

ÉTAT DE L'ART

sur la gestion opérationnelle
des sédiments de
l'assainissement pluvial

LIVRABLE 1

OCTOBRE 2021

REDACTEURS : Julien Couvidat, Milena Chabert, Vincent Chatain

CONTRIBUTEURS : Mathieu Gautier, Damien Tedoldi, Qiufang Zhan, Titouan Bouëtard, Blandine Clozel, Wessam Galia, Benoît Cournoyer, Claire Gibello, Nelly Maamir, Thierry Winiarski, Cécile Delolme, Jean-Philippe Bedell, Laëtitia Bacot, Gislain Lipeme Kouyi, Camille Arnault

AVEC LE SOUTIEN DE



Sédiments/Eaux pluviales

Table des matières

Liste des tableaux	3
Liste des graphiques	4
Liste des abréviations	5
A. Introduction	8
B. Aspects réglementaires.....	10
C. Le sédiment de l'assainissement pluvial : caractérisation biogéochimique et spécificité urbaine	12
1. Origine du sédiment et de la contamination.....	12
2. Principales caractéristiques géochimiques des sédiments urbains.....	13
3. Quelques éléments sur la biologie des bassins	20
D. Différents types de gestion des sédiments urbains.....	20
E. Gestion IN SITU optimisée au niveau de l'ouvrage : constats, réflexion et perspectives	25
1. Perspectives de gestion optimisée in situ.....	25
a) Végétalisation des ouvrages : bénéfiques et contraintes.....	26
b) Ajout d'un système de prétraitements à l'ouvrage.....	29
2. Risques et Pistes d'amélioration pour la gestion optimisée des sédiments IN SITU grâce à l'ouvrage	33
a) Risques : détérioration des capacités de rétention / décantation des bassins	33
b) Pistes d'amélioration : mieux concevoir et entretenir les bassins	36
F. Gestion EX-SITU : état des lieux et perspectives	39
1. Données existantes	39
2. Traitements.....	41
a) Approche classique : séparation granulométrique	42
b) Autres traitements.....	44
3. Devenir des sédiments et objectifs de valorisation	47
a) Stockage et pistes de valorisation	47
b) Valorisation en technique routière	49
G. Caractérisation des sédiments urbains et aide à la décision.....	51
1. Premières pistes pour protocole général de suivi de ces sédiments.....	51
a) Etude préliminaire, plan d'échantillonnage et prélèvements.....	52
b) Analyses et critères.....	54
2. Choix des filières : pertinence, contraintes technologiques et économiques	57
a) Considérations relatives à la caractérisation : composition et contaminants	57
b) Coûts directs et viabilité	59
H. Conclusion.....	61
I. Annexe 1	63
J. Annexe 2	67
K. Bibliographie.....	68

Liste des tableaux

TABLEAU 1 - NUMÉRO DE RUBRIQUE ICPE EN FONCTION DE L'OPÉRATION ET DE LA DANGÉROSITÉ DU SÉDIMENT ; ADAPTÉ DE (RECORD 2017).	11
TABLEAU 2 - CELLULE DE PRÉTRAITEMENT; INSPIRÉ DE (MOISAN 2013)	29
TABLEAU 3 – FILTRE À SABLE; INSPIRÉ DE (MOISAN 2013).....	29
TABLEAU 4 - FILTRE PLANTÉ DE ROSEAUX; INSPIRÉ DE (MOISAN 2013)	30
TABLEAU 5 – MARAIS FLOTTANT; INSPIRÉ DE (MOISAN 2013)	31
TABLEAU 6 – BANDES FILTRANTES VÉGÉTALISÉES; INSPIRÉ DE (MOISAN 2013)	32
TABLEAU 7 – SÉPARATEUR À HYDROCARBURES; INSPIRÉ DE (MOISAN 2013).....	32
TABLEAU 8 - TECHNIQUES DE TRAITEMENT PEU ADAPTÉES; ADAPTÉ DE (DELAMAIN ET RODRIGUEZ 2016).....	46
TABLEAU 9 - SEUILS PERMETTANT DE GARANTIR LE CARACTÈRE NON DANGEREUX D'UN SÉDIMENT AU TITRE DES PROPRIÉTÉS DE DANGER HP 4 À 8, HP 10, HP 11, HP 13 ET HP 14; ADAPTÉ DE (PANDARD 2016; VAILLANT ET AL. 2020).....	55
TABLEAU 10 - CONFORMITÉ ENVIRONNEMENTALE : VALEURS LIMITES EN FONCTION DES USAGES (VAILLANT ET AL. 2020)	58
TABLEAU 11 - ESTIMATION DES COÛTS DE TRAITEMENTS OU D'ÉLIMINATION (COÛTS D'INSTALLATION NON PRIS EN COMPTE, ADAPTÉ DE (VÉRONIQUE RUBAN ET AL. 2010)).....	60

Liste des graphiques

FIGURE 1 - PRINCIPALES SOURCES DE PARTICULES ET DE CONTAMINANTS DANS L'ESPACE URBAIN ET ROUTIER (ZWART ET AL. 2018)	13
FIGURE 2 - CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE SÉDIMENTS DE BASSINS DE L'ASSAINISSEMENT PLUVIAL ISSUS DE L'ÉTUDE FAFF-GESSOL (WINIARSKI 2014) ET D'AUTRES SOURCES BIBLIOGRAPHIQUES, POUR LA MATIÈRE ORGANIQUE AVEC LA PERTE AU FEU ET LE CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT), ET LA GRANULOMÉTRIE AVEC LE POURCENTAGE D'ARGILES, DE PARTICULES PASSANT À 63 µM, ET LA D50 (GRAIN MÉDIAN).	14
FIGURE 4 - DISTRIBUTION DES 6 ETM ÉTUDIÉS (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) DANS LES 18 BASSINS D'INFILTRATION DE L'EST-LYONNAIS, PAR RAPPORT AU FOND GÉOCHIMIQUE DIFFUS LOCAL (PRA 'BAS DAUPHINÉ' 2000-2010)(DUIGOU ET BAIZE 2010).	16
FIGURE 5 - DISTRIBUTION DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DÉTECTÉS DANS L'ENSEMBLE DES 18 BASSINS D'INFILTRATION DE L'EST-LYONNAIS (17 PCDD/F, 7 PCB, 16 HAP, PTOP ET 4NP), PAR RAPPORT AU FOND GÉOCHIMIQUE DIFFUS NATIONAL POUR LES PCDD/F, PCB ET HAP, ISSU DES DONNÉES DU RMQS 2000-2009 (SABY ET AL. 2020).	17
FIGURE 6 - COMPARAISON DES GAMMES DE CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS INORGANIQUES (Cu, Pb, Zn) ET ORGANIQUES (PCB, HAP) ENTRE LES DONNÉES DES BI DU PROJET FAFF-GESSOL (WINIARSKI 2014), ET DES DONNÉES ISSUES DE LA BIBLIOGRAPHIE POUR D'AUTRES SÉDIMENTS URBAINS (BR ET BI)(BADIN ET AL. 2009; F. PETAVY ET AL. 2008; CLOZEL ET AL. 2006; HUSSEINI ET AL. 2013; GERMAN ET SVENSSON 2005; WIK, LYCKEN, ET DAVE 2008; WEINSTEIN ET AL. 2010), DES SÉDIMENTS CONTINENTAUX (FLEUVES, RIVIÈRES, CANAUX)(PADOX, HENNEBERT, ET MANCIOPPI 2010) ET DES SOLS URBAINS (PAN ET AL. 2018; MORILLO ET AL. 2007; CICCHELLA ET AL. 2020; CHENG ET AL. 2014; CACHADA ET AL. 2012; ARGYRAKI ET KELEPERTZIS 2014).	19
FIGURE 7 – PRINCIPAUX DYSFONCTIONNEMENTS DE BASSINS D'ASSAINISSEMENT DES EP NÉCESSITANT UN CURAGE (SCHÉMA J. COUVIDAT)	21
FIGURE 8 – PASSERELLE PRÈS DE L'ENTRÉE DU BASSIN D'INFILTRATION DE MINERVE (SAINT-PRIEST, 69), CARTES ISSUES D'OPENSTREETMAP (A) ET DE GOOGLE MAPS (B) CENTRÉES SUR LES COORDONNÉES 45°42'56.3"N 4°54'59.6"E, ET PHOTO DE J. COUVIDAT (C).....	22
FIGURE 9 – PRINCIPAUX PROCESSUS DE PHYTOREMÉDIATION (DESSIN DE MILENA CHABERT)	27
FIGURE 10 - SCHÉMATISATION D'UN PROCÉDÉ PAR MARAIS FLOTTANT ET PROCESSUS PHYSIQUES, CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES MIS EN JEU (LADISLAS 2011)	31
FIGURE 11 - MASSES DE SÉDIMENTS URBAINS CURÉS PAR ANNÉE PAR LA MÉTROPOLÉ DE LYON (2012 – 2021)	40
FIGURE 12 - FILIÈRES EMPLOYÉES PAR LES SÉDIMENTS URBAINS CURÉS PAR LA MÉTROPOLÉ DE LYON (2012 – 2021) EN NOMBRE D'ÉVÈNEMENTS (A) ET EN MASSES TRAITÉES (B)	41
FIGURE 13 - DANS L'HYPOTHÈSE DE PRÉSENCE D'ENCRÔTEMENTS (EC) OU D'AGRÉGATS (AG), À L'ISSUE DE L'ATTRITION LE RÉSULTAT EST LE MÊME (CONIL ET AL. 2009).....	43
FIGURE 14 - SCHÉMA DE PRINCIPE DE L'UNITÉ DE TRAITEMENT ATTRISED (CONIL ET AL. 2009)	44
FIGURE 15 – USAGES ROUTIERS « TYPE 1 » (VAILLANT ET AL. 2020).....	51
FIGURE 16 - PROTOCOLE PERMETTANT DE STATUER SUR LA NON-DANGÉROSITÉ D'UN SÉDIMENT AU REGARD DE LA PROPRIÉTÉ DE DANGER HP 14 (PANDARD 2016)	56
FIGURE 17 – SCHÉMA DU PROTOCOLE D'ESSAI PRÉLIMINAIRE (VÉRONIQUE RUBAN ET AL. 2010)	59
FIGURE 18 - TECHNIQUES ALTERNATIVES COMBINÉES POUR UN IMMEUBLE, ILLUSTRATION DE PIERRE CAILLOUX (LÉONE ET AL. 2008).....	62

