.

X.3.2. Bilan hydrique des différentes configurations

X.3.2.1. Bilan saisonnier

L'analyse des variations saisonnières de l'ET (en % des précipitations) pour les configurations de toitures végétalisées GE15Y, SE15Y, SE3Y, et NE3Y révèle des tendances distinctes (Figure X-3). Au printemps, les taux d'ET atteignent 72% de la pluviométrie pour GE15Y et SE15Y, tandis que l'été est marqué par des ET surpassant 79% pour ces mêmes configurations. En automne, une baisse notable de l'ET est observée, avec des taux allant de 20% à 34% selon la configuration. L'hiver, avec les plus faibles taux d'ET observés durant l'année (de 15% à 36% de la pluviométrie), illustre le ralentissement de l'activité de la végétation en réponse aux basses températures. Cette saison met en lumière les défis associés à la gestion à la source des eaux pluviales urbaine dans des conditions climatiques moins favorables.

Les bilans hydrologiques simulés pour le jardin de pluie RG80 permettent aussi d'effectuer une analyse spécifique de ses performances en termes d'ET à travers les saisons (Figure X-3d). Au printemps, l'ET représente 41% des apports de précipitations (338 mm d'ET sur 824 mm d'apports de pluie). En été, l'ET atteint 55% des apports de précipitations (333 mm d'ET sur 606 mm de pluie), cette saison présentant la plus haute proportion d'ET pour RG80.

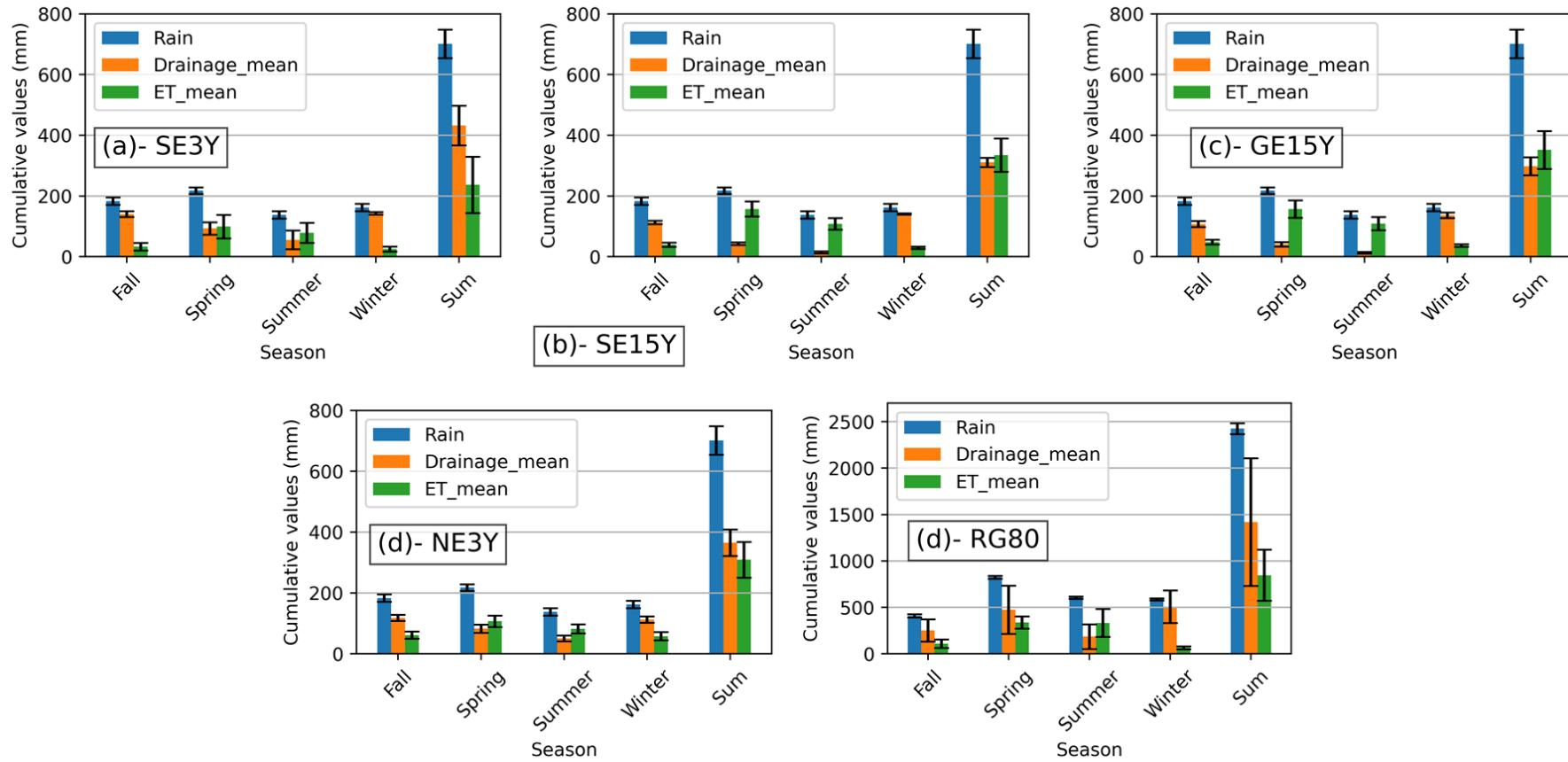


Figure X-3 : Analyse saisonnières et annuelles des variables du bilan hydrologique des quatre compartiments des toitures végétalisées (août 2012 à août 2018) et du jardin de pluie (de février 2017 à juillet 2018). Les intervalles (en noir) représentent les moyennes des écarts-types interannuels de l'ensemble des simulations. Pour la pluie, c'est l'incertitude calculée selon la méthode de propagation (voir VII.2.2.2.)

En automne, l'ET diminue à 30 % des précipitations (124 mm d'ET sur 408 mm de pluie), reflétant la transition vers des températures plus faibles et une activité végétale réduite. Bien que l'efficacité de l'ET baisse, le jardin de pluie continue de jouer un rôle dans la gestion de l'eau non négligeable. L'hiver est la saison qui présente le taux d'ET le plus bas, avec seulement 13% des précipitations (77 mm d'ET sur 587 mm de pluie) repris par ET.

X.3.2.2. Bilan annuel

La Figure X-3 illustre aussi les bilans hydrologiques à l'échelle interannuelle des différentes SfN testées. L'analyse des résultats obtenus révèle des tendances significatives en termes de précipitations et d'ET. Pour les toitures végétalisées, la configuration GE15Y a présenté une moyenne annuelle de 352 mm/an d'ET pour une pluie annuelle de 701 mm/an de précipitations, illustrant une capacité modérée (50%) d'évacuation de l'eau par ET. Les autres compartiments (SE15Y, SE3Y, NE3Y) ont des capacités d'ET variable, avec SE3Y affichant une ET annuelle faible (237 mm/an, 34%). Les configurations SE15Y et NE3Y ont des ET interannuelle moyenne de 354 mm/an et 309 mm/an, soit 50% et 44% de la pluie respectivement. Cela souligne des différences dans leur efficacité hydrologique.

Le jardin de pluie RG80 se distingue par un bilan en eau différent, avec un volume de drainage plutôt élevé (1419 mm, pour un apport par précipitation de 2425 mm sur toute la période) par rapport aux toitures végétalisées. Ce résultat est à mettre en lien avec la plus grande surface d'impluvium (4x la surface du jardin) que dans le cas des toitures végétalisées. Il indique un poids prépondérant de l'exfiltration vers le sous-sol (ou le drainage vers le réseau) des eaux pluviales, avec une ET totale de 847 mm, soit 35% de l'apport pluvial qui est de 2425 mm sur la période de février 2017 à juillet 2018.

X.4. Discussion

La prise en compte des cumuls d'ET simulés des SfN à des échelles saisonnières ou annuelles nécessite une considération attentive des ajustements réalisés pour chaque configuration durant la période de calage du modèle. Ainsi, la calibration du modèle, notamment pour SE3Y, entre les débits de drainage simulés et observés, révèle un biais moyen de 15%. À l'échelle annuelle, une surestimation du drainage mène à une sous-estimation de l'ET, résultant ainsi en une réestimation de l'ET entre 40 à 49% de la précipitation totale annuelle pour le compartiment SE3Y plus proche des performances du compartiment NE3Y.

Au-delà des écarts observés pour les différents compartiments du fait de biais importants, l'impact des conditions météorologiques locales sur leur performance est questionable. Dans un contexte urbain, où la variabilité locale des facteurs atmosphériques est considérable (DiGiovanni et al., 2013b; DiGiovanni-White et al., 2018), cette dimension prend une importance particulière. Nous avons également procédé à des simulations de l'ET potentielle pour chaque compartiment avec les données recueillies à la station météorologique de Météo-France (de Paris – Montsouris). Cette station, située au centre de Paris, offre un contraste avec les dispositifs de toitures végétalisées, qui se trouvent en zone périurbaine à Trappes. Il est à noter que le site expérimental du jardin de pluie se situe, quant à lui, dans une zone urbaine dense au Muséum d'Histoire Naturelle à Paris à 2,5 km de la station Paris-Montsouris.

L'analyse des données d'ETP calculées entre le 02 janvier 2017 et le 08 juillet 2018 avec les paramètres des simulations acceptées (Tableau-X-1) met en évidence des variations entre les sites étudiés et la station de Paris Montsouris (Figure X-4). Pour le compartiment SE15Y, l'ETP estimée sur Trappes s'élève à 877 mm, dépassant celle de Paris Montsouris qui est de 780 mm, ce qui représente une augmentation de 10% (87 mm). Cette hausse est particulièrement notable au printemps (61 mm, soit +12%) et en été (15 mm, soit +6%). Pour la configuration GE15Y, une augmentation est aussi observée, avec un ETP de 963 mm contre 886 mm à Paris Montsouris, marquant une différence de 8% (77 mm). Les saisons du printemps et de l'été présentent des écarts de 40 mm (7%) et 35 mm (9%), respectivement.

En comparant l'ETP du jardin de pluie RG80 (au Museum d'Histoire naturelle à Paris) à celle de Paris Montsouris, on constate que l'ETP est supérieure à Paris au Montsouris (881 mm contre 692 mm), soit une augmentation de 20% (189 mm). Le printemps et l'été affichent des augmentations de 65 mm (21%) et 61 mm (21%), indiquant des conditions microclimatiques potentiellement différentes de la station de Paris Montsouris.

Les saisons d'automne et d'hiver montrent des écarts plus faibles comparativement aux autres saisons entre les sites pendant ces périodes. La prise en compte des différences d'ETP entre les différents sites est souhaitable pour évaluer les influences de ces facteurs météorologiques sur la performance des SfN dédiées à la gestion à la source des eaux pluviales.

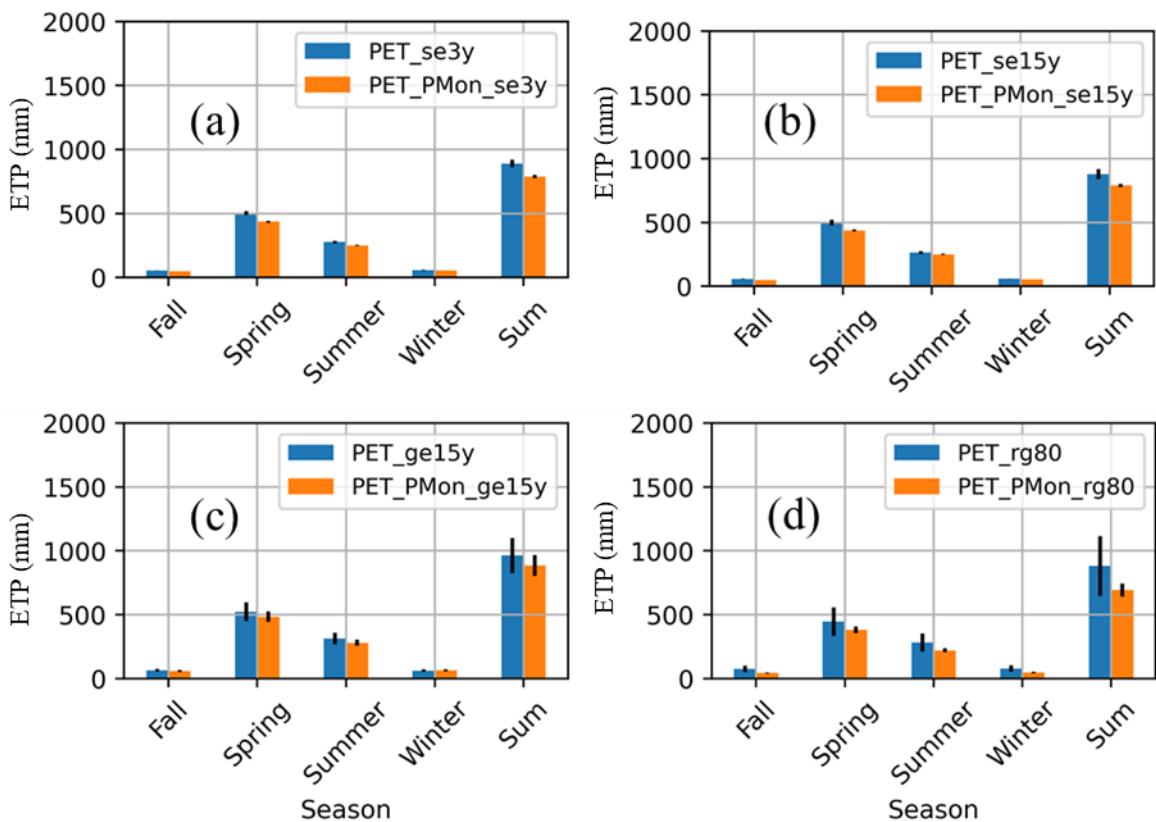


Figure X-4 : Evapotranspirations potentielles (entre le 02 janvier 2017 et le 08 juillet 2018) des différents compartiments en utilisant des données des sites expérimentaux comparativement à celles de la station météorologique de Paris Montsouris (PMon). Les intervalles (en noir) représentent les moyennes des écarts-types interannuels de l'ensemble des ETP qui sont estimées dans les simulations acceptées.

