



Université Pierre et Marie Curie

Ecole doctorale : Géosciences, ressources naturelles et environnement

UMR Metis

Impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins versants urbains

Par Bahar Salavati

Thèse de doctorat en Hydrologie Urbaine

Présentée et soutenue publiquement le 16 novembre 2015

Devant le jury composé de :

Mme. Isabelle Braud	Irstea, Lyon	Rapporteur
M. Fabrice Rodriguez	Ifsttar, Nantes	Rapporteur
M. Emmanuel Berthier	Cerema, Trappes	Examinateur
Mme. Isabella Zin	Ense3 INP, Grenoble	Examinatrice
M. Jean-Marie Mouchel	UPMC, Paris	Examinateur
Mme. Carina Furusho-Percot	Irstea, Antony	Examinatrice
M. Ludovic Oudin	UPMC, Paris	Co-directeur de thèse
M. Pierre Ribstein	UPMC, Paris	Co-directeur de thèse

بق دایک و باوک و براکاتم
(à ma famille)

Before my last exhale,
Before the curtain falls,
Before the last flower wilts,
I intend to live fully,
I intend to love without inhibition,
I intend to be.

پیش از آنکه واپسین نفس را بر آرم،
پیش از آنکه پرده فرو افتد،
پیش از پژمردن آخرین گل،
بر آنم که زندگی کنم،
بر آنم که عشق بورزم،
بر آنم که باشم.

In this cruel world,
In this era steeped in hatred and grudge,
In this age filled with disasters,
I want to be in the presence of those who need me,
Whom I need,
Who are worthy of reverence
So that I can discover,
Be mesmerized,
And understand anew,

در این جهان ظلمانی
در این روزگار سرشار از فجایع،
در این دنیای پر از کینه،
نزد کسانی که نیازمند منند،
کسانی که نیازمند ایشانم،
کسانی که ستایش انگیزند
تا در یابم،
شگفتی کنم،
باز شناسم،

All that I am,
All that I can be,
All that I want to be.

که ام،
که میتوانم باشم،
که میخواهم باشم.

So that the days don't pass me by in meaningless void,
The hours become alive,
And the moments gain significance.

تا روزها بی ثمرنماند،
ساعت ها جان یابد،
لحظه ها گران بار شود.

When I laugh,
When I cry,
When I am silent,
I am journeying towards you,
Towards myself...

هنگامی که میخندم،
هنگامی که میگریم،
هنگامی که لب فرو میندلم،
در سفرم به سوی تو،
به سوی خود ...

Now I can say that I have lived.

اکنون میتوانم بگویم که زندگی کرده ام.

“Margot Bickel”, translated in Persian by “Ahmad Shamlou”

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Ludovic Oudin et Pierre Ribstein, mes co-directeurs de thèse, pour m'avoir fait confiance pour mener à bien cette thèse. Je ne serais jamais arrivée au point d'écrire ces remerciements, sans votre confiance et vos conseils scientifiques. Ludovic, je te remercie pour m'avoir formé et suivi pendant ces deux ans et demi de thèse et m'avoir accompagné, pas à pas, dans toutes ces étapes. Pierre, merci pour ta grande générosité. Tu es la première personne que j'ai rencontré à METIS (ex Sisyphe), avec ton sourire qui présagé que mes difficultés passées étaient terminées. Je tiens à remercier également Carina Furusho-Percot, mon encadrante, pour tes encouragements et ton soutien. Ensemble, vous m'avez permis de mener cette thèse à son terme dans d'excellentes conditions. Merci à Isabelle Braud et Fabrice Rodriguez ainsi qu'à Jean-Marie Mouchel, Emmanuel Berthier, Isabella Zin pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Je remercie également l'Institut Kurde pour m'avoir présenté à Campus France afin d'obtenir une bourse doctorale : Joyce Blau, Kendal Nazan et Avin Babathaheeri ainsi que Mannan Seuleiman pour son soutien lors de mon changement d'école doctorale.

Je tiens à remercier...

... l'équipe de l'IRSTEA : Charles et Vazken pour avoir apporté vos idées qui ont amélioré mon travail. Florent pour avoir partagé avec moi tes supers talents graphiques en R. Benjamin Renard et Flora Branger pour votre participation et vos conseils pendant mes mi-parcours. Laurent, Louise, Laure, Guillaume, Olivier, Maria-Helena... pour m'avoir très bien accueillie dans votre équipe.

... l'équipe de METIS. Avril 2013, j'arrive à METIS, seule, déprimée, sans espoir, désespérée, découragée... Dès le début, votre accueil et votre gentillesse m'ont très vite fait oublier tout ça. Valérie, Nora, Jean-Marie, Bénédicte, Christophe, Jean-robert et Aurélien pour votre aide administrative et informatique en ayant toujours le sourire. Mon premier co-bureau Ugo : tu m'as fait découvrir l'esprit de groupe. Malgré qu'ils aient amené des fourmis dans notre bureau avec leur plaque de Métro « Jussieu », tu n'as pas voulu de vengeance à la poudre d'éternuement dans leurs ventilateurs. Vincent, je garde le souvenir de nos communications à travers la fenêtre de bureau avec tes fleurs et tes tomates partout. Je te remercie pour tes conseils clés afin de supporter les derniers jours de fin de thèse. Marie S l'experts de tous les problèmes de SIG au CNRS, mais au Metis c'est Aurélien on est d'accord. Merci pour venir tous les matins et les soirs pour m'encourager. T'avais toujours les

idées géniales pour les photos et les vidéos des fin thèses et j'étais quand même jalouse, surtout celui avec les bottes. Paul, salam, khobi ? Tes mots croiser pour les pauses m'ont donné l'esprit d'être forte dans la langue française, j'ai trouvé un mot une fois ! Pierre avec plein d'énergie, avec tes castors pour lesquels je n'ai pas encore trouvé de liens avec ta vie professionnelle. Claire avec tes sourires tous les jours, la gym suédoise et les courses ensemble, et enfin ton tout mignon Victor qui a déjà un fort pouvoir d'attirer les gens vers lui. Adrien, le réalisateur du labo, les moments de tournage de tes vidéos étaient de vraies aventures dans le labo. Bonjour 410 ! Raphael merci pour ta grande aide dans un jour vraiment difficile pour moi, avec tes délicieux gâteaux, parfois ils étaient un espoir pour venir au labo. Néjla, avec ton cœur gentil et ta générosité, tu courrais vers les gens pour leur donner des adresses. Merci Cyrielle et Juliette pour votre soutien moral. Merci François, Mélanie, Sara, Ana, Daniel, Nicolas, Mathieu, Cyrile, Gabrielle, Amado, Djelloul, Bernadette, Amandine, George, Elodie ...

... Les co-bureaux (ses !) Marie Tu m'as fait découvrir beaucoup de choses, avec ton courage, tes plans sérieux qui ne changeaient jamais (je rigole !) merci pour tout. Stéphanie, avec ton mot magique de « pandiculation » je l'utilise toujours pour montrer mon niveau de français, merci pour ta patience pour avoir corrigé toutes mes fautes même quand tu avais des choses à faire, je n'oublierai pas.

... Les amis, Shayda mon âme sœur merci d'être là, toi avec Yad et Thomas, vous avez créé une famille pour moi. Anahid, Helia votre support et vos amitiés étaient tellement forts que même la distance n'a pas pu les enlever. Merci Masoud, Samaneh, Zhaleh, Saeed, Fereshte, Milad, Afsaneh, Hawjin, Troska.

Merci Sophie, pour tes petits mots et tes pensées. Meu, Seb les cavaliers de Lindy hop.

Arnaud pour tout ce que tu m'apportes, pour ton soutien, merci de faire partie de ma vie.

Ma famille, une partie de moi est toujours restée avec vous, merci pour votre soutien et appui.

Résumé

L'urbanisation a de multiples impacts sur les processus hydrologiques. A l'échelle du bassin versant, ces impacts sont difficiles à quantifier et les résultats de la littérature sur ce sujet sont assez disparates. L'objectif de cette thèse est d'analyser conjointement l'évolution de l'urbanisation et l'évolution des écoulements des bassins versants. La détection et la quantification des changements d'écoulement potentiellement liés à l'urbanisation des bassins nécessitent de distinguer les changements de débits liés à l'urbanisation de ceux liés à d'autres facteurs de variabilité hydrologique, tels que le climat.

Ceci soulève plusieurs questions liées notamment à la relation entre la variabilité du climat et celle de la réponse hydrologique des bassins, et aussi à la détermination d'une mesure de l'urbanisation utile pour l'hydrologie. Pour répondre à ces questions, plusieurs approches ont été testées : 1) Nous avons analysé la fiabilité d'un modèle hydrologique pour simuler l'impact de l'urbanisation. Pour cela, nous avons utilisé **la technique des bassins versants appariés** : un bassin versant urbanisé proche d'un autre bassin versant non-urbanisé servant de témoin permet d'évaluer l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins. 2) Nous nous sommes également intéressés à la **caractérisation de l'urbanisation par des mesures de structure du paysage urbain**, en complément de mesures plus classiques (imperméabilité et fraction de surface urbaine). 3) Nous avons ensuite étudié **les variables qui expliquent** le mieux chaque variable hydrologique de bassin (module et débits caractéristiques de crue et d'étiage). 4) Nous avons enfin utilisé un modèle hydrologique permettant de **synthétiser le comportement du bassin versant au cours du temps**.

Les résultats ont montré que l'approche par modélisation hydrologique permettait de quantifier d'une façon satisfaisante l'impact du changement d'occupation du sol. Cette approche par modélisation donne des résultats proches de celle par bassins appariés.

La thèse met également en évidence que l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique du bassin versant reste difficile à généraliser. En effet, une majorité de bassins versants urbains ne présente pas de tendance significative sur les caractéristiques hydrologiques analysées (débits caractéristiques de crue et d'étiage). Enfin, les caractéristiques de fragmentation du paysage urbain fournissent des éléments complémentaires aux mesures plus classiques de l'urbanisation.

Mots Clés : Urbanisation, hydrologie, modèle hydrologique, GR4J, occupation de sol, débit de pointe, débit de base

Abstract

Urbanization and population concentration are suspected of having multiple impacts on the catchment's hydrologic response. It is difficult to synthesize the results from the numerous case studies related to the impact of urbanization on catchment's hydrologic response. The main objective of this study is to compare the flow changes detected by urbanization. The change flow quantification is impacted simultaneously by climate variability and urbanization, which makes it difficult to distinguish the causal effects of change.

To cope with this climate confusing effect and determination a useful measure of urbanization for catchment hydrological response several approach have been tested: 1) We are looking for changes in the hydrological signal time-series in urbanizing catchments and then identifying repeatedly model parameters on successive time periods. The **conceptual modelling (top-down) approach** was used to calibrate model on the urbanized catchments and simulated the non-urban condition. 2) In addition to traditional urban measures (total impervious area) the urban area were characterized by **landscape metrics**, which enable analyzing the patterns of historical urban growth. 3) We combine a hydrological model, catchments characteristics and landscape metrics to quantify **the explaining variables** for the hydrologic response change. 4) We were used the hydrological model to **evaluate the catchment behavior over time**.

Results confirmed that the hydrological model is useful to quantify the impact of land use change. The results show the good agreement between conceptual modelling approaches and the paired catchments approaches change detections.

The impact of urbanization on the catchment hydrological response remains difficult to generalize. The most of catchment show the no significant trend on hydrological response over the study. However, results confirmed that the urban fragmentation and landscape metrics provide additional elements compared to the total impervious study.

Key-words: Urbanization, hydrology, hydrological modelling, GR4J, land use, peak flow, base flow



Table des matières

Introduction générale	1
Contexte général.....	3
Problématique et questions scientifiques associées	6
Organisation du mémoire	7
1. Contexte scientifique	9
1.1. Introduction	11
1.2. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie	12
1.2.1. A l'échelle locale du processus hydrologique.....	12
1.2.2. A l'échelle du bassin versant.....	13
1.3. L'urbanisation d'un point de vue hydrologique	19
1.3.1. Indicateurs quantitatifs pour caractériser l'urbanisation	20
1.3.2. La fragmentation des surfaces urbaines	21
1.3.3. L'impact de l'urbanisation sur les chemins de l'eau.....	23
1.4. Revue des méthodologies pour quantifier l'impact de l'urbanisation.....	23
1.4.1. Illustration des problèmes classiquement rencontrés	23
1.4.2. Approches statistiques spatio-temporelles	25
1.4.3. Approches par modélisation conceptuelle.....	26
1.4.4. Approches par modélisation physique	27
1.5. Synthèse et positionnement de la thèse	27
2. Présentation des données utilisées	29
2.1. Introduction	31
2.2. Description des données climatiques.....	31
2.2.1. Données météorologiques	32
2.2.2. Données maillées issues de la réanalyse de Livneh et al. (2013).....	34
2.2.3. Données d'évapotranspiration potentielle.....	35
2.2.4. Données de neige	36
2.3. Comparaison des données NOAA et Livneh et al. (2013)	37
2.4. Sélection des bassins versants	38
2.5. Caractéristiques générales des 306 bassins versants utilisés.....	41
2.6. Données d'occupation du sol.....	42
2.6.1. Données de la base de données nationale d'occupation du sol	43
2.6.2. Données de densité de logement (« <i>Housing density</i> », HD).....	45
2.7. Conclusion.....	48
3. Top-down approaches to detect land use changes	51
3.1. Préambule	53
3.2. Abstract.....	53
3.3. Introduction	54
3.3.1. Urbanization and hydrology: well-spread ideas and subtleties.....	54
3.3.2. Quantifying flow changes due to urbanization (or other land use change).....	55
3.4. Scope of the paper	58
3.5. Methods	58
3.5.1. Paired catchment approach.....	58
3.5.2. Model residual approach	59
3.5.3. Model parameters calibration and uncertainty analysis	61
3.5.4. Detection and quantification of flow changes due to urbanization.....	62

3.6.	Data.....	64
3.6.1.	Hydroclimatic data	64
3.6.2.	Land use data and urban analysis	66
3.7.	Selected paired catchments.....	68
3.8.	Results and discussion	69
3.8.1.	Paired and model residual basic information analysis	71
3.8.2.	Trend and change detection results (paired approach).....	72
3.8.3.	Comparison of paired and model residual approaches.....	74
3.9.	Conclusion	77
4.	Assessing urban sprawl impact on catchment hydrology.....	81
4.1.	Préambule	83
4.2.	Abstract.....	83
4.3.	Introduction	84
4.4.	Methods	87
4.4.1.	Model residual analysis to quantify the hydrological impact of urbanization ...	87
4.4.2.	Land scape analysis and catchment characteristics.....	90
4.4.3.	Regression model to evaluate the influence of catchment characteristics	91
4.5.	Data.....	93
4.5.1.	Criteria of selection of urban catchments.....	93
4.5.2.	Hydroclimatic data	94
4.5.3.	Land use data and urban analysis	95
4.5.4.	Catchment characteristics.....	97
4.6.	Results	99
4.6.1.	Estimated flow changes on the set of 157 urbanized catchments, and associated uncertainties	99
4.6.2.	Multiple regression modelling	103
4.7.	Conclusion.....	106
5.	Évaluation de l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique	109
5.1.	Préambule	111
5.2.	Résumé	111
5.3.	Introduction	112
5.3.1.	Contexte	112
5.3.2.	Problématique et questions scientifiques associées	112
5.3.3.	Objectifs scientifiques et/ou techniques	113
5.4.	Revue / synthèse bibliographique.....	113
5.5.	Méthodologie.....	113
5.5.1.	Données.....	113
5.5.2.	Méthodologie générale et modèle hydrologique.....	114
5.6.	Résultats et discussion	117
5.6.1.	Analyse des tendances sur les chroniques observées	117
5.6.2.	Analyse des tendances sur les chroniques reconstituées (simulées)	118
5.7.	Conclusions et perspectives.....	120
	Conclusion générale.....	123
	Principaux résultats obtenus.....	125
	Perspectives.....	127
	Références	131
	Annexes	147
A.	Hydrological models used in hydrological change detec.....	149
	Introduction et éléments de contexte.....	150

Analysing the impact of urban areas patterns on the mean annual flow of 43 urbanized catchments	153
Abstract	153
Introduction	154
Method	154
Results	157
Conclusion.....	159
B. Compléments sur les landscape metrics	161
Hydrologically-relevant metric of urbanization	162
Landscape structures	163
Patch Density (PD).....	163
Edge density (ED).....	164

Liste des figures

Figure 1-1. Schéma du cycle de l'eau en milieu urbain (Valiron et Tabuchi, 1992).....	11
Figure 1-2. L'infiltration et le ruissellement avant et après l'urbanisation (APEL, 2009)	13
Figure 1-3. Principales caractéristiques d'un hydrogramme analysées pour les études d'impact de l'urbanisation.....	14
Figure 1-4. Différents types d'urbanisation, qui aboutit à des fragmentations différentes du paysage (http://7-themes.com/categories/city/).....	22
Figure 1-5. Illustration des approches comparatives existantes pour analyser l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique de bassins versants (exemple du débit de pointe). Les couleurs dans l'aspect spatial correspondent aux bassins versants avec différentes urbanisations.....	25
Figure 2-1. La localisation des stations pluviométriques de la base NOAA aux Etats-Unis, <i>National Climatic Data Center</i> , (NOAA, 2015).....	33
Figure 2-2. Les polygones de Thiessen obtenus avec les stations pluviométriques de la NOAA (à gauche) et densité des mailles par polygone de Thiessen de la base de données de Livneh et al. (2013) (à droite). Cas du bassin versant Perkiomen Creek (station n°01473000).	34
Figure 2-3. Cartes des densités de stations pluviométriques par décennie aux Etats-Unis (Livneh <i>et al.</i> , 2015). Les points bleus indiquent les stations incluses dans le processus de maillage.	35
Figure 2-4 Comparaison des performances du modèle GR4J obtenues avec les données NOAA et Livneh et al. (2013) sur 24 bassins versant en commun pour les deux bases de données. Chaque période a été coupée en deux et le critère de Nash et Sutcliffe est utilisé pour évaluer la performance du modèle.	38
Figure 2-5. Localisation des 306 bassins versants étudiés aux Etats-Unis.	41
Figure 2-6. Cartes issues de la base de données NLCD pour les trois années disponibles : 1990 (en haute), 2001 (au milieu) et 2006 (en bas). Dans ces cartes le pourcentage de zones urbaines (rouges) a augmenté dans le temps.	44
Figure 2-7. La distribution des pourcentages de surface imperméabilisée dans les 306 bassins versants étudiés. <i>Impervious area</i> est le pourcentage de zones urbaines en NLCD 2006.	45
Figure 2-8. Reconstruction de l'urbanisation basée sur les classes NLCD avec les cartes HD pour un bassin versant. Dans les camemberts, la couleur rouge correspond aux pourcentages d'urbain et la couleur verte aux pourcentages de non-urbain.	47
Figure 2-9. Comparaison entre surface urbaine pour 670 bassins versants reconstituée avec les cartes de densité de logements (HD) et surface urbaine données par les cartes d'occupation du sol (NLCD) pour l'année 1990 (un exemple).....	48
Figure 2-10. Les pourcentages d'augmentation de la quantité de la pluie forte tombant dans les différentes régions aux Etats-Unis entre 1958 à 2007 (Groisman <i>et al.</i> , 2004).....	49
Figure 3-1. Scheme of paired catchment analysis using flow observations.....	59
Figure 3-2. Model residual analysis involving hydrological modeling.	60
Figure 3-3. GR4J model structure and calibrated parameters (Perrin et al., 2003).....	61
Figure 3-4. Method used to determine flow change from preurbanization to posturbanization. Red two-way arrow is the estimated flow change between pre- and posturbanization (chaque point présent une année hydrologique).	63

Figure 3-5. Location of 24 paired catchments in the United States and one of the paired catchments as an example. REF_catch= reference catchment (green) and URB_catch= urban catchment (red).....	66
Figure 3-6. Annual time series of the three flow characteristics (mean flow, Q05 and Q95) for the exemplar paired catchments. The red line, urbanized catchment is the Brandywine Creek at Chadds Ford (01481000) and the control, the blue line, nonurbanized catchment is the Choptank River near Greensboro (01491000).....	70
Figure 3-7. Distributions of the R^2 of the preurbanization linear relationships between the annual flows of the control and disturbed flow catchments for paired catchments (green) and between the simulated and observed flows on the disturbed catchment for the model residual approach (gray). The boxes are delimited by the 25th and 75th percentiles, the median is indicated with a thick line and the whiskers are delimited by the 5th and 95th percent.....	72
Figure 3-8. Example of Q05 flow change estimation for the paired catchment approach. The urbanized catchment is the Brandywine Creek at Chadds Ford (01481000) and the control nonurbanized catchment is the Choptank River near Greensboro (01491000). Preurbanization (Pre) values are represented by triangles and posturbanization (Post) by dots. The dashed line and solid line are the linear regression relationships derived for the two periods.	73
Figure 3-9. Relative changes for the 24 urbanized catchments in mean flow, Q95 and Q05 (from left to right) versus urban extension from the preurbanization period to the posturbanization period. White dots: nonsignificant ($p>0.1$) and black dots: significant change ($p<0.1$).....	74
Figure 3-10. Example of Q05 flow change estimation for the model residual approach. The urbanized catchment is the Brandywine Creek at Chadds Ford (01481000). The Y- and X-axis corresponds to the observed annual flow values and the simulated flow values, respectively derived from the model calibrated on the pre-urbanization period. Preurbanization (Pre) values are represented by triangles and posturbanization (Post) by dots. The dashed line and solid line are the linear regression relationships derived for the two periods.....	75
Figure 3-11. Comparison of flow change on urbanized catchments as estimated by the paired catchment and model residual approaches. The bars exhibit the uncertainties of the model residual approach as estimated by the parameter uncertainty analysis.	76
Figure 4-1. Structure of GR4J hydrological model used coupled to CemaNeige (Valéry, 2010).....	88
Figure 4-2. Observed (blue) and simulated (red) flow characteristics using model residual approach (for eno river at Hillsborough, n°02085000 as an example) for mean flow, high flow (Q95) and low flow (Q05). The calibration period (before urbanization) and the simulation period (after urbanization) were 1965-1975 and 1990-2010 for this catchment.....	90
Figure 4-3. Location of 157 study catchments in the United States.	93
Figure 4-4. Correlation of NLCD urban areas in 2006 and urban areas from derived HD maps in 2000 with $R^2=0.91$ and p-value significant at the 0.05 level for 157 catchments.....	96
Figure 4-5. Change density for the three dependent variables (change= $QD_{post} - QD_{pre}$ où QD is the flow characteristic of the urbanized catchment).....	100
Figure 4-6. Nash and Sutcliffe Efficiency (NSE) and standard deviation (SD) for each flow characteristic, Q_a , Q95 and Q05, above to below respectively.....	101
Figure 4-7. Comparison of changes of Q95 and Q_a (above) and Q95 and Q05 (below) with their uncertainty bars.....	102
Figure 4-8. Simulated and observed relative change for Q_a (above) and Q95 (below).....	105
Figure 4-9. Boxplot of lower error (blue) and higher error (red) groups of simulated and observed Q_a catchments for NSE obtained for the pre urbanization (calibration) period (left)	

and fraction of urban area for the pre urbanization (calibration) period of catchment (right).	106
Figure 5-1. Localisation des 172 bassins versants étudiés aux États-Unis.	114
Figure 5-2. Méthodologie de modélisation suivie permettant de s'affranchir de la variabilité du climat (Andréassian <i>et al.</i> , 2003).	116
Figure 5-3. Méthodologie de modélisation suivie permettant de s'affranchir de la variabilité du climat (a) et schéma et équations principales du modèle hydrologique GR4J (b).	117
Figure 5-4. Les tendances des propriétés hydrologiques sur les 172 bassins versants.	118
Figure 5-5. Les tendances des propriétés hydrologiques sur les 68 bassins versants non- urbains et 104 bassins urbains (Aug= Augmentation, Dim= Diminution, Pas_ten= Pas de tendance).	118
Figure 5-6. Les tendances des propriétés hydrologiques simulées sur les 172 bassins versants.	119
Figure 5-7. Les tendances des propriétés hydrologiques simulées sur les 68 bassins versants non-urbains et 104 bassins urbains (Aug= Augmentation, Dim= Diminution, Pas_ten= Pas de tendance).	119
Figure A-1. Comparaison des changements de module attribuables à l'urbanisation obtenus par une approche résiduelle les modèles GR4J et Budyko sur les 157 bassins versants étudiés au Chapitre 4.	152
Figure A-2. Location of the 43 studied catchments.	155
Figure A-3. Budyko curve to quantify direct residual and climate impact on the flow change. Each site is described by Q, P and EP of pre and post-urbanization.	157
Figure A-4. Boxplot of total change (TC), residual change (RC) and change due to climate variability (CV) for the 42 studied catchments. For each catchment, $RC = TC - CV$	158
Figure A-5. Residual runoff yield change versus the proportion of catchment area with more than 50% imperviousness (left) and versus the mean patch area of catchment with more than 20% imperviousness (right).	158

Liste des tableaux

Tableau 1-1. Caractéristiques de l'écoulement et de la transformation pluie-débit analysées lors d'études sur l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie des bassins versants	15
Tableau 1-2. Récapitulatif des études d'impact sur les hauts débits et les bas débits en fonction de l'urbanisation, avec les principales conclusions : « constant », « augmente » et « diminue » pour les débits selon l'évolution de l'urbanisation.	19
Tableau 2-1. Le nombre de bassins et le type des données utilisées dans chaque chapitre	31
Tableau 2-2. Les critères de sélection des bassins versants dans les différents chapitres.....	40
Tableau 2-3. Caractéristiques générales des 306 bassins versants utilisés dans cette étude : 1 ^{er} décile (Quantile 10%), neuvième décile (Quantile 90%) et médian (med).	42
Tableau 2-4. Les différents types d'occupation du sol de NLCD et leur codification dans la base NLCD.....	43
Tableau 2-5. Description des classes utilisées dans HD par Theobald (2005).	46
Tableau 2-6. La fraction des zones urbaines entre HD et NLCD.	47
Tableau 3-1. Urban area fractions between NLCD and HD.	68
Tableau 3-2. List of paired catchments and their main characteristics.	69
Tableau 3-3. Summary of the hydrological characteristics for Paired catchments and residual model.....	77
Tableau 4-1. Landscapes metrics used in this study.	91
Tableau 4-2. Theobald (2005) Unit housing data with different gridecode.....	96
Tableau 4-3. Different catchment characteristics used in this study.....	98
Tableau 4-4. Multiple regression model for streamflow characteristics.	104
Tableau 5-1. Tableau de contingence des tendances entre l'approche utilisant la modélisation hydrologique ('Sim', en colonnes) et l'approche utilisant uniquement les observations ('obs', en lignes) pour les trois propriétés hydrologique analysées.....	120

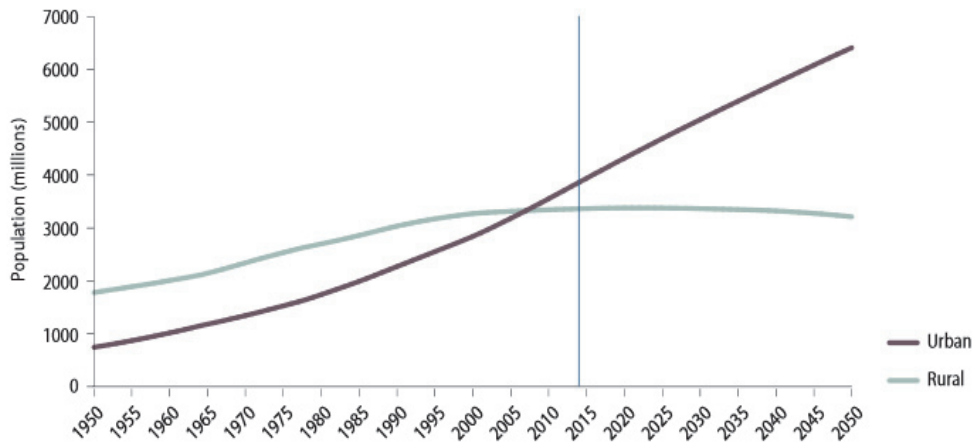
Introduction générale

Contexte général

Depuis les années 1900 dans les pays occidentaux, les populations situées dans les campagnes ont connu un exode rural vers les villes. Le recensement du *Department of Economic and Social Affairs* (2014) a constaté une croissance de la population urbaine mondiale à partir de 1950 et, depuis 2010, la population urbaine mondiale dépasse la population rurale. Une augmentation de la population urbaine est observée à partir de 2005 alors que la population rurale reste stable. Cette augmentation sans précédent de l'urbanisation qui devrait se poursuivre au 21^{ème} siècle rend primordial la quantification des impacts de l'urbanisation sur l'environnement, ceci afin de déterminer des schémas d'aménagement impactant le moins possible l'environnement dans des villes qui connaissent ou connaîtront un développement fort et rapide.

L'anthropisation, et en particulier l'urbanisation ont de multiples impacts sur les écoulements des versants et dans les réseaux hydrographiques. Ces impacts touchent autant la quantité moyenne d'eau écoulee que la dynamique temporelle du débit dans les rivières. Comprendre et quantifier les impacts hydrologiques de l'urbanisation a été l'objectif de nombreuses études depuis l'essor urbain d'après-guerre dans les années 50. Malgré ces nombreux cas d'études, la compréhension de ces impacts reste un défi pour la communauté scientifique (Fletcher *et al.*, 2013).

Une des possibilités –sinon la seule- d'étudier ces impacts est d'examiner les impacts hydrologiques des évolutions historiques récentes de l'urbanisation. C'est ce qui a motivé notre choix d'étudier un certain nombre de bassins versants aux Etats-Unis. Depuis les années 90, une augmentation substantielle de la population urbaine se produit aux Etats-Unis, comme dans beaucoup d'autres pays. En quelques années, les Etats-Unis sont devenus une nation urbaine et la répartition démographique dans le pays a été bouleversée (Berque, 1999).



L'évolution de la population urbaine mondiale (Department of Economic and Social Affairs, 2014)

L'évolution de l'urbanisation aux États-Unis peut être estimée par le taux de croissance des populations vivant dans des villes. En 1840, les États-Unis ne comptaient que 5 pourcent de population qui vivaient dans les villes (Blank, 2012). Aujourd'hui, les régions les plus urbanisées sont situées en Amérique du Nord (82 pourcent vivent dans les zones urbaines en 2014), en Amérique latine et dans les Caraïbes (80 pourcent), et l'Europe (73 pourcent) (Department of Economic and Social Affairs, 2014).

En général, les conséquences les plus fréquentes de l'urbanisation sur l'hydrologie sont : augmentation des volumes totaux ruisselés, diminution des temps de réponse et augmentation du débit de pointe du ruissellement. Les autres phénomènes observés sont l'érosion des berges causée par les débits accrus et la dégradation de la qualité de l'eau. Cette urbanisation a également amplifiée les modifications des chemins d'écoulement par les réseaux d'assainissement et les perturbations des ruisseaux qui influencent les bilans hydrologique des bassins versants. Le dimensionnement des systèmes d'assainissement dans les villes est fortement relié au pourcentage de surfaces imperméabilisées.

Cependant, les impacts de l'urbanisation sur les débits pourraient être assez variables en termes d'hydrologie à l'échelle de bassin versant, compte tenues de la qualification et de la quantification incertaine de l'urbanisation. Les études passées ont souvent focalisé les impacts de l'urbanisation à l'échelle locale permettant d'isoler des processus hydrologiques. Ces

études se sont concentrées sur le ruissellement sur les toits et les routes (Hollis et Ovenden, 1988; Ramier *et al.*, 2011). La plupart des études sur les bassins versants ont du mal à généraliser les impacts hydrologiques de l'urbanisation. Konrad et Booth (2002; 2005) ont obtenu des conclusions inhabituelles sur certains bassins versants urbains : certains bassins urbains présentent une augmentation de débit de pointe alors que d'autres bassins versants présentent une diminution.

Relativement peu d'études ont porté sur les différences d'impact hydrologique selon les typologies d'aménagement urbain. En général, la fraction urbaine est utilisée pour caractériser l'urbanisation, même si d'autres caractéristiques de l'aménagement urbain sont susceptibles d'atténuer ou d'accentuer cet impact : structuration spatiale de l'aménagement urbain dans les versants (fragmentation des zones non urbaines par des zones imperméabilisées ou fragmentation des zones urbaines par des zones plus perméables), connectivité des zones urbaines aux réseaux.

L'objectif de cette thèse est de relier l'évolution de l'urbanisation à l'évolution des réponses hydrologiques des bassins versants.

La détection de changement des réponses hydrologiques nécessite la mise en œuvre de techniques ayant pour but de repérer, de mettre en évidence, de quantifier et, enfin, de comprendre l'évolution temporelle des réponses hydrologiques à partir de séries de données. Ceci soulève plusieurs questions liées notamment à la relation entre la variabilité du climat et celle de la réponse hydrologique des bassins d'une part, et à la détermination d'une mesure de l'urbanisation utile pour l'hydrologie d'autre part. Pour détecter l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie, il faut s'affranchir de l'impact de la variabilité climatique, ce qui pourrait être diminué en utilisant un modèle hydrologique incluant des paramètres capables de simuler le comportement du bassin versant.

Les résultats sur les bassins versants urbanisés aux Etats-Unis ne peuvent sans doute pas être généralisés à l'ensemble des bassins urbanisés car les modes d'urbanisation sont très différents d'un pays à l'autre. Mais, même au sien d'un pays tel que les Etats-Unis, une réflexion de caractérisation des modes d'urbanisation est nécessaire, car l'aménagement urbain est souvent différent d'un bassin à l'autre.

Problématique et questions scientifiques associées

Cette thèse vise à quantifier le rôle de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins versants en étudiant un large échantillon de bassins versants, ceci dans le but de déterminer si des réponses générales peuvent être apportées aux questions suivantes :

1. Dans quelle mesure le comportement des bassins versants est-il affecté par l'urbanisation ?
2. Comment qualifier l'urbanisation du point de vue du comportement hydrologique ?
3. Sommes-nous capables de différencier l'effet de l'urbanisation et celui de la variabilité climatique ?
4. Est-ce que la fragmentation des zones urbaines dans le temps a un impact sur les réponses hydrologiques des bassins versants ?
5. Existe-t-il d'autres facteurs (l'attitude, la pente, les réseaux hydrologiques, la densité de drainage, ...) qui peuvent accentuer ou atténuer l'impact hydrologique de l'urbanisation ?

Pour répondre à ces questions, plusieurs questionnements méthodologiques sont abordés dans ce manuscrit :

- La première question concerne la méthodologie pouvant être adoptée pour quantifier rétrospectivement l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie des bassins urbains. L'utilisation de modèles hydrologiques est extrêmement courante pour arriver à répondre à ces questions, mais ces approches de modélisation sont rarement validées ou comparées à d'autres approches. Pour apporter des éléments de réponse à cette question, nous nous proposons de comparer une approche par modélisation à **la technique des bassins versants appariés**, pour laquelle l'évolution hydrologique d'un bassin versant qui s'urbanise est comparée à celle d'un bassin versant non-urbanisé servant de témoin.
- Nous nous sommes également intéressés à la **caractérisation de l'urbanisation par des mesures de structure du paysage urbain**, en complément de mesures plus classiques (pourcentage d'imperméabilisation et fraction de surface urbaine). L'idée est de relier des changements de caractéristiques hydrodynamiques des bassins aux changements spatio-temporels de l'urbanisation.
- Enfin, comme l'urbanisation est en général très graduelle, l'utilisation de méthodes classiques de détection de changements abrupts dans la distribution des écoulements

est questionnable. Pour pallier ce problème, nous avons utilisé un modèle hydrologique permettant potentiellement de **synthétiser le comportement du bassin versant au cours du temps** d'une manière relativement insensible à la variabilité climatique.

Organisation du mémoire

Suivant ces objectifs, cette thèse est présentée en six chapitres. Le premier chapitre décrit le contexte scientifique général de ce travail en présentant une synthèse des études portant sur les impacts hydrologiques de l'urbanisation. C'est un chapitre principalement bibliographique qui permet de situer la problématique de notre étude et la méthodologie suivie dans ce manuscrit.

Le deuxième chapitre expose les données utilisées pour cette thèse selon les différentes méthodologies testées. La collecte de données sur un grand nombre de bassins versants urbanisés était un prérequis indispensable pour cette étude qui a l'ambition de déterminer s'il est possible de tirer des conclusions générales sur l'impact hydrologique de l'urbanisation et s'il est possible de comprendre quels types d'aménagements urbains impactent particulièrement la réponse hydrologique. Le nombre de bassins versants composant l'échantillon développé et sa diversité en termes de caractéristiques naturelles et anthropiques donne à notre étude un caractère original par rapport aux cas d'étude de la littérature limités en général à un ou quelques bassins urbanisés.

Le troisième chapitre, articulé autour d'un article (soumis), présente la comparaison de deux méthodes permettant de quantifier l'impact hydrologique de l'urbanisation : la technique des bassins versants appariés et une approche par modélisation hydrologique avec le modèle GR4J (Perrin *et al.*, 2003) fonctionnant au pas de temps journalier.

Le quatrième chapitre, articulé autour d'un article (en préparation), propose d'appliquer la méthode de quantification de l'impact hydrologique par modélisation développée au chapitre 3 à un grand nombre de bassins versants urbanisés (157) afin de déterminer s'il est possible de tirer des résultats généraux sur l'impact de l'urbanisation. Ces impacts sont mis en perspective de mesures de structuration du paysage (permettant de décrire synthétiquement la fragmentation des zones urbaines par des zones plus perméables et inversement), en tenant compte de l'évolution historique de ces mesures.

Le cinquième chapitre, articulé autour d'un article (publié), vise à tester un raffinement méthodologique de l'approche par modélisation testée dans les autres chapitres en synthétisant le comportement du bassin versant au cours du temps d'une manière relativement insensible à la variabilité climatique. Ce développement méthodologique semble en effet, nécessaire pour aller plus loin dans l'analyse de l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie des bassins car cette urbanisation est en général graduelle et non brusque. La méthodologie testée dans ce chapitre repose sur le calage des jeux de paramètres du modèle hydrologique pour différentes sous-périodes et pour chaque jeu de paramètres, une simulation est effectuée sur la période entière de la chronique.

Enfin, la conclusion générale visera les points importants de cette recherche et les perspectives envisagées à la suite de cette thèse.

1

Contexte scientifique et positionnement de la thèse

Sommaire

1. Contexte scientifique et positionnement de la thèse.....	9
1.1 Introduction	11
1.2 Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie	12
1.2.1 A l'échelle du processus (locale)	12
1.2.2 A l'échelle du bassin versant.....	13
1.2.2.1 Haut débit.....	15
1.2.2.2 Bas débit.....	15
1.2.2.3 Débit moyen.....	17
1.2.2.4 Synthèse de revue de littérature	18
1.3 L'urbanisation d'un point de vue hydrologique	19
1.3.1 Indicateurs quantitatifs pour caractériser l'urbanisation	20
1.3.2 La fragmentation des surfaces urbaines	21
1.3.3 L'impact de l'urbanisation sur les réseaux.....	23
1.4 Revue des méthodologies pour quantifier l'impact de l'urbanisation.....	23
1.4.1 Illustration des problèmes classiquement rencontrés	23
1.4.2 Approches statistiques spatio-temporelles	25
1.4.3 Approches par modélisation conceptuelle.....	26
1.4.4 Approches par modélisation physique	27
1.5 Synthèse et positionnement de la thèse	27

1.1. Introduction

Les études sur les impacts de l'urbanisation sur l'hydrologie des bassins versants sont nombreuses depuis les années 1960, lorsque les zones urbaines dans les villes américaines et européennes se sont fortement développées après la seconde guerre mondiale. L'importance de l'urbanisation sur le cycle de l'eau et son impact sur l'environnement sont directement liés à la présence de surfaces imperméabilisées et/ou drainées. Ces modifications anthropiques font du milieu urbain un milieu spécifique où le cycle de l'eau naturel est modifié : la Figure 1-1 représente les spécificités du cycle de l'eau en milieu urbain (Valiron et Tabuchi, 1992). Cette figure montre également la diversité et la complexité de l'impact des aménagements urbains d'un point de vue hydrologique, avec des compensations potentielles entre certains de ces aménagements vis-à-vis de la production et du transfert des écoulements.

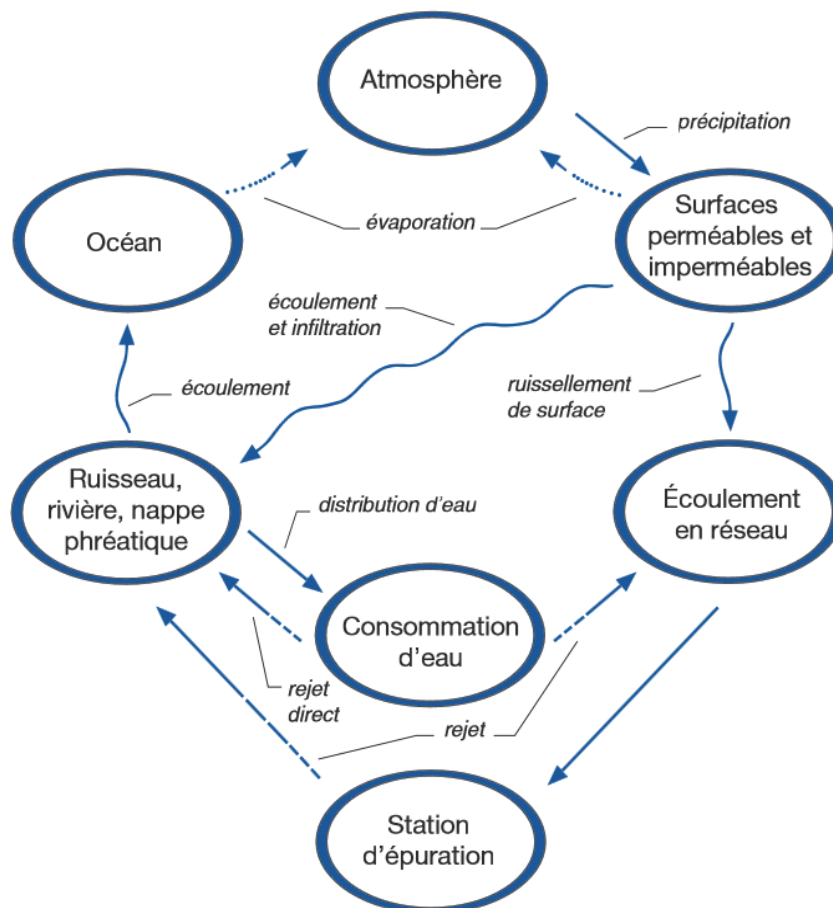


Figure 1-1. Schéma du cycle de l'eau en milieu urbain (Valiron et Tabuchi, 1992)

Ce chapitre a pour objectif de présenter les divers impacts de l'urbanisation sur l'hydrologie recensés dans la littérature (section 1.2), de détailler comment l'urbanisation est quantifiée d'un point de vue hydrologique (section 1.3), et de présenter d'une façon synthétique les différentes méthodologies permettant de quantifier les impacts de l'urbanisation sur l'hydrologie (section 1.4). Enfin, cette revue bibliographique permettra de situer d'un point de vue méthodologique cette thèse par rapport à l'existant (section 1.5)

1.2. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie

1.2.1. A l'échelle locale du processus hydrologique

En considérant des surfaces artificielles imperméabilisées, les zones urbaines ont des impacts hydrologiques assez visibles localement (Figure 1-2) :

1. Réduction de la capacité à infiltrer et à stocker les eaux précipitées, ce qui entraîne un ruissellement de surface accru ;
2. Diminution du couvert végétal, ce qui limite l'interception et l'évapotranspiration (Weng et Lu, 2008) ;
3. Compactage et mise à nu des sols (Booth *et al.*, 2002), ce qui peut augmenter l'érosion des versants.

Les études passées ont souvent focalisé leurs analyses de l'impact de l'urbanisation sur le ruissellement à l'échelle locale, des toits et des routes (Hollis et Ovenden, 1988; Li, 2015). Ramier et al (2011) ont étudié les impacts des surfaces imperméabilisées de deux rues à Nantes (France) sur une période de 38 mois. Leur résultat a montré une augmentation du ruissellement avec l'urbanisation dans leur zone d'étude. Si ces effets locaux peuvent être mesurés et sont assez bien compris, la généralisation aux plus grandes échelles est complexe. L'hétérogénéité des caractéristiques hydrodynamiques des surfaces urbaines rend complexe ce changement d'échelle. Ceci est aussi lié à l'organisation des réseaux hydrographiques (naturels ou anthropisés) (Vrebos *et al.*, 2014). Walsh et Kunapo (2009) ont par exemple montré que les impacts des surfaces imperméabilisées sont atténués quand elles ne sont pas à proximité des rivières.

