

Modèle de lessivage des matières en suspension en milieu urbain Washoff model of total suspended particles in an urban context

E. Crobeddu et S. Bennis

Volume 20, numéro 1, 2007

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/014906ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/014906ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Crobeddu, E. & Bennis, S. (2007). Modèle de lessivage des matières en suspension en milieu urbain. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 20(1), 45–57. <https://doi.org/10.7202/014906ar>

Résumé de l'article

Le présent travail porte sur le développement et la validation du modèle conceptuel RQSM (Runoff Quality Simulation Model). Le modèle RQSM a pour objectif de simuler le lessivage des matières en suspension. Le modèle RQSM considère que l'accumulation est infinie sur les surfaces perméables et imperméables. Il utilise l'énergie cinétique des précipitations pour décrire la mise en suspension des particules solides. Il modélise le transport des matières en suspension à l'aide de la théorie des systèmes linéaires.

Les charges de matière en suspension mesurées durant 22 événements pluvieux enregistrés à l'exutoire du sous-bassin (1) de l'arrondissement de Verdun au Canada et à l'exutoire de trois sous-bassins de la ville de Champaign aux États-Unis ont servi à valider le modèle RQSM. Les charges de matière en suspension simulées par le modèle RQSM ont été comparées aux charges mesurées et aux charges simulées par le modèle de « rating curve » et par le modèle de lessivage exponentiel du logiciel SWMM. Les charges simulées à l'aide du modèle RQSM étaient comparables aux charges mesurées. De plus, la performance du modèle RQSM a été jugée équivalente à celle des modèles exponentiel et « rating curve ». Une analyse de sensibilité menée sur le modèle RQSM a mis en lumière l'influence de chaque paramètre sur la charge simulée.

MODÈLE DE LESSIVAGE DES MATIÈRES EN SUSPENSION EN MILIEU URBAIN

Washoff model of total suspended particles in an urban context

E. Crobeddu¹, S. Bennis^{1}*

¹École de technologie supérieure, Département de génie de la construction, 1100, Notre-Dame Ouest, Montréal (Québec), Canada H3C 1K3.

Reçu le 15 octobre 2004, accepté le 8 février 2006

RÉSUMÉ

Le présent travail porte sur le développement et la validation du modèle conceptuel RQSM (Runoff Quality Simulation Model). Le modèle RQSM a pour objectif de simuler le lessivage des matières en suspension. Le modèle RQSM considère que l'accumulation est infinie sur les surfaces perméables et imperméables. Il utilise l'énergie cinétique des précipitations pour décrire la mise en suspension des particules solides. Il modélise le transport des matières en suspension à l'aide de la théorie des systèmes linéaires.

Les charges de matière en suspension mesurées durant 22 événements pluvieux enregistrés à l'exutoire du sous-bassin (1) de l'arrondissement de Verdun au Canada et à l'exutoire de trois sous-bassins de la ville de Champaign aux États-Unis ont servi à valider le modèle RQSM. Les charges de matière en suspension simulées par le modèle RQSM ont été comparées aux charges mesurées et aux charges simulées par le modèle de « rating curve » et par le modèle de lessivage exponentiel du logiciel SWMM. Les charges simulées à l'aide du modèle RQSM étaient comparables aux charges mesurées. De plus, la performance du modèle RQSM a été jugée équivalente à celle des modèles exponentiel et « rating curve ». Une analyse de sensibilité menée sur le modèle RQSM a mis en lumière l'influence de chaque paramètre sur la charge simulée.

Mots clés : *bassin urbain, matière en suspension, accumulation, lessivage, étude comparative.*

SUMMARY

Urban runoff pollution due to suspended particles is of great concern for sewer system managers. Indeed, particles are the main source of urban water pollution because a large amount of chemical elements and organic wastes are associated with particles. Modelling runoff pollution due to particles is essential for the evaluation of its impact on receiving waters and for the adequate design of treatment structures.

This paper presents a new conceptual model called RQSM (Runoff Quality Simulation Model) used to simulate the washoff (erosion and transport of particles) of total suspended particles (TSS) at the outlet of urban catchments. Conceptual models can accurately represent complex physical phenomena with a limited number of parameters and a simple mathematical formulation. Moreover, they can be easily calibrated and used at many sites.

The build-up of solid particles in the RQSM model is infinite for pervious and impervious areas. The erosion process is related to the rainfall kinetic energy. Two relationships involving two erosion parameters are used, one for the impervious areas and the other for the pervious areas. The transport of suspended particles is described using the linear system theory. A rectangular impulse response function with a duration equal to the time of concentration describes the catchment response to an instantaneous erosion rate. Thereafter, a convolution product between the erosion rate and

*Auteur pour correspondance :
Téléphone: 514 396 8839
Courriel : saad.bennis@etsmtl.ca

the rectangular impulse response function is used to compute loads of TSS at the catchment outlet.

The mathematical formulation of the RQSM model has three advantages. Firstly, it describes the washoff of TSS by using only rainfall intensity. Secondly, it treats the washoff of pervious and impervious areas separately. Finally, it uses only two parameters to describe the washoff.

The RQSM model was validated with the help of 285 TSS data points monitored during 22 rainfall events. Four rainfall events were monitored in the subcatchment (1) of Verdun borough in Canada and 18 rainfall events were monitored on three subcatchments in Champaign city (USA). The catchment areas varied between 6.8 and 177 ha, the catchment slopes between 0.4% and 1%, and the ratio of directly drained impervious area between 0.19 and 0.58. Land use was residential in two catchments and commercial for the other ones.

The first step in the RQSM model validation was to calibrate the two erosion parameters. This step was realized using 11 measured TSS pollutographs. The erosion parameter for impervious areas was calibrated first for low intensity rainfall. The erosion parameter for pervious areas was then calibrated for high intensity rainfall.

The second validation step was to simulate the TSS load resulting from 11 other rainfalls. The simulated loads of the RQSM model were compared to the measured loads. They were also compared to the simulated loads obtained with the rating curve model and with the SWMM exponential washoff model. Comparisons were made using three performance criteria: the Nash criterion, the ratio of the simulated TSS mass divided by the measured TSS mass (R_M), and the peak charge ratio (R_p). Reasonable agreement was reached between loads computed with the RQSM model and measured loads. The mean R_M was 1.08 and the standard deviation was 35%. Moreover, the Nash criterion was greater than 0.6 for 50% of simulated events. Unfortunately, the number of events was insufficient to detect statistically significant differences in accuracy, between the RQSM model, the rating curve and the exponential model. Nevertheless, a qualitative study based on the value of the three performance criteria showed that the results given by the RQSM model are equivalent to the results given by the SWMM exponential wash off model.

Finally, a sensitivity analysis was conducted on the RQSM model. In order to achieve the sensitivity analysis, reference values were attributed to the parameters of the RQSM model. The values of the RQSM parameters were then changed individually and the resulting change in the Nash criterion was noted. The change in the Nash value indicates that for rainfalls of high intensity and short duration, the RQSM method is

particularly sensitive to the time of concentration. In the other cases, the erosion parameter of impervious areas was the most sensitive parameter.

Keywords: *urban catchment, total suspended particles, buildup, washoff, comparative study*

1. INTRODUCTION

Les municipalités cherchent de plus en plus à minimiser les impacts liés aux rejets de polluants au milieu naturel en interceptant la masse maximale de pollution. La capacité de traitement des eaux pluviales dans un réseau d'assainissement unitaire est limitée, en général 2 à 10 fois le débit de temps sec, alors que le ruissellement en temps de pluie peut dépasser de 100 fois ce débit (BENNIS *et al.*, 2001). La connaissance du pollutogramme associé à un événement pluvieux apparaît indispensable afin de maximiser l'interception de polluants dans le cas d'une gestion en temps réel du réseau ou afin de connaître la quantité de polluants rejetés au milieu naturel dans le cas d'une gestion en temps différé.