X.5. Conclusion

Le modèle hydrus-1D calé a pu simuler sur une longue période les ET des différents compartiments de toiture et du jardin de pluie, mettant en évidence les distinctions entre les compartiments de toiture de 15 cm, de substrat de 3 cm et le jardin de pluie. Les systèmes GE15Y et SE15Y sur les toitures végétalisées avec des substrats de 15 cm se démarquent par leur capacité d'ET, atteignant en moyenne 50% des précipitations annuelles pour le climat Francilien. Les ET annuelles d'autres dispositifs NE3Y, SE3Y et RG80 sont en moyenne entre 30 à 44% des précipitations, demeurant ainsi significatives. Les perspectives d'utilisation du modèle pourraient inclure :

- une analyse approfondie des ET simulées à des échelles de temps plus réduits (journalières) et lors d'épisodes de séchage, permettant en particulier d'étudier le comportement du modèle en période de stress hydrique et de comparer les réactions des différentes SfN lors de ces périodes ;

- étant donné les hétérogénéités microclimatiques en milieu urbain, étudier l'impact des variations microclimatiques sur les ETP (initié dans ce chapitre) et les performances des SfN ;
- des études prospectives pour évaluer comment l'évolution future du climat (température, rayonnement solaire, vent, humidité) pourrait influencer la performance des SfN et l'ET dans ces structures ;
- tester éventuellement le modèle avec des valeurs de paramètres standards non ajustées, comme cela se ferait pour des projets d'aménagement, et comparer les ET des deux scénarios.

Conclusion générale

Chapitre XI. Conclusion générale

XI.1. Rappel des objectifs et méthodologie de la thèse

L'objectif général de cette thèse a été de mieux comprendre, estimer et de reproduire le processus d'évapotranspiration (ET) au sein des SfN de gestion à la source des eaux pluviales urbaines. Dans cette thèse, l'attention s'est portée sur un type spécifique de SfN, à savoir des SfN équipées d'un massif de substrat infiltrant, en couvrant diverses configurations en termes de nature de substrat, épaisseur de substrat, nature du couvert végétal, surface d'impluvium. Ces objectifs ont été formulés en plusieurs problématiques et verrous scientifiques : comment obtenir des estimations précises de l'ET issues des SfN grâce à des mesures expérimentales ? Quelles méthodes d'observations sont à privilégier pour estimer l'ET issue de ces ouvrages ? Quels sont les principaux facteurs influençant le flux d'ET dans ce contexte ? Quelles recommandations peuvent être émises pour une simulation efficace du processus d'évapotranspiration dans ces ouvrages ? Quels paramètres de modélisation nécessitent une attention particulière et quelles stratégies de calibration doivent être adoptées ? Pour y répondre, trois principales étapes méthodologiques ont été suivies :

- un inventaire et une appropriation d'observations préalablement collectées

Chaque type de SfN étudié est représenté par diverses configurations selon le type de végétation (sedums, herbacées, sol nu), de substrats (fin, grossiers), de conditions de drainage (avec ou sans de réserve en eau).

La première étape a consisté en la critique et la validation des données (météorologiques, hydrologiques, thermiques, etc.) existantes pour chaque configuration de SfN, avec : i) la vérification de l'intégrité des données, la correction de doublons ou de manques, et l'ajustement des fichiers si nécessaire ; ii) la fusion/concaténation des données selon les périodes d'acquisition ; iii) la définition et l'ajustement des gammes de valeurs acceptables pour chaque variable, en traitant les incohérences ; et iv) l'évaluation critique et la validation des variables mesurées, en identifiant et gérant les anomalies.

- Estimation de l'ET à partir des données expérimentales par diverses méthodes

L'ET de toitures végétalisées a été estimée avec les méthodes de bilan d'énergie de surface, de bilan hydrologique, et de la chambre à ET. Pour les lysimètres des jardins de pluie, l'ET a été évaluée par le bilan hydrologique. Lorsque les données le permettaient (en fonction du nombre de variables et de leur disponibilité), les incertitudes de mesure sur le flux d'ET ont

été évaluées à l'aide de la méthode de propagation des incertitudes. Cette section a également permis la comparaison des différentes méthodes d'estimations et l'identification des principaux facteurs influençant l'ET dans ces SfN.

- Utilisation d'un modèle hydrologique pour simuler l'ET

Cette étape a permis la sélection du modèle Hydrus 1D, son appropriation ainsi que la création d'un environnement dédié d'interfaçage sous Python pour étudier la sensibilité des ETs simulées aux paramètres du modèle et aux conditions de calage (avec des variables telles que le débit de drainage, la teneur en eau et l'ET estimée).

XI.2. Synthèse sur l'estimation expérimentale de l'évapotranspiration

Dans cette étude, nous avons mis en évidence la complexité de l'estimation de l'ET issue des SfN en analysant une diversité de méthodes sur une diversité de configurations de toitures végétalisées et de jardins de pluie expérimentaux. Les estimations basées sur les dispositifs de lysimètres des jardins de pluie ont montré une assez bonne fiabilité des estimations d'ET à des pas de temps journaliers (0 – 10 mm/j), avec des incertitudes de l'ordre de $\pm 0,42$ à $\pm 0,58$ mm/j selon les configurations. Alors que les mesures de la masse des dispositifs permettant d'accéder à la variation du stock d'eau dans les jardins de pluie sont fiables à des pas de temps journaliers, les mesures de teneur en eau dans les substrats de toitures végétalisées, substrats plus grossiers, se sont révélées plus incertaines, ce qui a des répercussions sur les ET estimées par cette méthode. Cette méthode d'estimation, qui consiste à obtenir l'ET comme résultante du bilan en eau, s'avère moins efficace (l'ET est surestimée) pendant et, immédiatement après les événements de pluie, comme observé tant avec les toitures végétalisées qu'avec les lysimètres des jardins de pluie. Cela est dû principalement à la difficulté d'évaluer tous les stocks d'eaux pendant ses périodes, particulièrement sur les toitures végétalisées où l'eau stockée dans les flaques présentes sur les étanchéités n'est pas considérée dans les bilans.

Lors de la comparaison des méthodes d'estimations par bilan d'énergie et par bilan hydrologique pour les toitures végétalisées, des écarts pouvant aller jusqu'à 2 à 3 fois dans les valeurs cumulatives d'ET ont été observés. Les deux méthodes de la chambre et du bilan hydrologique donnent des valeurs d'ET journalières plus proches. Au pas de temps horaire, malgré des ET issues du bilan d'énergie plus importantes que celles de la chambre on observe la même dynamique temporelle. Dans le cas d'une évaluation par bilan hydrologique, nous avons pu évaluer les incertitudes pour les jardins de pluie. Cependant, pour les autres méthodes basées sur le bilan d'énergie et de la chambre, en raison de la multitude de paramètres et de

variables, une telle évaluation des incertitudes associées n'a pas pu être réalisée. Ces éléments soulignent l'importance de choisir une méthode d'estimation de l'ET adaptée pour ces ouvrages. Au vu des résultats dans la thèse, la méthode par bilan hydrologique semble plus commode, notamment au pas de temps journalier. Ensuite, la méthode de la chambre pourrait être une bonne alternative si elle est améliorée (évaluation des incertitudes et démarche vers une automatisation de la mesure).

Les résultats des estimations d'ET dans ces ouvrages indiquent une saisonnalité marquée, avec des valeurs faibles en hiver et en automne (<2-3 mm par jour) et élevées en été et au printemps (8 – 10 mm par jour pour les valeurs maximales). Selon le lysimètre, les dispositifs de jardins de pluie testés présentent un neuvième décile d'ET journalière compris entre 5,4 et 6,5 mm/j. Quant aux toitures végétalisées, selon les configurations testées, les différentes méthodes d'estimation donnent les neuvièmes déciles suivants : le bilan hydrologique indique une ET journalière entre 0,8 et 3 mm/j, la méthode de la chambre entre 1 et 1,5 mm/j, et le bilan d'énergie entre 1,8 et 3,7 mm/j. Malgré les défis méthodologiques, les études convergent sur le rôle significatif de l'ET dans le bilan hydrologique des SfN. Ces résultats mettent en lumière le potentiel des toitures végétalisées et des jardins de pluie dans l'atténuation du ruissellement urbain et le rafraîchissement local.

La présence de végétation est un facteur important pour l'ET dans ces solutions, que ce soit dans les jardins de pluie ou sur les toitures végétalisées. La rétention d'eau pour ces plantes, que ce soit uniquement dans le substrat (cas des toitures végétalisées étudiées ici) ou également à la base du dispositif (réservoir d'eau interne comme dans certains jardins de pluie), est le facteur le plus déterminant pour l'ET de ces SfN. Le rôle de cette capacité de rétention devrait s'accroître sous climats futurs, du fait de périodes de sécheresse plus fréquentes et plus sévères, augmentant l'intérêt de couches de stockage dédiées. Dans notre travail, l'impact du type de végétation n'a pas clairement été établi, que ce soit pour les jardins de pluie (arbustes vs herbacées) ou pour les toitures végétalisées (Sedums vs Graminées). Sur les jardins de pluie, l'ET des arbustes est quantitativement supérieure de 6% à celle des herbacées, mais cette différence n'est pas significative. Concernant les toitures végétalisées, les graminées n'ont pas résisté aux périodes de stress hydrique, contrairement aux Sedums qui sont des plantes plus résistantes. Sur une longue période (2011-2018), les Sedums ont une ET évaluée par bilan hydrologique supérieure de plus de 9% par rapport aux graminées. Ainsi, sur les toitures végétalisées, si les épisodes de sécheresse sont limités (apport d'eau par exemple), les plantes herbacées comme les graminées pourraient avoir une plus grande capacité d'ET. En effet, dans

de bonnes conditions hydriques, les graminées tendraient à avoir un avantage en termes de quantité d'ET par rapport aux Sedums, plus résistants à la sécheresse.

XI.3. Synthèse sur la modélisation de l'évapotranspiration

La volonté de compréhension du processus d'ET des SfN a conduit à adopter une approche physique de modélisation hydrologique décrivant les transferts d'eau dans le continuum vertical sol-végétation-atmosphère. L'outil Hydrus-1D, utilisé avec succès dans des études antérieures, a été retenu. Le modèle a été paramétré pour une diversité de configurations de toitures végétalisées ainsi que pour une configuration de jardins de pluie sans réserve d'eau interne.

L'analyse de sensibilité du modèle par la méthode de Sobol a mis en évidence la prépondérance des paramètres hydrodynamiques α et n du sol sur la variabilité des ET simulées. Cela montre que l'ET dépend de la caractérisation des propriétés hydrodynamiques du substrat, notamment de ses capacités de rétention en eau. La couverture du sol par la végétation s'avère également un élément important dans la simulation de l'ET surtout sur les configurations avec des graminées.

Lors du calage du modèle, il est important de noter la difficulté à bien représenter simultanément, pour les configurations de toitures végétalisées, la teneur en eau du substrat et le débit de drainage observés. De même, pour les jardins de pluie, la simulation simultanée de valeurs correctes des ET et du débit de drainage présente des défis dans une approche de calage multi-objectifs. Une simulation visant à réaliser des bilans hydrologiques saisonniers et annuels peut privilégier la variable de drainage pour le calage, tandis qu'une simulation visant la simulation de l'ET sur une période sèche d'intérêt devra être calée soit sur des ET estimées soit sur la teneur en eau dans les substrats.

Pour les toitures végétalisées, une prise en compte du processus d'interception de surface s'est avérée importante dans la simulation du drainage et de l'ET (à une échelle saisonnière ou annuelle). Cette importance peut aussi être expliquée par le caractère quasi plat des plots expérimentaux, provoquant des micro-stockages (petites flaques) à la surface de l'étanchéité non représentés dans le modèle. Toutefois, une attention particulière à ce processus d'interception et à son ET associée peut être nécessaire pour une modélisation à long terme sur des toitures végétalisées peu épaisse.