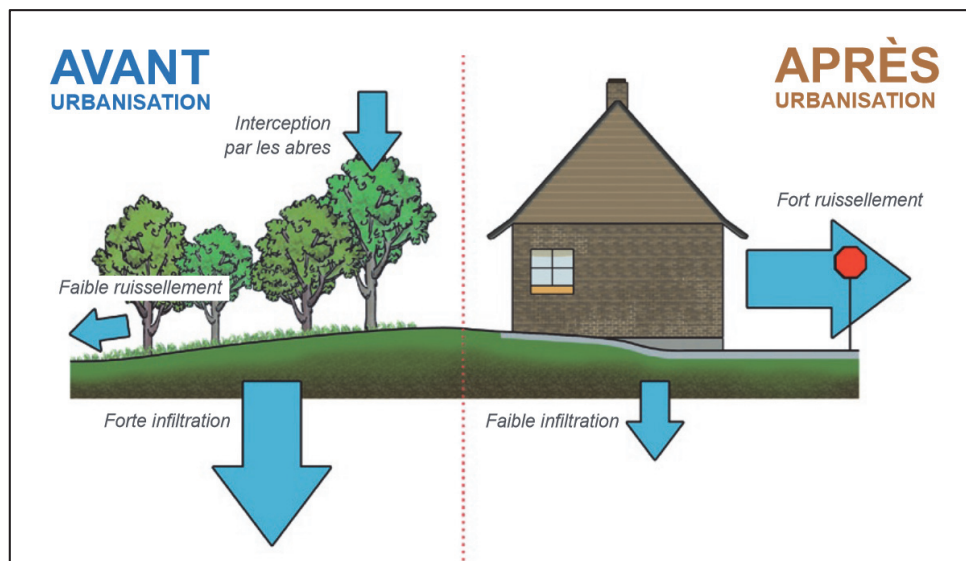


Figure 1-2. L'infiltration et le ruissellement avant et après l'urbanisation (APEL, 2009)

1.2.2. A l'échelle du bassin versant

La difficulté de généraliser les connaissances acquises sur les processus à l'échelle locale à des échelles plus grandes, telles que celle du bassin versant a encouragé certains auteurs à travailler directement sur l'impact de l'urbanisation à cette échelle, en analysant les débits à l'exutoire des bassins urbains. L'urbanisation dans un bassin versant peut produire des changements importants dans le cycle naturel de l'eau, changements dus essentiellement au fait que les sols perméables ont été recouverts par des surfaces moins perméables. Les conséquences de cette urbanisation peuvent être importantes et sont multiples. Les effets peuvent être purement quantitatifs (par exemple des quantités d'écoulement et des inondations accrues en aval (McMahon *et al.*, 2003)), qualitatifs (par exemple une pollution accrue des milieux récepteurs (Hammer, 1972)) ou géomorphologiques (par exemple des modifications de la morphologie des cours d'eau (Pizzuto *et al.*, 2000)). Bien que nombreux et localement bien renseignés, ces impacts restent difficiles à généraliser et les résultats de la littérature sont assez disparates lorsque l'on s'intéresse aux caractéristiques hydrologiques à l'échelle spatiale du bassin versant de quelques dizaines à quelques centaines de km².

Compte tenu de la diversité des impacts de l'urbanisation, un grand nombre de caractéristiques hydrologiques des bassins versants ont été analysées pour quantifier l'impact de l'urbanisation (voir par exemple Braud *et al.*, 2013). La Figure 1-3 représente un hydrogramme de crue et indique schématiquement les différents éléments qui peuvent être analysés.

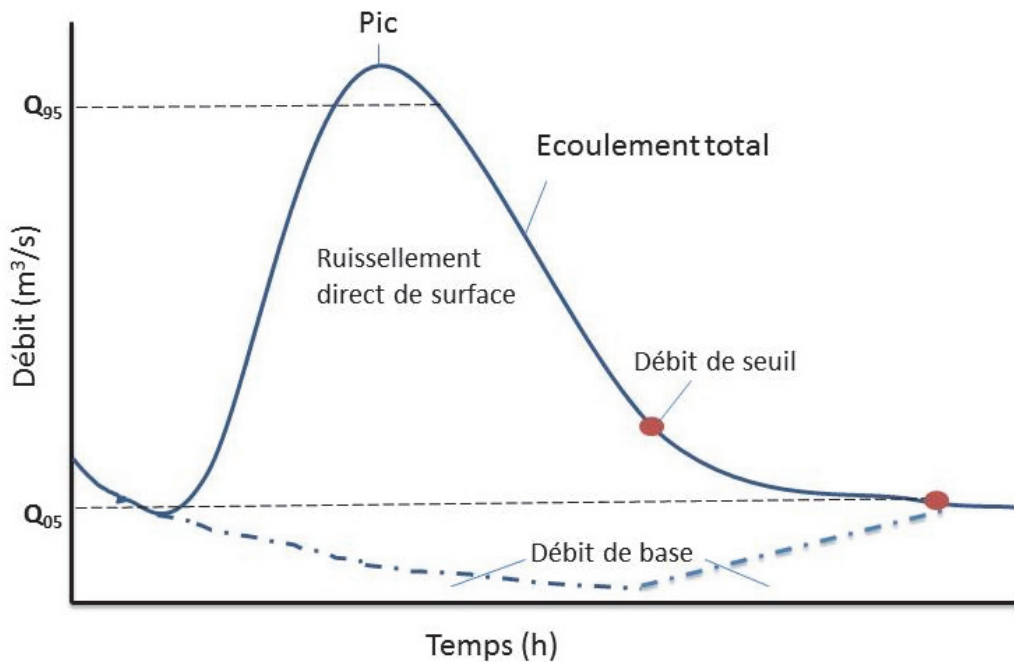


Figure 1-3. Principales caractéristiques d'un hydrogramme analysées pour les études d'impact de l'urbanisation

A partir des changements d'occupation du sol, il y a trois effets interdépendants mais séparables sur les réponses hydrologiques d'un bassin versant : les changements de haut débit, de bas débit et de débit moyen (Leopold, 1968). Le Tableau 1-1 présente un résumé non exhaustif des caractéristiques souvent utilisées dans la littérature. Ces caractéristiques peuvent être estimées à de multiples échelles temporelles (l'échelle de l'évènement, saisonnière, annuelle ou pluriannuelle). Par la suite, nous listons succinctement les études portant sur l'impact de l'urbanisation sur ces trois caractéristiques (haut débit, bas débit, débit moyen).

Tableau 1-1. Caractéristiques de l'écoulement et de la transformation pluie-débit analysées lors d'études sur l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie des bassins versants

Haut débit (crue)	Bas débit (étiage)	Débit moyen (bilan hydrique)
Débit de pointe (Fréquence des pics par une approche sub-seuil)	Débit minimal (annuel, mensuel ou inframensuel)	Écoulement moyen annuel
Caractéristiques intensité-durée-fréquence (QDF)	Débit de base (moyenne annuelle en général)	Courbe des débits classés
Quantile de la courbe des débits classés (Q_{95})	Indice d'écoulement de base (rapport du débit de base sur le débit total) Quantile de la courbe des débits classés (Q_{05})	Quantile médian
Temps de réaction (durée de l'hydrogramme de crue)		

1.2.2.1. Haut débit

De nombreuses caractéristiques sont utilisées pour caractériser les hauts débits. Ces caractéristiques peuvent être estimées à partir de l'analyse des événements de crue (temps de réaction du bassin, pointe de crue, etc. cf. l'hydrogramme schématisé de la Figure 1-3) ou sur des caractéristiques fréquentielles de la distribution des débits (débit maximal annuel, ajustements sur les distributions des débits maximaux annuels permettant de caractériser les crues pour des périodes de retour données, quantile à 95% de la distribution des débits, etc) (Tableau 1-1). L'analyse peut reposer sur une séparation préalable de l'écoulement en une composante lente et rapide. L'évolution de la proportion de l'écoulement rapide annuel peut alors être analysée de la même façon que les autres caractéristiques des débits de crue.

L'impact de l'urbanisation sur les débits de crue est étudié depuis longtemps (voir par exemple les travaux Espey Jr et al (1966)). Les travaux sur la question rapportent en général que l'imperméabilisation dans la zone urbaine augmente le débit de pointe du fait du raccourcissement de la durée de l'hydrogramme et de la diminution de son amortissement (Chocat, 1997). De nombreuses études ont montré qu'entre l'urbanisation et les débits de pointes une corrélation positive pouvait être établie (McMahon *et al.*, 2003; Braud *et al.*,

2012). Rose et Peters (2001) ont étudié les caractéristiques de l'hydrogramme moyen annuel sur plus de 38 ans et sur deux bassins : un bassin fortement urbanisé et un autre moins urbanisé dans la région d'Atlanta. Une augmentation du débit de pointe a été constatée pour le bassin urbanisé par rapport au bassin non-urbain. Sheeder et al. (2002) ont trouvé un doublement du débit de pic dans les hydrogrammes en zone urbaines qu'ils attribuent notamment à la localisation spatiale de l'urbanisation. Si l'impact de l'urbanisation sur les hauts débits est bien renseigné, la quantification a priori de cet impact reste délicate. La notion de seuil d'urbanisation à partir duquel ces impacts sont quantifiables est aussi une question qui reste ouverte aujourd'hui, ce qui est en partie dû au fait que les études passées se sont focalisées en général sur un ou quelques bassins versants.

1.2.2.2. Bas débit

Dans les milieux naturels, les débits d'étiage sont dépendants de la présence d'aquifères sous-jacents. Dans les milieux anthropisés, ces débits d'étiage sont également liés à la présence de stations d'épuration rejetant les effluents dans le réseau hydrographique ainsi qu'à la présence de retenues. Plusieurs caractéristiques sont utilisées pour déterminer les débits d'étiage (cf. Tableau 1.1). On peut distinguer deux catégories de caractéristiques :

- Les statistiques sur le débit à l'exutoire. Ces estimations peuvent être des débits caractéristiques utilisés pour la gestion de l'eau, tels que le débit minimum mensuel (QMNA) et le débit minimum sur 10 jours (VCN10), ou alors des débits caractérisant la queue de distribution des débits (en général journaliers), tel que le quantile à 5% ;
- Les statistiques sur le débit de base, déterminé par des modèles conceptuels permettant de séparer l'écoulement en un écoulement lent (dit écoulement de surface). Le débit de base correspond à la composante du débit produit pendant les périodes sans précipitation, par vidange des nappes souterraines, des réserves du bassin et du stock neigeux. Le débit de base est naturellement influencé par plusieurs facteurs géomorphologiques du bassin (par exemple : la surface, la forme, le réseau hydrographique) ainsi que géologiques (perméabilité du sol, profondeur de la nappe). Cependant, ce débit de base ne peut pas être mesuré directement et l'hydrologue utilise alors des approches géochimiques ou de traitement du signal (Hingray *et al.*, 2009) en faisant l'hypothèse que le débit de base correspond à la composante basse fréquence du débit observé à l'exutoire du bassin.

En plus de l'effet des retenues ou de stations d'épuration sur les débits de base, le changement d'occupation du sol et les travaux ou aménagements en surface peuvent être à l'origine d'une modification du débit de base. Il est souvent admis que l'augmentation de la surface imperméabilisée diminue l'infiltration, la recharge des aquifères et, finalement, le débit de base. Plusieurs études ont en effet montré que l'urbanisation diminue l'écoulement de base (Rose et Peters, 2001; Meyer et Wilson, 2002; Kauffman *et al.*, 2009; Rozell, 2010). Rose et Peters (2001) ont constaté que la diminution du débit de base est liée à l'augmentation des surfaces imperméabilisées dans les zones urbaines de la région d'Atlanta (Géorgie, Etats-Unis). Les études réalisées à New York, en Géorgie et dans l'Oregon ont également montré qu'une réduction du débit de base est associée à l'urbanisation (Siriwardena *et al.*, 2006). Konrad et Booth (2002) ont obtenu des conclusions différentes sur le débit de base dans les bassins de Puget Sound de Washington. Ils ont montré que le débit de base peut augmenter quand la densité des routes passe de 6% à 10%. De même, Harris et Rantz (1964) ont observé une augmentation du débit de base annuel pour les zones urbaines. Une augmentation du débit de base a également été observée dans les bassins versants de Harlow (Grande Bretagne) et dans le sud de la ville de New York (Hollis, 1977; Burns *et al.*, 2005). En conclusion, il n'y a pas de consensus sur le changement du débit de base lorsque l'urbanisation évolue (Tableau 1-2). La hausse du débit de base pourrait être due à l'augmentation de la fuite des infrastructures d'approvisionnement en eau, de l'irrigation des espaces verts urbains ou de la diminution de l'évapotranspiration due à la réduction de la couverture végétale (Meyer et Wilson, 2002; Brandes *et al.*, 2005; Poff *et al.*, 2006).

Le Tableau 1-2 montre un résumé chronologique des conclusions des principales études sur le débit de base et le débit de pointe.

1.2.2.3. Débit moyen

L'impact de l'urbanisation sur le débit moyen est plus difficile à appréhender d'un point de vue des processus hydrologiques mis en jeu. Nous avons vu aux paragraphes précédents que l'urbanisation augmentait en général les débits de crue et pouvait diminuer les débits de base. Cette redistribution de l'écoulement peut ne pas avoir d'impact sur le débit moyen annuel. Les processus pouvant impacter le débit moyen (et donc le bilan hydrique d'un bassin versant) sont liés :

- à la diminution de l'évapotranspiration en milieu urbain même si cela est encore assez peu étudié ;
- à des transferts d'eau inter-bassins pour la gestion de l'eau (réseaux d'eau potable et/ou réseaux d'eaux usées).

En conséquence, les études portant sur l'impact de l'urbanisation sur le débit moyen sont assez peu nombreuses par rapport aux études sur les débits d'étiage et de crue, et renvoient des informations assez contrastées. DeWalle et al. (2000) ont déterminé l'effet combiné des changements climatiques et de l'urbanisation sur le débit moyen annuel sur cinquante années dans quatre régions aux Etats-Unis. Ils ont développé des modèles de régression linéaire entre le débit moyen annuel et la densité de population. Ils ont constaté que la densité de population est positivement corrélée avec le débit moyen annuel pour 28% des bassins. Leurs résultats sont proches de ceux obtenus par Konrad and Booth (2005) qui ont comparé les évolutions des caractéristiques de débit de 13 bassins versants (huit bassins urbanisés et cinq bassins de référence non-urbanisés) aux États-Unis. Cependant, Booth et al. (2004) ont comparé six bassins versants urbains du Delaware aux Etats-Unis et leurs résultats ont montré que l'urbanisation peut également diminuer significativement le débit moyen annuel. Ce débit moyen annuel peut diminuer ou rester constant (Konrad et Booth, 2005) avec une urbanisation qui conduit à la redistribution temporelle de l'écoulement.

1.2.2.4. Synthèse de revue de littérature

Les impacts de l'urbanisation sur les réponses hydrologiques restent difficiles à généraliser et les résultats de la littérature sont assez disparates lorsque l'on s'intéresse à l'échelle spatiale du bassin versant (Tableau 1-2). Les méthodologies utilisées dans les différentes études et les manières de quantifier l'urbanisation peuvent être à l'origine des résultats disparates obtenus dans les études analysant l'impact de l'urbanisation sur le débit rapide et le débit de base. Par ailleurs le lien ténu entre la variabilité du climat et la variabilité de la réponse hydrologique des bassins joue un important rôle sur les réponses obtenues (voir la section 1.4).

Tableau 1-2. Récapitulatif des études d'impact sur les hauts débits et les bas débits en fonction de l'urbanisation, avec les principales conclusions : « constant », « augmente » et « diminue » pour les débits selon l'évolution de l'urbanisation.

Référence	Haut débit		Bas débit		Période étudiée (années)
	Résultats	indicateurs	Résultats	Indicateurs	
Brandes et al (2005)	augmente	Q_{RAPIDE}	constant/augmente	IEB	70
Rozell (2010)		-	constante/augmente	IEB	50
Hollis (1977)	augmente	Q_{50}	augmente	Q_{BASE}	18
Meyer et Wilson (2002)	augmente	Q_{RAPIDE}	diminue	IEB	-
Burns et al (2005)	augmente	Q_{pointe}	augmente	Q_{BASE}	2
Rose et Peters (2001)	augmente	Q_{pointe}	diminue	Q_{BASE}	38
Kauffman et al.(2009)		-	diminue	Q_{BASE}	10 jours
Konrad et Booth (2005)	augmente/constant	Q_{max}	diminue	VCN7	30
Booth et al (2004)	augmente	Débits biennal et décennal	-	Q_{05}	-

IEB est l'Indice d'Écoulement de Base ($Q_{\text{BASE}}/Q_{\text{TOTAL}}$), Q_{BASE} et Q_{RAPIDE} sont les écoulements lent et rapide obtenus par séparation de l'hydrogramme, Q_{05} et Q_{50} sont les quantiles à 5% et 50% de la distribution annuelle des débits journaliers, Q_{pointe} sont les débits de pointe d'évènements de crue, Q_{max} est le débit maximal annuel, VCN7 est le débit minimum annuel sur 7 jours.

1.3. L'urbanisation d'un point de vue hydrologique

Cette section présente les différentes caractéristiques descriptives de l'aménagement du territoire utilisées pour quantifier l'urbanisation dans le but d'en tenir compte lors d'analyses hydrologiques. Les études mentionnées à la section précédente considèrent en effet plusieurs variables pour caractériser l'évolution de l'urbanisation dans les bassins versants. Déterminer des caractérisations de l'évolution urbaine adaptées à l'hydrologie revient à s'interroger sur la hiérarchisation des multiples facteurs de l'urbanisation impactant l'hydrologie, ce qui permettrait d'identifier une typologie d'aménagement urbain impactant le moins les écoulements (ou certaines caractéristiques de l'écoulement). Cette section détaille dans un premier temps les caractérisations usuellement utilisées dans les études d'impact

hydrologique puis présente des caractérisations moins courantes dont certaines seront utilisées dans ce manuscrit.

De nombreuses études portant sur les effets de l'urbanisation sur la réponse hydrologique du bassin versant ont utilisé les mesures quantitatives, comme la densité de population ou le pourcentage de zones urbaines/imperméabilisées totales du bassin versant, alors que certaines études plus récentes tendent à montrer que d'autres caractéristiques plus qualitatives (fragmentation des zones urbanisées, emplacement des zones urbanisées par rapport au réseau de la rivière, etc.) pourraient être tout aussi utiles (McMahon *et al.*, 2003; Weng, 2007; Buyantuyev *et al.*, 2010). Selon d'autres études, ces mesures qualitatives ont été principalement utilisées pour la caractérisation géographique (Narumalani *et al.*, 2004; Jarvis et Young, 2005; Weng, 2007; Buyantuyev *et al.*, 2010; Paudel et Yuan, 2012), et mises en perspective de l'évaluation de la qualité de l'eau (e.g. Johnston *et al.*, 1990; Rodríguez-Martínez *et al.*, 2004) ou des processus d'érosion du sol (Uzun et Gultekin, 2011).

1.3.1. Indicateurs quantitatifs pour caractériser l'urbanisation

Trois caractérisations sont généralement utilisées car elles sont assez facilement accessibles :

1. La densité de population est un proxy de l'urbanisation largement utilisé (e.g. DeWalle *et al.*, 2000) puisque cette information est généralement disponible pour une période assez longue au contraire de l'information précise de l'occupation du sol. Mais la densité de population, comme d'ailleurs la surface imperméabilisée totale, n'est pas toujours un bon indicateur de l'urbanisation pour analyser les impacts sur l'hydrologie (Pomeroy, 2007). du fait de l'agencement spatial des zones urbaines peu perméables et des zones « naturelles » en général plus perméables.
2. Le pourcentage de zones urbanisées sur le bassin est la caractéristique utilisée dans la grande majorité des études car cette variable est aujourd'hui couramment disponible pour la période actuelle. Cette variable est en effet assez explicitement liée à la notion de surfaces imperméabilisées, une notion spécifiquement hydrologique. La difficulté est souvent de reconstituer un historique viable de cette mesure, ce qui peut être fait à partir de photographies aériennes, d'images satellitaires ou de recensements de population (Jacqueminet *et al.*, 2013).
3. Le pourcentage de surfaces imperméabilisées est directement lié au pourcentage de zones urbaines. En général, des pourcentages d'imperméabilité sont utilisés par

typologie de zones construites (voir par exemple la typologie des carte National Land Cover Database aux Etats-Unis (Homer et al., 2007), qui décrit les zones urbaines en quatre catégories dépendant de leur imperméabilité de surface : 0-20%, 20%-40%, 40%-60% et supérieur à 60%). Ceci permet notamment de donner un poids plus important aux bâtis et de déterminer une moyenne spatiale d'imperméabilité qui tienne compte de cette pondération. En revanche, la diversité des propositions sur ces valeurs d'imperméabilité par typologie des aménagements urbains rend les valeurs difficilement comparables d'une étude à l'autre. Lors de l'évaluation de l'impact de l'urbanisation sur l'écoulement, un seuil de détection de l'impact hydrologique est souvent avancé : Schueler (1994) a proposé un seuil de 10% de la surface imperméabilisée totale pour définir la zone urbaine. D'autres seuils ont été proposées: surface imperméabilisée de 25% (Department of Natural Resources, 2005), de 20% (Brun et Band, 2000) de 3-5% (Yang et al., 2010). Roesner et Bledsoe (2003) ont indiqué que l'imperméabilité totale ne donne pas assez d'information sur les détails de l'urbanisation.

1.3.2. La fragmentation des surfaces urbaines

Les conditions hydrologiques dans les paysages urbains sont fortement influencées par trois caractéristiques : le type d'occupation du sol, l'intensité d'utilisation des sols et la connectivité de la zone imperméabilisée (Alberti et al., 2007).

Si la structuration du paysage urbain (notamment sa fragmentation) est peu étudiée pour l'hydrologie quantitative, plusieurs études ont analysé les impacts de la fragmentation d'occupation du sol sur les conditions écologiques. Alberti et al (2007) ont développé une étude empirique de l'impact de la distribution spatiale de l'imperméabilité sur les conditions écologiques de 42 sous-bassins dans la région du Puget Sound (Nord-Ouest des USA). Des relations statistiquement significatives ont été trouvées entre les conditions écologiques des rivières et la taille moyenne des zones imperméabilisées. L'augmentation de la surface artificialisée a pour conséquence la réduction de l'espace disponible pour les sols naturels et agricoles, entraînant la fragmentation, la dégradation, et la destruction d'habitats (Linarès et al., 2014). La fragmentation dans les zones forestières a également un impact sur le nombre d'animaux migrateurs dans les forêts (Croonquist et Brooks, 1993) et en général sur les animaux qui dépendent de ces écosystèmes forestiers et de la nourriture disponible (Schiller et

Horn, 1997). La fragmentation liée à l'urbanisation a plus d'impact sur la reproduction des oiseaux dans des bassins versants que la foresterie et l'agriculture (Marzluff et Ewing, 2001). Pour l'hydrologie quantitative, en complément des mesures quantitatives classiques de l'urbanisation, ces mesures qualitatives de structuration du paysage urbain peuvent fournir des facteurs explicatifs supplémentaires pour mieux comprendre l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique du bassin versant. Une meilleure compréhension de tous les processus qui contrôlent la réponse hydrologique des bassins urbanisés, incluant la prise en compte de la distribution des surfaces imperméabilisées, permettra d'avoir une appréciation plus approfondie des écoulements dans les bassins versants (Jacobson, 2011). Dans les bassins versants, les surfaces imperméabilisées se superposent aux différentes autres surfaces et permettent de « découper » le territoire en polygones (ou « patch » dans la suite) non homogènes et fragmentés (Dale *et al.*, 2000) (Figure 1-4).



Figure 1-4. Différents types d'urbanisation, qui aboutit à des fragmentations différentes du paysage (<http://7-themes.com/categories/city/>).

Jaeger (2000) a, pour la première fois, essayé d'introduire trois mesures qualitatives qui caractérisent la fragmentation du paysage : le degré de division du paysage, la partition du nombre de patches et la taille des zones lorsque la région d'étude est divisée en plusieurs patches. Le nombre et la superficie des patches (mailles) permettent de décrire la structure du paysage urbain (Weng, 2007).

Pour notre étude, l'objectif est d'étudier la pertinence de plusieurs caractéristiques de l'urbanisation, en particulier :

- Mesures quantitatives (densité des maisons, pourcentage de zones urbanisées, imperméabilité totale du bassin versant, etc.).
- Mesures qualitatives (fragmentation des zones urbanisées, emplacement des zones urbanisées par rapport au réseau de la rivière, etc.).

1.3.3. L'impact de l'urbanisation sur les chemins de l'eau

Dans les zones urbaines, l'augmentation du niveau de vie et le développement des infrastructures (réseau d'adduction et d'assainissement, déversoir d'orage, ...) se sont accrus dans des proportions notables. L'imperméabilisation et le remplacement des réseaux naturels par des réseaux artificiels ont considérablement accru les vitesses d'écoulement et diminuer les temps de concentration. Dans les zones urbaines, la concentration des réseaux d'égouts et autres réseaux artificiels se traduit, par de forts débits de pointe, associés aux événements pluvieux plus ou moins importants.

Plusieurs études, y compris Hammer (1972), ont montré des changements morphologiques du réseau hydrologique liés à l'urbanisation. Pizzuto et al (2000) ont examiné les effets de l'urbanisation sur la morphologie fluviale à travers l'étude de huit bassins appariés (urbains et ruraux). Ils ont constaté que la largeur médiane de réseau (non artificiel) en milieu urbain est de 26% supérieure à celle en milieu. Nelson et al (2006) ont utilisé un modèle hydraulique pour étudier les impacts de l'urbanisation sur les réseaux. Ils ont montré que la forme du réseau est stable malgré le développement urbain.

1.4. Revue des méthodologies pour quantifier l'impact de l'urbanisation

1.4.1. Illustration des problèmes classiquement rencontrés

La quantification de l'impact de l'urbanisation se fait en général par deux types d'approches qui peuvent être complémentaires. Ces approches sont toutes les deux « comparatives » dans le sens où l'on analyse conjointement deux situations différentes en termes d'urbanisation. La première (et la plus utilisée) consiste à comparer temporellement deux périodes distinctes en termes d'urbanisation, et la deuxième consiste à comparer spatialement plusieurs bassins différents en termes d'urbanisation. La Figure 1-5 illustre les deux approches qui sont détaillées ci-dessous :

- Approche comparative temporelle : les études sur les bassins versants non stationnaires vis-à-vis de l'urbanisation permettent d'évaluer l'évolution des caractéristiques hydrologiques sur un intervalle de temps. Ces études sont souvent basées sur un seul bassin (Hollis, 1977), et la généralisation des résultats est difficile du fait du peu d'informations procurées par ce seul bassin. La variabilité temporelle des caractéristiques de débit peut comporter des erreurs de mesure dont il faut tenir compte. L'approche temporelle consiste à utiliser les chroniques de débits observés et à déterminer l'évolution des propriétés hydrologiques en découpant la chronique totale en différentes sous-périodes. Cette approche présente des limites bien connues telles que : (i) le rôle joué par la variabilité climatique (Lørup *et al.*, 1998), (ii) la difficulté de prendre en compte une évolution progressive (et non brusque) de l'occupation du sol (voir e.g. Ashagrie *et al.*, 2006; Andréassian, 2012) et (iii) des exigences fortes sur la longueur des chroniques analysées avant et après le changement d'occupation de sol. Pour pallier les problèmes liés à la variabilité du climat et distinguer l'effet du climat et de l'urbanisation, l'utilisation de modèles hydrologiques est possible (Mutayoba *et al.*, 2008), mais l'utilisation de modèle reste relativement limitée dans la littérature.
- Approche comparative spatiale : Il s'agit d'étudier plusieurs bassins versants en même temps pour pouvoir généraliser les résultats de l'impact de l'urbanisation sur les caractéristiques hydrologiques. Les études suivant cette approche considèrent en général des bassins versants dans la même région (DeWalle *et al.*, 2000; Rose et Peters, 2001; Konrad et Booth, 2005; Rozell, 2010), afin de limiter les autres facteurs pouvant expliquer la variabilité des écoulements. Une approche comportant des bassins versants appariés, très proches spatialement (et en termes de caractéristiques géomorphologiques), permet en général de diminuer l'impact de ces différences géomorphologiques (et climatiques) et de ne retenir que celui de l'urbanisation. Ces études visent à évaluer les changements de débit dans deux bassins versants voisins urbanisé et non urbanisé, en utilisant les données observées. Les limites de cette approche résident dans l'exigence sur la disponibilité des données : il est souvent difficile de trouver un bassin non-urbain à proximité d'un bassin urbain.

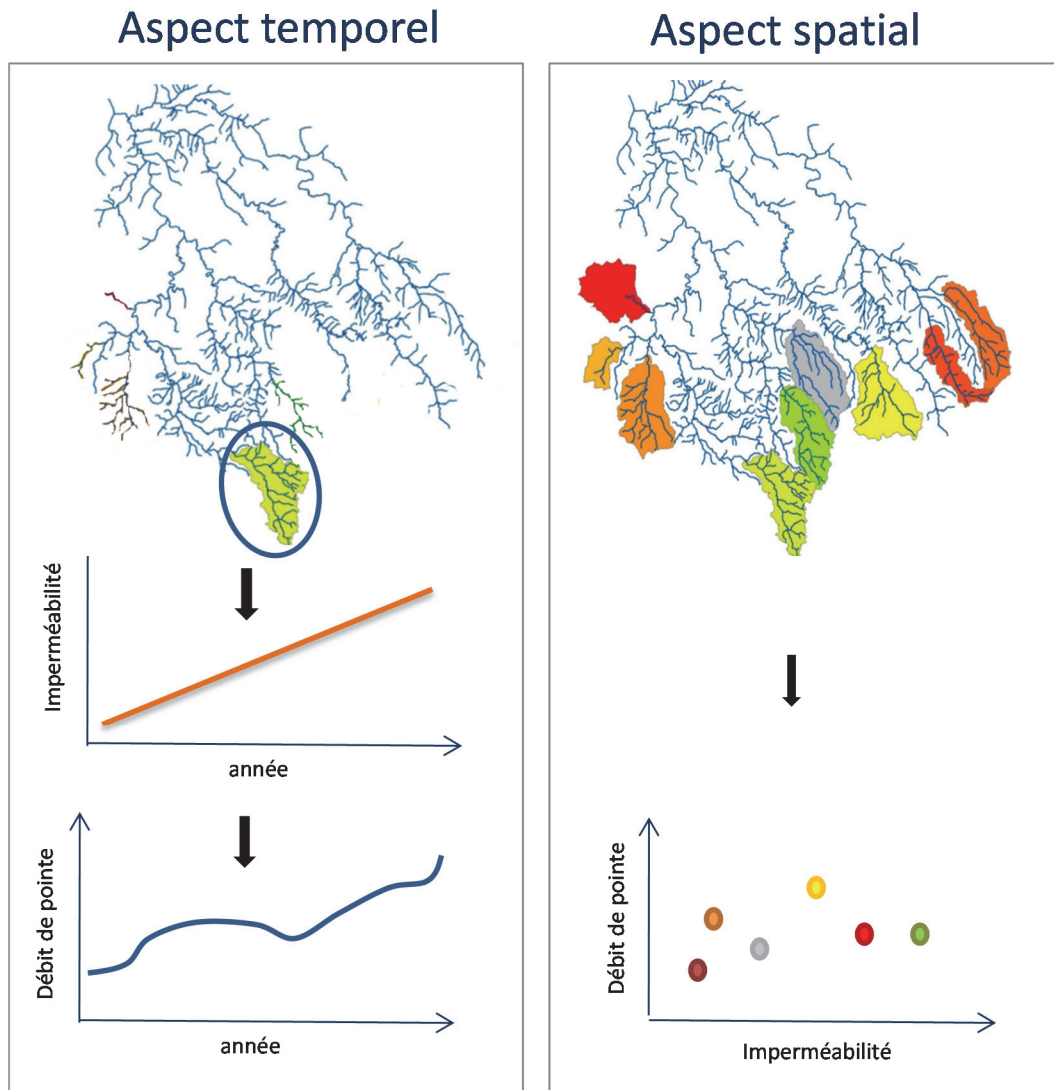


Figure 1-5. Illustration des approches comparatives existantes pour analyser l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique de bassins versants (exemple du débit de pointe). Les couleurs dans l'aspect spatial correspondent aux bassins versants avec différentes urbanisations.

Afin de lever les difficultés rencontrées par ces deux approches, des raffinements méthodologiques ont été proposés par le passé et sont listés dans les paragraphes suivants.

1.4.2. Approches statistiques spatio-temporelles

Il s'agit d'approches descendantes (« top-down »), qui consiste essentiellement à des analyses de tendances de la série de débits à long terme, en s'intéressant à deux bassins versants : un bassin versant sans changement et un bassin versant modifié au cours de la période d'observation. L'approche statistique spatio-temporelle peut être généralisée à un ensemble de

bassin versants présentant une plus grande variabilité d'occupation du sol (DeWalle *et al.*, 2000; Rose et Peters, 2001; Konrad et Booth, 2005; Homa *et al.*, 2013). En termes méthodologiques, ces approches sont très proches de la méthode des bassins versants appariés. La limite de ces approches est la disponibilité des données pour trouver un bassin versant non-urbain à proximité d'un bassin urbain (voir la discussion de McIntyre *et al.*, 2014). Comme la méthode des bassins appariés est utilisée dans le cadre de la thèse, elle sera détaillée dans le chapitre 3.

1.4.3. Approches par modélisation conceptuelle

La modélisation hydrologique conceptuelle est également une approche descendante permettant de lever certaines difficultés liées à la disponibilité de données de bassins versants de référence non urbanisés. Comme les modèles conceptuels n'ont pas de paramètres explicitement liés à l'occupation de sol, le lien entre l'occupation du sol et les paramètres s'évalue par des méthodes statistiques (Lørup *et al.*, 1998). Plusieurs déclinaisons de cette approche sont possibles :

- Analyse des résidus du modèle : il s'agit de simuler la période après urbanisation en calant un modèle sur la période avant urbanisation et de comparer la simulation sur la période urbaine aux observations.
- La comparaison des paramètres obtenus pour la période avant et après l'urbanisation.
- La comparaison de débits simulés avec des jeux de paramètres calés sur différentes sous-périodes (Schreider *et al.*, 2002; Andréassian *et al.*, 2003; Siriwardena *et al.*, 2006; Seibert et McDonnell, 2010).

L'avantage de cette approche est que le modèle hydrologique permet de synthétiser le comportement dynamique du bassin versant non-urbain à partir d'un bassin versant urbain d'une manière relativement insensible à la variabilité climatique (Blöschl *et al.*, 2007; Wagener, 2007). La difficulté de cette approche est que les impacts de changements d'occupation du sol sur les paramètres du modèle ne sont pas prévisibles (Hundecha et Bárdossy, 2004). Par conséquent, ce type d'approche ne permet pas d'évaluer l'impact hydrologique de l'urbanisation dans un cadre prospectif, par exemple avec des scénarios d'urbanisation.

1.4.4. Approches par modélisation physique

Le modèle physique est a priori la façon la plus rationnelle pour analyser les effets de l'urbanisation sur les caractéristiques hydrologiques. Il permet d'analyser les différents termes du bilan en eau dans un bassin versant (De Roo *et al.*, 2001; Niehoff *et al.*, 2002). Les études précédentes basées sur ce type de modèles ont réussi à simuler correctement les impacts de l'urbanisation (Li *et al.*, 2009; Zhou *et al.*, 2013; Miller *et al.*, 2014). Cependant, les nombreux paramètres nécessaires au modèle présentent des gammes de variations importantes. Il faut donc diminuer ces variations par des mesures de terrain (Cheverry, 1998). Mais l'ajout de paramètres supplémentaires au modèle pourrait accroître son incertitude (Niehoff *et al.*, 2002).

1.5. Synthèse et positionnement de la thèse

A l'échelle du bassin versant, les résultats de la littérature montrent que l'impact de l'urbanisation sur le comportement des bassins versants est encore une question très ouverte. Ceci s'explique naturellement par la diversité des aménagements urbains qui sont susceptibles de modifier le comportement hydrologique des bassins versants. Par ailleurs, la généralisation des résultats sur l'impact de l'urbanisation est complexe, compte tenu :

- du nombre très réduit d'études sur de larges bases de données, rendant difficile voire impossible une généralisation des résultats à partir de quelques cas d'étude ;
- des définitions même de l'urbanisation et des bassins urbanisés ;
- des nombreuses approches existantes pour quantifier cet impact. Ces approches peuvent être très différentes en terme méthodologique et présentent toutes des incertitudes qui sont difficiles à déterminer.

L'objectif de la thèse par rapport à cette littérature abondante est de comprendre dans quelle mesure des résultats généraux peuvent être tirés sur l'impact de l'urbanisation sur les bassins versants. Notre approche implique de travailler sur un large échantillon de bassins versants et nous proposons des méthodologies adaptées à cette ambition.

D'un point de vue méthodologique, nous avons vu à la section 1.4 que les méthodes existantes pour quantifier l'impact de l'urbanisation sur l'écoulement étaient limitées par :

- La variabilité hydrologique naturelle des bassins versants. Il est difficile de considérer que les bassins versants sont des systèmes environnementaux statiques. Les caractéristiques hydrologiques du bassin versant pourraient être influencées par la

variabilité climatique (Chiew *et al.*, 2008; Coron *et al.*, 2012) et l'urbanisation en même temps. Ceci pose un important problème lié au lien ténu entre la variabilité du climat et celle de la réponse hydrologique des bassins (DeWalle *et al.*, 2000; Hejazi et Moglen, 2008; Yang *et al.*, 2013; Kling *et al.*, 2014; Rougé et Cai, 2014). Les résultats des recherches climatiques montrent que le climat n'a jamais été statique : il change constamment à toutes les échelles de temps dans un bassin versant (Koutsoyiannis, 2011). Pour pallier cette difficulté, deux possibilités sont envisageables et seront suivies dans ce manuscrit :

1. l'analyse de l'évolution temporelle conjointe de bassins ayant une histoire urbaine différente. C'est la méthode des bassins appariés ;
 2. l'utilisation d'un modèle hydrologique qui permet de synthétiser le comportement dynamique du bassin versant d'une manière relativement insensible à la variabilité climatique (Blöschl *et al.*, 2007; Wagener, 2007).
- Le fait que l'urbanisation est en général graduelle, ce qui limite l'utilisation de tests statistiques classiques de comparaison entre les périodes avant et après urbanisation. Pour pallier cette difficulté, une approche par modélisation conceptuelle de périodes glissantes est proposée dans le cadre de cette thèse.

Les trois développements méthodologiques proposés dans le cadre de cette thèse seront repris dans les chapitres correspondants : l'approche de bassins versants appariés au chapitre 3, les approches par modélisation hydrologique aux chapitres 3, et 4 et l'approche par sous périodes glissantes au chapitre 5.

2

Présentation des données utilisées

Sommaire

2. Présentation des données utilisées	29
2.1. Introduction	31
2.1 Description de données climatiques	31
2.1.1 Données météorologiques	32
2.1.2 Données maillées issues de la réanalyse de Livneh et al. (2013).....	34
2.1.3 Données d'évapotranspiration potentielle	35
2.1.4 Données de neige	36
2.1.5 Comparaison des données NOAA et Livneh	37
2.2 Sélection de bassin versant	38
2.3 Caractéristiques générales des 306 bassins versants utilisés	41
2.4 Données d'occupation de sol	42
2.4.1 Données de la base de données nationale d'occupation du sol	43
2.4.2 Donnée de densité de logement (HD)	45

2.1. Introduction

L'objectif de la thèse est de comprendre dans quelle mesure des résultats généraux peuvent être tirés concernant l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie des bassins versants.

Notre approche implique de travailler sur un large échantillon de bassins versants qui a été établi dans le cadre de la thèse. Compte tenu de la disponibilité des données hydro-climatiques et du développement urbain relativement récent aux Etats-Unis, nous avons décidé de limiter l'analyse à ce pays, même si la méthodologie suivie dans ce manuscrit est tout à fait applicable aux bassins versants d'autres pays. Ce chapitre vise à présenter les bases des données hydrométéorologiques utilisées lors des différents travaux présentés par la suite. Du fait des questions traitées dans les chapitres suivants et de la disponibilité de certaines données, le manuscrit utilise des échantillons de bassins versants différents selon les chapitres de thèse.

Nous proposons dans ce chapitre de donner un aperçu des bassins étudiés sur l'ensemble du manuscrit, et de quelques-unes de leurs caractéristiques, ainsi que de l'origine et du type de données collectées par chapitre (voir le Tableau 2-1). Ce chapitre vise à présenter les données climatiques utilisées dans chaque chapitre. Ensuite, les caractéristiques générales des bassins versants étudiés et les sources des données d'occupation du sol respectives seront présentées.

Tableau 2-1. Le nombre de bassins et le type des données utilisées dans chaque chapitre

	Nombre de bassins	Source des données météo
Chapitre 3	43	Livneh et al. (2013)
Chapitre 4	43	NOAA
Chapitre 5	157	Livneh et al. (2013)
Chapitre 6	172	NOAA

2.2. Description des données climatiques

Les données de pluie pour les bassins versants ont deux origines : des pluies journalière de bassins calculées à partir des données pluviométriques ponctuelles des stations mises à

disposition par la NOAA et des pluies journalière issues de la base des données *Degree Gridded Meteorological Forcing Data Set*, qui sont des données maillées reconstituées à partir des données au sol par Livneh et al. (2013). Les données maillées n'étaient pas disponibles au début de la thèse, ce qui explique l'utilisation des deux jeux de données. L'avantage de ces données maillées réside dans leur homogénéité temporelle, alors que les données ponctuelles ont des périodes d'enregistrement qui peuvent différer d'une station à l'autre. Dans cette section, nous présentons succinctement les deux jeux de données, ainsi que les données de températures et d'ETP. Les deux jeux de données ont été comparés dans un contexte de modélisation hydrologique sur un échantillon de bassins communs et nous nous sommes en particulier intéressés aux différences pouvant exister sur des périodes anciennes et récentes, ce qui a guidé notre choix sur le jeu de données le plus homogène temporellement.

2.2.1 Données météorologiques

La NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) diffuse des données météorologiques relatives au territoire américain. Cette base de données est publique et regroupe des données de pluie, de température de l'air et, pour certaines stations, des données de vitesse du vent, d'humidité de l'air et de rayonnement. Il y a 8000 stations pluviométriques aux Etats-Unis (Figure 2-1) qui sont référencées dans cette base de données.

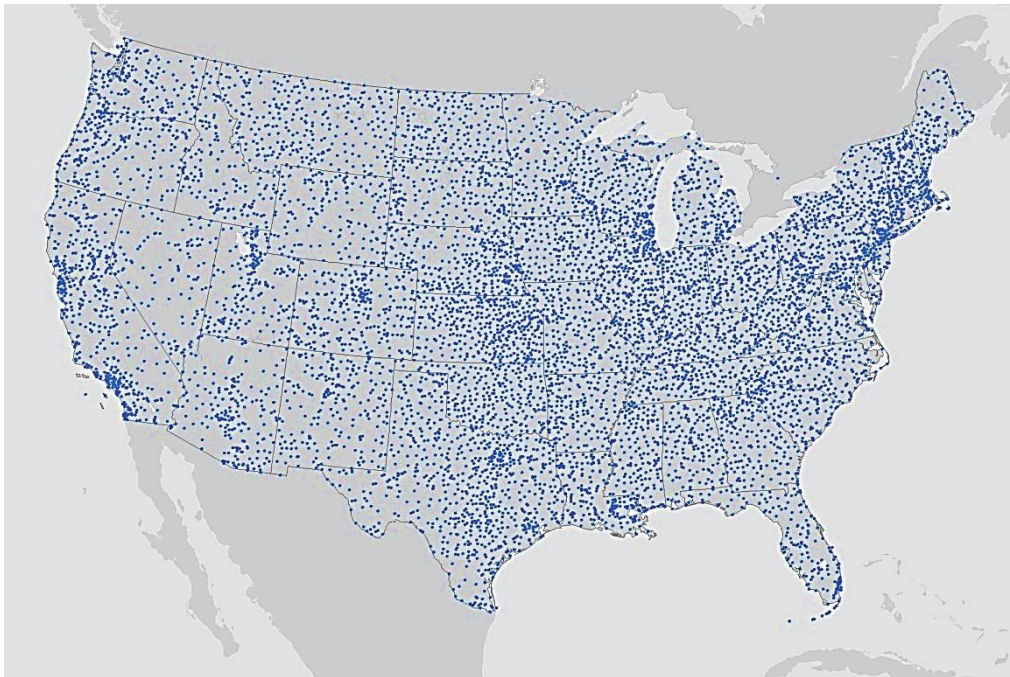


Figure 2-1. La localisation des stations pluviométriques de la base NOAA aux Etats-Unis, *National Climatic Data Center*, (NOAA, 2015).

Pour choisir les stations pluviométriques, dans un premier temps, nous avons retenu toutes les stations hydrométriques jaugées répondant aux critères de sélection des bassins versants (voir section 2.4). Ensuite les stations pluviométriques situées sur et autour du bassin versant ont été sélectionnées. Chaque fois que l'information de pluie a été jugée suffisante, le bassin versant a été sélectionné et la pluie de bassin a été calculée par la méthode des polygones de Thiessen. La Figure 2-2 illustre sur un bassin versant la densité des postes pluviométriques disponibles par rapport à la résolution des mailles de la base de données de la réanalyse de Livenh et al. (2013).