En général, les matières en suspension (MES) sont le vecteur principal de la pollution des eaux de ruissellement en milieu urbain (CHEBBO et BACHOC, 1992; JACK *et al.*, 1996). Ainsi, l'estimation des quantités de matière en suspension lessivées à l'exutoire d'un bassin versant permet d'estimer le niveau de pollution des eaux de ruissellement (TSIHRINTZIS et HAMID, 1997).

Le cycle des particules solides sur un bassin urbain est un processus complexe. Ce cycle comprend une phase d'accumulation des particules solides sur le bassin en période de temps sec et une phase de lessivage des particules solides en temps de pluie. Les modèles de lessivage des eaux de ruissellement s'attachent à décrire séparément ou conjointement ces deux phases avec un niveau de complexité variable.

Les modèles d'accumulation les plus utilisés sont asymptotiques. Ils dérivent le plus souvent du modèle exponentiel de ALLEY (1981) employé dans le logiciel SWMM (Storm Water Management Model) mais peuvent également être linéaires (SERVAT, 1984).

Le lessivage des sols en milieu urbain est un phénomène complexe et difficile à appréhender qui a été principalement modélisé à l'aide d'approches conceptuelles. Le modèle conceptuel le plus simple est le modèle de « rating curve » (HUBER et DICKINSON, 1988; TEMIMI et BENNIS, 2002) qui relie la charge de matière en suspension au débit de ruissellement. Le modèle exponentiel du logiciel SWMM

(HUBER et DICKINSON, 1988) calcule la charge de matière en suspension lessivée à l'aide du débit de ruissellement et de la masse accumulée de particules. Le modèle de lessivage du logiciel STORM (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1977), le modèle développé par MOYS *et al.* (1988) pour le logiciel MOSQUITO, le modèle de lessivage du logiciel HSPF (BICKNELL *et al.*, 1997) et le modèle développé par ZUG *et al.* (1999) pour le logiciel HORUS prennent également en compte la masse de particules accumulées. Des développements récents ont conduit à l'élaboration de modèles déterministes (DELETIC *et al.*, 1997, 2000). Ces modèles présentent l'avantage de décrire les phénomènes physiques impliqués dans le lessivage des sols. En revanche leur utilisation réclame des données qui sont rarement disponibles ou coûteuses à obtenir. Les charges de matière en suspension peuvent également être calculées à l'aide de modèles statistiques (DRIVER et TROUTMAN, 1989). Malheureusement, ces modèles sont uniquement valides pour les sites où ils ont été développés (JEWELL et ADRIAN, 1978).

Cet article présente un nouveau modèle conceptuel de lessivage des MES en milieu urbain. Le modèle proposé sera validé à l'aide de mesures de MES effectuées sur le terrain. Les résultats du modèle proposé seront comparés aux résultats du modèle exponentiel et du modèle de « rating curve ». De plus, les paramètres du modèle proposé feront l'objet d'une analyse de sensibilité.

2. REPRÉSENTATIONS DU PROCESSUS D'ACCUMULATION

2.1 Problématique de l'accumulation

Les activités industrielles, le transport et l'érosion attribuables aux aléas météorologiques sont des sources d'apport en particules solides. Ces apports de particules s'accumulent à la surface d'un bassin urbain durant la période de temps sec. Le processus d'accumulation des particules est un phénomène physique complexe soumis à différentes interprétations. Trois approches distinctes existent pour décrire le processus d'accumulation. La première consiste à considérer l'accumulation variable dans le temps. La masse de solides accumulés est fonction du temps écoulé depuis le dernier événement pluvieux. Cette accumulation est généralement décrite à l'aide de l'équation suivante :

$$\frac{dMa(t)}{dt} = \text{ACCU} - \text{DISP} \cdot Ma(t) \quad (1)$$

où Ma représente la masse de particules solides accumulées (kg); ACCU, le taux d'accumulation journalier (kg/j); DISP, le coefficient de disparition des particules (j^{-1}). L'accumulation de particules se fait durant la période de temps sec de manière exponentielle jusqu'à atteindre une valeur limite asymptotique. SARTOR *et al.* (1974) ont montré que l'accumulation maximale est atteinte après environ dix jours mais cette valeur varie grandement en fonction des bassins. Des relations linéaires entre la masse accumulée et le temps ont également été élaborées. Ces relations ont donné dans certains cas de bons résultats (BARBE *et al.*, 1996).

La seconde approche consiste à considérer l'accumulation comme un phénomène instantané. La masse accumulée de particules est reconstituée instantanément à la fin d'un événement pluvieux. Cette approche permet de simplifier la formulation des modèles de lessivage.

Enfin, la dernière approche consiste à considérer que l'accumulation est infinie. Dans ce cas, la masse accumulée de particules est supposée infinie. Cette approche permet également de simplifier la formulation des modèles de lessivage.

2.2 Choix d'un modèle d'accumulation

Le choix d'un modèle d'accumulation est toujours délicat puisqu'il consiste à déterminer l'approche existante la mieux adaptée pour décrire le processus d'accumulation. Afin de faciliter ce choix, il est possible de considérer le bassin urbain comme une juxtaposition de surfaces imperméables et perméables. Les surfaces perméables, constituées de sols granuleux naturels ou aménagés, peuvent être vues comme des réserves inépuisables de particules solides. Cette hypothèse se justifie parfaitement puisque les particules solides sont la matière constituante de ces surfaces. Les surfaces perméables correspondent donc à des zones d'accumulation infinie.

L'accumulation sur les surfaces imperméables s'avère beaucoup plus difficile à appréhender. GROMAIRE (1998) a montré l'existence du lessivage sur les chaussées urbaines et SARTOR *et al.* (1974) a mis en évidence l'existence d'une accumulation durant la période de temps sec. Or, les études statistiques de KANSO *et al.* (2005) montrent que la période de temps sec n'a pas d'effet sur le processus d'accumulation. De plus, les analyses de BUTLER *et al.* (1992) sur des mesures réalisées dans six sites différents ne font ressortir aucune dépendance entre la masse de particules solides accumulées et la masse de particules solides lessivées. Par conséquent, les surfaces imperméables semblent se comporter comme des zones d'accumulation infinie où la perte de particules solides est instantanément compensée par un apport équivalent. Cet apport provient des actions climatiques et des activités humaines

Les contradictions entre les auteurs sur la nature du processus d'accumulation sur les surfaces imperméables s'expliquent par la complexité des phénomènes physiques en jeu. De plus amples études semblent donc nécessaires en vue de lever les ambiguïtés existantes.

3. FORMULATION DU MODÈLE RQSM

3.1 Modèle de mise en suspension des particules solides

Le modèle de mise en suspension repose sur les hypothèses suivantes :

- l'accumulation est infinie sur les surfaces imperméables et perméables;
- l'intensité de la pluie est uniforme sur le bassin;
- l'arrachement des particules solides dépend de l'énergie cinétique des précipitations (YOUNG et WIERSMA, 1973).

SALLES *et al.* (2002) ont démontré analytiquement que la relation la plus appropriée pour calculer l'énergie cinétique des précipitations en fonction de leur intensité est la suivante :

$$KE(t) = \alpha I(t)^\beta \quad (2)$$

où KE représente l'énergie cinétique de la pluie par unité de surface et de temps ($J \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$); α et β , des paramètres liés aux processus microscopiques de formation des gouttes de pluie; I, l'intensité de la pluie (mm/h). De plus, SALLES *et al.* (2002) ont montré que l'équation 2 était physiquement réaliste pour des valeurs de α comprises entre 9,2 et 13,5 et pour des valeurs de β comprises entre 1 et 1,4. Par conséquent, l'hypothèse d'accumulation infinie conduit à exprimer le taux de mise en suspension par unité de surface imperméable à l'aide de l'équation suivante :

$$mp_{imp}(t) = \frac{\alpha K_{p_{imp}}}{3600} I(t)^\beta \quad (3)$$

où mp_{imp} représente le taux de mise en suspension des particules solides par unité de surface imperméable ($kg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$); $K_{p_{imp}}$, le coefficient de mise en suspension des particules solides pour les surfaces imperméables (kg/J).

