



**HAL**  
open science

## Contribution des zones urbaines aux flux de contaminants particuliers du Rhône

Marina Coquery, Matthieu Masson, Julie Roger, Jessy Al-Khoury, Alexandra  
Gruat

► **To cite this version:**

Marina Coquery, Matthieu Masson, Julie Roger, Jessy Al-Khoury, Alexandra Gruat. Contribution des zones urbaines aux flux de contaminants particuliers du Rhône. [Rapport de recherche] INRAE. 2024. hal-04652941

**HAL Id: hal-04652941**

**<https://hal.science/hal-04652941v1>**

Submitted on 27 Aug 2024

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

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



Observatoire  
des Sédiments  
du Rhône

# Contribution des zones urbaines aux flux de contaminants particulaires du Rhône

# Contribution des zones urbaines aux flux de contaminants particuliers du Rhône

Rapport scientifique final

Version du 17 mai 2024

---

**Observatoire des Sédiments du Rhône – 6<sup>ème</sup> programme d'action**

---

**Axe B** – Comprendre les sources et la dynamique des MES et des contaminants particuliers dans le bassin du Rhône

---

**Action B1.2** – Contribution des zones urbaines aux flux de contaminants du Rhône

---

## Personnes impliquées

Marina Coquery, Matthieu Masson, Julie Roger, Jessy Al-Khoury, Alexandra Gruat (INRAE, UR RiverLy, LAMA)

## Pour citer ce rapport

M. Coquery, M. Masson, J. Roger, J. Alkhoury, A. Gruat (2024). Contribution des zones urbaines aux flux de contaminants particuliers du Rhône. Rapport final. Observatoire des Sédiments du Rhône – 6<sup>ème</sup> programme d'action. Action B1.2. 36 p.

L'OSR est un programme animé par le Graie. Pour toute information vous pouvez contacter

Bertrand Morandi (bertrand.morandi@graie.org)

---

## Résumé

A l'issue de l'OSR-5, des bilans de matières en suspension (MES) et des contaminants particuliers associés ont été établis à l'échelle du bassin du Rhône et de ses principaux affluents. La présence de bilans déficitaires pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les éléments traces métalliques (ETM) peut être associée à des apports de contaminants le long du continuum du Rhône mais qui ne sont pas échantillonnés avec le réseau de suivi de l'OSR. Ces « sources manquantes » correspondraient à des apports diffus ou ponctuels des zones urbaines. Cette étude vise à construire une méthodologie permettant d'estimer les flux de contaminants des zones urbaines à partir de données existantes et de l'acquisition de données de terrain complémentaire.

Une étude bibliographique a été menée sur les méthodologies d'évaluation des flux de contaminants d'origine urbaine et sur les indicateurs caractéristiques des rejets urbains par temps de pluie (ruissellement sur les surfaces imperméabilisées, déversoirs d'orage...). Des contaminants urbains pertinents (HAP et phtalate DEHP, ETM) ont été sélectionnés pour effectuer des analyses supplémentaires sur les MES du Rhône en amont et aval de Lyon. Des bilans de masses réalisés pour la première fois à l'échelle de l'agglomération lyonnaise sur deux années hydrologiques 2019-2021 ont permis de démontrer les apports urbains de HAP, DEHP et certains métaux au niveau de l'agglomération lyonnaise.

De plus, les flux annuels de contaminants rejetés dans le Rhône et la Saône à l'échelle lyonnaise par les deux sources urbaines étudiées (déversoirs d'orage et station d'épuration) ont été calculées. Pour le mercure, ces charges sont du même ordre de grandeur que les flux annuels excédentaires en aval de Lyon.

Cette étude a permis de confirmer que l'agglomération de Lyon constitue une source de contaminants non négligeable de contaminants particuliers, tels que les HAP, le DEHP et certains ETM, et susceptible de correspondre aux bilans déficitaires à l'échelle du Rhône.

---

## Mots-clés

Rhône ; Observatoire ; Sédiments ; OSR ; matières en suspension ; bilan des flux ; contaminants particuliers ; rejets urbains par temps de pluie ; sources des contaminants

---



# Table des matières

<b>1. Introduction.....</b>	<b>6</b>
<b>2. Etude bibliographique - Comment établir des bilans de flux contaminants urbains ? .....</b>	<b>7</b>
2.1 Les sources urbaines de contaminants .....	7
2.2 Les indicateurs de rejets urbains .....	9
2.3 Méthodes d'estimation de rejets de contaminants urbains .....	10
2.3.1. Principaux observatoires de terrain en hydrologie urbaine .....	10
2.3.2. Choix des méthodologies pour évaluer les apports de contaminants dans les zones urbanisées.....	12
<b>3. Application à l'échelle de l'agglomération urbaine de Lyon .....</b>	<b>13</b>
3.1 Bilan des contaminants particuliers à partir des données de l'OSR .....	13
3.1.1 Contaminants ciblés .....	14
3.1.2 Choix des méthodes de prélèvement et de la période d'observation – mesure des concentrations en contaminants.....	15
3.1.3. Traitement des données et calculs de flux.....	16
3.1.4. Bilans mensuels et annuels de MES et contaminants associés .....	17
3.1.5. Principaux résultats .....	18
3.2 Données existantes sur les rejets .....	22
3.2.1. Méthodologie d'estimation des rejets urbains dans le Rhône à l'aide de calcul théorique et de données collectées pour l'agglomération lyonnaise.....	22
3.2.2. Résultats .....	25
3.3 Comparaison des méthodologies - discussion.....	27
<b>4. Application à l'échelle d'un petit bassin versant urbain.....</b>	<b>28</b>
4.1 Introduction .....	28
4.2 Contaminants dans les eaux de ruissellement pluvial .....	29
4.3 Estimation des flux avec les données existantes .....	30
<b>5. Conclusions et perspectives.....</b>	<b>32</b>
<b>6. Bibliographie .....</b>	<b>33</b>



## 1. Introduction

A l'issue de l'OSR-5, des bilans inter-annuels (2008-2018) et inter-mensuels de flux de matières en suspension (MES) et des contaminants particuliers associés ont été établis à l'échelle du bassin du Rhône et de ses principaux affluents (Delile et al. 2021). Les contaminants étudiés incluaient des composés organiques persistants (polychlorobiphényles [PCBi] et hydrocarbures aromatiques polycycliques [PAH] ; le glyphosate et l'acide aminométhylphosphonic [AMPA] ; et des éléments trace métalliques (ETM). Pour les 29 contaminants étudiés, ces bilans sont globalement déficitaires (déficit net inter-annuel de 47% en moyenne, alors que les déficits de MES sont en moyenne de 21%) ; c'est-à-dire que les flux de contaminants particuliers à l'exutoire du Rhône (Arles/Beaucaire) sont supérieurs à la somme des flux apportés par les principaux affluents du Rhône (Delile et al. 2021). Les déficits sont importants pour plusieurs familles de contaminants organiques, en particulier pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques - HAP (déficit net inter-annuel de 51 % en moyenne). La présence de tels déficits peut être associée à des apports de contaminants des zones urbaines présentes le long du continuum du Rhône mais qui ne sont pas échantillonnés avec le réseau de suivi de l'OSR, tels que des rejets d'eaux usées ou des eaux de ruissellement sur des zones artificialisées lors des événements pluvieux. Ces contaminants peuvent être apportés directement au Rhône sous forme particulaire (associées aux MES) ou bien sous forme dissoute (<0.45 µm). Dans ce dernier cas, un transfert des contaminants urbains de la phase dissoute vers les MES du Rhône peut être envisagé en particulier pour les substances les plus hydrophobes (ex. HAP) et la plupart des métaux (ex. mercure et plomb).

Dans le cas des HAP, notre hypothèse est que l'intensité des précipitations printanières et automnales dans le couloir rhodanien déclenche un ruissellement de surface sur les zones artificialisées des agglomérations de la vallée du Rhône (Lyon, Vienne, Montélimar, Valence et Avignon) dont le lessivage charge en HAP les eaux urbaines qui finissent par gagner le Rhône. Cette hypothèse est d'autant plus robuste que les travaux de Delile et al. (2020) ont montré que les concentrations de HAP mesurées sur les MES du Rhône sont associées à des particules de ruissellement urbain, dont la composition reflète un mélange de combustion de biomasse et de combustible fossile (Poulier et al. 2018a). Ce faisceau d'indices sur l'origine urbaine par temps de pluie des bilans déficitaires des concentrations et des flux de HAP est suffisamment important pour que l'on cherche à vérifier l'existence de cette source manquante par l'acquisition de données complémentaires.

Dans le cas des métaux (ou éléments trace métalliques - ETM), le déficit net inter-annuel moyen entre les concentrations totales de métaux entrants dans le système (somme des contributions des affluents du Rhône) et celles exportées en mer est plus faible que pour les autres familles de contaminants puisqu'il est d'environ 13 %, mais il varie selon les métaux (plus élevé pour le plomb (Pb), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd) – entre 21 et 31%, que pour le zinc (Zn), le nickel (Ni), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le cobalt (Co) et l'arsenic (As) – entre 5 et 15%). L'hypothèse est ici que les affluents cévenols constituent la principale source manquante des flux de métaux (historique minier ; e.g. Resongles et al., 2014), sauf pour Hg ; dans le cas du Hg, d'autres sources doivent exister dans le bassin du Rhône, et la piste des rejets urbains est probable (Delile et al. 2021).

Dans ce contexte, cette action vise à construire une méthodologie permettant d'estimer les flux de contaminants issus des zones urbaines à partir de données disponibles issues de la bibliographie, des observatoires de terrain tels que l'OSR et des acteurs locaux. Plus précisément, nous cherchons à confirmer ou infirmer l'existence des sources manquantes de contaminants que nous suspectons, notamment celles spécifiques aux HAP et aux métaux. Pour vérifier l'hypothèse de contributions significatives de sources urbaines de contaminants par temps de pluie au Rhône, nous avons développé et testé en parallèle plusieurs méthodologies : i) nouveaux bilans de flux au niveau de l'agglomération de Lyon calculés à partir des données mesurées sur le réseau de suivi de l'OSR (amont/aval de Lyon), ii) bilans des apports urbains estimés à partir de données existantes et, enfin, iii) campagnes de terrain destinées à collecter des échantillons de MES en transit lors d'événements pluvieux intenses. Deux

stagiaires en Master 2 ont permis de réaliser ces travaux : Julie Roger en 2021 et Jessy Alkhoury en 2022.

Ce rapport présente tout d'abord une étude bibliographique sur les sources de contaminants, les indicateurs pertinents et les méthodes pour établir les bilans de flux de contaminants urbains (chapitre 2). Nous avons ensuite appliqué ces méthodes tout d'abord à l'échelle de l'agglomération lyonnaise et nous décrivons les sites d'étude et la stratégie d'échantillonnage retenus, et les premiers résultats de cette analyse (chapitre 3). Dans un deuxième temps, nous avons choisi de nous intéresser au bassin versant de l'Yzeron car il est de plus petite dimension et donc plus facile à appréhender, que ce soit pour les mesures de terrain que pour les bilans, et nous présentons les résultats préliminaires obtenus (chapitre 4). Enfin, une dernière partie synthétise les principales conclusions de ces travaux et esquisse des perspectives pour la suite proposée dans le programme de l'OSR7.

---

## 2. Etude bibliographique - Comment établir des bilans de flux contaminants urbains ?

L'objectif de cette étude bibliographique était double. D'une part, nous avons cherché à définir quelles sont les sources de contaminants, et quels sont les contaminants (organiques ou inorganiques) spécifiques aux rejets en zones urbaines (« indicateurs » ou « traceurs » urbains) ; et d'autre part, nous avons besoin d'identifier les stratégies et méthodes existantes pour évaluer les flux de contaminants produits par les agglomérations, en particulier par temps de pluie (i.e., ruissellement sur les surfaces imperméabilisées, déversoirs d'orage...) à l'échelle d'un tronçon du fleuve ou d'un bassin versant.

La base de données Scopus a été utilisée afin de collecter les articles scientifiques sur ces sujets depuis 2010. Des rapports de programme de recherche tels que ceux de l'OSR, ainsi que les rapports d'autres observatoires de terrain ont également été utilisés. Les détails de la méthodologie sont décrits dans le rapport de stage de Julie Roger (2021). Les informations recueillies dans ces articles ont été compilées dans un tableau Excel nommé « grille de lecture » selon différentes catégories : échelle d'étude, caractéristiques des sites de prélèvements, méthodologie des campagnes de prélèvements, stratégies d'échantillonnage, substances analysées... A partir de cette grille de lecture, une synthèse des contaminants observés dans les études scientifiques et de leurs sources a été établie, afin d'identifier les traceurs urbains à cibler pour l'étude des rejets urbains par temps de pluie (RUTP). De plus, une synthèse des stratégies et protocoles d'échantillonnages de RUTP a été réalisée pour aider dans l'élaboration d'une méthodologie expérimentale d'évaluation des rejets de contaminants urbains. Enfin, une synthèse des différentes méthodologies de calcul de flux de contaminants a été réalisée afin de recenser les méthodologies existantes pour calculer les flux de contaminants à l'échelle d'un bassin versant.

Ce chapitre reprend les éléments essentiels qui nous ont servis pour réaliser cette étude, portant sur les sources de contaminants, les indicateurs pertinents et les méthodologies d'estimation de rejets de contaminant urbains.

### 2.1 Les sources urbaines de contaminants

Les sources urbaines de polluants sont extrêmement variées (Figure 1). Certaines sources comme le trafic routier et le chauffage font partie des sources urbaines principales et communes aux agglomérations (combustibles : sources de HAP, pots catalytiques : sources de particules et d'ETM, usure des pneumatiques : source de plastiques...). D'autres sources sont plus spécifiques aux usages des villes, comme pour les matériaux des toitures (ex : zinc à Paris) ou les peintures sur la voirie (ex : titane). De plus, les industries sont une source multiple de polluants spécifiques à l'activité menée et dont la dissémination est liée à divers facteurs, comme l'âge de l'usine et la qualité de la protection



des stockages extérieurs (Chocat et al., 2007). Les systèmes d'assainissement (stations d'épuration) rejettent aussi de nombreux contaminants dans les milieux récepteurs, puisqu'ils ne sont pas complètement éliminés par les traitements conventionnels (Choubert et al., 2011).

Les nombreux contaminants émis dans l'agglomération sont ensuite dispersés dans l'environnement par le biais de différents processus de transfert (lessivage, infiltration...), stockage, transformation ou processus biologique et physico-chimique (adsorption/désorption...). Ces processus sont fortement influencés par les caractéristiques physico-chimiques des contaminants (Zgheib, 2009).

