

Qualité des rejets urbains de temps de pluie

Bruno Tassin & Ghassan Chebbo

17 janvier 2000

On regroupe sous la dénomination de « Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP) » tous les rejets se produisant, par temps de pluie) l'interface du système d'assainissement d'une agglomération urbaine et du milieu récepteur soit :

- les rejets à l'extérieur des collecteurs strictement pluviaux (réseaux d'assainissement séparatifs)
- les surverses de collecteurs unitaires (déversoirs d'orage, bypass de stations d'épuration)
- les rejets à l'aval des stations d'épuration, par temps de pluie

Nous aborderons principalement les deux premiers types de rejets

1 Historique des études expérimentales

Les eaux de ruissellement sur les toits et les voiries des villes ont été reconnues comme polluées dès 1888, au congrès internationale d'hygiène de Vienne par Durand-Claye, le père de la loi sur le tout à l'égout de 1884. Toutefois cette réalité a été oubliée durant la première moitié du 20^e siècle et ce n'est que dans les années 60 qu'elle a réémergé dans les milieux scientifiques et techniques, principalement aux USA puis a été diffusée dès le début des années 70 notamment sous l'impulsion de l'Environmental Protection Agency (EPA).

Parallèlement, c'est principalement aux Etats Unis, dans les années 60, qu'ont débuté les études expérimentales sur la pollution du ruissellement pluvial urbain (on peut tout de même signaler que certaines études ont été menées dès la fin du 19^e siècle sur ce sujet par des hygiénistes français).

Ces études, bientôt suivies d'expérimentations en Europe, étaient de type exploratoires : l'objectif principal était une meilleure définition des sources de la pollution du ruissellement urbain, et une estimation des ordres de grandeur des rejets des réseaux par temps de pluie.

Les premières études concernaient principalement les rejets des déversoirs d'orage de systèmes unitaires. On s'est par la suite intéressé aux parties amont des réseaux, et particulièrement aux phénomènes ayant lieu sur les bassins versants afin d'identifier et de quantifier les sources de pollution.

Progressivement est aussi apparu le besoin de transcrire les connaissances acquises sous forme de modèles mathématiques, ou de tenter de caler ou de valider ces modèles avec des données expérimentales.

Ces campagnes d'étude, relativement nombreuses, ont révélé un manque de fiabilité des mesures, et surtout un manque de normalisation des protocoles expérimentaux. Il était donc difficile, voire impossible, de comparer les résultats de ces expérimentations entre eux, ou d'utiliser les résultats à d'autres fins que celle de l'étude les ayant générés (pour valider des modèles par exemple).

Vers la fin des années 70, ces problèmes, et la prise de conscience que le ruissellement pluvial urbain pouvait faire l'objet de stratégies de gestion des réseaux d'assainissement, ont motivé

dans un certain nombre de pays des campagnes d'étude d'ampleur nationale (expérimentations à l'échelle nationale, ou rassemblement de résultats d'étude déjà acquis). Les campagnes de ce type les plus connues sont le Nationwide Urban Runoff Program aux USA (1978-1983), et la campagne française de 1980-82.

L'objectif de ces études était double :

- s'affranchir de la spécificité du site de mesure en multipliant les sites.
- déterminer ou faire le bilan des connaissances sur les caractéristiques de la pollution des rejets urbains par temps de pluie et les processus en jeu.

Ces campagnes ont réellement permis de clarifier les connaissances en matière de pollution du ruissellement pluvial urbain, et de redéfinir les axes de recherche dans ce domaine.

Actuellement on s'accorde à définir trois types de campagnes expérimentales différents :

- campagnes locales, voire régionales, spécifiques en vue de l'aménagement d'un site.
- campagnes de mesure pour le calage et la validation d'outils de simulation existants. La principale difficulté réside dans la définition de protocoles expérimentaux reproductibles.
- campagnes expérimentales dont le but est de faire avancer la connaissance sur les phénomènes. Ces campagnes concernent le bassin versant mais aussi, et de plus en plus, le réseau d'assainissement lui même.

Le type de campagnes de mesure a évolué durant ces 20 à 30 années : on est progressivement passé d'études générales visant à identifier les principaux facteurs de pollution du ruissellement pluvial urbain et à donner des ordres de grandeur des flux, à des études plus fines des caractéristiques de cette pollution (paramètres hydrodynamiques des particules, répartition des polluants entre les formes dissoutes et particulaires, microbiologie), et des phénomènes en jeu (production, transport et transformation des polluants dans les bassins versants urbains).

D'autre part, des efforts de regroupement des données disponibles ont été menés dans plusieurs pays. Parmi ceux-ci on peut citer la constitution d'une base de données française (Qastor) sur la qualité des rejets urbains par temps de pluie.

Tout ceci a permis de constituer une première base de connaissances que nous présentons, synthétiquement dans les trois parties suivantes consacrées respectivement :

- aux caractéristiques et impacts possibles de ces rejets sur le milieu récepteur ;
- à la description des processus de formation et de transfert de cette pollution ainsi qu'à leur modélisation ;
- aux moyens de lutte curatifs et préventifs à mettre en oeuvre aux différents niveaux du cheminement de l'eau en milieu urbain.

2 Caractérisation et impacts des RUTP sur le milieu récepteur

2.1 Flux de pollution

2.1.1 Evaluation des flux et comparaison aux rejets de temps sec.

Généralités La question de l'importance de la pollution urbaine par temps de pluie par rapport aux autres formes de pollution peut être abordée de différentes manières. Pour procéder à des comparaisons ayant un sens, il faut considérer deux aspects : la nature de la pollution et la durée sur laquelle porte la comparaison.

Polluant	Rejets annuels	Type de site		
		Séparatif	Séparatif pollué	Unitaire
MES	tonne	17-200	41-680	25-14100
	kg/ha act	1000-7400	1700-6700	1200-4400
	mg/l	160-460	240-400	240-670
DCO	tonne	10-150	20-410	14-15200
	kg/ha act	670-5200	1200-7400	1050-4200
	mg/l	80-320	180-470	350-570
DBO5	tonne	1.5-15	3.8-120	5.9-6500
	kg/ha act	100-520	240-1400	780-1500
	mg/l	13-130	35-120	90-270

TAB. 1 – *Domaine de variation des masses annuelles totales et ramenées à la surface active, et des concentrations moyennes annuelles*

La nature de la pollution a son importance selon qu'elle est à effet immédiat ou de type cumulatif. Pour la pollution à effet immédiat on s'intéressera aux charges de polluants par événement alors que pour la pollution cumulative on s'intéressera aux charges annuelles. De ce fait, il faut donc faire attention aux bases de temps utilisées pour les comparaisons.

Les données et les résultats présentés dans ce paragraphe, proviennent d'une base de données sur la qualité des rejets urbains par temps de pluie constituée au CERGRENNE avec l'aide financière de l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Les calculs ont été effectués à partir de 17 sites aux caractéristiques variées : 7 sites séparatifs de surface active entre 12 et 30 ha, 4 sites séparatifs pollués de surface active entre 16 et 200 ha, et 6 sites unitaires de surface active entre 8 et 4600 hectares.

Ordre de grandeur des flux annuels Les masses annuelles ont été établies à partir de mesures couvrant en moyenne une année. Durant ces années, les valeurs manquantes de masses par événement ont été reconstituées par des équations de régression établies sur les mesures disponibles.

Les résultats obtenus sont resumés dans le tableau 1. Ils mettent en évidence que, en règle générale, les eaux unitaires sont plus chargées que les eaux pluviales. On peut cependant observer que les différences entre sites sont plus importantes que les différences entre types de réseau.

Ordre de grandeur des flux par événement pluvieux Pour avoir un ordre de grandeur des masses qui peuvent être rejetées pendant un événement pluvieux important, on a extrait de chaque campagne de mesures la masse rejetée la plus grande qui a été mesurée.

Le tableau 2 synthétise les résultats obtenus. Ces ordres de grandeur ne sont qu'indicatifs, et les différences dans les résultats sont en grande partie le reflet des différences entre les événements mesurés. En effet, les événements qui ont apporté les plus fortes masses de pollution sur les différents sites étudiés présentent des caractéristiques très différentes et il est impossible de leur affecter des périodes de retour, en terme de qualité des effluents. Par conséquent ils ne sont pas comparables d'un site à un autre. Ils constituent néanmoins des ordres de grandeur à prendre comme première référence.

Polluant	Rejets les plus polluants	Type de site		
		Séparatif	Séparatif pollué	Unitaire
MES	kg	1500-10500	2300-16200	1500-144000
	kg/ha act	80-550	80-180	24-190
	mg/l	645-3800	780-2500	740-1800
	% M an	6-27	2-8	1-17
DCO	kg	840-3800	1100-17400	580-165000
	kg/ha act	56-310	15-215	32-75
	mg/l	500-1500	900-2700	840-1100
	% M an	5-28	5-10	2-5
DBO5	kg	175-580	160-7700	55-62300
	kg/ha act	8-90	10-39	7-31
	mg/l	50-750	250-820	250-480
	% M an	5-15	5-10	2-5

TAB. 2 – *Domaine de variation des masses par événement les plus grandes, totales et ramenées à la surface active, des concentrations moyennes par événement les plus grandes et de la masse la plus grande ramenée à la masse annuelle.*

Comparaison aux rejets urbains par temps Les valeurs présentées dans les paragraphes précédents sont a priori importantes. C'est en comparant à d'autres apports réputés pour être perturbateurs pour les milieux récepteurs, que l'importance de la pollution des rejets urbains par temps de pluie peut être reconnue et confirmée. Pour illustrer une telle comparaison, nous utilisons les concentrations moyennes du tableau 1 et les masses par événement du tableau 2 que nous appliquons à des villes théoriques possédant les caractéristiques données dans le tableau 3.

Les résultats obtenus figurent dans le tableau 4. Ils montrent que :

- le rapport entre la masse annuelle de pollution rejetée par temps de pluie par les réseaux d'assainissement urbains et celle rejetée par les stations d'épuration varie entre 0.6 et 10 pour les MES, entre 0.2 et 7 pour la DCO et entre 0.2 et 3.5 pour la DBO5.
- le rapport des masses rejetées au cours d'événements pluvieux assez importants (période de retour = 6 mois à 1 an) aux quantités rejetées en 1 jour, par une station d'épuration, est plus impressionnant. Il varie entre 5 et 156 pour les MES, entre 2 et 250 pour la DCO et entre 1.5 et 63 pour la DBO5.

Les résultats seraient d'ailleurs encore plus défavorables pour d'autres indicateurs comme les métaux lourds et les hydrocarbures, présents à des concentrations beaucoup plus fortes dans les eaux de ruissellement que dans les eaux usées domestiques et industrielles.

D'autres études (Waller et Hart, 1985) ont pris en compte les nutriments. Elles semblent indiquer par contre que les nutriments apportés par les eaux usées prédominent par rapport à ceux que véhicule le ruissellement pluvial urbain.

Il est cependant important de préciser les deux points suivants :

- tous les calculs ont été faits avec un rendement épuratoire de 80 % pendant 100 % du temps. Ces chiffres ne sont donc que prospectifs, et il y a également beaucoup à faire pour équiper toutes les collectivités locales françaises de stations d'épuration présentant ces performances.
- Dans le tableau 4, les masses rejetées par temps de pluie au cours des événements pluvieux les plus chargés sont plus faibles en réseaux unitaires par rapport à celles des réseaux séparatifs. Ces résultats, issus de la base de données française sur la pollution des rejets urbains

Caractéristiques des sites		
Surface totale	100 ha	
Coefficient d'imperméabilisation	20 - 50 %	(Saget, 1994)
Densité de population	40 - 350 hab/ha	(Saget, 1994)
Volumes d'eaux usées	100 - 300 l/jour/habitant	(SIAAP,1994, Boistard, 1992)
Concentration moyenne d'eaux usées de temps sec	MES : 100-500mg/l	(Degrémont 1989 ; Saget 1994 ; Philippe et Ranchet 1987)
	DCO : 200-1000mg/l	
	DBO5 : 100-500 mg/l	
Rendement station d'épuration	80 %	
Hauteur précipitée moyenne annuelle	600-1000mm	

TAB. 3 – *Caractéristiques des sites utilisées pour calculer les rejets théoriques de différents systèmes*

Systèmes	Masses annuelles (tonnes)			Masses rejetées à court terme (kg) ^a		
	MES	DCO	DBO5	MES	DCO	DBO5
Séparatifs (E.P.)	20-230	10-160	2-65	1600-27500	1100- 15500	20-4500
Unitaires (E.U.+E.P.)	30-330	40-280	10-135	500- 9500	600- 3700	100- 1500
E.U. de temps sec	15-1900	30-3800	15-1900	16-9500	12-9500	8-5300
STEP	3-380	6-760	3-380	3.2-1900	2.4-1900	1.6-1100

TAB. 4 – *Comparaison théorique des rejets de différents systèmes (E.P. Eau Pluviale ; E.U. Eaux Usées ; STEP sortie après traitement d'une station d'épuration)*

^a masses véhiculées par les événements les plus chargés sur les différents sites de la base de données française sur la qualité des rejets urbains par temps de pluie, masses par jour pour les E.U. de temps sec et à la sortie de la station d'épuration en supposant un rendement de 80 %.

par temps de pluie, concernent des événements de caractéristiques différents. Ils ne signifient en aucun cas que la pollution dans les réseaux unitaires est moins importante que celle dans les réseaux séparatifs.

