



HAL
open science

Contribution à la modélisation hydrologique à l'échelle de la ville

Aude Allard

► **To cite this version:**

Aude Allard. Contribution à la modélisation hydrologique à l'échelle de la ville: Application sur la ville de Nantes. Génie civil. Ecole Centrale de Nantes, 2015. Français. NNT: . tel-02380123

HAL Id: tel-02380123

<https://hal.science/tel-02380123>

Submitted on 26 Nov 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Thèse de Doctorat

Aude ALLARD

Mémoire présenté en vue de l'obtention du
grade de Docteur de l'Ecole Centrale de Nantes
sous le label de L'Université Nantes Angers Le Mans

École doctorale : SPIGA

Discipline : Sciences pour l'ingénieur

Unité de recherche : Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux

Soutenue le 15 octobre 2015

Contribution à la modélisation hydrologique à l'échelle de la ville

Application sur la ville de Nantes

JURY

Président :

Rapporteurs :

Roger MOUSSA, Directeur de recherche, INRA Montpellier
Bruno TASSIN, Directeur de recherche, Ecole des ponts Paris Tech

Examineurs :

Christian INARD, Professeur, Université de la Rochelle
Laurent POLIDORI, Professeur titulaire de chaire CNAM, Conservatoire National des Arts et Métiers
Zahra THOMAS, Maître de conférences, Agrocampus Ouest

Directeur de Thèse :

Hervé ANDRIEU Directeur de recherche, IFSTTAR

Co-directeur de Thèse :

Katia CHANCIBAULT, Chargée de recherche, IFSTTAR

Tout seul on va plus vite, ensemble on va plus loin.
(Proverbe Burkinabé)

Remerciements

Table des matières

Remerciements.....	3
Table des matières.....	6
Table des illustrations	12
Glossaire	20
Notations	22
Introduction.....	26
Chapitre 1 : Modélisation hydrologique adaptée à l'échelle de la ville	30
1.1 Introduction	30
1.2 La ville et ses enjeux.....	30
1.2.1 Comment définir la ville ?.....	31
1.2.2 Présentation de Nantes Métropole.....	32
1.2.3 Quels enjeux en lien avec l'hydrologie pour la ville ?	34
1.2.3.1 L'augmentation de la population	34
1.2.3.2 Le changement climatique.....	35
1.2.4 Synthèse	37
1.3 La réponse de l'hydrologie face aux enjeux de la ville.....	37
1.3.1 Les outils de l'hydrologie.....	37
1.3.1.1 Principe de la modélisation hydrologique.....	37
1.3.1.2 Les modèles hydrologiques spécifiquement dédiés aux zones urbaines	39
1.3.2 Les limites des modèles existants pour répondre aux enjeux de la ville	42
1.3.2.1 La question de l'échelle de la ville.....	42
1.3.2.2 La question du bilan énergétique	47

1.3.3	Synthèse des travaux à effectuer.....	47
1.4	Les données disponibles sur le territoire de Nantes Métropole.....	48
1.4.1.1	Données géographiques.....	48
1.4.1.2	Données météorologiques.....	52
1.4.1.3	Données hydrologiques	54
Chapitre 2 : Reconstruction du réseau hydrographique urbain		58
2.1	Introduction	58
2.2	Méthodes d'extraction des réseaux hydrographiques.....	58
2.2.1	Classification des méthodes d'extraction.....	59
2.2.2	Modèle numérique de terrain	59
2.2.2.1	Le MNT raster	59
2.2.2.2	Le MNT vecteur	60
2.2.3	Données vectorielles sur le réseau	61
2.2.4	Combinaison des deux.....	62
2.3	Choix de reconstruction du réseau hydrographique.....	63
2.3.1	Objectifs de la représentation	63
2.3.2	Réseaux eaux usées et unitaire.....	64
2.3.2.1	Introduction des caractéristiques des réseaux dans la grille régulière .	65
2.3.2.2	Reconstruction du réseau à partir des caractéristiques présentes dans la grille régulière.....	65
2.3.3	Réseaux d'eau pluviale et rivière naturelles	67
2.3.4	Représentation intégrée des cheminements de l'eau	68
2.4	Application à Nantes métropole	69
2.4.1	Calage de la méthodologie de représentation du réseau artificiel	69
2.4.1.1	Objectif du calage.....	69
2.4.1.2	Zone d'étude utilisée pour le calage	70
2.4.1.3	Procédure de calage.....	72
2.4.1.4	Résultats du calage.....	74
2.4.2	Représentation des cheminements en réseaux d'eaux usées et unitaire	79

2.4.2.1	Choix effectués	79
2.4.2.2	Résultats.....	79
2.4.2.3	Conclusion	83
2.4.3	Représentation des cheminements en réseau d'eau pluviale et en rivière ..	84
2.4.4	Représentation intégrée de l'ensemble des cheminements de l'eau en ville	86
2.4.5	Évaluation des résultats.....	90
2.4.5.1	Réseau d'eau pluviale	90
2.4.5.2	Réseau unitaire et d'eaux usées.....	93
2.5	Conclusion.....	96
Chapitre 3 : Le modèle hydrologique : TEB-Hydro		98
3.1	Introduction	98
3.2	Présentation de TEB-Hydro	99
3.2.1	Les origines du modèle	99
3.2.1.1	La plateforme SURFEX	99
3.2.1.2	Le schéma de surface TEB.....	100
3.2.2	Adaptations faites en lien avec l'hydrologie.....	104
3.2.2.1	L'hydrologie dans TEB-Veg.....	105
3.2.2.2	Implémentation du sol.....	106
3.2.2.3	Prise en compte de l'infiltration dans la voirie	107
3.2.2.4	Introduction des réseaux d'assainissement	107
3.2.2.5	Écoulements latéraux au sein d'une maille	108
3.3	Développements effectués au sein de TEB-Hydro : le transfert.....	108
3.3.1	État de l'art sur le transfert.....	109
3.3.1.1	Hydrogramme unitaire	109
3.3.1.2	Différents modèles de transfert.....	110
3.3.1.3	Méthode de propagation des débits.....	113
3.3.2	Le transfert dans TEB-Hydro	116
3.3.2.1	Choix effectués	116

3.3.2.2	Modèle de parcours.....	117
3.3.2.3	Modèle de vitesse.....	120
3.3.2.4	Synthèse	120
Chapitre 4 :	Application sur Nantes Est.....	122
4.1	Introduction	122
4.2	Présentation de l'application	122
4.2.1	Situation et caractéristiques géographiques	123
4.2.2	Caractéristiques météorologiques de la période considérée	123
4.2.3	Présentation du bassin versant étudié	125
4.2.3.1	Choix du bassin versant des Gohards ruisseau	125
4.2.3.2	Caractéristiques du bassin versant	125
4.2.3.3	Observations disponibles	128
4.2.4	Synthèse des caractéristiques de la simulation.....	128
4.2.4.1	Résolutions spatiale et temporelle utilisées	128
4.2.4.2	Initialisation	128
4.3	Méthode de calage et de validation	129
4.3.1	État de l'art sur le calage et la validation	129
4.3.1.1	Principe général.....	129
4.3.1.2	Critères d'appréciation	130
4.3.1.3	Calage.....	134
4.3.1.4	Validation.....	134
4.3.2	Choix effectués	136
4.3.2.1	Variables de calage.....	136
4.3.2.2	Critères d'évaluation	137
4.4	Application sur le bassin versant des Gohards Ruisseau	137
4.4.1	Analyse de sensibilité	137
4.4.1.1	Paramètres à ajuster	138
4.4.1.2	Résultats.....	142

4.4.1.3	Conclusion	145
4.4.2	Calage et validation croisée.....	145
4.4.2.1	Procédure de calage.....	145
4.4.2.2	Résultats.....	146
4.4.3	Transposition du modèle au sous-bassin versant de Médiathèque.....	150
4.4.4	Analyse et critique des résultats	152
4.5	La question de la mauvaise reproduction des hauteurs des pics de débits	155
4.5.1	Hypothèses	155
4.5.2	Contribution possible du déversoir d'orage du Croissant	155
4.5.2.1	Présentation des déversoirs d'orage de la zone d'étude.....	155
4.5.2.2	Représentation des déversoirs d'orage dans TEB-Hydro	157
4.5.2.3	Modélisation des déversoirs d'orage de Ceineray et Broutelle	157
4.5.2.4	Paramétrisation du déversoir d'orage du Croissant	162
4.5.3	Impact du taux de connexion.....	165
4.5.4	Conclusion.....	167
4.6	La question du biais.....	168
4.6.1	Hypothèses	168
4.6.2	Bilan hydrologique sur les bassins versants	168
4.6.3	Modélisation des écoulements retardés dans TEB-Hydro	171
4.6.4	Conclusion.....	174
4.7	Synthèse	174
Chapitre 5 : Scénario d'évolution urbaine.....		176
5.1	Introduction	176
5.2	Construction des scénarios.....	177
5.2.1	Scénario de référence	177
5.2.2	Toitures végétalisées	178
5.2.3	Suppression de la végétation haute.....	181
5.2.4	Variations du taux de végétation.....	182

5.2.5	Variation du taux de connexion.....	182
5.2.6	Synthèse	183
5.3	Résultats de la modélisation	185
5.3.1	Choix d'analyse	185
5.3.2	Résultats	185
5.3.2.1	Évolution du bilan hydrologique de la zone d'étude	185
5.3.2.2	Évolution du débit des Gohards ruisseau.....	186
5.3.3	Analyse scénario par scénario	189
5.3.3.1	Scénarios de toitures végétalisées	189
5.3.3.2	Scénario de suppression de la végétation haute	190
5.3.3.3	Scénarios de variation du taux de végétation	194
5.3.3.4	Scénario de variation du taux de connexion	196
5.4	Conclusion sur l'utilisation du modèle.....	196
	Bibliographie.....	202
	Annexe 1 : Application de l'outil de reconstruction du réseau hydrographique en Ile de France.....	213
	Introduction	213
	Présentation de la zone d'étude.....	214
	Caractéristiques de la zone.....	214
	Données géographiques disponibles	215
	Résultats	217
	Conclusion.....	219
	Bibliographie.....	219
	Remerciement	220
	Annexe 2 : Reconstruction and representation of a complete urban drainage network for hydrological modeling at the scale of an entire city. Article soumis dans <i>Urban water journal</i>	221

Table des illustrations

Figure 1 : Carte des 24 communes de la communauté urbaine de Nantes Métropole. ...	32
Figure 2 : Carte de l'occupation des sols sur le territoire de Nantes Métropole.	33
Figure 3 : Précipitations et températures annuelles moyennes sur Nantes (Source : Météo-France 11/2014).....	36
Figure 4 : Représentation schématique des différents réseaux hydrographiques urbains et de leurs connexions.....	44
Figure 5 : Carte du relief et du réseau hydrographique de Nantes Métropole.	45
Figure 6 : Carte des réseaux d'assainissement de Nantes Métropole : réseau unitaire en vert, réseau d'eau pluviale en bleu et réseau d'eaux usées en rouge.	46
Figure 7 : Représentation des exutoires associés aux rejets des bassins versants urbains dans le cadre d'une mise en fonction des déversoirs d'orage (les exutoires sont les triangles de la couleur de leur bassin versant et les déversoirs d'orage sont les cercles rouges). Le domaine correspond à la partie est du centre-ville de Nantes.	47
Figure 8 : Carte de la répartition spatiale des pluviomètres dont les mesures sont disponibles pour notre étude.	53
Figure 9 : Localisation du bassin versant du Pin Sec sur le territoire de Nantes Métropole. Le bassin versant du Pin Sec a fait l'objet de mesures micrométéorologiques.	54
Figure 10 : Carte des points de mesure débitométriques gérés par le LEE et de leurs bassins versants associés (Le débitmètre de la Chézine à Procé est géré par Nantes Métropole, mais validé par le LEE)	55
Figure 11 : Proposition de classification des principales techniques de reconstruction de réseau hydrographique.....	59
Figure 12 : Schémas de synthèse de la connexion des unités de collecte au réseau hydrographique.	69

Figure 13: Plan de situation de la commune de Basse-Goulaine au sein de l'agglomération nantaise.....	71
Figure 14 : Caractéristiques de la commune de Basse-Goulaine en termes de relief, de réseau hydrographique naturel et d'occupation des sols (de gauche à droite).	71
Figure 15: Réseau d'assainissement artificiel de la commune de Basse-Goulaine : réseau d'eau pluviale à gauche, réseau d'eaux usées, avec indication de la position de la station d'épuration par un losange noir, à droite.	72
Figure 16 : Réseaux d'eau pluviale de Basse-Goulaine avec un maillage de 200m de résolution. Réseau de référence complet à gauche. Réseau de référence simplifié au centre. Réseau modélisé fournissant le meilleur résultat en termes de critère de NSE à droite.	75
Figure 17 : Réseaux de référence de Basse-Goulaine pour les eaux usées avec un maillage de 200m de résolution. Réseau de référence complet à gauche. Réseau de référence simplifié à droite.....	75
Figure 18 : Comparaison visuelle des deux meilleurs résultats de calage des poids a, b et c sur l'ordre de grandeur, pour les eaux usées avec un maillage d'une résolution de 200m. Le réseau de référence simplifié est représenté en vert sous les réseaux modélisés. La zone de différence de connexion entre les deux réseaux modélisés est entourée en rouge sur le graphe de droite. Les arcs du réseau sont fléchés pour en indiquer la direction et les nœuds du réseau sont représentés par des points noirs.	76
Figure 19 : Représentation des réseaux modélisés avec un maillage de 500m de résolution. En haut, le réseau d'eau pluviale de Basse-Goulaine, en bas, le réseau d'eaux usées de Basse-Goulaine. Pour chaque réseau, trois représentations sont présentées : le réseau de référence complet à gauche, le réseau de référence simplifié manuellement sur le maillage de 500m au centre et enfin, à droite, le réseau modélisé à 500m de résolution avec la combinaison de poids a=1, b=1, c=10.....	78
Figure 20 : Représentation simplifiée du réseau unitaire de la ville de Nantes projeté sur une grille de 200m de résolution obtenue sans aucune intervention manuelle. Deux points posent problème, ceux qui sont connectés directement à la station d'épuration par des arcs longs.	80
Figure 21 : Représentation simplifiée du réseau unitaire de la ville de Nantes projeté sur une grille de 200m de résolution après correction manuelle de deux arcs.	80
Figure 22: Représentation simplifiée du réseau d'eaux usées (en noir) connecté au réseau unitaire (au centre, en vert) de la ville de Nantes projeté sur une grille de 200m de résolution après correction manuelle des 17 arcs pour lesquels aucune solution satisfaisante n'avait été trouvée.	81

Figure 23 : Représentation simplifiée du réseau unitaire de la ville de Nantes projeté sur une grille de 500m de résolution obtenue sans aucune intervention manuelle. Les points bas responsables des mauvaises connexions sont entourés en rouge.....	82
Figure 24 : Représentation simplifiée du réseau unitaire de la ville de Nantes projeté sur une grille de 500m de résolution après correction manuelle de trois arcs correspondant aux sorties de points bas.....	82
Figure 25 : Représentation simplifiée du réseau d’eaux usées (en rouge) connecté au réseau unitaire (au centre, en vert) de la ville de Nantes basé sur une grille de 500m de résolution.	83
Figure 26 : Représentation simplifiée du réseau d’eau pluviale (en noir) connecté aux rivières naturelles de la BD Carthage (en bleu) de la métropole de Nantes, basée sur une grille de 200m de résolution.....	85
Figure 27 : Représentation simplifiée du réseau d’eau pluviale (en noir) connecté aux rivières naturelles de la BD Carthage (en bleu) de la métropole de Nantes, basée sur une grille de 500m de résolution.....	85
Figure 28 : Carte des exutoires choisis pour la modélisation.	86
Figure 29 : Surface contribuant à chaque exutoire (une couleur est attribuée par exutoire). En haut, pour la « connexion pluviale » (le ruissellement pluvial ou les infiltrations en réseau d’eau pluviale ou en réseau unitaire), en bas, pour la « connexion usée » (les infiltrations parasites en réseau d’eaux usées).	87
Figure 30 : Représentation des zones unitaires et des zones drainées par le réseau d’eaux usées contribuant à chaque déversoir d’orage. Les unités de collecte concernées sont colorées en fonction du déversoir d’orage auquel elles contribuent (une couleur par déversoir). Les couleurs pâles, en périphérie, correspondent aux unités de collecte connectées aux déversoirs d’orage par l’intermédiaire du réseau d’eaux usées, les couleurs vives aux unités de collecte desservies par le réseau unitaire.....	88
Figure 31 : Représentation de la connexion à la Loire de l’ensemble des zones unitaires et des zones drainées par le réseau d’eaux usées lorsque les déversoirs d’orage ne fonctionnent pas (l’exutoire est alors la station d’épuration, représentée par un point vert).	89
Figure 32 : Représentation de la connexion à la Loire de l’ensemble des zones unitaires et des zones drainées par le réseau d’eaux usées lorsque les déversoirs d’orage fonctionnent (les exutoires sont alors ceux représentés par les points de couleur (bleu, jaune et violet). Les unités de collecte sont colorées en fonction de l’exutoire auquel elles sont connectées.	89

Figure 33 : Plan de situation du bassin versant de l'Aubinière (en vert) au sein de l'agglomération nantaise. Le ruisseau de l'Aubinière est indiqué par une flèche.	90
Figure 34 : Réseau d'eau pluviale du bassin versant de l'Aubinière. À gauche : réseau de référence correspondant aux informations disponibles dans la banque de données urbaine de Nantes Métropole. À droite réseau modélisé avec un maillage de 200m de résolution sur cette zone.	91
Figure 35 : Analyse de la « bonne connexion » du réseau d'eau pluviale modélisé sur le bassin versant de l'Aubinière avec une résolution de 200m. Les points verts représentent les nœuds du réseau modélisé effectivement connecté à la rivière de l'Aubinière suivant le réseau de référence complet. Les points rouges représentent les nœuds connectés à une autre rivière que l'Aubinière suivant le réseau de référence complet.	92
Figure 36 : Répartition des distances à l'exutoire sur le bassin versant de l'Aubinière, suivant le réseau modélisé (en trait plein) et suivant le réseau de référence (en tireté bleu). Ces distances sont discriminées à l'aide d'un intervalle de 200m.	93
Figure 37 : Plan de situation de la zone d'évaluation unitaire (en vert) au sein de l'agglomération nantaise.	94
Figure 38 : Réseau unitaire faisant l'objet d'une évaluation. À gauche : réseau de référence complet, à droite : réseau modélisé avec un maillage de 200m de résolution sur cette zone.	94
Figure 39 : Répartition des distances à l'exutoire sur la zone unitaire utilisée pour l'évaluation, suivant le réseau modélisé (en trait plein) et suivant le réseau de référence (en tireté bleu). Ces distances sont discriminées à l'aide d'un intervalle de 200m.	95
Figure 40 : Schéma simplifié du fonctionnement de la plateforme SURFEX (traduit du site internet de Météo-France : http://www.cnrm.meteo.fr/). Avec : f_n , f_l , f_v et f_m les fractions de chaque type d'occupation du sol dans la maille et \mathcal{F}_n , \mathcal{F}_l , \mathcal{F}_v et \mathcal{F}_m les flux de surface émis par chaque unité de surface de chaque type d'occupation du sol.	100
Figure 41 : Géométrie de la rue canyon utilisée dans le schéma de surface TEB, ainsi que ses variables pronostiques (Masson, 2000). (Avec T la température, W le contenu en eau des réservoirs et δ la fraction de surface occupée par les réservoirs d'eau ; les indices ont les correspondances suivantes : r pour les surfaces de voirie, w pour les surfaces de mur et R pour les surfaces de toit)	102
Figure 42 : Représentation des méthodes de prise en compte de la végétation en ville avec, en haut, les schémas de surface TEB et ISBA calculant les flux de surface de manière indépendante et, en bas, le schéma TEB-Veg permettant de calculer des flux de surface en tenant compte de la part de végétation présente à l'intérieur de la rue	

canyon. f_{town} , f_{road} , f_{bld} , f_{garden} et f_{nature} sont respectivement les fractions de ville, bâti, voirie, jardin urbain et nature de la surface étudiée (Lemonsu, et al., 2012).	104
Figure 43 : Représentation du sous-sol dans la version initiale de TEB-Veg (à gauche) et dans le modèle TEB-Hydro (à droite).	106
Figure 44 : Convolution des pluies nettes (p_1 , p_2 , p_3) avec l'hydrogramme unitaire HU pour obtenir les hydrogrammes unitaire (H1, H2, H3) de chaque pluie (HU correspond à l'hydrogramme unitaire pour une pluie nette de durée τ et d'intensité 1). Puis addition de chaque hydrogramme unitaire pour obtenir l'hydrogramme total (Htot). (Hingray, et al., 2009).	110
Figure 45 : Proposition de classification des différents modèles de transfert. Par la suite nous développerons un modèle de transfert géomorphologique conceptuel.	110
Figure 46 : Illustration de différentes variables intervenant dans la fonction de Barré de Saint Venant : Q le débit, q l'éventuel débit latéral d'apport, I la pente du bief, S la section mouillée, h la hauteur d'eau et U la vitesse de l'écoulement.	115
Figure 47 : Profondeur des nappes sous le sol de Nantes Métropole début mars 2008 selon une étude réalisée par le BRGM (Conil, et al., 2009)	119
Figure 48 : Schémas de synthèse de la représentation des cheminements de l'eau en ville jusqu'aux rivières naturelles.	119
Figure 49 : Situation de la zone d'étude sur le territoire de Nantes métropole (en haut à gauche) et cartographie de la zone (données géographiques issues de la BD Topo de l'IGN).	123
Figure 50 : Représentation de la précipitation mensuelle sur la zone d'étude pour la période d'application. Le trait bleu pâle épais représente les précipitations moyennes mensuelles interannuelles (source Météo-France, 11/2014).	124
Figure 51 : Représentation des températures minimales et maximales moyennes sur la zone d'étude pour la période d'application. Les traits épais et tiretés représentent les moyennes interannuelles (source Météo-France, 11/2014).	125
Figure 52 : Présentation du bassin versant des Gohards ruisseau (bordure rouge) ainsi que du bassin versant unitaire du Croissant (bordure verte) qui peut se connecter au bassin versant des Gohards ruisseau par l'intermédiaire de son déversoir d'orage et du sous-bassin versant de Médiathèque (hachuré en noir).	126
Figure 53 : Méthodes graphiques pour évaluer les performances d'un modèle hydrologique : a) chroniques observées et simulées, b) nuage de point, c) courbe résiduelle (traduit de Biondi et al. (2012)).	131
Figure 54 : Graphique de synthèse des résultats de l'analyse de sensibilité. Chaque graphique correspond à un critère et chaque barre à un paramètre analysé.	144

Figure 55 : Valeur du critère de Kling-Gupta (KGE) calculée pour chaque combinaison de paramètres sur le bassin versant des Gohards ruisseau. Les résultats pour la première année de simulation suivant la période de chauffe sont présentés en orange et ceux de la deuxième année en bleu.....	147
Figure 56 : Chroniques de débits observés (en rouge) et simulés (en noir) sur l'ensemble de la période de simulation, pour la simulation utilisant la combinaison de paramètres fournissant le meilleur résultat en termes de KGE.	148
Figure 57 : Courbe résiduelle (différence des débits simulés et observés) sur l'ensemble de la période de simulation, pour la simulation utilisant la combinaison de paramètres fournissant le meilleur résultat en termes de KGE. La ligne bleue horizontale représente la valeur 0, valeur idéale.....	149
Figure 58 : Représentation des débits simulés en fonction des débits observés sous forme de nuage de points. Idéalement, les points doivent être rassemblés autour de la droite $y=x$ représentée en bleu sur le graphique.	149
Figure 59 : Chroniques de débits observés (en rouge) et simulés (en noir) pour l'année 2011-2012 sur le bassin versant de Médiathèque.....	150
Figure 60 : Courbe résiduelle (différence des débits simulés et observés) pour l'année 2011-2012 sur le bassin versant de Médiathèque. La ligne bleue horizontale représente la valeur 0, valeur idéale.....	151
Figure 61 : Représentation des débits simulés en fonction des débits observés sous forme de nuage de points. Idéalement, les points doivent être rassemblés autour de la droite $y=x$ représentée en bleu sur le graphique.	151
Figure 62 : Débits observés (tireté noir) et simulés (ligne continue rouge) sur le bassin versant des Gohards ruisseau correspondant en réponse à la pluie du 18/03/2012. Cette figure illustre les différences de forme des pics de débit observés et simulés généralement rencontrés sur les bassins versants des Gohards ruisseau et de Médiathèque.	153
Figure 63 : Analyse détaillée de l'évènement du 22 août 2011. Le débit simulé par le modèle est représenté en rouge et le débit observé en tireté noir.....	154
Figure 64 : Présentation de la partie unitaire de notre zone d'étude. Le réseau d'assainissement simplifié est représenté en vert et les déversoirs d'orage sont symbolisés par les cercles noirs et rouges : le cercle noir indique la position du déversoir d'orage et le cercle rouge est proportionnel au débit déversé par le déversoir en 2010 selon les observations de Nantes Métropole.	156

Figure 65 : Chroniques des débits de déversement observés et simulés au déversoir d'orage de Ceineray au pas de temps journalier sur une portion de la période de simulation.	160
Figure 66 : Chroniques des débits de déversement observés et simulés au déversoir d'orage de Broutelle au pas de temps journalier sur une portion de la période de simulation.	162
Figure 67 : Débit simulé en fonction du débit observé (en m ³ /s) pour les bassins versants des Gohards ruisseau (à gauche) et de Médiathèque (à droite) en fonction du taux de connexion utilisé (indiqué en marge à gauche). Idéalement, les points doivent être rassemblés autour de la droite y=x représentée en bleu sur chaque graphique. ...	166
Figure 68 : Evolution de la teneur en eau au cours de la simulation à trois profondeurs différentes, pour une maille entièrement naturelle de notre zone d'étude. Les lignes horizontales représentent la capacité au champ et le point de flétrissement.	172
Figure 69 : Evolution des teneurs en eau observées et simulées sur le point de mesure pour lequel la texture du sol est la plus proche de la texture de sol utilisée pour la simulation.	173
Figure 70 : Carte de la végétation de la zone d'étude : le vert clair correspond à la végétation basse, le vert sombre à la végétation haute et le vert intermédiaire à la végétation « urbaine » qui est un mixte de végétation basse et de végétation haute..	178
Figure 71 : Répartition des toitures végétalisées sur la zone d'étude. Les toitures apparaissant en gris foncé sont végétalisées uniquement dans le cadre du scénario S-GreenroofAll alors que les toitures apparaissant en vert foncé sont végétalisées dans le cadre des deux scénarios (S-GreenroofAll et S-GreenroofReal).....	180
Figure 72 : Répartition de la végétation haute sur le scénario S-Ref transformée en végétation basse dans le cadre du scénario S-LowVeg. La végétation urbaine correspond à un mélange de 60% de végétation haute et 40% de végétation basse.	181
Figure 73 : Synthèse de la répartition de l'occupation des sols pour chaque scénario mis en œuvre.	184
Figure 74 : Différence de surfaces végétalisées par rapport au scénario de référence pour chaque scénario.....	184
Figure 75 : Bilan hydrologique pour les différents scénarios sur l'ensemble de la zone d'étude pour la période de simulation complète du 1/05/2010 au 1/10/2012.....	186
Figure 76 : représentation sous forme de boite à moustache des caractéristiques des débits simulés sur le bassin versant des Gohards ruisseau pour chaque scénario mis en œuvre.	187

Figure 77 : Analyse de l'évolution mensuelle des débits maximaux, moyens et du quantile 90 du débit au niveau du bassin versant des Gohards ruisseau pour les différents scénarios mis en oeuvre.	188
Figure 78 : Evolution de la part d'évapotranspiration, de ruissellement et de drainage par rapport au scénario de référence pour les scénarios S-GreenroofAll et S-GreenroofReal.	189
Figure 79 : Evolution de la part d'évapotranspiration, de ruissellement et de drainage par rapport au scénario de référence pour le scénario S-LowVeg.	190
Figure 80 : Evolution de l'évapotranspiration simulée suivant le scénario de référence (S-Ref) ou le scénario sans végétation haute (S-LowVeg) pour une période pluvieuse sur une zone de jardin.	192
Figure 81 : Evolution de l'évapotranspiration simulée suivant le scénario de référence (S-Ref) ou le scénario sans végétation haute (S-LowVeg) pour une période sans pluie sur une zone de jardin.	192
Figure 82 : Evolution de l'évapotranspiration simulée suivant le scénario de référence (S-Ref) ou le scénario sans végétation haute (S-LowVeg) pour une période pluvieuse sur une zone sans jardin (toiture et route uniquement).	193
Figure 83 : Evolution de la part d'évapotranspiration, de ruissellement et de drainage par rapport au scénario de référence pour les scénarios de variation du taux de végétalisation.	194
Figure 84 : Evolution de la part d'évapotranspiration, de ruissellement et de drainage par rapport au scénario de référence pour les scénarios de déconnexion des surfaces imperméabilisées.	196
Figure 85 : Carte de la Zone d'étude avec le bâti en gris et les limites communales en marron.	215
Figure 86 : Données concernant le réseau d'assainissement de la zone d'étude. Ces données ont été collectées auprès des différents gestionnaires et sont incomplètes.	217
Figure 87 : Représentation du réseau d'eau pluviale simplifié (à gauche) et des données géographiques initiales correspondantes : les regards d'eau pluviale disponible dans les bases de données (à droite).	218
Figure 88 : Représentation des réseaux d'eaux usées et unitaire simplifiés (à gauche) et des données géographiques initiales correspondantes (à droite). Le point noir correspond à la station d'épuration.	218

Glossaire

Bilan énergétique : bilan entre l'énergie absorbée par la surface, due principalement au rayonnement solaire incident, et les flux d'énergie émis par cette même surface. Il est à noter que le flux d'évapotranspiration (parfois appelé flux de chaleur latente), est un flux d'énergie émis par la surface terrestre.

Capacité au champ : capacité de rétention maximale en eau du sol. Au dessus de cette valeur, l'eau ne va plus pouvoir être stocker dans le sol et va donc s'infiltrer vers les couches plus profondes. La capacité au champ dépend de la texture du sol considéré (proportion de sable et d'argile). Dans notre application sur Nantes est, la capacité au champ est fixée à $0,24 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$.

Infiltration parasite dans les réseaux : avec le temps, les réseaux d'assainissement perdent leur étanchéité. Ils peuvent alors drainer une partie des eaux du sol (Dupasquier, 1999). Lorsque cette eau du sol est drainée par le réseau d'eaux usées, qui n'est conçu que pour recevoir des eaux domestiques et/ou industrielles, elle est appelée eau d'infiltration parasite.

Point de flétrissement : taux d'humidité d'un sol à partir duquel les plantes n'ont plus la capacité d'extraire l'eau car la force de succion des racines est inférieure à la force de rétention de l'eau dans le sol. Dans notre application sur Nantes est, le point de flétrissement est fixé à $0,12 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$.

Réseau hydrographique : ensemble des vecteurs des écoulements de l'eau depuis son unité de collecte jusqu'à son évacuation hors de la zone d'étude

Transfert : Nous entendons par transfert la représentation des écoulements d'eau latéraux, il s'agit à la fois des écoulements en réseau d'assainissement, en rivière, en versant et dans le sol. Le transfert a pour objet de déterminer des temps d'arriver à l'exutoire et ainsi d'obtenir, à partir des écoulements contribuant au débit à l'exutoire, un hydrogramme de débit à l'exutoire (Hingray, et al., 2009).

Unité de collecte : portion de la zone d'étude drainée par le réseau hydrographique traitée comme une entité spatialement indivisible.

Notations

a : poids attribué au critère de dénivelé pour la reconstruction du réseau hydrographique

α : variabilité relative représentée par le quotient des écarts-types sur les observations et les variables simulées.

b : poids attribué au critère de rapprochement à l'exutoire pour la reconstruction du réseau hydrographique

β : représentation du biais par la moyenne des variables simulées sur la moyenne des variables de référence correspondantes.

c : poids attribué au critère connexion au point le plus proche pour la reconstruction du réseau hydrographique.

$C(N_i, N_j)$: valeur de la fonction de coût entre le nœud N_i et le nœud N_j (pour la reconstruction du réseau hydrographique).

$D(N_i)$: distances entre le nœud et N_i son exutoire (m) (pour la reconstruction du réseau hydrographique).

$D(N_i, N_j)$: distance en ligne droite entre les nœuds N_i et N_j (m) (pour la reconstruction du réseau hydrographique).

$D_{ref}(t)$: donnée de référence au pas de temps t .

$\overline{D_{ref}}$: moyenne des données de référence.

$D_{sim}(t)$: donnée simulée au pas de temps t .

$\overline{D_{sim}}$: moyenne des données simulées.

D_{vp} : conductivité de vapeur isothermale ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

Δ : résolution de la grille (m).

E : flux d'évapotranspiration (mm.s^{-1}).

ϵ : coefficient de transfert de la quantité de mouvement du débit latéral.

F : flux vertical d'eau dans le sol (m.s^{-1}).

g : constante de gravité universelle (m.s^{-2}).

h : hauteur d'eau dans la section (m).

I : pente du tronçon considéré (m.m^{-1}).

I_{road} : flux d'infiltration (mm.s^{-1}).

$\text{Infil}_{\text{road}}$: taux d'infiltration maximal à travers la voirie (mm.s^{-1}).

INF_{sew} : vitesse d'infiltration parasite dans les réseaux (m.s^{-1}).

$I_{\text{p}}^{\text{sew}}$: paramètre sans dimension à caler intervenant dans le calcul de la vitesse d'infiltration parasite dans les réseaux, représentant notamment la qualité de l'étanchéité des réseaux,

J : pente de la perte de charge linéaire (m.m^{-1}).

k : conductivité hydraulique (m.s^{-1}).

KGE : coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (Gupta, et al., 2009).

$k_{\text{moy}}^{\text{sat}}$: conductivité hydraulique moyenne à saturation (m.s^{-1}).

k_{sat} : conductivité hydraulique à saturation (m.s^{-1}).

N_i et N_j : nœuds utilisés pour la reconstruction du réseau hydrographique, respectivement, nœud à connecter et nœud candidat à la connexion.

NSE : coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe, permet de mesurer l'importance la variance des écarts entre variables simulées et observations par rapport à la variance des observations (Nash, 1970).

PBIAS : pourcentage de biais (mesure la tendance du modèle à surestimer ou à sous-estimer les variables).

Q : le débit ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$).

q : éventuel débit latéral d'apport ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}.\text{m}^{-1}$).

r : coefficient de corrélation linéaire entre les variables simulées et les observations.

RR : taux de précipitation interceptée ($\text{mm}.\text{s}^{-1}$), RR_{road} correspond au taux de précipitation intercepté par le compartiment voirie.

Roff : flux de ruissellement ($\text{mm}.\text{s}^{-1}$).

ρ_w : densité de l'eau liquide ($1000 \text{ kg}.\text{m}^{-3}$).

S : section mouillée de l'écoulement (m^2).

SENS : sensibilité, du modèle à un paramètre pour un critère d'évaluation donné.

U : vitesse moyenne de l'écoulement dans la section ($\text{m}.\text{s}^{-1}$).

W : contenu en eau du sol ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$).

W_{fit}: contenu en eau du sol au point de flétrissement ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$).

W_{moy}: contenu en eau du sol moyen entre les compartiments ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$).

W_{sat} : contenu en eau du sol à saturation ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$).

W_s: réservoir de surface (mm), (avec et : les réservoirs de surface respectivement sur les routes, les toitures et l'ensemble des surfaces imperméabilisée confondues).

Ψ : potentiel matriciel du sol (en m).

z : profondeur du sol (m).

Z(N_i) : altitudes du nœud N_i (m), pour la reconstruction du réseau hydrographique.

Introduction

Selon les experts des Nations Unies, plus de la moitié de la population mondiale actuelle vit dans une zone urbaine (United-Nations, 2011), même si des différences subsistent entre les pays développés, plus urbains, et les pays en développement, où une grande part de la population vit encore en zone rurale. Or, en raison de l'augmentation de la population et de l'exode rural, la population urbaine devrait encore s'accroître de 2,6 milliards d'habitants jusqu'en 2050 (United-Nations, 2011). Il semble donc que les villes soient amenées à devenir le lieu de vie d'une part de plus en plus importante de la population.

Les villes sont soumises à de forts enjeux qui peuvent avoir un impact sur l'hydrologie. Tout d'abord, la pression démographique conduit souvent à une augmentation de l'urbanisation qui peut se traduire par l'étalement urbain ou la densification de la ville. Or, quelque soit sa forme, l'urbanisation est connue pour impacter le cycle de l'eau avec une augmentation des volumes ruisselés annuels et des débits de pointe ainsi qu'une diminution des temps de réponse des bassins versants (Leopold, 1968; Jacobson, 2011). Ces effets peuvent conduire à un plus grand risque d'inondation et de pollution en milieu urbain.

Parallèlement, l'urbanisation impacte le climat local, notamment à travers le phénomène d'îlot de chaleur urbain (Oke, 1973). Cette modification du climat local devient d'autant plus préoccupante dans un contexte de changement climatique qui favoriserait les événements extrêmes ce qui pourrait avoir un impact direct sur la population, comme ce fut le cas en France lors de la canicule de 2003. Même si les conséquences du changement climatique restent difficiles à évaluer à l'échelle des villes,

il est évident qu'elles auront un impact sur le climat local et donc sur l'hydrologie urbaine.

Dans ce contexte, les villes se doivent de tenir de plus en plus compte des préoccupations environnementales qui se traduisent généralement par des réglementations (directive-cadre européenne sur l'eau, par exemple). Elles cherchent alors des outils opérationnels leur permettant de limiter leurs impacts sur le cycle de l'eau et le climat local tout en développant des stratégies d'adaptation au changement climatique.

Cela nécessite de disposer d'outils pour étudier de manière intégrée les différents phénomènes intervenant dans l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie et le microclimat. Ces outils doivent pouvoir fonctionner à l'échelle de la ville (car c'est l'une des échelles à laquelle sont prises les décisions d'urbanisme, à travers notamment les plans locaux d'urbanisme), mais aussi prendre en compte à la fois le bilan hydrologique et le bilan énergétique. En effet, le bilan énergétique, lié au bilan hydrologique par le biais de l'évapotranspiration, doit être pris en compte pour pouvoir analyser l'impact du changement climatique sur le cycle de l'eau urbain. Or, à notre connaissance, de tels outils ne sont pas disponibles.

En effet, les outils de modélisation hydrologique actuels fonctionnent rarement à l'échelle de la ville, qui contient des milieux urbains, voire périurbains, de densités variables. Cela peut s'expliquer par l'existence d'un clivage historique entre modélisation urbaine, axée principalement sur l'hydraulique et ne prenant que très peu en compte les phénomènes hydrologiques, et modélisation rurale à plus grande échelle axée principalement sur la reproduction des phénomènes hydrologiques. En conséquence, aujourd'hui, même si le clivage modèle hydrologique urbain et modèle hydrologique rural tend à s'estomper, notamment avec l'étude du milieu périurbain et l'introduction des techniques d'assainissement alternatives impliquant l'implémentation de processus hydrologiques dans les modèles urbains, il n'existe pas ou peu de modèle capable de prendre en compte les spécificités du milieu urbain tout en représentant les processus hydrologiques à une échelle compatible avec celle de la ville. Par ailleurs, ces modèles hydrologiques urbains ne prennent pas en compte, à notre connaissance, le bilan énergétique.

Ainsi, l'objectif principal de cette thèse est d'aboutir à un modèle hydrologique capable de fonctionner à l'échelle de la ville et d'intégrer à la fois le bilan hydrologique et le bilan énergétique. Pour cela, nous avons choisi de nous intéresser au modèle TEB-

Hydro, lui-même issu d'un modèle développé à Météo France pour être couplé aux modèles météorologiques et qui, de ce fait, présente l'avantage de prendre en compte le bilan énergétique. Ce modèle nécessite cependant quelques développements, notamment en termes de représentation du transfert, avant de pouvoir être utilisé pour des applications hydrologiques.

Le premier chapitre établit clairement le contexte de ce travail de thèse. Pour cela, nous allons, dans un premier temps, balayer les enjeux, en lien avec l'hydrologie, auxquels sont confrontées les villes et qui justifient de s'intéresser à ce territoire. Ces propos seront illustrés par la ville de Nantes qui constitue notre zone d'étude. Par la suite, nous présenterons les outils de modélisation hydrologique actuels. Les limites de ces outils permettront d'aborder les problématiques techniques et scientifiques auxquelles nous nous sommes confrontés lors de ce travail.

Le deuxième chapitre s'intéresse à la représentation du réseau hydrographique urbain. En effet, l'introduction d'un transfert hydrologique au sein du modèle conceptuel distribué TEB-Hydro suppose de prendre en compte les différents cheminements de l'eau en ville : rivières naturelles, réseau d'eaux usées, réseau d'eau pluviale et réseau unitaire. Une méthodologie permettant d'obtenir une représentation simplifiée et intégrée de ces différents cheminements et de leurs connexions sera proposée et évaluée.

Le troisième chapitre présente le fonctionnement du modèle hydrologique TEB-Hydro en s'intéressant plus particulièrement aux aspects hydrologiques. Dans un premier temps, le modèle TEB-Hydro et le contexte dans lequel il a été développé seront détaillés. Puis, dans un second temps, nous expliciterons les développements réalisés au sein du modèle pour y introduire le transfert des écoulements horizontaux sur la base du réseau hydrographique développé dans le chapitre deux.

Le quatrième chapitre présente l'application du modèle TEB-Hydro, après développement de la représentation des transferts, sur la partie est de la ville de Nantes. La diversité des réseaux hydrographiques et des bassins versants étudiés amène à s'interroger sur la procédure de calage à adopter, en particulier sur les variables hydrologiques à étudier, leur disponibilité à l'échelle de la ville et l'échelle temporelle à laquelle les analyser (Abdykassymova, 2014). Dans ce cadre, le modèle fera l'objet d'une analyse de sensibilité, d'un calage et d'une évaluation. L'évaluation du modèle sera faite sur différents bassins versants afin de juger de la capacité du modèle à s'adapter à des bassins versants pour lesquels il n'a pas fait l'objet d'un calage explicite. Enfin, cette application sera l'occasion d'analyser le fonctionnement des

déversoirs d'orage situés sur la zone d'étude et d'évaluer les capacités de TEB-Hydro à reproduire ce fonctionnement.

Enfin, le cinquième chapitre présentera l'application du modèle TEB-Hydro, pour l'évaluation de scénarios de végétalisation de la ville. C'est l'occasion d'évaluer les capacités du modèle pour ce type d'applications en analysant : la pertinence des résultats qu'il peut fournir, les limites de ses capacités de représentation et les perspectives de développement que ces limites peuvent engendrer.

Chapitre 1 : Modélisation hydrologique adaptée à l'échelle de la ville

1.1 Introduction

Le présent chapitre a pour objectif d'établir le contexte de ce travail de thèse, dont l'objectif est de développer un modèle hydrologique conceptuel, permettant d'évaluer l'impact de décisions d'aménagement, dans un contexte de changement climatique, à l'échelle de la ville.

Pour cela, nous allons, dans un premier temps, définir ce que nous avons choisi d'entendre par le terme « ville ». Puis, nous balayerons les enjeux en lien avec l'hydrologie, auxquels sont confrontées aujourd'hui les villes et qui justifient de s'intéresser à ce territoire. Ces propos seront illustrés par la ville de Nantes qui constitue la zone d'étude principale sur laquelle nous avons expérimenté notre méthodologie.

Par la suite, nous présenterons les outils de modélisation hydrologique actuels qui permettent de répondre aux enjeux de la ville. Les limites de ces outils permettront d'aborder les problématiques techniques et scientifiques auxquelles nous nous sommes confrontés lors de ce travail. Enfin, nous détaillerons les données disponibles sur le territoire de Nantes Métropole qui en font une zone d'étude adaptée pour répondre à notre problématique.

1.2 La ville et ses enjeux

Dans ce travail de thèse, nous avons choisi de nous intéresser à la ville. Nous allons préciser dans cette partie ce que nous entendons par ville, le territoire concerné et les enjeux auxquels il est confronté. Ces considérations seront illustrées par le cas de la ville de Nantes, notre zone d'étude.

1.2.1 Comment définir la ville ?

La définition de la ville pose de nombreuses questions étant donné les différents champs disciplinaires (architecture, urbanisme, sociologie, économie, écologie...) qui s'intéressent à cette entité, comme en témoigne J.P. Frey (1999) dans son article sur la généalogie du mot urbanisme. Malgré les efforts interdisciplinaires entamés dès le début du XXe siècle pour développer une science unique de la ville, il n'existe pas aujourd'hui une seule vision de la ville, mais un ensemble de points de vue (Payre, 2005). Nous proposons ici trois approches différentes du terme « ville » qui n'ont pas la prétention d'être exhaustives mais qui permettront de cadrer notre zone d'étude.

La ville peut tout d'abord être considérée du point de vue social. Elle est alors constituée de ses habitants ou de ses citoyens. C'est la vision de la cité présentée par Aristote (330 av JC) dans *La Politique*. C'est aussi celle qui ressort d'un certain nombre d'expressions françaises telles « la ville est en émoi », « toute la ville en parle », qui font directement référence aux habitants (Larousse). La ville sera alors l'ensemble des habitants se reconnaissant comme appartenant à cette ville.

Une autre possibilité est de définir spatialement la ville, il s'agit alors d'un espace physique, d'un territoire délimité. C'est la vision des architectes et des géographes. La ville peut alors être caractérisée par un ensemble d'unités bâties contiguës. Même si cette définition, associée à un nombre d'habitants minimal, est utilisée par l'INSEE (institut national de la statistique et des études économiques) pour définir les unités urbaines, elle trouve ses limites au niveau des zones périurbaines, qui servent de transitions plus ou moins diffuses entre le milieu urbain et rural.

La dernière possibilité que nous avons explorée est de considérer la ville comme une entité politique qui s'autoadministre au moins en partie. Cette association du pouvoir politique aux villes se rencontre à différentes périodes de l'histoire : les cités de l'antiquité grecque, les cités état indépendantes du moyen-âge telles Venise ou Florence, les diocèses de la religion catholique administrés par des évêques et rattachés à des villes, et plus récemment, les communautés urbaines et les métropoles, même si, en France, leur pouvoir politique reste restreint au profit de l'état centralisé. Ces entités politiques ont généralement besoin de délimiter un territoire géographique sur lequel s'exercent leurs compétences. Les limites administratives peuvent alors jouer un rôle important.

Dans la suite de ce travail, nous allons assimiler la ville au territoire de la collectivité territoriale qui la gère. En effet, d'une part les compétences de la collectivité territoriale

en font généralement un territoire pertinent pour engager des actions en réponse aux enjeux en lien avec l'hydrologie auxquels sont confrontées les villes, et qui seront présentés ci-après. D'autre part, en tant que gestionnaire, la collectivité dispose d'une base de données cohérente sur l'ensemble de son territoire, ce qui facilite considérablement les investigations à cette échelle.

1.2.2 Présentation de Nantes Métropole

Dans le cadre de ce travail de thèse, nous nous intéressons à la ville de Nantes, en effet, d'une part, des partenariats existent entre le Laboratoire Eau et Environnement et la collectivité territoriale de Nantes Métropole, ce qui facilite l'échange de données ; d'autre part, grâce aux différents travaux déjà effectués sur ce territoire, nous disposons en interne de connaissances sur son fonctionnement hydrologique.

La ville de Nantes est principalement administrée au niveau de la collectivité territoriale de Nantes Métropole, composée de 24 communes (Figure 1) c'est à ce territoire que nous allons faire référence dans la suite de cette présentation.



Figure 1 : Carte des 24 communes de la communauté urbaine de Nantes Métropole.

La commune de Nantes possède 287 845 habitants (INSEE, 2011). Cependant, elle s'inscrit dans le cadre plus vaste de Nantes Métropole (590 000 habitants, (INSEE, 2011)) qui est elle-même une entité économique et sociale dont l'attractivité sur les populations s'étend au-delà des limites administratives. Par ailleurs, Nantes Métropole s'inscrit dans une dynamique territoriale plus large, car elle est membre du pôle métropolitain de Nantes Saint-Nazaire composé de 797 200 habitants (Kerdommarec, et al., 2012).

Le territoire de Nantes Métropole présente une grande diversité d'occupation des sols (Figure 2). Le centre-ville ancien est principalement constitué d'immeubles de tuffeau ne dépassant que rarement 5 étages qui cernent des rues relativement étroites, ainsi, la densité de construction est importante. Les quartiers d'habitation plus modernes présentent des profils différents, allant du lotissement pavillonnaire aux grands ensembles. Les zones d'activité sont aussi présentes, principalement à la périphérie des zones d'habitation, mais aussi sur la partie urbaine aval de la Loire en raison de l'histoire portuaire de la ville. Enfin, à la périphérie, l'urbanisation se fait moins dense laissant place aux territoires agricoles et aux espaces boisés dans une transition progressive entre ville et campagne.

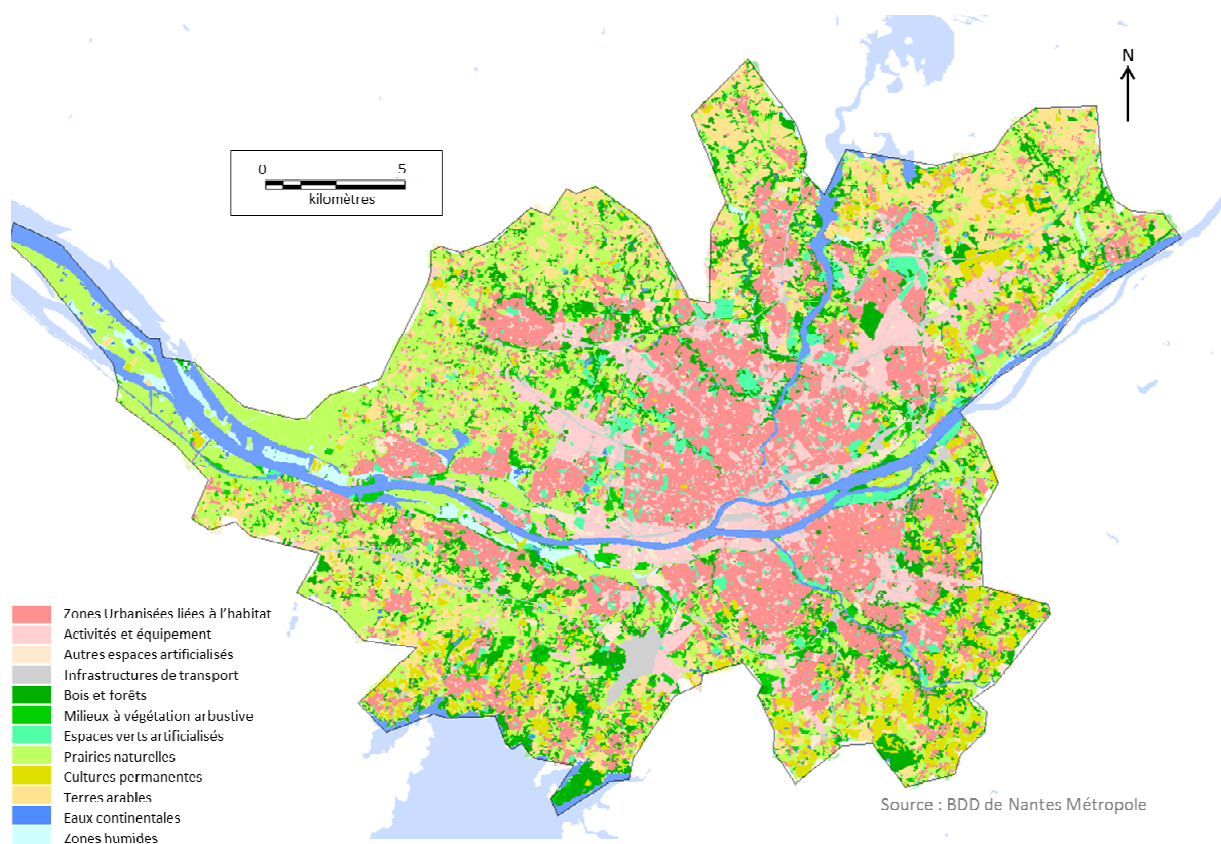


Figure 2 : Carte de l'occupation des sols sur le territoire de Nantes Métropole.

En tant que Métropole, Nantes Métropole a l'obligation d'assurer les compétences suivantes :

- Eau et assainissement
- Aménagement urbain
- Transports et déplacements
- Espaces publics, voirie, propreté et éclairage public
- Déchets
- Environnement et énergie
- Logement et habitat
- Développement économique
- Enseignement supérieur, recherche et innovation
- Emploi
- Europe et attractivité internationale.

Par ailleurs, elle a aussi fait le choix d'assurer certaines compétences facultatives, dont la participation à l'aménagement de promenades le long des cours d'eau ainsi que la lutte contre les pollutions et la prévention des risques majeurs (<http://www.nantesmetropole.fr/>).

La diversité des occupations des sols rencontrés sur le territoire de Nantes Métropole ainsi que les compétences assurées par la collectivité territoriale en font un territoire pertinent pour notre étude.

1.2.3 Quels enjeux en lien avec l'hydrologie pour la ville ?

1.2.3.1 L'augmentation de la population

1.2.3.1.1 Un enjeu mondial qui concerne aussi la ville de Nantes

La population urbaine mondiale augmente depuis plusieurs décennies. Selon les experts des Nations Unies, elle devrait encore s'accroître de 2,6 milliards d'habitants jusqu'en 2050 (United-Nations, 2011). Or, l'accroissement de la population se traduit généralement par l'étalement urbain ou la densification urbaine afin de loger l'ensemble des habitants.

La ville de Nantes n'échappe pas à cette tendance générale. La population urbaine de Nantes Métropole est actuellement de 590 000 habitants. Cependant, elle pourrait augmenter de 100 000 habitants d'ici 2030 selon une étude de Kerdommarec & Pailloux (2011). Les enjeux de l'urbanisation sont donc très présents.

1.2.3.1.2 Les conséquences sur l'hydrologie

Les zones urbaines sont connues pour impacter le cycle de l'eau avec une augmentation des volumes ruisselés annuels et des débits de pointe ainsi qu'une diminution des temps de réponse des bassins versants (Leopold, 1968; Jacobson, 2011). Ces effets peuvent conduire à un plus grand risque d'inondation et de pollution en milieu urbain.

Afin de limiter ces impacts, il existe des solutions dites « d'assainissement alternatif », qui consistent à tenter de gérer les écoulements à la source. En limitant l'utilisation du « tout tuyau » au profit du stockage, de l'infiltration et de l'évapotranspiration, ces techniques visent à limiter l'impact des zones urbaines sur le cycle de l'eau en diminuant les volumes ruisselés et en retardant les temps de réponse des bassins versant (CERTU, 2003). Cependant, malgré ces techniques d'assainissement alternatif qui s'intègrent peu à peu aux aménagements déjà établis, l'impact des zones urbaines sur l'hydrologie reste conséquent.

1.2.3.2 *Le changement climatique*

1.2.3.2.1 Situation mondiale

Selon le rapport du GIEC de 2013 (GIEC, 2013), le réchauffement climatique va se traduire majoritairement par les trois conséquences suivantes :

- Une augmentation de la température moyenne à la surface du globe allant de 0,3 °C à 4,8 °C, pour la période 2081–2100, relativement à la période 1986-2005, avec un réchauffement moyen plus important à la surface des continents que des océans. Les extrêmes chauds seront très probablement plus nombreux et les extrêmes froids moins nombreux.
- Une augmentation du niveau de la mer variant de 26 cm à 98 cm, selon les scénarios, d'ici à 2100.
- Des évènements climatiques extrêmes plus nombreux (vagues de chaleur, sécheresses, fortes pluies).

Le changement climatique provoque des conséquences en chaîne sur l'ensemble de l'écosystème. D'un point de vue hydrologique, les conséquences principales sont une

modification des bilans hydrologiques avec des risques de sécheresse et d'inondation accrus associés à une perturbation des écosystèmes aquatiques.

1.2.3.2.2 Le climat actuel sur Nantes

La ville de Nantes bénéficie d'un climat océanique en raison de la proximité de l'océan Atlantique situé à 50 km. L'influence de ce climat est facilitée par l'estuaire de la Loire et l'absence de relief notable.

Le climat se caractérise par des pluies fréquentes, mais peu intenses, avec une hauteur moyenne annuelle de précipitation de 819 mm pour la période allant de 1981 à 2010. Il est cependant nécessaire de noter les fortes variabilités interannuelles de la pluviométrie. Les températures sont assez douces en hiver, avec un minimal mensuel de 3 °C (mois de février) et chaudes sans excès en été avec un maximal mensuel de 25 °C (mois d'août) (source Météo-France, pour la période allant de 1981 à 2010). Les variations annuelles de température et de précipitation sont présentées dans la Figure 3.

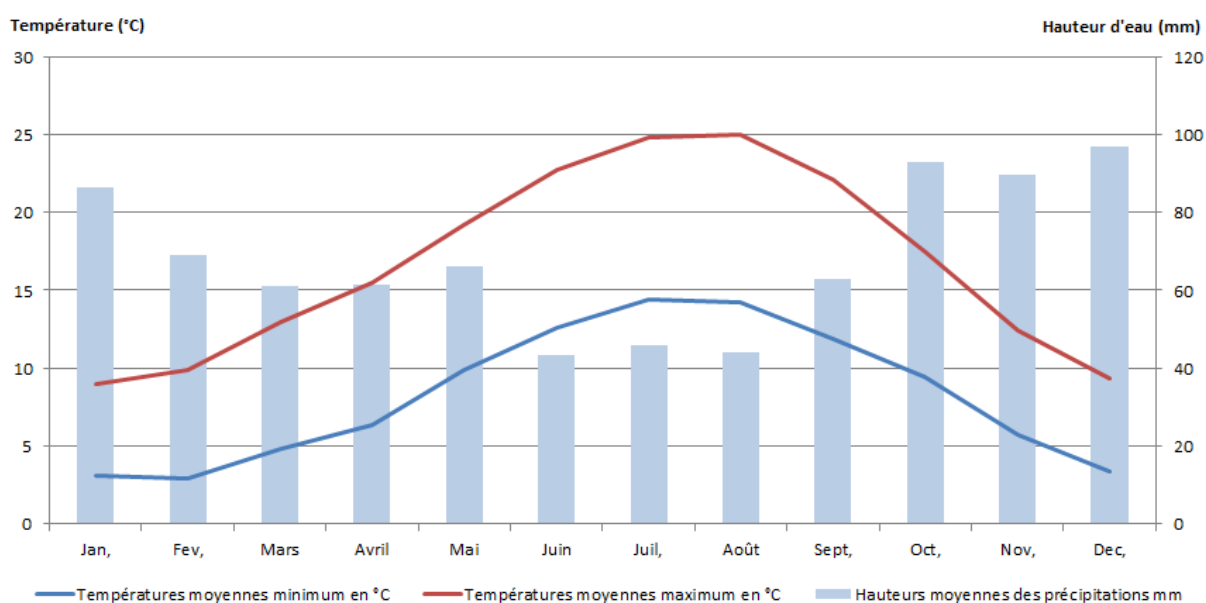


Figure 3 : Précipitations et températures annuelles moyennes sur Nantes (Source : Météo-France 11/2014)

1.2.3.2.3 Nantes face au changement climatique

La ville de Nantes est elle aussi soumise au changement climatique. Depuis 1998, la température moyenne de la ville a dépassé la normale de la période 1971 à 2000 seize années sur vingt (Vasseur, 2014). Par ailleurs, sur la région des Pays de la Loire, les températures minimales ont augmenté de 1,1 °C et les températures maximales de 0,7 °C entre la première et la seconde moitié du vingtième siècle. En revanche, l'évolution des précipitations sur la ville de Nantes est moins évidente : la pluviométrie

annuelle varie peu cependant, la variabilité mensuelle interannuelle est très forte (Vasseur, 2014).

Ainsi, à l'échelle de la ville de Nantes, il est encore difficile d'évaluer l'impact du changement climatique. En effet, les modèles climatiques fonctionnent actuellement à des échelles spatiales beaucoup plus vastes. Cependant, Nantes Métropole s'intéresse à la question du changement climatique et essaie de proposer des stratégies d'adaptation, notamment à travers le Plan Climat Énergie territoriale (Vasseur, 2014).

1.2.4 Synthèse

Cette analyse de la ville, illustrée par la situation de Nantes, nous a permis de mettre en avant deux enjeux en lien avec l'hydrologie auxquelles sont confrontées les villes : l'urbanisation et le changement climatique. Afin de fournir des éléments d'analyse et de réponse en lien avec ces enjeux, nous avons fait les choix suivants :

- S'intéresser à l'échelle de la ville entière, en effet, c'est une des échelles auxquelles est gérée l'urbanisation, notamment à travers l'élaboration de documents d'urbanisme tels que les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU).
- Prendre en compte la question du bilan énergétique, en effet, les bilans hydrologique et énergétique sont liés par une composante commune : l'évapotranspiration. Les impacts du changement climatique du point de vue hydrologique comme énergétique vont être interconnectés. De ce fait, il devient pertinent de les étudier simultanément. Par ailleurs, nombre de solutions d'adaptation visant à atténuer certains effets du changement climatique tels que les îlots de chaleur urbains font intervenir des techniques alternatives de gestion d'eau à la source basées sur la réintroduction de la végétation en ville, par exemple. Il paraît difficile aujourd'hui d'évaluer des solutions d'adaptation au changement climatique seulement du point de vue de l'hydrologie.

1.3 La réponse de l'hydrologie face aux enjeux de la ville

1.3.1 Les outils de l'hydrologie

1.3.1.1 Principe de la modélisation hydrologique

La modélisation hydrologique a pour objet d'identifier et de reproduire les différentes composantes du cycle de l'eau en milieu continental. Ces différentes composantes correspondent à des processus hydrologiques qui prennent place à des échelles spatiales et temporelles différentes. Cette variabilité spatiale et temporelle des processus hydrologiques a conduit à développer des outils différents suivant les processus ciblés

par les études réalisées. De nombreux auteurs ont proposé des classifications de modèles en fonction de différents critères (Hingray, et al., 2009; Roche, et al., 2012; Anctil, et al., 2005).

Tout d'abord, il est possible de classifier les modèles en fonction des méthodes de représentation des processus hydrologiques. Il est alors possible de distinguer trois catégories :

- Les modèles à bases physiques utilisent des équations physiques pour représenter les différents phénomènes. Cela suppose une description fine du milieu.
- Les modèles empiriques, à l'opposé, ne cherchent pas à reproduire explicitement le fonctionnement physique du bassin versant. Ils se basent sur l'analyse d'entrées et de sorties pour établir des relations fonctionnelles indépendamment des lois physiques connues.
- Les modèles conceptuels se situent à la frontière entre les deux précédents. Ils cherchent à représenter les processus physiques, mais de manière simplifiée pour s'adapter à l'échelle du bassin versant.

Mais, il est aussi possible de classifier les modèles hydrologiques en fonction de leur représentation spatiale (il est à noter que les choix de représentation spatiale sont souvent liés aux méthodes de représentation des processus hydrologiques présentées ci-dessus) :

- Les modèles globaux représentent le bassin versant comme un tout avec des caractéristiques uniformes. Ils ne prennent donc pas en compte la variabilité spatiale.
- Les modèles distribués discriminent le bassin versant en unités hydrologiques plus fines. Les échanges entre ces unités hydrologiques doivent alors être décrits.

Enfin, le domaine temporel peut aussi permettre de discriminer les modèles. On distingue ainsi les modèles continus des modèles événementiels. Les modèles continus cherchent à reproduire l'ensemble des phases d'écoulement sur de longues périodes. Les modèles événementiels se concentrent sur la reproduction d'évènements isolés, ce qui ne nécessite pas forcément de reproduire l'ensemble des processus hydrologiques. Les modèles événementiels sont souvent associés à la simulation de crues.

En cherchant à reproduire des comportements hydrologiques, les modèles hydrologiques peuvent devenir, au-delà de l'aspect recherche et formalisation des connaissances, des outils d'aide à la décision. Ils peuvent ainsi aider à prévoir les comportements

hydrologiques dans certaines conditions projetées (conditions météorologiques particulières, aménagements hydrauliques...). Leurs applications sont diverses : prévention des risques, dimensionnement d'ouvrages hydrauliques, gestion des ressources hydriques, maîtrise de la qualité de l'eau...

Dans le cadre de ce travail de thèse, nous cherchons à développer un modèle hydrologique fonctionnant à l'échelle de la ville permettant de comprendre et d'analyser l'impact de l'urbanisation et du réchauffement climatique sur l'hydrologie. Cela nous amène à nous orienter vers un modèle conceptuel, qui, en représentant explicitement les différents processus, nous permettra d'analyser leurs interactions, tout en nous autorisant, de par les simplifications des lois physiques, à travailler à l'échelle de la ville. De ce fait, nous nous sommes orientés vers un modèle distribué, nous permettant de distinguer différentes formes urbaines. Enfin, nous souhaitons prendre en compte le bilan énergétique pour mieux tenir compte du contexte du réchauffement climatique, ce bilan énergétique est lié au bilan hydrologique par le processus d'évapotranspiration. Or, l'évapotranspiration est un processus continu, ce qui nous contraint à nous orienter vers un modèle continu. Nous nous situons donc dans le cadre d'un modèle conceptuel, distribué et continu.

1.3.1.2 Les modèles hydrologiques spécifiquement dédiés aux zones urbaines

1.3.1.2.1 Pourquoi des modèles hydrologiques urbains ?

1.3.1.2.1.1 Des processus hydrologiques perturbés

Des modèles hydrologiques spécifiquement dédiés au milieu urbain ont été développés, car en ville, les rôles et l'importance des processus hydrologiques physiques sont modifiés, d'une part en raison des réseaux hydrographiques et d'autre part en raison de la nature des versants.

1.3.1.2.1.1.1 Les réseaux hydrographiques urbains

Les réseaux hydrographiques urbains se caractérisent par une forte présence des réseaux d'assainissement artificiels. Or, ces réseaux d'assainissement artificiels, de par leur densité et leur fonction d'évacuation, ont tendance à accélérer les écoulements. Il en résulte que les temps de concentration des écoulements sont plus courts, conduisant à des réponses plus rapides et plus fortes aux précipitations.

Les réseaux hydrographiques urbains sont reconnus pour leur forte influence dans la réponse hydrologique d'une zone urbaine (Fletcher, et al., 2013). Ils nécessitent donc la prise en compte de leurs caractéristiques spécifiques.

1.3.1.2.1.1.2 Ruissellement de surface

Le ruissellement de surface se produit lorsque l'eau ne parvient pas à s'infiltrer dans le sol. Deux types de ruissellements de surface sont généralement distingués (Roche, et al., 2012) : le ruissellement par dépassement de capacité d'infiltration (Horton, 1933) et le ruissellement sur surfaces saturées (Cappus, 1960; Dunne & Black, 1970).

Cependant, en raison de l'urbanisation, les villes sont constituées d'une forte proportion de surfaces imperméables ou peu perméables (toitures, routes, pavages...) positionnées de manière très hétérogène. Ces surfaces génèrent beaucoup plus de ruissellement, même si leurs comportements hydrologiques varient en fonction de leur nature, de l'intensité et de la durée des précipitations auxquelles elles sont soumises (Fletcher, et al., 2013).

La présence de ces surfaces imperméables et peu perméables a une forte influence sur la réponse hydrologique des zones urbaines. Cependant, il semble que la nature de leur connexion au réseau hydrographique joue aussi un rôle (Sutherland, 1995). En effet, les surfaces imperméables directement connectées au réseau hydrographique engendrent une réponse rapide, alors que les surfaces non connectées engendrent une réponse plus tardive et souvent moins forte, le ruissellement généré ayant pu être en partie évapotranspiré ou infiltré.

1.3.1.2.1.1.3 Écoulements dans le sol

L'eau pénétrant dans le sol et dans le sous-sol alimente les réseaux hydrographiques hors période de pluie (débit de base). L'urbanisation a un impact sur ces écoulements souterrains de par l'augmentation des surfaces imperméables qui réduisent le taux d'infiltration, la diminution de la proportion de végétation qui réduit le taux d'évapotranspiration et la présence de réseaux d'assainissement artificiels qui drainent les eaux du sol. Cependant, en fonction des situations (topographie, géologie, nature du drainage...), l'urbanisation peut conduire à une augmentation ou à une diminution du débit de base (Hamel, et al., 2013).

1.3.1.2.1.1.4 Évapotranspiration

L'évapotranspiration est un terme conceptuel qui regroupe à la fois les flux d'évaporation de l'eau en surface et le flux de transpiration des végétaux (Musy, 2005). Il s'agit d'un élément clé permettant de boucler le bilan hydrologique : l'eau précipitée

sur une zone peut soit ruisseler, soit s'infiltrer, soit être évapotranspirée (la transpiration des végétaux étant alimentée par de l'eau qui s'est préalablement infiltrée). Sur de longues périodes, non limitées à un seul évènement pluvieux, l'évapotranspiration représente généralement la part la plus importante du bilan hydrologique.

Le flux d'évapotranspiration dépend des conditions climatiques, de la couverture végétale, du stade végétatif des plantes et de la disponibilité en eau du sol. Cependant, les zones urbaines modifient l'occupation des sols, et donc, de ce fait, la couverture végétale, le contenu en eau du sol et le microclimat. Elles ont donc une influence sur le flux d'évapotranspiration qui a tendance à diminuer.

1.3.1.2.1.2 Caractéristiques générales des modèles hydrologiques urbains

En zone urbaine, les processus hydrologiques sont perturbés de telle sorte que la réponse hydrologique d'une zone urbaine à la pluie est plus rapide, plus concentrée et plus volumineuse qu'en milieu naturel (Leopold, 1968; Fletcher, et al., 2013). Cette réponse est étroitement liée à l'occupation des sols, très hétérogène en milieu urbain, à l'agencement des différentes surfaces urbaines les unes par rapport aux autres, et à la nature de leurs connexions aux réseaux hydrographiques. Il en résulte que les modèles dédiés aux zones urbaines possèdent généralement une résolution temporelle et spatiale fine (Fletcher, et al., 2013). En effet, la résolution temporelle doit permettre de représenter les réponses hydrologiques rapides, et la résolution spatiale de prendre en compte l'hétérogénéité du territoire.

1.3.1.2.2 Les modèles hydrologiques urbains aujourd'hui

Les modèles hydrologiques urbains ont historiquement été développés pour répondre à des objectifs de prévention d'inondation et de santé publique. Plus récemment, les préoccupations environnementales sont aussi devenues un enjeu important, ce qui a amené ces modèles à évoluer.

Dans l'historique du développement des modèles hydrologiques urbains, on peut distinguer deux courants principaux (Fletcher, et al., 2013). Le premier courant concerne les modèles hydrologiques conceptuels qui s'attachent à représenter les processus hydrologiques en versant. Ce type de modèle, tel MUSIC (Wong, et al., 2002), est principalement dédié à l'évaluation de l'impact de l'urbanisation et à l'analyse de bilans hydrologiques ou à l'évaluation de la mise en place de techniques d'assainissement alternatifs.

Le second courant concerne les modèles plus axés sur l'hydraulique dont l'objectif est de détailler les écoulements au sein des réseaux hydrographiques. On peut citer en exemple les modèles CANOE (Lhomme, et al., 2004), INFOWORK (<http://www.innovyze.com/>) et MIKE-URBAN (www.dhisoftware.com/mikeurban). Ces modèles ont initialement été développés dans le cadre de la gestion des réseaux d'assainissement et des débordements.

Cependant, les questions d'impacts environnementaux et de qualité de l'eau tendent à intégrer ces deux courants en un seul. En effet, les techniques d'assainissement alternatif préconisent la gestion à la source des eaux pluviales. Leur prise en compte au sein de modèles suppose donc une représentation détaillée des processus hydrologiques mis en jeu (Elliott & Trowsdale, 2007). Ces processus jouent aussi un rôle important dans la détermination des régimes hydrologiques. Par ailleurs, la qualité de l'eau est liée aux transferts de polluants qui sont sensibles aux processus de dilution, de sédimentation ou de remise en suspension qui sont eux conditionnés par les conditions hydrauliques au sein des réseaux hydrographiques.

1.3.2 Les limites des modèles existants pour répondre aux enjeux de la ville

Afin de répondre aux enjeux de la ville tels que nous les avons définis précédemment, nous avons identifié deux verrous qui ne nous semblent pas résolus dans les modèles hydrologiques urbains actuels. Le premier est lié à la volonté de travailler à l'échelle de la ville. Le second concerne la prise en compte du bilan énergétique. Nous allons détailler chacun de ces deux verrous dans les paragraphes qui suivent.

1.3.2.1 La question de l'échelle de la ville

Pour travailler, l'hydrologue a pour habitude de segmenter l'espace suivant des bassins versants (Anctil, et al., 2005). Ceux-ci correspondent à l'ensemble des versants et des réseaux hydrographiques associés, faisant converger les écoulements de l'eau vers un même point appelé exutoire. Les bassins versants sont donc des surfaces théoriquement hydrologiquement closes. Cependant, ce cas théorique ne correspond que rarement à la réalité. Les bassins versants font souvent l'objet d'apports extérieurs (exemples : apports de nappes, alimentation en eau issue d'une zone extérieure au bassin versant pour des besoins atrophiques...) et de pertes (eaux de ruissellement issues du bassin versant qui ne rejoindront jamais l'exutoire car elles seront évacuées d'une autre manière, c'est par exemple le cas des erreurs de branchement d'eau de ruissellement

vers le réseau d'eaux usées). Ces apports extérieurs et ses pertes sont généralement quantifiés ou négligés.

Le travail à l'échelle de la ville pose trois problèmes. Tout d'abord, les limites administratives de la ville ne sont pas nécessairement pertinentes par rapport aux limites des bassins versants du réseau hydrographique. De plus, s'il existe des modèles urbains et des modèles ruraux, peu de modèles sont aujourd'hui capables de traiter les zones périurbaines (Furusho, 2011; Jankowsky, 2011; Labbas, 2015). Enfin, à l'échelle de la ville, les réseaux hydrographiques sont interconnectés : les apports extérieurs et les pertes des bassins versants ne peuvent plus être gérés comme tels. Afin de gérer ces questions, le réseau hydrographique doit être représenté de manière intégrée en tenant compte de ces différentes connexions. Dans les paragraphes qui suivent, nous allons présenter la complexité du réseau hydrographique urbain en illustrant notre propos sur la ville de Nantes.

1.3.2.1.1 Les réseaux hydrographiques en ville

En ville, le réseau hydrographique naturel est constitué des cours d'eau naturels, qui, associés au relief, permettent de déterminer le cheminement de l'eau et donc de délimiter des bassins versants. Cependant, en plus des écoulements en versant et des écoulements en rivières, présents aussi en milieu naturel, s'ajoutent les écoulements dans les réseaux d'assainissement artificiels. Aujourd'hui, trois types de réseaux artificiels cohabitent dans les villes (Burian, et al., 1999):

- Les réseaux d'eaux usées, qui conduisent les eaux domestiques et industrielles, particulièrement polluées, vers les stations d'épuration.
- Les réseaux d'eau pluviale, qui évacuent rapidement les eaux de pluie pour éviter les inondations, notamment dans les zones urbanisées où le sol est très imperméabilisé. Ces eaux sont le plus souvent rejetées sans traitement dans le milieu naturel.
- Les réseaux unitaires qui transportent à la fois les eaux pluviales et les eaux usées vers les stations d'épuration. Cependant, lors d'événements pluvieux intenses une partie de l'eau peut être rejetée vers le milieu naturel, par le biais de déversoirs d'orage, afin de ne pas saturer la station d'épuration. On rencontre généralement ces réseaux dans les centres-villes anciens.

L'ensemble de ces réseaux hydrographiques sont connectés les uns aux autres comme l'illustre la Figure 4.

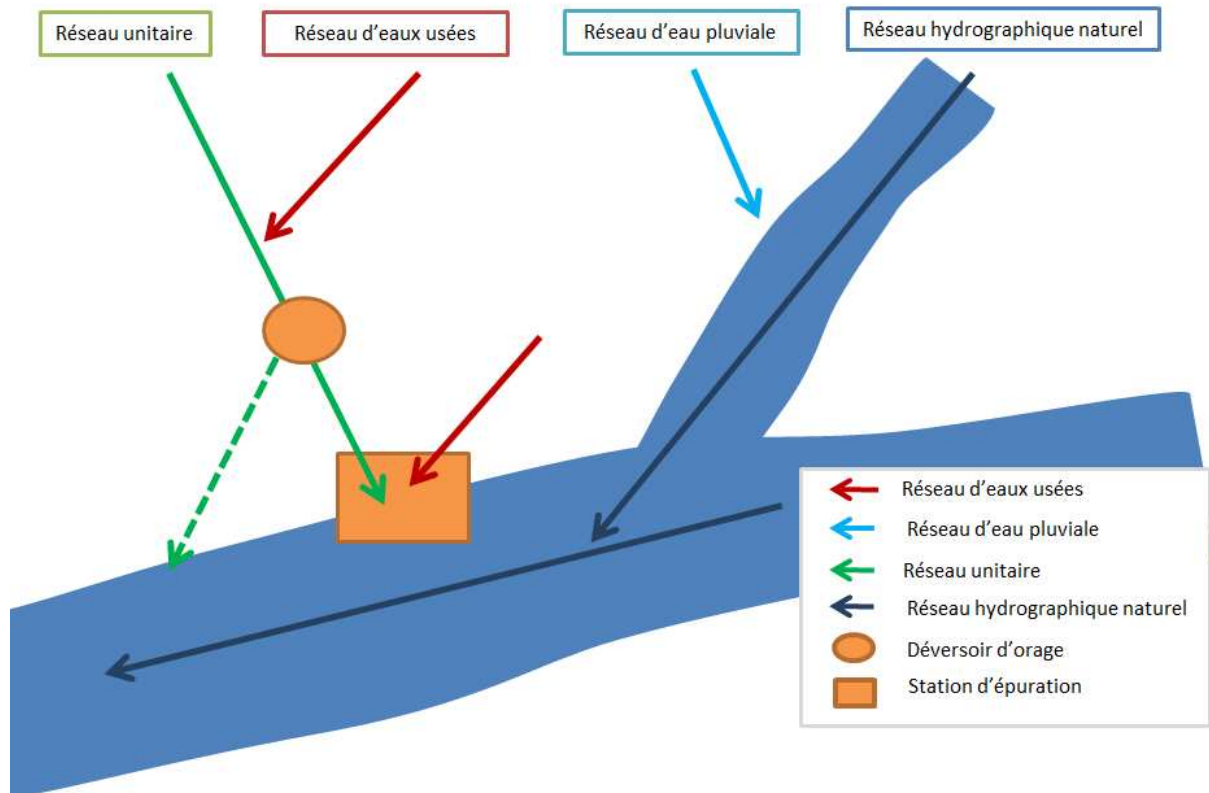


Figure 4 : Représentation schématique des différents réseaux hydrographiques urbains et de leurs connexions.