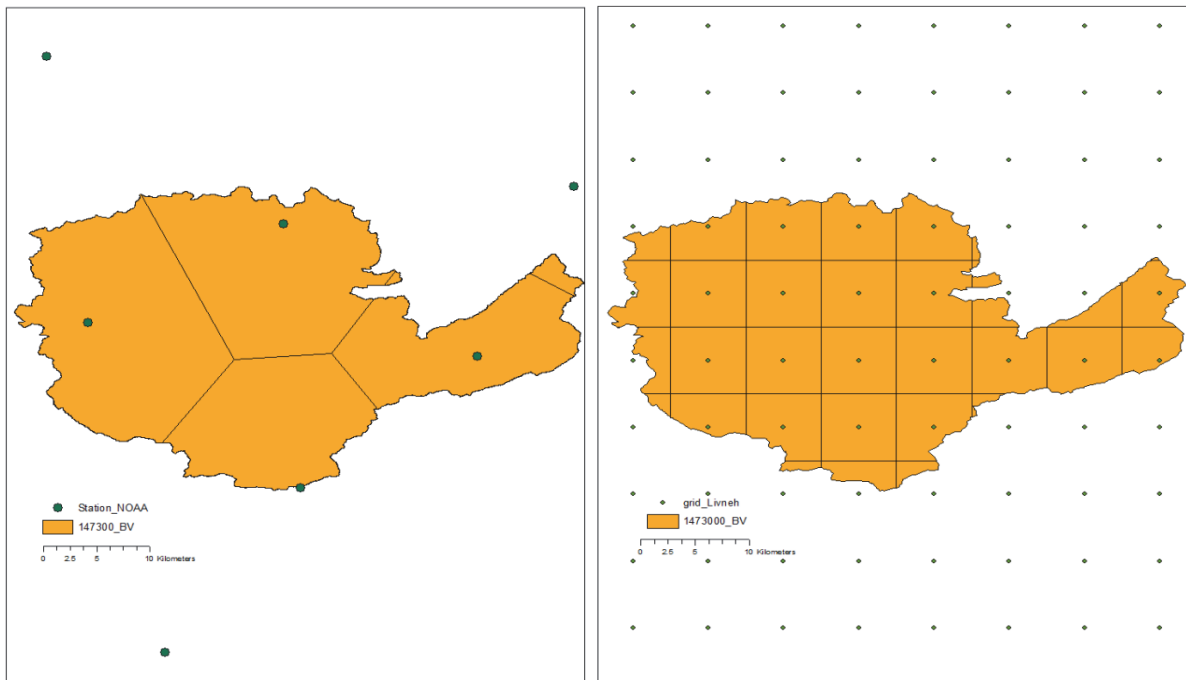


Figure 2-2. Les polygones de Thiessen obtenus avec les stations pluviométriques de la NOAA (à gauche) et densité des mailles par polygone de Thiessen de la base de données de Livneh et al. (2013) (à droite). Cas du bassin versant Perkiomen Creek (station n°01473000).

2.2.2 Données maillées issues de la réanalyse de Livneh et al. (2013)

Les données de Livneh et al. (2013) ont été produites à partir d'une réanalyse sur des mailles régulières (avec une résolution spatiale de $1/16^\circ$) aux Etats-Unis (Figure 2-3). Les données ponctuelles utilisées pour cette réanalyse proviennent d'environ 20,000 stations du *National Climatic Data Center* (NCDC) et couvrent une période allant de 1915 à 2011 aux Etats-Unis. Les variables météorologiques utilisées de la base de données de Livneh et al. (2013) sont : i) la précipitation journalière (mm) ii) la température maximum journalière (K) iii) la température minimum journalière (K) (Livneh *et al.*, 2013).

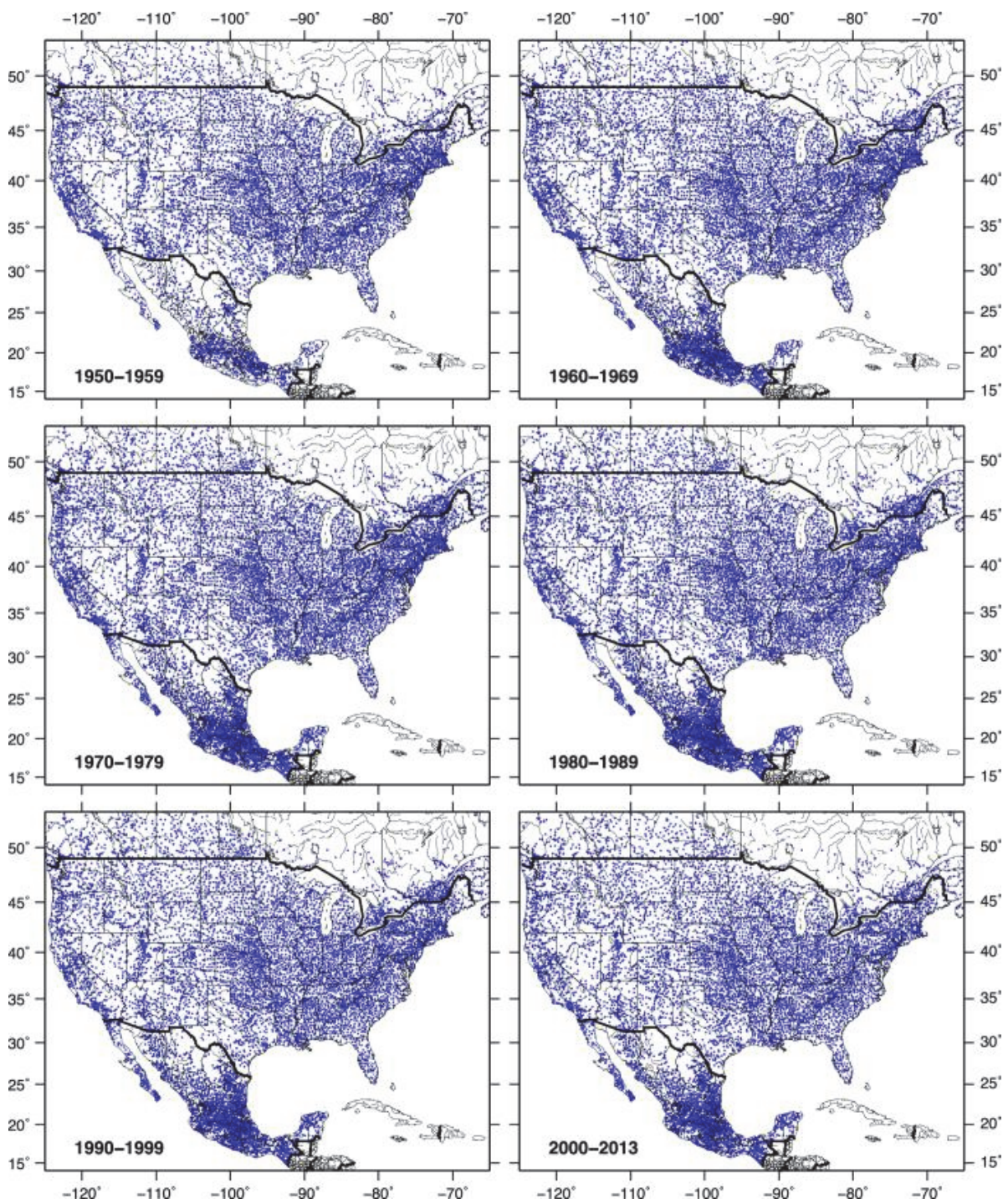


Figure 2-3. Cartes des densités de stations pluviométriques par décennie aux Etats-Unis (Livneh *et al.*, 2015). Les points bleus indiquent les stations incluses dans le processus de maillage.

2.2.3 Données d'évapotranspiration potentielle

Le même calcul d'évapotranspiration potentielle (ETP) a été réalisé avec les deux jeux de données de température de l'air (celles mesurées par les stations ponctuelles et celles estimées

par réanalyse sur les mailles). Les ETP sont calculées avec les données de températures sur chaque maille ou sur chaque station à partir de la formule développée par Oudin (2004) qui calcule l'évapotranspiration potentielle journalière à partir de la température de l'air et du rayonnement extraterrestre dépendant uniquement de la latitude :

$$ETP = \frac{R_e(\varphi, J)}{\lambda \rho} \left(\frac{T + 5}{100} \right)$$

Où R_e : rayonnement extraterrestre ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{jr}^{-1}$)

φ : latitude (rad)

J : jour julien

λ : chaleur latente de vaporisation de l'eau (MJ.kg^{-1})

ρ : masse volumique de l'eau (kg.m^{-3})

T : température moyenne (en °C) dans chaque maille.

2.2.4 Données de neige

Les précipitations solides n'étaient pas disponibles pour la base de données de Livneh et al. (2013). Ces précipitations solides ont été reconstituées à partir des données de précipitation totale et des données de températures de l'air minimale et maximale journalières. Les quantités de neige ont été calculées à partir des formules suivantes pour chaque maille :

$$\begin{aligned} \text{si } T_{max} < 0 & \quad \begin{cases} pluie = 0 \\ neige = precip \end{cases} \\ \\ \text{si } T_{min} > 0 & \quad \begin{cases} pluie = precip \\ neige = 0 \end{cases} \\ \\ \text{si } T_{max} > 0 \text{ \& } T_{min} < 0 & \quad \begin{cases} pluie = \frac{T_{max}}{T_{max} - T_{min}} \times precip \\ neige = \frac{T_{min}}{T_{min} - T_{max}} \times precip \end{cases} \end{aligned}$$

Où T_{min} et T_{max} sont les températures minimale et maximale journalière sur la maille considérée, $precip$ est la précipitation totale (solide et liquide) sur la maille pour un jour, $neige$ est la précipitation solide calculée (en équivalent en eau) et $pluie$ est la précipitation liquide calculée.

2.3. Comparaison des données NOAA et Livneh et al. (2013)

Comme dit précédemment, deux jeux de données climatiques ont été utilisés dans cette thèse. Les données NOAA ont été utilisées pour les 43 bassins urbains du chapitre 4 et les 172 bassins urbains et non-urbains du chapitre 6. Les données de Livneh et al. (2013) ont été utilisées pour les 43 bassins versants appariés (urbains et non-urbains) du chapitre 3 et les 157 bassins versants urbains utilisés dans le chapitre 5.

Le jeu de données de la réanalyse de Livneh et al (2013) a été utilisé en priorité lorsqu'il a été disponible, car ce jeu de données semblait offrir une plus grande homogénéité temporelle sur les longues périodes de simulation envisagées. Afin de tester la sensibilité de nos résultats au jeu de données climatiques utilisé, nous avons testé sur un échantillon de 24 bassins (les bassins en commun avec les deux bases de données) les performances du modèle GR4J (Perrin *et al.*, 2003) suivant le jeu de données utilisé.

Pour cela, la valeur du critère de Nash et Sutcliffe (1970), obtenu par le modèle en calage pour deux périodes avant et après urbanisation, a été utilisée pour la comparaison entre les données NOAA et Livneh et al. (2013) (le bassin versant est en moyenne significativement moins urbanisé pour la période avant). Une comparaison a été faite entre les valeurs du critère de Nash et Sutcliffe (NS) obtenu avec la pluie calculée par les polygones Thiessen sur les stations de NOAA et les simulations obtenues avec la pluie calculée à partir des mailles de la réanalyse de Livneh et al. (2013). Pour chaque bassin, la période totale d'enregistrement a été séparée en deux sous-périodes, afin notamment de tester l'homogénéité des données des deux jeux de données. Les résultats présentés à la Figure 2-4 montrent que les distributions des critères, sur l'échantillon de bassins communs, sont très semblables quelle que soit la période considérée, même si les médianes des performances après l'urbanisation sont légèrement inférieures à la période avant l'urbanisation. La base de données issue des réanalyses de Livneh et al. (2013) garantit des performances médianes légèrement meilleures (Figure 2-4).

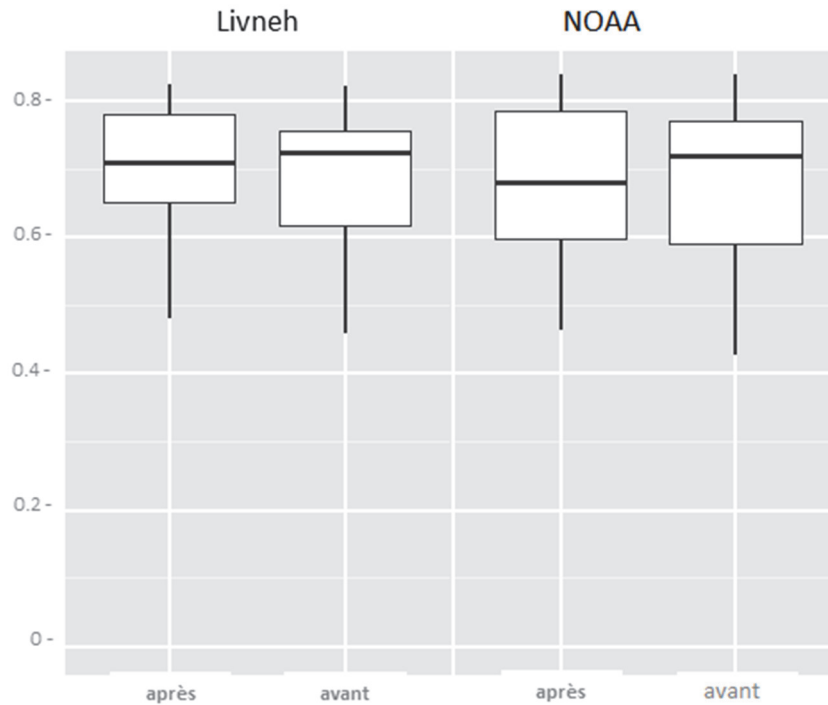


Figure 2-4 Comparaison des performances du modèle GR4J obtenues avec les données NOAA et Livneh et al. (2013) sur 24 bassins versant en commun pour les deux bases de données. Chaque période a été coupée en deux et le critère de Nash et Sutcliffe est utilisé pour évaluer la performance du modèle.

2.4. Sélection des bassins versants

Les données de débits journalières sont issues de la base de données de l'*United States Geological Survey* (USGS). Les bassins versants ont été sélectionnés parmi la base de données « *Geospatial Attributes of Gages for Evaluating Streamflow version II (GAGE II)* » (Falcone, 2011) qui donne des informations utiles, sur les caractéristiques d'occupation du sol notamment, ainsi que sur la disponibilité temporelle des données.

Les bassins dont les tailles étaient comprises entre 6 et 10,000 km² ont été choisis. Cet intervalle permet de tester une large gamme de bassins dont les différences en termes d'aménagements urbains sont importantes. Pour choisir les bassins versants urbains, les critères de sélection des bassins versants se sont basés sur 5 étapes (Tableau 2-2):

- Etape 1 : détermination des périodes préurbaines et urbaines en analysant conjointement les données de débits disponibles et l'évolution de la fraction urbaine. Les bassins versants présentant au moins 15-20 années disponibles sur chaque période

ont été choisis. La méthode permettant de reconstituer l'évolution urbaine sera décrite dans l'étape suivante ;

- Etape 2 : détermination de l'accroissement de l'urbanisation. La différence de fraction urbaine entre les deux périodes a été utilisée pour décider si un bassin était un bassin urbanisé. Cette différence s'applique sur les moyennes temporelles des fractions urbaines sur les périodes urbaines et préurbaines. Un seuil de 10% sur cette différence a été choisi pour distinguer les bassins versants urbains et non urbains.
- Etape 3 : détermination du temps de réaction du bassin. Le modèle utilisé fonctionnant au pas de temps journalier, les bassins ayant un temps de réaction supérieur à 1 jour ont été choisis pour le reste de l'étude. Ce temps de réaction a été calculé sur chaque bassin versant à partir d'une analyse par corrélation croisée entre la série de pluies de bassin et la série de débits.
- Etape 4 : détermination du pourcentage de neige sur la précipitation totale. Les bassins avec plus de 5% de neige ont été enlevés car le modèle GR4J ne prend pas en compte la neige dans sa version de base. Cependant, afin d'augmenter le nombre de bassins versants urbains testés, nous avons appliqué dans le chapitre 5 le module de fonte et d'accumulation de neige CemaNeige (Valéry, 2010) et les bassins ayant une influence nivale ont ainsi pu être sélectionnés.
- Etape 5 : détermination de l'influence de grands barrages sur le bassin. La base de données GAGE II donne une estimation du volume annuel stocké sur chaque bassin. La présence de barrages pouvant compenser fortement l'impact de l'urbanisation, un seuil sur le rapport entre ce volume annuel de stockage et le volume écoulé total du bassin a été utilisé. Ce seuil a été fixé à 10%.

Tableau 2-2. Les critères de sélection des bassins versants dans les différents chapitres.

	Chap. 3	Chap. 4	Chap. 5
Nb. total bassins	43	157	172
Données hydro-climatiques	Livneh	Livneh	NOAA
Nb. d'années « pre » / « post » urbanisation	20	25	5*
Temps de réaction (jours)	≥ 1	≥ 1	≥ 1
Seuil sur la neige	20%	NA	5%
Données d'occupation du sol	NLCD/HD	NLCD/HD	NLCD
Seuil de surface imperméabilisée	10%	10%	10%
Nb. de bassins urbain/non- urbain	24/19	157/0	104/68
Seuil de réservoir (barrage)	10%	10%	NA

NA : sans le seuil pour la neige. NLCD : *National Land Cover Dataset* et HD : *Housing density*. * Dans ce chapitre les sous périodes sont glissantes.

Au final, ce sont 306 bassins versants (indépendamment des bassins en commun dans les différents chapitres) qui ont été sélectionnés parmi des 9332 bassins versants instrumentés répertoriés dans la base de données GAGES II. Les principales caractéristiques moyennes annuelles sont indiquées dans le Tableau 2-3 et la Figure 2-5 présente la localisation de ces bassins.

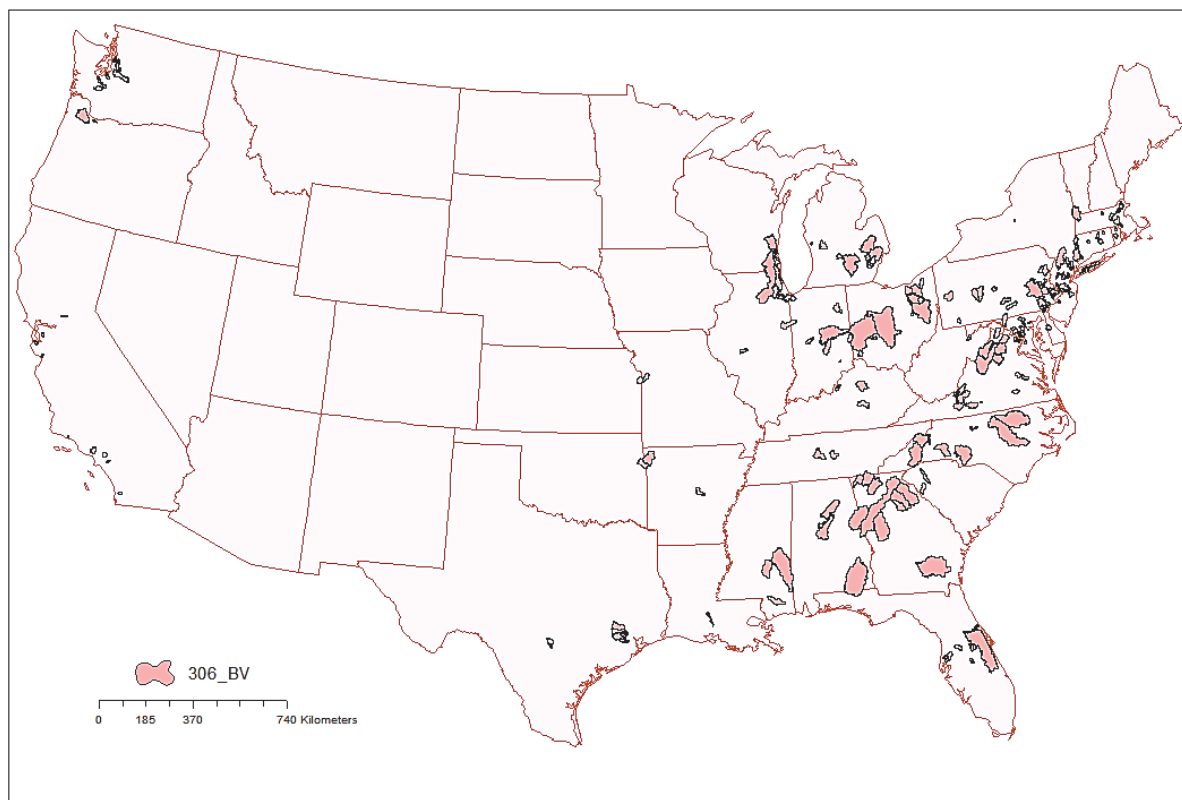


Figure 2-5. Localisation des 306 bassins versants étudiés aux Etats-Unis.

2.5. Caractéristiques générales des 306 bassins versants utilisés

Le Tableau 2-3 présente les caractéristiques générales des 306 bassins versants urbains et non-urbains utilisés dans cette étude. Le pourcentage des surfaces urbaines correspond aux données d'occupation du sol de la *National Land Cover Dataset* (NLCD) (Homer *et al.*, 2007) (voir section 2.6.1).

Tableau 2-3. Caractéristiques générales des 306 bassins versants utilisés dans cette étude : 1^{er} décile (Quantile 10%), neuvième décile (Quantile 90%) et médian (med).

Nome de variable	Description	unité	Quantile 10%	Quantile 90%	med
drain_sqkm	Superficie du bassin versant	Km ²	41.6	2038.4	230.1
snow_pct_precip	Pourcentage de neige par rapport à la précipitation totale moyenne sur la période de 1901-2000	%	0.3	22.3	14.8
streams_km_sq_km	Densité de drainage	km/km ²	0.4	1.0	0.7
artifpath_pct	Pourcentage de réseau de surface artificiel sur l'ensemble du réseau hydrographique	%	0.0	9.6	2.2
artifpath_mainste_pct	Pourcentage de réseau de surface artificiel sur l'axe principal du réseau hydrographique	%	0.0	27.6	0.7
BFI_ave	Pourcentage d'écoulement de base sur l'écoulement total	%	26.9	60.0	45.1
runave7100	Écoulement moyen annuel pour la période 1971-2000	mm/an	261	665	408
stor_nor_2009	Volume de stockage annuel moyen des barrages sur le bassin	megaliters/km ²	0.0	31.9	3.1
pre1940_stor	Volume de stockage annuel moyen des barrages sur le bassin pour l'année 1940	megaliters/km ²	0.0	24.1	0.2
pre1990_stor	Volume de stockage annuel moyen des barrages sur le bassin pour l'année 1990	megaliters/km ²	0.0	95.7	6.9
devnldcd06	Pourcentage de zone urbaine (en 2006) sur la surface totale du bassin versant	%	6.8	86.6	32.9
mains100_dev	Pourcentage de zone urbaine (en 2006) sur une zone tampon de 100m autour du fleuve principal	%	4.5	75.9	21.8
mains800_dev	Pourcentage de zone urbaine (en 2006) sur une zone tampon de 800m autour du fleuve principal	%	6.7	84.7	32.8
mains800_forest	Pourcentage de forêts (en 2006) sur une zone tampon de 800m autour du fleuve principal	%	4.5	54.6	24.0
rip100_dev	Pourcentage de zone urbaine (en 2006) sur une zone tampon de 100m autour de l'ensemble du réseau hydrographique	%	6.5	75.1	23.9
rip100_forest	Pourcentage de forêts (en 2006) sur une zone tampon de 100m autour de l'ensemble du réseau hydrographique	%	6.9	59.9	30.3
rip800_dev	Pourcentage de zone urbaine (en 2006) sur une zone tampon de 800m autour de l'ensemble du réseau hydrographique	%	6.6	85.0	30.7
rip800_forest	Pourcentage de forêts (en 2006) sur une zone tampon de 800m autour de l'ensemble du réseau hydrographique	%	4.5	60.5	25.8
roads_km_sq_km	Densité du réseau routier (en 2000)	km de route/ km ²	1.7	8.2	3.3
slope_pct	Pente moyenne du bassin versant	%	0.6	10.8	3.0
fragun	Indice de fragmentation des zones nonurbaines	-	42.6	97.0	81.2
WD_bassin	La moyenne du nombre de jours de précipitation au cours de l'année (1961-1990).	jour	94.1	129.7	106.4
PPTAVG	La précipitation annuelle moyenne de bassin versant pour la période 1971-2000.	mm	860	1373	1141

2.6. Données d'occupation du sol

Pour quantifier les caractéristiques des bassins versant urbains, deux types de cartes d'occupation du sol ont été utilisées dans cette étude : les cartes de la base de données NLCD (*National Land Cover Dataset*) qui fournissent des informations très précises spatialement sur l'occupation du sol pour les années 1990, 2001 et 2006, et les cartes de la base de données de densité de logement (*Housing density*, HD) qui fournissent des informations moins précises en termes d'aménagement urbain mais qui ont l'avantage de présenter une profondeur

temporelle beaucoup plus importantes (de 1940 à aujourd'hui, chaque décennie). Cette complémentarité des deux jeux de données a été exploitée lors de la thèse.

2.6.1 Données de la base de données nationale d'occupation du sol

La base de données nationale d'occupation du sol (*National Land Cover Dataset, NLCD*) disponible fournit les données descriptives des caractéristiques d'occupation du sol et de pourcentage de surfaces imperméabilisées associées (par exemple urbain, agriculture, ...) sur un maillage de 30 mètres par 30 mètres. Cette base de données a été créée à partir de données satellitaires à partir de l'année 1990. Elle existe, pour trois cartes correspondant à trois dates d'occupation de sol dans la base de données NLCD (1990, 2001 et 2006) avec 21 types différents d'occupation du sol aux Etats-Unis (Figure 2-6). Dans la base de données NLCD la proportion de surfaces imperméabilisées urbaines, entre 0 et 100 pourcent, a été estimée pour chaque maillage de 30 mètres (Tableau 2-4).

Tableau 2-4. Les différents types d'occupation du sol de NLCD et leur codification dans la base NLCD.

Description d'occupation de sol	Class de NLCD
Open water <20%	11
Perennial ice/snow	12
Developed, impervious<20%	21
Developed, impervious 20-49%	22
Developed, impervious 50-79%	23
Developed, impervious 80-100%	24
Barren land (rock clay)	31
Shrub >20%	51, 52
Evergreen forest >20%	41, 42, 43
Grass land (Pasture, herbaceous)	71, 81, 85, 84
Woody wetland (soil saturated)	91, 92
Cultivated crops	82
Herbaceous wetlands	90, 95

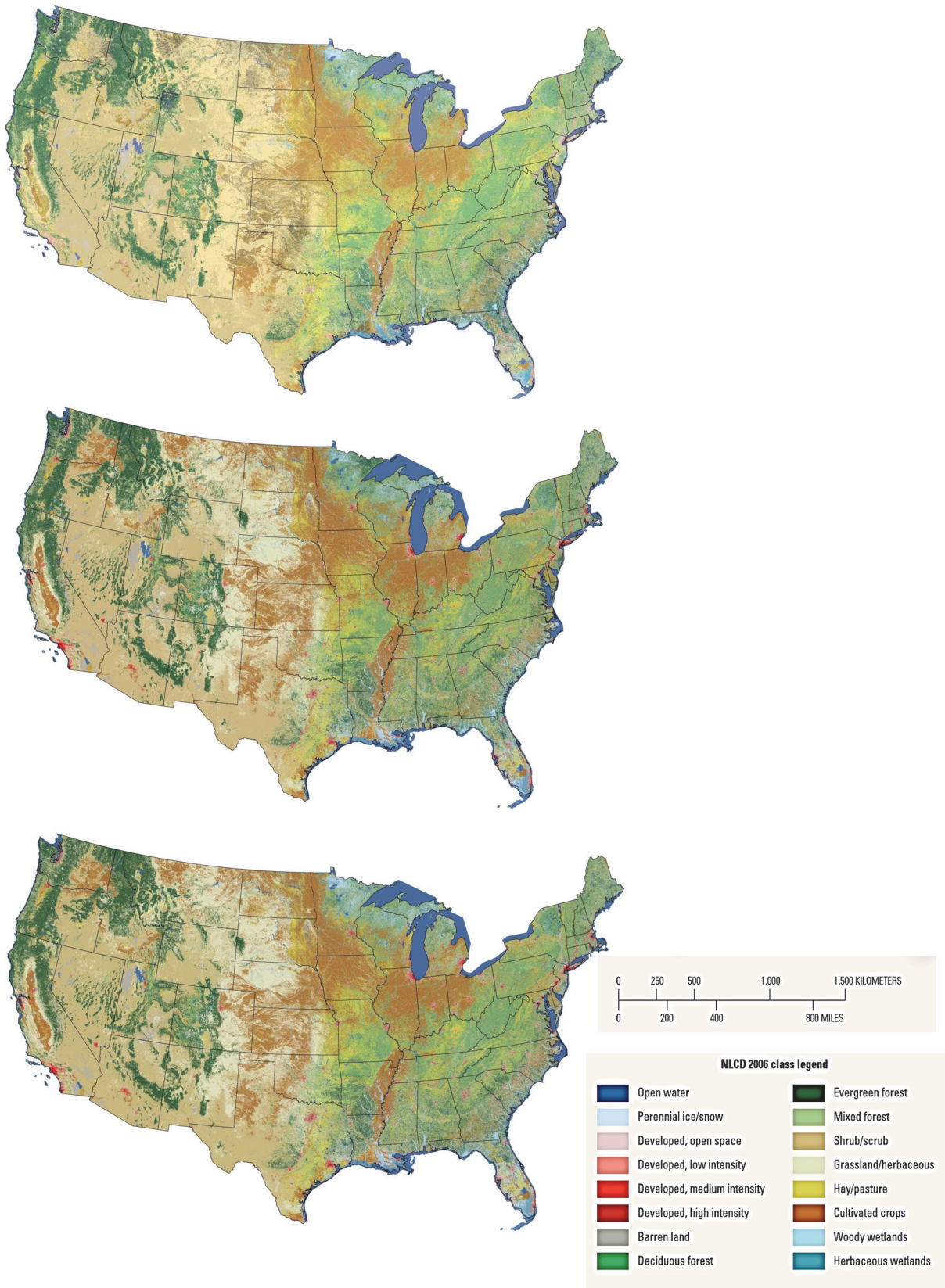


Figure 2-6. Cartes issues de la base de données NLCD pour les trois années disponibles : 1990 (en haute), 2001 (au milieu) et 2006 (en bas). Dans ces cartes le pourcentage de zones urbaines (rouges) a augmenté dans le temps.

La Figure 2-7 montre la distribution de nombre de bassins versants avec différentes surfaces imperméabilisées (les classes 21, 22, 23 et 24 (Tableau 2-4)) pour les 306 bassins versants utilisés dans cette étude.

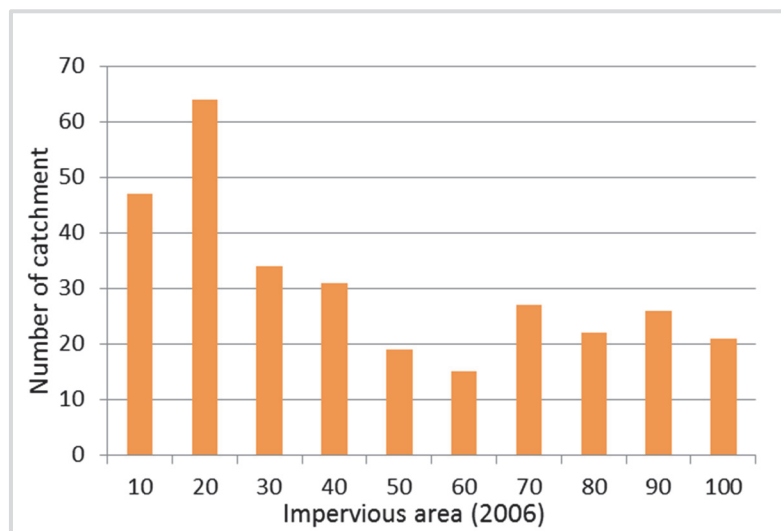


Figure 2-7. La distribution des pourcentages de surface imperméabilisée dans les 306 bassins versants étudiés. *Impervious area* est le pourcentage de zones urbaines en NLCD 2006.

2.6.2 Données de densité de logement (« *Housing density* », HD)

L'estimation de la surface urbaine à partir des cartes de NLCD, n'est disponible que sur trois années (1990, 2001 et 2006), ce qui n'est pas suffisant pour des analyses sur le long terme.

Par conséquent, pour cette étude les données de densité de logements reconstituées par Theobald (2005), à partir des campagnes de recensement de la population ont été utilisées. Ces données sont disponibles sur un maillage de 90 mètres par 90 mètres à partir de l'année 1940 pour chaque période de 10 ans de 1940 à 2010. Les classes de densité de logements utilisées dans HD ont été déterminées par Theobald (2005) qui propose notamment un seuil de densité pour caractériser les surfaces urbaines à partir de densités des logements de 1.7 acres (environ 6900 m²) par maison (Tableau 2-5).

Tableau 2-5. Description des classes utilisées dans HD par Theobald (2005).

GridCode	Name	Acres per housing unit
0	Rural1	Undeveloped
1	Rural1	>80
2	Rural1	50-80
3	Rural1	40-50
4	Rural2	30-40
5	Rural2	20-30
6	Rural2	10-20
7	Exurban/urban	1.7-10
8	Exurban/urban	0.6-1.7
9	Exurban/urban	<0.6
10	Commercial / Industriel / Transport (CIT)	-

Ces données de densité de logement ne sont pas exploitables tel quel. Il a fallu s'interroger sur le seuil de densité à partir duquel un pixel est considéré comme urbain. Les premières estimations de la zone urbaine ont été faites à partir des trois cartes de NLCD (1990, 2001, 2006) et huit cartes de HD (1940, 1950, 1960, 1970, 1980, 1990, 2000, 2010) sur un échantillon de 628 bassins versants parmi des 9332 bassins versants de la base de données de GAGE II.

Pour comparer les fractions urbaines similaires à celles de la base de données NLCD à partir des cartes de densité de logements, cinq étapes ont été suivies (Figure 2-8) : 1. La projection des zones urbaines des cartes NLCD et HD sur 628 bassins versants pour considérer le recouvrement des deux cartes ; 2. L'estimation de la surface de recouvrement déterminée comme urbain dans les deux cartes ; 3. L'utilisation des tableaux de contingence sur les données de zone urbaine ; 4. L'estimation des fractions des zones urbaines de recouvrement entre les mailles des données urbaines de NLCD et les données de densité de logement HD ; 5. L'utilisation des fractions obtenues à multiplier sur les surfaces urbaines de HD et reconstruire ainsi l'urbanisation avec la même résolution que NLCD (Tableau 2-6).

Tableau 2-6. La fraction des zones urbaines entre HD et NLCD.

HD Gridcode (unit par acre)	NLCD associated urban fraction	NLCD nonurban percentage
Undeveloped	0.03	0.97
1/160 <	0.03	0.97
[1/160,1/80]	0.04	0.96
[1/80,1/40]	0.04	0.96
[1/40,1/20]	0.06	0.94
[1/20,1/10]	0.09	0.91
[1/10,1/5]	0.16	0.84
[1/5,1/1.7]	0.34	0.66
[1/1.6,2]	0.67	0.33
[2,5]	0.88	0.12
[5,10]	0.93	0.07
> 10	0.93	0.07
Industrial/commercial	0.84	0.16
Urban/regional parks	0.1	0.99

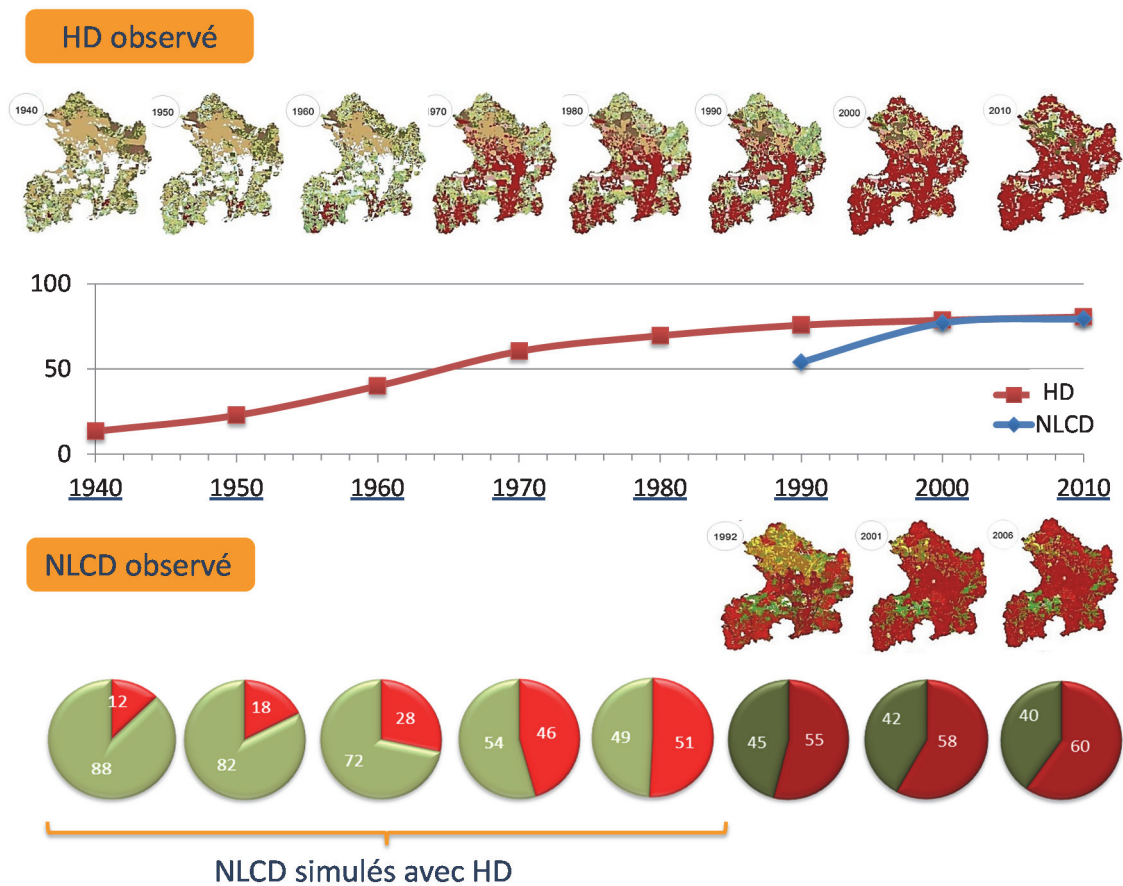


Figure 2-8. Reconstruction de l'urbanisation basée sur les classes NLCD avec les cartes HD pour un bassin versant (Ferson Creek). Dans les camemberts, la couleur rouge correspond aux pourcentages d'urbain et la couleur verte aux pourcentages de non-urbain.

Enfin, la fraction obtenue a été multipliée sur les différentes années des densités de logement, pour calculer la surface urbaine correspondant à la surface urbaine en NLCD.

La Figure 2-9 illustre une bonne corrélation entre les surfaces urbaines simulées à partir de HD et les surfaces urbaines NLCD (pour l'année 1990).

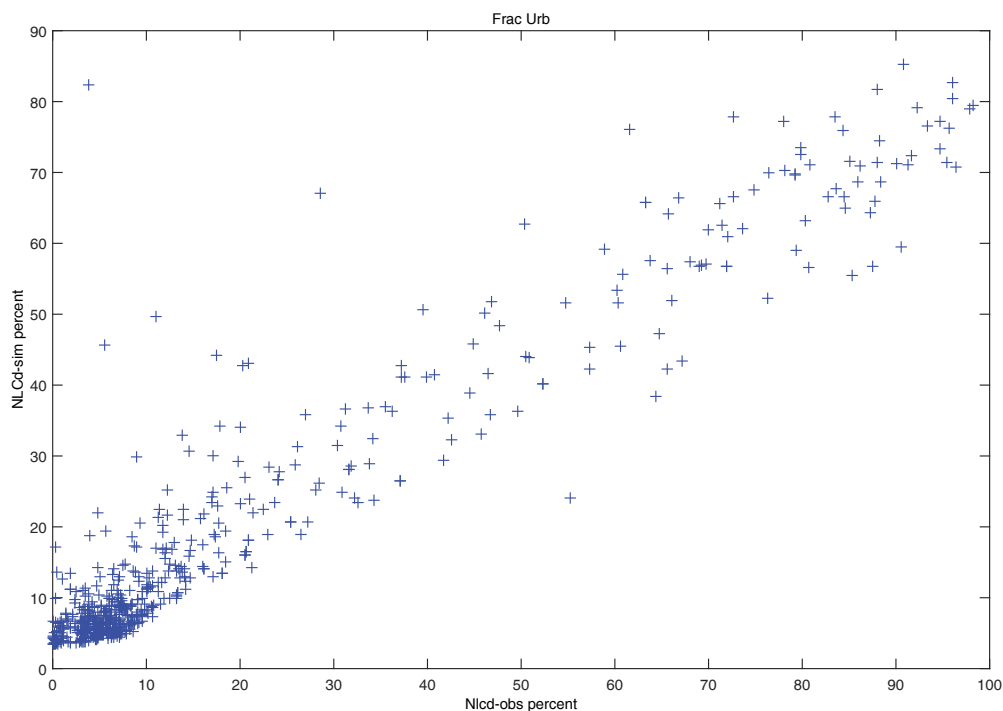


Figure 2-9. Comparaison entre surface urbaine pour 670 bassins versants reconstituée avec les cartes de densité de logements (HD) et surface urbaine données par les cartes d'occupation du sol (NLCD) pour l'année 1990 (un exemple)

2.7. Conclusion

Nous avons vu dans ce chapitre que l'échantillon de 306 bassins versants sélectionnés représentait une grande diversité de superficie (6 - 10,000 km²) et de fraction urbaine (2.5 - 99.8 %). Il faut noter que la variabilité climatique de l'échantillon est importante d'un point de vue spatial et temporel. Pour illustrer cette variabilité, la Figure 2-10 montre les

pourcentages d'augmentation de la quantité de la pluie forte tombant dans les différentes régions aux Etats-Unis entre 1958 à 2007. Cette figure montre une augmentation relativement plus forte des précipitations extrêmes dans la zone nord-est aux Etats-Unis.

Nous avons brièvement décrit dans ce chapitre les deux bases de données climatiques utilisées dans la suite du manuscrit : les données ponctuelles des stations de la NOAA et les données de réanalyses maillées de Livneh et al. (2013). La comparaison des résultats du modèle GR4J en utilisant les deux bases des données n'a pas montré une grande différence entre ces deux bases des données, ce qui nous permet de présenter les chapitres suivants d'une façon homogène, en considérant que les résultats présentés sont peu dépendants de la base de données climatiques choisie.

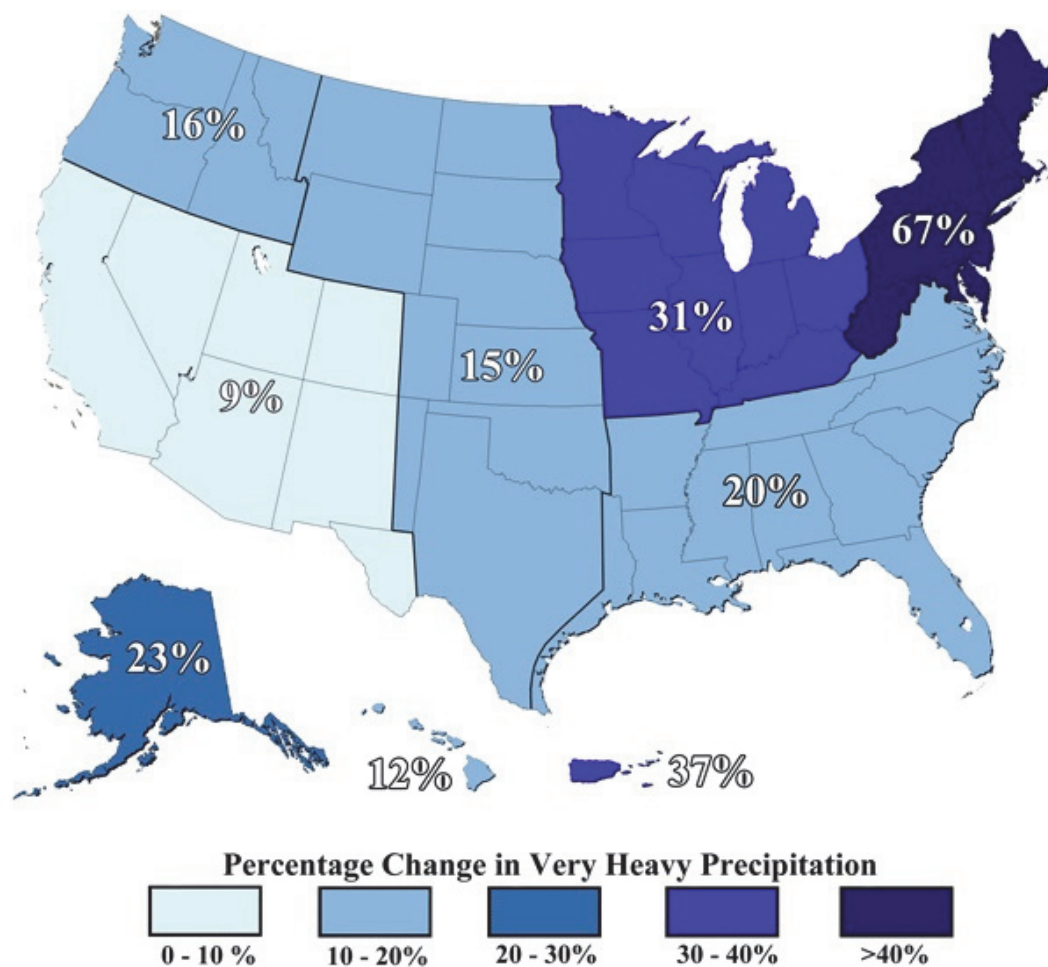


Figure 2-10. Les pourcentages d'augmentation de la quantité de la pluie forte tombant dans les différentes régions aux Etats-Unis entre 1958 à 2007 (Groisman *et al.*, 2004).