2.1.2 Répartition des charges polluantes à l'intérieur d'un événement pluvieux : notion du premier flot d'orage

Généralités La notion de premier flot suppose que la première fraction du volume écoulé contient la plus grande part de la pollution transportée au cours d'un événement pluvieux. Mais, que signifie « la première fraction » ou « la plus grande part » ? Pour le moment il n'existe pas de définition rigoureuse de ces termes. Les enjeux sont pourtant importants puisqu'il s'agit de déterminer la taille des ouvrages de traitement des rejets urbains par temps de pluie, et plus particulièrement celle des bassins de stockage-décantation. En effet, si le premier flot, c'est-à-dire la première fraction du volume écoulé, contient la plus grande part de la charge polluante transportée au cours d'un événement pluvieux, il suffira d'intercepter le volume correspondant au premier flot pour intercepter la majeure partie de la pollution et protéger efficacement le milieu naturel.

valeur du paramètre b		zone	écart de $M(V)$ par rapport à la bissectrice	
$b < 1$	$0 < b \leq 0.185$	1	écart positif	fort
	$0.185 < b \leq 0.862$	2		moyen
	$0.862 < b \leq 1.000$	3		négligeable
$b > 1$	$1.000 < b \leq 1.159$	4	écart négatif	négligeable
	$1.159 < b \leq 5.395$	5		moyen
	$5.395 < b < +\infty$	6		fort

TAB. 5 – Tableau 5 : caractéristiques des courbes $M(V)$ en fonction du paramètre b

Définition et quantification du premier flot (Bertrand Krajewski et Chebbo, 1995) L'évolution des flux polluants par temps de pluie à l'aval d'un réseau d'assainissement est décrite par deux courbes : l'hydrogramme $Q(t)$ et le pollutogramme $C(t)$, en notant Q le débit et C la concentration. Pour permettre une étude comparative des évolutions des flux polluants pour différents événements pluvieux, une représentation adimensionnelle des phénomènes est nécessaire. Cette représentation consiste à tracer la courbe donnant l'évolution de la charge polluante cumulée divisée par la charge polluante totale en fonction du volume cumulé divisé par le volume total, on note ce type de courbe $M(V)$.

Toute courbe $M(V)$ peut être représentée par une fonction puissance du type :

$$F(X) = X^b \quad (1)$$

définie sur l'intervalle $[0,1]$, et telle que $F(0) = 0$ et $F(1) = 1$. Il est très facile de déterminer la valeur du paramètre b par une corrélation linéaire puisque l'équation 1 peut s'écrire :

$$\log(F(X)) = b \log(X) \quad (2)$$

La valeur du paramètre b caractérise l'écart entre la courbe $M(V)$ et la bissectrice, qui représente le cas où la concentration est constante en cours d'écoulement ($b = 1$). Afin de classer les courbes $M(V)$, on définit 6 zones en fonction de b (Figure 1 et tableau 5).

L'étude de la distribution des courbes $M(V)$ permet d'évaluer la fréquence du premier flot 30/80 définie comme le rapport entre le nombre de courbes $M(V)$ caractérisées par un premier flot ($0 < b < 0.185$) sur le nombre total de courbes $M(V)$ sur une longue durée (supérieure à 6 mois), pour un site et un polluant donnés. Seule une campagne de mesures comprenant de nombreux événements pluvieux permet d'établir le fuseau des courbes $M(V)$ et d'en déduire expérimentalement la fréquence d'apparition du premier flot.

Geiger (1984) a montré, sur le bassin versant unitaire de Munich-Harlaching (540 ha) où 662 événements pluvieux ont été mesurés entre 1977 et 1981, qu'un premier flot défini simplement par un écart de 0.2 entre la courbe $M(V)$ et la bissectrice, ne se produisait que dans 25% des cas en ce qui concerne les MES, et dans seulement 15% des cas pour les autres paramètres de pollution. A partir des données de la base QASTOR sur la pollution des rejets urbains de temps de pluie, le paramètre b a été calculé pour 197 événements pluvieux sur 6 sites séparatifs et 6 sites unitaires de caractéristiques différentes (Saget et Chebbo 1995). Le Tableau 6 indique la répartition des courbes $M(V)$ pour les paramètres MES et DBO5 dans les 6 zones de courbes $M(V)$. Le phénomène de premier flot 30/80 apparaît dans 1% des cas, ce qui est très rare.

Indépendamment des sites b peut être représenté sous la forme d'une distribution cumulée. Les résultats pour le polluant MES sont indiqués les figures 2 et 3 respectivement pour les sites

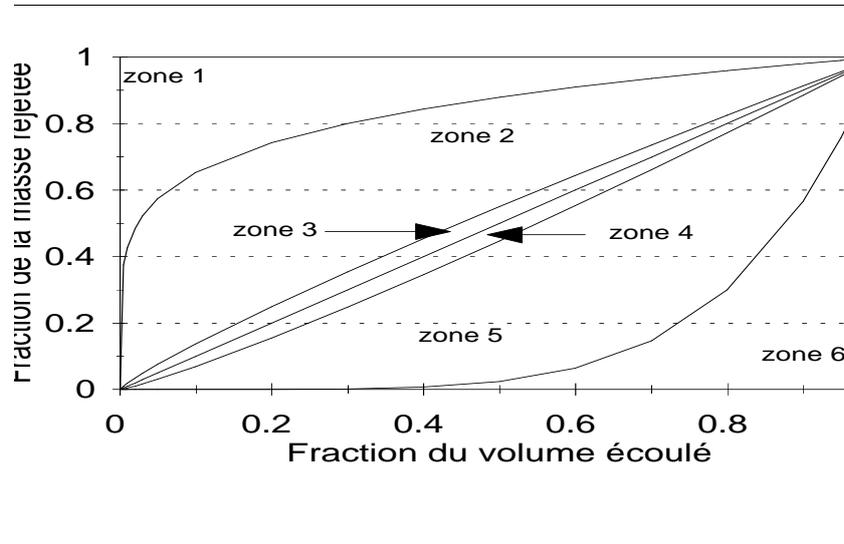


FIG. 1 – Zones des courbes $M(V)$ en fonction du paramètre b

paramètre	site	pourcentage d'événements dans la zone						Nombre total d'événements
		zone 1	zone 2	zone 3	zone 4	zone 5	zone 6	
MES	séparatif	1	66	14	11	8	0	80
	unitaire	0	33	32	25	9	0	117
DBO5	séparatif	0	82	9	5	4	0	77
	unitaire	0	57	25	15	2	0	91

TAB. 6 – distribution des courbes $M(V)$ en MES pour 197 événements pluvieux sur 14 sites différents

	sites séparatifs		sites unitaires	
	b	V80	b	V80
$M(V)_{max}$	0.152	0.23	0.274	0.44
$M(V)_{90}$	0.414	0.58	0.702	0.73
$M(V)_{50}$	0.726	0.74	0.935	0.79
$M(V)_{10}$	1.114	0.82	1.131	0.82
$M(V)_{min}$	2.023	0.90	1.506	0.86

TAB. 7 – valeurs de b et de V80 pour les courbes $M(V)$ en MES caractéristiques

séparatifs et unitaires. A partir de cette distribution, le Tableau 7 indique, pour chaque type de site, les valeurs de b et de V80 (V80 est la fraction du volume total correspondant à 80 % de la masse polluante cumulée) correspondant aux courbes $M(V)$ caractéristiques suivantes :

- la courbe $M(V)_{max}$: courbe $M(V)$ supérieure, avec la valeur de b minimale
- la courbe $M(V)_{90}$: courbe au-dessous de laquelle se situent 90 % des courbes $M(V)$
- la courbe $M(V)_{50}$: courbe de part et d'autre de laquelle se situent 50 % des courbes $M(V)$
- la courbe $M(V)_{10}$: courbe au-dessous de laquelle se situent 10 % des courbes $M(V)$
- la courbe $M(V)_{min}$: courbe $M(V)$ inférieure, avec la valeur b maximale.

Ces courbes $M(V)$ caractéristiques sont représentées dans les figures 4 et 5. On observe ainsi que dans 90 % des cas pour les six sites séparatifs étudiés, 80 % de la masse polluante sont transportés dans plus de 58% du volume écoulé. De même, dans plus de 50 % des cas, 80 % de la masse polluante sont transportés dans plus de 74 % du volume écoulé. Pour les 12 sites étudiés, les valeurs de b sont plus faibles pour les réseaux séparatifs que pour les réseaux unitaires, ces derniers présentant 80% des courbes $M(V)$ en MES proches de la bissectrice. Les résultats sont similaires pour les polluants DBO5 et DCO, mais avec des valeurs de b très légèrement inférieures à celles obtenues pour les MES. L'étude des valeurs du paramètre b montre qu'elles peuvent être très différentes d'un événement pluvieux à l'autre. Il n'est donc pas possible de remplacer les courbes $M(V)$ pour un bassin versant donné par une courbe moyenne unique sans perdre une grande quantité d'information. Une autre conclusion importante est que l'étude de la répartition des charges polluantes requiert une grande quantité de mesures expérimentales pour pouvoir obtenir un fuseau de courbes $M(V)$ représentatif.

On notera que les valeurs de b sont plus faibles pour les réseaux séparatifs que pour les réseaux unitaires.

Conclusion sur le premier flot A la vue de résultats précédents les conclusions suivantes s'imposent :

Une quantification précise du phénomène de premier flot, puis son application à des données réelles, montre que c'est un phénomène rare, trop rare pour pouvoir établir à partir de son existence une stratégie efficace de lutte contre la pollution des rejets urbains par temps de pluie.

Par ailleurs, il est indispensable de disposer de mesures sur un grand nombre d'évènements pluvieux pour étudier les courbes $M(V)$ site par site et dimensionner les ouvrages de traitement.

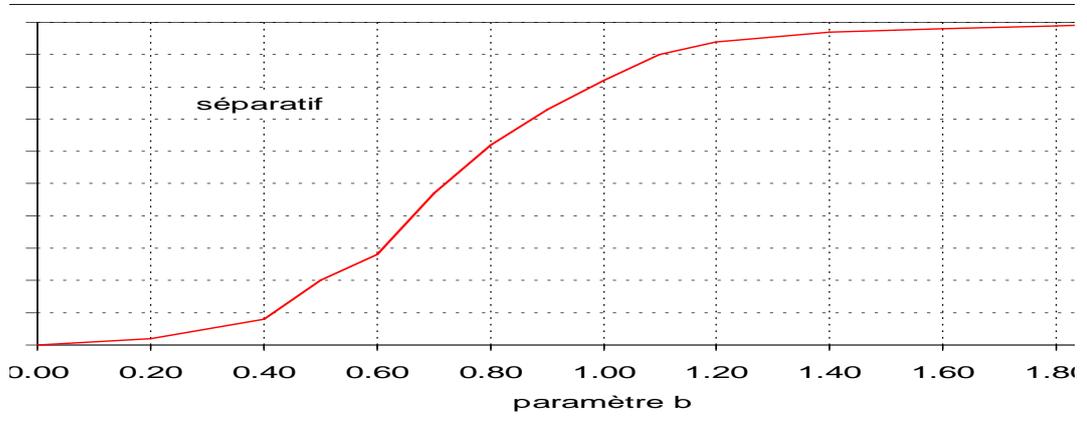


FIG. 2 – *Distribution cumulée du paramètre b des courbes $M(v)$ en MES pour 6 sites séparatifs*

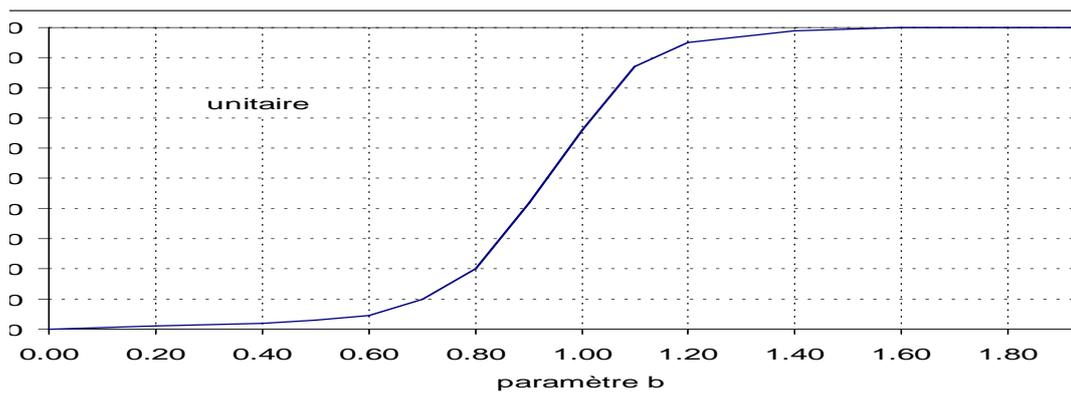


FIG. 3 – *Distribution cumulée du paramètre b des courbes $M(v)$ en MES pour 6 sites unitaires*