1.3.2.1.2 Le réseau hydrographique naturel nantais

Le réseau hydrographique naturel de la ville de Nantes est assez dense. La Loire, cours d'eau principal, est rejointe au niveau de la ville par deux affluents principaux : l'Erdre au nord et la Sèvre au sud. Mais de nombreux autres cours d'eau drainent le territoire de Nantes Métropole (voir Figure 5).

La ville bénéficie par ailleurs d'un relief peu marqué, notamment sur les rives de la Loire, comme l'illustre la Figure 5. L'altitude varie de 0 à 90 m ce qui ne favorise pas les écoulements rapides en versant.

La Figure 5 met par ailleurs en évidence le conflit entre les limites administratives et les limites des bassins versants. En effet, au-delà des cours d'eau importants tels la Loire, l'Erdre et la Sèvre nantaise, de nombreuses petites rivières, dont il est nécessaire de traiter l'ensemble du bassin versant pour mesurer la contribution, sont coupées par les limites administratives (limites pour laquelle l'altimétrie est définie sur la Figure 5). C'est le cas par exemple de la Chézine et du Cens.

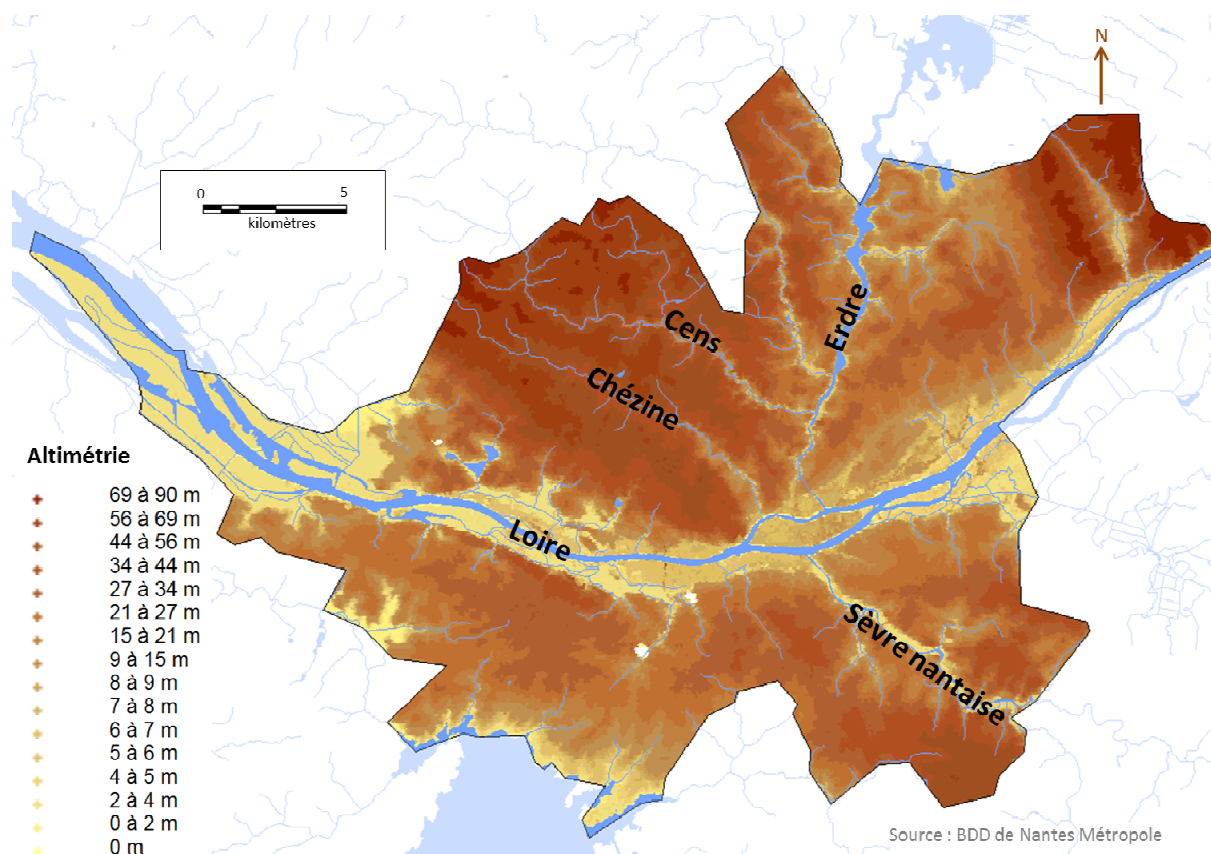


Figure 5 : Carte du relief et du réseau hydrographique de Nantes Métropole.

1.3.2.1.3 Les réseaux d'assainissement artificiels de Nantes

Nous désignons ici sous le terme de réseaux d'assainissement artificiels les réseaux mis en place pour évacuer les eaux pluviales et les eaux usées. Sur le territoire de Nantes Métropole, deux régimes d'assainissement se côtoient (Figure 6) :

- Le régime unitaire, dans le centre-ville ancien, qui est constitué d'un réseau unitaire qui collecte à la fois les eaux usées et les eaux pluviales.
- Le régime séparatif qui couvre le reste du territoire et collecte les eaux usées et les eaux pluviales dans deux réseaux distincts.

Deux stations d'épuration traitent la majeure partie des eaux usées et unitaires de la ville de Nantes. La station d'épuration de Tougas est la plus importante, elle collecte l'ensemble des eaux unitaires et la plus grande partie des eaux usées du nord de la Loire. La station d'épuration de la petite Californie traite la plus grande partie des eaux usées du sud de la Loire. D'autres stations d'épuration plus petites traitent localement les eaux usées de communes ou de hameaux isolés.

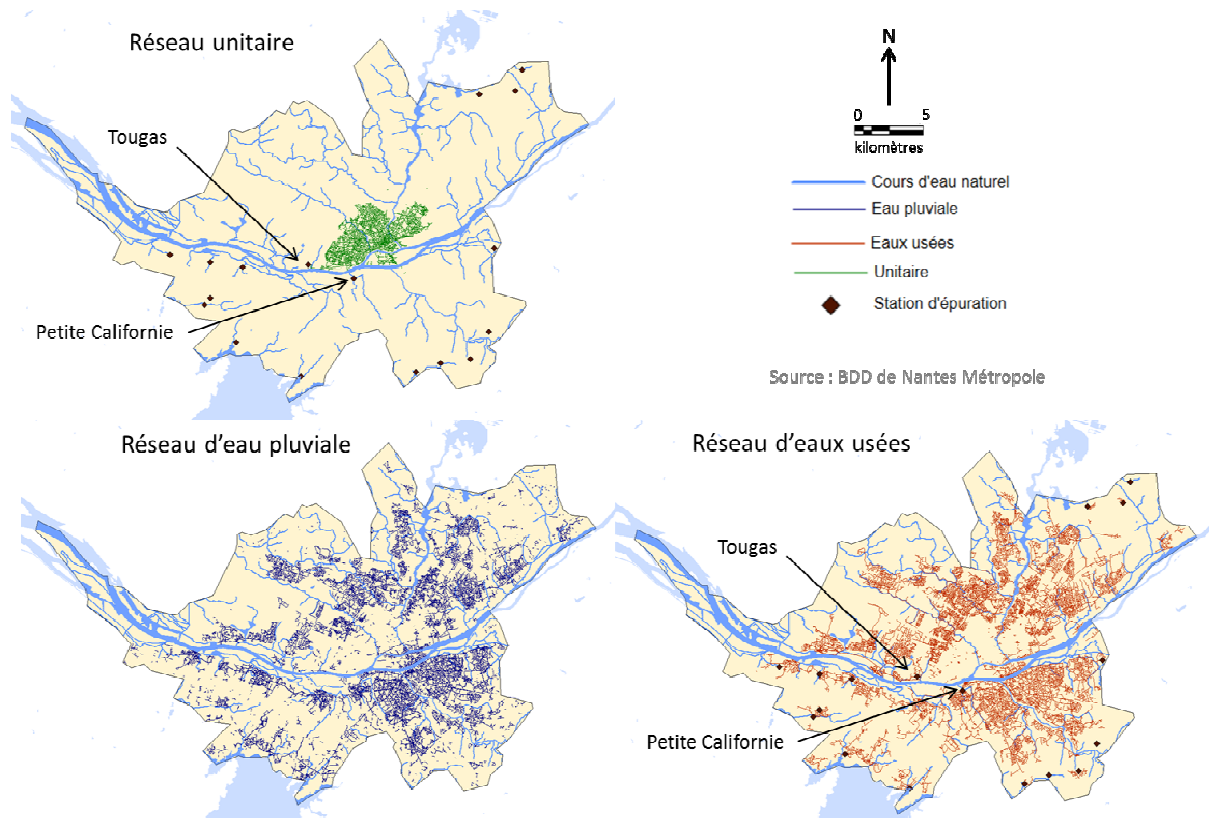


Figure 6 : Carte des réseaux d'assainissement de Nantes Métropole : réseau unitaire en vert, réseau d'eau pluviale en bleu et réseau d'eaux usées en rouge.

1.3.2.1.4 Illustration des connexions entre réseaux

Les différents réseaux hydrographiques sont connectés les uns aux autres. Ces connexions peuvent varier, notamment en raison de la pluviométrie. Nous avons choisi d'illustrer ces connexions variables grâce au cas de la partie est du centre-ville de Nantes qui est significatif.

Il s'agit d'une zone entièrement drainée par le réseau unitaire. Cependant, deux cas de figure sont à considérer dans le cadre du fonctionnement de cet ensemble. Pour des débits inférieurs au seuil de déversement des déversoirs d'orage, l'ensemble de l'eau drainée par le réseau unitaire est évacué vers la station d'épuration de Tougas, à environ 10 km en aval. Mais pour les débits dépassant ce seuil, les déversoirs d'orage se mettent en fonctionnement et une partie des eaux drainées rejoint un autre exutoire ce qui modifie les surfaces contributives de chaque exutoire. La Figure 7 associe les bassins versants urbains aux exutoires auxquels contribuent leurs excès de débits, dans le cas d'une mise en fonction des déversoirs d'orage.

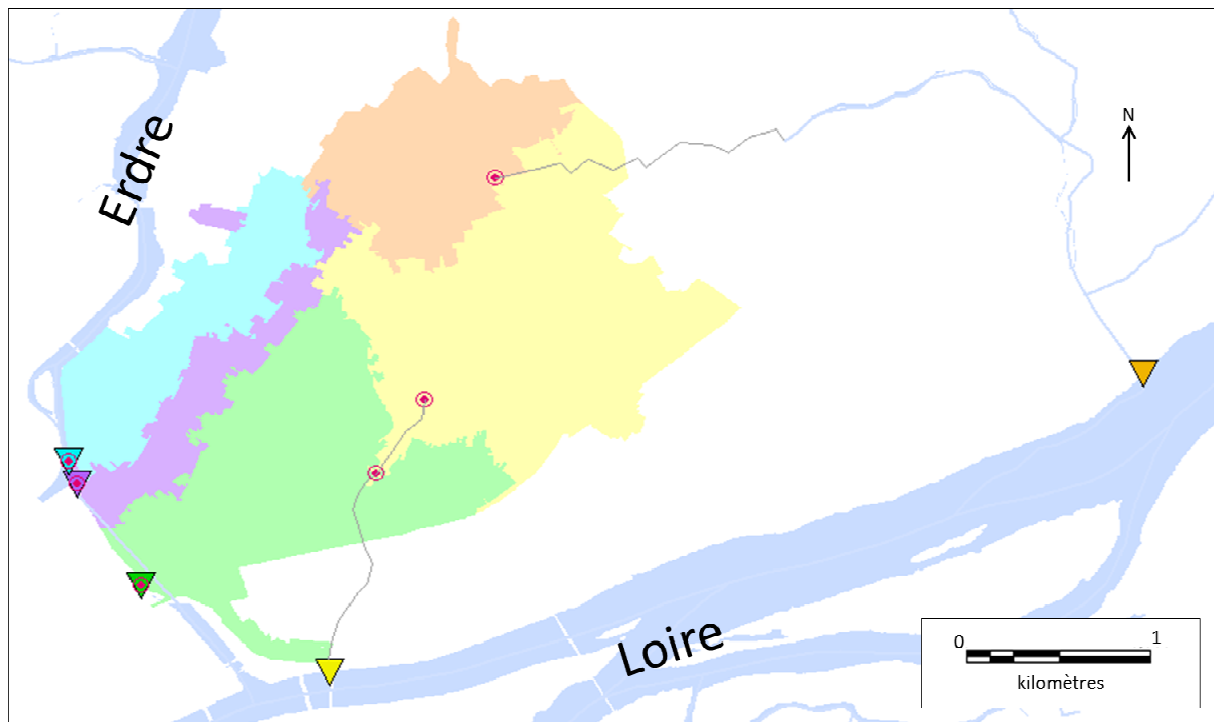


Figure 7 : Représentation des exutoires associés aux rejets des bassins versants urbains dans le cadre d'une mise en fonction des déversoirs d'orage (les exutoires sont les triangles de la couleur de leur bassin versant et les déversoirs d'orage sont les cercles rouges). Le domaine correspond à la partie est du centre-ville de Nantes.

1.3.2.2 La question du bilan énergétique

La question de la prise en compte du bilan énergétique dans les modèles hydrologiques urbains est une question qui, à notre connaissance, n'a pas été beaucoup abordée. Les modèles hydrologiques urbains actuels ne prennent donc pas en compte le bilan énergétique.

Il existe cependant des couplages entre modèles de surface (gérant le bilan énergétique) et modèles hydrologiques. C'est le cas par exemple de ISBA-TOPMODEL, qui résulte du couplage de ISBA (un modèle de surface dédié aux zones naturelles) et du modèle hydrologique TOPMODEL, lui aussi plutôt dédié aux zones naturelles. Ce couplage a fait l'objet d'applications sur des zones rurales (Bouilloud, et al., 2009) et périurbaines (Furusho, 2011). Dans le cadre de ce travail, nous envisageons d'utiliser un modèle de surface pour gérer le bilan énergétique.

1.3.3 Synthèse des travaux à effectuer

L'analyse des outils hydrologiques disponibles et de leurs limites face aux enjeux que nous souhaitons traiter nous a conduits à effectuer les travaux qui sont présentés dans la suite de cette thèse. Le premier volet concerne la représentation intégrée de l'ensemble des cheminements de l'eau en ville nécessaire à une étude à cette échelle

(chapitre 2). Le deuxième volet consiste à intégrer cette représentation des cheminements de l'eau dans un modèle capable de prendre en compte à la fois le bilan hydrologique et le bilan énergétique (chapitre 3). Nous avons fait le choix d'utiliser le modèle hydrométéorologique TEB-Hydro lors de cette phase. Le troisième volet concerne l'application et l'évaluation de ce modèle hydrométéorologique sur une zone d'étude (chapitre 4). Enfin, un dernier volet consiste à discuter de l'impact de scénarios d'aménagement urbains à l'aide du modèle TEB-Hydro (chapitre 5).

Cependant, l'application d'un modèle hydrométéorologique sur une zone d'étude suppose de disposer de données. Ces données sont nécessaires à la fois pour fournir les entrées du modèle, mais aussi pour l'évaluer. C'est pourquoi nous avons préalablement répertorié l'ensemble des données disponibles sur la ville de Nantes.

1.4 Les données disponibles sur le territoire de Nantes Métropole

Cette sous-partie vise à répertorier l'ensemble des données utiles pour notre étude disponibles sur le territoire de Nantes Métropole. L'existence et la disponibilité de ces données ont contribué à notre choix de la ville de Nantes comme zone d'étude. L'objectif est aussi de préciser les sources et les utilisations possibles de ces informations.

1.4.1.1 Données géographiques

Les données géographiques sont importantes dans la mesure où elles nous permettent de décrire le territoire. Leur disponibilité et leur qualité sont donc des critères importants. Pour cette étude, nous nous sommes appuyés sur des données géographiques issues de différentes bases de données géographiques : la base de données urbaine de Nantes Métropole, la BD TOPO® de l'IGN (disponible à l'échelle de la France entière), la BD Carthage (la représentation complète du réseau hydrographique naturel français sous forme de graphe orienté : <http://www.sandre.eaufrance.fr/>) et des informations issues d'images aériennes traitées par le laboratoire LIENSs (LIttoral ENvironnement et Sociétés - UMR 72663)(Long, et al., 2014). Aucune vérification n'a été effectuée sur le terrain concernant l'actualisation et la précision de ces données.

1.4.1.1.1 Données de Nantes Métropole

Nantes Métropole dispose d'une base de données urbaine répertoriant l'ensemble des données géographiques dont elle dispose sur son territoire. La précision géométrique et attributive est variable en fonction des données. Seules certaines informations

disponibles ont été utilisées dans le cadre de ce travail. Leur contenu est détaillé dans les paragraphes qui suivent. Il s'agit des données caractérisant :

- le relief ;
- les réseaux d'assainissement artificiels;
- l'occupation du sol.

1.4.1.1.1 Le relief

Le relief de la zone est connu grâce à un semi de points réguliers. Il s'agit de points connus en coordonnée et en altitude qui sont espacés de 20 mètres chacun. Il est possible de « draper » des surfaces sur ces points afin de réaliser un modèle numérique de terrain. Pour cela, il existe différentes méthodes qui peuvent conduire à une perte de précision plus ou moins importante.

Dans notre cas, les points sont disposés régulièrement et les lignes de rupture de pente sont inconnues. Nous utilisons donc l'interpolation sur un raster dont chaque pixel se voit attribuer une altitude. Ce raster peut ensuite servir de base pour les traitements topographiques liés à l'hydrologie.

Le semi de points a été obtenu par stéréophotogrammétrie, il a été extrait d'orthophotographie datant de 2004 par une entreprise à laquelle Nantes Métropole avait sous-traité le travail. La précision annoncée des altitudes fournies est de 10 centimètres.

1.4.1.1.2 Le réseau d'assainissement

Le réseau d'assainissement nantais est constitué de tronçons, représentés par un symbole linéaire, et de regards, qui sont eux des éléments ponctuels. Chaque élément possède différentes informations attributaires : altitude du réseau, date de construction, diamètre, matériau... Cependant, ces informations ne sont pas toujours renseignées. Les données SIG fournies par Nantes Métropole ne précisent pas les coordonnées géographiques des déversoirs d'orage. Ceux-ci ont donc été géoréférencés par digitalisation de documents papier.

Initialement, les représentations géographiques des réseaux d'assainissement, qui avaient pour objectif d'aider à la gestion du réseau, ont été saisies à l'écran grâce aux plans des archives. Par la suite, lorsque des problèmes de précision sont apparus sur le réseau, Nantes Métropole a fait appel à des géomètres pour repositionner certaines canalisations en planimétrie et altimétrie. Les mises à jour effectuées lors de

l'installation de nouveaux réseaux d'assainissement sont faites par digitalisation manuelle, les plans de Nantes Métropole étant basés sur les informations cadastrales fournies par la Direction Générale des Finances Publiques (DGFIP). Il est donc assez difficile d'estimer la précision planimétrique et altimétrique des données, leurs origines étant diverses.

Les informations concernant l'altimétrie sont incomplètes, comme l'illustre le Tableau 1.

Tableau 1 : Contenu des tables du réseau d'assainissement

Tronçons	Pourcentage d'informations connues			Nombre de tronçons
	Altitude en amont	Altitude en aval	Diamètre équivalent	
Eau pluviale	77 %	79 %	85 %	15 571
Unitaire	48 %	48 %	69 %	3822
Regards	Pourcentage d'informations connues			Nombre de Regards
	Altitude du tampon	Altitude du radier	Diamètre	
Eau pluviale	75 %	81 %	38 %	16 556
Unitaire	57 %	60 %	26 %	3780

Enfin, selon une étude réalisée par Dauphin (2010) au moins 4,4 % des données complétées seraient erronées, car elles font naître des incohérences notables dans le réseau. Il peut s'agir, par exemple, d'inversions entre les altitudes amont et aval, ou d'altitudes identiques sur plusieurs tronçons.

1.4.1.1.3 L'occupation du sol

Nantes Métropole dispose d'une classification de l'ensemble de son territoire en fonction de l'occupation des sols. Il s'agit d'une information du même type que la BD Corine Land Cover (<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/li/1825/1097/occupation-sols-corine-land-cover.html>) qui couvre l'ensemble de l'Union européenne ou que la BD MOS (<https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/modes-d-occupation-des-sols-bd-mos-en-loire-atlantique-pour-l-annee-1999-laod/>) couvrant le

département. Cependant, la représentation de l'occupation des sols de Nantes Métropole est la plus détaillée que nous ayons à notre disposition, c'est pourquoi nous avons choisi de l'utiliser.

L'occupation des sols a été obtenue par digitalisation de polygones sur une photo aérienne de 2008 de résolution 15 cm. Trente-deux types d'occupation des sols ont été distingués dans la nomenclature avec trois niveaux de détails différents.

Par ailleurs, Nantes Métropole dispose aussi de données sur la position des bâtiments et la position des voiries. Ces données sont issues des services du cadastre (DGFIP). Cependant, les plans cadastraux présentent l'inconvénient de ne pas être jointifs au niveau des limites de section et de communes : il peut donc y avoir des vides ou des superpositions. Seules les informations sur les voiries ont été utilisées, les surfaces sont estimées grâce aux limites cadastrales, le domaine public, donc les voiries, n'étant pas cadastrés. Cela permet de connaître les emprises, mais non la surface occupée par la chaussée. La précision de la surface de voirie est donc liée à celle du cadastre.

1.4.1.1.2 BD TOPO®

La BD TOPO®, fournie par l'IGN, est une description vectorielle 3D métrique des éléments du territoire et de ses infrastructures. Elle couvre l'ensemble du territoire national et représente des informations sur des thèmes variés : réseau routier, transport d'énergie, réseau hydrographique, végétation, bâtiments, toponymie, administration, altimétrie.

Les données les plus utiles pour notre étude sont celles concernant les bâtiments en particulier les informations sur la hauteur qui ne sont pas disponibles dans les autres bases de données à notre disposition. Le réseau routier est représenté en mode filaire ce qui ne permet pas de connaître son emprise. Par ailleurs, la végétation est celle des lieux de grande ampleur, elle ne concerne pas, par exemple, les jardins privés ou les arbres d'alignement dans les rues qui sont des paramètres importants pour notre travail de modélisation.

1.4.1.1.3 BD Carthage

La base de données Carthage constitue le référentiel hydrographique pour l'ensemble du territoire de la France métropolitaine et est annuellement mise à jour.

Cette base de données regroupe le réseau hydrographique et les équipements hydrographiques sous forme de tronçons, de nœuds et de surfaces topologiques. Elle est mise à disposition pour tout usage non commercial. Les informations géographiques

contenues dans la base de données Carthage ont une précision planimétrique de l'ordre de 50 m et correspondent à la couche hydrographique de la BD Carto de l'IGN. Elles ont été enrichies par le ministère chargé de l'environnement et les agences de l'Eau.

1.4.1.1.4 Images aériennes

Dans le cadre de notre application hydrologique, nous avons besoin de connaître l'ensemble des surfaces végétalisées avec une distinction entre la végétation haute et la végétation basse. Or, ces informations ne sont disponibles dans aucune des bases de données citées précédemment. Ces bases de données permettent généralement de distinguer les zones agricoles, les zones résidentielles, les bois et les parcs publics, mais à plus fine échelle, les haies bocagères, les jardins privés ou les arbres d'alignement ne sont pas représentés alors qu'ils peuvent représenter une part non négligeable de la végétation.

Dans le cadre du projet VegDud (ANR-09-VILL-0007-08), le laboratoire LIENSs (LIttoral ENvironnement et Sociétés - UMR 72663) a extrait les zones de végétation de Nantes Métropole en distinguant la végétation haute de la végétation basse à partir d'images satellites : SPOT 2004 (10 m de résolution) et QuickBird 2009 (2.4 m de résolution) (Long, et al., 2014).

1.4.1.2 *Données météorologiques*

Nous entendons par données météorologiques toutes les informations ayant trait au microclimat. Ces données peuvent ensuite être utilisées comme données de forçage de modèles hydrométéorologiques et comme données de validation de modèles microclimatiques.

1.4.1.2.1 Pluviométrie

Le pluviomètre reste l'appareil de mesure des précipitations le plus utilisé. Il détermine le cumul de la hauteur de pluie au cours du temps, permettant d'obtenir l'intensité de pluie sur des pas de temps courts.

Les points de mesure pluviométriques présents sur Nantes Métropole auxquels nous avons accès sont gérés par Météo-France (Figure 8, point 15) et le laboratoire LEE de l'IFSTTAR (Figure 8, points 1 à 14) en lien avec l'ONEVU (Observatoire Nantais des Environnements Urbains, <http://www.irstv.fr/fr/observatoire-nantais-des-environnements-urbains>). Les services de Nantes Métropole disposent aussi de pluviomètres utilisés dans le cadre de la gestion du réseau d'assainissement. Cependant,

ces données ne sont pas acquises dans un objectif de modélisation et ne sont donc pas continues ni validées, nous avons donc préféré ne pas les utiliser.

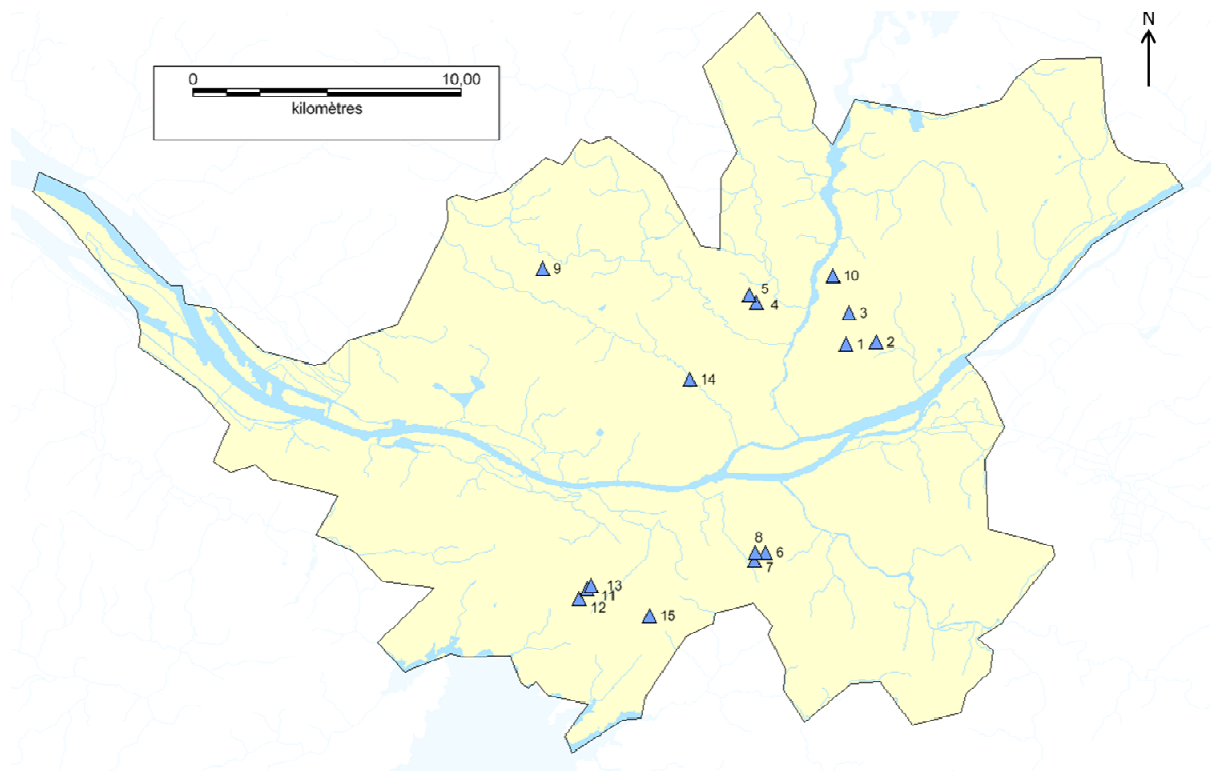


Figure 8 : Carte de la répartition spatiale des pluviomètres dont les mesures sont disponibles pour notre étude.

1.4.1.2.2 Autres Données

Dans le cadre d'un projet de recherche fédératif de l'IRSTV, regroupant plusieurs laboratoires, l'ONEVU a instrumenté différents bassins versants de Nantes Métropole afin d'obtenir un suivi à long terme et d'établir le bilan d'eau, d'énergie et de polluants sur ces bassins versants (Ruban, et al., 2009). Ainsi, le bassin versant du Pin Sec (30 ha, voir Figure 9) a fait l'objet de mesures micrométéorologiques.

Tout d'abord, une station météorologique installée sur le toit d'un immeuble depuis février 2006 fournit les paramètres suivants au pas de temps d'une minute :

- Vitesse et direction du vent (15 m d'altitude)
- Température de l'air
- Humidité de l'air
- Pression atmosphérique
- Rayonnements incidents, directs et diffus et infrarouges

Par ailleurs, un mât télescopique de 30 m installé courant avril 2008 mesure les flux turbulents de chaleur sensible et de chaleur latente. Cinq capteurs de température et d'humidité sont répartis le long du mât pour mesurer les profils verticaux.



Figure 9 : Localisation du bassin versant du Pin Sec sur le territoire de Nantes Métropole. Le bassin versant du Pin Sec a fait l'objet de mesures micrométéorologiques.

1.4.1.3 Données hydrologiques

Dans ce travail de thèse, nous nous intéressons à l'hydrologie uniquement du point de vue quantitatif. Les données hydrologiques répertoriées ci-dessous ne concernent donc que l'aspect quantitatif, d'autres informations plus qualitatives existent.

1.4.1.3.1 Données débitmétriques

Le débit, noté Q et exprimé en m^3/s ou l/s , représente le volume total d'eau qui s'écoule à travers une section pendant une unité de temps considérée. Il peut être mesuré par un système de mesures directes (directement par des appareils) ou par un système de mesures indirectes (basé sur des hypothèses). Dans cette étude, nous ne nous intéresserons qu'aux données débitmétriques obtenues par mesure directe de la hauteur d'eau et de la vitesse d'écoulement. En effet, les mesures indirectes peuvent introduire des imprécisions que nous souhaitons éviter.

Différents organismes effectuent des mesures de débits sur la ville de Nantes : le laboratoire LEE en lien avec l'ONEVU dans le cadre de suivi de bassins versants, et Nantes Métropole principalement pour la gestion des réseaux d'assainissement.

Les points de mesure débitométriques de l'ONEVU sont situés principalement dans la partie centre-est de Nantes Métropole (Abdykassymova, 2014). La plupart des données disponibles sont liées à l'étude de bassins versants plus ou moins urbanisés : le Pin Sec, les Gohards, St Joseph, Rezé, la Chézine, les Renards, Duchesse Anne et Allée de l'Erdre (Figure 10). Il est à noter que les points de mesure débitométriques sont parfois associés à un pluviomètre (Yilmaz, 2011). Les mesures ont été réalisées entre 1990 et aujourd'hui, mais chaque bassin versant possède une période de mesure spécifique.

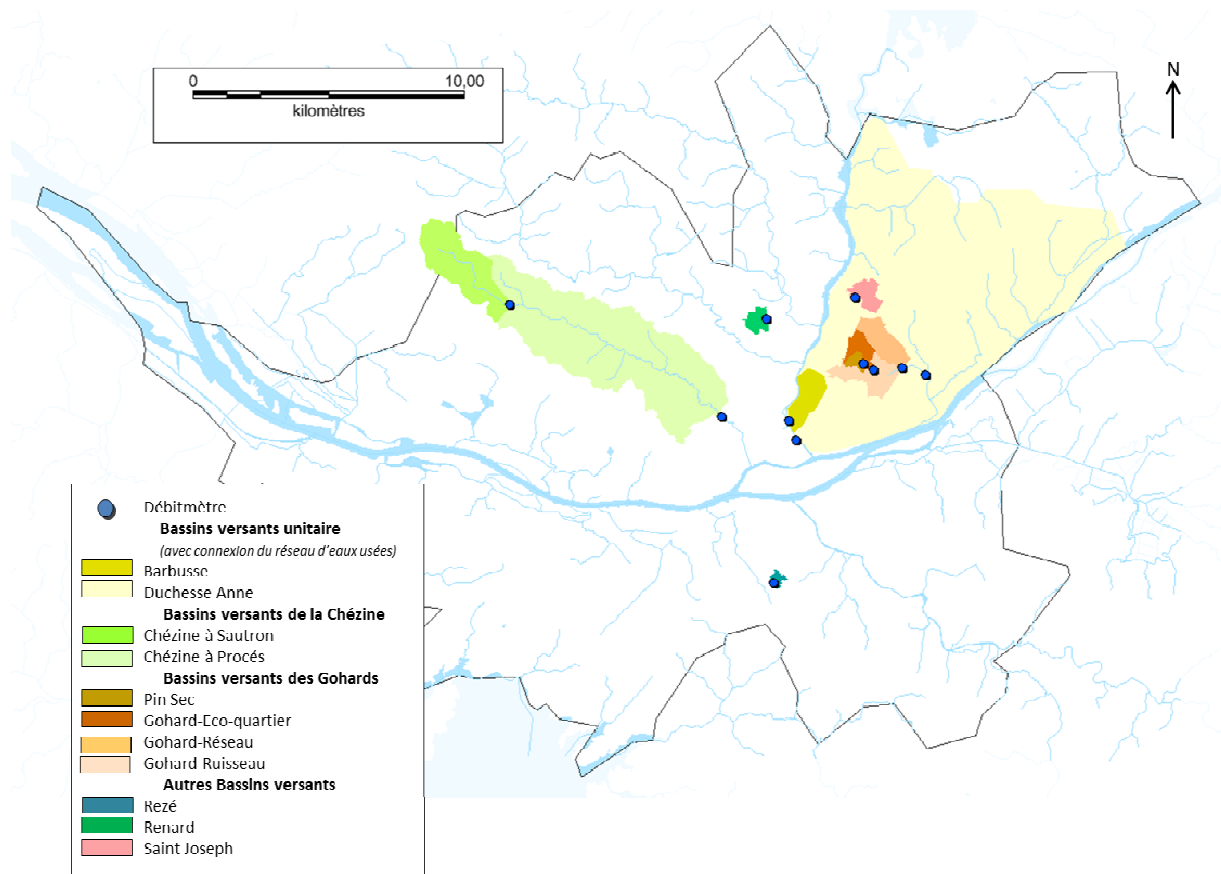


Figure 10 : Carte des points de mesure débitométriques gérés par le LEE et de leurs bassins versants associés (Le débitmètre de la Chézine à Procés est géré par Nantes Métropole, mais validé par le LEE)

Les points de mesure gérés par Nantes métropole sont principalement situés dans le réseau unitaire et dans le réseau d'eaux usées. Elles ont un objectif opérationnel de gestion du réseau en temps réel. Ces données sont donc stockées, mais elles ne sont généralement pas traitées pour être validées. Elles nécessitent donc un travail de validation avant leur utilisation au sein d'un modèle hydrologique. Par ailleurs, un

certain nombre de ces données ne sont pas exploitables dans notre travail : débits calculés à partir d'une mesure de hauteur d'eau et d'une courbe de tarage ou de modélisation, sans que nous ne connaissions les hypothèses faites pour ce calcul, ce qui ne nous permet pas d'évaluer la validité des données.

1.4.1.3.2 Données de teneur en eau

La teneur en eau du sol correspond à la quantité d'eau contenue dans un échantillon de sol. Elle est généralement mesurée à l'aide d'une sonde TDR (Time Domain Reflectometry), qui mesure le temps de propagation d'une impulsion électromagnétique le long d'une électrode introduite dans le sol. Ce temps de propagation est étroitement lié à l'humidité du sol. Cependant, les sondes TDR sont sensibles à la salinité de l'eau, à la température et à la nature du sol. Elles doivent donc être étalonnées.

Cette donnée de teneur en eau du sol nous intéresse, car il s'agit d'un paramètre modélisé par notre modèle hydrologique. Sur le territoire de Nantes Métropole, il existe un réseau de 11 sondes TDR gérées par l'IFSTTAR LEE en lien avec l'ONEVU et installées autour du bassin versant du Pin Sec (Figure 9) (Abdykassymova, 2014).

Chapitre 2 : Reconstruction du réseau hydrographique urbain

2.1 Introduction

Notre objectif est de développer un modèle hydrologique capable d'évaluer d'un point de vue hydrologique l'impact de décisions d'aménagement urbain à l'échelle de l'agglomération. Nous avons pour cela choisi de nous appuyer sur le modèle TEB (Masson, 2000)(*cf. chap. 3*). Le travail consiste à inclure l'adjonction du transfert horizontal des écoulements au modèle hydrométéorologique TEB-Hydro (de Munck, et al., 2012; Chancibault, et al., 2014). Il s'agit d'un modèle conceptuel, distribué et continu qui discrimine l'espace suivant une grille constituée de mailles régulières.

La mise en place du transfert suppose préalablement la reconstruction d'un réseau hydrographique prenant en compte les différents cheminements de l'eau en ville : rivières naturelles, réseau d'eaux usées, réseau d'eau pluviale et réseau unitaire. Le présent chapitre présente les critères retenus ainsi que la méthodologie développée pour construire ce réseau.

2.2 Méthodes d'extraction des réseaux hydrographiques

Dans ce travail, nous désignons sous le terme de réseau hydrographique l'ensemble des vecteurs des écoulements de l'eau depuis son unité de collecte jusqu'à son évacuation hors de la zone d'étude. Nous entendons par unité de collecte une portion de la zone d'étude drainée par le réseau hydrographique. Cette unité de collecte est alors traitée

comme une entité spatialement indivisible. Dans ce cadre, l'extraction du réseau hydrographique ne se limite pas à la représentation des réseaux d'eau matérialisés (naturels ou artificiels) tels qu'ils sont disponibles dans certaines bases de données géographiques vectorielles. En effet, le réseau hydrographique doit desservir chaque unité de collecte.

2.2.1 Classification des méthodes d'extraction

La Figure 11 présente une proposition de classification des différentes méthodes de reconstruction de réseaux hydrographiques qui seront détaillées dans les paragraphes suivants. Deux types d'approches se distinguent : celles basées directement sur des données décrivant le réseau hydrographique et celles basées sur le relief qui conditionne les directions d'écoulement.

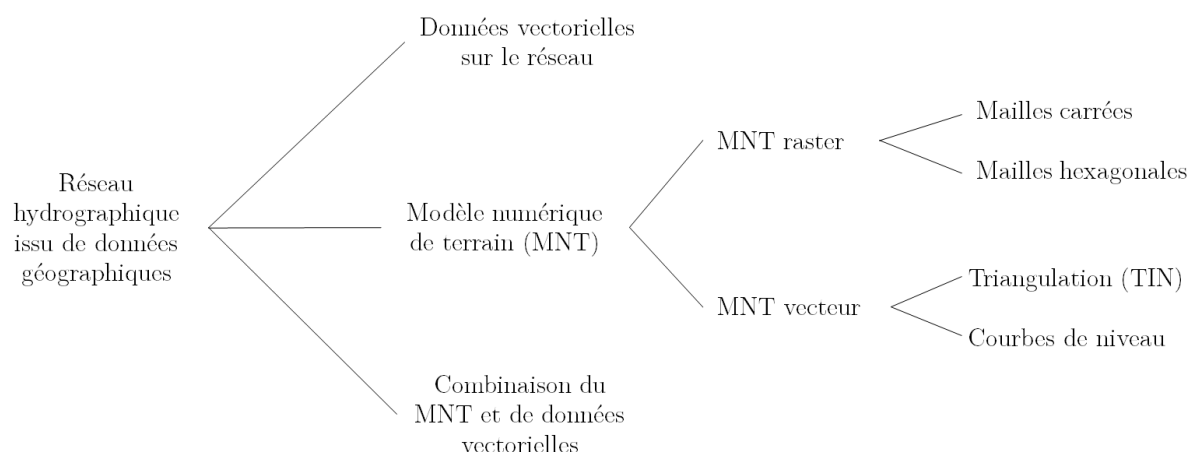


Figure 11 : Proposition de classification des principales techniques de reconstruction de réseau hydrographique.

2.2.2 Modèle numérique de terrain

Les représentations de réseaux hydrographiques extraites de MNT (modèles numériques de terrain) s'appuient sur la contrainte du relief naturel. En effet, d'une part les écoulements suivent généralement le chemin de la plus grande pente, d'autre part, ils génèrent, par érosion, une modification du relief permettant de les localiser. Il existe cependant différentes représentations du relief qui ont conduit à différents modes d'extraction du réseau hydrographique.

2.2.2.1 Le MNT raster

Le MNT le plus connu et le plus utilisé actuellement en hydrologie est de type raster. Les altitudes sont stockées à l'intérieur d'une grille régulière couvrant l'ensemble de la surface étudiée. Différents types de mailles sont cependant possibles : mailles carrées (ou rectangulaires) et mailles hexagonales. La forme de ces mailles conditionnera le

nombre de mailles voisines ainsi que la distance entre deux mailles voisines. En hydrologie, le maillage carré est le plus répandu probablement en raison de sa disponibilité, de la simplicité de son format et de sa facilité de traitement. Il est cependant intéressant de souligner que seul le maillage hexagonal permet une équidistance entre une maille et l'ensemble de ses mailles voisines avec lesquelles elle a toujours la même surface de contact ce qui semble améliorer sa capacité à reproduire le cheminement de l'eau (de Sousa, et al., 2006).

L'extraction du réseau sur un MNT raster peut s'appuyer soit sur une analyse morphologique soit sur une détermination des directions des écoulements. L'analyse géomorphologique consiste à détecter les talwegs par analyse des mailles voisines (Tribe, 1992). Cependant, si elle permet la localisation d'éventuels cours d'eau, elle ne permet pas de les connecter aisément aux unités de collecte.

La détermination des directions des écoulements à l'échelle de chaque maille du MNT se fait à l'aide d'algorithmes unidirectionnels (une seule maille aval, exemples : D8 (O'Callaghan & Mark, 1984), Rho8 (Fairfield & Leymarie, 1991)), ou pluridirectionnels (exemples : FD8, FRho8, DEMON (Costa-Cabral & Burges, 1994), D^∞ (Tarboton, 1997)). Ces algorithmes peuvent ou non inclure une variable aléatoire dans la détermination de la direction de l'écoulement. Il est à noter qu'aujourd'hui, les applications hydrologiques utilisent principalement les algorithmes D8, en raison de sa simplicité de mise en œuvre ; et D^∞ , qui donne les résultats les plus intéressants (Tarboton, 1997).

2.2.2.2 *Le MNT vecteur*

Cependant, l'utilisation d'un MNT de type raster présente une contrainte importante : celle de la résolution uniforme. Cette résolution doit être suffisante pour représenter fidèlement le relief. Cependant, une résolution trop fine augmente les temps de calcul et risque d'engendrer des artefacts (Smith, et al., 2006). Or, le relief est rarement homogène sur l'ensemble d'une zone d'étude, et ce d'autant plus que la zone d'étude est vaste. Cela suppose nécessairement des compromis. Afin de pallier à ce problème, il est possible de s'orienter vers un MNT de type TIN (Triangular Irregular Network). Ce MNT s'appuie sur un semi de points irrégulier pour représenter le terrain sous la forme de facettes de triangles de Delaunay (Tsai, 1993). Cette méthode permet d'adapter la résolution du MNT au relief, mais aussi d'intégrer certaines lignes caractéristiques (crêtes, talwegs) (Bocher, 2005). L'écoulement est alors représenté sous la forme d'un

graphe orienté dont les arcs sont les chemins de plus grande pente, qu'ils soient les côtés des triangles de Delaunay ou des tracés sur leurs faces (Delahaye, et al., 2001).

L'utilisation de MNT basés sur les courbes de niveau (MNT filaire) permet d'obtenir un maillage irrégulier directement basé sur les lignes de plus grande pente (Carlier, 1998). Cependant ce type de représentation ne semble pas très répandu dans la littérature. En effet, les courbes de niveau sont une représentation simplifiée permettant de visualiser le relief et introduisent une perte d'information (Weibel & Heller, 1991).

2.2.3 Données vectorielles sur le réseau

Certaines bases de données contiennent directement des données vectorielles sur le réseau hydrographique. Il est alors possible de les utiliser pour représenter le cheminement de l'eau. Cependant, ces données doivent être sous forme de graphes orientés (connexions et directions des tronçons d'écoulement).

Ces bases de données peuvent concerner le milieu naturel. Ainsi la BD Carthage (<http://www.sandre.eaufrance.fr/>) représente le réseau hydrographique naturel français sous forme de graphes orientés, même si la précision géographique reste discutable notamment en ce qui concerne les têtes de réseau. Mais elles peuvent aussi s'intéresser aux réseaux anthropiques. C'est le cas des bases de données urbaines, généralement très documentées, qui contiennent notamment des représentations du réseau d'assainissement artificiel (Rodriguez, 1999). Il existe aussi des données géographiques sur les réseaux de drainage et de fossés des parcelles rurales (Bailly, et al., 2011). L'utilisation de données géographiques vectorielles sur le réseau d'assainissement est très répandue dans les zones urbaines, notamment pour les applications en hydraulique (exemples : logiciels Canoë (<http://www.canoe-hydro.com/>) et Infowork (<http://www.innovyze.com/>) qui aident à la gestion des réseaux d'assainissement artificiels), mais aussi hydrologiques (Rodriguez, et al., 2008). Le milieu urbain est largement documenté en bases de données, cependant, les données géographiques sur les réseaux de drainages anthropiques en milieu rural sont moins disponibles même si elles font aussi l'objet d'études (Bailly, et al., 2011).

Afin de représenter le cheminement de l'eau à partir de données géographiques vectorielles, deux problèmes doivent être résolus : la connexion des unités de collecte au réseau hydrographique et la représentation de ce réseau sous la forme d'un graphe orienté. Ainsi, dans le modèle URBS, Rodriguez et al (2008) propose de considérer les parcelles cadastrales et les portions de voiries qui leurs sont attenantes comme unités

de collecte. Ces unités de collecte sont alors connectées aux regards du réseau d'assainissement. Cependant, les choix des unités de collecte et leur mode de connexion dépendent des caractéristiques de la zone d'étude et de l'échelle de travail.

La seconde difficulté liée à l'utilisation directe de données géographiques vectorielles est due à leur disponibilité. En effet, l'utilisateur est entièrement dépendant de leur qualité notamment en ce qui concerne leur exhaustivité et leur précision. Or, ces données peuvent être hétérogènes en fonction de leur période d'acquisition et de l'objectif pour lequel elles ont été acquises. Elles ne sont donc pas toujours cohérentes entre elles ni avec les autres informations géographiques disponibles. Par ailleurs, n'ayant pas été nécessairement acquises dans une optique de représentation du cheminement de l'eau, elles ne sont pas nécessairement sous la forme de graphes orientés. En effet, les arcs ne sont pas nécessairement connectés et orientés, et ce dans les bases de données urbaines locales (Dauphin, 2010) comme à plus grande échelle (Regnauld & Mackaness, 2006). L'obtention d'une représentation du réseau hydrographique sous forme de graphe orienté fait donc l'objet d'un travail important qui peut être en partie automatisé par extrapolation, (Bailly, et al., 2011; Dauphin, 2010; Regnauld & Mackaness, 2006) mais qui suppose souvent l'intervention d'un opérateur ou une inspection sur le terrain afin de contrôler certaines connexions.

2.2.4 Combinaison des deux

Les représentations basées sur le MNT comme celles basées sur les données vectorielles des réseaux hydrographiques présentent certaines limites. En effet, le relief n'est pas le seul moteur de l'écoulement, en particulier dans les milieux anthropiques tant urbains (Regnauld & Mackaness, 2006) que ruraux (Bocher, 2005; Dunne & Black, 1970) où l'homme a adapté le réseau hydrographique en fonction de ses besoins. Par ailleurs, la représentation basée sur les données vectorielles des réseaux hydrographiques suppose la résolution des deux problèmes mentionnés ci-dessus : la connexion des unités de collecte au réseau hydrographique et de la disponibilité de ce réseau hydrographique sous forme de graphe orienté cohérent avec les autres informations géographiques disponibles.

Afin de pallier à ces problèmes, il est possible de combiner les deux types de représentations pour utiliser l'ensemble de l'information disponible. Le MNT raster peut prendre en compte la présence de réseaux d'écoulements anthropiques grâce à la méthode de l'incrustation de réseau (stream burning), consistant à « creuser » virtuellement les mailles du MNT traversées par un réseau artificiel vectoriel (Gironás,

et al., 2010). Il est aussi possible d'introduire des lignes caractéristiques anthropiques au sein d'un MNT TIN : fossés, talus, canalisations... (Rodriguez, et al., 2013). De même, afin de compléter une représentation vectorielle partielle du réseau, il est possible de s'appuyer sur l'altimétrie (Touya, 2007) ou même d'utiliser les thalwegs issus de MNT (Regnauld & Mackaness, 2006).

2.3 Choix de reconstruction du réseau hydrographique

2.3.1 Objectifs de la représentation

Notre objectif est de développer une représentation intégrée des cheminements de l'eau, en tenant compte des réseaux artificiels et naturels et de leurs connexions (Allard, et al., 2015). Cette représentation intégrée doit être adaptée à la modélisation hydrologique à l'échelle d'une aire urbaine avec le modèle TEB-hydro (Chancibault, et al., 2014), qui est un modèle maillé. Nos unités de collecte sont donc des mailles. Plusieurs types de réseaux participent au bilan en eau d'une zone urbaine. Ils présentent des caractéristiques différentes, selon leurs fonctions. Nous avons distingué quatre réseaux hydrographiques impliqués dans le transport de l'eau de pluie :

- Le réseau d'eau pluviale recueille les eaux de ruissellement de surface et les eaux du sol. En effet, les réseaux d'assainissement souterrains peuvent drainer une partie des eaux du sol en fonction de son niveau de saturation. Le réseau d'eau pluviale rejoint le réseau hydrographique naturel.
- Le réseau unitaire recueille des eaux de pluie et des eaux usées. Par ailleurs, il est lui aussi susceptible de drainer les eaux du sol. Il aboutit à la station d'épuration qui renvoie l'eau vers le réseau naturel après traitement. Le réseau unitaire est équipé de déversoirs d'orage qui, si le débit dépasse un seuil défini, peuvent rejeter une partie des eaux transitant dans le réseau vers le milieu naturel ou le réseau d'eau pluviale. Il est aussi parfois équipé de stations de relèvement de l'eau. Ces réseaux se rencontrent principalement dans les centres-villes anciens et ont été construits avant le milieu du 20e siècle (Burian, et al., 1999).
- Le réseau d'eaux usées ne recueille que les eaux usées qu'il conduit vers la station d'épuration. Mais il contribue aussi au drainage des eaux du sol et est également équipé de déversoirs d'orage et de stations de relèvement.
- Le réseau hydrographique naturel, composé par les rivières, évacue l'eau généralement vers l'extérieur de la ville. Il est le réseau final auquel tous les autres réseaux aboutissent.

En résumé, le transfert de l'eau de pluie dans les zones urbaines implique plusieurs réseaux qui transfèrent les eaux de surface ou les eaux du sol vers différents exutoires : le réseau hydrographique naturel et les stations d'épuration. Une même unité de collecte peut donc avoir plusieurs exutoires : un pour les eaux évacuées par le réseau d'eaux usées et un pour les eaux évacuées par le réseau d'eau pluviale, chacun des deux drainant les eaux du sol. Ces exutoires peuvent varier en fonction de la pluviométrie qui peut provoquer le déclenchement des déversoirs d'orage. Nous présenterons dans les paragraphes qui suivent les choix effectués pour représenter chacun de ces cheminements de manière intégrée.

2.3.2 Réseaux eaux usées et unitaire

Les réseaux d'eaux usées et unitaire sont conçus pour conduire les eaux usées à la station d'épuration. Par conséquent, ils présentent des caractéristiques communes: 1) ils desservent chaque bâtiment et sont donc très denses; 2) leurs exutoires sont les stations d'épuration ; 3) ils peuvent être équipés de déversoirs d'orages, qui connectent une partie des eaux vers le milieu naturel ; 4) les écoulements ne sont pas toujours gravitaires (stations de relèvement).

Les réseaux unitaires et d'eaux usées sont généralement définis dans les bases de données urbaines sous forme vectorielle par une série de segments, connus par leurs positions et, parfois, leurs altitudes. La localisation des stations de pompage, des déversoirs d'orage et des regards d'assainissement complète ces informations. Les graphes orientés représentant les cheminements de l'eau au sein de ces réseaux peuvent être dérivés de ces données. Cependant, les informations disponibles dans les bases de données urbaines peuvent-être entachées d'erreurs. Par exemple, les segments qui composent le réseau ne sont pas toujours connectés et orientés, ce qui peut rendre difficile l'élaboration de graphes orientés, d'autant plus que les réseaux d'eaux usées et unitaire sont très denses. Les altitudes des extrémités de segments sont souvent absentes ou susceptibles d'être erronées ce qui empêche de les utiliser pour déterminer les directions d'écoulement. En outre, la représentation détaillée de ces réseaux n'est pas nécessaire dans le cadre de notre application hydrologique.

Nous proposons donc de représenter les cheminements de l'eau en réseaux d'eaux usées et unitaire sous la forme de graphes orientés simplifiés projetés sur une grille régulière. La grille régulière présente l'avantage de nous adapter à la résolution de tout modèle hydrologique maillé. Cette méthode doit i) nous permettre de ne pas trop dépendre des données géographiques disponibles dans les bases de données urbaines qui ne sont pas

toujours adaptées à nos objectifs ; ii) s'appuyer sur des données géographiques largement disponibles à l'échelle nationale, voire européenne. Deux étapes sont nécessaires pour obtenir les graphes orientés fonctionnels représentant les réseaux : l'introduction des caractéristiques du réseau dans la grille régulière et la construction du réseau simplifié à partir de ces informations.

2.3.2.1 Introduction des caractéristiques des réseaux dans la grille régulière

Pour concevoir les réseaux simplifiés et fonctionnels, les caractéristiques des réseaux d'eaux usées et unitaire sont synthétisées dans chaque maille de la grille par les caractéristiques suivantes :

- L'exutoire de la maille, représenté par un nœud et supposé être le regard le plus bas inclus dans la zone urbaine de la maille considérée.
- Les ouvrages spécifiques des réseaux artificiels inclus dans les mailles considérées sont également représentés comme des nœuds. Ces ouvrages sont : les déversoirs d'orage, qui peuvent dévier une partie des écoulements vers le milieu naturel, les stations de relevage qui conduisent l'eau à contre-pente et les stations d'épuration.
- Les altitudes attribuées à ces nœuds: ces altitudes sont déduites du modèle de terrain disponible sur la zone d'étude.
- La densité du réseau, exprimée en km / km², afin d'évaluer les infiltrations d'eaux du sol dans chaque type de réseau.

Ces informations sont généralement disponibles dans les bases de données urbaines.

À l'issue de cette opération, nous obtenons un semi de nœuds en trois dimensions (x, y, z) qui seront la base de notre graphe orienté simplifié. Ces nœuds seront aussi le point de connexion entre les unités de collecte (les mailles dans notre cas) et le réseau hydrographique.

2.3.2.2 Reconstruction du réseau à partir des caractéristiques présentes dans la grille régulière

L'étape suivante consiste à relier les nœuds de chaque maille afin de matérialiser les arcs des graphes orientés simplifiés qui représenteront le réseau d'assainissement fonctionnel.

Les arcs reliant les nœuds caractéristiques sont déterminés en maximisant la fonction de coût suivante:

Équation 1

$$C(N_i, N_j) = a \frac{Z(N_i) - Z(N_j)}{Z(N_i)} + b \frac{D(N_i) - D(N_j)}{D(N_i)} + c \frac{\Delta}{D(N_i, N_j)}$$

Avec N_i le nœud à connecter, N_j un nœud candidat à la connexion, $C(N_i, N_j)$ la valeur de la fonction de coût entre le nœud N_i et le nœud N_j , $Z(N_i)$ et $Z(N_j)$ les altitudes des nœuds (m), $D(N_i)$ et $D(N_j)$ les distances entre chaque nœud et la station d'épuration (m), $D(N_i, N_j)$ la distance en ligne droite entre les deux nœuds (m) et Δ la résolution de la grille utilisée (m). a , b et c sont des poids utilisés pour combiner ces différents critères.

La fonction de coût tient ainsi compte de trois critères :

- Le critère de dénivelé pondéré par le poids a .
- Le critère de rapprochement à l'exutoire (la station d'épuration), pondéré par le poids b .
- Le critère de connexion au point le plus proche (lié à la distance entre les nœuds), pondéré par le poids c .

La fonction de coût est calculée entre chaque nœud et ses nœuds avals possibles. Sont considérés comme nœuds avals possibles les nœuds situés à moins de trois fois la résolution de la grille. Le nœud aval retenu est celui permettant de maximiser $C(N_i, N_j)$.

Trois cas différents ont été distingués pour déterminer les paramètres de jonction a , b , c (équation 1): arcs sortants d'un regard, premiers arcs sortants d'une station de pompage et autres arcs sortants d'une station de pompage :

- L'arc sortant d'un regard doit avoir un critère de dénivelé positif : il ne peut se connecter qu'à un point plus bas que lui-même, car le réseau fonctionne en gravitaire. L'ensemble des arcs sortants de regards est traité avant de passer à l'étape suivante.
- Le premier arc sortant d'une station de pompage doit avoir un critère de dénivelé négatif : il ne peut se connecter qu'à un point plus haut que lui-même. Les arcs sortants de stations de pompage ne sont traités que dans un second temps, une fois l'ensemble du réseau gravitaire reconstruit.
- Les arcs suivants sortants d'une station de pompage ne sont pas influencés par

le critère de dénivelé. En effet, une station de pompage peut agir sur plusieurs arcs. On considère donc que tant que le réseau issu de la station de pompage ne s'est pas connecté au réseau gravitaire préexistant, sa pente peut être soit positive soit négative. Le poids a est fixé à 0 jusqu'à connexion avec une portion de réseau qui n'est pas situé en amont de la station de pompage.

2.3.3 Réseaux d'eau pluviale et rivière naturelles

La représentation des réseaux hydrographiques naturels sur un domaine maillé est devenue une technique bien établie grâce à une analyse de MNT, au moyen de la méthode du D8 classique (O'Callaghan & Mark, 1984). Dans cette application particulière, le réseau hydrographique naturel peut être défini en combinant une analyse de MNT et de la BD Carthage (la représentation complète du réseau hydrographique naturel français sous forme de graphe orienté: <http://www.sandre.eaufrance.fr/>);

Différentes techniques, examinées par Gironas et al.(2010), ont été proposées pour définir les réseaux d'eau pluviale. Si Rodriguez et al. (2008) a représenté les cheminements de l'eau pluviale de manière explicite comme un graphe orienté basé sur les données détaillées de bases de données urbaines, la technique la plus courante adaptée à une représentation maillée est la technique de « l'incrustation de pixels » qui consiste à soustraire une profondeur constante à tous les pixels du MNT traversés par un réseau d'eau pluviale artificiel. Le MNT modifié est ensuite utilisé pour extraire les cheminements de l'eau en prenant en compte le réseau d'eau pluviale.

Toutefois, pour être cohérent avec la représentation de réseaux d'eaux usées et unitaire, nous avons choisi d'utiliser une méthode similaire pour représenter les écoulements au sein du réseau d'eau pluviale.

La méthodologie appliquée pour obtenir un graphe simplifié du réseau d'eau pluviale connecté aux unités de collecte maillées est donc celle proposée pour les réseaux d'eaux usées et unitaire. Quelques adaptations ont été nécessaires :

- Il n'y a pas d'ouvrages spécifiques dans le réseau d'eau pluviale : un seul nœud est renseigné par maille, son exutoire, correspondant au regard le plus bas. Par ailleurs, en l'absence de stations de pompage, les poids a , b et c (Équation 1) restent constants même s'ils restent à déterminer par calage.
- L'exutoire final du réseau d'eau pluviale est la rivière naturelle. Par conséquent, les distances à l'exutoire sont calculées depuis chaque nœud jusqu'à la rivière naturelle la plus proche.

Cette méthode nous permet d'obtenir une représentation directement connectée au réseau hydrographique naturel de la BD Carthage.

2.3.4 Représentation intégrée des cheminements de l'eau

À l'issue de ce travail, nous obtenons un réseau hydrographique urbain sous la forme d'un graphe orienté simplifié tenant compte des différents réseaux et de leurs connexions.

Les méthodes de représentations choisies pour chaque type de réseau peuvent se résumer ainsi :

- Écoulement en réseau d'eau pluviale : utilisation du graphe orienté simplifié jusqu'à la connexion avec le graphe de la BD Carthage
- Écoulement en réseau d'eaux usées : utilisation du graphe orienté simplifié jusqu'à la station d'épuration.
- Écoulement en réseau unitaire : utilisation du graphe orienté simplifié jusqu'à la station d'épuration. Au niveau des déversoirs d'orage, le graphe simplifié offre deux possibilités afin de prendre en compte la possibilité de rejet direct dans le milieu naturel en cas de dépassement des capacités du réseau, le graphe se connecte alors à la BD Carthage.
- Rejet de station d'épuration : connexion à la BD Carthage suivant le plus court chemin en ligne droite.
- Écoulement en rivière : utilisation du graphe de la BD Carthage.

Cependant, une représentation intégrée des cheminements de l'eau suppose la connexion de chaque unité de collecte de la zone d'étude au réseau hydrographique. Les unités de collecte sont les portions de la zone d'étude, traitées comme des entités spatialement indivisibles : les mailles dans notre cas d'étude.

Pour chaque unité de collecte, deux connexions sont possibles : la « connexion pluviale » (obligatoire) et la « connexion usée » (optionnelle). La « connexion pluviale » évacue les eaux suivant un cheminement similaire à celui des eaux de ruissellement pluvial : vers les rivières ou le réseau unitaire ou le réseau d'eau pluviale (Figure 12). La « connexion usée » permet de prendre en compte le cheminement spécifique des infiltrations parasites dans les réseaux d'eaux usées. En effet, les réseaux d'eaux usées empruntent parfois des cheminements différents de ceux suivis par les eaux de ruissellement pluvial et sont plus étendus que ceux-ci. Les unités de collecte

desservies par le réseau d'eaux usées, possèdent donc, en addition de leur « connexion pluviale », une « connexion usée ».

Pour la connexion « pluviale », deux cas sont à distinguer. Lorsque l'unité de collecte est directement traversée par une portion « pluviale » du réseau hydrographique simplifié (rivière ou réseau unitaire, ou réseau d'eau pluviale), elle lui est connectée par l'intermédiaire du nœud du graphe simplifié qu'elle contient. Dans le cas contraire, une connexion indirecte est mise en place. Cette connexion indirecte est assimilée à un écoulement en versant (Figure 12). C'est pourquoi, l'unité de collecte est connectée à son unité de collecte aval par la méthode du D8 et ce jusqu'à la rencontre d'une unité de collecte directement connectée au réseau hydrographique.

La connexion « usée » a lieu uniquement lorsque l'unité de collecte est traversée par un réseau d'eaux usées. Elle lui sera alors connectée par l'intermédiaire du nœud du graphe défini dans la méthodologie de reconstruction en addition de sa connexion pluviale.

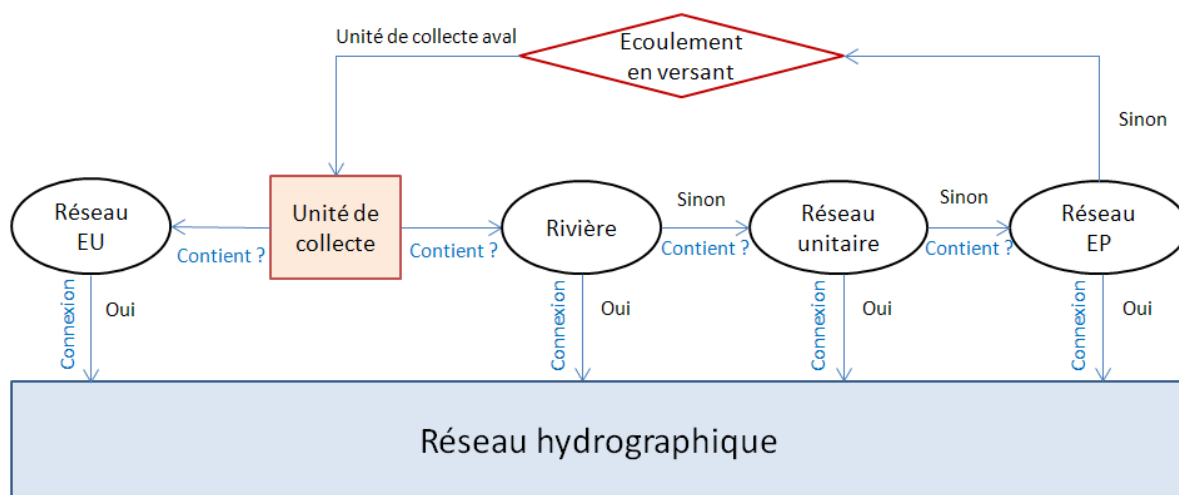


Figure 12 : Schémas de synthèse de la connexion des unités de collecte au réseau hydrographique. .

2.4 Application à Nantes métropole

2.4.1 Calage de la méthodologie de représentation du réseau artificiel

2.4.1.1 Objectif du calage

La méthodologie mise en place pour construire un réseau hydrographique simplifié complet utilise une fonction de coût pour les réseaux artificiels, permettant de combiner

trois critères : la dénivelée, le rapprochement de l'exutoire final et la connexion au point le plus proche (2.3.2). Cependant, ces trois critères doivent être pondérés (2.3.2). Les poids associés à chacun de ces critères, notés a, b et c et présentés dans l'équation 1 sont définis par calage dans le présent paragraphe.

2.4.1.2 Zone d'étude utilisée pour le calage

Le calage ne peut pas être effectué sur l'ensemble de la zone d'étude pour deux raisons :

- La ville de Nantes représente un territoire très étendu. Le calcul des cheminements de l'eau à cette échelle suppose des temps de calcul importants. Or, le calage nécessite une série de tests faisant varier indépendamment chaque paramètre. Afin d'effectuer l'ensemble de ces tests dans un délai raisonnable, nous avons choisi de travailler sur un territoire réduit.
- Afin de déterminer les poids a, b et c les plus appropriés, il est nécessaire de comparer les résultats des différents tests de calage à une référence. Cela suppose d'effectuer le calage sur une zone d'étude dans laquelle nous disposons d'un réseau d'assainissement artificiel de référence. Or, ce réseau de référence n'est pas disponible sur le territoire de l'agglomération nantaise et il n'est pas envisageable de l'obtenir à cette échelle sans un travail conséquent (c'est une des raisons pour lesquelles nous avons développé notre méthodologie de représentation simplifiée des réseaux).

Nous avons donc choisi d'effectuer le calage sur une petite portion de l'agglomération nantaise : la commune de Basse-Goulaine d'une superficie de 13,9 km² (voir Figure 13). Le territoire de Basse-Goulaine est représentatif de l'ensemble de l'agglomération nantaise (Figure 14):

- Relief peu marqué (de 0 à 45 m).
- Réseau hydrographique dense, la commune est traversée par différentes rivières, notamment la Goulaine et la Loire. Selon la BD Carthage, la longueur totale de rivière sur la commune est de 20,5 km.
- L'occupation des sols est variée avec des zones fortement urbanisées au niveau du centre historique de la commune, des lotissements, des zones d'activités et des territoires ruraux. L'ensemble des occupations du sol rencontrées sur l'agglomération nantaise est donc représenté.



Figure 13: Plan de situation de la commune de Basse-Goulaine au sein de l'agglomération nantaise

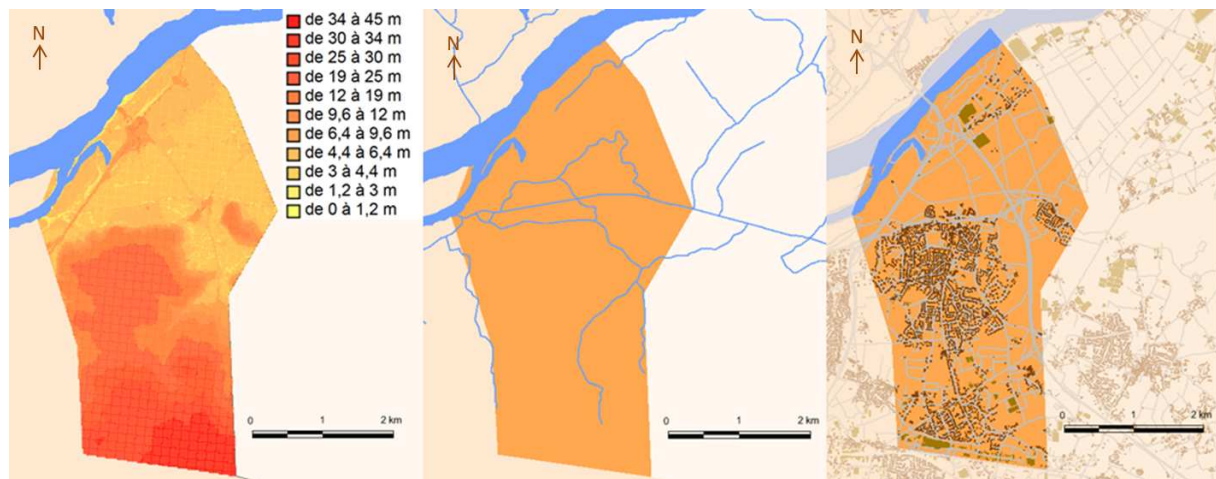


Figure 14 : Caractéristiques de la commune de Basse-Goulaine en termes de relief, de réseau hydrographique naturel et d'occupation des sols (de gauche à droite).

La commune de Basse-Goulaine possède un régime d'assainissement séparatif constitué d'un réseau d'eau pluviale et d'un réseau d'eaux usées (voir Figure 15). Ce réseau présente l'avantage d'être indépendant par rapport au reste de la ville, il est ainsi possible d'obtenir un réseau d'eaux usées et un réseau d'eau pluviale de référence complet sur cette zone sans avoir à ignorer une partie de réseau située en amont ou en aval du territoire considéré. En effet, la commune possède sa propre station d'épuration. L'ensemble des eaux usées du territoire est conduit à cette station sans apport extérieur. Nous disposons donc d'un réseau complet depuis les unités de collecte jusqu'à l'exutoire. Par ailleurs, les limites de la commune correspondant globalement aux rivières naturelles, les réseaux d'eau pluviale de la commune sont connectés aux rivières naturelles de la commune sans apports extérieurs d'autres communes.

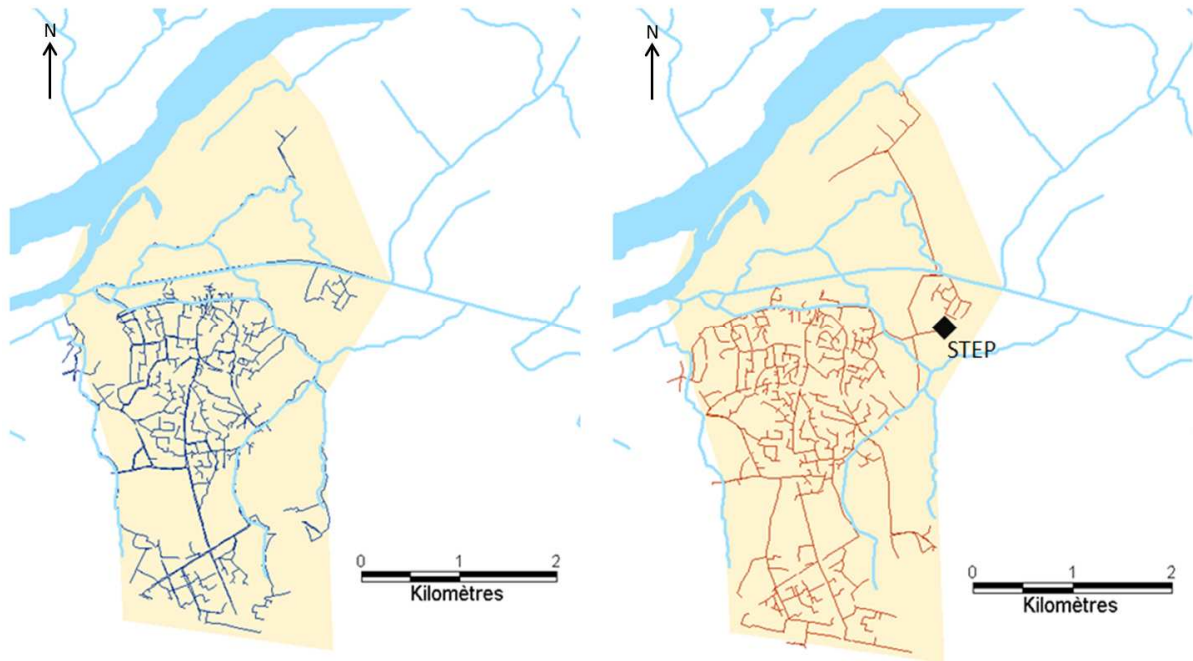


Figure 15: Réseau d'assainissement artificiel de la commune de Basse-Goulaine : réseau d'eau pluviale à gauche, réseau d'eaux usées, avec indication de la position de la station d'épuration par un losange noir, à droite.

2.4.1.3 Procédure de calage

Une série de tests est effectuée en faisant varier ces poids. Les réseaux modélisés sont comparés aux réseaux de références. La comparaison la plus satisfaisante nous permet de sélectionner la combinaison de poids la plus appropriée.

2.4.1.3.1 Les réseaux modélisés

Sur Basse Goulaine, deux réseaux d'assainissement sont modélisés : le réseau d'eaux usées et le réseau d'eau pluviale. Chacun de ces réseaux est modélisé pour chaque combinaison de poids testée.

Dans un premier temps, le calage s'effectue sur l'ordre de grandeur. Pour cela, les poids a , b et c varient indépendamment d'un facteur 10 entre les valeurs 1 et 1000 (ce qui équivaut à 4 valeurs possibles : 1, 10, 100 et 1000). Cela correspond à 64 modélisations. Cependant, en raison de la proportionnalité entre les poids de certaines simulations ($a=1$, $b=10$, $c=100$ équivaut à $a=10$, $b=100$, $c=1000$), certains réseaux simulés sont identiques.

Une fois le calage sur l'ordre de grandeur effectué, un calage plus fin est mis en place. En plus de leurs ordres de grandeur, les poids a , b et c se voient attribuer un chiffre significatif variant de 1 à 9. Par exemple, si le résultat du calage sur l'ordre de grandeur sur le poids a nous indique un résultat de 10, dans cette deuxième phase, le

poids a variera de 10 à 90 avec un intervalle de 10. Les chiffres significatifs varient indépendamment pour chaque poids ce qui équivaut à 729 simulations.

L'ensemble de ces tests a été effectué sur un maillage de 200m de résolution. En effet, il s'agit d'une résolution correspondant à nos objectifs de modélisation et adaptée à la zone de calage : nous avons ainsi 166 mailles connectées ce qui permet de conserver des temps de calcul raisonnables tout en ayant un réseau suffisamment détaillé pour qu'il soit pertinent de l'évaluer. Afin d'évaluer l'influence de la résolution du maillage utilisé pour discriminer le territoire, une application des résultats du calage a été analysées pour un maillage à 500m de résolution, ce qui nous permet de couvrir l'ensemble du spectre de résolution que nous envisageons d'utiliser au sein du modèle hydrologique.

2.4.1.3.2 Les réseaux de références

Les réseaux modélisés sont comparés à des réseaux de référence. Pour chaque type de réseau (eau pluviale et eaux usées), nous disposons de deux réseaux de référence dénommés dans la suite de ce document "réseau de référence complet" et "réseau de référence simplifié".

Le réseau de référence complet est le réseau obtenu sous forme de graphe orienté et déduit des données concernant le réseau d'assainissement contenues dans la base de données urbaine de Nantes Métropole. Ce réseau de référence complet a été obtenu par connexion et orientation manuelle de l'ensemble des tronçons de réseau représentés dans la base de données de Nantes Métropole. Ces connexions sont parfois sujettes à interprétation. Cependant, pour des raisons de logistique, aucune vérification n'a pu être faite sur le terrain.

Le réseau de référence simplifié connecte uniquement les nœuds structurants sélectionnés pour la reconstruction du réseau modélisé (2.3.2) ce qui facilite la comparaison visuelle entre les deux réseaux. Le réseau de référence simplifié est donc spécifique au maillage choisi pour discriminer l'espace. Il est obtenu par connexion manuelle des nœuds structurants. Pour effectuer ces connexions, l'opérateur s'appuie sur le réseau de référence complet.

2.4.1.3.3 Les critères de comparaison

La finalité des réseaux modélisés est de contribuer à la modélisation des réponses hydrologiques de notre zone d'étude. Ils ne doivent donc pas être nécessairement géographiquement corrects, en revanche, ils doivent être fonctionnels. Nos critères de calage doivent donc privilégier cette fonctionnalité.

Nous avons choisi de privilégier le respect des distances à l'exutoire. En effet, il s'agit d'un critère qui se rapproche de la fonction de transfert géomorphologique du modèle hydrologique choisi. Les poids sélectionnés à l'issue du calage seront donc ceux permettant d'avoir une distance à l'exutoire la plus proche possible de celle des réseaux de référence.

Pour chaque nœud de chaque réseau modélisé, la distance à l'exutoire est calculée. L'exutoire est la station d'épuration de Basse-Goulaine pour le réseau d'eaux usées et le point de connexion de l'ensemble des rivières naturelle pour l'eau pluviale. Ces distances sont ensuite comparées en chaque nœud avec celles obtenues sur le réseau de référence complet à l'aide du coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE, Équation 2). Ce critère permet de mesurer l'importance de la variance des écarts entre variables simulées et observations par rapport à la variance des observations (Nash & Sutcliffe, 1970).

Équation 2

$$NSE = 1 - \frac{\sum(D_{sim}(n) - D_{ref}(n))^2}{\sum(D_{ref}(n) - \overline{D_{ref}})^2}$$

Avec $D_{sim}(t)$ la distance simulée au nœud n , $D_{ref}(t)$ la distance suivant le réseau de référence au nœud n et $\overline{D_{ref}}$ la moyenne des distances de référence.

2.4.1.4 Résultats du calage

2.4.1.4.1 Maillage de 200m de résolution

2.4.1.4.1.1 Réseau d'eau pluviale

À l'issue du calage sur les ordres de grandeur, la combinaison de poids conduisant au meilleur résultat en termes de critère de Nash-Sutcliffe est : $a=1$, $b=1$, $c=10$ (NSE=0.91). Par ailleurs, les autres combinaisons les mieux classées sont celles accordant une valeur plus importante au poids c qu'aux poids a et b . Cela souligne l'importance du critère de connexion au point le plus proche. Le résultat, obtenu avec cette combinaison de poids a , b , et c , a été analysé visuellement dans la Figure 16 en comparant le réseau de référence complet, le réseau de référence simplifié et le réseau modélisé. Le résultat obtenu est cohérent.