La mise en suspension des particules solides sur les surfaces perméables est également fonction de l'énergie cinétique de la pluie. Elle débute lorsque l'intensité de la pluie est supérieure

à la capacité d'infiltration des surfaces perméables. Le taux de mise en suspension par unité de surface perméable est donné par l'équation suivante :

$$mp_{per}(t) = \frac{\alpha K_{p_{per}}}{3600} [I(t) - f(t)]^\beta \quad (4)$$

où mp_{per} représente le taux de mise en suspension des particules solides par unité de surface perméable ($kg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$); $K_{p_{per}}$, le coefficient de mise en suspension des particules solides pour les surfaces perméables (kg/J); f, la capacité d'infiltration des surfaces perméables (mm/h).

Les équations 3 et 4 montrent que la mise en suspension des particules solides est contrôlée par le paramètre $K_{p_{imp}}$ pour les surfaces imperméables et par le paramètre $K_{p_{per}}$ pour les surfaces perméables. De plus, le taux de mise en suspension mp_{per} fourni par l'équation 4 est nul lorsque $f(t) \geq I(t)$.

3.2 Modèle de transport des particules solides

Les MES sont physiquement transportées à l'exutoire par le débit de ruissellement. Ce processus de transport des MES peut être modélisé à l'aide de la théorie des systèmes linéaires (CHOW *et al.*, 1988) et des hypothèses physiques suivantes :

- la réponse impulsionnelle du bassin est rectangulaire. De plus elle a une durée égale au temps de concentration du bassin;
- le temps de concentration pour les particules solides et liquides est identique;
- le transport des MES sur les surfaces perméables est indépendant du transport des MES sur les surfaces imperméables.

La théorie des systèmes linéaires a été originellement utilisée pour modéliser le ruissellement à la surface des bassins. D'après CHOW *et al.* (1988), le débit de ruissellement à l'exutoire d'un bassin est donné par le produit de convolution entre l'intensité nette des précipitations et la réponse impulsionnelle du bassin

$$Q(t) = \int_0^t I_{nette}(\tau) u(t-\tau) d\tau \quad (5)$$

où Q représente le débit de ruissellement à l'exutoire du bassin ($m^3 \cdot s^{-1}$); I_{nette} , l'intensité nette des précipitations ($m \cdot s^{-1}$); u, la réponse impulsionnelle du bassin ($m^2 \cdot s^{-1}$); t, le temps (s).

L'utilisation de la concentration de MES dans la lame d'eau de ruissellement permet de transformer le modèle de ruissellement formulé selon l'équation 5 en un modèle de

transport des MES. Ce modèle de transport des MES est donné par l'équation suivante :

$$ml(t) = \int_0^t I_{\text{nette}}(\tau) C(\tau) u(t-\tau) d\tau \quad (6)$$

où ml représente la charge de matière en suspension (kg/s); C , la concentration de MES dans la lame d'eau de ruissellement ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$). Or, la multiplication de l'intensité nette des précipitations par la concentration de MES dans la lame d'eau de ruissellement est égale au taux de mise en suspension des particules solides par unité de surface. Par conséquent, l'équation 6 peut s'écrire de la manière suivante :

$$ml(t) = \int_0^t mp(\tau) u(t-\tau) d\tau \quad (7)$$

où mp représente le taux de mise en suspension des particules solides par unité de surface ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$).

La figure 1 montre que la durée de la réponse impulsionnelle d'un bassin est égale au temps de concentration t_c du bassin. Or, le temps de concentration varie en fonction de la pente, de la rugosité et de la longueur de drainage du bassin (CHOW *et al.*, 1988). Par conséquent, le modèle de transport décrit par l'équation 7 prend en compte l'influence des caractéristiques physiques du bassin sur le transport des MES.

La figure 2 présente trois pollutogrammes différents calculés à partir de l'équation 7 en considérant mp constant. Les pollutogrammes changent en fonction de la relation de supériorité entre la durée du processus de mise en suspension t_p et le temps de concentration t_c du bassin. Le premier pollutogramme correspond au cas $t_p < t_c$. Dans ce cas, la charge de MES simulée augmente jusqu'à t_p . À cet instant, une proportion t_p/t_c du bassin contribue à l'exutoire. Ensuite, la charge reste constante jusqu'à t_c grâce à la contribution fournie

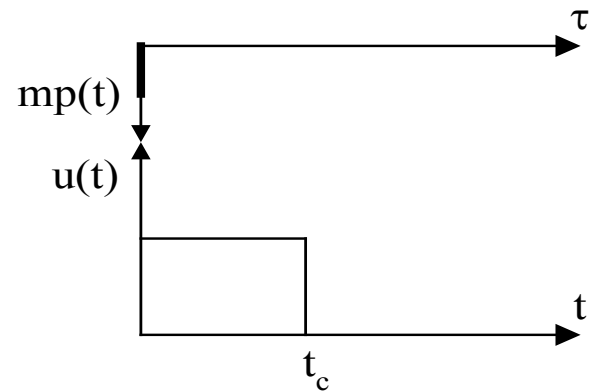


Figure 1. Réponse impulsionnelle d'un bassin.
Impulse response function of a catchment.

par la partie supérieure du bassin. Le second pollutogramme correspond au cas $t_p = t_c$. Dans ce cas, la charge de MES augmente jusqu'à t_c . À cet instant, la charge est maximale puisque l'ensemble du bassin contribue à l'exutoire. Le dernier pollutogramme correspond au cas $t_p > t_c$. Dans ce cas, la charge de MES augmente jusqu'à t_c . Ensuite, la charge reste constante jusqu'à t_p puisque la mise en suspension se poursuit après t_c sur l'ensemble du bassin. L'étude des pollutogrammes résultant de l'application de l'équation 7 amène deux commentaires. Premièrement, la masse de MES générée par l'équation 7 est toujours égale à la masse de MES mise en suspension. De plus, la durée du pollutogramme simulé est toujours égale à la somme de t_p et t_c .

Les hauteurs de précipitation sont généralement mesurées à pas de temps variables. Elles sont ensuite échantillonnées à pas de temps constants et transformées en intensités. Par conséquent, mp est discrétisé avec le même pas de temps que l'intensité des précipitations. En choisissant un pas de temps d'échantillonnage unitaire de durée 1 minute, le produit de convolution entre le taux de mise en suspension par unité de surface et la réponse du bassin est donné par l'équation suivante :

