

Contaminants

5

La ville est exposée à une grande diversité de contaminants en raison des nombreuses activités industrielles, commerciales, domestiques et récréatives s'y déroulant, et de certaines pratiques comme l'utilisation de voitures à moteur thermique ou de pesticides. Ces contaminants peuvent être chimiques (hydrocarbures, médicaments, détergents) ou biologiques (microflores industrielles, alimentaires, fécales ou pathogènes). Ils peuvent représenter des préoccupations sanitaires importantes pour la population car revêtant parfois un caractère toxique (perturbateur endocrinien, cancérigène) ou infectieux (bactéries pathogènes ou virus). Ces contaminants peuvent également impacter l'écologie des systèmes urbains. Ils se propagent dans nos milieux via les aérosols, les eaux météoriques mais également suite à une remobilisation via les eaux de ruissellement.

L'OTHU étudie depuis plusieurs années les polluants de la ville dont leurs concentrations sous formes particulières ou dissoutes dans les eaux de ruissellement en fonction de l'intensité, de la fréquence des événements pluvieux mais également des typologies urbaines. Les travaux illustrés par les questions suivantes ont contribué à préciser les phénomènes d'accumulation et de dégradation de certains polluants dans un contexte de gestion centralisée des eaux de ruissellement via des bassins de décantation et infiltration mais également au sein de techniques de gestion à la source des eaux pluviales. Ils ont également permis de développer des recherches innovantes sur les contaminants microbiologiques des surfaces urbaines, leur éventuelle dangerosité et leur évolution.

Quels polluants trouve-t-on dans les eaux pluviales en milieu urbain ?

Sylvie Barraud et Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Les eaux qui circulent en milieu urbain par temps de pluie véhiculent un certain nombre de polluants et de contaminants qui rejoignent les milieux aquatiques et contribuent à dégrader leur qualité. Les scientifiques de l'OTHU ont dès le début de l'observatoire mis en place des dispositifs permettant d'appréhender les volumes et la nature des rejets ainsi que leurs caractéristiques de manière à proposer des stratégies limitant les impacts. Dans cet article, nous abordons la question des polluants chimiques entraînés par les eaux pluviales. Les contaminants microbiologiques sont abordés dans la Question 5.3.

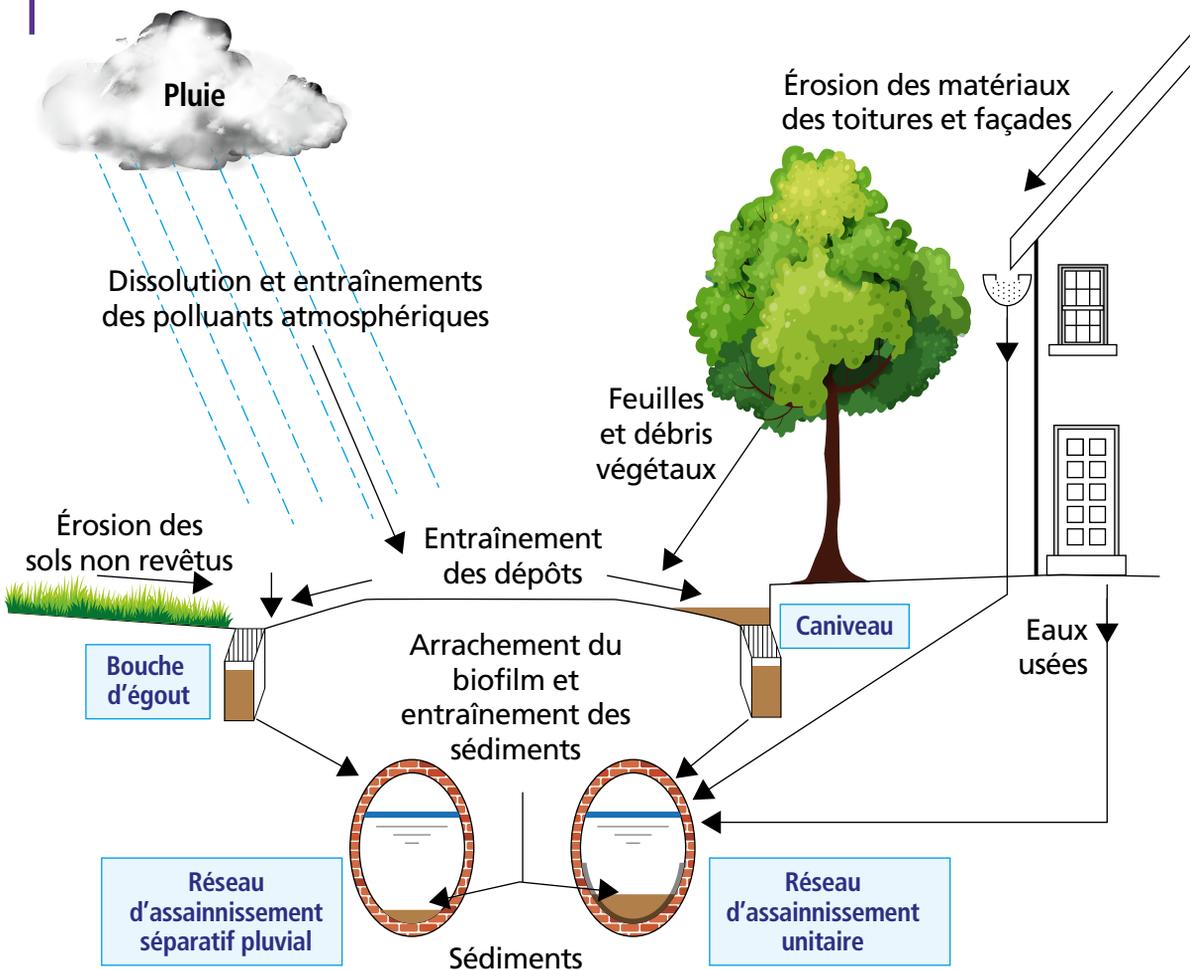
Il y a eaux pluviales et eaux pluviales

Lorsque l'on aborde la question de la pollution des eaux pluviales, la notion même d'eau pluviale peut revêtir différentes acceptions selon leur positionnement dans le cycle de l'eau. Il peut s'agir :

- ▶ d'eau de pluie (celle qui tombe du ciel) et que l'on nomme eaux météoriques ;
- ▶ des eaux qui ruissellent, lessivent et érodent les surfaces urbaines (eau de ruissellement pluvial) ;
- ▶ ou bien encore les eaux collectées par des ouvrages (notamment les réseaux de conduites).

Ainsi les eaux de ruissellement peuvent-elles être mélangées aux eaux usées (cas d'un réseau unitaire) ou non (réseau séparatif pluvial). L'ensemble des rejets qui en sont issus sont nommés rejets urbains de temps de pluie (RUTP), objet de cette question.

Figure 1 : Mobilisation des polluants par les eaux pluviales en milieu urbain (source : Chocat *et al.*, 2021).



D'où viennent les polluants ?

Les eaux de pluie se chargent progressivement en polluants (figure 1):

- 1 – d'abord par dissolution et entraînement des polluants atmosphériques (poussières fines, aérosols émis naturellement ou plus souvent par les activités humaines proches ou lointaines);
- 2 – puis par ruissellement (entraînement des dépôts de temps sec, érosion des matériaux constituant les surfaces urbaines sur lesquelles le ruissellement a lieu ou encore entraînement des substances utilisées pour l'entretien de ces surfaces...);
- 3 – enfin par entraînement des polluants remis en suspension dans les différents éléments des réseaux d'assainissement (arrachement du biofilm, re-suspension des sédiments déposés).

Que trouve-t-on principalement dans les eaux de ruissellement pluviales et dans les RUTP ?

On trouve sans surprise les substances utilisées dans les activités humaines. Dans les eaux de ruissellement comme dans les RUTP, qu'ils soient issus d'un réseau séparatif pluvial ou unitaire, les principales substances détectées sont les mêmes.

On retrouve :

- ▶ des **éléments traces métalliques** (liés aux constructions notamment aux toitures, aux routes et à leurs équipements ou encore à l'usure des pièces métalliques des véhicules);
- ▶ des **hydrocarbures** (notamment des hydrocarbures aromatiques polycycliques liés au chauffage urbain et au trafic routier) dont certains sont cancérogènes;

Tableau 1 : Valeurs de concentrations totales événementielles (médianes, 10^e et 90^e centiles et coefficient de variation) des eaux pluviales échantillonnées à l'exutoire de trois sites expérimentaux différents de l'OTHU : un parking traditionnel imperméable de 90 m² (Campus de la Doua), un bassin versant industriel muni d'un réseau séparatif pluvial (Chassieu) et un bassin versant résidentiel muni d'un réseau unitaire (sources : Becouze, 2010; Sébastien, 2013; Garnier, 2020).

		Eau de ruissellement parking				Séparatif pluvial (Chassieu)				Unitaire (Écully)				NQE	
		Q10	médiane	Q90	CV	Q10	médiane	Q90	CV	Q10	médiane	Q90	CV		
Métaux (ETM)	As	(µg/L)	0,4	2	10,5	123%	0,7	1	2,6	57%	1,3	2	3,7	45%	0,83
	Cd**	(µg/L)	0,04	0,2	1,68	140%	0,12	0,3	1,20	89%	0,06	0,1	0,2	69%	0,45
	Co	(µg/L)	0,2	1	7,1	120%	0,9	2	14,1	127%	0,4	0,5	0,6	50%	-
	Cr	(µg/L)	2,3	10	46,6	109%	3,7	9	16,0	50%	1,1	2	2,5	77%	3,4
	Cu	(µg/L)	6,1	23	76,7	97%	20,5	32	122,7	98%	21,1	36	48,2	145%	1
	Mn	(µg/L)	11,0	107	739,4	135%	24,7	58	228,5	108%	34,4	45	68,5	119%	-
	Mo	(µg/L)	0,0	0,0	0,0	-100%	0,3	2	25,8	161%	0,6	1	1,4	29%	-
	Ni*	(µg/L)	2,2	7	29,6	95%	3,4	9	15,5	54%	1,9	2	3,7	77%	34
	Pb*	(µg/L)	1,4	9	50,8	126%	4,7	11	57,5	109%	2,2	6	11,8	178%	13
	Sr	(µg/L)	24,6	44	148,9	79%	46,1	74	106,5	37%	99,7	166	256,3	64%	-
	Ti	(µg/L)	23,5	442	1532,2	112%	19,0	60	202,1	88%	35,9	39	54,7	72%	-
	V	(µg/L)	1,9	11	48,6	112%	2,3	5	8,2	47%	1,3	2	2,3	0%	-
	Zn	(µg/L)	21,0	105	387,4	104%	198,4	259	928,8	79%	76,3	112	163,4	71%	7,8
Ba	(µg/L)	7,4	74	293,2	117%	23,7	53	812,9	210%	22,6	31	44,2	70%	-	
Pesticides	Atrazine*	(ng/L)	0,0	5	112,5	150%	0,2	3	135,1	175%	0,5	2	90,1	215%	2000
	Diuron*	(ng/L)	0,0	0,3	45,8	207%	1,1	19	53,2	92%	0,2	28	45,6	80%	1800
	Bisphénol A	(ng/L)	126,4	158	353,2	49%	406,1	525	731,9	25%	nm	nm	nm	-	
Alkyl-phénols	4-Tert-Octylphénol*	(ng/L)	8,6	19	355,6	182%	21,7	39	90,3	57%	0,0	5	171,7	127%	100
	4-Nonylphénol**	(ng/L)	140,9	329	434,2	44%	258,8	584	1231,7	55%	0,0	0,0	0,0	0%	2000
HAP	Naphtalène*	(ng/L)	94,5	211	1693,1	149%	100,9	238	1219,5	110%	0,0	4	21,0	115%	130000
	Fluoranthène*	(ng/L)	29,5	111	297,5	77%	65,6	100	201,0	48%	47,9	91	181,5	75%	120
	Benzo(b)fluoranthène**	(ng/L)	6,9	60	298,6	116%	18,3	58	153,6	74%	0,0	50	64,3	78%	17
	Benzo(k)fluoranthène**	(ng/L)	6,9	6,9	6,9	0%	6,9	19	52,0	79%	0,0	25	44,1	70%	17
	Benzo(a)pyrène**	(ng/L)	11,7	12	83,6	118%	9,1	15	75,5	98%	0,0	0,0	19,5	245%	270
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène**	(ng/L)	40,0	40	80,0	36%	7,6	46	57,9	50%	0,0	48	129,0	87%	-
	Benzo(g, h, i)pérylène**	(ng/L)	40,0	40	81,8	37%	28,0	55	98,2	47%	9,6	51	80,9	75%	8,2
PBDE	B183**	(ng/L)	1,9	6	17,3	84%	1,7	2	2,6	24%	nm	nm	nm	nm	-
	B205*	(ng/L)	0,3	11	104,3	176%	0,0	0,4	8,5	192%	nm	nm	nm	nm	-
	B209*	(ng/L)	2,6	50	568,5	168%	0,0	60	216,9	98%	nm	nm	nm	nm	-
	Σ6PBDE	(ng/L)	2,1	14	67,5	123%	1,9	8,9	13,8	68%	nm	nm	nm	nm	140
			min	Moy	max		min	Moy	max		min	Moy	max		
MES	Matières en suspension	(mg/L)	21,3	140	1075,7	125%	22,0	144,0	1421,0	88%	13,0	260	1433,0		50

nm : non mesuré – * substance prioritaire – ** substance prioritaire dangereuse (directive européenne cadre sur l'eau)