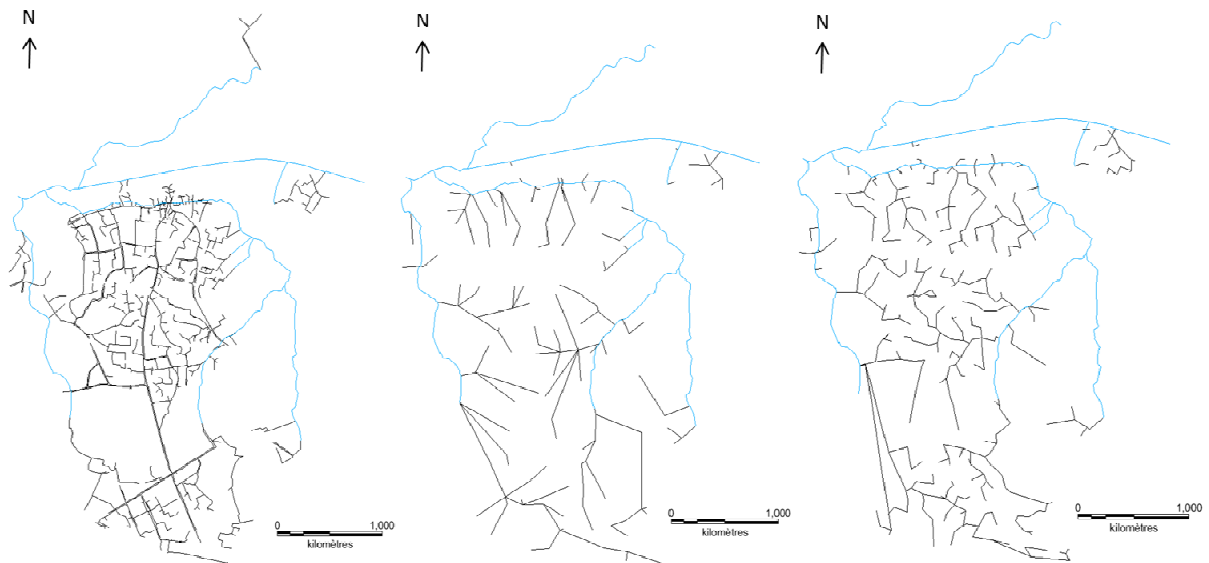


Figure 16 : Réseaux d'eau pluviale de Basse-Goulaine avec un maillage de 200m de résolution. Réseau de référence complet à gauche. Réseau de référence simplifié au centre. Réseau modélisé fournissant le meilleur résultat en termes de critère de NSE à droite.

Le calage fin sur le chiffre significatif a été effectué, cependant, aux vues du nombre de combinaisons de poids donnant un résultat similaire, nous avons choisi de nous limiter aux résultats obtenus sur l'ordre de grandeur. La combinaison de poids retenue pour le réseau d'eau pluviale est donc $a=1$, $b=1$, $c=10$.

2.4.1.4.1.2 Réseau d'eaux usées

Les réseaux de référence des eaux usées à 200m sont présentés dans la Figure 17.

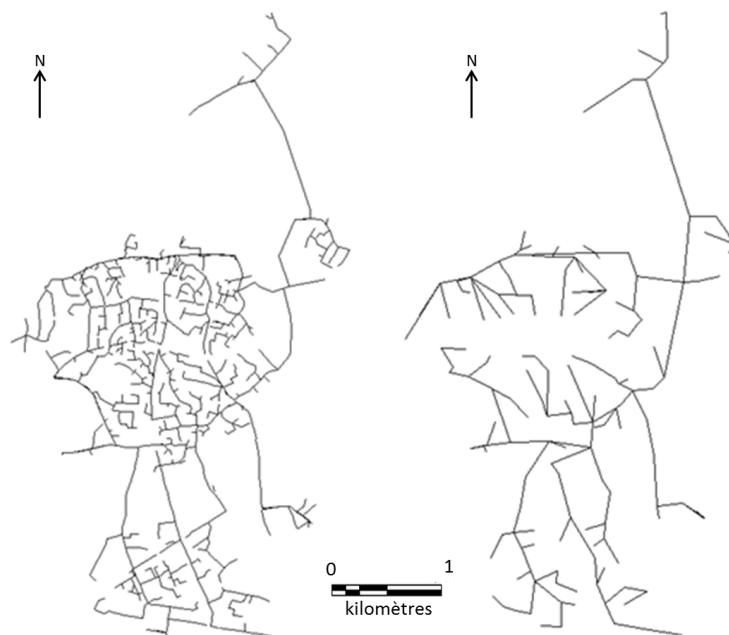


Figure 17 : Réseaux de référence de Basse-Goulaine pour les eaux usées avec un maillage de 200m de résolution. Réseau de référence complet à gauche. Réseau de référence simplifié à droite.

À l'issue du calage sur les ordres de grandeur, l'analyse du NSE permet de faire ressortir trois combinaisons de poids : $a=1, b=10, c=100$ et $a=1, b=100, c=1000$ aboutissent exactement au même réseau modélisé ($NSE=0.80$), et $a=1, b=1, c=10$ fournit un résultat très proche ($NSE=0.79$). Cela semble mettre en évidence que, pour le réseau d'eaux usées, le critère de distance à l'exutoire est un paramètre important qui, s'il reste moins significatif que le critère de distance entre nœuds, prend plus d'importance que le critère de dénivelée. Un contrôle visuel a été effectué sur les deux meilleures configurations ($a=1, b=10, c=100$ ou $a=1, b=100, c=1000$ et $a=1, b=1, c=10$) (Figure 18). La différence entre les deux réseaux modélisés est infime : elle ne concerne qu'une seule connexion faite sur un arc relativement court.

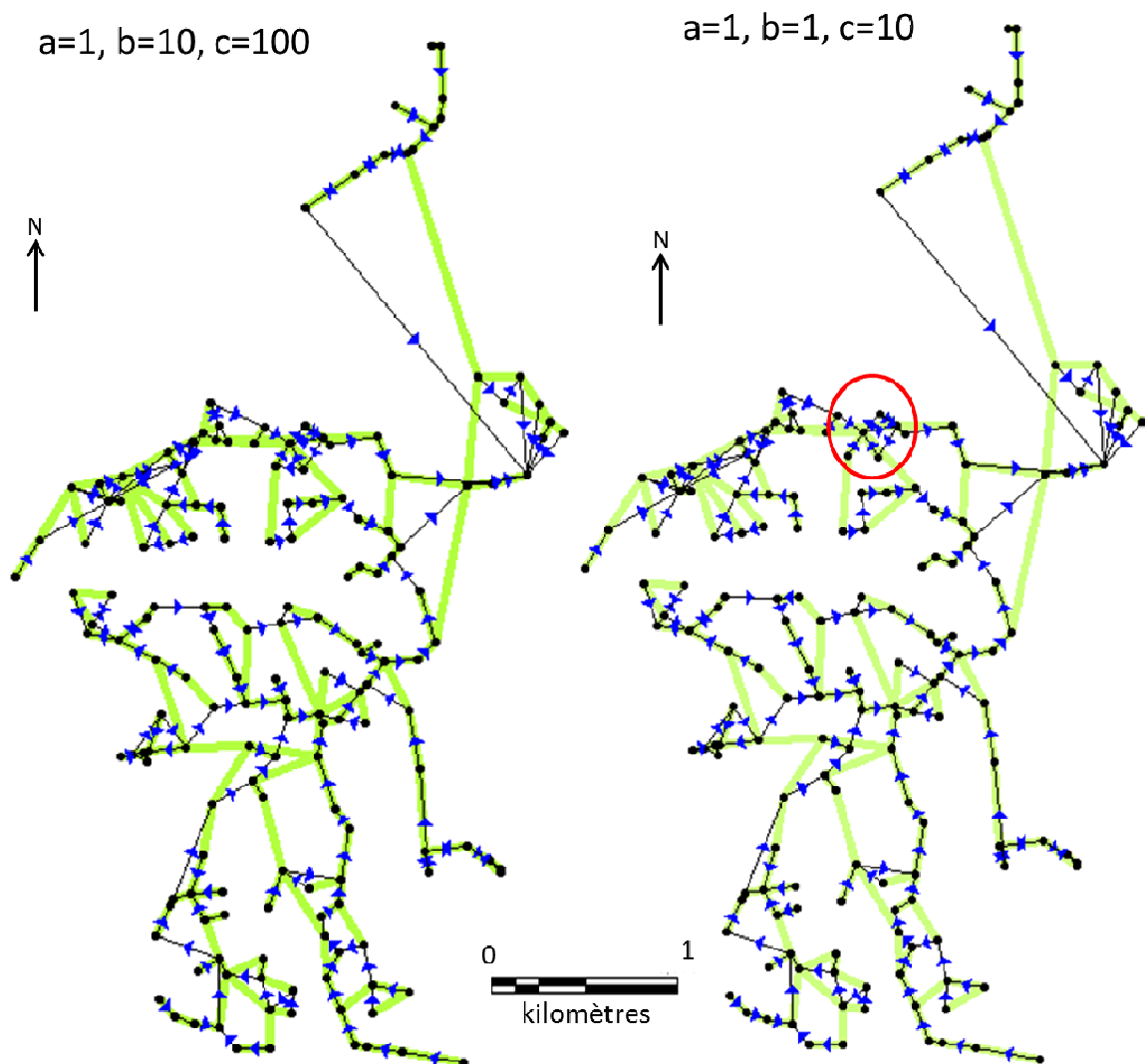


Figure 18 : Comparaison visuelle des deux meilleurs résultats de calage des poids a, b et c sur l'ordre de grandeur, pour les eaux usées avec un maillage d'une résolution de 200m. Le réseau de référence simplifié est représenté en vert sous les réseaux modélisés. La zone de différence de connexion entre les deux réseaux modélisés est entourée en rouge sur le graphe de droite. Les arcs du réseau sont fléchés pour en indiquer la direction et les nœuds du réseau sont représentés par des points noirs.

Enfin, un calage fin sur le chiffre significatif a été effectué, mais au vu du peu d'impact de ce calage fin sur les réseaux modélisés (de nombreux réseaux modélisés étaient identiques malgré des combinaisons de poids différentes), nous avons choisi de nous limiter aux résultats obtenus sur l'ordre de grandeur.

La combinaison de poids $a=1$, $b=1$, $c=10$ a été retenue pour la modélisation du réseau d'eaux usées, en effet, le réseau modélisé avec cette combinaison de poids est très proche du meilleur réseau simulé, par ailleurs, il s'agit de la même combinaison que celle obtenue pour le réseau d'eau pluviale ce qui simplifie l'application de la méthodologie. La commune de Basse-Goulaine n'ayant pas de réseau unitaire pour effectuer un calage, nous considérerons que la combinaison de poids $a=1$, $b=1$, $c=10$, fonctionnant à la fois pour le réseau d'eau pluviale et pour le réseau d'eaux usées, donnera des résultats satisfaisants sur un réseau unitaire.

2.4.1.4.2 Impact de la résolution du maillage

Afin d'évaluer la sensibilité de la méthodologie à la résolution du maillage, nous avons reproduit le calage sur l'ordre de grandeur pour les réseaux hydrographiques avec une résolution de 500m. La combinaison de poids $a=1$, $b=1$, $c=10$ apparait comme la combinaison donnant le meilleur résultat en termes de NSE (NSE=0.96 pour le réseau d'eau pluviale et NSE= 0.90 pour le réseau d'eaux usées). La Figure 19 présente les réseaux modélisés avec un maillage de 500m de résolution en utilisant cette combinaison de poids.

Cependant, plusieurs autres combinaisons proches permettent d'obtenir des réseaux modélisés similaires. Cela semble indiquer, d'une part, que la combinaison de poids la plus adaptée n'est pas dépendante de la résolution du maillage, d'autre part, que pour une résolution de maillage plus grossière, le nombre de nœuds, et donc le nombre de connexions envisageable étant plus faible, le réseau modélisé final est moins sensible à la combinaison de poids.

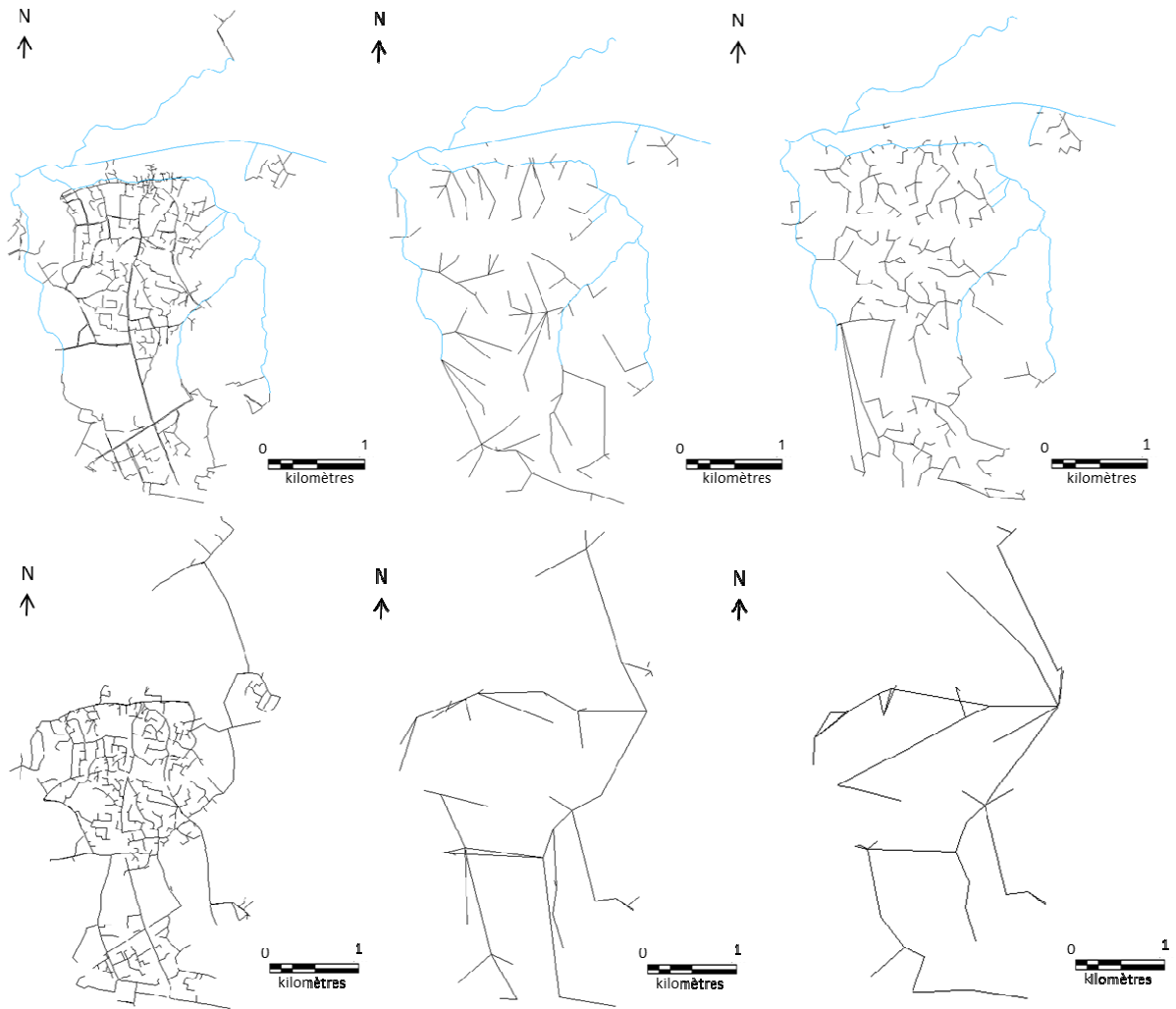


Figure 19 : Représentation des réseaux modélisés avec un maillage de 500m de résolution. En haut, le réseau d'eau pluviale de Basse-Goulaine, en bas, le réseau d'eaux usées de Basse-Goulaine. Pour chaque réseau, trois représentations sont présentées : le réseau de référence complet à gauche, le réseau de référence simplifié manuellement sur le maillage de 500m au centre et enfin, à droite, le réseau modélisé à 500m de résolution avec la combinaison de poids $a=1$, $b=1$, $c=10$.

2.4.1.4.3 Synthèse des résultats

Le calage sur la commune de Basse-Goulaine nous a permis de tirer quelques conclusions sur notre méthodologie de reconstruction des réseaux artificiels :

- Les poids sont des paramètres peu sensibles, un calage seulement sur l'ordre de grandeur est suffisant.
- La résolution du maillage ne semble pas influencer la combinaison de poids optimale
- Le critère le plus important est le critère de connexion au plus proche voisin

Par la suite, une combinaison de poids unique sera appliquée pour modéliser les réseaux d'assainissement artificiels (eau pluviale, eau usée et unitaire): $a=1$, $b=1$, $c=10$. En

effet, la commune de Basse-Goulaine n'ayant pas de réseau unitaire, et compte tenu des résultats obtenus sur les deux autres types de réseaux, nous avons choisi d'appliquer les mêmes poids pour le réseau unitaire que pour les réseaux d'eau pluviale et d'eaux usées.

2.4.2 Représentation des cheminements en réseaux d'eaux usées et unitaire

2.4.2.1 Choix effectués

La méthodologie de représentation des réseaux d'eaux usées et unitaire a été appliquée sur notre zone d'étude, l'agglomération nantaise. Dans ce paragraphe nous présentons uniquement les résultats de cette application. Ils seront évalués par la suite dans un autre paragraphe.

Deux applications différentes ont été effectuées afin de faire varier la résolution du maillage de la grille régulière sur laquelle est projeté le réseau d'assainissement. Dans un premier temps, nous avons utilisé un maillage de 200m de résolution puis dans un second temps, un maillage de 500m de résolution. Ces résolutions correspondent à celles auxquelles nous envisageons de travailler ensuite en modélisation hydrologique de la ville.

2.4.2.2 Résultats

La première étape consiste à reconstruire le réseau unitaire. En effet, le réseau d'eaux usées peut être connecté au réseau unitaire, il est donc nécessaire que celui-ci soit reconstruit préalablement. Nous détaillerons tout d'abord les résultats obtenus avec le maillage de résolution 200m, pour l'unitaire puis pour les eaux usées, puis, nous présenterons ces mêmes résultats pour un maillage de 500m de résolution. Il est à noter que les réseaux d'assainissement artificiels de la ville de Nantes tels qu'ils sont présents dans les bases de données urbaines ont été présentés dans le chapitre 1.

2.4.2.2.1 Maillage de 200m de résolution

Le résultat brut obtenu pour le réseau unitaire est présenté dans la Figure 20. L'ensemble est cohérent : connexion de l'ensemble des nœuds à l'exutoire final (la station d'épuration) suivant des cheminements réalistes.

Néanmoins, la méthodologie utilisée a échoué à trouver une solution satisfaisante pour deux nœuds (correspondants à des points bas). Ces nœuds ont donc été automatiquement connectés à la station d'épuration afin de conserver le juste exutoire final. Il est cependant possible de les connecter manuellement. Le résultat obtenu est

alors celui présenté dans la Figure 21. Par ailleurs, il est envisageable, pour un utilisateur qui connaît bien son réseau, de mettre en place des exutoires intermédiaires autres que les stations d'épuration ce qui lui permettra d'avoir des erreurs de connexion moins grossières lorsque la méthodologie échoue à trouver une solution satisfaisante.

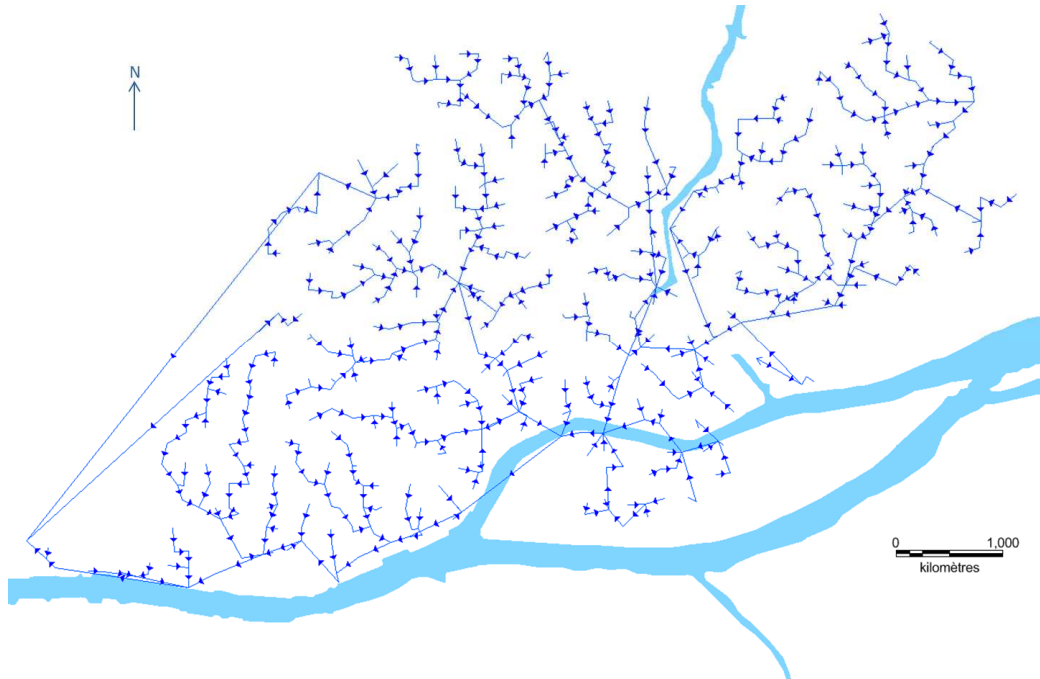


Figure 20 : Représentation simplifiée du réseau unitaire de la ville de Nantes projeté sur une grille de 200m de résolution obtenue sans aucune intervention manuelle. Deux points posent problème, ceux qui sont connectés directement à la station d'épuration par des arcs longs.



Figure 21 : Représentation simplifiée du réseau unitaire de la ville de Nantes projeté sur une grille de 200m de résolution après correction manuelle de deux arcs.

Une fois le réseau unitaire reconstruit, le réseau d'eaux usées, qui lui est connecté, peut être traité. En effet, les têtes de réseau du réseau unitaire sont des points aval potentiels pour le réseau d'eaux usées. La représentation du réseau d'eaux usées projeté sur le maillage de 200m de résolution est présentée dans la Figure 22. La méthodologie de connexion a échoué à trouver une solution satisfaisante pour 17 nœuds. Ceux-ci ont donc été connectés manuellement.

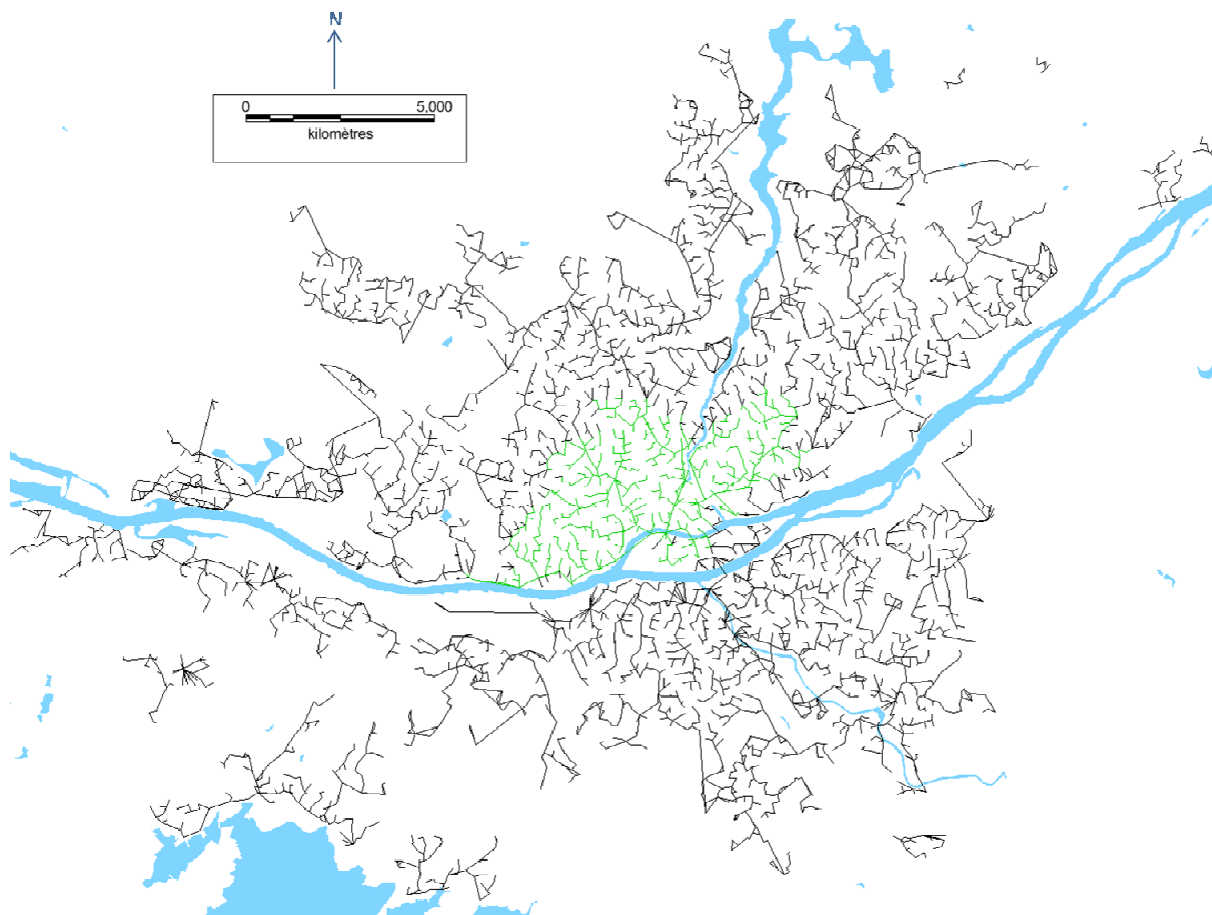


Figure 22: Représentation simplifiée du réseau d'eaux usées (en noir) connecté au réseau unitaire (au centre, en vert) de la ville de Nantes projeté sur une grille de 200m de résolution après correction manuelle des 17 arcs pour lesquels aucune solution satisfaisante n'avait été trouvée.

2.4.2.2.2 Maillage de 500m de résolution

Le réseau unitaire simplifié à 500m tel qu'il a été obtenu, après application de la méthodologie décrite dans la partie, 2.3.2 est présenté dans la Figure 23. Le résultat obtenu est satisfaisant : les écoulements sont conduits vers la station d'épuration suivant des cheminements réalistes et fonctionnels.

Cependant, un utilisateur connaissant bien son réseau peut, si besoin, améliorer cette représentation en connectant manuellement certains arcs. Dans cet exemple, deux points bas (situés à proximité immédiate de cours d'eau naturels) perturbent la

représentation des écoulements. Nous avons donc choisi de modifier les connexions en sortie de ces points bas, ce qui conduit à la représentation présentée dans la Figure 24, plus cohérente avec notre connaissance du réseau.

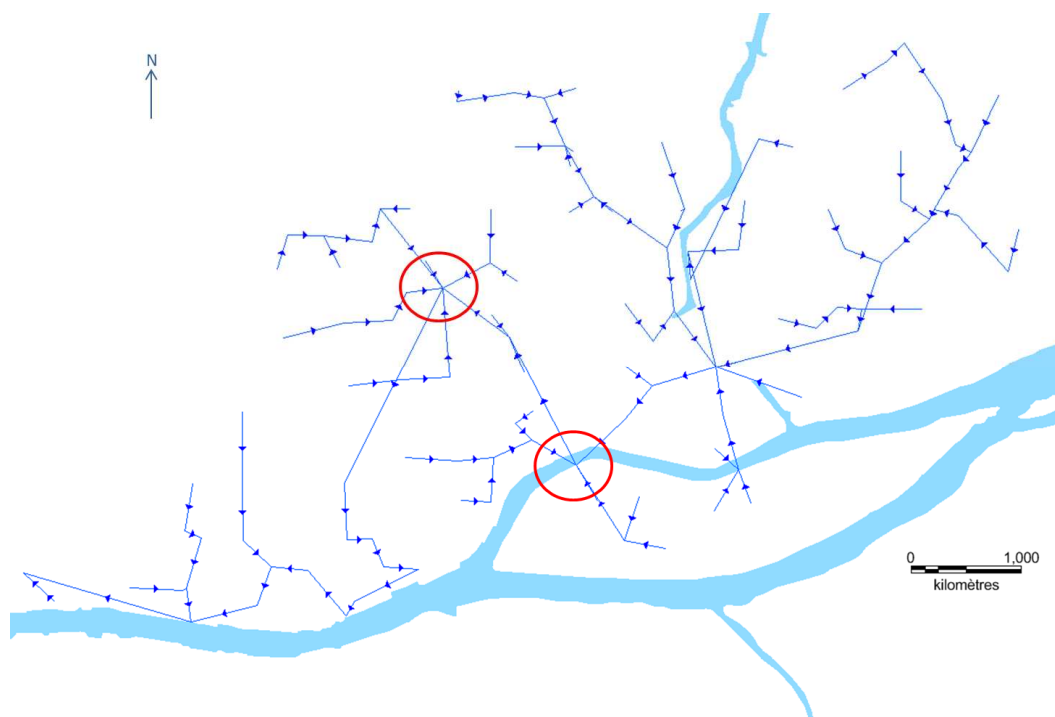


Figure 23 : Représentation simplifiée du réseau unitaire de la ville de Nantes projeté sur une grille de 500m de résolution obtenue sans aucune intervention manuelle. Les points bas responsables des mauvaises connexions sont entourés en rouge.



Figure 24 : Représentation simplifiée du réseau unitaire de la ville de Nantes projeté sur une grille de 500m de résolution après correction manuelle de trois arcs correspondant aux sorties de points bas.

Le résultat de la représentation du réseau d'eaux usées projeté sur un maillage à 500m est présenté dans la Figure 25. Le résultat est visuellement satisfaisant : l'ensemble des écoulements aboutissent à une station d'épuration suivant un cheminement réaliste. Aucune intervention manuelle n'est nécessaire.

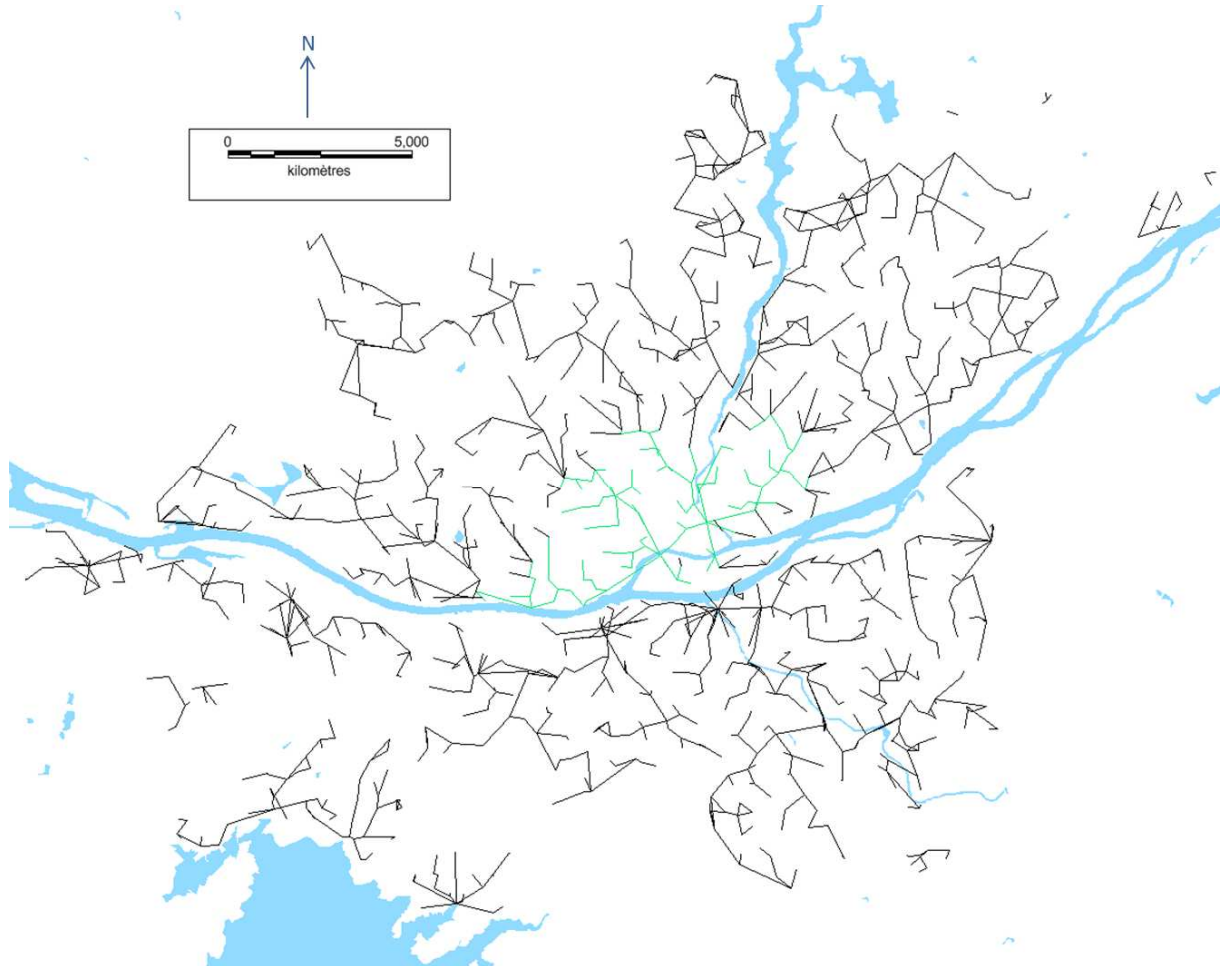


Figure 25 : Représentation simplifiée du réseau d'eaux usées (en rouge) connecté au réseau unitaire (au centre, en vert) de la ville de Nantes basé sur une grille de 500m de résolution.

2.4.2.3 Conclusion

Nous constatons que la méthodologie développée nous a permis d'obtenir une reconstruction cohérente du réseau hydrographique d'eaux usées et unitaire. Cette méthode de reconstruction peut s'adapter au maillage du modèle hydrologique.

Cependant, les points bas isolés peuvent avoir une forte influence sur le résultat final, car ils peuvent détourner les écoulements.

Par ailleurs, lorsque la résolution du maillage s'affine, la densité des nœuds à connecter augmente, la longueur des arcs de connexion diminue. Les points bas n'ont plus tout à fait la même influence.

- Lorsque la résolution du maillage est grossière, les points bas peuvent détourner les écoulements sans créer des arcs de sortie anormalement longs. Le résultat semble visuellement cohérent même si certaines directions d'écoulement sont erronées (Figure 23).
- Lorsque la résolution du maillage s'affine, les points bas ont moins d'influence, car les arcs de connexion sont beaucoup plus courts, l'erreur générée est alors moins importante. Cependant, il peut arriver que l'algorithme appliqué ne permette pas de dégager une solution satisfaisante. Dans ce cas, nous avons choisi de connecter directement le point bas considéré à la station d'épuration, cela permet de maintenir la cohérence de l'exutoire final même si le cheminement jusqu'à cet exutoire n'est pas représenté.

En conclusion, il est souhaitable que l'utilisateur fasse une vérification manuelle des résultats obtenus. Cela lui permet de contrôler les erreurs de connexion, notamment dans les zones qu'il connaît bien et où il souhaite une représentation fidèle pour ses modélisations hydrologiques. Il est cependant à souligner que ces corrections sont relativement réduites : elles nécessitent au total 20 interventions manuelles pour représenter les réseaux d'eaux usées et unitaire sur l'ensemble de l'agglomération nantaise projetés sur une grille de 200m de résolution, ce qui reste raisonnable.

2.4.3 Représentation des cheminements en réseau d'eau pluviale et en rivière

La représentation du réseau d'eau pluviale se fait par connexion directe des mailles urbaines au réseau hydrographique de la BD Carthage comme décrit dans le paragraphe 2.3.3.

Quel que soit le maillage utilisé, la représentation des écoulements en rivière ne change pas : nous conservons le graphe orienté de la BD Carthage correspondant à la donnée géographique disponible sur l'ensemble de la France la plus détaillée que nous ayons à notre disposition.

En revanche, la représentation simplifiée du réseau d'eau pluviale varie en fonction de la résolution du maillage utilisé. En effet, la densité des nœuds à connecter et la longueur moyenne des arcs sont directement liés à ce paramètre.

Les résultats obtenus sur un maillage de 200m de résolution sont présentés dans la Figure 26. Ceux obtenus avec un maillage de 500m de résolution sont présentés dans la Figure 27.

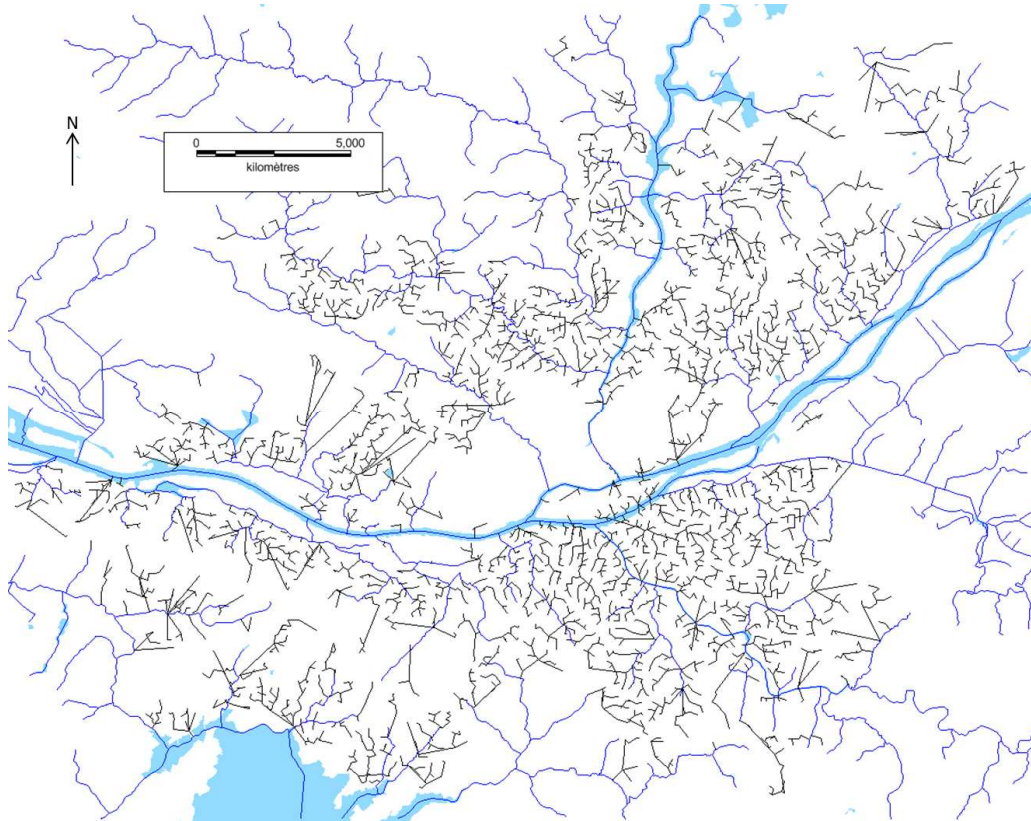


Figure 26 : Représentation simplifiée du réseau d'eau pluviale (en noir) connecté aux rivières naturelles de la BD Carthage (en bleu) de la métropole de Nantes, basée sur une grille de 200m de résolution.

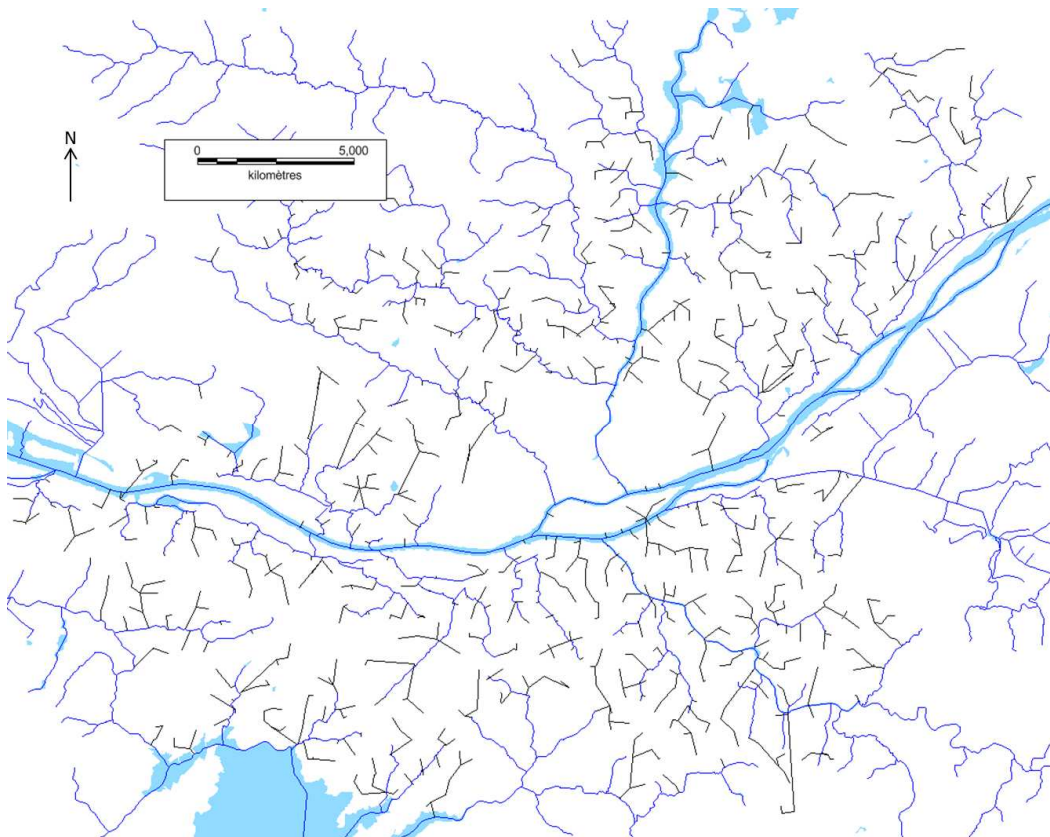


Figure 27 : Représentation simplifiée du réseau d'eau pluviale (en noir) connecté aux rivières naturelles de la BD Carthage (en bleu) de la métropole de Nantes, basée sur une grille de 500m de résolution.

Les représentations sont satisfaisantes et ne nécessitent, aux vues de notre connaissance du réseau, aucune correction manuelle. Cette robustesse de la méthodologie pour représenter le réseau d'eau pluviale est en partie liée à l'utilisation de la BD Carthage. En effet, la BD Carthage étant relativement dense, les cheminements en réseau artificiels sont beaucoup plus courts. L'influence d'un point bas isolé est ainsi réduite. Cependant, la méthodologie a fait l'objet d'une application sur une autre zone d'étude située en Ile de France, avec un réseau hydrographique naturel moins dense (voir annexe) ; les résultats se sont révélés satisfaisants, confirmant la robustesse de la méthodologie.

2.4.4 Représentation intégrée de l'ensemble des cheminements de l'eau en ville

La représentation intégrée de l'ensemble des cheminements de l'eau (eau pluviale, eau usée, unitaire, écoulement en rivière et écoulements en versant) sur la ville de Nantes s'est elle aussi faite sur deux grilles de résolution 200m et 500m.

Une fois l'ensemble des cheminements de l'eau représentés (rivière naturelle, écoulement en réseaux artificiels, écoulement en versants), ceux-ci doivent être connectés les uns aux autres et associés aux mailles de la grille du modèle hydrologique.

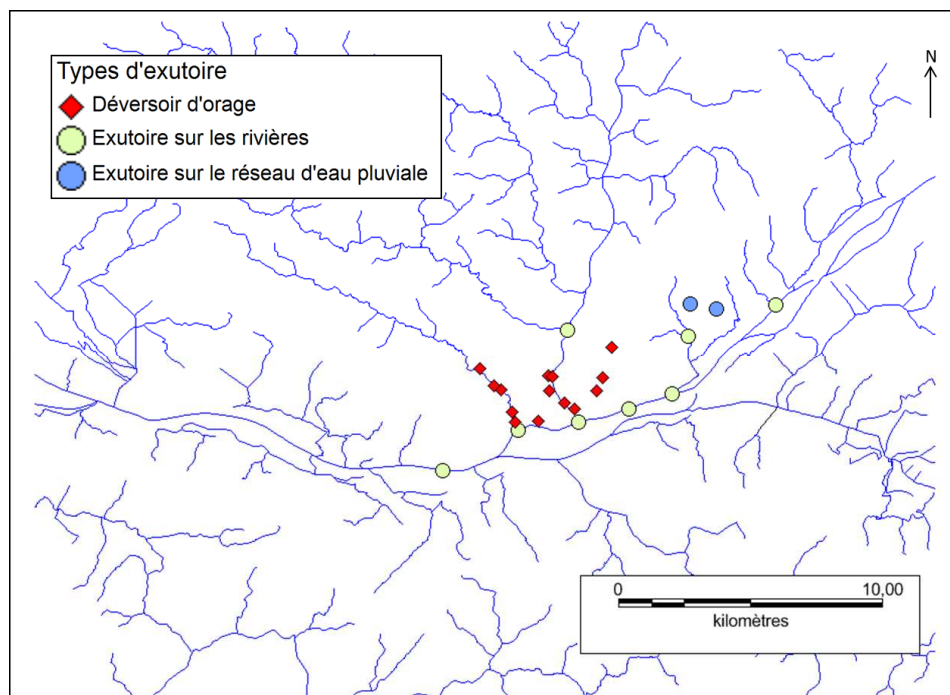


Figure 28 : Carte des exutoires choisis pour la modélisation.

Dans un premier temps, les exutoires sont choisis sur la zone d'étude. Il est à noter que les déversoirs d'orages intégrés par l'utilisateur seront des exutoires dans la mesure où

il est nécessaire d'y calculer les débits ponctuels afin de déterminer le devenir des écoulements y transitant (déversement ou non). Les exutoires choisis dans cette étude sont présentés dans la Figure 28. Les figures qui suivent utilisent ces exutoires.

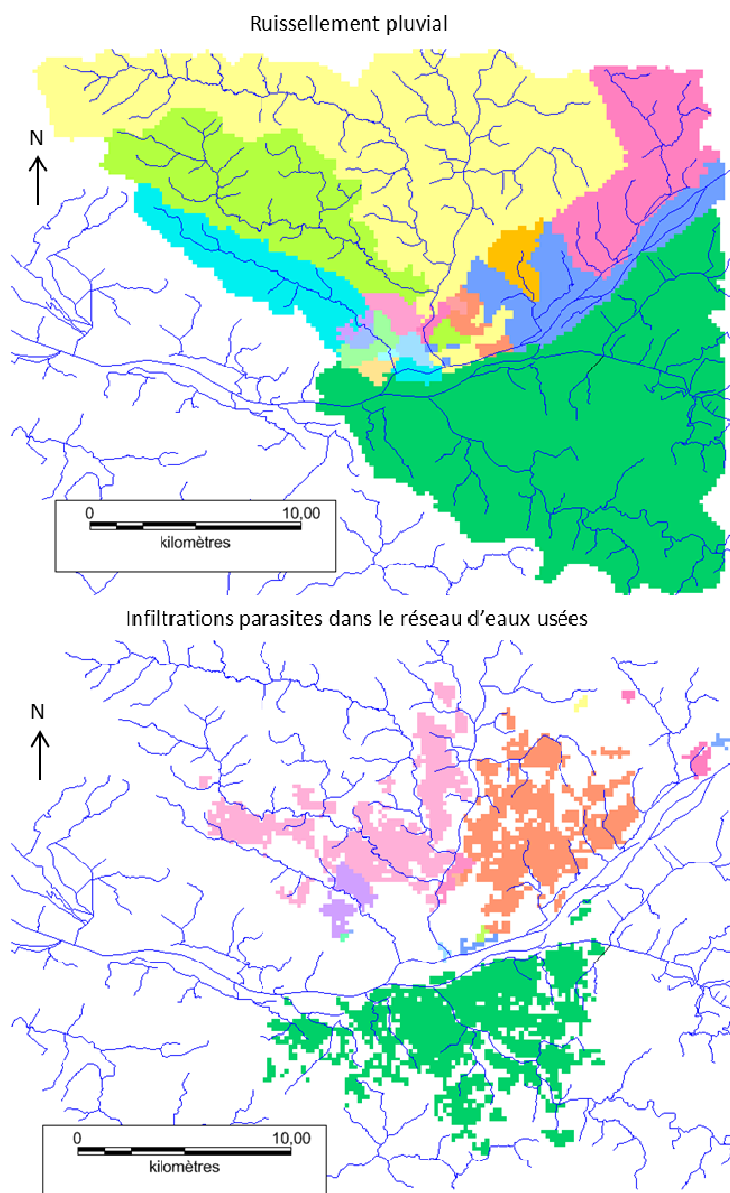


Figure 29 : Surface contribuant à chaque exutoire (une couleur est attribuée par exutoire). En haut, pour la « connexion pluviale » (le ruissellement pluvial ou les infiltrations en réseau d'eau pluviale ou en réseau unitaire), en bas, pour la « connexion usée » (les infiltrations parasites en réseau d'eaux usées).

Une fois les exutoires choisis, chaque unité de collecte est associée à son exutoire direct (Figure 29). On peut ainsi noter que les unités de collecte desservies par le réseau d'eaux usées sont associées à deux exutoires différents : un exutoire pour les eaux de ruissellement et les eaux d'infiltrations dans le réseau captant les eaux de ruissellement, et un exutoire pour les eaux d'infiltration dans le réseau d'eaux usées. En effet, les infiltrations parasites dans le réseau d'eaux usées ne rejoindront pas le même exutoire

que les eaux de ruissellement contrairement aux infiltrations parasites dans le réseau d'eau pluviale ou unitaire.

Les Figure 30, Figure 31 et Figure 32 présentent une analyse de l'impact de la mise en fonction des déversoirs d'orage. Les déversoirs d'orage drainent des unités de collectes desservies par le réseau unitaire mais aussi certaines unités de collecte desservies par le réseau d'eaux usées (s'il est situé en amont du réseau unitaire). Les exutoires finaux de ces unités de collecte peuvent changer, pour une partie des eaux qui en sont issues, en fonction de la mise en fonction ou non des déversoirs d'orage.

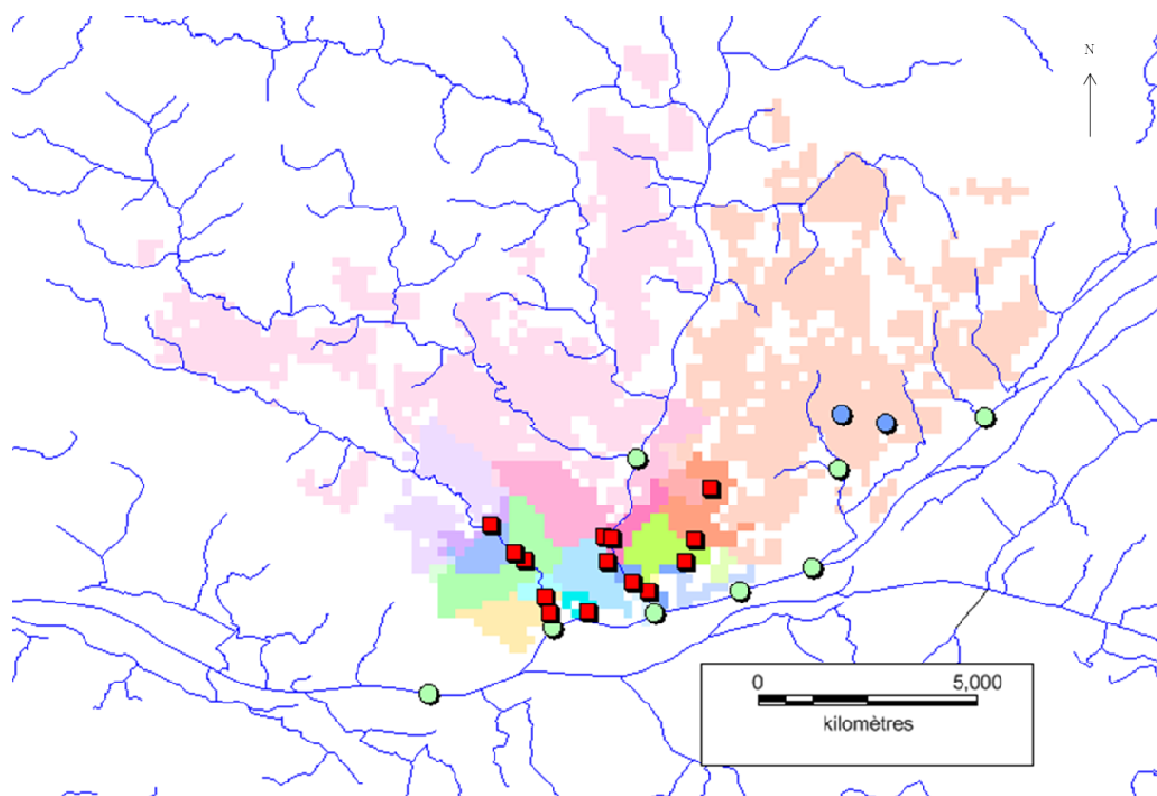


Figure 30 : Représentation des zones unitaires et des zones drainées par le réseau d'eaux usées contribuant à chaque déversoir d'orage. Les unités de collecte concernées sont colorées en fonction du déversoir d'orage auquel elles contribuent (une couleur par déversoir). Les couleurs pâles, en périphérie, correspondent aux unités de collecte connectées aux déversoirs d'orage par l'intermédiaire du réseau d'eaux usées, les couleurs vives aux unités de collecte desservies par le réseau unitaire.

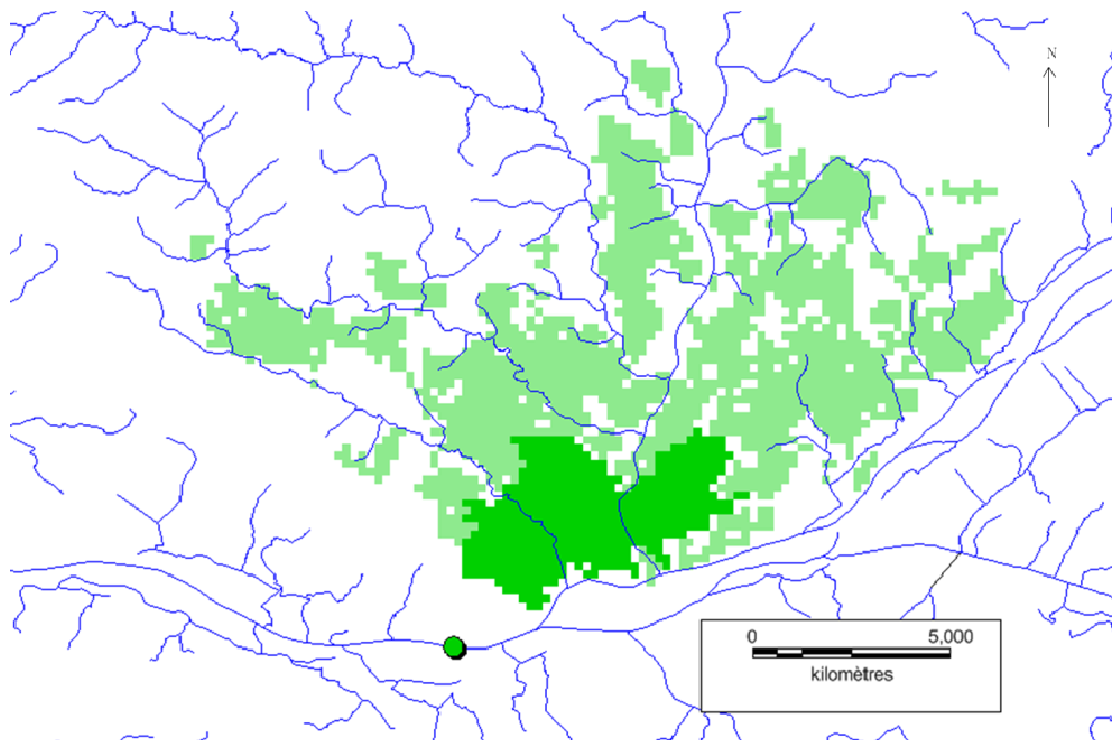


Figure 31 : Représentation de la connexion à la Loire de l'ensemble des zones unitaires et des zones drainées par le réseau d'eaux usées lorsque les déversoirs d'orage ne fonctionnent pas (l'exutoire est alors la station d'épuration, représentée par un point vert).

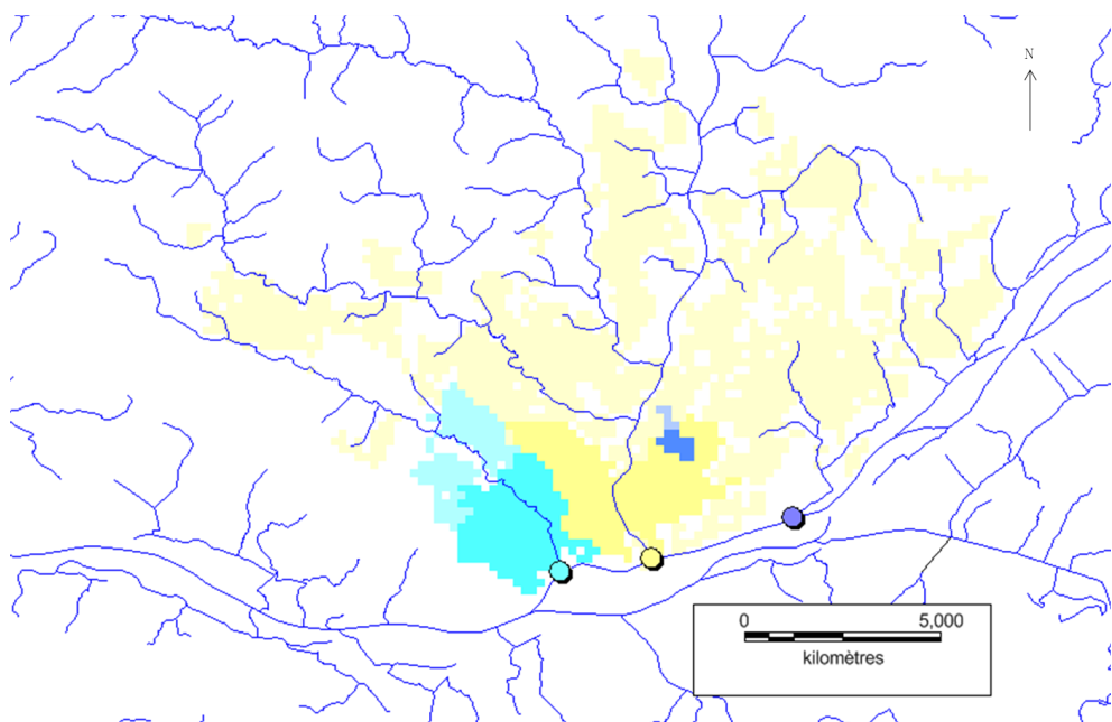


Figure 32 : Représentation de la connexion à la Loire de l'ensemble des zones unitaires et des zones drainées par le réseau d'eaux usées lorsque les déversoirs d'orage fonctionnent (les exutoires sont alors ceux représentés par les points de couleur (bleu, jaune et violet). Les unités de collecte sont colorées en fonction de l'exutoire auquel elles sont connectées.

2.4.5 Évaluation des résultats

Les représentations des écoulements en réseau d'eaux usées et unitaire ainsi qu'en réseau d'eau pluviale nécessitent des évaluations. Ces évaluations portent sur les deux critères utilisés par la suite au sein du modèle hydrologique :

- L'écoulement rejoint-il le bon exutoire ?
- Son cheminement jusqu'à cet exutoire peut-il être utilisé pour représenter une fonction de transfert géomorphologique (la distance à l'exutoire est-elle exploitable) ?

Ce sont ces critères qui seront évalués pour le réseau unitaire et pour le réseau d'eau pluviale dans les paragraphes qui suivent. L'ensemble des évaluations est fait pour un maillage de 200m de résolution.

2.4.5.1 Réseau d'eau pluviale

L'évaluation du réseau d'eau pluviale sera faite sur une portion de la ville de Nantes. En effet, cette évaluation suppose de disposer d'un réseau d'eau pluviale de référence complet auquel comparer le réseau modélisé. Pour cela, nous avons choisi d'effectuer notre évaluation sur le bassin versant de l'Aubinière (voir Figure 33) qui est entièrement desservi par le ruisseau de l'Aubinière, un affluent de la Loire.



Figure 33 : Plan de situation du bassin versant de l'Aubinière (en vert) au sein de l'agglomération nantaise. Le ruisseau de l'Aubinière est indiqué par une flèche.

En effet, le bassin versant de l'Aubinière, d'une superficie de 16.8 km², a déjà fait l'objet d'études (Gironás, et al., 2010), nous disposons donc d'un réseau de référence complet auquel comparer notre réseau modélisé (voir Figure 34).

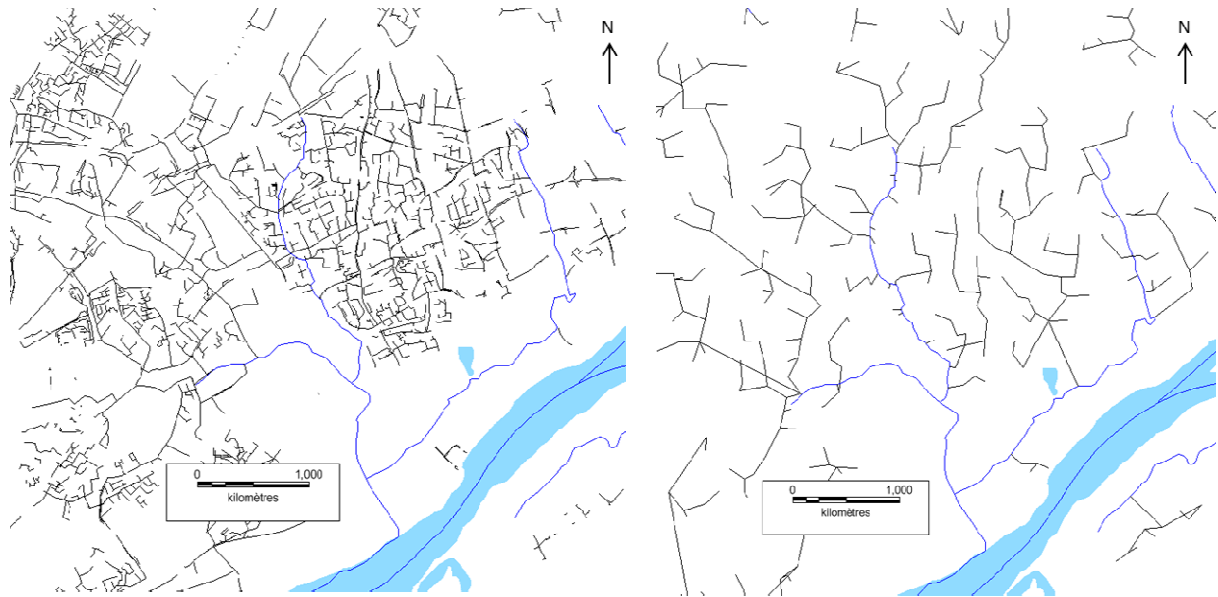


Figure 34 : Réseau d'eau pluviale du bassin versant de l'Aubinière. À gauche : réseau de référence correspondant aux informations disponibles dans la banque de données urbaine de Nantes Métropole. À droite : réseau modélisé avec un maillage de 200m de résolution sur cette zone.

Nous avons dans un premier temps cherché à contrôler que les cheminements en réseau d'eau pluviale étaient effectivement connectés aux bons exutoires. Nous avons donc contrôlé que le réseau d'eau pluviale modélisé comme connecté au ruisseau de l'Aubinière était effectivement connecté au ruisseau de l'Aubinière suivant le réseau de référence complet. Les nœuds connectés au ruisseau de l'Aubinière avec justesse sont représentés en vert sur la Figure 35, les nœuds connectés de manière erronée y sont représentés en rouge.

À l'issue de cette analyse, il apparaît que seuls 4 nœuds sur 282 sont connectés de manière erronée. Il s'agit de nœuds situés sur les limites du bassin versant. Ces erreurs de connexion ont donc un impact faible, qui est acceptable dans le cadre de ce travail.

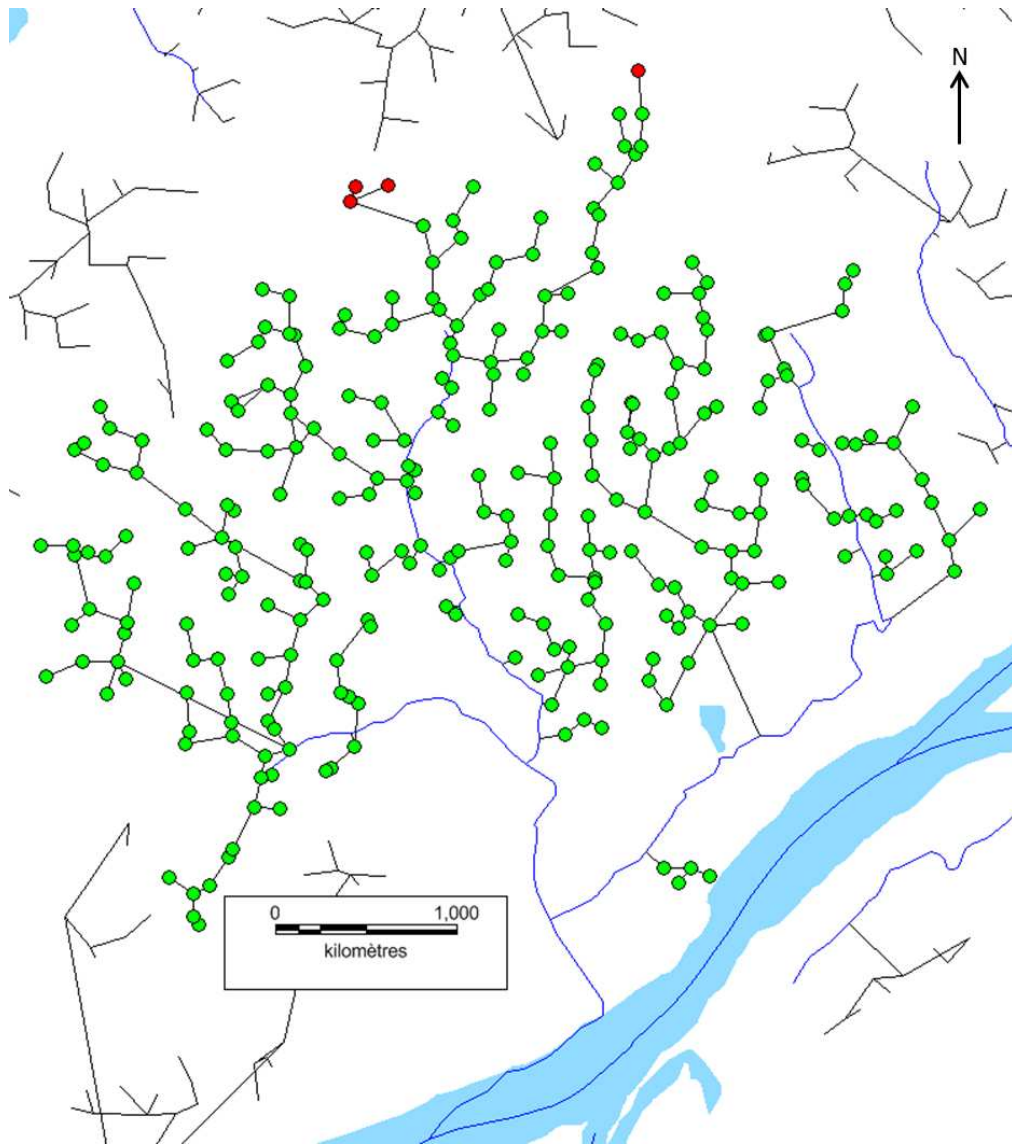


Figure 35 : Analyse de la « bonne connexion » du réseau d'eau pluviale modélisé sur le bassin versant de l'Aubinière avec une résolution de 200m. Les points verts représentent les nœuds du réseau modélisé effectivement connecté à la rivière de l'Aubinière suivant le réseau de référence complet. Les points rouges représentent les nœuds connectés à une autre rivière que l'Aubinière suivant le réseau de référence complet.

Dans un second temps, nous avons cherché à évaluer la pertinence des distances à l'exutoire fournies par le réseau modélisé. En effet, les distances à l'exutoire correspondent à un critère hydrologique qui peut, sous certaines conditions, permettre de représenter les transferts dans le cadre d'une modélisation hydrologique. Pour cela les distances suivant le réseau modélisé ont été comparées en chaque nœud avec celles obtenues sur le réseau de référence complet à l'aide du coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE, Équation 2). Il s'agit d'une procédure similaire à celle effectuée pour le calage.

Pour la comparaison entre le réseau de référence complet et le réseau modélisé, nous obtenons un NSE de 0.89, ce qui est satisfaisant dans le cadre de ce travail. La Figure

36 présente la répartition des distances à l'exutoire, discriminées à l'aide d'un intervalle de 200m, suivant le réseau de référence complet et suivant le réseau modélisé. Même si les courbes sont légèrement différentes, elles restent assez proches. Cela confirme que les distances à l'exutoire obtenues avec le réseau modélisé peuvent être utilisées pour des applications hydrologiques.

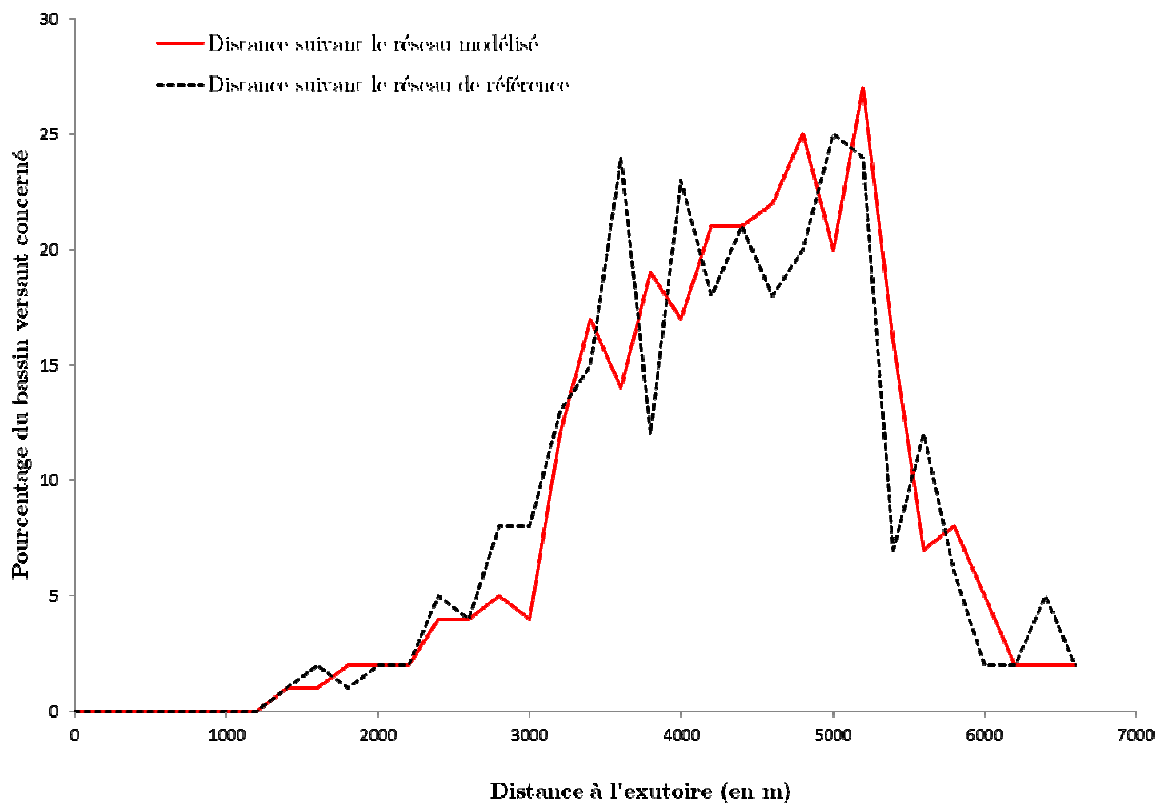


Figure 36 : Répartition des distances à l'exutoire sur le bassin versant de l'Aubinière, suivant le réseau modélisé (en trait plein) et suivant le réseau de référence (en tireté bleu). Ces distances sont discriminées à l'aide d'un intervalle de 200m.

2.4.5.2 Réseau unitaire et d'eaux usées

L'évaluation de la représentation des réseaux unitaires et d'eaux usées sera effectuée sur une portion du réseau unitaire de la ville de Nantes (Figure 37). En effet, d'une part cette zone d'environ 6 km² est suffisamment vaste pour donner des résultats significatifs, d'autre part, nous y disposons du réseau unitaire de référence complet. Il s'agit d'une zone de centre urbain au relief peu marqué caractéristique des espaces de la ville de Nantes desservis par le réseau d'assainissement unitaire. La Figure 38 présente le réseau de référence complet ainsi que le réseau modélisé sur cette zone.

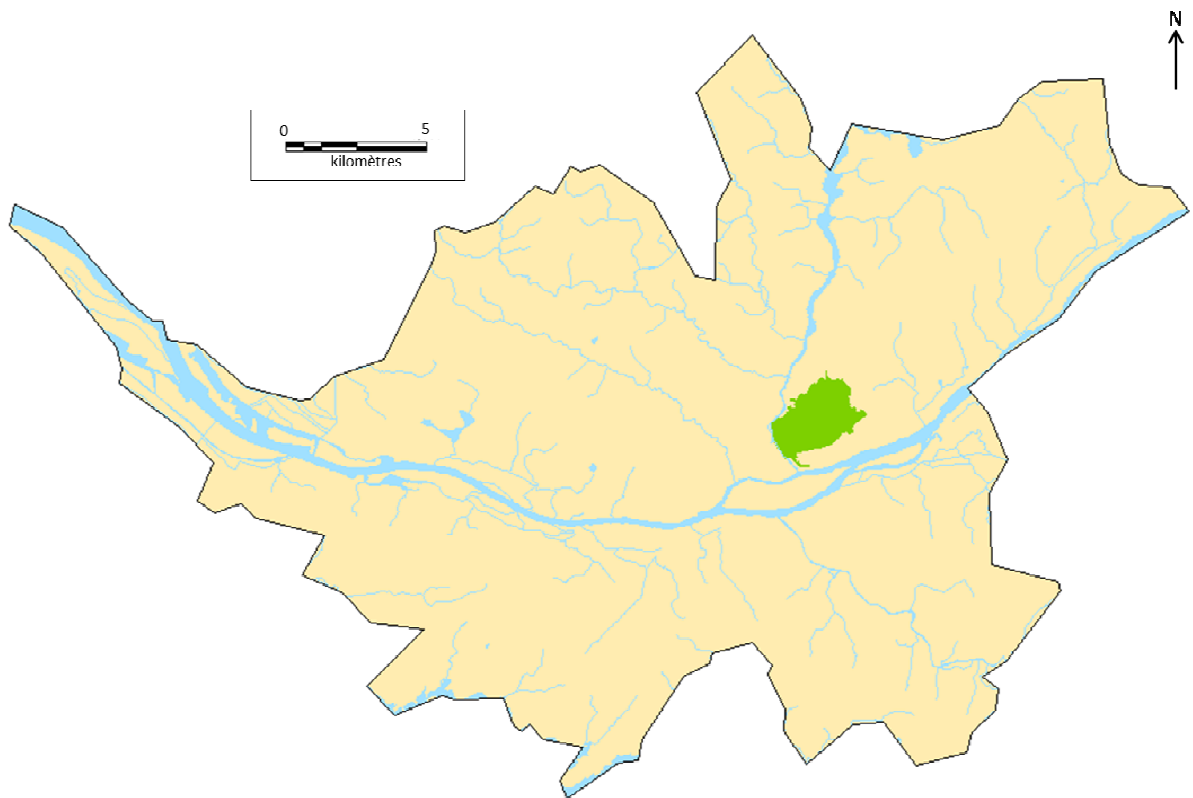


Figure 37 : Plan de situation de la zone d'évaluation unitaire (en vert) au sein de l'agglomération nantaise.



Figure 38 : Réseau unitaire faisant l'objet d'une évaluation. À gauche : réseau de référence complet, à droite : réseau modélisé avec un maillage de 200m de résolution sur cette zone.

En ce qui concerne les représentations des réseaux d'unitaire et d'eaux usées, la question de la jonction au bon exutoire ne se pose pas. En effet, par construction, ces représentations sont faites pour se connecter aux stations d'épuration, leur exutoire final. Cet aspect ne nécessite donc pas d'évaluation.

En revanche, la pertinence des distances aux exutoires peut être évaluée. Pour cela, nous comparerons les distances à l'exutoire suivant le réseau modélisé aux distances à l'exutoire suivant un réseau de référence complet à l'aide de la procédure utilisée pour l'évaluation du réseau d'eau pluviale.

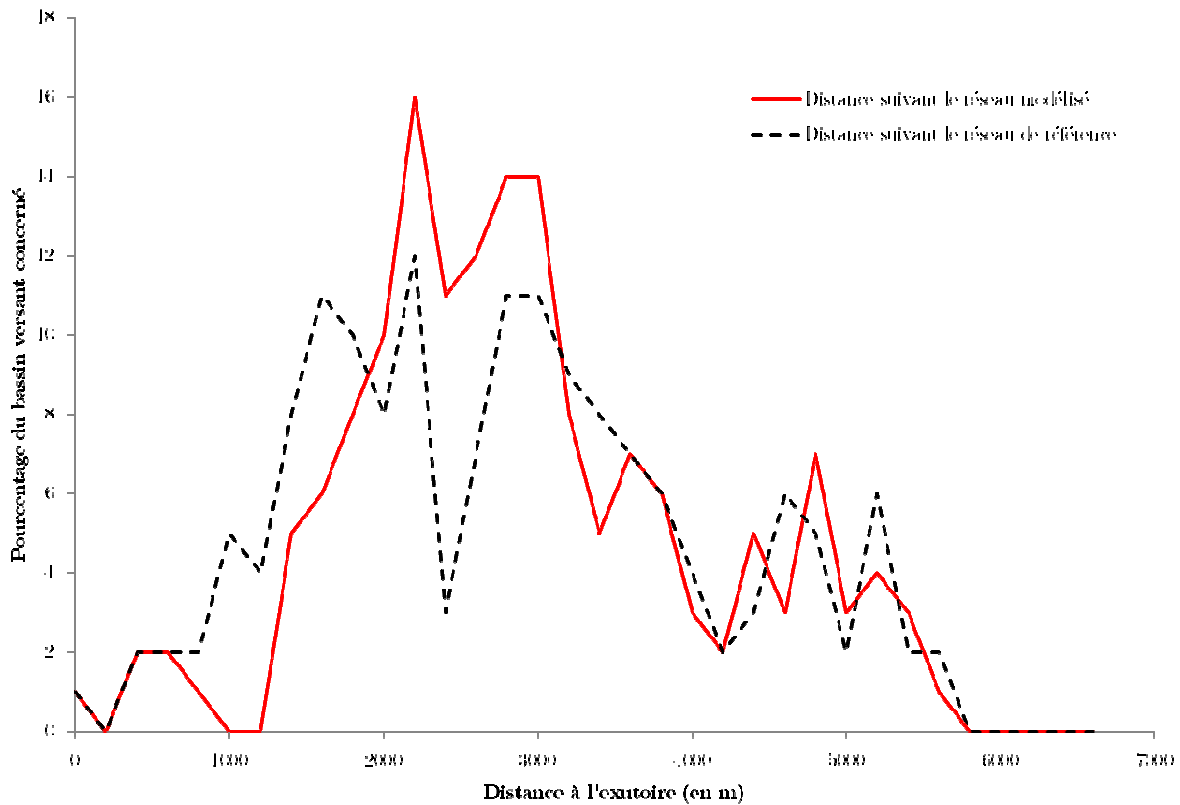


Figure 39 : Répartition des distances à l'exutoire sur la zone unitaire utilisée pour l'évaluation, suivant le réseau modélisé (en trait plein) et suivant le réseau de référence (en tireté bleu). Ces distances sont discriminées à l'aide d'un intervalle de 200m.