Liste des abréviations

4NP : 4-nonylphénol

ATG-ATD : Analyse Thermogravimétrique et Analyse Thermique Différentielle

BDETM : Base de Données des Eléments Traces Métalliques

BI : Bassins d'infiltration

BR : Bassins de rétention

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

BSD : Bordereaux de Suivi de Déchets

BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes

BV : Bassin Versant

CE : Code de l'Environnement

COT : Carbone Organique Total (en anglais, TOC pour Total Organic Carbon)

CT : Carbone Total

DCD : Directive-cadre sur les déchets (2008/98/CE)

DCE : Directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE)

DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane (CAS n° 50-29-3)

ETM : Eléments Traces Métalliques

FPR : Filtres Plantés de Roseaux

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HCT : Hydrocarbures totaux

ICPE : Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

IRTF : spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier

ISD : Installation de Stockage de Déchets

ISDD : Installation de Stockage de Déchets Dangereux

ISDI : Installation de Stockage de Déchets Inertes

ISDND : Installation de Stockage de Déchets Non-Dangereux

LCPC : Laboratoire des Ponts et Chaussées

MEL : Métropole de Lille

MES : Matières en Suspension

MO : Matière Organique

MS : Matière Sèche

NBS : Nature-Based Solution (voir SFN)

NQE : Normes de Qualité Environnementale

NPE : Nonylphénols Polyéthoxylés

ONU : Organisation des Nations-Unies

PAF : Perte Au Feu (en anglais, LOI pour Loss On Ignition)

PBDE : Polybromodiphényléthers

PCB : Polychlorobiphényle

PCDD/F : polychlorodibenzo-p-dioxines / polychlorodibenzo-furanes

PRA : Petite Région Agricole

ptOP : para-tert-octylphénol

RMQS : Réseau de Mesures de la Qualité des Sols

SFN : Solutions Fondées sur la Nature

STEP : Station d’Epuración des eaux usées

TBT : Trybutylétain

TPC : Traitement des Produits de Curage

UTS : Unité de Traitement des Sables

UV : Ultraviolet

Résumé :

La gestion des eaux pluviales est un enjeu majeur des environnements urbanisés d'aujourd'hui et de demain. Les bassins de rétention et d'infiltration sont des ouvrages couramment utilisés de par le monde depuis les années 70. Leur fonctionnement génère des quantités importantes de sédiments qui s'accumulent dans le lit des ouvrages. Leur gestion en constitue une problématique courante des gestionnaires, bien qu'aucune réglementation spécifique ne s'y rapporte. En effet, bien qu'étudiés depuis les années 90 les sédiments de l'assainissement pluvial, ou sédiments urbains, restent mal connus. Le présent rapport s'attache ainsi dans un premier temps à proposer un tour d'horizon de la réglementation pouvant s'y rapporter, puis à faire une synthèse des caractéristiques bio-physico-chimiques importantes.

En particulier, trois aspects particuliers de ces sédiments ressortent : leur fort contenu en matière organique fraîche et réactive, la granulométrie fine des particules qui le constituent, et une poly-contamination métallique et organique élevée.

Ces caractéristiques rendent donc leur gestion parfois compliquée pour les gestionnaires face au manque de visibilité sur les filières adéquates de gestion. En particulier lorsqu'il s'agit de minimiser les volumes envoyés en Installations de Stockage de Déchets pour favoriser le réemploi et la valorisation, comme encouragé par la Directive-Cadre sur les Déchets 2008/98/CE du 19/11/2008.

Une démarche d'interrogation qualitative des gestionnaires a montré les principales problématiques qu'ils rencontrent face à la gestion de ces sédiments : une gestion souvent empirique et pragmatique, avec peu de moyens financiers et humains, impliquant une grande hétérogénéité des pratiques à l'échelle nationale mais aussi sur un même territoire. Le corollaire de ces problématiques est un accès limité à des données de bonne qualité, empêchant un état des lieux fiable et quantitatif. Ainsi, la revue de ces pratiques permet d'envisager deux axes de réflexion. D'une part, une gestion in-situ optimisée des sédiments, à travers la végétalisation des bassins et des dispositifs de prétraitements. Cet aspect a pour objectif d'appréhender les ouvrages et les sédiments dans une vision de gestion intégrée, pouvant permettre de minimiser les curages pour favoriser une approche plurifonctionnelle de ces bassins. D'autre part, la gestion ex-situ est celle qui a lieu lorsqu'il y a curage du fond des bassins. Un état des pratiques actuelles montre la diversité des voies de traitements et des filières de gestion, bien que peu de travaux soient disponibles sur la valorisation spécifique des sédiments urbains.

Une dernière partie aborde la question de la caractérisation et de l'aide à la décision dans le cas du choix des filières, tant sur l'aspect réglementaire (caractérisation de la dangerosité ou de paramètres limites de la filière) que de l'intérêt économique des filières.

Mots-clés : sédiments d'assainissement pluvial, bassins de rétention/infiltration, contexte urbain, végétalisation, gestion ex-situ, traitement, valorisation, contaminants, eau pluviale

A. Introduction

En 2020, plus de 56% de la population mondiale vit dans une aire urbaine, contre 30% en 1950, selon l'Organisation des Nations-Unies (ONU). Selon les projections de l'ONU, cette proportion est appelée à augmenter à 60% en 2030, et jusqu'à 68% en 2050 (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division 2019). L'expansion des surfaces urbaines entraîne l'artificialisation des sols, un processus corrélé à l'augmentation de l'imperméabilisation des surfaces, bien que toutes les surfaces artificialisées ne soient pas nécessairement recouvertes (Desrousseaux et al. 2019). Il est plus que jamais nécessaire de mieux gérer les rejets urbains de temps de pluie du fait de l'étalement urbain et l'imperméabilisation des sols urbains et des effets du réchauffement climatique qui entraîne l'augmentation des événements météorologiques extrêmes (IPCC 2021). En l'absence de mesures efficaces, les conséquences peuvent être notables, voire catastrophiques : dégradation de la qualité des milieux naturels déjà constatée, impacts géomorphologiques sur les cours d'eau (par exemple les phénomènes d'incision ou d'effondrement des berges), inondations, etc.

Ainsi dans les années 1960-1970, ces impacts révèlent les limites des réseaux et de leur structure avec une densification dans les centres urbains. Le dépassement des capacités hydrauliques de ces réseaux et leur présence en zones vulnérables entraînent des débordements de plus en plus fréquents. Se développe alors un concept hydraulique, notamment préconisé par l'instruction technique de 1977, dont l'objectif est d'implémenter de plus en plus les bassins de retenue. Ce sont des ouvrages centralisés qui visent à stocker les eaux de ruissellement pour éviter d'inonder les zones situées à l'aval.

Des événements catastrophiques comme les inondations de Nîmes et Narbonne en 1988 et 1989, la pollution de la Seine en 1990 et 1991, ont mis en évidence le caractère inadapté des réponses purement techniques aux questions de la gestion de l'eau en milieu urbain.

Depuis ces événements, les principes d'une gestion intégrée de l'eau dans la ville sont progressivement formalisés et aujourd'hui largement utilisés. Il préconise notamment une approche globale par bassin versant, la prise en compte de l'eau dans l'urbanisme, la déconnexion des eaux pluviales des réseaux d'assainissement, l'utilisation judicieuse et intégrée d'ouvrages de gestion centralisés ou à la source des eaux pluviales.