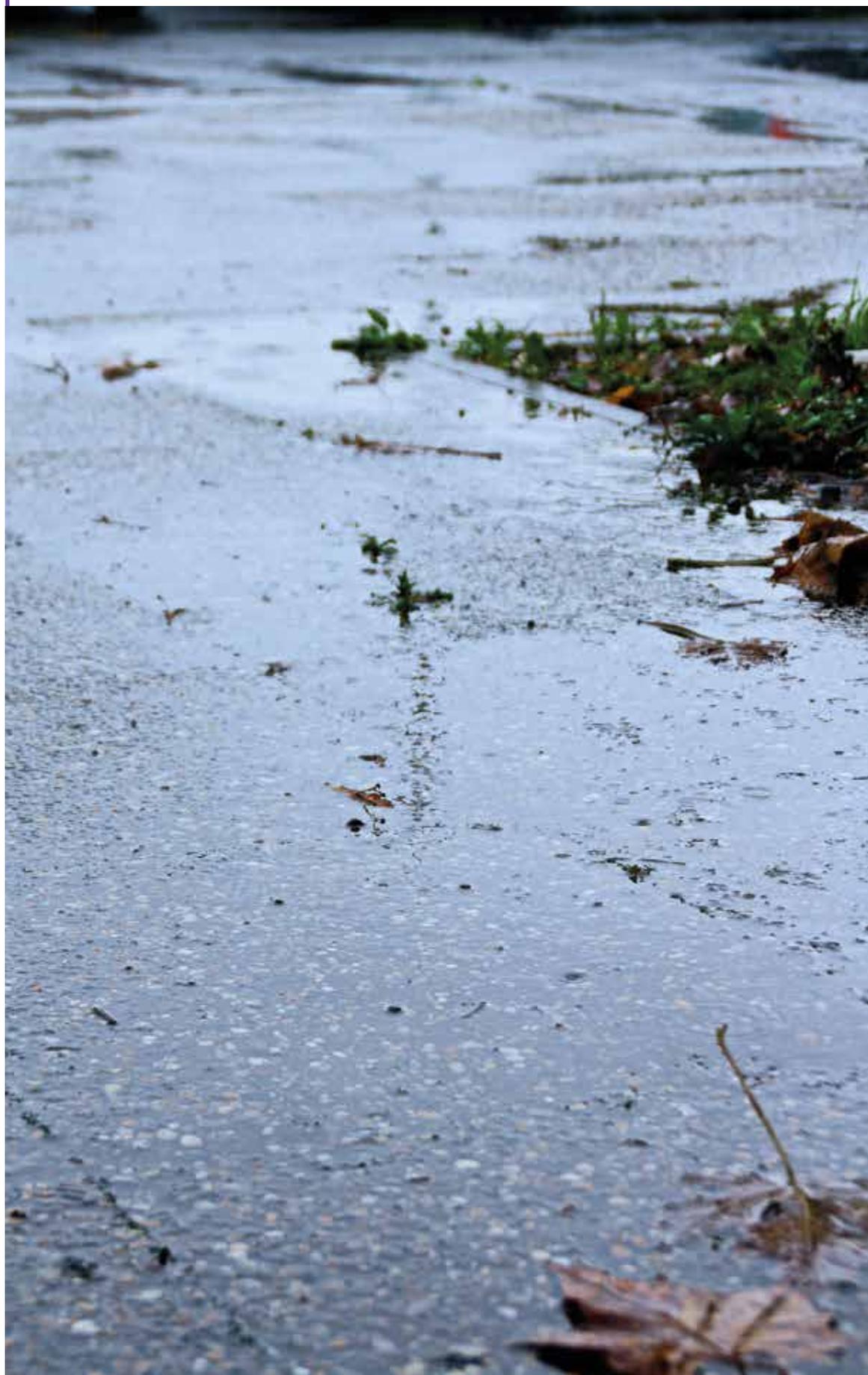
¹ La médiane est une valeur statistique centrale pour laquelle 50% des échantillons présente une concentration qui lui est inférieure et 50% supérieure.

Q10 est le 10^e centile. Il donne une idée des valeurs basses des échantillons (10% des échantillons présente une concentration qui est inférieure à Q10).

Q90 est le 90^e centile. Il donne une idée des valeurs hautes des échantillons (90% des échantillons présente une concentration qui est inférieure à Q90).

Le coefficient de variation mesure de degré de variabilité des échantillons. C'est une mesure de l'écart type sur la moyenne des échantillons. Si un CV = 150% cela signifie que l'écart type est 1,5 fois plus élevé que la moyenne de l'échantillon.

Photo 1 : Ruissellement eaux pluviales sur sol imperméable (source GRAIE).



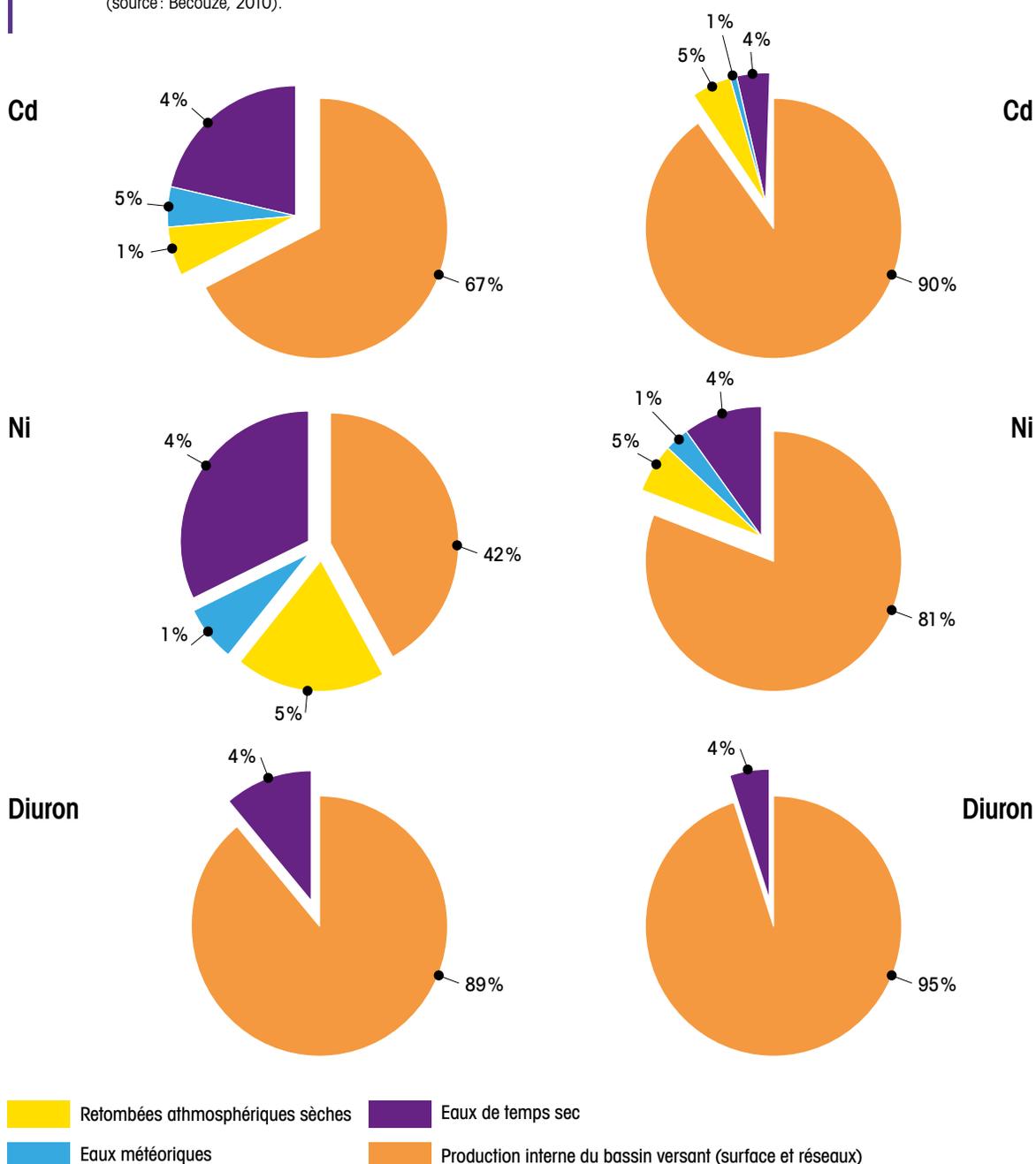
- ▶ des **produits additifs** comme des retardateurs de flammes ou des alkylphénols entrant dans la composition de nombreux matériaux urbains;
- ▶ des **produits d'entretien** comme des pesticides, fongicides;
- ▶ ou encore, mais dans une moindre mesure, des **nutriments** (produits azotés par exemple).

L'OTHU a fortement contribué à alimenter les bases de données en matière de polluants dans les différents compartiments (des eaux météoriques jusqu'aux rejets) en mettant au point des dispositifs métrologiques spécifiques (par exemple pour l'estimation des dépôts secs et humides), pour l'acquisition de concentrations moyennes évènementielles (CME) prenant en compte toute la chaîne d'incertitudes depuis les prélèvements jusqu'à l'analyse en laboratoire (voir Questions 2.3 et 2.4.).

La pollution des eaux de ruissellement et des RUTP est significative et très variable

Les concentrations en polluants peuvent être importantes. Le tableau 1 donne des ordres de grandeur observés pour des concentrations totales (phases dissoute et particulaire) sur trois sites expérimentaux de l'OTHU : l'un recueillant les eaux de ruissellement d'un petit parking traditionnel imperméable de 90 m² environ (Campus de la Doua), un deuxième site drainant une zone industrielle de 185 ha imperméabilisée à plus de 70 % par un réseau séparatif pluvial (Chassieu) et enfin un site résidentiel de 245 ha imperméabilisé à plus de 40 % drainé par un réseau unitaire (Écully).

Figure 2 : Exemples de bilans de masse pour trois polluants (cadmium, nickel, diuron) sur les sites expérimentaux OTHU d'Écully et de Chassieu (source : Becouze, 2010).



Les concentrations sont fortes en métaux et HAPs quel que soit le site. D'autres substances sont mesurées en plus faibles concentrations mais sont des perturbateurs endocriniens, comme le diuron ou certains PBDE, dont on sait aujourd'hui qu'ils peuvent présenter des effets à faible dose.

Même si, en médiane, les concentrations en polluants des eaux issues du réseau séparatif pluvial semblent plus élevées, la variabilité des concentrations, quel que soit le site, est

forte (coefficient de variation souvent supérieure à 100%). Une caractéristique majeure de la pollution des eaux pluviales est sa grande variabilité, non seulement d'un site à un autre, mais également d'un événement à l'autre pour un même site sans qu'aucune relation simple avec les caractéristiques des événements pluvieux (durée, hauteur précipitée, intensité moyenne, durée de temps sec antérieure, etc.) ne puisse être établie. La variation des concentrations en polluants au sein

Tableau 2 : Exemples de valeurs de fractions dissoutes (médianes, 10^e et 90^e centiles) de polluants échantillonnés à l'exutoire du bassin versant de Chassieu muni d'un réseau séparatif pluvial et du parking imperméable du Campus de la Doua. Plus les cases des médianes sont foncées plus le polluant est particulaire, plus il est clair plus il est dissous (Garnier, 2020).