Nous obtenons un NSE égal à 0.85, indiquant une qualité satisfaisante du réseau modélisé en comparaison au réseau de référence. La Figure 39 présente la répartition des distances à l'exutoire, discriminées à l'aide d'un intervalle de 200m, suivant le réseau de référence complet et suivant le réseau modélisé. Ce résultat est beaucoup moins bon que celui obtenu pour le réseau d'eau pluviale. En particulier, la Figure 39 met en évidence une sous estimation des distances à l'exutoire entre 1000 et 2000 m et une surestimation des distances à l'exutoire entre 2000 et 3000 m. Cela est dû à une vingtaine de nœuds dont le cheminement à l'exutoire modélisé a été allongé en raison de la présence d'un point bas. Ce résultat moins bon pour le réseau unitaire est dû, d'une part au fait qu'il s'agit d'un plus petit bassin versant que celui utilisé pour l'évaluation du réseau d'eau pluviale, ce qui rend les analyses statistiques plus sensibles aux valeurs extrêmes, d'autre part, en raison de la complexité du réseau unitaire dont

le tracé est moins sensible au relief en raison de l'influence liée à l'évolution de la ville, ce qui n'est pas pris en compte dans notre modélisation du réseau.

2.5 Conclusion

À l'issue de ce travail, nous avons obtenu une représentation d'ensemble du réseau hydrographique de la ville. Ce réseau hydrographique répond à nos besoins en termes de modélisation hydrologique. En effet, il s'agit d'un réseau hydrographique fonctionnel : chaque unité de collecte est connectée au réseau et les différents types de réseaux et leurs connexions sont prises en compte, même dans le cadre des connexions temporaires et partielles de déversoirs d'orage. Par ailleurs, ce réseau hydrographique remplit nos exigences de qualité : les unités de collecte sont bien connectées aux bons exutoires suivant des cheminements dont les distances sont assez réalistes pour être utilisées au sein d'une fonction de transfert géomorphologique. Il est cependant nécessaire d'évaluer ce réseau simplifié au sein d'un modèle hydrologique.

Enfin, cette méthodologie présente l'avantage de s'adapter aux données disponibles dans les banques de données urbaines. Elle ne nécessite pas une connaissance détaillée des réseaux d'assainissement, mais se contente d'informations sur son fonctionnement général : quelles sont les zones de desserte des stations d'épuration ? Où sont situés les ouvrages spéciaux ? Cela rend la méthodologie facilement transposable à différentes zones d'études. Par ailleurs, la représentation finale du réseau s'adapte à l'échelle de travail puisque le niveau de détail du réseau hydrographique est lié à la résolution des unités de collecte.

Si cette méthodologie convient à nos objectifs de modélisation au sein du modèle TEB-Hydro (de Munck, et al., 2012; Chancibault, et al., 2014), il est tout à fait envisageable de l'utiliser au sein d'autres modèles. Elle semble particulièrement adaptée aux modèles maillés traitant des zones artificialisées avec une résolution variant entre 100 et 500m. Mais il est aussi possible d'imaginer des unités de collecte qui ne soient pas des mailles.

Chapitre 3 : Le modèle hydrologique : TEB-Hydro

3.1 Introduction

Afin de fournir des outils d'analyse et d'étude de l'hydrologie en lien avec les enjeux de la ville que nous avons identifiés dans le chapitre 1 (augmentation de la population et contexte du changement climatique), nous avons choisi de développer un modèle hydrologique capable de fonctionner à l'échelle de la ville en prenant en compte à la fois le bilan énergétique et le bilan hydrologique.

Pour ce travail, nous avons choisi d'utiliser le modèle TEB-Hydro, qui a été développé au travers d'une collaboration entre le CNRM-Game (Météo-France) et le Laboratoire Eau & Environnement (IFSTTAR). Il est issu d'un modèle de surface et permet donc de calculer les échanges d'eau et d'énergie entre la surface et l'atmosphère. Ainsi, il gère le bilan énergétique et calcule explicitement le flux d'évapotranspiration.

Dans un premier temps, nous présenterons le contexte du développement de TEB-Hydro et sa façon de représenter le territoire. Puis, nous aborderons de manière plus détaillée la représentation des processus hydrologiques implémentés dans le modèle. Dans un second temps, nous expliciterons les développements réalisés au sein du modèle, dans le cadre de cette thèse, pour y introduire le transfert des écoulements horizontaux. Après quelques rappels sur les différentes façons de traiter le transfert dans les modèles hydrologiques, nous présenterons les choix des écoulements représentés au sein du modèle TEB-Hydro et les développements effectués, basés sur la représentation des cheminements de l'eau explicitée dans le Chapitre 2.

3.2 Présentation de TEB-Hydro

3.2.1 Les origines du modèle

TEB-Hydro est un modèle hydrologique qui a été développé au travers d'une collaboration entre le CNRM-Game (Météo-France) et le Laboratoire Eau & Environnement (IFSTTAR). Un module « HYDRO » (Chancibault et al, 2014) a été développé au sein du model TEB-Veg (Lemonsu et al, 2012), issu du schéma de surface TEB qui est lui-même intégré à la plateforme de modélisation SURFEX de Météo-France. Afin de définir le contexte et les objectifs de TEB-Hydro, nous allons donc, dans un premier temps, présenter la plateforme SURFEX puis le modèle TEB et ses évolutions.

3.2.1.1 *La plateforme SURFEX*

SURFEX (SURFace EXternalisé) est une plateforme regroupant différents modèles numériques développés par le CNRM-Game de Météo-France pour la modélisation des surfaces continentales et océaniques, initialement, dans le cadre d'applications en météorologie ou en prévision du temps (Masson, et al., 2013). Les modèles intégrés à SURFEX sont des schémas de surface, ils visent donc à calculer les échanges d'eau et d'énergie entre la surface et l'atmosphère. Chaque schéma de surface est dédié à un type d'occupation des sols spécifique :

- TEB (Town Energie Balance) pour les zones urbaines (Masson, 2000)
- ISBA (Interaction Soil Biosphere Atmosphere) pour les zones naturelles (Noilhan & Planton, 1989)
- FLake pour les zones d'eau douce intérieures (Mironov, et al., 2010)
- Un modèle dédié pour les mers et les océans (Gaspar, et al., 1990)

SURFEX discrimine l'espace suivant un maillage régulier. Chaque maille se voit associer une fraction de chaque occupation des sols (zones urbaines, naturelles, eau douce, eau de mer) qui sera traitée, au cours de la simulation, par le schéma de surface qui lui est dédié. Les flux d'échange entre la surface et l'atmosphère ainsi calculés par chaque schéma de surface seront agrégés à l'échelle de la maille au prorata de la fraction de la maille occupée par le type d'occupation des sols correspondant (Figure 40). Ainsi, les flux sont calculés pour chaque type de surface sans interaction entre ces surfaces : ombrage des bâtiments sur la végétation, influence de la végétation sur la température dans les rues, ...

Atmosphère

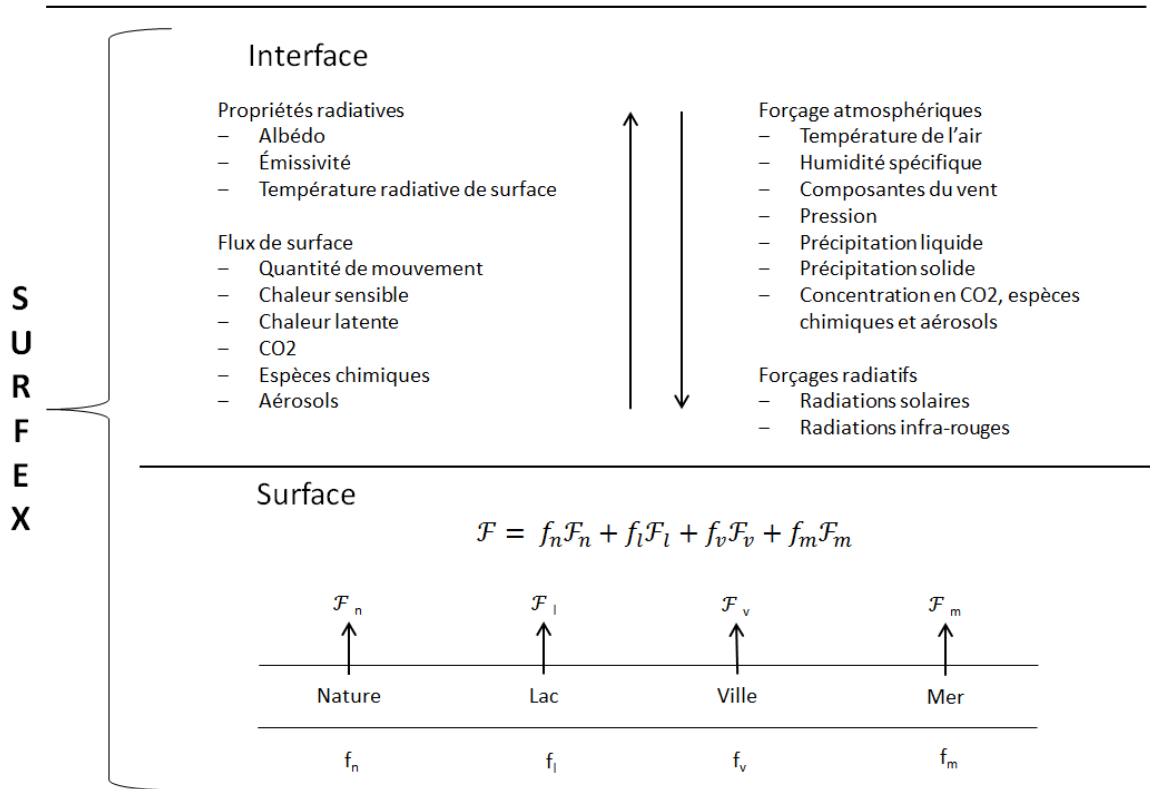


Figure 40 : Schéma simplifié du fonctionnement de la plateforme SURFEX (traduit du site internet de Météo-France : <http://www.cnrm.meteo.fr/>). Avec : f_n , f_l , f_v et f_m les fractions de chaque type d'occupation du sol dans la maille et \mathcal{F}_n , \mathcal{F}_l , \mathcal{F}_v et \mathcal{F}_m les flux de surface émis par chaque unité de surface de chaque type d'occupation du sol.

SURFEX est externalisé, cela signifie qu'il peut fonctionner à la fois en mode « couplé », lorsqu'il est couplé avec un modèle atmosphérique ; et en mode « forcé », lorsque les conditions atmosphériques sont utilisées comme données de forçage. Son externalisation ainsi que sa structure modulaire facilitent son partage et donc, l'intervention de différents domaines disciplinaires. Cela contribue à expliquer les évolutions dont il a fait l'objet notamment pour des applications hors du cadre de la météorologie ou de la prévision du temps.

3.2.1.2 Le schéma de surface TEB

Dans ce paragraphe, nous présentons le schéma de surface dédié aux surfaces urbaines, TEB ainsi que les développements dont il a fait l'objet pour introduire la végétation (TEB-Veg). Nous nous concentrerons principalement sur les aspects liés à la fonction de schéma de surface. Les spécificités liées à l'hydrologie seront décrites dans le paragraphe suivant concernant le module HYDRO.

3.2.1.2.1 Intérêt d'un modèle spécifique pour la ville

Du point de vue microclimatique, les zones urbaines ont un comportement spécifique distinct de celui du milieu naturel. Cette spécificité urbaine se traduit notamment par la présence d'îlots de chaleur urbains responsables d'une augmentation de température, pouvant aller jusqu'à plusieurs degrés, entre les centres-ville et le milieu rural environnant (Oke, 1973).

Ce phénomène d'îlots de chaleur est dû, d'une part, à la forte proportion de surfaces minérales en ville. Ainsi, en journée, les matériaux minéraux absorbent la chaleur émise par le soleil. À la nuit tombée, ils la réémettent sous forme de chaleur sensible, favorisant ainsi un gradient de température plus ou moins marqué entre le centre et la périphérie d'une ville. À l'inverse, les zones naturelles, recouvertes de végétation, réémettent une part de l'énergie solaire incidente sous forme de chaleur latente durant la journée et ont donc une émission presque nulle la nuit. D'autre part, le milieu urbain est aussi sujet à un autre phénomène lié à la présence humaine. En effet, les habitants des villes sont eux-mêmes sources de chaleur anthropogénique de par leurs activités. Ainsi, le chauffage, la climatisation, le trafic et les activités industrielles, par exemple, contribuent aussi à la formation des îlots de chaleur urbains. Afin de modéliser correctement les flux de surface émis par les zones urbaines, il est nécessaire de développer un modèle dédié. C'est l'objet du modèle TEB (Masson, 2000).

3.2.1.2.2 Approche de la rue canyon

Les flux de surface émis par les zones urbaines sont sensibles à la géométrie en trois dimensions de la ville. Il est donc nécessaire de prendre en compte cette géométrie au sein du modèle. Cependant, pour des raisons d'informations sur la zone d'étude et afin de pouvoir étudier des zones larges (du quartier à la ville) tout en limitant le temps de calcul, chaque bâtiment ne peut pas toujours être reproduit individuellement dans sa géométrie exacte. Le paysage urbain est donc représenté sous la forme de rues canyon : une rue unique bordée de bâtiments alignés. Ce principe, développé par Oke (1987), a déjà été utilisé dans divers modèles (Johnson, et al., 1991; Mills, 1993; Arnfield & Grimmond, 1998) et permet de reproduire les principales caractéristiques géométriques de la ville.

La rue canyon utilisée dans la version originale de TEB est une rue de longueur infinie (sans intersection) et dont les directions sont équiprobables. Cette rue est caractérisée, à l'échelle des mailles du modèle, par des caractéristiques génériques : hauteur des bâtiments, rapport d'aspect, caractéristiques thermiques et radiatives des différentes

surfaces qui la composent. Ce canyon est composé de trois types de surfaces : les toits, les murs et les routes (Figure 41). Pour chacune de ces trois surfaces, TEB établit un bilan radiatif et énergétique. Ces bilans sont complétés par les rejets anthropiques (trafic et industrie) afin d'en déduire les échanges de chaleur et d'eau entre les zones urbaines et l'atmosphère.

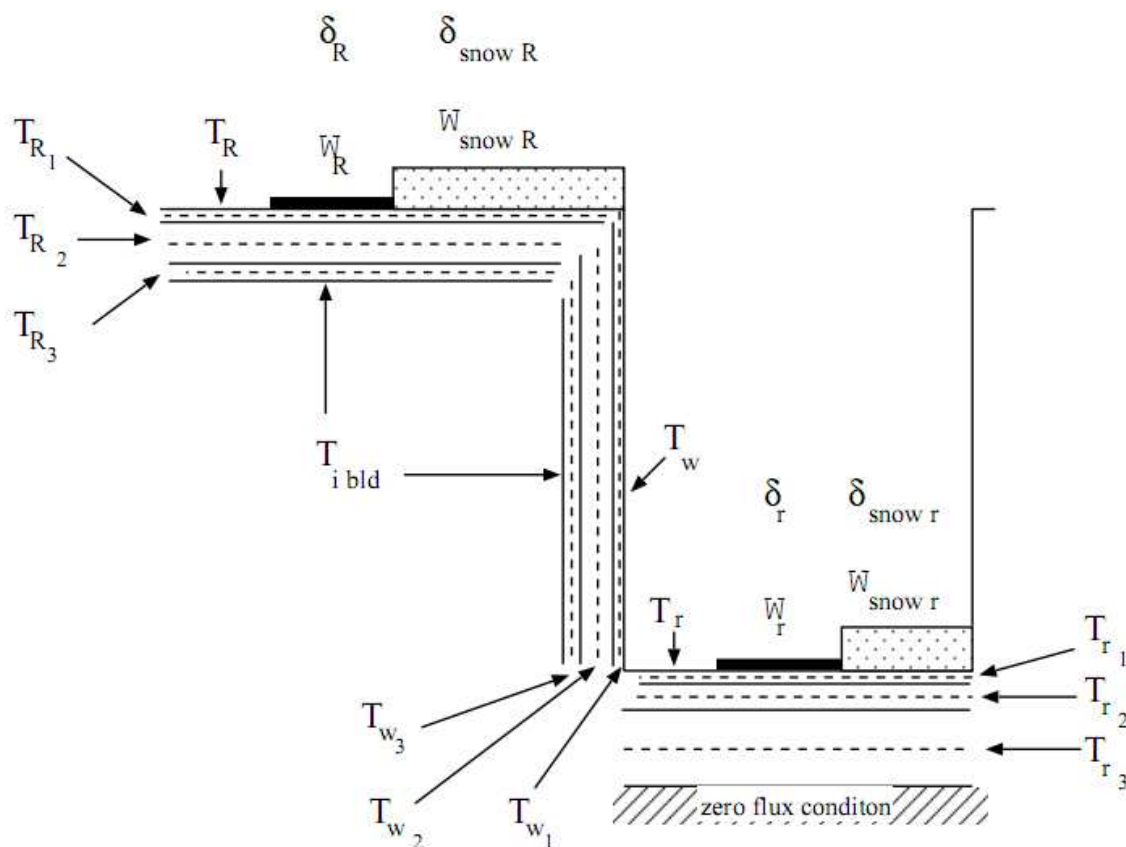


Figure 41 : Géométrie de la rue canyon utilisée dans le schéma de surface TEB, ainsi que ses variables pronostiques (Masson, 2000). (Avec T la température, W le contenu en eau des réservoirs et δ la fraction de surface occupée par les réservoirs d'eau ; les indices ont les correspondances suivantes : r pour les surfaces de voirie, w pour les surfaces de mur et R pour les surfaces de toit)

Par ailleurs, TEB a fait l'objet de nombreuses applications qui ont permis de valider sa capacité à reproduire le bilan énergétique, la température de l'air à l'intérieur des canyons, les températures des différentes surfaces et, plus récemment, la consommation d'énergie, sur divers territoires et pour différentes périodes de l'année. Le modèle a ainsi été validé sur de longues chroniques d'une ou plusieurs années (Lemonsu, et al., 2013) et semble reproduire correctement les dynamiques saisonnières. L'évaluation a aussi pu être faite sous différents climats : tropical à Mexico (Masson, et al., 2002) et à Ouagadougou au Burkina-Faso (Offerle, et al., 2005), méditerranéen à Marseille (Lemonsu, 2003), continental à Vancouver, et océanique (sous influence continental ou

méditerranéenne) à Paris et Toulouse (Masson, et al., 2002; Lemonsu, et al., 2013; Pigeon, et al., 2008). Enfin, des structures urbaines très différentes ont été modélisées : urbanisation plus ou moins dense, plus ou moins régulière avec des hauteurs d'immeubles variables. Le modèle a fourni des résultats satisfaisants dans l'ensemble de ces contextes.

3.2.1.2.3 Les évolutions de TEB

Depuis 2007, afin d'étudier l'impact du changement climatique sur le microclimat urbain, des développements supplémentaires ont été ajoutés sous forme de modules au modèle TEB. Ils permettent à l'utilisateur qui le souhaite de calculer des paramètres additionnels et de prendre en compte des processus spécifiques pour évaluer des solutions d'adaptation visant à limiter la consommation énergétique et/ou atténuer les îlots de chaleur urbains.

Voici quelques possibilités offertes par ces modules additionnels :

- Représentation simplifiée de l'énergétique des bâtiments, module BEM (Bueno, et al., 2011)
- Introduction de végétation dans la ville, modèle TEB-Veg (module GARDEN) (Lemonsu, et al., 2012)
- Prise en compte de toitures végétalisées, module GREENROOF (de Munck, et al., 2013)

Dans le cadre de ce travail de thèse, nous nous intéresserons à TEB-Veg, qui permet de prendre en compte les interactions entre la végétation et la rue canyon. En effet, comme précisé précédemment, la version originale de TEB ne traite que les zones bâties (composées d'un compartiment bâtiment et d'un compartiment voirie). La prise en compte des zones végétalisées incluses dans les villes se fait à l'aide du schéma de surface dédié : ISBA (Figure 42a). Cependant, les flux de surface de la zone sont calculés indépendamment par chaque schéma de surface avant d'être agrégés au prorata de la fraction occupée par chaque type d'occupation des sols. Cela ne permet pas de décrire les interactions entre le bâti et la végétation.

TEB-Veg intègre explicitement les jardins, dans les rues canyon, en traitant trois compartiments différents : le bâti, la voirie et le jardin (Figure 42b). Les processus en surface et dans le sol des jardins sont gérés par le schéma de surface ISBA. Ainsi, les interactions entre les surfaces bâties et la végétation peuvent être prises en compte : la végétation est traitée en tenant compte des conditions atmosphériques à l'intérieur de

la rue canyon et de l'effet d'ombrage des bâtiments ; parallèlement, les variables microclimatiques et les bilans radiatif et thermique à l'intérieur du canyon sont calculés en tenant compte des contributions de la végétation. Cette nouvelle version de TEB permet ainsi d'étudier les solutions d'adaptation au changement climatique basée sur l'introduction de végétation en milieu urbain.

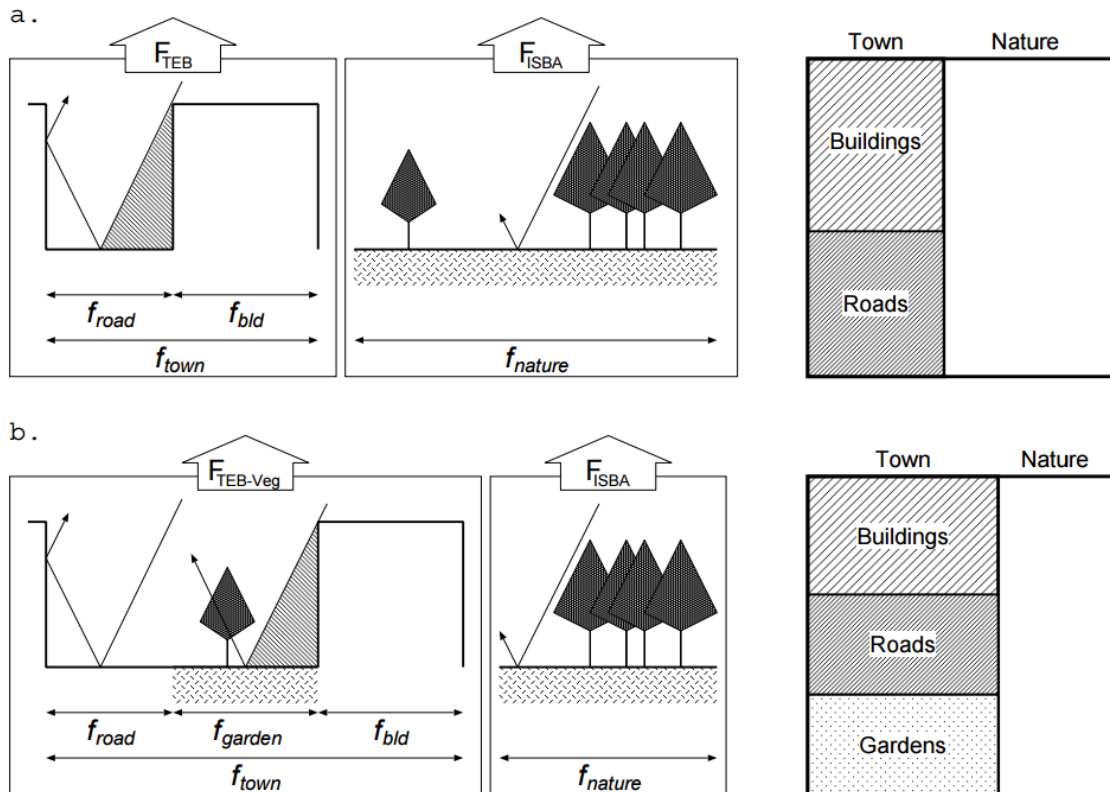


Figure 42 : Représentation des méthodes de prise en compte de la végétation en ville avec, en haut, les schémas de surface TEB et ISBA calculant les flux de surface de manière indépendante et, en bas, le schéma TEB-Veg permettant de calculer des flux de surface en tenant compte de la part de végétation présente à l'intérieur de la rue canyon. f_{town} , f_{road} , f_{bld} , f_{garden} et f_{nature} sont respectivement les fractions de ville, bâti, voirie, jardin urbain et nature de la surface étudiée (Lemonsu, et al., 2012).

3.2.2 Adaptations faites en lien avec l'hydrologie

Afin de prendre en compte les processus hydrologiques dans les zones urbaines, un module dédié, nommé HYDRO, a été développé à travers une collaboration entre le CNRM-Game de Météo-France et l'IFSTTAR qui s'est inscrite dans le cadre des projets Ville Numérique (DRI, 2010-2013) et VegDud (ANR, 2010-2013). Ce module, inclus dans la version TEB-Veg, donne naissance au modèle hydrologique TEB-Hydro. TEB-Hydro est le modèle auquel nous nous intéresserons dans la suite de ce travail de thèse et dont les spécificités liées à l'hydrologie sont développées dans le présent paragraphe.

3.2.2.1 L'hydrologie dans TEB-Veg

Le modèle TEB ainsi que son évolution TEB-Veg n'ayant pas été initialement développés pour des applications hydrologiques, les processus hydriques y sont représentés de manière simplifiée. Nous allons détailler le traitement des processus hydriques dans les trois compartiments du modèle : le bâti, la voirie et le jardin, chaque compartiment fonctionnant de manière indépendante pour le calcul des processus hydriques et thermiques.

3.2.2.1.1 Les compartiments bâti et voirie

Dans TEB-Veg, sous les surfaces voirie et bâti, il n'y a pas de sol. Le bilan hydrique de ces surfaces se réduit donc à l'évolution d'un réservoir de surface pour représenter l'interception, en fonction des apports par les précipitations et des pertes par évapotranspiration et ruissellement de surface (Équation 3). Seuls les flux d'évaporation des deux compartiments (bâti et voirie) sont calculés de manière explicite, car ils interviennent dans le bilan d'énergie. Le ruissellement est traité comme une perte du modèle qui n'est pas sauvegardée. Bien que chaque surface (toit, mur et route) soit modélisée par différentes couches superposées, aucune infiltration n'est prise en compte, car il n'existe pas de sous-sol urbain du point de vue hydrologique.

Équation 3

$$\frac{\Delta W_s}{\Delta t} = RR - E - Roff$$

Avec W_s le réservoir de surface faisant référence soit au compartiment bâti soit au compartiment voirie (mm), RR le taux de précipitation interceptée par le compartiment, E le flux d'évapotranspiration et $Roff$ le ruissellement ($\text{mm}\cdot\text{s}^{-1}$).

3.2.2.1.2 Le compartiment jardin

Le compartiment jardin est traité par le schéma de surface ISBA. ISBA modélise les échanges en eau verticaux dans la colonne de sol ainsi que les échanges en eau entre la surface et l'atmosphère. Il existe plusieurs versions du schéma de surface ISBA. Celle utilisée dans TEB-Hydro, permet de tenir compte de l'hétérogénéité verticale de la texture du sol et de son contenu en eau en discrétisant la colonne de sol avec de multiples couches (ISBA-DF) (Boone, et al., 2000). Le sol est donc assimilé à une série de couches superposées, de caractéristiques homogènes. Chaque couche se caractérise par sa texture et sa distribution racinaire, en lien avec le type de végétation en surface.

Les échanges d'eau dans le sol sont modélisés à l'aide d'une forme mixte des équations de Richards (Équation 4).

$$F = -k \frac{\partial}{\partial z} (\psi + z) - \frac{D_{v\psi}}{\rho_w} \frac{\partial \psi}{\partial z} - K_d$$

Avec F le flux vertical d'eau dans le sol (m.s^{-1}), k la conductivité hydraulique (m.s^{-1}), ψ le potentiel matriciel du sol (en m), z la profondeur du sol (m), $D_{v\psi}$ la conductivité de vapeur isothermale ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), ρ_w la densité de l'eau liquide (1000 kg.m^{-3}) et K_d un terme linéaire additionnel de drainage profond (m.s^{-1}). La conductivité de vapeur isothermale $D_{v\psi}$ est fonction de la texture, du contenu en eau et de la température du sol (Braud, et al., 1993).

Le premier terme de l'Équation 4 représente les transferts d'eau liquide dus à la loi de Darcy généralisée au milieu non saturé, le deuxième terme représente les transferts d'eau sous forme de vapeur et le dernier terme représente le drainage du sol.

3.2.2.2 Implémentation du sol

La première étape nécessaire à la représentation des processus hydrologiques au sein du modèle TEB-Hydro a été l'implémentation d'un sous-sol hydrologique continu sous chacun des trois compartiments.

Lors de l'initialisation, une discrétisation verticale en couches est imposée pour le compartiment voirie et pour le compartiment bâti en fonction des processus à étudier et des propriétés du site. La discrétisation pour le compartiment voirie sera surtout dictée par les transferts d'énergie au sein de la chaussée alors que la discrétisation sous le compartiment jardin sera en partie liée au type de végétation et au profil racinaire. De ce fait, le « sol » initialisé sous le compartiment jardin sera plus profond que sous le compartiment voirie. Aucune initialisation n'est faite pour le compartiment bâti (Figure 43).

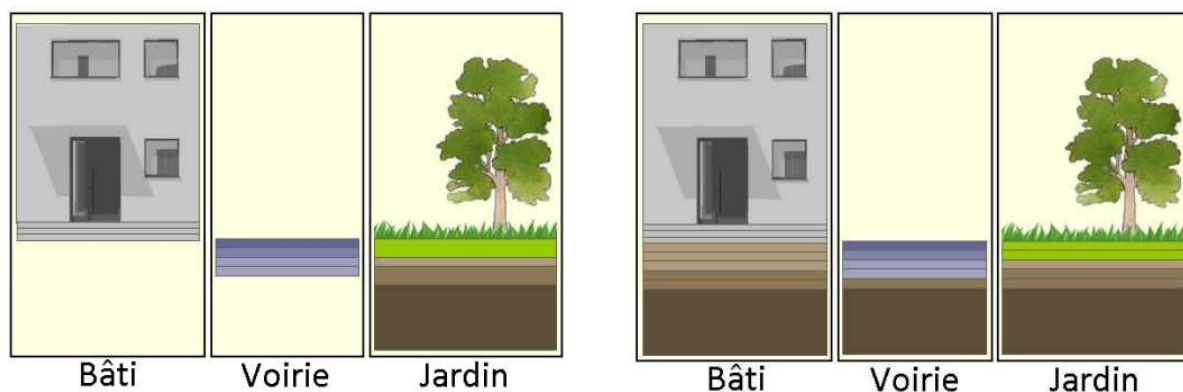


Figure 43 : Représentation du sous-sol dans la version initiale de TEB-Veg (à gauche) et dans le modèle TEB-Hydro (à droite).

Par la suite, pour faciliter les échanges d'un compartiment à l'autre, les épaisseurs des couches sont harmonisées pour être identiques sous tous les compartiments. La discrétisation finale correspond à la discrétisation la plus fine imposée par l'initialisation.

Les processus hydriques et thermiques dans le sol des compartiments bâti et voirie sont résolus de la même façon que dans le compartiment jardin : en utilisant les procédures issues d'ISBA-DF.

3.2.2.3 *Prise en compte de l'infiltration dans la voirie*

Initialement, TEB-Veg ne prévoit pas d'infiltration dans le compartiment voirie ; or les surfaces des voiries ne sont pas totalement imperméables. L'équation d'évolution des contenus en eau en surface du compartiment voirie (Équation 3) a donc été modifiée pour tenir compte de cette infiltration, aboutissant à l'Équation 5.

Équation 5

$$\frac{\Delta W_s^{road}}{\Delta t} = RR_{road} - E_{road} - Roff_{road} - I_{road}$$

Avec W_s^{road} le réservoir de surface de la voirie (mm), RR_{road} le taux de précipitation interceptée par la voirie ($mm.s^{-1}$), E_{road} , $Roff_{road}$ et I_{road} , respectivement, les flux d'évapotranspiration, de ruissellement et d'infiltration (Équation 6) ($mm.s^{-1}$).

Équation 6

$$I_{road} = Infil_{road} \quad \text{si } W_s^{road} > Infil_{road} \Delta t$$

$$I_{road} = \frac{W_s^{road}}{\Delta t} \quad \text{sinon}$$

Avec $Infil_{road}$ le taux d'infiltration maximal à travers la voirie ($mm.s^{-1}$), il s'agit d'un paramètre à caler.

3.2.2.4 *Introduction des réseaux d'assainissement*

Les réseaux d'assainissement présents dans le sous-sol drainent une partie des eaux contenues dans celui-ci (Dupasquier, 1999). Ce phénomène est implémenté dans TEB-Hydro à travers l'Équation 7.

Équation 7

$$INF_{sew}(i) = k_{sat}(i) I_p^{sew} \frac{L_{sew}(i)}{L_{sew}^{max}} \frac{W(i)}{W_{sat}(i)} \quad \text{si } W(i) > W_{flt}$$

Avec i la maille de TEB-Hydro en cours de traitement, INF_{sew} la vitesse d'infiltration parasite dans les réseaux ($m.s^{-1}$), k_{sat} la conductivité hydraulique à saturation ($m.s^{-1}$), I_p^{sew} un paramètre sans dimension à caler représentant notamment la qualité de l'étanchéité des réseaux, L_{sew} et L_{sew}^{max} la longueur de réseau respectivement, dans la maille i et dans la maille où cette longueur est maximale sur l'ensemble de la zone d'étude (m), W le contenu en eau du sol ($m^3.m^{-3}$) dans la couche du sol où se situe le réseau d'assainissement, W_{sat} le contenu en eau du sol à saturation ($m^3.m^{-3}$) et W_{flt} le contenu en eau du sol au point de flétrissement (contenu en eau à partir duquel la plupart des plantes n'ont plus la capacité d'extraire de l'eau du sol). Lorsque le contenu en eau du sol contenant la canalisation est inférieur au point de flétrissement, aucune infiltration parasite n'est considérée.

3.2.2.5 Écoulements latéraux au sein d'une maille

Les transferts verticaux d'eau sont d'abord calculés de manière indépendante dans chaque compartiment. Afin de tenir compte des échanges latéraux entre compartiments au sein d'une maille du modèle, les contenus en eau du sol des différentes couches sont ensuite homogénéisés à l'échelle de la maille par un procédé similaire à celui utilisé pour homogénéiser les températures des couches de sol (Le Moigne, 2012). Pour cela, une méthode de rappel à la moyenne a été implémentée. Le contenu en eau du sol de chaque couche de chaque compartiment varie suivant l'Équation 8.

Équation 8

$$\frac{dW^{comp}(i)}{dt} = (W_{ind}^{comp}(i) - W_{moy}(i)) k_{moy}^{sat}(i)/L$$

Avec i la maille de TEB-Hydro en cours de traitement, W^{comp} le contenu en eau du sol ($m^3.m^{-3}$) du compartiment, W_{ind}^{comp} le contenu en eau du sol calculé pour le compartiment avant homogénéisation ($m^3.m^{-3}$), W_{moy} le contenu en eau du sol moyen entre les compartiments ($m^3.m^{-3}$), k_{moy}^{sat} la conductivité hydraulique moyenne à saturation ($m.s^{-1}$) et L la distance caractéristique pour le transfert latéral.

3.3 Développements effectués au sein de TEB-Hydro : le transfert

Nous entendons par transfert la représentation des écoulements d'eau latéraux, il s'agit à la fois des écoulements en réseau d'assainissement, en rivière, en versant et dans le sol. Le transfert a pour objet de déterminer l'exutoire auquel les écoulements contribuent et les temps d'arrivée à cet exutoire, pour ainsi obtenir un hydrogramme de débit à l'exutoire (Hingray, et al., 2009).

Dans le modèle TEB-Hydro actuel, le transfert n'est pas pris en compte. Seules les productions d'eau par ruissellement de surface, par infiltrations d'eaux parasites dans les réseaux et par drainage profond du sol sont déterminées, pour chaque maille, sans qu'aucune connexion entre ces mailles ne soit prise en compte. Le présent paragraphe décrit les choix effectués au cours de ce travail de thèse pour développer et intégrer le transfert dans TEB-Hydro.

3.3.1 État de l'art sur le transfert

3.3.1.1 Hydrogramme unitaire

Afin de définir le transfert, la notion d'hydrogramme unitaire instantané est souvent utilisée. Il correspond à la réponse d'un bassin versant à une pluie de référence dont la durée tend vers zéro (Hingray, et al., 2009).

L'utilisation de l'hydrogramme unitaire suppose généralement les hypothèses suivantes :

- La pluie de référence est uniforme sur l'ensemble du bassin versant
- La réponse du bassin versant est linéaire : les réponses d'un bassin versant donné à deux pluies nettes d'intensités différentes seront proportionnelles.
- La réponse du bassin versant est invariante dans le temps : une pluie nette de référence donnée provoquera toujours la même réponse de la part du bassin versant quel que soit l'instant où elle a lieu.

Ces trois hypothèses permettent de déterminer, à partir d'une pluie nette et d'un hydrogramme unitaire, l'hydrogramme à l'exutoire d'un bassin versant. En effet, les propriétés d'invariance et de linéarité permettent d'additionner les hydrogrammes unitaires correspondant à chaque portion de la pluie nette de durée égale à la durée de la pluie de référence de l'hydrogramme unitaire (voir Figure 44).

Cependant, il est légitime de s'interroger sur les propriétés de linéarité et d'invariance associées à l'hydrogramme unitaire. En effet, la vitesse des écoulements peut être conditionnée entre autres par leur volume. On peut alors supposer qu'il existe plusieurs hydrogrammes unitaires instantanés pour un seul bassin versant (Rodriguez, 1999).

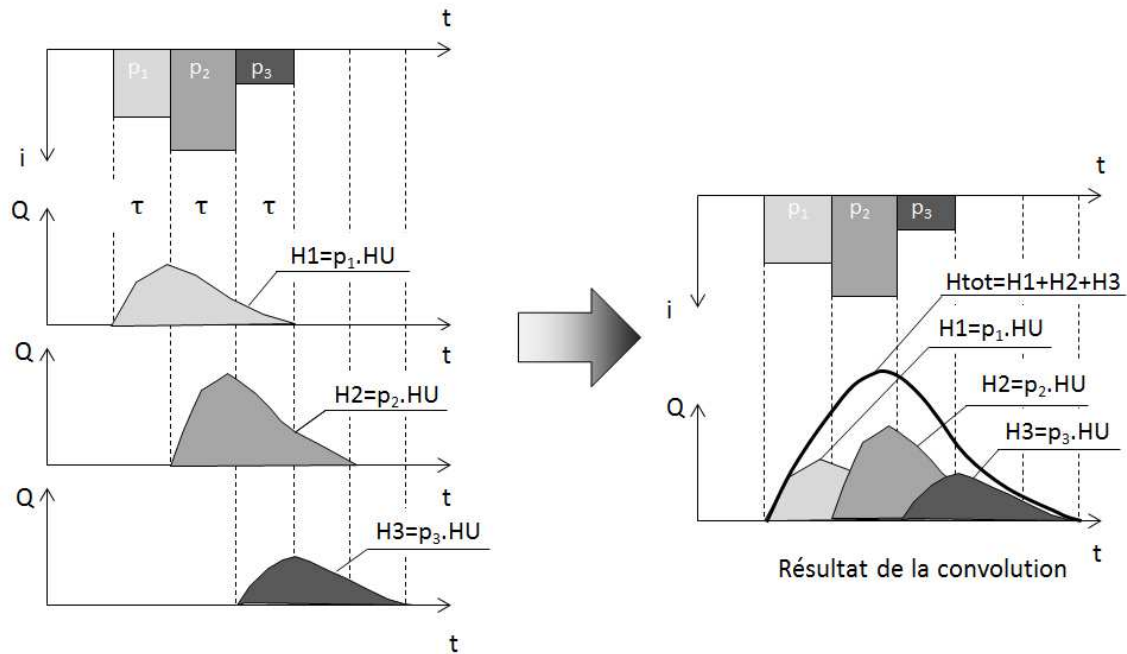


Figure 44 : Convolution des pluies nettes (p_1, p_2, p_3) avec l'hydrogramme unitaire HU pour obtenir les hydrogrammes unitaire ($H1, H2, H3$) de chaque pluie (HU correspond à l'hydrogramme unitaire pour une pluie nette de durée τ et d'intensité 1). Puis addition de chaque hydrogramme unitaire pour obtenir l'hydrogramme total (H_{tot}). (Hingray, et al., 2009).

3.3.1.2 Différents modèles de transfert

Afin de représenter le transfert, il existe différentes méthodes que nous avons choisies de classer en trois grandes familles (Figure 45). Ces méthodes peuvent toutes conduire à l'obtention d'un hydrogramme unitaire, qui est alors utilisé comme décrit précédemment pour obtenir l'hydrogramme en fonction d'une pluie nette (Figure 44).

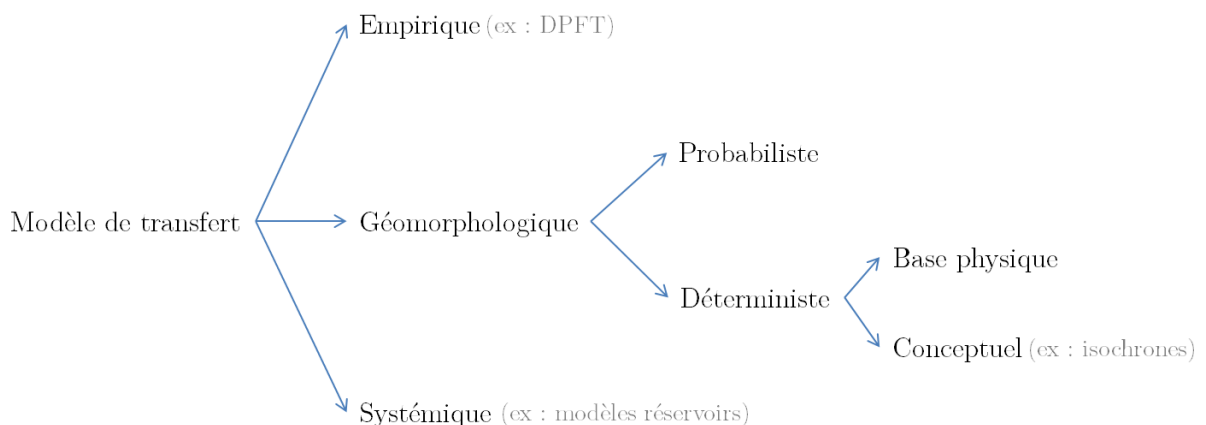


Figure 45 : Proposition de classification des différents modèles de transfert. Par la suite nous développerons un modèle de transfert géomorphologique conceptuel.

Les caractéristiques des différentes familles de modèles de transfert proposées dans la Figure 45 sont détaillées ci-dessous.

3.3.1.2.1 Modèle de transfert empirique

Les modèles de transfert empiriques sont basés sur l'analyse de données de pluies et de débits associés. Ces méthodes permettent d'identifier l'hydrogramme unitaire de ruissellement direct grâce à des techniques de déconvolution. Cependant, ces méthodes supposent généralement de faire des hypothèses, notamment concernant la pluie nette. L'hydrogramme unitaire obtenu dépendra alors de la méthode et des hypothèses choisies.

Cependant, ce type de méthode de transfert suppose un travail important de calage et des données de pluie-débits abondantes. Ce travail de calage est à refaire dans le cas d'une modification morphologique du bassin versant, par exemple une urbanisation importante de certaines zones. Aujourd'hui, les méthodes empiriques ne sont plus privilégiées, mis à part la méthode de la DPFT (Différence Première de la Fonction de Transfert) (Hingray, et al., 2009).

3.3.1.2.2 Modèle de transfert géomorphologique

Les modèles de transfert géomorphologiques sont basés sur le constat que le transfert est le résultat du trajet de l'eau. L'objectif est alors de décrire ce trajet, pour en déduire la réponse d'un bassin versant à une sollicitation.

Il existe deux méthodes principales pour obtenir un modèle de transfert géomorphologique : la méthode globale et la méthode distribuée. La méthode globale s'appuie sur une description statistique et systémique de la topologie du réseau de drainage et des temps de transit pour déterminer un hydrogramme unitaire instantané du bassin versant. Le bassin versant est traité de manière globale. Le transfert peut être associé à la fonction largeur (Kirkby, 1976), qui représente la distribution des aires contributives du bassin versant en fonction de leurs distances à l'exutoire. Elle peut être affinée par l'utilisation des paramètres géomorphologiques d'Horton-Strahler (Rodriguez-Iturbe & Valdès, 1979). Cependant, les méthodes géomorphologiques probabilistes sont aujourd'hui peu utilisées (Hingray, et al., 2009).

Les méthodes géomorphologiques distribuées se basent sur la représentation détaillée du réseau hydrographique du bassin versant. Elles consistent à déterminer pour chaque goutte d'eau, un parcours et une vitesse, ce qui permet d'obtenir un temps d'arrivée à l'exutoire. Le bassin versant est alors divisé en ce que nous appellerons des unités hydrologiques. Ces unités hydrologiques peuvent être des mailles, des sous-bassins versants ou d'autres structures utilisées pour discriminer le bassin versant. Chaque unité hydrologique sera alors connectée au réseau hydrographique, ce qui permettra de

connaître le parcours de l'eau depuis cette unité jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Il est à noter que les transferts internes à l'unité hydrologique généralement ne sont pas pris en comptes.

On distingue généralement les modèles de transfert à base physique des modèles de transfert conceptuels. Les modèles de transferts à base physique représentent les parcours de l'eau de manière détaillée et utilisent des équations d'hydraulique basées sur des simplifications des équations de Barré de Saint-Venant pour représenter les écoulements (exemples, les modèles CANOE(Lhomme, et al., 2004), INFOWORK (<http://www.innovyze.com/>) MIKE-URBAN (www.dhisoftware.com/mikeurban) et URBS, (Rodriguez, et al., 2003)). Ces modèles à base physique peuvent s'appliquer plus facilement en zone urbaine lorsque les caractéristiques du réseau d'assainissement sont connues. Cependant, il n'est pas toujours possible de connaître de manière détaillée les caractéristiques du réseau de drainage. Les écoulements de subsurface, par exemple, sont conditionnés par la structure du sol et notamment la présence de macropores sur lesquels nous ne disposons généralement d'aucune information. Il est alors possible d'appliquer un modèle de transfert géomorphologique conceptuel. Cela suppose la mise en place d'un modèle, généralement simplifié, pour décrire les parcours de l'eau, associé à un modèle, lui aussi simplifié, de description des vitesses (exemple : ISBA-TOPMODEL (Furusho, 2011)).

Les modèles de transfert géomorphologiques ne dépendent à priori que des caractéristiques du bassin versant. Cependant, en pratique, ils nécessitent généralement malgré tout le calage de certains paramètres. Cependant, comme ils sont basés sur la description précise du parcours de l'eau, une modification de ce parcours, suite à des aménagements du bassin versant par exemple, pourra peut-être être prise en compte sans nécessairement remettre en cause tout le calage du modèle.

3.3.1.2.3 Modèle de transfert systémique

La dernière méthode permettant de représenter le transfert est d'utiliser un modèle de transfert systémique. Le bassin versant est alors assimilé à un système de type boîte noire, dont on ne cherche pas à connaître le fonctionnement physique. Le bassin versant n'est alors pas forcément discrétisé, il peut être traité de manière globale (cas des modèles dit réservoir (Perrin, 2000)).

Cependant, ce type de modèle nécessite un calage basé sur des événements pluie-débits. Ils doivent donc s'appliquer sur des bassins versants jaugés et ne peuvent, à priori, pas s'adapter à une modification morphologique importante du bassin versant considéré.

3.3.1.3 Méthode de propagation des débits

Dans le cadre de la modélisation hydrologique, il peut être nécessaire de propager des débits, c'est-à-dire de transférer un hydrogramme connu en amont vers un point aval. Cette opération peut être utilisée pour propager un hydrogramme obtenu à partir de n'importe quel modèle de transfert (empirique, géomorphologique ou systémique). Cependant, un modèle de transfert géomorphologique suppose la mise en place d'un modèle de parcours de l'eau associé à un modèle de vitesse. Ce modèle de vitesse est un modèle de propagation des débits et intervient dans la détermination de l'hydrogramme : chaque unité hydrologique du bassin versant produit un hydrogramme unitaire élémentaire qui est ensuite propagé jusqu'à l'exutoire du bassin versant.

Dans la suite de ce paragraphe, nous ne nous intéresserons qu'aux écoulements unidirectionnels dans un bief à surface libre. Les écoulements bidimensionnels et les écoulements en charge ne seront pas abordés dans la mesure où leur prise en compte n'est pas envisagée dans le cadre de ce travail de modélisation. Nous nous intéresserons dans un premier temps aux modèles de propagation des débits à base physique, puis nous nous pencherons sur les méthodes conceptuelles.

3.3.1.3.1 Modèles à base physique

Les méthodes de propagation des débits dites à base physique (ou hydrauliques) s'appuient sur des équations d'hydraulique. Elles décrivent la propagation des écoulements uniquement à partir de paramètres physiques sans nécessiter de processus de calage. Cependant, les systèmes d'équations utilisés pour décrire les écoulements n'ont le plus souvent pas de solution analytique et supposent donc la mise en place de résolutions numériques beaucoup plus complexes à mettre en œuvre.

Les méthodes de propagation des débits à base physique sont généralement basées sur les équations de Barré de Saint Venant, qui sont dérivées des équations de Navier-Stokes définissant les équations de l'hydrodynamique. Le système de Barré de Saint Venant est le plus complet appliqué en hydrologie. Cependant, il n'est que très rarement utilisé en raison des difficultés à décrire les conditions d'écoulement et les caractéristiques du chenal d'écoulement. Les autres méthodes à base physique sont généralement issues d'une simplification des équations de Barré de Saint Venant basée sur une ou plusieurs hypothèses de fonctionnement du système.

Le système de Barré de Saint Venant est constitué de cinq équations. L'équation de continuité (Équation 9) exprime la conservation des masses au sein du bief, si l'on considère un fluide incompressible. Cette conservation des masses revient à une

conservation des volumes. L'équation dynamique (Équation 10) exprime la conservation de l'énergie dans la direction de l'écoulement. Cependant, pour résoudre le système composé de l'équation de conservation et de l'équation dynamique (appelées équations de Barré de Saint Venant) trois autres équations doivent être utilisées pour avoir autant d'équations que d'inconnus. L'équation de frottement (Équation 11) exprime la perte de charge et les deux équations d'état (Équation 12 et Équation 13) permettent d'exprimer la section mouillée du bief et le débit y transitant.

Équation 9

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial t} = q$$

Équation 10

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + g \frac{\partial h}{\partial x} = g(I - J) + (\varepsilon - 1)q \frac{U}{S}$$

Équation 11

$$J = f(Q, U, h, \dots)$$

Équation 12

$$S = f(h)$$

Équation 13

$$Q = SU$$

Avec S la section mouillée de l'écoulement (m^2), Q le débit ($m^3.s^{-1}$), q l'éventuel débit latéral d'apport ($m^3.s^{-1}.m^{-1}$), U la vitesse moyenne de l'écoulement dans la section ($m.s^{-1}$), g la constante de gravité universelle ($m.s^{-2}$), h la hauteur d'eau dans la section (m), I la pente du tronçon ($m.m^{-1}$), J la pente de la perte de charge linéaire ($m.m^{-1}$) et ε un coefficient dépendant du sens du débit latéral entrant ($\varepsilon = 0$ si le débit latéral est entrant et $\varepsilon = 1$ si le débit latéral est sortant). La Figure 46 présente ces différentes variables. La formulation $i=f(\dots)$ signifie que la variable i peut s'exprimer en fonction des paramètres indiqués entre parenthèses. Cette formulation est utilisée dans l'Équation 11 et l'Équation 12. Pour l'Équation 11, équation de frottement, diverses formulations empiriques sont possibles (équation de Manning-Strickler, équation de Chézy), ces formulations supposent souvent l'utilisation d'un paramètre pour exprimer la rugosité des parois du bief considéré, ce paramètre est généralement calé ou déduit de la littérature. L'Équation 12 exprime la section mouillée en fonction de la hauteur d'eau dans le bief. Cette relation est directement conditionnée par le profil en travers du cours d'eau.

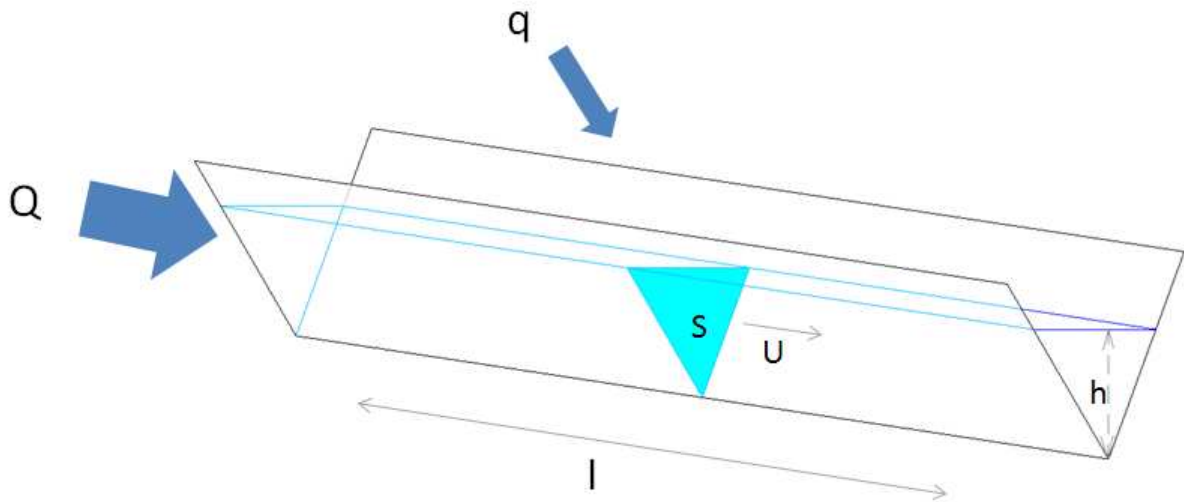


Figure 46 : Illustration de différentes variables intervenant dans la fonction de Barré de Saint Venant : Q le débit, q l'éventuel débit latéral d'apport, l la pente du bief, S la section mouillée, h la hauteur d'eau et U la vitesse de l'écoulement.

Les simplifications du système de Barré de Saint Venant sont possibles lorsque certains termes de l'équation de dynamique sont négligés. En hydrologie, les modèles principalement utilisés sont les modèles de l'onde diffusante (qui néglige le terme d'inertie) et de l'onde cinématique (qui néglige le terme d'inertie et le terme de pression).

Les méthodes de propagation des débits à base physique nécessitent une description précise du bief (pente, largeur, forme, rugosité des parois..., parmi ces paramètres, seule la rugosité ne peut pas faire l'objet d'une mesure). Elles fournissent des indications sur de nombreuses variables (débit, hauteur d'eau, vitesse), mais elles supposent généralement une résolution numérique.

3.3.1.3.2 Modèles conceptuels

Les modèles conceptuels s'appuient sur une représentation conceptualisée des écoulements de l'eau. Ils s'appuient généralement sur des simplifications plus ou moins fortes des équations de l'hydraulique à surface libre. Ces modèles ne fournissent la plus part du temps qu'une seule variable : le débit. Ils supposent généralement une opération de calage avant d'être fonctionnels, mais ils présentent l'avantage de ne pas nécessiter beaucoup de données initiales et d'avoir une solution analytique ce qui simplifie considérablement les calculs.

Il existe différents types de modèles conceptuels. Le modèle time-offset est sans doute le plus simple. Il consiste en une translation de l'hydrogramme amont en un point aval sans déformation de celui-ci. Pour cela, une vitesse d'écoulement moyenne est attribuée

sur la distance séparant le point amont du point aval ce qui permet d'en déduire le temps nécessaire à l'écoulement pour parvenir du point amont au point aval. Il est à noter que la méthode time-offset ne permet pas d'avoir une atténuation du débit de pointe lors de sa propagation.

Un autre modèle souvent utilisé en hydrologie est le modèle de Muskingum (Bertrand-Krajewski, 2006) qui a été initialement développé à partir des modèles réservoir. Ce modèle peut être considéré comme une approximation à l'ordre 2 du modèle de l'onde diffusante (Cunge, 1969). Il nécessite l'utilisation de deux paramètres qui peuvent être estimés soit à partir de formules empiriques soit par calage. Ce modèle donne des résultats satisfaisants pour les biefs ne subissant pas d'influence aval.

3.3.2 Le transfert dans TEB-Hydro

3.3.2.1 Choix effectués

TEB-Hydro doit permettre, à terme, d'évaluer différents scénarios d'urbanisation et de gestion des eaux pluviales dans un contexte de changement climatique à l'échelle de la ville.

Afin de pouvoir prendre en compte des scénarios d'aménagements futurs, nous avons choisi d'utiliser un modèle de transfert géomorphologique. En effet, les modèles de transfert empiriques et systémiques traitent les processus hydrologiques de manière plus globale. Cela remet fortement en cause l'application de ces types de modèles dans des conditions n'ayant pas fait l'objet d'un calage. Un modèle de transfert géomorphologique peut offrir la possibilité de prendre en compte des modifications morphologiques du bassin versant sans remettre en cause l'ensemble du processus de calage. Par ailleurs, il permet d'avoir une meilleure compréhension des processus mis en jeu.

Cependant, pour rester cohérent avec l'échelle de travail : la ville entière, nous avons choisi de nous orienter vers un modèle conceptuel. En effet, d'une part, les données initiales nécessaires à la mise en place d'un modèle de transfert à base physique ne sont pas faciles à obtenir à cette échelle et les temps de calcul induits ne sont pas envisageables. D'autre part, la mise en place d'un modèle de transfert très détaillé n'apporterait pas d'informations supplémentaires dans la mesure où la détermination des écoulements disponibles pour alimenter le débit au sein de TEB-Hydro se fait à l'échelle de mailles relativement larges.

La mise en place d'un modèle de transfert géomorphologique conceptuel suppose le développement de deux modèles : un modèle de parcours et un modèle de vitesse. Les choix effectués pour chacun de ces deux modèles sont détaillés dans les paragraphes suivants.

3.3.2.2 Modèle de parcours

Nous nous intéressons à un transfert géomorphologique conceptuel et distribué. Le modèle de parcours va donc représenter le cheminement de l'eau depuis les unités de collecte jusqu'aux exutoires (cf. 3.3.1.2.2).

Dans le contexte du modèle TEB-Hydro, les unités de collecte ont été assimilées aux mailles du modèle. En effet, c'est à l'échelle de ces mailles que sont déterminés les volumes des écoulements contribuant aux débits. Chaque maille produira donc des volumes d'eau à chaque pas de temps. Ce sont ces volumes d'eau qui seront transférés en négligeant leur parcours à l'intérieur d'une maille de TEB-Hydro.

Les exutoires sont les points d'intérêt auxquels l'utilisateur souhaite observer les débits. Ces exutoires recevront les volumes d'eau, issus des unités de collecte, qui seront convolués pour obtenir l'hydrogramme total. Dans notre approche multi-exutoires, il est possible que des exutoires soient situés en aval les uns des autres. Le transfert se fait alors entre exutoires.

TEB-Hydro distingue trois types d'écoulements à transférer : le ruissellement de surface, les infiltrations parasites dans les réseaux d'assainissement et le drainage du sol. Or, en zone urbaine, ces trois types d'écoulements peuvent emprunter des parcours très différents même s'ils sont issus de la même zone géographique. Nous avons donc choisi de leur attribuer un modèle de parcours spécifique.

Dans le cas des eaux de ruissellement de surfaces, deux cas sont à considérer. Dans une unité de collecte desservie par le réseau d'assainissement artificiel, l'écoulement sera évacué vers ce réseau d'assainissement artificiel : le réseau d'eau pluviale pour une zone desservie en régime séparatif et le réseau unitaire dans le cas contraire. Il est à noter que dans le cas des eaux de ruissellement évacuées par le réseau unitaire, plusieurs parcours sont possibles : le parcours « normal » si les déversoirs d'orage ne fonctionnent pas et le parcours de déversement si une partie des eaux est rejetée au niveau des déversoirs d'orage. Cependant, dans le cas d'une unité de collecte non desservie par le réseau d'assainissement artificiel (on peut imaginer par exemple une maille de TEB-Hydro entièrement recouverte de jardin), l'eau ruisselle en surface

suivant la pente. Elle pourra alors se connecter soit directement à une rivière naturelle soit à un réseau d'assainissement situé en aval. Le modèle de parcours correspondant est celui décrit par la sortie « pluviale » du chapitre 2.

Concernant les eaux d'infiltration parasite, l'eau est évacuée suivant le parcours du réseau d'assainissement dans lequel elle s'infiltré. En régime unitaire, il va s'agir du réseau unitaire (parcours de la sortie « pluviale » du chapitre 2). En régime séparatif, les infiltrations parasites vont être distinguées selon qu'elles s'infiltrèrent dans le réseau d'eau pluviale (sortie « pluviale » du chapitre 2) ou dans le réseau d'eaux usées (sortie « usée » du chapitre 2). Ce qui les amène à effectuer des parcours parfois très différents. La quantité d'eau parasite s'infiltrant dans chaque réseau est fonction de la longueur relative du réseau en question dans la maille considérée.

Afin de représenter les cheminements souterrains de l'eau, nous nous sommes appuyés sur deux hypothèses :

- les directions de l'eau dans le sol suivent globalement la pente du terrain (Vergnes, 2012). Cette hypothèse semble raisonnable au regard des résultats présentés dans la Figure 47 présentant les profondeurs de nappe mesurées en période humide sur le territoire de Nantes Métropole (Conil, et al., 2009).
- dans les zones urbaines, les écoulements souterrains suivent généralement les cheminements des canalisations. En effet, les canalisations d'évacuation des eaux pluviales sont souvent positionnées à l'emplacement d'anciens drains naturels. Par ailleurs, de par leur présence, elles forment des drains privilégiés dans le sous-sol.

Dans la mesure où nous ne disposons pas d'informations nous permettant de connaître de manière précise les cheminements des écoulements souterrains, nous avons choisi de les assimiler aux écoulements de surfaces. Les eaux de drainage seront donc transférées suivant le réseau hydrographique « pluviale » du chapitre 2. Cependant, leurs apports ne contribueront qu'aux exutoires situés en rivière, car nous partons du postulat qu'il s'agit d'eaux distinctes des infiltrations parasites ne pouvant donc pas contribuer aux débits des exutoires des réseaux d'assainissement.

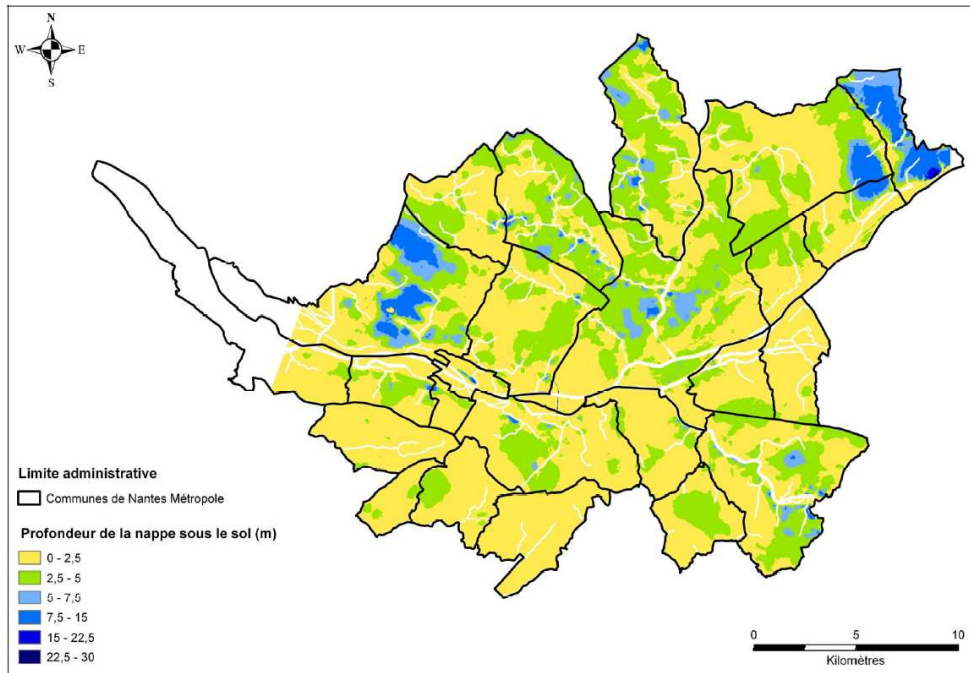


Figure 47 : Profondeur des nappes sous le sol de Nantes Métropole début mars 2008 selon une étude réalisée par le BRGM (Conil, et al., 2009)

La Figure 48 synthétise l'ensemble des modèles de parcours de l'eau et leurs possibles connexions.

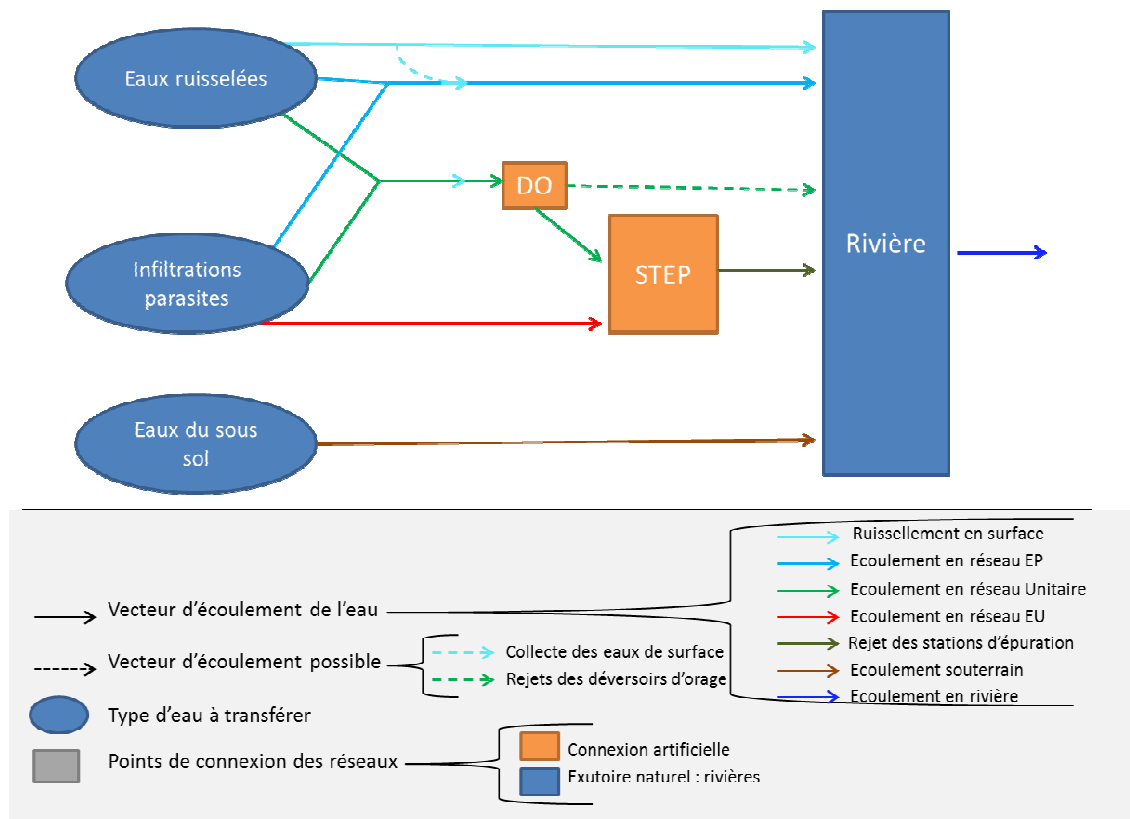


Figure 48 : Schémas de synthèse de la représentation des cheminements de l'eau en ville jusqu'aux rivières naturelles.

Pour utiliser l'ensemble de ces cheminements au sein du modèle hydrologique TEB-Hydro, il est nécessaire de renseigner, pour chaque maille TEB-Hydro et pour chaque type d'écoulement, l'exutoire ainsi que la distance à cet exutoire.

Cependant, la complétion de la grille TEB-Hydro suppose le choix préalable des exutoires par l'utilisateur. En effet, la représentation des cheminements de l'eau tel que nous l'avons mise en place ne fixe pas la position des exutoires, mais permet au contraire une grande liberté dans leur choix et leur nombre.

3.3.2.3 *Modèle de vitesse*

Le modèle de vitesse permet d'obtenir, à partir des parcours, des temps d'arrivée à l'exutoire. Dans le cadre de cette thèse, nous avons choisi d'appliquer un modèle de propagation des écoulements de type time-offset. Il s'agit d'un modèle de vitesse très simple à mettre en place. Il ne permet pas de représenter l'atténuation du pic de débit. Cependant, dans le cadre de notre étude, il ne s'agit pas d'un paramètre privilégié. Dans le cadre de développements futurs, il pourrait être intéressant de mettre en place un modèle de vitesse plus perfectionné comme le modèle de Muskingum (Bertrand-Krajewski, 2006) ou le modèle de Hayami (Hayami, 1951) utilisé par Furusho (2011).

Le modèle de propagation des débits de type time-offset suppose le calage de la vitesse à l'aide de chroniques pluie-débits. Pour notre étude, nous avons choisi de distinguer quatre vitesses différentes liées au milieu de propagation de l'écoulement. Ces vitesses sont supposées constantes pour l'ensemble du milieu et invariables dans le temps. Ces quatre milieux sont :

- Les versants (pour le ruissellement de surface)
- Le réseau d'assainissement
- Les rivières
- Le sous-sol

Chacune de ces vitesses doit être déterminée par calage.

3.3.2.4 *Synthèse*

En conclusion, nous avons intégré au sein du modèle TEB-Hydro un modèle de transfert géomorphologique conceptuel. Le modèle de parcours utilisé s'appuie sur la représentation du réseau hydrographique développée dans le chapitre 2. Il nous permet de distinguer, pour chaque unité de collecte, trois types de sorties :

- Une sortie pour les eaux de ruissellement et les eaux infiltrées dans les réseaux d'eau pluviale ou unitaire (en fonction du type de desserte de l'unité de collecte).
- Une sortie pour les eaux d'infiltrations parasites dans les réseaux d'eaux usées (si l'unité de collecte est desservie par un réseau d'eaux usées).
- Une sortie pour les eaux d'infiltration profondes.

Chacune de ces sorties peut conduire à des exutoires différents suivant des cheminements différents.

Le modèle de vitesse implémenté est de type time-offset. Il permet de distinguer quatre vitesses supposées constantes : une vitesse sur les versants, une vitesse en réseau d'assainissement, une vitesse en rivière et une vitesse dans le sous-sol. Ces quatre vitesses sont des paramètres sujets à calage.

Chapitre 4 : Application sur Nantes Est

4.1 Introduction

Ce chapitre a pour objectif d'appliquer et d'évaluer le modèle TEB-Hydro en prenant en compte les développements liés à la fonction de transfert présentés dans les chapitres précédents. Nous allons dans un premier temps présenter la zone d'étude, la période de simulation et les bassins versants que nous allons étudier dans le cadre de cette application. Puis, après un état de l'art des pratiques courantes de calage et de validation, nous justifierons nos choix méthodologiques. Enfin, nous présenterons les résultats obtenus avec le modèle TEB-Hydro pour cette application. Les résultats du calage et de la validation permettront de conclure quant aux capacités du modèle et aux perspectives d'améliorations possibles.

4.2 Présentation de l'application

Pour cette étude, nous avons choisi de nous intéresser à la partie centre-est de la ville de Nantes pour la période allant du 1^{er} mai 2010 au 1^{er} octobre 2012. Cette zone d'étude et cette fenêtre temporelle correspondent à celles étudiées lors du projet ANR VegDud (ANR-09-VILL-0007-08) (Chancibault, et al., 2014). Ce projet, financé par l'agence nationale de la recherche dans le cadre de l'appel à projets « Ville Durables 2009 » s'intéresse aux impacts climatiques, hydrologiques, énergétiques et ambiantaux de la végétation sur les villes. Il a donc nécessité une importante campagne de mesures qui a été effectuée sur la partie centre-est de la ville de Nantes. De ce fait, nous disposons, sur cette zone, de l'ensemble des données de forçage atmosphérique (précipitation, température, direction et vitesse du vent) et géographique nécessaires au

fonctionnement du modèle hydrométéorologique TEB-Hydro. Cette première application permettra de comparer les résultats fournis par TEB-Hydro avant et après l'implémentation du transfert et ainsi d'analyser la plus-value apportée par ce travail de thèse.

4.2.1 Situation et caractéristiques géographiques

La zone d'étude est située entre l'Erdre et la Loire ; sa surface, d'environ 46 km², est représentative de la partie urbaine de Nantes Métropole avec des portions de centre-ville ancien, des zones pavillonnaires et des quartiers de type HLM (Figure 49). Seule la partie plus rurale de Nantes Métropole n'est pas représentée. Cependant, TEB-Hydro est un modèle urbain. Sa mise en place dans un domaine rural suppose des développements complémentaires, notamment concernant la génération des écoulements rapides sur les surfaces naturelles. Il est donc tout à fait pertinent de ne pas inclure de zones rurales pour le calage et la validation du modèle actuel.

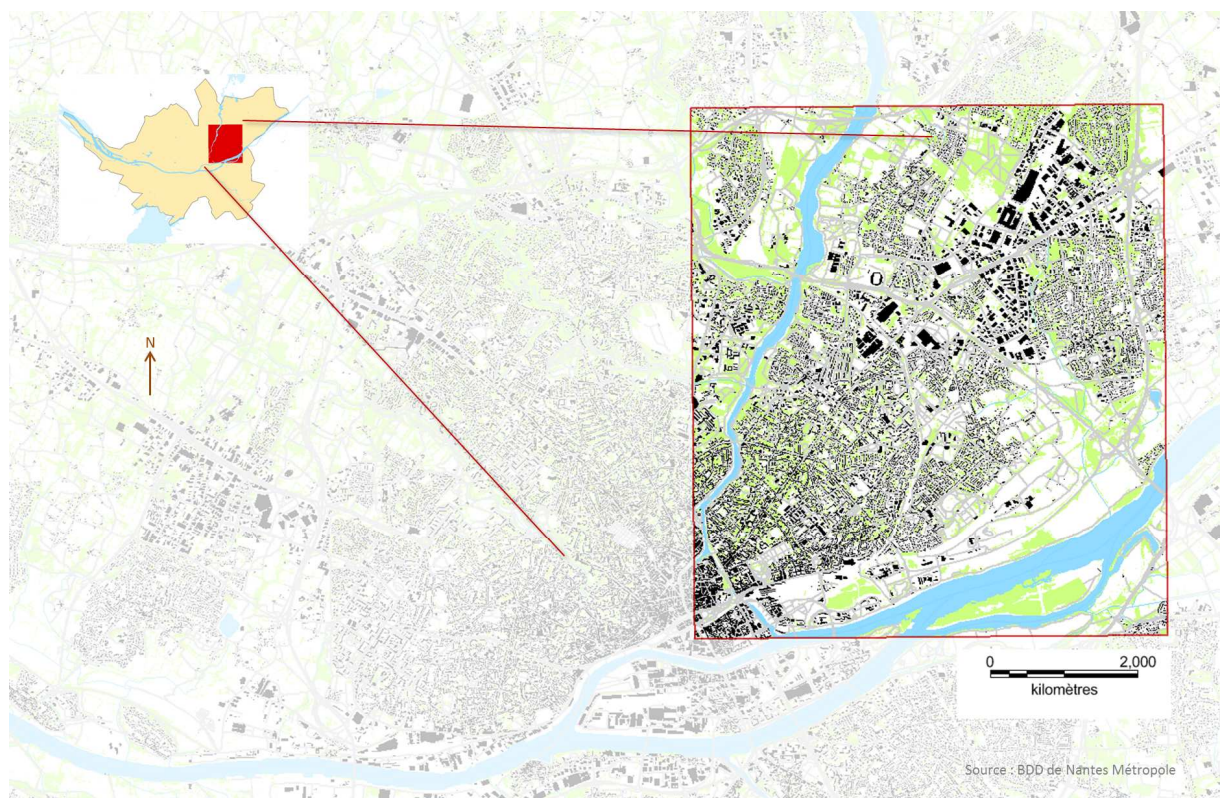


Figure 49 : Situation de la zone d'étude sur le territoire de Nantes métropole (en haut à gauche) et cartographie de la zone (données géographiques issues de la BD Topo de l'IGN).

4.2.2 Caractéristiques météorologiques de la période considérée

La pluviométrie mensuelle sur la ville de Nantes est très variable d'une année à l'autre, notre période d'étude n'échappe pas à cette règle. La pluviométrie affichée par la première partie de notre période d'étude, de mai 2010 à février 2011, est relativement

proche de la moyenne interannuelle fournie par Météo-France pour la période allant de 1981 à 2010, malgré certains évènements (cas du mois de novembre 2010) (Figure 50). La seconde partie de la période d'étude, de février 2011 à septembre 2012, est marquée par une pluviométrie très éloignée des moyennes mensuelles interannuelles fournies par Météo-France. Cela est dû à deux mois très secs : octobre 2011 et février 2012 ; associés à trois mois particulièrement humides : août 2011, décembre 2011 et avril 2012 (Figure 50).