Nous avons également présenté dans ce chapitre les deux bases de données d'occupation de sol aux Etats-Unis, la base de données « vraies » de la base de données spatiales NLCD et la

base de données spatiales de densité de logement (*Housing density*) sur un maillage de 30 et 90 mètres respectivement. La complémentarité de ces bases de données nous a permis d'établir une base de données historiques de l'urbanisation sur les bassins versants étudiés, prérequis essentiel au travail présenté dans ce manuscrit. et nous a permis d'utiliser la méthodologie de « Landscape metrics » (voir Annexe B).

3

Modelling approaches to detect land use changes: urbanization analyzed on a set of 43 US catchments

Sommaire

3. Top-down approaches to detect land use changes.....	51
3.1. Préambule	53
3.2. Abstract.....	53
3.3. Introduction	54
3.3.1. Urbanization and hydrology: well-spread ideas and subtleties.....	54
3.3.2. Quantifying flow changes due to urbanization (or other land use change).....	55
3.4. Scope of the paper	58
3.5. Methods	58
3.5.1. Paired catchment approach.....	58
3.5.2. Model residual approach	59
3.5.3. Model parameters calibration and uncertainty analysis	61
3.5.4. Detection and quantification of flow changes due to urbanization.....	62
3.6. Data.....	64
3.6.1. Hydroclimatic data	64
3.6.2. Land use data and urban analysis.....	66
3.7. Selected paired catchments.....	68
3.8. Results and discussion	69
3.8.1. Paired and model residual basic information analysis	71
3.8.2. Trend and change detection results (paired approach).....	72
3.8.3. Comparison of paired and model residual approaches.....	74
3.9. Conclusion.....	77

3.1. Préambule

Ce chapitre présente la comparaison de deux méthodes permettant de quantifier l'impact hydrologique de l'urbanisation : la technique des bassins versants appariés et une approche par modélisation hydrologique avec le modèle GR4J (Perrin *et al.*, 2003) fonctionnant au pas de temps journalier (Salavati *et al.*, 2015). La méthode des bassins versants appariés repose sur la comparaison des évolutions de débits d'un bassin urbain qui s'est urbanisé pendant la période de test avec celle d'un bassin non-urbain, pris comme témoin. Nous avons essayé dans ce chapitre de calquer l'approche par modélisation à l'approche des bassins appariés, afin de proposer un cadre méthodologique homogène pour cette comparaison. Pour cela, l'approche par modélisation repose sur l'analyse des résidus de simulation d'un modèle calé sur le bassin urbain mais avant que l'urbanisation ait eu lieu, ce qui permet de constituer des séries d'écoulements sur les bassins urbains comme si l'urbanisation n'avait pas eu lieu. Enfin, les changements de débit attribués à l'urbanisation sont ensuite mis en rapport avec la variation du taux de surfaces urbaines. Ce chapitre permet d'évaluer la méthodologie de quantification de l'impact hydrologique par modélisation en la confrontant à une autre méthode. Cette approche par modélisation sera ensuite appliquée sur un échantillon beaucoup plus important de bassins versants urbains (chapitre 5).

Bahar Salavati ^{a,b}, Ludovic Oudin ^{a,b}, Carina Furusho ^c, Pierre Ribstein ^{a,b}

Ce chapitre a été soumis à Journal of Hydrology.

(a) Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, UMR 7619 Metis, Case 105, 4 place Jussieu, F-75005 Paris, France.

(b) CNRS, UMR 7619 Metis, Case 105, 4 place Jussieu, F-75005 Paris, France.

(c) IRSTEA, Hydrosystems and Bioprocesses Research Unit, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex

3.2. Abstract

Paired catchment approach probably provides the most robust method to detect the effects of land-use change on catchments' flow characteristics. This approach is limited by the availability of two neighbor catchments with and without land-use change under similar

climate conditions. This paper uses a hydrological model to detect the hydrological change caused by urbanization. This study describes 1) use a statistical method to evaluate change detection relative to variation of land use change, 2) simulation of non-urban condition for the urban catchment with an alternative approach, to this aim stream flow series of urban catchments have been reconstructed from the period that urbanization had not taken place yet, and 3) the model validation with observed data.

This paper intends to compare the flow changes detected by two different approaches: a regional statistical approach (the paired-catchment approach) and a conceptual modelling approach (the residual approach) on the particular case of urbanized catchments. To investigate the sensitivity of the results to the settings of both approaches, the comparison is made on a relatively large number of 24 catchments located in the United States, with relatively large gradients in terms of geomorphology and hydroclimatic characteristics. Results show that the two approaches are generally in relative good agreement in terms of detection and quantification of changes for the three flow characteristics analyzed (mean annual flow, high and low flow characteristics). Besides, it is found that the impact of urbanization on the catchment's hydrologic response is difficult to generalize: the proportion of nonsignificant trends, significantly increasing decreasing trends are on the same order of magnitude, even if an increase in urban areas generally has a greater impact on mean flows and high flows than on low flows.

Keywords: rainfall-runoff modeling, urbanization, paired catchments, land use change.

3.3. Introduction

3.3.1. Urbanization and hydrology: well-spread ideas and subtleties

Urbanization and population concentration are suspected of having multiple impacts on the catchment's hydrologic response (Geiger *et al.*, 1987; Shaw, 1994). These impacts originate from a multiplicity of landscape modifications: the reduction of the perviousness of urban areas compared to natural land uses (see the review by Jacobson, 2011) is often highlighted but local water resource management activities such as natural pathways modifications (Motta *et Tucci*, 1984), detention basins and dams (FitzHugh *et Vogel*, 2011), inter-basin transfers, effluent discharge (Barringer *et al.*, 1994) and/or groundwater pumping (Claessens *et al.*,

2006) might also change significantly river flow dynamics and the amount of released water at the outlet of an urbanized catchment.

This multiplicity of modifications may potentially lead to compensations (Prosdocimi *et al.*, 2015) and makes it difficult to synthesize the results from the numerous case studies related to the impact of urbanization on catchment's hydrologic response (Brath *et al.*, 2006) and in some cases the observed data are not in full agreement with the wide-spread ideas that urbanization tends to increase flood occurrence (Rose *et al.*, 2001; Brandes *et al.*, 2005; Kauffman *et al.*, 2009) and intensity while decreasing baseflow (Meyer *et al.*, 2002; Rozell, 2010). Beyond the site-specificity of the impacts of urbanization on catchment's hydrologic response, there is also the problem of measuring urbanization from a hydrological standpoint. Many efforts are still made to determine modifications of catchment imperviousness due to land use change (see e.g. Miller and Grebby, 2014). More often, population density and fractions of urban areas are usually derived to quantify urbanization, even if they are relatively poor proxies to impervious cover estimates (Shuster *et al.*, 2005) and do not provide any information on the modification of landscape structures (see Jacobson, 2011) and on the drainage network modifications.

3.3.2. Quantifying flow changes due to urbanization (or other land use change)

The difficulty to determine the flow changes caused by urbanization also stems from the difficulty to quantify this change. Many facets of the hydrograph might be studied (Braud *et al.*, 2013; Homa *et al.*, 2013) such as shape, peak values, runoff yields, quick and slow flow volumes, flow duration curves, etc. These diverse hydrological characteristics might be impacted simultaneously by climate variability and urbanization, which makes it difficult to distinguish the causal effects of change (DeWalle *et al.*, 2000; Hejazi *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2013; Rougé *et al.*, 2014). To cope with this climate confusing effect, urban hydrologists usually follow similar methodologies as "rural" hydrologists (Blöschl *et al.*, 2007; Wagener, 2007). Three main approaches are generally considered, each one with its specific advantages and inherent drawbacks. These approaches are briefly described in the following (for more details on this issue see, Bronstert *et al.*, 2002; Wagener, 2007; McIntyre *et al.*, 2014).

1. The *physically-based modelling approach* is a priori the most rational way to investigate the impacts of urbanization on flow. While land use characteristics of the catchment are explicitly represented and all the processes influenced by them are

modeled using parameters that, in theory, can be measured, in practice calibration is often required (De Roo *et al.*, 2001; Niehoff *et al.*, 2002). Past experiences showed interesting results of this approach (Li *et al.*, 2009; Zhou *et al.*, 2013; Miller *et al.*, 2014). But modifications mean additional parameters and process descriptions which could increase model uncertainty (Niehoff *et al.*, 2002) that remains difficult to quantify with this approach. This approach allows analyzing separately causal controls of urbanization on catchment hydrological behavior but the result is largely a reflection of the assumptions involved in the model structure (Blöschl *et al.*, 2007).

2. The ***regional statistical approach*** is a top-down approach consisting essentially in trend analyses of long-term flow data series within a comparative framework including both catchments that encountered changes and steady-state catchments. This approach might either be applied on several catchments with a large gradient of land use changes (DeWalle *et al.*, 2000; Rose et Peters, 2001; Konrad et Booth, 2005; Homa *et al.*, 2013) or just on a couple of contrasted catchments within the so-called paired catchment framework (Changnon et Demissie, 1996; Yang *et al.*, 2013). The paired catchments approach is a straightforward method to separate the effects of land uses from climate. Originally developed for small forested catchments, the main difficulty to apply this approach on urbanized catchments lays in the role of different factors besides land use change. It is almost impossible to find a 'non-disturbed' control catchment near an urbanized catchment: more often, the control catchment has also experienced land use modifications and/or is quite far from the urbanized catchment so that the environmental settings (climate, geology) are not fully similar (see the discussion by McIntyre *et al.*, 2014). Besides, except for some experiments in forestry and agronomy, land use changes have no step changes and it is complicated to identify contrasted and stationary in pre-change and post-change periods.
3. The ***conceptual modelling approach*** attacks the problem from the other end, by looking for changes in the hydrological signal time-series in urbanizing catchments and then identifying repeatedly model parameters on successive time periods (see e.g. Hejazi et Moglen, 2008). Most of conceptual models will not have parameters explicitly related to land use and thus, the link between land use changes and parameters will be done a posteriori, in a statistical way (Lørup *et al.*, 1998). Seibert and McDonnell (2010) reviewed and applied existing methodologies involving conceptual hydrological models to detect and quantify flow changes due to land use changes. These methodologies include (i) the residual approach (see also Kuczera *et*

al., 1993) consisting in analyzing the residuals for the period after change of a model calibrated on the period before change, (ii) the comparison of model parameter values obtained on the period before and after change and (iii) comparison of streamflow time series simulated using different calibration periods (Schreider *et al.*, 2002; Andréassian *et al.*, 2003; Siriwardena *et al.*, 2006; Seibert et McDonnell, 2010). Since paired catchment is probably more appropriate for small and spatially close catchments due to their similar characteristics (precipitation, soil condition etc.), conceptual modelling could be a way to deal with land use change impact detection in larger catchments for which control catchments are difficult to find (Andréassian *et al.*, 2003; Andréassian, 2004; Seibert et McDonnell, 2010). The difficulties with the conceptual modelling (top-down) approach is that changes in model parameters due to land use changes are not predictable due to the lack of clear relationships between model parameters and land use characteristics (Hundecha et Bárdossy, 2004). This clearly precludes the use of such models in scenario studies. Another difficulty is related to model uncertainties but these uncertainties can be taken into account in a rather straightforward way (see e.g. Seibert et McDonnell, 2010).

Whatever the chosen approach, uncertainties may be quite large and in some cases larger than the potentially detected flow changes. Whereas these uncertainties are usually recognized and sometimes tackled with uncertainty analyses, very few studies compared the different existing approaches to detecting and quantifying the flow changes due to land use change. Zègre *et al.* (2010) compared the conceptual modelling approach on a couple of catchments, in which one of them is less urbanized to the other. Bowling *et al.* (2000) explored flood magnitudes changes in 24 western Washington catchments where forest harvest and road construction occurred within a 70-year time period. They compared the results obtained from a paired catchment approach to the results obtained with a model based approach (the residual approach mentioned above). They found rather different results with the two approaches and they attributed these differences to the difficulty to find control catchments in the vicinity of the catchments that experienced land use changes. They clearly question the credibility of the different approaches utilized to quantify flow change.

3.4. Scope of the paper

The main objective of the paper is to compare the flow changes detected by two approaches: a regional statistical approach (the paired-catchment approach) and a conceptual modelling approach (the residual approach) on the particular case of urbanized catchments. To investigate the sensitivity of the results to the settings of both approaches, the comparison is made on a relatively large number of 24 catchments, with relatively large gradients in terms of catchment area, land use, climate settings, flow dynamics etc. This approach allows investigating the sensitivity of the detected impacts to these environmental settings. Except the study by Bowling et al. (2000) focusing on forest harvest, the authors are not aware of similar comparison studies on such a large catchment set, particularly in the case of urbanized catchments.

The paired catchment approach requires control catchments being selected in the vicinity of the urbanized catchments while the residual approach requires a hydrological model being calibrated on the urbanized catchments. To avoid as much as possible the specific problems due to the settings of both approaches, the selection of the control catchments (see Section 2) was undertaken with particular care and the hydrological model uncertainties were taken into account (see Section 3). Besides, an original framework is proposed in this paper (see Section 3) to compare the results of both approaches (Section 4).

3.5. Methods

3.5.1. Paired catchment approach

The rationale behind paired catchment analysis is based on the hypothesis that functional relationships exist between the flow variability of two spatially close catchments. Since the two catchments are assumed to be under similar climatic settings, the functional relationships remain valid until a change occurs on one of the catchments, usually referred as the disturbed catchment (Figure 3-1). Although simple and straightforward, this approach is very limited by data availability, because paired catchments must be relatively closed to be considered under similar climate settings, but with a different land use history. Moreover, the number of concomitant observations on the catchments must be sufficient to identify significant functional relationships for pre- and post-change periods.

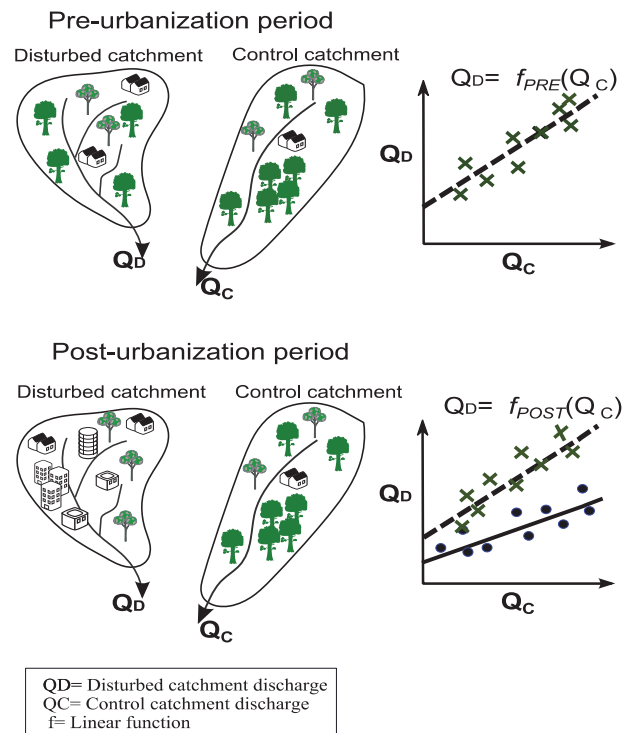


Figure 3-1. Scheme of paired catchment analysis using flow observations. P is precipitation, PE: evapotranspiration and XPRE model parameters for preurbanisation period.

Unlike the usual applications of paired catchment approaches on step land use changes, such as deforestation, urban areas usually spread gradually. Therefore, it is harder to determine two contrasted periods for stream flow time-series analysis. Hereafter, the time series of both disturbed and control catchments were divided into two sub-periods: the preurbanization period and the posturbanization period. The data time series of urban catchments (1940 to 2010) were divided into two sub-periods: the first and last 20 years of the time series, without gaps, are considered as preurbanization and posturbanization period respectively.

3.5.2. Model residual approach

In this study, we compared paired catchment analysis with the model residual approach. The model residual approach was slightly modified to mimic the paired catchment analysis (Figure 3-2). It consists in basically replacing the control catchment with the simulation of the disturbed catchment itself using parameters calibrated on the preurbanization period to simulate discharge flow without the influence of increasing urban area. Given that the model parameters calibrated for the preurbanization period represent the nonurban behavior of the catchment. Then the discharge simulated with these parameters is the one that would have

occurred in the urban catchment if urbanization had not increased. Thus, the differences between simulated and observed discharges for the period after urbanization are attributed to the effect of urbanization change on the hydrologic response.

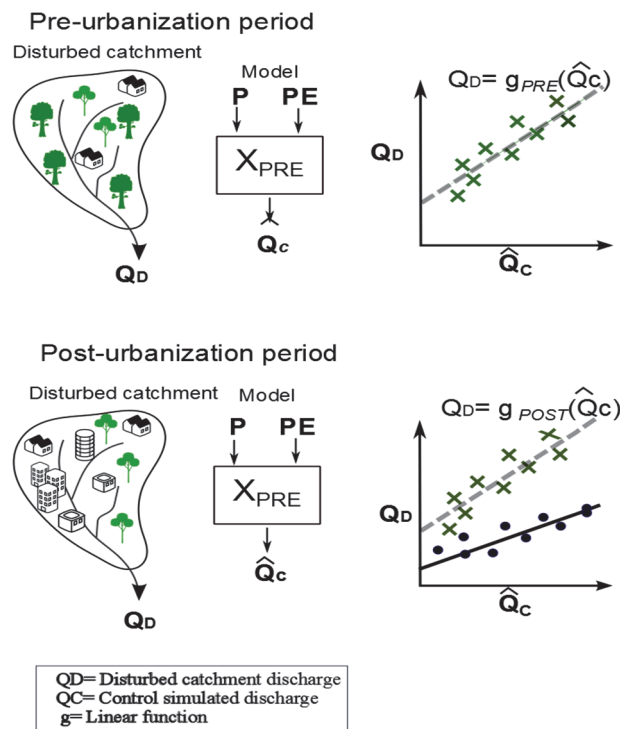


Figure 3-2. Model residual analysis involving hydrological modeling. P is precipitation, PE: evapotranspiration and X_{PRE} is the set of model parameters for the preurbanisation period.

Of course, this methodology relies heavily on the ability of the model's parameters to represent the catchment's nonurban conditions. Conversely, the model is not calibrated on the post-urbanization, only the observed flow data are used on the post-urbanization period. This avoids the problems of changing the model structure to fit the specificities of urban hydrological processes. Consequently, the rainfall-runoff model used in this study (the GR4J model, Figure 3-3), is a conceptual daily four-parameter hydrological model developed mainly for rural catchments, requiring daily potential evapotranspiration and mean areal rainfall as inputs (Perrin *et al.*, 2003). This model was applied on more than 1,000 catchments in France (Le Moine *et al.*, 2007) and to hundreds of catchments from various

countries (Australia, Brazil, Ivory Coast, Mexico, Great Britain, United States, etc.) with large gradients in terms of climate and geomorphological settings.

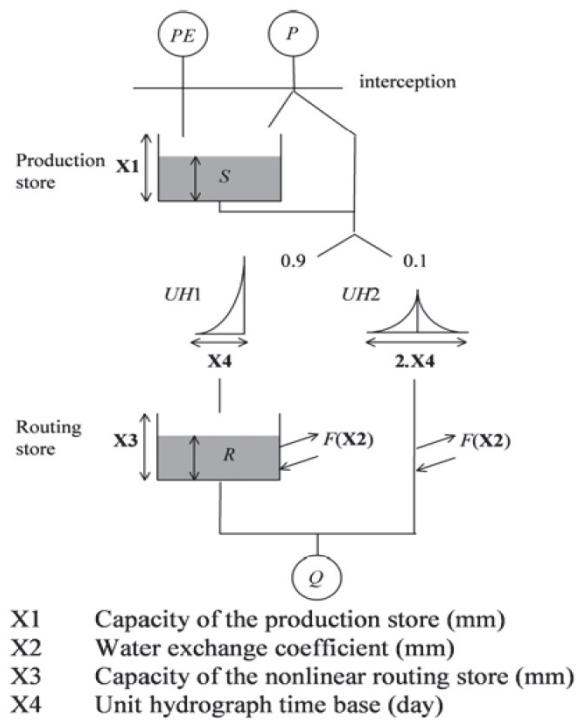


Figure 3-3. GR4J model structure and calibrated parameters (Perrin et al., 2003), P is precipitation, PE: evapotranspiration, UH: unit hydrograph

3.5.3. Model parameters calibration and uncertainty analysis

To calibrate model parameters on each catchment, the Nash Sutcliffe Efficiency (NSE) coefficient (Nash et Sutcliffe, 1970), computed on the square root of discharge, was used as the objective function. This objective function was used since it provides a good trade-off between high and low flow simulations (Oudin et al., 2006). Since one of the objectives of the paper is to assess the impact of urbanization on a wide range of flows, this objective function appears more appropriate. If for other studies the methodology is applied to focus on a specific range of the flow values distribution, this objective function might certainly be modified to increase model efficiency on this specific range. The optimization procedure relies on a local search algorithm, steepest descent local-search procedure developed by Edijatno et al (1999). In this study, model parameter uncertainty was dealt with following a bootstrapping approach on the calibration years. The pre- and post-urbanization periods

consist in the 20 first and last years of record respectively. The choice of the 20-year periods stems from a trade-off between two contradictory objectives: getting a calibration period of sufficient length to obtain reliable calibrated model parameters and getting two contrasted periods in terms of urbanization extent. The calibration of the rainfall runoff model was applied on a set of 15 years among the 20 available. The 15 years were drawn randomly from the 20 and this was performed 20 times, yielding to 20 sets of model parameters for each catchment on the pre-urbanization period. The 20 flow simulation records are then used for further analyses, allowing estimating uncertainty bounds on flow change estimation.

3.5.4. Detection and quantification of flow changes due to urbanization

Three flow characteristics were analyzed in this study in order to investigate the impact of urbanization for different flow conditions. The mean annual flow allows investigating the impact of urbanization on the catchment water balance.

Q05 and Q95 defined as the runoff exceeded 95% and 5% of the time respectively allow investigating the impact of urbanization on low flow and high flow values, respectively.

As in paired catchment studies, changes were detected in two steps. First, for paired catchment analysis, the linear relationships between the three annual flow components of the control and disturbed catchments were obtained for periods before and after urbanization. As for the model residual approach, linear relationships were obtained between observed flows and flows simulated by the model with parameters calibrated on the period before urbanization. Second, an analysis of covariance (ANCOVA) was performed to determine if the relationships between control and disturbed catchment flow characteristics (mean flow, Q05 and Q95) before and after urbanization were significantly different at the 0.1 level (Thomas et Megahan, 1998). The ANCOVA approach used in this paper consists in comparing two linear models: a full model (Equation 1) which incorporates individual slopes and intercepts for the two periods considered (before and after urbanization) and a completely reduced model (Equation 2) which incorporates only a single slope and intercept for the two periods.

$$\widehat{y}_{ij} = \alpha_1 + \beta_1 x_{i1} + \alpha_2 + \beta_2 x_{i2} \quad (1)$$

$$\widehat{y}_{ij} = \alpha + \beta x_{ij} \quad (2)$$

Where \widehat{y}_{ij} represent the predicted annual flow values of the disturbed catchment and x_{ij} represent the annual flow values of the control catchment. In equation (1), it is understood

that if the i th annual flow value belongs to the period before urbanization, then $\alpha_2 = 0$, $\beta_2 = 0$ and $j = 1$ in the subscript for \widehat{y}_{1j} while $\alpha_1 = 0$, $\beta_1 = 0$ and $j = 2$ in the subscript for \widehat{y}_{1j} if the i th annual flow value belongs to the period after urbanization.

The extra sum of squares principle (Draper et Smith, 1998) is then followed in order to detect if the flow values belonging to the two periods can be considered as equivalent datasets (null hypothesis). Basically, the tests consists in assessing whether the regression sum of squares of the two models of equation (1) and (2) are significantly different. Note that based on the same principle, other hypotheses can be tested by considering model with similar slopes but similar intercept and vice-versa. These complementary tests were not implemented to keep the presentation concise.

To quantify the changes for the three flow components, the method followed by Harr et al. (1975) was applied. It consists in computing the change based on differences between the regression equations obtained for pre- and posturbanization periods at a specific flow value for the control catchment. This specific flow value corresponds to the mean of the pre- and post-treatment means of flow for the control catchment (Figure 3-4).

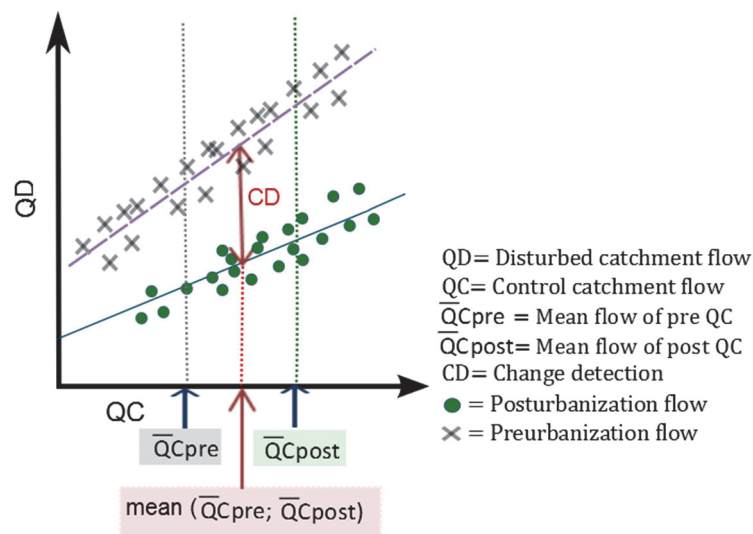


Figure 3-4. Method used to determine flow change from preurbanization to posturbanization. Red two-way arrow is the estimated flow change between pre- and posturbanization (chaque point présent une année hydrologique).

3.6. Data

3.6.1. Hydroclimatic data

The studied catchment set includes 43 US catchments composing 24 pairs of urban and nonurban catchments, five non-urban catchments being used twice for different urban catchments (Figure 3-5). This catchment set was selected among the dataset of 9332 US catchments, with dataset from 1940 to 2010, of the Geospatial Attributes of Gages for Evaluating Streamflow version II (Falcone, 2011). The selection of the 24 pairs of catchments was dealt with the following two stages.

First, urban catchments were selected on the basis of the following criteria:

1. The percentage of urban areas in must be greater than 15% in 2006. This threshold was rather arbitrarily chosen and the literature review does not provide clear indications either on this threshold value or on the definition of a urban catchment. This 15% value might appear rather low but this allows getting a wide spectrum of intensity of urbanization. Besides, note that this threshold value is imposed at the first stage of the selection but it is rather the change in the percentage of urban area that is used hereafter for selecting the urban catchments and for analyzing their response to urbanization;
2. The estimated lag time between precipitation and runoff must be greater than 1 day since the rainfall-runoff model works at the daily time step and the hydroclimatic data were available at the daily time step. This unfortunately precludes the inclusion of small heavily urbanized catchments;
3. The snow percent of total precipitation must be less than 20% since no snow routine was included within the rainfall-runoff model;
4. The number of years of flow record must be greater than 20 years for the period of 1940-1975 and greater than 20 years for the period 1985-2010. The rationale of the 20-years record period lies in a trade-off between the minimum length of record period to calibrate properly the hydrological model and the need to get relative independent sub-samples of 15-year records drawn among the 20-year calibration period, necessary to the uncertainty analysis performed;
5. The influence of dams and/or reservoirs should be minimal. We used the normal dam storage in catchment from the GAGES II database and imposed that this normal storage volume represent less than 10% of the mean annual flow.

This first selection leads to a database of 111 urban catchments out of 265.

Second, the selection of the urbanized catchments was conditioned by the availability of a non-urban catchment in the vicinity of the urbanized catchment. The non-urban catchments were selected among the reference catchments of GAGES II that present less than 10% of urban areas and for which flow data are available for 20 concomitant years with the flow data of the paired urban catchment. The maximal distance between the centroids of the urban catchment and its paired non-urban catchment was set to 60 km.

Note that these criteria might yield several potential non-urban paired catchments for a given urban catchment. In these cases, we selected the non-urban catchment that was the most similar to the urban catchment on the basis of the strength of the linear relationship between annual flow values for the period before urbanization.

This selection procedure yields a set of 24 urban catchments and 19 non-urban catchments. Then, daily flow data were retrieved from the USGS stream gages database. Daily precipitation and air temperature data for each catchment were gathered from the database proposed by Livneh et al. (2013) based on the reanalysis method described by Maurer et al. (Maurer *et al.*, 2002). This dataset consists in gridded daily meteorological data at the spatial resolution of $1/16^\circ$. Mean areal daily precipitation data were then computed on each catchment and mean areal daily potential evaporation were estimated from air temperature using a simple temperature-based potential evaporation formulation (Oudin *et al.*, 2010).

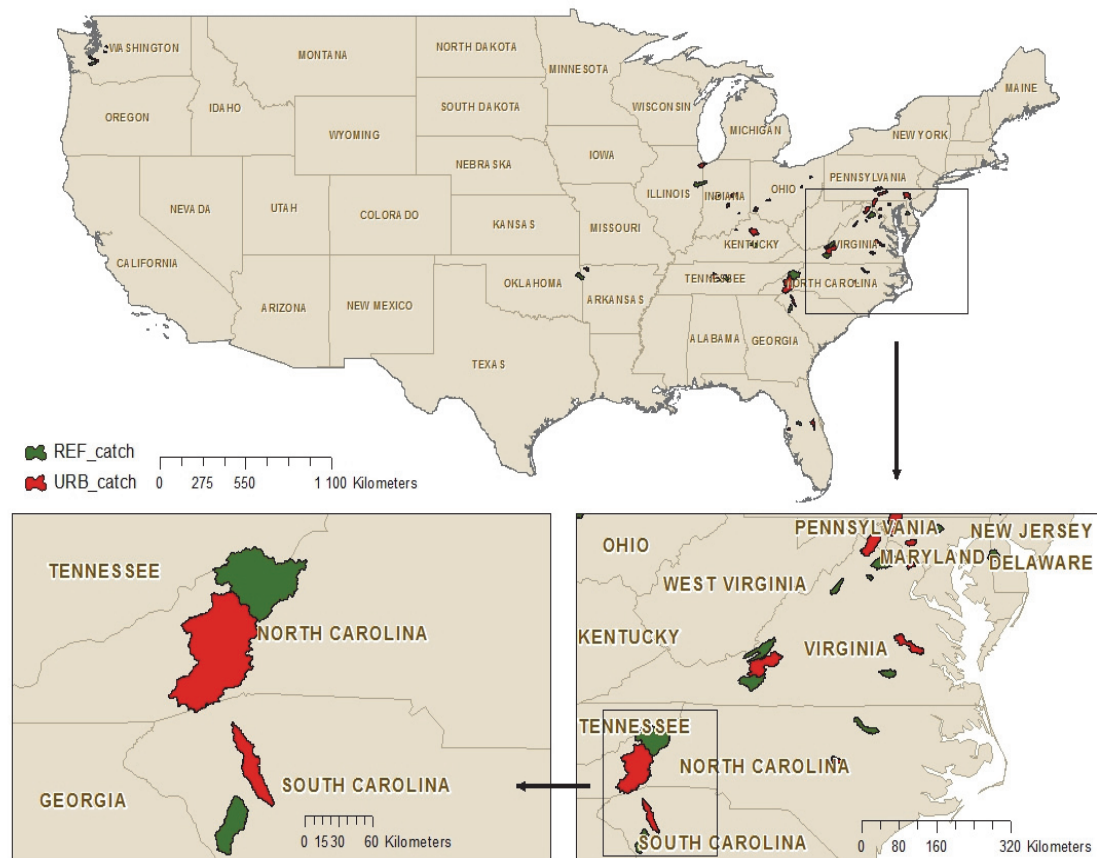


Figure 3-5. Location of 24 paired catchments in the United States and one of the paired catchments as an example. REF_catch= reference catchment (green) and URB_catch= urban catchment (red).

3.6.2. Land use data and urban analysis

Land use maps over the selected catchments were retrieved from the National Land Cover Database (NLCD) at a 30-m resolution, available for the years 1992, 2001 and 2006. The maps provide the information on the percentage of urban areas with imperviousness ranging from 20% to 100% (Plasker, 2011). Since the 1992–2006 period is quite short compared to the available hydroclimatic time series, we used the *housing density* (HD) maps at a 90-m resolution as a proxy for urbanization to estimate long-term changes in urban areas. *Housing density* maps were developed by Theobald (2005) and were available from 1940 to 2010, every 10 years (Hammer *et al.*, 2004).

The HD maps were provided with 14 classes and Theobald (2005) proposed some interpretation of this classes in terms of urbanization (area with more than 2 units per acre are considered urban areas). Urban areas derived from HD maps were found to match relatively

well urban areas derived from historical satellite images and aerial photographs (Karstensen *et al.*, 2013) In our study, we revisit the urban classes proposed by Theobald (2005) by comparing the HD maps to the NLCD maps. Instead of using a crisp conversion matrix between HD classes and the developed classes of NLCD, we fitted a fuzzy conversion matrix, i.e. each HD class is a composite of urban and non-urban areas (see Table 1). This may partially cope with the difference in terms of spatial resolution (30-m for the NLCD maps and 90-m for the HD maps).

The approach involved first estimating the urban area from the NLCD of three existing maps (1992, 2001 and 2006) and the urban area for eight HD maps (1940, 1950, 1960, 1970, 1980, 1990, 2000 and 2010) over 628 catchments sampled from 9332 US catchments of the GAGES II database. To estimate the urban area for 1940–2010 from the HD based on the NLCD maps (30-m resolution), we derived the conversion matrix by following five steps were followed: 1. projecting the NLCD and HD maps for 628 catchments on a shared background to investigate their overlapping surface; 2. calculating the sum of the overlapping surface determined to be urban in the two maps; 3. using cross-tabulation analysis as a contingency table analysis on the urban area data. A cross-tabulation is a two-dimensional table that records the number (frequency) of respondents that have the specific characteristics described in the cells of table; 4. calculating the fractions of the urban area overlapping between the NLCD and HD grids (Tableau 3-1); and 5. using the fraction to multiply in the 1940–1990 HD grid and reconstructing urban areas at the same resolution as the NLCD maps.

The correlation of NLCD urban areas per catchment and reconstructed urban areas from HD maps was above 0.90 (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) for 2006 and 2010, respectively (identical to 2001 and 2000 and 1992 and 1990), which was deemed acceptable to reconstruct urban change from 1940 to 2010 on the 24 catchment pairs.

Tableau 3-1. Conversion matrix to estimate urban area (in the sense of developed NLCD classes) from HD classes.

HD Gridcode (unit par acre)	NLCD associated urban fraction	NLCD nonurban percentage
Undeveloped	0.03	0.97
1/160 <	0.03	0.97
[1/160,1/80]	0.04	0.96
[1/80,1/40]	0.04	0.96
[1/40,1/20]	0.06	0.94
[1/20,1/10]	0.09	0.91
[1/10,1/5]	0.16	0.84
[1/5,1/1.7]	0.34	0.66
[1/1.6,2]	0.67	0.33
[2,5]	0.88	0.12
[5,10]	0.93	0.07
> 10	0.93	0.07
Industrial/commercial	0.84	0.16
Urban/regional parks	0.1	0.99

3.7. Selected paired catchments

The main characteristics of the paired catchments are summarized in Tableau 3-2. The urban change, i.e. the change in the fraction of urban area of the catchment was estimated using the reconstructed urban areas for the period 1940 to 2010, every 10 years and computed as the percentage of mean urban area of the posturbanization period minus the percentage of mean urban area of the preurbanization period. The urban change is generally up to 10% for the urbanized catchments and below 5% for the nonurbanized catchments, these values are often taken as thresholds values by many authors (see e.g. [Schueler, 1994](#); [Booth et Jackson, 1997](#)). The diversity of the urban change among the catchment set is particularly interesting since it allows investigating the relationship between the estimated flow changes and the urban change over the urbanized catchments. As described before, the paired catchments were selected on the basis of their spatial proximity and available concomitant data record periods, the distances between the centroids of the urbanized and nonurbanized catchments range from 11 to 55 km, with median distance of 30 km, which warrants a priori similar geomorphological settings. Besides, since flow variability due to land use or climate variability is often attenuated by the drainage areas of the catchments ([Jones et Grant, 1996](#)),

we applied the Mann-Whitney test (Davis, 1986) to verify that the drainage areas of the two sets of urbanized and nonurbanized catchments were significantly similar (p -value >0.1).

Tableau 3-2. List of paired catchments and their main characteristics.

Catchment code (urbanized/nonurbanized)	States	Centroid distance (km)	Area (km ²)	Preurban period	Posturban period	Urban change (%)
01481000/01491000*	Pennsylvania/Maryland	46.0	292.0/755.2	1948-1976	1991-2010	31/5
01481500/01491000	Delaware/Maryland	45.3	292.0/824.0	1948-1967	1991-2010	31/5
01571500/01568000	Pennsylvania/Pennsylvania	16.1	534.4/557.7	1954-1974	1991-2010	16/3
01616500/01632900	West Virginia/Virginia	54.6	245.0/706.4	1960-1980	1991-2010	11/6
01619500/01644000	Maryland/Virginia	28.2	267.2/728.4	1947-1967	1991-2010	14/4
01643500/01662800	Maryland/Virginia	21.4	267.2/163.8	1948-1976	1991-2010	28/1
01646000/01662800	Virginia/Virginia	38.0	267.2/149.9	1947-1967	1991-2010	75/1
02042500/02046000	Virginia/Virginia	31.2	288.5/646.9	1946-1966	1991-2010	27/1
02055000/02018000	Virginia/Virginia	13.5	852.3/996.6	1940-1959	1991-2010	10/2
02056000/03170000	Virginia/Virginia	18.3	794.6/1323.0	1940-1959	1991-2010	13/1
02165000/02192500	South Carolina/South Carolina	22.1	555.9/611.3	1940-1959	1968-2004	21/2
02233500/02312200	Florida/Florida	41.2	413.5/678.2	1958-1978	1991-2010	27/1
02310000/02312200	Florida/Florida	31.8	413.5/177.6	1958-1978	1991-2010	21/1
03118000/03140000	Ohio/Ohio	36.1	70.31/16.2	1941-1961	1991-2010	16/0
03289500/03285000	Kentucky/Kentucky	32.4	822.3/1221.3	1942-1962	1991-2010	10/3
03293000/03368000	Kentucky/Indiana	43.2	29.74/8.8	1955-1975	1991-2010	47/0
03352500/03340800	Indiana/Indiana	49.6	357.6/772.2	1957-1977	1991-2010	13/0
03362000/03340800	Indiana/Indiana	39.6	357.6/260.4	1957-1977	1991-2010	9/0
03433500/03427500	Tennessee/Tennessee	32.2	677.4/1055.7	1951-1975	1982-2008	13/1
03451500/03465500	North Carolina/Tennessee	34.6	2081.6/2444.7	1940-1959	1991-2010	23/5
03453500/03465500	North Carolina/Tennessee	30.3	2081.6/3448.5	1942-1962	1991-2010	19/5
07195000/07197000	Arkansas/Oklahoma	26.3	808.4/335.6	1950-1970	1971-2010	20/1
12080010/12025000	Washington/Washington	11.3	404.9/401.7	1945-1965	1991-2010	10/2
12108500/12145500	Washington/Washington	13.7	79.0/71.1	1945-1970	1991-2010	17/4

*Note: Slash indicates urban/nonurban values. Urban extension was calculated by the parameters mean urban area of the posturbanization period minus the percentage of mean urban area of the preurbanization period. * Exemplar paired catchments.

3.8. Results and discussion

The results are presented in the following order: (i) basic information on the setting of the paired and model residual approaches, (ii) trend detection and amount of change estimated by the paired catchment approach and (iii) comparison of the amount of changes estimated by the paired and model residual approaches. For each sub-section, the results are first illustrated on

one pair of catchments and second synthetically presented for the whole set of 24 pairs of catchments.

The exemplar pair of catchments is composed by the Brandywine Creek at Chadds Ford in Pennsylvania (USGS code 01481000) as the urbanized catchment and the Choptank River near Greensboro in Maryland (USGS code 01491000) as the nonurbanized catchment. Figure 3-6 shows the observed mean flow, Q95 and Q05 annual time series on the record period for both catchments. As for the other pairs, the annual flow variations for the two catchments are in good agreement due to the mostly similar climatic settings of the two neighbor catchments.

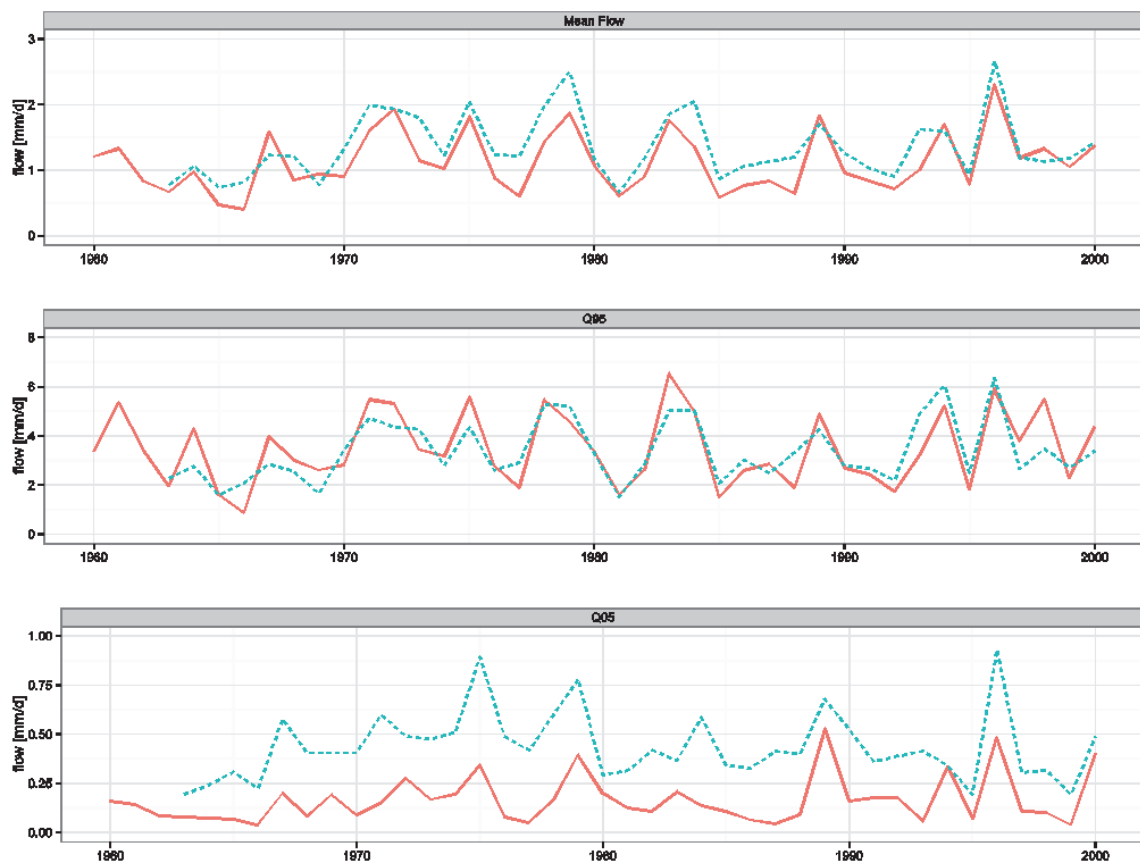


Figure 3-6. Annual time series of the three flow characteristics (mean flow, Q05 and Q95) for the exemplar paired catchments. The red line, urbanized catchment is the Brandywine Creek at Chadds Ford (01481000) and the control, the blue line, nonurbanized catchment is the Choptank River near Greensboro (01491000).

3.8.1. Paired and model residual basic information analysis

The success of both paired and model residual approaches in detecting and quantifying changes in the hydrological response due to land use changes depends on the validity of the different steps of the methodology. The first step concerns the significance of the linear relationships linking the response of the catchments constituting each pair. As mentioned above, these linear equations are derived for the three flow components (mean annual flow, annual Q95 and annual Q05) and for the periods before and after urbanization:

- Linear regression of paired catchment analysis. In this step the relationship between the annual flows of the control and disturbed catchments is investigated.
- Linear regression of model residual analysis. In this step the relationship between the simulated and observed flows on the disturbed catchment is investigated.