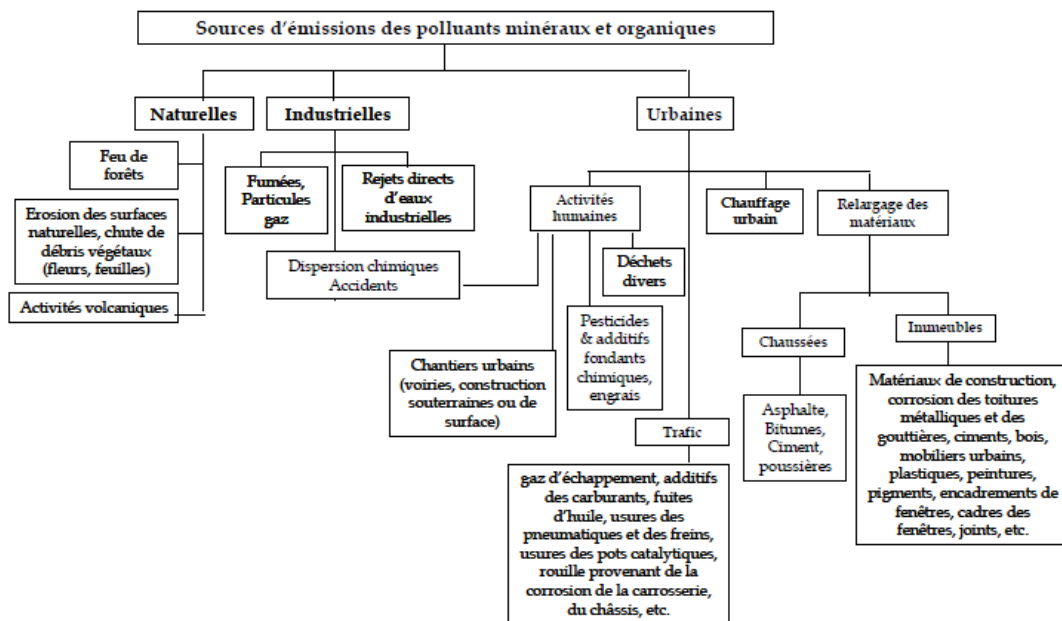


Figure 1 : Sources diffuses des contaminants organiques et minéraux en milieu urbain (Zgheib, 2009)

A l'échelle du cycle urbain de l'eau et des contaminants, cinq voies de contamination principales vers les eaux de surface sont recensées :

- Les retombées atmosphériques : qui incluent les retombées atmosphériques sèches et les eaux de pluie (Becouze, 2010) ;
- Les eaux de ruissellement : il s'agit du ruissellement des eaux de pluie sur les surfaces imperméables (toitures et voiries) entraînant les particules déposées lors de temps sec et rejoignant directement les eaux de surface ;
- Les eaux souterraines : les eaux pluviales, et les contaminants associés, s'infiltrant dans le sol atteignent la nappe alluviale et selon les circonstances hydrologiques, elles peuvent ensuite atteindre les cours d'eau superficiels en hiver lorsque le niveau de la nappe augmente due à une diminution de l'évaporation et de l'évapotranspiration. Les surfaces urbaines étant majoritairement imperméabilisées, l'infiltration reste faible en ville. Les champs agricoles traités aux pesticides et les bassins de rétentions pluviales sont néanmoins concernés ;
- Les eaux usées de temps sec : il s'agit des eaux usées domestiques ou industrielles rejetées après traitement des réseaux d'assainissement dans les milieux aquatiques. Deux types de réseaux existent :
  - Les réseaux unitaires, collectant les eaux usées domestiques et/ou industrielles
  - Les réseaux d'assainissement séparatif pluviaux, collectant par temps sec des rejets industriels réglementés (eaux de refroidissement par exemple) ;

- Les RUTP : il s'agit de « l'ensemble des eaux rejetées par les installations d'épuration (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales traitées), par les déversoirs d'orages (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées), ainsi que par les exutoires pluviaux (eaux pluviales généralement non traitées), pendant un évènement pluvieux et la période de temps qui lui succède, le système d'assainissement n'ayant pas encore retrouvé un fonctionnement normal de temps sec » (Chocat et al., 2007).

De plus, le réseau joue un rôle important concernant la dissémination de contaminants dans les RUTP : les sédiments s'y déposent pendant les périodes de temps sec et sont susceptibles d'être remobilisés lors de l'évènement pluvieux (Chocat et al., 2007).

## 2.2 Les indicateurs de rejets urbains

Les substances prioritaires de la Directive cadre sur l'eau (DCE) sont souvent ciblées lors de l'évaluation de la qualité des eaux de rejets urbains par temps de pluie. Elles ont été sélectionnées pour leur ubiquité et leur toxicité pour les organismes aquatiques. Néanmoins, ces polluants ne sont pas spécifiques au milieu urbain (Zgheib, 2009). Par ailleurs, certains auteurs ont proposé d'établir une sélection de contaminants urbains, comme Eriksson et al. (2007), qui ont proposé une liste de contaminants urbains prioritaires spécifiques aux eaux pluviales (liste de 25 contaminants comprenant ETM, HAP, herbicides et d'autres composés d'origine industrielle (DEHP...)). Une première revue bibliographique des principaux traceurs urbains associés à leurs sources a été élaborée par Julie Roger (2022) et ces informations sont synthétisées dans cette section.

Le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn) et le mercure (Hg) font partie des ETM fréquemment étudiés dans les RUTP (Lamprea, 2009 ; Becouze, 2010). Le cuivre et le zinc sont particulièrement présents en milieu urbain, de même que le plomb et le titane. Ces ETM sont entraînés dans l'eau suite au lessivage des surfaces urbaines (toitures, voiries) (Barraud et Bertrand-Krajewski, 2022 ; Philippe et al., 2023). L'antimoine (Sb) est un métal peu étudié dans les RUTP, pourtant, c'est également un indicateur de contamination urbaine dont une des sources est le trafic routier (Froger, 2019 ; Philippe et al., 2023).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont aussi systématiquement détectés dans les eaux de ruissellement pluviales et dans les RUTP (Barraud et Bertrand-Krajewski, 2022). Les RUTP sont marqués par les HAP de hauts poids moléculaires (quatre à six cycles benzéniques), présents majoritairement dans la phase particulaire. Le fluoranthène et le pyrène font partie de ces HAP majoritaires et traduisent une contamination pyrolytique liée à la forte densité de sources de combustion en milieu urbain (chauffage urbain, trafic routier) (Gasperi et al., 2014).

Le DEHP (phtalate de di-2-éthylhexyle) est un contaminant majoritairement particulaire qui est utilisé pour la fabrication de certains produits d'entretiens ménagers, peintures, tissus et papiers enduits (Santé publique France, 2019). Les flux de DEHP dans les cours d'eau en zone urbaine sont assez conséquents, estimés à 10 tonnes par an en aval de la Seine, contre 2 tonnes par an pour les HAP (Briand et al. 2016).

Les usages des pesticides ne sont pas seulement agricoles et ces composés peuvent se retrouver en milieu urbain, même si l'usage des produits phytosanitaires pour l'entretien des espaces verts, voiries

et forêts est interdit depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2017<sup>1</sup>. A titre d'exemple, le diuron (substance prioritaire de la DCE) a été retrouvé dans 100% des échantillons de RUTP dans le bassin versant d'Ecully (Becouze, 2010). Le diuron est un biocide qui peut être utilisé pour la protection de matériaux de construction (Dufour, 2017). S'ajoutent aussi les usages médicaux (traitement contre les poux ou contre les parasites intestinaux) et vétérinaires (traitement des puces et des tiques). Ces produits phytosanitaires d'origine urbaine rejoignent alors le système d'assainissement (Dufour, 2017).

De nombreux autres contaminants peuvent être retrouvés dans les RUTP mais ils ne sont pas forcément considérés comme des indicateurs à privilégier, car ils sont plus difficiles à analyser, ou présent à de très faibles concentrations dans les rejets, et/ou soumis à des processus de dégradation complexes. Il s'agit, par exemple, des alkylphénols qui sont utilisés en tant qu'adjuvants, détergents dans l'industrie textile et dans le traitement de surface. C'est aussi le cas du glyphosate et de l'AMPA (produit de dégradation du glyphosate et aussi de détergent).

Enfin, les contaminants émergents englobent de manière assez large toutes les substances dont les effets nuisibles sur l'environnement ont été récemment reconnus ou suspectés. Parmi eux, se trouvent des hormones, des composés pharmaceutiques et vétérinaires, des produits cosmétiques, et aussi des composés industriels (retardateurs de flammes, plastifiants...) qui ont été très souvent étudiés dans les eaux usées de temps sec (ex : Coquery et al., 2011), mais aussi, même si moins fréquemment, dans les RUTP (Barraud et Bertrand-Krajewski, 2022 ; Fairbairn et al., 2018). De récents travaux se sont axés sur les biocides, substances omniprésentes en milieu urbain qui sont encore peu étudiées dans l'environnement. Ils sont utilisés notamment pour les revêtements de surface afin de protéger les façades contre les microorganismes. Bollmann et al. (2014) ont montré que le lessivage des matériaux de construction durant les épisodes pluvieux est une source non négligeable de biocides dans les eaux (ex : mécoprop, isoproturon, terbutryne, carbendazime, diuron, tébuconazole).

## 2.3 Méthodes d'estimation de rejets de contaminants urbains

### 2.3.1. Principaux observatoires de terrain en hydrologie urbaine

Cette partie a pour but de donner un aperçu de l'état des recherches en France concernant les rejets de polluants prioritaires par temps de pluie en zone urbaine, et d'introduire les différents programmes et observatoires associés. En France, plusieurs études majeures concernant les RUTP et les eaux de ruissellement ont débuté à partir du milieu des années 2000 avec la mise en place de travaux de thèses liés aux principaux observatoires hydrologiques français (Coquery, 2009).

- Métropole de Lyon – Bassin du Rhône

L'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU)<sup>2</sup> est constitué d'un ensemble d'appareils de mesure installés sur le système d'assainissement de l'agglomération lyonnaise et sur les milieux récepteurs de ces effluents. Il possède trois sites expérimentaux principaux complétés par 4 sites satellites plus faiblement instrumentalisés et 13 sites ateliers. L'ensemble de ces sites présentent des critères variés en termes de bassins versants et de systèmes d'assainissement, conférant une large

---

<sup>1</sup> Cf. Loi de transition énergétique (art 68) qui modifie la loi Labbé (LOI n° 2014-110 du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national, 2014).

<sup>2</sup> <http://www.graie.org/othu/>

représentativité à l'OTHU. Les données acquises sur ces sites permettent d'évaluer les impacts de ces rejets sur les milieux aquatiques par temps de pluie et par temps sec.

L'action de recherche ESPRIT (Évaluation des substances prioritaires dans les rejets inhérents au temps de pluie) s'est déroulée de 2007 à 2010 dans le cadre de l'OTHU. Elle visait à identifier, évaluer, caractériser puis modéliser les flux de substances prioritaires dans les RUTP dans des systèmes d'assainissement unitaire et séparatif. Deux thèses ont résulté de cette action de recherche, dont celle de Céline Becouze (2010) qui portait sur la caractérisation et l'estimation des flux de substances prioritaires dans les RUTP (pesticides, métaux, HAP et alkylphénols). Cette étude fait partie des travaux majeurs précurseurs de ce domaine.

Par ailleurs, d'autres projets ont été menés au sein de l'OTHU, comme le projet CHRONOTHU, qui s'est déroulé entre 2014 et 2015 et qui portait sur l'évolution et la variabilité de la qualité des eaux urbaines en temps de pluie sur la dernière décennie.

- Région parisienne – bassin de la Seine

L'Observatoire des polluants urbains (OPUR), créé en 1994 en Ile de France, a pour but d'améliorer les connaissances sur les sources, les flux et le transfert des polluants dans les zones urbanisées. Dans le cadre de la troisième phase du programme OPUR (2006-2012), la thèse de Sally Zgheib (2009) a porté sur l'étude de polluants urbains dont les substances prioritaires DCE. Cette étude fournit des données sur la qualité des eaux pluviales strictes à l'exutoire de bassins versants urbanisés. Les familles de polluants prioritaires étudiées étaient les suivantes : organoétains, métaux, HAP, PCB (polychlorobiphényles), BTEX, COHV, PBDE, pesticides, chlorobenzènes, chlorophénols, alkylphénols, chloroalcanes et phtalates. Une autre étude d'envergure a permis d'évaluer les niveaux de contamination des eaux résiduaires urbaines et des RUTP (Gasperi et al. 2012). Son premier objectif était d'apporter des informations sur l'occurrence des polluants prioritaires dans les RUTP et d'évaluer leur concentration, comparativement aux eaux usées ou aux eaux de ruissellement. Un large panel de substances prioritaires a été recherché dans quatre déversements du déversoir d'orage de Clichy.

Par ailleurs, le PIREN-SEINE<sup>3</sup>, Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Eau et l'environnement du bassin de la Seine, est un groupement de recherche visant à acquérir des données sur le réseau hydrographique de la Seine. Ce programme regroupe des axes de recherches très vastes qui concernent entre autre les RUTP, comme les travaux de recherche menés lors de la phase 6 sur les améliorations de l'outil de modélisation ProSe simulant l'impact des apports de pollutions anthropiques sur la qualité de la Seine (Laborie et al., 2016). Plusieurs actions de recherche ont porté sur les polluants organiques en vue d'établir des bilans de flux à l'échelle du bassin de la Seine et également à l'échelle de l'agglomération Parisienne (Briand et al. 2016).

- Agglomération de Nantes – bassin de la Loire

L'Observatoire Nantais des Environnements Urbains (ONEVU) regroupe les sites expérimentaux de l'Institut de Recherche en Sciences et Techniques de la Ville (IRSTV) de Nantes. Ces sites de mesures lui confèrent un panel d'hydrosystèmes de typologies et d'occupations des sols variés, couvrant des zones urbaines et rurales autour de l'agglomération nantaise. Le Secteur Atelier Pluridisciplinaire (SAP) était un projet fédératif mené en 2006 par l'IRSTV visant à instrumentaliser le bassin versant du Pin

---

<sup>3</sup> <https://www.piren-seine.fr/>

Sec. Dans ce contexte, une thèse a été menée sur la caractérisation et l'origine des ETM, HAP et pesticides transportés par les RUTP de bassins versants séparatifs (Lamprea, 2009).

- Programmes de recherche communs

Le SOERE URBIS<sup>4</sup> est un système d'observation et d'expérimentation centré sur l'hydrologie. Labellisé en 2011, ce système se compose de trois observatoires français : l'OTHU à Lyon, l'OPUR en région parisienne et l'ONEVU à Nantes. L'intérêt est de lier les différentes stratégies d'observation afin de faciliter la mise en place de modèles intégrables à différentes échelles, concernant notamment le transfert des flux de polluants.

L'URBIS a contribué à la mise en relation de programmes de recherches entre les trois observatoires principaux. Dans le cadre de l'appel à projets « lutte contre les micropolluants dans les eaux urbaines », lancé en 2013 par le ministère en charge de l'Ecologie, l'AFB et les Agences de l'eau, trois projets ont été retenus : MATRIOCHKAS-ONEVU, ROULEPUR-OPUR et MICROMEGAS-OTHU. Bien que les micropolluants et les objectifs différaient, un travail collaboratif a été mis en place basé sur le développement de méthodologies et la valorisation commune des résultats (Briand et al. 2018).

Par ailleurs, le programme de recherche INOGEV, Innovation pour une Gestion durable des eaux en Ville, mené entre 2010 et 2013, représente le premier projet de recherche commun de ces trois observatoires. Il portait sur l'amélioration des connaissances sur la contamination des eaux pluviales strictes et sur les apports atmosphériques (Gasperi et al., 2017). L'objectif était aussi d'harmoniser les méthodologies de suivis (polluants, échantillonnage, méthodes analytiques) et l'interprétation des résultats à l'échelle des trois bassins versants étudiés. Les auteurs ont mesuré les concentrations d'un large panel de micropolluants organiques et métalliques prioritaires dans les eaux pluviales collectées à l'exutoire de trois bassins versants (Chassieu pour l'observatoire OTHU à Lyon, Sucy-en-Brie pour l'observatoire OPUR en région parisienne, et Pin Sec pour l'observatoire ONEVU à Nantes).