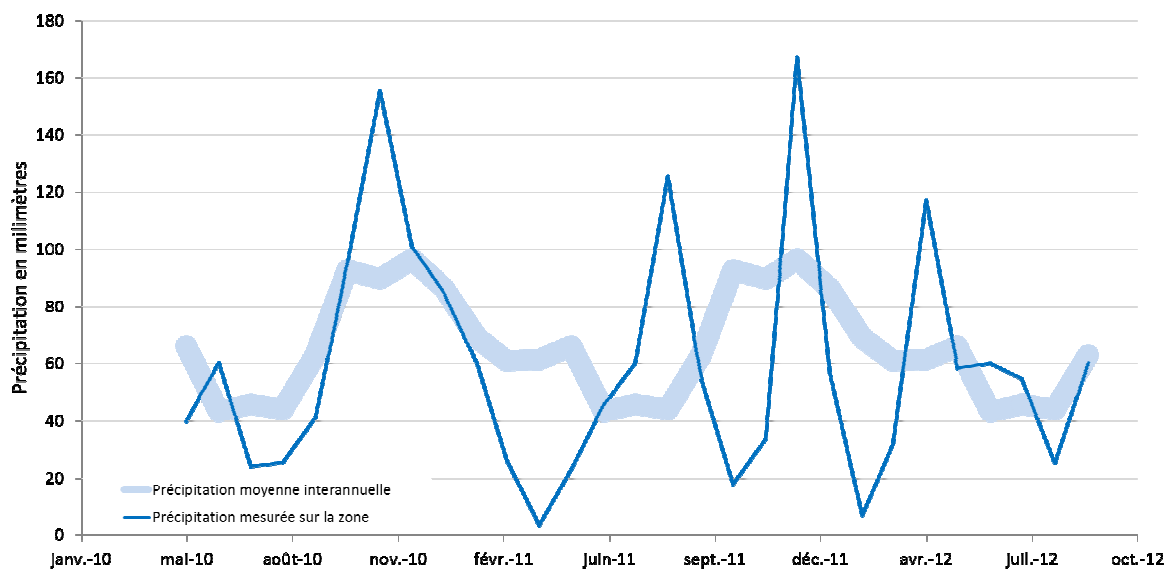


Figure 50 : Représentation de la précipitation mensuelle sur la zone d'étude pour la période d'application. Le trait bleu pâle épais représente les précipitations moyennes mensuelles interannuelles (source Météo-France, 11/2014).

Du point de vue des températures, la période étudiée est assez proche des normales mensuelles. La Figure 51 présente une comparaison des températures minimales et maximales moyennes mesurées sur la zone d'étude à celles fournies par Météo-France pour la ville de Nantes (les températures minimales et maximales moyennes correspondent à la moyenne des températures minimales et maximales relevées chaque jour du mois). Deux mois se distinguent par leur fraîcheur : décembre 2010 et janvier 2011. Malgré tout, la période reste, du point de vue des températures, représentative des conditions moyennes sur la zone d'étude.

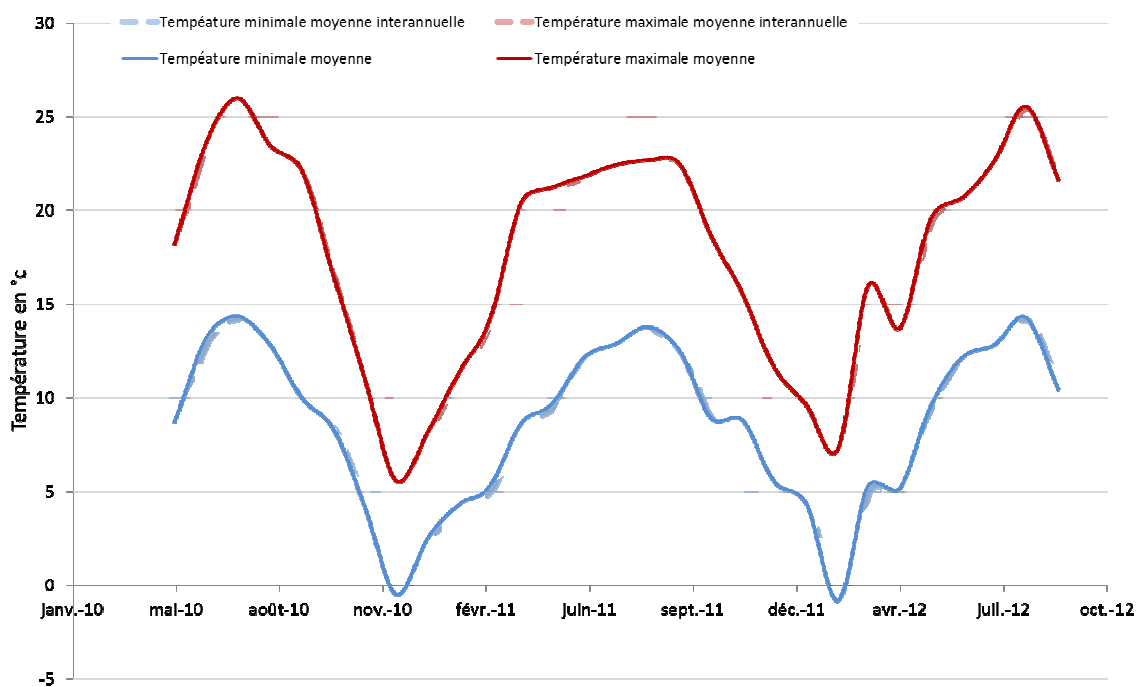


Figure 51 : Représentation des températures minimales et maximales moyennes sur la zone d'étude pour la période d'application. Les traits épais et tiretés représentent les moyennes interannuelles (source Météo-France, 11/2014).

4.2.3 Présentation du bassin versant étudié

4.2.3.1 Choix du bassin versant des Gohards ruisseau

L'évaluation d'un modèle hydrologique suppose la comparaison de variables simulées à des observations. L'analyse de la variable du débit suppose nécessairement de se placer à l'échelle d'un bassin versant.

Dans le cadre de cette étude sur la partie est de la ville de Nantes, nous avons choisi de nous intéresser au bassin versant des Gohards ruisseau. En effet, parmi les différentes observations de débits disponibles sur cette zone et pour notre période de simulation, présentées dans le chapitre 1, il s'agit du bassin versant sans influence significative d'eaux usées le plus vase dont nous disposons (4,4 km²). Or, pour notre analyse, nous souhaitons travailler sur un bassin versant suffisamment vaste pour fournir des résultats pertinents avec le modèle TEB-Hydro qui discrimine l'espace suivant un maillage variant de la centaine de mètres au kilomètre de résolution.

4.2.3.2 Caractéristiques du bassin versant

Le bassin versant des Gohards ruisseau est un bassin versant d'une superficie de 4,4 km² centré par rapport à notre zone d'étude (voir Figure 52). L'occupation des sols est partagée entre des lotissements pavillonnaires, quelques zones d'activités et des espaces verts. Il est à noter que ce bassin versant comporte sur son territoire la piscine Jules

Vernes, l'une des piscines de Nantes Métropole, qui effectue ses vidanges dans le réseau d'eau pluviale, ce qui équivaut à un volume annuelle déversé d'environ 30 000m³.

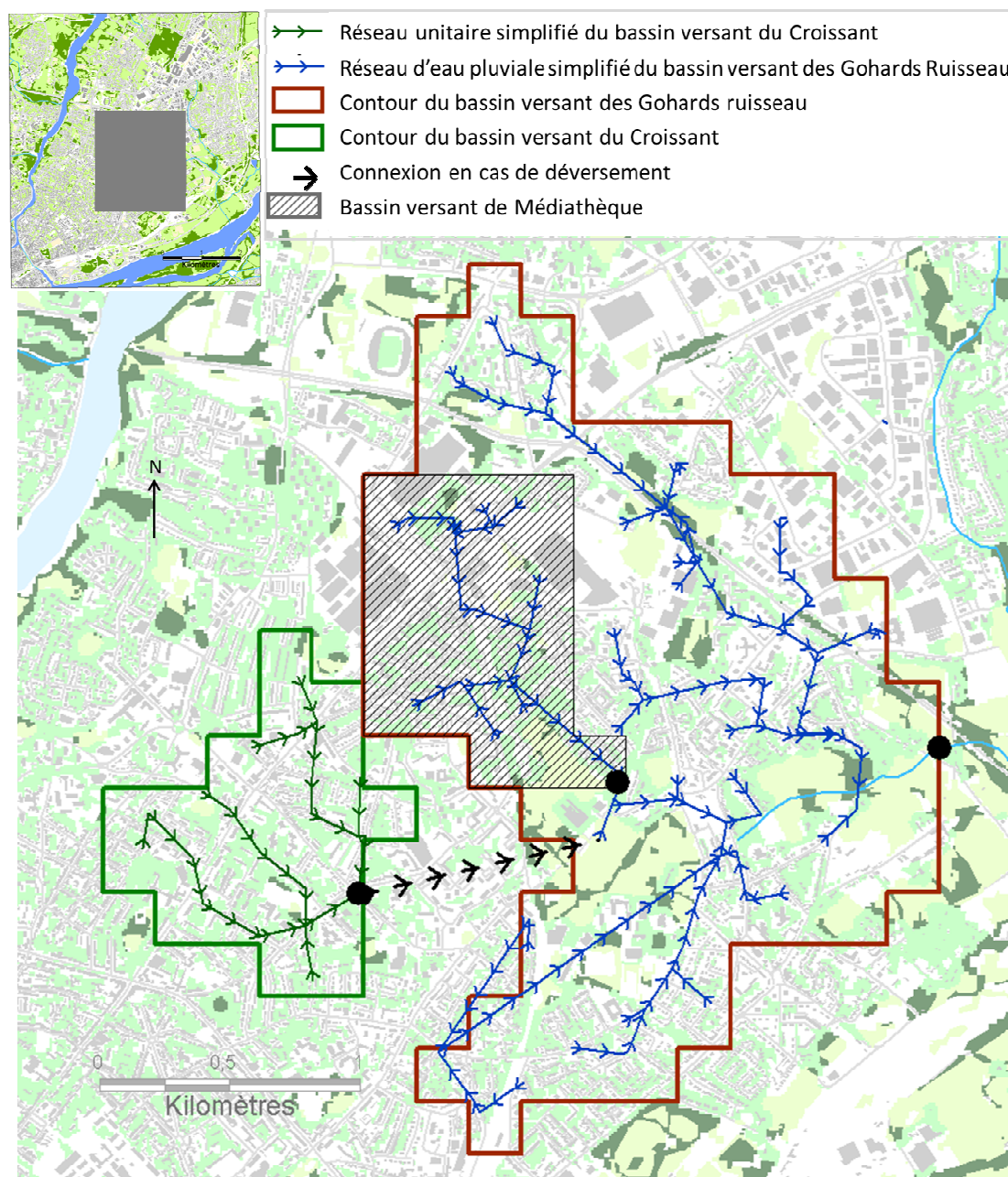


Figure 52 : Présentation du bassin versant des Gohards ruisseau (bordure rouge) ainsi que du bassin versant unitaire du Croissant (bordure verte) qui peut se connecter au bassin versant des Gohards ruisseau par l'intermédiaire de son déversoir d'orage et du sous-bassin versant de Médiathèque (hachuré en noir).

En termes de réseau hydrographique, le bassin versant des Gohards ruisseau est traité en régime séparatif. Les eaux drainées par le réseau d'eau pluviale sont ensuite connectées au ruisseau des Gohards (Figure 52) alors que les eaux drainées par le réseau d'eaux usées sont évacuées vers la station d'épuration de Tougas située à l'extérieur de la zone d'étude.

Il existe, en amont du bassin versant des Gohards ruisseau, un petit bassin versant unitaire, appelé bassin versant du Croissant, qui peut se connecter au bassin versant des Gohards ruisseau par l'intermédiaire de son déversoir d'orage. Cela signifie qu'en période « normale », l'ensemble des eaux drainées sur le bassin versant du Croissant est évacué vers la station d'épuration de Tougas, à l'extérieur de la zone d'étude, mais en période « exceptionnelle », une partie des eaux drainées sur le bassin versant du Croissant peut être rejetée vers le bassin versant des Gohards ruisseaux (Figure 52).

Enfin, le bassin versant des Gohards possède un sous-bassin versant, appelé Médiathèque, dont le débit a fait l'objet d'une observation continue depuis septembre 2011 (nous ne disposons donc que d'une année de données communes aux simulations et aux observations). Ce bassin de 0.92 km² a une surface beaucoup moins importante que le bassin versant des Gohards ruisseau, ce qui rend son étude avec un modèle tel que TEB-Hydro moins pertinente. Cependant, il nous a semblé intéressant d'analyser les résultats fournis par le modèle pour ce bassin versant afin de mieux comprendre le fonctionnement du bassin versant des Gohards ruisseau. En termes d'occupation des sols, le bassin versant de Médiathèque est principalement constitué de lotissements pavillonnaires et d'une portion de zone d'activité, il comporte moins d'espaces naturels que le bassin versant des Gohards ruisseau. Les comparaisons de la répartition de l'occupation des sols entre les bassins versants des Gohards ruisseau et de Médiathèque sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Proportion en pourcentage de chaque type d'occupation des sols pour les bassins versants de Gohards ruisseau et de Médiathèque. Ces informations ont été extraites des données géographiques présentées dans le chapitre 1 (la BD TOPO® pour les surfaces de toitures, les images aériennes traitées par le laboratoire LIENSs pour les surfaces de végétation haute et basse, les autres surfaces étant considérées comme des surfaces de routes).

	Gohards ruisseau	Médiathèque
Route	44 %	52 %
Toiture	16 %	20 %
Végétation haute	20 %	16 %
Végétation basse	20 %	11 %

4.2.3.3 Observations disponibles

Sur le bassin versant des Gohards ruisseau, nous disposons de deux points de mesure de débit : un point situé à l'exutoire des Gohards ruisseau et un point situé à l'exutoire de Médiathèque. Ces deux points sont équipés de capteurs hauteur vitesse fonctionnant au pas de temps de 2 minutes (Abdykassymova, 2014).

Cependant, nous ne disposons que de peu d'informations concernant le déversoir d'orage du Croissant. En effet, pour notre période d'étude, ce déversoir d'orage ne fait pas l'objet d'un suivi des déversements de la part des gestionnaires du réseau d'assainissement de Nantes Métropole. Par ailleurs, d'après un rapport interne de Nantes Métropole datant de 2010, le déversoir d'orage du Croissant faisait l'objet d'un chantier de mise en place d'un bassin de rétention en 2010 même si sa durée de déversement autorisée pour cette année était maintenue à 70 heures.

Enfin, nous disposons d'observations de teneur en eau. Ces observations sont exploitables, mais elles sont très localisées et, à priori, non représentatives de l'ensemble de la zone d'étude (voir chapitre 1).

4.2.4 Synthèse des caractéristiques de la simulation

4.2.4.1 Résolutions spatiale et temporelle utilisées

Pour cette simulation sur Nantes est, TEB-Hydro a été utilisé avec une grille de résolution spatiale de 200m. Cette résolution nous a semblé être un bon compromis, car elle nous permet de conserver un nombre de mailles, et donc un temps de calcul raisonnable (1152 mailles), tout en fournissant des résultats suffisamment détaillés pour l'analyse hydrologique, et notamment l'analyse du bassin versant des Gohards ruisseau (qui fait alors 120 mailles).

Les données de forçage et donc de sortie du modèle sont fournies à un pas de temps de une heure. Cependant, le modèle fonctionne avec un pas de temps de calcul de 5 minutes.

4.2.4.2 Initialisation

Il est habituel de tenir compte d'une période dite « de chauffe » lors de l'utilisation de modèles hydrologiques continus. Il s'agit d'une période au cours de laquelle le modèle fonctionne sans qu'aucune de ses sorties ne soit analysée. Cela permet au modèle de s'équilibrer et ainsi de limiter, voire d'annuler, l'impact d'approximations faites lors de la phase d'initialisation des variables.

Pour notre simulation, nous avons choisi d'utiliser une période de chauffe de 5 mois. Cette dernière semble raisonnable pour permettre l'équilibrage des différentes variables internes de TEB-Hydro. En effet, il correspond à plus de 44 000 pas de temps de calcul. La période de chauffe considérée correspond à la période allant du 1/05/2010 au 1/10/2010.

4.3 Méthode de calage et de validation

4.3.1 État de l'art sur le calage et la validation

Avant de développer ce paragraphe, nous souhaitons définir quelques termes en lien avec la modélisation hydrologique qui seront réutilisés par la suite :

- le terme « observation » désigne des valeurs mesurées sur le terrain.
- le terme « variable » désigne les séries de valeurs simulées par le modèle hydrologique au cours du temps.
- le terme « paramètre » désigne les valeurs d'éléments caractérisant la zone d'étude et son fonctionnement. Les paramètres sont nécessaires au modèle pour simuler les variables et ne varient généralement pas au cours du temps.

Il est à noter qu'un paramètre peut être estimé à partir d'une observation de même qu'une variable peut être évaluée par comparaison avec une observation.

4.3.1.1 Principe général

Tous les modèles hydrologiques, qu'ils soient empiriques, conceptuels ou à base physique, supposent l'estimation de paramètres. Ces paramètres peuvent être obtenus par mesure (observation de valeurs sur la zone d'étude), par similitude avec des paramètres estimés sur des bassins versants similaires ou par calage (Hingray, et al., 2009; Anctil, et al., 2005; Roche, et al., 2012).

L'estimation de paramètres par la mesure trouve rapidement sa limite. Tout d'abord, elle suppose que les paramètres en question aient un sens physique et qu'ils soient mesurables sans que l'incertitude sur l'observation soit trop pénalisante. Par ailleurs, certaines observations, par exemple la conductivité hydraulique du sol, sont ponctuelles et représentatives d'une zone très localisée ; or l'application d'un modèle suppose l'estimation d'une valeur du paramètre représentative de l'ensemble du bassin versant traité (Hingray, et al., 2009).

L'utilisation de techniques de régionalisation, qui consistent à estimer un paramètre en fonction de paramètres obtenus sur des bassins versants de caractéristiques similaires,

suppose que les paramètres en question aient été estimés sur d'autres bassins versants et que les caractéristiques permettant de considérer des bassins versants comme étant similaires soient connues.

De ce fait, beaucoup de modèles hydrologiques nécessitent l'estimation d'au moins une partie de leurs paramètres par calage (Hingray, et al., 2009). Le calage consiste à ajuster les paramètres du modèle de manière à ce que les variables simulées par le modèle se rapprochent autant que possible des observations correspondantes. La procédure habituelle consiste à caler les paramètres du modèle hydrologique puis à valider ce modèle en utilisant un jeu d'observation indépendant.

4.3.1.2 Critères d'appréciation

Chaque étape, calage et validation, suppose d'évaluer la performance du modèle en comparant les variables simulées aux observations correspondantes. Pour cela, des critères d'appréciation sont utilisés. Ces critères peuvent s'appliquer à différentes variables du modèle. L'utilisateur peut, par exemple, s'intéresser à la représentation des débits, des niveaux des nappes ou des flux d'évapotranspiration. L'unique contrainte est de disposer d'observations correspondant à la variable simulée par le modèle.

Dans ce travail, nous avons choisi de distinguer deux types de critères : les critères graphiques et les critères numériques. Ces critères ont généralement été développés pour étudier les débits, mais ils peuvent aussi s'appliquer à d'autres variables fournies par le modèle hydrologique.

4.3.1.2.1 Les critères graphiques

Généralement, la validation d'une chronique se fait en deux étapes. Tout d'abord, une évaluation graphique permet à l'hydrologue de juger du résultat en fonction de son expertise. Cette évaluation est visuelle et subjective, mais elle reste néanmoins une étape importante de la validation, car elle permet de comprendre le fonctionnement du modèle et facilite la détection d'erreur, ce qu'une analyse sur des critères numériques ne permet pas toujours (Hingray, et al., 2009). Trois principaux types de graphiques peuvent être utilisés pour mettre en évidence les similitudes entre observations et les variables simulées par les modèles hydrologiques (Biondi, et al., 2012).

Pour l'analyse des chroniques de débits, il est courant de comparer les hydrogrammes simulés et observés sur une période donnée (Figure 53a). Cette méthode peut cependant se révéler contraignante et peu lisible sur de longues périodes de simulation. Il est aussi possible de représenter les débits simulés en fonction des débits observés

sous la forme d'un nuage de points (Figure 53b). Enfin, la dernière représentation régulièrement utilisée est celle de la fonction résiduelle (Figure 53c), qui consiste à soustraire les observations aux simulations. Deux autres types de graphiques sont cités par Biondi et al. (2012) : la courbe débit durée fréquence et la courbe de distribution des fréquences des crues. Cependant, ces analyses graphiques étant plus spécifiques aux modèles de prévision de crue, elles ne seront pas utilisées dans le cadre de ce travail et ne seront pas détaillées ici.

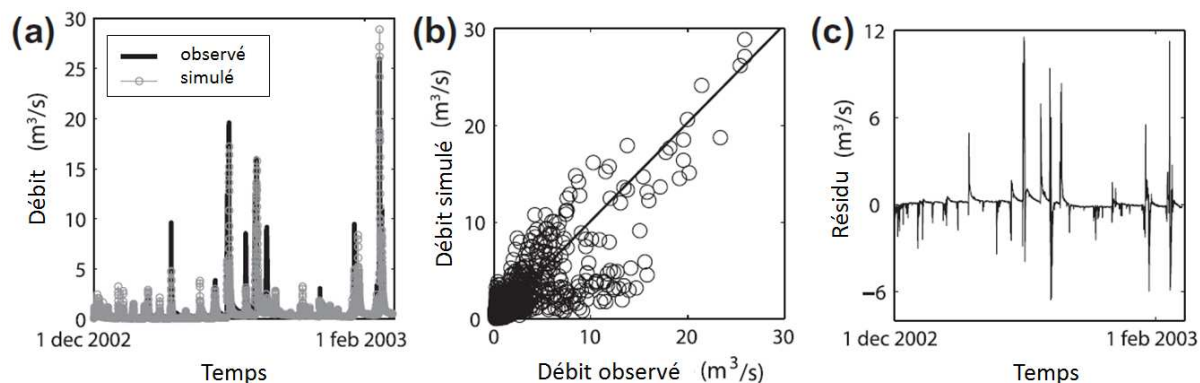


Figure 53 : Méthodes graphiques pour évaluer les performances d'un modèle hydrologique : a) chroniques observées et simulées, b) nuage de point, c) courbe résiduelle (traduit de Biondi et al. (2012)).

4.3.1.2.2 Les critères numériques

Les critères numériques sont utilisés pour avoir une vision plus objective et quantifiable des performances du modèle. Nous avons choisi de distinguer deux types de critères numériques (Weglarczyk, 1998) : les critères statistiques basiques et les critères dérivés.

4.3.1.2.2.1 Les critères statistiques basiques

Les critères statistiques basiques évaluent la capacité du modèle à reproduire des caractéristiques statistiques globales de la variable considérée. Cette analyse peut être faite à différentes échelles temporelles (annuelle, saisonnière). Il est ainsi possible de s'intéresser aux valeurs moyennes, minimales, maximales, aux quantiles et à la part dans le bilan hydrologique d'une variable donnée. Le premier décile, valeur non dépassée dans 10 % des cas, et le dernier décile, valeur non dépassée dans 90 % des cas, sont les quantiles les plus régulièrement utilisés en hydrologie (Braud, et al., 2013). De même, les périodes temporelles correspondant aux valeurs extrêmes peuvent, elles aussi, être prises en compte (date des plus hautes eaux, date des plus basses eaux). Ces informations permettent de caractériser le régime hydrologique du bassin versant considéré.

4.3.1.2.2 Les critères dérivés

Généralement, afin de qualifier la performance d'un modèle, plusieurs critères basiques sont combinés sous forme de critères dérivés (Weglarczyk, 1998). Il existe de nombreux critères dérivés répertoriés par divers auteurs (Moriassi, et al., 2007; Biondi, et al., 2012; Hingray, et al., 2009; Legates & McCabe, 1999), toutefois, un certain nombre d'entre eux sont corrélés, ils ne doivent pas, alors, être appliqués simultanément (Weglarczyk, 1998).

Parmi ces critères, nous pouvons citer le coefficient de détermination R^2 , le critère des moindres carrés, le critère de Nash-Sutcliffe sur les logarithmes ou l'erreur quadratique moyenne (Hingray, et al., 2009; Moriassi, et al., 2007; Legates & McCabe, 1999). Dans ce document, nous avons choisi de ne détailler que les critères de pourcentage de biais, de coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe et de coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (Gupta, et al., 2009) que nous allons utiliser de manière plus approfondie.

Pour l'ensemble des équations présentées ci-dessous, la nomenclature utilisée est : $D_{sim}(t)$ la variable simulée au pas de temps t , $D_{ref}(t)$ l'observation de référence au pas de temps t , $\overline{D_{sim}}$ la moyenne des variables simulées et $\overline{D_{ref}}$ la moyenne des observations de référence.

Le pourcentage de biais (PBIAS, Équation 14) mesure la tendance du modèle à surestimer ou à sous-estimer les variables. Il n'évalue pas la dynamique de la chronique. Il est le plus souvent utilisé sous forme normalisée, il représente alors l'erreur relative entre les observations et les simulations. Une valeur proche de zéro correspond à un bon résultat.

Équation 14

$$PBIAS = \frac{\sum(D_{ref}(t) - D_{sim}(t)) \times 100}{\sum D_{ref}(t)}$$

Le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE, Équation 15) permet de mesurer la variance des écarts entre variables simulées et observations par rapport à la variance des observations (Nash & Sutcliffe, 1970). Ce coefficient varie de 1 à $-\infty$, plus il est proche de 1 plus le modèle est, à priori, précis.

Équation 15

$$NSE = 1 - \frac{\sum(D_{sim}(t) - D_{ref}(t))^2}{\sum(D_{ref}(t) - \overline{D_{ref}})^2}$$

Cependant, le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe présente quelques limites mises en évidence par Gupta et al. (2009). En effet, le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe permet de combiner trois critères : la capacité du modèle à reproduire la moyenne des observations (donc à ne pas être biaisé), leur variabilité, ainsi que l'évolution temporelle des observations (mesurée par la covariance). Cependant, la manière dont sont combinées ces trois composantes conduit d'une part, à minimiser l'importance accordée au biais lorsque la variabilité de la variable simulée est importante et d'autre part, à favoriser les résultats sous-estimant la variabilité (débits de pointe sous-estimés et débits d'étiage surestimés). Cela peut avoir un impact non négligeable sur les résultats du modèle si seul le critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe est utilisé dans la phase de calage (Gupta, et al., 2009).

Afin de remédier à ces limites, Gupta et al. (2009) propose un nouveau critère, le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (KGE, Équation 16).

Équation 16

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2}$$

Avec r le coefficient de corrélation linéaire entre les variables simulées et les observations (Équation 17), α la variabilité relative représentée par le quotient des écarts-types sur les observations et les variables simulées (Équation 18) et β la représentation du biais (Équation 19).

Équation 17

$$r = \frac{\sum((D_{sim}(t) - \overline{D_{sim}}) \cdot (D_{ref}(t) - \overline{D_{ref}}))}{\sqrt{\sum(D_{sim}(t) - \overline{D_{sim}})^2} \cdot \sqrt{\sum(D_{ref}(t) - \overline{D_{ref}})^2}}$$

Équation 18

$$\alpha = \frac{\sqrt{\sum(D_{sim}(t) - \overline{D_{sim}})^2}}{\sqrt{\sum(D_{ref}(t) - \overline{D_{ref}})^2}}$$

Équation 19

$$\beta = \frac{\overline{D_{sim}}}{\overline{D_{ref}}}$$

Il est aussi possible de pondérer les différentes composantes du coefficient d'efficacité de Kling-Gupta ce qui peut permettre d'attribuer plus d'importance à l'une des caractéristiques. Cependant, les utilisateurs du coefficient d'efficacité de Kling-Gupta se

sont généralement contentés du coefficient non pondéré présenté dans l'Équation 16 (Gupta, et al., 2009; Nicolle, et al., 2014; Ye, et al., 2014; Wi, et al., 2015)

4.3.1.3 Calage

Le calage revient à optimiser les différents critères en faisant varier les paramètres. Cela fait naître différentes questions. Tout d'abord, lorsque plusieurs critères sont considérés, l'amélioration d'un critère peut amener à la détérioration d'un autre critère, il est alors nécessaire de les prioriser. Par ailleurs, des paramètres peuvent être dépendants les uns des autres et certains critères peuvent être insensibles à certains paramètres ce qui rend leur optimisation délicate. Enfin, la présence d'optima locaux peut conduire à des choix qui ne sont pas les meilleurs. Dans ce cadre, différentes méthodes de calage, manuelles et automatiques, se côtoient sans qu'il y ait une méthodologie type applicable dans toutes les situations (Roche, et al., 2012).

Le calage manuel fait intervenir l'expertise de l'hydrologue qui fait varier les paramètres du modèle et analyse les critères obtenus. C'est une méthode subjective basée sur les connaissances du fonctionnement du modèle et du bassin versant. Elle donne de bons résultats et est couramment appliquée en hydrologie (Hingray, et al., 2009; Roche, et al., 2012). Cependant, elle suppose un nombre de paramètres restreint, de préférence inférieur à cinq.

Le calage automatique est une méthode objective qui cherche les paramètres permettant d'optimiser les critères sur une plage de variation donnée. Cependant, le calage automatique est difficile à mettre en pratique dans le cadre d'un calage multicritères. Par ailleurs, comme il n'est pas basé sur la connaissance du fonctionnement du bassin versant, il peut aboutir à des paramètres qui donnent de bons résultats pour de mauvaises raisons (valeurs de paramètres aberrantes par rapport à la réalité physique, mais qui se compensent pour la période de calage par exemple). Dans la plupart des cas, il est conseillé de vérifier les résultats du calage automatique grâce à l'expertise de l'hydrologue.

4.3.1.4 Validation

Il existe différentes méthodes de validation visant toutes à garantir l'indépendance des observations de validation et des observations de calage tout en tenant compte des objectifs spécifiques du modèle (Klemes, 1986). La validation dite « croisée » est faite en divisant la période de simulation en deux. Un calage est fait indépendamment sur chaque période. Puis chaque calage est validé grâce à l'autre période. Les valeurs des paramètres obtenus doivent être proches quel que soit le calage et les résultats de la

validation satisfaisants pour considérer que le modèle fournit des résultats acceptables. La validation croisée permet d'évaluer la capacité du modèle à simuler des variables dans des conditions hydrométéorologiques similaires à celles du calage. Il est à noter que cela suppose de disposer d'une série d'observations suffisamment longue.

La validation peut aussi être faite en transposition spatiale (Klemes, 1986): pour une même période temporelle, deux calages vont être effectués sur deux bassins versants différents. Les validations s'effectueront, pour chaque calage, sur le bassin versant non utilisé dans la phase de calage. Des paramètres proches lors des deux calages associés à une validation satisfaisante indiquent que le modèle n'est pas spécifique au bassin versant, mais qu'il peut être transposé à des bassins versants de caractéristiques hydrométéorologiques similaires. Cela suppose de disposer de deux bassins versants aux comportements hydrologiques semblables.

Dans le cadre de modèles ayant pour objectif de simuler le comportement de bassins versants dans un contexte hydrométéorologique perturbé (modèles destinés à l'estimation des impacts du changement climatique par exemple), il est possible d'effectuer une validation différentielle (Klemes, 1986). Dans ce cas, le calage et la validation sont effectués sur des périodes hydrométéorologiques différentes. Cela permet de tester la capacité du modèle à produire des résultats cohérents pour des conditions hydrométéorologiques pour lesquelles il n'a pas été expressément calé. Mais la validation différentielle peut aussi être utilisée pour évaluer l'impact de changement d'occupation du sol. Il faut pour cela effectuer le calage et la validation du modèle pour deux périodes pour lesquelles l'occupation des sols du bassin versant considéré n'est pas la même. Il est bien entendu possible de combiner une validation différentielle avec une validation en transposition spatiale.

Enfin, une dernière méthode de validation peut être considérée. Il s'agit de la validation à l'aveugle (Ewen & Parkin, 1996) conseillée dans le cadre de modèles dédiés à l'évaluation du changement climatique ou de l'évolution future du bassin versant. Dans ce cadre, les paramètres du modèle sont estimés à partir de la connaissance du fonctionnement du bassin versant. Cependant, les observations correspondant aux variables simulées par le modèle ne sont pas utilisées pour le calage, mais seulement pour la validation. Cela suppose une grande expertise de la part de l'hydrologue. Cette méthode est peu utilisée.

Dans toutes les procédures de validation détaillées ci-dessus, il est possible de valider le modèle en analysant les mêmes critères que ceux choisis pour le calage (il s'agit alors

d'une validation interne) ou en analysant d'autres critères (on parle alors de validation externe).

4.3.2 Choix effectués

Ce paragraphe détaille et justifie les choix effectués pour caler et valider le modèle hydrométéorologique TEB-Hydro.

4.3.2.1 Variables de calage

TEB-Hydro est un modèle hydrométéorologique permettant de simuler de nombreuses variables. Trois variables peuvent être envisagées pour caler le modèle sur l'aspect hydrologique : les flux d'évapotranspiration, les teneurs en eau du sol et les débits.

Nous disposons d'observations de flux d'évapotranspiration grâce au mât télescopique installé sur le secteur du Pin Sec (voir chapitre 1). Malgré l'aspect localisé de cette mesure, il serait donc envisageable de caler et/ou de valider TEB-Hydro sur la simulation de ces flux d'évapotranspiration, d'autant plus que leur calcul explicite représente un des atouts et une originalité du modèle. Cependant, l'exploitation des observations de flux d'évapotranspiration suppose préalablement de connaître la zone émettrice (footprint). Or, la surface émettant le flux d'évapotranspiration mesuré est difficile à déterminer et variable dans le temps en raison notamment des conditions météorologiques. Le travail nécessaire à la détermination précise des zones émettrices correspondant à une mesure (travail sur les footprint) est un travail important qui n'est pas envisagé dans le cadre de cette thèse. Cependant, en raison de leur intérêt, l'exploitation de ces observations est envisagée lors d'applications ultérieures, des travaux sont en cours (Mcharrat, 2015).

Les observations de teneur en eau du sol sont très localisées et, à priori, non représentatives de l'ensemble de la zone d'étude. Il ne nous semble donc pas envisageable de les utiliser pour caler le modèle TEB-Hydro. En revanche elles peuvent être utilisées pour évaluer les résultats du modèle sur la zone concernées par la mesure.

Aux vues des observations disponibles et de l'état de nos connaissances, nous avons donc choisi d'effectuer notre calage uniquement sur la variable débit, même si un calage simultané sur plusieurs variables nous semble présenter un intérêt certain (Abdykassymova, 2014). Pour cela, nous avons choisi de caler le modèle TEB-Hydro sur les observations de débit du bassin versant des Gohards ruisseau. En effet, il s'agit du seul bassin versant sans influence significative d'eaux usées, disposant d'observations sur notre période de simulation et d'une superficie suffisante pour

fournir des hydrogrammes exploitables avec TEB-Hydro (4,4 km² soit 120 mailles). Le bassin versant de Médiathèque sera aussi étudié mais ne fera pas l'objet d'un calage.

4.3.2.2 Critères d'évaluation

Pour effectuer le calage, nous optimiserons le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (KGE, Équation 16), qui permettra d'ajuster à la fois le biais, la variabilité et la dynamique temporelle de l'hydrogramme. Nous avons choisi d'utiliser le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta plutôt que le coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE, Équation 15) plus souvent utilisé en hydrologie, afin de pouvoir pallier les limites de ce dernier mises en évidence par Gupta et al.(2009). En effet, si l'utilisation du coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe lors du calage permet d'obtenir une bonne corrélation entre les observations et les variables simulées, elle ne permet pas d'ajuster correctement ni la valeur moyenne ni la variabilité des variables simulées. Or, d'après Braud et al.(2013), ce sont principalement ces critères, liés au régime hydrologique du bassin versant considéré, qui seront les plus impactés par un changement hydrométéorologique ou morphologique. Le modèle hydrologique TEB-Hydro a pour objectif, à terme, d'évaluer des scénarios d'occupation des sols et de changement climatique, nous ne pouvons donc pas négliger ces critères lors de l'étape de calage.

Nous avons choisi d'appliquer le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta sans pondération comme dans les applications récentes que nous avons relevées dans la littérature (Gupta, et al., 2009; Nicolle, et al., 2014; Ye, et al., 2014; Wi, et al., 2015) afin d'avoir une possibilité de comparaison avec ces différentes applications.

4.4 Application sur le bassin versant des Gohards Ruisseau

4.4.1 Analyse de sensibilité

TEB-Hydro comporte un nombre trop important de paramètres pour envisager de faire un calage fin en faisant varier indépendamment chacun de ces paramètres. C'est pourquoi nous avons choisi de faire, préalablement à l'étape de calage, une analyse de sensibilité. Cette analyse a pour objet d'évaluer l'impact des paramètres intervenant dans le bilan en eau et le transfert, sur les résultats du modèle et ainsi de prioriser les paramètres les plus sensibles lors de l'étape de calage.

À l'issue de cette analyse de sensibilité, certains paramètres apparaîtront plus influents que d'autres. Ils feront l'objet d'un calage.

4.4.1.1 Paramètres à ajuster

Dans un premier temps, nous avons répertorié l'ensemble des paramètres du modèle TEB-Hydro pouvant nécessiter un calage. Il s'agit :

- Des capacités maximales des réservoirs de surface sur les routes et sur les toitures ($W_{s\max}^{road}$ et $W_{s\max}^{roof}$), ces paramètres déterminent les pertes initiales sur les surfaces imperméables (Bertrand-Krajewski, 2006).
- Du taux d'infiltration parasite (I_p^{sew}). Ce paramètre sans dimension est lié, notamment, à la qualité de l'étanchéité des réseaux, mais il n'a aucune signification physique.
- Du taux maximal d'infiltration dans la voirie ($Infil_{road}$).
- Du taux de connexion des surfaces imperméables permettant de caractériser la part de surface imperméable directement connectée aux réseaux d'assainissement.
- Des vitesses. Ces vitesses sont nécessaires à la mise en place d'une méthode de propagation des écoulements de type time-offset. Nous avons choisi de distinguer quatre milieux de propagation différents ayant chacun leur vitesse propre (versant, réseau d'assainissement, rivière et sol). Nous avons donc quatre paramètres de vitesse.

Pour chacun de ces paramètres, nous avons déterminé à partir de la littérature et de notre connaissance du fonctionnement du modèle, une valeur « référence », une valeur « minimale réaliste » et une valeur « maximale réaliste ». Pour chaque paramètre, trois simulations seront lancées : une simulation avec la valeur « minimale réaliste » du paramètre, une simulation avec la « valeur maximale réaliste » du paramètre et une simulation avec la valeur « référence » du paramètre ; les autres paramètres étant fixés à leur valeur « référence » pour ces trois simulations.

4.4.1.1.1 Les réservoirs de surface

De nombreux auteurs ont proposé des valeurs correspondant aux capacités maximales des réservoirs sur les surfaces imperméables $W_{s\max}^{tot}$. Certains auteurs distinguent le réservoir de surface sur les routes $W_{s\max}^{road}$ du réservoir de surface sur les toitures $W_{s\max}^{roof}$. Les valeurs relevées dans la littérature sont synthétisées dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Valeurs des réservoirs de surface sur les routes, les toitures et les surfaces imperméabilisées sans distinction.

Référence	$W_{s\max}^{road}$ (mm)
Davies & Hollis (1981)	1
Hollis & Ovenden (1988)	0.6 à 1.2
Berthier (1999) : plage de calage testée	0 à 15
Rodriguez, et al.(2008)	3.5
Référence	$W_{s\max}^{roof}$ (mm)
Davies & Hollis (1981)	0.25
Hollis & Ovenden (1988)	0.2 à 0.6
Rodriguez, et al.(2008)	0.5
Référence	$W_{s\max}^{tot}$ (mm)
Synthèse effectuée par Furusho (2011) basée sur Bertrand-Krajewski (2006)	0.25 à 3.5
Furusho (2011)	0.5 à 2.4

Aux vues des valeurs relevées dans la littérature, nous avons effectué les choix suivants :

- Valeur minimale réaliste pour le réservoir sur route : 0.1 mm. Seul Berthier (1999), propose une valeur inférieure. Cependant, cette proposition concerne un travail de calage pour lequel une plage très large a été testée.
- Valeur maximale réaliste pour le réservoir sur route : 6 mm, ce qui correspond là encore à une valeur extrême dépassée uniquement dans le cadre de l'opération de calage Berthier (1999).
- Valeur référence pour le réservoir sur route : 3 mm. Il s'agit d'une valeur moyenne entre les extrêmes retenus, qui se rapproche des résultats obtenus lors d'études sur le territoire de Nantes Métropole (Furusho, 2011; Rodriguez, et al., 2008).
- Valeur minimale réaliste pour le réservoir sur toiture : 0.1 mm, soit la même valeur minimale que pour le réservoir sur route.
- Valeur maximale réaliste pour le réservoir sur toiture : 2 mm. Il s'agit d'une valeur supérieure à celles utilisées spécifiquement pour les réservoirs sur toiture, mais qui nous assure de couvrir l'étendue des valeurs possibles aux vues des valeurs utilisées pour l'ensemble des surfaces imperméabilisées.
- Valeur référence pour le réservoir sur toiture : 1 mm. Il s'agit d'une valeur moyenne entre les extrêmes retenus.

4.4.1.1.2 Le taux d'infiltration parasite

Le taux d'infiltration parasite est un paramètre intégré dans le calcul des infiltrations parasites. Ce paramètre sans dimension n'a pas de signification physique. Par ailleurs, la formule utilisée pour calculer les infiltrations parasites s'inspire d'autres travaux (Furusho, 2011), mais a été adaptée au fonctionnement de TEB-Hydro. Il n'est donc pas possible de s'appuyer sur des valeurs existantes dans la littérature pour déterminer la plage de valeur possible de ce paramètre.

Après analyse sommaire des premiers résultats du modèle, les valeurs suivantes ont été choisies :

- Valeur minimale réaliste : 0
- Valeur maximale réaliste : 0.1
- Valeur référence : 0.05

La valeur référence correspond à la moyenne des valeurs extrêmes.

4.4.1.1.3 Le taux d'infiltration dans la voirie

Afin de définir la plage de valeur utilisée pour l'analyse de sensibilité au taux d'infiltration dans la voirie, nous nous sommes appuyés sur trois études, dont deux ayant eu lieu sur le territoire de Nantes Métropole (Berthier, 1999; Furusho, 2011). Leur synthèse est présentée dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Valeur des taux d'infiltration dans la voirie

Référence	$Infil_{road}$ (m.s ⁻¹)
Van Ganse (1978)	1 ^E -11 à 1 ^E -5
Berthier (1999)	1 ^E -9 à 1 ^E -6
Furusho (2011)	0 à 1 ^E -8

Aux vues de ces résultats, nous avons choisi d'appliquer les valeurs suivantes :

- Valeur minimale réaliste : 1E-9
- Valeur maximale réaliste : 1E-4
- Valeur référence : 1E-5

4.4.1.1.4 Le taux de connexion

Le taux de connexion est un paramètre souvent désigné comme sensible (Sutherland, 1995). Nous nous sommes intéressés aux valeurs de taux de connexion rencontrées dans

trois études effectuées sur le territoire de Nantes Métropole. Deux portent sur le bassin versant de Rezé pour lesquelles les taux de connexion retenus sont 0.85 dans le cadre de l'étude de Berthier (1999) et 0.8 pour les routes et 0.92 pour les toitures dans le cadre de l'étude de Lemonsu (2003). Enfin, Furusho et al. (2013) a défini un taux de connexion de 0.85 sur le bassin versant de la Chézine suite à une analyse pluie débit.

En raison de l'hétérogénéité de notre zone d'étude, nous avons choisi de balayer un large spectre de possibilités prenant en compte l'éventualité d'un taux de connexion plus faible, nous avons choisi d'utiliser les valeurs de taux de connexion suivantes :

- Valeur minimale réaliste : 0.5
- Valeur maximale réaliste : 0.9
- Valeur référence : 0.7

4.4.1.1.5 Les vitesses de propagation

Pour déterminer une plage de valeurs de vitesses cohérente, nous nous sommes appuyés sur des études précédemment réalisées avec le modèle hydrologique ISBA-Topmodel. En effet, le modèle ISBA étant, comme le modèle TEB, intégré à la plateforme de modélisation SURFEX, il traite le territoire d'une manière proche du modèle TEB-Hydro.

Une première étude a été faite par Bouilloud et *al.*(2009) sur un territoire de moyenne montagne. Dans cette étude trois vitesses différentes ont été distinguées : une vitesse dans le sol, une vitesse en versant et une vitesse en rivière. Cette étude étant consacrée aux crues éclair, la vitesse dans le sol représentait un paramètre peu sensible qui a été fixé à 0.3 m.s^{-1} sans faire l'objet d'une analyse de sensibilité. La vitesse en rivière a été considérée comme dix fois supérieure à la vitesse en versant. Une analyse de sensibilité a été effectuée en faisant varier la vitesse en versant de 0.1 à 0.3 m.s^{-1} et donc la vitesse en rivière de 1 à 3 m.s^{-1} . Les meilleurs résultats ont été obtenus pour des vitesses en versant et en rivière respectivement de 0.1 et 1 m.s^{-1} .

La seconde étude a été réalisée sur le bassin versant de la Chézine, situé sur le territoire de Nantes Métropole, par Furusho (2011). Dans cette étude, trois vitesses ont été obtenues par calage : une vitesse en réseau de 0.38 m.s^{-1} , une vitesse en rivière de 0.38 m.s^{-1} , et une vitesse en versant de 0.03 m.s^{-1} .

Par ailleurs, selon les spécifications techniques (Fascicule n° 70 du Cahier des Clauses Techniques Générales, novembre 2003), la vitesse d'écoulement en réseau

d'assainissement doit être suffisante pour assurer l'autocurage sans être excessive, afin d'éviter la détérioration prématurée des canalisations. Cela conduit à une vitesse variant entre 0.5 et 5 m.s⁻¹.

Ces considérations nous ont conduits à choisir les vitesses présentées dans le Tableau 5 pour l'analyse de sensibilité.

4.4.1.1.6 Synthèse

L'ensemble des choix pour chaque paramètre est synthétisé dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Tableau de synthèse des valeurs choisi pour l'analyse de sensibilité, pour chaque paramètre

	Valeur référence	Valeur minimale réaliste	Valeur maximale réaliste
Réservoir de surface sur route	3	0,1	6
Réservoir de surface sur toiture	1	0,1	2
Taux d'infiltration parasite	0,05	0	0,1
Taux d'infiltration dans la voirie	1 ^E -5	1 ^e -9	1 ^e -4
Taux de connexion	0,7	0,5	0,9
Vitesse d'écoulement en réseau	1	0,5	5
Vitesse d'écoulement en rivière	0,5	0,3	3
Vitesse d'écoulement en versant	0,1	0,03	0,3
Vitesse d'écoulement dans le sol	0,1	0,03	0,3

4.4.1.2 Résultats

La sensibilité à chaque paramètre est évaluée à l'aide de l'Équation 20.

Équation 20

$$SENS = \frac{\frac{|C_{min} - C_{max}|}{|C_{ref}|}}{\frac{|P_{min} - P_{max}|}{|P_{ref}|}}$$

Avec SENS la sensibilité, C le critère utilisé pour évaluer le résultat de la simulation (les différents critères utilisés dans le cadre de ce travail sont listés ci-dessous), P le

paramètre évalué. Les indices $_{\min}$, $_{\max}$ et $_{\text{ref}}$ font référence respectivement aux valeurs minimale réaliste, maximale réaliste et référence.

Pour chaque paramètre, les critères suivants ont été analysés :

- pourcentage de biais (PBIAS, Équation 14)
- coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE, Équation 15)
- coefficient de corrélation linéaire (r , Équation 17)
- variabilité relative (α , Équation 18)
- représentation du biais (β , Équation 19)
- coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (KGE, Équation 16)

Il est à noter que les critères de pourcentage de biais et de représentation du biais (PBIAS et β) donnent des résultats proches de même que les critères de Nash-Sutcliffe et de Kling-Gupta (NSE et KGE). Cependant, nous avons choisi de présenter les résultats obtenus pour chacun de ces critères. En effet, le PBIAS et le NSE sont couramment utilisés dans la littérature, leur présentation permet de comparer les résultats de cette étude avec d'autres études. Par ailleurs, le KGE est le critère sur lequel nous nous appuyons pour discriminer nos choix, il est donc pertinent de le présenter ainsi que ses différentes composantes (r , α et β). La Figure 54 présente sous forme de graphiques les résultats obtenus après l'analyse de sensibilité.

Ainsi qu'escompté, les sensibilités des critères PBIAS et β ont des profils similaires. Ils font ressortir de manière très forte le paramètre du taux de connexion, puis dans une moindre mesure, le paramètre du réservoir de surface sur les routes. Ces paramètres influencent le biais, car ils jouent un rôle important dans le bilan hydrologique en modifiant les quantités d'eau disponibles pour le ruissellement et l'évapotranspiration.

La sensibilité du critère α fait ressortir à nouveau le paramètre du taux de connexion, suivi, dans une moindre mesure, du paramètre de réservoir de surface sur les routes. Ce critère évalue la variabilité des variables simulées et observées. Or, le taux de connexion est un paramètre qui va fortement influencer la hauteur des pics de débit et risque d'abaisser le débit de base, ce qui explique cet impact.

La sensibilité du critère r est plus faible que pour les autres critères. Elle met en évidence les paramètres de réservoir de surface sur les routes et de taux d'infiltration parasite ainsi que les paramètres de vitesses, excepté la vitesse dans le sol (elle concerne

un volume d'eau trop restreint qui varie peu dans le temps). Ce critère évalue la correspondance des variations entre variables simulées et observées. Il est donc particulièrement sensible aux paramètres influençant les temps d'arrivée à l'exutoire. Il est cohérent de voir apparaître les vitesses. Cependant, les paramètres de réservoir de surface sur route (qui en augmentant va réduire les temps d'arrivée à l'exutoire) et de taux d'infiltration parasite (qui en augmentant va accélérer les temps d'arrivée à l'exutoire, les écoulements étant plus rapides en réseau que dans le sol), jouent un rôle plus important que les vitesses. Le faible impact des vitesses peut s'expliquer par la configuration du bassin versant utilisée pour l'analyse de sensibilité (bassin versant des Gohards ruisseaux) et le pas de temps de simulation (une heure). En effet, le pas de temps est relativement élevé par rapport au temps de réponse du bassin versant, les vitesses ont donc un impact moins important.

Enfin, les sensibilités du NSE et du KGE présentent des profils similaires, même si la sensibilité est plus marquée pour le KGE. Cela nous conforte dans le choix du KGE comme critère de choix synthétique. Ces deux critères apparaissent comme particulièrement sensibles au taux de connexion, puis, dans une moindre mesure, au réservoir de surface sur les routes.

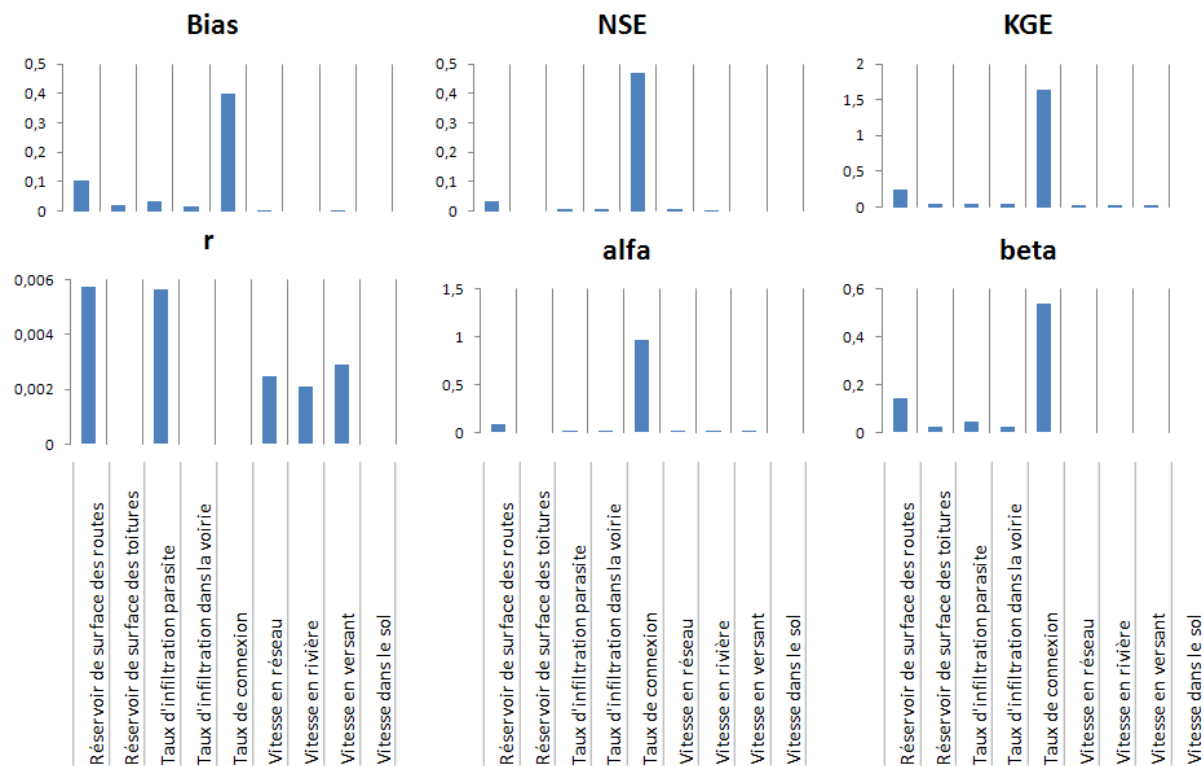


Figure 54 : Graphique de synthèse des résultats de l'analyse de sensibilité. Chaque graphique correspond à un critère et chaque barre à un paramètre analysé.

4.4.1.3 Conclusion

À l'issue de ce travail d'analyse de sensibilité, il apparaît que le modèle est particulièrement sensible au taux de connexion. Le paramètre de réservoir de surface sur les routes apparaît comme influençant aussi beaucoup les résultats par rapport aux autres paramètres, et ce, quel que soit le critère analysé. Cette forte influence peut en partie s'expliquer par la forte proportion de surfaces de routes sur le bassin versant des Gohards ruisseau (voir Tableau 2). Enfin, le troisième paramètre dont la valeur de sensibilité suivant le critère de KGE est la plus importante est le taux d'infiltration parasite. Ce paramètre joue un rôle important sur le biais et sur la corrélation des variables observées et simulées.

De ce fait, seuls ces trois paramètres (taux de connexion, réservoir de surface sur les routes et taux d'infiltration parasite) feront l'objet d'un calage. Le modèle est considéré comme peu sensible aux autres paramètres, qui seront fixés à leur valeur « référence » déterminée à partir de la littérature.

Il est à noter que TEB-Hydro semble très peu sensible aux paramètres de vitesses des écoulements. Cela peut s'expliquer par le temps de réponse du bassin versant des Gohards ruisseau et le pas de temps de modélisation utilisé. En effet, les simulations de TEB-Hydro fournissent des résultats au pas de temps d'une heure. Or, le temps de réponse du bassin versant des Gohards ruisseau est inférieur à l'heure. De ce fait, l'impact des vitesses des écoulements n'est pas visible. Afin d'analyser cet impact, il serait intéressant d'étudier le bassin versant avec un pas de temps plus fin.

4.4.2 Calage et validation croisée

4.4.2.1 Procédure de calage

Nous avons choisi d'effectuer une validation croisée visant à contrôler la capacité du modèle à simuler des résultats dans des conditions hydrométéorologiques similaires et sur le même bassin versant. Pour cela, nous avons calé les paramètres du modèle sur la période allant du 01/10/2010 au 01/10/2011 qui correspond à une période d'un an après la période de chauffe du modèle. Puis, nous avons comparé les variables simulées avec les observations de la période du 01/10/2011 au 01/10/2012 qui correspondent à l'année suivant la période de calage, puis nous avons effectué l'opération inverse.

Suite à l'analyse de sensibilité, trois paramètres font l'objet d'un calage : le taux de connexion, le réservoir de surface sur les routes et le taux d'infiltration parasite. Ces paramètres pouvant être corrélés, nous avons choisi, lors de la phase de calage, de

tester toutes les combinaisons de valeurs. En raison des temps de calcul du modèle, nous nous sommes limités à trois valeurs possibles par paramètre. Nous nous sommes appuyés sur les résultats de l'analyse de sensibilité pour nous centrer sur les plages de valeurs les plus probables : celles fournissant à priori les meilleurs résultats en termes de critère de Kling-Gupta. Les valeurs choisies pour chaque paramètre sont précisées dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Tableau récapitulatif des valeurs des paramètres testées lors de la phase de calage.

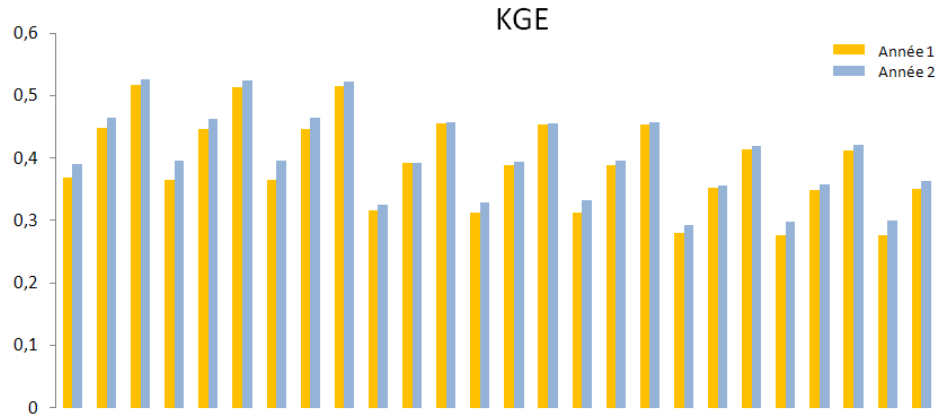
Taux de connexion	0.7	0.8	0.9
Réservoir de surface sur les routes	1	3	5
Taux d'infiltration parasite	0.01	0.05	0.1

Dans le cadre de notre travail de modélisation, nous avons choisi de ne pas tenir compte de l'impact du déversoir d'orage du Croissant sur le bassin versant des Gohards. En effet, le modèle TEB-Hydro nécessite le calage de certains de ses paramètres avant de pouvoir être utilisé (en l'occurrence, nous avons choisi de caler les paramètres auxquels le modèle s'est révélé être le plus sensible, et qui sont présentés dans le Tableau 6). Or, la prise en compte du déversoir d'orage du Croissant ajouterait un paramètre supplémentaire pour lequel nous n'avons aucune information et qui nous a semblé peu influent : nous sommes partis de l'hypothèse selon laquelle, si le déversoir d'orage du Croissant ne faisait pas l'objet d'un suivi régulier de la part des gestionnaires du réseau d'assainissement, c'était parce que ses déversements étaient faibles.

4.4.2.2 Résultats

Pour chaque combinaison de paramètres, le critère de Kling-Gupta (KGE) a été calculé pour la première année suivant la période de chauffe et pour la seconde année. Les résultats sont présentés dans la Figure 55.

L'analyse de la Figure 55 fait ressortir trois informations. Tout d'abord, pour les deux années, les résultats en termes de KGE sont proches. La meilleure combinaison de paramètres est la même pour les deux années (réservoir de surface sur route = 1, taux d'infiltration parasite = 0.01 et taux de connexion = 0.9). Cela indique que la meilleure combinaison de paramètres est indépendante de la période étudiée et donc, que TEB-Hydro peut être appliqué dans des conditions hydrométéorologiques similaires à celles ayant permis de caler ses paramètres. Nous avons donc une validation croisée de TEB-Hydro pour cette application.



Réservoir de surface sur route	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Taux d'infiltration parasite	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1
Taux de connexion	0,7	0,8	0,9	0,7	0,8	0,9	0,7	0,8	0,9	0,7	0,8	0,9	0,7	0,8	0,9	0,7	0,8	0,9	0,7	0,8	0,9	0,7	0,8	0,9	0,7	0,8	0,9

Figure 55 : Valeur du critère de Kling-Gupta (KGE) calculée pour chaque combinaison de paramètres sur le bassin versant des Gohards ruisseau. Les résultats pour la première année de simulation suivant la période de chauffe sont présentés en orange et ceux de la deuxième année en bleu.

De plus, quelle que soit la combinaison de paramètres testée, le critère de Kling-Gupta apparaît meilleur pour la deuxième année de simulation. Cependant, nous disposons de moins d'observations de débits pour calculer notre critère sur la deuxième année (interruptions liées à des problèmes de maintenance du débitmètre et à l'ensablement du ruisseau en raison de la présence d'un chantier en amont). De ce fait, les critères calculés sur la première année nous semblent plus fiables.

Enfin, nous constatons que, quelle que soit la combinaison de paramètres, le critère de Kling-Gupta reste assez mauvais. Ces mauvais résultats sont en grande partie dus au biais, très important pour l'ensemble des simulations (voir Tableau 7, Figure 56 et Figure 57) qui fera l'objet d'une analyse détaillée dans la suite de ce document. Afin de vérifier que les résultats en termes d'optimum de la combinaison de paramètres n'ont pas été perturbés par l'existence de ce biais, un KGE sans biais a été calculé pour l'ensemble des simulations (KGE calculé avec le critère correspondant au biais pondéré à 0, voir Équation 16). Ce KGE indépendant du biais a mis en évidence la même combinaison de paramètres comme meilleure combinaison, ce qui a confirmé notre choix de cette combinaison.

En conclusion, à l'issue de ce travail de calage, la combinaison de paramètres fournissant les meilleurs résultats est celle attribuant aux paramètres les valeurs suivantes : réservoir de surface sur route = 1 mm, taux d'infiltration parasite = 0.01 et

taux de connexion = 0.9. Les critères d'évaluation obtenus pour cette simulation sont présentés dans le Tableau 7 et les résultats dans les Figure 56, Figure 57 et Figure 58.

Tableau 7 : Tableau récapitulant les valeurs des différents critères d'évaluation pour la simulation utilisant la combinaison de paramètres fournissant le meilleur résultat en termes de KGE. Les critères ont été calculés indépendamment pour la première année, pour la deuxième année puis pour les deux années de simulation suivant la période de chauffe confondues.

	Pour 2ans	Année 1	Année 2
Bias (%)	45,6	45,4	46,1
NSE	0,755	0,749	0,772
r	0,881	0,877	0,896
α	0,910	0,890	0,974
β	0,543	0,545	0,539
KGE	0,519	0,516	0,527

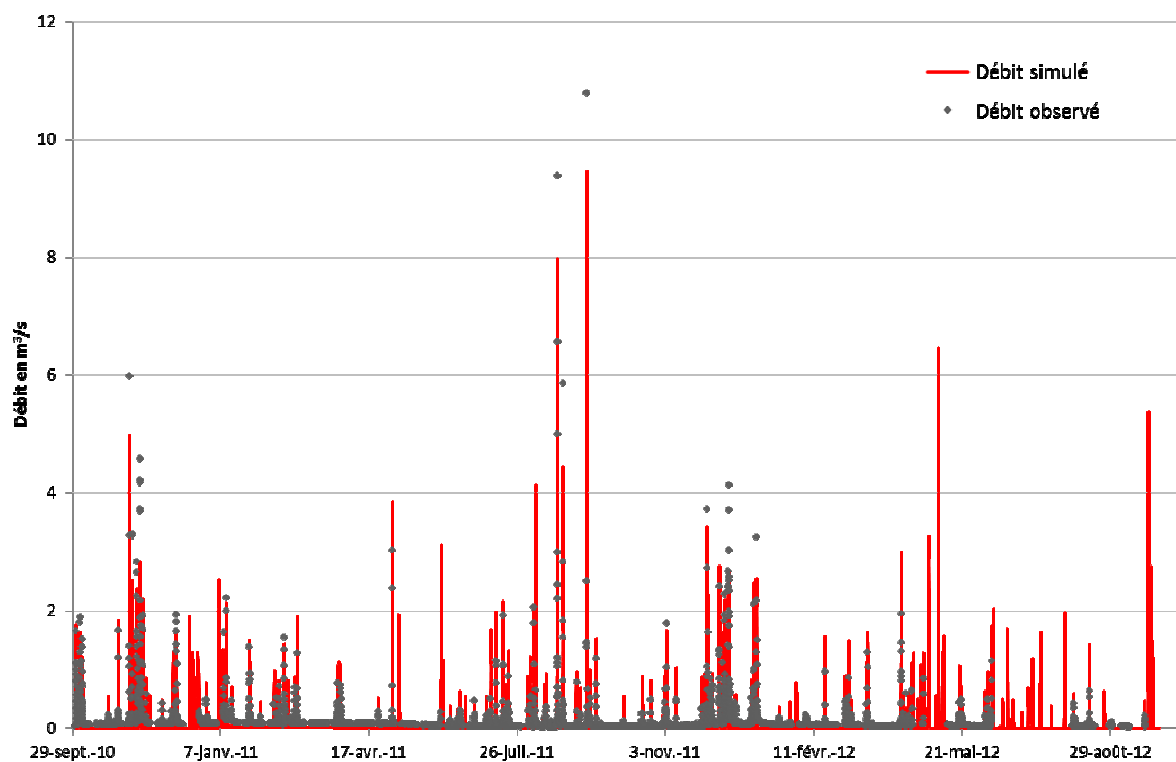


Figure 56 : Chroniques de débits observés (en noir) et simulés (en rouge) sur l'ensemble de la période de simulation, pour la simulation utilisant la combinaison de paramètres fournissant le meilleur résultat en termes de KGE.

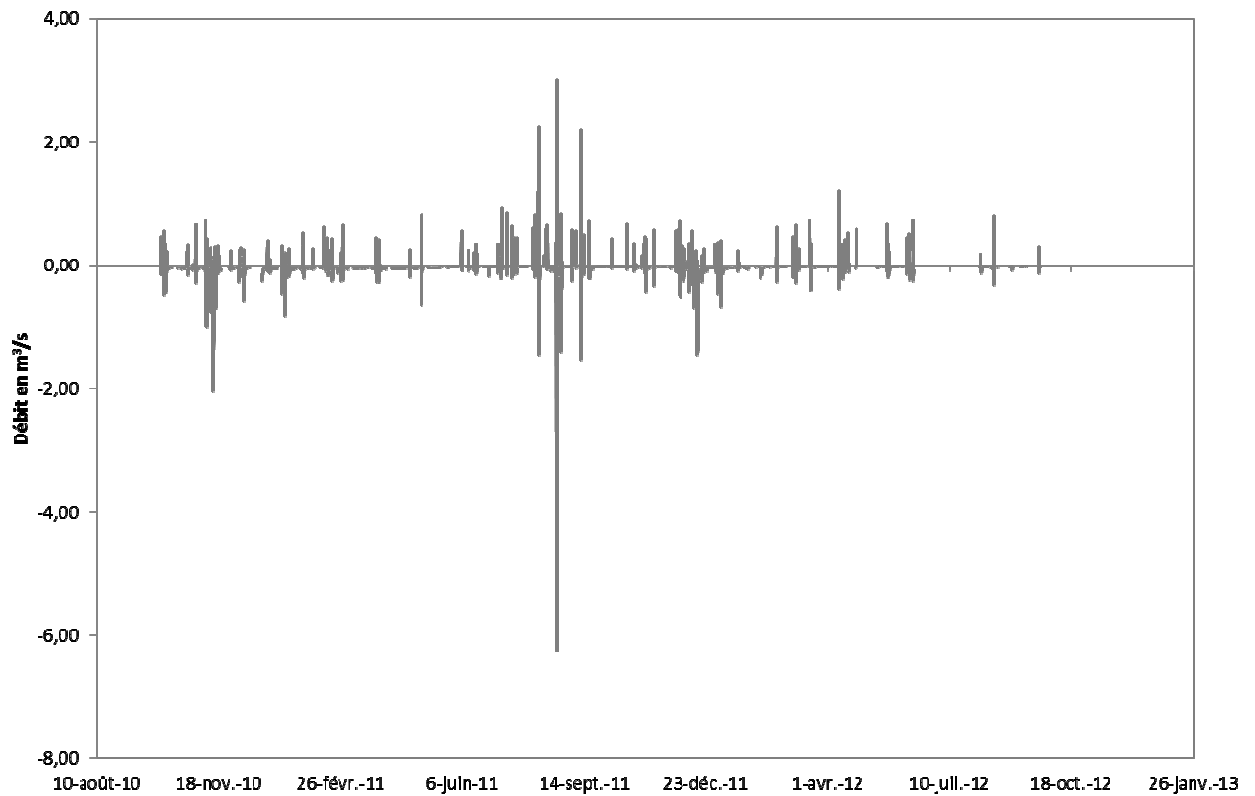


Figure 57 : Courbe résiduelle (différence des débits simulés et observés) sur l'ensemble de la période de simulation, pour la simulation utilisant la combinaison de paramètres fournissant le meilleur résultat en termes de KGE. La ligne bleue horizontale représente la valeur 0, valeur idéale.

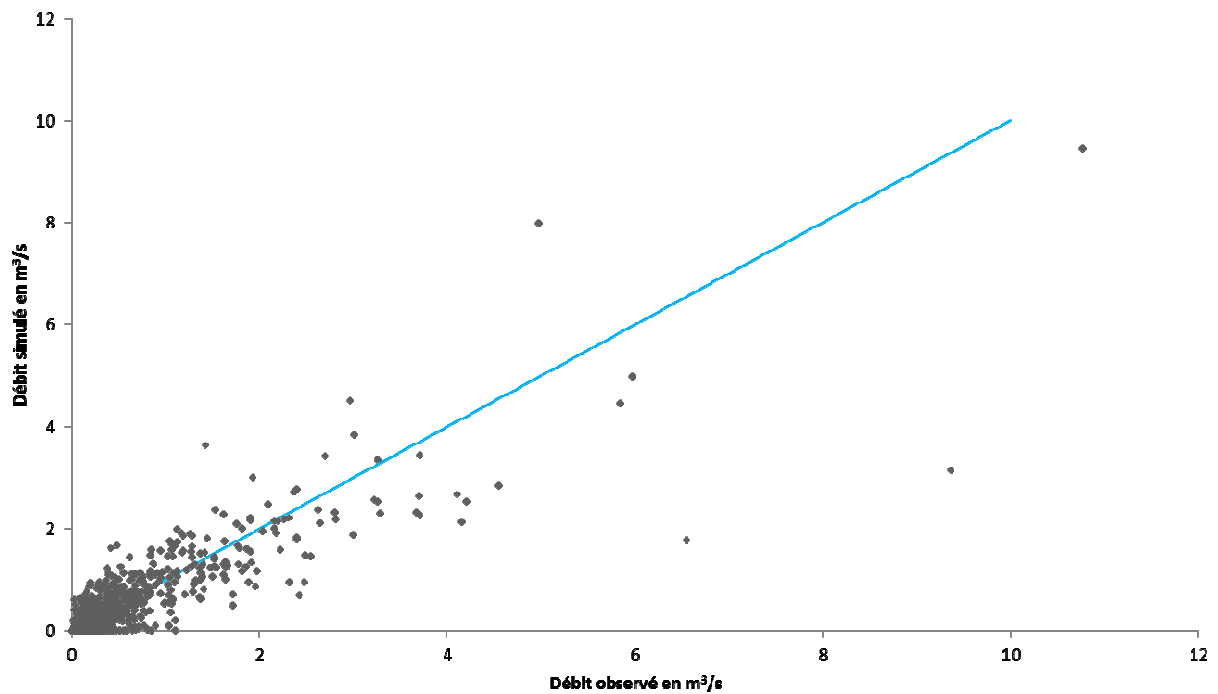


Figure 58 : Représentation des débits simulés en fonction des débits observés sous forme de nuage de points. Idéalement, les points doivent être rassemblés autour de la droite $y=x$ représentée en bleu sur le graphique.

4.4.3 Transposition du modèle au sous-bassin versant de Médiathèque

À l'issue de la simulation, les débits observés au point de mesure de Médiathèque ont été comparés à ceux simulés par TEB-Hydro en ce même point avec les paramètres retenus précédemment lors du calage sur le bassin versant des Gohards ruisseau. Les résultats obtenus sont présentés sous forme graphique dans les Figure 59, Figure 60 et Figure 61. Le Tableau 8 récapitule les valeurs obtenues pour les différents critères d'évaluation. L'analyse de ces résultats sera effectuée conjointement à celle des résultats de Gohards ruisseau dans les paragraphes qui suivent.

Tableau 8 : Tableau récapitulatif des valeurs des différents critères d'évaluation pour le bassin versant de Médiathèque.

Biais	47,65
NSE	0,42
r	0,86
alfa	1,38
beta	0,52
KGE	0,37

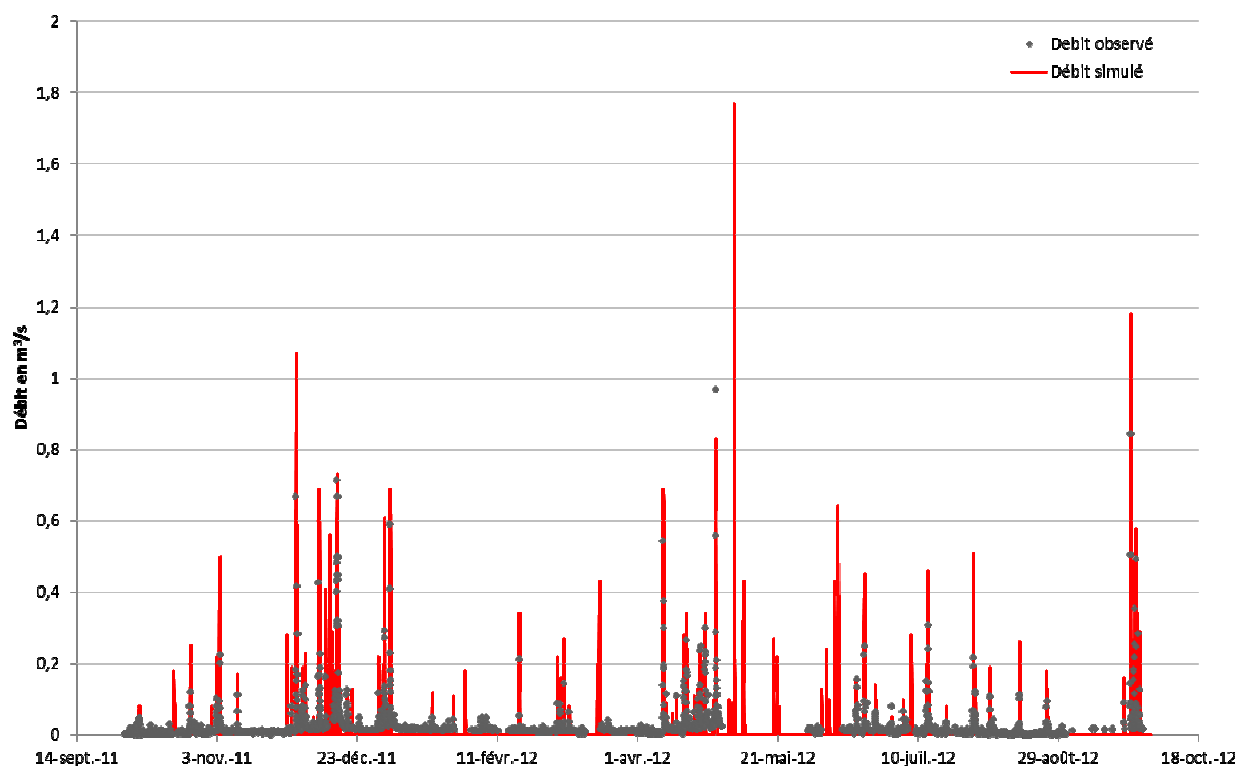


Figure 59 : Chroniques de débits observés (en noir) et simulés (en rouge) pour l'année 2011-2012 sur le bassin versant de Médiathèque.

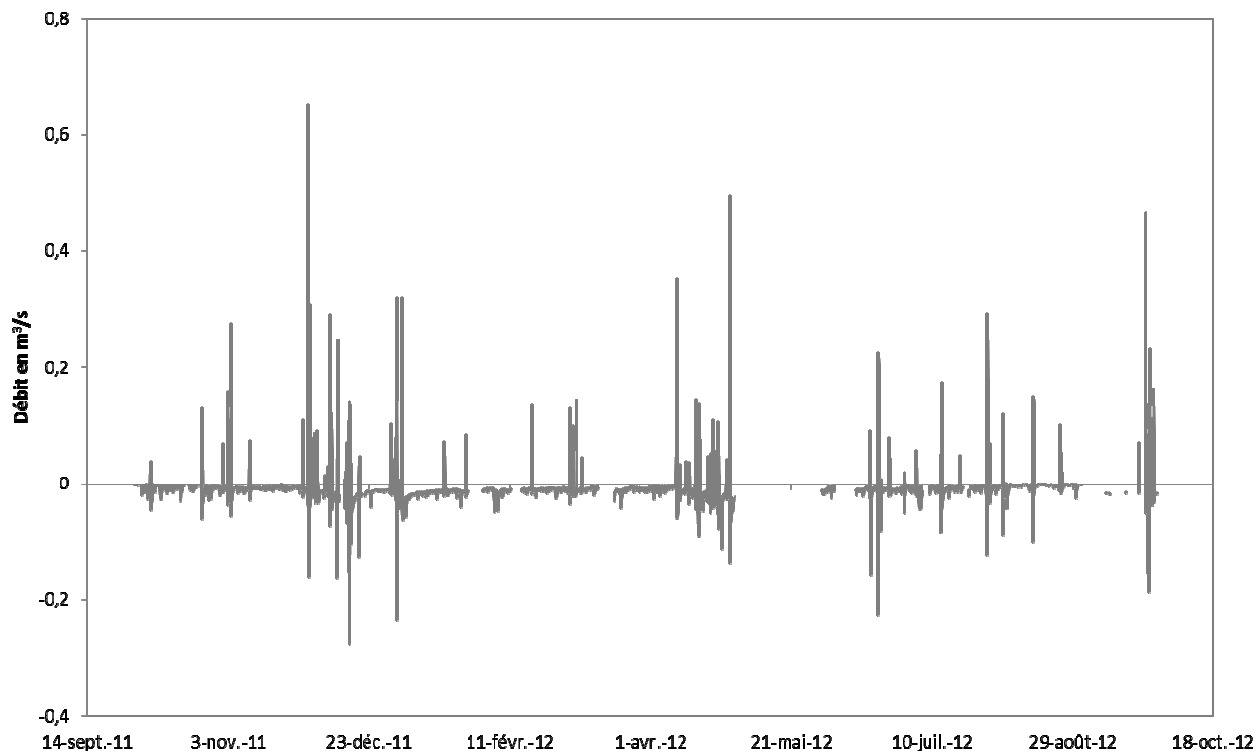


Figure 60 : Courbe résiduelle (différence des débits simulés et observés) pour l'année 2011-2012 sur le bassin versant de Médiathèque. La ligne bleue horizontale représente la valeur 0, valeur idéale.