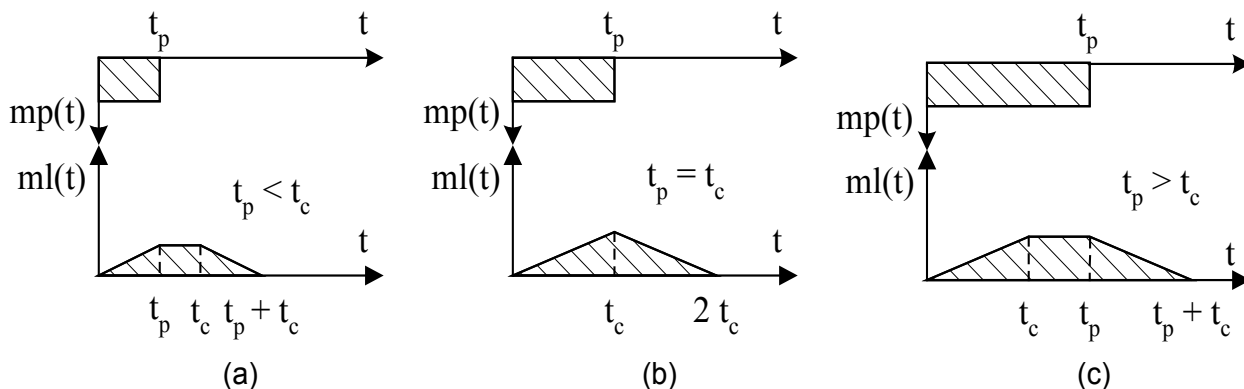


Figure 2. Réponses d'un bassin à un taux de mise en suspension de durée t_p lorsque : (a) $t_p < t_c$, (b) $t_p = t_c$ et (c) $t_p > t_c$.
Catchment responses to an erosion rate of duration t_p when: (a) $t_p < t_c$, (b) $t_p = t_c$ and (c) $t_p > t_c$.

$$ml(n) = \sum_{i=1}^{n \leq n_p} \left[mp_{imp}(i) u_{imp}(n-i+1) \right] + \sum_{i=1}^{n \leq n_p} \left[mp_{per}(i) u_{per}(n-i+1) \right] \quad (8)$$

avec

$$u_{imp}(n-i+1) = \frac{10\,000 \text{ IMP } A}{t_c} \quad (9)$$

pour $1 \leq (n-i+1) \leq t_c$

et

$$u_{per}(n-i+1) = \frac{10\,000(1-IMP)A}{t_c} \quad (10)$$

pour $1 \leq (n-i+1) \leq t_c$

où u_{imp} représente la réponse impulsionnelle des surfaces imperméables (m^2/min); u_{per} , la réponse impulsionnelle des surfaces perméables (m^2/min); A , la superficie du bassin versant (ha); IMP , la fraction de surface imperméable directement drainée; t_c , le temps de concentration du bassin versant (min); n et i , des indices de temps; n_p , l'indice final du vecteur des taux de mise en suspension par unité de surface. Les conditions $mp_{imp}(i) \geq 0$, $mp_{per}(i) \geq 0$ doivent être respectées dans l'équation 8. De plus, la notation $n \leq n_p$ sur la borne supérieure de la sommation indique que la sommation s'effectue de $i = 1$ à n pour $n \leq n_p$ et de $i = 1$ à n_p pour $n > n_p$.

Trois remarques sont à faire à propos du modèle RQSM. Premièrement, le modèle RQSM dissocie la contribution des surfaces imperméables et perméables. Deuxièmement, le modèle RQSM utilise uniquement l'intensité des précipitations pour décrire le transport des MES. Enfin, la représentativité du modèle RQSM est liée à la précision de la mesure des intensités de précipitation. Par conséquent, une résolution inférieure ou égale à cinq minutes est recommandée pour la mesure des intensités de précipitation.

4. MODÈLE DE « RATING CURVE » ET MODÈLE EXPONENTIEL

Le modèle de « rating curve » et le modèle exponentiel (HUBER et DICKINSON, 1988) sont des modèles conceptuels éprouvés (TSIHRINTZIS et HAMID, 1997) qui permettent de calculer les charges de MES à l'exutoire d'un bassin urbain.

Ces deux modèles ont été retenus pour fin de comparaison et d'évaluation de la performance du modèle RQSM.

Le modèle de « rating curve » relie la charge de matière en suspension lessivée au débit de ruissellement par l'intermédiaire d'une courbe de tarage (« rating curve ») ayant pour expression :

$$ml(t) = a Q(t)^b \quad (11)$$

où ml représente la charge de matière en suspension (kg/s); Q , le débit de ruissellement (m^3/s); a , le coefficient de lessivage; b , le coefficient d'ajustement.

Le modèle de « rating curve » utilise le débit de ruissellement comme seule variable explicative du phénomène de lessivage. Cette formulation a une base physique. En effet, l'augmentation du débit de ruissellement se traduit par l'augmentation de la contrainte hydraulique de cisaillement à l'interface liquide-solide. Or, la contrainte hydraulique de cisaillement contrôle le potentiel d'arrachement des particules solides sur le bassin. Ce modèle est souvent utilisé comme alternative à des modèles plus complexes lorsque les mesures de charges sont peu nombreuses.

Le modèle de lessivage exponentiel est le modèle utilisé dans le logiciel SWMM. Ce modèle prend en compte la masse accumulée de particules solides. Le calcul de la charge de matière en suspension lessivée par les eaux de ruissellement se fait à l'aide de l'équation suivante :

$$ml(t) = Ma(t) k Q(t)^r \quad (12)$$

où ml représente la charge de matière en suspension (kg/s); Ma , la masse de particules solides accumulées (kg); Q , le débit de ruissellement (m^3/s); k , le coefficient de lessivage; r , le coefficient d'ajustement. Au cours d'un événement pluvieux, l'évolution de la masse de particules accumulées s'exprime sous la forme :

$$Ma(t) = Ma(0) e^{-k Q(t)^r t} \quad (13)$$

En supposant un modèle d'accumulation instantanée comme le recommande KANSO *et al.* (2005), l'accumulation initiale $Ma(0)$ en début de pluie devient un paramètre supplémentaire à caler.

5. VALIDATION DU MODÈLE RQSM

5.1 Les sites

Le modèle RQSM, le modèle de « rating curve » et le modèle exponentiel ont été calés et validés à l'aide de 285 mesures de charge de MES. Ces mesures ont été réalisées durant

quatre événements pluvieux (BENNIS, 2000) enregistrés à l'exutoire du sous-bassin (1) de l'arrondissement de Verdun situé sur l'île de Montréal (Canada) et de 18 événements pluvieux (NOEL *et al.*, 1987) enregistrés à l'exutoire de trois sous-bassins situés dans la ville de Champaign aux États-Unis. Pour ces 22 événements pluvieux, l'intensité et le débit à l'exutoire des bassins ont été mesurés au pas de temps de 5 minutes. La figure 3 montre que les pluies enregistrées sur les trois sous-bassins de la ville de Champaign ont une période de retour inférieure à 0,5 an et les pluies enregistrées sur le sous-bassin de Verdun ont une période de retour inférieure à 2 ans. Ces pluies ne sont pas des événements exceptionnels. Par conséquent, le calcul de l'énergie cinétique des précipitations a été réalisé suivant les recommandations de SALLES *et al.* (2002) en prenant α égale à 11 et β égale à 1,24. De plus, le calcul de la capacité d'infiltration des surfaces perméables a été réalisé à l'aide du modèle de Horton modifié (HUBER et DICKINSON, 1988). Ce modèle, couramment utilisé en milieu urbain, tient compte de la capacité initiale d'infiltration du sol (f_0), de la capacité finale d'infiltration (f_∞) et de la décroissance temporelle de la capacité d'infiltration (K).

Le tableau 1 décrit les caractéristiques physiques des sous-bassins étudiés. Les surfaces, les pentes et l'occupation des sols varient sensiblement d'un sous-bassin à l'autre. La surface des sous-bassins, la fraction de surface imperméable directement drainée, la pente des sous-bassins et les paramètres d'infiltration du modèle de Horton des sous-bassins de Champaign ont été évalués lors des campagnes de mesures. En revanche, les paramètres du modèle de Horton pour le sous-bassin de Verdun et le temps de concentration pour l'ensemble des sous-bassins n'ont pas été mesurés durant les campagnes de mesures. Par conséquent, les valeurs de ces caractéristiques physiques ont été estimées à l'aide d'un modèle hydrologique (BENNIS et CROBEDDU, 2005). Elles peuvent également être obtenues à l'aide de formules ou de valeurs tabulées (CHOW *et al.*, 1988).