Les résultats acquis dans ces projets ont aussi permis d'établir que la distribution des polluants entre phases dissoute et particulaire dans les eaux pluviales ne dépend pas des sites, mais dépend des propriétés physico-chimiques des molécules (Gasperi et al., 2017). Comme souligné dans la littérature, les métaux sont préférentiellement associés aux particules : > 80% pour Co, Cr, Pb et Ti ; et > 50% pour Cd, Ni, Cu et Zn. Pour les composés organiques, cette répartition dépend fortement du coefficient de partage éthanol / eau ( $K_{ow}$ ). Même si ce dernier ne permet pas de prédire précisément la répartition des polluants, il demeure un bon indicateur de leur comportement. Pour les HAP, la plupart sont présents majoritairement dans la phase particulaire (> 80%).

### 2.3.2. *Choix des méthodologies pour évaluer les apports de contaminants dans les zones urbanisées*

Pour vérifier l'hypothèse de la contribution de sources urbaines de contaminants par temps de pluie vers le Rhône, nous avons sélectionné trois types de méthodes.

**Méthode 1.** Tout d'abord, dans la suite des travaux de l'OSR5 (Delile et al., 2021), il est possible de calculer un bilan annuel des flux de contaminants particulaire entre l'amont et l'aval de l'agglomération de Lyon à partir des données mesurées sur le réseau de suivi de l'OSR. Nous disposons, en effet, des données de débit, de flux de MES, et des données de concentrations en contaminants dans les MES

---

<sup>4</sup> <http://www.graie.org/urbis-soere/spip/>



collectées dans les pièges à particules (stations de l'OSR situées à l'amont et à l'aval de Lyon).

**Méthode 2.** D'autre part, des bilans annuels des apports urbains de contaminants dans un cours d'eau récepteur peuvent être estimés à partir de données existantes mises à disposition par les villes et agglomérations. Nous avons testé cela pour l'ensemble de l'agglomération lyonnaise (métropole de Lyon), mais également à plus petite échelle sur le sous bassin péri-urbain de l'Yzeron (sud-ouest de Lyon). Pour réaliser ce type de bilan, il faut connaître ou estimer les volumes déversés, ainsi que les concentrations de contaminants associées aux différents vecteurs de rejets urbains (rejets d'eaux pluviales, RUTP et rejets d'eaux usées par temps sec). Les concentrations des contaminants organiques hydrophobes et des métaux dans les rejets, notamment en présence de MES, sont généralement analysées dans la fraction totale (i.e. fraction dissoute + particulaire). Comme dit précédemment, la plupart des contaminants organiques hydrophobes et des métaux dans les rejets urbains sont présents dans la phase particulaire. Ainsi, les bilans annuels des apports urbains de contaminants dans le cours d'eau récepteur pourront être comparés aux bilans des données OSR (méthode 1).

**Méthode 3.** Enfin, des mesures en cours d'eau lors d'événements pluvieux permettent de collecter des échantillons de MES en transit lors de ces événements, et de vérifier les concentrations mesurées in situ avec les données de la littérature qui concernent d'autres sites ou sont parfois plus anciennes. Néanmoins, de telles campagnes d'échantillonnage sont assez compliquées à mettre en œuvre, comme nous l'avons montré précédemment à l'échelle de la métropole de Lyon (cf. Delile et al. 2021).

La suite de ce rapport présente les résultats préliminaires des bilans d'apports de contaminants vers le Rhône réalisés à partir de ces 3 méthodologies, tout d'abord à l'échelle de l'agglomération urbaine de Lyon (chapitre 3), puis à l'échelle d'un petit sous-bassin urbanisé (chapitre 4). Ces travaux exploratoires nous ont également permis de mieux cerner les avantages et les limites de ces différentes méthodes.

---

### 3. Application à l'échelle de l'agglomération urbaine de Lyon

Pour des raisons pratiques, nous avons choisi l'agglomération lyonnaise comme zone d'étude car elle présente de nombreux atouts. En premier lieu, de par sa taille et son nombre d'habitants, elle devrait contribuer fortement aux flux manquants inter-annuels de contaminants d'origine urbaine. Par ailleurs, les données acquises sur les deux stations de l'OSR à l'amont de Lyon (Jons sur le Rhône et la Saône) et la station à l'aval de l'agglomération (Andancette/St Vallier) permettent d'évaluer un bilan des flux de MES et des contaminants associés à l'échelle de la métropole de Lyon. Enfin, les données sur les apports d'eau et de contaminants du Grand Lyon sont facilement accessibles grâce à nos contacts avec la Métropole de Lyon.

#### 3.1 Bilan des contaminants particuliers à partir des données de l'OSR

L'objectif ici était de calculer des bilans de flux de contaminants particuliers pour vérifier si l'on observait un apport de contaminants à l'échelle de la métropole lyonnaise. Nous avons estimé les apports de l'agglomération lyonnaise à partir des données de contaminants dans les MES de l'OSR déjà acquises et bancarisées (cf. Base de Données pour les Observatoires en Hydrologie - BDOH, Thollet et al., 2021), ou à partir d'analyses complémentaires réalisées sur les échantillons de MES conservés dans la banque d'échantillons Banquise (Gruat et al. 2023). Les sites choisis à l'amont et à l'aval de l'agglomération de Lyon sont précisés sur la Figure 2 : entre l'amont de la zone urbaine (station de Jons sur le Rhône et station de Lyon sur la Saône) et l'aval de Lyon (station de Saint Vallier/Andancette sur le Rhône).

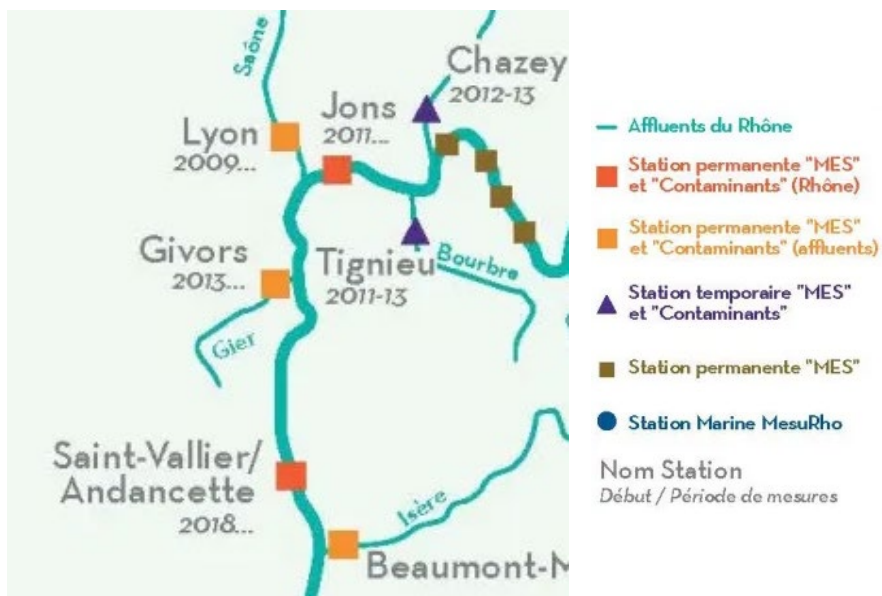


Figure 2 : Site d'étude amont/aval de la Métropole de Lyon ; stations de l'OSR (Saône/ Jons et Andancette).

### 3.1.1 Contaminants ciblés

Les contaminants ciblés pour réaliser ces bilans de flux particuliers à l'échelle lyonnaise sont des substances dont des déficits ont été observés dans le cadre de l'OSR5 entre la somme des contributions des affluents suivis et les flux à l'exutoire à Arles et dont les apports urbains sont suspectés/probables (Delile et al., 2021).

Il s'agit tout d'abord des HAP, car ce sont des traceurs urbains, associés aux rejets automobiles et au chauffage. Dans l'environnement urbain, la combustion du bois ou du gaz naturel ainsi que les émissions des gaz d'échappement des véhicules sont des sources d'émission probables de HAP et influencent leurs concentrations dans les milieux aquatiques (Becouze-Lareure et al., 2019). Dans cette étude, nous nous sommes focalisés sur les 16 HAP prioritaires (Tableau 1) et leur somme ( $\Sigma HAP_i$ ).

Le phtalate de di-2-éthylhexyle (DEHP) est le phtalate le plus présent dans les eaux pluviales urbaines (Deshayes, 2015). C'est également un traceur urbain puisqu'il est utilisé en tant que plastifiant dans de nombreux matériaux (ex : PVC), ainsi que pour la fabrication de certains produits d'entretiens ménagers, dans les peintures, et les tissus et papiers enduits. On le retrouve aussi dans les équipements automobiles (Santé Publique France 2019 ; Zgheib, 2009).

Nous avons également ciblé les 9 ETM régulièrement analysés dans l'OSR (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Hg). Grâce aux recherches bibliographiques, trois autres ETM suspectés d'être des traceurs urbains ont été ajoutés à cette liste : le titane (Ti), le strontium (Sr) et l'antimoine (Sb). Ces éléments tendent à persister dans l'environnement et peuvent être facilement transportés par les MES. Le Zn, le Cu et le Pb sont particulièrement présents en milieu urbain puisqu'on les retrouve dans les eaux de toitures et de voiries (Lamprea, 2009 ; Zgheib, 2009 ; Briand et al. 2018).

**Tableau 1 : Abréviations des noms des 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) indicateurs et du phtalate de di-2-éthylhexyle (DEHP), ainsi que leur nombre de cycle aromatique (pour les HAP) et leur formule brute.**

Nom	Abbréviation	Nombre de cycle	Formule chimique
Naphtalène	Nap	2	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>
Acénaphthylène	Acy	3	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>
Acénaphène	Ace	3	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>
Fluorène	Fle	3	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>
Anthracène	Ant	3	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>
Phénanthrène	Phe	3	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>
Fluoranthène	Fla	4	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>
Pyrène	Pyr	4	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>
Benzo(a)anthracène	BaA	4	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>
Chrysène	Chy	4	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>
Benzo(a)pyrène	BaP	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>
Benzo(b)fluoranthène	BbF	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>
dibenzo(a)anthracène	DbA	5	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>
Benzo(k)fluoranthène	BkF	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>
Benzo(g,h,i)pérylène	BghiP	6	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	IdP	6	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>
phtalate de di-2-éthylhexyle	DEHP		C <sub>24</sub> H <sub>38</sub> O <sub>4</sub>

Pour mémoire, les PCBi (polychlorobiphényles indicateurs) sont des contaminants organiques qui présentaient aussi un déficit lors des bilans inter-annuels de flux particulaires (Delile et al. 2021), mais dont la source manquante suspectée n'était pas les RUTP puisque le déficit était constant au cours de l'année et non fluctuant en fonction des précipitations. Ils n'ont donc pas été sélectionnés dans le cadre de la présente étude.

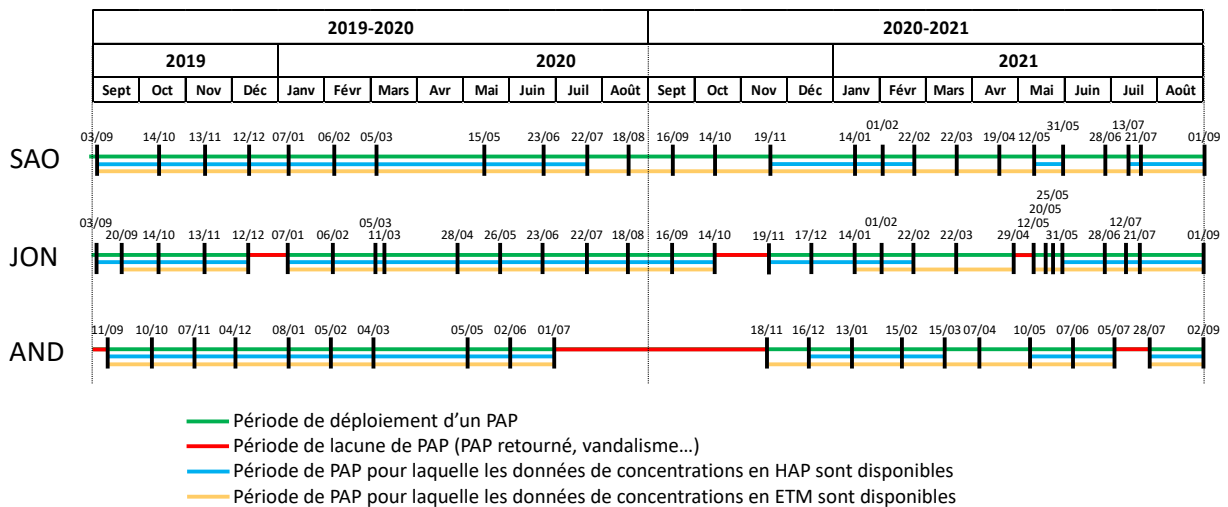
### 3.1.2 Choix des méthodes de prélèvement et de la période d'observation – mesure des concentrations en contaminants

Plusieurs méthodes d'échantillonnage des MES sont utilisées au sein du réseau de suivi de l'OSR, sur le Rhône et ses affluents. Les MES sont collectées au moyen d'une centrifugeuse en continue sur la station de Jons et d'Arles sur le Rhône, ou au moyen de piège à particules (PAP) sur toutes les stations du réseau (Gruat et al. 2023). Les données de concentrations en contaminants des MES prélevées par PAP ont donc été utilisées pour chaque station afin d'avoir des données comparables. Les PAP sont exposés en routine sur une durée d'un mois. L'intérêt de l'utilisation de la méthode de prélèvement à l'aide des PAP est l'obtention d'échantillons de MES intégrés et plus représentatifs dans le temps.

Le choix de la période d'observation s'est porté sur une année hydrologique (période de 12 mois qui débute après le mois habituel des plus basses eaux, généralement en septembre en France), car cela est plus pertinent pour effectuer des bilans de flux sur le Rhône. La station d'Andancette a été mise en place courant 2018 et la turbidité est mesurée depuis janvier 2019. Nous avons donc choisi deux années hydrologiques 2019-2020 et 2020-2021. Il y a 71 échantillons de MES disponibles sur cette période pour les trois stations considérées, 33 échantillons sur la 1<sup>ère</sup> période et 38 sur la 2<sup>ème</sup> période.

Un récapitulatif de la période de suivi de PAP pour laquelle il existe des données sur les concentrations en ETM et HAP est présenté dans la Figure 3.

Seuls les ETM avaient déjà été analysés dans les MES prélevées par PAP à Andancette et sur la Saône. De plus, le mercure est le seul métal analysé à INRAE sur tous les échantillons de PAP. En effet, à Jons, peu d'analyses de contaminants sur les MES prélevées par PAP ont été réalisées, ce qui ne permettait pas d'effectuer des bilans mensuels. Des analyses chimiques complémentaires ont donc été menées à INRAE pour mesurer les ETM sur les échantillons de PAP à Jons des deux années hydrologiques. Les analyses d'ETM ont été réalisées par spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif (ICP-MS) après une minéralisation totale ; les analyses de mercure ont été réalisées par spectrométrie d'absorption atomique automatisée (Gruat et al. 2023). Des analyses complémentaires de HAP et DEHP ont été réalisées sur l'ensemble des échantillons de MES disponibles pour être intégrées à ces bilans (analyses réalisées par le laboratoire du Laberca).