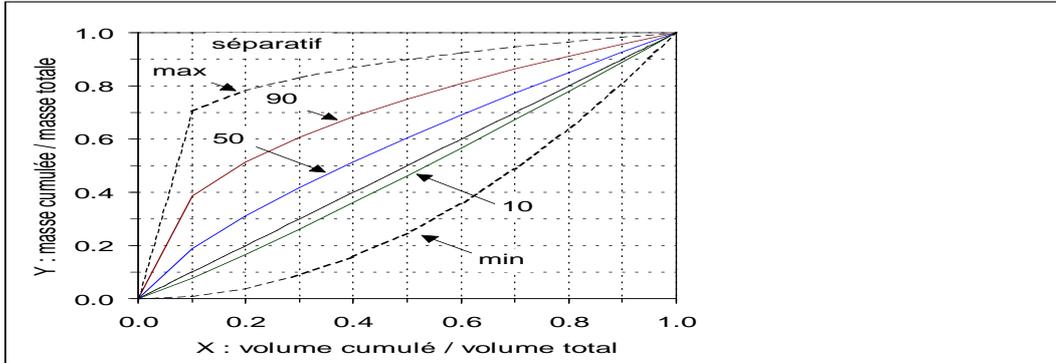


FIG. 4 – Courbes $M(V)$ caractéristiques en réseau séparatif

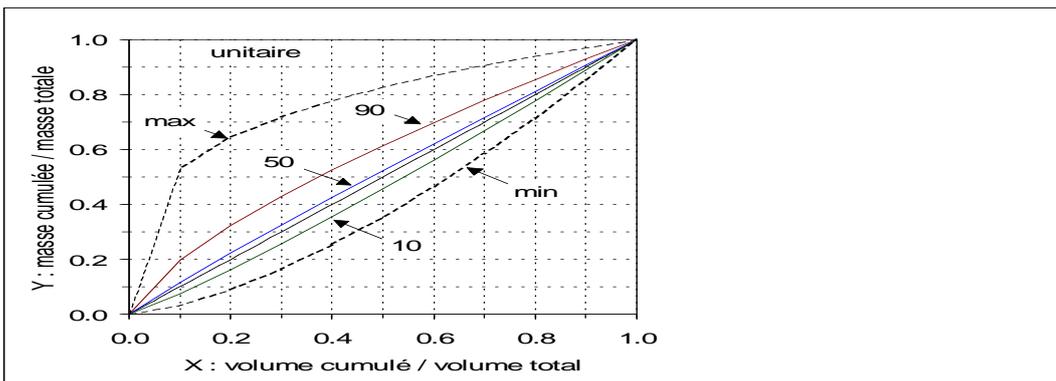


FIG. 5 – Courbes $M(V)$ caractéristiques en réseau unitaire

Site	n ^a	Paramètres de pollution				
		DCO	DBO ₅	NTK	HC	Pb
BEQUIGNEAUX (Pluvial, Bordeaux)	4	84-89%	77-95%	57-82%	> 86 %	79 - 96 %
LA MOLETTE (surverse d'unitaire, Seine-Saint-Denis)	1	88 %	83 %	48 %	-	99 %
Collecteur 13 (unitaire Marseille)	1-3	83 - 92 %	91 %	70 - 80 %	82 - 99 %	> 99 %

TAB. 8 – Pollution fixée sur les particules solides (en % de la pollution totale)

^a Notations : n : nombre de pluies étudiées ; DCO : Demande Chimique en Oxygène ; DB05 : Demande Biologique en Oxygène ; NTK : Azote Kjeldhal ; HC : Hydrocarbures totaux ; Pb : Plomb

2.2 Nature de la pollution

2.2.1 Pollution particulaire et pollution dissoute

Le tableau 8 montre la répartition entre fraction de la pollution pluviale fixée sur les solides (taille supérieure à 0,45 μm) et fraction dissoute, à l'aval d'un réseau pluvial, dans un collecteur unitaire et dans des surverses unitaires. Dans tous les cas, la pollution particulaire est nettement dominante à l'exception de l'azote Kjeldhal. Ce résultat essentiel est encore plus marqué pour les micropolluants : 93 % des PCB d'après Marsalek (Marsalek, 1985) , 90 % des HAPs, 97 % du Benzopyrène, 85 % du fluoranthène d'après Hermann et Kari (Hermann & Kari, 1990) sont fixés sur les particules en suspension.

Les solides constituent donc le principal vecteur de la pollution des rejets urbains par temps de pluie, à l'exception de l'azote Kjeldahl. Cependant, les pourcentages indiqués dans le tableau 8 peuvent être revus à la baisse dans le cas de grands émissaires unitaires recevant peu d'apports intermédiaires. Il peut en effet se produire que le début de la crue soit en bonne partie composé des eaux usées de temps sec qui étaient dans le réseau lorsqu'il a commencé à pleuvoir. C'est ce qui semble résulter d'un certain nombre d'observations à Paris, à l'aval des collecteurs de Clichy et Asnières , ainsi qu'à Bruxelles.

2.2.2 Solides des rejets urbains par temps de pluie

Ils sont constitués de particules fines et sont transportés en suspension pour l'essentiel. 70 à 80% (en masse) des particules ont un diamètre inférieur à 100 μm , tandis que le diamètre médian D₅₀ est de l'ordre de 30 à 40 μm .

Les particules les plus fines ($D < 100\mu\text{m}$) sont agglomérées. C'est ce que semblent indiquer, d'une part des mesures sur échantillons exposés à des ultrasons, d'autre part la comparaison entre vitesses de chute observées et théoriques (formule de Stokes, qui lie la vitesse de chute de la particule à sa masse volumique et son rayon).

Les résultats sur les mesures granulométriques sont homogènes d'une ville à une autre et, pour une même ville, d'un site unitaire à un site séparatif. Les particules sont néanmoins légèrement plus grossières en réseau unitaire. On constate que plus l'événement pluvieux est important, plus la proportion de particules grossières est élevée.

Réseaux	V ₂₀ (m/h)	V ₅₀ (m/h)	V ₈₀ (m/h)
pluviaux	0.73 - 2.4	5.5 - 9.0	22 - 55
unitaires	0.06 - 1.3	13.7 - 11.0	123 - 53

TAB. 9 – : Vitesses de chute (en n -i/h) des solides des rejets urbains par temps de pluie

La masse volumique moyenne est supérieure à 2.20 g/cm^3 dans les réseaux strictement pluviaux et comprise entre 1.70 et 2.20 g/cm^3 en réseau unitaire. Les particules fines ($D < 100 \mu\text{m}$) ont une masse volumique plus élevée. Ceci dénote peut-être la présence d'une fraction organique plus importante dans les particules grossières.

La vitesse de chute médiane (V_{50} seuil tel que 50 % de la masse des particules chutent moins vite) varie entre 4 et 11 m/h. Par contre, V_{10} (représentant des rendements de décantation de 90%) est hautement variable. Ceci a de fortes implications car les valeurs de référence pour la conception des décanteurs destinés à la dépollution sont les indicateurs V_{10} ou V_{20} plutôt que V_{50} et l'amplitude de leurs variations se répercutera directement sur celles des dimensions à prévoir.

Dans le tableau 9 nous résumons les plages de variations observés pour les valeurs V_{10} ou V_{20} plutôt que V_{50}

2.3 Impacts sur le milieu récepteur

2.3.1 Les grands types d'impact

On distingue plusieurs grands types d'impacts des rejets urbains de temps de pluie sur les milieux récepteurs, ils peuvent être classés d'après les fonctionnalités du système écologique qu'ils affectent ou en fonction de leurs échelles de temps (Chocat et al., 1994, Borchardt, 1993). Nous avons cherché à synthétiser ces typologies dans un tableau croisé (voir tableau 10). Les processus et la gravité des impacts résumés dans ce tableau sont décrits dans les paragraphes suivants. Tous ces types d'impacts sont possibles à la fois pour les surverses de réseau unitaire et pour le ruissellement urbain séparatif strict, cependant ils seront plus importants dans le cas des surverses d'unitaire, à volume rejeté égal, en ce qui concerne les matières organiques et les bactéries pathogènes. On notera enfin qu'aucun de ces impacts n'est spécifique des rejets urbains de temps de pluie. Leur spécificité réside dans la conjonction de deux caractéristiques aggravantes : ce sont des rejets importantes en termes de flux annuels, mais concentrés en de courtes périodes.

Les caractéristiques du milieu récepteur constituent la troisième entrée à ce tableau. Elles sont tout à fait fondamentales, mais si complexes qu'il n'était pas possible de les représenter. Les caractéristiques physiques globales du milieu comme son temps de séjour ou le rapport de dilution entre les rejets et le débit sont bien entendu les premières caractéristiques à prendre en compte. Il n'est pas question, par exemple, de parler de risques d'eutrophisation dans un milieu où le temps de séjour est insuffisant pour que les algues puissent se développer.

Mais d'autres caractéristiques plus difficiles à appréhender ont également une grande importance, elles sont en général influencées par les aménagements qui ont été apportés à la rivière et à son bassin. Par exemple, les désoxygénations seront plus accentuées dans une rivière eutrophe (Mouchel, 1993), trop riche en phytoplancton (il n'y a d'ailleurs même pas besoin d'un rejet pour provoquer des mortalités piscicoles dans certains cours d'eau hypereutrophes). Dans une rivière chenalisée, la survie des poissons sera rendue plus difficile en cas de crise par l'absence de zones refuge (Boet et al., 1994). La sédimentation des matières particulières dans une rivière est très souvent complètement modifiée par les aménagements hydrauliques. Krejci et al. (1994) insistent sur la nécessité de concevoir des stratégies de contrôle des rejets urbains de temps de pluie en

prenant en compte les caractéristiques du milieu naturel. Il n'existe pas de stratégie unique ; telle stratégie valide dans telle situation pourra devenir complètement inefficace ailleurs :

- le problème posé par les rejets urbains de temps de pluie n'est pas nécessairement le même d'un site à un autre (voir tableau 10 en ce qui concerne la variabilité des types d'impact), et ne pas demander les mêmes efforts de réduction (réduction du flux annuel ou réduction nécessaire des flux jusqu'à une certaine période de retour, action spécifique sur les plus gros points de rejet...)
- l'amélioration de la qualité d'un site, surtout en milieu urbain où le potentiel écologique original du milieu aquatique est en général largement entamé, peut demander d'autres actions que la réduction des rejets (aménagement des berges, restauration d'un régime hydraulique adapté à l'écosystème...). Ainsi une stratégie isolée de diminution des RUTP pourra ne pas avoir les résultats escomptés en termes de qualité du milieu récepteur.

Echelles de temps	Effet toxique dans le milieu	Eutrophisation	Risques pour la santé humaine	Modification physique du milieu
Quelques heures à quelques jours	Désoxygénation faisant suite à la dégradation des matières organiques (MO) apportées par les RUTP		Déversement dans le milieu de microorganismes pathogènes pour l'homme d'origine humaine ou animale. Risques pour la baignade	Choc hydraulique. provoquant l'érosion de sédiments potentiellement contaminés. Relargage d'ammonium, de métaux toxiques, consommation d'oxygène
	Toxicité due à l'ammoniac, directement apportée par les rejets ou produite au cours de la dégradation des MO. Toxicité aiguë due à des micropolluants.			
Quelques jours à quelques semaines, éventuellement plus en fonction du temps de résidence dans le milieu récepteur		Apport excessif de phosphore (éventuellement d'azote) provoquant un excès de croissance d'algues ou de macrophytes.	Contamination de plus longue durée par des microorganismes pathogènes retenus dans le sédiment	
			Contamination de mollusques destinés à la consommation humaine.	
Echelle saisonnière ou annuelle, si la dynamique du milieu permet le stockage des polluants	Toxicité chronique, sédiments contaminés, impropres au développement de certaines espèces.	Constitution d'un stock de sédiments trop riches en phosphore		Apports de sédiments très riches en M.O., modification du milieu benthique, croissance de macrophytes.

TAB. 10 – Les grands type d'impacts sur le milieu récepteur

polluant	concentration des eaux de pluie (mg/l)
pH	4 à 7
MES	5 à 70
DCO	8 à 27
P Total	0.02 à 0.37
NO3	0.5-4.4
S04	4.8 à 46.1
Na	0-5 à 2
Cu	0-5 à 2
Zn	0.05 à 0.38
Pb	0.03 à 0.12

TAB. 11 – *Intervalle de variation de la concentration de quelques paramètres de pollution dans les eaux de pluie.*

3 Les processus de formation et de transfert de la pollution et leur modélisation

3.1 Les origines

3.1.1 Généralités

La circulation de la pollution en zone urbaine comporte principalement trois étapes :

- la traversée de l’atmosphère
- le ruissellement sur le bassin versant
- l’écoulement en réseau d’assainissement

Nous allons étudier la contribution de ces trois ensembles à la l’élaboration d ela pollution des rejets de réseaux d’assainissement urbains par temps de pluie.

3.1.2 Pollution des eaux de pluie atteignant les surfaces urbaines

La pollution atmosphérique conditionne la formation de la pluie. Sans l’ensemencement créé par les poussières atmosphériques, les gouttelettes d’eau ne parviendraient pas à fusionner pour atteindre une masse suffisante et arriver jusqu’au sol.

Il est donc normal que - contrairement aux idées reçues l’eau de pluie soit impure !

Jusqu’à un passé récent, l’alimentation de l’atmosphère terrestre en particules et en aérosols divers était le fruit de grandes causes naturelles : le vent, les incendis et les éruptions volcaniques. Depuis un siècle et demi, l’homme est venu assister Dame Nature dans cette tâche.

De façon globale, on estime généralement que 15 à 25 % de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement est directement imputable à la pollution de l’eau de pluie. Cette proportion peut même être plus forte pour certains produits, comme par exemple les sels ammoniacaux et les métaux lourds. De plus, le caractère très acide de certaines pluies (pH < 4.5) est susceptible d’augmenter leur agressivité vis-à-vis des matériaux sur lesquels elles ruissellent.

En ce qui concerne le niveau de concentration eh hydrocarbures, il peut être élevé, pouvant atteindre des valeurs supérieures à 1 mg/l, mais les apports météoriques ne représentent qu’un assez faible pourcentage de la pollution après ruissellement. Le tableau 11, fournit quelques fourchettes de concentrations pour plusieurs polluants.