Nous nous intéressons ici particulièrement aux techniques centralisées couramment employées depuis les années 90, il s'agit **des ouvrages de rétention et d'infiltration (bassin de retenue, bassin de rétention/décantation, bassin d'infiltration)**.

Ces ouvrages peuvent être employés séparément, bassins de rétention/décantation (BR), bassins d'infiltration (BI) seul, ou combinés avec un ou des BR en amont des BI qui jouent le rôle de bassins de décantation. Ils sont plus ou moins intégrés au paysage urbain.

L'objectif primaire de ces techniques centralisées de gestion des eaux pluviales est de réduire les pics hydrauliques en stockant temporairement et/ou en infiltrant les eaux pluviales. Leur second objectif est d'améliorer la qualité des eaux de surface en limitant les risques de pollution par rejets directs dans les milieux récepteurs.

Un troisième objectif qui s'ajoute aux deux autres dans le cas des BI, est la restauration du cycle de l'eau en permettant le rechargement des nappes (Ferguson 1994). Elles peuvent être aussi un moyen d'intégrer la gestion des eaux pluviales dans l'aménagement quand ces ouvrages sont intégrés au paysage urbain.

Le fonctionnement de ces bassins, qui se remplissent et se vident au rythme des événements pluvieux, favorise l'écrêtement du flux et peuvent le retarder. Les particules entraînées lors du ruissellement peuvent sédimenter au sein de ces ouvrages, avec la contamination qui leur est associée. Les bassins d'infiltration en infiltrant le flux d'eau réalisent également une fonction de filtration des particules, favorisant en plus la décontamination de l'eau par décantation, floculation ou adsorption. La couche supérieure des BI et le fond des BR sont constitués des dépôts de ces particules (couche sédimentaire).

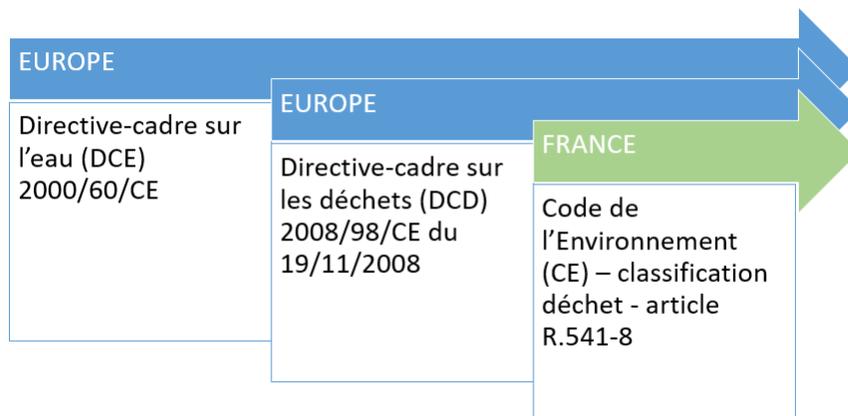
Constituée d'un mélange de particules minérales, de matière organique, de nutriments et de divers contaminants, cette couche sédimentaire peut impacter les performances des bassins en réduisant leur capacité de stockage (BR) ou en limitant leur capacité d'infiltration par un colmatage progressif (BI). Les gestionnaires doivent alors curer ces BR et BI en retirant la couche sédimentaire pour restaurer les fonctions de ces bassins. Cette opération de maintenance, nécessaire, entraîne l'extraction de quantités importantes de sédiments considérés alors comme des déchets. Du fait de l'absence de réglementation ou de recommandations spécifiques concernant la gestion des sédiments de l'assainissement pluvial, et face à la très faible disponibilité d'informations sur les quantités ou qualités de ces sédiments, les modes de gestion restent majoritairement empiriques, mis en place localement par des gestionnaires, en fonction des opportunités et souvent dans le cadre des schémas couramment employés. Afin de limiter les envois en Installation de Stockage de Déchets (ISD) ou à nouveau dans le cycle de traitement de l'eau, il paraît nécessaire d'établir un état des lieux des modalités de gestion des sédiments de l'assainissement pluvial. En établissant un parallèle avec les sédiments marins et les sédiments continentaux (de fleuve, de canaux, etc.), il est possible d'envisager les sédiments de l'assainissement pluvial non comme des déchets, mais comme des ressources potentielles. Il faut pour ce faire en identifier les types de valorisation possibles, afin de développer des filières pérennes, accessibles localement, et économiquement viables.

Dans le cadre de ce document, ce sédiment sera appelé par la suite « sédiment urbain » en lien avec ses spécificités par rapport à d'autres sédiments (marins, continentaux). Ces spécificités seront succinctement étudiées dans la partie 3.

Les aspects réglementaires qui en encadrent la gestion seront rappelés dans cette synthèse, qui s'appuiera ensuite sur un état de l'art des caractéristiques de ces sédiments urbains, afin d'identifier ce qui les singularise par rapport à d'autres matériaux mieux connus. Enfin, nous présenterons les différents modes de gestion optimisés in situ et ex-situ qui ont été identifiés, pour finir en proposant un protocole général de suivi et d'aide à la décision.

B. Aspects réglementaires

Contrairement aux cas des sédiments marins et continentaux (fleuves, rivières et canaux), **le curage des sédiments urbains n'est pas réglementé**. Dans les deux premiers cas, les réglementations internationale et communautaire européenne, traduites ensuite en droit nationaux, deviennent de plus en plus strictes vis-à-vis du devenir des produits de dragage/curage dans les milieux naturels. L'objectif est de limiter la remise en suspension et l'immersion et leur impact sur les milieux récepteurs, favorisant de fait une gestion à terre. Pour les sédiments urbains, ces modes de gestion n'existent pas et la gestion à terre est la seule possible.



En termes de droit communautaire, il est possible cependant de s'appuyer sur deux directives-cadres pour statuer sur l'impact du curage sur les ressources en eau, et le devenir des produits de curage : la directive-cadre sur l'eau (DCE) 2000/60/CE, et la directive-cadre sur les déchets (DCD) 2008/98/CE du 19/11/2008. La DCE fixe en particulier une liste de substances « prioritaires » et « prioritaires dangereuses » (Annexe X de la DCE, modifiée par la directive 2008/105/CE et 2013/39/UE) susceptibles d'impacter les eaux superficielles (voir Annexe 1 de ce document). Des Normes de Qualité Environnementales ont été établies pour un certain nombre de contaminants. Il est ainsi possible de s'appuyer en premier ressort sur cette liste pour caractériser la contamination d'un sédiment urbain. La DCD quant à elle vise à limiter l'impact sur l'environnement et la santé humaine la production et la gestion des déchets, en particulier des déchets dangereux (15 propriétés de dangerosité numérotées de HP1 à HP15, voir « G.I.1.b) Analyses et critères »). Elle encourage également à favoriser le réemploi et la valorisation afin de limiter la production de déchets ultimes. La sortie du statut de déchets est un outil permettant de favoriser ces objectifs pour certaines catégories de déchets (les sédiments n'étant pas cités textuellement). Au titre des sédiments, définis comme « déplacés au sein des eaux de surface », ceux-ci sont exclus du champ de la DCD lorsqu'ils sont non-dangereux, en dehors des obligations prévues par d'autres dispositions communautaires (Article 2).

Dans le droit national français, les déchets sont classifiés selon les 3 catégories de l'article R.541-8 du code de l'Environnement (CE) en dangereux, non-dangereux et inertes. Le caractère de dangerosité est établi suivant les 15 critères de la DCD HP1 à HP15 (voir « G.I.1.b) Analyses et critères »). Le caractère inerte d'un déchet est défini comme « tout déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique

ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact d'une manière susceptible d'entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine ». Les déchets sont également classés selon leur source de production (article R.541-7 du CE) dans une liste présente dans la décision 2000/532/CE de la Commission européenne. Les sédiments y sont présents au titre des boues de dragage, avec le code 17 05 05* pour les boues contenant de substances dangereuses, et 17 05 06 pour les autres. D'autres codes peuvent être utilisés de manière usuelle suivant la qualification des matières curées. La Métropole de Lyon a employé également les codes suivants pour les matières curées depuis les BR ou leurs dispositifs de prétraitement : 16 07 08* (eaux + hydrocarbures), 19 09 99 (boues de bassin), 19 08 02 (déchet de dessablage), 20 03 06 (curage réseau), 17 05 03* (terres souillées + hydrocarbures), 17 05 04 (déblais non recyclables inertes).

Les sédiments curés, et quel que soit leur devenir, doivent faire l'objet d'une évaluation de leur dangerosité. Selon les résultats de cette évaluation, les sédiments vont ensuite pouvoir être traités et/ou valorisés/réemployés dans des filières adéquates. Le transit et le stockage de ces sédiments relèvent de la législation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), depuis le décret n°2010-369 du 13/04/2010, soumis à autorisation ou déclaration selon différents critères (Tableau 1).

Tableau 1 - Numéro de rubrique ICPE en fonction de l'opération et de la dangerosité du sédiment ; adapté de (RECORD 2017).