La simulation de l'ET sur de longues périodes (Toitures végétalisées : 2012-2018 et jardins de pluie : 2017 - 2018) a permis d'effectuer des analyses quantitatives d'ET saisonnière

et annuelle de ces dispositifs. En effet, pour les dispositifs de toitures végétalisées (SfN dont la surface végétalisée est égale à la surface d'impluvium) avec un substrat de 15 cm (graminées et sédums), le bilan interannuel montre une ET supérieure à 50 % de la pluie, tandis que les autres configurations avec 3 cm (sédums ou substrat nu) ou le jardin de pluie (SfN avec une surface végétalisée égale à 25% de l'impluvium, épaisseur de substrat de 80 cm et couverture herbacée) affichent des pourcentages de l'ordre de 30 à 44 % de la pluie collectée. En termes d'analyse saisonnière, au printemps et en été, les taux d'ET sont élevés pour toutes les configurations (76%, 75%, 63% et 52% des apports de pluie respectivement pour les toitures SE15Y, GE15Y, SE3Y et NE3Y). L'automne, une baisse significative est observée avec des taux d'ET allant de 20% à 34%, tandis qu'en hiver, les taux sont les plus bas de l'année, variant de 15% à 36%. Le jardin de pluie RG80 affiche des taux d'ET de 48% au printemps, 58% en été, 30% en automne et seulement 13% en hiver par rapport aux apports de précipitations.

En raison de la variabilité micro-météorologique en milieu urbain (rayonnement solaire, température, vent...), une évaluation de l'ET potentielle de ces différents dispositifs en comparaison à celle de la station Météo-France voisine a révélé des différences de l'ordre de 20 %, en particulier pour le jardin de pluie. Ces résultats soulèvent des questions sur la performance des SfN pour la gestion des eaux pluviales dans des conditions climatiques ou microclimatiques très variables, mettant en évidence l'importance d'en tenir compte dans le dimensionnement ou l'évaluation de performances.

XI.4. Perspectives scientifiques

En considérant les travaux effectués dans cette thèse, les perspectives de recherche de l'ET issue des SfN peuvent se décliner en deux grands points : l'estimation expérimentale de l'ET et la modélisation de l'ET.

XI.4.1. Estimation expérimentale de l'évapotranspiration

Il est important de mener davantage d'études expérimentales sur l'ET issue de ces solutions, et plus largement d'espaces verts, pour une meilleure compréhension du processus en milieu urbain. Les approches devraient être axées sur la création d'un corpus de connaissances adaptées aux enjeux des environnements urbains. Les SfN expérimentales étudiées dans cette thèse, à savoir les toitures végétalisées de Trappes et les jardins de pluie du MNHN, sont des systèmes étanches avec une condition limite aval de suintement. Si ce type de condition aux limites correspond bien aux toitures végétalisées réelles, dans le cas des jardins de pluie où la couche de drainage/stockage n'est pas en contact direct avec le sol sous-jacent, la

représentativité de ces dispositifs peut être questionnée. En effet, la plupart des jardins de pluie urbains sont des ouvrages en pleine terre, sans rupture capillaire jusqu'à la nappe. Pour compléter les travaux effectués dans cette thèse, il serait souhaitable d'étendre l'étude à un panel plus large de SfN, notamment des ouvrages en pleine terre avec continuité capillaire entre le substrat et le sous-sol. Analyser l'impact de la redistribution d'eau dans le substrat, en fonction de la nature du substrat et de la profondeur de la nappe, serait un apport intéressant pour la littérature. Il semble donc important d'évoquer le biais possible induit par la condition aux limites de suintement, qui peut à la fois limiter l'assèchement du substrat après la pluie mais aussi empêcher une réalimentation par le sous-sol, afin de mieux comprendre la place de l'ET dans ces dispositifs.

Dans une situation avec une couche de stockage dédiée dans la structure de la solution, qui devrait être fréquente dans les années à venir surtout dans les contextes où l'infiltration vers le sous-sol est limitée, de futures expérimentations pourraient se concentrer sur l'interaction entre la réserve en eau des dispositifs et l'ET, notamment pendant les périodes sèches. Dans notre étude avec les lysimètres du jardin de pluie, l'absence de mesures de teneurs en eau dans le substrat (au-dessus de la réserve) limite la compréhension du processus d'ET durant les périodes sèches. Il est important de comprendre comment, pendant ces périodes, le développement de la végétation est soutenu. Les racines des plantes puisent-elles de l'eau directement dans la réserve (notons qu'avec le modèle de stress de Feddes utilisé dans cette thèse, il est supposé pour l'absorption d'eau que les racines des plantes ne peuvent pas extraire l'eau d'un sol saturé) ? Est-ce que l'eau s'évapore tout d'abord de la réserve pour ensuite se condenser dans le substrat au-dessus ? Quel est le niveau d'humidité entre le milieu alvéolaire et le substrat au-dessus ? Faut-il prévoir des dispositifs de remontées capillaires (mèches ou autres) et de tels dispositifs sont-ils efficaces ? Ces questionnements nécessitent de nouvelles expérimentations qui pourraient contribuer à une meilleure compréhension de ces interactions dans les SfN, d'autant plus que la présence de la réserve constitue un facteur essentiel pour l'ET issue de ces dispositifs.

Ensuite, vu les études actuelles et les bases de données utilisées dans cette thèse, il convient de suggérer davantage d'études sur l'évaluation de l'impact de la végétation sur l'ET et le fonctionnement des SfN. L'analyse des effets de la végétation et de ses différents types sur l'ET et sur le fonctionnement global de ces systèmes nécessite une approche multidisciplinaire. Il est essentiel d'intégrer aux mesures hydrologiques et thermiques traditionnelles l'observation de paramètres physiologiques variés. Des mesures à long terme (saisonnières au minimum) de

variables telles que la résistance stomatique, l'indice de surface foliaire (LAI) et l'expansion des racines dans le sol permettraient une compréhension enrichie des dynamiques d'interaction entre le substrat, la végétation et l'atmosphère.

L'élaboration d'études comparatives entre différentes méthodologies d'estimation de l'ET, tout en soulignant les incertitudes inhérentes à chaque méthode, devrait être encouragée et représenterait un apport significatif pour la littérature scientifique. Ces analyses identifieraient les approches les plus efficaces et les plus aisées à implémenter au sein de divers types de SfN. En particulier, une étude approfondie et une amélioration de la méthode de la chambre d'ET présenterait un intérêt notable. La comparaison avec d'autres méthodes comme l'Eddy-covariance ou avec d'autres types de SfN autre que les toitures végétalisées adoptées dans cette étude est aussi importante. Lors du travail de thèse, nous avons aussi pu faire un double constat sur la mesure de l'ET issue de SfN urbaines : d'une part, le potentiel intéressant de la mesure par Eddy-Covariance à basse hauteur (Ramier et al., 2017a), descendre cette mesure micro-météorologique de référence proche de la surface permettrait d'avoir des mesures en continu d'ET sur des espaces verts urbains de faibles superficies ; d'autre part, l'existence de moyens de mesures à différentes échelles spatiales, de la feuille avec un poromètre, au m² avec une chambre, à un plot avec des bilans, voire de plusieurs SfN sur un quartier avec l'Eddy-Covariance. Cela aurait un sens d'effectuer ces méthodes sur un cas d'étude commun, et d'intercomparer les différentes mesures afin de mieux comprendre et estimer l'ET.

Cette réarticulation des perspectives de recherche met en lumière la nécessité d'une approche holistique, intégrant des dimensions autant expérimentales, comparatives, que multidisciplinaires pour avancer dans la compréhension et la prise en compte de l'ET issue des SfN urbaines, ce qui implique des campagnes de mesure ambitieuses et sûrement assez « lourdes ».

XI.4.2. Compréhension et modélisation de l'évapotranspiration

La modélisation de l'ET des SfN présente une complexité notable. Une amélioration significative de cette modélisation nécessite, en amont, une mesure la plus précise possible de l'ET. À cet effet, une étape fondamentale est l'accès à des séries temporelles longues et fiables de l'ET pour permettre une évaluation rigoureuse des modèles. Par rapport aux recherches menées dans le cadre de cette thèse, nous identifions plusieurs axes de recherche potentiels. D'abord, une amélioration de la modélisation de l'ET avec l'outil Hydrus -1D utilisé est nécessaire. Intégrer des sous-modèles pour une simulation dynamique de la végétation, tels que

l'indice de surface foliaire, la couverture du sol par la végétation, le développement racinaire et la croissance en hauteur des plantes, offrirait une compréhension approfondie de l'impact de la végétation sur la régulation des flux d'eau dans ces ouvrages. La représentation actuelle de la végétation, simplifiée, limite la compréhension des processus en jeu. Cette recommandation peut être généralisée à toutes les approches de modélisation, et aussi aux campagnes de mesures.

Une meilleure paramétrisation du schéma d'interception d'eau, la modélisation du sol par double porosité qui permet de tenir compte des écoulements préférentiels, la prise en compte des réserves internes en eau des systèmes sont autant d'éléments à explorer. Ensuite, l'on pourrait envisager de tester différents modèles hydrologiques. Des approches de modélisation hydrologique avec différentes typologies de schémas d'ET, avec autant des modèles hydrologiques à base physique que des modèles conceptuels, pour une évaluation rigoureuse des schémas d'ET de même qu'une description plus variée du phénomène. Dans certains contextes où l'on voudrait évaluer le flux à une échelle plus grande (de l'ordre du quartier ou de la ville), avoir un modèle conceptuel plus simple et performant faciliterait la prise en compte de ses SfN à ces échelles supérieures.

Outre la modélisation hydrologique, pour d'autres enjeux comme le rafraîchissement locale, d'autres approches de modélisation de l'ET telles que les modèles de transfert entre la surface, la végétation et l'atmosphère offrent une analyse plus détaillée du bilan énergétique de surface. En dehors des toitures végétalisées, les autres types de SfN ont fait l'objet de peu d'étude en lien avec ces enjeux de rafraîchissement local. Cette approche permettrait aussi de s'affranchir du concept d'évapotranspiration potentielle (ETP) et de tester d'autres approches de modélisation du flux.

La surparamétrisation des modèles par rapport aux observations oblige à des méthodologies d'évaluation comprenant un recul critique sur les performances des modèles. Pour des études de modélisations, il convient (comme cela a été souligné dans de récents articles comme Pons et al. (2023)) de suggérer une analyse de sensibilité globale et systématique des modèles vis-à-vis des variables simulées (ET y compris). Ces analyses de sensibilité qui s'inscrivent dans les bonnes pratiques de modélisations permettront d'identifier les paramètres les plus influents dans les modèles, et ainsi d'optimiser les simulations en se concentrant sur les variables et paramètres clés.

Enfin, au fil de la thèse, nous avons été amenés à questionner le concept d'ETP pour des SfN urbaines. La littérature aborde peu le sujet des conditions d'application du concept. Notre lecture historique est qu'il est applicable sur des objets de grande superficie et homogènes

(typiquement une forêt dense, un champ de maïs, etc.). Les effets de bord et les hétérogénéités de couverture végétale (strates) ne sont ainsi pas pris en compte ou négligés. Les SfN ou les espaces verts urbains ne remplissent pas ces conditions. Un regard critique sur le concept, et des pistes d'adaptation (y compris par un bilan énergétique dans la canopée plus adapté) pourrait donc être mené. En lien, une réflexion sur comment intégrer la forte hétérogénéité des conditions microclimatiques et ses impacts sur l'ET pourrait aussi être menée (un peu étudié dans la thèse, abordé au chapitre X).

XI.5. Perspectives opérationnelles

À l'échelle annuelle, l'ET peut jouer un rôle plus ou moins important dans la réduction du ruissellement urbain, et ainsi contribuer à la gestion à la source des pluies courantes. Dans les SfN étudiées dans ce travail (jardins de pluie étanche avec une éventuelle réserve en eau interne et toitures végétalisées), où l'ET constitue le seul processus de reduction du drainage des eaux de pluie, on peut anticiper une ET annuelle d'environ 30% au minimum, pouvant même dépasser les 50% des apports annuels de pluie pour un climat francilien.

Dans le cas où l'abattement des eaux de pluie ne se fait que par évapotranspiration, l'optimisation de l'ET dans ces structures requiert une approche holistique, en accordant une priorité à plusieurs aspects. Tout d'abord, la surface évaporative est le facteur limitant principal : il faut prévoir des ouvrages très extensifs avec des ratios des surfaces d'impluvium (surfaces imperméables) sur les surfaces évaporatives de l'ouvrage les plus faibles possibles. Le second facteur limitant est la disponibilité en eau dans le système pour favoriser le flux d'ET. Cela peut nécessiter la mise en place d'une réserve d'eau au sein du dispositif, capable de stocker temporairement les eaux de pluie ou d'être alimentée par d'autres systèmes d'apport des eaux pluviales (ce qui peut augmenter l'ET d'approximativement de 30%, selon nos études sur les jardins de pluie). Bien que la suggestion d'un stockage souterrain présente un intérêt hydrologique (surtout dans des zones sensibles à l'infiltration de l'eau dans le sous-sol), il convient de souligner que cela peut poser des questions d'impact environnemental. Il faudrait donc imaginer des systèmes plus rustiques (sans apports de matériaux synthétiques ou béton), jouant par exemple sur les propriétés hydriques de la couche de sol sous le substrat de la solution. La disponibilité en eau peut aussi consister à favoriser l'utilisation d'un substrat fins et organique ayant une forte capacité de rétention hydrique, tout en conservant une capacité d'infiltration suffisante. Enfin, le troisième facteur limitant est lié à l'écophysiologie de la végétation et sa capacité à évapotranspirer dans les conditions du site. Si le type de végétation a été identifié comme un facteur secondaire dans cette thèse, sa présence, même spontanée, est

recommandée car son rôle devient significatif lorsque la capacité de rétention est suffisante, contribuant ainsi à augmenter l'ET.