To this aim, the validity of the linear regression relationships was determined by analyzing the coefficients of determination (R^2). Figure 3-7 shows the distributions of the corresponding coefficients of determination R^2 for the three annual flow components over the preurbanization periods. The median R^2 values for both approaches and for the three flow components are generally greater than 0.6, which was deemed satisfactory. Note that linear relationships on Q05 are generally less satisfying than for the mean flow and Q95. Besides, the model residual approach performs slightly better than the paired catchment approach, which is probably due to the fact that the model residual approach relies on the simulation of a calibrated hydrological model.

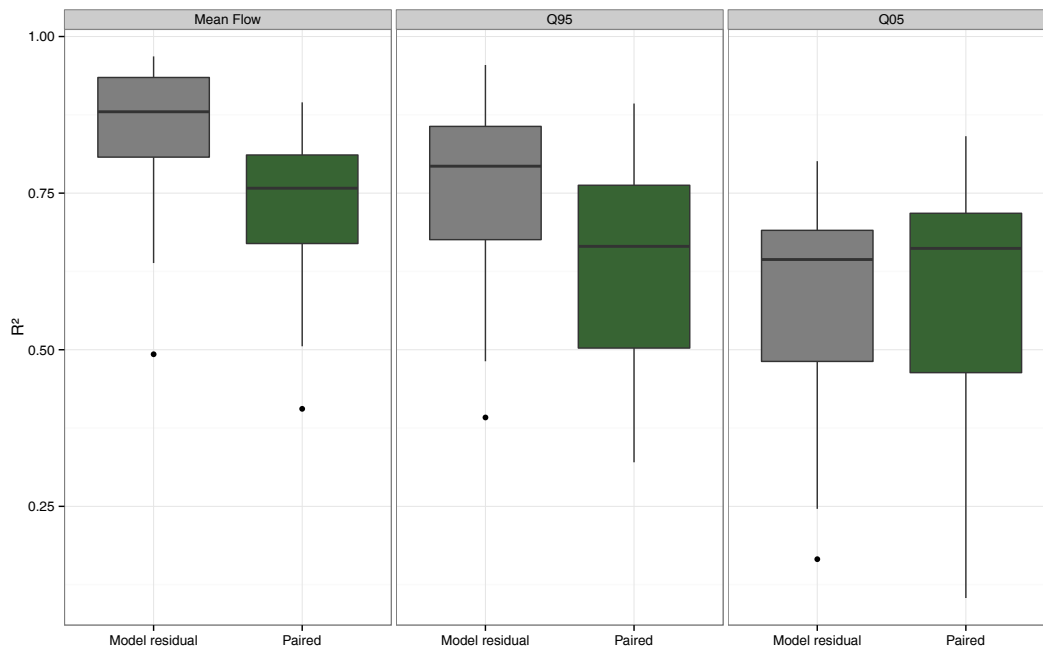


Figure 3-7. Distributions of the R^2 of the preurbanization linear relationships between the annual flows of the control and disturbed flow catchments for paired catchments (green) and between the simulated and observed flows on the disturbed catchment for the model residual approach (gray). The boxes are delimited by the 25th and 75th percentiles, the median is indicated with a thick line and the whiskers are delimited by the 5th and 95th percent.

The NSE values calculated across the 24 urbanized catchments before urbanization showed that there was generally good fit (median NSE greater than 0.75 and the 5th and 95th percentiles, 0.64 and 0.87, respectively), which confirms the ability of the model to capture the hydrologic response of the urbanized catchment before urbanization (Tableau 3-3).

3.8.2. Trend and change detection results (paired approach)

Changes in the hydrological response of paired catchments after urbanization were calculated as differences between disturbed and control catchment flows. The ANCOVA method, involving simple linear regression equations was used to detect significant flow changes in the 24 paired catchments. Figure 3-8 shows the results for the exemplar paired catchments and for the Q05 flow component. For this pair of catchments, the regression on Q05 obtained for the posturbanization period was found significantly different from the regression equation obtained for the preurbanization period (p -value = 0.01). Moreover, the mean change was computed using the two regression equations: the value of this change is negative: -0.073 mm/d, corresponding to a relative flow change of -16% . Consequently, on this catchment, it

can be concluded from the paired catchment analysis that urbanization is responsible for a significant decrease in Q05.

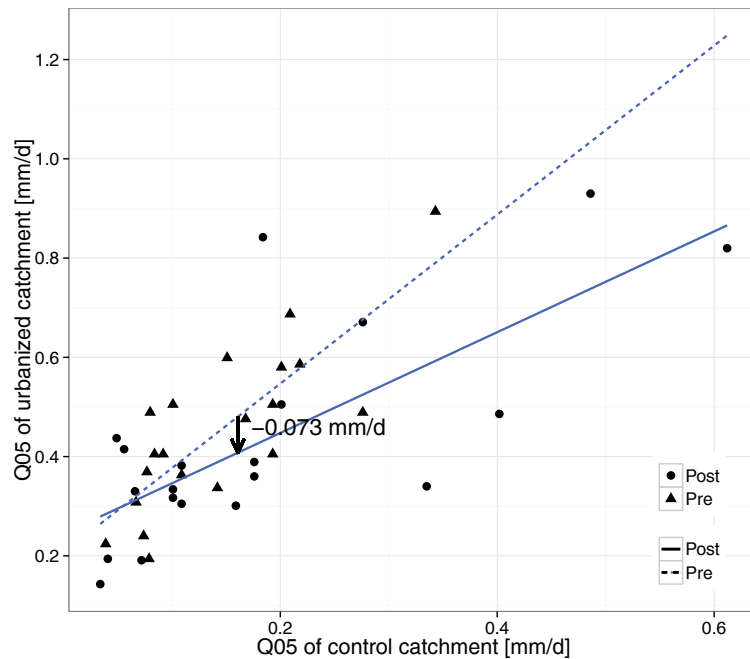


Figure 3-8. Example of Q05 flow change estimation for the paired catchment approach. The urbanized catchment is the Brandywine Creek at Chadds Ford (01481000) and the control nonurbanized catchment is the Choptank River near Greensboro (01491000). Preurbanization (Pre) values are represented by triangles and posturbanization (Post) by dots. The dashed line and solid line are the linear regression relationships derived for the two periods.

The same analysis was performed for all the other pairs of catchments and for the three flow components of the hydrologic response. Then the computed flow changes attributed to urbanization were compared to the urban extension of the urbanized catchment. The results for the 24 pairs of catchments are shown in Figure 3-9.

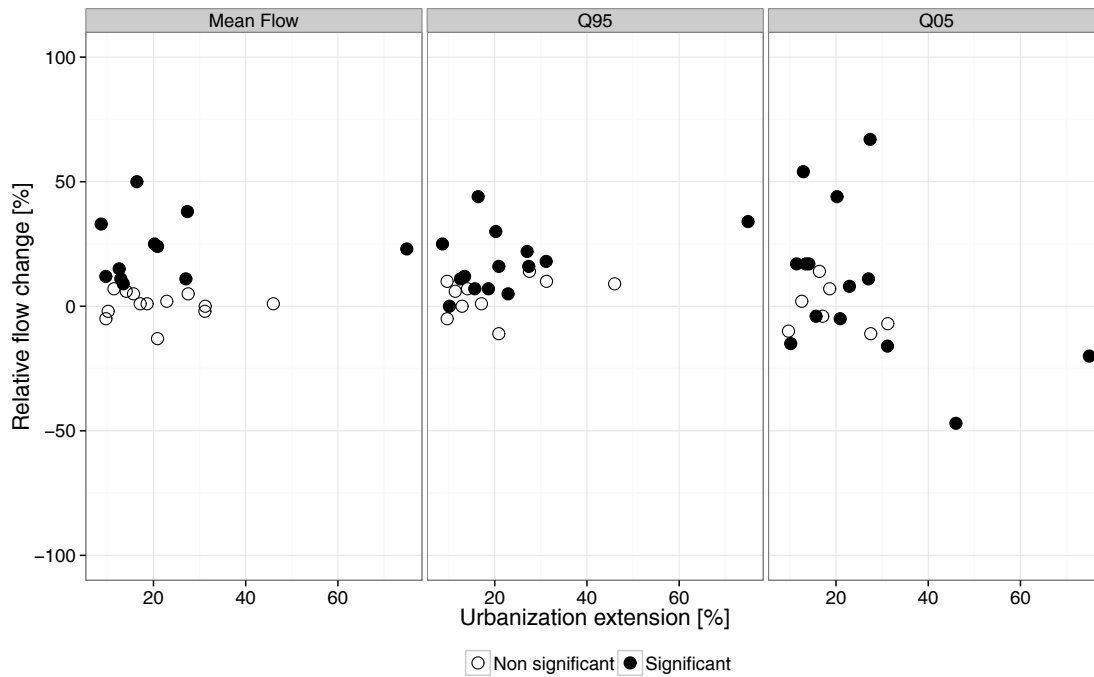


Figure 3-9. Relative changes for the 24 urbanized catchments in mean flow, Q95 and Q05 (from left to right) versus urban extension from the preurbanization period to the posturbanization period. White dots: nonsignificant ($p > 0.1$) and black dots: significant change ($p < 0.1$).

In general, mean flow and Q95 are increased (16/24 and 18/24, respectively), but the amount of change cannot be easily explained by the urban area extension. Concerning Q05, the changes can be either positive or negative, without any apparent link to the extent of urbanization. This might result from Q05 being impacted by several factors such as ground water networks and sewer systems, which are not taken into account in the simple metric of urbanization used in this study. Consequently, more information on the urbanization type is required to understand the processes affecting low flows in urbanized catchments and it could be a challenge for future study.

3.8.3. Comparison of paired and model residual approaches

This section compares the results obtained by the paired catchment and the model residual approaches. As explained above, the methodology developed for applying the model residual approach allows us to compare the results of the two approaches in a rather straightforward way.

Consequently, similar to what was done for paired catchment analysis, changes in the hydrologic response for model residual analysis were detected by ANCOVA and the

quantification of changes was computed using the two regression equations obtained for the periods before and after urbanization. Figure 3-10 shows the linear relationships obtained with the model residual approach on Q05 for the urbanized catchment (the Brandywine Creek at Chadds Ford , code 01481000) already taken as an example for presenting the results of the paired catchment approach. As for paired catchment analysis in this particular case, the Q05 significantly decreased of about 0.063 mm/d between the two periods (p -value = 0.041), corresponding to a relative flow change of -13% , which is relatively similar to the change quantified by paired catchment analysis (-16%).

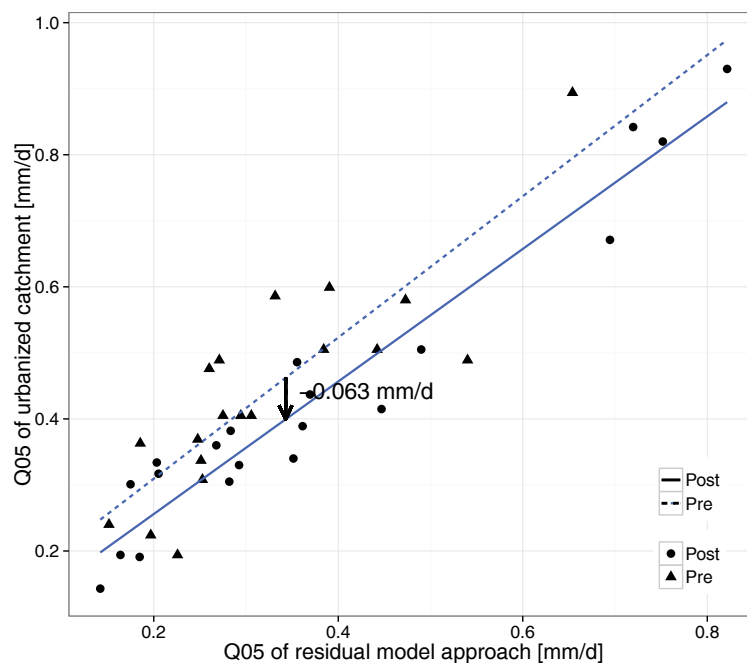


Figure 3-10. Example of Q05 flow change estimation for the model residual approach. The urbanized catchment is the Brandywine Creek at Chadds Ford (01481000). The Y- and X-axis corresponds to the observed annual flow values and the simulated flow values, respectively derived from the model calibrated on the pre-urbanization period. Preurbanization (Pre) values are represented by triangles and posturbanization (Post) by dots. The dashed line and solid line are the linear regression relationships derived for the two periods.

Model residual analysis was performed on the set of 24 urbanized catchments and the comparison of changes detected by paired catchment analysis and model residual analysis are shown in Figure 3-11. As explained in Section 3.5.3, uncertainty analysis was estimated by calibrating model parameter values on 20 different subperiods, uncertainty bounds derived from the multiple parameter sets are plotted as uncertainty bars in Figure 3-11.

Generally speaking, the relative changes in flow components detected by model residual analysis are in good agreement with the changes obtained following paired catchment analysis. Besides, nonsignificant changes ($p > 0.1$) found in catchments' flow characteristics

are generally the same for the paired and model residual approaches. Note that the model residual approach tends to estimate lower changes in flow characteristics compared to the paired catchment approach. This may stem from hydrological model uncertainties and in particular the choice of the objective function that yields in general smoother hydrographs compared to observations and thus the changes are underestimated but the dataset is too limited to analyze this result in more details. As shown in Tableau 3-3, for the mean flow and Q95, there are 50% and 54% against 42% and 58% significant changes in alternative and paired approach respectively. For Q05 there are 58% and 70% significant changes in alternative approach and paired catchment (p-values less than 0.1).

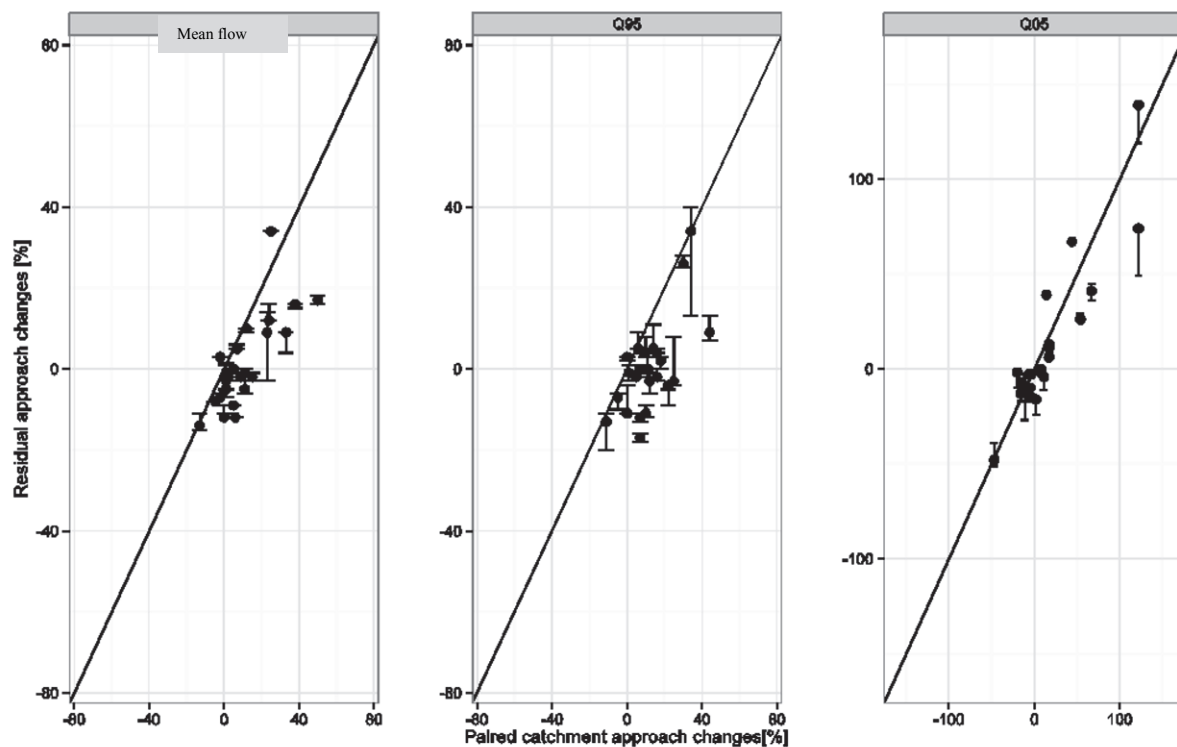


Figure 3-11. Comparison of flow change on urbanized catchments as estimated by the paired catchment and model residual approaches. The bars exhibit the uncertainties of the model residual approach as estimated by the parameter uncertainty analysis.

To shed more lights on the cases for which the two approaches provide rather different flow changes estimates, Tableau 3-3 synthesizes the results and indicates the main characteristics of the both approaches. It seems difficult to draw robust conclusions on this Table since the differences may stem from multiple reasons. Small distances between paired catchments and relatively good flow simulations seem to increase the agreements between the two approaches

but the catchment set is too limited to provide practical guidelines to choose the more appropriate method on a given catchment.

Tableau 3-3. Summary of the hydrological characteristics for Paired catchments and residual model

BV_URB	BV_REF	Delta_urb	Q05 change		Q95 change		Mean flow change		Model NSE
			Paired	Model	Paired	Model	Paired	Model	
01481000	01491000	31	-16.	-13.	18.	2.	-2	-7.	0.78
01481500	01491000	31	-7	-3	10	-11	0	-12*	0.70
01571500	01568000	16	-4.	-3	7.	-12.	5	-9*	0.74
01616500	01632900	11	17.	13	6	5	7	5	0.65
01619500	01644000	14	17**	6.	7	-17**	6	-12*	0.77
01643500	01662800	28	-11	-9	14	5.	5	0	0.74
01646000	01583500	75	-20**	-2	34**	34***	23	9	0.87
02042500	02046000	27	11***	-4**	22**	-4	11.	-1	0.80
02055000	02018000	10	-10	-13	-5	-7	-5	-8.	0.70
02056000	03170000	13	17**	11	12.	-3	9*	-2	0.67
02165000	02192500	21	213**	196**	16*	4.	24***	12***	0.68
02233500	02312200	27	67***	41***	16.	-2.	38**	16.	0.83
02310000	02312200	21	-5**	-10**	-11	-13	-13	-14	0.72
03118000	03140000	16	14	39	44***	9	50***	17*	0.70
03289500	03285000	10	122**	139**	10	4	12.	10.	0.85
03293000	03368000	47	-47*	-48*	9	4	1	-1	0.66
03352500	03340800	13	2.	-16.	11.	0	15.	-2	0.75
03362000	03340800	9	122**	74**	25**	-3	33***	9	0.60
03433500	03427500	13	54.	26	0	-11**	11.	-5.	0.89
03451500	03465500	23	8.	0	5.	-2	2	-2	0.86
03453500	03465500	19	7	-2	7.	0	1	-3	0.87
07195000	07197000	20	44**	67***	30.	26**	25.	34**	0.64
12080010	12025000	10	-15*	-7.	0*	3.	-2	3*	0.86
12108500	12145500	17	-4	-15**	1	-1	1	-5.	0.85

“.” Is the p-value < 0.1, “*” p< 0.01, “**” p<0.001, “***” p<0.001

Nash Sutcliffe Efficiency (NSE): The ability of the hydrological model with its model parameters to simulate the stream flow

3.9. Conclusion

This paper investigates potential changes in flow, resulting from the transformation of previously rural landscapes into urban areas at the catchment scale. While the paired catchment approach is deemed to provide a robust method to detect the effect of land use

changes on the catchment's flow characteristics, this approach is usually limited by the availability of two neighbor catchments with and without land use change but under similar climate conditions. An alternative approach involving hydrological modeling is therefore often followed, but it presents well-known caveats that are difficult to assess. The aim of this paper was to compare these two approaches in terms of detecting and quantifying the impact of urbanization on three annual flow characteristics. Historical urban development was reconstituted using house density maps as a proxy of urbanization. The main originality of this study stems from this comparison framework and the relatively large sample of 24 urbanized (and paired nonurbanized) catchments.

The first major result of this study is that the two approaches are generally in relative good agreement in terms of detection and quantification of changes for the three flow characteristics analyzed (mean annual flow, annual Q95 and annual Q05). This is a reassuring result since data requirements often make it impossible to apply the paired catchment approach. It should be noted that a daily hydrological model was used in this study so that the impact of urbanization could be assessed based on more extreme values such as daily flow percentiles, which is seldom possible for the paired catchment studies since it requires very close neighbor catchments. The differences between the two approaches observed on some catchments may stem from the several uncertainties for each approach. These uncertainties were quantified partially for the model residual approach by taking into account parameter uncertainty during the model calibration process. As for the paired catchment approach, the uncertainties classically originate from the dissimilarities of the paired catchments in terms of environmental settings. From the analysis performed in this study, we were not able to find which of these uncertainties explain at the first order the observed differences between flow changes estimates. Further research is needed on this issue by considering additional catchments.

The second notable result of the study is that the impact of urbanization on the catchment's hydrologic response is difficult to generalize: the proportion of nonsignificant trends, significantly increasing trends and significantly decreasing trends are on the same order of magnitude, even if an increase in urban areas generally has a greater impact on mean flow and Q95 than on Q05. Nevertheless, the estimated changes in this study's catchments could not be related only to urban extension. Our sample of catchments is limited to 24 paired catchments because of the data requirements of the paired catchment study. Following the model residual approach allows a larger number of urbanized catchments, which could increase the statistical

relevance of the results and allow investigating in more details which landscape modifications of urbanization affect more the catchment flows.

It should be noted that the control (nonurban) catchments were selected only on the basis of urban development (urban fraction of the total drainage area). However, the flow characteristics might also change due to other land use changes (e.g., agriculture, forestry, etc.) than urbanization. Ideally, we should take all land use change information into account when selecting the control catchments (Salavati *et al.*, 2015c).

The contrasting results of the impact of urbanization on hydrology could be partially due to the difficulty of characterizing urbanization quantitatively and even qualitatively. The commonly used urban area fraction and/or mean areal imperviousness may not be able to explain the changes in the catchment hydrologic response due to urbanization. Other local anthropogenic changes (dams, sewer system network, geomorphological changes of streams, etc.) may also have a significant impact on the catchment hydrology. More researches are also needed to better understand of geometric properties and spectral diversity of impervious surfaces over time (Wang et Hejazi, 2011).

Additionally, it is important to consider the scale at which an urban area has a greater impact on the catchment hydrologic response. These results suggest that more detailed urban typologies are necessary to explain the various impacts of urbanization on catchment responses. Further research will focus on the use of other urbanization metrics to understand the variability of the hydrological impacts of urbanization. These metrics may be landscape metrics and/or metrics taking into account the connectivity of urban areas to the hydrography network.

Acknowledgements

The funding support for this study came from the Campus France. This study utilizes data from several sources. Daily streamflow were collected from the USGS website (available at <http://waterdata.usgs.gov/>). The newer 1/16 degree daily rainfall and temperature gridded data beginning in 1915 (see (Livneh *et al.*, 2013)) are available from <ftp://ftp.hydro.washington.edu/pub/blivneh/CONUS/>

Geospatial data and classifications for stream gages maintained by the U.S. Geological Survey (USGS) termed Gages II are available from http://water.usgs.gov/lookup/getspatial?gagesII_Sept2011.

National Land Cover Database (NLCD) data were obtained from the Multi-Resolution Land Characteristics (MRLC) Consortium website (available at <http://www.mrlc.gov/about.php>). House Density data were collected in 2014 from the SILVIS Lab, Spatial Analysis for Conservation and Sustainability (available at <http://silvis.forest.wisc.edu/old/Library/HousingDataDownload.php?state=United%20States&abbrev=US>). We would also like to thank David Theobald and Thomas Over for their help about House Density data.

4

Assessing urban sprawl impact on catchment hydrology using patch analysis and hydrological modeling

Sommaire

4. Assessing urban sprawl impact on catchment hydrology.....	81
4.1. Préambule	83
4.2. Abstract.....	83
4.3. Introduction	84
4.4. Methods	87
4.4.1. Model residual analysis to quantify the hydrological impact of urbanization ...	87
4.4.2. Land scape analysis and catchment characteristics.....	90
4.4.3. Regression model to evaluate the influence of catchment characteristics	91
4.5. Data.....	93
4.5.1. Criteria of selection of urban catchments.....	93
4.5.2. Hydroclimatic data	94
4.5.3. Land use data and urban analysis	95
4.5.4. Catchment characteristics.....	97
4.6. Results	99
4.6.1. Estimated flow changes on the set of 157 urbanized catchments, and associated uncertainties	99
4.6.2. Multiple regression modelling	103
4.7. Conclusion.....	106

4.1. Préambule

Dans ce chapitre nous allons utiliser des mesures de structuration du paysage pour évaluer la fragmentation des zones urbaines sur des bassins versants urbanisés (pour une présentation générale de ces mesures paysagères, le lecteur peut se référer aux explications données en Annexes A et B). Ensuite, nous utilisons également ces mesures paysagères, mais aussi leur évolution temporelle, et nous les mettons en relation avec les changements de débits caractéristiques de crue et d'étiage suivant la méthodologie d'analyse des résidus du modèle GR4J proposée au chapitre 3 (Salavati *et al.*, 2015). L'ambition de ce chapitre par rapport au précédent est de déterminer s'il est possible de généraliser les résultats d'impact de l'urbanisation sur un large échantillon et de comprendre les facteurs qui atténuent ou accentuent cet impact. Pour cela, 157 bassins versants urbains aux Etats-Unis sont étudiés. Sur ces bassins, l'évolution de la quantité et de la structuration du paysage urbain a été quantifiée via les données de densité de logements disponibles depuis 1940 à l'échelle des Etats-Unis.

Bahar Salavati¹ Ludovic Oudin¹ Carina Furusho² Pierre Ribstein¹

Ce chapitre est en préparation et la soumission est prévue pour début 2016.

⁽¹⁾ Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, CNRS, EPHE, UMR 7619 Metis, 4 place Jussieu, 75005 PARIS, France.

⁽²⁾ IRSTEA, Hydrosystems and Bioprocesses Research Unit, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex, France.

4.2. Abstract

Quantifying landscape pattern and its evolution can improve the assessment of urban impact on hydrological processes. In this study, we combine hydrological modelling and landscape metrics to analyze the historical urban development impact on catchment hydrological

behavior. The hydrological model GR4J was applied to detect and quantify flow change of 157 urbanized catchments (with area ranging from 53 to 7574 km²) in the United States.

This study combines two steps. First, the hydrological model was used to simulate non-urban conditions for each urban catchment to quantify hydrological change due to the urbanization, three flow characteristics were analyzed: annual mean flow, annual high flows and annual low flows, calculated in 50 years' time-series (~1940 – 2010). Second, these estimated changes are related to several landscape metrics and catchment characteristics including factors of channel network morphometry, topography were used within a multiple regression analysis framework.

Our results show that an increase in fragmentation of non-urban areas is associated with an increase in annual mean flow and high flow. The variation of edge density, which presents the fragmentation of urban area, demonstrated a negative relationship with changes of mean annual flow and high flow characteristics. Fragmentation of urban area with undeveloped area was associated with reduced mean flows and increasing low flow of urban catchments.

4.3. Introduction

Today, 54 percent of the world's population lives in urban areas, a proportion that is expected to increase to 66 percent by 2050 (United Nations, 2012). The environmental impacts of such an increase will certainly be huge but many facets of this impact are still difficult to assess. The hydrological impact of urbanization, while largely studied for more than 50 years, is highly difficult to predict and even the quantification of this impact for historical urban sprawl appears difficult to assess. This is quite a problem since recent urban planning or mitigation strategies could be particularly useful in the near future and often involve the restoration of natural hydrological conditions (Trinh et Chui, 2013). Hydrologic processes are modified in urban settings, mainly due to higher percentages of impervious area. The literature revealed multi hydrologic impacts on streams caused by increased impervious area in urbanized catchments. Many authors showed that urbanization causes an increase in peak flow with increase of impervious area (Booth *et al.*, 2004; Poff *et al.*, 2006; Rozell, 2010).

Rose and Peters (2001) found that peak flow increase from 30 to 100% in urbanized catchments. However, peak flow could decline with urbanization, due to the effects of dams (Brandt, 2000; Poff *et al.*, 2006). Increase in impervious area can reduce soil infiltration and

consequently reduce baseflow (Konrad et Booth, 2005; Kauffman *et al.*, 2009; Rozell, 2010). However, some authors suggest that groundwater recharge increases in urban area due to the reduction of evapotranspiration (Rose et Peters, 2001) or the leakage from sewers (Göbel *et al.*, 2004) and from other infrastructures leakage (Hollis, 1977). Moreover larger catchment sets have demonstrated rather heterogeneous impacts of urbanization on baseflow (Costa *et al.*, 2003; Konrad et Booth, 2005) which may be due to the varied catchment characteristics, infrastructure influences (Brandes *et al.*, 2005) or seasonal effects on catchments characteristics (Konrad et Booth, 2005). Various factors that influence infiltration and baseflow complicate the baseflow analysis in the catchments. Local water resource management activities such as natural pathways modifications (Motta et Tucci, 1984), retention basins and dams (FitzHugh et Vogel, 2011), inter-basin transfers, effluent discharge (Barringer *et al.*, 1994) and/or groundwater pumping (Claessens *et al.*, 2006) might also change significantly river flow dynamics and water volumes at the outlet of a catchment.

From the short review proposed, it seems difficult to draw general conclusions from the existing body of literature. There are several reasons for this difficulty: first, the number of studied catchments are often limited to few catchments in the same region, second, there is a great diversity of flow characteristics studied, third, there are multiple methodologies to investigate and quantify the hydrological impact of urbanization and fourth, the great diversity of urban planning with regards to water make it difficult to define a hydrologically relevant metric of urbanization at the catchment scale: while imperviousness or the fraction of urban areas are often used, they do not provide a complete picture of urbanization.

Generally speaking, studies focusing on the hydrological impact of land use follow two steps: first, the impact of land use change is assessed on a given catchment by basically comparing the flow components before and after land use change, and second the hydrological changes determined are put in perspective with urban characteristics. These two steps are briefly described hereafter.

Since hydrological characteristics of a catchment are closely related to climate variability, traditional statistical approaches based on the analysis of trend or step changes on streamflow are not applicable. This is the reason why hydrological models are the primary tools for assessing land use change in the catchments (Brabec *et al.*, 2002), since they allow to distinguish between the impact of climate variability and other environmental changes. Recently hydrological modeling has been widely used to identify the impact of land use on streamflow characteristics (Hejazi et Moglen, 2008; Seibert et McDonnell, 2010). While physically-based modelling approaches are a priori the most rational way to investigate the

impacts of urbanization on hydrological flow changes, they remain difficult to apply on large catchment sets due to the quantity of data necessary to be gathered. Conceptual hydrological modeling approaches are thus widely used for investigating the impact of land use changes (see e.g. Jenerette et Wu, 2001; Seibert et McDonnell, 2010; Zégre et al., 2010; Homa et al., 2013). A commonly used methodology referred as the residual approach (see also Kuczera et al., 1993) consists in analyzing the residuals for the period after change of a model calibrated on the period before change.

Concerning the hydrologically relevant metric of urbanization, the fraction of impervious area has been used by most urban hydrology research, while the impacts of urban pattern or historical fragmentation of urban area have been relatively less studied.

Some studies analyzed the urban pattern and connectivity of impervious area in urban catchment (Brabec et al., 2002) since they considered that connected impervious areas to hydrographic network is a better indicator to study hydrological characteristics (Han et Burian, 2009) and water quality (Brabec et al., 2002) rather than focusing on total impervious area.

To develop understanding of urban pattern, land use factors were quantified using spatial landscape metrics that characterize and quantify land use composition and configuration (Lin et al., 2007). Landscape fragmentation focused on how urbanization breaks up from larger land use class (patch) into smaller ones and how the urban polygons (or patches) are compacted in space. The landscape metrics widely used are: patch number (PN), mean patch area (MPA), patch density (PD) and edge density (ED). The patch number and patch area provide a quantitative description of urban landscape pattern (Weng, 2007). Patch density and edge density are used to quantify the fragmentation and structural complexity of each historical land use (Jenerette et Wu, 2001; Herold et al., 2002).

Lin et al (2008) used a hydrological model to predict the impact of land use pattern and urban sprawl on Paochiaio catchment hydrology. They obtained that surface runoff increase by 22 % and baseflow decreased by 18% with urban sprawl during 1990-2025.

The objective of this study is to determine whether general conclusions may be drawn on the impact of urbanization on the flow characteristics at the outlet of urbanized catchment. To this aim, we collected and analyzed 157 urban catchments in the United States for which:

1. a hydrological model is used to quantify the change of streamflow characteristics due to the urbanization and distinguish it from the change attributed to climate variability.

2. Landscape metrics and catchment characteristics including factors of channel network morphometry, topography and precipitation are put in relation to the change in hydrological responses (mean flow, low flow and high flow) within a multiple linear regression framework.

The difference of this study from previous studies is that we combine a residual approach using a hydrological model (Seibert et McDonnell, 2010) and a regression model (Homa *et al.*, 2013) to estimate stream flow changes related to catchment characteristics and landscape metrics. Additionally, we apply this methodology on 157 urban catchments, a large sample to provide general conclusions on different urbanization impacts on catchment flow changes.

4.4. Methods

4.4.1. Model residual analysis to quantify the hydrological impact of urbanization

In this study, we applied the so-called model residual approach to quantify the impact of urbanization on different flow components (see e.g. Kuczera et al., 1993; Seibert et McDonnell, 2010). The model residual approach is a widely spread approach to determine the impact of land use change on hydrology. It consists basically in calibrating a rainfall-runoff model on a time period before land use change and simulating flow with this set of calibrated parameters on the time period after land use changes. The analysis of the model residual for the time period after land use changes allows assessing the impact of the land use change on different flow components. In our case, the parameters of the rainfall-runoff model were calibrated on the period 1950 -1975, when the studied catchments were mostly non-urban. Then streamflow for the period 1950-2010 was simulated using the parameters calibrated on non-urban period. Therefore, the simulated discharge is likely to represent the discharge that would have occurred in the urban catchment if urbanization had not expanded. Thus, the differences between simulated and observed discharges for the period after urbanization are attributed to the effect of urbanization change on the hydrologic response.

The daily rainfall-runoff model with four parameters GR4J, coupled with the CemaNeige snow model(Valéry, 2010), was used to reconstructed the stream flow in non-urban conditions (Figure 4-1). The association of GR4J model with a snow module was necessary

since the influence of snow accumulation and snowmelt is not negligible on many studied catchments.

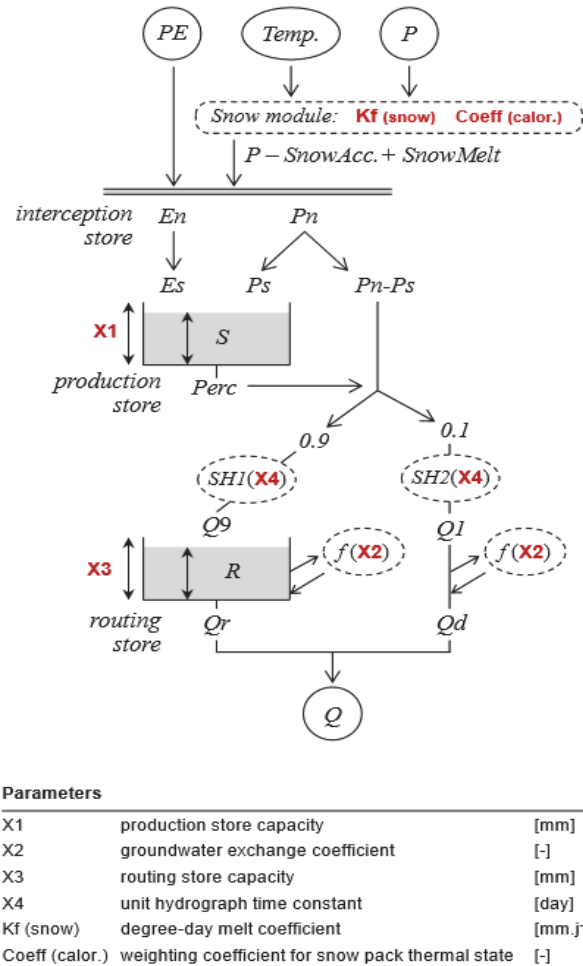


Figure 4-1. Structure of GR4J hydrological model used coupled to CemaNeige (Valéry, 2010).

Rainfall-runoff model can be calibrated on observed a time-series of precipitation, potential evaporation and streamflow to calculate the set of parameters representative of the hydrological catchments behavior for the period before urbanization. The procedure relies on a local search algorithm including a steepest descent used by Edijatno et al (1999) and the objective function is the Nash-Sutcliffe Efficiency coefficient (Nash et Sutcliffe, 1970). The calibrated parameters were used to simulate discharge for the period after urbanization.

Three flow characteristics were analyzed in this study. The mean annual flow (Q_a) allows investigating the impact of urbanization on the water balance of the catchment. Annual low

flow (Q05) and high flow (Q95) characteristics were also computed in order to investigate the impact of urbanization on extreme flow values. Q05 and Q95 represent the daily discharges that have been exceeded during 95% and 5% of the time in each year of the record period respectively. Figure 4-2 provides an example of the time series of the three flow characteristics.

To quantify the changes for the three annual flow components, the covariance analysis (ANCOVA) was performed to determine if the relationships between observed and simulated flow characteristics (Qa, Q95 and Q05) before and after urbanization were significantly different at the 0.05 level (Thomas et Megahan, 1998). To quantify the change of these three flow characteristics, we then compute the change based on differences between the regression equations obtained for pre- and posturbanization periods at a specific flow value corresponding to the mean of the flow characteristic over the whole record period.

The data time series of urban catchments were then divided into two sub-periods: the first and last 15 years of the time series consider as preurbanization (~1940-1965) and posturbanization (~1980-2010) period respectively.

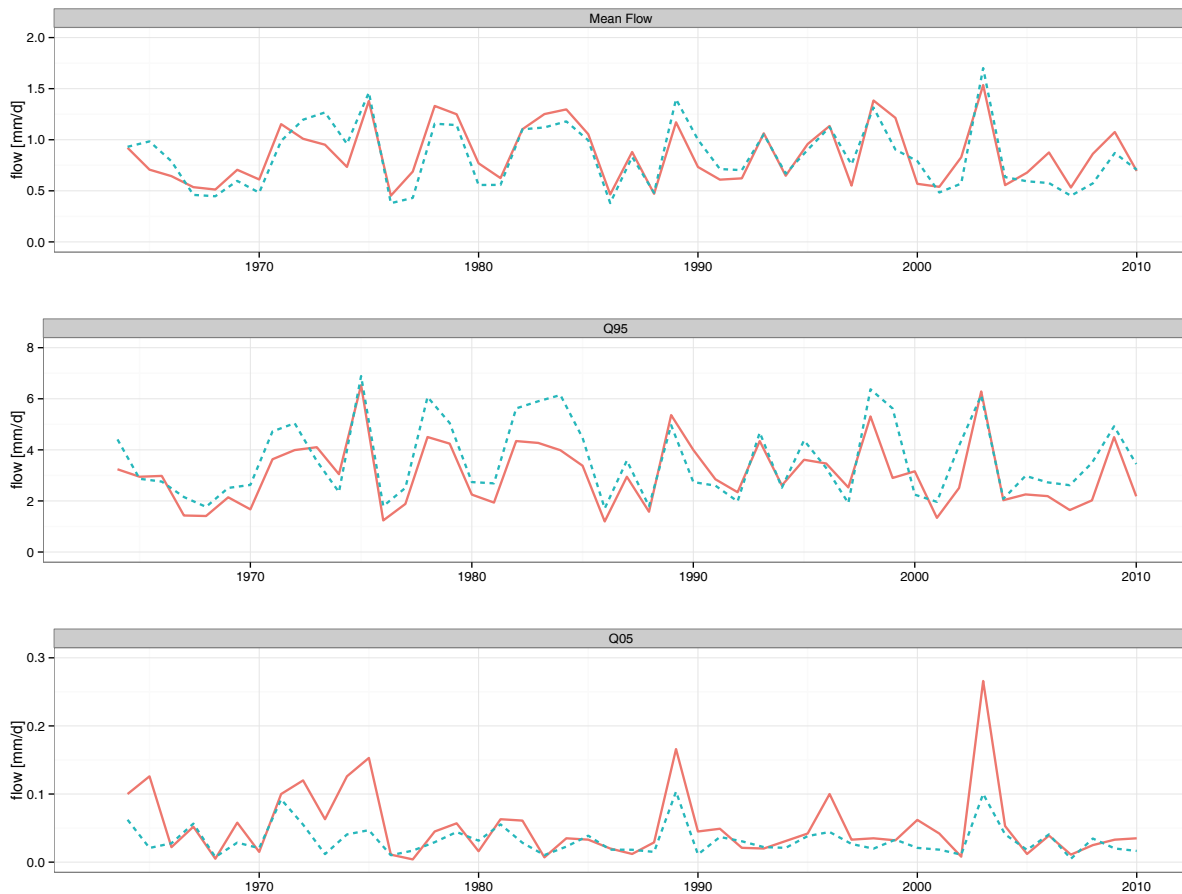


Figure 4-2. Observed (blue) and simulated (red) flow characteristics using model residual approach (for eno river at Hillsborough, n°02085000 as an example) for mean flow, high flow (Q95) and low flow (Q05). The calibration period (before urbanization) and the simulation period (after urbanization) were 1965-1975 and 1990-2010 for this catchment.

Model parameter uncertainty was dealt with following a bootstrapping approach on the calibration years. The pre- and post-urbanization periods consist in the 25 first and last years of record. The calibration of the rainfall-runoff model was applied on a set of 15 years among the 25 available. The 15 years were drawn randomly from the 25 and this was performed 25 times, yielding to 25 sets of model parameters for each catchment on the pre-urbanization period. The 25 flow simulation records are then used for further analysis, allowing estimating uncertainty bounds on flow change estimation.

4.4.2. Land scape analysis and catchment characteristics

Landscape fragmentation focused on how urbanization breaks up larger land use class (patch) into smaller ones and how the urban polygons (or patches) are concentrated in space. With landscape configuration, the spatial characteristics and arrangement, position, orientation, or shape complexity of patches are investigated and quantified. Therefore, the number and area

of patches provide a quantitative description of urban landscape pattern (Weng, 2007). We used four landscape metrics: the patch number (PN), the mean patch area (MPA), the patch density (PD) and the edge density (ED). These metrics allow quantifying the fragmentation and structural complexity of each class of land use (Jenerette et Wu, 2001; Herold et al., 2002). Urban landscape metrics were computed on the basis of Unit Housing maps, converted into maps with urban and rural areas (see Section 4.3). The equations used to calculate the landscape metrics are shown in Tableau 4-1.

Tableau 4-1. Landscapes metrics used in this study.

Landscape metric	Description	Equations
Patch number (PN)	The number of patches per catchment	$PN = \sum_{i=1}^n P_i$
Patch density (PD)	The number of patches per unit area (unit: patches/100 ha)	$PD = \sum_{i=1}^n P_i / A_i$
Edge density (ED)	The total length (TE) of all edge segments per ha for the total land-cover area or landscape of consideration (TLA) (unit: m/ha)	$ED = \frac{TE}{TLA}$
Mean Patch Size (MPS)	The area of all patches (a_i) per total number of landscape (m) (unit: ha)	$MPS = \frac{\sum_{i=1}^n a_i}{m}$

4.4.3. Regression model to evaluate the influence of catchment characteristics

For each of the three variables Q05, Q95 and Qa, separated analyses were performed. Stream flow change detections were calculated for each urban catchment for the period of pre- and post-urbanization record using an alternative approach. From the reduced set of 15 independent variables, backward stepwise regression was used to identify the best models. To normalize independent variables that were not originally normally distributed, standard transformations (log10, square root, and reciprocal) were used (Price et al., 2011). Principal component analysis (PCA) was also used to select a set of independent catchment characteristics for the regression framework. One major issue is to detect high correlation between independent variables in the regression model which can cause regression estimators to have inflated and correlated errors. To handle this situation, and determine which variables have the highest univariate correlation coefficient, a variance inflation factor (VIF) was also used.

At last the regression model was fit between the dependent variable (the change of one of the three flow components) and the selected catchments characteristics as the independent variables.

Regression equations take the general form of Eq. (1):

$$\text{Eq. (1)} \quad CQ_i = \beta_0 + \beta_1 X_1^i + \beta_2 X_2^i + \dots + \beta_n X_n^i$$

Where CQ_i is stream flow change for the i -th catchment, X_j^i is the j -th catchment characteristic of the i -th catchment and β_j are the linear model coefficients. Since three flow components were analyzed, three regression equations were obtained.

To take into account the model uncertainty with regards to the quantification of flow changes for each catchment, weighted least squares regression was preferred.

The studied catchments set includes 157 urban catchments with drainage areas ranging from 53 to 7574 km² located in the United States (Figure 4-3). The catchments were selected from the GAGES-II (Geospatial Attributes of Gages for Evaluating Streamflow; Falcone 2011) database which provides delineated watershed boundaries for 9322 USGS stream gages across the United States and several auxiliary spatial informations of catchment characteristics. Streamflow data series were obtained from the USGS website with 30- to 70-year periods of records.