**Figure 3 : Période de suivi de PAP sur les trois stations étudiées (JON, SAO et AND) et analyses réalisées pour les ETM et HAP.**

### 3.1.3. Traitement des données et calculs de flux

Certaines périodes possèdent des données manquantes de flux de MES, à cause d'un problème avec le turbidimètre ; ou des données manquantes de concentrations en contaminants, à cause d'un problème lors du prélèvement par PAP (PAP vandalisé ou PAP retourné), ou d'une analyse (tous les échantillons prélevés ne sont pas obligatoirement tous analysés). Les concentrations en MES manquantes ont été estimées en se basant sur des relations empiriques entre débit et concentrations en MES (Poulier et al., 2019). Des concentrations médianes pour chaque contaminant à chacune des stations (Jons/Saône/Andancette) ont été calculées en période de crue ou régime de base à partir de l'ensemble du jeu de données. Ces concentrations font office de valeurs forfaitaires pour combler les lacunes dans les chroniques de concentrations en contaminants particuliers (Poulier et al., 2018b, 2019 ; Delile et al., 2021).

En principe, BDOH permet de calculer les chroniques de flux de MES et contaminants associés en combinant les mesures des débits de MES et de contaminants particuliers issues d'une même station. Néanmoins, pour les échantillons des deux années de suivi étudiées ici, les concentrations en HAP nouvellement acquises ne sont pas encore bancarisées dans BDOH mais dans des fichiers locaux à INRAE.

Une chronique de flux de MES est obtenue directement dans BDOH en multipliant la chronique mère de débit d'une station donnée par la chronique de concentration en MES correspondante, cette dernière étant calculée à partir de la chronique de turbidité. Le flux de MES est obtenu selon la formule suivante :

$$\mathbf{Flux_{MES}(g/s) = Débit (m^3/s) \times Concentration_{MES}(mg/L)}$$

**Équation 1 : Calcul des flux de MES**

Afin de calculer une chronique instantanée de concentration en contaminant, la chronique discontinue de concentration en contaminant particulaire (donnée mesurée ponctuellement) est transformée en chronique continue (au pas de temps horaire). Cette chronique de concentration sert à calculer les chroniques de flux de contaminant particulaire, en la multipliant par la chronique de flux de MES (au pas de temps horaire) précédemment calculée à cette station.

$$\mathbf{Flux_{contaminant\ particulaire} (g/s) = Flux_{MES} (t/s) \times Concentration_{contaminant} (mg/kg)}$$

**Équation 2 : Calcul des flux des contaminants particulaires**

Les flux annuels de contaminants sont alors calculés en sommant les flux horaires de contaminants de la période considérée.

**3.1.4. Bilans mensuels et annuels de MES et contaminants associés**

Dans un premier temps, afin de vérifier que la période d'étude choisie est considérée comme des années hydrologiques classiques et qu'elle ne se distingue pas anormalement des autres années suivies par l'OSR, des graphiques de débit d'eau/flux de MES ont été tracés et analysés. Dans un deuxième temps, la variabilité spatiale ainsi que l'influence du régime hydrologique sur les concentrations en contaminants sont étudiées afin d'identifier la ou les station(s) le(s) plus contaminée(s) ainsi que la variation des concentrations entre régime de base et de crue. Les flux annuels sont ensuite détaillés et interprétés en termes de variabilité, de contribution des différents affluents et de bilan à l'échelle de l'agglomération lyonnaise (entre amont et aval). Enfin, les concentrations en carbone organique total (COP) ainsi que les fractions granulométriques ont été analysées.

Les bilans annuels sont calculés par la soustraction entre les flux sortants et les flux entrants, de la manière suivante :

$$\mathbf{Bilan = F_{And} - (F_{Jon} + F_{Sao})}$$

**Équation 3 : Calcul des bilans annuels entre l'aval et l'amont de Lyon.**

Lorsqu'il s'agit d'un bilan non équilibré, les termes « déficitaire » ou « excédentaire » sont utilisés pour désigner soit un déficit (bilan négatif) soit un excès de flux (bilan positif) à l'aval de Lyon par rapport à l'amont de Lyon. Les bilans relatifs correspondent au pourcentage de déficit ou d'excès par rapport à la charge à Andancette et sont calculés de la manière suivante :

$$\mathbf{Bilan_{relatif} (\%) = \frac{Bilan}{F_{And}}}$$

**Équation 4 : Calcul des bilans annuels relatifs entre l'aval et l'amont de Lyon.**



### 3.1.5. Principaux résultats

- Bilans des flux d'eau et de MES

Le Tableau 2 permet de vérifier que les deux années de suivi ne sont pas considérées comme des années exceptionnelles de crue. Pour le Rhône à Jons, les débits annuels moyens 2019-2020 et 2020-2021 sont similaires ou légèrement supérieurs au débit moyen interannuel. Les débits annuels moyens 2019-2020 et 2020-2021 mesurés pour la Saône à Lyon sont inférieurs aux débits moyens interannuels (Launay, 2014). Pour les deux stations, les débits annuels moyens sont plus élevés lors de l'année hydrologique 2020-2021 comparé à 2019-2020.

**Tableau 2 : Récapitulatif des débits interannuels moyens et des débits annuels 2019-2020 et 2020-2021 pour le Rhône à Jons et La Saône à Lyon.**

Débit annuel moyen (m3/s)	Rhône à Jons	Saône à Lyon
interannuel moyen	600	473
2019/2020	596	320
2020/2021	662	450

Les flux d'eau, de MES et de carbone organique particulaire (COP) calculés sur les deux années hydrologiques sont détaillés dans le Tableau 3. Pour les deux années hydrologiques, les flux d'eau sont à l'équilibre entre l'amont et l'aval de Lyon (bilan relatif maximal de 2% en 2020-2021). Bien que les apports de MES fluctuent beaucoup au cours du temps (Alkourhy, 2022), les flux de MES et de COP estimés pour l'année hydrologique 2019-2020 sont légèrement déficitaires à l'aval (Andancette) avec un bilan relatif de -3% ; ces flux annuels sont donc considérés comme équilibrés entre l'amont et l'aval de Lyon. Pour la seconde période (2020-2021), les flux de MES et de COP sont fortement déficitaires à Andancette avec un bilan relatif respectif de -27% et -16%. Il faut cependant noter qu'il existe une lacune dans la chronique de concentrations en MES à Andancette entre le 16/05/2021 et le 30/05/2021, période durant laquelle le seuil de crue est dépassé plus de 75% du temps. Cette lacune a été temporairement comblée à l'aide d'une relation entre débit et concentration en MES (relation type puissance) pour des données mesurées sur les deux années hydrologiques étudiées. Un comblement dans la base de données BDOH sera réalisée quand les données de débits et de concentrations en MES seront suffisantes pour établir une relation robuste.

**Tableau 3 : Bilan des flux annuel d'eau et de MES aux trois stations à l'aval (AND) et à l'amont (SAO et JON) de Lyon, pour les années hydrologiques 2019-2020 et 2020-2021.**

2019-2020	Eau	MES	COP	2020-2021	Eau	MES	COP
	km3	Mt	t		km3	Mt	t
<b>JON</b>	18.59	0.509	13602	<b>JON</b>	21.29	1.205	25254
<b>SAO</b>	10.11	0.293	11270	<b>SAO</b>	14.18	0.454	19482
<b>AND</b>	28.64	0.778	24218	<b>AND</b>	36.16	1.309	38558
<b>bilan</b>	-0.06	-0.025	-653	<b>bilan</b>	0.69	-0.350	-6177
<b>relatif</b>	0%	-3%	-3%	<b>relatif</b>	2%	-27%	-16%

Ce déficit de MES à Andancette pour 2020-2021 n'est pas expliqué à la date de rédaction du rapport. Il est important de savoir que les flux sont généralement bien équilibrés à l'échelle interannuelle et qu'ils peuvent être déséquilibrés sur des plus courtes périodes à cause de phénomène de stockage ou

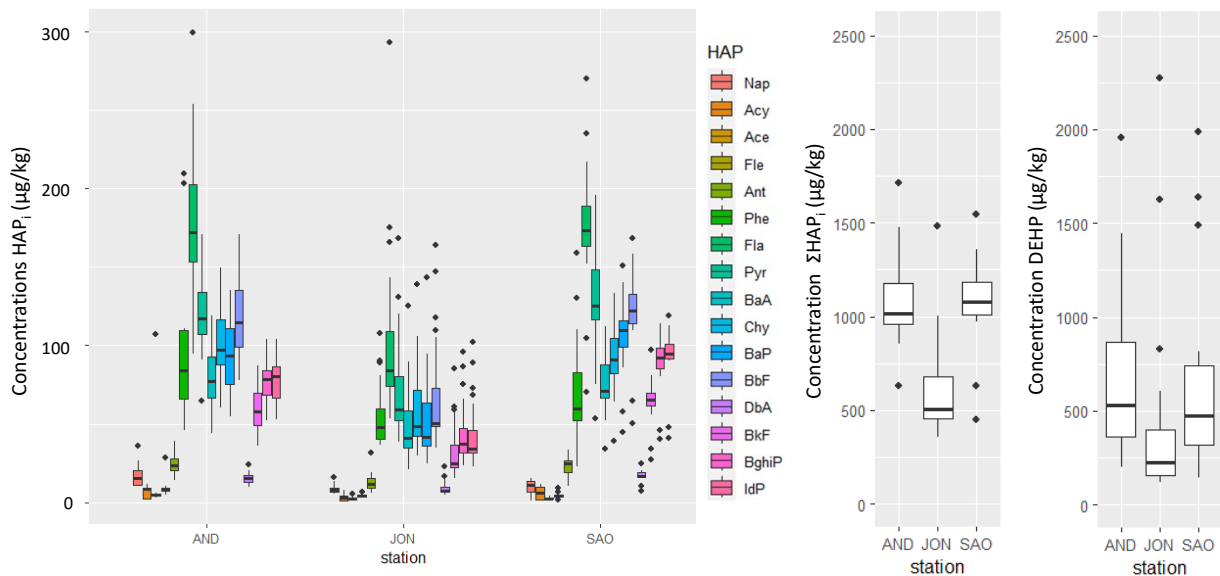
de remise en suspension des stocks le long du Rhône (par exemple en amont des barrages ou dans des bras morts).

L'interprétation des flux de contaminants doit tenir compte de ces bilans de MES équilibrés pour la période 2019-2020 (-3%) et déficitaires d'environ -27% pour la période 2020-2021. Pour cette étude préliminaire, nous avons fixé la règle suivante :

- Si le bilan relatif d'un contaminant est supérieur d'au moins 15% par rapport au bilan relatif de MES, alors il est considéré comme excédentaire et une source urbaine (ou dans le couloir de la chimie) du contaminant peut être envisagée.
- Si le bilan relatif d'un contaminant est inférieur d'au moins 15% par rapport au bilan relatif de MES, alors il est considéré comme déficitaire.

- Variabilité spatiale des concentrations de HAP et DEHP

Les concentrations en HAP et DEHP dans les MES mesurées aux trois stations sont présentées dans la Figure 4.



**Figure 4 : Concentrations des 16 HAP indicateurs et de leur somme, et concentrations en DEHP mesurées dans les MES des trois stations de suivi à l'amont et à l'aval de Lyon (années hydrologiques 2019-2020 et 2020-2021).**

Pour les 3 stations, les composés les plus abondants sont le fluoranthène (Fla), le benzo(b)fluorabhène (BbF) et le pyrène (Pyr), en accord avec la littérature (Gasperi et al., 2014). Pour ces stations, les HAP lourds possédant plus de 3 cycles aromatiques prédominent (Fla, Pyr, BaA, Chy, BaP, BbF, BkF, BghiP et IdP), ce qui confirme leur origine pyrolytique (Rocher et Moilleron, 2007 ; Poulier et al. 2018a). En amont de Lyon, les concentrations en HAP sont globalement plus élevées sur la Saône que sur le Rhône (somme des HAP en moyenne  $1075 \pm 269$  µg/kg, et  $627 \pm 276$  µg/kg, respectivement). Les concentrations en HAP sur le Rhône à l'aval de Lyon ( $1094 \pm 262$  µg/kg) sont comparables à celles de la Saône.

Pour le DEHP, les concentrations moyennes sont plus faibles sur le Rhône à Jons ( $432 \pm 532$  µg/kg) que sur la Saône à Lyon ( $694 \pm 563$  µg/kg) ; les concentrations moyennes sur le Rhône à Andancette

(703 ± 477 µg/kg) sont similaires à celles de la Saône. Pour les 3 stations, les concentrations en DEHP sont plus variables que celles des HAP (somme des concentrations des 16 HAP indicateurs).

- Bilans des flux amont/aval de HAP et DEHP

En 2019-2020, pour les flux de HAP et DEHP, des excès annuels sont systématiquement quantifiés entre l'aval et l'amont de Lyon (Tableau 4). La distribution annuelle des cumuls de flux montre des excès entre 26 et 71% alors que le bilan de MES est équilibré. Ces excès confirment l'existence d'une source manquante d'introduction des contaminants, potentiellement une source urbaine. En effet, nous supposons que les ruissellements de surface dans le couloir rhodanien sont déclenchés suite aux précipitations, dont les lessivages transportent des HAP vers les eaux urbaines qui finissent par gagner le Rhône.

En 2020-2021, certains HAP comme l'acénaphthylène (Acy), l'acénaphthène (Ace), le fluoranthène (Fla), le naphthalène (Nap) ou l'anthracène (Ant) présentent un bilan excédentaire à l'aval de Lyon jusqu'à 61%, alors que d'autres HAP comme le (BbF, Chy) et le DEHP présentent un léger bilan déficitaire jusqu'à -22% pour le DEHP. Comme le bilan des MES présentait un déficit à l'aval de Lyon (-27%), il est encore possible d'affirmer que l'agglomération lyonnaise et le couloir de la chimie sont une source de HAP particulière vers le Rhône.