Pour la prise en compte de l'ET dans la conception des SfN, une prédition de la part des apports de précipitations mobilisables par l'ET nécessite des outils de modélisation opérationnels adaptés aux ouvrages de gestion des eaux pluviales. En effet, l'ET est un processus dynamique et complexe, dépendant de multiples facteurs comme mentionné précédemment. Ces outils de modélisation doivent permettre une meilleure prédition de l'ET dans ces structures en considérant son caractère dynamique (dans le sol, la végétation, l'eau intercepté, etc.), ainsi que sa dépendance à divers paramètres.

Lorsque le dispositif est pourvu d'une réserve d'eau, il est envisageable de considérer que l'ET est principalement limitée par la demande atmosphérique, et un dimensionnement basé sur une ETP peut paraître acceptable. L'évaluation de l'ETP à l'aide d'une formulation telle que le modèle de Penman-Monteith (FAO-56 ou ETP de la station Météo-France la plus proche) est préférable à d'autres formulations d'ETP plus simplistes. En l'absence de données microclimatiques adéquates, l'usage de formulations d'ETP simplistes nécessiterait une simulation avec un modèle, même simple, afin de considérer la disponibilité en eau dans le dispositif.

En revanche, lorsque le système ne dispose pas de réserve d'eau interne, il est recommandé de réaliser des simulations continues d'ET pour évaluer le volume d'eau de pluie potentiellement mobilisable par l'ET. Dans ce cas, il peut être suffisant de se référer à des données bibliographiques pour les paramètres du sol et l'ET potentielle de la station météorologique la plus proche. Si des données locales sont disponibles, il est conseillé d'utiliser des approches basées sur la méthode de Penman-Monteith.

Annexe A1 : Tables

Tableau A2 : Résumé des Formulations de la résistance du couvert issues de la littérature

Auteur	Formulation de la résistance du couvert	Commentaire
Jarvis (1976) ; Stewart (1988)	$r_s = r_{st-min}/(f(S^*)f(VDP)f(T_a)f(\theta)LAI)$ $f(S^*) = \frac{S^*(1000+\alpha_1)}{(1000(S^*+\alpha_1))}$; $f(VDP) = \exp(-\alpha_2 VDP)$; $f(T_a) = \frac{(T_a-T_L)(T_H-T_a)^t}{(a_3-T_L)(T_H-a_3)^t}$; $t = \frac{(T_a a_3)}{a_3-T_L}$, $f(\theta) = \frac{\theta-\theta_{fc}}{\theta_c-\theta_{fc}}$	Résistance évaluée en fonction de la résistance minimale de la canopée et des facteurs environnementaux agissant indépendamment. Hypothèse discutable car dépendance entre variables.
Todorovic (1999)	$k_1X^2 + k_2X + k_3 = 0$; $k_1 = \frac{\Delta+\gamma Y}{\Delta+\gamma} Y \cdot VDP$; $k_2 = \gamma Y t$; $k_3 = -(\Delta + \gamma)$; $t = \frac{\gamma}{\Delta} \frac{VDP}{\Delta+\gamma}$; $X = \frac{r_c}{r_i}$ et $Y = \frac{r_i}{r_a}$	Approche est de type mécaniste, Sans coefficient empirique ; Évaluée à l'origine par des simulations d'ET horaires.
Ortega-Farias et al. (2004)	$r_s = \frac{C_p \rho_a VPD}{\Delta(Q^*-Q_G)} f(\theta)^{-1} = r_i f(\theta)^{-1}$ Avec $f(\theta) = \frac{\theta_i-\theta_{fc}}{\theta_f-\theta_{fc}}$	La résistance du couvert fonction de conditions atmosphériques et hydriques du sol.
Irmak and Mutiibwa (2010)	$r_s = \exp \exp (d_0 + d_1 R_n + d_2 T_a + d_3 H_r + d_4 u + d_5 r_a + d_6 LAI + d_7 f(\theta))$	Similarité à la méthode de Jarvis avec des paramètres indépendants, Difficile à utiliser du fait des nombreuses variables
Katerji et al. (2011)	$\frac{r_s}{r_a} = c_1 \frac{r^*}{r_a} + c_2$ $r^* = \frac{\Delta + \gamma}{\Delta \gamma} \frac{C_p \rho_a VPD}{(Q^* - Q_G)}$	Relation linéaire avec des coefficients empiriques qui nécessitent un calage. r* est la résistance climatique. Modèle a été appliqué pour évaluer l'ET de différentes espèces : luzerne, tournesol, sorgho à grain, graminées et soja.
Li et al. (2014)	$r_s = 1/((b_0 LAI + b_1)/r_{js} + b_2 1/r_{sm})$; $r_{sm} = 1/(b_3 + \exp \exp (b_4 + b_5 F(\theta)))$	Résistance du couvert combinant résistance de Jarvis-Stewart (1988) ; Résistance du sol formulée exponentiellement qui dépend de l'état hydrique du sol.

Dans le tableau, r_{sm} est la résistance stomatique minimale ($s.m^{-2}$), Q^* , Q_G , S^* est le rayonnement net, le flux de chaleur stocké dans le sol et la radiation solaire incidente respectivement en ($w.m^{-2}$). T_a , la température de l'air en $^{\circ}K$, H_r l'humidité relative (%), VDP la différence de pression de vapeur en Pa, C_p la quantité de chaleur massique KJ/Kg, u la vitesse du vent en m/s, LAI l'indice de surface foliaire verte, θ_{fc} la teneur en eau au point de flétrissement, $f(\theta)$ la teneur en eau normalisée dans le milieu, r_s est la résistance du sol, a_3 , b_0 , b_1 , b_2 , b_3 , b_4 , b_5 , d_0-d_7 , c_1 et c_2 sont des coefficients empiriques à calibrer ou à déterminer expérimentalement.

Annexe A2 : Evapotranspiration (ET) issue de solutions fondées sur la nature (SfN) pour la gestion des eaux pluviales urbaines

A2.1. Toitures végétalisées

L'ET est le processus hydrologique qui permet à ses toitures végétalisées d'atténuer le ruissellement urbain. Lorsqu'il pleut, une partie de l'eau est interceptée par la végétation, tandis que l'autre partie s'infiltra dans les pores du substrat. C'est alors l'ET (transpiration et évaporation) qui permet de restaurer la capacité de stockage de ces pores. Les études pilotes, réalisées en Europe et aux États-Unis à l'aide de lysimètres révèlent que l'ET varie en moyenne de 0,5 à 3,5 mm par jour (Ebrahimian et al., 2019). Les principaux facteurs influençant l'ET se répartissent en quatre catégories selon Cascone et al. (2019) : i) les facteurs climatiques ; ii) les paramètres liés à la canopée (pente, type de plantes, etc.) ; iii) les paramètres liés aux substrats (profondeur, propriétés hydrodynamiques) et la iv) la gestion de la solution (irrigation et traitement des cultures).

La modélisation hydrologique est un outil clé pour évaluer l'impact des toitures sur la gestion des eaux de ruissellement. Les modèles hydrologiques utilisés sur cette technique sont principalement : i) SWMM (Rossman, 2010a), qui est un outil de référence pour évaluer l'impact sur les bassins versants ; ii) SWAP (Arnold et al., 1998), mieux adaptés à l'agriculture pour simuler les écoulements d'eau et de chaleur dans des milieux saturés et non saturés, mais moins pour les toitures végétalisées qui ne sont pas à proprement parler constituées de sols et iii) HYDRUS (Simunek et al., 1998), avec la version 2D/3D préférée pour sa capacité à gérer des géométries complexes et la simulation du transport de solutés. Ces dernières années, des modèles conceptuels ont aussi été développés pour décrire les processus hydrologiques sous le terme de « Conceptual rainfall-runoff models (CRRMs) » (Hörnschemeyer et al., 2021; Mohsen Hassan Abdalla et al., 2022b; Ramier et al., 2018).

En plus des performances hydrologiques, on associe les performances thermiques des TV vis-à-vis de la consommation énergétique des bâtiments ou du confort thermique extérieur. Des modèles tels que TEB-Greenroof (De Munck et al., 2013), FAST (Sailor, 2008) et de Barrio (1998) permettent d'envisager, comme les modèles SVAT en milieu non urbanisé, le bilan d'énergie aux interfaces végétation-atmosphère, végétation-substrat, substrat-atmosphère et substrat-toit du bâtiment (Figure A2-1). Les principales différences entre ces modèles résident dans la prise en compte de la teneur en eau dans l'évaluation des flux de chaleur (capacité calorifiques, conductivité thermiques) et l'évaluation du bilan d'énergie qui pour certains

considèrent un équilibre entre sol, plante et atmosphère (Simunek et al., 1998) et pour d'autres le bilan d'énergie propre à chaque compartiment (feuille, substrat) est considéré (Barrio, 1998; Sailor, 2008).

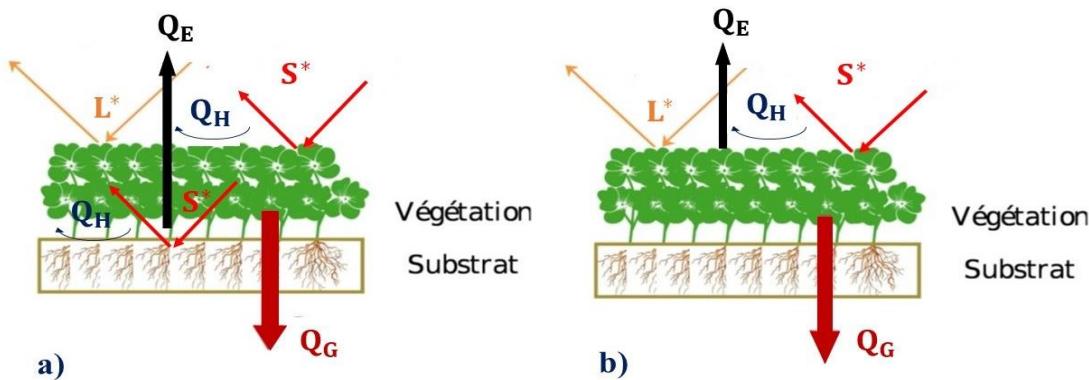


Figure A2-1 : Comparaison des transferts d'énergie au sein de la toiture végétalisée (compartiment atmosphère-végétation-substrat). a) échange entre les différents compartiments, b) échange simple et global. (Source : modifiée du rapport du Projet Terrace, Cerema)

A2.2. Jardins de pluie

Les jardins de pluie sont des installations conçues pour gérer les eaux pluviales par infiltration, rétention, exfiltration et ET, mais l'étude de ces processus est moins avancée que pour les toitures végétalisées (Dussaillant et al., 2004; Ebrahimian et al., 2019; Jennings et al., 2015). L'ET peut atteindre 1 à 5 mm/jour dans les jardins de pluie en climat tempéré, contribuant à restaurer leur capacité de rétention entre les précipitations (Hess et al., 2021a). Cependant, les modèles classiques d'ET (schéma d'ET de type 1, 2 et 3, voir Chapitre IV) sont assez incertains dès lors qu'ils sont comparés aux observations dans ces jardins (Hess et al., 2019 ; Nocco et al., 2016).

Les facteurs influençant leur efficacité hydrologique incluent le ratio de la surface de l'impluvium et de l'ouvrage, le potentiel d'exfiltration, la végétation, le type de sol, et le mode d'écoulement de l'eau (DelVecchio et al., 2020). Des modèles hydrologiques, comme ceux fondés sur l'équation de Richards ou le modèle de Green et Ampt, sont utilisés pour évaluer ces systèmes (Sage et al., 2020).

References

- Abtew, W., Melesse, A., 2012. Evaporation and evapotranspiration: measurements and estimations. Springer Science & Business Media.
- Ali, M.F., Mawdsley, J.A., 1987. Comparison of two recent models for estimating actual evapotranspiration using only regularly recorded data. *Journal of hydrology* 93, 257–276.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. Fao, Rome 300, D05109.
- Andrés-Doménech, I., Anta, J., Perales-Momparler, S., Rodriguez-Hernandez, J., 2021. Sustainable Urban Drainage Systems in Spain: A Diagnosis. *Sustainability* 13, 2791. <https://doi.org/10.3390/su13052791>
- Ångström, A., 1921. Application of Heat Radiation Measurements to the Problems of the Evaporation from Lakes and the Heat Convection at Their Surfaces. *Monthly Weather Review* 49, 27–27.
- Arnfield, A.J., 2003. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *Int. J. Climatol.* 23, 1–26. <https://doi.org/10.1002/joc.859>
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Mutthiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large Area Hydrologic Modeling And Assessment Part I: Model Development¹. *J American Water Resour Assoc* 34, 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- ASCE-EWRI, 2005. The ASCE standardized reference evapotranspiration equation. Environmental and Water Resources Institute (EWRI) of the American Society of Civil Engineers, ASCE, Standardization of Reference Evapotranspiration Task Committee Final Report.
- Askari, S.H., De-Ville, S., Hathway, E.A., Stovin, V., 2021. Estimating Evapotranspiration from Commonly Occurring Urban Plant Species Using Porometry and Canopy Stomatal Conductance. *Water* 13, 2262. <https://doi.org/10.3390/w13162262>
- Atchison, D., Severson, L., 2004. RECARGA User's Manual. Madison: University of Wisconsin.
- Barraud, S., Perrodin, Y., Gilbert, J., Malard, F., Blondin, F., Gourdon, R., Brelot, E., Bacot, L., 2006. Guide technique : recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain.
- Barrio, E.P.D., 1998. Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energy and Buildings* 27, 179–193. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(97\)00029-7](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(97)00029-7)
- Bavel, C.H.M.V., 1966. Potential evaporation: The combination concept and its experimental verification. *Water Resources Research* 2, 455–467. <https://doi.org/10.1029/WR002i003p00455>
- Bechet, B., Le Bissonnais, Y., Ruas, A., Desrousseaux, M., Schmitt, B., 2017. Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols: déterminants, impacts et leviers d'action. Rapport d'ESCO INRA-JFSTTAR.
- Berthier, E., 1999. Contribution à une modélisation hydrologique à base physique en milieu urbain: Elaboration du modèle et première évaluation (PhD Thesis). Grenoble INPG.