3.1.3 Dépôt et accumulation des polluants sur les surfaces urbaines pendant les périodes de temps

Les contaminants qui se déposent pendant les périodes de temps sec ont des origines multiples. Ils peuvent être endogènes, c'est-à-dire provenir de la ville elle-même, ou exogènes, et parcourir de très grandes distances avant de se déposer sur les sols urbains. De la même façon, les polluants produits par la ville peuvent s'en échapper et aller se déposer à des distances considérables. Par exemple, le Plomb, issu de la combustion de l'essence des véhicules, diffuse sur toute la planète et l'on en trouve des concentrations non négligeables jusque dans les glaces de l'arctique ou de l'antarctique.

Sauf cas exceptionnels où la pollution peut provenir de l'extérieur de la ville du fait des transports atmosphériques, il apparaît que le bilan entre les flux de polluants importés et les flux exportés est généralement favorable aux sources urbaines, dont on peut proposer la typologie suivante :

La circulation automobile Les véhicules constituent l'une des sources directes principales pour un grand nombre de polluants. C'est le cas en particulier pour les Hydrocarbures (huiles et essence), le Plomb (essence), le caoutchouc (usure des pneumatiques), et différents métaux provenant de l'usure des pneus (Zinc, Cadmium, Cuivre) et des pièces métalliques (Titane, Chrome, Aluminium,...).

L'érosion des sols et les chantiers L'érosion des sols en période de temps sec, soit par l'action du vent, soit par l'action mécanique des roues des véhicules constitue une source importante de matières en suspension. Cette pollution est généralement minérale et inerte ; elle peut cependant, dans certains cas, contenir des agents actifs (par exemple du goudron). Les masses accumulées peuvent être fortement augmentées par la présence de chantiers. La circulation automobile constitue donc une source indirecte par l'érosion des voiries qu'elle nécessite.

L'industrie La part de l'industrie dans la pollution des sols urbains est bien évidemment variable. Elle dépend des types d'activité et de leur situation par rapport à la ville. Notons, comme nous l'avons déjà souligné ci-avant, que les transports atmosphériques peuvent entraîner certains produits sur de très longues distances. L'origine industrielle est généralement citée pour les métaux (Plomb, Cadmium, Zinc), pour certains résidus pétroliers ainsi que pour de nombreux micro-polluants organiques (solvants en particulier).

Les déchets solides Le terme générique " déchet " désigne tout ce que l'homme jette, volontairement ou involontairement, à la surface des sols et des rues. Ces déchets révèlent de multiples aspects. Les " pratiques de nettoyage des rues étant plus ou moins efficaces, une partie est entraînée par les eaux de ruissellement. Plus graves sont, parfois, les rejets accidentels ou délibérés (huiles de vidange de moteurs, nettoyage de places de marchés,...) dans les réseaux d'assainissement pluvial ou unitaire.

Les animaux Aux déchets vus ci-avant, il convient d'ajouter les déjections des animaux divers, qu'ils soient domestiques ou en liberté, dont la prolifération peut poser de sérieux problèmes (plusieurs millions de chiens et de chats vivent dans des foyers français).

La végétation La végétation urbaine produit des masses importantes de matières carbonées, plus ou moins facilement biodégradables (en particulier feuilles mortes à l'automne, fleurs, graines,

source de pollution	paramètres de pollution				
	MES	DCO	DB05	HC	Pb
Eaux de ruissellement	56	45	23	49	63
Eaux usées	20	33	55	37	9
Dépôt dans le réseau	24	22	22	14	28

TAB. 12 – *proportion massique (exprimée en %) de pollution annuelle apportée par les eaux usées, le lessivage des surfaces urbaines et par la remise en suspension des particules en dépôt dans le réseau unitaire*

pollen, brindilles,...). Cette source de pollution est également à l'origine indirecte d'apports en Azote et en Phosphate (engrais), ainsi qu'en produits organo-chlorés (pesticides, herbicides).

3.1.4 Les diverses contributions dans le réseau

Dans les réseaux strictement séparatifs (qui sont, du moins pour les réseaux pluviaux, plus souvent un idéal qu'une réalité), les pertes ou les apports de pollution dans le réseau ne peuvent être liés qu'à des sédimentations ou des remises en mouvement de particules déposées à l'occasion de pluies précédentes ou après intrusion par les bouches-avaloirs par temps sec, accidentellement ou non. On reste « entre soi », il s'agit toujours d'apports de surface. Dans les réseaux unitaires (ou pas très strictement séparatifs), il convient de prendre en compte deux autres types de contributions :

- l'apport des eaux usées domestiques et industrielles reçues par le réseau pendant le ruissellement ou qui y étaient à son début. Il peut être évalué assez directement à partir de la connaissance des débits correspondants et de la qualité des eaux de temps sec (en prenant en compte d'éventuelles décantations se produisant par temps sec et non par temps de pluie) ;
- la remise en mouvement des dépôts accumulés dans le réseau.

Sur une base annuelle et avec des hypothèses hardies mais permettant d'utiliser les données disponibles issues de séries de mesures sur des bassins strictement pluviaux et unitaires, (Chebbo, 1992) a proposé les proportions apparaissant dans le tableau 12

Pour les pluies moyennes à fortes, la part des eaux usées domestiques et industrielles devient négligeable, par contre celle des dépôts peut atteindre, en MES, de 30 % à 45 %, cette contribution-ci apparaissant très organique (Bachoc, 1992).

3.2 Les processus de formation et de transfert de la pollution et leur modélisation

3.2.1 la nécessité d'acquérir une vision globale du cycle des eaux pluviales

Dans les sections précédentes, nous avons illustré l'importance et la spécificité des rejets urbains par temps de pluie et donné quelques éléments concernant les origines de cette pollution. Tous les sites ne peuvent être cependant instrumentés finement. Aussi, dans un objectif de conception et gestion des systèmes d'assainissement, il apparaît donc tout à fait primordial de pouvoir disposer d'une vision globale du cycle des eaux pluviales en milieu urbain, intégrant tout à la fois ses aspects quantitatifs et qualitatifs, cette vision permettant d'interpréter, suppléer ou extrapoler les mesures. C'est cette vision que nous nous efforcerons de présenter dans les sections suivantes, en décrivant la succession des différents phénomènes régissant la qualité des rejets urbains par temps de pluie. Chaque site constituant un cas particulier, la description que nous allons faire sera nécessairement une idéalisation et correspondra, en fait à une analyse du système à étudier.

Après avoir vu les difficultés intrinsèques à cette description globale, nous procéderons, étape par étape, à une présentation des phénomènes, et à la manière dont on peut les décrire sous la forme de relations quantitatives.

Ces relations constituent la première étape de l'élaboration d'un modèle mathématique. Nous nous livrerons alors à un rapide examen des outils existants dans ce domaine, et de leur évolution depuis une vingtaine d'années.

Enfin, nous tâcherons de prendre un peu de recul sur ces outils, et nous verrons notamment s'ils concordent avec les résultats expérimentaux récents.

3.2.2 Objectifs de la modélisation

Avertissement : Dans la suite de ce texte, nous regrouperons sous le seul nom de modélisation les concepts d'approche globale et de modélisation. En effet, l'approche globale correspond en fait à une conceptualisation du fonctionnement, ce qui est précisément le contenu de l'approche de modélisation. La modélisation va peut être un peu plus loin, puisqu'elle se propose de décrire ensuite ce "fonctionnement conceptuel" de manière quantitative et de constituer pour l'utilisateur un outil l'aidant dans son activité habituelle.

Comme généralement dans l'étude du milieu naturel, la modélisation constitue un outil pouvant apporter une aide dans deux directions :

- l'amélioration des connaissances que l'on a d'un système ;
- la gestion du système.

Les modèles de la première catégorie sont en fait des modèles de recherche, sorte de laboratoires numériques avec lesquels on cherchera à vérifier différentes hypothèses de fonctionnement du milieu. Généralement ces outils sont relativement spécifiques, et s'intéressent à des échelles de temps et d'espace très réduites. Ils sortent de l'objectif de ce document.

La seconde catégorie de modèle a pour objectif de proposer au gestionnaire, dans le cas d'un réseau existant, un outil qui pourra l'aider dans la compréhension des réactions de son système dans certaines conditions, et à évaluer l'impact de certains événements pluvieux. Dans le cas d'un réseau en cours de conception ou de planification, le modèle, utilisé en mode prédictif, pourra permettre de comparer différentes solutions techniques, sur le plan des quantités rejetées sur un événement pluvieux ou sur des périodes plus longues (une année par exemple).

Deux grands types d'outils peuvent alors être envisagés :

les outils en temps réel pour minimiser l'impact des rejets sur le milieu récepteur. Ce type d'outil correspond encore à un objectif à atteindre. Quelques tentatives sont actuellement en cours (Villeneuve, 1991), mais il s'agit plus de modèles basés sur des réseaux de mesures en continu et l'utilisation de modèles hydrauliques plutôt que sur une représentation conceptuelle des phénomènes liés à la qualité de l'eau.

les outils en temps différé qui représentent la majorité de l'existant, et sur lesquels nous nous focaliserons par la suite.

Les domaines d'application de ces outils peuvent être très variables dans le temps et dans l'espace :

échelle d'un grand bassin versant ou de plusieurs bassins

Plusieurs échelles de temps peuvent être attachées à cette échelle d'espace :

- les "longues périodes", typiquement une année.

Les modèles de cette catégorie chercheront à évaluer les flux de pollution apportés au milieu récepteur sur une période regroupant plusieurs événements pluvieux, dont la distribution statistique obéit si possible à des valeurs réellement observées.

- les “*courtes périodes*” : Il s’agira là de suivre un événement pluvieux particulier, soit passé (qui pourra éventuellement permettre une validation du modèle), soit de projet, pour l’aide à la conception des systèmes d’assainissement.

à une échelle plus locale (sous bassin ou petit bassin versant).

Les modèles peuvent alors apporter une aide à l’estimation de masses de polluants susceptibles d’être entraînées par un événement pluvieux, ou préciser certains mécanismes de transports dans des sites particuliers.

Il importe de rappeler qu’un modèle ne doit être considéré que comme un outil et non comme un oracle. Il est donc nécessaire de spécifier les objectifs que l’on veut atteindre, et de voir ensuite comment un modèle, et quel type de modèle, permettrait d’y aboutir. En particulier l’existence d’un modèle n’évitera jamais la collecte de données sur site, compte tenu des nécessaires opérations de calage et de validation du l’outil.

Cet état de fait est valable pour de nombreux modèles touchant le milieu naturel. On peut toutefois noter que si, dans de nombreux domaines, il a existé un développement parallèle des outils de recherche et de gestion, dans le domaine des réseaux d’assainissement, il y a eu principalement développement des outils de gestion, utilisant parfois des formulations hasardeuses, en tout cas rarement vérifiées *in situ*.

3.3 Description du système

Dans cette partie, nous nous intéresserons à la description des phénomènes liés à un événement pluvieux. Les modèles travaillant sur de longues périodes doivent être considérés comme une suite d’événements pluvieux individuels, entrecoupés de durées de temps sec de longueurs variables.

Le système que l’on va chercher à décrire peut être caractérisé par la multiplicité des milieux qu’il intègre et par la multiplicité des échelles de temps et d’espace qu’il doit prendre en compte. Là se situe une des principales difficultés de ces modèles et la source de la nécessité, qui apparaît ensuite, d’introduire des formulations empiriques dans la description d’un certain nombre de relations.

3.3.1 Multiplicité des milieux

Le système à décrire doit permettre de suivre le cycle urbain d’une goutte d’eau, en terme de cinétiques, depuis la traversée des basses couches atmosphériques, jusqu’à son arrivée dans le milieu récepteur, ainsi que les différentes interactions (physiques, physico-chimiques, voire biologiques) de cette goutte d’eau avec les différents milieux traversés.

Ainsi, principalement, on devra traduire le comportement de l’eau sur **le bassin versant** du point de vue hydraulique (transformation pluie débit) et du point de vue des échanges avec les polluants déposés sur le sol, puis le transport en **réseau d’assainissement**. Compte tenu de la part prépondérante des matières particulaires (**Chebbo**, 1992) dans la pollution rejetée au milieu naturel, la description de leur comportement sera essentielle. Elle devrait prendre en compte les échanges avec les dépôts présents au fond des canalisations et les possibilités de cinétiques d’échanges des polluants entre phase particulaire et dissoute (spécialement pour les micropolluants).

La sortie de ce système est constituée par le milieu naturel dont la description n’est généralement pas couplée à celle du réseau d’assainissement.

3.3.2 Multiplicité des échelles

En liaison avec les différents milieux traversés, mentionnés ci-dessus, différentes échelles de temps et d’espace apparaissent dans la description des phénomènes.

Echelles d'espace Elles vont d'un milieu à deux dimensions que constitue le bassin versant, souvent pris en compte globalement, par unités de quelques hectares à quelques dizaines d'hectares, jusqu'à la particule de quelques microns en suspension au sein de l'écoulement, en passant par la dimension linéaire des réseaux.

Echelles de temps Elles varient de plusieurs jours ou plusieurs dizaines de jours, qui correspondent aux durées de temps sec qui précèdent l'événement pluvieux, à la minute ou à la dizaine de minutes caractéristiques de la pluie et des débits qui en résultent, voire moins si l'on intègre des cinétiques intéressantes par exemple des métaux lourds dont certaines fractions peuvent s'échanger rapidement entre phases dissoute et particulaire (**Lebreton & Thévenot, 1992**).

3.3.3 Les variables d'état du sous-système de qualité

Un premier type de variable d'état sera constitué par les matières en suspensions (MES), dont le rôle de vecteur de pollution a déjà été largement souligné.