**Tableau 4 : Bilan de flux annuel de HAP et DEHP particuliers aux trois stations à l'aval et à l'amont de Lyon, pour les années hydrologiques 2019-2020 et 2020-2021 (stations du Rhône - Andancette, Jons - et de la Saône). Les bilans relatifs notés en rouge sont considérés comme excédentaire à Andancette (possible source urbaine), ceux notés en noirs sont considérés comme équilibrés.**

2019-2020	MES	Nap	Acy	Ace	Fle	Ant	Phe	Fla	Pyr	BaA	Chy	BaP	BbF	DbA	BkF	BghiP	IdP	ΣHAPi	DEHP
	Mt	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
JON	0.509	3.29	2.19	1.17	2.20	5.59	23.8	52.5	37.5	25.4	30.3	28.9	34.2	4.87	17.3	23.5	23.5	316	181
SAO	0.293	1.29	2.38	0.64	0.89	5.17	12.2	36.8	26.6	16.6	19.7	22.7	25.7	3.68	13.8	19.5	20.6	228	83.5
AND	0.778	9.33	7.13	3.58	5.69	17.4	54.4	130	88.4	58.7	70.5	71.4	86.7	11.5	44.2	58.5	60.1	777	907
<b>bilan</b>	-0.025	4.74	2.56	1.77	2.61	6.64	18.4	40.5	24.3	16.7	20.5	19.8	26.8	2.97	13.0	15.5	16.0	233	642
<b>relatif</b>	-3%	51%	36%	49%	46%	38%	34%	31%	27%	28%	29%	28%	31%	26%	30%	27%	27%	30%	71%

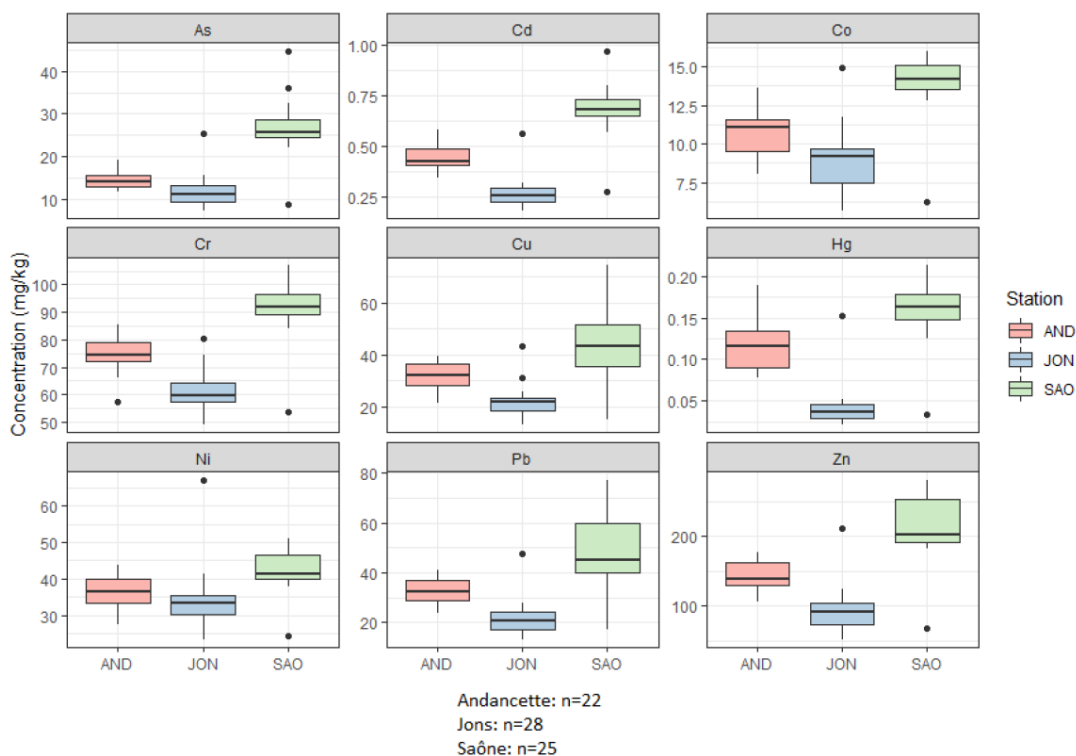
2020-2021	MES	Nap	Acy	Ace	Fle	Ant	Phe	Fla	Pyr	BaA	Chy	BaP	BbF	DbA	BkF	BghiP	IdP	ΣHAPi	DEHP
	Mt	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg
JON	1.205	8.77	2.06	2.62	5.67	13.7	64.6	132	93.2	71.7	90.5	79.6	112	12.6	48.8	59.4	57.5	854	519
SAO	0.454	5.78	1.00	1.22	2.12	11.6	35.5	96.1	73.4	42.5	50.9	56.7	65.8	8.89	34.8	43.2	47.2	577	210
AND	1.309	21.2	5.47	10.0	11.9	36.1	119	257	168	116	135	138	162	21.4	86.9	105	109	1503	598
<b>bilan</b>	-0.350	6.64	2.41	6.16	4.06	10.7	19.1	29.0	1.40	1.96	-6.14	1.77	-15.1	-0.07	3.38	2.44	4.32	72	-131
<b>relatif</b>	-27%	31%	44%	62%	34%	30%	16%	11%	1%	2%	-5%	1%	-9%	0%	4%	2%	4%	5%	-22%

Cette hypothèse est en cohérence avec les résultats de Delile et al. (2020), qui montrent que les concentrations en HAP mesurées sur les MES du Rhône sont associées à des particules de ruissellement urbain. Ces hypothèses sur l'origine urbaine d'introduction de HAP dans le milieu naturel par temps de pluie permettent de justifier les bilans déficitaires des concentrations et flux de HAP et de vérifier l'existence d'une source manquante. Ces résultats seront à étudier plus en détail à partir des bilans mensuels et restent à interpréter notamment en relation avec les conditions hydrologiques observées sur la période d'étude.

- Variabilité spatiale des concentrations des ETM

Les concentrations en ETM sur les deux années hydrologiques étudiées sont détaillées pour chaque station sur la Figure 5. Globalement les concentrations en Zn sont les plus élevées, et les plus faibles sont représentées par le cadmium et le mercure. L'ordre des concentrations est résumé par la série suivante : Zn >> Cr > Pb = Cu > Ni > As > Co > Cd > Hg.

Pour chaque ETM, les plus fortes concentrations en ETM particulières sont mesurées sur la Saône, et les plus faibles sur le Rhône à Jons ; la station d'Andancette étant caractérisée par des concentrations intermédiaires.



**Figure 5 : Concentrations en ETM des MES des trois stations de suivi à l'amont et à l'aval de Lyon (années hydrologiques 2019-2020 et 2020-2021) (stations du Rhône - Andancette, Jons - et de la Saône).**

- Bilans des flux amont/aval des ETM

Les bilans annuels des flux de cumul des ETM particulières sur la période des deux années hydrologiques 2019-2020 et 2020-2021 sont présentés dans le Tableau 5.

Les apports en contaminants associés varient au cours des années. Les calculs des bilans révèlent parfois des déficits et parfois des excès entre la station aval et les deux stations en amont de Lyon.

**Tableau 5 : Bilans annuels des flux de MES et ETM particuliers aux trois stations à l'amont et l'aval de l'agglomération de Lyon pour les années hydrologiques 2019-2020 et 2020-2021. Les bilans relatifs notés en rouge sont considérés comme excédentaire à Andancette (possible source urbaine), ceux notés en noirs sont considérés comme équilibrés et ceux notés en bleu sont considérés comme déficitaire à Andancette.**

2019-2020	MES Mt	Hg kg	Pb t	Cr t	Co t	Ni t	Cu t	Zn t	As t	Cd t	Sr t	Sb t	Ti t
JON	0.509	27.9	12.1	33.6	4.83	18.8	13.0	53.7	6.12	0.150	153	0.639	1103
SAO	0.293	38.5	10.8	25.4	3.74	11.5	9.5	52.7	6.46	0.183	41.8	0.407	1126
AND	0.778	77.3	23.4	56.6	8.01	27.7	22.9	107	11.3	0.318	190	0.826	2300
<b>bilan</b>	-0.025	10.9	0.5	-2.3	-0.55	-2.6	0.3	0.2	-1.29	-0.016	-5.0	-0.220	71
<b>relatif</b>	-3%	14%	2%	-4%	-7%	-10%	1%	0%	-11%	-5%	-3%	-27%	3%

2020-2021	MES Mt	Hg kg	Pb t	Cr t	Co t	Ni t	Cu t	Zn t	As t	Cd t	Sr t	Sb t	Ti t
JON	1.205	35.5	23.0	71.4	9.25	35.1	22.9	93.9	12.9	0.285	419	0.606	2808
SAO	0.454	69.6	19.4	40.6	6.21	18.4	17.7	88.5	12.0	0.303	57.6	0.706	1708
AND	1.307	122	38.4	88.9	12.8	43.0	36.4	163	18.6	0.558	339	1.303	3460
<b>bilan</b>	-0.351	16.5	-4.0	-23.1	-2.69	-10.5	-4.2	-19.1	-6.2	-0.030	-138	-0.009	-1056
<b>relatif</b>	-27%	14%	-10%	-26%	-21%	-24%	-12%	-12%	-33%	-5%	-41%	-1%	-31%

Les flux de Hg présentent un excès annuel de 14% pour les périodes 2019-2020 et 2020-2021. Cet excès soulève l'existence d'une source manquante d'introduction des contaminants dans le milieu récepteur, probablement une source urbaine qui serait enrichie en Hg. Cossa et Martin (1991) ont rapporté des concentrations élevées en mercure dans les MES collectées dans le Rhône, qui pourraient être liées à des apports anthropiques telle que l'utilisation des combustibles fossiles (650 à 3500 t/an), l'incinération des déchets (150 à 2200 t/an), la métallurgie (50 à 200 t/an) et la combustion du bois (60 à 300 t/an). De plus, les produits fabriqués avant 2018 et contenant du Hg peuvent toujours l'émettre dans l'environnement tel que les batteries électriques, les piles, les thermomètres et les amalgames dentaires (Launay, 2014). Suite aux réglementations sur l'usage et le traitement des déchets contenant du Hg, les émissions de Hg ont diminué sans qu'elles disparaissent du fait que les réglementations ne sont pas parfaitement appliquées.

Alors qu'ils sont équilibrés pour la période 2019-2020, les flux de Pb, Cu, Zn, Cd et Sb présentent un léger bilan excédentaire (comparé au bilan de MES). Ces métaux font partie des éléments qui tracent des sources de pollutions urbaines. Le titane (Ti) est bien équilibré en 2020-2021 alors qu'il peut aussi avoir une source urbaine. Le fait de ne pas observer d'apport urbain pour cet élément peut s'expliquer par les fortes concentrations mesurées dans les MES en amont de l'agglomération de Lyon (de l'ordre du g/kg).

Il serait intéressant pour la suite de ce travail, de superposer l'évolution des précipitations à l'échelle de l'agglomération lyonnaise avec les bilans mensuels de mercure. En effet, si les pics de précipitations correspondent aux périodes d'excès de contaminants, cela confirmerait l'hypothèse que nous avons posé selon laquelle les lessivages par temps de pluie des surfaces imperméables des agglomérations urbaines sont considérés comme sources urbaines d'introduction de contaminants.

### 3.2 Données existantes sur les rejets

#### 3.2.1. Méthodologie d'estimation des rejets urbains dans le Rhône à l'aide de calcul théorique et de données collectées pour l'agglomération lyonnaise

Une autre stratégie pour évaluer la contribution de l'agglomération lyonnaise à la contamination du Rhône est d'estimer les rejets annuels de contaminants dans le fleuve. Pour cela, il faut connaître les



volumes déversés ainsi que les concentrations de contaminants des différents vecteurs de rejets urbains dans le Rhône : rejets des STEU, rejets par les DO et rejets eau pluviale stricte (par le réseau d'eau pluvial et les ruissellements des zones imperméables vers les cours d'eau).

L'estimation des flux annuels de contaminant ( $Ch_{an}$  en kg/an) pour un type de rejet se calcule à l'aide des concentrations en contaminant typiques mesurées dans le rejet ( $C$  en  $\mu\text{g/L}$ ) et du volume d'eau rejeté dans le Rhône ( $V$  en  $\text{m}^3/\text{an}$ ) :

$$Ch_{an} = C \times V \times 10^{-6}$$

#### Équation 5 : Calcul des flux annuels à l'aval et l'amont de Lyon.

où  $C$  représente la concentration totale en contaminant dans le rejet (généralement la seule donnée disponible dans la littérature).

Les flux totaux annuels de contaminant sont estimés en sommant les flux annuels de contaminant issus des STEU, des DO et du réseau pluvial strict.

Plusieurs études de référence ont été sélectionnées pour utiliser les valeurs de concentrations en contaminants des effluents des trois principales sources de rejets de contaminants vers le milieu naturel :

- Déversoirs d'orage (réseau unitaire) : rapport PIREN-SEINE 7 (Briand et al., 2016) et thèse de Céline Becouze (2010) ;
- Réseau pluvial stricte : rapport MICROMEGAS (Bacot et al., 2020) ;
- Sorties de stations d'épuration en temps sec : rapport RSDE RMC (DPI, 2020) et synthèse du projet AMPERES (Coquery et al., 2011).

Les contaminants sélectionnés (BPA, alkylphénols, métaux et HAP) sont les contaminants communs aux trois études de référence et qui présentent un intérêt car ils sont retrouvés dans les RUTP d'après l'étude bibliographique menée précédemment (cf. Chapitre 2).

Pour obtenir les volumes déversés dans le Rhône, un contact a été établi avec le Grand Lyon, collectivité chargée du réseau d'assainissement de la Métropole de Lyon. Les documents et données reçus de la part du Grand Lyon contiennent :

- Les volumes et charges annuels déversés pour chaque déversoir d'orage selon le milieu récepteur entre 2014 et 2020 ;
- Les volumes et charges annuels pour chaque station d'épuration de 2015 à 2020 ;
- Résultats de la campagne de micropolluants RSDE de 2018 sur les eaux brutes et traitées.

Pour simplifier les estimations, seules les valeurs de volumes déversés des trois plus grandes stations d'épurations du Grand Lyon (Pierre-Bénite, Saint-Fons et Feyssine) et des DO sur leur bassin versant (bassins versants représentés dans la Figure 6) ont été prises en compte.



**Figure 6 : Carte des bassins versants d'assainissement et communes extérieures raccordées (d'après Métropole de Lyon, 2015)**

Aucune information publique n'a été trouvée concernant les volumes rejetés par le réseau pluvial strict, cette source n'a donc pas été prise en compte.

Les valeurs publiques du Grand Lyon (volume et charge de MES en sortie de STEU et de DO) utilisées sont synthétisées dans le Tableau 6. Ces données permettent d'estimer une concentration moyenne en MES dans les DO en divisant la charge annuelle moyenne de MES déversée par les DO des 3 principales STEU par les volumes annuels moyens. Cette concentration en MES est estimée à 232 mg/L.

**Tableau 6 : Données synthétiques des trois stations d'assainissement principales du Grand Lyon utilisées dans les estimations. Les moyennes annuelles ont été calculées sur la période 2016-2020 pour les stations et sur la période 2014-2020 pour les déversoirs d'orages. Les volumes d'eau et les charges de MES déversés en sortie de station comprennent le bypass en cours de traitement.**

Stations	Volume annuel moyen en sortie de station (millions de m <sup>3</sup> /an)	Charge annuelle moyenne de MES rejetées par la station (t/an)	Volume annuel moyen déversé par les DO (millions de m <sup>3</sup> /an)	Volume annuel moyen déversé par le DO entrée de station (millions de m <sup>3</sup> /an)	Charge annuelle moyenne de MES déversée par le DO entrée de station (t/an)
Pierre Bénite	52.8	710	4.4	1.3	335
Saint-Fons	72.1	1344	4.4	3.4	741
Feysine	11.6	122	0.5	0.7	175

### 3.2.2. Résultats

Les flux annuels estimés de contaminants rejetés par les DO et les sorties des 3 principales STEU de l'agglomération sont présentées dans le Tableau 7.