- Berthier, E., Andrieu, H., Creutin, J.D., 2004. The role of soil in the generation of urban runoff: development and evaluation of a 2D model. *Journal of Hydrology, Urban Hydrology* 299, 252–266. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.008>
- Berthier, E., Dupont, S., Mestayer, P.G., Andrieu, H., 2006. Comparison of two evapotranspiration schemes on a sub-urban site. *Journal of Hydrology* 328, 635–646.
- Bertrand-Krajewski, J.-L. (Ed.), 2000. Mesures en hydrologie urbaine et assainissement. Éditions Tec & Doc, Paris.
- Best, M.J., Grimmond, C.S.B., 2015. Key conclusions of the first international urban land surface model comparison project. *Bulletin of the American Meteorological Society* 96, 805–819.
- Beven, K., 2012. Rainfall-runoff modelling: the primer, 2. ed. ed. Wiley-Blackwell, Chichester.
- Bevilacqua, P., Mazzeo, D., Bruno, R., Arcuri, N., 2016. Experimental investigation of the thermal performances of an extensive green roof in the Mediterranean area. *Energy and Buildings* 122, 63–79. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.03.062>
- Blaney, H.F., Criddle, W.D., 1962. Determining consumptive use and irrigation water requirements. US Department of Agriculture.
- Bonan, G.B., 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science* 320, 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Boone, A., Samuelsson, P., Gollvik, S., Napoléon, A., Jarlan, L., Brun, E., Decharme, B., 2017. The interactions between soil–biosphere–atmosphere land surface model with a multi-energy balance (ISBA-MEB) option in SURFEXv8 – Part 1: Model description. *Geoscientific Model Development* 10, 843–872. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-843-2017>
- Bortolini, L., Zanin, G., 2019. Reprint of: Hydrological behaviour of rain gardens and plant suitability: A study in the Veneto plain (north-eastern Italy) conditions. *Urban Forestry & Urban Greening* 37, 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.07.003>
- Bouchet, R.J., 1963. Evapotranspiration réelle et potentielle, signification climatique. *IAHS Publ* 62, 134–142.
- Boulet, G., 1999. Modélisation des changements d'échelle et prise en compte des hétérogénéités de surface et de leur variabilité spatiale dans les interactions sol-végétation-atmosphère (PhD Thesis). Université Joseph-Fourier-Grenoble I; CNRS; IRD; Institut National
- Bouzouidja, R., Séré, G., Claverie, R., Lacroix, D., 2017. Seasonal and annual performance of green roof: Impact of thermal and hydraulic behaviour.
- Bouzouidja, R., Séré, G., Claverie, R., Ouvrard, S., Nuttens, L., Lacroix, D., 2018. Green roof aging: Quantifying the impact of substrate evolution on hydraulic performances at the lab-scale. *Journal of Hydrology* 564, 416–423. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.032>
- Bowen, I.S., 1926. The Ratio of Heat Losses by Conduction and by Evaporation from any Water Surface. *Phys. Rev.* 27, 779–787. <https://doi.org/10.1103/PhysRev.27.779>
- Braud, I., Dantas-Antonino, A.C., Vauclin, M., Thony, J.L., Ruelle, P., 1995. A simple soil-plant-atmosphere transfer model (SiSPAT) development and field verification. *Journal of hydrology* 166, 213–250.
- Brenner, A.J., Incoll, L.D., 1997. The effect of clumping and stomatal response on evaporation from sparsely vegetated shrublands. *Agricultural and Forest Meteorology* 84, 187–205. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(96\)02368-4](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(96)02368-4)

Breuer, L., Eckhardt, K., Frede, H.-G., 2003. Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169, 237–293. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00274-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00274-6)

[Brochure] L'îlot de chaleur urbain à Paris, un microclimat au cœur de la ville [WWW Document], 2018. . Agence Parisienne du Climat. URL <https://www.apc-paris.com/ressources/brochure-lilot-de-chaleur-urbain-a-paris-un-microclimat-au-coeur-de-la-ville/> (accessed 3.11.24).

Brooks, R.H., Corey, A.T., 1966. Properties of porous media affecting fluid flow. *Journal of the irrigation and drainage division* 92, 61–88.

Brunetti, G., Šimůnek, J., Bogena, H., Baatz, R., Huisman, J.A., Dahlke, H., Vereecken, H., 2019. On the Information Content of Cosmic-Ray Neutron Data in the Inverse Estimation of Soil Hydraulic Properties. *Vadose Zone Journal* 18, 180123. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.06.0123>

Brunetti, G., Šimůnek, J., Turco, M., Piro, P., 2018. On the use of global sensitivity analysis for the numerical analysis of permeable pavements. *Urban Water Journal* 15, 269–275. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1439975>

Brutsaert, W., 1982. Evaporation into the atmosphere: Theory. History, and Applications 1.

Brutsaert, W., Stricker, H., 1979. An advection-aridity approach to estimate actual regional evapotranspiration. *Water Resour. Res.* 15, 443–450. <https://doi.org/10.1029/WR015i002p00443>

Budyko, M.I., 1970. The water balance of the oceans.

Capteurs de pesage et pesons - Scaime [WWW Document], n.d. URL <https://fr.scaime.com/capteurs-de-pesage> (accessed 11.16.21).

Caragliu, A., Del Bo, C., Nijkamp, P., 2011. Smart cities in Europe. *Journal of urban technology* 18, 65–82.

Carrer, D., Roujean, J.-L., Lafont, S., Calvet, J.-C., Boone, A., Decharme, B., Delire, C., Gastellu-Etchegorry, J.-P., 2013. A canopy radiative transfer scheme with explicit FAPAR for the interactive vegetation model ISBA-A-gs: Impact on carbon fluxes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 118, 888–903. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20070>

Cascone, S., Coma, J., Gagliano, A., Pérez, G., 2019. The evapotranspiration process in green roofs: A review. *Building and Environment* 147, 337–355. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.10.024>

Castellanos diaz, L., 2022. Deploying nature-based solutions in urban areas : thermal performance and urban feasibility across scales (These de doctorat). Marne-la-vallée, ENPC.

Cermak, J.E., Davenport, A.G., Plate, E.J., Viegas, D.X., 2013. Wind climate in cities. Springer Science & Business Media.

Chabot, R., 2001. Influence des prélèvements racinaires sur le fonctionnement hydraulique du drainage Application à une culture de canne à sucre irriguée (PhD Thesis). INAPG (AgroParisTech).

Chalhoub, M., Bernier, M., Coquet, Y., Philippe, M., 2017. A simple heat and moisture transfer model to predict ground temperature for shallow ground heat exchangers. *Renewable Energy* 103, 295–307. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.027>

Charpentier, S., 2015. Simulation of Water Regime and Sensible Heat Exchange Phenomena in Green Roof Substrates. *Vadose Zone Journal* 14, vzh2014.07.0090. <https://doi.org/10.2136/vzj2014.07.0090>

Chen, J.M., Liu, J., 2020. Evolution of evapotranspiration models using thermal and shortwave remote sensing data. *Remote Sensing of Environment* 237, 111594.

Chocat, B., Cherqui, F., Afrit, B., Barjot, G., Boumahdi, M., Breil, P., Brelot, E., Celerier, J.-L., Chebbo, G., De Gouvello, B., Deutsch, J.-C., Gachelin, C., Gromaire, M.-C., Herin, J.-J., Jairy, A., Maytraud, T., Paupardin, J., Pierlot, D., Rodriguez, F., Sandoval, S., Tabuchi, J.-P.-, Werey, C., 2022. Contribution à une meilleure explicitation du vocabulaire dans le domaine des solutions dites « alternatives » de gestion des eaux pluviales urbaines: Contribution to a better understanding of the terminology in the field of sustainable solutions for urban stormwater management. *TSM* 5, 103–119. <https://doi.org/10.36904/tsm/202205103>

Choudhury, B.J., Monteith, J.L., 1988. A four-layer model for the heat budget of homogeneous land surfaces. *Q.J Royal Met. Soc.* 114, 373–398. <https://doi.org/10.1002/qj.49711448006>

Clark, G., Moonen, T., 2016. World cities and nation states. John Wiley & Sons.

Cosandey, C., Robinson, M., 2012a. Hydrologie continentale. Armand Colin.

Costello, L.R., Jones, K.S., 2014. WUCOLS, Water Use Classification of Landscape Species: A Guide to the Water Needs of Landscape Plants. Dept. of Water Resources. University of California Press, Sacramento, CA.

Coudert, B., Ottlé, C., Boudevillain, B., Demarty, J., Guillevic, P., 2006. Contribution of Thermal Infrared Remote Sensing Data in Multiobjective Calibration of a Dual-Source SVAT Model. *Journal of Hydrometeorology* 7, 404–420. <https://doi.org/10.1175/JHM503.1>

Cruziat, P., 1974. Détermination des pertes en eau subies par les différents organes d'une plante soumise au dessèchement.

Dalton, J., 1802. On the constitution of mixed gases, on the force of steam of vapour from water and other liquids in different temperatures, both in a Torricellia vacuum and in air; on evaporation; and on the expansion of gases by heat. *Memoirs, Literary and Philosophical Society of Manchester* 5, 536–602.

D'Arco, M., Blanusa, T., Speranza, M., 2018. The influence of the gas exchange and transpiration of C3 and CAM-facultative species on the green roof's cooling performance. *Acta Hortic.* 61–66. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2018.1215.11>

Darcy, H., 1856. Les fontaines publiques de la ville de Dijon: exposition et application... Victor Dalmont.

de Melo, M.L.A., de Jong van Lier, Q., 2021. Revisiting the Feddes reduction function for modeling root water uptake and crop transpiration. *Journal of Hydrology* 603, 126952. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126952>

de Munck, C., Lemonsu, A., Masson, V., Le Bras, J., 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, ICUC9: The 9th International Conference on 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, 1941–1960.

De Vries, D.A., 1963. Thermal properties of soils. *Physics of plant environment*. 210–235.

- Deardorff, J.W., 1978. Efficient prediction of ground surface temperature and moisture, with inclusion of a layer of vegetation. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 83, 1889–1903.
- Delrot, S., Gambetta, G., Goutouly, J.-P., 2015. Effets du déficit hydrique sur les flux d'eau et la teneur en sucres dans les raisins.
- DelVecchio, T., Welker, A., Wadzuk, B.M., 2020. Exploration of Volume Reduction via Infiltration and Evapotranspiration for Different Soil Types in Rain Garden Lysimeters. *J. Sustainable Water Built Environ.* 6, 04019008. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000894>
- Denich, C., Bradford, A., 2010. Estimation of Evapotranspiration from Bioretention Areas Using Weighing Lysimeters. *J. Hydrol. Eng.* 15, 522–530. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000134](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000134)
- DiGiovanni, K., Montalto, F., Gaffin, S., Rosenzweig, C., 2013a. Applicability of Classical Predictive Equations for the Estimation of Evapotranspiration from Urban Green Spaces: Green Roof Results. *J. Hydrol. Eng.* 18, 99–107. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000572](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000572)
- 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>
- Dubbert, M., Couvreur, V., Kübert, A., Werner, C., 2023. Plant water uptake modelling: added value of cross-disciplinary approaches. *Plant Biology* 25, 32–42. <https://doi.org/10.1111/plb.13478>
- Dussaillant, A.R., Wu, C.H., Potter, K.W., 2004. Richards Equation Model of a Rain Garden. *J. Hydrol. Eng.* 9, 219–225. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2004\)9:3\(219\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2004)9:3(219))
- Dusza, Y., Barot, S., Kraepiel, Y., Lata, J.-C., Abbadie, L., Raynaud, X., 2017. Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate depth, and substrate type. *Ecology and Evolution* 7, 2357–2369. <https://doi.org/10.1002/ece3.2691>
- Ebrahimian, A., Wadzuk, B., Traver, R., 2019. Evapotranspiration in green stormwater infrastructure systems. *Science of The Total Environment* 688, 797–810. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.256>
- Efstratiadis, A., Koutsoyiannis, D., 2010. One decade of multi-objective calibration approaches in hydrological modelling: a review. *Hydrological Sciences Journal* 55, 58–78. <https://doi.org/10.1080/02626660903526292>
- Etchevers, P., 2000. Modélisation du cycle continental de l'eau à l'échelle régionale. Impact de la modélisation de la neige sur l'hydrologie du Rhône (PhD Thesis). Université Paul Sabatier-Toulouse III.
- Fardel, A., 2019. Fonctionnement hydraulique et propriétés épuratoires de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales—cas des noues (PhD Thesis). École centrale de Nantes.
- Farrés, M., Platikanov, S., Tsakovski, S., Tauler, R., 2015. Comparison of the variable importance in projection (VIP) and of the selectivity ratio (SR) methods for variable selection and interpretation. *Journal of Chemometrics* 29, 528–536. <https://doi.org/10.1002/cem.2736>
- Feddes, R.A., 1978. Simulation of field water use and crop yield. *Simulation monographs*.
- Feddes, R.A., Bresler, E., Neuman, S.P., 1974. Field test of a modified numerical model for water uptake by root systems. *Water Resources Research* 10, 1199–1206.