5.2 Calage des trois modèles de lessivage

Les paramètres à caler sont les coefficients de mise en suspension Kp_{imp} et Kp_{per} pour le modèle RQSM, les paramètres a et b pour le modèle de « rating curve » et les paramètres $Ma(0)$, k et r pour le modèle exponentiel.

La performance d'un modèle de simulation peut être évaluée à l'aide des trois indicateurs suivants :

- le coefficient de Nash :

$$Nash = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n [ml^{Mesuré}(i) - ml^{Simulé}(i)]^2}{\sum_{i=1}^n [ml^{Mesuré}(i) - \overline{ml}^{Mesuré}]^2} \quad (14)$$

La précision de la charge lessivée simulée est d'autant plus grande que le Nash est proche de l'unité. En hydrologie urbaine, une simulation précise du débit ruisselé conduit à un Nash supérieur à 0,8. Pour la simulation de la qualité des eaux de ruissellement, ce seuil peut être abaissé à 0,6 en raison des nombreuses incertitudes entourant la mesure des polluants (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 2000) et de la complexité des mécanismes physiques à modéliser.

- le rapport des masses :

$$R_M = \frac{\text{Masse totale lessivée simulée}}{\text{Masse totale lessivée mesurée}} \quad (15)$$

- le rapport des pointes :

$$R_P = \frac{m_{Max}^{Simulé}}{m_{Max}^{Mesuré}} \quad (16)$$

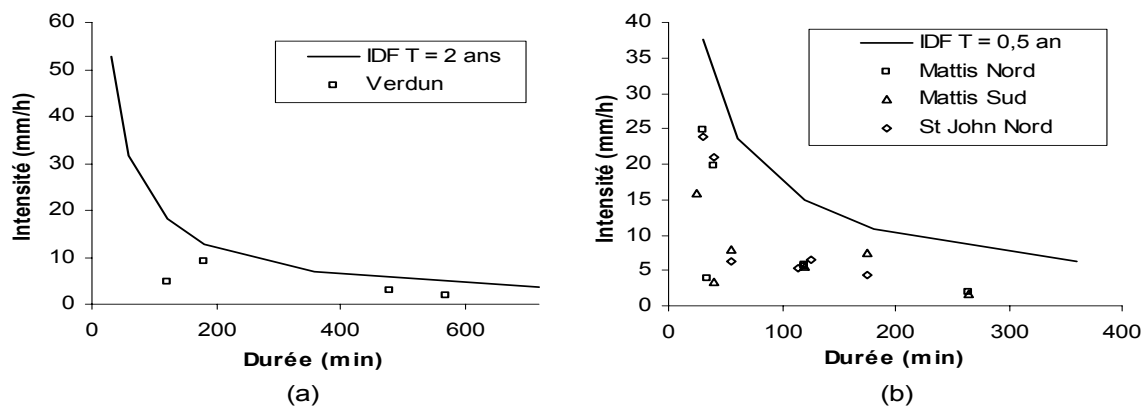


Figure 3. Pluies enregistrées sur, (a), le sous-bassin (1) de l'arrondissement de Verdun et sur (b), les sous-bassins Mattis Nord, Mattis Sud et Saint John Nord (Champaign, USA).
Rainfall monitored in (a) the subcatchment (1) of the Verdun borough and (b) the North Mattis, South Mattis and St John North subcatchments (Champaign, USA).

Tableau 1. Caractéristiques physiques des quatre sous-bassins utilisés pour la validation du modèle RQSM.*Table 1. Physical characteristics of the four urban subcatchments used in the RQSM validation.*

Bassins	Occupation des sols	A (ha)	IMP	t_c (min)	Pente (m/m)	f_0 (mm/h)	f_∞ (mm/h)	K (h^{-1})
Verdun	Résidentiel	177,0	0,39	37	0,005	85	25	2
Mattis Nord	Commercial	6,8	0,58	30	0,004	200	33	2
Mattis Sud	Commercial	11,2	0,40	18	0,010	200	33	2
Saint John Nord	Résidentiel	22,1	0,19	24	0,006	200	33	2

Le coefficient de Nash a été retenu comme critère de calage parce qu'il permet de mesurer le niveau de concordance entre les charges mesurées et simulées. Ainsi, le calage des modèles a consisté à choisir la valeur des paramètres qui maximise le nombre de Nash. Le choix optimal des paramètres a été réalisé à l'aide de l'algorithme du simplexe (LAGARIAS *et al.*, 1998) implémenté dans le logiciel MATLAB.

Les trois modèles de lessivage des MES ont été calés sur le sous-bassin (1) de l'arrondissement de Verdun à l'aide de deux pollutogrammes mesurés. Pour les trois autres sous-bassins, le nombre plus important d'événements mesurés a permis de caler les modèles à l'aide de trois pollutogrammes. Dans le cas du bassin de Verdun, un événement dont l'intensité ne dépassait pas la capacité d'infiltration des surfaces perméables a été utilisé pour caler le paramètre $K_{p_{imp}}$. Par la suite, un événement dont l'intensité dépassait la capacité d'infiltration des surfaces perméables a été utilisé pour caler le paramètre $K_{p_{per}}$. En effet, un événement présentant une faible intensité ne sature pas le sol des surfaces perméables. Par conséquent, seules les surfaces imperméables sont lessivées. En revanche, un événement présentant une forte intensité sature le sol des surfaces perméables engendrant le lessivage des surfaces perméables et imperméables. Pour les trois sous-bassins de la ville de Champaign, les événements pluvieux n'étaient pas suffisamment importants pour faire contribuer les surfaces perméables. Par conséquent, seul le coefficient $K_{p_{imp}}$ a été calé. Le tableau 2 fournit les valeurs après calage des paramètres des modèles RQSM, « rating curve » et exponentiel.

La valeur des paramètres obtenus appelle deux commentaires. Premièrement, la masse accumulée $Ma(0)$ du modèle exponentiel et le coefficient de mise en suspension $K_{p_{imp}}$ du modèle RQSM ne semblent pas être corrélés à la surface des sous-bassins ou à l'occupation des sols présentées au tableau 1. Deuxièmement, le paramètre k du modèle exponentiel présente de fortes variations entre les différents sous-bassins. Ces variations s'expliquent en grande partie par

l'utilisation d'un modèle d'accumulation instantanée. En effet, les paramètres des modèles RQSM et « rating curve » ont une amplitude de variation moindre que le modèle exponentiel alors qu'ils utilisent un modèle d'accumulation infinie.

5.3 Comparaison des trois modèles de lessivage

Les pollutogrammes de MES fournis par le modèle RQSM, le modèle exponentiel et le modèle de « rating curve » ont été comparés aux 11 pollutogrammes mesurés restants. La valeur des indicateurs de performance après simulation est fournie au tableau 3. Le coefficient de Nash est supérieur à 0,6 pour six événements simulés à l'aide du modèle exponentiel et pour cinq événements simulés à l'aide du modèle RQSM et « rating curve ». Par conséquent, les trois modèles ont fourni un pollutogramme proche du pollutogramme mesuré pour 50 % des événements mesurés. L'erreur sur la masse de MES lessivée est inférieure à 30 % pour six événements simulés à l'aide du modèle RQSM et « rating curve » comparativement à trois événements simulés à l'aide du modèle exponentiel. Par conséquent, le modèle RQSM a modélisé la masse de MES lessivée de manière équivalente au modèle de « rating curve » mais mieux que le modèle exponentiel. L'erreur sur la pointe du pollutogramme est inférieure à 30 % pour huit événements simulés à l'aide du modèle exponentiel et pour six événements simulés à l'aide du modèle RQSM et « rating curve ». Par conséquent, le modèle RQSM a modélisé la pointe du pollutogramme de manière équivalente au modèle de « rating curve » mais moins bien que le modèle exponentiel.