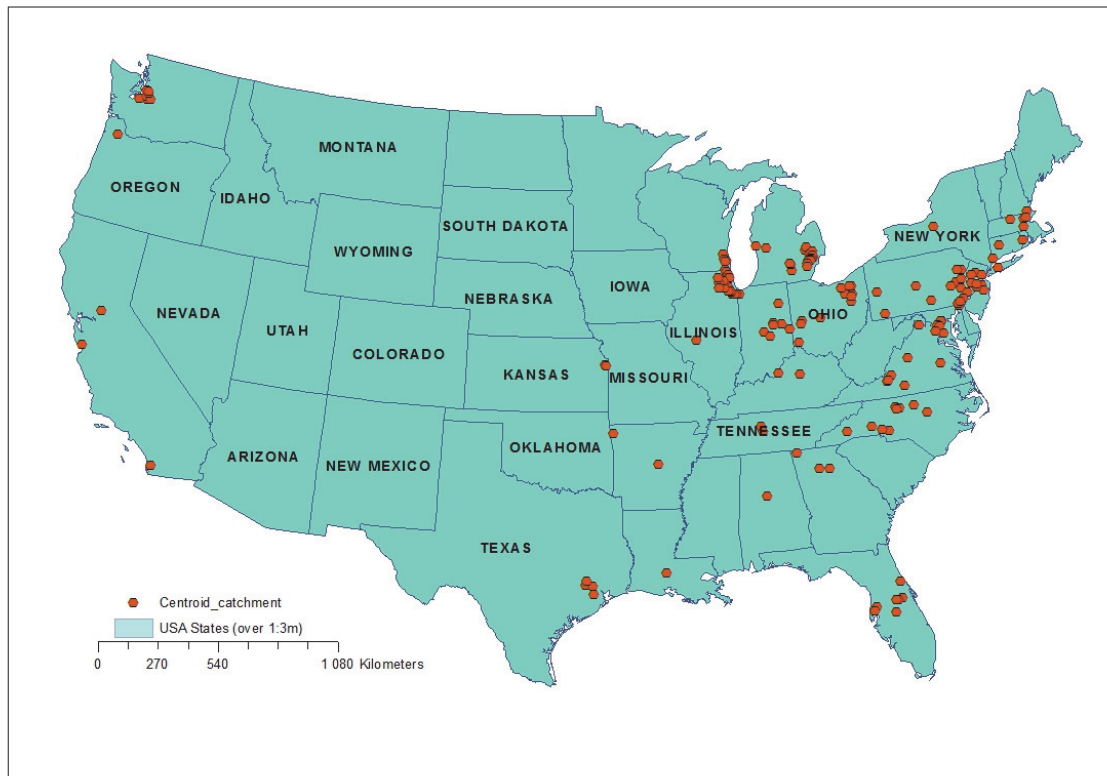


Figure 4-3. Location of 157 study catchments in the United States.

4.5. Data

4.5.1. Criteria of selection of urban catchments

In this study, the main criterion for selecting urban catchments was the availability of at least 20 years of data time series for each period before and after urbanization. Additionally, the 15% threshold of impervious 2006 was chosen for identifying the urban catchments. Finally, the catchments with the estimated lag time between precipitation and runoff greater than 1 day were selected since the rainfall-runoff model is used at the daily time step.

Dams alter the natural flow regime of a river and they can reduce stream floods and be used to maintain higher water levels artificially during natural low flow periods. Echeverria (1989) demonstrated that nearly one million km of rivers in the United States are affected by the dams. To reduce dam influence on our catchments hydrological responses, annual flow records were divided into dam storage volume for each catchment. The catchments with

annual flow impacted by less than 10% of dam storage were selected for this study. Figure 4-3 shows the location of the selected urban catchments.

4.5.2. Hydroclimatic data

Daily precipitation and air temperature data for each catchment were gathered from the database proposed by Livneh et al. (2013) based on the reanalysis method described by Maurer et al. (2002). They produced gridded meteorological data (with spatial resolution of $1/16^\circ$) from ground-based measurements. This dataset was created by incorporating daily observations of maximum and minimum temperature as well as accumulated precipitation from National Weather Service Cooperative Observer stations across the United States for the period 1915 to 2011.

Potential Evaporation (PE) data

The potential evaporation were estimated from air temperature data of the gridded dataset using the equation proposed by Oudin et al. (2005) in Eq.(2):

$$\text{Eq. (2)} \quad PE = \frac{R_e(\varphi, d)}{\lambda \rho} \left(\frac{T + 5}{100} \right)$$

where R_e is the extraterrestrial solar radiation ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), φ is latitude (rad), d is day, λ is the latent heat flux (taken equal to 2.45 MJ kg^{-1}), ρ is water density (kg.m^{-3}) and T is the mean air temperature ($^\circ\text{C}$) of each grid.

Snow data

Snowfall data were reconstructed from total precipitation, minimum and maximum temperature data at each grid cell of the Livneh reanalysis dataset. The equations used to estimate snowfall water equivalent data by the CemaNeige model (Valéry, 2010) were the following:

$$\begin{aligned}
 \text{Eq. (3)} \quad & \text{if } T_{max} < 0 && \begin{cases} \text{rain} = 0 \\ \text{snow} = \text{precip} \end{cases} \\
 & \text{if } T_{min} > 0 && \begin{cases} \text{rain} = \text{precip} \\ \text{snow} = 0 \end{cases} \\
 & \text{if } T_{max} > 0 \ \& \ T_{min} < 0 && \begin{cases} \text{rain} = \frac{T_{max}}{T_{max} - T_{min}} \times \text{precip} \\ \text{snow} = \frac{T_{min}}{T_{min} - T_{max}} \times \text{precip} \end{cases}
 \end{aligned}$$

Where T_{min} and T_{max} are the minimum and maximum air temperature respectively, $precip$ is the total amount of precipitation (water equivalent) as given by the original dataset, $rain$ and $snow$ are the daily amount of rainfall and water equivalent snowfall respectively. This procedure was followed for each cell within the catchment.

4.5.3. Land use data and urban analysis

Land use maps over the selected area were retrieved from the National Land Cover Database (NLCD) at a 30-m resolution, available for the years 1992, 2001 and 2006 (voir la section 2.6.1). Since the 1992–2006 periods generally does not contain pre and post-urban configuration of the catchments, the *housing density* (HD) maps at a 90-m resolution were used as a proxy for urbanization to estimate long-term urban evolution at the catchment scales. *Housing density* maps were developed by Theobald (2005) and they were available from 1940 to 2010, every 10 years (Hammer *et al.*, 2004). The resulting housing densities, computed at 10-year intervals, are grouped into the 13 classes given in Tableau 4-2 (Over et Soong, 2012). It is possible to define a threshold above which a tile is considered as urban. This threshold was set to 1.5 unit per acre as proposed by Theobald (2005). We compare the urban area in NLCD and UH for 157 studied catchments for which we had the land use data. Figure 4-4 shows the correlation of observed NLCD urban areas in 2006 per catchment and urban areas from HD maps in 2000 (correlation coefficient up to 0.90).

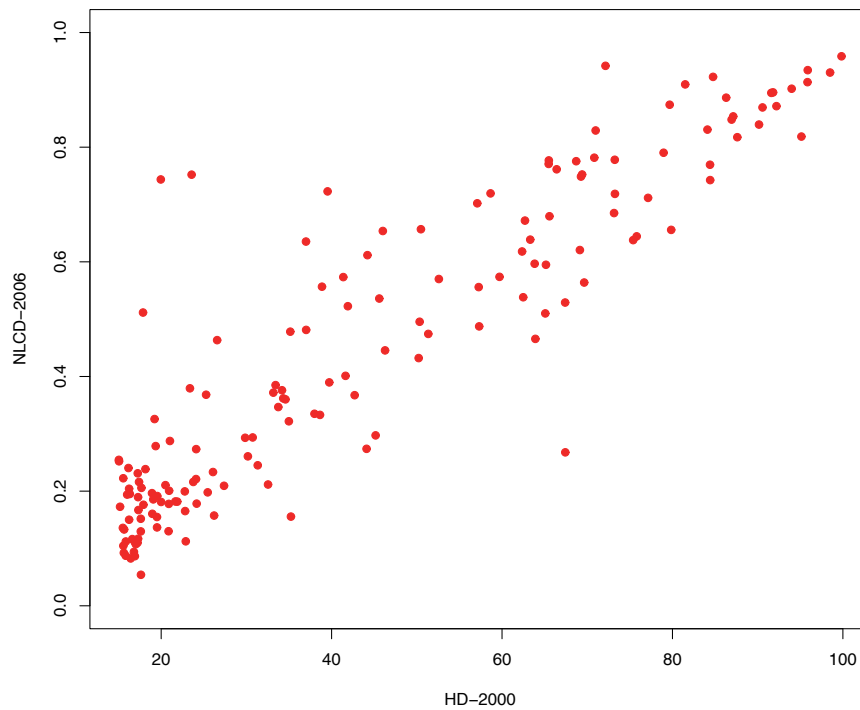


Figure 4-4. Correlation of NLCD urban areas in 2006 and urban areas from derived HD maps in 2000 with $R^2=0.91$ and p-value significant at the 0.05 level for 157 catchments.

Tableau 4-2. Theobald (2005) Unit housing data with different gridecode.

Gridcode	Name	HD Gridcode (unit par acre)
0	Rural I	Undeveloped
1	Rural I	1/160 <
2	Rural I	[1/160,1/80]
3	Rural I	[1/80,1/40]
4	Rural II	[1/40,1/20]
5	Rural II	[1/20,1/10]
6	Rural II	[1/10,1/5]
7	Exurban/Urban	[1/5,1/1.7]
8	Exurban/Urban	[1/1.6,2]
9	Exurban/Urban	[2,5]
10	Exurban/Urban	[5,10]
11	Exurban/Urban	> 10
12	Industrial/commercial/institutional	-
13	Urban/regional parks	-

4.5.4. Catchment characteristics

To assess the role of catchment urban patterns on hydrology, 33 independent variables were selected from GAGES II database (Tableau 4-3) providing a representative range of dam storage, land cover and topographic characteristics.

Independent variables selected included stream density, drainage area, percentage of streams kilometers flagged as "Artificial Path", percentage of the main stream flagged as "Artificial Path", delta of dam storages in watershed between 2009 and 1940, raw straight-line distance (km) of gage location to nearest dam and canal in watershed, urban and forest fractions with 100 and 800m buffer zone around main stream. However, the catchment characteristics that were considered as anthropogenic are impervious area, dam density, and influence of dam on stream flow resulting from dam storage capacity divided to annual volume of runoff. Among catchment characteristics, simple correlation analysis was used to remove correlated variables ($R > 0.8$).

Final variables selected in this study were presented in Tableau 4-3. Table shows the removed variables for further analysis and the reasons of the removal: the variable with simple correlation (SC) and principal components analysis (PCA). The standard transformations (\log_{10} , $\log+1$, reciprocal) that were applied to achieve a normal distribution of each variable are also presented. From the 30 pre-selected variables, 16 were finally retained for the multiple regression analysis.

Tableau 4-3. Different catchment characteristics used in this study.

variable_name	Description	Unit	Exclusion	Transform
drain_sqkm	Watershed drainage area	Km2	*	log+1
snow_pct_precip	Snow percent of total precipitation estimate, mean for period 1901-2000	%	PCA	-
streams_km_sq_km	Stream density, from NHD 100k streams	km/km2	*	-
artifpath_pct	Percentage of stream kilometers coded as "Artificial Path" in NHDPlus.	%	SC	-
artifpath_mainstem_pct	Percentage of mainstem stream(s) coded as "Artificial Path" in NHDPlus., from our delineation of mainstem streamlines	%	SC	-
BFI_ave	Base Flow Index (BFI), The BFI is a ratio of base flow to total streamflow	-	*	-
runave7100	Estimated watershed annual runoff, mean for the period 1971-2000	mm/year	*	-
stor_nor_2009	Dam storage in watershed ("normal_storage")	megaliters/km ²	SC	-
pre1940_stor	Dam storage in watershed pre1940	megaliters/km ²	SC	-
pre1990_stor	Dam storage in watershed pre1990	megaliters/km ²	SC	-
devnlcd06	Watershed percent "developed" (urban), 2006 era (2001 for AK-HI-PR). Sum of classes 21, 22, 23, and 24	%	*	-
mains100_dev	Main stream 100m buffer "developed" (urban), 2006 era	%	SC	-
mains800_dev	Main stream 800m buffer "developed" (urban), 2006 era	%	SC	-
mains800_forest	Main stream 800m buffer "forest", 2006 era. Sum of MAINS800_41, 42, and 43	%	SC	-
rip100_dev	Riparian 100m buffer "developed" (urban), 2006 era. Buffer is the approximate area 100m each side of stream centerline, for all streams in watershed	%	*	-
rip100_forest	Riparian 100m buffer "forest", 2006 era. Sum of RIP100_41, 42, and 43	%	*	-
rip800_dev	Riparian 800m buffer "developed" (urban), 2006 era. Sum of RIP800_21, 22, 23, and 24	%	SC	Recip
rip800_forest	Riparian 800m buffer "forest", 2006 era. Sum of RIP800_41, 42, and 43	%	SC	Recip
roads_km_sq_km	Road density, from Census 2000 TIGER roads	km of roads/km ²	*	log
slope_pct	Mean watershed slope	%	*	log
fragun	Fragmentation Index of "undeveloped" land in the watershed	-	*	Recip
arid	Climat index, the evapotranspiration per precipitation, ETP/P	-	*	-
sd_q05	Standard deviation of Q05 change detection from 20 flow simulation records (uncertainty)	-	PCA	-
sd_q95	Standard deviation of Q95 change detection from 20 flow simulation records (uncertainty)	-	PCA	-
sd_qma	Standard deviation of Qa change detection from 20 flow simulation records (uncertainty)	-	PCA	-
d.n.patches	Delta of the number of patches of a particular patch type or in a class	-	*	-
d.patch.density	Delta of the number of patches per unit area from 2010-1940	patches/100 ha	*	-
d.edge.density	Delta of the total length of all edge segments per ha for the land-cover class of consideration	m/ha	*	log
d.mean.patch.area	Delta of the average area of all patches in the landscape	ha	*	Recip
d.urban	Delta of urban percent from 2010-1940	-	-	-

SC indicates variable with simple correlation, PCA is principal component analysis. Reciprocal, log10 and log+1 were used as standard transformation to variable normalization. * indicates the variables that were selected for future analysis.

4.6. Results

The results are presented in two steps: first, we present the results of the change detection and quantification on the three flow components, and second, we present the results of the multiple regression analysis between the estimated flow changes and the catchment characteristics.

4.6.1. Estimated flow changes on the set of 157 urbanized catchments, and associated uncertainties

Changes in the hydrologic response for model residual analysis were detected by ANCOVA, and the quantification of changes was computed using the two regression equations obtained for the periods before and after urbanization.

Figure 4-5 shows the distribution of relative change for the three flow components on the set of 157 urban catchments. The distribution of the relative change for Q95 and Qa are similar: an increase of these two flow components is observed for 107 out of the 157 urbanized catchments. This result is in agreement with the results of previous studies showing an increase of surface runoff and high flow due to an increase of imperviousness and an increase of mean annual flow due to a decrease of evapotranspiration over the urban areas of the catchments. Q05 also generally increases on urbanized catchments since 105 out of the 157 urbanized catchments present an increase of Q05 between the pre-urbanization period and the post-urbanization period. This result tends to show that low flows (and consequently baseflows) have generally increased in the urbanized catchments. Note that some catchments also present important decrease of low flow: for example, the Skokie River at Lake catchment (station number 05535000) present a relative decrease of 55%.

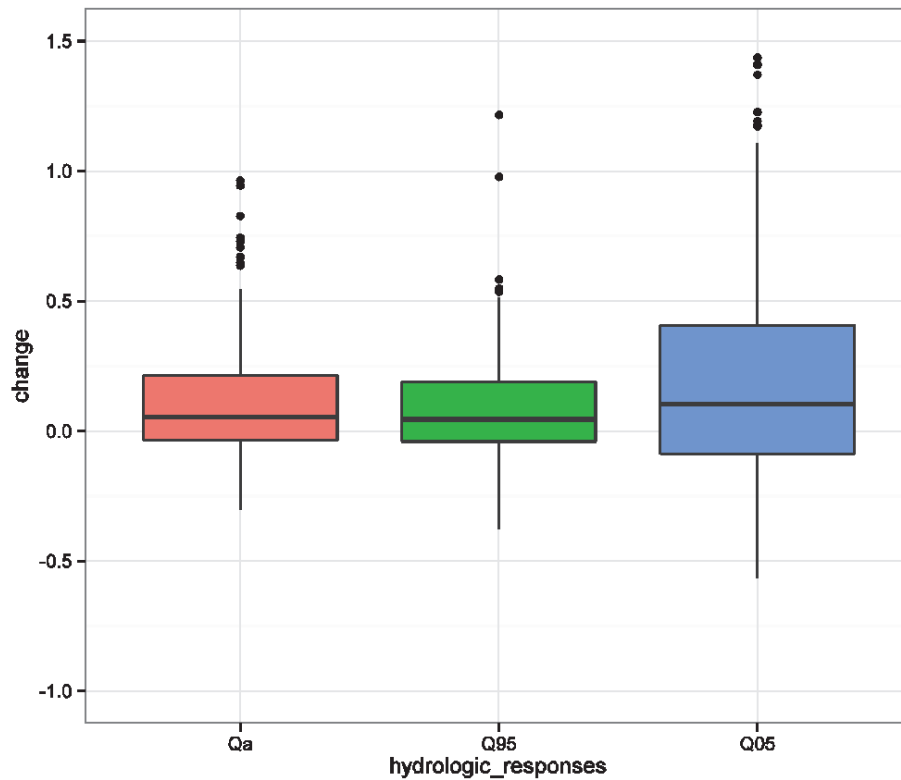


Figure 4-5. Change density for the three dependent variables ($\text{change} = \frac{QD_{post} - QD_{pre}}{QD_{pre}}$ où QD is the flow characteristic of the urbanized catchment)

Since the estimated flow changes relies on the ability of the model to simulate the nonurban configuration of the catchments, we analyzed the standard deviations of the 25 estimated flow changes obtained by the multiple calibration experiment on the pre-urbanization period yielding an ensemble of 25 sets of parameters for each catchment. These standard deviations are plotted against the median of the 25 NSE values obtained in calibration. As Figure 4-6 shows, the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) value and standard deviation (SD) are anticorrelated, meaning that there is higher model efficiency for the lesser standard deviation of estimated changes. The results confirmed the robust estimation of flow change with the proposed methodology. This result is not so clear for Q05, probably because the NSE does not put enough emphasis on the ability of the model to simulated low flows.

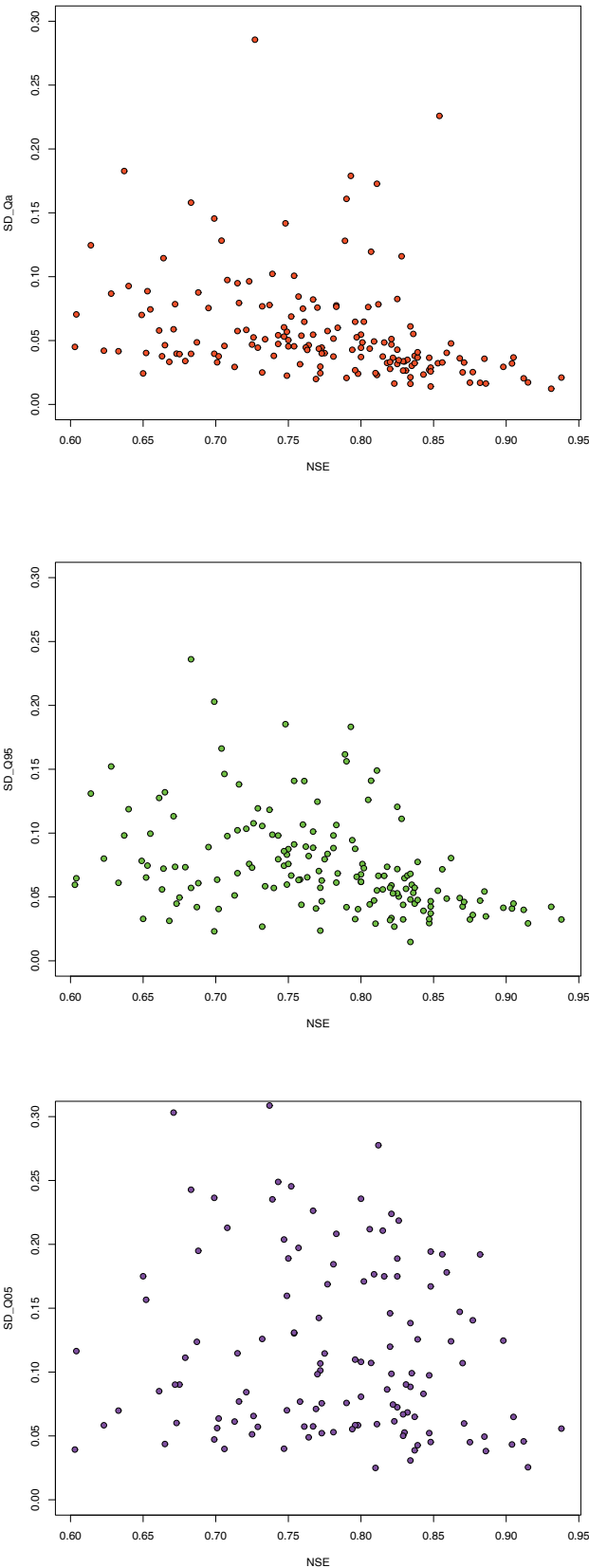


Figure 4-6. Nash and Sutcliffe Efficiency (NSE) and standard deviation (SD) for each flow characteristic, Qa, Q95 and Q05, above to below respectively.

Uncertainty bounds derived from the multiple parameter sets are plotted as uncertainty bars in Figure 4-7. As suggested before, the changes for Q95 and Qa have quite similar values in the most of the catchment, but these relations were not found for Q05. Moreover, the comparison between uncertainties showed the good adjustment between Q95 and Qa. The more detail is necessary to analysis these results.

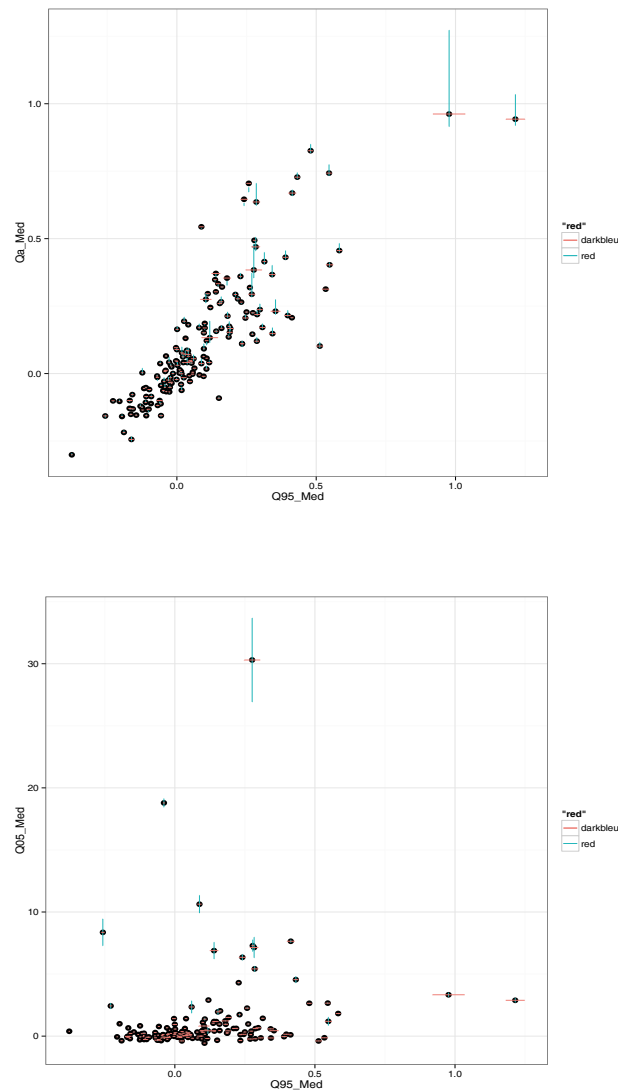


Figure 4-7. Comparison of changes of Q95 and Qa (above) and Q95 and Q05 (below) with their uncertainty bars.

4.6.2. Multiple regression modelling

Weighted least squares regression analyses were performed between each of the three flow component changes (the dependent variables) and the 16 independent catchment characteristics and landscape metrics (Tableau 4-3). The standard deviations of the estimated flow changes were used to weight the regression analysis.

Final regression equations are shown in Tableau 4-4. For each stream flow, the independent variables with significant p-value (less than 0.05) were kept for each of the three regression equations. Results show that the change of urban areal fraction (d.Urban) is always selected as a significant explanatory variable, whatever the flow components analyzed. The coefficients for this variable are always positive meaning that an increase of urban areas is positively correlated with the increase of high, low and mean flow. This is in agreement with the general idea for Q_a and Q_{95} , which indicates that urbanization could significantly increase stream flow (Brandes *et al.*, 2005; Konrad et Booth, 2005). However this impact could be more complicated for the Q_{05} . The fragmentation Index of undeveloped area was selected for Q_a and Q_{95} with positive coefficient indicating that greater fragmentation of undeveloped area is associated with increased Q_a and Q_{95} . The fragmentation of undeveloped areas, generally caused by the development of impervious areas like roads, tends to emphasize the increase of Q_a and Q_{95} in urban catchments. The variation of edge density, which represents the fragmentation of urban area, demonstrated a negative relationship with Q_a and Q_{05} . Fragmentation of urban area might favor the infiltration of rainfall or surface runoff and thus mitigate the effect of increased imperviousness in the catchment.

Tableau 4-4. Multiple regression model for streamflow characteristics.

Change stream flow	Multiple R-squared	Adjusted R-squared	Independent variables	t	p
Qa	0.322	0.306	(Intercept)	-5.906	***
			streams_km_sq_km	2.619	**
			d.Urban	5.366	***
			d.edge.density	-2.772	**
			fragun	5.062	***
Q95	0.3144	0.3011	(Intercept)	-7.197	***
			slope_pct	2.572	*
			d.Urban	6.288	***
			fragun	5.119	***
Q05	0.171	0.1437	(Intercept)	-0.429	
			drain_sqkm	2.328	*
			bfi_ave	-2.536	*
			d.Urban	2.338	*
			d.patch.density	2.73	**
			d.edge.density	-3.343	**

Signif. codes: p-value= 0 '***', p= 0.001 '**', p= 0.01 '*'

As presented in the, the explained variance of the linear regression are generally not very high, meaning that we failed to understand most of the variability of estimated changes in urbanized catchments. This is particularly the case of the changes of low flows, which remains largely unexplained (adjusted R^2 of 0.14). This might be due either to relatively poor model efficiency to simulated low flow or to the lack of catchment characteristics related to low flow such as effluent discharge. The simulation change results for Qa and Q95 are exhibited in Figure 4-8 showing relatively good agreement between simulated and observed change for Qa and Q95.

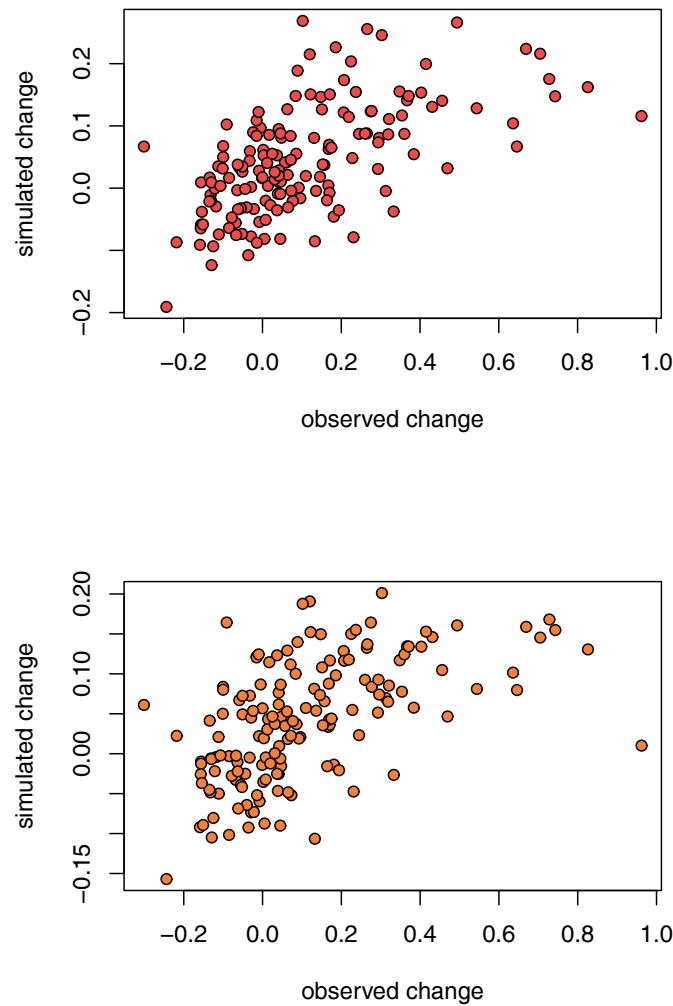


Figure 4-8. Simulated and observed relative change for Qa (above) and Q95 (below).

To shed more lights on the failures of the regression equations, we established two distinct groups of catchments. The lower-error (error < 10%) group includes 140 catchments for Qa with error less than 0.10, and the higher error group include the remaining 17 catchments. Then, we compared the distribution of several variables for these two groups to determine the reasons of the failure of the regression equations (Figure 4-9). Results show that the values of urban fraction in the pre-urbanization period are more variable among the catchments of the “higher error group” than among the “lower error” one, which means that some catchments with more error were already partly urbanized in 1940. The median value of NSE of “higher error” catchments group is inferior to the “lower error” group median NSE value, which means that the predictive ability of the hydrological model is lower for the group with the

higher error. Therefore the methodology relies significantly upon the ability of the model to simulate streamflow for the period before urbanization.

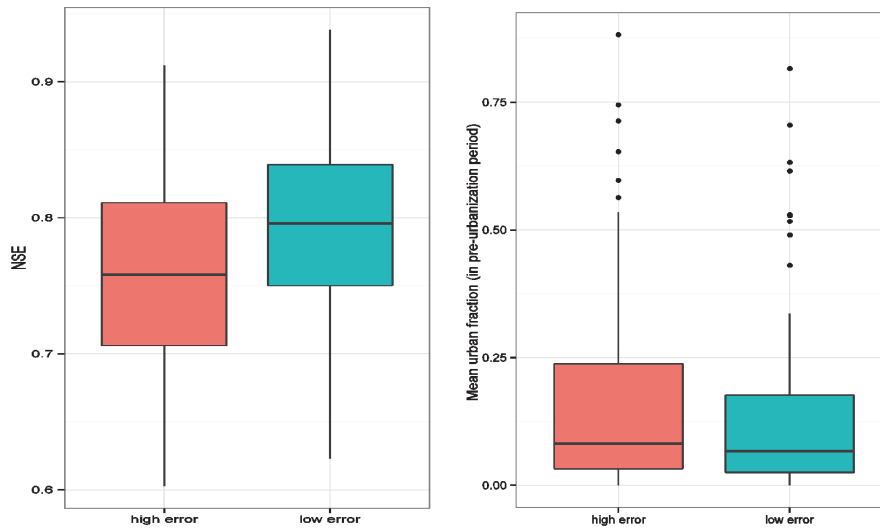


Figure 4-9. Boxplot of lower error (blue) and higher error (red) groups of simulated and observed Q_a catchments for NSE obtained for the pre urbanization (calibration) period (left) and fraction of urban area for the pre urbanization (calibration) period of catchment (right).

4.7. Conclusion

Literature review reports various results on the impacts of urbanization on stream flow characteristics. It remains unclear how the catchment characteristics and land use interact to influence flow changes. This paper investigates flow change estimations with a residual model for urban catchments. Then, multiple regressions were applied on 16 independent catchment characteristics, landscape metrics for three flow components change detection (Q_a , Q_{95} and Q_{05}). 157 urban catchments in the USA were selected for this study. Land use data were collected from NLCD and reconstituted for the 1940-2000 period using historical unit housing database.

We demonstrated that the impervious pattern provide further possible explanatory variables of urban impacts on flow change besides the cumulative impervious area. The results of multi regressions were more significant for Q_a and Q_{95} and indicated that increasing the fragmentation of undeveloped area is associated with increased of Q_a and Q_{95} . However, the fragmentations of urban area decrease the Q_a . This suggests that the effects of urbanization on catchment stream flow appear to be mitigated when developed land patches are spread across the basin (and intermixed with other land cover types) rather than agglomerated into large patches, which corroborates previous statements (McMahon *et al.*, 2003).

For the Q_{05} and base flow the results are more complicated to generalize. The result of this study declined the theory that urban area only reduces baseflow value. The increasing trends in base flow found in our study could be due to the increase in leakage from water supply infrastructure, irrigation (lawn watering), decrease of evapotranspiration due to the reduce of vegetation cover (Meyer *et al.*, 2002; Brandes *et al.*, 2005; Poff *et al.*, 2006) or slope, drainage density and catchment shape variables (Vogel *et al.*, 1992; Woods *et al.*, 1997; Cherkauer *et al.*, 2005). The finding of increasing base flow or decreasing peak flow in some of the urbanizing catchments studied may appear counterintuitive, and further examination of this result is needed on these specific catchments.

Our analysis showed that the methodology is strongly dependent on the urban fraction in the period considered as “non-urban” period. If the catchment had a large fraction of urban areas in the first years of the data time-series, the parameters of model calibration could not simulate non-urban condition as well as possible. It is likely one of the main difficulties to estimate flow change detection with the proposed framework.

The multiple regressions that we propose is an effective method for estimating flow change due to the urbanization in urban catchments, but it has only been tested on catchments in the United States. Further research will focus on enlarging the sample of urban catchments including catchments from Europe and other countries, with more contrasted urban patterns and different histories of urban evolution. This method provides an increased understanding about impervious area patterns and their impacts on stream flow.

Acknowledgements

The funding support for this study came from the Campus France. This study utilizes data from several sources. Daily streamflow were collected from the USGS website (available at

<http://waterdata.usgs.gov/>). The newer 1/16 degree daily rainfall and temperature gridded data beginning in 1915 (see (Livneh *et al.*, 2013)) are available from <ftp://ftp.hydro.washington.edu/pub/blivneh/CONUS/>. Geospatial data and classifications for stream gages maintained by the U.S. Geological Survey (USGS) termed Gages II are available from http://water.usgs.gov/lookup/getspatial?gagesII_Sept2011.

National Land Cover Database (NLCD) data were obtained from the Multi-Resolution Land Characteristics (MRLC) Consortium website (available at <http://www.mrlc.gov/about.php>). House Density data were collected in 2014 from the SILVIS Lab, Spatial Analysis for Conservation and Sustainability (available at <http://silvis.forest.wisc.edu/old/Library/HousingDataDownload.php?state=United%20States&abbrev=US>). We would also like to thank David Theobald and Thomas Over for their help about House Density data.

5

Évaluation de l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique de 172 bassins versants américains

Sommaire

5. Évaluation de l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique	109
5.1. Préambule.....	111
5.2. Résumé.....	111
5.3. Introduction.....	112
5.3.1. Contexte.....	112
5.3.2. Problématique et questions scientifiques associées.....	112
5.3.3. Objectifs scientifiques et/ou techniques.....	113
5.4. Revue / synthèse bibliographique.....	113
5.5. Méthodologie.....	113
5.5.1. Données.....	113
5.5.2. Méthodologie générale et modèle hydrologique.....	114
5.6. Résultats et discussion.....	117
5.6.1. Analyse des tendances sur les chroniques observées.....	117
5.6.2. Analyse des tendances sur les chroniques reconstituées (simulées).....	118
5.7. Conclusions et perspectives.....	120

5.1. Préambule

Dans les chapitres précédents le modèle GR4J a été utilisé pour simuler le comportement non-urbain d'un bassin urbanisé. Ce modèle nous a permis d'étudier les impacts de l'urbanisation pour les deux périodes avant et après l'urbanisation. Le problème de cette méthodologie est que l'évolution graduelle de l'urbanisation n'est pas prise en compte et les changements entre le temps d'avant et après l'urbanisation n'étaient pas calculés. Dans ce chapitre, l'évolution de l'urbanisation est reliée à l'évolution des réponses hydrologiques de bassins versants (Salavati *et al.*, 2015b). Pour cela, les paramètres du modèle hydrologique sont utilisés comme marqueurs du comportement du bassin versant et le calage de ces paramètres sur des sous périodes glissantes permet de rendre compte de l'évolution dynamique du comportement du bassin face à l'urbanisation.

Salavati B¹., Oudin L. ¹, Furusho C. ², Ribstein P¹.

Ce chapitre a été publié dans le journal de la Houille Blanche, n°3, P 51-57, DOI 10.1051/lhb/20150033

¹ Université Pierre et Marie Curie, UMR 7619 METIS, Case courrier 105, 4 place Jussieu, 75005 Paris - France.
Bahar.salavati@upmc.fr

² Irstea, 1 rue Pierre-Gilles de Gennes CS 10030, 92761 Antony Cedex- France

5.2. Résumé

L'anthropisation a de multiples impacts sur les réponses hydrologiques des bassins versants. Ces impacts sont difficiles à quantifier à l'échelle spatiale du bassin versant et les résultats de la littérature sur ce sujet sont assez disparates. L'objectif de cette étude est de relier la proportion des surfaces urbaines actuelles à l'évolution des réponses hydrologiques de bassins versants. Ceci pose un important problème lié à la relation entre la variabilité du climat et celle de la réponse hydrologique des bassins. Pour pallier cette difficulté, un modèle hydrologique est utilisé, permettant de synthétiser le comportement dynamique du bassin versant d'une manière relativement insensible à la variabilité climatique. Cette étude est basée sur l'analyse de 104 bassins versants urbains et 68 bassins non-urbains aux États-Unis. Le débit et la pluie journalière des bassins étudiés ont été collectés pour des périodes de 30 à 70 ans selon les bassins. Le modèle GR4J, un modèle hydrologique journalier à quatre paramètres a été utilisé dans cette étude. Nos premiers résultats montrent qu'une majorité de bassins versants urbains ne présente pas de tendances significatives sur les caractéristiques

hydrologiques analysées et que cette proportion de bassins est relativement similaire pour les bassins urbains et non-urbains. Ces résultats doivent être analysés également en fonction de l'évolution historique de l'occupation de sol.

5.3. Introduction

5.3.1. Contexte

Les ressources en eau étant essentielles pour la vie humaine, la population ne cesse de croître près des rivières. L'anthropisation des vallées et des versants est susceptible de modifier le régime d'écoulement ainsi que la qualité de l'eau (Roesner et Bledsoe, 2003; Kauffman *et al.*, 2009). Les impacts souvent cités de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins sont : la diminution du temps de réaction des bassins, la diminution de la recharge des nappes en raison de l'expansion des surfaces imperméabilisées et des pompages des eaux souterraines, et enfin l'augmentation des débits de pointe lors de crues en raison de l'imperméabilisation des versants (Shaw, 1994; Booth *et al.*, 2002; Warburton *et al.*, 2012; Braud *et al.*, 2013). Cependant, ces impacts restent difficiles à généraliser et les résultats de la littérature sont assez disparates lorsque l'on s'intéresse à l'échelle spatiale du bassin versant de quelques dizaines à quelques centaines de km². Ces résultats disparates mettent en évidence la variabilité des configurations de l'usage de l'eau dans la ville, mais peuvent provenir soit de la qualification et de la quantification incertaine de l'urbanisation, soit des différences méthodologiques employées par les auteurs pour évaluer ces impacts.

5.3.2. Problématique et questions scientifiques associées

Cette étude vise à quantifier le rôle de l'urbanisation sur la réponse du bassin versant en étudiant un large échantillon de bassins versants, ceci dans le but de déterminer si des conclusions générales peuvent être énoncées sur les questions suivantes :

1. Dans quelle mesure le comportement des bassins versants est affecté par l'urbanisation ?
2. Comment qualifier l'urbanisation du point de vue de l'impact hydrologique ?
3. Sommes-nous capables de différencier l'effet de l'urbanisation et celui de la variabilité climatique ?

5.3.3. Objectifs scientifiques et/ou techniques

Le principal objectif de cette étude est de relier la proportion des surfaces urbaines à l'évolution des réponses hydrologiques de bassins versants. Ceci pose un important problème lié au lien ténu entre la variabilité du climat et celle de la réponse hydrologique des bassins. Pour pallier cette difficulté, un modèle hydrologique est utilisé, permettant de synthétiser le comportement dynamique du bassin versant d'une manière relativement insensible à la variabilité climatique.

5.4. Revue / synthèse bibliographique

Il ne semble pas y avoir de consensus sur l'impact de l'urbanisation sur les différents éléments de la réponse hydrologique à l'échelle des bassins versants. Par exemple plusieurs études ont montré que l'urbanisation diminue la recharge des nappes (Rose et Peters, 2001; Meyer et Wilson, 2002; Kauffman *et al.*, 2009; Rozell, 2010), d'autres ont montré une augmentation des débits de base des rivières de bassins urbanisés (Konrad et Booth, 2002; Meyer et Wilson, 2002; Konrad et Booth, 2005). Ces résultats disparates obtenus dans la littérature peuvent l'être soit parce que l'impact de l'urbanisation est très variable selon le cas d'étude, soit aussi en raison des différentes façons de quantifier l'urbanisation.

Il existe deux moyens de quantifier l'urbanisation (Pomeroy, 2007) : idéalement, le taux de surface imperméabilisée est utilisée (Schueler, 1994; Bosch *et al.*, 2003) ou à défaut, la densité de population peut constituer une donnée alternative plus accessible pour étudier l'effet de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins versants (e.g. DeWalle *et al.*, 2000).

5.5. Méthodologie

5.5.1. Données

Pour étudier l'effet de l'urbanisation sur la réponse hydrologique, 172 bassins versants des États-Unis ont été sélectionnés (Figure 5-1). Cet échantillon de bassins versants comprend les bassins versants urbains et non urbains, dans le cadre d'une approche comparative.

Les données de débit ont été collectées auprès de l'USGS pour des périodes de 30 à 70 années. Les données journalières de 3450 stations pluviométriques des États-Unis ont été collectées auprès de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) afin de calculer des pluies spatiales de bassins. Les bassins avec un temps de réaction inférieur à un jour ont été enlevés afin de pouvoir estimer des débits de pointe à partir des débits journaliers.

Les cartes d'occupation de sol utilisées sont tirées de la National Land Cover Database (NLCD) pour l'année 2006. Cette base de données est utilisée pour déterminer si un bassin est urbanisé ou non. Pour cela, nous avons utilisé un seuil sur le taux de surfaces urbaines par bassin. La valeur de ce seuil a été choisie à 10%, ce choix étant justifié par les valeurs souvent retenues dans la littérature, typiquement entre 5 et 30% (Schueler, 1994; Brun et Band, 2000; Department of Natural Resources, 2005; Yang *et al.*, 2010). En conséquence, 104 bassins urbanisés et 68 bassins non-urbanisés sont obtenus.

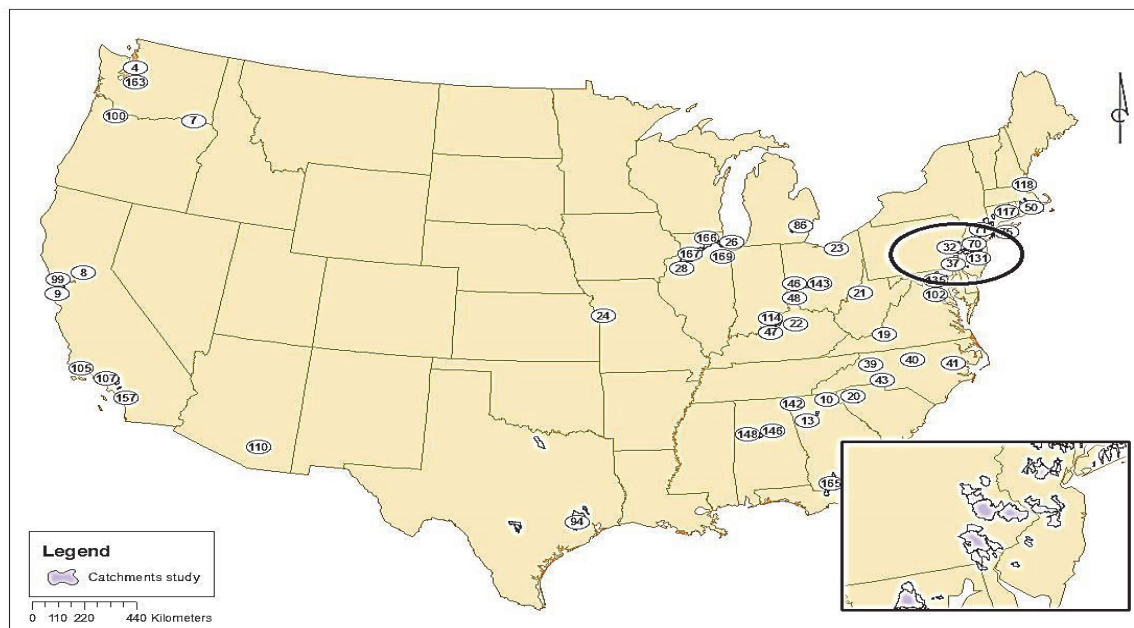


Figure 5-1. Localisation des 172 bassins versants étudiés aux États-Unis.