- Federer, C.A., 1979. A soil-plant-atmosphere model for transpiration and availability of soil water. *Water Resources Research* 15, 555–562. <https://doi.org/10.1029/WR015i003p00555>
- Feng, Y., Burian, S., 2016. Improving Evapotranspiration Mechanisms in the U.S. Environmental Protection Agency's Storm Water Management Model. *J. Hydrol. Eng.* 21, 06016007. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001419](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001419)
- Feng, Y., Burian, S., Pardyjak, E., 2018. Observation and Estimation of Evapotranspiration from an Irrigated Green Roof in a Rain-Scarce Environment. *Water* 10, 262. <https://doi.org/10.3390/w10030262>
- Ferrans, P., Torres, M.N., Temprano, J., Rodríguez Sánchez, J.P., 2022. Sustainable Urban Drainage System (SUDS) modeling supporting decision-making: A systematic quantitative review. *Science of The Total Environment* 806, 150447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150447>
- Ferreira, V., Barreira, A.P., Loures, L., Antunes, D., Panagopoulos, T., 2021. Stakeholders' perceptions of appropriate nature-based solutions in the urban context. *Journal of Environmental Management* 298, 113502. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113502>
- Fisher, P., Kukkonen, J., Piringer, M., Rotach, M.W., Schatzmann, M., 2005. Meteorology applied to urban air pollution problems: concepts from COST 715. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 5, 7903–7927.
- Fletcher, T.D., Andrieu, H., Hamel, P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources* 51, 261–279. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>
- Foken, T., Napo, C.J., 2008. *Micrometeorology*. Springer.
- Fowdar, H., Payne, E., Schang, C., Zhang, K., Deletic, A., McCarthy, D., 2021. How well do stormwater green infrastructure respond to changing climatic conditions? *Journal of Hydrology* 603, 126887. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126887>
- François, C., 2002. The potential of directional radiometric temperatures for monitoring soil and leaf temperature and soil moisture status. *Remote Sensing of Environment* 80, 122–133. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00293-0](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00293-0)
- Glaister, B.J., Fletcher, T.D., Cook, P.L.M., Hatt, B.E., 2017. Interactions between design, plant growth and the treatment performance of stormwater biofilters. *Ecological Engineering* 105, 21–31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.030>
- Gosselin, R., Rodrigue, D., Duchesne, C., 2010. A Bootstrap-VIP approach for selecting wavelength intervals in spectral imaging applications. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 100, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2009.09.005>
- Gößner, D., Mohri, M., Krespach, J.J., 2021. Evapotranspiration Measurements and Assessment of Driving Factors: A Comparison of Different Green Roof Systems during Summer in Germany. *Land* 10, 1334. <https://doi.org/10.3390/land10121334>
- Granger, R.J., 1989. An examination of the concept of potential evaporation. *Journal of Hydrology* 111, 9–19.
- Grau, A., 1995. A closed chamber technique for field measurement of gas exchange of forage canopies. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 38, 71–77. <https://doi.org/10.1080/00288233.1995.9513105>
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M., 2008. Global change and the ecology of cities. *science* 319, 756–760.

- Grimmond, C.S.B., Oke, T.R., 1991. An evapotranspiration-interception model for urban areas. *Water Resour. Res.* 27, 1739–1755. <https://doi.org/10.1029/91WR00557>
- Grimmond, C.S.B., Oke, T.R., Steyn, D.G., 1986. Urban Water Balance: 1. A Model for Daily Totals. *Water Resources Research* 22, 1397–1403. <https://doi.org/10.1029/WR022i010p01397>
- 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, 751–763. <https://doi.org/10.1029/97WR03495>
- Guyot, G., 1999. *Climatologie de l'environnement: cours et exercices corrigés*, 2e éd. Coll.«Sciences SUP». Paris: Dunod.
- Hajji, I., Nadeau, D.F., Music, B., Anctil, F., Wang, J., 2018. Application of the Maximum Entropy Production Model of Evapotranspiration over Partially Vegetated Water-Limited Land Surfaces. *Journal of Hydrometeorology* 19, 989–1005. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-17-0133.1>
- Hall, P.G., 1998. Cities in civilization. Citeseer.
- Hamel, P., Mchugh, I., Coutts, A., Daly, E., Beringer, J., Fletcher, T.D., 2015. Automated Chamber System to Measure Field Evapotranspiration Rates. *Journal of Hydrologic Engineering* 20, 04014037. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001006](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001006)
- Hamon, W.R., 1961. Estimating Potential Evapotranspiration. *J. Hydr. Div.* 87, 107–120. <https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0000599>
- Hargreaves, G.H., Allen, R.G., 2003. History and Evaluation of Hargreaves Evapotranspiration Equation. *J. Irrig. Drain Eng.* 129, 53–63. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2003\)129:1\(53\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2003)129:1(53))
- Hégo, A., Collin, F., Garnier, H., Claverie, R., 2021. Approaches for green roof dynamic model analysis using GSA. *IFAC-PapersOnLine*, 19th IFAC Symposium on System Identification SYSID 2021 54, 613–618. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2021.08.428>
- Hess, A., Wadzuk, B., Welker, A., 2021. Evapotranspiration estimation in rain gardens using soil moisture sensors. *Vadose Zone Journal* 20, e20100. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20100>
- Hess, A., Wadzuk, B., Welker, A., 2019. Predictive Evapotranspiration Equations in Rain Gardens. *J. Irrig. Drain Eng.* 145, 04019010. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001389](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001389)
- Hess, A., Wadzuk, B., Welker, A., 2017. Evapotranspiration in Rain Gardens Using Weighing Lysimeters. *J. Irrig. Drain Eng.* 143, 04017004. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001157](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001157)
- Heusinger, J., Weber, S., 2022. Corrigendum to “Surface energy balance of an extensive green roof as quantified by full year eddy-covariance measurements” [577 (2017) 220–230/article number]. *Science of The Total Environment* 802, 149698. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149698>
- Hill, M.O. (Ed.), 1999. Ellenberg's indicator values for British plants, Ecofact. Center for Ecology and Hydrology, Natural Environment research Council, Abbots Ripton, Huntingdon.
- Hillel, D., De Backer, L.W., 1974. *L'eau et le sol: principes et processus physiques*. Vander Leuven,, Belgium.
- Hinckley, T.M., Lassoie, J.P., Running, S.W., 1978. Temporal and spatial variations in the water status of forest trees. *Forest Science* 24, a0001-z0001.

- Hörnschemeyer, B., Henrichs, M., Dittmer, U., Uhl, M., 2023. Parameterization for Modeling Blue–Green Infrastructures in Urban Settings Using SWMM-UrbanEVA. *Water* 15, 2840. <https://doi.org/10.3390/w15152840>
- Hörnschemeyer, B., Henrichs, M., Uhl, M., 2021. SWMM-UrbanEVA: A Model for the Evapotranspiration of Urban Vegetation. *Water* 13, 243. <https://doi.org/10.3390/w13020243>
- Horton, R., Chung, S.-O., 1991. Soil heat flow. *Modeling plant and soil systems* 31, 397–438.
- Howard, L., 1818. The climate of London: deduced from meteorological observations, made at different places in the neighbourhood of the metropolis. W. Phillips, George Yard, Lombard Street, sold also by J. and A. Arch
- Hu, C., Tam, C.-Y., Yang, Z., Wang, Z., 2024. Analyzing urban influence on extreme winter precipitation through observations and numerical simulation of two South China case studies. *Sci Rep* 14, 2099. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52193-2>
- Iflland, R., Förster, K., Westerholt, D., Pesci, M.H., Lösken, G., 2021. Robust Vegetation Parameterization for Green Roofs in the EPA Stormwater Management Model (SWMM). *Hydrology* 8, 12. <https://doi.org/10.3390/hydrology8010012>
- Irmak, S., Mutiibwa, D., 2010. On the dynamics of canopy resistance: Generalized linear estimation and relationships with primary micrometeorological variables: CANOPY RESISTANCE. *Water Resour. Res.* 46. <https://doi.org/10.1029/2009WR008484>
- Ishimatsu, K., Ito, K., Mitani, Y., Tanaka, Y., Sugahara, T., Naka, Y., 2017. Use of rain gardens for stormwater management in urban design and planning. *Landscape Ecol Eng* 13, 205–212. <https://doi.org/10.1007/s11355-016-0309-3>
- Iwanaga, T., Usher, W., Herman, J., 2022. Toward SALib 2.0: Advancing the accessibility and interpretability of global sensitivity analyses. *Socio-Environmental Systems Modelling* 4, 18155–18155.
- Jahanfar, A., Drake, J., Sleep, B., Gharabaghi, B., 2018. A modified FAO evapotranspiration model for refined water budget analysis for Green Roof systems. *Ecological Engineering* 119, 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.021>
- Jarvis, N.J., 1989. A simple empirical model of root water uptake. *Journal of Hydrology* 107, 57–72.
- Jarvis, P.G., 1976. The interpretation of the variations in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 273, 593–610. <https://doi.org/10.1098/rstb.1976.0035>
- Jato-Espino, D., Toro-Huertas, E.I., Güereca, L.P., 2022. Lifecycle sustainability assessment for the comparison of traditional and sustainable drainage systems. *Science of The Total Environment* 817, 152959. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152959>
- Jennings, A.A., Berger, M.A., Hale, J.D., 2015. Hydraulic and Hydrologic Performance of Residential Rain Gardens. *J. Environ. Eng.* 141, 04015033. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000967](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000967)
- Jensen, M.E., Haise, H.R., 1963. Estimating Evapotranspiration from Solar Radiation. *J. Irrig. and Drain. Div.* 89, 15–41. <https://doi.org/10.1061/JRCEA4.0000287>
- Johnston, M.R., 2011. Vegetation type alters rain garden hydrology through changes to soil porosity and evapotranspiration.

Joseph, K., Sharma, A.K., Van Staden, R., 2022. Development of an intelligent urban water network system. *Water* 14, 1320.

Kanso, T., Gromaire, M.-C., Ramier, D., Dubois, P., Chebbo, G., 2020. An Investigation of the Accuracy of EC5 and 5TE Capacitance Sensors for Soil Moisture Monitoring in Urban Soils-Laboratory and Field Calibration. *Sensors* 20, 6510. <https://doi.org/10.3390/s20226510>

Kargas, G., Ntoulas, N., Nektarios, P.A., 2013. Moisture Content Measurements of Green Roof Substrates Using Two Dielectric Sensors. *HortTechnology* 23, 177–186. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.23.2.177>

Katerji, N., Rana, G., Fahed, S., 2011. Parameterizing canopy resistance using mechanistic and semi-empirical estimates of hourly evapotranspiration: critical evaluation for irrigated crops in the Mediterranean. *Hydrological Processes* 25, 117–129. <https://doi.org/10.1002/hyp.7829>

Katsifarakis, K.L., Vafeiadis, M., Theodossiou, N., 2015. Sustainable Drainage and Urban Landscape Upgrading Using Rain Gardens. Site Selection in Thessaloniki, Greece. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, Efficient irrigation management and its effects in urban and rural landscapes 4, 338–347. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.038>

Kaykhosravi, S., Khan, U., Jadidi, A., 2018. A Comprehensive Review of Low Impact Development Models for Research, Conceptual, Preliminary and Detailed Design Applications. *Water* 10, 1541. <https://doi.org/10.3390/w10111541>

Kemp, S., Hadley, P., Blanuša, T., 2019. The influence of plant type on green roof rainfall retention. *Urban Ecosyst* 22, 355–366. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0822-2>

Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology* 424–425, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>

Kohler, M.A., Linsley, R.K., 1951. Predicting the runoff from storm rainfall. US Department of Commerce, Weather Bureau.

L. R. Costello, K. S. Jones, 2014. WUCOLS (Water Use Classification Of Landscape Species), A Guide to the Water Needs of Landscape Plants 96.

Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A., Barraud, S., Poelsma, P., 2012. The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Research, Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6743–6752. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.026>

Lehmann, P., Assouline, S., Or, D., 2008. Characteristic lengths affecting evaporative drying of porous media. *Physical Review E* 77, 056309.

Lhomme, J.P., Montes, C., Jacob, F., Prévot, L., 2013. Evaporation from multi-component canopies: Generalized formulations. *Journal of hydrology* 486, 315–320.

Lhomme, J.-P., Montes, C., Jacob, F., Prevot, L., 2012. Evaporation from heterogeneous and sparse canopies: on the formulations related to multi-source representations. *Boundary-layer meteorology* 144, 243–262.