Les figures 4 et 5 présentent deux événements simulés par le modèle RQSM, exponentiel et « rating curve ». Ces deux événements montrent que la corrélation entre le hyétogramme et le pollutogramme n'est pas indispensable pour que le modèle RQSM fournisse de bons résultats. En revanche, une bonne corrélation entre hydrogramme et pollutogramme permet au modèle exponentiel et « rating curve » de bien reproduire la

Tableau 2. Valeur des paramètres après calage des modèles RQSM, « rating curve » et exponentiel.**Table 2. Parameter values after the calibration of the RQSM, rating curve and exponential models.**

Bassins	« Rating Curve »		Modèle Exponentiel			RQSM	
	a	b	Ma(0) (kg)	k	r	Kp _{imp} (kg/j)	Kp _{per} (kg/j)
Verdun	8,45·10 ⁻²	1,29	2 963	9,89·10 ⁻²	1,14	7,66·10 ⁻⁶	1,80·10 ⁻⁵
Mattis Nord	1,41	1,46	552	8,27	1,13	2,84·10 ⁻⁵	-
Mattis Sud	1,05	1,44	100	38,54	1,36	7,57·10 ⁻⁶	-
Saint John Nord	2,26	2,15	273	112,25	2,88	1,41·10 ⁻⁵	-

Tableau 3. Valeurs des indicateurs de performance lors de la validation des modèles RQSM, « rating curve » (RC) et exponentiel (EXP).**Table 3. Performance criteria values from the simulation of particle loads with the RQSM, rating curve (RC) and exponential (EXP) models.**

Événements	Nash			R _M			R _p		
	RC	EXP	RQSM	RC	EXP	RQSM	RC	EXP	RQSM
V. 30-09-99	-0,05	0,48	0,25	0,71	0,99	0,66	0,51	0,55	0,56
V. 13-10-99	0,49	0,06	0,70	0,85	1,36	0,98	0,74	1,16	1,02
M. N. 17-05-80	0,81	0,85	0,46	1,23	1,44	0,79	0,87	1,03	0,64
M. N. 23-05-80	-2,39	0,12	0,89	3,22	2,24	1,13	2,49	1,56	1,24
M. N. 01-06-80	-1,47	-2,14	0,42	2,80	3,02	1,54	1,75	2,26	0,99
M. S. 01-06-80	-0,22	0,92	0,52	2,37	1,32	1,29	1,97	1,26	0,69
M. S. 23-06-80	-1,19	0,51	0,88	2,31	0,63	0,99	2,34	1,02	0,90
M. S. 28-06-80	0,73	0,98	-0,07	1,43	0,92	0,47	1,06	0,91	0,19
S. J. N. 17-05-80	0,88	0,80	0,65	0,76	0,58	1,50	0,95	0,86	1,21
S. J. N. 30-05-80	0,90	0,76	0,88	0,73	0,54	1,03	0,94	0,81	0,82
S. J. N. 01-06-80	0,88	0,79	0,26	0,89	0,83	1,48	1,09	1,20	0,66

forme du pollutogramme. Néanmoins, elle n'est pas synonyme d'une bonne estimation de la charge de MES lessivée comme le montre la figure 5 pour le modèle de « rating curve ».

La comparaison des trois modèles sur la base de résultats événementiels peut être trompeuse puisqu'elle masque la présence de disparités ou de biais dans les résultats. Afin d'avoir une vision plus représentative de la performance des modèles RQSM, exponentiel et « Rating Curve », la valeur moyenne

des indicateurs de performance et leur écart-type sont présentés au tableau 4. Le nombre d'événements simulés n'apparaît pas suffisant pour pouvoir statistiquement prouver la supériorité d'un modèle sur un autre. Néanmoins, quelques remarques qualitatives peuvent être émises. Premièrement, les trois modèles ne simulent pas parfaitement les pollutogrammes de MES. En effet, le Nash moyen pour l'ensemble des événements simulés est inférieur à 0,6. Deuxièmement, le modèle exponentiel et le modèle de « rating curve » ont surestimé la charge lessivée.

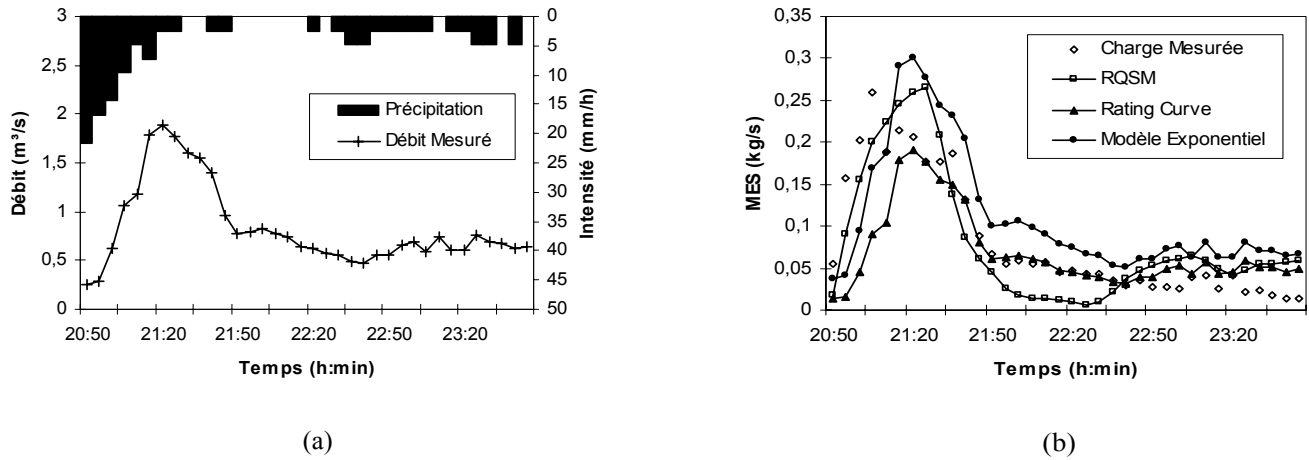


Figure 4. (a) Pluie et débit du 13 octobre 2000 sur le sous-bassin (1) de l'arrondissement de Verdun, et (b) charges de MES mesurées et simulées.
 (a) *Rainfall and flow in the subcatchment (1) of the Verdun borough on 13 October 2000, and (b) measured and simulated TSS loads.*

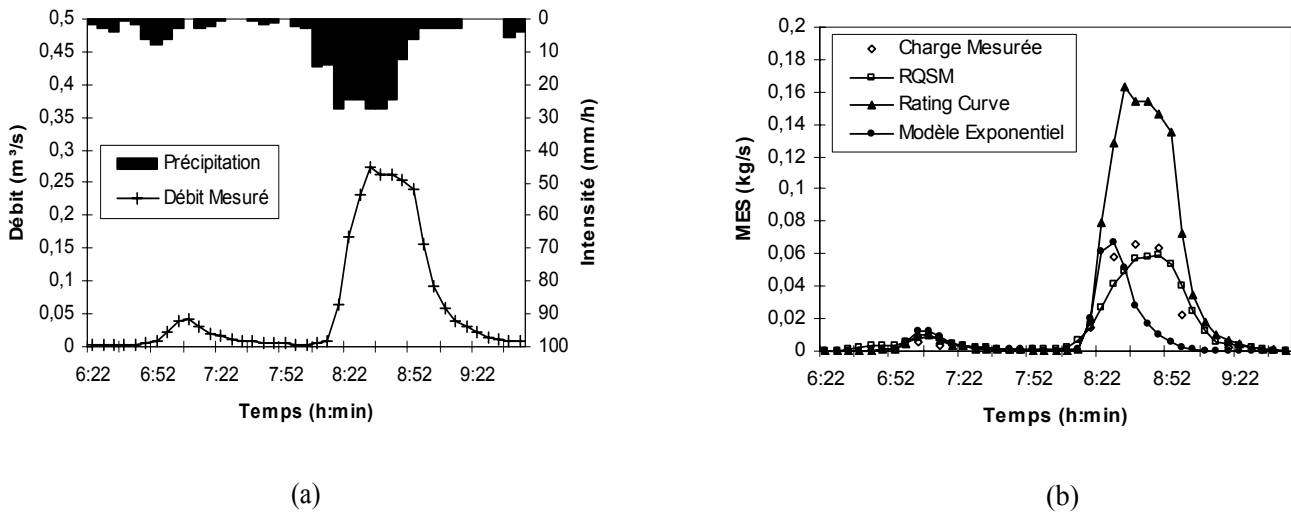


Figure 5. (a) Pluie et débit du 23 juin 1980 à South Mattis, et (b) charges de MES mesurées et simulées.
 (a) *Rainfall and flow in South Mattis on 23 June 1980, and (b) measured and simulated TSS loads.*