**Tableau 7 : Estimation des flux annuels en contaminants rejetés par les déversoirs d'orage et les sorties des 3 principales stations de traitement d'eaux usées du Grand Lyon**

		Alkylphénols Σ4AP		Pesticides			Fla		Ant		HAP		Σ16HAPi
		AMPA	Glyphosate	Atrazine	Diuron			BbF	BkF				
Déversoirs d'orages	Concentration moyenne (µg/L)	1.85	-	-	0.002	0.042	0.091	0.043	0.05	0.024	1.9		
	<b>Charge annuelle (kg/an)</b>	<b>27.2</b>	-	-	<b>0.0</b>	<b>0.6</b>	<b>1.3</b>	<b>0.6</b>	<b>0.7</b>	<b>0.4</b>	<b>27.9</b>		
Sorties STEU	Concentration moyenne (µg/L)	0.93	2.7	0.51	0.02	0.08	0.02	0.02	0.01	0.05	-		
	<b>Charge annuelle (kg/an)</b>	<b>127</b>	<b>369</b>	<b>69.6</b>	<b>2.7</b>	<b>10.9</b>	<b>2.7</b>	<b>2.7</b>	<b>1.4</b>	<b>6.8</b>	<b>-</b>		
STEU + DO	<b>Charge annuelle totale (kg/an)</b>	<b>154</b>	<b>369</b>	<b>69.6</b>	<b>2.8</b>	<b>11.5</b>	<b>4.1</b>	<b>3.4</b>	<b>2.1</b>	<b>7.2</b>	<b>27.9</b>		

		Autres		Métaux									
		DEHP	Bisphénol A	Hg	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Ti	Zn
Déversoirs d'orages	Concentration moyenne (µg/L)	10	1.5	0.17	1.9	0.09	0.11	1.5	34.1	2.4	5.3	41.0	108
	<b>Charge annuelle (kg/an)</b>	<b>147</b>	<b>22.1</b>	<b>2.5</b>	<b>27.9</b>	<b>1.3</b>	<b>1.6</b>	<b>22.1</b>	<b>501</b>	<b>35.3</b>	<b>77.9</b>	<b>603</b>	<b>1588</b>
Sorties STEU	Concentration moyenne (µg/L)	1.5	0.16	0.1	6.0	2.0	3.0	8.0	7.0	3.0	3.0	16.0	34.0
	<b>Charge annuelle (kg/an)</b>	<b>205</b>	<b>21.8</b>	<b>13.7</b>	<b>819</b>	<b>273</b>	<b>410</b>	<b>1092</b>	<b>956</b>	<b>410</b>	<b>410</b>	<b>2184</b>	<b>4641</b>
STEU + DO	<b>Charge annuelle totale (kg/an)</b>	<b>352</b>	<b>43.9</b>	<b>16.1</b>	<b>847</b>	<b>274</b>	<b>411</b>	<b>1114</b>	<b>1457</b>	<b>445</b>	<b>487</b>	<b>2787</b>	<b>6229</b>

Ces estimations permettent d'avoir un ordre d'idée sur les charges de contaminant rejetées par l'agglomération lyonnaise. Elles mettent en valeur des rejets urbains annuels non négligeables : environ 6 tonnes de zinc (ETM le plus concentré dans les DO et les STEU) sont déversées par an dans les cours d'eaux lyonnais. Ceci représente un peu plus de 5% du flux de Zn particulaire estimé au niveau d'Andancette pour l'année hydrologique 2019-2020 (Tableau 5). Il est toutefois important de noter que les flux de contaminants estimés par cette méthode sont des flux totaux (englobent la fraction particulaire et la fraction dissoute). Cependant, les HAP (Gasperi et al., 2017) et la plupart des métaux sont transportés sous forme particulaire (Cf. chapitre 4, Figure 7).

Pour les autres métaux (hormis Cd), les rejets urbains estimés représentent de 0.1 à 8% des flux de métaux particulaire mesurés à Andancette. Pour Cd, les rejets urbains estimés sont de 274 kg/an et principalement exportés par les STEU. Ce flux est du même ordre de grandeur que les flux de Cd particulaire mesurés à Andancette (318 et 558 kg pour 2019-2020 et 2020-2021) et semble largement surestimé. Une explication pourrait venir du choix de la concentration en Cd pour le calcul de flux dans les sorties de STEU (2 µg/L) issue de la synthèse des concentrations observées dans les eaux de sortie lors des campagne RSDE 2018 (DPI, 2020). Cette concentration paraît très élevée ; elle est 30 fois plus élevée que la concentration moyenne en Cd mesurée dans les eaux traitées (0.06 ± 0.04 µg/L) de 6 STEU à boues activées en aération prolongée (Choubert et al., 2011).

Les charges de mercure rejetées par ces deux sources urbaines sont estimées à 16 kg. Cela correspond à l'ordre de grandeur de l'excès annuel de mercure calculé entre amont et aval de l'agglomération

lyonnaise (10.9-16.5 kg ; Tableau 5). Les rejets urbains principalement issus des STEU semblent donc expliquer en grande partie le bilan non bouclé en mercure particulaire calculé précédemment (le mercure étant principalement transporté sous forme particulaire).

Concernant les HAP, les charges moyennes annuelles d'anthracène (3.4 kg/an) et benzo(k)fluoranthène (7.2 kg/an) rejetées par les deux sources urbaines sont 2 fois plus faibles que les excédents estimés entre amont et aval de l'agglomération lyonnaise pour l'année hydrologique 2019-2020 (respectivement 6.6 et 13.0 kg/an ; Tableau 5). Pour les deux HAP dont les concentrations sont les plus élevées dans les MES de la Saône et du Rhône (à Jons et Andancette ; Figure 4), fluoranthène et benzo(b)fluoranthène, les rejets urbains estimés (respectivement 4.1 et 2.1 kg/an) sont environ 10 fois plus faibles que les excédents estimés entre amont et aval de Lyon (40.5 et 26.8 kg/an). Les HAP ne semblent donc pas avoir tous le même comportement et il est difficile de généraliser les résultats sur les sources et le devenir des HAP pour l'ensemble des composés de cette famille.

Plus globalement, la charge moyenne annuelle de HAP, représentée par la somme des 16 HAP indicateurs, a été estimée seulement en prenant en compte les DO car aucune donnée typique de somme des concentrations des 16 HAP indicateurs dans les eaux de rejets de STEU n'a été trouvée. Ceci souligne une difficulté pour les études sur HAP avec des listes de molécules analysées souvent différentes d'une étude à l'autre. Néanmoins, comme les HAP sont principalement détectés dans les eaux de ruissellement pluviales et dans les RUTP, la source de rejets de STEU pourrait être négligeable. Nos estimations montrent qu'environ 28 kg de HAP sont rejetés par an par les STEU et DO de l'agglomération lyonnaise vers les cours d'eau, ce qui est plus faible que les 232 kg et 72 kg de HAP excédentaires mesurés à l'aval de l'agglomération lyonnaise lors des années hydrologiques 2019-2020 et 2020-2021, respectivement. Il est possible que ces flux de HAP d'origine urbaine soient sous-estimés, non seulement par la non prise en compte des rejets de STEU, mais aussi à cause d'autres sources de rejets urbains non comptabilisés dans ces premiers bilans ; les rejets pluviaux stricts non pris en compte dans cette étude (par manque de données), ainsi que le couloir de la chimie en aval de Lyon pourraient représenter des sources supplémentaires non négligeables.

Parmi les deux types de rejets urbains étudiés, ce sont les rejets de sortie de stations d'épuration qui contribuent majoritairement aux flux annuels de contaminants (Tableau 7). En effet, les sorties de stations d'épuration représentent 90% en terme de volume d'effluent, et 90% en moyenne des métaux, plus de 95% pour l'atrazine ou le diuron, entre 65% et 95% pour les HAP étudiés (Fla, Ant, BbF, BkF). Néanmoins, certains composés semblent être apportés préférentiellement par la pluie plutôt que par les eaux usées : c'est le cas du BPA et du DEHP dont les contributions des sorties de stations d'épuration ne sont que de 50% et 58%, respectivement. Parmi les métaux, le cuivre est apporté pour un tiers par les déversoirs d'orage.

En terme de flux de MES, les déversoirs d'orage et les stations d'épuration représentent moins de 1% des MES des cours d'eaux en entrée de Lyon (stations sur le Rhône à Jons et la Saône ; Tableau 3, Tableau 6). Les flux annuels moyens de MES déversés par les DO ont été estimés à partir des débits annuels moyens des DO et de la concentration moyenne en MES dans les DO estimée dans la section précédente (232 mg/L). Les données du Grand Lyon suggèrent que ce sont les DO qui apportent plus de MES vers les cours d'eau que les STEU, avec un rapport moyen sur la période 2014-2020 de 68% pour les DO et 32% pour les STEU.

Les comparaisons devront être effectuées plus en détail et également pour les autres ETM, les HAP et le DEHP. Il serait important de prendre en compte la variabilité des données en réfléchissant à un calcul d'incertitude pour les résultats obtenus dans cette partie.

### 3.3 Comparaison des méthodologies - discussion

Nous avons développé et testé deux méthodologies dans cette étude : calcul des flux de contaminants i) entre amont/aval de l'agglomération lyonnaise à partir des données du réseau de suivi de l'OSR, et ii) dans les rejets urbains des principaux DO et STEU de l'agglomération lyonnaise à partir des données du Grand Lyon. Ces deux approches ont permis d'estimer la contribution des zones urbaines aux flux de contaminants particuliers du Rhône et elles ont chacune leurs avantages et inconvénients.

Grâce au réseau OSR et aux données produites, il est possible d'estimer des bilans robustes entre l'amont et l'aval de l'agglomération lyonnaise. Ce travail peut être réalisé sur d'autres années hydrologiques (à partir d'octobre 2018, date de la création de la station d'Andancette). La banque d'échantillons de l'OSR (Banquise, cf. Gruat et al. 2023) pourrait permettre l'analyse future de nouvelles substances d'intérêt. Le positionnement des stations du réseau de suivi de l'OSR (Figure 2) fait que les bilans évalués entre l'amont et l'aval de l'agglomération lyonnaise intègrent des sources urbaines (rejets des DO, des sorties de STEU et rejets pluviaux stricts), mais aussi d'éventuels apports industriels le long du couloir de la chimie au sud de Lyon. Il serait d'ailleurs intéressant de pouvoir distinguer les apports de contaminants d'origine urbaine et industrielle.

Les données produites par le Grand Lyon (volumes et charges de MES déversés annuellement par les DO et STEU) associées à différentes études sur les concentrations de contaminants dans les différents types de rejets urbains permettent aussi d'estimer la contribution de l'agglomération aux flux de contaminant du Rhône. Cette méthodologie est complémentaire à la précédente du fait que seuls les rejets urbains sont pris en compte (pas de données pour l'instant sur les rejets industriels). Cependant, l'absence de données sur les volumes rejetés par le réseau pluvial strict ou les ruissellements vers les cours d'eau ne permet pas l'estimation des flux de contaminants par ce type de source (sans doute une voie importante de transfert de HAP vers les cours d'eau). Aussi, une étape critique de cette méthode réside dans le choix des concentrations des contaminants dans chaque type de rejet. L'exemple du Cd, dont les concentrations sont sûrement surévaluées dans les rejets de STEU, démontre bien la sensibilité de la méthodologie au choix des concentrations utilisées.

Dans les deux cas, il serait intéressant de réaliser les différentes estimations de flux de contaminants en prenant en compte la variabilité des concentrations ou des données hydrologiques afin de faire apparaître des gammes de flux qui seraient plus pertinentes à comparer que des valeurs discrètes.

Enfin, une dernière différence dans les méthodologies provient du fait que les concentrations utilisées pour l'estimation des charges de contaminants rejetées par l'agglomération sont des concentrations totales, et non particulières comme celles disponibles dans le cadre de l'OSR. Néanmoins, les contaminants étudiés dans le cadre de l'OSR sont des contaminants adsorbables et hydrophobes, donc majoritairement particuliers. Il est donc possible de comparer directement ces concentrations particulières et totales pour la plupart des métaux et des HAP.

Finalement, les deux méthodologies montrent clairement que l'agglomération lyonnaise peut être considérée comme une source non négligeable de HAP et de Hg particulière vers le Rhône. La répartition des contaminants entre les deux sources urbaines (apports par temps de pluie ou temps sec) dépend du type de contaminants (i.e. son origine et devenir, et sa répartition entre phase dissoute et particulière), les DO apportant plus de MES mais moins d'eau, et les STEU apportant plus d'eau mais moins de MES vers le Rhône. Des études complémentaires doivent être réalisées pour les autres contaminants et en particulier les métaux comme Pb, Cu, Zn, Cd et Sb qui font partie des éléments qui tracent des sources de pollutions urbaines.

## 4. Application à l'échelle d'un petit bassin versant urbain

### 4.1 Introduction

Afin de mettre en évidence un éventuel apport de contaminants urbain lors des événements pluvieux, l'hypothèse était d'observer une augmentation des concentrations en contaminants dans les particules et/ou les eaux du Rhône en aval d'une agglomération. Pour cela, il a été envisagé de réaliser des prélèvements de MES dans le Rhône quelques heures avant, pendant et à la fin d'un événement pluvieux. Cette stratégie permet de prendre en compte l'ensemble des apports urbains, y compris par le réseau pluvial strict ou les ruissellements vers les cours d'eau. Ces apports sont difficiles à estimer par calcul (Cf. chapitre 3).

Pour se mettre dans les conditions d'apports potentiels maximum, un événement pluvieux intense pendant une période de basses eaux du Rhône (typiquement un orage estival) était envisagé dans l'OSR5. Des prélèvements ont effectivement été réalisés lors d'un orage d'été en septembre 2019 qui s'est révélé d'une faible intensité (< 10 mm de pluie sur l'épisode au lieu de 50 à 100 mm prévus sur 9h). Nous avons constaté que ce type d'évènement n'avait pas engendré d'écoulements urbains vers le Rhône, ni de variation de la qualité de l'eau (conductivité ou concentrations en MES). De plus, ces prélèvements et mesures de MES directes dans le Rhône sont difficiles à mettre en place (Delile et al., 2021).

C'est pourquoi, nous avons cherché à réaliser des prélèvements lors d'évènements pluvieux intenses avérés dans l'Yzeron à l'amont immédiat de la confluence avec le Rhône. Ce cours d'eau a été choisi car c'est un bassin périurbain (partie aval densément urbanisée) qui fait partie de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU), et donc souvent étudié dans le cadre de projets de recherche. De plus, la carte du réseau d'assainissement et de gestion des eaux pluviales de la métropole de Lyon (source Grand Lyon) montre la présence de nombreux déversoirs d'orage, et de rejets d'eau pluviale (réseau séparatif et talwegs) vers l'Yzeron. Nous avons observé la présence de ces écoulements lors d'évènements pluviaux à plusieurs occasions sur le terrain (exemple : thèse d'Amine Boukra, 2023).

Lors des stages de Julie Rogé (2021) et Jessy Alkoury (2022), nous avons prévu d'échantillonner les eaux et les MES à l'exutoire de l'Yzeron lors de quelques événements pluvieux, en aval du dernier déversoir d'orage (environ 700 m en amont de la confluence avec le Rhône). Malheureusement, les événements d'orage de printemps ou d'été ont été très peu fréquents ces année-là. Plusieurs sorties de terrain ont été réalisées en se basant sur les prévisions météorologiques (prévisions du modèle AROME sur le site [meteociel.fr](http://meteociel.fr)). Cependant il n'a pas été possible de collecter des échantillons d'eau et de MES durant un événement orageux estival car ils n'ont pas eu lieu.