Li, S., Qin, H., Peng, Y., Khu, S.T., 2019. Modelling the combined effects of runoff reduction and increase in evapotranspiration for green roofs with a storage layer. *Ecological Engineering* 127, 302–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.003>

Li, S., Zhang, L., Kang, S., Tong, L., Du, T., Hao, X., Zhao, P., 2015. Comparison of several surface resistance models for estimating crop evapotranspiration over the entire growing season

in arid regions. Agricultural and Forest Meteorology 208, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.04.002>

Li, X., Chen, W.Y., Sanesi, G., Laforteza, R., 2019. Remote sensing in urban forestry: Recent applications and future directions. *Remote Sensing* 11, 1144.

Linacre, E.T., 1977. A simple formula for estimating evaporation rates in various climates, using temperature data alone. *Agricultural Meteorology* 18, 409–424. [https://doi.org/10.1016/0002-1571\(77\)90007-3](https://doi.org/10.1016/0002-1571(77)90007-3)

Lisenbee, W.A., Hathaway, J.M., Burns, M.J., Fletcher, T.D., 2021. Modeling bioretention stormwater systems: Current models and future research needs. *Environmental Modelling & Software* 144, 105146. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105146>

Liu, S., Lu, L., Mao, D., Jia, L., 2007. Evaluating parameterizations of aerodynamic resistance to heat transfer using field measurements. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 769–783. <https://doi.org/10.5194/hess-11-769-2007>

Loustau, D., Cochard, H., Sartore, M., Guédon, M., 1991. Utilisation d'une chambre de transpiration portable pour l'estimation de l'évapotranspiration d'un sous-bois de pin maritime à molinie (*Molinia coerulea* (L.) Moench). *Ann. For. Sci.* 48, 29–45. <https://doi.org/10.1051/forest:19910103>

Mabrouk, M., Han, H., Fan, C., Abdrabo, K.I., Shen, G., Saber, M., Kantoush, S.A., Sumi, T., 2023. Assessing the effectiveness of nature-based solutions-strengthened urban planning mechanisms in forming flood-resilient cities. *Journal of Environmental Management* 344, 118260. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118260>

Maheu, A., Hajji, I., Anctil, F., Nadeau, D.F., Therrien, R., 2019. Using the maximum entropy production approach to integrate energy budget modelling in a hydrological model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23, 3843–3863. <https://doi.org/10.5194/hess-23-3843-2019>

Mahfouf, J.F., Noilhan, J., 1991. Comparative study of various formulations of evaporation from bare soil using in situ data. *Journal of Applied Meteorology (1988-2005)* 1354–1365.

Makkink, G.F., 1957. Examination of Penman's revised formula.[Esperanto]. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 5, 290–305.

Marasco, D.E., Culligan, P.J., McGillis, W.R., 2015. Evaluation of common evapotranspiration models based on measurements from two extensive green roofs in New York City. *Ecological Engineering* 84, 451–462. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.001>

Marasco, D.E., Hunter, B.N., Culligan, P.J., Gaffin, S.R., McGillis, W.R., 2014. Quantifying Evapotranspiration from Urban Green Roofs: A Comparison of Chamber Measurements with Commonly Used Predictive Methods. *Environ. Sci. Technol.* 48, 10273–10281. <https://doi.org/10.1021/es501699h>

Marcel, C., Ghelmi, G., 2012. De Lutèce à l'agglomération parisienne 2000 ans d'assainissement.

Marginis, A., Papaioannou, G., Kerkides, P., Kitsara, G., Bourazanis, G., 2018. Canopy Resistance and Actual Evapotranspiration over an Olive Orchard. *Water Resour Manage* 32, 5007–5026. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2119-x>

Masson, V., Lion, Y., Peter, A., Pigeon, G., Buyck, J., Brun, E., 2013. “Grand Paris”: regional landscape change to adapt city to climate warming. *Climatic Change* 117, 769–782. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0579-1>

- Massoudieh, A., Maghrebi, M., Kamrani, B., Nietch, C., Tryby, M., Aflaki, S., Panguluri, S., 2017. A flexible modeling framework for hydraulic and water quality performance assessment of stormwater green infrastructure. *Environmental Modelling & Software* 92, 57–73. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.02.013>
- McColl, K.A., 2020. Practical and Theoretical Benefits of an Alternative to the Penman-Monteith Evapotranspiration Equation. *Water Resources Research* 56, e2020WR027106. <https://doi.org/10.1029/2020WR027106>
- Mccormick, K., 2020. Cities, nature and innovation: new directions.
- McGrane, S.J., 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal* 61, 2295–2311.
- Mehmood, T., Liland, K.H., Snipen, L., Sæbø, S., 2012. A review of variable selection methods in Partial Least Squares Regression. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 118, 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2012.07.010>
- Menut, L., 1997. Etude expérimentale et théorique de la couche limite atmosphérique en agglomération parisienne (PhD Thesis). Université Pierre et Marie Curie-Paris VI.
- Mesgouez, A., Buis, S., Ruy, S., Lefeuvre-Mesgouez, G., 2013. Uncertainty analysis and validation of the estimation of effective hydraulic properties: application to green roof substrate.
- Mestayer, P.G., Anquetin, S., 1995. Climatology of Cities, in: Gyr, A., Rys, F.-S. (Eds.), *Diffusion and Transport of Pollutants in Atmospheric Mesoscale Flow Fields*, ERCOFATAC Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 165–189. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8547-7_7
- Milly, P.C.D., 1982. Moisture and heat transport in hysteretic, inhomogeneous porous media: A matric head-based formulation and a numerical model. *Water Resources Research* 18, 489–498. <https://doi.org/10.1029/WR018i003p00489>
- Miralles, D.G., Brutsaert, W., Dolman, A.J., Gash, J.H., 2020. On the Use of the Term “Evapotranspiration.” *Water Resources Research* 56, e2020WR028055. <https://doi.org/10.1029/2020WR028055>
- 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, 2891–2900. <https://doi.org/10.1002/hyp.6868>
- Mitchell, V.G., Mein, R.G., McMahon, T.A., 2001. Modelling the urban water cycle. *Environmental Modelling & Software* 16, 615–629. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(01\)00029-9](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(01)00029-9)
- Mobilia, M., Longobardi, A., Sartor, J., 2017. Including A-Priori Assessment of Actual Evapotranspiration for Green Roof Daily Scale Hydrological Modelling. *Water* 9, 72. <https://doi.org/10.3390/w9020072>
- Mohsen Hassan Abdalla, E., Alfredsen, K., Merete Muthanna, T., 2022b. Towards improving the calibration practice of conceptual hydrological models of extensive green roofs. *Journal of Hydrology* 607, 127548. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127548>
- Monin, A.S., Obukhov, A.M., 1954. Basic laws of turbulent mixing in the surface layer of the atmosphere. *Contrib. Geophys. Inst. Acad. Sci. USSR*, 151, e1987.
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology* 19, 205–234.

Morot-Gaudry, J.-F., Moreau, F., Prat, R., Maurel, C., Sentenac, H., 2021. Biologie végétale: Nutrition et métabolisme-3e éd. Dunod.

Mouchel, J.-M., 2003. Les égouts et l'évacuation des déchets | Canal U [WWW Document]. URL <https://www.canal-u.tv/chaines/utls/ca-c-est-paris/les-egouts-et-l-evacuation-des-dechets> (accessed 7.9.23).

Musy, A., Soutter, M., 1991. Soil physics.

Muthanna, T.M., Viklander, M., Thorolfsson, S.T., 2008. Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrological Processes* 22, 1640–1649. <https://doi.org/10.1002/hyp.6732>

Nezeys, A., Reboul, S., Saison, O., Baillet, M., 2016. Le Plan pluie à Paris: La nécessaire dimension environnementale. Stratégie/Strategy-Démarche intégrée & Développement durable/Integrated approach & sustainable development.

Nocco, M.A., Rouse, S.E., Balster, N.J., 2016. Vegetation type alters water and nitrogen budgets in a controlled, replicated experiment on residential-sized rain gardens planted with prairie, shrub, and turfgrass. *Urban Ecosyst* 19, 1665–1691. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0568-7>

Norman, J.M., Divakarla, M., Goel, N.S., 1995. Algorithms for extracting information from remote thermal-IR observations of the earth's surface. *Remote Sensing of Environment* 51, 157–168.

Observatoire Immobilier Durable, O., 2023. Des toits vivants pour des villes résilientes : opportunités et défis. Observatoire Immobilier Durable, Paris.

Oke, T.R., 1982. The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly journal of the royal meteorological society* 108, 1–24.

Oke, T.R., 1976. The distinction between canopy and boundary-layer urban heat islands. *Atmosphere* 14, 268–277. <https://doi.org/10.1080/00046973.1976.9648422>

Oke, T.R., Cleugh, H.A., 1987. Urban heat storage derived as energy balance residuals. *Boundary-Layer Meteorology* 39, 233–245.

Oki, T., Kanae, S., 2006. Global hydrological cycles and world water resources. *science* 313, 1068–1072.

OMM, (Organisation Météorologique Mondiale), 2020. Guide des pratiques hydrologiques, 2008th, Mise à jour en 2020 ed.

Or, D., Lehmann, P., Shahraeeni, E., Shokri, N., 2013. Advances in soil evaporation physics—A review. *Vadose Zone Journal* 12, v3j2012-0163.

Ortega-Farias, S.O., Olioso, A., Fuentes, S., Valdes, H., 2006. Latent heat flux over a furrow-irrigated tomato crop using Penman–Monteith equation with a variable surface canopy resistance. *Agricultural Water Management* 82, 421–432.

Oudin, L., 2004. Recherche d'un modèle d'évapotranspiration potentielle pertinent comme entrée d'un modèle pluie-débit global (phdthesis). ENGREF (AgroParisTech).

Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F., Loumagne, C., 2005. Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall–runoff model?: Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall–runoff modelling. *Journal of Hydrology* 303, 290–306. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.026>

- Ouédraogo, A.A., Berthier, E., Durand, B., Gromaire, M.-C., 2022. Determinants of Evapotranspiration in Urban Rain Gardens: A Case Study with Lysimeters under Temperate Climate. *Hydrology* 9, 42. <https://doi.org/10.3390/hydrology9030042>
- Ouédraogo, A.A., Berthier, E., Ramier, D., Tan, Y., Gromaire, M.-C., 2023. Quantifying evapotranspiration fluxes on green roofs: A comparative analysis of observational methods. *Science of The Total Environment* 166135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166135>
- Pan, H.-L., Mahrt, L., 1987. Interaction between soil hydrology and boundary-layer development. *Boundary-Layer Meteorology* 38, 185–202.
- Penman, H.L., Keen, B.A., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences* 193, 120–145. <https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037>
- Perrier, A., Itier, B., Bertolini, J.M., Katerji, N., 1976. A new device for continuous recording of the energy balance of natural surfaces. *Agricultural Meteorology* 16, 71–84. [https://doi.org/10.1016/0002-1571\(76\)90069-8](https://doi.org/10.1016/0002-1571(76)90069-8)
- Personne, E., Loubet, B., Herrmann, B., Mattsson, M., Schjoerring, J.K., Nemitz, E., Sutton, M.A., Cellier, P., 2009. SURFATM-NH3: a model combining the surface energy balance and bi-directional exchanges of ammonia applied at the field scale. *Biogeosciences* 6, 1371–1388. <https://doi.org/10.5194/bg-6-1371-2009>
- Petrucci, G., 2012. La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines : confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique (These de doctorat). Paris Est.
- Poë, S., Stovin, V., Berretta, C., 2015. Parameters influencing the regeneration of a green roof's retention capacity via evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 523, 356–367. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.002>
- Pons, V., Abdalla, E.M.H., Tscheikner-Gratl, F., Alfredsen, K., Sivertsen, E., Bertrand-Krajewski, J.-L., Muthanna, T.M., 2023a. Practice makes the model: A critical review of stormwater green infrastructure modelling practice. *Water Research* 236, 119958. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119958>
- Prandtl, L., 1932. Meteorogische anwendung der stromungslehre. *Beitr. Phys. Atomosph* 19.
- Priestley, C.H.B., Taylor, R.J., 1972. On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. *Monthly Weather Review* 100, 81–92. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2)
- Qiu, G.Y., Yan, C., Liu, Y., 2023. Urban evapotranspiration and its effects on water budget and energy balance: Review and perspectives. *Earth-Science Reviews* 246, 104577. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2023.104577>
- Raimondi, A., Sanfilippo, U., Marchioni, M., Di Chiano, M.G., Becciu, G., 2023. Influence of climatic parameters on the probabilistic design of green roofs. *Science of The Total Environment* 865, 161291. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161291>
- Ramamurthy, P., Bou-Zeid, E., 2014. Contribution of impervious surfaces to urban evaporation. *Water Resources Research* 50, 2889–2902. <https://doi.org/10.1002/2013WR013909>
- Ramier, D., Berthier, E., Andrieu, H., 2011. The hydrological behaviour of urban streets: long-term observations and modelling of runoff losses and rainfall-runoff transformation. *Hydrological Processes* 25, 2161–2178. <https://doi.org/10.1002/hyp.7968>

Ramier, D., Berthier, E., de Gouvello, B., 2018. FAVEUR-A Simple Model for Design Extensive Green Roofs, in: PROCEEDINGS 11th International Conference on Urban Drainage Modelling (UDM). Mannina Giorgio, pp. 264–268.

Ramier, D., Douar, A., Ameni, Y.M., Dupont, J.-C., Faucheuix, A., 2017a. Étude de la variabilité spatiale du flux d'évapotranspiration. Applications au SIRTA., in: Journée Scientifique Du SIRTA.