		Eau de ruissellement parking			Séparatif pluvial (Chassieu)		
		Q10	médiane	Q90	Q10	médiane	Q90
Métaux (ETM)	As	4	12	41	21	35	49
	Cd**	1	5	32	5	31	91
	Co	1	4	17	2	23	60
	Cr	0	1	11	5	10	41
	Cu	2	8	51	7	18	54
	Mn	0	3	45	3	7	32
	Ni*	2	6	64	9	27	63
	Pb*	0	1	4	2	3	13
	Sr	17	50	94	59	78	94
	Ti	0	0	3	0	0	3
	V	2	10	52	5	21	43
	Zn	0	3	35	11	36	78
	Ba	5	12	100	7	26	82
Pesticides	Carbendazime	13	99	100	73	99	100
	Atrazine*	45	99	100	100	100	100
	Diuron*	0	97	100	53	93	100
	Bisphénol A	82	93	97	84	91	98
Alkylphénols	Nonylphénol-1-carboxylé*	50	71	93	96	99	99
	4-Tert-Octylphénol*	8	44	72	43	57	90
	Octylphénol-mono-éthoxylé	29	79	96	84	99	100
	Octylphénol-di-éthoxylé	20	67	87	61	71	98
	4-Nonylphénol**	12	85	93	13	53	92
	Nonylphénol-di-éthoxylé*	13	88	98	51	68	94
	Nonylphénol-mono-éthoxylé*	22	54	86	57	86	97
HAP	Naphtalène*	0	7	34	2	61	91
	Acénaphène**	25	44	66	25	35	100
	Fluorène**	7	43	68	26	61	79
	Phénanthrène**	1	3	40	17	24	40
	Fluoranthène*	0	4	72	5	9	20
	Pyrène**	0	1	90	4	12	24
	Benzo(a)anthracène**	0	13	25	0	0	3
	Chrysène**	0	3	25	0	1	5
	Benzo(b)fluoranthène**	1	5	25	0	0	17
	Benzo(k)fluoranthène**	25	25	25	0	0	25
	Benzo(a)pyrène**	4	25	25	0	0	25
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène**	13	25	25	0	0	23
	Benzo(g,h,i)pérylène**	13	25	25	0	0	44
	ΣHAP légers	3	8	44	9	43	65
	ΣHAP lourds	3	8	38	3	5	20
PBDE	B183**	3	15	56	0	2	70
	B205*	0	3	19	4	51	94
	B209*	0	1	7	0	1	1

même de chaque évènement pluvieux est également très importante (voir Question 5.2.).

Du fait des importants volumes ruisselés susceptibles d'être produits par les évènements pluvieux, les masses rejetées peuvent constituer une source majeure d'apport de polluants et de micropolluants aux milieux aquatiques superficiels. Par exemple, sur Chassieu, des flux comparables sont mesurés pour certains micropolluants (cas du zinc) entre un évènement pluvieux et le rejet journalier de la station d'épuration de la Feyssine (300 000 EH).

La figure 2 illustre quelques cas contrastés de bilans de masse réalisés pour Ecully et Chassieu.

La contribution atmosphérique aux flux polluants est faible

Des bilans de masse de flux polluants ont été établis pour les sites OTHU de Chassieu et Écully, en distinguant les contributions des eaux météoriques, des retombées sèches, des eaux de temps sec (les eaux usées par exemple), et de la production interne du bassin versant (surfaces et réseaux). Ils montrent que la fraction des flux polluants provenant des eaux météoriques et des retombées sèches ne dépasse pas 25 %, la part des eaux météoriques seules n'excédant pas 20 % et étant le plus souvent inférieure à 10 %.

En Bref...

Cette pollution est significative et très variable : d'un site à l'autre, d'un évènement à l'autre et au sein d'un évènement.

Cette pollution s'accroît à mesure que l'eau ruisselle et s'écoule sur les surfaces urbaines et la contribution atmosphérique est faible.

Un levier efficace pour réduire la pollution est donc d'agir à la source en limitant le ruissellement et la collecte systématique par les réseaux en privilégiant par exemple l'infiltration sur place ou l'évapotranspiration en végétalisant davantage les surfaces urbaines.

La pollution est principalement particulaire (fortement décantable) mais pas seulement !

Ainsi certains micropolluants, comme les pesticides et le bisphénol A et dans une moindre mesure les alkyphénols, sont également présents en phase dissoute dans ces rejets et donc potentiellement mobiles.

La pollution est souvent particulaire mais pas seulement...

Les polluants de type métaux et HAP sont principalement présents sous forme particulaire et sont en général adsorbés sur des particules facilement décantables. Le paramètre MES est important pour quantifier la pollution particulaire. Les MES des eaux pluviales présentent une granulométrie fine (diamètre médian $d_{50} < 50 \mu\text{m}$) mais leur masse volumique significative (en général de 1700 à 2400 kg/m^3) leur confère une bonne décantabilité.

Certains micropolluants, comme les pesticides et le bisphénol A, et dans une moindre mesure les alkyphénols, sont en revanche essentiellement présents sous forme dissoute. Ces polluants sont particulièrement à surveiller car ils sont plus difficilement interceptés par des ouvrages de retenue ou d'infiltration centralisés.

Le tableau 2 fournit quelques ordres de grandeur des fractions dissoutes de différents polluants mesurés à l'exutoire du réseau séparatif pluvial de Chassieu et d'un petit parking du Campus de la Doua.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Becouze C.,** (2010). *Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux*. Thèse de doctorat, INSA Lyon, 308 p.
- **Garnier R.,** (2020). *Systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales : Contribution à l'analyse de performances conjointes en matière d'hydrologie quantitative et de piégeage de micropolluants. Comparaison systèmes à la source – système centralisé*. Thèse de doctorat, INSA Lyon, 318 p. - [lc.cx/garnier2020](https://ic.cx/garnier2020)
- **Sébastien C.,** (2013). *Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants*. Thèse de doctorat, INSA Lyon, 354 p.
- **Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S.,** (2021). La pollution des rejets urbains de temps de pluie. *Techniques de l'Ingénieur* – article W 6 800v2.

Est-il judicieux de baser une stratégie de traitement des RUTP sur le principe du premier flot ?

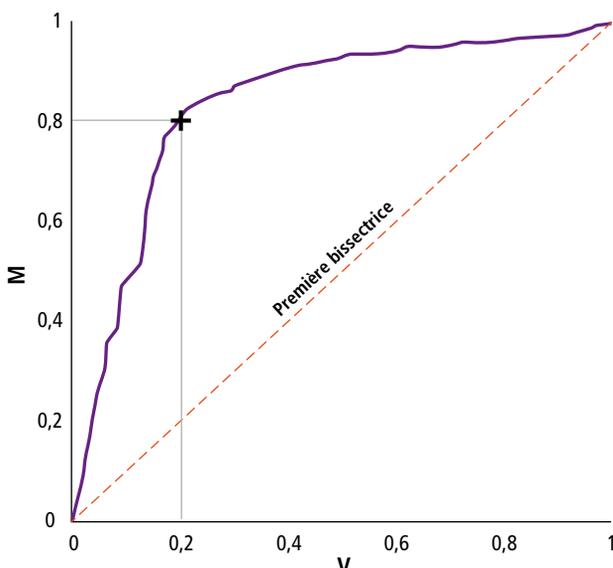
Sylvie Barraud et Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

L'encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement (Chocat *et al.*, 1997) définissait l'effet de premier flot (first flush) comme le « concept selon lequel les effluents transitant dans un réseau d'assainissement pluvial, ou dans un réseau d'assainissement unitaire, seraient beaucoup plus pollués au début de l'événement pluvieux que dans la suite de son déroulement ». Reprenant des définitions antérieures remontant aux années 1970, celle de l'encyclopédie introduisait néanmoins un regard critique sur le concept en utilisant le conditionnel. En effet, le concept de premier flot souffre, depuis son origine, d'imprécisions et d'interprétations erronées qui ont engendré des stratégies de gestion inadéquates et de vains débats.

Les limites du concept

Des imprécisions: il est vrai que, dans de nombreux cas, les concentrations en polluants sont plus élevées en début

Figure 1 : Schéma de principe d'une courbe représentant la fraction de masse de polluants (M) en fonction de la fraction de volume d'eau écoulé (V). Cette courbe est illustrative et purement théorique.



d'événement pluvieux qu'à la fin, bien que ce ne soit pas systématique compte tenu de la grande variabilité des processus (voir Question 2.2 : *Pourquoi le suivi métrologique de long terme de la qualité des rejets urbains par temps de pluie est-il nécessaire ?*). Mais ni les « concentrations plus élevées » ni le « début des événements » ne sont quantifiés dans ces définitions, ce qui pose problème.

Des interprétations erronées: la principale d'entre elle est le passage insidieux et biaisé d'une observation en concentration (en mg/L) à une interprétation en flux massique (en kg). Des gestionnaires de réseau se sont en effet emparés de cette notion de premier flot pour justifier des investissements visant à ne traiter que la partie supposée la plus polluée des effluents, c'est-à-dire celle qui aurait lieu en début de pluie. L'hypothèse avancée est que, ce traitement des premiers volumes ruisselés serait suffisant à lui-seul pour protéger les milieux aquatiques. En fait, il s'avère que ces premiers volumes, même concentrés, ne représentent, en règle générale, qu'une faible fraction de la masse totale de polluants générée par un événement pluvieux. Cette mauvaise interprétation du concept de premier flot a donc conduit à construire des ouvrages de faible volume, mais aussi de faible efficacité...

Quelle méthode utiliser pour mettre en évidence un éventuel premier flot ?

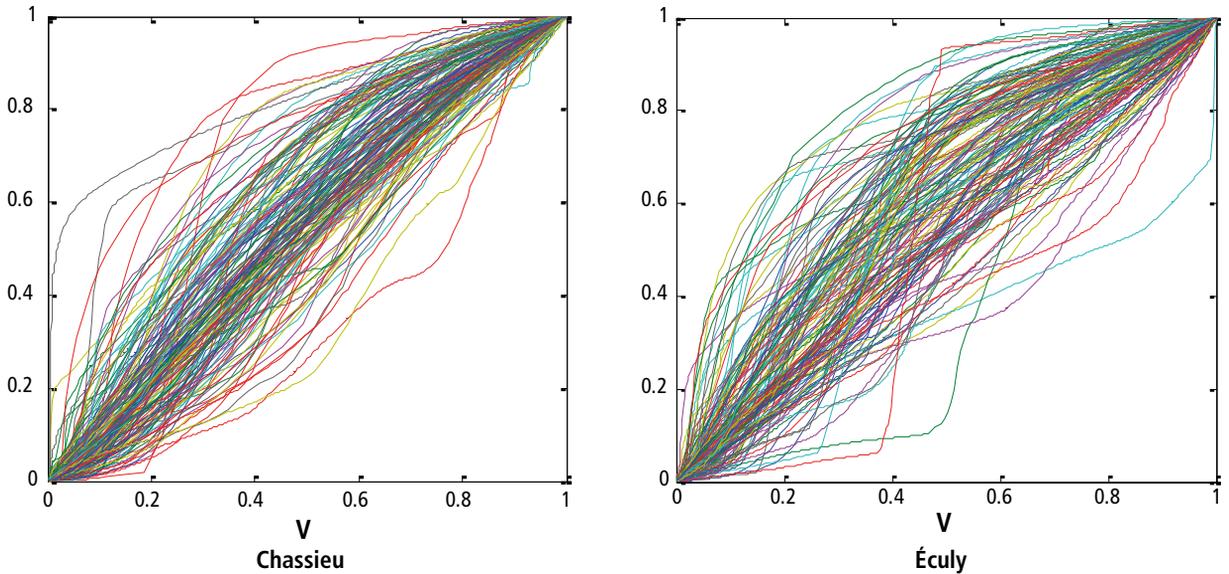
Plusieurs méthodes ont donc été proposées pour quantifier correctement un effet de premier flot en flux massique et évaluer sa fréquence d'apparition. L'approche la plus utilisée pour les rejets des réseaux urbains consiste à établir des courbes adimensionnelles, dites courbes M(V), qui représentent, pour chaque événement, la fraction de la masse totale de polluants véhiculée (M) par une fraction donnée du volume d'eau écoulé (V).

Ainsi, un effet de premier flot pourrait-il être avéré et pertinent pour fonder une stratégie de gestion des rejets si, pour la grande majorité de pluies d'un site, plus de 80 % de la masse du polluant suivi (M = 80 %) étaient contenus dans, par exemple, les premiers 20 % du volume (V = 20 %) (figure 1).

Sur cette base plusieurs indicateurs ont été utilisés pour rechercher un possible premier flot. Il s'agit de :

- (i) la masse relative du polluant pour 20 % ou 30 % du volume écoulé: il s'agit de l'indicateur le plus fréquent en raison de son interprétation directe;
- (ii) la différence maximale noté Max-MV entre la courbe M(V) et sa première bissectrice;
- (iii) le coefficient b dans la loi puissance approximant la courbe M(V) sous la forme $M = V^b$.

Figure 2 : Courbes de fraction de masse de polluants (M) en fonction de la fraction de volume d'eau écoulé (V) pour 162 événements complets à Chassieu (à gauche), pour 148 événements complets à Écully (à droite) (Barraud *et al.*, 2015).



Traiter le premier flot: une fausse bonne idée

Comme il est très coûteux en termes d'analyses de suivre des polluants divers pour un nombre important de pluies sur un même lieu, les courbes $M(V)$ sont, la plupart du temps, produites pour des indicateurs globaux (ex. MES ou DCO) plus faciles à suivre en continu (voir Question 2.4: *Mesurage en continu et échantillonnage: pourquoi faut-il aller au-delà de la réglementation?*).

Prenons l'exemple des concentrations en MES estimées en continu au pas de temps de 2 minutes à partir de la turbidité à l'exutoire des réseaux séparatif de Chassieu et unitaire d'Écully. La concentration en MES est un bon indicateur de pollution particulaire d'autres contaminants comme les métaux lourds ou les HAP.