En effet, le R_M moyen est proche de 1 pour le modèle RQSM alors qu'il est de 1,26 pour le modèle exponentiel et de 1,57 pour le modèle de « rating curve ». Troisièmement, le modèle RQSM a sous estimé le rapport des pointes alors que le modèle exponentiel et le modèle de « rating curve » le surestime. Enfin, les trois modèles de lessivage présentent des performances très variables. En effet, les écarts types sur le Nash, R_p et R_M s'échelonnent de 0,31 à 1,14. Ces résultats mitigés sont la conséquence de quatre sources d'incertitudes différentes. La première source d'incertitude provient de l'incertitude associée aux mesures des précipitations, des débits ruisselés,

et surtout des charges de MES (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 2000). La deuxième source d'incertitude résulte de la méconnaissance des processus d'accumulation des particules solides sur les surfaces imperméables durant la période de temps sec. La troisième source d'incertitude provient de l'absence de description des processus de déposition et de remise en suspension des particules solides durant la phase de transport. Enfin, la quatrième source d'incertitude résulte de l'utilisation des modèles sur des sous-bassins non uniformes en matière de rugosité, de pente et de distribution des particules solides.

Tableau 4. Moyennes et écarts-types des valeurs de Nash, R_p et R_M
Table 4. Means and standard deviations of the Nash, R_p and R_M values.

Modèles	Nash		R_M		R_p	
	Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type
« Rating Curve »	-0,06	1,14	1,57	0,93	1,34	0,68
Modèle Exponentiel	0,33	0,93	1,26	0,77	1,15	0,45
RQSM	0,53	0,31	1,08	0,35	0,81	0,31

5.4 Analyse de sensibilité du modèle RQSM

L'analyse de sensibilité a porté sur les paramètres de calage Kp_{imp} , Kp_{per} et sur les paramètres physiques t_c , f_0 , f_∞ , K . En effet, la valeur mesurée ou calculée de ces quatre paramètres physiques est souvent entourée d'une grande incertitude. La sensibilité de ces six paramètres a été évaluée en considérant le coefficient de Nash.

La démarche retenue a consisté à attribuer des valeurs de référence aux six paramètres étudiés. Ces valeurs de références sont présentées au tableau 5. Elles ont servi à calculer un pollutogramme de référence. Par la suite, une variation a été imposée à une des valeurs de référence du modèle RQSM. Le nouveau pollutogramme ainsi obtenu a été utilisé avec le pollutogramme de référence pour calculer le coefficient de Nash correspondant.

L'analyse de sensibilité a été menée à l'aide des deux pluies suivantes :

- pluie (1) : $I = 10$ mm/h; durée : 240 min.
- pluie (2) : $I = 80$ mm/h; durée : 25 min.

La pluie (1) génère une hauteur d'eau inférieure à la capacité d'infiltration des surfaces perméables définie par les paramètres de référence du modèle RQSM. En revanche, la pluie (2) génère une hauteur d'eau supérieure à la capacité d'infiltration des surfaces perméables. Par conséquent, la pluie (1) lessive uniquement les surfaces imperméables alors que la pluie (2)

lessive les surfaces perméables et imperméables.

Les résultats de l'analyse de sensibilité pour la pluie (1) sont présentés à la figure 6(a). Ils amènent deux remarques importantes. Premièrement, la variation du paramètre Kp_{imp} engendre une forte augmentation du coefficient de Nash. Par conséquent, Kp_{imp} doit être minutieusement calé. Enfin, la variation du temps de concentration engendre une faible diminution du Nash. Par conséquent, une valeur approchée de t_c peut être utilisée pour les pluies de faible intensité et de durée supérieure à t_c .

Les résultats de l'analyse de sensibilité pour la pluie (2) sont présentés sur la figure 6(b). Ils amènent quatre remarques importantes. Premièrement, la variation du paramètre Kp_{imp} engendre une forte diminution du Nash comme pour la pluie (1). En revanche, la variation du paramètre Kp_{per} ne fait pratiquement pas diminuer le Nash. Néanmoins, ce paramètre peut devenir influent en cas de pluie extrême ou pour une surface perméable présentant une faible capacité d'infiltration. Deuxièmement, la variation de t_c , dans le cas d'une pluie de durée supérieure à t_c , génère une plus grande diminution du Nash que la variation de Kp_{imp} . En revanche, l'influence de t_c diminue significativement et devient même inférieure à celle de Kp_{imp} quant la durée de la pluie est inférieure à t_c . Troisièmement, une variation importante de la capacité initiale d'infiltration (f_0) entraîne une importante baisse du Nash. De plus, la sous-estimation de la capacité initiale d'infiltration entraîne une diminution du Nash plus importante que sa surestimation. Enfin, la variation de la capacité finale d'infiltration (f_∞) et du coefficient de décroissance (K) a entraîné une diminution

Tableau 5. Valeurs de référence des paramètres pour l'analyse de sensibilité du modèle RQSM

Table 5. Reference values of the parameters used for the sensitivity analysis of the RQSM model.

Paramètres	A (ha)	IMP	t_c (min)	f_0 (mm/h)	f_∞ (mm/h)	K (1/h)	Kp_{imp} (kg/j)	Kp_{per} (kg/j)
VALEURS	100	0,5	32	160	16	4	$2 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-5}$

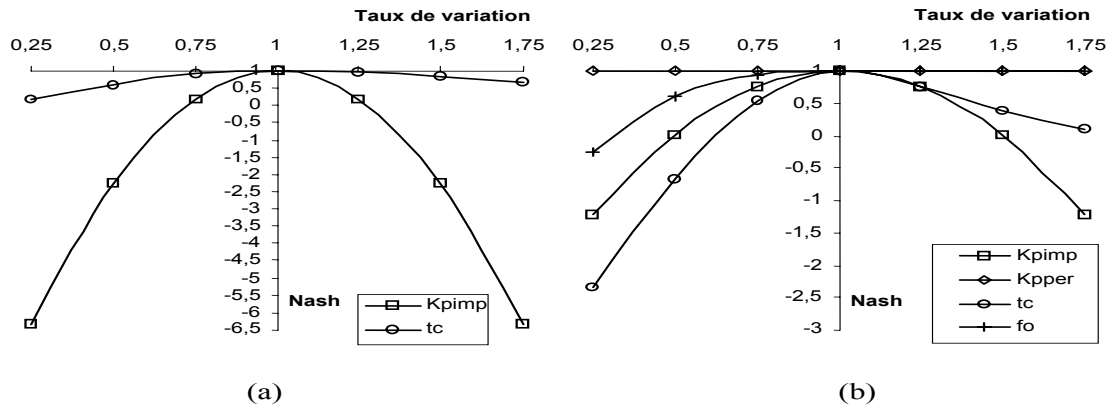


Figure 6. Variation du Nash en fonction du taux de variation des paramètres du modèle RQSM pour (a), la pluie (1), et (b), la pluie (2).
Variation of the Nash value as a function of the rate of change of the RQSM parameters for (a), rainfall (1), and (b), rainfall (2).

négligeable du Nash. Par conséquent, la variation de ces paramètres n'a pas été présentée sur la figure 6(b) afin d'en alléger la lecture. Ces résultats sur les paramètres d'infiltration du modèle de Horton sont similaires aux observations faites suite à l'analyse de sensibilité du modèle de réservoir non linéaire du logiciel SWMM (LIONG *et al.*, 1991).