D'autres descripteurs de la pollution comme la DBO et la DCO sont aussi d'un intérêt certain pour évaluer l'impact de rejets sur le milieu récepteur, en particulier la désoxygénation. Toutefois, ces variables intègrent un très grand nombre de composés. La prise en compte de ces variables, dont le gestionnaire est familier, se traduira généralement comme la somme d'une fraction dissoute et d'une fraction liée aux MES. Toutefois certains auteurs ne prennent en compte que la fraction particulaire (**Bujon, 1988**).

Les nutriments indicateurs potentiels de l'eutrophisation (N_{total} et P_{total}) sont aussi parfois pris en compte. Selon les auteurs, ces espèces sont considérées soit entièrement sous forme particulaire (**Bujon, 1988**), soit comme une pondération entre une fraction particulaire et une fraction dissoute (**Osborne & Payne, 1991**).

Enfin, la prise en compte de micro-polluants peut être envisagée dans certains modèles laissant à l'utilisateur la possibilité de définir ses propres variables d'état (**Osborne & Payne, 1991**). Cependant, et en anticipant sur la suite, l'absence de prise en compte de cinétiques d'échanges entre fraction particulaire et fraction dissoute limite l'intérêt de cette approche.

3.3.4 Conclusions

La description globale du système constitue un exercice très complexe, qu'il importe d'essayer de simplifier. La première des démarches consistera à préciser les variables d'état du système, et ensuite à décomposer ce dernier en deux sous-systèmes :

le sous-système hydraulique qui correspond à la description des phénomènes liés au transport de l'eau. Ce sous-système est un sous-système physique, relativement bien connu, et déjà abondamment modélisé (**Desbordes, 1987**), (**Kovacs, 1988**). Il est, de plus, dominant, c'est à dire qu'il influencera le second sous-système, que, dans un premier temps, nous pourrions considérer comme n'ayant pas d'influence sur le comportement du premier sous-système. Nous ne reviendrons pas de manière détaillée sur les différents modèles utilisés pour la modélisation de la transformations pluie-débit et de l'écoulement en réseau.

le sous-système qualité qui correspond à la description des variables et des phénomènes décrivant la qualité des eaux. Son comportement dépendra de celui du sous-système hydraulique.

3.4 Typologie des modélisations des rejets urbains par temps de pluie

Classiquement (**Bertrand-Krajewski, 1992**), deux grandes catégories de modèles existent dans la modélisation des rejets urbains par temps de pluie : les **modèles statistiques** et les **modèles**

conceptuels (nous considérons que, compte tenu des gammes d'échelles à prendre en compte et dont nous avons déjà parlé, il ne peut exister de véritables modèles mécanistes des rejets urbains par temps de pluie).

La première catégorie a pour objectif de décrire les relations existantes entre différentes variables mesurées sur un site. Ces modèles présentent l'avantage de pouvoir mettre en évidence des relations, de pouvoir les quantifier et éventuellement de pouvoir donner une distribution de probabilité en réponse à une question donnée. Ils ont pour inconvénients de ne pas avoir de caractère général, c'est à dire que le domaine d'application des relations obtenues sur un site reste souvent limité à ce site. Ils constituent une méthode riche d'exploitation des données et souvent une étape préliminaire à l'élaboration d'outils conceptuels. Plusieurs études basées sur des résultats de campagnes de mesures ont utilisées les modèles statistiques (Servat, 1984), (Hemain, 1985). Ces travaux ont permis de mettre en évidence des jeux de variables pertinentes pour décrire à la fois l'accumulation des polluants sur le bassin versant et la masse entraînée à l'exutoire d'un bassin versant. Même si elles n'ont pas de justification théorique les relations obtenues ont pu servir de base à des formulations utilisées dans certaines étapes des modèles conceptuels. Nous reviendrons dans la description de ce second type de modèles sur les résultats de ces études statistiques.

Dans la catégorie des modèles conceptuels, sur la base des deux sous-systèmes décrits précédemment et des variables d'état retenues par le modèle, il est possible de définir une typologie des modèles des rejets urbains par temps de pluie (Gaume, 1992b).

3.4.1 Classification suivant la modélisation du cycle de l'eau

Représentation conceptuelle du cycle de l'eau Une représentation du cycle de l'eau en milieu urbain (d'après (Gaume, 1992a)) est présentée en figure 6. Cette représentation met en évidence deux grands types de mécanismes différents. Le premier intéresse le bassin versant et concerne la transformation pluie-débit, le second l'écoulement dans le réseau.

Classification des modèles Deux grands types de modélisation conceptuelle sont liés à la représentation précédente.

Les modèles "hydrologiques"

On considère dans cette approche que le bassin versant et le réseau d'assainissement qui le draine ne forment qu'une seule entité. On ne cherchera à décrire ni la géométrie du réseau, ni son écoulement, mais l'on considérera une seule fonction de transfert entre la pluie et l'exutoire du bassin versant. Cette fonction, généralement prise sous la forme d'un ou d'une cascade de réservoirs linéaires, nécessite d'être calée sur le site étudié. Cette approche présente l'avantage de minimiser le nombre de descripteurs du réseau et donc le nombre de paramètres. Elle présente l'inconvénient de ne donner aucune information sur ce qui se passe réellement dans le réseau.

Les modèles hydrologiques hydrodynamiques

Les modèles de cette catégorie, qui est la plus répandue, distinguent le fonctionnement de chaque bassin ou sous-bassin, et la transformation pluie-débit qui s'y opère, et le fonctionnement hydraulique dans le réseau, sur lequel de nombreux modèles d'écoulement plus ou moins complexes peuvent être appliqués. Ces modèles décrivent certes, le fonctionnement de chaque partie du système mais nécessitent une excellente connaissance *a priori* de celui-ci.

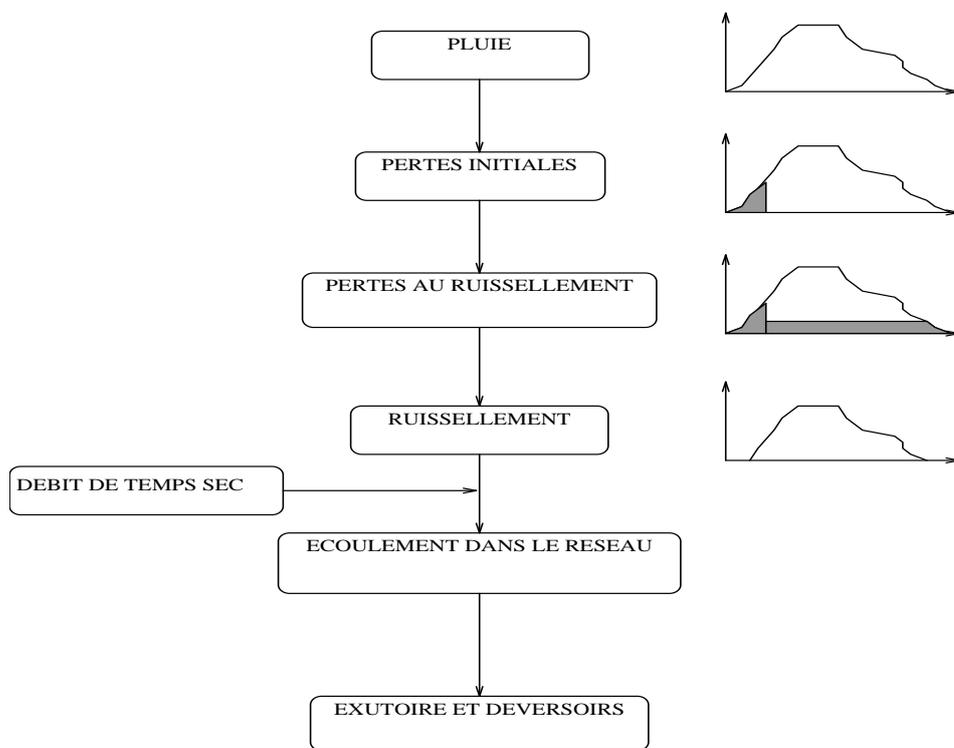


FIG. 6 – Représentation conceptuelle du cycle de l'eau

3.4.2 Classification suivant la modélisation de la qualité

La représentation conceptuelle de l'évolution de la qualité de l'eau au cours de son parcours en zone urbaine est schématisée dans la figure 7 d'après (Gaume, 1992b). Sur la base de cette représentation, trois grands types de modèles se dégagent :

les modèles à concentration constante

On suppose dans ces modèles que toutes les variables d'état de la qualité de l'eau sont transportées à concentration constante par l'écoulement. Il s'agit donc de modèles d'advection de polluants.

les modèles calculant un pollutogramme sur chaque sous-bassin

Ces modèles mettent en oeuvre des formulations d'accumulation et de mobilisation des polluants, principalement des solides, sur les bassins et sous-bassins étudiés. Les complexités des formulations sont variables mais elles introduisent environ une dizaine de paramètres à caler.

les modèles avec transport solide

Ces outils utilisent des formulations du transport solide dans les réseaux. Nous verrons ultérieurement les questions que cette utilisation peut poser.

Cette classification n'est pas étrangère à une classification par objectif. Il apparaît en effet que les modèles simples du premier type se prêteront bien à des simulations de longue durée, dont l'objectif par exemple peut être la prédiction de flux annuels, tandis que les modèles de catégories 2 et 3, plus lourds mais aussi plus riches, seront plus adaptés à une simulation événementielle.

3.4.3 Typologie résultante et conclusions

Sur la base de cette double caractérisation, nous pouvons proposer une typologie (voir figure 8) pour les modèles de qualité des rejets urbains par temps de pluie (Gaume, 1992b).

- Pratiquement toutes les cases de ce tableau sont occupées. Il ne semble donc pas exister de relation entre la complexité de la description de la modélisation du débit et celle de la qualité.
- Il n'apparaît pas non plus, dans cette représentation, d'évolution chronologique visible dans une direction. Ceci est évidemment en liaison avec les objectifs de ces outils qui ne sont pas pris en compte dans cette classification. On peut aussi penser qu'un tel éparpillement montre qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de consensus sur le type de modélisation à adopter, et que plusieurs voies sont encore en cours d'exploration.

3.5 Les mécanismes majeurs et leur description

Dans ce paragraphe, nous allons détailler la signification de chacune des étapes qui apparaissent dans la figure 7, en exprimant certaines des formulations classiquement utilisées dans la littérature.

Les matières dissoutes sont en fait véhiculées par l'eau et n'impliquent pas *a priori* de traitement particulier dans les modèles. L'originalité de ces outils vient de la manière dont ils tentent de prendre en compte la matière particulaire. Nous nous limiterons donc dans notre description à ces aspects. De même, comme il a été indiqué précédemment, les descriptions des phénomènes hydrauliques ne seront pas rappelées ici.

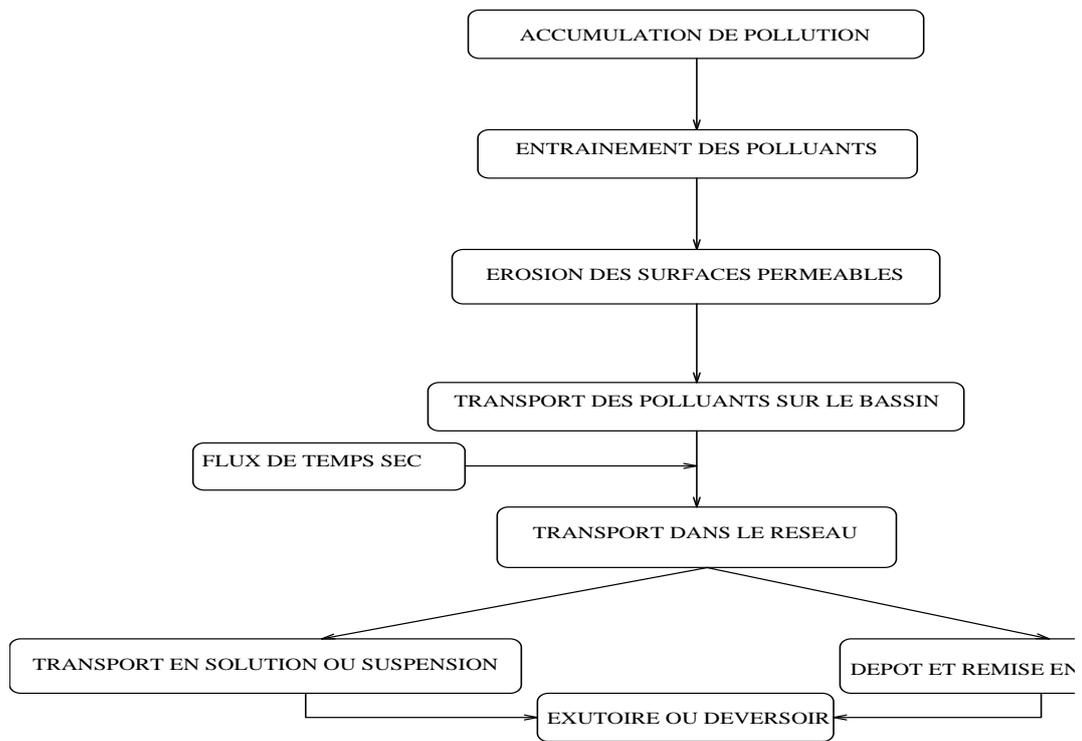


FIG. 7 – Représentation conceptuelle de l'évolution de la qualité des eaux par temps de pluie

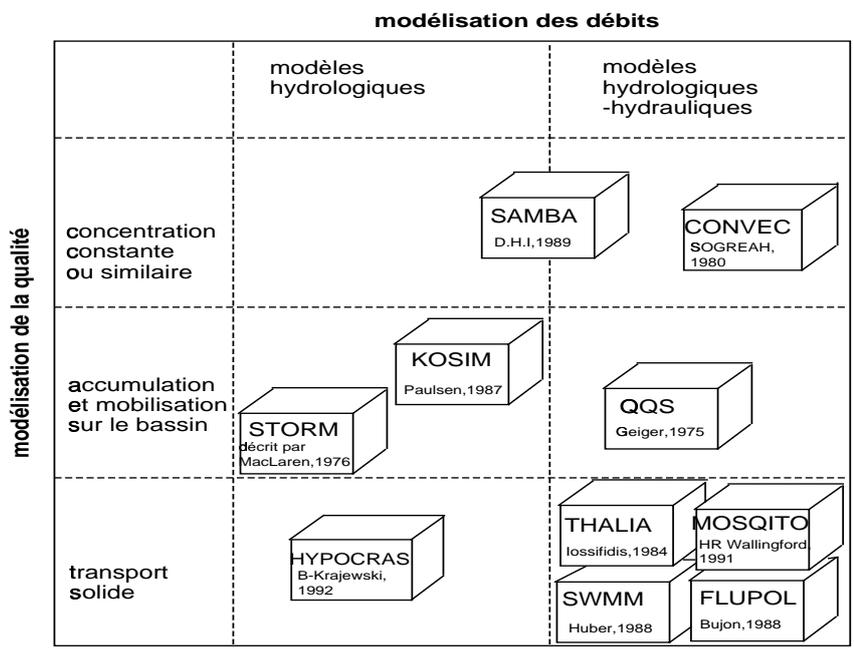


FIG. 8 – Typologie des logiciels existants

3.5.1 Accumulation sur le bassin versant

L'idée de base des formulations utilisées est de relier la masse de polluant disponible sur la surface du bassin versant à la **durée de temps sec** précédant l'événement pluvieux, et à l'**occupation du sol**.