	Transit	Traitement	Stockage définitif
Sédiment inerte	2517	2771 (thermique) 2791 (non-thermique)	Pas ICPE. Autorisation au titre de l'article L541-30-1 du CE, encadré par l'arrêté du 28/10/2010
Sédiment non-dangereux	2716	2771 (thermique) 2791 (non-thermique)	2760-2
Sédiment dangereux	2718	2770 (thermique) 2790 (non-thermique)	2760-1

A défaut d'une filière de valorisation/réemploi, les sédiments devront être éliminés dans une ISD adéquate (Inerte ISDI, Non-Dangereux ISDND, ou Dangereux ISDD), relevant de la rubrique 2760 des ICPE pour les sédiments non-inertes. A noter que l'Arrêté du 15/06/2016 instaure la possibilité d'ISD spécifiques aux sédiments non-inertes, similaires aux ISDND mais adaptés aux sédiments de dragage, en particulier du fait des produits de lixiviation. Ces installations peuvent également recevoir des sédiments dangereux, stables et non-réactifs, dans des casiers dédiés.

La traçabilité des sédiments gérés à terre par des Bordereaux de Suivi de Déchets (BSD) est obligatoire pour tous les sédiments depuis un décret du 25/03/2021, et au titre de l'article L.541-7 du CE. Des dérogations existent, dans le cas où les volumes sont inférieurs à 500 m³.

Concernant la sortie du statut de déchets, cette procédure est encadrée par le droit communautaire et le droit national. L'arrêté du 04/06/2021 a fixé en France les critères permettant la sortie du statut de déchets pour les terres excavées et les sédiments pour une utilisation en génie civil ou en aménagement. Cet arrêté autorise ainsi la valorisation de sédiments rentrant dans les catégories 17 05 06 et 17 05 05*. Ainsi, il devient possible de valoriser des sédiments dangereux dans des filières « matières » sous certaines conditions, de même qu'il était déjà possible de le faire aux Pays-Bas par exemple (RECORD 2017). Les autres possibilités restent l'élimination en ISDD ou l'incinération (valorisation énergétique).



► Plusieurs points ressortent de cet aperçu de la réglementation actuelle :

- Le curage des sédiments urbains n'est assujéti à aucun cadre spécifique. De plus, jusqu'au 25/03/2021, il n'était pas obligatoire de produire des BSD lorsque le sédiment n'était pas dangereux, rendant le suivi compliqué, et la production de données utiles à l'évolution des pratiques difficiles.
- Il n'existe pas de législation spécifique concernant la valorisation à terre des sédiments. Ce manque de clarification et d'harmonisation représente une difficulté supplémentaire pour l'établissement de filières pérennes. Ce point est soulevé dans le rapport RECORD (2017).
- Jusqu'à l'arrêté du 04/06/2021, le droit français empêchait la valorisation de sédiments dangereux. Aujourd'hui, il est possible pour les filières concernées d'accepter ces sédiments-là. Cependant, les critères d'acceptation peuvent limiter la valorisation de sédiments urbains, en particulier du fait de propriétés physico-chimiques pas forcément adaptées (quantité de matière organique, finesse, concentrations en contaminants).

Le devenir des sédiments est étroitement lié à leurs caractéristiques, en particulier leur contenu global mais aussi leur réactivité potentielle et leur capacité à remobiliser les contaminants qu'ils contiennent. L'anticipation des filières de gestion potentielles dépend donc d'une meilleure connaissance de ces matériaux.

C. Le sédiment de l'assainissement pluvial : caractérisation biogéochimique et spécificité urbaine

1. Origine du sédiment et de la contamination

Les sédiments de l'assainissement pluvial se forment à partir de la décantation, floculation ou filtration des matières en suspension (MES) charriées dans les eaux de ruissellement. Cette phase particulière prend sa source dans l'hétérogénéité des activités et surfaces du bassin versant (BV) urbain, périurbain ou routier des bassins (Figure 1). Parmi les origines courantes, on retrouve fréquemment les travaux publics et routiers, les routes et les équipements routiers, les véhicules, les dispositifs de combustion (chauffage, énergie motorisée), les émissions industrielles, les bâtiments, mais aussi les sols urbains et les végétaux et les produits d'entretien associés (pesticides, engrais), les animaux, ou les déchets anthropiques (Davis, Shokouhian, et Ni 2001; Brown et Peake 2006; Chen, Guo, et Ngo 2019). L'usage de la route en particulier est une source importante de MES et de contamination à travers l'usure

de la route, des équipements et des véhicules, les rejets d'échappement, mais aussi l'usure des freins et des pneus, ou encore les sels de déverglaçage (Legret et al. 2005; Loganathan, Vigneswaran, et Kandasamy 2013; Hwang et al. 2016; 2019). L'usure des toits, des murs, et des équipements des bâtiments est une autre source potentiellement importante de MES et de contaminants dans les espaces urbains denses (Davis, Shokouhian, et Ni 2001; Brown et Peake 2006). Les sources diffuses et linéaires (routes, autoroutes) se retrouvent ainsi concentrées dans les espaces urbains densifiés, et apparaissent comme d'importants contributeurs des contaminations au sein de ces espaces (Davis, Shokouhian, et Ni 2001; Loganathan, Vigneswaran, et Kandasamy 2013; Fairbairn et al. 2018; Zwart et al. 2018).

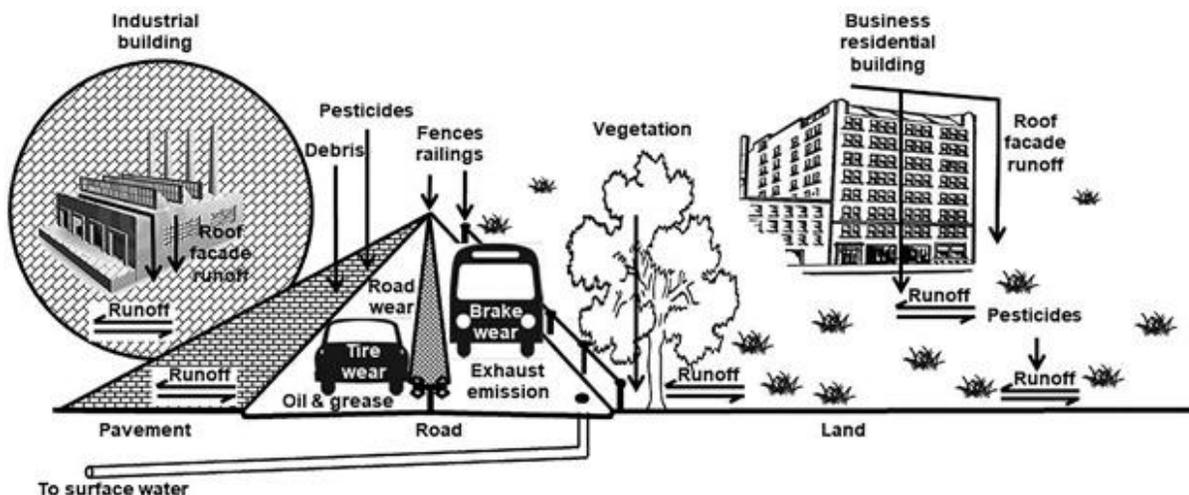


Figure 1 - Principales sources de particules et de contaminants dans l'espace urbain et routier (Zwart et al. 2018)

La contamination issue de ces différentes sources recouvre une très grande variété de contaminants tant organiques que métalliques. Une première étape pourrait être de suivre la réglementation de bonne qualité des eaux de surface pour établir une liste de substances prioritairement recherchées. La DCE présente une liste de normes de qualité environnementale (NQE) pour un ensemble de substances chimiques dans la directive 2008/105/CE, modifiée par la directive 2013/39/UE (Annexe 1). Cependant, cette directive n'inclut pas de nombreuses substances retrouvées dans les eaux et sédiments et faisant partie d'un suivi de la qualité ou d'évaluation de la dangerosité, comme l'Arsenic, le Chrome, le Cuivre, le Zinc, le tétrachlorure de carbone, ou encore des pesticides tels que le DDT, l'Aldrine, le Dieldrine, l'Endrine ou l'Isodrine. Les contaminants organiques peuvent être des hydrocarbures aliphatiques, des hydrocarbures aromatiques simples (BTEX, alkylphénols, etc.) ou polycycliques (HAP), des pesticides, et d'autres micropolluants organiques plus ou moins émergents (PBDE, solvants chlorés, bisphénols, etc). Ces contaminants sont retrouvés dans les eaux de ruissellement (Zgheib, Moilleron, et Chebbo 2012; Gasperi et al. 2014), et certains peuvent s'accumuler dans les sédiments (Allinson et al. 2015; Wiest et al. 2018; Crane 2019; Flanagan et al. 2021).