5.5.2. Méthodologie générale et modèle hydrologique

Nous avons suivi deux méthodes pour analyser le comportement d'un bassin versant en réponse à des conditions non stationnaires d'occupation de sol.

La première méthode est tout à fait classique : elle consiste à utiliser les chroniques de débit observé et de déterminer l'évolution des propriétés hydrologiques en découpant la chronique

totale en différentes sous-périodes. Ensuite, le test de tendance non paramétrique de Mann-Kendall modifié par (Hamed et Ramachandra Rao) (1998) a été appliqué afin de détecter la présence de tendance dans les chroniques des propriétés de la réponse hydrologique des bassins. Ce test permet de tenir compte des auto-corrélations dans les chroniques analysées. Cette approche présente des limites bien connues telles que : (i) le rôle joué par la variabilité climatique (Lørup *et al.*, 1998), (ii) la difficulté de prendre en compte une évolution progressive (et non brusque) de l'occupation du sol (voir e.g. Ashagrie *et al.*, 2006; Andréassian, 2012) et (iii) des exigences fortes sur la longueur des chroniques analysées avant et après le changement d'occupation de sol.

La deuxième méthode utilisée tend à pallier ces limitations en utilisant un modèle hydrologique. La méthodologie proposée par Schreider *et al.* (2002) et reprise par Andréassian *et al.* (2003) est utilisée dans cette étude. Dans cette méthode (illustrée sur la Figure 5-2), des jeux de paramètres du modèle hydrologique sont calés pour différentes sous-périodes et pour chaque jeu de paramètres, une simulation est effectuée sur la période entière de chronique. Ainsi, chaque ensemble de paramètres et la simulation associée à ses paramètres donne un instantané du comportement du bassin pour chaque sous-période. Il est alors possible de calculer et estimer des propriétés hydrologiques des bassins versants à partir de cette chronique simulée (Figure 5-2). Enfin, de la même façon que pour les chroniques observées, le test de tendance non paramétrique de Mann-Kendall modifié est appliqué afin de détecter la présence de tendance dans les chroniques des propriétés de la réponse hydrologique simulée sur chaque bassin. De nombreux modèles pluie-débit existent pour représenter la transformation pluie-débit sur un bassin versant. Le meilleur modèle pluie-débit n'existant pas, le choix du modèle dépend des besoins et du contexte d'étude (Laurent et Ruelland, 2010). A priori, la modélisation à base physique est assez légitime pour évaluer des simulations dans un contexte de non stationnarité de l'occupation du sol car ces modèles tiennent compte explicitement de cette information. Toutefois, le calage de ce type de modèle est difficile compte tenu du nombre important de paramètres à caler et des modèles conceptuels simples sont donc souvent préconisés pour ce type d'analyse (Wagener, 2007). Le modèle utilisé dans cette étude est le modèle GR4J, un modèle hydrologique journalier avec 4 paramètres et nécessitant en entrée les évapotranspirations potentielles et pluies journalières. Le modèle et les principales équations sont présentés dans la Figure 5-3, une description complète du modèle est fournie par Perrin *et al.* (2003).

Trois caractéristiques hydrologiques sont analysées dans cette étude :

- L'indice d'écoulement de base (IEB) représentant la proportion du débit total attribué à l'écoulement souterrain. L'estimation du débit de base repose sur une séparation de l'hydrogramme à l'aide d'un filtre numérique (Arnold *et al.*, 1995).
- Le coefficient d'écoulement (CE) représentant la proportion de la pluie rejoignant l'exutoire
- Le débit correspondant à une crue biennale (Q_2) calculé en ajustant une loi de Gumbel sur la distribution des débits maxima annuels.

Ces trois caractéristiques sont calculées à partir des chroniques de pluie et de débit (simulé ou observé).

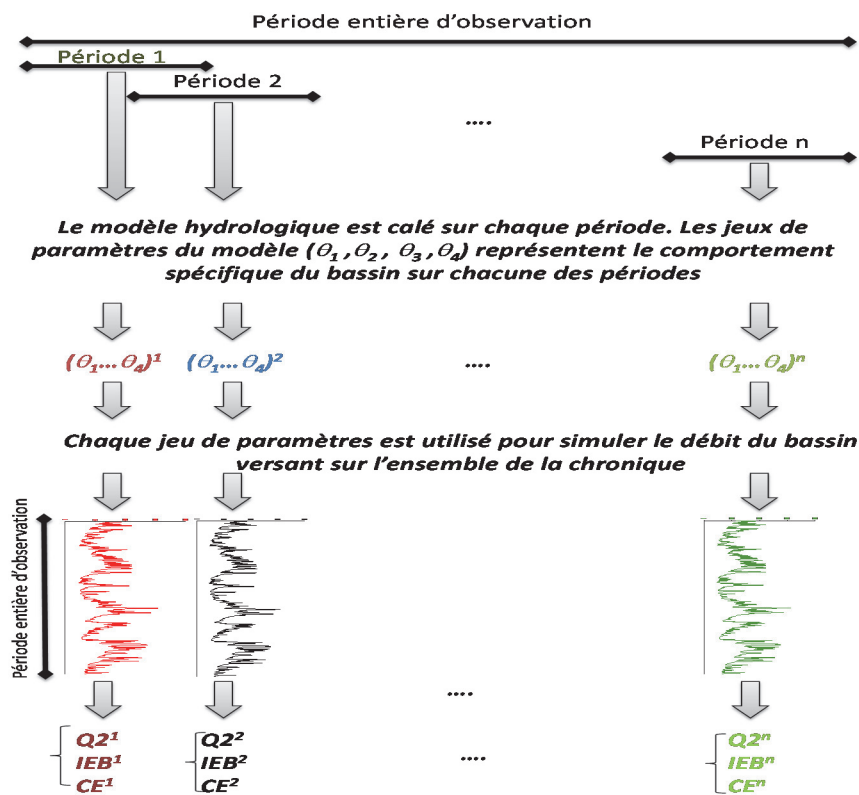


Figure 5-2. Méthodologie de modélisation suivie permettant de s'affranchir de la variabilité du climat (Andréassian *et al.*, 2003).

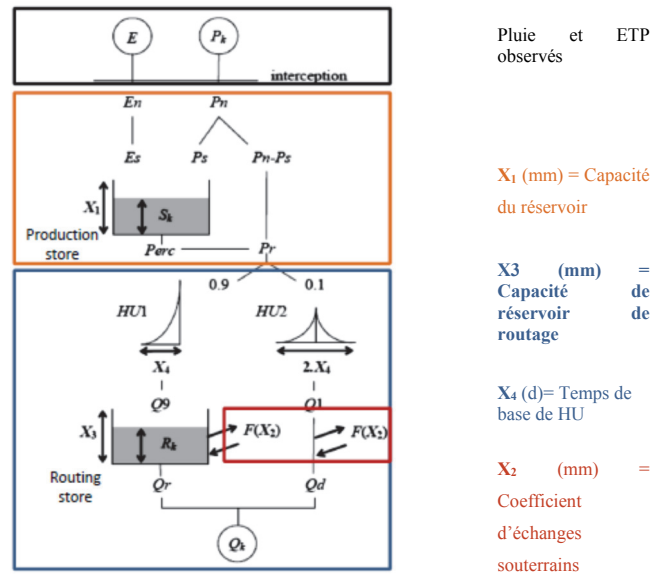


Figure 5-3. Méthodologie de modélisation suivie permettant de s'affranchir de la variabilité du climat (a) et schéma et équations principales du modèle hydrologique GR4J (b).

5.6. Résultats et discussion

5.6.1. Analyse des tendances sur les chroniques observées

Pour cette partie, la méthodologie reposant sur les observations est appliquée sur les 172 bassins versants urbanisés et non-urbanisés. Pour chaque bassin versant, les propriétés hydrologiques ont été calculées pour des périodes glissantes de 5 ans à partir des chroniques de débit et de précipitations, couvrant en général la période 1940-2010. Par exemple, la première sous période couvre les années 1940-1945 et la deuxième sous période couvre les années 1941-1946.

La Figure 5-4 montre les pourcentages de bassins urbanisés et non urbanisés affectés par des tendances significatives. Pour toutes les propriétés hydrologiques le nombre de tendances non-significatives est relativement important (plus de 50%). Pour les tendances significatives, Q2 et CE ont des tendances plutôt à la hausse alors que les tendances pour l'indice d'écoulement de base (IEB) sont plus équilibrées entre augmentation et diminution. Ces résultats peuvent être dus soit au nombre de bassins urbains qui est plus grand que celui des bassins non-urbains, soit aux tendances climatiques qui influencent les tendances des propriétés hydrologiques.

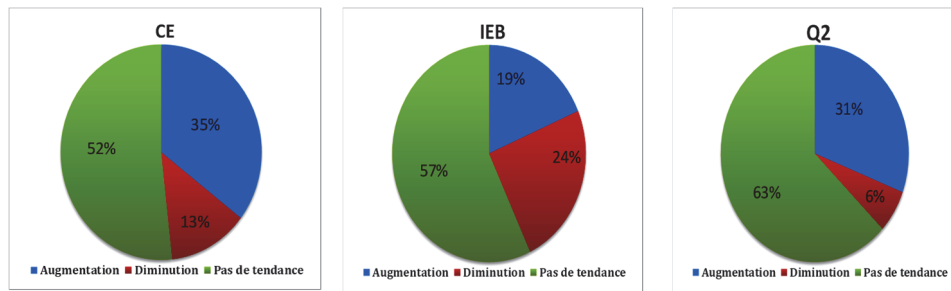


Figure 5-4. Les tendances des propriétés hydrologiques sur les 172 bassins versants.

La Figure 5-5 indique les résultats en distinguant les bassins non urbains et urbains. On remarque que les bassins versants urbains présentent des tendances un peu plus importantes par rapport aux bassins versants non-urbains. Par ailleurs, pour les bassins versants qui présentent des tendances significatives, les résultats sont relativement en accord avec le sens commun: le coefficient d'écoulement augmente plus pour les bassins versants urbains que pour les bassins versants non urbains et c'est l'inverse pour l'indice d'écoulement de base.

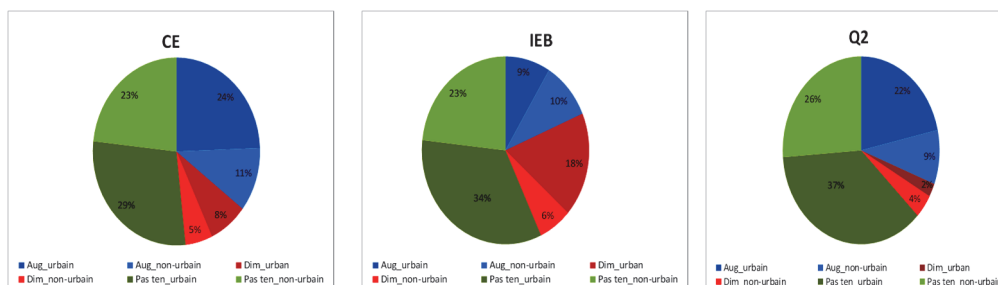


Figure 5-5. Les tendances des propriétés hydrologiques sur les 68 bassins versants non-urbains et 104 bassins urbains (Aug= Augmentation, Dim= Diminution, Pas_ten= Pas de tendance).

5.6.2. Analyse des tendances sur les chroniques reconstituées (simulées)

Les mêmes tests de tendance sont appliqués ici pour les débits reconstitués suivant la méthode décrite à la Figure 5-3. Rappelons qu'avec cette méthode, seul le jeu de paramètres du modèle change d'une période à l'autre et que la totalité de la chronique de débit est reconstituée à chaque fois, ce qui permet de s'affranchir de la variabilité du climat entre les périodes de 5 ans. Les Figure 5-6 et Figure 5-7 synthétisent les résultats obtenus par le test de tendances sur les trois propriétés hydrologiques pour les bassins urbains et non urbains.

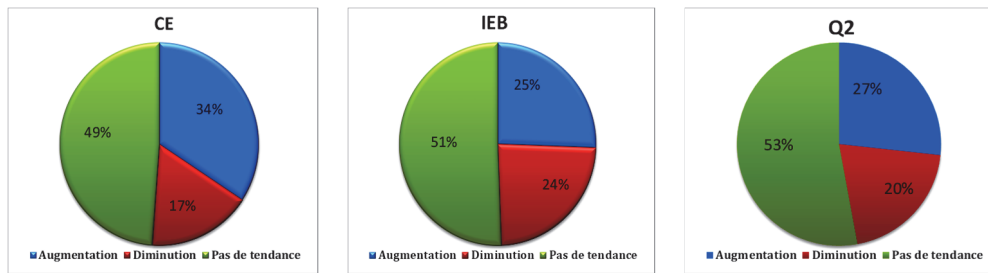


Figure 5-6. Les tendances des propriétés hydrologiques simulées sur les 172 bassins versants.

Nos remarquons que les résultats sont assez proches de ceux obtenus sur les chroniques observées de débit : l'ensemble des propriétés hydrologiques indiquent des tendances non-significatives pour un grand nombre de bassins (plus de 50%). Pour les tendances significatives, Q2 et CE ont des tendances plus équilibrées entre augmentation et diminution. Ces différences avec les résultats obtenus des chroniques observées peuvent provenir (i) de l'incertitude inhérente au modèle hydrologique utilisé pour simuler les propriétés hydrologiques ou (ii) d'une élimination satisfaisante de l'effet climatique pour les résultats de la simulation.

La même méthode a été appliquée sur les bassins non-urbains et urbains séparément. Pour une évaluation générale, des tableaux de contingence sont présentés pour comparer les résultats de tendance obtenus avec les chroniques observées et simulées (Tableau 5-1). En général, il y a une bonne concordance des tendances des propriétés hydrologiques observées et simulées. Les résultats montrent que pour une majorité de bassins, les deux méthodes donnent des tendances similaires. Cependant, pour le débit biennal et dans une moindre mesure pour le coefficient d'écoulement, l'utilisation des observations indiquent des tendances plus marquées à la hausse par rapport aux simulations. Ceci est cohérent avec les études récentes indiquant une augmentation des extrêmes pluviométriques aux Etats-Unis, qui a priori impactent plus les chroniques observées que simulées.

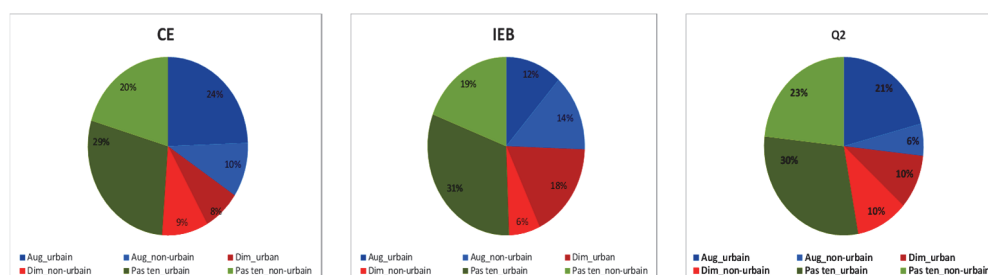


Figure 5-7. Les tendances des propriétés hydrologiques simulées sur les 68 bassins versants non-urbains et 104 bassins urbains (Aug= Augmentation, Dim= Diminution, Pas_ten= Pas de tendance).

Tableau 5-1. Tableau de contingence des tendances entre l'approche utilisant la modélisation hydrologique ('Sim', en colonnes) et l'approche utilisant uniquement les observations ('obs', en lignes) pour les trois propriétés hydrologiques analysées.

	Coefficient d'écoulement			Indice d'écoulement de base			Débit biennal		
	-	0	+	-	0	+	-	0	+
Sim									
Obs									
-	16	6	0	29	7	6	4	6	1
0	12	70	7	8	75	15	26	66	16
+	1	8	52	4	5	23	5	19	29

5.7. Conclusions et perspectives

L'objectif de cette étude était de mettre en place et de tester une méthodologie pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur le comportement des bassins versants. La revue de la littérature a montré des résultats assez disparates sur cette question qui contraste avec le sens commun qui dit que l'urbanisation entraîne l'augmentation des débits de pointes des crues et la diminution de l'écoulement de base. Pour répondre à cet objectif, un large échantillon de 172 bassins situés aux Etats-Unis a été recueilli, permettant l'étude des tendances sur le long terme de différents aspects de la réponse hydrologique des bassins versants. Cet échantillon de bassins urbains et non-urbains permet de tirer quelques conclusions générales sur les relations entre urbanisation et évolution des caractéristiques hydrologiques de bassins versant. De plus, une méthodologie originale a été mise en place pour diminuer l'impact des tendances climatiques qui se superposent aux effets du changement d'occupation du sol. Les principaux résultats de cette étude montrent :

- qu'une moitié de bassins versants urbains ne présente pas de tendances significatives sur les caractéristiques hydrologiques analysées ;
- que pour l'autre moitié, l'urbanisation a pour effet d'augmenter le débit biennal et le coefficient d'écoulement et de diminuer l'indice d'écoulement de base;

- qu'une méthode utilisant la modélisation semble être assez efficace pour s'affranchir de la variabilité du climat au cours de la période considérée. Ceci reste cependant à vérifier en tenant compte des incertitudes de la modélisation hydrologique utilisée.

Ces résultats ont besoin d'être analysés plus finement en tenant compte l'évolution historique de l'occupation de sol. Nous envisageons d'utiliser la densité de logements comme données auxiliaires permettant de reconstituer l'évolution de l'urbanisation sur le long terme. En particulier, les cartes de densité de logements reconstituées par Theobald (2005) permettent de reconstituer une information sur les surfaces urbaines de 1950 à 2010 tous les 10 ans. Une étude des cartes d'occupation de sol NLCD de 1992, 2001 et 2006 et des cartes de densité de maison récentes a montré qu'il était possible de reconstituer la fraction urbaine de chaque bassin à partir des densités de maisons pour les années 1940 à 1980 avec un pas de temps de 10 ans.

Par ailleurs, nous travaillons également à la prise en compte de la répartition spatiale des zones urbaines au sein du bassin et de son réseau hydrographique.

Conclusion générale

Depuis plusieurs années, l'impact de l'urbanisation sur les caractéristiques hydrologiques est une des problématiques les plus abordées dans le cadre de la gestion de la ressource en eau et des risques associés. L'urbanisation dans un bassin versant peut produire des changements importants dans le cycle naturel de l'eau. Bien que nombreux et localement bien renseignés, ces impacts restent difficiles à généraliser et les résultats de la littérature sont assez disparates lorsque l'on s'intéresse aux caractéristiques hydrologiques à l'échelle spatiale du bassin versant. Parmi les raisons qui peuvent expliquer les difficultés à quantifier les impacts de l'urbanisation sur les écoulements à l'exutoire des bassins versants, il faut tenir compte de la variabilité naturelle du climat qui empêche d'effectuer des tests statistiques de tendance/cassure sur les débits seuls, mais aussi de la diversité des aménagements urbains qui sont susceptibles de moduler fortement l'impact hydrologique et de la quantification incertaine du taux d'urbanisation à l'échelle des bassins versants.

L'objectif principal de notre étude était de déterminer s'il est possible de tirer des conclusions générales sur l'impact hydrologique de l'urbanisation à l'échelle de bassins versants de quelques dizaines à quelques milliers de km². Pour répondre à cet objectif, un large échantillon de 306 bassins versants urbains et non-urbains situés aux Etats-Unis a été recueilli. Cette importante base de données nous a permis d'étudier l'amplitude des impacts en fonction des caractéristiques de l'urbanisation.

Principaux résultats obtenus

Avant de s'intéresser à la relation entre l'impact hydrologique de l'urbanisation et le type d'aménagement urbain, il était important de mettre au point une méthodologie de détection et quantification de cet impact hydrologique. Compte tenu de l'ambition de généralisation, cette méthodologie se devait d'être relativement simple pour être appliquée au large échantillon de bassins versants. La quantification rétrospective de l'impact de l'urbanisation a reposé sur une approche par modélisation conceptuelle et analyse des résidus de simulation de débits obtenus à partir d'un modèle calé sur la période avant urbanisation. Cette approche assez courante avait peu (ou pas) été comparée à d'autres approches usuelles. La comparaison de cette approche avec l'approche par bassins versants appariés réalisée au chapitre 3 a montré que ces deux approches fournissaient des résultats assez similaires, malgré leurs incertitudes inhérentes assez fortes. Cette comparaison faite sur un échantillon de bassins assez réduit nous a encouragés à appliquer cette méthodologie par modélisation sur un échantillon plus large de bassins urbains. Des améliorations méthodologiques de cette méthode par

modélisation ont été testées dans le chapitre 6 afin de tenir compte de l'évolution graduelle (et non brusque) de l'urbanisation.

Cette méthodologie de quantification rétrospective de l'urbanisation mise au point, nous l'avons appliquée à un échantillon plus large de bassins versants, ce qui nous a permis de dresser un premier bilan de l'impact hydrologique de l'urbanisation. Trois débits caractéristiques ont été étudiés en priorité : les quantiles annuels aux fréquences 5% (Q05) et 95% (Q95) pour analyser respectivement les impacts sur les débits d'étiage et de crue et le débit moyen annuel pour analyser l'impact sur le bilan hydrique des bassins versants. Les résultats obtenus dans cette étude pour les débits caractéristiques des bassins versant par rapport à l'urbanisation sont les suivants :

- Les débits de crue (Q95) augmentent en général avec l'urbanisation. Pour 107 des 157 bassins versants urbanisés étudiés au chapitre 5, nous avons quantifié une augmentation de Q95. Les autres bassins versants présentent en général des diminutions qui semblent peu représentatives. Ce résultat est assez conforme à la littérature existante et à la représentation de l'impact de l'imperméabilisation sur les écoulements rapides au sein des bassins urbains.
- Les débits d'étiage (Q05) augmentent en général avec l'urbanisation. Pour 105 des 157 bassins versants urbanisés étudiés au chapitre 5, nous avons quantifié une augmentation de Q05. Cependant, les autres bassins versants peuvent présenter des baisses assez importantes, ce qui limite la généralisation des résultats pour Q05. Ce résultat mitigé se retrouve également dans les études précédentes sur le sujet, même si la diminution des débits d'étiage liée au développement des surfaces imperméabilisées qui empêchent l'eau de pluie de s'infiltrer est plus souvent mise en avant. La hausse du débit d'étiage pourrait être due à l'augmentation de la fuite des infrastructures d'approvisionnement en eau (réseaux d'eau), de l'irrigation des espaces verts urbains ou de la diminution de l'évapotranspiration due à la réduction de la couverture végétale (Meyer et Wilson, 2002; Brandes *et al.*, 2005; Poff *et al.*, 2006). Ces informations n'ayant pas été disponibles sur l'échantillon de bassins versants, la question reste ouverte.
- L'augmentation de l'urbanisation augmente en général le débit moyen (Qa). Ce résultat est assez mécanique compte tenu des deux résultats précédents et en accord avec les résultats de la littérature (DeWalle *et al.*, 2000). Cette modification du bilan en eau peut aussi être attribuée à la diminution de l'évapotranspiration due à la

réduction de la couverture végétale. Notons que certains bassins montrent aussi une diminution du débit moyen annuel avec l'urbanisation probablement liée aux transferts d'eau inter-bassins ou aux constructions de retenues (Booth *et al.*, 2004).

La variabilité des résultats obtenus sur l'impact hydrologique de l'urbanisation est due en partie à la diversité des extensions urbaines sur les bassins étudiés. Afin de déterminer s'il est possible de dégager les caractéristiques d'aménagement urbain impactant la réponse des bassins versant en crue et en étiage, les changements de débits ont été mis en relation avec les éléments caractérisant l'extension urbaine. Les surfaces imperméabilisées totales couramment utilisées pour expliquer les changements de la réponse hydrologique des bassins versants ont été associées à d'autres caractéristiques de structuration du paysage urbain, et en particulier des mesures paysagères de fragmentation des zones non-urbaines (Linarès *et al.*, 2014). Les résultats obtenus montrent qu'au premier ordre, l'augmentation de la fraction urbaine du bassin est la variable expliquant le mieux la variabilité des réponses obtenues sur l'ensemble des bassins versants, et que cette augmentation implique, sur notre échantillon de bassins une augmentation de tous les débits caractéristiques analysés. Les variables caractérisant la structuration du paysage urbain sont également importantes pour expliquer la variabilité des résultats obtenus, par exemple la fragmentation des zones non urbaines intensifie l'augmentation des débits moyens et de crue. L'explication de la variabilité des changements sur les débits d'étiage n'a pas été concluante. Nous pensons que l'impact sur le débit d'étiage est peu lié à l'importance et à l'organisation spatiale des zones urbaines en comparaison à d'autres variables non disponibles pour cette étude, telles que la présence et l'organisation des réseaux d'eaux usées et d'eau potable.

Perspectives

Bien que de nombreux résultats sur l'impact de l'urbanisation de bassin versant aient été obtenus au cours de cette thèse, certains résultats mériteraient d'être approfondis.

La méthodologie développée au chapitre 6 pour analyser l'impact hydrologique d'une urbanisation graduelle nécessite d'être analysée plus finement. L'utilisation de périodes courtes pour le calage du modèle permet de considérer des périodes plus homogènes en termes d'urbanisation sur le bassin versant mais nuit à la robustesse des jeux de paramètres

obtenus qui peuvent être assez dépendants des caractéristiques climatiques de la période de calage (Coron *et al.*, 2012; Brigode *et al.*, 2013). Par ailleurs, le seul modèle utilisé dans le cadre de la thèse a été le modèle GR4J, qui est un modèle utilisé principalement sur des bassins ruraux ou naturels. Il semble nécessaire, pour aller plus loin dans l'analyse de vérifier si les résultats obtenus sont sensibles au modèle hydrologique utilisé. L'annexe A propose une comparaison des estimations de changements de débit attribuables à l'urbanisation en utilisant le modèle GR4J ou le modèle de Budyko. Les résultats obtenus semblent indiquer que les changements détectés et quantifiés sont relativement peu sensibles au modèle utilisé, mais ces résultats nécessiteraient d'être renforcés et analysés plus en détail. Nous n'avons pas remis en question le choix de ce modèle dans le cadre de la thèse car ce modèle a été appliqué sur des périodes pendant lesquelles le bassin versant était peu urbanisé et a été performant sur ces périodes. Son rôle était donc de simuler des situations non-urbaines exclusivement. Si le modèle devait être calé sur des périodes urbaines, cela nécessiterait de revoir la structure de ce modèle, ou d'utiliser une structure de modèle plus adaptée.

L'urbanisation dans un bassin versant peut produire des changements importants dans son comportement hydrologique. Trois débits caractéristiques ont été étudiés au cours de cette thèse : le débit moyen (Q_a), le débit de pointe (Q_{95}) et le débit de base (Q_{05}). D'autres caractéristiques de la réponse hydrologique peuvent aussi être intéressantes à étudier lorsque l'on s'intéresse à l'impact de l'urbanisation des bassins versants. Nous nous sommes limités à des caractéristiques fréquentielles qui ne permettent pas d'analyser les changements de la dynamique de la réponse hydrologique. A cet égard, le temps de réaction du bassin versant est une caractéristique importante qui pourrait être analysée avec un modèle hydrologique à pas de temps plus fin. L'analyse des coefficients de tarissement apporterait également un éclairage complémentaire pour mieux comprendre l'impact de l'urbanisation sur les périodes d'étiage. Enfin, distinguer les impacts selon la saison et/ou selon l'intensité des épisodes pluvieux permettrait de mettre en évidence des impacts spécifiques des zones urbaines en période d'orage pendant lesquelles les ruissellements sont plus fréquents.

Malgré les efforts importants faits pour constituer une base de données riche en termes de description de l'urbanisation et de son évolution, certaines caractéristiques pourraient être rajoutées afin de mieux comprendre la variabilité de l'impact hydrologique de l'urbanisation. Nous nous sommes limités à l'extension et à l'organisation spatiale des zones urbaines, les caractéristiques des réseaux d'assainissement dans les bassins versants devraient permettre

d'améliorer la compréhension des résultats obtenus pour les débits d'étiage qui ont été difficiles à généraliser. Par ailleurs, seulement quatre caractéristiques de structuration du paysage ont été utilisées. Au vu des résultats obtenus au chapitre 5, il semble intéressant d'élargir à d'autres données de ce type.

Notre étude s'est focalisée sur un grand nombre de bassins versant aux Etats-Unis du fait de la disponibilité des données historiques d'occupation du sol et aussi parce que cette base de données présentait un gradient très important en termes d'urbanisation. Cependant, les développements méthodologiques proposés dans cette thèse sont tout à fait applicables à d'autres bassins versants. Une comparaison entre les résultats obtenus dans d'autres régions où l'urbanisation a connu un développement très différent (par exemple en Europe) nous aiderait à mieux comprendre l'impact des différents aménagements urbains sur la réponse hydrologique des bassins versants. Nous avons utilisé dans cette thèse des données historiques de la densité de logements comme un indicateur de l'urbanisation. Des recherches d'informations similaires à l'échelle de l'Europe pourraient être entreprises afin de disposer d'un bilan rétrospectif des aménagements sur les bassins versants européens. L'élaboration récente de la base de données HILDA (Fuchs *et al.*, 2013) pourrait être utilisée afin de disposer d'un historique des étendues urbaines depuis 1950, à l'échelle spatiale du km².

Par ailleurs, l'impact de la connectivité des zones urbaines au réseau hydrographique (naturel ou artificiel) n'a pas été analysé dans cette étude. Les zones urbaines peuvent être caractérisées par la proportion de surface imperméabilisée et par la connectivité de ses milieux. Une étude sur les connectivités des surfaces imperméabilisées et leur impact sur les réponses hydrologiques des bassins versants serait un prolongement intéressant de la thèse.

Références

Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S. et Spirandelli, D. (2007). The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landscape and Urban Planning* 80(4): 345-361.

Andréassian, V. (2004). Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291(1-2): 1-27.

Andréassian, V. (2012). Visualising the hydrological signature of an unsteady land cover – an application to deforested and afforested catchments in Australia, the USA and France. *IAHS publication 353*: 125-134.

Andréassian, V., Parent, E. et Michel, C. (2003). A distribution-free test to detect gradual changes in watershed behavior. *Water Resources Research* 39(9): 1252.

APEL (2009)). "L'eau retourne toujours à la rivière... mais dans quel état et à quelle vitesse?".

Arnold, J. G., Allen, P. M., Muttiah, R. et Bernhardt, G. (1995). Automated Base-Flow Separation and Recession Analysis Techniques. *Ground Water* 33(6): 1010-1018.

Ashagrie, A. G., de Laat, P. J. M., de Wit, M. J. M., Tu, M. et Uhlenbrook, S. (2006). Detecting the influence of land use changes on discharges and floods in the Meuse River Basin - the predictive power of a ninety-year rainfall-runoff relation? *Hydrology and Earth System Sciences* 10(5): 691-701.

Barringer, T. H., Reiser, R. G. et Price, C. V. (1994). Potential effects of development on flow characteristics of two new jersey streams1
JAWRA Journal of the American Water Resources Association 30(2): 283-295.

Berque, A. (1999). À propos de la ville américaine [Ghorra-Gobin C. (1998). *La Ville américaine*. Espace et société. Paris : Nathan]. *Espace géographique*: 373-374.

Blank, R. (2012). United States Summary: 2010, population and housing unit counts.

Blöschl, G., Ardoin-Bardin, S., Bonell, M., Dorninger, M., Goodrich, D., Gutknecht, D., Matamoros, D., Merz, B., Shand, P. et Szolgay, J. (2007). At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? *Hydrological Processes* 21(9): 1241-1247.

Booth, D. B., Hartley, D. et Jackson, R. (2002). Forest cover, impervious-surface area, and the mitigation of stormwater impacts1. *Journal of the American Water Resources Association* 38(3): 835-845.

Booth, D. B. et Jackson, C. R. (1997). Urbanization of aquatic systems: Degradation thresholds, stormwater detection and the limits of mitigation 1. *Journal of the American Water Resources Association* 33(5): 1077-1090.

- Booth, D. B., Karr, J. R., Schauman, S., Konrad, C. P., Morley, S. A., Larson, M. G. et Burges, S. J. (2004). Reviving urban streams: Land use, hydrology, biology, and human behavior. *Journal of the American Water Resources Association* 40(5): 1351-1364.
- Bosch, D. J., Lohani, V. K., Dymond, R. L., Kibler, D. F. et Stephenson, K. (2003). Hydrological and fiscal impacts of residential development: Virginia case study. *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* 129(2): 107-114.
- Bowling, L. C., Storck, P. et Lettenmaier, D. P. (2000). Hydrologic effects of logging in western Washington, United States. *Water Resources Research* 36(11): 3223-3240.
- Brabec, E., Schulte, S. et Richards, P. L. (2002). Impervious surfaces and water quality: a review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of planning literature* 16(4): 499-514.
- Brandes, D., Cavallo, G. J. et Nilson, M. L. (2005). Base flow trends in urbanizing watersheds of the Delaware River basin. *Journal of the American Water Resources Association* 41(6): 1377-1391.
- Brandt, S. A. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. *CATENA* 40(4): 375-401.
- Brath, A., Montanari, A. et Moretti, G. (2006). Assessing the effect on flood frequency of land use change via hydrological simulation (with uncertainty). *Journal of Hydrology* 324(1-4): 141-153.
- Braud, I., Breil, P., Thollet, F., Lagouy, M., Branger, F., Jacqueminet, C., Kermadi, S. et Michel, K. (2012). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France. *Journal of Hydrology*.
- Braud, I., Breil, P., Thollet, F., Lagouy, M., Branger, F., Jacqueminet, C., Kermadi, S. et 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., Fletcher, T. D. et Andrieu, H. (2013). Hydrology of peri-urban catchments: Processes and modelling. *Journal of Hydrology* 485: 1-4.
- Brigode, P., Oudin, L. et Perrin, C. (2013). Hydrological model parameter instability: A source of additional uncertainty in estimating the hydrological impacts of climate change? *Journal of Hydrology* 476: 410-425.
- Bronstert, A., Niehoff, D. et Bürger, G. (2002). Effects of climate and land-use change on storm runoff generation: present knowledge and modelling capabilities. *Hydrological Processes* 16(2): 509-529.
- Brun, S. E. et Band, L. E. (2000). Simulating runoff behavior in an urbanizing watershed. *Computers, Environment and Urban Systems* 24(1): 5-22.
- Budyko, M. I. (1974). *Climate and life*. New York, Academic Press. **18**: 259.

- Burns, D., Vitvar, T., McDonnell, J., Hassett, J., Duncan, J. et Kendall, C. (2005). Effects of suburban development on runoff generation in the Croton River basin, New York, USA. *Journal of Hydrology* 311(1-4): 266-281.
- Buyantuyev, A., Wu, J. G. et Gries, C. (2010). Multiscale analysis of the urbanization pattern of the Phoenix metropolitan landscape of USA: Time, space and thematic resolution. *Landscape and Urban Planning* 94(3-4): 206-217.
- Changnon, S. A. et Demissie, M. (1996). Detection of changes in streamflow and floods resulting from climate fluctuations and land use-drainage changes. *Climatic Change* 32(4): 411-421.
- Cherkauer, D. S. et Ansari, S. A. (2005). Estimating Ground Water Recharge from Topography, Hydrogeology, and Land Cover. *Ground Water* 43(1): 102-112.
- Cheverry, C. (1998). *Agriculture intensive et qualité des eaux*, Editions Quae.
- Chiew, F. H., Vaze, J., Viney, N., Jordan, P., Perraud, J., Zhang, L., Teng, J., Young, W., Penaarancibia, J. et Morden, R. (2008). Rainfall-runoff modelling across the Murray-Darling Basin. A Report to the Australian Government From the CSIRO Murray-Darling Basin Sustainable Yields Project, Canberra, Australia.
- Chocat, B. (1997). Le rôle possible de l'urbanisation dans l'aggravation du risque d'inondation : l'exemple de l'Yseron à Lyon / The potential role of urbanization in increasing the risk of flooding : the example of the Yzeron in Lyon. *Revue de géographie de Lyon*: 273-280.
- Claessens, L., Hopkinson, C., Rastetter, E. et Vallino, J. (2006). Effect of historical changes in land use and climate on the water budget of an urbanizing watershed. *Water Resources Research* 42(3).
- Coron, L., Andreassian, V., Perrin, C., Lerat, J., Vaze, J., Bourqui, M. et Hendrickx, F. (2012). Crash testing hydrological models in contrasted climate conditions: An experiment on 216 Australian catchments. *Water Resources Research* 48(5).
- Costa, M. H., Botta, A. et Cardille, J. A. (2003). Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology* 283(1-4): 206-217.
- Croonquist, M. J. et Brooks, R. P. (1993). Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Journal of Soil and Water Conservation* 48(1): 65-70.
- Dale, V. H., Brown, S., Haeuber, R. A., Hobbs, N. T., Huntly, N., Naiman, R. J., Riebsame, W. E., Turner, M. G. et Valone, T. J. (2000). Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10(3): 639-670.
- Davis, J. C. (1986). *Statistics and data analysis in geology*, John Wiley & Sons: 103-105.
- De Roo, A., Odijk, M., Schmuck, G., Koster, E. et Lucieer, A. (2001). Assessing the effects of land use changes on floods in the meuse and oder catchment. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 26(7-8): 593-599.

- Department of Economic and Social Affairs (2014). World urbanization prospects the 2014 revision Highlights, the United Nations.
- Department of Natural Resources (2005). Rules for Environmental Planning Criteria. Rules of Georgia Department of Natural Resources Environmental Protection Division, Georgia Planning: 28-30.
- DeWalle, D. R., Swistock, B. R., Johnson, T. E. et McGuire, K. J. (2000). Potential effects of climate change and urbanization on mean annual streamflow in the United States. *Water Resources Research* 36(9): 2655-2664.
- DNR (2005). (Department of Natural Resources) - Rules for Environmental Planning Criteria. Rules of Georgia Department of Natural Resources Environmental Protection Division: 29.
- Draper, N. R. et Smith, H. (1998). Extra sums of squares and tests for several parameters being zero. *Applied Regression Analysis*, Third Edition: 149-151.
- Echeverria, J. D. (1989). Rivers at risk : the concerned citizen's guide to hydropower / John D. Echeverria, Pope Barrow, Richard Roos-Collins ; American Rivers. Barrow, Roos-Collins et American. Washington, D.C, Island Press: 217.
- Edijatno, De Oliveira Nascimento, N., Yang, X., Makhlof, Z. et Michel, C. (1999). GR3J: a daily watershed model with three free parameters. *Hydrological Sciences Journal* 44(2): 263-277.
- Eiden, G., Kayadjanian, M. et Vidal, C. (2010). "Capturing landscape structures: Tools."
- Espey Jr, W. H., Morgan, C. W. et Masch, F. D. (1966). A study of some effects of urbanization on storm runoff from a small watershed, Texas Water Development Board.
- Falcone, J. (2011). GAGES-II: Geospatial Attributes of Gages for Evaluating Streamflow. Reston, VA.
- FitzHugh, T. W. et Vogel, R. M. (2011). The impact of dams on flood flows in the United States. *River Research and Applications* 27(10): 1192-1215.
- Fletcher, T. D., Andrieu, H. et 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.
- Fry, J., Xian, G., Jin, S., Dewitz, J., Homer, C., Yang, L., Barnes, C., Herold, N. et Wickham, J. (2011). Completion of the 2006 National Land Cover Database for the Conterminous United States. *PE&RS* 77(9): 858-864.
- Fuchs, R., Herold, M., Verburg, P. et Clevers, J. (2013). A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analysing historic land changes in Europe. *Biogeosciences* 10(3): 1543-1559.

Geiger, W. F., Marsalek, J., Rawls, W. J. et Zuidema, F. C. (1987). Manual on drainage in urbanized areas, Volume I: Planning and design of drainage systems. Belgium, UNESCO.

Göbel, P., Stubbe, H., Weinert, M., Zimmermann, J., Fach, S., Dierkes, C., Kories, H., Messer, J., Mertsch, V., Geiger, W. F. et Coldewey, W. G. (2004). Near-natural stormwater management and its effects on the water budget and groundwater surface in urban areas taking account of the hydrogeological conditions. *Journal of Hydrology* 299(3–4): 267-283.

Groisman, P. Y., Knight, R. W., Karl, T. R., Easterling, D. R., Sun, B. et Lawrimore, J. H. (2004). Contemporary Changes of the Hydrological Cycle over the Contiguous United States: Trends Derived from In Situ Observations. *Journal of Hydrometeorology* 5(1): 64-85.

Hamed, K. H. et Ramachandra Rao, A. (1998). A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology* 204(1–4): 182-196.

Hammer, R. B., Stewart, S. I., Winkler, R., Radloff, V. C. et Voss, P. R. (2004). Characterizing spatial and temporal residential density patterns across the U.S. Midwest, 1940-1990. *Landscape and Urban Planning* 69 183-199.

Hammer, T. R. (1972). Stream channel enlargement due to urbanization, Regional Science Research Institute. **8**: 1530-1540.

Han, W. et Burian, S. (2009). Determining Effective Impervious Area for Urban Hydrologic Modeling. *Journal of Hydrologic Engineering* 14(2): 111-120.

Harr, R. D., Harper, W. C., Krygier, J. T. et Hsieh, F. S. (1975). Changes in storm hydrographs after road building and clear-cutting in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research* 11(3): 436-444.

Harris, E. et Rantz, S. E. (1964). Effect of urban growth on streamflow regimen of Permanente Creek, Santa Clara County, California, US Govt. Print. Off.

Hejazi, M. I. et Moglen, G. E. (2008). The effect of climate and land use change on flow duration in the Maryland Piedmont region. *Hydrological Processes* 22(24): 4710-4722.

Herold, M., Scepan, J. et Clarke, K. C. (2002). The use of remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land uses. *Environment and Planning A* 34(8): 1443-1458.

Hingray, B., Picouet, C. et Musy, A. (2009). Hydrologie: Une science pour l'ingénieur, PPUR presses polytechniques. **2**: 364.

Hollis, G. E. (1977). Water yield changes after the urbanization of the Canon's Brook catchment, Harlow, England. *Hydrological Sciences Bulletin* 22(1): 61-75.

Hollis, G. E. et Ovenden, J. C. (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(3): 227-243.

- Homa, E. S., Brown, C., McGarigal, K., Compton, B. W. et Jackson, S. D. (2013). Estimating hydrologic alteration from basin characteristics in Massachusetts. *Journal of Hydrology* 503(0): 196-208.
- Homer, C., Dewitz, J., Fry, J., Coan, M., Hossain, N., Larson, C., Herold, N., McKerrow, A., VanDriel, J. N. et Wickham, J. (2007). Completion of the 2001 national land cover database for the conterminous United States. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 73(4): 337.
- Hundecha, Y. et Bárdossy, A. (2004). Modeling of the effect of land use changes on the runoff generation of a river basin through parameter regionalization of a watershed model. *Journal of Hydrology* 292(1-4): 281-295.
- Jacobson, C. R. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of Environmental Management* 92(6): 1438-1448.
- Jacqueminet, C., Kermadi, S., Michel, K., Béal, D., Gagnage, M., Branger, F., Jankowsky, S. et Braud, I. (2013). Land cover mapping using aerial and VHR satellite images for distributed hydrological modelling of periurban catchments: Application to the Yzeron catchment (Lyon, France). *Journal of Hydrology* 485: 68-83.
- Jaeger, J. A. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15(2): 115-130.
- Jarvis, P. J. et Young, C. H. (2005). The mapping of urban habitat and its evaluation. *Wolverhampton, University of Wolverhampton*: 19.
- Jenerette, G. D. et Wu, J. (2001). Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona – Phoenix region, USA. *Landscape Ecology* 16(7): 611-626.
- Johnston, C. A., Detenbeck, N. E. et Niemi, G. J. (1990). The Cumulative Effect of Wetlands on Stream Water-Quality and Quantity - a Landscape Approach. *Biogeochemistry* 10(2): 105-141.
- Jones, J. A., Creed, I. F., Hatcher, K. L., Warren, R. J., Adams, M. B., Benson, M. H., Boose, E., Brown, W. A., Campbell, J. L., Covich, A., Clow, D. W., Dahm, C. N., Elder, K., Ford, C. R., Grimm, N. B., Henshaw, D. L., Larson, K. L., Miles, E. S., Miles, K. M., Sebestyen, S. D., Spargo, A. T., Stone, A. B., Vose, J. M. et Williams, M. W. (2012). Ecosystem processes and human influences regulate streamflow response to climate change at long-term ecological research sites. *BioScience* 62(4): 390-404.
- Jones, J. A. et Grant, G. E. (1996). Peak Flow Responses to Clear-Cutting and Roads in Small and Large Basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resources Research* 32(4): 959-974.
- Karstensen, K., Shaver, D., Alexander, R., Over, T. et Soong, D. T. (2013). Land change in the Central Corn Belt Plains Ecoregion and hydrologic consequences in developed areas: 1939-2000. *Open-File Report*. Reston, VA: 32.