Ainsi, un des résultats des modèles statistiques évoqués précédemment est de proposer la formulation suivante :

$$M_d = f_{ac} \cdot DTS \quad (3)$$

où :

M_d	représente	la masse disponible au début de l'averse	(kg/ha)
DTS		la durée de temps sec	(jours)
f_{ac}		facteur d'accumulation	(kg.jour ⁻¹ .ha ⁻¹)

L'avantage de cette formulation est sa simplicité, et le fait qu'elle ne fait intervenir qu'un seul paramètre. Il est cependant apparu que, dans certains cas, cette formulation ne donnait pas satisfaction et que M_d tendait vers une valeur limite. Ainsi, des formulations à comportement asymptotique sont apparues :

$$\frac{dM_d}{dt} = f_{ac} - K \cdot M_d \quad (4)$$

où K représente un coefficient de disparition des polluants (jour⁻¹).

Cette formulation, proposée initialement dans le SWMM (**Alley & Smith**, 1981) à la suite des travaux de Sartor et Boyd (**Sartor et al.**, 1974), a été reprise dans de nombreux autres modèles dont FLUPOL (**Bujon**, 1988). Elle intègre deux paramètres qui dépendent des caractéristiques d'occupation du bassin versant.

D'autres formulations de type asymptotique peuvent être trouvées dans la littérature. Ainsi la dernière version de SWMM (**Huber & Dickinson**, 1988) laisse à l'utilisateur le choix entre une formulation exponentielle comme celle exposée ci-dessus ou une formulation de type Michaëlis-Menten, c'est à dire :

$$M_d = \frac{f_{ac} \cdot DTS}{T_0 + DTS}$$

Cette variété dans les formulations suffit à en cerner l'empirisme. En fait les paramètres utilisés ne sont jamais calés directement à partir de mesures, mais dans le cadre d'un calage global du modèle. C'est donc une liberté très importante qui est donnée là au modélisateur, puisque f_{ac} varie dans la littérature d'un facteur nettement supérieur à 10 ((**Bertrand-Krajewski**, 1992) rapporte une gamme variant de 0.3 à 25). On peut aussi noter que cette formulation considère comme homogène un bassin qui ne l'est vraisemblablement pas.

Le modèle Mosquito (**Osborne & Payne**, 1991) se distingue de tous les autres en ce sens qu'il ne modélise pas les processus d'accumulation par temps sec. Ainsi, sauf précision de la part de l'utilisateur, la masse mobilisable et emportée lors d'une pluie est illimitée.

3.5.2 Entraînement sur le bassin versant

Il est très difficile de décrire de manière mécaniste la mobilisation des polluants accumulés sur le bassin versant par les masses d'eau. Notons qu'elle peut être décomposée en deux processus :

- le lessivage des particules à la surface ;
- l'entraînement vers le réseau.

Parmi les nombreux paramètres pouvant jouer un rôle sur ces processus (intensité, hauteur et durée de la pluie, intensité maximale sur une certaine durée de la pluie, caractéristiques des parti-

cules, caractéristiques topographiques,...), les études statistiques ont permis de mettre en évidence les plus sensibles :

- l'intensité de la pluie (sur 5 minutes) ;
- la hauteur de la pluie.

Les formulations conceptuelles représentent en fait une mathématisation de ces résultats statistiques. Certaines regroupent les deux processus mentionnés auparavant (**Bertrand-Krajewski, 1992**), d'autres les détaillent (**Bujon, 1988**), en considérant d'une part une mobilisation exponentielle des particules, en fonction de la masse disponible à la surface du bassin versant, d'autre part un transfert vers le réseau bâti sur le modèle du réservoir linéaire utilisé pour effectuer la transformation pluie-débit.

Ainsi, le SWMM propose :

$$\frac{dM_d}{dt} = -K_e \cdot i(t) \cdot M_d \quad (5)$$

où : K_e représente un coefficient d'entraînement des polluants (mm^{-1})
 $i(t)$ l'intensité de la pluie (mm/h)

L'évolution de la masse de polluant entraînée à la surface du bassin versant s'écrit alors :

$$M_e(t + \Delta t) = M_d(t) \cdot [1 - \exp -K_e \cdot i(t + \Delta t) \Delta t] \quad (6)$$

où $M_e(t + \Delta t)$ (en kg/ha) représente la masse entraînée au temps $t + \Delta t$.

Toutefois, une mauvaise estimation de M_e a été constatée en cas d'événement pluvieux très faibles ou très forts (respectivement surestimation et sous-estimation des masses entraînées). Les concepteurs de SWMM ont corrigé ce défaut en introduisant dans la formule 6 une fonction correctrice dépendant de l'intensité (de la pluie nette) :

$$M_e(t + \Delta t) = K' \cdot M_d(t) \cdot [1 - \exp -K_e \cdot i(t + \Delta t) \Delta t] \quad (7)$$

où $K' = f(i(t))$ représente un coefficient correctif (jour^{-1}). Ce raffinement apparaît très empirique.

Dans SWMM, K' est, en gros, une fonction puissance de l'intensité. Les concepteurs du modèle suggèrent d'adopter un exposant négatif pour les composés dissous (ce qui permet de rendre compte d'une décroissance des concentrations quand le débit ruisselé augmente), un exposant compris entre 0.5 et 2 (le plus souvent 1) pour les solides.

D'autres formulations utilisent des processus markoviens ou des lois statistiques, dont les paramètres deviennent des paramètres de calage. Les "rating curves" qui relient la masse entraînée au débit sont un cas particulier de ces relations statistiques. Elles sont très utilisées dans certains modèles (**Huber & Dickinson, 1988**).

Flupol (**Bujon, 1988**) applique la formule d'entraînement (7) aux MES, K' étant une fonction linéaire de l'intensité. Les solides sont ensuite transférés vers le réseau via un réservoir linéaire, de même caractéristique (lag-time) que celui utilisé pour la transformation pluie-débit. Notons que ceci revient à rajouter un décalage dans le temps entre la remobilisation des polluants et leur introduction dans le réseau.

Les flux de DBO_5 , DCO, Azote Kjeldahl (NTK) à l'exutoire du bassin versant sont supposés proportionnels aux flux de MES. Le coefficient de proportionnalité (K_p) dépend de l'intensité maximale sur 5 minutes (i_{mx5}) de la pluie ($K_p = a \cdot (i_{mx5} - c)^{-b} + d$). Il diffère suivant le polluant considéré. La décroissance de K_p quand i_{mx5} croît permet de transcrire l'idée selon laquelle les pluies les plus intenses entraînent plus facilement des particules de forte densité, à

prédominance minérale, moins chargées en matières organiques carbonées ou azotées (**Bujon & Herremans, 1990**).

Mosquito (**Osborne & Payne, 1991**) utilise une formulation plus sophistiquée et en théorie plus mécaniste (**Price & Mance, 1978**) que celle de SWMM, puisqu'elle distingue l'érosion par les gouttes de pluie et par la lame d'eau ruisselante. Elle prenait également en compte dans une première version l'existence de contraintes critiques pour l'érosion ou la déposition au sein de la lame d'eau ruisselée. Après calage, les termes faisant intervenir ces contraintes critiques sont apparus non-significatifs et ont été supprimés. La formulation finale est :

$$\frac{dM_d}{dt} = a.i(t)^{3/2} - \frac{M_d.q_b}{K.q_b + S_m} \quad (8)$$

q_b	est	le débit ruisselé sur le bassin	$(m^3.s^{-1})$
K		le paramètre du réservoir linéaire utilisé	
où :		pour modéliser la transformation pluie-débit	(s^{-1})
S_m		un paramètre de stockage dans le sol	$(m^3.s^{-2})$

Elle ne permet apparemment pas d'aboutir à des résultats significativement meilleurs que ceux des autres formules.

Mosquito considère l'existence de deux fractions au sein des MES : les fines et les grossières. On considère que les autres paramètres de qualité pris en compte de façon standard (DBO₅, DCO, NH₄) peuvent se trouver sous 3 formes : dissoute, attachés à la fraction grossière des particules, attachés à la fraction fine. Les répartitions des éléments entre ces 3 phases, ainsi que le partage des MES entre fines et grossières, sont des paramètres de calage du modèle. Ses auteurs conseillent d'admettre que NH₄ est uniquement sous forme dissoute.

Certains modèles détaillent les modifications des caractéristiques des MES lors du passage des avaloirs. En effet, une partie des MES est retenue dans les avaloirs et peut être remobilisée lors de ruissellements particulièrement importants. Cette prise en compte ne semble pas apporter d'amélioration sensible du modèle.

3.5.3 Devenir des MES en réseaux

Lorsque les matières en suspension atteignent le réseau, les outils disponibles pour traiter leur devenir dans ce milieu sont beaucoup plus nombreux. En effet, le transport solide est étudié de longue date en hydraulique, et tout naturellement des transferts ont été appliqués entre les deux milieux. Cependant, ces transferts se sont opérés parfois trop rapidement, sans une réelle réflexion sur les caractéristiques spécifiques des réseaux d'assainissement (particules de très petite taille, dotées d'une certaine cohésion, matériel de temps sec différent du matériel en période de pluie, forme des canalisations, caractère transitoire des écoulements ...). La difficulté de la collecte de données en réseau, et l'intérêt relativement récent des scientifiques pour une compréhension "à petite échelle" de leur fonctionnement, n'ont pas encore permis d'aboutir à une formulation tout à fait satisfaisante de ces phénomènes. Aussi, les méthodes retenues dans les modèles sont-elles très nombreuses. Ces méthodes se distinguent les unes des autres, d'une part par la façon dont les solides sont décrits, d'autre part par la modélisation de leur transport, notamment par la prise en compte (ou non) de différents types de transport (suspension et charriage). Les modèles en réseau d'assainissement négligent généralement le transport par charriage (c'est à dire se produisant par glissement ou saltation sur le fond).

Les formulations les plus utilisées pour le transport sont les suivantes :

Critère de Shields (SWMM). *Ce critère calcule un diamètre critique D_c en fonction des caractéristiques de l'écoulement. Toutes les particules d'un diamètre supérieur à D_c se déposeront,*

tandis que celles d'un diamètre inférieur seront entraînées.

$$\frac{\tau}{(\rho_s - \rho) g D_c} = \mathbf{f} \left(\frac{u_* D_c}{\nu} \right) \quad (9)$$

où

- ρ et ρ_s (kg.m^3) sont les masses volumiques, respectivement de l'eau et des solides.
- g (m.s^{-2}) est l'accélération de la gravité.
- τ (N.m^{-2}) est la contrainte de frottement de l'écoulement sur le fond, $\tau = \rho u_*^2$.
- u_* (m.s^{-1}) est la vitesse de frottement de l'écoulement sur le fond ;
 $u_* = \sqrt{g \cdot R_h \cdot J}$, R_h (m) désignant le rayon hydraulique, J (m/m) la pente de la ligne d'énergie ; J est fréquemment supposée égale à la pente de la canalisation considérée, notamment dans le cas où la modélisation hydraulique n'est pas un St-Venant complet.
- ν ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$) est la viscosité cinématique de l'eau.
- \mathbf{f} est une courbe expérimentale établie par Shields ($\simeq 1935$) après de nombreuses expériences *en conduite, en régime permanent et sur des sédiments de granulométrie uniforme*. Dans SWMM, elle est approximée par des morceaux de droite et de parabole.

On notera que ce critère a été essentiellement appliqué, en hydraulique fluviale, à la prévision des transitions entre transport par charriage et dépôt, et concerne a priori des particules relativement grossières. Ce critère s'est révélé également satisfaisant dans un grand collecteur d'assainissement (collecteur 13, Marseille (**Bachoc et al.**, 1995; **Laplace**, 1991)) pour des particules de taille millimétrique. On peut cependant douter de sa validité pour l'estimation des différents états (dépôt, charriage, suspension) de particules plus fines.