2. Principales caractéristiques géochimiques des sédiments urbains

Les sédiments urbains représentent donc le résidu solide du BV qui s'accumule dans le fond des bassins. Issus directement des processus d'émission du BV (érosion, oxydation, combustion, abrasion des composants des véhicules, etc.), ils possèdent certaines caractéristiques spécifiques héritées de ces

processus, qui les différencient des autres sédiments. En particulier, la granulométrie et le contenu en matière organique (MO) en sont des caractéristiques physico-chimiques importantes et spécifiques, qui contrôlent par la suite le comportement de ces sédiments et des contaminants. On peut par exemple observer les principales caractéristiques de sédiments issus de BI de l'est lyonnais, dans le cadre du programme FAFF-GESSOL (Winiarski 2014), ainsi que des données de la littérature de BR français et de BI/BR d'autres bassins (Figure 2).

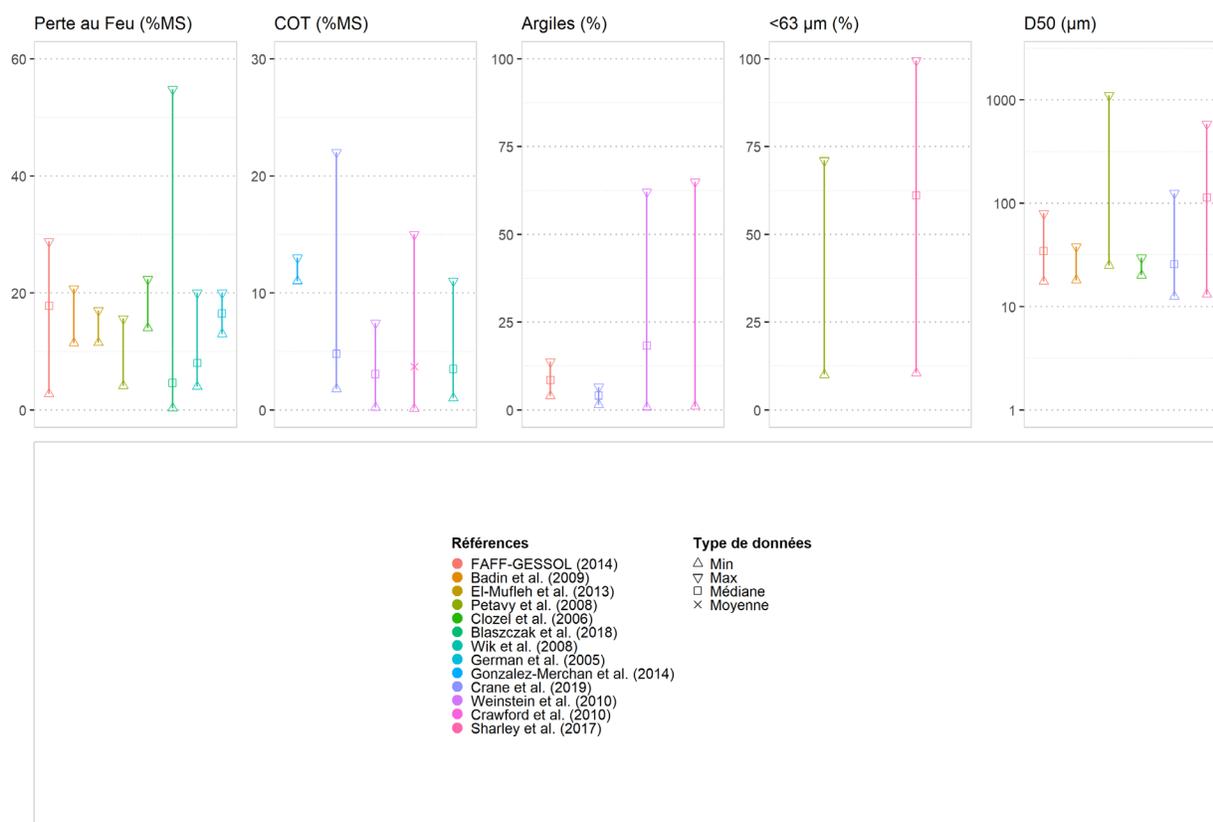


Figure 2 - Caractéristiques physico-chimiques de sédiments de bassins de l'assainissement pluvial issus de l'étude FFAF-GESSOL (Winiarski 2014) et d'autres sources bibliographiques, pour la matière organique avec la perte au feu et le carbone organique total (COT), et la granulométrie avec le pourcentage d'argiles, de particules passant à 63 µm, et la D50 (grain médian).

On observe notamment que ces sédiments ont tendance à être très chargés en MO, avec des pertes au feu (PAF) médianes s'étalant de 5 à 18 %MS, des valeurs très supérieures à celles d'un sol très organique (autour de 5 %MS). Cette tendance s'observe également pour le COT, avec des valeurs médianes autour de 3 à 5 %MS, mais dans des gammes allant jusqu'à 15-25 %MS. Dans les sédiments urbains le ratio PAF/COT s'établit autour de 2.4, ce qui est supérieur à ce que l'on observe traditionnellement dans les sols où ce ratio s'établit plutôt entre 1.8 et 2.2.

Une analyse plus poussée de la MO a été réalisée dans le cadre de la Tâche 2 du projet DESIR. Trois bassins déjà échantillonnés dans le cadre du projet FFAF-GESSOL ont été prélevés, et la MO a été étudiée à la fois sous un prisme quantitatif (PAF, CT), mais aussi qualitatif : des analyses de COT ont été réalisées, ainsi que des analyses de spectroscopie infrarouge (IRTF), de thermogravimétrie couplée à l'analyse différentielle (ATG-ATD), de la teneur et de la qualité des substances humiques (extractions séquentielles

+ COT, et analyses en spectroscopie UV-Visible), ainsi que de la biodégradabilité en conditions aérobiques. Ces résultats vont faire l'objet d'une publication scientifique. Les principales conclusions soulignent d'une part l'importance de la quantité de MO s'accumulant dans ces ouvrages, dont la composition semble à première vue assez peu variable entre les bassins étudiés, ainsi que la faible maturité de celle-ci car très peu humifiée. La faible humification de la MO s'observe à travers un ratio AF/AH élevé ($> 1.5\sim 2$) indiquant la prédominance des acides fulviques (AF) face aux acides humiques (AH), ainsi qu'un taux d'humification faible ($< 15\sim 20$) (Tableau 2) (Francou 2003). Cette caractéristique a pour conséquence une MO globalement réactive, bien que d'un bassin à l'autre le degré d'humification puisse varier. En comparant les différents ratios caractéristiques des substances humiques des sédiments urbains analysés avec d'autres échantillons naturels (prairies humides, tourbières, ou zones humides aquatiques), ou anthropiques (boues de STEP, boues de Filtres Plantés de Roseaux FPR), la MO des bassins apparaît ici aussi d'une part comme fraîche, peu mature, et donc évolutive, ainsi que plutôt spécifique par rapport aux autres types d'échantillons auxquelles elle peut être comparée (Kania et al. 2019). Cette caractéristique peut nous amener à nous interroger sur la nécessité de faire diminuer, ou au moins stabiliser, la MO présentes dans les sédiments urbains avant d'envisager un stockage ou une valorisation.

Tableau 2 – Proportions d'acides humiques (AH), fulviques (AF) et d'humines, et indices calculés

Echantillon	Taux AF (%)	Taux AH (%)	Taux humine (%)	Indice d'humification	AF/AH	Taux d'humification (%)
DJRI1	6,8 ± 0,3	3,5 ± 0,3	89,8 ± 0,2	0,51 ± 0,07	1,97 ± 0,26	10,22 ± 0,15
DJRI2	8,1 ± 0,6	3,4 ± 0,5	88,5 ± 0,9	0,43 ± 0,06	2,37 ± 0,34	11,52 ± 0,90
DJRI3	5,2 ± 0,3	1,6 ± 0,2	93,2 ± 0,3	0,30 ± 0,05	3,39 ± 0,49	6,78 ± 0,32
IUT1	9,9 ± 0,2	3,1 ± 1,0	87,0 ± 1,0	0,32 ± 0,10	3,34 ± 0,94	13,03 ± 1,04
MINi1	6,9 ± 0,4	4,0 ± 0,2	89,2 ± 0,6	0,57 ± 0,02	1,74 ± 0,06	10,85 ± 0,64

L'autre particularité de ces sédiments est la granulométrie relativement fine des particules (Figure 2). La classe granulométrique des argiles (particules de diamètre apparent inférieur à 2 µm, parfois 4 µm dans certaines études) peut représenter de 5 à 20% en médiane, avec des maximums dépassant 50% dans certaines études avec un usage des sols répertorié comme « Terrain de golf » et « Commercial ». D'autre part, pour les études mesurant le passant à 63 µm, on observe que cette fraction peut représenter jusqu'à 75-100% du sédiment. Enfin, les valeurs médianes du D50 se situent entre 25 et 125 µm, soit autour des tailles de particules observées dans les eaux de ruissellement (Lipeme Kouyi et al. 2018). Dit autrement, la majorité des échantillons de 4 études sur les 6 qui présentent cette donnée ont un D50 inférieur à 100 µm. On retrouve ces caractéristiques par ailleurs dans la littérature (Durand et al. 2003; Dechesne, Barraud, et Bardin 2004; Zanders 2005; Mermillod-Blondin et al. 2008; F. Petavy et al. 2008).