Une alternative pour calculer les flux de contaminants apportés au cours d'eau par les rejets pluviaux à l'échelle du bassin versant de l'Yzeron, est de collecter des données de contaminants issues de ruissellement urbain par temps de pluie (Cf. chapitre 2.3). Dans ce but, et l'absence d'échantillons collectés lors d'évènement pluvieux intenses, des dépôts secs ont été collectés à la sortie du déversoir d'orage situé le plus en aval sur l'Yzeron (environ 700 m en amont de la confluence avec le Rhône) après un événement orageux lors de l'été 2022 (non prévu donc non échantillonné). Nous espérons avoir d'autres échantillons de ce type après d'autres événements afin d'analyser les HAP et les autres contaminants, mais cela n'a pas été possible durant ce stage. En complément, pour avoir quelques données de métaux dans les eaux pluviales, nous avons utilisé des échantillons d'eau prélevés dans le cadre de la thèse d'Amine Boukra (dont l'objectif était d'étudier les caractéristiques de la matière organique dissoute d'origine urbaine ; Boukra, 2023). Au total, 8 échantillons de ruissellement urbain s'écoulant dans la rivière Yzeron avaient été prélevés lors d'un événement pluvieux (>15 mm sur une période de 3 heures) en février 2022. Dans le cadre cette étude, les concentrations en métaux dissous et particulaires (seuil de coupure à 0.45 µm) ont été analysés dans ces échantillons d'eau. Ces données

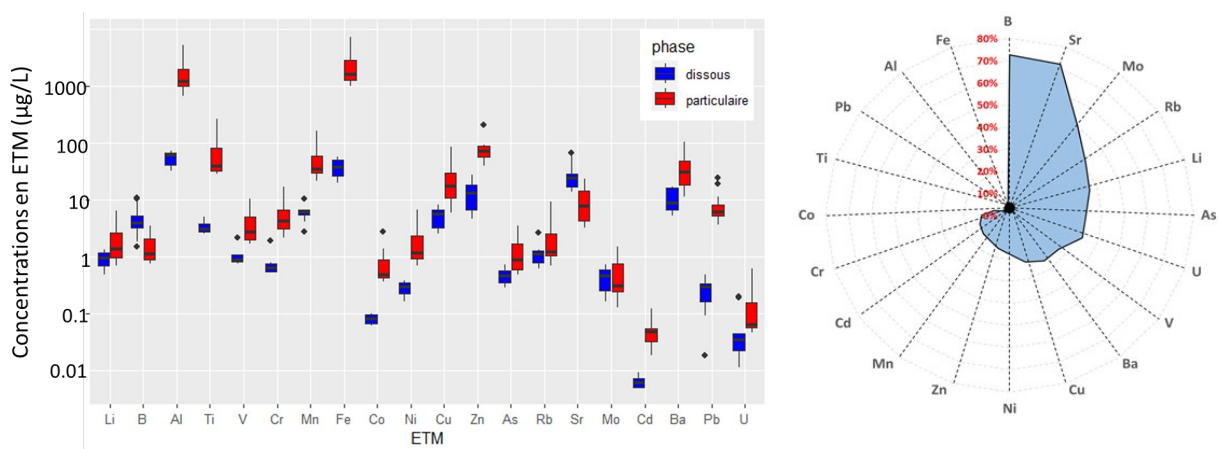


ont été comparées aux concentrations de la littérature (Cf. chapitre 2) afin de s'assurer de leur représentativité dans ce type de rejet.

Afin d'estimer les flux annuels de contaminants déversés par les eaux de pluie vers l'Yzeron, nous avons combiné les concentrations de contaminants issus de la littérature à une estimation du volume d'eau pluviale total s'écoulant sur le bassin de l'Yzeron vers le cours d'eau sur une année.

## 4.2 Contaminants dans les eaux de ruissellement pluvial

Les concentrations en ETM dissous et particulaires mesurées dans les 8 échantillons d'eau de ruissellement pluvial sont présentées dans la Figure 7. Les concentrations en ETM particulaires sont exprimées en  $\mu\text{g/L}$  en prenant en compte la concentration en ETM dans les particules (exprimée en  $\text{mg/kg}$ ), et la concentration en MES ( $\text{mg/L}$ ) mesurée dans les échantillons. Ceci permet de calculer une répartition en masse de chaque ETM entre phase dissoute et phase particulaire (Figure 7).



**Figure 7 : Concentrations en métaux dissous et particulaires mesurées dans les 8 échantillons d'eau de ruissellement pluvial s'écoulant dans l'Yzeron et répartition des métaux dans la fraction dissoute.**

De nombreux métaux se retrouvent en majorité (> 70%) sous forme particulaire : V, Ba, Cu, Ni, Zn, Mn, Cd, Cr, Co, Ti, Pb, Al et Fe. Les métaux U, As, Li, Rb et Mo se situent dans une gamme intermédiaire (entre 30% et 70%). Enfin, B et Sr sont présents majoritairement dans la phase dissoute (> 70%). Ces résultats sont comparables aux résultats de répartition entre phase dissoute particulaire dans des eaux pluviales prélevées dans le projet INOGEV (Gasperi et al., 2017). Ces résultats suggèrent que les éléments qui tracent des sources de pollutions urbaines (Ti, Cu, Zn, Cd, et Pb) sont principalement transportés sous forme particulaire quel que soit le type de rejet urbain.

Les concentrations en métaux dans la fraction totale (dissous + particulaire) de ces 8 échantillons ont été comparées aux concentrations mesurées dans des échantillon d'eau pluviale drainant un bassin versant urbain de 185 ha imperméabilisé à 70 % environ (Bassin de Chassieu Django Reinhardt ; Bacot et al., 2020). La plupart des concentrations en métaux (As, Cr, Co, Pb, Ti, Zn, V et Sr) mesurées dans les eaux de ruissellement pluvial sur l'Yzeron sont proches de celles mesurées au niveau du bassin de Django Reinhardt. Par exemple les concentrations moyennes totales en As, Cr, Pb et Ti sont de 1.7, 6.5, 9.0 et 73  $\mu\text{g/L}$  pour l'Yzeron et de 1.2, 8.6, 11.3 et 60  $\mu\text{g/L}$  pour Django Reinhardt. Seules les concentrations moyennes totales en Cd et Cu mesurées dans les eaux pluviales du bassin de l'Yzeron (respectivement 0.06 et 2.2  $\mu\text{g/L}$ ) sont plus faibles que celles mesurées sur Django Reinhardt (0.3 et 31.8  $\mu\text{g/L}$ ) ; et au contraire, les concentrations moyennes totales en Ni sur l'Yzeron (30  $\mu\text{g/L}$ ) sont plus élevées que celles de Django Reinhardt (8.7  $\mu\text{g/L}$ ). Pour les deux sites, les variations de concentrations pour un métal donné sont élevées (entre 15 et 115% pour les échantillons de l'Yzeron et entre 37 et

127% pour les échantillons de Django Reinhardt). Finalement, ces résultats suggèrent que les concentrations en métaux mesurées dans les 8 échantillons d'eau pluviale collectés sur le bassin de l'Yzeron sont représentatives de ce qui est retrouvées dans des eaux de ruissellement de bassins urbains. Compte tenu du peu de données de concentrations en contaminants récoltées dans les eaux pluviales sur l'Yzeron, nous avons décidé, comme précédemment, d'utiliser les concentrations en contaminant des eaux pluviales de la littérature (données plus robustes car plus d'échantillons prélevés sur de nombreuses campagnes) pour estimer les flux de contaminants des eaux pluviales vers l'Yzeron.

### 4.3 Estimation des flux avec les données existantes

Les données du Grand Lyon sur les volumes et charges rejetés par les DO et STEU ont permis d'estimer les charges de contaminants d'origine urbaine qui arrivent vers le Rhône depuis l'Yzeron. En plus des volumes déversés par les DO et les STEU, une estimation grossière des volumes de rejet pluvial strict a été réalisée en se basant sur l'hypothèse que 20% des eaux de ruissellement pluvial sont transférés dans les réseaux d'eaux pluviales du Grand Lyon et, qu'ensuite, 30% du réseaux d'eaux pluviales du Grand Lyon sont transférés vers le cours d'eau (Grand Lyon, 2015). Les précipitations moyennes annuelles sur Lyon (820 mm/an) ainsi que la surface du bassin versant urbain au niveau de Oullins (environ 4.75 km<sup>2</sup>) ont été considérées pour calculer le volume d'eaux pluviales total sur une année. Les rejets de sortie de STEU se déversant dans le bassin versant de l'Yzeron ont été estimés à partir des données récoltées sur le portail sur l'assainissement collectif <sup>5</sup>.

Les estimations des volumes de rejets urbains arrivant dans l'Yzeron sont reportées dans le Tableau 8. Ils représentent 3.4% du débit moyen annuel de l'Yzeron pour les rejets de DO, 6% pour le réseau pluvial strict et 1.7% pour les rejets de STEU.

**Tableau 8 : Estimation des volumes de rejets urbains (DO, eau pluvial et STEU) arrivant dans l'Yzeron et comparaison avec le flux d'eau annuel moyen de l'Yzeron.**

Flux eau annuel 2020 Yzeron (m3/an)	6 496 416	Contribution au flux total
Flux eau annuel D.O - 2020 (m3/an) sur Yzeron	217 742	3.4%
Flux annuel réseau pluvial (m3/an) sur Oullins	390 320	6%
Flux annuel sortie STEP sur Yzeron (m3/an)	113 150	1.7%

En associant ces volumes de rejets urbains aux concentrations de contaminants typiques de chaque type de rejet (Cf. chapitre 2), nous avons ensuite estimé les flux annuels des contaminants ciblés (ETM, HAP et DEHP) rejetés vers l'Yzeron (Tableau 9).

<sup>5</sup> <https://assainissement.developpement-durable.gouv.fr>

**Tableau 9 : Concentrations moyennes et flux annuels estimés en MES et contaminants (ETM, HAP et DEHP) rejetés par les déversoirs d'orage, le réseau pluvial stricte et les sorties de stations d'épuration, à l'échelle du BV de l'Yzeron.**

		Organiques							
		HAP							DEHP
		Naphtalène	Fluorant	Anthrac	Benzo(b)fl	Benzo(k)fl	Σ8HAP	Σ16HAP	
Réseau unitaire : Bassin d'orage	Concentration moyenne (µg/L)		0.091	0.043	0.050	0.024		1.90	10
	Flux annuel (kg/an)		0.02	0.009	0.011	0.005		0.41	2.18
Entrée réseau pluvial stricte	Concentration moyenne (µg/L)	0.24	0.10		0.06	0.02		1.00	
	Flux annuel (kg/an)	0.09	0.04		0.023	0.007		0.39	
Sortie STEP	Concentration moyenne (µg/L)	0.06	0.02	0.02	0.01	0.05	0.24		1.5
	Flux annuel (kg/an)	0.007	0.002	0.002	0.001	0.006	0.027		0.17
Flux annuel total (kg)		0.10	0.06	0.01	0.03	0.02	0.03	0.81	2.35

		MES	Métaux								
			As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Réseau unitaire : Bassin d'orage	Concentration moyenne (µg/L)	130000	1.90	0.09	0.11	1.5	34.1	2.40	5.3	108	0.17
	Flux annuel (kg/an)	28306	0.41	0.020	0.024	0.33	7.43	0.52	1.15	23.52	0.037
Entrée réseau pluvial stricte	Concentration moyenne (µg/L)	100000	1.21	0.052	0.81	5.8	24.6	1.91	8.7	90	
	Flux annuel (kg/an)	39032	0.47	0.020	0.32	2.26	9.60	0.75	3.40	35.13	
Sortie STEP	Concentration moyenne (µg/L)		6	2	3	8	7	3	3	34	0.1
	Flux annuel (kg/an)		0.68	0.23	0.34	0.91	0.79	0.34	0.34	3.85	0.011
Flux annuel total (kg)			1.56	0.27	0.68	3.50	17.82	1.61	4.89	62.49	0.05

Parmi les trois types de rejets urbains étudiés, ce sont les rejets du réseau pluvial stricte qui contribuent le plus aux flux annuels de contaminants vers l'Yzeron. Ceci est principalement dû au volume d'eau plus important rejeté par le réseau pluvial par rapport aux deux autres types de rejet. Il est important de noter qu'il n'existe pas de données sur les volumes d'eau pluvial exportés vers les cours d'eau au niveau du Grand Lyon. Les volumes estimés dans cette étude sont sûrement grossiers, ils peuvent être sous-estimés ou surestimés, mais permettent tout de même d'avoir l'ordre de grandeur des flux de contaminants vers une rivière urbaine comme l'Yzeron. Ces calculs méritent d'être précisés et améliorés, notamment avec des échanges complémentaires d'information et de données avec le Grand Lyon. Toutefois, cette application sur le bassin de l'Yzeron a le mérite de prendre en compte les différents rejets urbains et de montrer que le ruissellement des zones urbaines par les eaux de pluie (et leur captage - ou non - dans les réseaux d'eaux pluviales) constitue une source de contaminants non négligeable à l'échelle l'agglomération de Lyon.

## 5. Conclusions et perspectives

L'intérêt pour les rejets urbains par temps de pluie est relativement récent dans le cadre de l'OSR. Ces travaux font suite à la mise en évidence de déficits de contaminants à l'exutoire du Rhône lors des conclusions du 5<sup>ème</sup> programme de l'OSR. Afin d'avancer dans la compréhension de ces bilans de flux non équilibrés, nous avons exploré l'hypothèse de rejets urbains, par temps de pluie ou par temps sec, directement dans le Rhône, comme « source manquante » des flux de contaminants particuliers. Pour réaliser cela, nous avons élaboré et testé plusieurs méthodologies.

Une première synthèse des principaux indicateurs urbains a été réalisée à partir de données bibliographiques. Néanmoins, il reste difficile de différencier sans équivoque les contaminants urbains apportés par temps secs (rejets domestiques) et par temps de pluie (eaux de ruissellement). Parmi ces indicateurs, nous avons sélectionné trois familles de contaminants d'intérêt : les ETM, les HAP et le DEHP, ainsi que les biocides. Nous avons utilisé les données existantes de concentrations en contaminants particuliers du réseau de suivi des MES de l'OSR et aussi réalisé des analyses supplémentaires. Ces données de concentrations seront intégrées dans BDOH.

Des bilans de MES et de trois familles de contaminants (ETM, HAP, DEHP) ont été calculés pour la première fois à l'échelle de la métropole lyonnaise, sur deux années hydrologiques 2019/2021. Les bilans annuels réalisés sur les HAP et le DEHP ont permis de démontrer les apports urbains au niveau de l'agglomération de Lyon. Ces bilans révèlent des comportements différents selon les ETM, avec des résultats en accord avec la bibliographie ; le cuivre, le plomb et le zinc sont les trois ETM dont les bilans de charges en 2020-2021 font apparaître des apports entre l'amont et l'aval de l'agglomération lyonnaise, et il s'agit justement des trois ETM retrouvés majoritairement dans les RUTP.

Dans la suite de ces travaux, l'étude des bilans mensuels pourra être explorée afin de mieux comprendre les périodes de stockage et déstockage observées tout au long de l'année. D'autres pistes sont à approfondir afin de mieux comprendre les variations de flux de contaminants à l'échelle de Lyon et relier les déficits observés aux rejets urbains par temps de pluie (relations avec la pluviométrie, relations avec la nature des particules - COP et granulométrie...).