- Kauffman, G., Belden, A., Vonck, K. et Homsey, A. (2009). Link between Impervious Cover and Base Flow in the White Clay Creek Wild and Scenic Watershed in Delaware. *Journal of Hydrologic Engineering* 14(4): 324-334.
- Kling, H., Stanzel, P. et Preishuber, M. (2014). Impact modelling of water resources development and climate scenarios on Zambezi River discharge. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 1: 17-43.
- Konrad, C. P. et Booth, D. (2005). Hydrologic Changes in Urban Streams and Their Ecological Significance. (47): 157–177.
- Konrad, C. P. et Booth, D. B. (2002). Hydrologic trends associated with urban development for selected streams in the Puget Sound Basin, Western Washington. Water-resources investigations report ;02-4040. Tacoma, WA : Denver, CO, U.S. Geological Survey ; U.S. Geological Survey, Information Services [distributor]: vi, 40 p.
- Konrad, C. P. et Booth, D. B. (2005). Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. *Effects of Urbanization on Stream Ecosystems* 47: 157-177.
- Konrad, P. et Booth, D. B. (2002). Hydrologic Trends Associated with Urban Development for Selected Streams in the Puget Sound Basin, Western Washington. Western Washington, Water-Resources Investigations Report 02-4040.
- Koutsoyiannis, D. (2011). Hurst-Kolmogorov Dynamics and Uncertainty1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 47(3): 481-495.
- Kuczera, G., Raper, G. P., Brah, N. S. et Jayasuriya, M. D. (1993). Modelling yield changes after strip thinning in a mountain ash catchment: an exercise in catchment model validation. *Journal of Hydrology* 150(2–4): 433-457.
- Laurent, F. et Ruelland, D. (2010). Modélisation à base physique de la variabilité hydroclimatique à l'échelle d'un grand bassin versant tropical IAHS publication 340: 474-484.
- Le Moine, N., Andréassian, V., Perrin, C. et Michel, C. (2007). How can rainfall-runoff models handle intercatchment groundwater flows? Theoretical study based on 1040 French catchments. *Water Resources Research* 43: W06428.
- Leopold, L. B. (1968). Hydrology for urban land planning: A guidebook on the hydrologic effects of urban land use. Circular, U.S. Government Printing Office.
- Li, Y. (2015). Modeling of hydrological processes of an urban catchment, Université nantes. **PHD**: 222.
- Li, Z., Liu, W.-z., Zhang, X.-c. et Zheng, F.-l. (2009). Impacts of land use change and climate variability on hydrology in an agricultural catchment on the Loess Plateau of China. *Journal of Hydrology* 377(1–2): 35-42.

- Lin, Y.-P., Hong, N.-M., Wu, P.-J., Wu, C.-F. et Verburg, P. H. (2007). Impacts of land use change scenarios on hydrology and land use patterns in the Wu-Tu watershed in Northern Taiwan. *Landscape and Urban Planning* 80(1–2): 111-126.
- Lin, Y.-P., Lin, Y.-B., Wang, Y.-T. et Hong, N.-M. (2008). Monitoring and predicting land-use changes and the hydrology of the urbanized Paochiao watershed in Taiwan using remote sensing data, urban growth models and a hydrological model. *Sensors* 8(2): 658-680.
- Linarès, M., Moral, V., Clap, F. et Moncorps, S. (2014). "Indicateurs de biodiversité pour les collectivités territoriales."
- Livneh, B., Bohn, T. J., Pierce, D. W., Munoz-Arriola, F., Nijssen, B., Vose, R., Cayan, D. R. et Brekke, L. (2015). A spatially comprehensive, hydrometeorological data set for Mexico, the U.S., and Southern Canada 1950–2013. *Scientific Data* 2: 150042.
- Livneh, B., Rosenberg, E. A., Lin, C., Nijssen, B., Mishra, V., Andreadis, K. M., Maurer, E. P. et Lettenmaier, D. P. (2013). A Long-Term Hydrologically Based Dataset of Land Surface Fluxes and States for the Conterminous United States: Update and Extensions. *Journal of Climate* 26(23): 9384-9392.
- Lørup, J. K., Refsgaard, J. C. et Mazvimavi, D. (1998). Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: case studies from Zimbabwe. *Journal of Hydrology* 205: 147-163.
- Marzluff, J. M. et Ewing, K. (2001). Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology* 9(3): 280-292.
- Maurer, E. P., Wood, A. W., Adam, J. C., Lettenmaier, D. P. et Nijssen, B. (2002). A Long-Term Hydrologically Based Dataset of Land Surface Fluxes and States for the Conterminous United States. *Journal of Climate* 15(22): 3237-3251.
- McIntyre, N., Ballard, C., Bruen, M., Bulygina, N., Buytaert, W., Cluckie, I., Dunn, S., Ehret, U., Ewen, J. et Gelfan, A. (2014). Modelling the hydrological impacts of rural land use change. *Hydrology Research* 45(6): 737-754.
- McMahon, G., Bales, J. D., Coles, J. F., Giddings, E. M. P. et Zappia, H. (2003). Use of stage data to characterize hydrologic conditions in an urbanizing environment. *Journal of the American Water Resources Association* 39(6): 1529-1546.
- Meyer, S. C. et Wilson, S. D. (2002). Impact of urbanization on base flow and recharge rates, northeastern Illinois: Summary of year 1 activities. Illinois.
- Meyer, S. C. et Wilson, S. D. (2002). Impact of urbanization on base flow and recharge rates, northeastern Illinois: Summary of year 1 activities. *Proceedings of the Annual IGC Conference*, Illinois Groundwater Consortium.
- Miller, J. D., Kim, H., Kjeldsen, T. R., Packman, J., Grebby, S. et Dearden, R. (2014). Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal of Hydrology* 515(0): 59-70.

Motta, J. C. et Tucci, C. E. M. (1984). Simulation of the urbanization effect in flow. *Hydrological Sciences Journal* 29(2): 131-147.

Mutayoba, W., Melesse, A. M., McClain, M., Abira, M. et Wang, X. (2008). Modeling the Impact of Land-Cover and Rainfall Regime Change Scenarios on the Flow of Mara River, Kenya. *World Environmental and Water Resources Congress 2008* 1-10.

Narumalani, S., Mishra, D. R. et Rothwell, R. G. (2004). Change detection and landscape metrics for inferring anthropogenic processes in the greater EFMO area. *Remote sensing of environment* 91(3-4): 12.

Nash, J. E. et Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part I - a discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10: 282-290.

Nelson, P. A., Smith, J. A. et Miller, A. J. (2006). Evolution of channel morphology and hydrologic response in an urbanizing drainage basin. *Earth Surface Processes and Landforms* 31(9): 1063-1079.

Niehoff, D., Fritsch, U. et Bronstert, A. (2002). Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology* 267(1-2): 80-93.

NOAA (2015)). "Weather." from <http://www.noaa.gov/wx.html>.

Oudin, L. (2004). Recherche d'un modele d'evapotranspiration potentielle pertinent comme entree d'un modele pluie-debit global. Irstea (Cemagref), Ecole Nationale du Génie Rural: 495.

Oudin, L., Andréassian, V., Mathevet, T., Perrin, C. et Michel, C. (2006). Dynamic averaging of rainfall-runoff model simulations from complementary model parameterization. *Water Resources Research* 42(7): W07410.

Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F. et Loumagne, C. (2005). Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model?: Part 2 Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *Journal of Hydrology* 303(1-4): 290-306.

Oudin, L., Moulin, L., Bendjoudi, H. et Ribstein, P. (2010). Estimating potential evapotranspiration without continuous daily data: possible errors and impact on water balance simulations. *Hydrological Sciences Journal-Journal des Sciences Hydrologiques* 55(2): 209-222.

Over, T. M. et Soong, D. T. (2012). Flood-peak magnitudes at selected stations in northeastern Illinois adjusted for changes in land-use conditions Report.

Paudel, S. et Yuan, F. (2012). Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 16: 66-76.

- Perrin, C., Michel, C. et Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology* 279: 275-289.
- Pizzuto, J., Hession, W. et McBride, M. (2000). Comparing gravel-bed rivers in paired urban and rural catchments of southeastern Pennsylvania. *Geology* 28(1): 79-82.
- Plasker, J. R. (2011). National landcover database 2006. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 77(9): 855-864.
- Poff, N. L., Bledsoe, B. P. et Cuhacyan, C. O. (2006). Hydrologic variation with land use across the contiguous United States: Geomorphic and ecological consequences for stream ecosystems. *Geomorphology* 79(3-4): 264-285.
- Pomeroy, C. A. (2007). Evaluating the impacts of urbanization and stormwater management practices on stream response. Department of Civil and Environmental Engineering. Fort Collins, Colorado, Colorado State University. **PhD**: 214.
- Price, K., Jackson, C. R., Parker, A. J., Reitan, T., Dowd, J. et Cyterski, M. (2011). Effects of watershed land use and geomorphology on stream low flows during severe drought conditions in the southern Blue Ridge Mountains, Georgia and North Carolina, United States. *Water Resources Research* 47(2).
- Prosdocimi, I., Kjeldsen, T. et Miller, J. (2015). Detection and attribution of urbanization effect on flood extremes using nonstationary flood frequency models. *Water Resources Research*.
- Ramier, D., Berthier, E. et Andrieu, H. (2011). The hydrological behaviour of urban streets: long-term observations and modelling of runoff losses and rainfall-runoff transformation. *Hydrological Processes* 25(14): 2161-2178.
- Rodríguez-Martínez, J., Santiago-Rivera, L., Guzmán-Ríos, S., Gómez-Gómez, F. et Oliveras-Feliciano, M. L. (2004). Surface-Water, Water-Quality, and Ground-Water Assessment of the Municipio of Mayagüez, Puerto Rico, 1999-2002. 03-4317: 68.
- Roesner, L. A. et Bledsoe, B. P. (2003). *Physical Effects of Wet Weather Flows on Aquatic Habitats: Present Knowledge and Research Needs*, Water Environment Research Foundation and IWA Publishing.
- Rose, S. et Peters, N. E. (2001). Effects of urbanization on streamflow in the Atlanta area (Georgia, USA): a comparative hydrological approach. *Hydrological Processes* 15(8): 1441-1457.
- Rougé, C. et Cai, X. (2014). Crossing-Scale Hydrological Impacts of Urbanization and Climate Variability in the Greater Chicago Area. *Journal of Hydrology* 517: 13-27.
- Rozell, D. P. E. (2010). Urbanization and Trends in Long Island Stream Base Flow. *Seventeenth Annual Conference on Geology of Long Island and Metropolitan*, New York.

Salavati, B., Oudin, L., Furusho, C. et Ribstein, P. (2015). Top-down approaches to detect land use changes: urbanization analyzed on a set of 43 US catchments. submitted in journal of hydrology.

Salavati, B., oudin, L., Furusho, C. et Ribstein, P. (2015b). Évaluation de l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique de 172 bassins versants américains. *La Houille Blanche* 3: 51-57.

Salavati, B., Oudin, L., Furusho, C. et Ribstein, P. (2015c). Analysing the impact of urban areas patterns on the mean annual flow of 43 urbanized catchments. *Proc. IAHS* 370: 29-32.

Schiller, A. et Horn, S. P. (1997). Wildlife conservation in urban greenways of the mid-southeastern United States. *Urban Ecosystems* 1(2): 103-116.

Schreider, S. Y., Jakeman, A. J., Letcher, R. A., Nathan, R. J., Neal, B. P. et Beavis, S. G. (2002). Detecting changes in streamflow response to changes in non-climatic catchment conditions: farm dam development in the Murray-Darling basin, Australia. *Journal of Hydrology* 262: 84-98.

Schueler, T. (1994). The importance of imperviousness. *Watershed Protection Techniques* 3: 1-12.

Seibert, J. et McDonnell, J. J. (2010). Land-cover impacts on streamflow: a change-detection modelling approach that incorporates parameter uncertainty. *Hydrological Sciences Journal* 55(3): 316-332.

Shaw, M. E. (1994). *Hydrology in practice*. 3rd. London, Chapman & Hall: 569.

Sheeder, S. A., Ross, J. D. et Carlson, T. N. (2002). Dual urban and rural hydrograph signals in three small watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 38(4): 1027-1040.

Shuster, W., Bonta, J., Thurston, H., Warnemuende, E. et Smith, D. (2005). Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal* 2(4): 263-275.

Siriwardena, L., Finlayson, B. L. et McMahan, T. A. (2006). The impact of land use change on catchment hydrology in large catchments: The Comet River, Central Queensland, Australia. *Journal of Hydrology* 326(1-4): 199-214.

Theobald, D. M. (2005). Landscape patterns of exurban growth in the USA from 1980 to 2020. *Ecology and Society* 10(1).

Thomas, R. B. et Megahan, W. F. (1998). Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, Western Cascades, Oregon: A second opinion. *Water Resources Research* 34(12): 3393-3403.

Trinh, D. H. et Chui, T. F. M. (2013). Assessing the hydrologic restoration of an urbanized area via an integrated distributed hydrological model. *Hydrology and Earth System Sciences* 17(12): 4789-4801.

- United Nations (2012). *World Population Prospects: The 2012 Revision*, United Nations departement.
- Uzun, O. et Gultekin, P. (2011). Process analysis in landscape planning, the example of Sakarya/Kocaali, Turkey. *Scientific Research and Essays* 6(2): 313-331.
- Valéry, A. (2010). *Modélisation précipitations-débit sous influence nivale. Élaboration d'un module neige et évaluation sur 380 bassins versants*. Agro Paris Tech., Paris, France.
- Valiron, F. et Tabuchi, J.-P. (1992). *Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie: état de l'art*. Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie: etat de l'art, Tec Doc.
- Vogel, R. M. et Kroll, C. N. (1992). Regional geohydrologic-geomorphic relationships for the estimation of low-flow statistics. *Water Resources Research* 28(9): 2451-2458.
- Vrebos, D., Vansteenkiste, T., Staes, J., Willems, P. et Meire, P. (2014). Water displacement by sewer infrastructure in the Grote Nete catchment, Belgium, and its hydrological regime effects. *Hydrology and Earth System Sciences* 18(3): 1119-1136.
- Wagener, T. (2007). Can we model the hydrological impacts of environmental change? *Hydrological Processes* 21(23): 3233-3236.
- Walsh, C. J. et Kunapo, J. (2009). The importance of upland flow paths in determining urban effects on stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 28(4): 977-990.
- Wang, D. et Hejazi, M. (2011). Quantifying the relative contribution of the climate and direct human impacts on mean annual streamflow in the contiguous United States. *Water Resources Research* 47(10): 1-16.
- Warburton, M. L., Schulze, R. E. et Jewitt, G. P. W. (2012). Hydrological impacts of land use change in three diverse South African catchments. *Journal of Hydrology* 414-415: 118-135.
- Weng, Q. et Lu, D. (2008). A sub-pixel analysis of urbanization effect on land surface temperature and its interplay with impervious surface and vegetation coverage in Indianapolis, United States. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 10(1): 68-83.
- Weng, Y. C. (2007). Spatiotemporal changes of landscape pattern in response to urbanization. *Landscape and Urban Planning* 81(4): 341-353.
- Woods, R. A., Sivapalan, M. et Robinson, J. S. (1997). Modeling the spatial variability of subsurface runoff using a topographic index. *Water Resources Research* 33(5): 1061-1073.
- Yang, G. X., Bowling, L. C., Cherkauer, K. A., Pijanowski, B. C. et Niyogi, D. (2010). Hydroclimatic Response of Watersheds to Urban Intensity: An Observational and Modeling-Based Analysis for the White River Basin, Indiana. *Journal of Hydrometeorology* 11(1): 122-138.

Yang, L., Smith, J. A., Wright, D. B., Baeck, M. L., Villarini, G., Tian, F. et Hu, H. (2013). Urbanization and Climate Change: An Examination of Nonstationarities in Urban Flooding. *Journal of Hydrometeorology* 14(6): 1791-1809.

Zégre, N., Skaugset, A. E., Som, N. A., McDonnell, J. J. et Ganio, L. M. (2010). In lieu of the paired catchment approach: Hydrologic model change detection at the catchment scale. *Water Resources Research* 46(11): W11544.

Zhou, F., Xu, Y., Chen, Y., Xu, C. Y., Gao, Y. et Du, J. (2013). Hydrological response to urbanization at different spatio-temporal scales simulated by coupling of CLUE-S and the SWAT model in the Yangtze River Delta region. *Journal of Hydrology* 485(0): 113-125.

Annexes



Comparaison des changements de debits quantifiant par deux modèles hydrologiques

Introduction et éléments de contexte

Cette annexe vise à présenter une autre approche similaire à l'approche par analyse des résidus détaillée au chapitre trois mais utilisant un autre modèle hydrologique (le modèle de Budyko) pour distinguer les impacts hydrologiques liés à la variabilité climatique et ceux liés aux changements d'occupation du sol.

Cette analyse a été réalisée pour analyser si les changements calculés dans le cadre du manuscrit avec le modèle hydrologique GR4J étaient spécifiques à ce modèle ou si les changements avaient un caractère robuste en étant relativement indépendants de la structure et du processus de calage du modèle. Le choix de modèle de Budyko pour cette comparaison a été motivé par plusieurs raisons :

1. Plusieurs études utilisent ce modèle pour distinguer les impacts climatiques d'autres impacts. Le modèle de Budyko est en ce sens une bonne référence pour une comparaison avec les changements de débits liés à l'urbanisation obtenus par le modèle GR4J.
2. Ce modèle a une structure extrêmement simple. Il relie le coefficient d'écoulement d'un bassin versant au coefficient d'aridité du bassin par le biais d'une seule équation analytique :

$$\frac{Q}{P} = 1 - \left\{ \frac{PE}{P} \left[1 - \exp\left(-\frac{PE}{P}\right) \right] \tanh\left[\left(\frac{PE}{P}\right)^{-1}\right] \right\}^{0.5}$$

Où Q est l'écoulement moyen annuel, P est la précipitation moyenne annuelle et PE est l'ETP moyenne annuelle. Le pas de temps est pluriannuel (i.e. Q, P et PE sont des moyennes annuelles sur plusieurs années), ce qui explique en partie la simplicité de la structure du modèle.

3. La simplicité du modèle de Budyko se traduit également par une structure n'ayant pas besoin d'être calée, même s'il est possible d'adapter l'équation en faisant intervenir un paramètre supplémentaire. Ceci présente l'avantage de déterminer des changements sans se préoccuper des incertitudes inhérentes au calage de paramètres. Ceci présente aussi l'inconvénient de travailler avec des simulations de modèle qui peuvent être assez biaisées, même sur la période pré-urbaine. Ainsi, l'hypothèse implicite de cette

approche est que l'erreur se conserve de la période pré-urbaine à la période post-urbaine.

Dans ce qui suit, nous appliquons le modèle de Budyko dans un cadre méthodologique assez répandu : la courbe de Budyko est appliquée pour deux périodes temporelles avant et après l'urbanisation, permettant de déterminer des coefficients de débit (Q/P) simulés pour les deux périodes. La différence entre ces deux coefficients (notée CV pour climate variability dans le reste de l'annexe) traduit l'évolution du coefficient de rendement liée à la variabilité climatique entre les deux périodes. Cette différence est ensuite comparée à la différence des coefficients d'écoulement observés sur les deux périodes (notée TC pour Total Change dans le reste de l'annexe). La différence de coefficients d'écoulement attribuée à l'urbanisation est alors déduite comme $RC=TC-CV$ (la notation RC correspondant à Residual Change). Cette approche a été appliquée sur 43 bassins versants urbains aux Etats-Unis pour quantifier les changements de débit moyen liés à l'urbanisation. Par ailleurs, une comparaison avec les résultats obtenus avec le modèle GR4J a été réalisée et montre une très bonne adéquation de quantification du changement du débit moyen (attribuable à l'urbanisation) entre les deux approches de modélisation sur les 157 bassins versants utilisés au Chapitre 4 (Figure A.1).

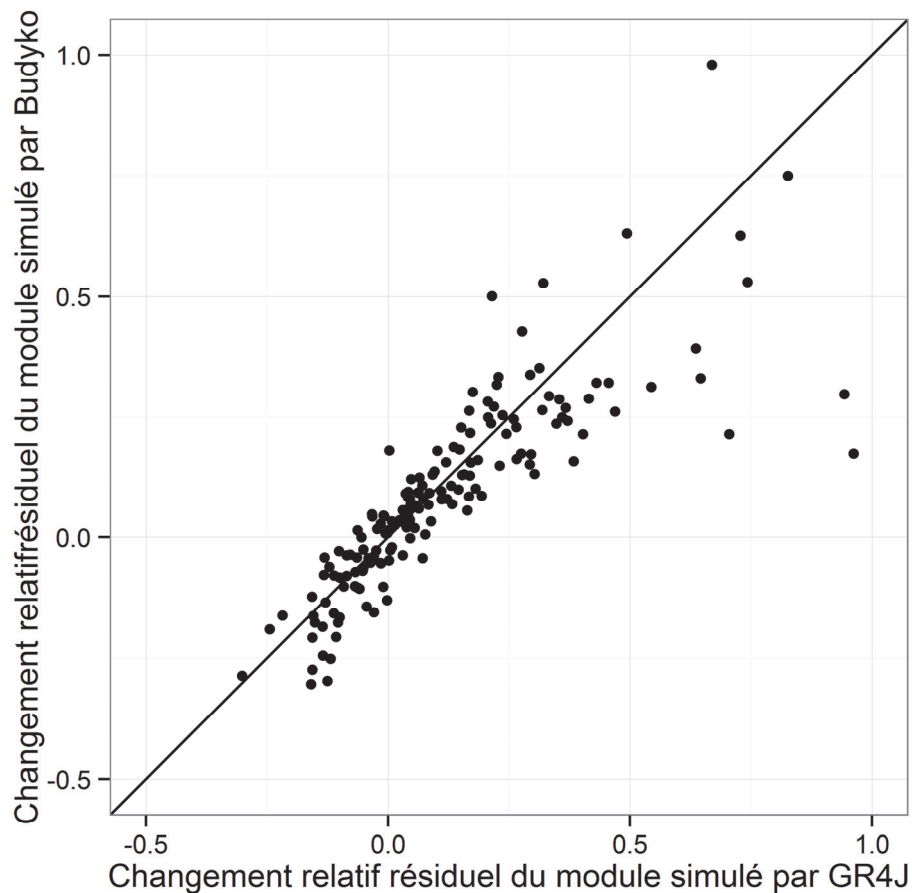


Figure A-1. Comparaison des changements de module attribuables à l'urbanisation obtenus par une approche résiduelle les modèles GR4J et Budyko sur les 157 bassins versants étudiés au Chapitre 4.

Dans la suite de cette annexe, les résultats obtenus avec le modèle de Budyko sur une sélection de 43 bassins versants sont détaillés et sont mis en relation avec les changements des surfaces imperméabilisées. Nous avons supposé que les changements spatiaux des zones urbaines peuvent être caractérisés plus précisément par des mesures paysagères. Ensuite, la méthode de mesure de structure du paysage urbain a été appliquée pour suivre et évaluer comment les schémas et les processus paysage ont été changés et fragmentés dans le temps. Les mesures paysagères utilisées dans ce chapitre seront également utilisées sur un plus grand nombre des bassins versants urbains au chapitre 4.

Analysing the impact of urban areas patterns on the mean annual flow of 43 catchments

Bahar Salavati ¹Ludovic Oudin ¹Carina Furusho ² Pierre Ribstein ¹

Ce chapitre a été publié dans le journal of proc-IAHS, 370, p 23-32, DOI : 10.5194/piahs-370-29-2015

⁽¹⁾ Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, CNRS, EPHE, UMR 7619 Metis, 4 place Jussieu, 75005 PARIS, France.

⁽²⁾ IRSTEA, Hydrosystems and Bioprocesses Research Unit, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex, France.

Abstract

It is often argued that urban areas play a significant role in catchment hydrology, but previous studies reported disparate results of urbanization impacts on stream flow. This might stem either from the difficulty to quantify the historical flow changes attributed to urbanization only (and not climate variability) or from the inability to decipher what type of urban planning is more critical for flows. In this study, we applied a hydrological model on 43 urban catchments in the United States to quantify the flow changes attributable to urbanization. Then, we tried to relate these flow changes to the changes of urban/impervious areas of the catchments. We argue that these spatial changes of urban areas can be more precisely characterized by landscape metrics, which enable analysing the patterns of historical urban growth. Landscape metrics combine the richness (the number) and evenness (the spatial distribution) of patch types represented on the landscape. Urbanization patterns within the framework of patch analysis have been widely studied but, to our knowledge, previous research works had not linked them to catchments hydrological behaviours. Our results showed that the catchments with larger impervious areas and larger mean patch areas are likely to have larger increase of runoff yield.

Introduction

There exists a wide range of past researches showing various impacts of urbanization on catchment hydrologic response, but assessing quantitatively the impact of urbanization on hydrology remains a challenge. Depending on the catchments and the chosen approaches to detect changes in hydrological behaviour, some works suggested that urbanization increases peak flow (Rose et Peters, 2001; Booth *et al.*, 2004; Poff *et al.*, 2006; Rozell, 2010) while other studies found opposite results (Brandt, 2000; Poff *et al.*, 2006). Urbanization was also identified as the main cause of quite different effects on baseflow (Konrad et Booth, 2005; Kauffman *et al.*, 2009; Rozell, 2010). However, some studies found no significant relationship between urbanization and hydrologic response (Konrad et Booth, 2005; Rozell, 2010). The diverse results obtained to assessing the impacts of urbanization on hydrograph shape may be attributed to the difficulty in i) determining quantitatively and even qualitatively the urban patterns critical for hydrological processes and ii) separating the effects of urbanization from these related to climate variability. Several studies used total imperviousness as a metric of urban sprawl (Rose et Peters, 2001; Burns *et al.*, 2005; Rozell, 2010). In this study, we used landscape metrics to quantify not only the amount but also the fragmentation of urban areas of various catchments. Besides, we aimed at quantifying the direct impact of urbanization on mean flow, following the decomposition method of the Budyko framework used in the study by Wang and Hejazi (2011).

Method

In this section, we present first the fundamentals of the Budyko framework used to quantify the flow changes due to urbanization. Second, the spatial metrics computed to characterizing the different spatial organizations of impervious areas are presented.

The catchment set includes 43 urban catchments in the United States for which streamflow data-series from the 30 to 70 years periods of record are available (Figure A-2).



Figure A-2. Location of the 43 studied catchments.

A simple conceptual hydrologic model based on the Budyko (1974) hypothesis and the decomposition method used in Wang and Hejazi (2011) were used to distinguish between the impacts of urbanization and these of climate variability on mean annual flow. In the following, we consider a catchment as urbanized if the percentage of urban area is greater than 10%, based on the 2006 land use (NLCD) map. The threshold of 10% is rather arbitrary but commonly used in other studies (Schueler, 1994; Booth et Jackson, 1997). Besides, we also make the assumption that urbanized catchments were nearly not urbanized in the first 15 years of the record period, which was corroborated by a historical analysis of unit housing densities for each catchment. Thus, the decomposition method was applied on two different periods, the first and last 15 years of the record period and the 2006 urbanization were used to characterize the urban patterns on each catchment. The runoff yields of $\frac{Q1}{P1}$ and $\frac{Q2}{P2}$ corresponding to the pre and post-urbanization periods were calculated. $Q1$, $Q2$, $P1$ and $P2$ are the averages of annual discharge and precipitation over the first and last periods respectively.

As described by Wang and Hejazi (2011) the catchment that moves along the Budyko-type curve had just been affected by climate variability. However, urbanization and climate

variability can cause a vertical change from $\frac{Q1}{P1}$ to $\frac{Q2}{P2}$. The proposed decomposition method was applied to calculate the runoff yield change from pre-urbanization to post-urbanization periods, as the difference between the total observed change and the computed change attributable to climate variability. In the following, this residual flow change was compared to the catchment characteristics related to urbanization.

Landscape fragmentation focused on how urbanization breaks up larger land use class (patch) into smaller ones and how the urban polygons (or patches) are concentrated in space. Therefore, the number and area of patches allow a quantitative description of urban landscape pattern (Weng, 2007). The landscape metrics widely used are: patch number (PN), mean patch area (MPA), patch density (PD) and edge density (ED). These metrics allow quantifying the fragmentation and structural complexity of each class of land use (Jenerette et Wu, 2001; Herold et al., 2002). Urban landscape metrics were computed on the basis of land use data that were retrieved from the National Land Cover Database (NLCD) map of 2006. Besides, the NLCD land use map allowed us to compute classical urban metrics such as the impervious surface present over a given area with imperviousness of less than 20%, between 20-49%, 50-79% and 80-100% (Fry et al., 2011). The catchments' characteristics used in this study are summarized in Tableau A-1.

Tableau A-1. Summary of variables used in this study

Variable	Definition	Unit	Mean	Max	Min
Change	Urban change on the runoff yield (Q/P)	%	0.07	0.32	-0.04
FRAC22	Fraction of area with 20 to 49% imperviousness	%	0.22	0.62	0.04
FRAC23	Fraction of area with 50 to 79% imperviousness	%	0.07	0.25	0.01
FRAC24	Fraction of area with more than 80% imperviousness	%	0.02	0.14	0.00
FRACTOT	Sum of all impervious fractions	%	0.31	0.88	0.06
Num.patches	Sum of urban polygons (patches) per catchments	-	687.60	6588.00	6.00
Patch.density	Density of urban patches	n/ m ²	0.002	0.005	0.0002
Edge.density	Density of urban class edge	m/m ²	0.15	0.27	0.06
Mean.patch.area	Mean of urban class area	m ²	282.75	3437.50	27.93

Results

Figure A-3 shows the variation of the runoff yield (Q/P) between the pre-urbanization and the post-urbanization periods for each study catchment.

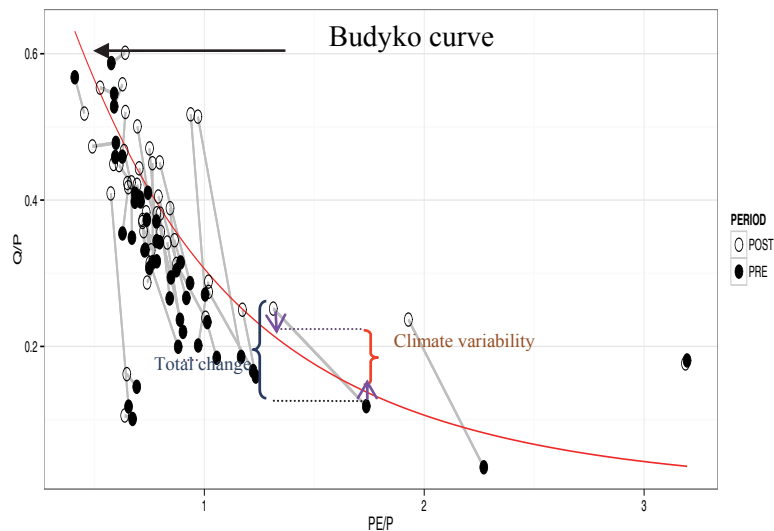


Figure A-3. Budyko curve to quantify direct residual and climate impact on the flow change. Each site is described by Q , P and EP of pre and post-urbanization.

Figure A-3 indicated that the majority of catchments move along the Budyko-type curve but the amount of residual changes is greater than the amount of changes attributable to climate variability. This means that the change in runoff yield is mainly caused by other factors besides climate variability. Note interestingly that the residual change i.e. the change that is not due to climate might be either positive or negative but it is positive for a large majority of catchments (around 80%, see Figure A-4).

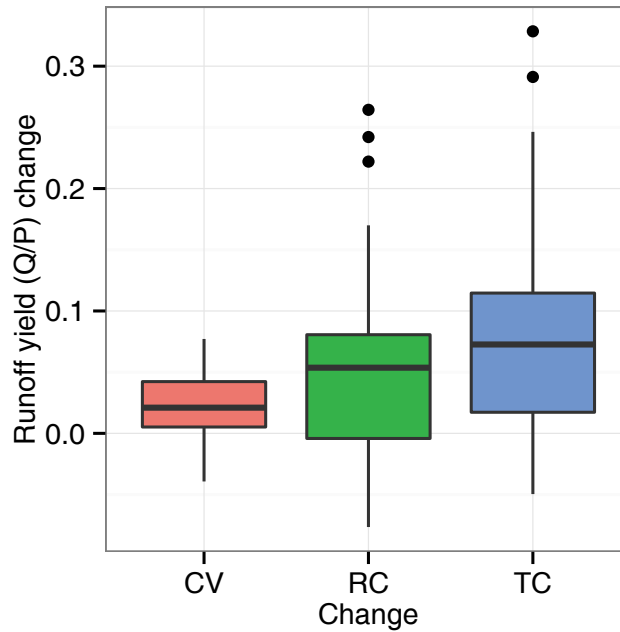


Figure A-4. Boxplot of total change (TC), residual change (RC) and change due to climate variability (CV) for the 42 studied catchments. For each catchment, $RC = TC - CV$.

To shed more light on the causes of these changes of runoff yield on the urbanized catchments, we investigated the linear relationships between the changes and urban sprawl characteristics. Figure A-5 provides examples of these relationships for the total imperviousness of the catchments and the mean patch areas, showing that catchments with high imperviousness and large mean patch areas exhibit generally greater increases of runoff yield change.

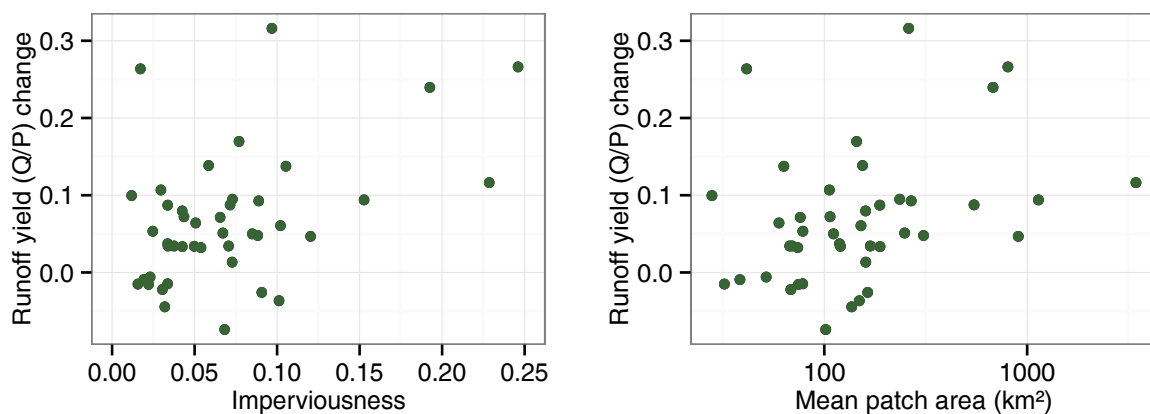


Figure A-5. Residual runoff yield change versus the proportion of catchment area with more than 50% imperviousness (left) and versus the mean patch area of catchment with more than 20% imperviousness (right).

Even if for these two characteristics the relationships are significant (Tableau A-2), the coefficients of determination are pretty low, meaning that other factors should still be taken into account. Tableau A-2 corroborates these findings since we found no significant relationships between other landscape metrics and runoff yield change (P-value greater than 0.1).

Tableau A-2. Different P-value of runoff yield change versus impervious area and landscape metrics. The stars indicate significant linear relationships (p-value <0.1).

	50% imperviousness	> 80% imperviousness	patch.density	edge.density	mean.patch.area
t value	3.115	-0.961	-0.553	-1.524	-1.898
P-value	0.00282*	0.34043	0.58257	0.13284	0.0625*

Conclusion

This paper tried to 1) quantify the impact of urbanization on runoff yield (Q/P) on 43 catchments in the United States using a decomposition method and 2) relate this impact to urban sprawl characteristics. The Budyko framework is useful to distinguish between the effects of climate and these of urban change on streamflow characteristics (Jones *et al.*, 2012). The flow change attributable to urban sprawl appeared heterogeneous in the United States catchments studied in this paper. The catchments with large impervious area and large mean patch areas are likely to have a larger increase of runoff yield. The other landscape metrics did not show statistically significant relationships with runoff yield changes. Further research is needed to investigate this issue by considering other hydrological behaviour characteristics such as baseflow, peak flow, flood flows for different return-periods. Besides, the landscape metrics characteristics used in this paper represented a snapshot of year 2006. For assessing rigorously the transient effect of urbanization on flow, it appears necessary to take into account the dynamics of these landscape metrics, i.e. by considering historical maps of land use.

Acknowledgements

This study utilizes data from several sources. Daily hydroclimatic data were collected from the model parameter estimation experiment (MOPEX) data set, available from the National Weather Service (available at http://www.nws.noaa.gov/oh/mopex/mo_datasets.htm). Daily streamflow data for the urbanized catchment and for some nonurbanized were collected from the USGS website (available at <http://waterdata.usgs.gov/>). Daily rainfall and temperature data were part of the stations from the Global Historical Climatology Network - Daily (GHCN-Daily), available from the NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration (<http://doi.org/10.7289/V5D21VHZ>). National Land Cover Database (NLCD) data were obtained from the Multi-Resolution Land Characteristics (MRLC) Consortium website (available at <http://www.mrlc.gov/about.php>).

B

Compléments sur les landscape metrics

Hydrologically-relevant metric of urbanization

In the studies cited herebefore, the term ‘urban’ is used for different things and it appears that some “urban” catchments drawn from the literature review present rather low urban areas in percentage of the whole catchment area. Most of past studies refer to total impervious area or population density to investigate urbanization effect on catchment response (Pomeroy, 2007). Imperviousness is apparently a metric more relevant for hydrological studies (Schueler, 1994; Bosch *et al.*, 2003) but it can be computed in many ways. The population density as a proxy of urbanization is also widely used (e.g. DeWalle *et al.*, 2000) since this information is relatively easily available for quite a long-term period compared to precise land use information.

A recurrent hypothesis brought up when evaluating the impact of urbanization on streamflow is the existence of a threshold on the impervious area. Schueler (1994) used a 10% threshold of total impervious cover for each urban area, assuming less than 10% urbanization has a negligible impact on the hydrological response of the catchment. Other thresholds have been proposed: impervious surface of 25% (DNR, 2005), 20% (Brun et Band, 2000) and 3-5% (Yang *et al.*, 2010).

Many past studies on the issue of the impacts of urbanization on catchment response used quantitative metrics whereas some recent studies tend to show that qualitative metrics might be relevant as well (McMahon *et al.*, 2003; Weng, 2007; Buyantuyev *et al.*, 2010). Roesner and Bledsoe (2003) indicated that gross measures of urbanization such as total imperviousness do not bring enough information and that the hydrologic impacts due to land transformation from rural to urban shall be dealt with precise understanding of landscape metrics process (McMahon *et al.*, 2003; Weng, 2007). These qualitative metrics were used in the past mainly for geographic characterisation (Narumalani *et al.*, 2004; Jarvis et Young, 2005; Weng, 2007; Buyantuyev *et al.*, 2010; Paudel et Yuan, 2012) but also applied in water quality assessment (e.g. Johnston *et al.*, 1990; Rodríguez-Martínez *et al.*, 2004) or for studying erosion processes (Uzun et Gultekin, 2011).

Due to the different hydrological response to several types of urbanization (i.e. habitat fragmentation, type of development, etc), we believe that these qualitative metrics may provide an interesting additional value for studying the impact of urbanization on catchment response, compared to classical quantitative metrics.

Landscape structures

The spatial mosaic of landscape elements determines to a great extent, the visual appearance and the human perception of a landscape (Figure B-1). The spatial configuration and composition of landscape elements are likely to play an important role in the catchment hydrological behavior.

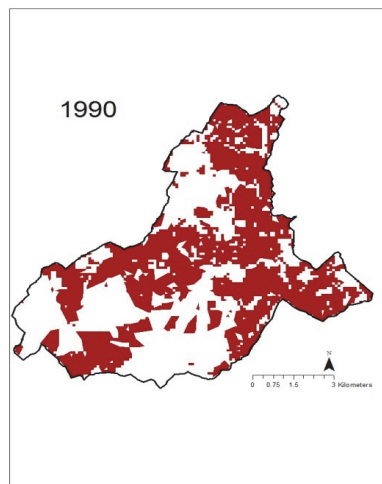


Figure B-1. Example of land cover map (Whippany River, New Jersey) the entire area under investigation is composed of a mosaic of patches of two land cover classes, urban (red) and non-urban area (white).

There are negative effects of pressures on landscape and species living in the area, which are especially vulnerable, more intense to the human effected landscapes. Landscape metrics investigate landscape structure and modification occurring in the landscape over time. Landscape structure evaluates land mosaic as measure, number, size and shape (Goyker 2010).

In this context numerous indices have been developed that allow the objective description of different aspects of landscapes structures and patterns (McMahon *et al.*, 2003; Eiden *et al.*, 2010):

Patch Density (PD)

A patch represents an area, which is covered by one single land cover class . The different patch densities for urban catchment with fragmented and concentrate urban area is demonstrated in Figure B-2.

$$PD = n/a$$

Where PD is the patch density (per 100 ha), n is the number of patches and a is the area (ha).

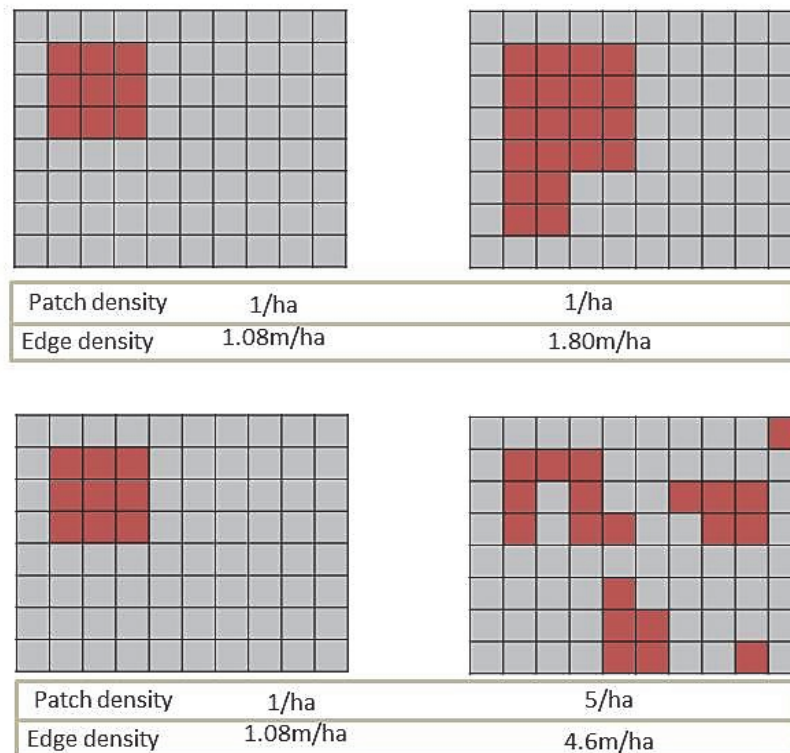


Figure B-2. The different patch densities and Edge density for urban catchment with concentrate (left) and fragmented (right) urban area is demonstrated

Edge density (ED)

Edge density (in m/ha) is the length (in m) of all borders between different patch types (classes) in a reference area divided by the total area of the reference unit. Edge density standardizes edge to a per unit area basis that facilitates comparisons among landscapes of varying size. It is calculated as:

$$ED = E/A$$

Where ED is the patch density, E is the total edge (m) of patches and A is the total area (ha).

Like patch density, edge density is a function of the size of the smallest mapping unit defined (grain size): the smaller the mapping unit the better the spatial delineation is measured, resulting in an increase of the edge length (Figure B-2).

Tableau B-1 and Tableau B-2 summarized the numerous mathematical indices which have been developed to describe of different aspects of landscapes structures and patterns.

Tableau B-1. Summarized the indices to describe of different aspects of landscapes structures and patterns

Land scape metrics	Equation	Description
Patch density (PD)	The number of patches per unit area (unit: patches/100 ha)	Same with NumP, expresses number of patches per unit area
Edge density (ED)	The total length of all edge segments per ha for the land-cover class or landscape of consideration (unit: m/ha)	Standardize edge to a per unit area
Percent Class Area (%CA)	Relative area of a specific patch type in a Landscape	How much of the landscape is comprised of particular patch (landscape change process)
Shannon's Diversity (SHDI)	<p>Compositional diversity as determined by a combination of richness (number of different patch types) and evenness (proportional distribution of area among patch types)</p> $SHDI = \frac{1}{\ln(m)} \sum_{i=1}^m P_i \ln(P_i)$ <p>where m= number of patch types, pi = proportion of the landscape occupied by patch type i</p>	Comparing different and same landscape
Shannon's Evenness (SHEI)	The observed SHDI divided by the maximum SHDI for that number of patch types. It measures the degree of evenness of area distribution among patch types	
Largest Patch Index (LPI)	Percent of the landscape occupied by the largest patch (unit: %)	

Tableau B-2. Summarized the indices to describe of different aspects of landscapes structures and patterns

Land scape metrics	Equation	Description
area-weighted mean shape index (AWMSI)	Sum of shape value for each patch multiplied by proportional abundance of the patch	assess patch diversity and patch sensitivity to fragmentation
Mean Patch Size (MPS)	The average area of all patches in the landscape (unit: ha)	Primary predictor of diversity of patch
Patch Size Standard Deviation (PSSD)	The standard deviation of patch size in the entire landscape (unit: ha)	
Patch Size Coefficient of Variation (PSCV)	The standard deviation of patch size divided by mean patch size for the entire landscape (unit: %)	
Landscape Shape Index (LSI)	A modified perimeter–area ratio of the form that measures the shape complexity of the whole landscape	
Mean Patch Shape Index (MPSI)	Patch-level shape index averaged over all patches in the landscape. Shape index equals patch perimeter divided by the minimum perimeter possible for a maximally compact patch of the corresponding patch area	