Ces deux caractéristiques font du sédiment urbain un matériau sensiblement différent de ce que l'on connaît par ailleurs, tels que les sédiments de voies d'eau douce, des boues de STEP, de curage de réseau, ou encore des sols urbains, auxquels ils peuvent être comparés. Elles peuvent être également des facteurs limitants de l'acceptation de ces sédiments urbains dans certaines voies de valorisation par exemple. Cependant, il faut toutefois garder en mémoire que même si le profil médian présente ces spécificités, il reste nécessaire de caractériser un gisement qui pourrait avoir des caractéristiques divergentes, car les contextes locaux (de bassin versant, de sources de particules, ou géologique) influencent ces caractéristiques.

La seconde spécificité des sédiments urbains concerne les contaminants qui peuvent s’y accumuler. La contamination est fortement favorisée par le contexte urbain, où l’ubiquité de nombreuses sources diffuses et ponctuelles de contaminants métalliques et organiques tend à favoriser une sorte de « moyennisation » des concentrations relevées, pour un certain nombre de contaminants. De plus, les bassins centralisant les eaux de ruissellement de bassins versants plus ou moins grand, ces ouvrages accumulent sous forme de sédiments et dans les sédiments les contaminants qui y sont émis. Les bassins réalisent ainsi des fonctions combinées ou séparées de décantation des MES, de filtration (dans les BI), la réactivité des couches affleurantes (de sédiments ou de sol) permettant également un piégeage additionnel plus ou moins efficace des substances non-particulaires (colloïdes, et en solution).

Nous proposons ici un aperçu résumant les principales caractéristiques, et en particulier sur la question de la contamination, de sédiments urbains. Dans un premier temps, les données particulièrement fournies de l’étude FAFF-GESSOL donnent à voir une image de la diversité des BI dans l’agglomération lyonnaise, avec une étude de 18 bassins d’infiltration aux bassins versant et aux caractéristiques variées. Pour les contaminants métalliques, les 6 éléments trace métalliques (ETM) considérés ont tous des sources ubiquistes dans les environnements urbains. Ils se retrouvent majoritairement au-dessus des concentrations du fond géochimique diffus dans les sols agricoles locaux, estimé à partir des données de la BDETM mesurées dans la petite région agricole PRA ‘Bas Dauphiné’ entre 2000 et 2010 (Duigou et Baize 2010) (Figure 4). Pour le Cd, 15 bassins sont au-dessus des teneurs usuelles dans les sols (> D90), 12 pour le Cr, tous les bassins pour le Cu, 16 pour le Ni et le Pb et 17 pour le Zn. Le Cu, le Pb et le Zn forment un groupe dont les médianes sont élevées et pour lesquels on retrouve quasiment tous les points supérieurs au fond géochimique.

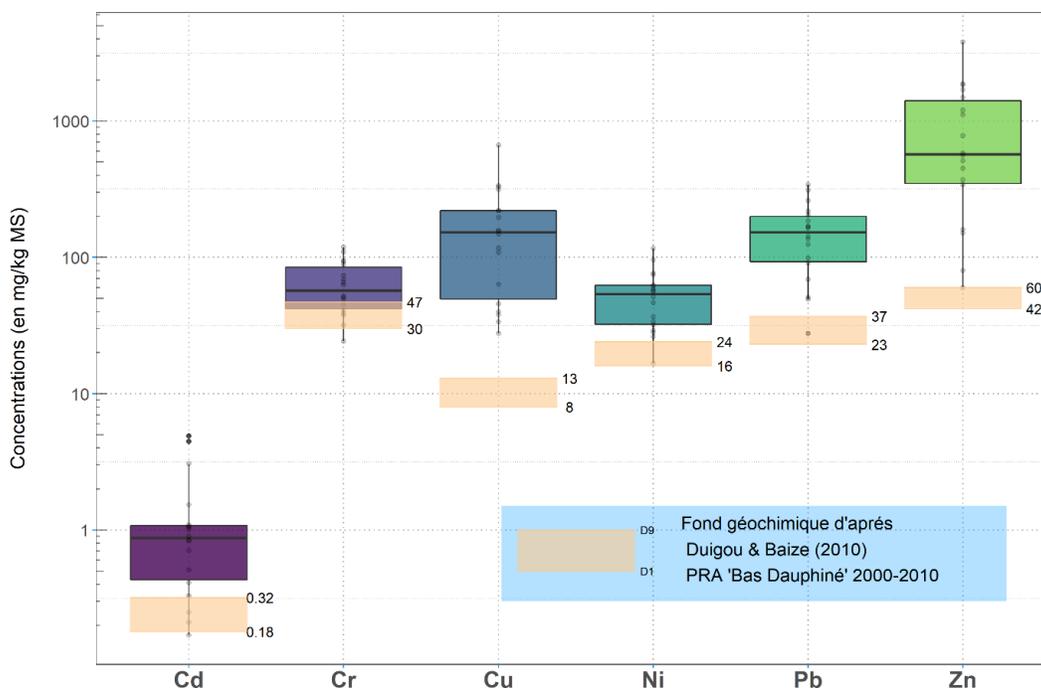


Figure 3 - Distribution des 6 ETM étudiés (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) dans les 18 bassins d'infiltration de l'est-lyonnais, par rapport au fond géochimique diffus local (PRA 'Bas Dauphiné' 2000-2010)(Duigou et Baize 2010).

Pour les micropolluants organiques, seuls les plus représentatifs parmi ceux qui ont été détectés dans tous les bassins sont présentés ici (Figure 5). Hormis le Diuron (n=10), l'Alachlore (n=2) et le DDT et ses produits de dégradation (n=1), les pesticides analysés ne sont quasiment jamais détectés. Les 17 dioxines (PCDD) et furanes (PCDF) sont quasiment systématiquement détectés, au-dessus de la D90 du fond géochimique du RMQS, et avec une somme médiane supérieure à 1 µg/kg (Saby et al. 2020). De même pour les 7 PCB analysés, quasi-systématiquement présents dans les échantillons avec des teneurs supérieures au D90 du RMQS, et une médiane autour de 100 µg/kg. Inversement, les 16 HAP présentent une distribution plus ramassée autour de la médiane à 1150 µg/kg MS, avec 15 sites dépassant le D90 du RMQS. 4 congénères sont retrouvés systématiquement (Naphtalène, Fluoranthène, Pyrène, Benz[a]Anthracène), et 5 autres dans plus de 75% des bassins (Phenanthrène, Chrysène, Benzo[b]fluroanthène, Benzo[k]fluoranthène, Benzo[a]pyrène). Cependant, ces valeurs demeurent inférieures à ce qui a pu être mesuré dans des contextes relativement similaires, par exemple des sols de bord de route ou des balayures de voirie, dont les concentrations peuvent rapidement atteindre 50 à 100 mg/kg MS. Ce comportement découle des propriétés physico-chimiques des HAP qui ont tendance à s'adsorber sur les surfaces proches de leurs points d'émission. Enfin, il est notable de retrouver dans des proportions très homogènes les alkylphénols ptOP et 4NP, ce dernier ayant une médiane autour de 350 µg/kg MS. Cette distribution traduit probablement une grande ubiquité des sources de ces composés, présents dans de nombreux produits polymères entre autres, leur bonne mobilité, et leur piégeage dans les surfaces sédimentaires.