La figure 2 donne respectivement pour les sites de Chassieu et Écully, à partir de 162 et 148 événements complets et de bonne qualité de 2004 à 2011, l'ensemble des courbes $M(V)$. Elle fait apparaître une grande dispersion de ces courbes autour de la première bissectrice, confirmant ainsi l'absence d'effet de premier flot systématique. Ces données OTHU sont corroborées par d'autres obtenues sur différents sites en France et à l'étranger.

Dans la grande majorité des cas, il n'est donc pas justifié de ne traiter que le début de l'écoulement, que ce soit pour les réseaux unitaires ou pour les réseaux pluviaux car le phénomène de premier flot est à la fois trop peu récurrent et trop peu marqué. D'autres stratégies (gestion à la source ou retenue/décantation) sont bien plus efficaces (voir Question 7.1 : *Pourquoi infiltrer les eaux pluviales?*).

À la recherche du premier flot?

Comme beaucoup d'idées fausses mais simples, celle du premier flot a la vie dure, bien que de nombreuses courbes $M(V)$ aient été publiées depuis plus de 20 ans pour des sites variés et qu'elles aient toutes livré la même conclusion: fréquence et amplitude trop faibles du premier flot en flux massique pour en faire une stratégie pertinente de gestion des rejets urbains de temps de pluie en interceptant simplement «les premiers volumes écoulés». Si malgré tout vous entendez dire que ce serait le cas quelque part sur un réseau d'assainissement, invitez le gestionnaire à établir d'abord les courbes $M(V)$ de quelques dizaines d'événements pluvieux sur ce site avant d'investir dans des ouvrages qui ne seraient fondés que sur une croyance.

POUR ALLER PLUS LOIN

- ▶ **Métadier M., Bertrand-Krajewski J.-L.**, (2012). The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Research*, 46(20), 6836-6856. doi:10.1016/j.watres.2011.12.030. – lc.cx/metadier2012
- ▶ **Barraud S., Sun S., Castebrunet H., Aubin J.-B., Marmonier P.**, (2015). *Étude de l'évolution et de la variabilité des quantités et de la qualité des eaux urbaines en temps de pluie sur la dernière décennie – Capitalisation des chroniques de l'OTHU (Projet CHRONOTHU)*. Rapport de convention 2013-2882 – Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Lyon, France, 92 p. – lc.cx/chronothu

Quels sont les contaminants microbiologiques transportés par les RUTP et quel est leur niveau de dangerosité pour l'Homme ?

B. Cournoyer, D. Blaha, W. Galia, V. Rodriguez-Nava, B. Youenou, R. Bouchali, Y. Colin, A. Aigle, A. Meynier Pozzi, E. Bourgeois, J. Voisin, R. Marti, S. Ribun, A. Gleizal, C. Bernardin-Souibgui, F. Vautrin, B. Tilly, L. Marjolet, UMR Écologie Microbienne, Équipe BPOE, VetAgro Sup, Université Lyon 1, CNRS & INRAE

Les dynamiques d'émission, de dissémination et d'installation de micro-organismes pathogènes en ville demeurent peu documentées. Pourtant, les rejets urbains par temps de pluie (RUTP) peuvent véhiculer des contaminants microbiens jusque dans les rivières et les nappes phréatiques. Les problématiques sanitaires induites justifient donc le développement d'indicateurs pertinents pour évaluer la qualité microbiologique des eaux et réduire l'impact des RUTP par une optimisation des pratiques de gestion et de conception des ouvrages.

polluants chimiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des pesticides, des dérivés chlorés mais également des contaminants microbiens provenant, entre autres, des ordures ménagères, matières fécales présentes en surface, amendements organiques, et autres sources favorables à leur propagation. Les contaminants microbiens des RUTP peuvent être pathogènes et représenter un danger sanitaire pour l'Homme c'est à dire conduire à diverses infections (dermatite, otite, pneumopathies, Covid-19, etc.) et épidémies groupées dans le cadre d'activités récréatives ou professionnelles.

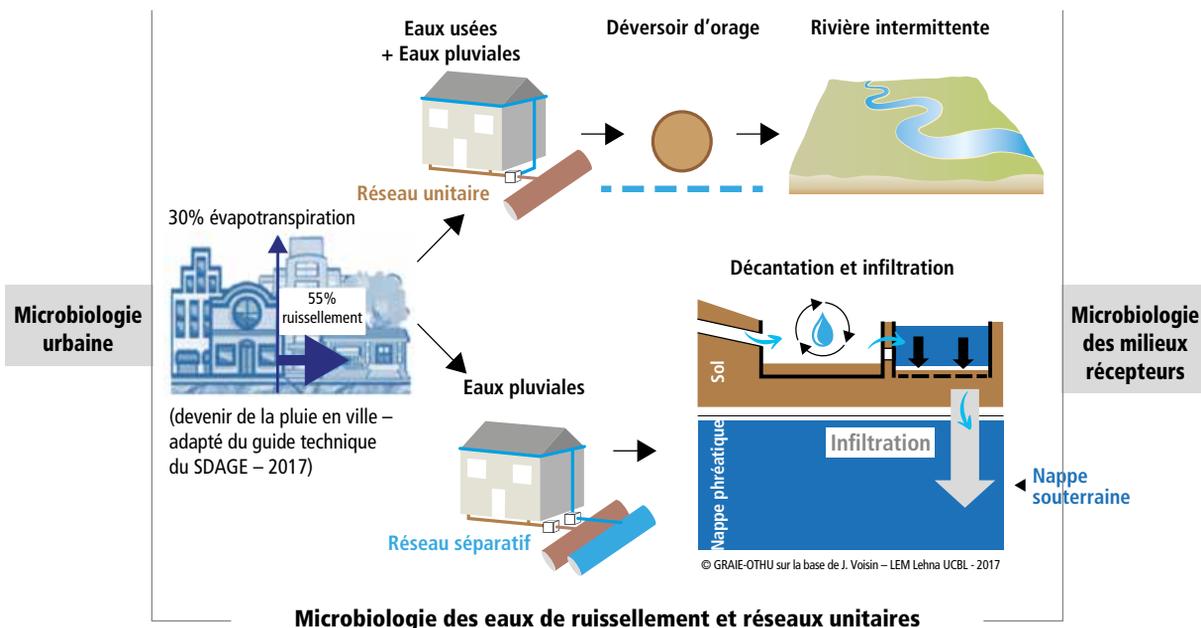
Dans le cadre de l'OTHU, des actions de recherche ont été développées concernant :

- 1 – la **diversité des agents pathogènes bactériens** véhiculés par les RUTP ;
- 2 – leur **écologie** en fonction des paramètres de terrain, dont leur capacité à persister voire se développer sur les surfaces urbaines, dans les divers compartiments des cours d'eau récepteurs et dans les systèmes de rétention ou d'infiltration des eaux pluviales ;
- 3 – leur **dangerosité** (dose infectante et virulence).

Pourquoi étudier la qualité microbiologique des RUTP ?

Les rejets urbains par temps de pluie (RUTP) sont une préoccupation sanitaire importante en raison des contaminants qu'ils peuvent véhiculer. Ces eaux peuvent contenir des

Figure 1 : Schéma directeur des activités de l'OTHU dans les domaines de la microbiologie urbaine, et de l'évaluation des dangers microbiologiques pour l'Homme liés aux pratiques de gestion des RUTP. L'incidence des surverses du réseau unitaire est principalement étudiée via le site de Grézieu-la-Varenne, et celle des eaux de ruissellement de bassins-versants urbains se déversant dans les systèmes de rétention –infiltration et la nappe lyonnaise via le site Django-Reinhardt de Chassieu.



La figure 1 présente les principaux domaines d’investigation sur ce thème au sein de l’OTHU. Ces aspects ont été étudiés dans différents compartiments :

- (i) au niveau des surfaces urbaines ;
- (ii) des eaux de ruissellement ;
- (iii) à l’exutoire de réseaux unitaires (RU) recevant eaux usées et eaux pluviales ;
- (iv) dans les rivières péri-urbaines recevant des surverses de déversoir d’orage de RU ;
- (v) à l’exutoire de réseaux séparatifs collectant les eaux pluviales ;
- (vi) dans un ouvrage de bassins de rétention et infiltration des eaux de ruissellement, et
- (viii) dans la nappe sous-jacente d’ouvrages d’infiltration.

Quels agents pathogènes ou indicateurs faut-il suivre pour évaluer la qualité microbiologique des eaux urbaines ?

Les méthodes d’évaluation normalisées présentent des limites importantes

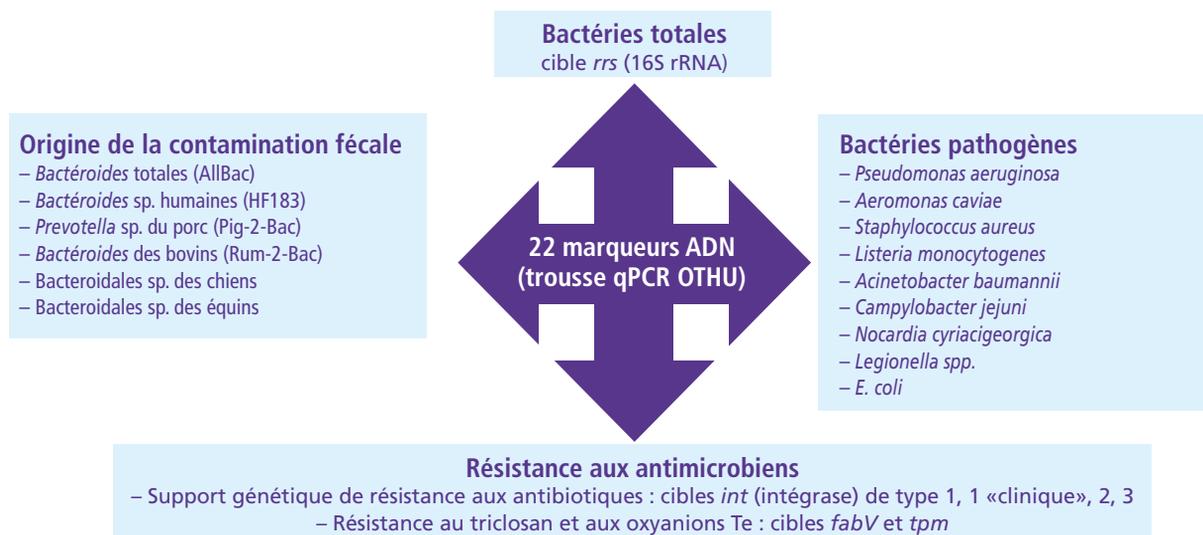
Pour évaluer la qualité microbiologique des eaux urbaines, plusieurs micro-organismes peuvent faire l’objet de suivis. Des méthodologies normalisées d’estimation des concentrations de certaines espèces bactériennes, de virus et de protozoaires ont été développées comme la NF EN ISO 7899-2 pour les entérocoques intestinaux. Cependant, ces méthodes de détection ont des limites soit en termes de qualité prédictive d’un danger sanitaire, soit de sensibilité. La règle reste encore l’utilisation d’indicateurs bactériens de la contamination fécale comme les *E. coli* ou les entérocoques intestinaux qui permettent d’évaluer les risques de contraction d’une gastro-entérite. Ces indicateurs ne permettent cependant pas de préciser la nature de l’agent pathogène susceptible de provoquer une gastro-entérite, ni d’inférer la présence d’agents pathogènes associés à d’autres pathologies.

Les empreintes ADN permettant d’évaluer la qualité microbiologique des eaux

Des outils complémentaires doivent être développés pour évaluer la qualité sanitaire des eaux urbaines et celles des milieux aquatiques. Ceci a conduit l’OTHU à initier une réflexion sur les espèces pathogènes ou indicatrices de perturbations (pollutions chimiques ou organiques) d’intérêt pour l’évaluation des dangers microbiologiques associés aux eaux urbaines et pouvant contaminer les milieux naturels. Cette réflexion a été alimentée par des études de diversité des communautés bactériennes des cours d’eau impactés par les RUTP mais également des systèmes de rétention – infiltration des eaux pluviales urbaines.