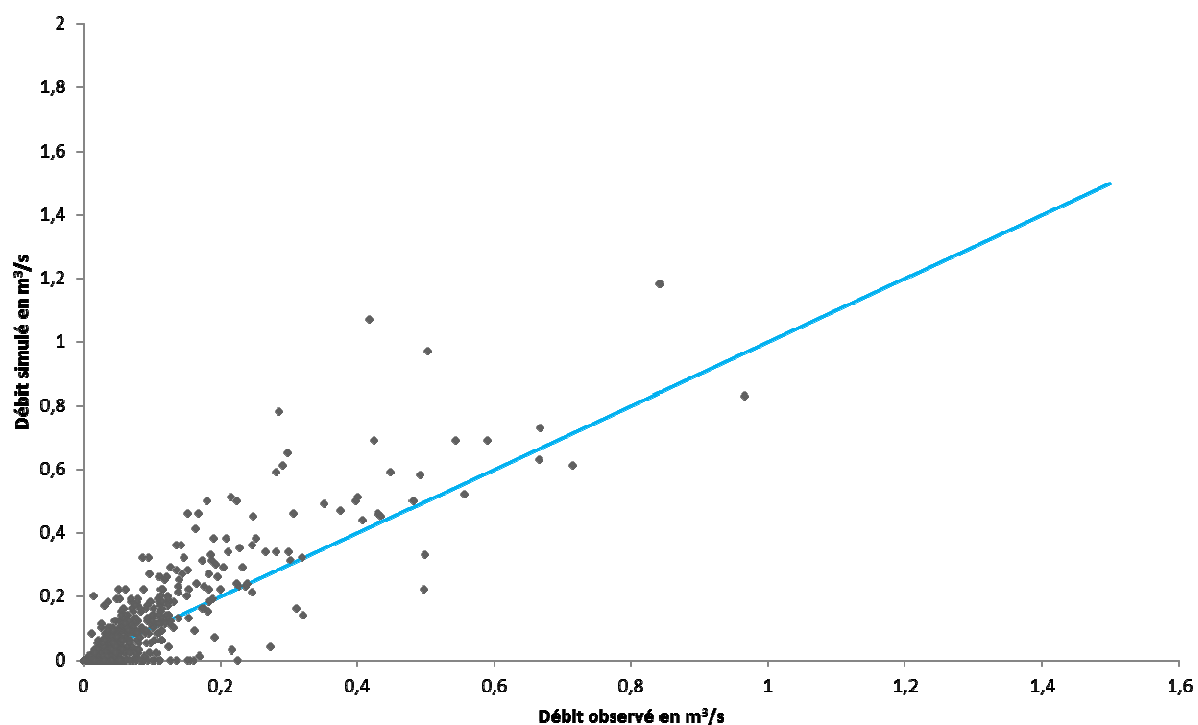


Figure 61 : Représentation des débits simulés en fonction des débits observés sous forme de nuage de points. Idéalement, les points doivent être rassemblés autour de la droite $y=x$ représentée en bleu sur le graphique.

4.4.4 Analyse et critique des résultats

Les résultats présentés ci-dessous appellent différentes critiques et analyse. Tout d'abord, l'évaluation globale du modèle à l'aide du Critère de NSE sur le bassin versant des Gohards ruisseau est plutôt satisfaisante : le NSE est de 0.76 alors que nous avons à faire à un modèle conceptuel, ce qui a tendance à dégrader la qualité du NSE par rapport à un modèle global (Roche, et al., 2012). Ce résultat semble acceptable pour ce type de modèle (Reed, et al., 2004). Cependant, le NSE obtenu avec les mêmes paramètres sur le sous-bassin versant de Médiathèque est de 0.42 ce qui est clairement mauvais. Par ailleurs, le pourcentage de biais est très élevé pour les deux bassins versant.

Nous nous sommes ensuite proposé de faire une analyse plus détaillée de ces résultats en nous intéressant tour à tour aux trois composantes du KGE : la corrélation (r), la variabilité (α) et le biais (β).

La corrélation semble bien reproduite à la fois pour le bassin versant des Gohards ruisseau et pour le bassin versant de Médiathèque : le critère de corrélation varie de 0.86 à 0.88 ce qui est satisfaisant et les positions des débits de pointe observés et simulés correspondent. Cependant, s'agissant d'un petit bassin versant, dont le temps de réponse est inférieur à la demi-heure, analysé au pas de temps d'une heure, cette bonne corrélation ne permet pas de mettre en avant une qualité du modèle.

Il est cependant à noter qu'une analyse détaillée de chaque pic de débits met en évidence une différence de forme dans la réponse des bassins versants (Figure 62). En effet, même si les pics de débit observés et simulés ont lieu au même moment, la courbe de crue observée commence plus tôt et est moins raide que la courbe de crue simulée. De même, la courbe de décrue observée est moins raide que la courbe de décrue simulée. Cela explique la plupart des variations constatées autour des événements pluviaux sur les courbes de résidus (Figure 57 et Figure 60). Cette différence de forme entre réponses observée et simulée peut s'expliquer par la grossièreté du modèle, à la fois en terme de résolution spatiale (maille de 200m de côté), de résolution temporelle (pas de temps de forçage de une heure) et de représentation du transfert (utilisation de vitesses constantes).

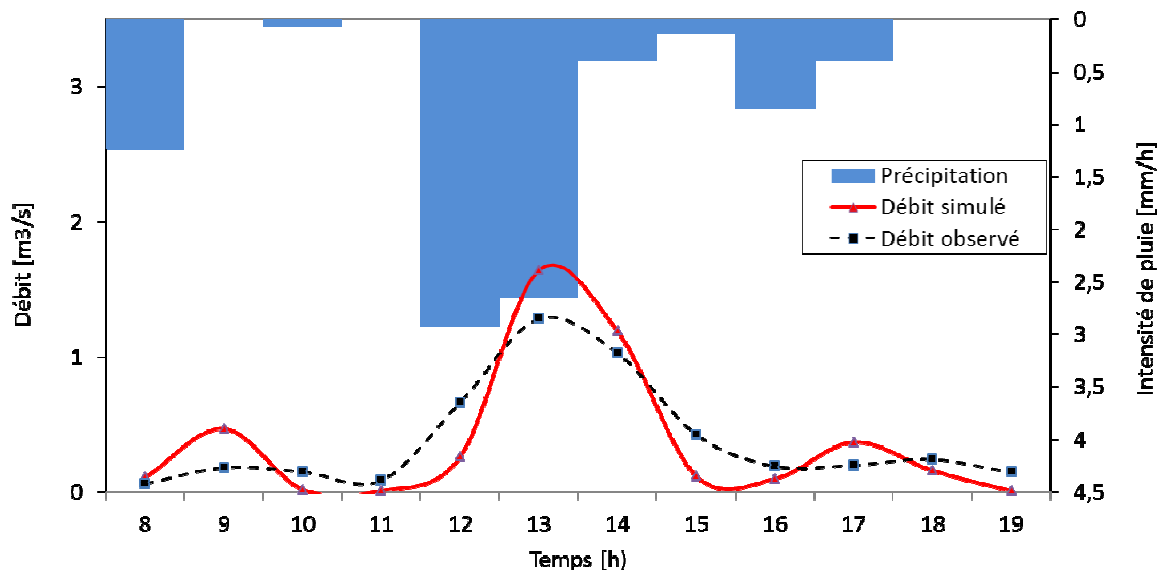


Figure 62 : Débits observés (tireté noir) et simulés (ligne continue rouge) sur le bassin versant des Gohards ruisseau correspondant en réponse à la pluie du 18/03/2012. Cette figure illustre les différences de forme des pics de débit observés et simulés généralement rencontrés sur les bassins versants des Gohards ruisseau et de Médiathèque.

Nous nous sommes par la suite intéressés au pic de débit le plus sous-estimé. Il s'agit du pic du 22 août 2011 conduisant au résidu le plus marqué de la Figure 57 (environ $6\text{m}^3.\text{s}^{-1}$).

La Figure 63 présente une analyse détaillée du débit simulé et du débit observé pour la période du 22 août 2011. Sur cette figure, nous distinguons quatre pics de pluie. Les deux premiers, correspondants à une pluie relativement habituelle, conduisent à des pics de débits simulés et observés assez bien corrélés, même si le modèle TEB-hydro semble mal reproduire la courbe de décrue. En revanche, les deux pics de pluie suivants, correspondant à de fortes précipitations, conduisent à des pics simulés décalés d'un pas de temps par rapport aux pics observés. C'est ce décalage qui est en grande partie responsable de l'erreur résiduelle exceptionnelle constatée : lorsque le débit de pointe observé est atteint, le débit simulé est en début de courbe de crue, ce qui conduit à une différence considérable. Ce décalage s'explique par un pic de débit observé très précoce par rapport à la pluviométrie : le débit de pointe est atteint au même pas de temps que le pic de pluie, ce qui n'est pas le cas habituellement, le temps de réponse du bassin versant étant d'environ une heure.

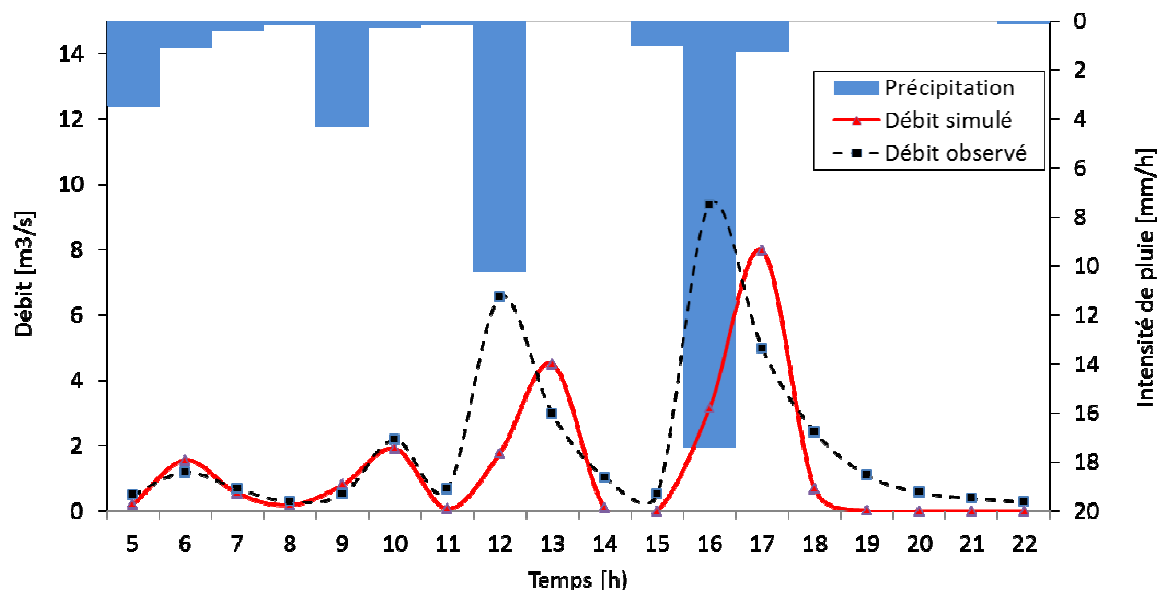


Figure 63 : Analyse détaillée de l'évènement du 22 août 2011. Le débit simulé par le modèle est représenté en rouge et le débit observé en tireté noir.

Deux facteurs peuvent expliquer ce débit observé « précoce ». Tout d'abord, le problème est en partie lié au pas de temps du modèle. En effet, nous utilisons en entrée du modèle une pluie moyenne au pas de temps horaire. Or dans le cas des pics de 12h et de 16h, la pluie est tombée dans les vingt premières minutes du pas temps. Cela conduit à un pic de débit observé qui peut arriver dans le même pas de temps, même s'il est décalé de presque une heure par rapport à la pluie, alors que le modèle simulera nécessairement le débit de pointe au pas de temps suivant. La seconde explication est celle d'une accélération de la vitesse des écoulements avec l'augmentation du débit, ce que le modèle ne prend pas en compte actuellement. Le cas particulier obtenu pour l'évènement du 22 août 2011 peut s'expliquer par la combinaison de ces deux phénomènes.

En ce qui concerne la variabilité (α), elle se révèle plutôt bonne pour les Gohards ruisseau, même si elle conduit à une légère sous-estimation des pics de débits les plus hauts (Figure 58). En revanche, la variabilité est clairement surestimée sur le bassin versant de Médiathèque : les pics de débits simulés sont généralement supérieurs aux pics de débits observés (Figure 61). Cette variation entre les deux bassins versant sera analysée dans le paragraphe 4.5.

Enfin, le biais est très important pour les deux bassins versants (environ 50%). Ce biais semble principalement lié à l'incapacité du modèle à reproduire un débit de base. Il sera étudié dans le paragraphe 4.6.

4.5 La question de la mauvaise reproduction des hauteurs des pics de débits

4.5.1 Hypothèses

Afin d'expliquer la mauvaise reproduction des hauteurs des pics de débits conduisant à une légère sous-estimation dans le cas du bassin versant des Gohards ruisseau et à une surestimation dans le cas du bassin versant de Médiathèque, deux hypothèses ont été envisagées.

La première hypothèse est liée à la présence du déversoir d'orage du Croissant en amont de l'exutoire des Gohards ruisseau. Pour le calage des paramètres sur le bassin versant des Gohards ruisseau, les possibles rejets du déversoir d'orage du Croissant n'ont pas été pris en compte. Or, il est envisageable que la contribution du déversoir d'orage du Croissant ait un impact significatif sur la hauteur des plus hauts pics de débit. Les paramètres obtenus suite au calage sur le bassin versant des Gohards ruisseau auraient alors tendance à exagérer les plus hauts pics de débits afin de compenser la non prise en compte de la contribution du déversoir d'orage du Croissant. Il en résulterait une légère sous-estimation des pics de débits les plus hauts du bassin versant des Gohards ruisseau et une forte surestimation des pics de débits du bassin versant de Médiathèque.

La seconde hypothèse est liée au paramètre du taux de connexion. En effet, il est envisageable que le paramètre du taux de connexion, auquel TEB-Hydro est très sensible, ne puisse pas être transposé d'un bassin versant à un sous-bassin versant. Cette hypothèse sera étudiée dans un second temps.

4.5.2 Contribution possible du déversoir d'orage du Croissant

Afin d'évaluer l'hypothèse de la contribution du déversoir d'orage du Croissant comme explication de la mauvaise reproduction des hauteurs de pics de débits, nous avons cherché à modéliser le fonctionnement du déversoir d'orage du Croissant. Pour cela, nous avons préalablement analysé la reproduction, avec TEB-Hydro, du fonctionnement de déversoir d'orage pour lesquels nous disposons de données observées.

4.5.2.1 Présentation des déversoirs d'orage de la zone d'étude

La partie unitaire de notre zone d'étude, située dans sa zone sud-ouest, correspond à une portion du centre-ville de Nantes présentée dans la Figure 64.

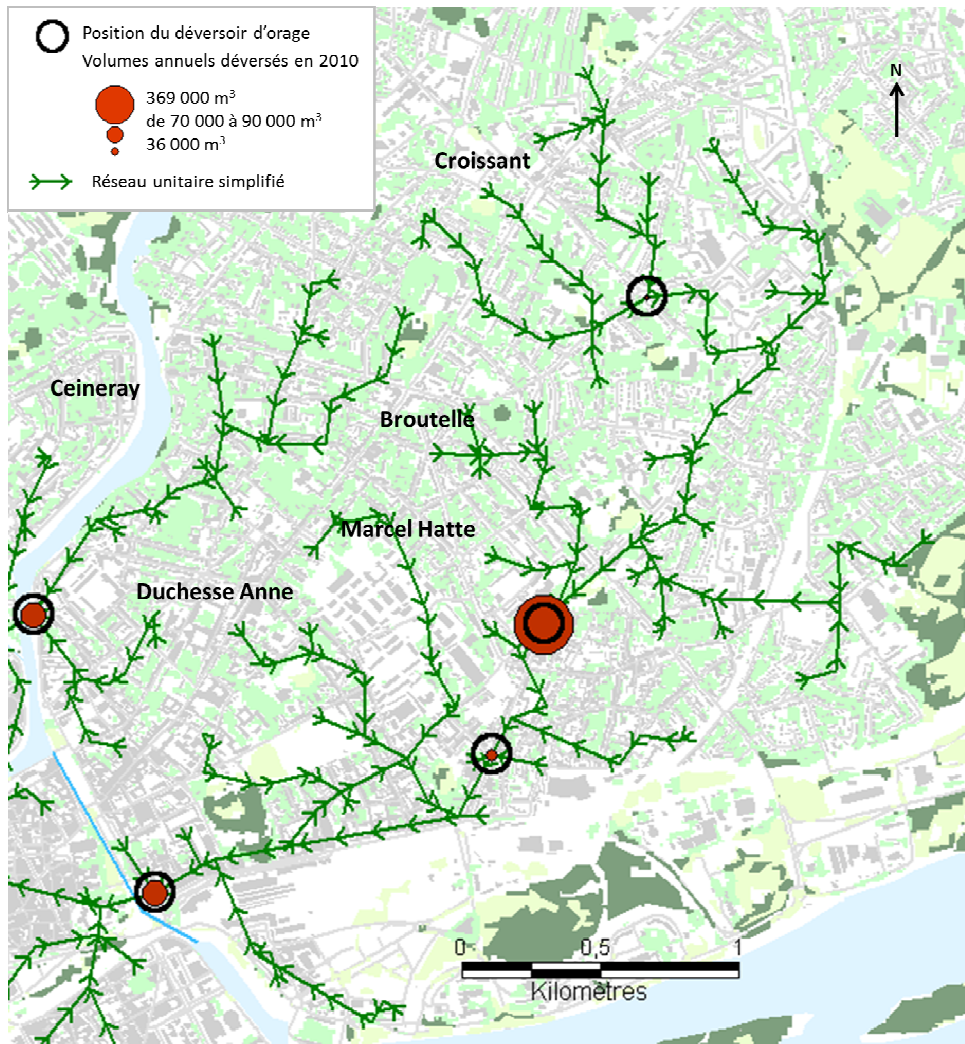


Figure 64 : Présentation de la partie unitaire de notre zone d'étude. Le réseau d'assainissement simplifié est représenté en vert et les déversoirs d'orage sont symbolisés par les cercles noirs et rouges : le cercle noir indique la position du déversoir d'orage et le cercle rouge est proportionnel au débit déversé par le déversoir en 2010 selon les observations de Nantes Métropole.

L'occupation des sols est donc relativement dense. Cette zone est drainée par un réseau unitaire (dont le tracé simplifié est représenté en vert sur la Figure 64), cependant, l'ensemble des eaux drainées par le réseau d'eaux usées sur notre zone d'étude transite par ce réseau unitaire. Le réseau unitaire comporte 5 déversoirs d'orage dont les débits de déversement sont, d'après les informations fournies par les gestionnaires du réseau de Nantes Métropole, très variables, comme l'indique la Figure 64.

Nous avons choisi d'analyser la capacité de TEB-Hydro à reproduire le fonctionnement des déversoirs d'orage à l'aide des déversoirs d'orage de Ceineray et de Broutelle. En effet, les déversements simulés par TEB-Hydro seront fonction du volume d'eau circulant au niveau du déversoir d'orage, or, ce volume d'eau est influencé par les déversements amont, c'est pourquoi nous nous sommes intéressés aux déversoirs de la zone d'étude les plus en amont possible.

4.5.2.2 Représentation des déversoirs d'orage dans TEB-Hydro

Dans un premier temps, nous avons choisi de représenter les déversoirs d'orage dans TEB-Hydro à l'aide d'un débit seuil. À chaque pas de temps de calcul du modèle (pour notre application sur Nantes est nous avons utilisé un pas de temps de calcul de 5 minutes), le débit transitant par le déversoir d'orage est calculé. Si ce débit est supérieur au débit seuil attribué au déversoir d'orage en question, la part de débit dépassant le débit seuil sera déversée.

Cette approche, si elle se conforme assez bien avec une vision « ingénierie » du réseau d'assainissement, présente quelques limites. Tous d'abord, l'utilisation d'un débit seuil de déversement suppose de déterminer ce débit seuil avant application du modèle, ce qui n'est pas évident. De plus, l'utilisation d'un débit seuil unique par déversoir d'orage ne permet pas de tenir compte de fonctionnements particuliers des déversoirs d'orage : déclenchements intempestifs sans raison apparente, gestion du déversoir en liens avec la marée pour éviter les remontées d'eau dans le réseau d'assainissement, modification du seuil de déversement pour des questions de gestion du réseau, périodes d'entretien des déversoirs d'orage... Par ailleurs, cette méthode ne tient pas compte d'aménagements particuliers, tels que les bassins de stockage, qui peuvent permettre de limiter les déversements.

Enfin, nous rappelons qu'à ce jour, TEB-Hydro ne modélise pas les eaux usées : ce sont uniquement des eaux d'infiltrations venues du sol qui circulent dans les réseaux d'eaux usées. Or, étant donné le nombre d'habitants dont les eaux usées sont évacuées par le réseau unitaire de notre zone d'étude, il est envisageable que ces eaux usées, dont nous ne tenons pas compte, contribuent aussi à générer des déversements.

4.5.2.3 Modélisation des déversoirs d'orage de Ceineray et Broutelle

4.5.2.3.1 Détermination du débit seuil

Pour les autres déversoirs d'orage de la zone d'étude, nous disposons de débits de déversements observés. Ces données ont été recueillies par les gestionnaires du réseau de Nantes Métropole dans un objectif de suivi des déversements. Elles n'ont donc pas toujours fait l'objet d'une validation.

Afin de déterminer les débits seuils des déversoirs d'orage, nous avons envisagé deux possibilités. Tout d'abord utiliser les données de dimensionnement de réseau aval pour établir un débit « ingénierie » maximal aval et donc un seuil de déversement.

Cependant cette méthode présente deux inconvénients majeurs : tout d’abord, la plage de débits seuils envisageable est très large, en raison notamment de notre peu de connaissance de la pente réelle des réseaux d’assainissement et des conditions d’écoulement ; d’autre part, ce débit seuil sera alors fonction des conditions « réelles », or, le modèle TEB-Hydro peut ne pas reproduire l’ensemble des processus qui influent sur les déversements (les eaux usées ne sont pas représentées, le modèle a du mal à reproduire le débit de base et il est très sensible au taux de connexion qui a été calé sur une autre portion de la zone d’étude).

Nous avons donc choisi de nous appuyer sur les données de déversement observées pour déterminer un débit seuil adapté à chaque déversoir d’orage et cohérent avec ce qui est simulé par TEB-Hydro. Nous avons ajusté les débits seuils des déversoirs d’orage à l’aide des durées de déversements mensuelles. Pour cela nous avons déterminé, pour chaque déversoir d’orage et pour chaque mois, le pourcentage de temps de non-déversement, $D_{ndev}(DO)$. Puis, nous avons analysé les données simulées en chaque déversoir d’orage mois par mois pour déterminer le débit non dépassé dans $D_{ndev}(DO)\%$ des cas, c'est-à-dire le quantile ($D_{ndev}(DO)$).

4.5.2.3.2 Résultats sur Ceineray

Le Tableau 9 présente les résultats obtenus en termes de durée mensuelle de non-déversement et de débit seuil correspondant. Les mois pour lesquels aucun déversement n’a été observé ne sont pas utilisés pour la détermination du débit seuil.

Tableau 9 : Récapitulatif des temps de non-déversement mensuels et des débits seuil calculés à partir des données simulées correspondants, pour le déversoir d’orage de Ceineray.

Mois	Durée de non-déversement (%)	Débit seuil obtenu (m ³ /s)
oct.-10	99,87	0,73
nov.-10	98,85	0,75
déc.-10	100,00	
janv.-11	99,27	0,55
févr.-11	100,00	
mars-11	100,00	
avr.-11	100,00	
mai-11	99,77	0,53
juin-11	99,57	0,38
juil.-11	99,91	0,77
août-11	99,63	1,54

sept.-11	99,69	0,58
oct.-11	99,94	0,34
nov.-11	100,00	
déc.-11	98,21	0,63
janv.-12	99,73	0,65
févr.-12	100,00	
mars-12	99,89	0,48
avr.-12	99,27	0,65
mai-12	99,93	1,61
juin-12	99,98	0,90
juil.-12	100,00	
août-12	100,00	
sept.-12	99,63	0,78

L'analyse du Tableau 9 permet de mettre en évidence l'existence d'un débit seuil moyen de 0.74 m³/s autour duquel l'ensemble des valeurs de débits seuil estimés sur la période de simulation semble relativement groupé (écart-type de 0.36). Nous avons donc choisi d'appliquer ce débit seuil moyen.

Les résultats obtenus en termes de déversement avec ce débit seuil conduisent à un volume de déversement simulé de 91 404 m³ pour la période de deux ans suivant la période de chauffe du modèle. Ce volume déversé simulé est assez proche du volume déversé observé pour la même période, ce qui est plutôt satisfaisant (92 277 m³ observés). En revanche, le nombre de jours simulés avec déversement est sensiblement plus élevé que les observations (44 jours avec déversement au lieu de 37 jours observés). Il semblerait que dans son fonctionnement, le déversoir d'orage de Ceineray déverse moins souvent, mais rejette des volumes plus importants que ce que nous parvenons à reproduire avec le modèle TEB-Hydro.

En s'intéressant aux chroniques de déversement simulée et observée, nous constatons une difficulté du modèle à reproduire les observations : parfois des déversements sont simulés sans observations, parfois des déversements sont observés sans simulations et, souvent, lorsque les déversements simulés correspondent à des déversements observés, ceux-ci ont des débits de pointe différents (Figure 65). Les débits observés ne semblent pas corrélés directement avec la pluie.

Il est probable que le fonctionnement du déversoir d'orage de Ceineray, positionné en amont d'un siphon permettant la traversée de l'Erdre, possède un fonctionnement

complexe faisant intervenir des questions de stockage avant déversement, ce qui n'est pas pris en compte dans notre représentation des déversoirs d'orage par un simple seuil.

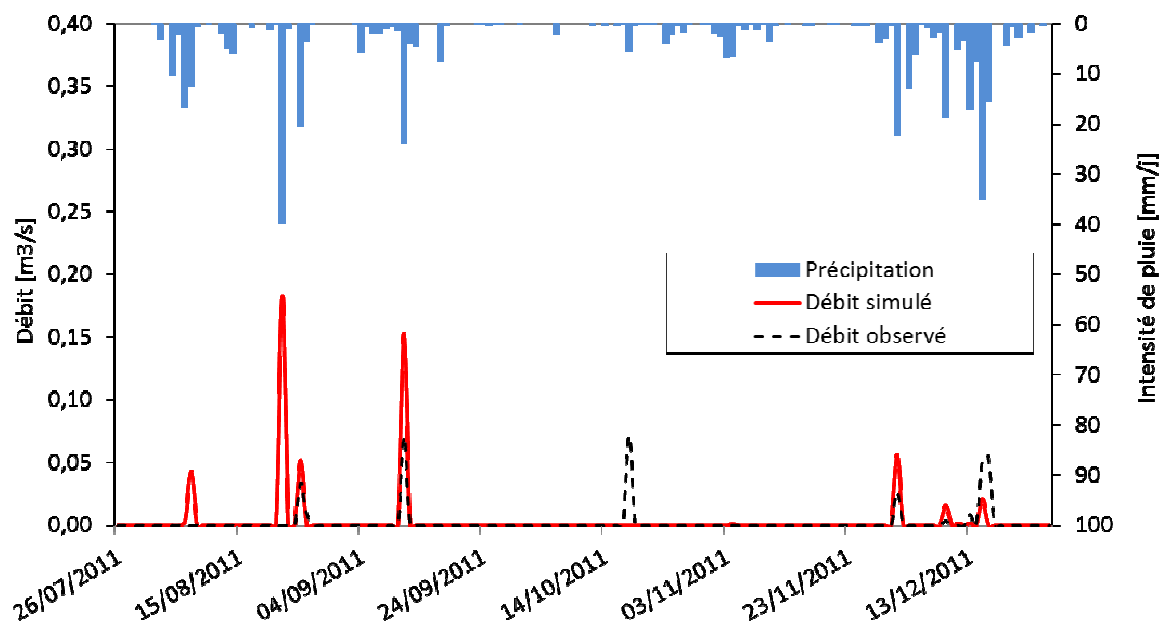


Figure 65 : Chroniques des débits de déversement observés et simulés au déversoir d'orage de Ceineray au pas de temps journalier sur une portion de la période de simulation.

4.5.2.3.3 Résultat sur Broutelle

Contrairement au déversoir d'orage de Ceineray, le déversoir d'orage de Broutelle est un déversoir d'orage à vanne. Cette vanne ajuste sa hauteur en fonction de mesures amont, l'objectif étant de ne pas déverser d'effluents par temps sec mais de déverser le volume excédentaire par temps de pluie. Au cours de notre période d'étude, il arrive que cette vanne soit anormalement basse conduisant à des déversements intempestifs. Les mois au cours desquels ce phénomène est avéré ne sont pas pris en compte pour le calcul du débit seuil ni pour l'analyse des volumes déversés.

Les durées de non-déversement obtenues pour le déversoir de Broutelle à partir des observations sont beaucoup plus faibles que pour le déversoir d'orage de Ceineray, Broutelle déversant beaucoup plus souvent. Par conséquent, les débits seuils obtenus à partir de ces données sont eux aussi très faibles (voir Tableau 10).

Tableau 10 : Récapitulatif des durées de non-déversement et des débits seuil calculés à partir des données simulées, pour le déversoir d'orage de Broutelle. Les cases vertes correspondent aux mois pour lesquels la hauteur de Vanne du déversoir d'orage était anormalement basse, conduisant à des déversements importants.

Mois	Durée de non-déversement (%)	Débit seuil obtenu (m ³ /s)
oct.-10	69,8	0,02
nov.-10	58,6	0,02
déc.-10	35,1	0,04
janv.-11	97,1	0,5908602
févr.-11	99,8	1,120253
mars-11	89,2	0,06
avr.-11	98,0	0,05
mai-11	98,6	0,04
juin-11	95,0	0,04
juil.-11	95,3	0,1
août-11	90,7	0,04
sept.-11	50,4	
oct.-11	34,7	
nov.-11	93,9	0,01
déc.-11	48,3	0,02
janv.-12	0,1	
févr.-12	92,7	0,04
mars-12	83,7	0,04
avr.-12	68,2	0,03
mai-12	67,6	0,03
juin-12	93,9	0,07
juil.-12	100,0	1,39
août-12	72,4	
sept.-12	94,3	0,03

Cependant, TEB-Hydro ne représentant pas les eaux usées et s'étant révélé inadapté pour représenter les débits de base sur les bassins versants des Gohards ruisseau et de Médiathèque, les débits seuils obtenus à partir des données simulées sont inférieurs aux débits seuils réels.

La moyenne des débits seuil obtenus pour le déversoir d'orage de Broutelle est de 0.2 m³.s⁻¹. Nous avons choisi d'appliquer ce débit seuil bien que les débits seuil mensuels varient fortement autour de cette valeur.

Les résultats obtenus avec ce débit seuil conduisent à un volume de déversement total de 1 232 000 m³, ce qui est relativement proche du volume déversé sur la même période (1 048 000 m³, si l'on exclut les mois au cours desquels la vanne du déversoir était anormalement basse). Cependant, les durées de déversement observées sont beaucoup plus élevées que les durées de déversement simulées et les pics de débits simulés sont généralement plus élevés que les pics de débits observés.

La Figure 66 met en évidence la forte variation des déversements observés par rapport à la pluviométrie, ce que les déversements simulés ne reproduisent pas. Il semble que cette forte variation soit liée à la fois à la gestion du déversoir d'orage par une vanne dont la hauteur varie et à la non-représentation du débit de base et du débit d'eaux usées dans le modèle TEB-Hydro.

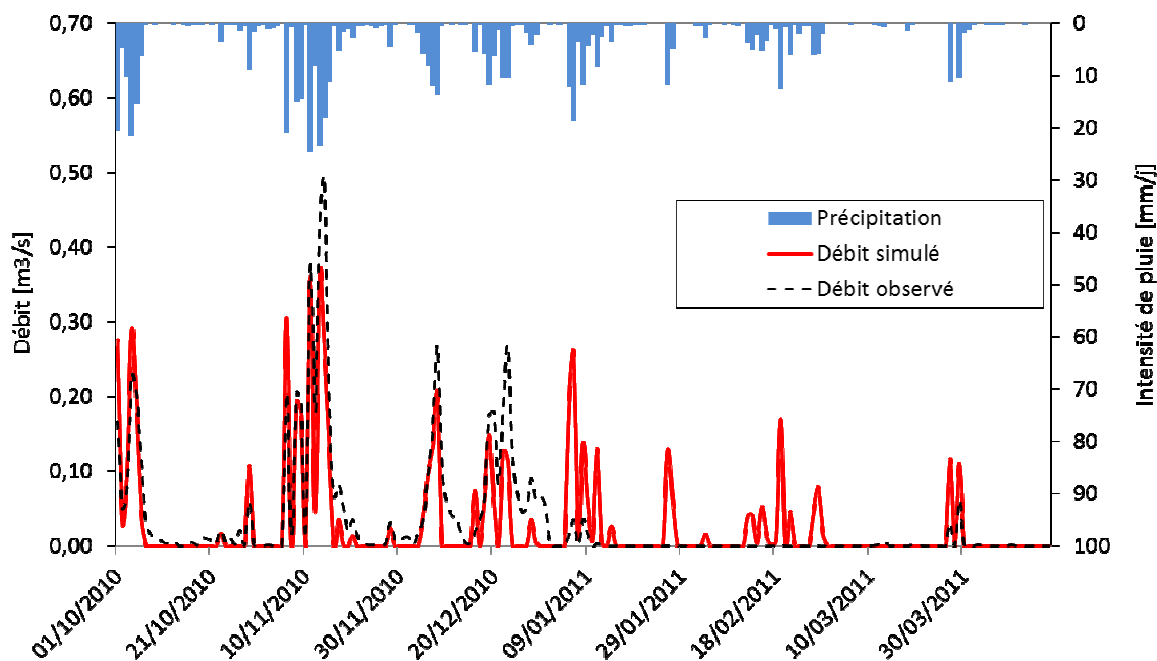


Figure 66 : Chroniques des débits de déversement observés et simulés au déversoir d'orage de Broutelle au pas de temps journalier sur une portion de la période de simulation.

En conclusion, l'analyse du fonctionnement du déversoir d'orage de Broutelle met en évidence la difficulté pour TEB-Hydro de modéliser le fonctionnement exacte d'un déversoir d'orage à Vanne. Cette difficulté est exacerbée par un apport important d'eaux usées et d'infiltration parasite au niveau de ce déversoir d'orage.

4.5.2.4 Paramétrisation du déversoir d'orage du Croissant

Le déversoir d'orage du Croissant est à priori un déversoir d'orage fonctionnant avec un seuil sans apport important d'eaux usées amont. Aux vues des résultats obtenus sur les

déversoirs d'orage de Ceineray et de Broutelle, il semble envisageable de modéliser son comportement avec un débit seuil.

Pour établir un débit seuil pour le déversoir d'orage du Croissant, nous avons appliqué une méthode différente de celle employée pour les autres déversoirs d'orage. En effet, ce déversoir d'orage ne dispose d'aucune observation directe, ce qui nous pousse à considérer que ces déversements sont faibles, cependant, il semble avoir un impact sur le débit obtenu au niveau du bassin versant des Gohards ruisseau.

Afin de déterminer un débit seuil applicable au déversoir d'orage du Croissant, nous avons tout d'abord cherché à déterminer une plage de débit seuil envisageable au vu du dimensionnement du réseau en aval du déversoir d'orage : en effet, le dimensionnement des canalisations aval permet de faire transiter un débit maximal donné qui ne peut pas être dépassé, le débit seuil est donc nécessairement inférieur à ce débit maximal, que nous appellerons « débit ingénierie ».

Pour calculer la plage de débit ingénierie, nous avons utilisé une canalisation aval au déversoir d'orage du Croissant pour laquelle la base de données géographique de Nantes Métropole indiquait les dimensionnements. Cela nous a permis d'en déduire la section d'écoulement (en partant de l'hypothèse forte selon laquelle l'écoulement maximal se fait à canalisation aux $\frac{3}{4}$ pleine). Cependant, nous n'avons pas d'information sur la pente de la canalisation : il s'agit d'une zone relativement plate et les informations de la base de données concernant les altitudes des fonds de canalisation ne sont pas fiables. Nous n'avons donc pas pu appliquer une formule type Manning Strickler pour calculer le débit correspondant. Nous avons donc fait l'hypothèse que la vitesse d'écoulement en réseau variait entre 0.5 m/s (pour des questions d'autocurage il est important de maintenir une vitesse minimale dans les réseaux d'assainissement) et 2 m/s (la pente du terrain naturel étant faible, il est peu probable que cette vitesse soit dépassée). Cela nous a conduits à une plage de débit seuil ingénierie variant de 0.4 à 1.6 m³/s. Il s'agit d'une plage relativement large.

Une fois cette plage de débit envisageable déterminée, nous avons fait l'hypothèse suivante : la sous-estimation des pics de débit au niveau du bassin versant des Gohards ruisseau est due uniquement à la non-prise en compte des déversements du Croissant. Le débit seuil du Croissant est donc celui permettant la meilleure représentation des débits du bassin versant des Gohards ruisseau. Dans ce cadre, nous avons testé trois valeurs de débits seuils qui nous ont semblé envisageables aux vues des calculs précédemment effectués : 0.1 m³/s, 0.5 m³/s et 1 m³/s, en effet, le débit seuil de

déversement doit être inférieur au débit ingénierie aval pour éviter les débordements du réseau. Pour chacun de ces débits seuils, nous avons analysé le débit simulé au niveau des Gohards ruisseau par comparaison au débit observé en ce même point, à l'aide des mêmes critères d'évaluation que ceux utilisés pour le calage et l'évaluation du modèle.

Le seuil de déversement du Croissant conduisant à l'amélioration la plus nette du critère de KGE pour la simulation des débits des Gohards ruisseau est de $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$. L'amélioration constatée est principalement due à l'amélioration du critère de variabilité qui est alors de 0.99 sur la période de simulation suivant la période de chauffe : la prise en compte du déversoir d'orage a bien permis d'ajuster les plus hauts pics de débits. Les critères d'évaluation alors obtenus pour le bassin versant des Gohards ruisseau sont récapitulés dans le Tableau 11.

Tableau 11 : Synthèse des critères d'évaluation obtenus pour le bassin versant des Gohards ruisseau avant et après prise en compte de la contribution du déversoir d'orage du Croissant.

	Sans Déversoir d'orage	Avec déversoir d'orage
Bias	46	44,61
NSE	0,75	0,73
r	0,88	0,88
alfa	0,91	0,99
béta	0,54	0,55
KGE	0,52	0,54

En conclusion, nous sommes parvenus à déterminer une valeur de débit seuil de déversement pour le déversoir d'orage du Croissant, ce qui nous a permis d'améliorer la simulation du débit des Gohards ruisseau. Cependant, en l'absence d'observations de déversements au niveau du Croissant, nous avons dû considérer que les déversements étaient la seule cause de la sous-estimation des pics de débits simulés au Gohards ruisseau, or il est possible que d'autres processus mal pris en compte par le modèle jouent aussi un rôle.

Malgré tout, l'amélioration obtenue est faible. La prise en compte du déversoir d'orage du Croissant avec un débit de déversement seuil de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ lors de la phase de calage ne conduit pas à une modification des paramètres optimum de taux de connexion, de capacité du réservoir de surface sur la voirie et de taux d'infiltration parasite, sur le bassin versant des Gohards ruisseau. La mise en fonction du déversoir d'orage du Croissant ne permet donc pas d'expliquer les variations de l'estimation des hauteurs de pics entre les bassins versants de Médiathèque et des Gohards ruisseaux.

4.5.3 Impact du taux de connexion

L'autre hypothèse que nous avançons pour expliquer la mauvaise reproduction des hauteurs des pics de débits est celle d'un taux de connexion des surfaces imperméabilisés inadapté aux deux bassins versants. Cela expliquerait la surestimation des pics de débits de Médiathèque.

Afin de vérifier cette hypothèse, nous avons fait varier le taux de connexion des deux bassins versant de 0,7 à 0,9. Les résultats sont présentés sous forme de nuage de points dans la Figure 67. Les valeurs des critères d'évaluation correspondants sont présentées dans le Tableau 12. Les résultats obtenus confirment l'importance du paramètre du taux de connexion. Celui-ci semble être spécifique à chacun des deux bassins versants.

Tableau 12 : Valeurs des critères d'évaluation obtenus sur les bassins versants des Gohards ruisseau et de Médiathèque en faisant varier le paramètre du taux de connexion. Les cases vertes correspondent aux optimums de NSE obtenus pour les deux bassins versants.

		Taux de connexion		
		0,7	0,8	0,9
Gohards ruisseau	Pbias	54,19	49,96	45,68
	NSE	0,72	0,75	0,76
	r	0,88	0,88	0,88
	alfa	0,71	0,81	0,91
	beta	0,46	0,50	0,54
	KGE	0,37	0,45	0,52
Médiathèque	Pbias	58,15	52,17	46,26
	NSE	0,62	0,55	0,42
	r	0,86	0,86	0,86
	alfa	1,07	1,23	1,38
	beta	0,42	0,48	0,54
	KGE	0,40	0,41	0,39

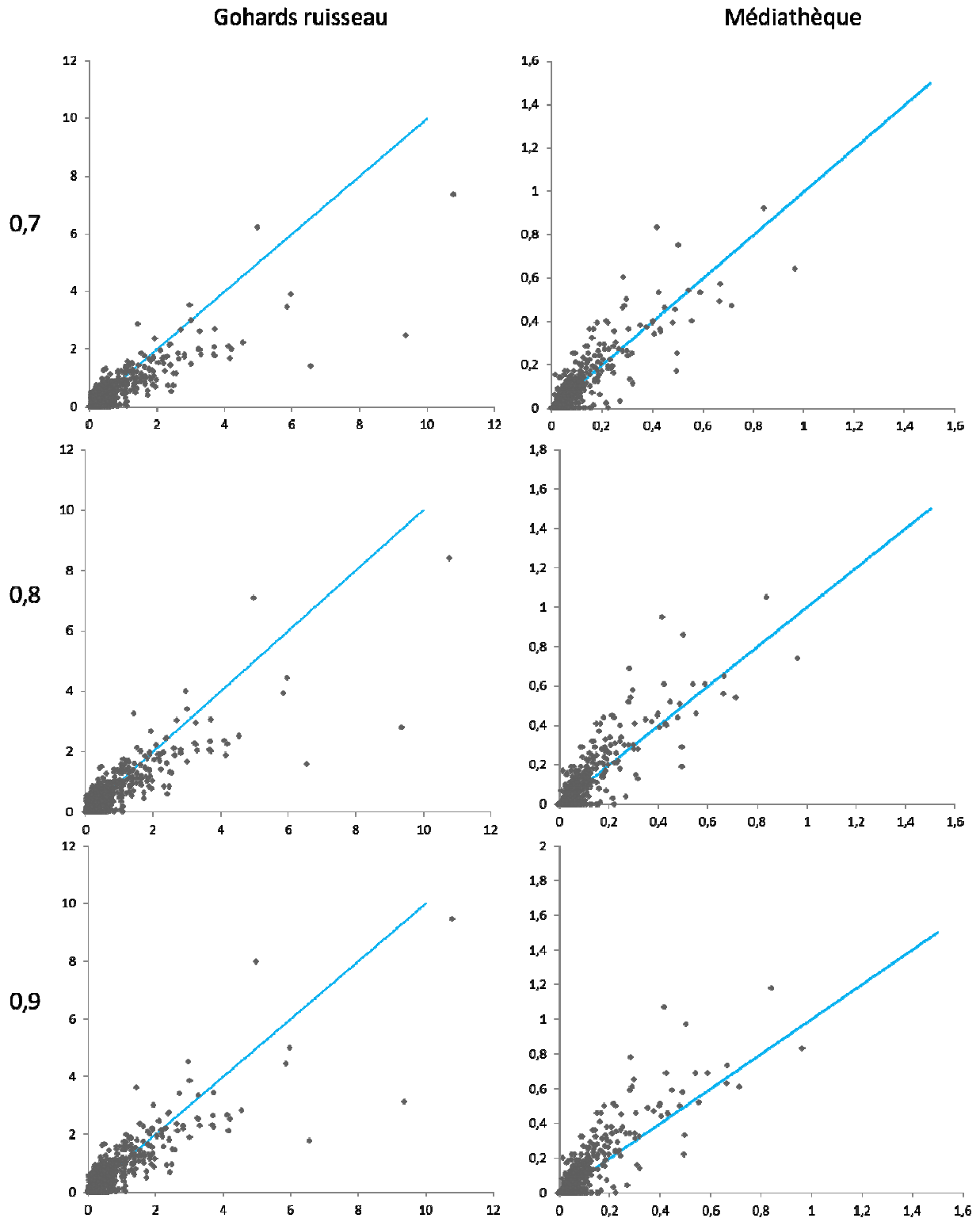


Figure 67 : Débit simulé en fonction du débit observé (en m^3/s) pour les bassins versants des Gohards ruisseau (à gauche) et de Médiathèque (à droite) en fonction du taux de connexion utilisé (indiqué en marge à gauche). Idéalement, les points doivent être rassemblés autour de la droite $y=x$ représentée en bleu sur chaque graphique.

Plusieurs explications sont alors envisageables. Tout d'abord, il est plausible que les taux de connexion aient une forte variabilité spatiale et que le bassin versant de Médiathèque ait un taux de connexion sensiblement plus faible que la moyenne du

bassin versant des Gohards ruisseau. C'est ce que semblent indiquer les travaux de Jankowsky (2012), qui a étudié une portion du bassin versant de Médiathèque et a mis en évidence un taux de mauvais branchements important conduisant à la connexion d'une partie des eaux de ruissellement de la zone au réseau d'eaux usées.

Une autre hypothèse peut être avancée au regard de l'occupation des sols des deux bassins versants. En effet, le bassin versant des Gohards ruisseau possède une part de surfaces naturelles beaucoup plus importante que le bassin versant de Médiathèque (13% de surface végétalisée en plus). Or, le modèle ISBA-DF utilisé dans TEB-Hydro pour traiter les surfaces végétalisées, même s'il a été conçu pour simuler le ruissellement, est connu pour avoir du mal à reproduire les écoulements rapides sur les surfaces naturelles (Furusho, 2011). L'analyse détaillée des résultats des simulations du modèle met en évidence que seules les surfaces de routes et les surfaces de toitures contribuent aux débits aux exutoires. Afin de pallier à ce défaut, il est possible de coupler le modèle ISBA-DF avec un modèle hydrologique permettant de reproduire les écoulements rapides (Bouilloud, et al., 2009)

Il est donc possible que les débits simulés par TEB-Hydro sur le bassin versant des Gohards ruisseau aient été sous-estimés en raison de la non prise en compte d'une partie des écoulements rapides issus des surfaces naturelles. Cet effet aurait été compensé lors du calage par une surestimation du taux de connexion. Le bassin versant de Médiathèque étant moins végétalisé, il serait moins sensible à ce phénomène ce qui conduirait à une surestimation du taux de connexion de ce bassin versant.

4.5.4 Conclusion

En conclusion, la mauvaise reproduction des hauteurs des pics de débits ne semble pas liée à la présence du déversoir d'orage du Croissant mais au paramètre du taux de connexion. Cependant, ce résultat est à nuancer, dans la mesure où le faible impact du déversoir d'orage est peut-être dû aux imperfections du calage.

En effet, TEB-Hydro est très sensible au paramètre du taux de connexion. Or, celui-ci peut avoir compensé la non-reproduction des écoulements rapides sur les surfaces naturelles lors de l'étape de calage. Afin d'obtenir des résultats cohérents avec le modèle TEB-Hydro, il est nécessaire d'améliorer la représentation de la contribution du sol et des surfaces naturelles.

4.6 La question du biais

4.6.1 Hypothèses

Deux hypothèses ont été envisagées pour expliquer l'importance exceptionnelle du biais : un problème dans les mesures de débit observées et un problème dans la modélisation du débit de base. Ces deux hypothèses seront explorées dans les paragraphes qui suivent.

4.6.2 Bilan hydrologique sur les bassins versants

Afin d'évaluer la pertinence des observations de débits, nous avons effectué un bilan hydrologique sur les bassins versants des Gohards ruisseau et de Médiathèque. L'objectif étant de comparer le cumul de débit observé à l'exutoire avec le volume de pluie précipité sur le bassin versant durant la même période. Ces résultats ont été comparés à ceux obtenus sur d'autres bassins versants (Furusho, 2011).

Tableau 13 : Analyse de la part du volume écoulé à l'exutoire par rapport à la pluie précipitée sur le bassin versant correspondant. Les valeurs obtenues pour les bassins versants du Pin Sec, de Rezé et des Gohards sont issues des travaux de Furusho (2011).

Bassin versant	Pin Sec	Rezé	Gohards	Médiathèque	Gohards ruisseau
durée	1 an	10 ans	4 ans	1 an	2 ans
période	mai 2006 à mai 2007	1991 à 2002	1998 à 2002	octobre 2010 à octobre 2011	octobre 2010 à octobre 2012
imperméabilisation	46	38	46	72	60
Coefficient d'écoulement (%)	37	33	37	85	84

L'analyse du Tableau 13 met en évidence une part du débit observé par rapport à la pluie beaucoup trop importante pour les bassins versants de Médiathèque et des Gohards. Le volume de débit observé est donc inhabituellement important pour ces deux bassins versants.

Afin d'expliquer ce phénomène, nous avons envisagé trois hypothèses :

- Une mauvaise délimitation des bassins versants conduisant à une sous-estimation du volume de pluie contribuant au débit à l'exutoire

- L'existence d'un apport extérieur contribuant au débit de base qui ne serait pas pris en compte dans le modèle.
- Une erreur sur la mesure des débits, notamment des débits les plus faibles. Cependant cette dernière hypothèse a très vite été écartée, car les deux débitmètres utilisés pour les deux points de mesure font l'objet d'un étalonnage annuel et ne sont pas utilisés en dehors des préconisations indiquées par le constructeur.

Concernant la délimitation des bassins versants, nous avons comparé les surfaces des bassins versants obtenues avec la représentation maillée du transfert implémentée dans TEB-Hydro avec celles obtenues grâce à la méthode de Rodriguez (1999). Cette seconde méthode consiste à délimiter le bassin versant à l'aide des parcelles cadastrales connectées au réseau d'assainissement artificiel. Cependant, elle présente des limites, notamment pour les grandes parcelles peu urbanisées qui peuvent être connectées à différents réseaux d'assainissement et donc, appartenir à différents bassins versants, sans que les données géographiques disponibles dans les bases de données urbaines ne permettent de trancher. Les résultats obtenus sont présentés dans le Tableau 14.

Tableau 14 : Récapitulatif des surfaces de bassins versants et des coefficients d'écoulement correspondants obtenus pour les bassins versants des Gohards ruisseau et de Médiathèque. Pour le bassin versant de Médiathèque, il existe deux surfaces de bassin versant parcellaires différentes : la surface minimale correspondant à l'ensemble des parcelles cadastrales connectées avec certitude au bassin versant et la surface maximale incluant aussi 5 grandes parcelles cadastrales peu urbanisées qui sont attenantes à plusieurs réseaux d'assainissement.

	Gohards ruisseau		Médiathèque		
	Bassin versant maillé	Bassin versant parcellaire	Bassin versant maillé	Bassin versant parcellaire minimal	Bassin versant parcellaire maximal
Surface (km ²)	4,32	4,49	0,92	0,8	1,2
Coefficient d'écoulement correspondant (%)	84	80	85	98	65

Il apparaît alors que l'incertitude liée à la méthode de délimitation des bassins versants peut expliquer le coefficient d'écoulement du bassin versant de Médiathèque : dans le cas du bassin versant parcellaire maximal, le coefficient d'écoulement est de 65% ce qui n'est pas aberrant aux vues de l'imperméabilisation du bassin versant. Cependant, cette explication ne peut pas être retenue pour le bassin versant des Gohards ruisseau.

Une imprécision sur la délimitation des bassins versants ne peut donc pas être la seule explication de l'importance du coefficient d'écoulement observé sur les deux bassins versants. Cependant, cette analyse nous a permis de mettre en évidence la limite de la représentation des transferts sous forme maillée pour les petits bassins versants.

La seconde hypothèse envisagée pour expliquer la part importante des débits observés par rapport au volume de pluie annuelle, est celle d'une contribution extérieure au bassin versant qui alimenterait le débit de base aux exutoires. Afin d'expliquer cette contribution extérieure, nous envisageons principalement deux hypothèses : des apports anthropiques et des apports d'eau de nappe.

En effet, il est possible que les apports anthropiques jouent un rôle non négligeable sur les débits des bassins versants des Gohards ruisseau et de Médiathèque. Trois apports principaux sont envisagés :

- Les déversements de la piscine Jules Vernes : environ 30 000m³ par an, soit 7% du débit observé au niveau du bassin versant de Médiathèque et 1% du débit observé au bassin versant des Gohards ruisseau.
- Les contributions liées aux mauvais branchements d'eaux usées vers le réseau d'eau pluviale. Cependant une étude réalisée sur une portion de notre zone d'étude, correspondant au bassin versant du Pin Sec (voir chapitre 1), indique que les mauvais branchements d'eaux usées vers le réseau d'eau pluviale concernent 4,7 % des connexions des habitations, alors que les mauvais branchements d'eau pluviale vers le réseau d'eaux usées en concernent 24 % (Seveno, 2015). Si ces informations peuvent être généralisées à l'ensemble de nos bassins versants, il semble que la contribution liée aux mauvais branchements d'eaux usées soit très largement compensée par les mauvais branchements d'eau pluviale.
- Les exfiltrations d'eau potable dans le sol. Les exfiltration moyenne du réseau d'eau potable sur Nantes sont estimées en 2008 à 8,6 m³ par jour par kilomètre de réseau d'eau potable (Seveno, 2015). Pour obtenir une première approximation du volume exfiltré des réseaux d'eau potable sur nos bassins versants, nous nous sommes appuyés sur cette valeur et avons supposé que la longueur du réseau d'adduction d'eau potable (connue seulement sur une portion du bassin versant) était proportionnelle à la longueur du réseau d'eaux usées. Les volumes exfiltrés obtenus sont respectivement de 225 100m³ et 61 400 m³ pour les bassins versants de Gohards ruisseau et de Médiathèque, soit, respectivement, 10 et 15% des débits observés. Cependant, les exfiltrations d'eau potable alimentent le sol, et non directement le débit aux exutoires, une partie

de ces eaux peut donc ne jamais contribuer au débit et être, par exemple, évapotranspirée.

Les apports anthropiques estimés représentent donc environ 11% du débit observé aux Gohards ruisseau et 22% du débit observé à Médiathèque. Même si ces apports n'alimentent pas nécessairement directement le débit, ils représentent une contribution non négligeable qui peut expliquer en partie la part importante des débits observés par rapport au volume de pluie annuelle. Dans le cas du bassin versant de Médiathèque, cette hypothèse combinée à celle d'une mauvaise estimation de la surface du bassin versant, peut être satisfaisante. Cependant, dans le cas du bassin versant des Gohards ruisseau, les apports anthropiques semblent insuffisants à expliquer les débits observés.

Nous avons alors envisagé un apport de la nappe alluviale de la Loire sur laquelle est situé le bassin versant des Gohards ruisseau. Il est à noter que cette nappe est relativement proche du sol (Conil, et al., 2009), ce qui expliquerait qu'elle contribue au débit des Gohards ruisseau. Afin de vérifier cette hypothèse, il serait intéressant d'organiser une campagne de mesures piézométriques autour du point de mesure de débit des Gohards ruisseau. L'analyse de l'évolution du niveau de la nappe devrait alors permettre de savoir si la nappe alimentant le ruisseau des Gohards est une nappe de versant (réagissant principalement avec la pluie) ou une nappe alluviale (dont les variations devraient être corrélées avec celles de la Loire).

S'il s'avérait que le ruisseau des Gohards était effectivement alimenté par la nappe alluviale de la Loire, la prise en compte de cette nappe au sein du modèle hydrologique serait nécessaire afin d'améliorer la représentation du débit de base et ainsi de diminuer le biais obtenu sur les résultats du modèle. Cela supposerait une modélisation hydrogéologique qui n'est pas envisagée dans le cadre de cette thèse. Cependant, un couplage de TEB-Hydro avec un modèle représentant l'hydrogéologie, par exemple le logiciel GARDENIA (Modèle Global À Réservoirs pour la simulation de DÉbits et de Niveaux Aquifères) développé par le BRGM, pourrait être envisagé dans le cadre de travaux futurs.

4.6.3 Modélisation des écoulements retardés dans TEB-Hydro

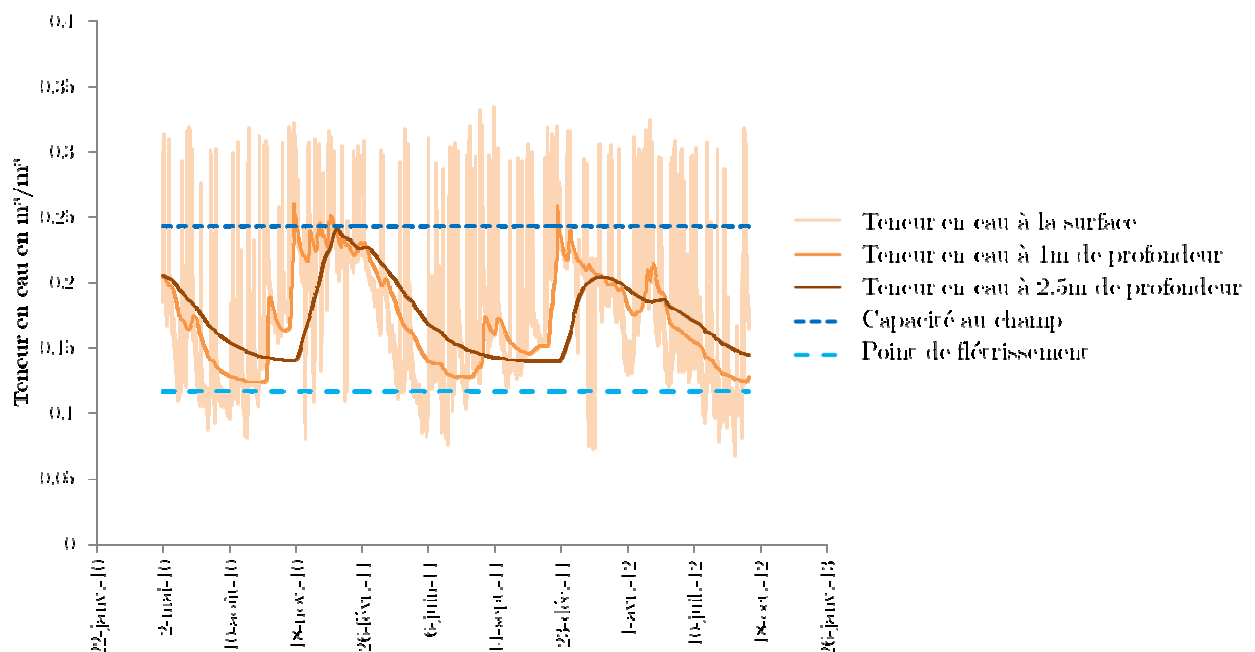
Cependant, les incertitudes concernant les données observées ne suffisant pas à elles seules à expliquer le biais constaté sur les deux bassins versant. En effet, TEB-Hydro se révèle incapable de reproduire un débit de base. Les hydrogrammes de débit sont principalement alimentés par le ruissellement direct sur les toitures et les voiries. Seul le bassin versant des Gohards ruisseau est alimenté par de l'eau issue du sol à travers les infiltrations parasites dans le réseau d'eau pluviale et le drainage profond du sol

(Tableau 15). Cependant, cette alimentation par le sol est anormalement faible (de l'ordre de 5 % de la pluie alors qu'elle est de l'ordre de 10% d'après les observations sur les bassins versants de Médiathèque et du Pin Sec, qui ne semblent pas, à priori, influencées par des apports extérieurs).

Tableau 15 : Contributions aux débits simulés pour les bassins versants de Médiathèque et de Gohards ruisseau

Contributions au débit simulé en % de la pluie	Médiathèque	Gohards ruisseau
Ruissellement direct sur toiture et sur route	45	44
Infiltration dans le réseau d'eau pluviale	0	4,3
Drainage profond	0	0,7

TEB-Hydro ne semble donc pas en mesure de reproduire l'alimentation du débit par les eaux issues du sol. Afin de comprendre ce phénomène, nous avons analysé l'évolution des teneurs en eau simulées par TEB-Hydro. La Figure 68 présente l'évolution des teneurs en eau dans trois couches du sol : la couche de surface, la couche située à 1m de profondeur et la dernière couche traitée dans TEB-Hydro, située entre 2 et 3 m de profondeur.



L'analyse de la Figure 68 met en évidence que la teneur en eau reste la plupart du temps inférieure à la capacité au champ dans les couches profondes. Or, le drainage vers les couches plus profondes ne peut avoir lieu que lorsque la capacité au champ est dépassée. Il n'y a donc pas de drainage du sol vers les couches les plus profondes, ce qui explique l'incapacité du modèle à reproduire l'alimentation du débit de base.

Cependant, la comparaison des teneurs en eau observée et simulée à 35 cm de profondeur ne fait pas ressortir un biais significatif entre les teneurs en eau observées et simulées (Figure 69). En effet, la teneur en eau observée au niveau du point de mesure de teneur en eau ayant la texture la plus proche de celle utilisée dans le modèle (67 % de sable et 10% d'argile) est en moyenne proche de celle observée. Cependant, en raison de l'utilisation d'une texture unifiée sur l'ensemble de la zone d'étude, le modèle est incapable de simuler les variations spatiales de teneur en eau qui sont simulées sur les différents points. Par ailleurs, si le modèle semble capable de représenter les variations de faible amplitude liées à la pluie, il ne reproduit pas les variations de fortes amplitudes liées aux variabilités saisonnières.

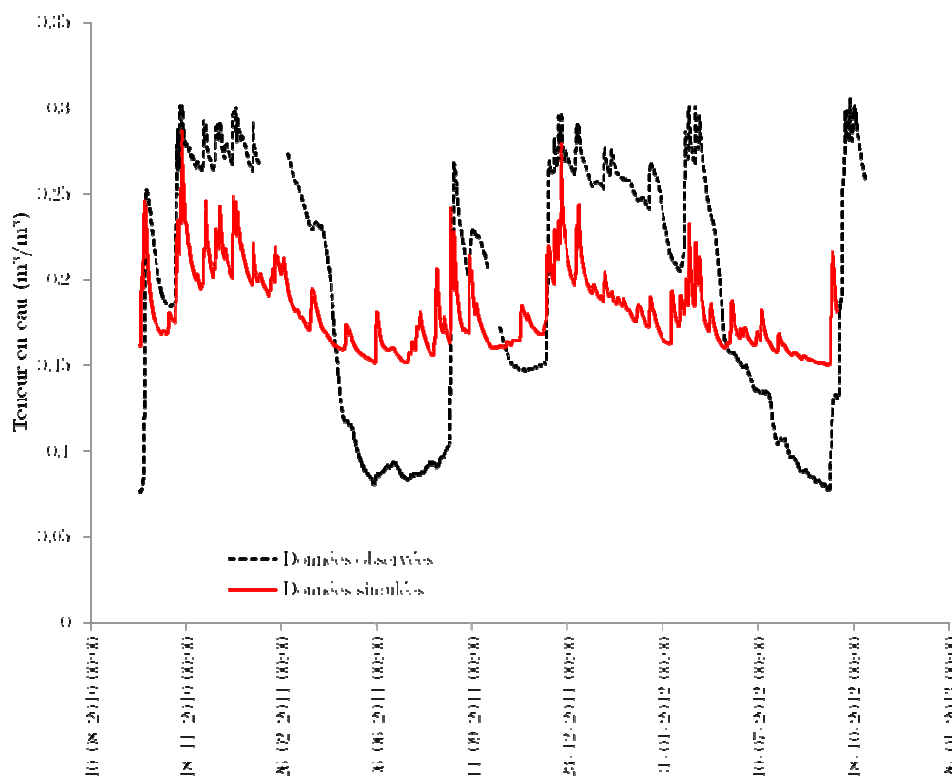


Figure 69 : Evolution des teneurs en eau observées et simulées sur le point de mesure pour lequel la texture du sol est la plus proche de la texture de sol utilisée pour la simulation.

Il semble alors que les teneurs en eau simulées dans les couches proches de la surface ne soient pas aberrantes. Cependant, les couches les plus profondes ne semblent pas

alimentées par le drainage des couches de surface. Afin d'expliquer ce phénomène, nous avons émis l'hypothèse que les volumes évapotranspirés étaient trop importants, ne permettant pas la recharge des couches profonde du sol.

Afin d'étayer cette hypothèse, nous avons analysé les volumes évapotranspirés annuellement à l'échelle d'une maille entièrement recouverte de végétation. Il en résulte que le volume évapotranspiré sur cette maille correspond à 700 mm, ce qui est plus élevé que l'évapotranspiration potentielle moyenne calculée pour la région de Nantes entre 1946 et 1960 fournie par l'atlas climatique de la France qui est de 650 mm (Direction de la Météorologie, 1989). Ce volume correspond, pour l'année 2010-2011 à 85% de la pluie et pour l'année 2011-2012 à 102% de la pluie. Par ailleurs, l'analyse des chroniques d'évapotranspiration fournies par le modèle montre une évapotranspiration permanente, même au cours des évènements pluvieux. Il semble donc que l'évapotranspiration simulée par TEB-Hydro soit excessive. La simulation d'un débit de base cohérent passe donc par l'ajustement de l'évapotranspiration, ce qui nécessite un travail en lien avec le bilan énergétique simulé dans TEB-Hydro.

4.6.4 Conclusion

En conclusion, le biais constaté sur les résultats des simulations a une double origine. Il est tout d'abord lié aux observations qui intègrent un volume d'eau plus important que celui que peut simuler le modèle. Dans le cas du bassin versant de Médiathèque, la surestimation des débits observés semble principalement due à un problème de délimitation du bassin versant. Dans le cas du bassin versant des Gohards ruisseau, il semble que le débit observé soit en partie alimenté par la nappe alluviale de la Loire, même si cette hypothèse reste à vérifier.

Cependant, ces incohérences entre les données observées et simulées ne permettent pas d'expliquer l'ensemble du biais : en effet, TEB-Hydro se révèle incapable de reproduire un débit de base cohérent. Cela semble lié à une trop faible recharge des couches profondes du sol en raison d'un taux d'évapotranspiration excessif.

4.7 Synthèse

Le calage et la validation croisée du modèle sur le bassin versant des Gohards ruisseau ont mis en évidence la capacité du modèle à simuler des résultats de qualité similaires sur des périodes différentes, les paramètres de calage n'étant pas spécifiques à une période donnée. Cependant, l'application de TEB-Hydro sur le bassin versant de Médiathèque, un sous-bassin versant des Gohards ruisseau a conduit à une forte

dégradation des résultats. En effet, il semble que le paramètre du taux de connexion soit spécifique à chaque bassin versant. Or, TEB-Hydro est très sensible à ce paramètre.

Par ailleurs, sur les deux bassins versant pour lesquels le modèle a fait l'objet d'une évaluation, TEB-Hydro s'est révélé incapable de reproduire les écoulements liés au sol. Cela semble dû à la représentation de la recharge en eau des couches profondes du sol en lien avec l'évapotranspiration. L'amélioration de cet aspect suppose un travail simultané sur les aspects hydrologiques et énergétiques.

Enfin, la simulation du comportement des déversoirs d'orage n'est pas satisfaisante. En effet, si TEB-Hydro parvient, après détermination du débit seuil d'un déversoir d'orage à partir de données de déversement observées, à reproduire des volumes déversés cohérents pour l'ensemble de la période d'étude, les occurrences de chaque déversement ainsi que les volumes déversés à chaque événement ne sont pas correctement reproduits. Il semble que la reproduction du fonctionnement des déversoirs que nous avons étudiés dans le cadre de cette étude suppose une paramétrisation plus poussée que celle obtenue par la seule mise en place d'un débit seuil de déversement. Cependant, l'utilisation actuelle que nous faisons de TEB-Hydro ne nécessite pas un tel niveau de détail dans la représentation des déversements.

Chapitre 5 : Scénario d'évolution urbaine

5.1 Introduction

L'objectif de ce chapitre est de présenter l'application du modèle TEB-Hydro tel qu'il a été développé au cours de ce travail de thèse, pour l'évaluation de scénarios de végétalisation de la ville. C'est l'occasion d'évaluer les capacités du modèle pour ce type d'applications en analysant : la pertinence des résultats qu'il peut fournir, les limites de ses capacités de représentation et les perspectives de développement que ces limites peuvent engendrer.

En effet, nous avons développé le modèle TEB-Hydro dans la perspective de fournir des outils pour répondre aux enjeux de la ville, en lien avec l'hydrologie, que nous avons identifiés dans le chapitre 1 : l'urbanisation et le changement climatique. Or, la végétalisation est considérée comme une des solutions permettant de limiter les impacts de la ville à la fois sur le cycle de l'eau et sur le microclimat (de Munck, 2013). En effet, elle est responsable d'une grande partie de l'évapotranspiration ce qui modifie à la fois le bilan hydrologique et le bilan énergétique. De plus, du point de vue hydrologique, elle modifie les contenus en eau du sol, les capacités d'interception des surfaces et le ruissellement. D'autre part, le modèle TEB-Hydro, grâce à l'introduction du modèle ISBA pour la gestion des jardins, permet de prendre en compte les interactions de la végétation avec la ville. L'application de TEB-Hydro sur des scénarios de végétalisation nous a donc semblé adaptée.

Dans le cadre de ce travail de thèse, nous nous intéresserons uniquement à l'évaluation de scénarios de végétalisation d'un point de vue hydrologique. Le modèle TEB-Hydro nous

permettrait d'effectuer aussi une évaluation du point de vue énergétique, cependant, en raison de nos compétences propres, nous avons choisi de nous concentrer sur les aspects hydrologiques.

Dans un premier temps, nous présenterons les scénarios que nous avons souhaité évaluer en précisant leur mise en œuvre et leur intérêt. Dans un deuxième temps, nous analyserons les résultats obtenus, ce qui nous permettra, dans un troisième temps, de conclure quant à l'utilisation du modèle TEB-Hydro.

5.2 Construction des scénarios

Ce paragraphe présente les différents scénarios mis en œuvre. Chacun de ces scénarios impacte la végétation par rapport à un scénario de référence correspondant à la situation actuelle. Quatre stratégies seront abordées : les toitures végétalisées, la végétation haute, le taux de végétalisation global et la déconnexion des surfaces imperméables.

5.2.1 Scénario de référence

Le scénario de référence utilisé pour ce travail d'évaluation de scénarios de végétalisation est celui ayant fait l'objet d'une application et d'un calage sur Nantes Est (chapitre 4). En effet, d'une part, nous disposons de données de forçage pour l'ensemble de la zone sur l'ensemble de la période considérée. D'autre part, cette zone ayant fait l'objet d'un calage et d'une validation, nous avons une vision plus claire de la fiabilité de nos résultats et des défauts du modèle sur cette zone.

Les paramètres utilisés pour le scénario de référence et, sauf indication contraire, pour l'ensemble des scénarios de végétalisation, sont ceux obtenus suite à l'analyse de sensibilité et au calage effectués dans le chapitre 4. Pour simplifier l'évaluation des scénarios, les déversoirs d'orage ont été considérés comme ne se mettant pas en fonction.

La zone d'étude se caractérise par un fort taux de végétation (44%). Cependant, cette végétation n'est pas uniformément répartie sur l'ensemble de la zone d'étude : le centre-ville situé dans la partie sud-est est beaucoup moins végétalisé que la périphérie et les bords de l'Erdre et de la Loire (voir Figure 70). Les données dont nous disposons pour qualifier la végétation sont issues du travail du laboratoire LIENSs (Littoral ENvironnement et Sociétés - UMR 72663) effectué dans le cadre du projet VegDud (ANR-09-VILL-0007-08) à partir d'images satellites : SPOT 2004 (10 m de résolution) et QuickBird 2009 (2.4 m de résolution) (Long, et al., 2014). Trois types de végétation sont distingués : la végétation haute, correspondant aux zones arborées, la végétation basse, assimilée à du gazon, et la végétation « urbaine ». La végétation urbaine correspond à un

mélange de végétation haute et basse que les outils de traitement des images actuels ne permettent pas de différencier. Pour ce travail nous avons considéré que la végétation urbaine était un mélange de 60% de végétation haute et 40% de végétation basse. Cette estimation a été faite à partir de nos connaissances subjectives du terrain.

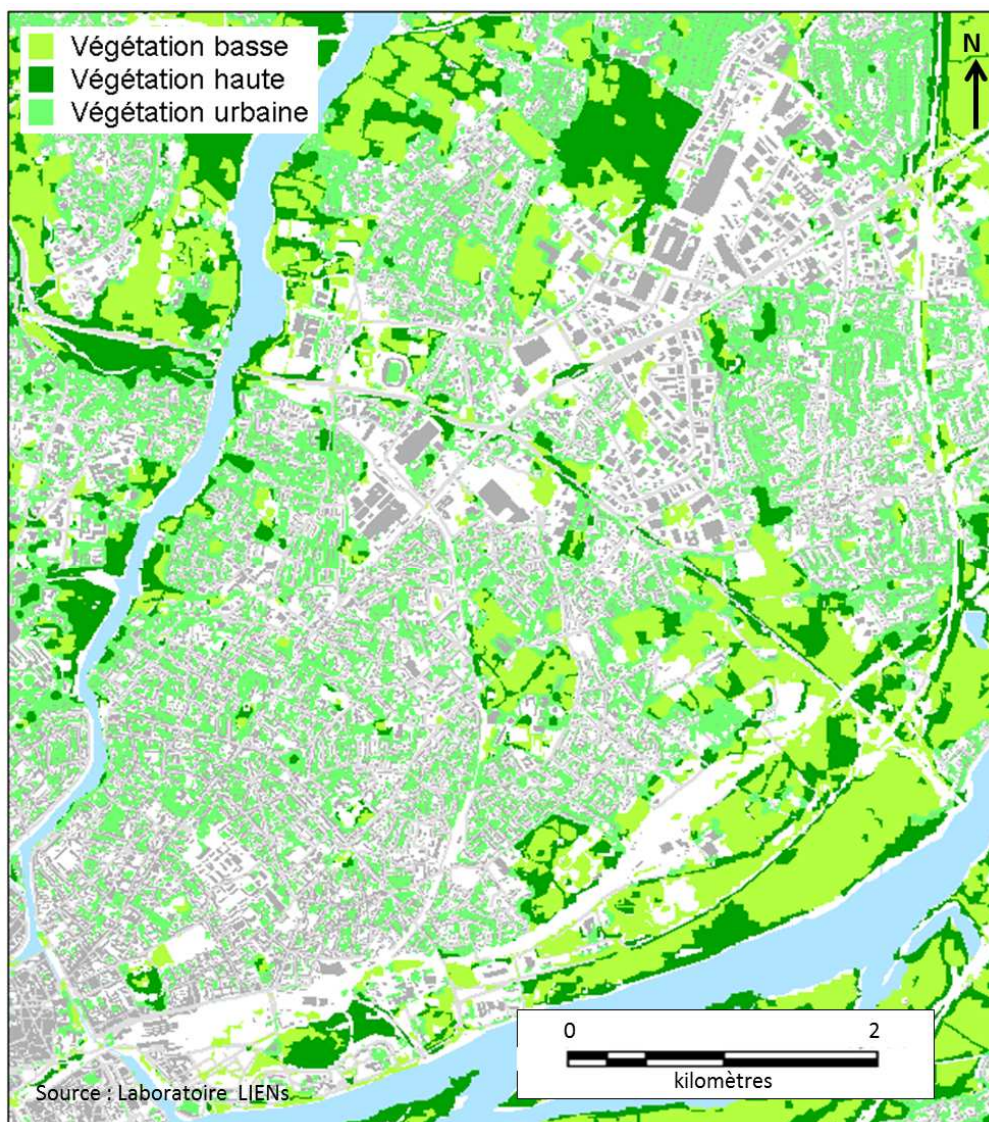


Figure 70 : Carte de la végétation de la zone d'étude : le vert clair correspond à la végétation basse, le vert sombre à la végétation haute et le vert intermédiaire à la végétation « urbaine » qui est un mixte de végétation basse et de végétation haute.

Pour des questions de commodité, ce scénario de référence sera dénommé S-Ref dans la suite de ce document et dans les figures qui l'illustreront.

5.2.2 Toitures végétalisées

Dans un premier temps, nous avons souhaité évaluer, à l'aide de TEB-Hydro, l'impact de la végétalisation des toitures. En effet, les toitures végétalisées sont considérées comme une double solution face aux enjeux du changement climatique et de la gestion de l'eau en

ville. Du point de vue énergétique, elles permettent la modulation de la température en favorisant l'évacuation de l'énergie sous forme de chaleur latente au détriment de la chaleur sensible (de Munck, 2013). Du point de vue hydrologique, elles font partie des techniques dites d'assainissement alternatif permettant de réguler les débits : elles jouent un rôle d'interception et de stockage significativement plus important que les toitures non végétalisées, et, à travers l'évapotranspiration, elles permettent de diminuer les volumes ruisselés (Stovin, 2010).

Au sein du modèle TEB-Hydro, il existe un module spécifique dédié aux toitures végétalisées, le module GREENROOF développé par C. de Munck (2013). Ce module utilise un design générique pour représenter les toitures végétalisées, l'objectif étant de saisir les processus physiques dominants. Ce design est constitué de quatre couches superposées : une couche de végétation, une couche de substrat (permettant la croissance de la végétation), une couche de drainage et enfin, une couche représentant le toit structural du bâtiment. Les comportements hydriques et thermiques de ces différentes couches ont ensuite été paramétrés à partir d'observations effectuées sur une parcelle de toiture végétalisée instrumentée située à Nancy, au Centre d'Etudes Techniques de l'Équipement (CETE) de l'Est, considérée comme représentative des toitures végétalisées actuellement implémentées.

Dans le cadre de cette application, nous avons considéré l'ensemble des toitures végétalisées comme uniforme et correspondant à celles paramétrées dans le cadre de la thèse de C. de Munck (2013). Ce sont ces toitures végétalisées que nous avons implantées dans le cadre des scénarios visant à évaluer l'impact des toitures végétalisées

Pour évaluer l'impact de la mise en place de toitures végétalisées, à travers le modèle TEB-Hydro, nous avons choisi de développer deux scénarios. Le premier scénario, dénommé S-GreenroofAll, consiste à imaginer que l'ensemble des toitures des bâtiments présents sur notre zone d'étude est végétalisé. Aucune toiture n'étant végétalisée initialement dans la simulation de référence, cela représente une végétalisation supplémentaire de 12% de la zone d'étude.