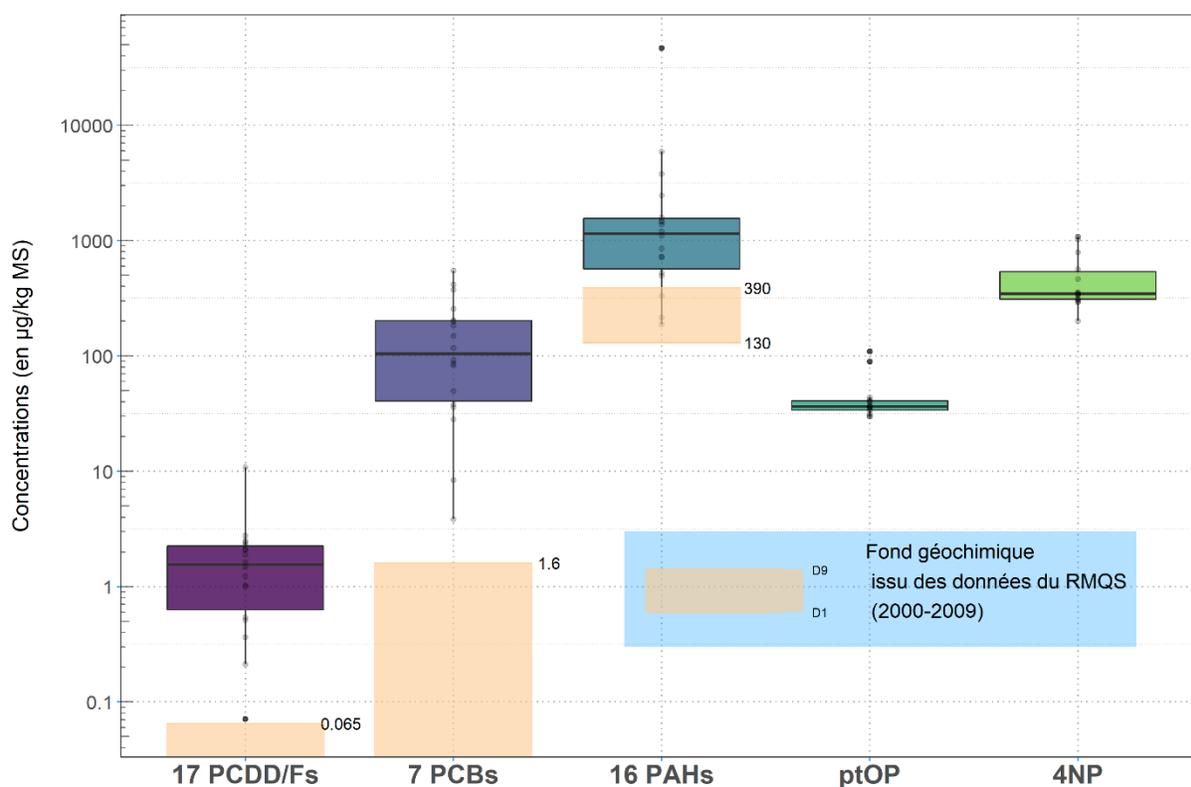


Figure 4 - Distribution des micropolluants organiques détectés dans l'ensemble des 18 bassins d'infiltration de l'est-lyonnais (17 PCDD/F, 7 PCB, 16 HAP, ptOP et 4NP), par rapport au fond géochimique diffus national pour les PCDD/F, PCB et HAP, issu des données du RMQS 2000-2009 (Saby et al. 2020).

Les concentrations relevées en contaminants montrent des teneurs souvent élevées, supérieures au fond géochimique diffus lorsque la comparaison est possible. Cependant, il peut être difficile d'appréhender les valeurs observées sans comparer avec des matériaux mieux connus. Il est ainsi possible de comparer d'une part avec d'autres sédiments urbains provenant de différents contextes : des types de bassins différents (BR, BI, BR suivi d'un BI), des emplacements différents (principalement en Europe et Amérique du Nord), des bassins versants différents. D'autre part, il peut être utile de comparer également aux sédiments continentaux (rivières, fleuves et canaux), proches en caractéristiques, qui sont régulièrement suivis pour leur qualité en France par les gestionnaires et dont les données sont disponibles au moins pour les principaux paramètres ; et également de comparer avec des sols urbains, à partir de données provenant de la littérature scientifique pour différentes villes à l'international, qui peuvent représenter un point de comparaison utile de par la similarité de l'emplacement et la proximité des mêmes sources de contamination, au cœur des villes. Il est utile ici de préciser que les données de sols urbains peuvent être très disparates, dépendant fortement de l'historique des sites échantillonnés, et ce bien que les auteurs aient en général pris soin d'établir des plans d'échantillonnage solides et de présenter des données statistiques (distributions, médianes, voire cartographies), et que l'intérêt ici est surtout de situer des ordres de grandeur, notamment par rapport aux valeurs extrêmes que l'on peut observer dans les sols urbains.

Ces comparaisons ont été effectuées pour les contaminants les plus documentés, le Cu, le Pb et le Zn pour les contaminants inorganiques, et les PCB et HAP pour les contaminants organiques (Figure 6). Globalement, on observe que les sédiments urbains forment une gamme haute et étendue entre 1 à 2 ordres de grandeur pour les contaminants considérés. Les teneurs en Cu et Zn dans plus de 50% des échantillons de sédiments appartiennent au dernier décile (le plus contaminé) dans des sols urbains. Le Pb est plus nuancé, étant accumulé dans les sédiments de BI de l'étude FAFF-GESSOL mais avec une médiane plus faible pour les sédiments urbains d'autres études. Les PCB semblent ici fortement accumulés, avec une médiane légèrement supérieure à celle des sédiments continentaux, connus pour leur accumulation historique des PCB, et très fortement supérieure à celle des sols urbains. Cette différence pouvant peut-être s'expliquer par le dépôt atmosphérique des PCB en milieu urbain, emporté en phase particulaire par les ruissellements et accumulé dans les bassins. Pour les HAP, tel que noté précédemment, ils ne s'accumulent pas plus préférentiellement dans ces matrices que dans les autres considérées ici. Les HAP ne sont donc pas forcément un marqueur spécifique de ces sédiments urbains, du moins en termes de concentrations totales. Une étude approfondie des ratios de congénères pourrait permettre de distinguer une origine ou un transport préférentiel.

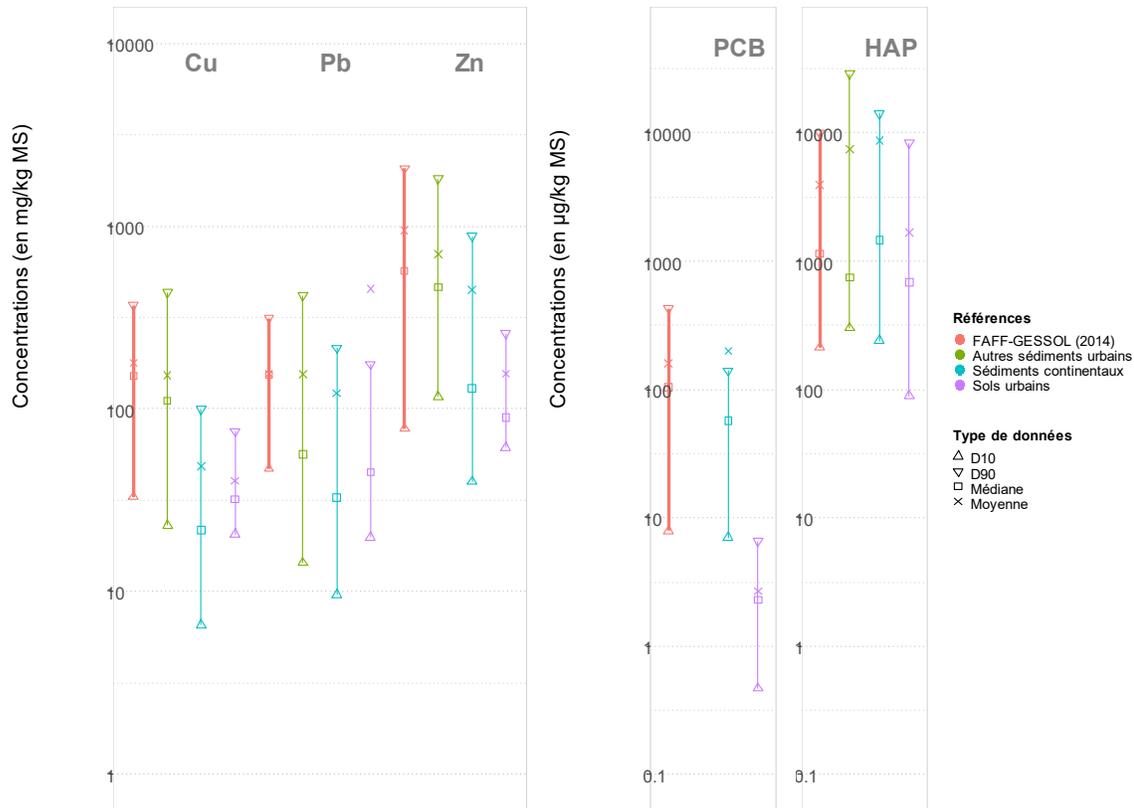


Figure 5 - Comparaison des gammes de concentrations des contaminants inorganiques (Cu, Pb, Zn) et organiques (PCB, HAP) entre les données des BI du projet FAF-GESSOL (Winiarski 2014), et des données issues de la bibliographie pour d'autres sédiments urbains

(BR et BI)(Badin et al. 2009; F. Petavy et al. 2008; Clozel et al. 2006; Hussein et al. 2013; German et Svensson 2005; Wik, Lycken, et Dave 2008; Weinstein et al. 2010), des sédiments continentaux (fleuves, rivières, canaux)(Padox, Hennebert, et Mancicoppi 2010) et des sols urbains (Pan et al. 2018; Morillo et al. 2007; Cicchella et al. 2020; Cheng et al. 2014; Cachada et al. 2012; Argyraki et Kelepertzis 2014).