Les approches « métacodes-barres » ADN et d’analyse de traces d’ADN par qPCR (quantification par réaction en chaîne de la polymérase d’un segment d’ADN) ont été utilisées pour qualifier cette diversité dans les compartiments de la figure 1 (Aigle *et al.*, 2021 ; Colin *et al.*, 2020 ; Marti *et al.*, 2017b, 2017a ; Navratil *et al.*, 2020 ; Voisin *et al.*, 2018). Le principe est d’identifier et suivre une espèce bactérienne grâce à son « code-barre génétique ». Plus précisément, ces approches permettent de suivre les variations nucléotidiques des copies de gènes marqueurs retrouvés systématiquement chez un groupe d’organismes. Les bactéries sont ainsi caractérisées par l’analyse de ces variations au sein de gènes ménagers comme celui codant le 16S rRNA, une composante essentielle des ribosomes permettant la traduction de gènes en protéines, mais également d’autres gènes dont ceux impliqués dans les processus d’infection. Dans le cadre de l’OTHU, plusieurs marqueurs ADN ont été développés dont des cibles « métacodes-barres » alternatives permettant une différenciation fine des espèces (Aigle *et al.*, 2021 ; Pozzi *et al.*, 2021a ; Vautrin *et al.*, 2021). Ces informations ont été, par la suite, utilisées pour définir des organismes sentinelles de la qualité de certains milieux dont les nappes, rivières et sols urbains. Des méthodes de suivi de traces d’ADN par PCR quantitatives ont été développées pour le suivi de ces sentinelles. La figure 2 présente la trousse qPCR OTHU

Figure 2 : Trousse OTHU pour le dénombrement d’empreintes ADN (qPCR) de cibles bactériennes permettant une évaluation de la qualité microbiologique des eaux urbaines et milieux récepteurs. Ces outils sont décrits dans : Bernardin-Souibgui *et al.*, 2018 ; Bernhard and Field, 2000 ; Best *et al.*, 2003 ; Colinon *et al.*, 2013 ; Gassama Sow *et al.*, 2010 ; Gaze *et al.*, 2011 ; Layton *et al.*, 2006 ; Marti *et al.*, 2017a, 2017b ; Martinon and Wilkinson, 2011 ; Mieszkin *et al.*, 2010, 2009 ; Nogva *et al.*, 2000 ; Riedel *et al.*, 2015 ; Seurinck *et al.*, 2005.



actuelle. Cette trousse est en perpétuelle évolution, et dernièrement plusieurs centaines de gènes de référence pour le suivi des gènes de résistance aux antibiotiques y ont été ajoutés (selon Stedtfeld *et al.*, 2018).

Les analyses de séquences du gène codant le 16S rRNA du bassin de rétention du site Django-Reinhardt (Marti *et al.*, 2017b) et du site Chaudanne (Grézieu-la-Varenne) de l'OTHU ont ainsi permis d'identifier des genres susceptibles de contenir des espèces pathogènes dont, par ordre d'abondance, les Mycobactéries > *Pseudomonas* > *Acinetobacter* > *Aeromonas* > *Nocardia* > *Enterococcus* > *Escherichia* > *Staphylococcus* > *Streptococcus*. Des méthodologies ont été développées dans le cadre des travaux de l'OTHU pour le suivi d'espèces pathogènes référencées au sein de ces genres mais également pour le suivi d'espèces bactériennes indicatrices de contaminations fécales humaines ou animales (voir figure 2). De nouvelles méthodologies métacodes-barres ont été inventées pour permettre le suivi des formes pathogènes au sein des *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, et *Aeromonas* (Aigle *et al.*, 2021) mais également d'Actinobactéries du genre *Nocardia* (Vautrin *et al.*, 2021) Les deux premiers genres sont connus pour leur implication dans les phénomènes de dissémination des gènes de résistance aux antibiotiques.

Qu'avons-nous appris grâce aux observations sur le long terme des communautés bactériennes et des formes pathogènes ?

Des relations entre les variables socio-urbanistiques et la microbiologie d'un bassin-versant

Les relations entre activités individuelles et collectives au sein de quartiers et la composition des communautés bactériennes des eaux de ruissellement ont été étudiées pour plusieurs bassins versants lyonnais. Les données acquises à partir d'ADN d'eaux de ruissellement collectées des avenues, rues et impasses des sites de prélèvement indiqués sur la figure 3 ont permis de différencier les sous-bassins versants en fonction des dispositifs techniques et des usages (Bouchali *et al.* 2022). La figure 3 illustre les répartitions observées d'ADN marqueurs issus de la trousse qPCR OTHU pour la zone industrielle mi-plaine alimentant les bassins de rétention et d'infiltration Django-Reinhardt.

Sur la totalité de cette zone ont été retrouvées des bactéries d'origine fécale (*E. coli* et entérocoques intestinaux) montrant des augmentations en fonction des pratiques.

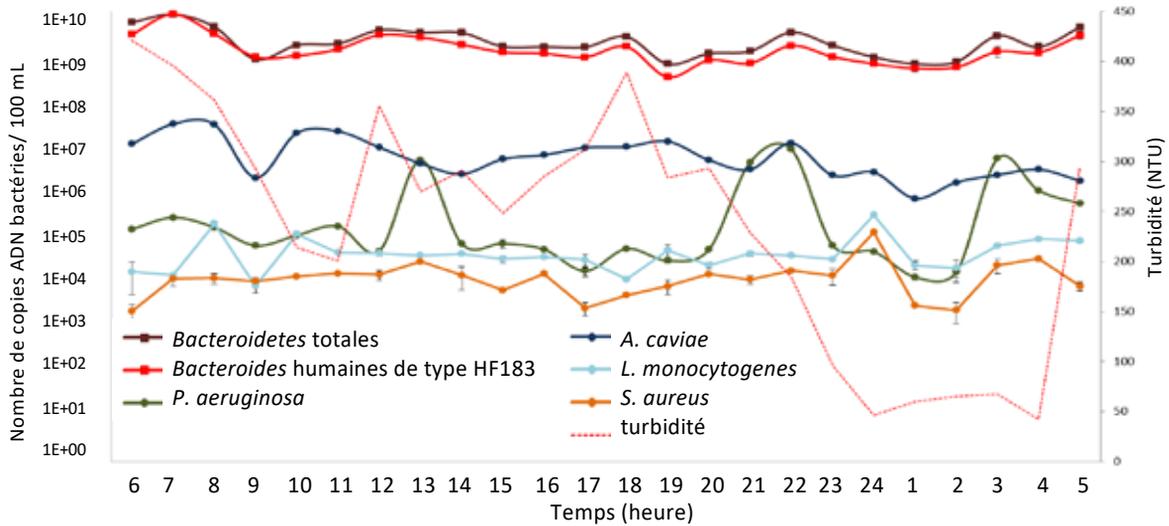
Figure 3 : Photo aérienne de la zone industrielle Mi-Plaine de Chassieu vers Eurexpo abritant une centaine d'entreprises, des restaurants, hôtels, mais également quelques parcelles agricoles. La photo permet d'apprécier le taux d'imperméabilisation du secteur d'étude et la densité du bâti. Les deux réseaux d'eaux pluviales (EP) de ce bassin-versant urbain sont représentés par les traits verts et orange. Ces réseaux ont comme exutoire un bassin de rétention et un système d'infiltration des eaux pluviales (nommé Django-Reinhardt). Les astérisques de couleur indiquent la répartition d'espèces pathogènes, de marqueurs de la contamination fécale (Bacteroides de l'Homme ou du chien) et de supports génétiques de l'antibio-résistance (intégrons 1, 2 & 3), dénombrés par approches classiques avec des milieux sélectifs ou par approches moléculaires basées sur le suivi de signatures d'ADN. L'astérisque bleu ciel indique la forte prévalence d'*E. coli* et d'entérocoques intestinaux.



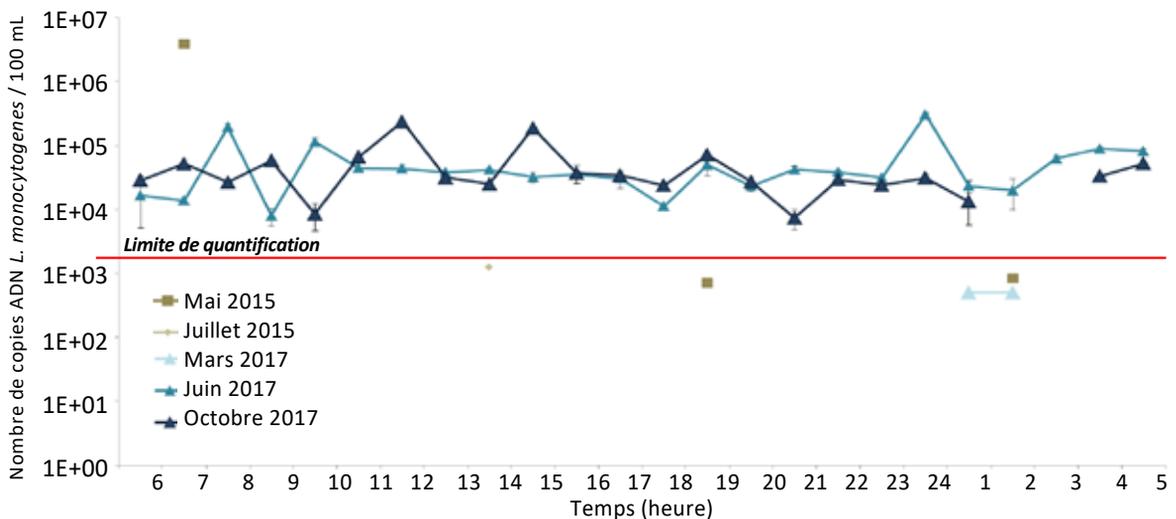
Figure 4 : Utilisation de la trousse qPCR pour qualifier la microbiologie d'un réseau unitaire conduisant à des surverses en période d'orage vers un cours d'eau intermittent (site OTHU de Grézieu-la-Varenne).

- (a) Chroniques des dénombrements qPCR sur 24 heures dans les eaux du réseau unitaire de plusieurs espèces pathogènes confirmant des transferts de ces espèces vers les milieux naturels lors de surverses des déversoirs d'orage du réseau unitaire.
- (b) Chroniques des dénombrements qPCR de l'espèce *Listeria monocytogenes* dans les eaux du réseau unitaire sur plusieurs périodes de 24 heures couvrant plusieurs années. Ces derniers résultats montrent des variations en fonction des années.

a) Variations journalières des quantités de bactéries dans un réseau unitaire (mars 2017)



b) Variations journalières de *Listeria monocytogenes* dans un réseau unitaire sur plusieurs années



Faire parler l'ADN pour connaître la qualité microbiologique des eaux

Tout être vivant contient de l'ADN : c'est ce qui permet aux policiers d'identifier un criminel à partir d'un cheveu laissé sur le lieu d'un méfait. De la même manière, il est également possible aujourd'hui à partir d'un simple prélèvement d'eau, d'isoler en laboratoire son ADN et d'analyser certaines empreintes génétiques pour estimer la diversité bactérienne (et d'autres micro-organismes) présente mais également prédire les fonctions réalisées par ces organismes. Ces approches sont utilisées par les écologues microbiens en raison des difficultés intrinsèques liées à l'analyse de formes microscopiques.

L'étude de l'ADN environnemental rend accessible l'analyse de la diversité via des approches métacodes-barres (comme sur nos produits de consommation courante) permettant de différencier les groupes taxonomiques présents. Elle ouvre des perspectives immenses de développement d'outils pertinents de bioévaluation environnementale de la qualité des milieux.

Des occurrences significatives de contaminations fécales humaines et canines ont été révélées par les marqueurs qPCR, et ont été reliées à des usages nocturnes au sein des voies isolées et impasses. Une prévalence élevée de *P. aeruginosa* a été observée, suggérant que cette espèce pathogène serait adaptée aux conditions de vie en ville. Ceci a conduit à initier un travail d'éco-génomique pour évaluer l'incidence de la ville sur l'évolution de cette espèce.

La définition des taux d'occurrence d'espèces bactériennes pathogènes dans les rejets d'un déversoir d'orage

Des observations sur le long terme ont été réalisées sur les eaux d'un réseau unitaire et sur les eaux de surverse impactant un cours d'eau intermittent du bassin versant de l'Yzeron. Des travaux permettant de préciser l'incidence de ces rejets de déversoirs d'orage (DO) sur les microbiomes naturels d'un cours d'eau ont également été initiés (Marti *et al.*, 2017b). La figure 4 présente les variations journalières d'espèces bactériennes au sein d'un réseau unitaire qui ont été suivies avec « la trousse OTHU qPCR », dont un suivi de l'espèce *Listeria monocytogenes* sur plusieurs années. Ces résultats montrent des spécificités dans la répartition des espèces sur une journée, avec certains groupes fortement corrélés à la présence de contaminations fécales. D'autres espèces, comme *P. aeruginosa*, montrent des émissions en provenance d'autres sources. Ces données peuvent être utilisées pour prédire la présence de certaines espèces bactériennes dans les rejets d'un DO en fonction de la période de la journée. Les observations de long terme des abondances en *L. monocytogenes* ont permis d'observer une augmentation des effectifs durant la période de sécheresse de 2017. Seules

des observations sur le long terme permettent de déduire ce type de phénomènes (merci l'OTHU !).

Des estimations des quantités de bactéries déversées par un DO lors d'une surverse ont également pu être effectuées. Des charges moyennes d'1 milliard de cellules de *P. aeruginosa*, d'*E. coli* et d'entérocoques intestinaux par surverse ont été déduites, confirmant les dangers associés à cette pratique. Ces travaux ont permis d'observer une persistance de ces bactéries déversées dans les sédiments benthiques en fonction de la température et des débits du cours d'eau (Navratil *et al.*, 2020). Des macrophytes aquatiques et certains supports inertes à proximité du DO ont également été trouvés contaminés par ces espèces.