Cependant, ce premier scénario n'est pas réaliste : s'il peut être envisageable de concevoir un nouveau quartier dont les bâtiments seraient dotés exclusivement de toitures végétalisées, il paraît très difficile de faire évoluer l'ensemble d'un parc bâti préexistant de manière à ce que toutes les toitures soient végétalisées. C'est pourquoi nous avons mis en place un second scénario, a priori plus réaliste, S-GreenroofReal. Dans ce scénario, nous avons considéré que seuls les bâtiments « collectifs » étaient susceptibles de végétaliser

leurs toitures : cela représenterait une charge trop importante pour des maisons individuelles qui n'ont, par ailleurs pas été conçues dans cet objectif. Il s'agit d'une hypothèse forte. Ont été considérés comme bâtiments « collectifs » les bâtiments de plus de deux étages et les bâtiments situés dans les zones d'activités. Par la suite, pour des questions de modélisation, ces informations ont été ramenées à l'échelle de la maille de TEB-Hydro : une maille dans laquelle une majorité de bâtiments est susceptible d'évoluer vers une végétalisation de leurs toitures est considérée comme entièrement sous toiture végétalisée et inversement. Cela nous conduit à un taux de végétalisation des toitures de 55% ce qui équivaut à une végétalisation supplémentaire de 6.6% de la zone d'étude. La répartition des toitures végétalisées pour ce scénario « réaliste » est présentée dans la Figure 71.

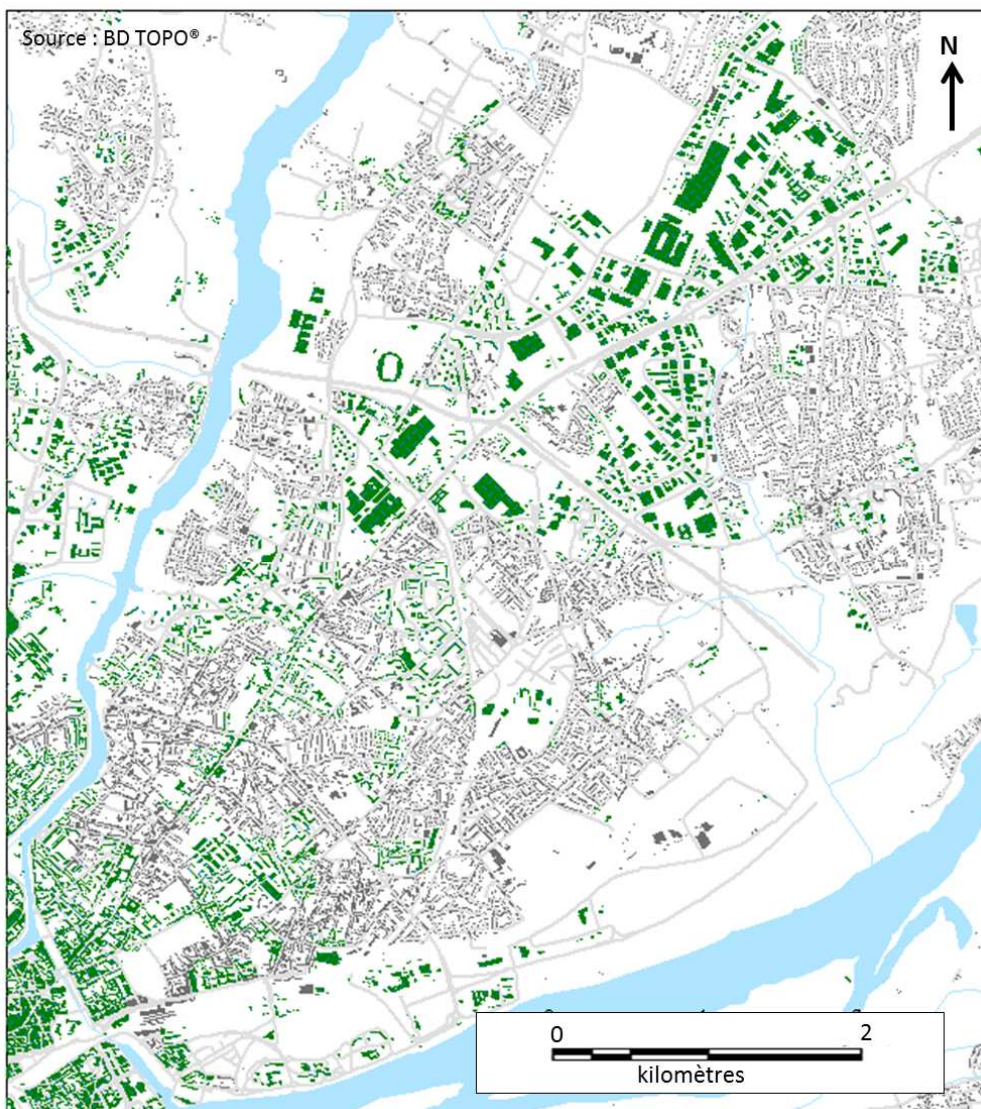


Figure 71 : Répartition des toitures végétalisées sur la zone d'étude. Les toitures apparaissant en gris foncé sont végétalisées uniquement dans le cadre du scénario S-GreenroofAll alors que les toitures apparaissant en vert foncé sont végétalisées dans le cadre des deux scénarios (S-GreenroofAll et S-GreenroofReal).

5.2.3 Suppression de la végétation haute

Le second volet de scénarios avait pour objectif d'évaluer l'impact de la végétation haute, constituée par les arbres, par rapport à la végétation basse. TEB-Hydro distingue la végétation haute de la végétation basse notamment à travers des paramètres de profondeur racinaire et de surface foliaire, ce qui influe sur l'évapotranspiration. Cependant, actuellement, le modèle n'est pas capable de prendre en compte la possibilité d'une occupation des sols différente sous la végétation haute, par exemple : végétation basse sous la végétation haute ou voirie sous la végétation haute. De plus, les effets d'ombrage liés à la végétation haute sur la ville ne sont pas représentés : ils sont en cours de développement dans la thèse de Redon (2017).

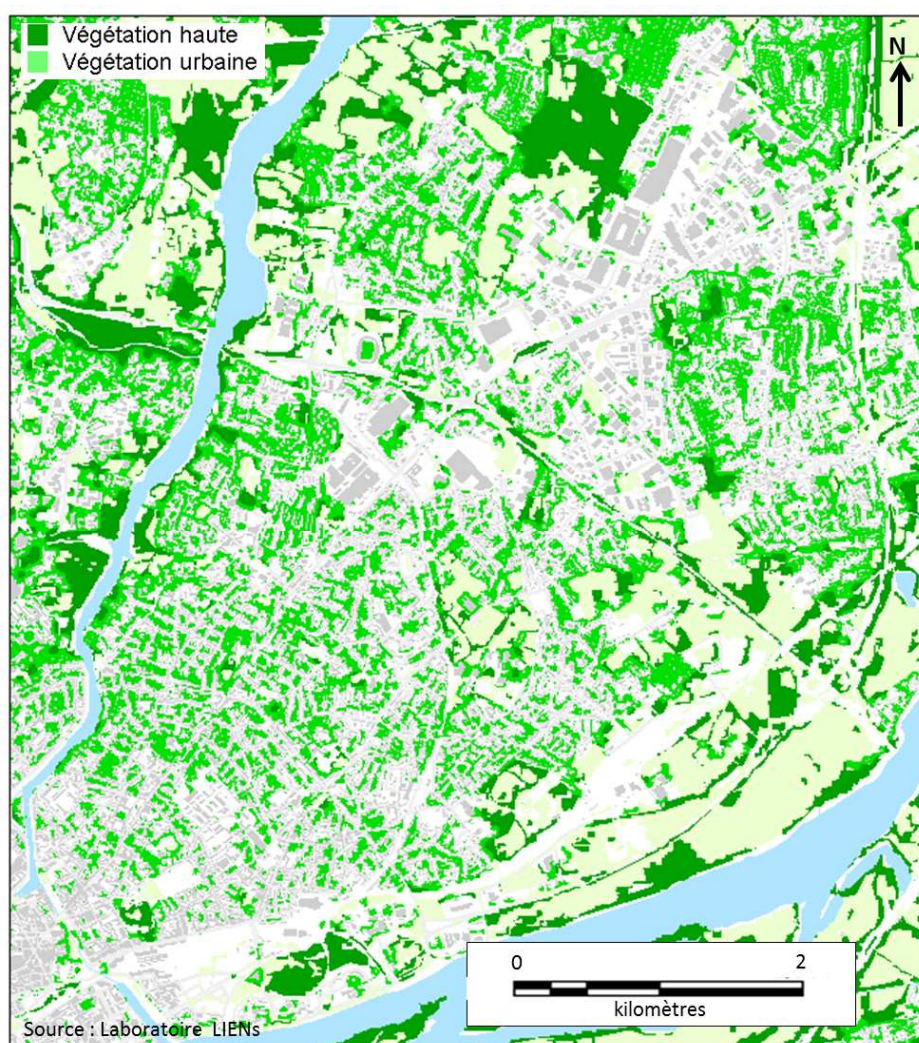


Figure 72 : Répartition de la végétation haute sur le scénario S-Ref transformée en végétation basse dans le cadre du scénario S-LowVeg. La végétation urbaine correspond à un mélange de 60% de végétation haute et 40% de végétation basse.

Le scénario que nous nous proposons de réaliser, appelé dans la suite de ce document S-LowVeg, consiste à remplacer la végétation haute présente sur notre zone d'étude par de

la végétation basse. Il ne s'agit pas d'un scénario réaliste, mais d'un scénario visant à évaluer l'impact de la végétation haute. La Figure 72 représente la répartition de la végétation haute actuelle de notre zone d'étude.

5.2.4 Variations du taux de végétation

Un autre volet de scénarios a été mis en place pour évaluer l'impact du taux de végétalisation global sur l'ensemble de la zone d'étude. Pour cela, nous nous proposons d'effectuer des scénarios présentant une diminution du taux de végétalisation par rapport au taux de végétalisation actuel. Nous avons fait le choix de nous orienter vers une diminution du taux de végétalisation d'une part en raison du fort taux de végétalisation actuel (44% de l'ensemble de la zone d'étude, zones hydrographiques incluses) et d'autre part, parce qu'en évoluant, les villes peuvent avoir tendance à se densifier et donc à diminuer leur taux de végétalisation.

Quatre scénarios ont été mis en place. Chaque scénario représente un taux de végétalisation de l'ensemble de la zone d'étude de respectivement : 10%, 20%, 30% et 40%, ils seront nommés S-Veg10, S-Veg20, S-Veg30 et S-Veg40.

Pour chaque scénario, le taux de végétalisation est diminué uniformément sur l'ensemble de la zone d'étude sans modification des proportions de végétation haute et de végétation basse. Par ailleurs, nous avons considéré que la végétation supprimée dans le cadre de ces scénarios était remplacée par des surfaces de route. Il ne s'agit pas d'une hypothèse réaliste dans le cadre d'une densification de la ville. En effet, la diminution du taux de végétalisation aurait sans doute permis d'augmenter la surface bâtie. Cependant, l'estimation d'une augmentation de cette surface bâtie réaliste suppose des études complémentaires. C'est pourquoi nous avons conservé l'hypothèse simplificatrice selon laquelle la diminution des surfaces végétalisées augmentera d'autant les surfaces de voirie.

5.2.5 Variation du taux de connexion

Le dernier volet de scénarios mis en place concerne le taux de connexion. Il ne s'agit pas à proprement parler de scénarios de végétalisation, dans la mesure où l'occupation des sols n'est pas modifiée, mais de scénarios de gestion des eaux pluviales.

Le taux de connexion est le paramètre permettant de représenter la connexion directe ou non des surfaces imperméables au réseau d'assainissement (Sutherland, 1995). Lorsque les surfaces imperméables sont directement connectées, le ruissellement qu'elles génèrent contribue au débit de pointe, car il atteint rapidement l'exutoire. Mais lorsque ces surfaces sont déconnectées, le ruissellement qu'elles génèrent est évacué vers les jardins. Il ne

contribuera donc pas directement au débit de pointe, mais pourra être infiltré ou évapotranspiré.

Nous avons choisi de nous intéresser au taux de connexion dans la mesure où il s'agit d'un paramètre en lien avec la gestion alternative des eaux pluviales. En effet, les techniques d'assainissement alternatif préconisent la gestion à la source des eaux pluviales qui ne sont plus alors évacuées vers le réseau d'assainissement, mais infiltrées ou évapotranspirées (Coste & Loudet, 1980). Nous avons envisagé deux scénarios pour lesquels seuls les taux de connexion des simulations seront modifiés. Le taux de connexion actuel pour la zone d'étude est de 0,9. Les taux de connexions de nos scénarios, appelés S-Connex0,7 et S-Connex0,8, seront respectivement de 0,7 et 0,8.

Cependant, les scénarios de variation du taux de connexion que nous proposons sont sommaires et incomplets : en effet, l'implémentation de techniques d'assainissement alternatif suppose généralement la mise en place de dispositifs particuliers : noues, jardins de pluie, bassin de rétentions... Les scénarios que nous proposons ne précisent pas le devenir des eaux déconnectées : celles-ci sont simplement évacuées vers les jardins, ce qui pourrait correspondre à la mise en place de jardins de pluie, mais n'est pas entièrement réaliste.

Cette méthode pose d'autant plus question que le modèle TEB-Hydro ne semble pas, à ce jour, capable de représenter correctement les écoulements rapides sur les surfaces naturelles.

5.2.6 Synthèse

En conclusion, neuf scénarios de végétalisation différents seront analysés et évalués par rapport au scénario de référence correspondant à la situation actuelle. Les pourcentages d'occupation des sols correspondant à chaque scénario sont récapitulés dans la Figure 73. Les scénarios de variation du taux de connexion S-Connex0.7 et S-Connex0.8 ne sont pas présentés dans cette synthèse, car ils ne font pas intervenir une variation de l'occupation des sols, c'est simplement les choix de gestion des eaux pluviales qui sont modifiés.

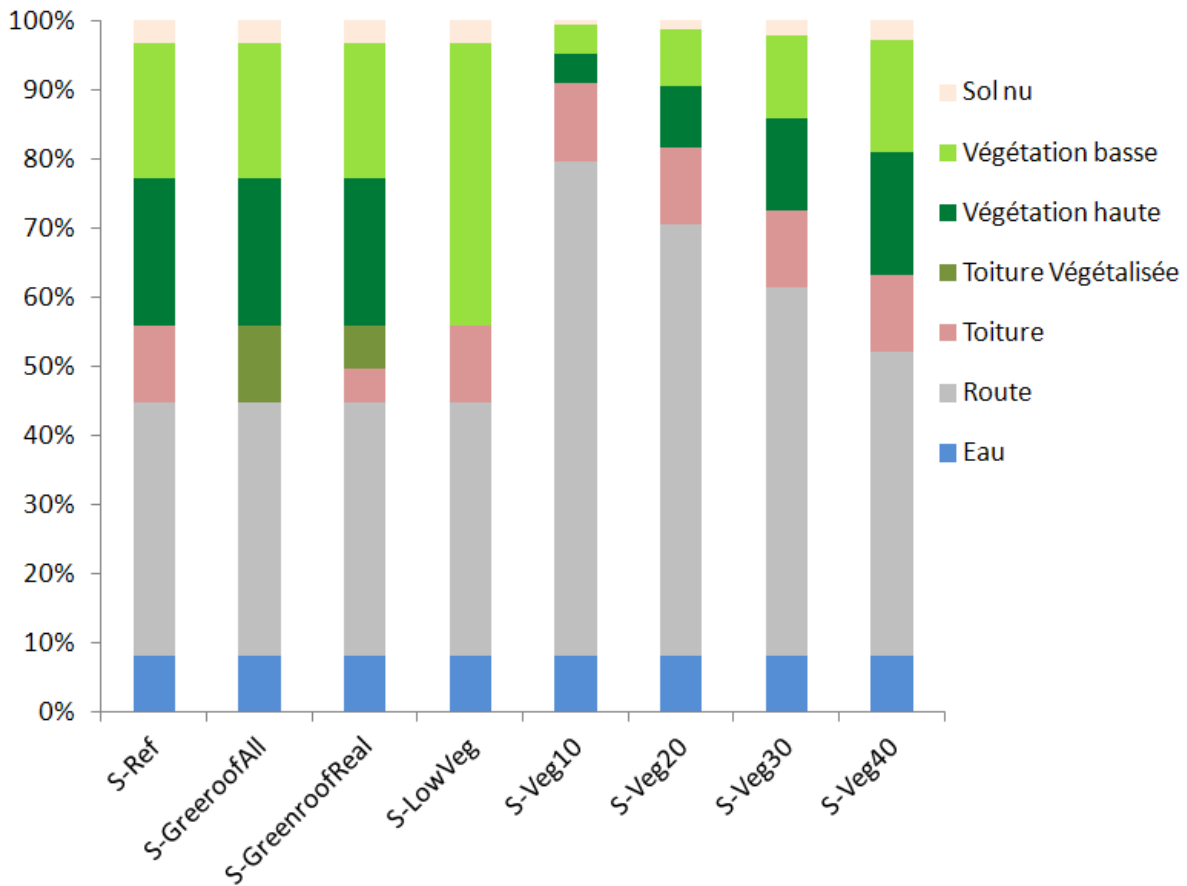


Figure 73 : Synthèse de la répartition de l'occupation des sols pour chaque scénario mis en œuvre.

La Figure 74 présente l'évolution du taux de végétation par rapport au scénario de référence pour chaque scénario ce qui permet de visualiser rapidement les variations de végétalisation.

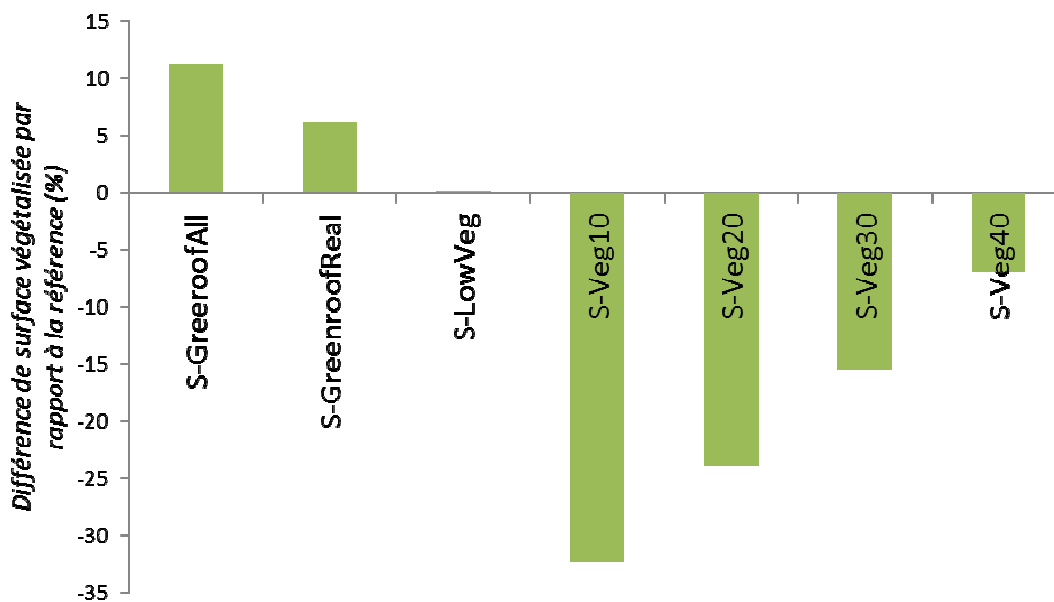


Figure 74 : Différence de surfaces végétalisées par rapport au scénario de référence pour chaque scénario

5.3 Résultats de la modélisation

5.3.1 Choix d'analyse

Dans le cadre de l'évaluation des scénarios, nous avons choisi de nous concentrer sur l'analyse des variables hydrologiques indépendamment des variables microclimatiques, qui auraient aussi pu faire l'objet d'une analyse grâce aux résultats du modèle TEB-Hydro. Nous avons choisi d'analyser deux aspects : tout d'abord le bilan hydrologique sur l'ensemble de la zone d'étude pour l'ensemble de la période de simulation, puis l'évolution du régime du ruisseau des Gohards. Cette analyse sur l'évolution du régime du ruisseau est faite uniquement sur le ruisseau des Gohards, car le bassin versant correspondant est suffisamment étendu pour donner des résultats significatifs à notre échelle de travail. De plus, il a fait l'objet d'un calage et d'une validation. L'analyse du régime du ruisseau des Gohards se fera sur la période de deux ans suivant la période de chauffe du modèle.

5.3.2 Résultats

5.3.2.1 Évolution du bilan hydrologique de la zone d'étude

Le bilan hydrologique nous permet de déterminer, sur l'ensemble de la zone d'étude, les proportions d'eau évapotranspirée, ruisselée, stockée et drainée. Nous avons choisi de nous intéresser à l'évolution du bilan hydrologique en fonction des scénarios mis en œuvre dans la mesure où le bilan hydrologique est intrinsèquement lié au fonctionnement de la zone d'étude. Il peut aussi influencer le régime hydrologique des rivières et les conditions de confort à l'intérieur de la ville, puisqu'il est lié au bilan énergétique par le biais de l'évapotranspiration.

La Figure 75 représente les bilans hydrologiques obtenus avec TEB-Hydro pour chacun des scénarios mis en œuvre. Ce bilan correspond à la période de simulation complète, c'est-à-dire 2,5 ans, ce qui explique la présence pour chaque scénario d'une part de déstockage proche de 10% : la période complète de simulation commence en mai, une période où, après l'hiver, le sol a stocké beaucoup d'eau, pour se terminer au mois de septembre, juste après l'été, au moment où le stock d'eau dans le sol est au plus bas. Les bilans hydrologiques de chaque scénario seront analysés de manière détaillée dans les paragraphes qui suivent.

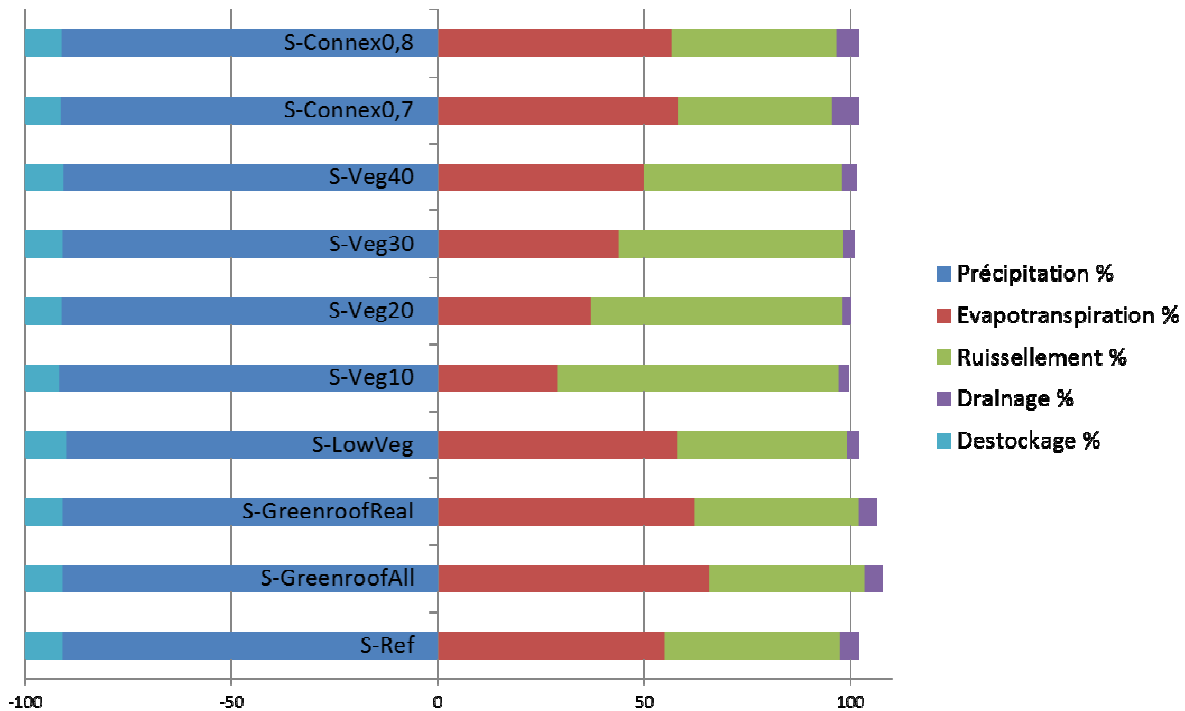


Figure 75 : Bilan hydrologique pour les différents scénarios sur l'ensemble de la zone d'étude pour la période de simulation complète du 1/05/2010 au 1/10/2012.

Il est cependant nécessaire de garder en mémoire les imperfections du modèle TEB-Hydro mises en évidence lors de l'application sur Nantes est (voir chapitre 4). Il semble notamment que le modèle ait tendance à favoriser l'évapotranspiration au détriment du drainage profond, ce qui a un impact direct sur le bilan hydrologique.

5.3.2.2 Évolution du débit des Gohards ruisseau

Dans un second temps, nous avons souhaité analyser l'évolution du régime du ruisseau des Gohards en fonction des scénarios mis en œuvre. En effet, le régime hydrologique des ruisseaux est reconnu pour être fortement impacté par l'urbanisation avec des conséquences importantes, en terme de risque d'inondation et de pollution, ce qui peut impacter les activités humaines et la biologie du ruisseau concerné.

Il est cependant à noter que notre modélisation ne nous a pas permis de reproduire le débit de base du ruisseau des Gohards lors de notre application sur les Gohards ruisseau. Cela remet fortement en cause l'analyse des bas débits avec les scénarios mis en place : ceux-ci ne sont pas ou mal reproduits par TEB-Hydro.

Pour l'analyse des débits, nous avons choisi d'étudier les caractéristiques statistiques des débits simulés au pas de temps d'une heure par TEB-Hydro. Nous nous sommes alors intéressés au débit maximal (Q_{max}), au débit minimal (Q_{min}), au débit moyen (Q_{moy}), au débit médian (Q_{50}) et aux quantiles 10 et 90 du débit (Q_{10} et Q_{90}). Les quantiles

correspondant à la valeur non dépassée pour un pourcentage de valeur donné : Q50, valeur non dépassée dans 50% des cas, Q10 valeur non dépassée dans 10% des cas et Q90 valeur non dépassée dans 90% des cas.

La Figure 76 présente les caractéristiques statistiques des débits obtenus pour le bassin versant des Gohards ruisseau pour les différents scénarios mis en œuvre en analysant l'ensemble des débits simulés au pas de temps d'une heure pour la période de deux ans suivant la période de chauffe du modèle. Pour des questions de lisibilité, les débits maximaux ne sont pas présentés sur ce graphique. Les résultats seront commentés scénario par scénario dans les paragraphes qui suivent.

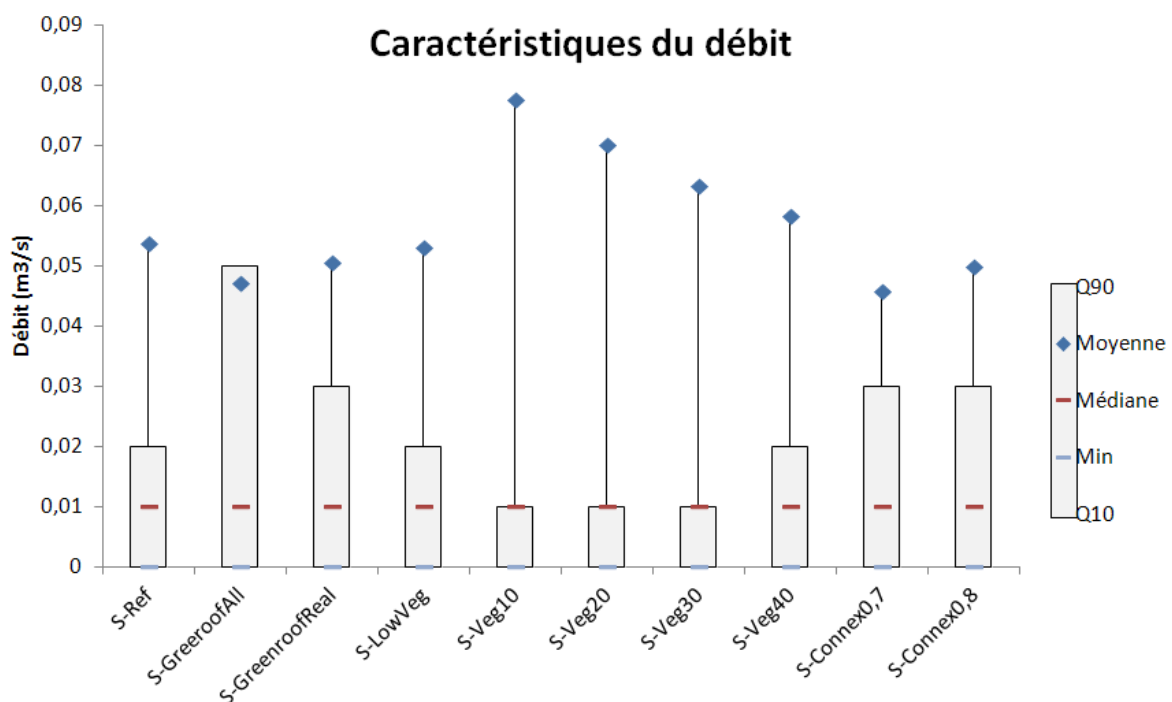


Figure 76 : représentation sous forme de boîte à moustache des caractéristiques des débits simulés sur le bassin versant des Gohards ruisseau pour chaque scénario mis en œuvre.

Seuls les débits maximaux, moyens et les quantiles 90 du débit présentent une variation notable entre scénarios. Ceci est en grande partie dû au fait que TEB-Hydro représente mal le débit de base qui est, de ce fait, peu impacté. L'évolution mensuelle de ces trois caractéristiques statistiques (débit maximal, débit moyen et quantile 90 du débit) est représentée dans la Figure 77.

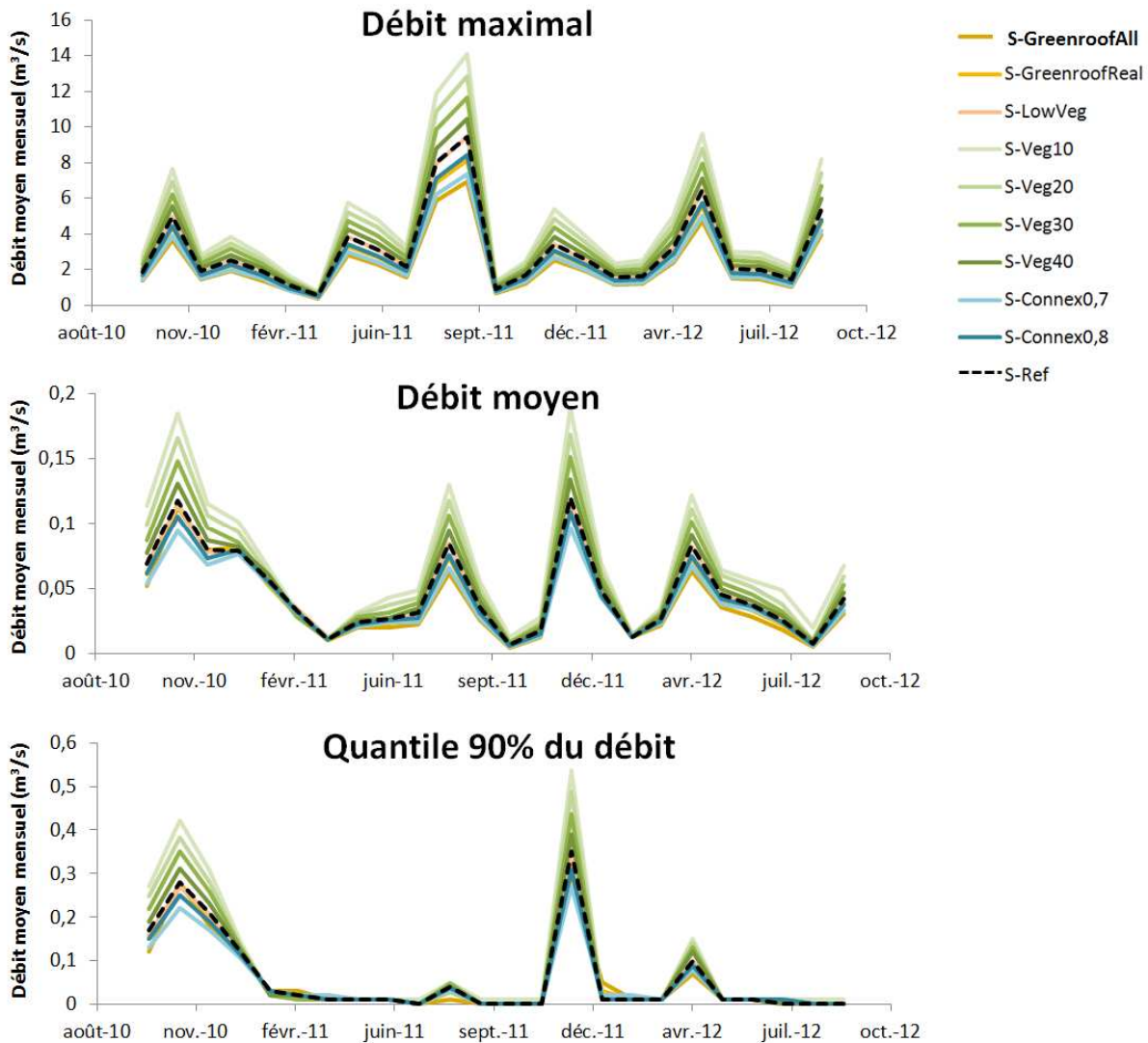


Figure 77 : Analyse de l'évolution mensuelle des débits maximaux, moyens et du quantile 90 du débit au niveau du bassin versant des Gohards ruisseau pour les différents scénarios mis en œuvre.

L'analyse de la Figure 77 met en évidence différents points :

- Les scénarios impactent les caractéristiques des débits les plus forts, mais ont peu d'impact sur les mois pour lesquels les débits de référence sont plus faibles : ceux-ci restent les mêmes quel que soit le scénario considéré.
- C'est le débit maximal qui est le plus impacté par les scénarios avec des variations de débits de plusieurs mètres cubes par seconde ce qui peut avoir des conséquences non négligeables.
- Les impacts mensuels ne sont pas les mêmes selon que l'on s'intéresse aux débits maximal, moyen ou au quantile 90 du débit.
 1. Le débit maximal est fortement influencé par les événements ponctuels extrêmes, type orages estivaux, l'impact des scénarios d'aménagement est donc particulièrement visible pour les mois d'août et septembre 2011

marqués par ce type d'événements.

2. Le quantile 90 du débit est plus impacté par la pluviométrie cumulée à l'échelle mensuelle, les mois d'hivers sont donc les plus marqués.
3. Le débit moyen est impacté à la fois par les événements extrêmes et par la pluviométrie cumulée, les scénarios d'aménagement ont donc un impact plus réparti sur l'année.

5.3.3 Analyse scénario par scénario

5.3.3.1 Scénarios de toitures végétalisées

Les scénarios de toitures végétalisées conduisent tous deux à une diminution de la part de ruissellement au profit de la part d'évapotranspiration. Ce phénomène est directement lié à l'augmentation du taux de végétalisation de la zone d'étude liée à l'implémentation des toitures végétalisées : l'augmentation de la part de végétalisation conduit à une augmentation du taux d'évapotranspiration. Le drainage n'est pas modifié par ces scénarios (voir Figure 78).

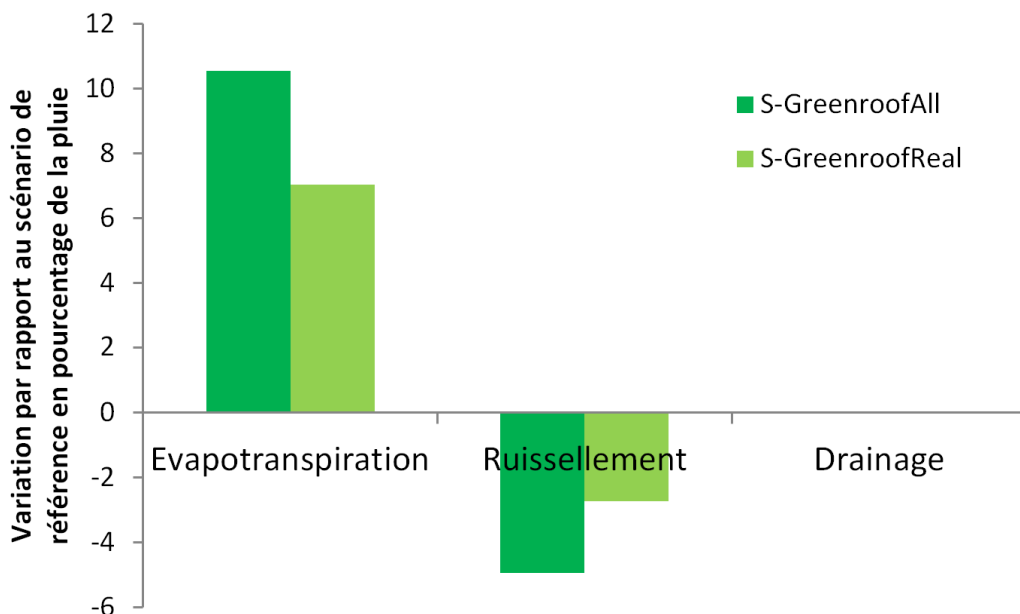


Figure 78 : Evolution de la part d'évapotranspiration, de ruissellement et de drainage par rapport au scénario de référence pour les scénarios S-GreenroofAll et S-GreenroofReal.

Cependant, l'analyse du bilan hydrologique pour ces deux scénarios met en évidence l'apparition d'un écart de fermeture sur le bilan hydrologique variant 6 à 8% du volume d'eau total en entrée, alors que l'écart constaté sur les autres scénarios est de l'ordre de 2% du volume d'eau total en entrée. Même si cet écart sur le bilan hydrologique ne prend

pas des proportions aberrantes, il met en évidence une mauvaise prise en compte dans TEB-Hydro des toitures végétalisées conduisant à un apport d'eau.

Du point de vue du régime hydrologique des Gohards ruisseau, les scénarios de végétalisation des toitures conduisent à une atténuation notable des pics de débits maximaux. Leur impact sur le débit moyen et sur le quantile 90 du débit semble principalement lié aux évènements extrêmes, car en période hivernale leur influence semble peu visible (voir Figure 77). Enfin, la Figure 76 indique que sur l'ensemble de la période d'étude, le scénario de toitures végétalisées le plus fort (S-GreenroofAll) est le seul conduisant à une forte augmentation du quantile 90 du débit. Cela indique que les écoulements liés aux évènements pluviaux sont plus lents : le débit de pointe est moins élevé et la courbe de décrue est moins raide que pour le scénario de référence. La contribution des écoulements rapides liés à la pluie est alors plus répartie dans le temps au point de modifier la limite de débit dépassée dans seulement 90% des cas. Ce type de comportement est plutôt positif pour le ruisseau.

5.3.3.2 Scénario de suppression de la végétation haute

Le bilan hydrologique obtenu pour le scénario de suppression de la végétation haute semble très surprenant (Figure 79).

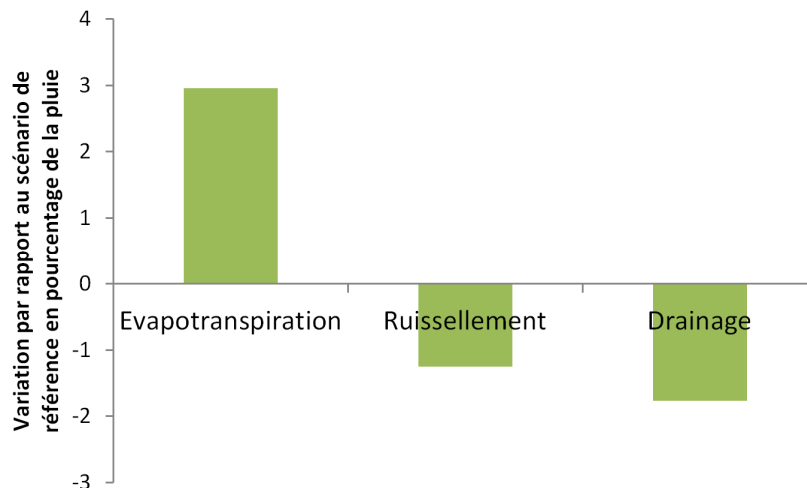


Figure 79 : Evolution de la part d'évapotranspiration, de ruissellement et de drainage par rapport au scénario de référence pour le scénario S-LowVeg

Tout d'abord, l'impact de ce scénario par rapport au scénario de référence est très faible alors qu'on aurait pu s'attendre à un impact fort dans la mesure où la végétation haute et la végétation basse ont des fonctionnements différents. De plus, les variations obtenues,

présentées dans la Figure 79, sont plutôt contre-intuitives. La suppression de la végétation haute conduit à :

- Une augmentation de l'évapotranspiration, alors qu'on pourrait plutôt s'attendre à une baisse de l'évapotranspiration du fait de la suppression de l'interception liée au feuillage des arbres et de la diminution de la réserve d'eau dans laquelle la végétation peut puiser, la profondeur racinaire de la végétation basse étant plus faible que celle de la végétation haute.
- Une diminution du ruissellement, alors que l'on pourrait plutôt s'attendre à une augmentation des écoulements rapides sur les surfaces végétalisées en raison de la diminution de l'interception et de l'évapotranspiration qui vont conduire à une saturation plus rapide des sols.
- Une diminution du drainage, alors que la plus faible profondeur racinaire devrait permettre une recharge plus importante du sol et donc une augmentation du drainage.

Ces résultats s'expliquent par la manière dont la végétation est représentée dans TEB-Hydro. Nous allons analyser l'impact de la suppression de la végétation haute sur la modélisation de l'évapotranspiration, du ruissellement puis du drainage.

Concernant l'évapotranspiration, la suppression des arbres conduit à une augmentation de l'évapotranspiration modélisée sur les zones végétalisées. Cependant, l'analyse détaillée des chroniques d'évapotranspiration indique deux tendances :

- Une diminution de l'évapotranspiration dans les périodes de pluie, liée à la diminution de la capacité d'interception (Figure 80).
- Une augmentation de l'évapotranspiration en période sèche liée à la suppression de l'ombre des arbres (Figure 81). A l'échelle annuelle, ce phénomène se révèle prépondérant.

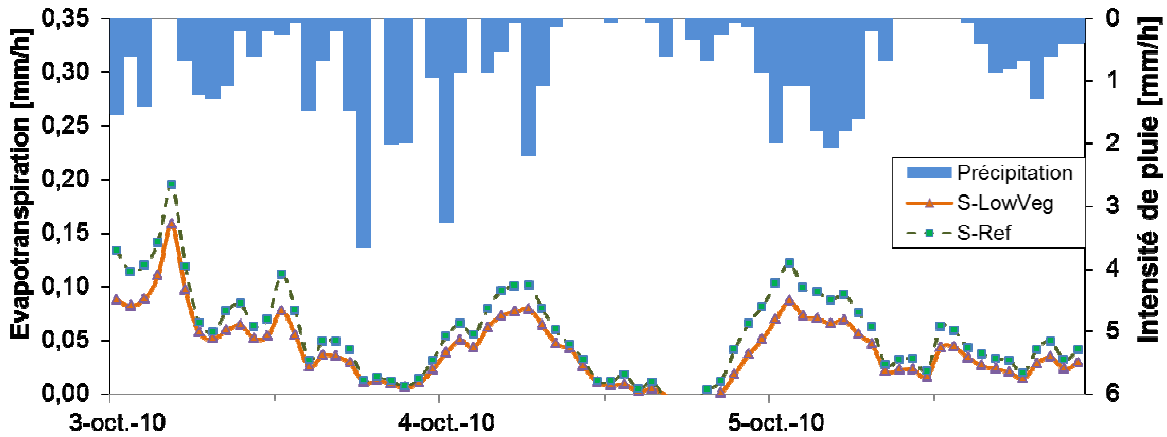


Figure 80 : Evolution de l'évapotranspiration simulée suivant le scénario de référence (S-Ref) ou le scénario sans végétation haute (S-LowVeg) pour une période pluvieuse sur une zone de jardin.

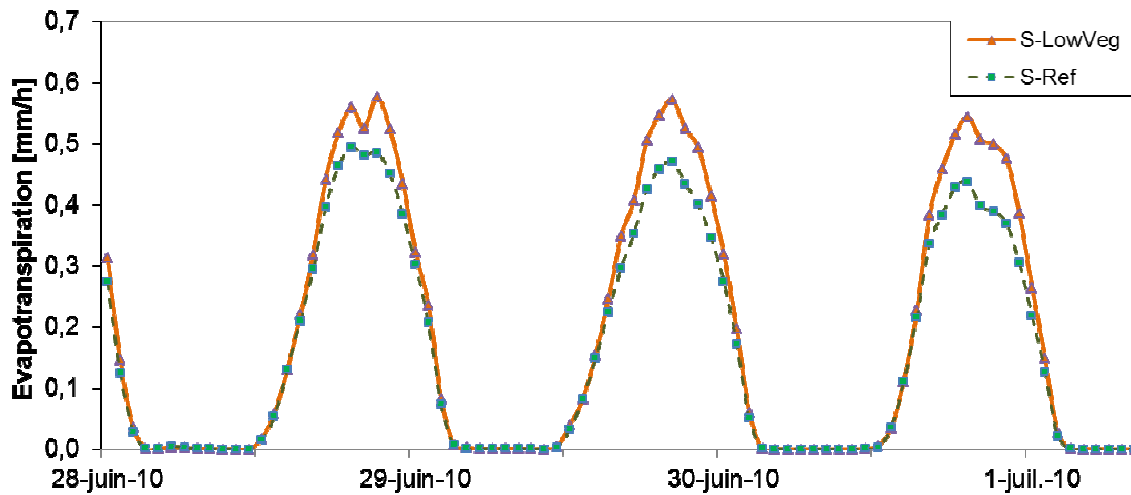


Figure 81 : Evolution de l'évapotranspiration simulée suivant le scénario de référence (S-Ref) ou le scénario sans végétation haute (S-LowVeg) pour une période sans pluie sur une zone de jardin.

Cette modification de la modélisation de l'évapotranspiration entraîne une diminution du ruissellement. En effet, le ruissellement simulé par TEB-Hydro correspond uniquement au ruissellement sur les surfaces imperméables (voiries et toitures), or, la quantité d'eau ruisselée est influencée par l'état du réservoir de surface. Lorsque les arbres sont supprimés, l'évapotranspiration sur les jardins est moins importante en période de pluie. Par conséquent, afin de maintenir l'équilibre du bilan énergétique, la température sur la ville a tendance à être plus élevée, ce qui favorise l'évaporation des volumes contenus dans les réservoirs de surface (Figure 82). Le ruissellement simulé est alors moins élevé.

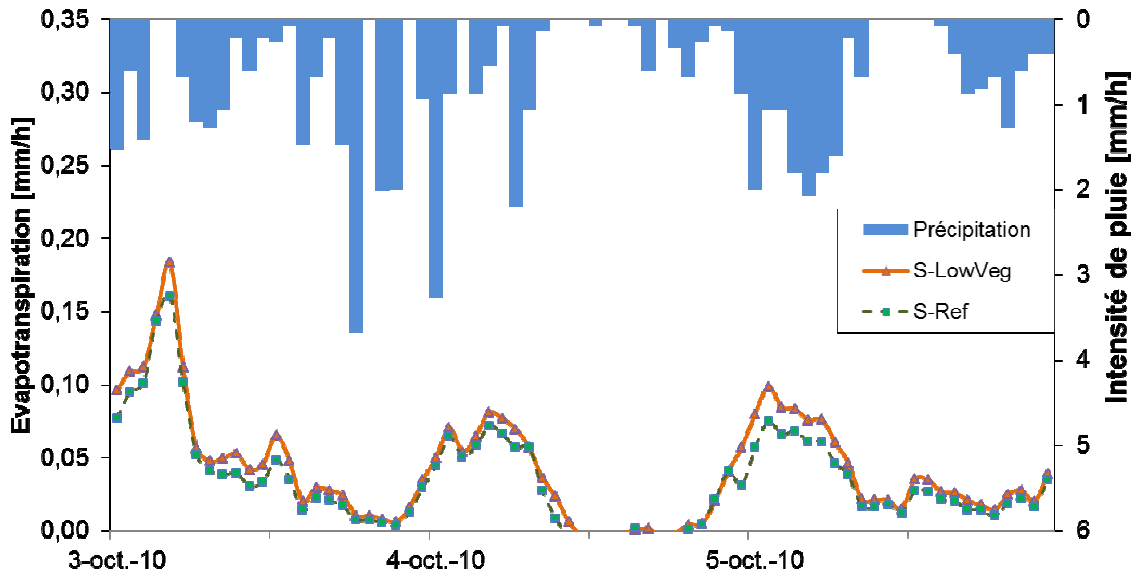


Figure 82 : Evolution de l'évapotranspiration simulée suivant le scénario de référence (S-Ref) ou le scénario sans végétation haute (S-LowVeg) pour une période pluvieuse sur une zone sans jardin (toiture et route uniquement).

Enfin, la diminution du drainage s'explique par une plus faible recharge en eau du sol liée à l'augmentation de l'évapotranspiration globale sur les zones végétalisées. En effet, le sol est principalement alimenté par les zones végétalisées, l'eau ne s'infiltrant que très peu à travers les routes et pas du tout au niveau des bâtiments. L'augmentation globale de l'évapotranspiration sur ces zones liée à l'absence de l'ombre des arbres conduit à une diminution des eaux disponibles pour alimenter le sol et donc à une diminution du drainage.

Du point de vue du régime hydrologique des Gohards ruisseau, la suppression de la végétation haute n'apporte pas de modification notable. En effet, la diminution du ruissellement est liée aux pertes initiales plus importantes. L'influence sur les plus gros pics de débits n'est pas perceptible, car les capacités des réservoirs de surfaces sont faibles au regard des volumes de ruissellement lors des événements importants. Par ailleurs, la diminution du drainage devrait entraîner une modification du débit de base. Cependant, en raison des difficultés du modèle à reproduire le débit de base, cet effet n'est pas perceptible.

Il apparaît donc que le modèle TEB-Hydro, tel qu'il a été implémenté pour ce scénario, n'a pas pu reproduire des conditions réalistes de suppression de la végétation haute en termes de bilan hydrologique. Cela semble en grande partie dû au défaut du modèle, déjà relevé dans le chapitre 4, consistant à évapotranspirer trop d'eau dans les zones végétalisées, au détriment de l'alimentation du sol. En effet, dans le scénario de suppression de la végétation haute, bien que la profondeur racinaire des plantes soit plus

faible, la végétation ne semble pas limitée par sa réserve utile disponible, ce qui conduit à une légère augmentation de l'évapotranspiration, résultat à priori aberrant. De plus, le fait que le modèle ne soit pas capable de générer des écoulements rapides sur les surfaces naturelles, ne permet pas de prendre en compte l'impact de la suppression de la végétation haute sur le ruissellement. Cela confirme l'intérêt d'améliorer le modèle sur ces deux points : représentation réaliste de l'évapotranspiration et modélisation des écoulements rapides sur les surfaces naturelles. Des travaux sont en cours pour implémenter une meilleure représentation de la végétation au sein de la ville (Redon, 2017).

5.3.3.3 Scénarios de variation du taux de végétation

Les scénarios de diminution du taux de végétalisation conduisent tous à une diminution de l'évapotranspiration au profit du ruissellement (voir Figure 83). En effet, le lien entre le taux de végétalisation et l'évapotranspiration simulée par le modèle est linéaire. Le drainage est lui aussi diminué : l'augmentation des surfaces imperméabilisées diminue le taux d'infiltration et donc le contenu en eau du sol disponible pour le drainage.

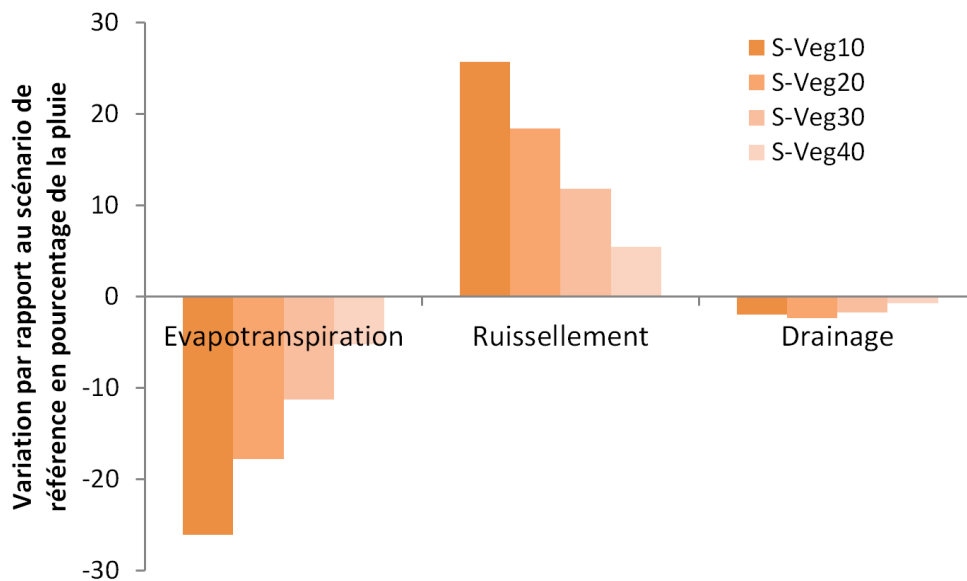


Figure 83 : Evolution de la part d'évapotranspiration, de ruissellement et de drainage par rapport au scénario de référence pour les scénarios de variation du taux de végétalisation.

En termes de bilans hydrologiques, les scénarios de variation du taux de végétalisation donnent des résultats intuitifs.

Les scénarios de diminution de la végétation sont ceux ayant le plus d'impact sur le régime du ruisseau des Gohards. Il amène à une augmentation du débit maximal et du débit moyen tout en diminuant le quantile 90 du débit sur l'ensemble de la période (voir

Figure 76). Cela signifie que la diminution de la végétation conduit à des débits de pointe beaucoup plus violents, mais à un débit courant dans le ruisseau beaucoup plus faible ce qui peut rendre le ruisseau plus sensible à la pollution et menacer son équilibre biologique. Ces résultats correspondent à ce qui est généralement constaté dans la littérature lors de l'urbanisation de bassins versants (Braud, et al., 2013).

L'analyse plus détaillée des chiffres mensuels correspondant aux graphes de la Figure 77 nous permet de constater une augmentation relativement linéaire du débit maximal, du débit moyen et du quantile 90 du débit par tranche de diminution de 10% de la surface végétalisée : nous constatons une augmentation de 0,13 fois le débit de référence par tranche de diminution de 10% de la végétation avec un coefficient r^2 de 0,99 pour le débit maximal et une dispersion plus grande pour les débits moyens et le quantile 90 du débit (r^2 de l'ordre de 0,8).

Cette linéarité peut s'expliquer par le fait que les débits maximaux, correspondant aux débits de pointes, sont principalement alimentés par les écoulements rapides. Or le principal écoulement rapide représenté par TEB-Hydro est le ruissellement sur les surfaces imperméables ou peu perméables (les routes et les toitures végétalisées) dont l'augmentation est directement proportionnelle à la diminution de la végétation. La relation est plus évidente pour le débit maximal, qui est principalement impacté par le processus de ruissellement sur les surfaces imperméabilisées alors que pour le débit moyen et le quantile 90 du débit d'autres processus plus lents, liés notamment au drainage et au débit de base, vont aussi intervenir, ce qui peut expliquer la dispersion plus grande constatée précédemment

Cette relation presque linéaire entre le taux de surfaces imperméabilisées et le débit maximal obtenu est intéressante même si elle n'est pas nouvelle : c'est celle qui était utilisée dans les préconisations de dimensionnement de réseau d'assainissement (Coste & Loudet, 1980). Cependant, le modèle TEB-Hydro permet d'apporter des plus-values dans la mesure où il permet d'intégrer des processus supplémentaires : infiltration possible à travers la voirie, présence d'un réservoir de surface sur les surfaces imperméables... Afin de mieux analyser cette relation, il serait intéressant de compléter le modèle TEB-Hydro afin qu'il modélise de façon plus réaliste les écoulements rapides sur les surfaces naturelles ainsi que la possible accélération des vitesses d'écoulement avec l'augmentation du débit. Ces deux phénomènes pourraient en effet influencer les résultats des scénarios de variation du taux de végétation.

5.3.3.4 Scénario de variation du taux de connexion

Les scénarios de variation du taux de connexion aboutissent à une diminution du ruissellement au profit de l'évapotranspiration et du drainage (Figure 84). Il s'agit des seuls scénarios aboutissant à une augmentation notable du drainage du sol dans le bilan hydrologique.

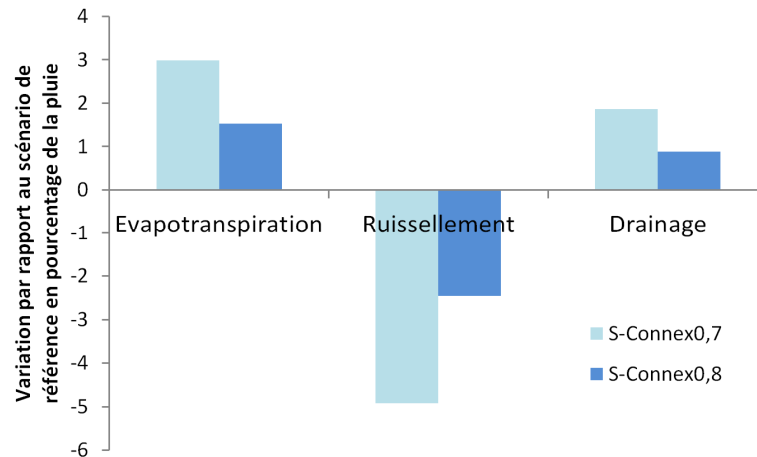


Figure 84 : Evolution de la part d'évapotranspiration, de ruissellement et de drainage par rapport au scénario de référence pour les scénarios de déconnexion des surfaces imperméabilisées.

Par ailleurs, ces scénarios mettent en évidence une modification du régime hydrologique très proche de celle obtenue en ajoutant de la végétation (scénarios de végétalisation des toitures). En effet, la diminution du taux de connexion permet une diminution des débits maximal et moyen ainsi qu'une augmentation générale du quantile 90 du débit (Figure 76). Cette augmentation du quantile 90 du débit semble principalement répartie sur les mois pour lesquels le quantile 90 de débit est le plus bas (Figure 77).

Même si les scénarios de variation du taux de connexion nécessitent des réserves dans la mesure où la question du devenir des eaux déconnectées n'est pas traitée explicitement, ils apportent des informations intéressantes en termes de résultats avec un impact sur le régime hydrologique du ruisseau des Gohards proche de celui obtenu par l'ajout de végétation. Or, du point de vue du gestionnaire, il peut être plus aisé de mettre en place des systèmes de déconnexion des eaux pluviales plutôt que de remplacer des surfaces imperméabilisées par de la végétation.

5.4 Conclusion sur l'utilisation du modèle

En conclusion, le modèle hydrologique TEB-Hydro nous a permis d'analyser différents scénarios de végétalisation à la fois en terme de bilan hydrologique et de modification du régime hydrologique du bassin versant des Gohards ruisseau. TEB-Hydro s'est révélé apte

à modéliser des résultats relativement cohérents qui nous ont permis d'évaluer les différents scénarios.

Les scénarios ayant le plus d'impact sur le bilan hydrologique se sont révélés être ceux faisant varier le taux de végétation, linéairement corrélé à la part d'évapotranspiration dans le bilan hydrologique. Les scénarios impactant le régime hydrologique étaient ceux modifiant le taux de surfaces imperméabilisé contribuant directement au débit. Ces premiers résultats sont intéressants même s'ils mériteraient d'être approfondis, en particulier pour les scénarios de déconnexion des surfaces imperméabilisées.

Cependant, afin de mieux évaluer ce type de scénarios, des développements supplémentaires sont à envisager au sein du modèle TEB-Hydro. En particulier, le scénario de suppression de la végétation a conduit à des résultats aberrants en raison de la mauvaise représentation de la végétation dans le modèle.

Tout d'abord, il est nécessaire de développer le modèle de manière à ce qu'il parvienne à reproduire les écoulements liés au sol. En effet, la mauvaise reproduction du débit de base semble principalement liée à une surestimation de l'évapotranspiration, ce qui modifie les bilans hydrologiques.

Par ailleurs, il serait intéressant d'introduire une représentation des écoulements rapides sur les surfaces naturelles. En effet, l'évaluation de scénarios de végétalisation suppose d'avoir une représentation cohérente de la végétation, or, le fait de continuellement remettre en doute les capacités du modèle à reproduire correctement certains processus nous oblige à émettre des réserves quant au réalisme des résultats simulés.

Conclusion générale

L'objectif de cette thèse était de fournir des outils permettant l'analyse et une meilleure compréhension de l'impact combiné de l'urbanisation et du changement climatique sur le cycle de l'eau urbain, deux enjeux majeurs en lien avec l'hydrologie auxquels sont confrontées les villes. Ces outils devaient pouvoir fonctionner à l'échelle de la ville, échelle à laquelle sont prises une partie des décisions d'urbanisme. Par ailleurs, pour pouvoir intégrer le contexte du changement climatique et son impact sur l'hydrologie, ils devaient être capables de gérer de manière cohérente le bilan énergétique et le bilan hydrologique, ces deux bilans étant liés par le processus d'évapotranspiration.

Ces objectifs ont abouti au développement du modèle hydrologique TEB-Hydro. Ce modèle a été développé au travers d'une collaboration entre le CNRM-Game (Météo-France) et le Laboratoire Eau & Environnement (IFSTTAR). Il est issu d'un modèle de surface (TEB) et permet donc de calculer les échanges d'eau et d'énergie entre la surface et l'atmosphère. Ainsi, il gère le bilan énergétique et calcule explicitement le flux d'évapotranspiration.

Du point de vue de l'hydrologie, TEB-Hydro représente les processus d'interception, d'évaporation, de transpiration des végétaux, d'infiltrations dans le sol et de drainage. Les phénomènes d'infiltration d'eau du sol dans les réseaux d'assainissement ont aussi été pris en compte et sont paramétrés grâce à l'état hydrique du sol, la longueur des réseaux d'assainissement et un paramètre à caler représentant l'étanchéité du réseau. L'ensemble de ces processus est simulé à l'échelle de mailles dont la résolution peut varier de quelques centaines à quelques milliers de mètres.

La représentation géomorphologique des transferts d'eaux horizontaux entre les mailles du modèle TEB-Hydro a nécessité deux étapes : la représentation des cheminements de l'eau et la détermination de la vitesse des écoulements.

Pour représenter les cheminements de l'eau, une méthodologie de reconstruction du réseau hydrographique complet de la ville (rivières naturelles, réseau d'eau pluviale, réseau d'eaux usées et réseau unitaire) a été développée. Cette méthodologie s'appuie uniquement sur des données géographiques disponibles : modèle numérique de terrain de résolution de l'ordre de 20m, réseau hydrographique de la BD Carthage et caractérisation du réseau d'assainissement artificiel par la présence de regards et d'ouvrages spéciaux (stations

d'épuration, déversoirs d'orage et stations de relèvement). La méthodologie permet d'obtenir un réseau hydrographique complet tenant compte des connexions possibles entre les différents types de réseaux. Les résultats sont satisfaisants sur la ville de Nantes mais aussi sur une zone d'étude située en Ile de France (voir annexe) pour laquelle la méthodologie a fait l'objet d'une application sans qu'il soit nécessaire de modifier ses paramètres. Les réseaux obtenus sont cohérents avec le maillage de TEB-Hydro, car ils s'appuient sur ce maillage pour déterminer leurs niveaux de simplification.

Une fois le réseau hydrographique obtenu, il est nécessaire de lui associer des vitesses d'écoulement afin d'obtenir un transfert géomorphologique complet. Pour cela, nous avons choisi de distinguer quatre types d'écoulements : l'écoulement en réseau d'assainissement, l'écoulement en rivière, l'écoulement en versant et l'écoulement dans le sol. Pour chacun de ces écoulements, une vitesse constante a été attribuée permettant de déterminer des temps d'arrivée à l'exutoire.

TEB-Hydro a ensuite fait l'objet d'une application sur Nantes est, zone d'étude sur laquelle nous disposons à la fois de données de forçage et d'observation permettant l'évaluation du modèle. La capacité du modèle à reproduire les débits a alors fait l'objet d'une analyse de sensibilité, d'un calage et d'une validation croisée sur le bassin versant urbain des Gohards ruisseau. Dans ce cadre, nous avons choisi d'utiliser le critère d'évaluation de Kling-Gupta (KGE) qui permet d'évaluer conjointement la corrélation linéaire, la variabilité relative et le biais entre les données observées et simulées. Afin d'approfondir l'analyse effectuée sur le bassin versant des Gohards ruisseau, TEB-Hydro a été appliqué sur un de ses sous-bassins versants, le bassin versant de Médiathèque.

Cette application a permis de mettre en évidence différents aspects du modèle. Tout d'abord, les résultats obtenus après calage du modèle sont satisfaisants du point de vue du critère de Nash-Sutcliffe. Cependant, les résultats obtenus sur le sous-bassin versant de Médiathèque, qui n'a pas fait l'objet d'un calage spécifique, ne sont pas satisfaisants. En particulier, le modèle est particulièrement sensible au paramètre du taux de connexion qui ne semble pas homogène sur tout le territoire. Il en résulte que les performances de TEB-Hydro sont variables suivant les bassins versants. Cette spécificité du paramètre du taux de connexion peut correspondre à une réalité, mais il est aussi envisageable qu'elle soit en partie influencée par le taux de végétation : il est possible que ce paramètre soit utilisé pour compenser l'absence de modélisation des écoulements rapides sur les surfaces naturelles.

Par ailleurs, TEB-Hydro s'est révélé incapable de reproduire le débit de base. Les hydrogrammes de débit simulés sont principalement alimentés par le ruissellement sur les surfaces imperméables. Cela semble dû à la représentation de la recharge en eau des couches profondes du sol. L'évapotranspiration simulée par le modèle est excessive, les couches de sol les plus proches de la surface sont donc trop peu humides pour permettre le drainage vers les couches profondes. L'incapacité de TEB-Hydro à modéliser un débit de base est en partie responsable de l'important biais relevé entre les débits observés et simulés. Cependant, les observations de débits des Gohards ruisseau semblent indiquer l'existence d'apports d'eau autre que ceux liés à la pluie sur le bassin versant.

Le fonctionnement des déversoirs d'orage de la zone unitaire a aussi fait l'objet d'une étude approfondie dans la mesure où la contribution d'un déversoir d'orage au bassin versant des Gohards ruisseau aurait pu expliquer certains écarts constatés entre les débits observés et simulés, ce qui s'est révélé ne pas être le cas. TEB-Hydro représente les déversoirs d'orage à l'aide d'un débit seuil qui, s'il est dépassé, conduit à un déversement du débit excédentaire. Cependant, si cette représentation s'est révélée suffisante pour reproduire des volumes déversés annuels cohérents, elle ne semble pas permettre de reproduire l'ensemble des fonctionnements : les déclenchements de certains déversoirs d'orage semblent ne pas être liés uniquement à un seuil, mais aussi à des processus de stockage et à des choix de gestion.

Enfin, TEB-Hydro a fait l'objet d'une application sur des scénarios de végétalisation de la ville : introduction de toitures végétalisées, suppression de la végétation haute au profit de végétation basse, modification du taux de végétalisation et du taux de connexion des surfaces imperméables. Ces scénarios ont permis de mettre en évidence la capacité du modèle à reproduire les différents processus hydrologiques liés à la présence de végétation.

Perspectives

Afin d'obtenir une modélisation cohérente du débit de base, il est nécessaire de s'interroger sur la représentation des transferts d'eau verticaux dans le sol. En particulier, l'évapotranspiration actuellement simulée semble excessive, au détriment du drainage vers les couches profondes du sol. L'amélioration de cet aspect du modèle suppose de s'intéresser parallèlement aux bilans énergétique et hydrologique traités par TEB-Hydro. Des travaux de thèse sont actuellement en cours et visent à améliorer la modélisation de la végétation dans le modèle (Redon, 2017).

Les transferts horizontaux implémentés dans TEB-Hydro devraient faire l'objet d'une analyse plus fine basée sur l'étude des débits à un pas de temps plus fin. En effet, les bassins versants étudiés dans le cadre de ce travail étaient relativement petits et avaient donc des temps de réponse inférieurs au pas de temps auquel étaient étudiés les débits, ce qui ne permettait pas d'évaluer correctement la capacité du modèle à reproduire la forme des hydrogrammes de ces bassins versants. Cette étude à un pas de temps plus fin pourrait conduire à modifier la représentation des transferts en implémentant une représentation de la propagation des écoulements plus élaborée. Il semblerait particulièrement intéressant de pouvoir tenir compte des variations des vitesses d'écoulement en fonction des débits simulés.

Enfin, afin de pouvoir appliquer TEB-Hydro sur des zones périurbaines avec de fortes proportions de surfaces naturelles, il serait intéressant d'améliorer la représentation des écoulements rapides sur les surfaces naturelles. En effet, actuellement, le modèle ISBA-DF, implémenté pour représenter les surfaces naturelles en ville, ne simule pas les écoulements latéraux de subsurface et ne simule du ruissellement de surface que dans des conditions drastiques. C'est pourquoi, pour des applications hydrologiques, il est généralement couplé avec un modèle hydrologique. Dans la continuité du travail de Furusho (2011), un couplage avec TOPMODEL pourrait être envisagé pour représenter les surfaces naturelles au sein du modèle TEB-Hydro.

La prise en compte de scénarios d'aménagements urbains dans TEB-Hydro est actuellement possible. Cependant, l'évaluation de scénarios de gestion alternative des eaux pluviales supposerait le développement préliminaire du modèle afin qu'il représente des processus propres à certaines techniques d'assainissement alternatif, comme les noues ou les bassins de rétentions. L'analyse de tels scénarios serait intéressante pour des gestionnaires de réseaux et pourrait présenter un intérêt pour évaluer des stratégies d'adaptation au changement climatique dans la mesure où les bilans énergétiques et hydrologiques sont modifiés. La capacité du modèle à évaluer des stratégies d'adaptation au changement climatique est d'autant plus intéressante que des travaux de thèses sont actuellement en perspective pour évaluer les réactions du modèle à des scénarios de changement climatique (Laffaille, 2018).

Bibliographie

- Abdykassymova, A. (2014). *Analyse de données hydrologiques dans le cadre de l'évaluation d'un modèle hydrologique à l'échelle d'une agglomération entière*. Master's thesis, Ecole Centrale de Nantes.
- Allard, A., Chancibault, K., & Andrieu, H. (2015). Reconstruction and representation of a complete urban drainage network for hydrological modeling at the scale of an entire city. *Urban water journal*, soumis. (voir annexe 2)
- Anctil, F., Rousselle, J., & Lauzon, N. (2005). *Hydrologie : Cheminements de l'eau* (Presses Internationales Polytechnique).
- Aristote. (330 av JC). *La Politique*.
- Arnfield, A. J., & Grimmond, C. S. (1998). An urban energy budget model and its application to urban storage heat flux modeling. *Energy and Build.*, 27, 61-68.
- Bailly, J., Levavasseur, F., & Lagacherie, P. (2011). A spatial stochastic algorithm to reconstruct artificial drainage networks from incomplete network delineations. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13, 853-862.
- Berthier, E. (1999). *Contribution à une modélisation hydrologique à base physique en milieu urbain*. Thèse de Doctorat, Institut national polytechnique de Grenoble.
- Bertrand-Krajewski, J.-L. (2006). *Cours d'Hydrologie Urbaine, Partie 3 : Les pertes avant ruissellement*. INSA.
- Biondi, D., Freni, G., Mascaro, V., Giuseppe, I., & Montanari, A. (2012). Validation of hydrological models: Conceptual basis, methodological. *Physics and Chemistry of the Earth*, 42-44, 70-76.
- Bocher, E. (2005). *Impacts des activités humaines sur le parcours des écoulements de surface dans un bassin versant bocager : essai de modélisation spatiale*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 2.

- Boone, A., Masson, V., Meyers, T., & Noilhan, J. (2000). The Influence of the Inclusion of Soil Freezing on Simulations by a Soil–Vegetation–Atmosphere Transfer Scheme. *Journal of Applied Meteorology*, 39(9), 1544–1569.
- Bouilloud, L., Chancibault, K.; Vincendon, B.; Ducrocq, V.; Habets, F.; Saulnier, G.-M.; Anquetin, S.; Martin, E. & Noilhan, J. (2009). An advanced coupling between the ISBA land surface model and the TOPMODEL hydrological model to simulate Mediterranean flash-floods. *Journal of Hydrometeorology*(11), 315–332.
- Braud, I., Breil, P.; Thollet, F.; Lagouya, M.; Branger, F.; Jacqueminet, C.; Kermadi, S. & Michel, K. (2013). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France. *Journal of Hydrology*, 485, 5-23.
- Braud, I., Noilhan, J., Bessemoulin, P., Mascart, P., Haverkamp, R., & Vauclin, M. (1993). Bare-ground surface heat and water exchanges under dry conditions: Observations and parameterization. *Boundary-Layer Meteorology*, 66, 173-200.
- Bueno, B., Norford, L., Pigeon, G., & Britter, R. (2011). Combining a Detailed Building Energy Model with a Physically-Based Urban Canopy Model. *Boundary-Layer Meteorology*, 140, 471-489.
- Burian, S., Nix, S., Durrans, S., Pitt, R., Fan, C., & Field, R. (1999). Historical Development of Wet-Weather Flow Management. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 125(1), 3-13.
- Cappus, P. (1960). Etude des lois de l'écoulement. Application au calcul et à la prévision des débits. *La Houille Blanche*, A, 493-520.
- Carluer, N. (1998). *Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Application au bassin versant de Naizin (Morbihan)*. Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie.
- CERTU. (2003). *La ville et son assainissement*. (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable) Lyon: Centre d'étude sur les réseaux, les transports l'urbanisme et les constructions publiques, ISBN : 2-11093148-5.
- Chancibault, K., Lemonsu, A.; Brun, J.; Munck, C. D.; Allard, A.; Long, N.; Bellec, A.; Masson, V. & Andrieu, H. (2014). Hydrological evaluation of urban greening

- scenarios: application to the City of Nantes, in France. *13th ICUD, Sarawak, Malaysia*.
- Conil, P., Rouxel, E., Toutain, J., & Willeumier, A. (2009). *Profondeur des eaux souterraines sur le territoire de Nantes Métropole*. Tech. rep., BRGM/RP-56938-FR.
- Costa-Cabral, M., & Burges, S. (1994). Digital elevation model networks (DEMON): a model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. *Water Resources Research*, 30 n°6, 1681-1692.
- Coste, C., & Loudet, M. (1980). *Guide de l'assainissement en milieu urbain et rural*. Moniteur Technique.
- Cunge, J. (1969). Au sujet d'une méthode de propagation des crues (méthode Muskingum). *Journal of Hydraulic Research*, 7(2), 205-230.
- Dauphin, S. (2010). *Définition des zones d'influence des débordements et déversements à partir d'une modélisation hydraulique simplifiée n'utilisant que des données topographiques*. Tech. rep., Programme ANR génie civil urbain Projet Indigau (indicateurs de performance pour la gestion patrimoniale des réseaux d'assainissement urbains).
- Davies, H., & Hollis, T. (1981). Measurements of rainfall-runoff volume relationships and water balance for roofs and roads. *Second International Conference on Urban Storm Drainage*. Urbana, Illinois.
- de Munck, C. (2013). *Modélisation de la végétation urbaine et stratégies d'adaptation pour l'amélioration du confort climatique et de la demande énergétique en ville*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse.
- de Munck, C., Brun, J.-M., Lemonsu, A., & Chancibault, K. (2012). *Un modèle climatique urbain pour l'évaluation de politiques de végétalisation à grande échelle*. Tech. rep., CNRM-GAME Météo-France, GER IFSTTAR.
- de Munck, C., 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 Sousa, L., Nery, F., Sousa, R., & Matos, J. (2006). Assessing the accuracy of hexagonal versus square tilled grids in preserving DEM surface flow directions. *7th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences*.
- Delahaye, D., Guermond, Y., & Langlois, P. (2001). Spatial interaction in the run-off process. *12ème Colloque Européen de Géographie Théorique et Quantitative*. St-Valéry-en-Caux, France.
- Direction de la Météorologie. (1989). *Atlas climatique de la France*. Paris: Ministère des transports ISBN n°2-11-085159-7.
- Dunne, T., & Black, R. (1970). Partial Area Contributions to Storm Runoff in a Small New England Watershed. *Water Resources Research*, 6, 1296-1311.
- Dupasquier, B. (1999). *Modélisation hydrologique et hydraulique des infiltrations d'eaux parasites dans les réseaux séparatifs d'eau usée*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts.
- Elliott, A., & Trowsdale, S. (2007). A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental Modelling & Software*, 22, 394-405.
- Ewen, J., & Parkin, G. (1996). Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. *Journal of Hydrology*, 175, 583-594.
- Fairfield, J., & Leymarie, P. (1991). Drainage networks from grid digital elevation model. *Water Resources Research*, 27 n°5, 709-717.
- Fletcher, T., Andrieu, H., & Hamel, P. (2013). Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources*, 51, 261-279.
- Frey, J.-P. (1999). Généalogie du mot « urbanisme ». *Urbanisme*, 304, 63-71.
- Furusho, C. Y. (2011). *Modélisation hydrologique des bassins versants périurbains*. Thèse de Doctorat, Ecole Centrale de Nantes.
- Furusho, C. Y., Chancibault, K., & Andrieu, H. (2013). Adapting the coupled hydrological model ISBA-TOPMODEL to the long-term hydrological cycles of suburban rivers: Evaluation and sensitivity analysis. *Journal of Hydrology*, 485, 139-147.

- Gaspar, P., Grégoris, Y., & Lefevre, J.-M. (1990). A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic vertical mixing: Tests at station Papa and long-term upper ocean study site. *J. Geophys. Res.*, *95(C9)*, 16179–16193.
- GIEC. (2013). *Changements climatiques 2013 - Les éléments scientifiques, Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.*
- Gironás, J., D.Niemann, J., A.Roesner, L., Rodriguez, F., & Andrieu, H. (2010). Evaluation of Methods for Representing Urban Terrain in Storm-Water Modeling. *Journal of hydrologic engineering*, *377 (3-4)*, 317-334.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, *377*, 80-91.
- Hamel, P., Daly, E., & Fletcher, T. D. (2013). Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow: A review. *Journal of Hydrology*, *485*, 201–211.
- Hayami, S. (1951). On the propagation of flood waves . *Disaster Prevision Research Institute, Bulletin 1*, 1–16.
- Hingray, B., C.Picouet, & Musy, A. (2009). *Hydrologie 2, Une science pour l'ingénieur* (éd. Romandes, Presses Polytechniques Universitaires). Science & Ingénierie de l'environnement.
- Hollis, G., & Ovenden, J. (1988). The quantity of stormwater runoff from ten stretches of road, a car park and eight roofs in Hertfordshire, England during 1983 . *Hydrological Processes*, *2*, 227–243.
- Horton, R. (1933). The role of infiltration in the hydrologic cycle. *Transactions, American Geophysical Union*, *14*, 446-460.
- Jacobson, C. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of Environmental Management*, *92 (6)*, 1438-1448.