Modèle de Velikanov (FLUPOL, HYPOCRAS). Il s'agit d'un modèle *énergétique*. On suppose qu'une fraction de l'énergie de l'écoulement (déterminée par un coefficient de rendement η , baptisé nombre de Velikanov) est consacrée au maintien des solides en suspension. Pour une valeur η du nombre de Velikanov, on peut calculer la concentration correspondante dans l'écoulement, en comparant l'énergie apportée par unité de surface par l'écoulement et la puissance nécessaire au maintien des grains en suspension (laquelle est fonction de leur vitesse de chute et de leur poids sous l'eau) :

$$C = \eta \frac{\rho_s \cdot \rho}{\rho_s - \rho} \frac{U_m}{w} J \quad (10)$$

où U_m désigne la vitesse moyenne de l'écoulement et w la vitesse de chute des particules. En fait, η est supposé varier dans une gamme : $\eta_{min} \leq \eta \leq \eta_{max}$. Ceci permet d'évaluer une concentration minimale et une concentration maximale de particules transportables par l'écoulement.

Pour une canalisation ou un tronçon de canalisation donnée, au temps $t + \Delta t$, on calcule les concentrations minimale et maximale admissibles compte tenu de l'écoulement et on les compare avec la concentration obtenue en prenant en compte uniquement un transfert conservatif par l'écoulement. Si cette concentration est supérieure à la concentration maximale, il y a déposition. Si, au contraire, elle est inférieure à la concentration minimale, il y a remise en suspension d'une fraction des sédiments déposés. Enfin, si la concentration est comprise entre les deux valeurs limites, elle est intégralement transportée.

Ce modèle s'adapte à la prise en compte de plusieurs classes de vitesse de chute. On voit qu'il ne requiert pas forcément une grande connaissance de la courbe granulométrique des

MES. Il présente en outre l'avantage d'une grande simplicité de mise en œuvre. Ses paramètres de calage sont les valeurs η_{min} et η_{max} . On notera que les valeurs calées pour FLUPOL (Bujon & Herremans, 1990), respectivement 0.018 et 0.022 sont très éloignées de celles proposées par Velikanov ($0.0005 \leq \eta_{min} \leq 0.0020$ et $0.002 \leq \eta_{max} \leq 0.007$) (Guichard, 1990), ce qui est compréhensible dans la mesure où Velikanov a développé et appliqué son modèle sur de grands fleuves russes.

La modélisation utilisée dans Mosqito est spécifique. Les concepteurs de ce logiciel ont cherché à décrire de manière fine le comportement des solides dans le réseau. Tout d'abord, les MES peuvent être représentées en différentes classes granulométriques. *Les sédiments déposés* sont eux aussi *décomposés en une couche active*, non cohésive, dont les matériaux ont une densité proche de 1 et une charge polluante importante, *et une couche de stockage* composée de dépôts consolidés, essentiellement minéraux, de densité supérieure à 2 et de charge polluante moindre. *La couche de stockage ne participe au transport que sous réserve que la couche active soit totalement érodée*, et seulement si une contrainte critique (inspirée du critère de Shields) est dépassée. *Le calcul des échanges entre couche active et écoulement est par contre basé sur les formules d'Ackers-White* (Ackers & White, 1973). Ces formules complexes sont basées sur des considérations énergétiques et prennent en compte, si la granulométrie est étalée, d'éventuels phénomènes de masquage ou exposition préférentielle des particules, ainsi que le possible "pavage" des fonds. La version actuelle de Mosqito utilise un modèle hydraulique de type Muskingum-Cunge. Il est prévu d'y substituer un St-Venant complet (SPIDA) et de tenir compte en ce cas de l'influence des dépôts sur l'hydraulique (couplage transport solide-transport liquide). Ces algorithmes sophistiqués de transport solide ne donnent pas encore satisfaction. On note en particulier des problèmes de conservation de la masse, et une énorme sensibilité du modèle aux conditions initiales sur les dépôts en collecteur, notamment à la hauteur initiale de la couche active.

3.6 Conclusions

Les outils que nous avons présentés ci-dessus, et les formulations utilisées, peuvent laisser le lecteur quelque peu sceptique sur leurs possibilités d'utilisation. Après un démarrage rapide dans les années 70, en liaison avec la progression de l'informatique et l'enthousiasme pour ce nouvel outil, un ralentissement dans le développement de ces modèles s'est produit. Force est de constater que peu de connaissances nouvelles ont été intégrées dans les outils de modélisation. On peut leur reprocher plus ou moins la même chose :

- une description hydraulique qui néglige ou minimise le rôle des singularités. Schématiquement, on peut dire que ces singularités conditionnent la pollution rejetée au milieu récepteur de deux façons. D'une part, leur présence permet potentiellement le développement (Bachoc *et al.*, 1995) de gisements de MES riches en matières organiques, gisements susceptibles d'apporter une contribution majeure à la charge polluante des écoulements de temps de pluie. D'autre part, le fonctionnement des déversoirs d'orage "régule" les débits et volumes déversés. Il est essentiel de pouvoir reproduire ces paramètres clés avec une précision acceptable.

La prise en compte de ces singularités risque d'être difficile. Tout d'abord, quantifier leur rôle plus précisément implique probablement des recherches assez fondamentales en mécanique des fluides. A supposer que ces recherches sur un phénomène *local* débouchent, comment pourra-t-on en tenir compte dans une description des réseaux d'assainissement qui doit présenter un certain degré d'intégration spatiale, sous peine d'alourdir des modèles déjà lourds ?

- une description inexacte des solides, de leur rôle de vecteur de polluant, et de leurs caracté-

ristiques physiques (granulométrie, vitesses de chute, ...) ;

- l'utilisation de formulations de transport solide dont rien n'assure que la transposition en réseau d'assainissement soit valide. Ces formulations ont été le plus souvent développées en régime permanent, pour des matériaux de granulométrie uniforme, non cohésifs, généralement beaucoup plus grossiers que ce qu'on rencontre en réseau.
- l'absence d'une validation menée rigoureusement.

Finalement, toutes ces formulations complexes ne sont-elles pas de la "poudre aux yeux"? Ne peut-on pas reprendre les conclusions de travaux menés en hydrologie "générale", à propos des modèles de transports de nitrates (**Kauark-Leite**, 1990), où il apparaît que les résultats de modèles simples à concentration constante, sont aussi pertinents, au sens de critères statistiques classiques, que ceux obtenus avec des modèles beaucoup plus complexes ?

En se basant sur les nouveaux plans d'expérience sur les réseaux d'assainissement, il importe maintenant d'améliorer le contenu scientifique de ces modèles, en réfléchissant, en particulier, sur la signification des représentations conceptuelles qu'ils contiennent, et en intégrant les nouvelles connaissances acquises (**Gaume**, 1992b) .

Cette réflexion doit être menée en parallèle avec une réflexion sur les objectifs des modèles : de quelles informations a-t-on réellement besoin pour prévoir l'impact sur le milieu récepteur et concevoir ou gérer des dispositifs de dépollution ?

De même, est-il pertinent de construire des modèles très complexes pour décrire des polluto-graphes que la mesure ne peut appréhender que par quelques points ? A quoi sert un outil qu'on ne peut valider ?

Malgré toutes ces remarques négatives, il n'en reste pas moins intéressant d'utiliser ces outils de modélisation de manière opérationnelle. Même imparfaits, ils permettent, sous réserve d'un calage soigneux, d'avoir accès aux ordres de grandeur des flux rejetés au milieu récepteur et peuvent fournir un éclairage sur le fonctionnement d'un réseau donné (importance relative des différents bassins versants ou déversoirs, par exemple). Ces éléments d'information sont les premières bases d'une politique de protection du milieu récepteur. Leur emploi doit donc être encouragé, à condition de poser un regard critique sur les résultats.

Par ailleurs, ce n'est qu'en les utilisant qu'on pourra mettre en évidence les défauts des modèles et espérer les corriger.

4 Moyens de lutte

4.1 Généralités

L'amélioration des milieux récepteurs nécessite de plus en plus souvent de prendre en compte l'impact des sujets urbains par temps de pluie alors que, parallèlement, les obligations réglementaires en la matière ont été renforcées. Quand bien même l'urgence du moment n'est pas là, il faut prévoir de traiter le problème de la pollution par temps de pluie dans les schémas d'assainissement. L'expérience montre aujourd'hui que, même si la hiérarchie des causes de dégradation du milieu naturel ne porte pas immédiatement sur le problème, tôt ou tard la question se posera. Cette prise en compte ne doit pas être repoussée à un avenir trop lointain.

L'objet de cette partie est de présenter les différentes solutions à mettre en oeuvre pour diminuer les rejets urbains par temps de pluie. Nous distinguons, dans la suite, deux grandes familles de solutions :

- Actions curatives
- Actions préventives

Les actions curatives consistent à concevoir les systèmes concentrant les flux vers des unités de traitement, par contre les actions préventives visent à réduire à la source les flux de polluants susceptibles d'être mobilisés par temps de pluie.

4.2 Actions curatives

4.2.1 Utilisation des stations d'épurations traditionnelles

Les eaux transférées par temps de pluie dans les réseaux d'assainissement ont un impact important sur le fonctionnement et le rendement des stations d'épuration à boues activées et provoquent des perturbations qui se traduisent par :

- des pics de concentration importants en **MES** dans l'eau traitée ;
- une légère baisse de rendement sur le traitement de la pollution carbonée ;
- une forte baisse, voire un arrêt, de la nitrification avec des pointes en ammonium de plusieurs mg/l en sortie ;
- une chute, légèrement différée, de la dénitrification ;
- un stockage des boues dans le clarificateur et, éventuellement, une fuite de ces boues vers le milieu récepteur ;
- des perturbations plus ou moins graves de la filière boues ;
-

Il est également possible que les épisodes pluvieux aient des conséquences à plus long terme, notamment en provoquant des changements dans l'équilibre des populations bactériennes.

La qualité des eaux traitées est fortement altérée par temps de pluie. La gestion courante consiste le plus souvent à éviter autant que possible les fuites de boues, sans chercher véritablement à optimiser le traitement.

D'autre part, en temps de pluie, le milieu récepteur reçoit tous les rejets directs des déversoirs d'orages situés à l'amont de la station.

L'utilisation des stations d'épuration est sans doute possible par temps de pluie, mais différentes précautions doivent être prises. En particulier, il est indispensable :

- d'avoir une vision globale des systèmes bassins versant + réseau + station d'épuration. En effet, la recherche d'un équilibre entre les différentes techniques disponibles pour traiter les eaux pluviales tout au long de leur parcours est essentielle, avec le souci principal de minimiser l'ensemble des rejets d'un bassin versant sur le milieu récepteur ;
- de passer d'une vision statique ou moyenne du fonctionnement des stations à une vision dynamique des process, aussi bien en temps sec qu'en temps de pluie. Cela devrait entraîner des modifications importantes dans la conception et la gestion des stations.

Trois questions majeures sont donc posées :

- comment améliorer le fonctionnement et la gestion des stations existantes par temps de pluie ?
- comment concevoir et dimensionner les stations d'épurations futures pour qu'elles répondent dans les meilleures conditions aux exigences nouvelles par temps de pluie ?
- dans le cadre global de la gestion des eaux pluviales à l'échelle du bassin versant, quelle est la part de ces eaux qu'il est nécessaire et raisonnable de traiter au niveau des stations d'épurations ?

4.2.2 Utilisation d'ouvrages spécifiques de traitement

Du fait de la dominance de la pollution véhiculée par les particules solides de la bonne décan- tabilité de celles-ci, l'une de nos armes dans la lutte contre cette pollution sera constituée par des ouvrages de décantations.

Ces décanteurs seront de plusieurs types :

- à dominante stockage - décantation de volume assez important mais où on s'efforcera aussi d'optimiser le débit traversier, et de concevoir en conséquence la géométrie et l'hydraulique.
- à dominante traitement au fil de l'eau, où le débit admissible sera optimisé en limitant la distance verticale à parcourir par les particules pour qu'elles soient décantées et où le débit sera convenablement réparti entre unités élémentaires composant l'ouvrage et aussi entre « tranches verticales » des unités élémentaires.
- une combinaison des deux types précédents (au fil de l'eau pour un module de débit maxi- mum correspondant à une période de retour de quelques mois, par exemple, et de stockage- décantation pour une partie du volume excédentaire).

Si la décantation constitue un moyen efficace de lutte contre la pollution, sa mise en oeuvre est cependant difficile. En effet les volumes et les débits d'eau en jeu sont considérables et il est nécessaire de réfléchir aux volumes et débits à traiter.

Ceci exige avant tout de définir les critères d'évaluations de la réduction des effets négatifs sur le milieu récepteur.

Choix des critères pour évaluer la réduction des effets négatifs sur le milieu récepteur Pour dimensionner les capacités de traitement on peut se référer aux trois critères déjà exposés :

- les masses polluantes rejetées sur de longues périodes (un cycle annuel par exemple) signifi- catives vis à vis des effets cumulatifs ;
- les masses polluantes rejetées à l'occasion des événements les plus chargés, significatives vis à vis des effets de chocs immédiats ;
- la fréquence des rejets résiduels plus ou moins importants ;

Estimation des volumes et des débits à traiter L'exploitation de données recueillies à l'aval de quatre bassins versants français strictement séparatifs et de quelques dizaines d'hectares de superficie a permis d'aboutir aux résultats suivants :

- le traitement efficace de la pollution annuelle (impact cumulatif) nécessite des volumes de $100 \text{ m}^3/\text{ha.imp.}$ (cas d'ouvrages à dominante stockage-décantation) et des débits de 15 à 20 l/s/ha.imp. (cas d'ouvrages de traitement au fil de l'eau) ;
- le traitement des événements les plus critiques (effets de choc) nécessite des volumes de $200 \text{ m}^3/\text{ha.imp.}$ et des débits de 75 l/s/ha.imp. ;
- La réduction de la fréquence des événements les plus critiques est satisfaisante avec des volumes de $200 \text{ m}^3/\text{ha.imp.}$ et des débits de 40 l/s/ha.imp.