Les bassins de rétention permettent des abattements significatifs de certains micro-organismes pathogènes

Les eaux de ruissellement peuvent induire une remise en suspension de dépôts urbains, et contribuer à la dissémination de micro-organismes de surface vers une nappe souterraine. Le bassin de rétention du site Django-Reinhardt a été utilisé comme source de dépôts urbains représentatifs des activités sur le bassin versant situé en amont. L'évolution de la diversité bactérienne des dépôts du bassin a été étudiée en fonction de leur temps de séjour (à partir de 2010). Ces analyses ont été réalisées en utilisant « la trousse OTHU » et les approches métacodes-barres 16S rRNA et tpm. Elles ont permis d'observer des relations significatives entre la chimie des dépôts du bassin et l'occurrence d'espèces potentiellement pathogènes d'*Aeromonas* et de *Pseudomonas* (Aigle *et al.*, 2021). L'espèce phytopathogène *P. syringae* a été favorisée par la croissance de végétaux sur les dépôts anciens du bassin et l'accumulation de naphthalène. Cependant, une majorité d'espèces a montré un dépérissement avec l'augmentation du temps de maturation des dépôts. Ceci suggère que la pratique de rétention permet d'obtenir des abattements significatifs de certaines espèces pathogènes pouvant être véhiculées par les eaux de ruissellement. Une bonne gestion des temps de maturation des dépôts permet donc de réduire les dangers microbiologiques. Cependant, ceci ne s'applique pas à toutes les espèces, et les populations de l'espèce *P. aeruginosa* n'ont pas montré un déclin significatif durant la période d'observation (e.g. Bernardin-Souibgui *et al.*, 2018). Cette espèce peut être transférée vers le bassin d'infiltration utilisé pour évacuer les eaux de ruissellement vers la nappe souterraine du secteur comme ceci a été démontré dans Colin *et al.*, (2020).

Certaines espèces peuvent s'infiltrer jusque dans les nappes souterraines si les ouvrages sont mal conçus ou mal entretenus. Par contre, nous connaissons peu l'influence de l'épaisseur de la ZNS (zone non-saturée = épaisseur du sol au-dessus de l'aquifère) des bassins d'infiltration et des noues sur le transfert de micro-organismes apportés par les eaux de ruissellement et l'impact qui en résulte sur la microbiologie d'une nappe phréatique. Des études de la structure des microbiomes via les approches méta-codes-barres ont été effectuées pour inférer les transferts depuis un bassin versant jusqu'à la nappe.

Le pourcentage de similarité « génétique » des communautés bactériennes entre les eaux de ruissellement et les eaux de nappe permet de quantifier le transfert des bactéries entre la surface et le système souterrain (Colin *et al.*, 2020). Des abondances significatives de *P. aeruginosa* ont été observées dans la nappe en aval de la zone d'infiltration des eaux de ruissellement du site Django-Reinhardt. Neuf géotypes tpm

Agents infectieux, formes pathogènes et virulence: de quoi parle-t-on ?

Un agent infectieux est un organisme pathogène responsable d'une maladie infectieuse (virus, bactérie...). Le pouvoir pathogène d'un agent infectieux mesure sa capacité à provoquer une maladie chez un organisme hôte. La virulence fait référence aux capacités d'un agent infectieux à se développer chez un organisme (pouvoir invasif) et à y sécréter des toxines (pouvoir toxique).

Dans les résultats présentés, les espèces pathogènes identifiées sont présumées virulentes mais peuvent contenir des formes non-virulentes d'où l'importance d'isoler ces formes urbaines et de vérifier leur virulence dans le contexte d'études d'interactions avec des cellules humaines ou en utilisant des modèles d'hôtes alternatifs comme les nématodes, plantes, et la souris de laboratoire. Ces travaux ont également été effectués dans le cadre de l'OTHU durant ces dernières années (Bernardin Souibgui *et al.*, 2017; Vautrin *et al.*, 2021).

de *P. aeruginosa* y ont été retrouvés alors qu'un seul était observé en amont du panache d'infiltration. Les *P. aeruginosa* de la nappe ont été comparés à ceux des bassins de rétention-infiltration et du bassin-versant. Nous avons ainsi pu observer un type commun entre le bassin-versant et la nappe. Ces résultats suggèrent que certaines espèces allochtones comme *P. aeruginosa* peuvent diffuser jusqu'aux nappes souterraines malgré une épaisseur importante (>10 m) de la ZNS.

En comparant les indices de similarités de plusieurs bassins d'infiltration d'eau pluviale de la Métropole de Lyon, nous avons démontré que le transfert de bactéries de la surface vers la nappe dépend du temps de transit des eaux : plus celui-ci est long et plus les communautés sont différentes (Voisin *et al.*, 2018 ; Pozzi *et al.*, 2021b). Ainsi, la capacité de rétention des bactéries de la zone non saturée augmente avec le temps de transit de l'eau et pourrait être optimisée lors du design des ouvrages d'infiltration.

En Bref...

Les eaux urbaines peuvent représenter une composante clé du cycle épidémiologique des bactéries pathogènes les plus versatiles comme *P. aeruginosa*. Si les déversoirs d'orage peuvent contribuer à leur dissémination, les systèmes centralisés de rétention-infiltration tendent en revanche à induire un dépérissement de la majorité de ces espèces indésirables. L'OTHU a développé et validé une large palette de marqueurs bactériens permettant une évaluation de la qualité microbiologique des eaux urbaines et des milieux récepteurs. Des observations sur le long terme de ces populations bactériennes devraient permettre d'identifier des pratiques de gestion permettant de réduire la propagation de ces formes pathogènes, et de prévenir une dissémination de leur contenu génétique dont certains gènes de résistance aux antibiotiques.

Comment connaître la pollution des sédiments des bassins de rétention des eaux pluviales ?

Laure Wiest, CNRS UCBL, Institut des Sciences Analytiques, UMR 5280 - Gislain Lipeme Kouyi, Sylvie Barraud, INSA Lyon - Yves Perrodin, ENTPE

Outre leur rôle en matière de prévention des inondations, les bassins de rétention permettent, par sédimentation, de piéger les polluants présents dans les eaux de ruissellement, comme les hydrocarbures et les métaux lourds. Des questions subsistent néanmoins quant aux risques liés à la remobilisation de substances volatiles et/ou toxiques lors d'épisodes pluvieux. Les exploitants de ces bassins s'interrogent également concernant la fréquence optimale des curages et la gestion de l'élimination des sédiments. Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de disposer de données précises sur les caractéristiques physico-chimiques de ces sédiments.

Comment échantillonner les sédiments ?

La constitution d'un échantillon homogène

La méthode utilisée pour échantillonner les sédiments est le quartage. Cette méthode permet de réduire la taille de l'échantillon et d'homogénéiser les sédiments collectés pour différentes analyses. Les sédiments sont répartis sur une surface de 50 cm x 50 cm de manière homogène. Ce carré est ensuite divisé en 4 quarts, deux quarts opposés sont écartés. Les deux autres quarts sont mélangés sur la surface du carré. Le même processus est réalisé 4 fois (figure 1). Finalement, les sédiments collectés sont tamisés à 2 mm, afin d'éliminer les éléments grossiers (pierres, feuilles) et obtenir des échantillons homogènes.

L'importance du conditionnement et des conditions de stockage de l'échantillon

Les échantillons sont ensuite conditionnés dans un sac en plastique pour l'analyse de la granulométrie, la teneur en eau, la masse volumique et les éléments traces métalliques et dans des flacons en verre ambré pour l'analyse des micropolluants organiques. En effet, le matériau de conditionnement de l'échantillon, ainsi que les conditions de stockage sont d'une grande importance et dépendent des analyses prévues ultérieurement (Schiafone *et al.*, 2011). Par exemple, des matériaux polymères (polystyrène cristal, polyéthylène ou téflon) sont requis en vue de l'analyse des métaux tandis que l'analyse de contaminants organiques, notamment les plus apolaires, requiert l'utilisation de flacons en verre. De plus, les échantillons doivent être réfrigérés lors du transport, à l'abri de la lumière et livrés au laboratoire d'analyse dans

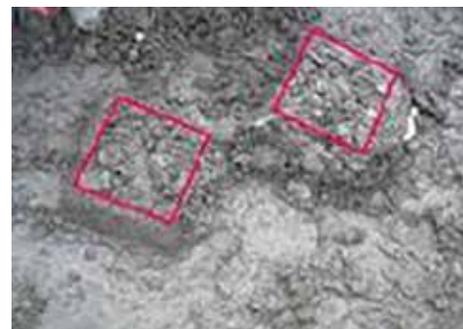
Figure 1 : Procédure d'échantillonnage par la méthode de quartage.



(1) Zone de mélange



(2) Division en 4 du tas



(3) Mélange des 2 quarts opposés

les 24 heures suivant l'échantillonnage. Une température comprise entre 2 et 8 °C est recommandée.

Quels paramètres mesurer et dans quel but ?

Des paramètres physico-chimiques pour caractériser les sédiments

La compréhension de l'hydrologie du bassin passe nécessairement par une **analyse granulométrique**, qui permet de déterminer quantitativement la distribution des particules par classes de diamètres. En effet, plusieurs études ont montré que les particules deviennent plus fines lorsque l'on s'éloigne de l'entrée des eaux dans le bassin. Il existe de nombreuses méthodes de détermination de la granulométrie, mais une des plus fiables est la granulométrie laser pour les plus fines (Delanghe-Sabatier D., 2011).

Une analyse de la **matière organique volatile** est également nécessaire. Celle-ci est classiquement déterminée par perte au feu [calcination à 550 °C (Norme EN 12897)] et plus rarement par détermination du carbone organique total, cette dernière étant plus précise et plus fiable que la première.

Les sédiments de bassin de rétention ont des taux en matière organique très élevés comparés aux sédiments de rivière. Ces taux sont proches de ceux des matières en suspension retrouvées dans les eaux de ruissellement pluvial. Ce

paramètre donne une indication sur la contamination du sédiment. En effet, la sorption de polluants sur la matrice sédiment est essentiellement corrélée à la matière organique du sédiment.

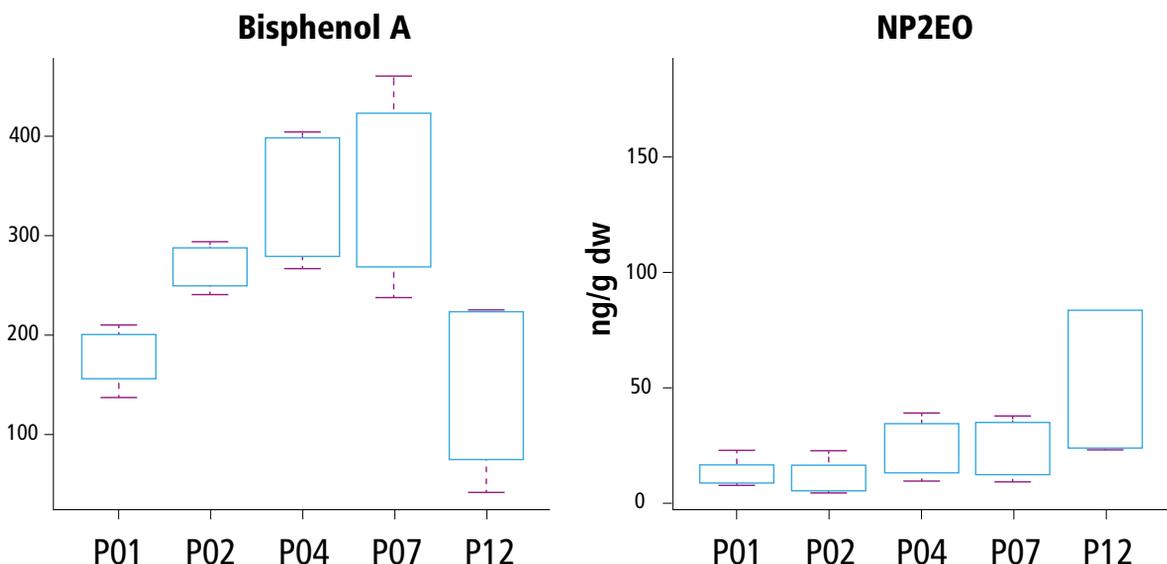
Des analyses de polluants pour évaluer la dangerosité et identifier les sources de pollution

Les métaux lourds, ou éléments traces métalliques (ETM), existent naturellement mais en quantités très faibles dans les sols (de l'ordre du mg/kg), l'eau et l'air. Cependant, les activités humaines sont sources de concentrations plus élevées. De par leur toxicité, plusieurs sont à surveiller notamment le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le mercure (Hg) et l'arsenic (As).

En outre, l'analyse de ces métaux aide à la détermination de sources de pollution. Par exemple, le zinc est un élément trace caractéristique de la pollution liée aux eaux de ruissellement des routes et autoroutes. Les bordures des axes routiers sont également chargées en cadmium et en zinc, liés à l'usure des pneus.

Il est également pertinent de mesurer les **polluants organiques**. Contrairement aux métaux lourds, ceux-ci ne sont pas présents naturellement dans l'environnement, mis à part quelques hydrocarbures. Les concentrations recherchées étant extrêmement faibles (de l'ordre du µg/kg -ou ng/g-, soit 1000 fois moins que les ETM), leur analyse nécessite des méthodes sensibles et spécifiques, la technique de choix étant la spectrométrie de masse.