A l'échelle de la métropole lyonnaise, une première synthèse des charges de contaminants rejetées annuellement a été réalisée. Ces estimations ont été comparées aux bilans de masses calculés à l'aide des données du réseau de l'OSR. Pour le mercure, la charge de contaminant excédentaire dans le Rhône en aval de Lyon (Andancette) est du même ordre de grandeur que la charge estimée rejetée dans le Rhône et la Saône à l'échelle lyonnaise par les déversoirs d'orage et les STEU (~10 kg). L'hypothèse initiale selon laquelle les agglomérations seraient la source manquante de certains contaminants particuliers dans les bilans de masses à l'échelle du couloir rhodanien est donc également plausible d'après ces calculs.

En complément, une première tentative de bilan au niveau d'un sous-bassin urbain du Rhône (Yzeron) a été explorée. Il manque cependant des données sur la contamination des eaux pluviales. De plus, les conditions météo et la difficulté pratique pour réaliser des campagnes par temps de pluie n'ont pas permis de réaliser toutes les campagnes de prélèvements initialement envisagées.

Pour conclure, nous avons développé et testé plusieurs méthodologies afin de calculer des bilans des apports urbains de contaminants rejetés directement dans le Rhône au niveau de l'agglomération lyonnaise. Les résultats obtenus ont permis de démontrer que ces apports constituent bien une source complémentaire dans le bilan de masse de certains contaminants particuliers sur le Rhône. L'analyse comparée de l'ensemble des données produites et celles recueillies dans la bibliographie devra être poursuivie afin de consolider ces premiers résultats et d'évaluer la robustesse des différentes méthodologies testées. Enfin, une synthèse de méthodologies de calculs de flux pourrait être réalisée pour discuter des différentes méthodes existantes permettant de calculer des flux de contaminants à l'échelle de bassins versants.

Afin d'améliorer les méthodologies de calcul des apports urbains, il serait intéressant de prendre en compte la variabilité des concentrations des contaminants dans les rejets par temps de pluie à partir de données lors d'évènements pluvieux. Il serait aussi possible d'obtenir de la donnée intégrée dans le temps par le déploiement de pièges à particules (ou autres dispositifs) au niveau des rejets urbains.

---

## 6. Bibliographie

AE RMC (2020). RSDE – Campagnes 2018 ; Analyses des résultats sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse. Rapport de synthèse. <https://www.eaurmc.fr/upload/docs>

Alkhoury J. (2023). Caractérisation et quantification des apports urbains de contaminants particuliers dans le Rhône. Mémoire de master, université Bourgogne Franche-Comté. <https://hal.science/OSR/hal-04583735v1>

Bacot, L., Barraud, S., Honegger, A., Lagarrigue, C. (2020). Devenir des micropolluants au sein des ouvrages de gestion des eaux pluviales à la source ou centralisés. Synthèse MICROMEGAS. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24797.64485>

Barraud S., J.L. Bertrand-Krajewski (2022). Quels polluants trouve-t-on dans les eaux pluviales en milieu urbain ? In Bacot L., Barraud S., Limeme Kouyi G. (ed), *Gestion des eaux pluviales en ville*. (pp. 106-111). OTHU, GRAIE.

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. <https://theses.fr/2010ISAL0089>

Becouze-Lareure, C., Dembélé, A., Coquery, M., Cren-Olivé, C., Bertrand-Krajewski, J.-L. (2019). Assessment of 34 dissolved and particulate organic and metallic micropollutants discharged at the outlet of two contrasted urban catchments. *Science of The Total Environment*, 651, 1810-1818. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.042>

Bollmann U.E., C. Tang, E. Eriksson, K. Jonsson, J. Vollertsen, K. Bester (2014). Biocides in urban wastewater treatment plant influent at dry and wet weather: Concentrations, mass flows and possible sources. *Water Research*, 60: 64-74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.014>

Boukra A. (2023). Caractérisation intégrée de la matière organique dissoute : étude d'empreintes physicochimiques et recherche de marqueurs pour tracer les sources de pollutions anthropiques. Thèse de doctorat, université Lyon 1. <https://theses.hal.science/tel-04584694>

Briand, C., Gateuille, D., Gaspéry, J., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Chevreuil, M., Blanchard, M., Teil, M.-J., Brignon, J.-M., Labadie, P., Budzinski, H., Rocher, V., Azimi, S., Thevenot, D., Moilleron, R., Meybeck, M., Mouchel, J.-M. (2016). PIREN-Seine – phase VII : Bilans et flux de polluants organiques dans le bassin de la Seine. <https://www.piren-seine.fr/sites/default/files>

Briand C., A. Bressy, C. Ghassan, J.F. Deroubaix, S. Deshayes, et al. (2018). Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ? ARCEAU IdF, AFB - Agence française pour la biodiversité, 978-2-490463-00-8. <hal-01803319>

Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., Barraud, S. (2007). Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. *Techniques de l'Ingénieur*, 22. <https://doi.org/10.51257/a-v1-w6800>

Choubert J.M., S. Martin Ruel, H. Budzinski, C.Miege, M. Esperanza, C. Soulier, C. Lagarrigue, M. Coquery. (2011). Évaluer les rendements des stations d'épuration : apports méthodologiques et résultats pour les micropolluants en filières conventionnelles et avancées. *Techniques Sciences Méthodes*. 1-2, pp.44-62. <hal-02595000>

Coquery (2009). Le contrôle et la réduction des apports de substances chimiques vers les milieux aquatiques. *Techniques Sciences Méthodes*, 4: 18-32. [hal-02592235](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(09)90067-6)

Coquery, M., Pomies, M., Martin-Ruel, S., Budzinski, H., Miège, C., Esperanza, M., Soulier, C., Choubert, J.-M. (2011). Mesurer les micropolluants dans les eaux usées brutes et traitées - Protocoles et résultats pour l'analyse des concentrations et des flux. *Techniques Sciences Méthodes*, 1/2: 25-43. [hal-02594999](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(11)90067-6)

Cossa, D., Martin, J.-M. (1991). Mercury in the Rhône delta and adjacent marine areas. *Marine Chemistry*, 36(1-4), 291-302. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(09\)90067-6](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(09)90067-6)

Deshayes, S. (2015). Identification des sources de phtalates et d'alkylphénols (polluants émergents) en milieu urbain et compréhension des processus d'élimination. Thèse de doctorat, Université Paris-Est, NNT : 2015PESC1148, [tel-01300742](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01300742)

Delile, H., Masson, M., Miège, C., Le Coz, J., Poulhier, G., Le Bescond, G., Radakovitch, O., Coquery, M. (2020). Hydro-climatic drivers of land-based organic and inorganic particulate micropollutant fluxes: The regime of the largest river water inflow of the Mediterranean Sea. *Water Research*, 185, 116067. <https://hal.science/OSR/hal-03522024v1>

Delile, H., Gruat, A., Coquery, M., Masson, M., Dabrin, A., Le Coz, J., Miège, C., Lagouy, M., Radakovitch, O. (2021). Evaluation multi-échelle des flux de MES et de contaminants associés dans le bassin du Rhône. [Rapport de recherche] INRAE, IRSN. <https://hal.science/OSR/hal-03291035v1>

Dufour, V. (2017). Identification des sources en pesticides en contexte urbain et développements d'échantillonneurs passifs de type POCIS : application à la métropole bordelaise. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux. [tel-01852570](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01852570)

Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., Mikkelsen, P. S. (2007). Selected stormwater priority pollutants—A European perspective. *Science of the Total Environment*, 383(1-3), 41-51. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.028>

Fairbairn, D. J., Elliott, S. M., Kiesling, R. L., Schoenfuss, H. L., Ferrey, M. L., Westerhoff, B. M. (2018). Contaminants of emerging concern in urban stormwater: Spatiotemporal patterns and removal by iron-enhanced sand filters. *Water Research*, 145, 332-345. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.020>

Froger C., C. Quantin, L. Bordier, G. Monvoisin, O. Evrard, S. Ayrault (2020). Quantification of spatial and temporal variations in trace element fluxes originating from urban areas at the catchment scale. *Journal of Soils and Sediments*, 20:4055-4069. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02766-1>

Froger, C. (2019). Sources et dynamiques spatiales et temporelles des contaminations en éléments traces et hydrocarbures aromatiques polycycliques du continuum atmosphère—Sol—Rivière d'un bassin versant contrasté. Université Paris-Saclay. NNT : 2018SACLS394, [tel-02342599](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02342599)

Gasperi, J., Cladiere, M., Zgheib, S., Rocher, V., Moilleron, R., Chebbo, G. (2012). Substances prioritaires dans les rejets urbains de temps de pluie : Cas du déversoir de Clichy. *Techniques Sciences Méthodes*, 4, 30-43. <https://doi.org/10.1051/tsm/201204030>

Gasperi J., C. Sebastian, V. Ruban, M. Delamain, S. Percot, L. Wiest, C. Mirande, E. Caupos, D. Demare, M. Diallo Kessoo Kessoo, M. Saad, J. J. Schwartz, P. Dubois, C. Fratta, H. Wolff, R. Moilleron, G. Chebbo, C. Cren, M. Millet, S. Barraud, M. C. Gromaire (2014). Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environ Sci Pollut Res* (2014) 21:5267-5281. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>

& *Environ Sci Pollut Res* (2014) Erratum. 21:5282-5283 <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2698-x>

Gasperi, J., Sébastien, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Kessoo, M. D., Saad, M., Schwartz, J. J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moilleron, R.,



Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., ... Gromaire, M.-C. (2017). Contamination des eaux pluviales par les micropolluants : Avancées du projet INOGEV. *Techniques Sciences Méthodes*, 7-8, 51-70. <https://doi.org/10.1051/tsm/201778051>

Gruat A. M. Coquery, J. Le Coz, F. Thollet, M. Lagouy, et al. (2023). Fonctionnement du réseau d'observation des flux de matières en suspension et de contaminants particulaires (OSR 6 – année 2022). OSR6 | Axe E - Action E1 | Rapport scientifique final. [Rapport de recherche] INRAE, CEREGE, IRSN, MOI, Ifremer. <https://hal.science/OSR/hal-04228357v1>

Laborie B., V. Rocher, L. Vilmain, M. Poulin, M. Raimonet, L. Benard, J. Bernier, S. Guérin, A. Cussoneau, J. Pouillaude, N. Escoffier, A. Groleau, J.-M. Mouchel, N. Flipo. (2016). Le modèle de prédiction de la qualité de la Seine ProSe. Améliorations apportées par les récents travaux de recherche (Piren-Phase VI). *Techniques Sciences et Méthodes*, 11 : 69-72. <https://doi.org/10.1051/tsm/201611043>

Lamprea, K. (2009). Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains. Thèse de doctorat, Ecole Centrale Nantes. <tel-01002809>

Lamprea K., V. Ruban. (2011). Pollutant concentrations and fluxes in both stormwater and wastewater at the outlet of two urban watersheds in Nantes (France). *Urban Water Journal*, 8:4, 219-231, <https://doi.org/10.1080/1573062X.2011.596211>

Launay M. (2014). Flux de matières en suspension, de mercure et de PCB particulaires dans le Rhône, du Léman à la Méditerranée. Thèse de doctorat, Université Lyon 1. 478 pp. <https://hal.science/OSR/tel-01128294v2>

Métropole de Lyon - Direction de l'eau (2015). Le système d'assainissement de la Métropole de Lyon. 12 fiches techniques sur les stations de traitement des eaux usées. 27 p. [https://www.grandlyon.com/fileadmin/user\\_upload/media/pdf/eau/assainissement/20150710\\_gl\\_ assainissement\\_fiches-stations.pdf](https://www.grandlyon.com/fileadmin/user_upload/media/pdf/eau/assainissement/20150710_gl_ assainissement_fiches-stations.pdf)

Métropole de Lyon (2017). Schéma général d'assainissement du Grand Lyon, 2015-2017 – Orientations et Enjeux. 29 p. [https://www.grandlyon.com/fileadmin/user\\_upload/media/pdf/eau/assainissement/20150710\\_gl\\_ assainissement\\_sga\\_livret\\_enjeux\\_orientations.pdf](https://www.grandlyon.com/fileadmin/user_upload/media/pdf/eau/assainissement/20150710_gl_ assainissement_sga_livret_enjeux_orientations.pdf)

Philippe, M., Le Pape, P., Resongles, E., Landrot, G., Freydier, R., Bordier, L., Baptiste, B., Delbes, L., Baya, C., Casiot, C., Ayrault, S. (2023). Fate of antimony contamination generated by road traffic – A focus on Sb geochemistry and speciation in stormwater ponds. *Chemosphere* 313, 137368.

Poulier, G., Miegé, C., Coquery, M. (2018a). Evaluation des sources de contaminants organiques dans les matières en suspension du bassin du Rhône. [Rapport de recherche] INRAE. pp.37. <https://hal.science/OSR/hal-03378288v1>

Poulier, G., Le Coz, J., Le Bescond, C., Thollet, F., Panay, J., Lagouy, M., Dramais, G., Grisot, G., Launay, M., Coquery, M., Gattacceca, J., Gairoard, S., Radakovitch, O., Lepage, H. (2018b). Bilan actualisé des flux de matières en suspension et micropolluants associés sur le bassin du Rhône. Rapport final. [Rapport de recherche] Irstea. pp.93. <https://hal.science/OSR/hal-02607069v1>

Poulier, G., Launay, M., Le Bescond, C., Thollet, F., Coquery, M., Le Coz, J. (2019). Combining flux monitoring and data reconstruction to establish annual budgets of suspended particulate matter, mercury and PCB in the Rhône River from Lake Geneva to the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 658, 457-473. <https://hal.science/OSR/hal-02552588v1>

- Resongles, E., Casiot, C., Freydier, R., Dezileau, L., Viers, J., Elbaz-Poulichet, F. (2014). Persisting impact of historical mining activity to metal (Pb, Zn, Cd, Tl, Hg) and metalloid (As, Sb) enrichment in sediments of the Gardon River, Southern France. *Science of the Total Environment*, 481, 509-521. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.078>
- Rocher, V., Moilleron, R. (2007). Identification des sources d'hydrocarbures en milieu urbain : Approche automatisée. Centre d'Enseignement et de Recherche sur l'Eau, la Ville et l'Environnement, Université Paris XII-Val de Marne, 15. <https://www.piren-seine.fr/sites/default/files>
- Roger J. (2022). Identification et quantification des sources urbaines de contaminants dans le Rhône. Mémoire de master, université de Limoges. <https://hal.science/OSR/hal-04583674v1>
- Santé publique France. (2019). Perturbateurs endocriniens : BPA et DEHP. <https://www.notre-environnement.gouv.fr/themes/sante/les-produits-chimiques-ressources/article/perturbateurs-endocriniens-bpa-et-dehp>
- Thollet, F., Le Bescond, C., Lagouy, M., Gruat A., Grisot, G., Le Coz, J., Coquery, M., Lepage, H., Gairoard, S., Gattacceca, J.C., Ambrosi, J.-P., Radakovitch, O., Dur, G., Richard, L., Giner, F., Eyrolle, F., Angot, H., Mourier, D., Bonnefoy, A., Dugué, V., Launay, M., Troudet, L., Labille, J., Kieffer, L. (2021). Observatoire des Sédiments du Rhône. INRAE. <https://dx.doi.org/10.17180/OBS.OSR>
- Zgheib S. (2009). Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Hydrologie. Thèse de doctorat, Ecole des Ponts ParisTech. NNT : 2009ENPC0909 [pastel-00554932](https://pastel-00554932)



## Observatoire des Sédiments du Rhône

### Dispositifs scientifiques cadres



### Partenaires scientifiques



### Partenaires techniques et financiers