Il est important de rappeler que ces résultats ne s'appliquent strictement qu'à des bassins ver- sants strictement pluviaux de quelques dizaines d'hectares.

Des études dénominatives sont en cours sur des réseaux unitaires, ou/et sur des bassins versants de plus grande taille pour analyser dans quelle mesure ils peuvent être généralisés. Il est cependant douteux que les ordres de grandeur des volumes et des débits à traiter puissent être réduits de manière significative.

4.2.3 Améliorations du réseau

L'amélioration du réseau est ou doit être une phase primordiale dans la gestion de la pollution due aux rejets de temps de pluie. En effet, la mise en place des solutions précédemment évoquées n'est véritablement efficace que si elle est associée à une mise à niveau des ouvrages de collecte et de transport. Aussi les principales actions permettant au réseau de rendre son plein office seront :

- l'amélioration des déversoirs d'orage : la première action consiste à s'assurer d'une part que les déversoirs ne fonctionnent pas par temps sec et d'autre part qu'il ne rejettent pas d'influents de temps de pluie au milieu naturel avant que les capacités de traitement ou de stockage en réseau ne soient excédées. la deuxième action doit permettre de faire en sorte que lorsque le déversoir d'orage fonctionne, la pollution rejetée soit minimum.
- l'élimination maximum des eaux claires parasites (eaux de nappe, eaux de ressuyage, eaux de refroidissement) par la déconnexion d'apports indésirables ou l'étanchement des tuyaux défectueux.
- Un entretien régulier du réseau, notamment à proximité des zones potentielles de déversement ; cet entretien doit permettre à la fois d'éviter les déversements intempestifs au niveau de certains déversoirs d'orage et de supprimer en partie un stock de pollution pouvant être mobilisé au moment d'une pluie.
- une cohérence hydraulique de l'amont vers l'aval

4.2.4 Actions directes sur le milieu récepteur

Le dernier type d'actions curatives envisageables consiste à agir non sur le rejet mais sur le milieu récepteur lui-même.

Le risque provenant de la rencontre entre un élément vulnérable (le milieu récepteur) et un événement perturbateur (les rejets urbains par temps de pluie) pourra être réduit en diminuant la vulnérabilité du milieu.

Nous avons déjà souligné que les effets de chocs, avaient pour cause les rejets urbains massifs dus aux orages, mais aussi le manque chronique d'oxygène dissous à l'amont des points de rejets.

Différentes stratégies, certainement complémentaires, pourront être envisagées pour diminuer ces effets de chocs :

- soit on limite la demande instantanée en oxygène lors des orages par une politique de diminution des rejets polluants. On se reportera aux autres actions étudiées dans ce paragraphe
- soit on augmente la quantité d'oxygène dissous disponible dans le milieu. Cette dernière forme d'action peut elle-même être mise en oeuvre par différents procédés mécaniques (agitation de l'eau, insufflation d'oxygène, injection d'eau sursaturée en oxygène ...) ou hydraulique (soutien des charges, unités d'aux aux barrages de la navigation...)
- soit on réduit la conséquence des effets de choc sur la faune en installant des zones protégées où les poissons peuvent se réfugier en cas de pollution brutale (gravières, bras secondaires) ou encore en introduisant des espèces piscicoles moins sensibles à la pollution
- soit on répare le milieu récepteur agressé par des campagnes d'alevinage, par des curages au droit et à l'aval des déversements, par des ramassages des flottants

4.3 Actions préventives :

4.3.1 Techniques alternatives au réseau

Ces techniques alternatives aux réseaux d'assainissement consistent à remplacer les solutions tout-tuyaux, par des solutions visant à une gestion locale des eaux de ruissellement

Deux principes peuvent être utilisés : le stockage de l'eau ou son infiltration. Dans les deux cas, les ouvrages seront implantés le plus à l'amont possible.

En pratique, les deux principes sont souvent utilisés simultanément ; il est aussi possible de décrire un ouvrage « alternatif » type comme un ouvrage de stockage, à sec ou en eau, installé au niveau de la parcelle, intégré à la conception architecturale ou urbanistique, et éventuellement susceptible de se vidanger par infiltration.

A titre d'exemple, on peut utiliser des chaussées à structure réservoir. Dans ce cas :

- le corps de la chaussée sert d'ouvrage pour le stockage
- l'eau est introduite soit directement par la surface (revêtement perméable) soit par des drains
- la vidange s'effectue soit vers le sol par infiltration, soit vers le réseau d'assainissement traditionnel

Connaissant la bonne décantabilité des eaux de ruissellement on imagine assez bien que le type de technique puisse limiter la pollution rejetée au milieu naturel

Des mesures faites ces dernières années, font effectivement apparaître des taux de dépollution importants.

Le problème principal posé par ce type de technique concerne l'entretien et l'exploitation des ouvrages. Les deux questions principales auxquelles il est nécessaire de trouver des réponses satisfaisantes sont les suivantes :

- Comment les nettoyer ?
- Que faire des boues et poussières extrêmement chargées que l'on récupère ?

4.3.2 Actions à l'amont des réseaux d'assainissement

Une dernière forme d'actions préventives consiste à agir à l'amont du système d'assainissement. Les actions de ce type sont certes difficiles à mettre en oeuvre car elle ne peuvent être ni décidées, ni appliquées par les gestionnaires de l'assainissement. Elle réclament même parfois des décisions politiques au niveau national, ainsi qu'une adhésion des populations. Pourtant ce type de solutions constitue indéniablement l'avenir et doit être promu dès aujourd'hui.

En allant du local au plus général, on peut citer à titre d'exemple les actions suivantes :

- modification des pratiques locales de nettoyage des rues (fréquence accrue du nettoyage, combinaison balayage-aspiration et lavage) ;
- modification des revêtements de chaussées et utilisation de peinture de sols sans adjuvants toxiques ;
- utilisation moindre et plus réfléchie des produits de déneigement et de déverglacage ;
- contrôle de l'utilisation urbaine (généralement par la collectivité) des engrais, herbicides, pesticides et autres produits phytosanitaires ;
- amélioration de l'efficacité des systèmes de dépollution sur les systèmes industriels producteurs de fumée (en particulier installations de chauffage urbain et d'incinérations des ordures ménagères) ;
- mise en place de mesures incitatives ou réglementaires visant à conduire les industriels à améliorer leurs aires de stockage ;
- promotion des transports en commun ;
- promotion de l'essence sans plomb ;
- amélioration des véhicules visant en particulier à diminuer les émissions de polluants ;

4.4 Conclusions

Les enjeux relatifs au traitement des rejets urbains de temps de pluie sont considérables. Ils ne pourront être surmontés que par une approche à la fois :

- globale, c'est à dire prenant en compte l'ensemble des rejets et l'ensemble des problèmes ;
- localisée, c'est à dire prenant en compte les spécificités du site ;
- diversifiée, c'est à dire utilisant au mieux toutes les armes disponibles.

Les connaissances actuelles, tant sur les phénomènes physiques que sur les procédés commencent à être solides. Ils sont encore cependant essentiellement théoriques et doivent être étayés par des bilans faits sur des expériences menées en vraie grandeur.

A Indicateurs de pollution : liste des abréviations

- MES : Matières en Suspension . Il s'agit d'un *indicateur global*, exprimé en milligrammes/litre (mg/l), de la teneur en solides d'une eau.
- MVS : Matières Solides Volatiles . Elles sont éliminées par calcination à 550° C des échantillons séchés de MES. La teneur de MVS dans les solides est censée représenter leur teneur en matière organique (par opposition avec leur fraction minérale).
- DCO : Demande Chimique en Oxygène . C'est la quantité d'oxygène, exprimée en mg/l, qui est consommée par *toutes les matières oxydables* présentes dans l'eau.
- DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours . Les matières oxydables sont composées pour partie de matières organiques. La DBO₅ (mg/l) est la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction ou dégradation des *matières organiques* d'une eau, avec le concours des microorganismes qui s'y développent, pendant une durée de 5 jours, à une température constante de 20° C.
- NTK : Azote Kjeldhal . L'azote Kjeldhal comporte l'azote présent sous les formes organiques et ammoniacales (ex : l'ammonium NH₄), à l'exclusion des formes nitreuse et nitrique (NO₂ et NO₃). Il comprend donc en plus de l'ammoniaque l'azote contenu dans les protéines, les polypeptides, les acides aminés et certains composés particuliers, l'urée par exemple.
- P : Phosphore . Le phosphore, comme l'azote, est un nutriment : un excès de nutriments a tendance à déséquilibrer les milieux naturels ("la machine s'emballe", le milieu devient eutrophe). Parmi les différentes formes, particulières ou dissoutes, du phosphore, on distingue particulièrement les orthophosphates (PO₄), qui sont la principale forme biodisponible.
- HC : hydrocarbures totaux
- HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, particulièrement toxiques et rémanents
- PCB : PolyChloroBiphényles, micropolluants organiques de la famille des organochlorés (ex : la dioxine).
- Micropolluants Métalliques.
 - Pb : Plomb
 - Zn : Zinc
 - Cd : Cadmium
 - Cu : Cuivre

Ils peuvent se présenter sous différentes formes : ions, formes complexées, adsorbés sur des colloïdes ou des solides. On considère généralement que la fraction dissoute, plus labile (i.e. plus mobile et plus mobilisable), est potentiellement la plus toxique.

Références

- Ackers, P. & White, W.R.** (1973). Sediment transport : new approach and analysis. *J. Hyd. Div*, 109(11) :2041–2060.
- Alley, W.M. & Smith, P.E.** (1981). Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modelling. *Water resources research*, 17(6) :1657–1664.
- Bachoc, A.** (1992). *Le transfert des solides dans les réseaux d'assainissement unitaires*. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Bachoc, A. et al.** (1995). Formation et rôle polluant des dépôts en réseaux unitaires. *TSM (Techniques, Science et Méthodes)*.
- Bertrand-Krajewski, J.L.** (1992). *Modélisation conceptuelle du transport solide en réseau d'assainissement unitaire*. Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- Bujon, G.** (1988). Prévission des débits et des flux polluants transités par les réseaux d'égouts par temps de pluie : le modèle FLUPOL. *La houille blanche*, (1) :11–23.
- Bujon, G. & Herremans, L.** (1990). FLUPOL, modèle de prévission des débits et des flux polluants en réseaux d'assainissement par temps de pluie : calage et validation. *La houille blanche*, (2) :123–139.
- Chebbo, G.** (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains. Caractérisation et traitabilité*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Desbordes, M.** (1987). *Contribution à l'analyse et à la modélisation des mécanismes hydrologiques en milieu urbain*. Tèse d'état, Université des Sciences et Techniques du Languedoc.
- Gaume, E.** (1992a). Description détaillée de quelques modèles de calcul de pollution dans les réseaux d'assainissement. Rapport technique, CERGRENE, pour le compte de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.
- Gaume, E.** (1992b). *Préparation d'un banc d'essai pour les modèles de calcul de pollution des rejets urbains par temps de pluie*. DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, CERGRENE.
- Guichard, M.A.** (1990). Modèles de transport solide. Rapport technique, CERGRENE, ENPC.
- Hemain, J.C.** (1985). La pollution du ruissellement pluvial urbain : campagne de mesure expérimentale française 1980-1982. Rapport technique, Service Technique de l'Urbanisme (STU).
- Hermann, R. & Kari, G.** (1990). Grain size dependant transport of non-polar organic trace pollutants (pah, pcb) by suspended sediments during urban storm runoff. In *Proceedings of the Vth ICUSD*, pages 499–503.
- Huber, W.C. & Dickinson, R.E.** (1988). SWMM version4, user's manual. Rapport technique, EPA.
- Kauark-Leite, L.A.** (1990). *Réflexion sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Kovacs, Y.** (1988). *Modèles de simulation d'écoulement transitoire en réseau d'assainissement*. Thèse de Doctorat, Ecole nationale des ponts et chaussées.
- Laplace, D.** (1991). *Dynamique du dépôt en collecteur d'assainissement*. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Lebreton, L. & Thévenot, D.R.** (1992). Pollution métallique relargable par les aérosols d'origine autoroutière. *Environmental Technology*, (13) :35–44.
- Marsalek, J.** (1985). *Toxic contaminants in urban runoff: a case study*, volume Urban Runoff Pollution of NATO ASI series, chapitre G9, pages 39–57. NATO.

- Osborne, M. & Payne, J.** (1991). MOSQUITO user manual. Rapport technique, Hydraulics Research Wallingford.
- Price, R.K. & Mance, G.** (1978). A suspended solids model for storm water runoff. In *Proceedings of the 1st IUCSD congress*, pages 546–565, Southampton.
- Sartor, J.D., Boyd, G.B. & Aguardi, F.J.** (1974). Water pollution aspects of street surface contaminants. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 46(3):458–467.
- Servat, E.** (1984). *Contribution à l'étude des matières en suspension du ruissellement pluvial à l'échelle d'un petit bassin versant*. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc.
- Villeneuve, J.P.** (1991). La gestion dynamique des eaux de débordement de réseaux unitaires sur le territoire de la communauté urbaine de Québec. Rapport technique, INRS-eau.