6. CONCLUSION

Le présent article a mis en lumière une approche conceptuelle originale pour modéliser la charge de matière en suspension lessivée sur les bassins urbains. L'originalité du modèle RQSM découle, d'une part, de l'utilisation de l'énergie cinétique des précipitations pour modéliser la mise en suspension des particules solides, et, d'autre part, de l'emploi de la théorie des systèmes linéaires pour décrire le transport des MES à la surface du bassin.

Le modèle RQSM présente trois atouts. Premièrement, il utilise uniquement l'intensité des précipitations pour calculer la charge de MES lessivée à l'exutoire d'un bassin urbain. Deuxièmement, il dissocie la contribution en MES des surfaces perméables et imperméables. Enfin, seuls deux paramètres du modèle RQSM nécessitent un calage.

Le modèle RQSM a simulé les charges de MES mesurées, à l'exutoire de quatre sous-bassins urbains situés en Amérique du Nord, avec un niveau de précision équivalent à celui de deux modèles conceptuels éprouvés. L'analyse de sensibilité du modèle RQSM a montré que deux paramètres avaient un impact significatif sur le pollutogramme simulé.

Les résultats encourageants obtenus à l'aide du modèle RQSM permettent d'envisager une extension de son utilisation à d'autres polluants.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALLEY W.M. (1981). Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modelling. *Water Resour. Res.*, 17, 1657-1664.
- BARBE D.E., J.F. CRUISE et X. MO (1996). Modeling the buildup and washoff of pollutants on urban watersheds. *Water Resour. Bull.*, 32, 511-519.
- BENNIS S. (2000). Caractérisation des eaux pluviales du secteur 1 de la ville de Verdun. Rapport technique : École de technologie supérieure, Ville de Verdun et BGH Planning. (à compléter # du rapport)
- BENNIS S. et E. CROBEDDU (2005). La méthode rationnelle généralisée. *Vecteur Environ.*, 38, 41-52.
- BENNIS S., T. HAJJI et F. BERNARD (2001). Phénomène du premier flot : mythe ou réalité? *Vecteur Environ.*, section scientifique, 34, 34-42.
- BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., D. LAPLACE, C. JOANNIS et G. CHEBBO (2000). Mesures en hydrologie urbaine et assainissement, TEC et DOC (Éditeurs), Lavoisier, Paris, 793 p.

- BICKNELL B.R., J.C. IMHOFF, J.L. KITTLE, A.S. DONIGIAN, et R.C. JOHANSON (1997). Hydrological Simulation Program-Fortran, User's manual for version 11. U.S. Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory, EPA/600/R-97/080, Athens, Georgia, 755p.
- BUTLER D., S. THEDCHANAMOORTHY et J.A. PAYNE (1992). Aspects of surface sediment characteristics on an urban catchment. *Water Sci. Technol.*, 25, 13-19.
- CHEBBO G. et A. BACHOC (1992). Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges. *Water Sci. Technol.*, 25, 171-179.
- CHOW V.T., D.R. MAIDMENT et L.W. MAYS (1988). Applied hydrology. McGRAW-HILL (Éditeur), 572 p.
- DELETIC A., R.M. ASHLEY et D. REST (2000). Modelling input of fine granular sediment into storm drainage system. *Water Res.*, 34, 3836-3844.
- DELETIC A., C. MAKSIMOVIC et M. IVETIC (1997). Modelling of storm washoff of suspended solids from impervious surfaces. *J. Hydraul. Res.*, 35, 99-118.
- DRIVER N.E. et B.M. TROUTMAN (1989). Regression models for estimating urban storm-runoff quality and quantity in the United States. *J. Hydrol.* 109, 221-236.
- GROMAIRE M.C. (1998). La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire, caractéristiques et origines. Thèse de Doctorat, ENPC, Marne la Vallée, France, (à compléter pp.)
- HUBER W.C. et R.E. DICKINSON (1988). Storm Water Management Model, Version 4, User's Manual. U.S. EPA, EPA/600/3-88/001a., Athens, Georgia.
- JACK A.G., M.M. PETRIE et R.M. ASHLEY (1996). The diversity of sewer sediments and the consequences for sewer flow quality modelling. *Water Sci. Technol.*, 33, 207-214.
- JEWELL T.K. et D.D. ADRIAN (1978). Statistical analysis to derive improved stormwater quality models. *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, 54, 489-499.
- KANSO A., B. TASSIN et G. CHEBBO (2005). A benchmark methodology for managing uncertainties in urban runoff quality models. *Water Sci. Technol.*, 51, 163-170.
- LAGARIAS J.C., J.A. REEDS, M.H. WRIGHT et P.E. WRIGHT (1998). Convergence properties of the Nelder-Mead simplex method in low dimensions. *SIAM J. Optim.*, 9, 112-147.
- LIONG S.Y., W.T. CHAN et L.H. LUM (1991). Knowledge-based system for SWMM runoff component calibration. *J. Water Res. Plann. Manage.*, 117, 507-524.
- MOYS G.D., M.P. OSBORNE et J.A. PAYNE. (1988). Mosquito 1. Modelling of stormwater quality including tanks and overflows, Wallingford, Design specifications. Rapport N° SR 184, 170 p.
- NOEL D.C., M.L. TERSTRIEP et C.A. CHENOWETH (1987). Nationwide Urban Runoff Program: Data Report. Illinois State Water Survey, Department of Energy and Natural Resources, Champaign, Illinois, SWS Contract Report 410-1.
- SALLES C., J. POESEN. et J. SEMPERE-TORRES (2002). Kinetic energy of rain and its functional relationship with intensity. *J. Hydrol.*, 257, 256-270.
- SARTOR J.D., G.B. BOYD et F.J. AGARDY (1974). Water pollution aspects of street surface contaminants. *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, 46, 458-467.
- SERVAT E. (1984). Contribution à l'étude des matières en suspension du ruissellement pluvial à l'échelle d'un petit bassin versant urbain. Thèse USTL, Univ. Montpellier, 182 p.
- TEMIMI S. et S. BENNIS (2002). Préviation en temps réel des charges de polluants dans un réseau d'assainissement urbain. *Rev. Sci. Eau*, 15, 661-675.
- TSIHRINTZIS V.A. et R. HAMID (1997). Modeling and management of urban stormwater runoff quality: a review. *Water Resour. Manage.*, 11, 137-164.
- US ARMY CORPS OF ENGINEERS (1977). STORM: storage, treatment, overflow, runoff model - User's manual. Hydrologic Engineering Center, Davis, California, USA, 723-S8-L7520.
- YOUNG R.A. et J.L. WIERSMA (1973). The role of rainfall impact in soil detachment and transport. *Water Resour. Res.*, 9, 1629-1636.
- ZUG M., L. PHAN, D. BELLEFLEUR et O. SCRIVENER (1999). Pollution wash-off modelling on impervious surfaces: Calibration, validation, transposition. *Water Sci. Technol.*, 39, 17-24.

LAGARIAS J.C., J.A. REEDS, M.H. WRIGHT et