Ramier, D., Foughali, M., Berthier, E., 2017b. Maximum water content in vegetated green roofs substrate. Effect of substrate thickness. SUITMA 9.

Rammal, M., Berthier, E., 2020. Runoff Losses on Urban Surfaces during Frequent Rainfall Events: A Review of Observations and Modeling Attempts. Water 12, 2777. <https://doi.org/10.3390/w12102777>

Rana, G., Katerji, N., 2000. Measurement and estimation of actual evapotranspiration in the field under Mediterranean climate: a review. European Journal of Agronomy 13, 125–153. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00070-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00070-8)

Razavi, S., Jakeman, A., Saltelli, A., Prieur, C., Iooss, B., Borgonovo, E., Plischke, E., Lo Piano, S., Iwanaga, T., Becker, W., Tarantola, S., Guillaume, J.H.A., Jakeman, J., Gupta, H., Melillo, N., Rabitti, G., Chabridon, V., Duan, Q., Sun, X., Smith, S., Sheikholeslami, R., Hosseini, N., Asadzadeh, M., Puy, A., Kucherenko, S., Maier, H.R., 2021. The Future of Sensitivity Analysis: An essential discipline for systems modeling and policy support. Environmental Modelling & Software 137, 104954. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104954>

Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. Physics 1, 318–333. <https://doi.org/10.1063/1.1745010>

Riou, C., 1972. Etude de l'évaporation en Afrique Centrale (PhD Thesis). Université de Paris VI.

Robineau, T., Rodler, A., Morille, B., Ramier, D., Sage, J., Musy, M., Graffin, V., Berthier, E., 2022. Coupling hydrological and microclimate models to simulate evapotranspiration from urban green areas and air temperature at the district scale. Urban Climate 44, 101179. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101179>

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, 241–248.

Romanenko, V.A., 1961. Computation of the autumn soil moisture using a universal relationship for a large area. Proc. of Ukrainian Hydrometeorological Research Institute 3, 12–25.

Romero, C.C., Dukes, M.D., 2010. Residential benchmarks for minimal landscape water use. Gainesville, FL.: Agricultural and Biological Engineering, Department University of Florida UF Water Institute 1–49.

Rose, C.W., Sharma, M.L., 1984. Summary and recommendations of the Workshop on “Evapotranspiration from plant communities.” Agricultural Water Management, Evapotranspiration From Plant Communities 8, 325–342. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(84\)90061-1](https://doi.org/10.1016/0378-3774(84)90061-1)

Rossmann, L.A., 2010a. Modeling low impact development alternatives with SWMM. Journal of Water Management Modeling.

- Rossman, L.A., 2010b. Storm water management model user's manual, version 5.0. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and
- Sage, J., 2016. Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines (These de doctorat). Paris Est.
- Sage, J., Berthier, E., Gromaire, M.-C., 2020. Modeling Soil Moisture Redistribution and Infiltration Dynamics in Urban Drainage Systems. *Journal of Hydrologic Engineering* 25, 04020041.
- Saher, R., Stephen, H., Ahmad, S., 2021. Urban evapotranspiration of green spaces in arid regions through two established approaches: a review of key drivers, advancements, limitations, and potential opportunities. *Urban Water Journal* 18, 115–127. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1857796>
- Sailor, D.J., 2011. A review of methods for estimating anthropogenic heat and moisture emissions in the urban environment. *Intl Journal of Climatology* 31, 189–199. <https://doi.org/10.1002/joc.2106>
- Sailor, D.J., 2008. A green roof model for building energy simulation programs. *Energy and buildings* 40, 1466–1478.
- Saito, H., Šimůnek, J., 2009. Effects of meteorological models on the solution of the surface energy balance and soil temperature variations in bare soils. *Journal of Hydrology* 373, 545–561. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.05.019>
- Saltelli, A., Annoni, P., Azzini, I., Campolongo, F., Ratto, M., Tarantola, S., 2010. Variance based sensitivity analysis of model output. Design and estimator for the total sensitivity index. *Computer Physics Communications* 181, 259–270. <https://doi.org/10.1016/j.cpc.2009.09.018>
- 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>
- Santanello, J.A., Friedl, M.A., 2003. Diurnal Covariation in Soil Heat Flux and Net Radiation. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 42, 851–862. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2003\)042<0851:DCISHF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2003)042<0851:DCISHF>2.0.CO;2)
- Scharenbroch, B.C., Lloyd, J.E., Johnson-Maynard, J.L., 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia* 49, 283–296. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002>
- Schlünzen, K.H., Hoffmann, P., Rosenhagen, G., Riecke, W., 2010. Long-term changes and regional differences in temperature and precipitation in the metropolitan area of Hamburg. *International Journal of Climatology* 30, 1121–1136. <https://doi.org/10.1002/joc.1968>
- Schmidt, W., 1915. Radiation and evaporation from an open water surface, a contribution to the heat budget of the world oceans and to the water budget of the earth. *Annals of Hydrological and Maritime Meteorology* 43, 111–124.
- Seddon, N., Smith, A., Smith, P., Key, I., Chausson, A., Girardin, C., House, J., Srivastava, S., Turner, B., 2021. Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology* 27, 1518–1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>
- Shahtahmassebi, A.R., Li, C., Fan, Y., Wu, Y., lin, Y., Gan, M., Wang, K., Malik, A., Blackburn, G.A., 2021. Remote sensing of urban green spaces: A review. *Urban Forestry & Urban Greening* 57, 126946. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126946>

- Shao, C., Chen, J., Chu, H., Stepien, C.A., Ouyang, Z., 2020. Intra-annual and interannual dynamics of evaporation over western Lake Erie. *Earth and Space Science* 7, e2020EA001091.
- Shuttleworth, W.J., Wallace, J.S., 1985. Evaporation from sparse crops-an energy combination theory. *Quart J Royal Meteoro Soc* 111, 839–855. <https://doi.org/10.1002/qj.49711146910>
- Simpson, G., Runkle, B.R.K., Eckhardt, T., Kutzbach, L., 2019. Evaluating closed chamber evapotranspiration estimates against eddy covariance measurements in an arctic wetland. *Journal of Hydrology* 578, 124030. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124030>
- Simunek, J., Sejna, M., Van Genuchten, M.T., Šimůnek, J., Šejna, M., Jacques, D., Sakai, M., 1998. HYDRUS-1D. Simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, version 2.
- Stavropoulos-Laffaille, X., 2019. Pour une analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie urbaine: Modélisation hydro-microclimatique de deux bassins versants expérimentaux de l'agglomération nantaise (PhD Thesis). Ecole centrale de Nantes.
- Stavropoulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Andrieu, H., Lemonsu, A., Calmet, I., Keravec, P., Masson, V., 2021. Coupling detailed urban energy and water budgets with TEB-Hydro model: Towards an assessment tool for nature based solution performances. *Urban Climate* 39, 100925. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100925>
- Stewart, J.B., 1988. Modelling surface conductance of pine forest. *Agricultural and Forest meteorology* 43, 19–35.
- Subedi, A., Chávez, J.L., 2015. Crop Evapotranspiration (ET) Estimation Models: A Review and Discussion of the Applicability and Limitations of ET Methods. *JAS* 7, p50. <https://doi.org/10.5539/jas.v7n6p50>
- Tardy, Y., 1986. Le cycle de l'eau: climats, paléoclimats et géochimie globale. (No Title).
- Thom, A.S., Oliver, H.R., 1977. On Penman's equation for estimating regional evaporation. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 103, 345–357. <https://doi.org/10.1002/qj.49710343610>
- Thornthwaite, C.W., 1948. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review* 38, 55–94. <https://doi.org/10.2307/210739>
- Thorp, R., 2014. Observations of heat, water vapor and carbon dioxide exchanges over a living roof using eddy covariance (PhD Thesis). Thesis. San Francisco State University.
- Todorov, D., Driscoll, C.T., Todorova, S., 2018. Long-term and seasonal hydrologic performance of an extensive green roof. *Hydrological Processes* 32, 2471–2482. <https://doi.org/10.1002/hyp.13175>
- Tunqui Neira, J.M., Gromaire, M.-C., Chancibault, K., Chebbo, G., 2023. Toward a comprehensive functional typology of stormwater control measures for hydrological and water quality modeling purposes. *Blue-Green Systems* 5, 41–56. <https://doi.org/10.2166/bgs.2023.026>
- Turc, L., 1961. Evaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. *Ann. Agron.* 12, 13–49.
- IUCN France, 2018. Les Solutions fondées sur la Nature pour lutter contre les changements climatiques et réduire les risques naturels en France. IUCN, Paris, France.
- Unies, N., 2018. The World's Cities in 2018: Data Booklet. United Nations. <https://doi.org/10.18356/c93f4dc6-en>

Van Genuchten, M.T., 1987. A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. United States Department of Agriculture Agricultural Research Service US

Van Genuchten, M.T., 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal* 44, 892–898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

Vannier, O., Braud, I., 2012. Calcul d'une évapotranspiration de référence spatialisée pour la modélisation hydrologique à partir des données de la réanalyse SAFRAN de Météo-France (PhD Thesis). irstea.

Velluet, C., 2014. Modélisation et analyse pluriannuelles du fonctionnement hydrologique et énergétique de deux écosystèmes dominants au Sahel agropastoral (Sud-Ouest Niger) (PhD Thesis). Université Montpellier II-Sciences et Techniques du Languedoc.

Vera, S., Pinto, C., Tabares-Velasco, P.C., Bustamante, W., 2018. A critical review of heat and mass transfer in vegetative roof models used in building energy and urban environment simulation tools. *Applied Energy* 232, 752–764. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.09.079>

W. Lubczynski, M., Gurwin, J., 2005. Integration of various data sources for transient groundwater modeling with spatio-temporally variable fluxes—Sardon study case, Spain. *Journal of Hydrology* 306, 71–96. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.038>

Wadzuk, B.M., Hickman, J.M., Traver, R.G., 2015. Understanding the Role of Evapotranspiration in Bioretention: Mesocosm Study. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* 1, 04014002. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000794>

Wadzuk, B.M., Schneider, D., Feller, M., Traver, R.G., 2013. Evapotranspiration from a green-roof storm-water control measure. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 139, 995–1003.

Wallace, J.S., 1997. Evaporation and radiation interception by neighbouring plants. *Quart J Royal Meteoro Soc* 123, 1885–1905. <https://doi.org/10.1002/qj.49712354306>

Walter, I.A., Allen, R., Elliott, R., Jensen, M., Itenfisu, D., Howell, T., Snyder, R.L., Brown, P., Echings, S., 2001. The ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation. Final Report of the Task Committee on Standardization of Reference Evapotranspiration. [https://doi.org/10.1061/40499\(2000\)126](https://doi.org/10.1061/40499(2000)126)

Wang, J., Endreny, T.A., Nowak, D.J., 2008. Mechanistic Simulation of Tree Effects in an Urban Water Balance Model ¹. *J American Water Resour Assoc* 44, 75–85. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00139.x>

Wollschläger, N., Schlink, U., Raabe, A., 2021. A Feasibility Study for Determining the Sensible Heat Flux to and from Small Green Roofs. *Boundary-Layer Meteorol* 181, 145–166. <https://doi.org/10.1007/s10546-021-00646-w>

Xiang, K., Li, Y., Horton, R., Feng, H., 2020. Similarity and difference of potential evapotranspiration and reference crop evapotranspiration – a review. *Agricultural Water Management* 232, 106043. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106043>

Xu, C.-Y., Singh, V.P., 2002. Cross comparison of empirical equations for calculating potential evapotranspiration with data from Switzerland. *Water Resources Management* 16, 197–219.

Yang, K., Tamai, N., Koike, T., 2001. Analytical Solution of Surface Layer Similarity Equations. *J. Appl. Meteor.* 40, 1647–1653. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2001\)040<1647:ASOSLS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2001)040<1647:ASOSLS>2.0.CO;2)

Yu, Y., Li, Z., Yu, T., Guo, S., Zhou, Y., Li, X., Zhang, W., 2023. Hydrologic and water quality modelling of bioretention columns in cold regions. *Hydrological Processes* 37, e14871. <https://doi.org/10.1002/hyp.14871>

Zhang, K., Garg, A., Mei, G., Jiang, M., Wang, H., Huang, S., Gan, L., 2022. Thermal performance and energy consumption analysis of eight types of extensive green roofs in subtropical monsoon climate. *Building and Environment* 216, 108982. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.108982>

Zhang, L., Ye, Z., Shibata, S., 2020. Assessment of Rain Garden Effects for the Management of Urban Storm Runoff in Japan. *Sustainability* 12, 9982. <https://doi.org/10.3390/su12239982>

Zhang, Y., Qin, H., Zhang, J., Hu, Y., 2020. An in-situ measurement method of evapotranspiration from typical LID facilities based on the three-temperature model. *Journal of Hydrology* 588, 125105. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125105>

Zhao, L., Xia, J., Xu, C., Wang, Z., Sobkowiak, L., Long, C., 2013. Evapotranspiration estimation methods in hydrological models. *J. Geogr. Sci.* 23, 359–369. <https://doi.org/10.1007/s11442-013-1015-9>

Zheng, X., Zou, Y., Lounsbury, A.W., Wang, C., Wang, R., 2021. Green roofs for stormwater runoff retention: A global quantitative synthesis of the performance. *Resources, Conservation and Recycling* 170, 105577. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105577>