Figure 2 : Hétérogénéité spatiale des concentrations en polluants organiques : photo du bassin de rétention de Django-Reinhard et concentrations en Bisphénol A et Nonylphénol diéthoxylé (NP2EO) (P01 : entrée, P02 : centre, P04 : gouttière/sortie, P07 : sortie, P12 : fosse à hydrocarbures).



L'analyse des polluants organiques apportent des informations sur les sources de pollution potentielles : activités industrielles, agricoles, trafic routier, mais également les activités domestiques.

Les Polluants Organiques Persistants (POP), tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont étudiés depuis les années 1990 et sont visés par deux textes internationaux, le protocole d'Aarhus, signé en juin 1998 et amendé en 2009, puis la convention de Stockholm, signée en mai 2001. À l'inverse, des contaminants dits émergents, qui ne font pas l'objet de réglementation, sont étudiés depuis peu et inquiètent de par leur toxicité, leur persistance et leur diversité. Ce groupe de contaminants comprend des substances utilisées en grandes quantités dans la vie de tous les jours telles que les médicaments, les cosmétiques, les détergents et les additifs plastiques.

Les principaux résultats de l'OTHU

Un suivi approfondi des sédiments accumulés dans le bassin de Django-Reinhard (Chassieu) a été réalisé dans le cadre de différents projets, notamment dans le projet ANR CABRRES. Dans ce dernier, différents paramètres classiques ont été étudiés [granulométrie, matière organique, éléments traces métalliques, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pesticides, retardateurs de flammes bromés (PBDE)] mais également quelques polluants émergents tels que les alkylphénols, les alkylphénols éthoxylés et le Bisphénol A.

Des niveaux de contamination des sédiments qui justifient des précautions lors de leur élimination

Tous les ETM analysés (Cd, Cr, Pb, Cu, Ni, Zn) ont été retrouvés dans les sédiments à des concentrations relativement élevées. Selon le métal considéré, les ordres de grandeur varient de plus d'un facteur 1000, du µg/kg pour le Cd au g/kg pour le Zn.

Les apports de l'écotoxicologie

La caractérisation physico-chimique ne donne qu'une image partielle de la toxicité potentielle d'un échantillon. Ces analyses sont loin d'être exhaustives et seuls des outils biologiques, tels que les bioessais, peuvent mettre en évidence des effets toxiques liés à un ensemble de polluants (avec un éventuel effet « cocktail »). Le test « ostracodes » (crustacés microscopiques) par exemple, utilisé dans le cadre du projet CABRRES, s'est révélé adapté et a permis de montrer que les sédiments frais d'un bassin de rétention d'eaux pluviales étaient plus écotoxiques que les sédiments maturés.

Des travaux en écotoxicologie microbienne s'appuyant sur un développement de nouveaux marqueurs ADN ont également permis d'affiner ces études. De nouvelles sentinelles des effets écotoxiques ont ainsi pu être identifiées (Aigle *et al.*, 2021).

Par ailleurs, nos résultats montrent que les sédiments étaient peu contaminés par les pesticides et le polybromodiphényl-éther (PBDE).

Seuls trois des pesticides ciblés ont été détectés (chlorpyrifos, diuron et isoproturon) et en faibles concentrations. Ces faibles niveaux peuvent indiquer une utilisation décroissante de ces substances en raison des évolutions de la réglementation. Mais ils peuvent également être le résultat de la faible efficacité d'un tel bassin de rétention pour piéger ces substances qui sont principalement en phase dissoute.

Contrairement aux pesticides et aux PBDE, les sédiments étaient largement contaminés par des alkylphénols et du bisphénol A. Cela peut s'expliquer par l'omniprésence de ces substances dans les matériaux de construction et automobile. En certains points du bassin, ces niveaux de contamination étaient supérieurs aux concentrations prédites sans effet (PNEC), un seuil au-delà duquel on considère que le risque est significatif pour les écosystèmes. Ainsi, des précautions doivent être prises lors du retrait (le port de masques et de gants est très fortement recommandé) et de l'élimination de ces sédiments.

Des différences importantes selon les zones du bassin

Cette étude a également montré une hétérogénéité spatiale des caractéristiques physico-chimiques et de la contamination en polluants des sédiments au sein du bassin. Les sédiments des points P01 (entrée) et P12 (fosse à hydrocarbures) ont une granulométrie plus élevée et un taux de matière organique plus faible que les points les plus éloignés du bassin (P02, P04 et P07). Ces caractéristiques peuvent expliquer les concentrations moins élevées en Bisphénol A, à ces points (figure 2). Ce phénomène a également été observé pour les trois métaux lourds, cadmium, plomb et zinc.

Mais tous les polluants ne suivent pas cette règle: le nonylphénol diéthoxylé NP2EO a été quantifié à des concentrations plus élevées au point P12 (figure 2), où se situe une fosse à hydrocarbures. Le fait que cette fosse comprend probablement des zones anaérobies (sans oxygène) peut être une explication à cette différence. En effet, le NP2EO ne se dégrade en 4-nonylphénol qu'en présence d'oxygène: sa dégradation est donc sûrement moins rapide à cet endroit du bassin. Cette observation conforte l'idée qu'il est déconseillé d'installer des fosses à hydrocarbure ou de décantation de faible capacité au sein des bassins de retenue – décantation, puisqu'elles créent des zones dans lesquelles la dégradation des polluants est faible, voire nulle.



POUR ALLER PLUS LOIN

- ▶ **Bécouze-Lareure C., Gonzalez-Merchan C., Sébastien C., Perrodin Y., Barraud S., Lipeme Kouyi G.,** (2016). Évolution des caractéristiques physico-chimiques et ecotoxicologiques des sédiments accumulés dans un bassin de retenue décantation : premiers résultats du projet ANR CABRES. *Techniques Sciences & Méthodes*, TSM, 4 (2016), 43-55. [lc.cx/becouze2016](https://ic.cx/becouze2016)
- ▶ **Lipeme Kouyi G., Barraud S., Becouze-Lareure C., Blaha D., Perrodin Y., Wiest L., Aubin J.-B., Toussaint J.-Y., Vareilles S., Mandon C., Bernardin-Souibgui C., Marti R., Bourgeois E., Marjolet L., Cournoyer B.,** (2018) Caractérisation des sédiments d'un bassin de retenue – Décantation des eaux pluviales et éléments pour la gestion. *Techniques Sciences & Méthodes*, TSM, 9(2018), 65-75. – [lc.cx/lipeme2018](https://ic.cx/lipeme2018)
- ▶ **Schiavone S. et Coquery M.** – Guide d'échantillonnage et de prétraitement des sédiments en milieu continental pour les analyses physico-chimiques de la DCE - Cemagref, 2011 – [lc.cx/schiavone2011](https://ic.cx/schiavone2011)

Comment étudier les processus d'usages et de contaminations des aménagements urbains intégrant des ouvrages de gestion des eaux pluviales ?

Claire Mandon, Université de Lyon, INSA-Lyon, CNRS, UMR 5600 Environnement Ville Société

Outre leur fonction hydraulique, les ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales sont des infrastructures dont les autres fonctions vont dépendre de la manière dont les publics urbains utilisent les espaces publics associés. L'objectif de cet article est de proposer une méthode pour observer les usages et activités urbaines à l'origine de la contamination microbiologique voire chimique des eaux de ruissellement alimentant ces ouvrages, qu'ils soient à la source comme des noues enherbées, ou centralisés comme des bassins de rétention ou infiltration.

Le milieu urbain est constitué d'objets et de dispositifs techniques

Il n'est pas d'activité sociale qui ne requière des objets (Toussaint, 2009). Les espaces publics n'échappent pas à cette règle. Ils sont constitués d'objets et de dispositifs techniques et spatiaux qui rendent praticable la ville. Concrètement, les publics urbains ont besoin de se déplacer pour aller travailler, faire leurs courses, avoir des activités de loisirs etc. Pour cela, il faut des routes, des objets de signalétiques, des pistes cyclables et des véhicules pour les activités de déplacements; des trottoirs, des bancs, des poubelles, des espaces verts pour les activités de détente, etc. Tous ces objets et dispositifs sont à disposition des urbains tout en contribuant à l'urbanisation : en ce sens, on peut les appeler des objets et dispositifs techniques et spatiaux de l'urbain (ODTSU).

Les ouvrages de gestion des eaux usées et pluviales représentent également un ensemble d'objets et de dispositifs techniques tels que des bassins d'infiltration, de rétention, des noues, des réseaux souterrains (réseau unitaire ou réseau séparatif), des ouvrages spécifiques (déversoirs d'orage, branchements, filtres plantés de roseaux...). Ces ouvrages sont plus ou moins fermés ou ouverts aux publics, intégrés ou non aux espaces publics et parfois paysagers (parcs, jardins publics, squares etc.).

Nos comportements, aptitudes et habilités à nous servir d'objets pour résoudre un problème dans l'action répondent à des règles d'usage communes. Lorsque des comportements sont réguliers, nous pouvons parler de pratiques (Toussaint, 2009), ces dernières instituant les règles d'usage de l'objet.

Il s'agit alors de décrire les manières dont les publics usent des objets de leurs environnements, dans la régularité (la pratique) ou dans la création d'actions, forme nouvelle de comportement et d'aptitude face aux objets. Dans un même temps, il est nécessaire de comprendre comment ces objets de l'urbain appellent certaines activités.

Décrire les usages de ces objets pose plusieurs difficultés méthodologiques

Saisir la manière dont les objets appellent l'action, la pratique et l'usage nécessite une méthodologie d'observation rigoureuse et systématique des temps de l'activité. L'activité est en effet profondément temporelle, elle s'inscrit dans des rythmes et des durées variés. Dans leurs caractéristiques temporelles, les activités peuvent ainsi être régulières ou temporaires, saisonnières, événementielles, diurnes ou nocturnes, etc. Ces niveaux de temporalité peuvent s'enchevêtrer et rendre l'observation des activités difficile à réaliser et à concevoir. Chacune de ces temporalités renseigne de la dynamique qui s'opère dans l'activité sociale quotidienne urbaine.

L'observation des activités pose donc des difficultés méthodologiques :

1 – **Les activités ne sont pas visibles ou appréhendables dans leur totalité**, mais par séquences. Elles procèdent d'un déroulement d'un ensemble d'actions, dans l'espace et le temps. Lorsqu'une personne se déplace pour aller travailler, elle part d'un point A, spatial (le domicile) et temporel (l'heure de départ). Elle sort de son domicile, traverse sa rue, prend son vélo, sa voiture ou les transports en commun, passe par telle ou telle rue, écoute de la musique, etc. Ainsi, l'activité « se déplacer vers son lieu de travail » engendre un certain nombre de cours d'actions qui relève de séquences de cette activité. Les observations in situ (Toussaint, Vareilles, 2011) permettent de décrire très précisément ces séquences, des cours d'action dans lesquels les publics urbains mobilisent les objets techniques et spatiaux dans leur environnement (voiture, vélo, rues, écouteurs, etc.).

2 – L'activité étant toujours située, **l'observateur est spatialement et temporellement arbitraire** par rapport à l'activité observée. Pour reprendre l'idée du déplacement vers son lieu de travail, si l'enquêteur a fixé son terrain d'observation sur une rue aux aménagements séparatifs (voie, piste cyclable, voie piétonne), il n'observera que des séquences « faire du vélo », « être en voiture », ou « marcher ». Ses observations constitueront donc une séquence arbitraire

et définie dans le temps (heure, jour de la semaine d'observation) et l'espace (lieu d'observation) de l'activité « se déplacer » (Toussaint, Vareilles, 2013).

3 – Les objets et les aménagements qu'ils constituent supportent de **multiples activités simultanées et successives**. La rue aux aménagements séparatifs de notre exemple illustre bien cette idée qu'un aménagement accueille simultanément différentes activités de déplacements (parfois de chalandses, de pauses, etc.) et que celles-ci se succèdent dans le temps.

La nécessité de prendre en compte les facteurs explicatifs des usages

Pour surmonter ces difficultés méthodologiques, de nombreux facteurs explicatifs des activités peuvent aider à les rendre significatives pour l'observateur. D'abord, les activités ne sont jamais aléatoires, elles sont fixées dans les agendas sociaux : à certaines heures, certains jours ou certaines saisons, on peut s'attendre à observer des séquences de certaines activités aux dépens d'autres. Aux « heures de pointe » matinales par exemple, il est probable de voir essentiellement des activités de déplacement alors que dans le cours d'une après-midi, nous pouvons observer des activités de promenade ou de chalandses. Aussi, les typologies sociales articulées aux typologies urbaines sont significatives autant pour l'acteur que pour l'observateur à partir des appartenances sociales des personnes et des quartiers mais aussi de la morphologie urbaine du terrain. Par exemple, toutes les places ont en commun d'être des espaces publics non bâtis, limités par des bâtiments, desservis par des voies de communication et équipés de mobilier urbain ou d'édicules (statut, kiosque, toilettes etc.). Mais selon les revêtements de sol (goudronné, enherbé, pavé, etc.), les objets du mobilier urbain (bancs, poubelles, jeux pour enfants) et leurs configurations, les

places n'appelleront pas les mêmes activités. Aussi, la place, qu'elle soit en centre urbain dense, en périphérie de la ville, dans un quartier populaire ou gentrifié, n'accueillera pas les mêmes types d'activités sociales, leur même variété ou leur même intensité. La morphologie sociale et urbaine du terrain permet alors d'escompter certains comportements.