- Jankowfsky, S. (2011). *Understanding and modelling of hydrological processes in small peri-urban catchments using an object-oriented and modular distributed approach*. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble.
- Jankowsky. (2012). *Urban water balance and impact of water sensitive urban design on the catchment water balance*. Rapport de post-doc, laboratoire eau et environnement, IFSTTAR.
- Johnson, G., Oke, T., Lyons, T., Steyn, D., Watson, I., & Voogt, J. (1991). Simulation of surface urban heat islands under ideal conditions at night. part i: theory and tests against field data. *Bound.- Layer Meteorol.*, 56, 275-294.
- Kerdommarec, L., & Pailloux, P. (2011). *Nantes Métropole pourrait gagner 100000 habitants d'ici 2030*. Tech. rep., Etude INSEE Pays de la Loire n°96.
- Kerdommarec, L., Bois, S., & Pailloux, P. (2012). *Le pôle métropolitain Nantes Saint-Nazaire pourrait gagner 150 000 habitants à l'horizon 2030*. Tech. rep., Etude INSEE Pays de la Loire n°106.
- Kirkby, M. J. (1976). Tests of the random network model, and its application to basin hydrology. *Earth Surf. Process*, 1, 197–212.
- Klemes, V. (1986). Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal*, 31:1, 13-24.
- Labbas, M. (2015). *Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales. Application au bassin de l'Yzeron (130km²)*. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble.
- Laffaille, X. (2018). *Analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie urbaine : cas de la ville de Nantes*. Thèse de Doctorat, Ecole Centrale de Nantes.
- Le Moigne, P. (2012, aout). *SURFEX scientific documentation*. Tech. rep., CNRM-GAME.
- Legates, D. R., & McCabe, G. J. (1999). Evaluating the use of "goodness-of-fit measures" in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35, 233-241.
- Lemonsu, A. (2003). *Modélisation des processus de surface et de la couche limite en milieu urbain*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse III.

- Lemonsu, A., Koukoku-Arnaud, R., Desplat, J., Salagnac, J.-L., & Masson, V. (2013). Evolution of the Parisian urban climate under a global changing climate. *Climatic Change*, *116*, 679-692.
- Lemonsu, A., Masson, V., Shashua-Bar, L., Erell, E., & Pearlmutter, D. (2012). Inclusion of vegetation in the Town Energy Balance Model for modeling urban green areas. *Geoscientific Model Development*, *5*, 1377-1393.
- Leopold, L. B. (1968). *Hydrology for urban land use planning: A guidebook on the hydrologic effects of urban land use*. Geological Survey Circular 554.
- Lhomme, J., Bouvier, C., & Perrin, J.-L. (2004). Applying a GIS-based geomorphological routing model in urban catchments. *Journal of Hydrology*, *299*, 203–216.
- Long, N., Bellec, A., Bocher, E., & Petit, G. (2014). Influence of the methodology (pixel-based vs object-based) to extract urban vegetation from VHR images in different urban zones. *5th Geobia Conference*. Thessaloniki, Greece.
- Masson, V. (2000). A physically-based scheme for the urban energy budget in atmospheric models. *Boundary-Layer Meteorology*, *94*, 357-397.
- Masson, V., Grimmond, C. S., & Oke, T. R. (2002). Evaluation of the Town Energy Balance (TEB) Scheme with Direct Measurements from Dry Districts in Two Cities. *American Meteorological Society*, *41*, 1011–1026.
- Masson, V., Le Moigne, P., Martin, E., Faroux, S., Alias, A., Alkama, R., . . . Giordani, H. (2013). The SURFEXv7.2 land and ocean surface platform for coupled or offline simulation of earth surface variables and fluxes. *Geoscientific Model Development*, *6*(4), 929-960.
- Mcharrat, T. (2015). *Evaluation hydro-climatique du modèle TEB-Hydro : apport des flux de chaleur latente et sensible*. Master's thesis, Ecole Centrale de Nantes.
- Mills, G. (1993). Simulation of the energy budget of an urban canyon-i. model structure and sensitivity test. *Atmos. Environ*, *27B*(2), 157–170.
- Mironov, D., Heise, E., Kourzeneva, E., Ritter, B., Schneider, N., & Terzhevik, A. (2010). Implementation of the lake parameterisation scheme flake into the numerical weather prediction model cosmo. *Boreal*, *15*, 218-230.

- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50, 885-900.
- Mosset, A. (2015). *Rapport de présentation du travail SIG pour l'application de TEB-Hydro dans le cadre du projet TRAFIPOLLU*. IFSTTAR-GERS-LEE.
- Musy, A. (2005). Hydrologie générale. Récupéré sur <http://echo2.epfl.ch/e-drologie/>
- Nash, J., & Sutcliffe, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282-290.
- Nicolle, P., Pushpalatha, R.; Perrin, C.; Francois, D.; Thiéry, D.; Mathevet, T.; Lay, M. L.; Besson, F.; Soubeyroux, J.-M.; Viel, C.; Regimbeau, F.; Andréassian, V.; Maugis, P.; Augéard, B. & Morice, E. (2014). Benchmarking hydrological models for low-flow simulation and forecasting on French catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 2829-2857.
- Noilhan, J., & Planton, S. (1989). A simple parametrisation of land surface processes for meteorological models. *Monthly Weather Review*, 117(3), 536-549.
- O'Callaghan, J., & Mark, D. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 28(3), 323-344.
- Offerle, B., Jonsson, P., Eliasson, I., & Grimmond, C. S. (2005). Urban Modification of the Surface Energy Balance in the West African Sahel: Ouagadougou, Burkina Faso. *J. Climate*, 18, 3983-3995.
- Oke, T. R. (1973). City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment*, 7, 796-779.
- Oke, T. R. (1987). *Boundary Layer Climates* (Methuen ed.).
- Payre, R. (2005). Un savoir « scientifique, utilitaire et vulgarisateur » : la ville de La vie urbaine, objet de science et objet de réforme (1919-1939). *Genèses* 3, 60, 5-30.
- Perrin, C. (2000). *Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit*. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble.

- Pigeon, G., Moscicki, M. A., Voogt, J. A., & Masson, V. (2008). Simulation of fall and winter surface energy balance over a dense urban area using the TEB scheme. *Meteorology and Atmospheric Physics*, *102*, 159-171.
- Redon, E. (2017). *Modélisation de la végétation urbaine comme régulateur thermique et de la gestion des ressources en eau associées*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse.
- Reed, S., Koren, V., Smith, M., Zhang, Z., Moreda, F., Seo, D.-J., & Participants, D. (2004). Overall distributed model intercomparison project results. *Journal of Hydrology*, *298*, 27–60.
- Regnauld, N., & Mackaness, W. A. (2006). Creating a hydrographic network from its cartographic representation: a case study using Ordnance Survey MasterMap data. *International Journal of Geographical Information Science*, *20*, No. 6, 611–631.
- Roche, P.-A., Miquel, J., & Gaume, E. (2012, juin). *Hydrologie quantitative* (éd. Springer). Ingénierie et développement durable.
- Rodriguez, F. (1999). *Intérêt des banques de données urbaines pour l'analyse hydrologique. Détermination des fonctions de transfert de bassins versants urbains*. Thèse de Doctorat, Institut national polytechnique de Grenoble.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., & Creutin, J.-D. (2003). Surface runoff in urban catchments: morphological identification of unit hydrographs from urban databanks. *Journal of Hydrology*, *283*, 146-168.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., & Morena, F. (2008). A distributed hydrological model for urbanized areas – model development and application to case studies. *Journal of Hydrology*, *3-4(351)*, 268-287.
- Rodriguez, F., Bocher, E., & Chancibault, K. (2013). Terrain representation impact on periurban catchment morphological properties. *Journal of Hydrology*, *485*, 54–67.
- Rodriguez-Iturbe, I., & Valdès, J. B. (1979). The Geomorphologic Structure of Hydrologic Response. *Water Resources Research*, *15*, 1409–1420.
- Ruban, V., Rodriguez, F., Lampera-Maldonado, K., Mosini, M.-L., Lebouc, L., Pichon, P., . . . Mestayer, P. (2009). Le secteur atelier pluridisciplinaire (SAP), un observatoire de l'environnement urbain – présentation des premiers résultats du suivi

- hydrologique et microclimatique du bassin du Pin Sec (Nantes). *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 277, 5-18.
- Seveno, F. (2015). *Identification et représentation des sources et voies de transferts des eaux vers les exutoires d'un bassin versant*. Thèse de Doctorat, Ecole Centrale de Nantes.
- Smith, M., Zhu, A., Burt, J., & Stiles, C. (2006). The effects of DEM resolution and neighbourhood size on digital soil survey. *Geoderma*, 137 (1-2), 58-68.
- Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal* (24), 192–199.
- Sutherland, R. C. (1995). Methods for estimating the effective impervious area of urban watersheds. *Watershed Protection Techniques*, 2 (1), 282-284.
- Tarboton, D. (1997). A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research*, 33, 309-319.
- Touya, G. (2007). Un processus de sélection du réseau hydrographique, basé sur la détection de structures. *Comité Français de Cartographie*, 194, 46-56.
- Tribe, A. (1992). Automated recognition of valley lines and drainage networks from grid digital elevation models: a review and a new method. *Journal of Hydrology*, 139, 263-293.
- Tsai, V. (1993). Delaunay triangulations in TIN creation: an overview and a linear-time algorithm. *International Journal of Geographical Information Systems*, 7 n°6, 501-524.
- United-Nations. (2011). *World Urbanization Prospects: The 2011 Revision, Highlights*. Tech. rep., United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York.
- Van Ganse, R. (1978). Les infiltrations dans les chaussées: évaluations prévisionnelles. *Symposium on road drainage*.
- Vasseur, S. (2014). *Consolidation du volet adaptation du Plan Climat Énergie Territorial de Nantes Métropole : Étude de vulnérabilité*. Master's thesis, Institut de Géographie et d'Aménagement Régional de l'Université de Nantes.

- Vergnes, J.-P. (2012). *Développement d'une modélisation hydrologique incluant la représentation des aquifères : évaluation sur la France et à l'échelle globale*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse.
- Weglarczyk, S. (1998). The interdependence and applicability of some statistical quality measures for hydrological models. *Journal of Hydrology*, 206, 98–103.
- Weibel, R., & Heller, M. (1991). Digital Terrain Modeling. *Geographical Information Systems: Principles and Applications*, (pp. 269-297). London: Longman.
- Wi, S., Yang, Y., Steinschneider, S., Khalil, A., & Brown, C. (2015). Calibration approaches for distributed hydrologic models in poorly gaged basins: implication for streamflow projections under climate change. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19, 857-876.
- Wong, T., Fletcher, T., Duncan, H., Coleman, J., & Jenkins, G. (2002). A model for urban stormwater improvement conceptualisation. *International Environmental Modelling and Software Society Conference*.
- Ye, L., Zhou, J., Zeng, X., Guo, J., & Zhang, X. (2014). Multi-objective optimization for construction of prediction interval of hydrological models based on ensemble simulations. *Journal of Hydrology*, 519, 925–933.
- Yilmaz, D. (2011). *Inventaire des données de l'ONEVU et spécification des besoins pour un outil de gestion des données*. Tech. rep., IFSTTAR.

Annexe 1 : Application de l'outil de reconstruction du réseau hydrographique en Ile de France

Introduction

Ce document présente les résultats de l'application de l'outil de reconstruction du réseau hydrographique développé sur le territoire de Nantes Métropole et présenté dans le chapitre 2 de cette thèse (Allard, et al., 2015), sur une zone d'étude située en Ile de France.

Cette application a eu lieu dans le cadre du projet TRAFIPOLLU (ANR - Ville et Bâtiment Durable - 2012). Ce projet a pour objectif principal le développement d'outils de modélisation permettant de déterminer dynamiquement la localisation des polluants générés par le trafic routier dans un environnement urbain. Pour cela, différentes échelles sont traitées (la rue, le quartier et la ville). Les chaînes de modélisation permettant de prévoir : (i) le comportement du trafic, (ii) les émissions de polluants associés, (iii) la dispersion des polluants dans l'atmosphère, (iv) le dépôt des polluants et (v) leur transfert dans l'eau et dans les sols. Le projet TRAFIPOLLU intègre le modèle hydrologique TEB-Hydro, développé au cours de ce travail de thèse, pour la modélisation des transferts de polluants dans l'eau à l'échelle de la ville.

TEB-Hydro n'a pas pu faire l'objet d'une application sur la zone d'étude de TRAFIPOLLU dans le cadre de la thèse. En effet, une telle application suppose de disposer de résultats de modélisation de transfert de polluants dans l'eau à plus fine

échelle afin de pouvoir calibrer et évaluer les résultats fournis par TEB-Hydro. Or, de tels résultats ne sont pas encore disponibles car les études correspondantes, initialisées avec le projet TRAFIPOLLU sont encore en cours. Cependant, le travail de reconstruction du réseau hydrographique préalable à l'application de TEB-Hydro a pu être effectué (Mosset, 2015) les résultats sont présentés dans la suite de ce document.

Dans un premier temps, nous présenterons la zone d'étude utilisée dans le cadre du projet TRAFIPOLLU ainsi que les données géographiques concernant le réseau hydrographique disponibles. Puis, nous analyserons les résultats obtenus grâce à l'outil de reconstruction des réseaux hydrographiques développée dans le chapitre 2. Enfin, nous concluons quant 'à la pertinence de cet outil, notamment lorsqu'il est transposé à d'autres zones d'études que Nantes Métropole, où il a été initialement développé.

Présentation de la zone d'étude

Caractéristiques de la zone

La zone d'étude correspondant à l'échelle de la ville sélectionnée dans le cadre du projet TRAFIPOLLU couvre une surface de 2 967 ha à cheval sur 6 communes d'île de France (Neuilly Plaisance (93), Rosny sous-bois (93), Bry sur Marne (94), Nogent sur Marne (94), Le Perreux sur Marne (94), Fontenay sous Bois (94)), voir Figure 85.

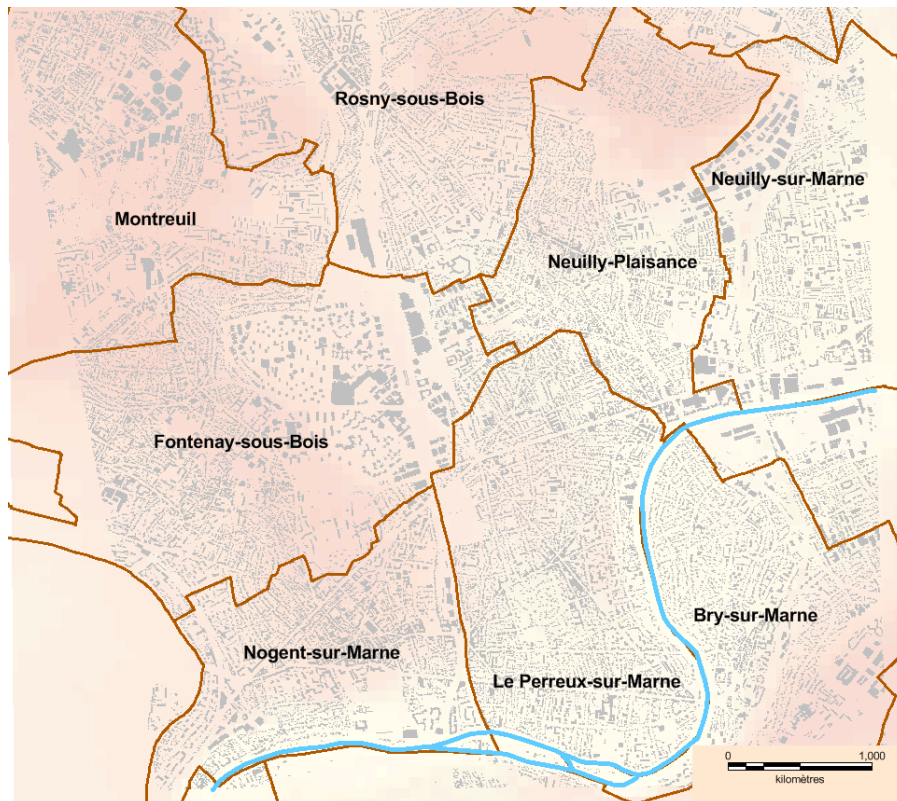


Figure 85 : Carte de la Zone d'étude avec le bâti en gris et les limites communales en marron.

L'occupation des sols est principalement constituée de zones urbaines liées à l'habitat et de zones d'activités. Le relief est assez peu marqué, variant de 30m à 110m avec une large vallée assez plate autour de la Marnes (au sud-est de la Figure 85).

Données géographiques disponibles

Afin d'appliquer l'outil de reconstruction du réseau hydrographique, différentes données géographiques sont nécessaires, elles concernent : le relief, l'occupation des sols, le réseau hydrographique naturel (cours d'eau naturels) et les réseaux hydrographiques artificiels (réseau d'eau pluviale, réseau d'eaux usées et réseau unitaire).

Le relief a été obtenu à partir de la BD ALTI® de l'IGN qui décrit le relief du territoire de la France sous forme de MNT. Plusieurs résolutions de MNT sont disponibles, pour cette application, nous avons utilisé une résolution de MNT de 75m, ce qui correspond à la résolution la plus fine mise à disposition gratuitement par l'IGN. Cette résolution est plus grossière que celle utilisée dans la première application sur Nantes Métropole (20m).

L'occupation des sols a été extraite de la BD MOS (Modes d'Occupation du Sol) d'Ile de France, dont la mise à jour régulière est assurée par l'IAU îdF (Institut

d'Aménagement et d'Urbanisme d'Ile de France). Les informations contenues dans cette base de données correspondent, en terme de résolution spatiale et thématique, à celles présentées dans la couche d'occupation des sols de la base de données urbaine de Nantes Métropole.

Le réseau hydrographique naturel a été extrait de la BD Carthage®, une base de données nationale qui avait déjà été utilisée lors de la première application sur le territoire de Nantes Métropole.

Les informations sur les réseaux d'assainissement artificiels ont nécessité davantage de recherche : les données géographiques concernant les réseaux d'assainissement sont conservés par les gestionnaires de ces réseaux. Or, sur notre zone d'étude, différents gestionnaires interviennent (communes, département) avec chacun leur politique de traitement et de stockage des données géographiques.

Suite au travail de collecte des données auprès des différents gestionnaires, les informations suivantes ont pu être obtenues (voir Figure 86):

- Les positions des regards d'eau pluviale, d'eaux usées et d'unitaire, cette information n'est pas exhaustive, la proportion de regards répertoriés variant suivant le gestionnaire du site.
- La position de la station d'épuration collectant l'ensemble de la zone d'étude
- Les positions des stations de relèvement et des déversoirs d'orage digitalisées à partir de plans papier et de rapport de fonctionnement des gestionnaires des réseaux, ces informations n'étant pas stockées dans les bases de données géographiques.



Figure 86 : Données concernant le réseau d'assainissement de la zone d'étude. Ces données ont été collectées auprès des différents gestionnaires et sont incomplètes.

Du point de vue du réseau d'assainissement artificiel, cette zone d'étude comporte un cas de figure qui ne s'est pas présenté lors de l'application sur la ville de Nantes. En effet, elle comporte des réseaux dits « mixtes » qui permettent de faire transiter les écoulements collectés dans les zones unitaires amont vers la station d'épuration tout en collectant les eaux usées des espaces qu'ils traversent. Ce type de configuration n'existait pas à Nantes où le réseau unitaire est centré autour de la station d'épuration. L'outil de reconstruction du réseau hydrographique a donc été adapté pour tenir compte de ce type de connexion.

Résultats

A partir des données répertoriées ci-dessus, l'outil de reconstruction du réseau hydrographique a permis d'obtenir une représentation simplifiée du réseau hydrographique complet de la zone d'étude. Les paramètres utilisés pour l'outil sont les suivants :

- Les unités de collecte sont issues d'un maillage de 200m de résolution.
- Les poids a, b et c associés respectivement au critère de dénivelé, au critère de rapprochement de l'exutoire et au critère de connexion au point le plus proche (Allard, et al., 2015) n'ont pas fait l'objet d'un calage sur la zone d'étude : les valeurs obtenues suite à l'application sur Nantes (a=1, b=1 et c=10) ont été conservées.

Les résultats obtenus pour les réseaux unitaires, d'eau pluviale et d'eaux usées sont présentés dans les Figure 87 et Figure 88.

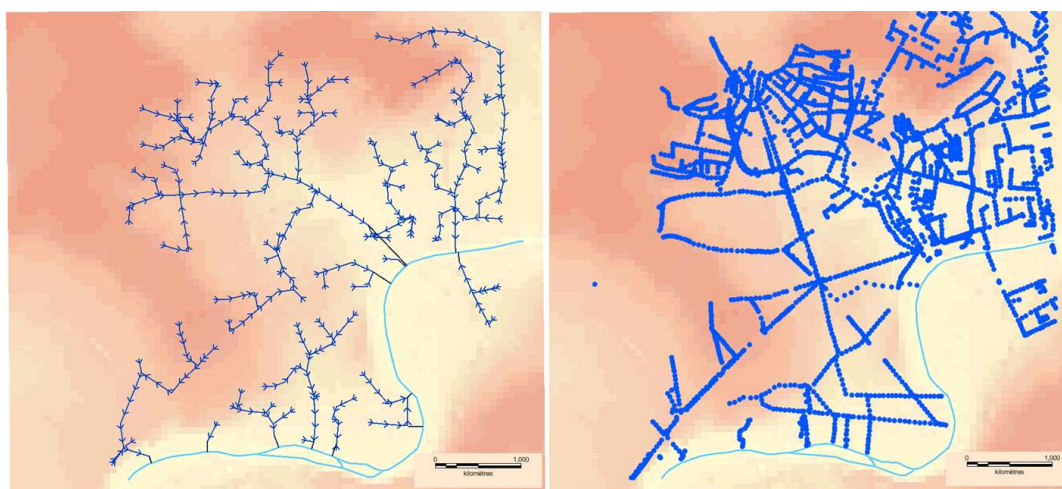


Figure 87 : Représentation du réseau d'eau pluviale simplifié (à gauche) et des données géographiques initiales correspondantes : les regards d'eau pluviale disponible dans les bases de données (à droite).

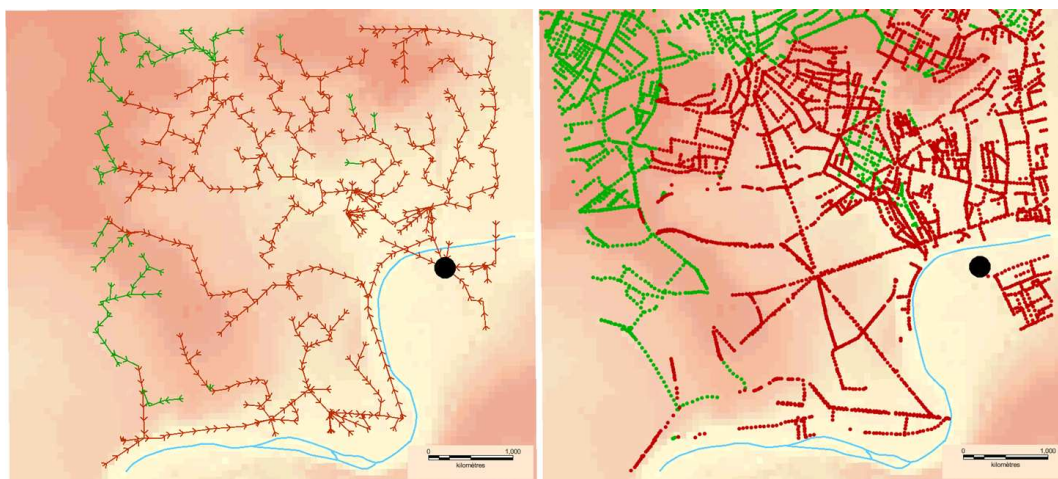


Figure 88 : Représentation des réseaux d'eaux usées et unitaire simplifiés (à gauche) et des données géographiques initiales correspondantes (à droite). Le point noir correspond à la station d'épuration.

Les résultats obtenus semblent visuellement satisfaisants. Les zones de desserte sont cohérentes et les réseaux modélisés, bien qu'ayant a priori des positions géographiques distinctes du réseau réel, ont un parcours et des exutoires pertinents.

Il n'est malheureusement pas possible d'envisager une analyse plus poussée de la pertinence du réseau simplifié. En effet, les informations dont nous disposons pour décrire le réseau d'assainissement sont particulièrement succinctes. En particulier, elles ne nous permettent pas d'obtenir un réseau de référence sous la forme d'un graphe orienté. Il n'est alors pas possible d'évaluer la reproduction des distances aux exutoires. Cependant, cette absence de réseau de référence correspond précisément à la situation pour laquelle l'outil de reconstruction du réseau hydrographique a été développé.

Par ailleurs, l'application de l'outil de reconstruction du réseau hydrographique sur la région Ile de France n'a pas nécessité d'adaptation majeure. En particulier, les poids des critères de dénivelé, de rapprochement de l'exutoire et connexion au point le plus proche n'ont pas eu à être modifiés. Cela est plutôt encourageant quant à la perspective d'utilisation de l'outil sur différentes zones.

Conclusion

En conclusion, l'outil de reconstruction du réseau hydrographique développé dans le chapitre 2 de cette thèse a été appliqué sur une zone d'Ile de France aux caractéristiques différentes de celles de la ville de Nantes sur laquelle il a été développé. Les résultats obtenus sont satisfaisants et permettent d'obtenir un réseau hydrographique complet et cohérent sur des régions où les informations sur le réseau d'assainissement artificiels sont incomplètes et ne permettent pas de reconstruire le cheminement de l'eau. Il s'agit précisément du cas de figure pour lequel cet outil a été développé.

Par ailleurs, le fait que l'outil n'ait pas nécessité un calage spécifique pour cette zone met en avant sa faible sensibilité à ces paramètres, ce qui confirme sa stabilité. Malgré tout, la zone d'étude utilisée pour cette application a des caractéristiques relativement proches de celle de Nantes, notamment en termes de relief. Il serait intéressant d'évaluer l'outil de reconstruction du réseau hydrographique sur une zone d'étude au relief plus marqué.

Bibliographie

Allard, A., Chancibault, K. & Andrieu, H., 2015. Reconstruction and representation of a complete urban drainage network for hydrological modeling at the scale of an entire city. Urban water journal, soumis.

Mosset, A., 2015. Rapport de présentation du travail SIG pour l'application de TEB-Hydro dans le cadre du projet TRAFIPOLLU, IFSTTAR-GERS-LEE.

Remerciement

Je tiens à remercier Alexandra Mosset pour sa forte implication dans ce travail sur la zone d'étude de TRAFIPOLLU.

Annexe 2 :

Reconstruction and representation of a complete urban drainage network for hydrological modeling at the scale of an entire city

Aude ALLARD^{1*}, Katia CHANCIBAULT¹, Hervé ANDRIEU^{1,2}

¹LUNAM-IFSTTAR/GERS/LEE

²LUNAM-IRSTV

**Corresponding author's email: aude.allard@ifsttar.fr*

ABSTRACT

The purpose of this paper is to build a simplified yet functional hydrographic network at the urban scale. Such a network must take into account all the various types of water pathways potentially found in a city (combined, stormwater and wastewater systems, natural rivers) and their possible connections (sewer system overflows, combined system overflows). A simplification step is required to integrate this network into an urban hydro-climate model capable of running at the municipal scale. The method described in this paper has been based on data currently available in urban databases, for ease of reproduction across different cities; moreover, it yields a vector network, assembled on the same regular mesh grid as the model, whose resolution serves to determine the level of simplification. This method does not need the hydrographic network to be an oriented graph, but rather encompasses a small catchment for calibration. It has been applied over an extensive land area within the city of Nantes, in northwestern France. This city possesses a dense network of rivers and features both combined and separate sewer systems. The evaluation step is performed with criteria of hydrological utility. With a resolution of 200 m, the method provides a reliable simplified network for the combined system that is initially dense, with deviations from the reference graph capable of affecting hydrological modeling quality. Nevertheless, the simplified hydrographic network for the stormwater system offers good characteristics for purposes of hydrological modeling.

KEYWORDS

Transfer, Sewer system, Hydrographic network, City scale, GIS.

INTRODUCTION

The world's urban population continues to expand. According to the United Nations, the global population is expected to increase from 7.0 to 9.3 billion between 2011 and 2050, while over this same period, cities are projected to add another 2.6 billion population (United Nations, 2011). Urban areas are known to influence both the water cycle and energy budget. The introduction of artificial surfaces and modification of hydrographic networks result in a loss of infiltration, increased runoff volumes and rates, and shorter response times. Urban hydrology is also affected by interactions - both physical and in terms of management - with the wastewater sewer system (which may be either separate or combined with the storm drain system). The water and energy budgets of urban areas are correlated with the evapotranspiration flux, which is also known as the latent heat flux. Heat storage contributes to the urban heat island effect (Oke, 1987). The coupled modeling of water and energy budgets is a topic worthy of further investigation (Berthier *et al.*, 2006; Mitchell *et al.*, 2008; Järvi *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2014), especially regarding the issues of adaptation to climate change (Nakayama and Hashimoto, 2011) and urban expansion. The development of urban vegetation through the evapotranspiration process, shadow effects and/or higher albedo may actually give rise to a means for mitigating urban heat islands (Taleghani *et al.*, 2014). A better understanding of urban impacts on both hydrological and energy budgets, along with the evaluation of solutions aimed at reducing these impacts, is therefore needed. Such a step requires models capable of: i) running over a broad planning and decision-making scale, e.g. a metropolitan area; and ii) taking into account, with the same level of detail, both water and energy budget processes. The TEB model was initially an energy budgeting framework dedicated to urban surfaces (Masson, 2000).

Chancibault *et al.* (2014) have improved the water budget module in TEB by introducing: the soil under built surfaces, the vertical water transfers between ground layers, and the Soil-Vegetation-Atmosphere transfer scheme ISBA-DF (Habets *et al.*, 2003). The interflows between groundwater and drainage systems are therefore being taken into account, as is the groundwater content balance between built and green surfaces. This new version of TEB, denoted "TEB-hydro", resolves in a coherent manner both the water and energy budgets, in using the same evapotranspiration term. The TEB model relies on a regular meshed grid with a spatial resolution that typically ranges from several hundreds of meters to several kilometers. Due to the resolution of such a model as well as the level of detail in the resulting process representation, a functional yet simplified hydrographic network is in fact required to fully represent the hydrological balance. A method capable of producing such a network, by taking into account all network types (rivers, stormwater, wastewater and combined sewers), offering robust and easily accessible databases, is the focus of this paper.

Cities actually combine different types of potentially interconnected networks: natural rivers, combined sewers, storm drains and wastewater sewers. In France, more broadly throughout Europe and in the United States, combined sewers tend to be located in older city centers, whereas separate storm drains and wastewater sewers are often used in more recently urbanized areas (Burian *et al.*, 1999). This complex hydrographic network drives surface runoff water and drained groundwater (Belhadj *et al.*, 1995) to various types of outlets, depending on weather conditions, i.e.: rivers, wastewater treatment plants (WWTP).

These networks, which constitute the integrated urban hydrographic network, are usually taken into account by different jurisdictions and represented by different techniques. The methods that allow mapping urban stormwater networks can be classified into two categories: spanning trees, typically extracted from topographic data (e.g. the digital elevation model,

DEM); and branching trees, built with objects from urban databases (Gangodagamage *et al.*, 2011). The branching tree method is currently used in urban hydrological modeling, given that it is found in operational software applications, such as CANOE (INSAVALOR and Sogreah, 1997), SWMM (Stormwater Management Model, Rossman, 2004), which require detailed characteristics of sewers, as well as in research models (Rodriguez *et al.*, 2008). Gironas *et al.* (2010) reviewed the various methods available for adapting the spanning tree approach to urban hydrology and compared several burning techniques in order to improve the representation of pipes and streets in urban DEMs. The modeling of groundwater drainage by the wastewater system (Belhadj *et al.*, 1995; Karpf and Krebs, 2011) does not, to the best of our knowledge, use a detailed description of the sewer pipes; hence, their representation as a connected network has not been studied.

None of these discussed methods are capable of taking into account all the networks and their connections within the heterogeneous urban fabric. In order to evaluate the hydrological effects of urban planning at the city scale, an integrated hydrographic network that regroups all types of networks contributing to the urban water budget must be depicted from a global perspective. To remain consistent with the generally simple spatial divisions (i.e. catchment, subcatchment, grid mesh) of large-scale urban hydrological models while limiting data processing tasks, a simplified representation of the entire urban hydrographic network is needed. Numerous methods exist for simplifying hydrographic networks, yet they all entail an oriented detailed graph as an input (Touya, 2007), and such a graph is rarely ever available in urban databases.

This paper will present a method for obtaining such an integrated and simplified representation of water pathways at the metropolitan scale. The method developed herein will be exposed first. The study area will then be defined. The third and last part will discuss application results over the defined area, before providing a conclusion and outlook for future study.

METHODOLOGY

Several types of networks contribute to the water budget of an urban area; these networks display different characteristics, depending on their function and design. Four hydrographic networks are involved in the rainwater transportation process (see Fig. 1):

- The stormwater network of an urban area collects runoff and is capable of draining groundwater in accordance with the ground saturation level. The stormwater network leads to the natural hydrographic network.
- The wastewater system collects urban wastewater and channels it towards the wastewater treatment plant, which subsequently returns output water after treatment to the natural network. This system also contributes to groundwater drainage.
- The combined sewer system collects both stormwater and wastewater; it is capable of draining groundwater in accordance with the ground saturation level. This system's outlet is the wastewater treatment plant.
- The natural hydrographic network, composed of the rivers, collects rainwater from direct surface runoff and sub-surface flows and is then responsible for conveying water outside the city limits.

Lastly, all these networks are interconnected: the combined and wastewater systems are usually equipped with sewer overflow devices that may be considered as transitory outlets connected to either the stormwater network or the natural hydrographic network, should the flow exceed a pre-established threshold.

In sum, rainwater transfer in urban areas involves several networks that transfer surface water or drained groundwater to various outlets: natural hydrographic network, and wastewater treatment plant. As illustrated in Figure 1, let's note that a given urban surface might display two outlets, one for water carried by the stormwater system, the other for soil water drained by the wastewater system.

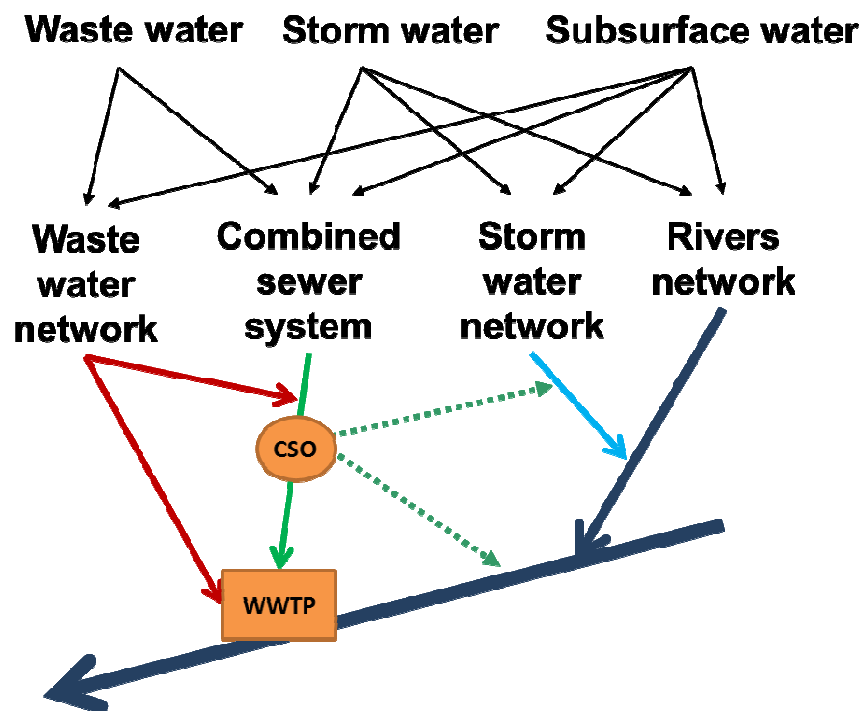


Fig. 1: Schematic diagram of the various "types" of water (top), the types of networks used in each case (middle), and the network interconnections (bottom). The circle depicts a combined sewer overflow (CSO) and the square the WWTP.

Combined sewers, wastewater sewers and storm drains are normally defined in urban databases, in a vector mode, as series of vector segments known by their position and perhaps altitude. The location of pumping stations, overflow devices and manholes included in the network system complete this definition. The network graphs and water flow direction may be derived from these data; however, the available urban database information contains several error types. For instance, the vector segments composing the network are not always connected. Moreover, the altitude of segment ends is often missing or likely to be erroneous, which prevents the determination of network segment flow direction. All these reasons impede the creation of an oriented graph to represent the network. Also, the targeted application scale (i.e. the municipality) requires reconstructing a simplified network as an oriented graph, with ease of connection to a regular mesh grid.

This section will present the proposed method for depicting in a comprehensive manner the operations of this set of networks for the purpose of building a hydrological model of the water cycle in urban areas. The next section will be devoted to combined and wastewater networks, whereas Section 3 will focus on stormwater networks and river hydrographic networks (along with a few anthropogenic features). Section 4 will deal with the integrated network encompassing all these individual networks.

Representation of combined and wastewater networks

Combined and wastewater sewers are designed to convey wastewater to the wastewater treatment plant; as such, they all display some common features: i) as they reach each building, both sewers are very dense; ii) their outlet consists of the wastewater treatment plant; iii) they may be fitted with sewer overflows that divert excessive flows into the natural or stormwater networks; and iv) water paths do not always follow the gravity flow. The projection stage is performed in 2 steps so as to obtain a functional oriented graph representing the networks.

Extracted network characteristics laid out in a regular grid

To design the simplified and functional network, features of the combined or wastewater networks can be indicated by a reduced number of characteristics in each mesh of a grid:

- The outlet of the mesh, depicted by a node, is assumed to be the lowest manhole within the urban area surrounding the considered mesh.
- The specific structures of the artificial networks included in the considered mesh are also depicted as nodes. These structures are: overflow devices that can be viewed as transitory outlets connecting the combined or separate sewer system to the natural hydrographic or stormwater network, and lifting stations since they convey water uphill.
- The altitudes attributed to these nodes (manholes, overflow devices and lifting stations) are surface altitudes derived from the DTM.

The characteristics of the extracted networks with respect to a regular grid are then: nodes positioned in three dimensions (x, y, z).

Network construction based on characteristics nodes

The next stage consists of connecting the nodes in order to generate arcs of the oriented simplified graphs that will represent the functional sewer network.

The arc joining one representative node to its downstream node is selected by maximizing the following cost function:

$$C(N_i, N_j) = a \frac{Z(N_i) - Z(N_j)}{Z(N_i)} + b \frac{D(N_i) - D(N_j)}{D(N_i)} + c \frac{D_{IF}}{\Delta} \quad (1)$$

where: $C(N_i, N_j)$ is the value of the cost function between the node N_i to connect and a candidate node N_j ; $Z(N_i)$ and $Z(N_j)$ the node altitudes; $D(N_i)$ and $D(N_j)$ the distances to the outlet of the considered network (i.e. wastewater treatment plant for the combined and wastewater networks, and the nearest point of the nearest river for the stormwater network) for the two representative nodes; D_{IF} the crow-fly distance between the initial node (N_i) and

final node (N_j)(m); Δ the resolution of the grid employed (in m); and a, b, c the parameters to be calibrated.

To take into account lift station influence, three different cases are distinguished in the determination of parameters a, b and c (Equation 1): arcs exiting the manhole, initial arcs exiting the lift station, and subsequent arcs exiting the lift station. The arc exiting a manhole must in fact have a positive slope. The first arc exiting a lift station must have a negative slope, and moreover the shorter distance to the WWTP is preferred (i.e. parameter b is multiplied by 10). The subsequent arcs can have either a positive or negative slope given that a lift station can act on several arcs.

The cost function actually takes into account three criteria based on a number of artificial network design rules, namely:

- the ground surface slope between the node to connect and the tested node (as calibrated by parameter a), since the water pathway is constrained by gravity.
- The decrease in the distance to the sewer network outlet, i.e. the sewer treatment plant (as calibrated by parameter b); even though this rule may not be followed at the local scale, still it is needed at the global scale in order for the network to function.
- the distance between the two nodes (as calibrated by parameter c), since as a means of limiting costs, network designers usually connect new networks to the nearest existing network.

The cost function is calculated for all nodes within a distance less than three times the grid resolution. The selected node is then the one that achieves the highest value.

Representation of the natural hydrographic network and stormwater network

An urban area encompasses not only densely urbanized zones, but also suburban and rural zones. Consequently, its hydrographic network combines artificial stormwater networks and natural/rural hydrographic networks.

The representation of natural hydrographic networks on a gridded domain has become a well-established technique thanks to a DEM analysis, in relying on the classical D8 algorithm (O'Callaghan and Mark, 1984). It is proposed herein to determine the natural hydrographic network by combining a DEM analysis with the Carthage database (for a free complete representation of the French natural hydrographic network as an oriented graph: <http://www.sandre.eaufrance.fr/>).

Pipes and streets in urban DEMs are generally represented by use of the "burning" technique, which consists of subtracting a constant depth from all meshes in including a known pipe not resolved by the DEM (Gironas *et al.*, 2010). The modified DEM is then applied, as usual, to extract the water flow paths while taking into account the stormwater network pipes. To be consistent with the representation of combined and wastewater networks however, we have chosen to employ the method presented in the previous section to connect the urban production units (i.e. model grid meshes) to the stormwater network. Nevertheless, the method applied to obtain a simplified stormwater network graph has been adapted for this dual purpose: i) since few specific structures are included in the stormwater network, like in the combined or wastewater networks, such structures are not taken into account; and ii) since the final outlet of the stormwater network is the natural river, distances to the outlet are thus calculated from each outlet node to the nearest natural river.

STUDY AREA

Our study area is in the Nantes Metropolitan Area. The City of Nantes is the sixth most populous city in France. The total official metropolitan population of Nantes was 582,159 inhabitants in 2009 (according to INSEE, France's National Institute for Statistics and Economic Studies) covering a 534 km² area, composed of various types of land uses: dense urban in the city center, business and retail zones, suburban zones, and rural zones at the periphery. The area does not present any significant relief (elevations varying from 0 to 90 m). The drainage network however is rather dense. Nantes lies on France's longest river, the Loire, which flows into the city via numerous tributaries of differing sizes (Fig. 3). Nantes' urban areas are also drained by artificial networks: a combined sewer system in the historic city center, and a combination of stormwater and wastewater networks in more recent areas.

The method presented above has been applied to the eastern part of Nantes (area: 115.2 km²) (Fig. 3), which is representative of the entire city. All types of land uses are in fact present in this particular area: dense urban in the city center, business and retail zones, suburban zones and rural zones at the periphery. Furthermore, this area contains all kinds of hydrographic networks: natural rivers, combined sewer networks, stormwater networks, and wastewater networks (Fig. 4). Our method was first introduced on a smaller independent area, the Basse-Goulaine municipality (Fig. 3) in the southeastern part of the metropolitan area (13.85 km²), and equipped with a separate sewer network (Fig. 5). The complete oriented graphs from all artificial network data could therefore be built by drawing comparisons of the simplified networks with observed networks. This method was validated on a small suburban catchment, Aubinière (10.9 km²) (Gironas *et al.*, 2010) (see Figs. 3 and 4), equipped with a separate sewer system, and another catchment containing a combined sewer system (Figs. 3 and 4). The Aubinière catchment has been delineated using the D8 algorithm (O'Callaghan and Mark, 1984), in association with the stream burning method (Gironas *et al.*, 2010) applied to the river channels. The use of such a method is permitted by a rather flat terrain. Catchment delineation through an analysis of the simplified network will be discussed later.

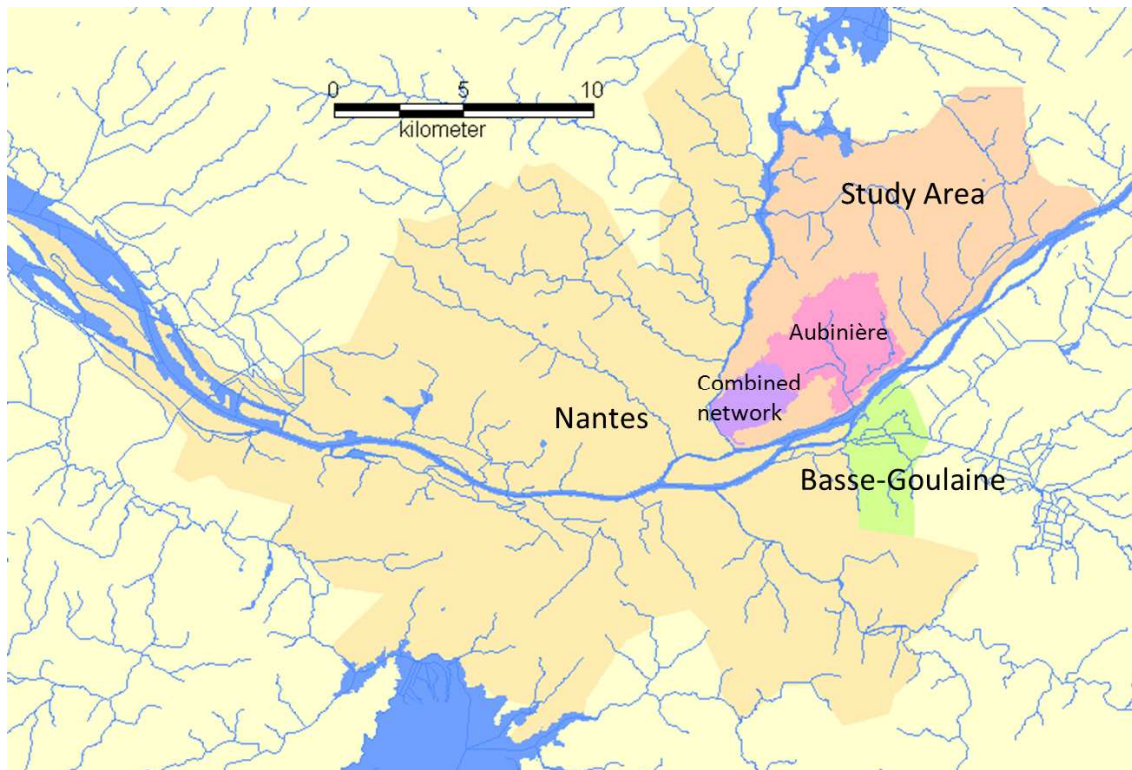


Fig. 2: Map of the Nantes Metropolitan Area (light orange), with the study area (eastern part, dark orange). The area used for parametric determination (municipality of Basse-Goulaine) appears in green. The catchments used for validation are: Aubinière (pink), and the combined system catchment (purple).

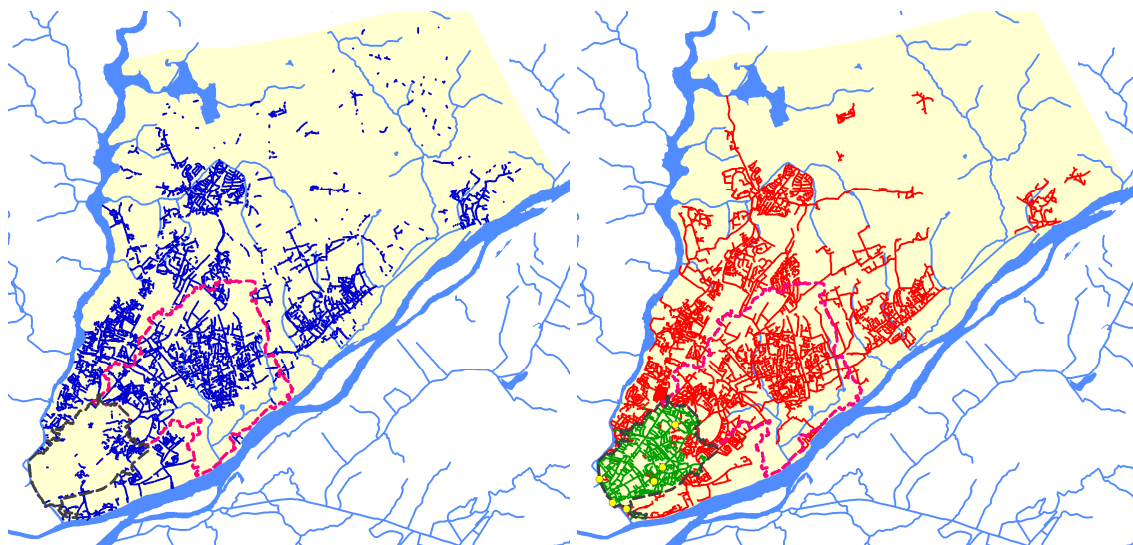


Fig. 3: Hydrographic networks of the eastern part of the Nantes metropolitan area (study area): on the left is the stormwater network (dark blue), and on the right are the combined network (green), with CSO (yellow) and wastewater network (red). Rivers are shown in light blue. The combined system catchment has been delineated in gray and the Aubinière catchment in pink.

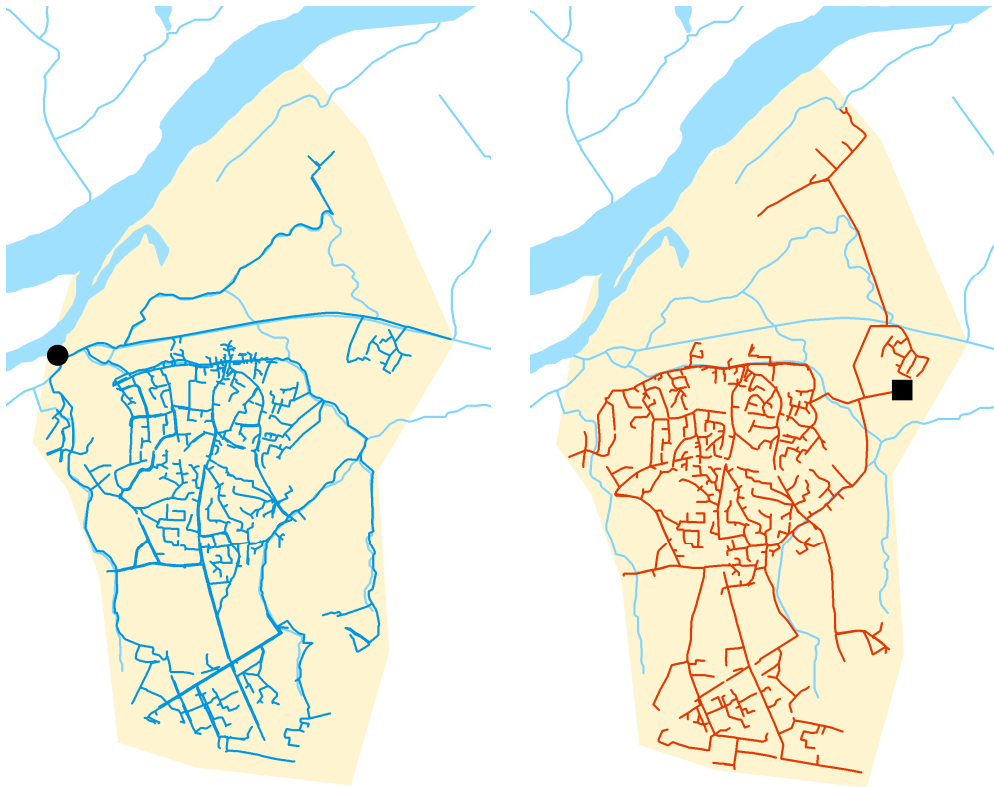


Fig. 4: Stormwater (right) and wastewater (left) networks of the Basse-Goulaine catchment - The wastewater treatment plant is depicted by the black square.

RESULTS

Determination of parameters

The proposed method was calibrated using the Basse-Goulaine storm drain and wastewater networks in order to determine the best value of the set of parameters (a,b,c). For this purpose, we proceeded as follows:

- a reference network was built from the fully detailed information contained in the urban database. This network consists of an oriented graph defined at the spatial resolution selected for network modeling purposes (using the same nodes as the simulated network). A reference network was also built for the wastewater network and another one for the stormwater network;
- a network simulated by the proposed method was compared to the reference network. This step compared the width function (Rodríguez-Iturbe and Rinaldo, 1997) of the reference network to the width function of the test network. The width function is defined as the statistical distribution of distances from the nodes serving to structure the network to the basin outlet. This function is a common evaluation criterion in the field of hydrology, since under certain conditions it can be proportional to the transfer function of a catchment used to determine the time transfer to the outlet from everywhere inside the catchment (Rodriguez et al., 2013). The comparison criterion employed was the classical Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) criterion (Nash and Sutcliffe, 1970).

Parameters are determined in two steps: i) first, find the order of magnitude of the set of parameters (a,b,c) by testing all combinations of values: 0, 10, 100 and 1000 for each parameter; and ii) refine the parameter values around the best order of magnitude.

As regards the Basse-Goulaine stormwater network, higher NSE values are obtained when c is greater than b and a , with the best combination being $a=1$, $b=1$ and $c=10$ (for an $NSE=0.91$). These values highlight the major significance of the distance between two pipes for the stormwater network. For wastewater networks, the best combinations still show a higher value for parameter c , though a few also indicate a combination with b greater than a , which underscores that the distance to the wastewater treatment plant is a significant parameter as well for wastewater networks. Thus, the higher NSE values (0.8) are obtained for $a=1$, $b=10$ and $c=100$. Nevertheless, the NSE value (0.79) is very close for $a=1$, $b=1$ and $c=10$, i.e. the same combination as for stormwater networks. This order of magnitude for the parameters has thus been chosen. The tests on values around this order of magnitude have been performed, but results were only very marginally improved. Ultimately, the combination $a=1$, $b=1$ and $c=10$ was selected for both the stormwater and wastewater networks. Since the Basse-Goulaine catchment contains no combined sewer pipes, this combination was assumed to be adapted as well to combined sewers.

Application of this method to Nantes' Eastern District

This method was subsequently applied to our study area, Eastern Nantes, with the parameters calibrated on Basse-Goulaine. The resulting method could then be evaluated over various watersheds in this area.

In this study area, the wastewater and combined sewer networks are considered together due to the fact that they are connected. The manhole furthest to the southeast was assumed to be the outlet of this area and represents the connection with the main sewer, which in turn conveys water to the wastewater treatment plant (WWTP). Let's recall that our objective here is to reconstruct, in an integrated fashion, the drainage and sewer networks at a spatial scale suitable for hydrological modeling at the city scale. For this application, a grid mesh spatial resolution of $D=200$ m has been adopted.

The results obtained are presented in Figure 6. Superimposing these graphs on the reference graphs lacks sufficient legibility to be shown here.

The stormwater network is treated after the combined sewer network in order to take into account only those areas not already being drained by the combined sewer network. For the stormwater network, all outlets are rivers; therefore, distances to the outlets (D_0 in Equation 1) have been calculated for each node in considering the shortest distance to the nearest river. These results are presented in Figure 6.

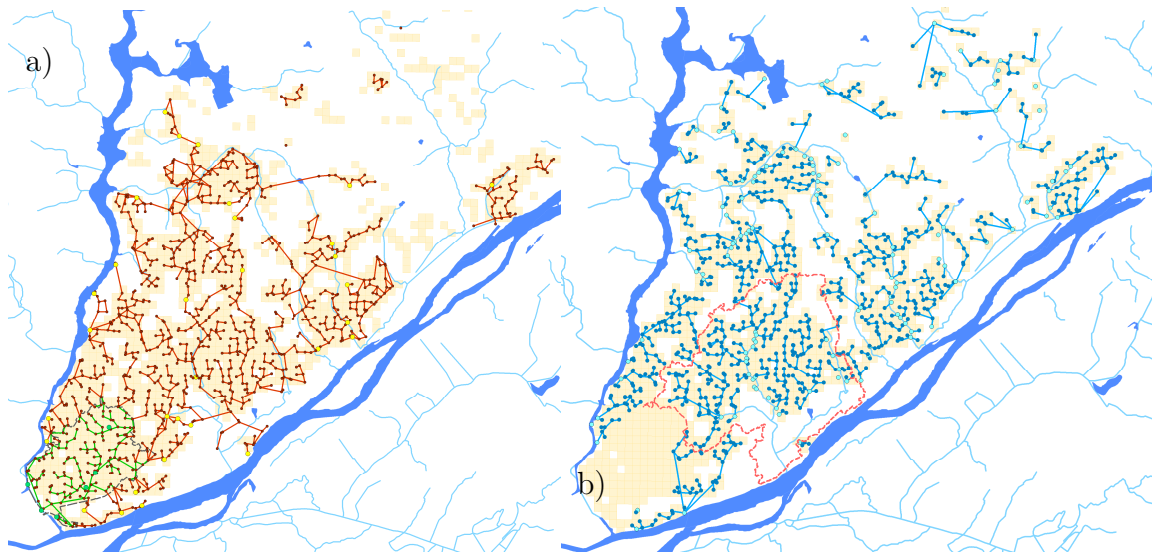


Fig. 6: Simplified networks obtained from the proposed method over Nantes' Eastern District:
a) the combined sewer network (green) and the wastewater network (red),
b) the stormwater network connected to natural rivers

For the same reasons as for calibration step, the width function has been chosen as a criterion to evaluate the proposed method.

Our method has been evaluated over two catchments: the small suburban "Aubinière" watershed, and a catchment with a combined sewer system (Figs. 3 and 4). For both, the distances to the outlet were calculated for each characteristic node of the simulated stormwater/combined network. Their distributions were then compared to the outlet distance distributions, as calculated from the same nodes in the "reference graphs" of the stormwater/combined network (Figs. 7 and 8). The simplified stormwater network of the Aubinière catchment on the whole seems to be very well connected: the primary errors have consisted of a few incorrect connections at distances from the outlet of between 3,500 m and 4,000 m. Nevertheless for hydrological purposes, the width function of the simulated stormwater network, compared to the "reference" graph function, is suitable for hydrological modeling. The Nash-Sutcliffe Efficiency criterion calculated, using the reference graph values as observed values, indicates a high level of effectiveness for the Aubinière watershed (NSE=0.82). This method seems to be less efficient for the combined network with an NSE value equal to 0.55. Figure 8 reveals an underestimation of the number of nodes located between 1,000 and 2,000 m from the outlet and an overestimation of nodes located in the range of 2,000 - 3,000 m to the outlet. Nevertheless, an overall shape with three main peaks has been reproduced with an inadequate initial peak. Such differences may hinder hydrological modeling quality. The preferred spatial resolution (200 m) is probably too high for such small catchments, which feature a denser network than stormwater catchments. A hydrological evaluation that introduces such simulated networks into a hydrological model then becomes a prerequisite.

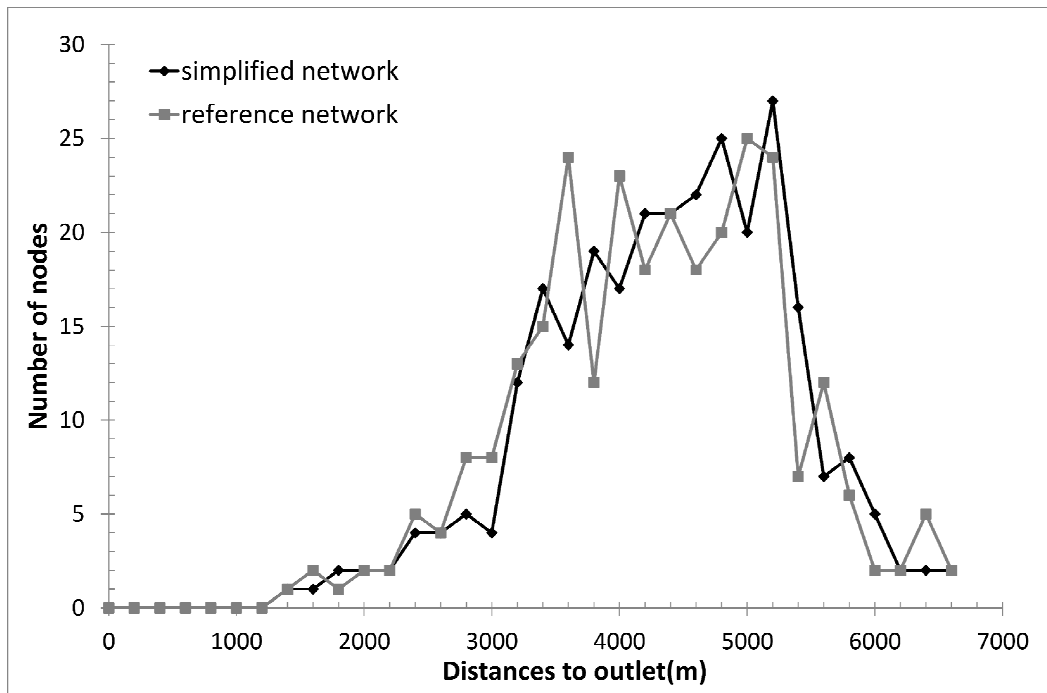


Fig. 7: Comparison of the width functions of the simplified network (black) with the "reference graph" (gray) for the Aubinière catchment stormwater network

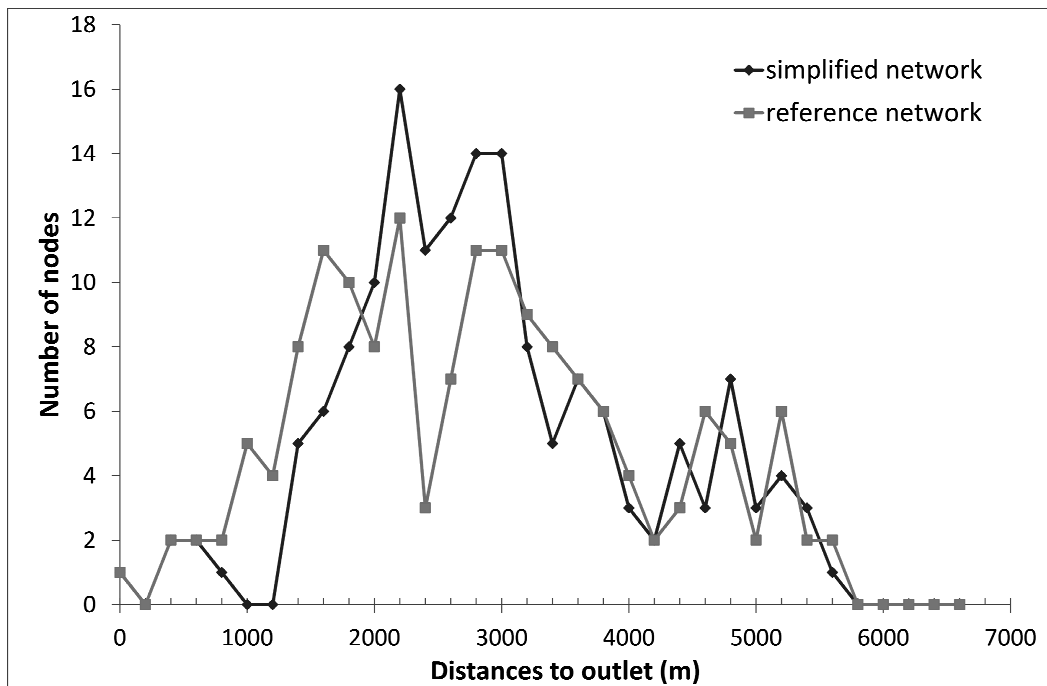


Fig. 8: Comparison of the width functions of the simplified network (black) with the "reference graph" (gray) for the combined network

Analysis of the integrated network description

Once a network has been reconstructed, it can then be used to redefine the boundaries of the various catchments and analyze the relations between all networks. Figure 9a shows the areas directly drained by the stormwater network connected to the Aubinière River. Some upstream

areas are not colored in Figure 9a since they are not directly being drained by the stormwater network; however, they are still connected to either this stormwater network or the river network. This analysis highlights the impact of a stormwater network on the delineation of the catchment. For example, an upstream area on the northwestern side, beyond the topographical catchment, is in fact connected to the Aubinière River through the stormwater network. This finding has been confirmed by the urban database analysis. Other areas (on the northeastern side) appear to be included in the Aubinière catchment, although a field survey would be needed to reject an erroneous connection. The areas inside the catchment not directly drained by the stormwater network can thus be considered as inside the catchment with surface flows driven by topography.

In this analysis, drained areas are defined as contributive to just the stormwater system and merely take into account surface runoff. The presence of CSO can modify the catchment boundary by conveying a portion of the water to a river, sometimes through a stormwater network. For example, Figure 9b indicates the area added to the Aubinière catchment when the northern CSO has been activated.

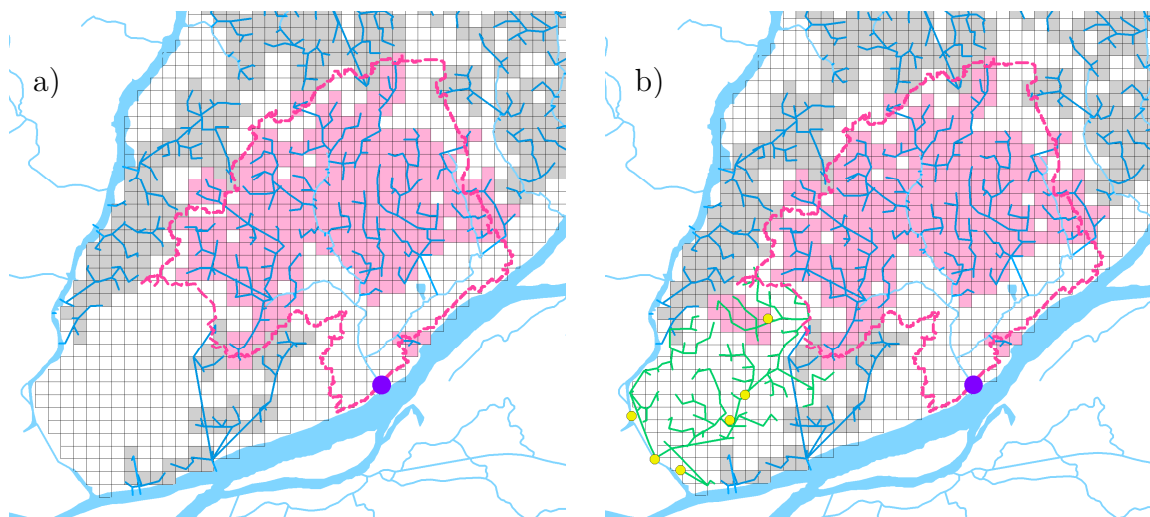


Fig. 9: a) Areas drained by the stormwater network connected to the Aubinière River without any CSO contribution (pink); b) same as a) with CSO contribution (pink). Areas drained by the stormwater network connected to other rivers are shown in gray. The topographical Aubinière watershed is delineated (pink dashed line), and the corresponding outlet identified (purple point). The stormwater network is drawn in dark blue, the combined sewer network in green, and rivers in light blue. The CSO are located by yellow points. The white areas are connected to a combined sewer system or else indirectly drained by any sewer system (for surface runoff).

In addition to surface water, groundwater can flow into pipes of stormwater, sewer and combined systems. The hydrological behavior of urban catchments is thus more complex. Figure 10 shows that a portion of groundwater from the Aubinière catchment is actually conveyed outside the catchment through the wastewater system.

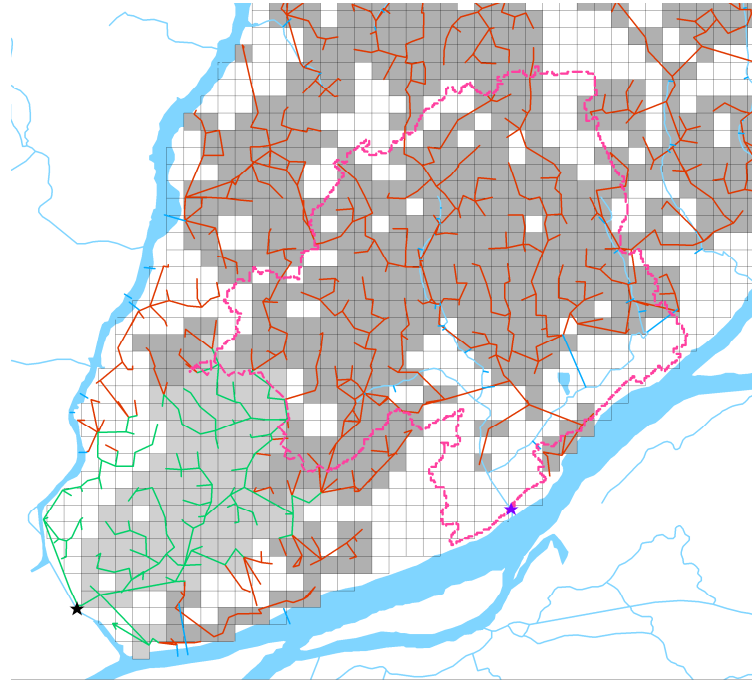


Fig. 10: Areas drained by groundwater infiltration into wastewater (dark gray) and combined (light gray) sewer systems to the outlet (black point). The Aubinière catchment (drawn in pink dashed line), rivers (light blue), wastewater network (red) and combined network (green) have all been included in the diagram.

CONCLUSION

A method to build an integrated urban hydrographic network consistent with hydrological modeling objectives at the city scale has been proposed herein. This method defines a simplified hydrographic network as compared to the reference networks, in order to match the level of simplification of the original hydrological model; it is based on a regular mesh grid with the same resolution as the hydrological model assumed to be used. The necessary data are commonly found in urban databases and do not require extensive preprocessing. These data consist of the manholes of the various sewer networks (combined, stormwater and wastewater) as well as their specific devices (lift stations, overflow devices, etc.). Through an equation that assigns weights among the three characteristic rules for sewer network management (i.e. slope between two manholes, distance between a manhole and the sewer network outlet, and distance between two manholes), the selected manholes of the regular mesh grid are connected to one another to form an oriented graph. Moreover, this method is able to take into account the connections between the different network types (wastewater and combined networks, combined and stormwater networks, natural rivers and combined or stormwater networks).

The proposed method needs to be calibrated on a small catchment, where the oriented graphs of the various sewer networks are either available or easily built, before application at the city scale. It has been evaluated over a large portion of the City of Nantes, where all sewer network types coexist. This method evaluation for a combined network has highlighted the difficulty involved in simplifying a dense network of small catchments, in comparison with the selected spatial resolution. The correct simulation of water transfer in small combined catchments using a model adapted to the city scale remains an open question. Nevertheless, the Nash-Sutcliffe Efficiency criterion has indicated a high level of method effectiveness on a stormwater network and proves to be suitable for hydrological modeling purposes.

The obtained hydrographic network, which takes into account the various connections among network types, has yielded an integrated analysis of network operations.

The next step of this research calls for introducing a cross-flow representation within a hydrological model. Such a representation can then be evaluated with hydrological criteria.

REFERENCES

- Belhadj, N., Joannis, C., Raimbault, G., 1995. Modelling of rainfall induced infiltration into separate sewerage. 2nd NOVATECH Conference on Innovative Technologies in Urban Storm Drainage. Lyon, France, 30 May – 1st June 1995, *Water Science and Technology*, 32(1), pp. 161-168.
- Berthier, E., Dupont, S., Mestayer, P. G., H. Andrieu, 2006. Comparison of two evapotranspiration schemes on a sub-urban site, 2006, *Journal of Hydrology*, 328, 635-646, 10.1016/j.jhydrol.2006.01.007
- Burian, S.J., Nix, S.J., Durrans, S.R., Pitt, R., Fan, C.Y., and Field, R., 1999. The historical development of wet weather flow management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 125(1): 3-13.
- Chancibault, K., Lemonsu, A., Brun, J.M, De Munck, C., Allard, A., Long, N., Bellec, A., Masson V., Andrieu, H., 2014. Hydrological evaluation of urban greening scenarios: application to the City of Nantes, in France, 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014.
- Gangodagamage, C., Belmont, P., & Foufoula-Georgiou, E., 2011. Revisiting scaling laws in river basins: New considerations across hillslope and fluvial regimes. *Water resources research*, 47, W07508.
- Gironás, J., Niemann, J., Roesner, L., Rodriguez, F., Andrieu, H., 2010. Evaluation of Methods for Representing Urban Terrain in Storm-Water Modeling. *Journal of hydrologic engineering*, 377 (3-4), pp. 317-334.
- Habets F., Boone A, Noilhan J. , 2003. Simulation of a Scandinavian basin using the diffusion transfer version of ISBA. *Global and Planetary Change*, 38(1-2), pp. 137-149, ISSN 0921-8181, [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00016-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00016-X).
- INSAVALOR and SOGREAH, 1997. CANOE, logiciel d'hydrologie urbaine, conception et évaluation de réseaux d'assainissement, simulation des pluies, des écoulements et de la qualité des eaux, Manuel de l'utilisateur.
- Järvi, L., Grimmond, C.S.B., and Kristen, A., 2011. The Surface Urban Energy and Water Balance Scheme (SUEWS): Evaluation in Los Angeles and Vancouver, *Journal of Hydrology*, 411, 219-237, doi:10.1016/j.jhydrol.2011.10.001
- Karpf, C., Krebs, P., 2011. Quantification of groundwater infiltration and surface water inflows in urban sewer networks based on a multiple model approach. *Water Research*, 45(10), pp. 3129-3136.
- Masson, V., 2000. A physically-based scheme for the urban energy budget in atmospheric models. *Bound. Layer Meteor.*, 94(3), pp. 357-397.
- Mitchell, V. G., Cleugh, H. A., Grimmond, C. S. B. and Xu, J., 2008. Linking urban water balance and energy balance models to analyse urban design options. *Hydrol. Process.*, 22: 2891–2900, doi: 10.1002/hyp.6868
- Nakayama, T. and Hashimoto, S., 2011. Analysis of the ability of water resources to reduce the urban heat island in the Tokyo megalopolis, *Environmental Pollution*, 159, 2164-2173, doi:10.1016/j.envpol.2010.11.016

- Nash, J. E. and Sutcliffe, J. V. , 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, 10 (3), 282–290.
- O’Callaghan, J., Mark, D., 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 28(3), pp. 323-344.
- Oke, T. R., 1987. *Boundary Layer Climates*, Methuen and Co. Ltd., London.
- Rossman, L., 2004. SWWM: Storm water management model. User’s manual.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Morena, F., 2008. A distributed hydrological model for urbanized areas – model development and application to case studies. *Journal of Hydrology*, 351(3-4), 268-287.
- Rodriguez, F., Bocher, E., Chancibault, K., 2013. Terrain representation impact on periurban catchment morphological properties. *Journal of Hydrology*, 485, pp.54-67. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.11.023
- Rodriguez-Iturbe, I., Rinaldo, A., 1997. *Fractal River Networks: Chance and Self-Organization*, Cambridge University Press, New York.
- Taleghani M., Tenpierik, M., van den Dobbelsteena, A., Sailor, D. J., 2014. Heat mitigation strategies in winter and summer: Field measurements in temperate climates. *Building and Environment*, 81, pp 309-319. DOI: 10.1016/j.buildenv.2014.07.010
- Touya, G., 2007. Un processus de sélection du réseau hydrographique, basé sur la détection de structures. *Comité Français de Cartographie*, 194, 46-56.
- United-Nations, 2011. *World Urbanization Prospects: The 2011 Revision, Highlights*. Tech. rep., United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York.
- Yang, J., Wang, Z-H, Chen, F., Miao, S., Tewari, M., Voogt, J.A., Myint S., 2014. Enhancing Hydrologic Modelling in the Coupled Weather Research and Forecasting–Urban Modelling System. *Boundary-Layer Meteorology*, 155, pp 87-109. DOI 10.1007/s10546-014-999

Thèse de Doctorat

Aude ALLARD

Contribution à la modélisation hydrologique à l'échelle de la ville: application sur la ville de Nantes

Contribution to hydrological modeling at the city scale: application to the city of Nantes

Résumé

Les villes sont aujourd'hui confrontées à deux grands enjeux en lien avec l'hydrologie : l'augmentation de la population conduisant à une densification urbaine et le contexte du changement climatique. Afin de fournir des outils hydrologiques permettant l'étude et l'analyse de ces enjeux, il est nécessaire de développer un modèle hydrologique capable de travailler à l'échelle de la ville, échelle à laquelle sont prise une partie des décisions d'urbanisme, tout en intégrant le bilan énergétique, bilan fortement impacté par le changement climatique et lié au bilan hydrologique par le biais du processus d'évapotranspiration.

Dans un premier temps, cette étude explore les possibilités de représentation du réseau hydrographique complet de la ville. En effet, celui-ci juxtapose différents réseaux hydrographiques : réseau naturel, réseau d'assainissement d'eau pluviale, réseau d'assainissement d'eaux usées, réseau d'assainissement unitaire ; qui peuvent drainer une même zone contributive vers différents exutoires et dont les connexions peuvent varier en fonction de la pluviométrie. Pour cela, les données géographiques sont traitées sous forme vectorielle et maillée.

Dans un second temps, les transferts horizontaux ainsi déterminés, seront intégrés au modèle hydrologique TEB-Hydro, que nous avons choisi pour cette étude dans la mesure où il est capable de prendre en compte à la fois le bilan hydrologique et le bilan énergétique. TEB-Hydro fera ensuite l'objet d'une application et d'une évaluation sur la partie est de la ville de Nantes avant d'être utilisé pour l'analyse de scénarios d'aménagement urbain prospectifs.

Mots clés

Ville, réseau hydrographique, modélisation hydrologique, transfert

Abstract

Cities are now facing two major issues related to hydrology: population increase leading to urban densification and context of climate change. To provide hydrological tools to study and analyze these issues, it is necessary to develop a hydrological model able to work at the city scale and integrating the energy balance. Indeed, city scale is one of the planning decision scales, and energy balance, which is strongly impacted by climate change, is linked to the water balance through the process of evapotranspiration.

In a first step, this study explores the possibilities of representing complete hydrographic network of a city. Indeed, city hydrographic network combines several types of hydrographic networks: urban rivers, stormwater networks, sewer networks and combined networks. They can drain contributory area to different outlets and their connections can vary depending on rainfall. To this end, geographic data are treated in mesh form and vector form.

In a second time, the determined horizontal transfers will be integrated to the hydrological model TEB-Hydro. TEB-Hydro was chosen for this study since it is able to take into account both water balance and energy balance. Then, TEB-Hydro will be implemented and evaluated on the east part of the city of Nantes, before being used for urban development scenarios analysis.

Key Words

City, hydrographic network, hydrological modelling, transfert