Applications et méthodes : vers un modèle des usages urbains

Une méthodologie d'enquête applicable à différents terrains d'étude

Nous avons construit une méthodologie d'enquête capable de s'appliquer à des terrains d'étude hétérogènes tout en prenant en compte des caractéristiques précises relatives aux différents aspects temporels de l'observation, aux objets et dispositifs à observer et aux critères de description des terrains d'étude (dont la morphologie sociale et urbaine). Il s'agit alors de les quadriller en établissant des points d'observation précis avec pour chacun un périmètre d'enquête défini. Le tableau 1 résume notre méthodologie, appliquée et adaptée à trois terrains d'étude, la zone industrielle de Chassieu Mi-Plaine (bassin versant associé à un bassin de rétention/infiltration), le quartier de la Part-Dieu (aménagement séparatifs, techniques alternatives) et Grézieu-La-Varenne (déversoir d'orage).

Prenons le cas de l'étude menée dans le cadre du projet ANR CABRES. Notre problématique de recherche portait sur les incidences des activités sociales d'une zone industrielle sur la qualité microbiologique et chimique des eaux de ruissellement collectées dans un bassin de rétention et d'infiltration. Nous avons utilisé cette méthode en prenant en compte comme périmètre d'observation, les zones de ruissellement des eaux pluviales s'engouffrant dans les avaloirs présents sur chaque point d'observation. Ces avaloirs correspondent aux points

Tableau 1 : Récapitulatif de la méthodologie d'enquête (Claire Mandon, 2019).

Pour chaque point d'observation (= point de prélèvement)	Types d'observations	Temporalité et sessions d'observation pour chaque point		Objectifs
Observation des objets et dispositifs techniques formant les aménagements	Recensement des ODTSU et descriptions des configurations d'aménagement	1 session par terrain		Identifier les ODTSU et les configurations d'aménagement + déterminer les seuils (étanchéité/délimitation entre espaces privés et espace public
Observation des périmètres de ruissellement des eaux pluviales	Identification des directions des ruissellements passant par les points d'observation (avaloirs)	1 session par terrain		Comprendre (1) comment s'écoule l'eau pluviale pour (2) identifier les zones de lessivage des traces et déchets laissés par les objets dans les activités
Observations séquentielles des activités sociales sur l'espace public 30min / point / session	Description des activités sociales sur l'espace public et : • ODTSU mobilisés • Déchets/traces laissées • Flux des activités • (comptage des véhicules – modes doux – piétons)	ZI Chassieu (20 points) • 6h-10h : 2 sessions • 12h-14h30 : 1 session • 16h30-19h30 : 1 session • 19h-23h : 2 sessions	Part-Dieu (12 points) et Grézieu-La-Varenne (4 points) • 7h30-9h30 : 3 sessions • 10h-12h : 3 sessions • 12h-14h : 3 sessions • 14h30-16h30 : 3 sessions • 17h-19h30 : 3 sessions • 20h-00h : 3 sessions	Identifier les (1) différentes temporalités des activités (matin, midi, sorties du travail, soir) – (2) leurs régularités ou fréquences – (3) les inférences ou non entre activités observées et déchets/traces relevés
Observation des activités économiques	Recensement des entreprises et commerces compris dans le périmètre d'observation	ZI Chassieu 1 session de recensement des entreprises	Part-Dieu et Grézieu-La-Varenne 1 session de recensement des commerces	Identifier les entreprises ou commerces présents autour des points d'observation - leur taille - leurs temporalités d'activités - leurs types d'activités

de prélèvement des eaux de ruissellement, effectués par l'équipe de microbiologie. De plus, nous avons ajouté comme variables les activités des entreprises jouxtant le périmètre et leur perméabilité en termes de seuil entre espaces privés (des entreprises) et espace public. L'objectif était de comprendre si les activités des entreprises avaient un impact sur la contamination microbiologique de l'espace public.

Il en est de même pour les deux autres terrains d'étude (Programme ANSES IOUQMER, 2016-2020) où l'adaptation de la méthode s'est surtout effectuée sur les temporalités des activités sociales à observer. En effet, les enquêtes exploratoires menées sur le quartier de la Part-Dieu et la commune de Grézieu-La-Varenne ont révélé que les temps de l'activité urbaine diffèrent par rapport à la Z. I. de Chassieu. Par exemple, les activités liées au travail et les heures de pointe débutent plus tôt dans la journée sur Chassieu que sur les deux autres terrains.

Cette méthodologie a nécessité un minimum de deux enquêtes de terrain au regard de la densité des observations à mener, simultanées et systématiques sur les points d'observation choisis. Pour visualiser les types de données qui ont pu être produites suite à ces enquêtes, la figure 1 représente la synthèse des données recueillies sur deux points d'observation et de prélèvement de la zone industrielle de Chassieu. Les activités et les déchets ont été regroupés par types pour permettre d'identifier des catégories de relations entre activités, objets mobilisés, déchets et traces produits. Sont également indiqués, les directions des ruissellements

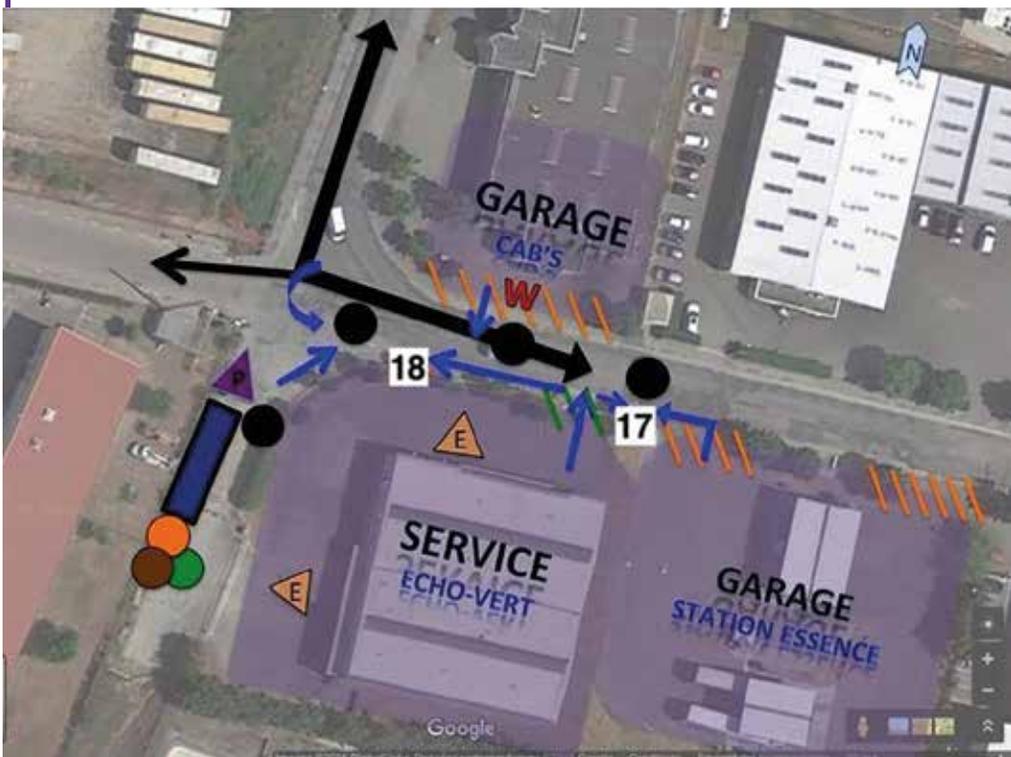
(donc le périmètre d'observation), les espaces privés et les types de seuil (dispositifs d'aménagement de séparation des espaces privés et publics).

Les activités et objets peuvent évidemment être à l'origine de contaminations des eaux de ruissellement mais comment

Les résultats obtenus dans le cadre du projet CABRES ont montré que les objets mobilisés et les traces laissées au cours de ces activités sociales étaient une des sources de contamination microbiologique des eaux pluviales. Une porosité a également été observée entre les espaces privés et publics (ruissellement des parties privées vers les espaces publics). La conception des aménagements des espaces publics à l'aide des ouvrages de gestion des eaux pluviales doit être pensée en rapport avec les activités sociales environnantes qui peuvent être source de contamination des eaux de ruissellement pluvial alimentant ces derniers.

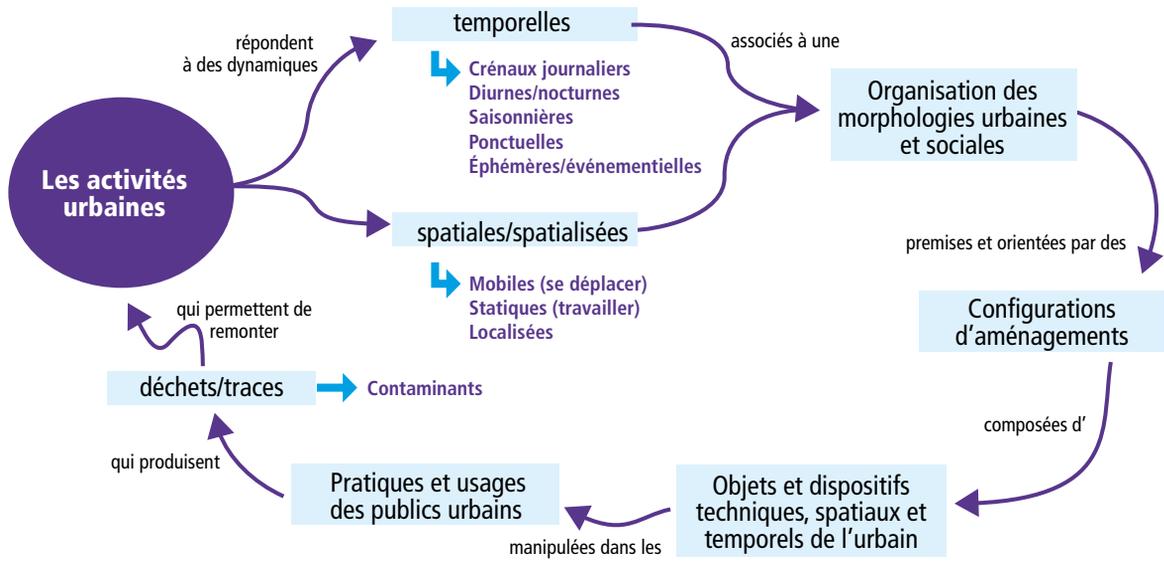
Les travaux menés sur les trois sites de la Métropole de Lyon ont permis la construction d'une base de données regroupant l'ensemble des données d'observation. Celle-ci répertorie près de 115 000 personnes mobilisant des espaces publics et les objets et dispositifs les constituant, les objets du quotidien (voiture, téléphone, cigarette etc.), les déchets et traces produits en les manipulant. En cours de traitement, cette base de données est analysée à partir du modèle d'analyse présenté sur la figure 2. Les résultats seront disponibles en 2021 (thèse INSA de Lyon, Claire Mandon).

Figure 1 : Synthèse des données d'observation des points 17 et 18 sur la zone industrielle de Chassieu (source : Google Earth, 2016).



Entreposage	Travail sur cour	Espace privé	Seuil poreux avec délimitation
Présence d'animaux	Circulation	Ruissellement	Seuil poreux sans délimitation
Prostitution	Stationnement des PL		
Excréments	Stationnement des voitures		
Déchets divers	Traces d'eau	Tâches liées au trafic	Déchets liés à l'hygiène

Figure 2 : Modèle d'analyse des données d'observation des activités humaines (thèse Claire Mandon).



En Bref...

Les ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales et les aménagements urbains qui leurs sont associés sont très variés. Ils nécessitent une réflexion quant aux possibles impacts des activités sociales sur la qualité chimique et microbiologique des eaux de ruissellement alimentant ces ouvrages. Les aménagements urbains, à la fois supports et vecteurs des activités sociales, doivent être pensés pour limiter l'impact des activités humaines. Cet article propose une réflexion et une méthodologie pour identifier les sources de contamination des espaces publics et des eaux de ruissellement.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Toussaint J.-Y.** Les usages et les techniques – Traité sur la ville (2009). *Presses universitaires de France* – lc.cx/toussaint2009
- **Toussaint J. Y. et Vareilles S.** Handicap et reconquête de l'autonomie. Réflexions autour du rapport entre convivialité des objets et autonomie des individus. Le cas des dispositifs techniques et spatiaux de l'urbain (2010). *Geographica Helvetica* – lc.cx/toussaint2010