Ces quelques caractéristiques esquissent les principaux traits que peuvent revêtir les sédiments urbains, c'est-à-dire un sédiment souvent fin, organique et poly-contaminé par des éléments relativement ubiquistes dans les espaces urbains mondiaux, avec des concentrations notables de Cu, Zn et PCB (en comparaison d'autres matériaux solides similaires). Les sédiments urbains se retrouvent donc souvent impactés par les mêmes contaminants, ubiquistes et diffus, indépendamment des types de bassins versants et avec des variations dans les concentrations dépendamment de la proximité et de la densité des activités anthropiques (Murphy, O'Sullivan, et Cochrane 2014); l'influence de sources ponctuelles spécifiques contribue à la variété des contaminants rencontrés, avec parfois la présence de pesticides interdits, de composés organiques inhabituels, ou de concentrations anormalement élevées d'éléments inorganiques traces. D'autre part, un autre défi est représenté par les nombreux contaminants organiques traces que l'on retrouve dans les eaux de ruissellement (Fairbairn et al. 2018; Spahr et al. 2019). Leur diversité et leurs propriétés parfois hydrophiles (cas des contaminants organiques traces hydrophiles) les rendent moins sensibles à la fois aux dispositifs de dépollution (techniques alternatives diverses, STEP) avec des abattements faibles et un entrainement dans les flux d'eau, ainsi que plus compliqués à analyser en routine. Leur présence dans les sédiments urbains est encore mal évaluée.

Enfin, on note aussi la relative variabilité d'un site à l'autre des sédiments rencontrés, rendant difficile à priori une estimation plus précise des qualités spécifiques, et ce du fait de la diversité des contextes rencontrés. D'autre part, il est encore difficile d'estimer l'impact des différentes typologies de bassins d'assainissement pluvial sur la qualité des sédiments : bassin d'infiltration, bassin de rétention en eau, bassin de rétention sec. Un troisième aspect de la contamination, après la contamination organique et inorganique, est celle des micro-organismes susceptibles de coloniser ce milieu.

3. Quelques éléments sur la biologie des bassins

Les sédiments de bassins pluviaux conduisent à la formation de nouveaux habitats pour les micro-organismes (Reese et al. 2016). Ils sont constitués de matière organique, de débris végétaux, de déchets solides (sable, graviers, plastiques) mais aussi de mélanges de contaminants chimiques (Grimm et al. 2008). Ces sédiments représentent ainsi une grande opportunité pour enrichir et sélectionner le microbiome urbain extérieur. Les agents pathogènes, par exemple, peuvent survivre dans l'environnement pendant des jours ou des mois (Hruby et al. 2018). En fait, la survie de ces agents pathogènes dépendra d'un certain nombre de facteurs, y compris les nutriments trouvés dans les sols, les espèces microbiennes, la température et les composants du sol tels que l'humidité et le pH (Semenov et al. 2021). De plus, la compétition microbienne avec le microbiote du sol indigène est probablement déterminante pour la survie de ces agents pathogènes (Goberna et al. 2011; Liang et al. 2011). Généralement, la compétition microbienne entre les microbes indigènes et les agents pathogènes se produit par la production d'antimicrobiens, la privation de nutriments essentiels tels que les minéraux et la production des acides gras à chaîne courte (Galia et al. 2017; Haas et Défago 2005; Roussel et al. 2020). Des interactions biologiques comme la prédation e. g. nématodes, amibes ou le développement d'une végétation peuvent conduire à une production d'antimicrobiens ou même favoriser l'enrichissement de certains taxons microbiens d'intérêt tels que des bactéries de la rhizosphère (Balandreau et al. 2001). De plus, dans une étude récente il a été démontré que certains taxons bactériens ont été trouvés associés à une dégradation significative de quelques contaminants tels que les nonylphénols polyéthoxylés (NPE) (Aigle et al. 2021). L'ensemble de ces éléments montrent l'importance de conserver une très grande biodiversité dans cet écosystème. Cette biodiversité pourrait jouer un rôle très important d'un côté pour dégrader certains contaminants et de l'autre côté pour empêcher certains taxons bactériens pathogènes de coloniser ces sédiments.

D. État de l'art de la gestion des sédiments urbains : démarche d'interrogation des gestionnaires

Afin de compléter l'état de l'art sur les sédiments urbains, le projet DESIR a intégré une démarche d'interrogation qualitative des gestionnaires, en leur qualité de service de la ville ou du département, délégataire de service public, industriel ou chercheur (voir Annexe 2). Cette partie résume l'essentiel des discussions autour des pratiques de gestion actuelles. Plusieurs aspects ressortent des entretiens réalisés auprès des acteurs opérationnels.

La gestion des sédiments se fait majoritairement de manière empirique et pragmatique : priorité aux solutions les plus économiques et acceptables réglementairement et environnementalement parlant.

Il en résulte des pratiques inhomogènes entre les territoires, et parfois à l'intérieur même d'un territoire et au sein du même gestionnaire. Par exemple, il n'y a pas de fréquence spécifique de curage, et celui-ci est fait au besoin en fonction de l'observation de la couche accumulée. A la Métropole de Lyon par exemple, lorsqu'un bassin possède une couche accumulée d'au moins une dizaine de centimètres de sédiments, l'équipe de terrain du secteur le signale. Les bassins composant la liste sont ensuite priorisés en fonction de l'ouvrage, du bassin versant (et des contaminants attendus), de l'exutoire du bassin, et du budget annuel. A la métropole de Limoges, sur un parc de bassins de près d'une centaine d'ouvrages il n'a été réalisé que 2 curages en 10 ans. A l'inverse, les bassins de l'agglomération de Douai sont curés annuellement par contrat (délégation de service public à Suez).

Cette disparité s'explique autant par les politiques publiques locales (importance accordée au pluvial, ou aux techniques de déconnexion des réseaux), que par les problématiques financières ou humaines (peu de moyens disponibles), voire parfois parce que le service en gestion s'occupe d'autres tâches qui accaparent la majorité du temps et des moyens alloués. Les problèmes de financement, et son corollaire du manque d'intérêt pour la gestion des eaux pluviales, sont souvent évoqués par les acteurs interrogés. Il a même été question auprès de certains acteurs d'une gestion uniquement « dans l'urgence », et d'intervention du service concerné qu'en cas de dysfonctionnement (colmatage ou débordement), de plaintes d'un riverain, ou d'un déversement accidentel.

C'est ce qui amène au second point de cet aspect pragmatique de la gestion, le manque de moyens (humain, matériel, financier) conditionne souvent les aspects techniques de la gestion : les besoins les plus urgents passent en premier, et en l'absence de dysfonctionnements, certains bassins peuvent ne pas être curés sur une longue période. Pour un bassin de rétention, le curage curatif vient restaurer la capacité de stockage (Figure 7). Pour les bassins d'infiltration, ils peuvent être curés en cas de déversements accidentels ou en cas de colmatage, de manière curative (Figure 7), ou alors leur surface peut être « reprofilée » pour favoriser l'écoulement (de manière préventive aux dysfonctionnements). Par exemple, le bassin de Minerve (Lyon) (Figure 8) a été reprofilé en décembre 2019 pour dégager l'entrée du BI, car le tuyau d'arrivée restait en charge, un dysfonctionnement révélant également une accumulation de fines dans le lit du BI. Certains acteurs curent aussi lorsque les végétaux (roseaux par exemple) ont trop envahi le bassin. En dehors du curage, il est souvent noté que les gestionnaires entretiennent les bassins possédant de la végétation, en procédant à des fauches par exemple.

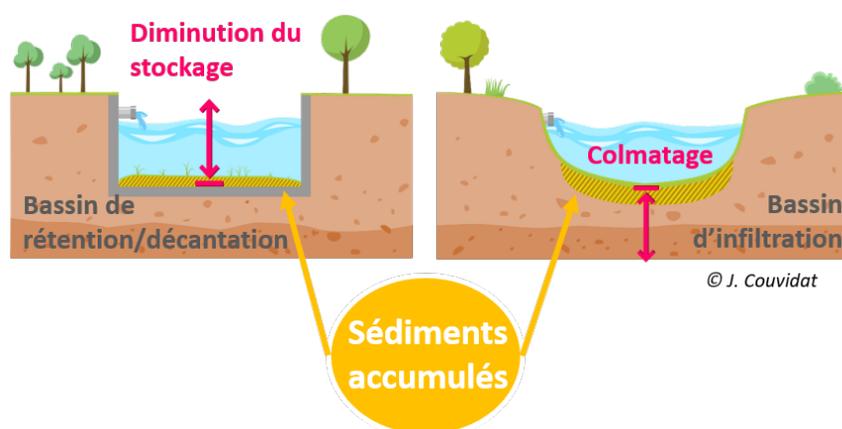


Figure 6 – Principaux dysfonctionnements de bassins d'assainissement des EP nécessitant un curage (schéma J. Couvidat)



Figure 7 – Passerelle près de l'entrée du bassin d'infiltration de Minerve (Saint-Priest, 69), cartes issues d'OpenStreetMap (a) et de Google Maps (b) centrées sur les coordonnées 45°42'56.3"N 4°54'59.6"E, et photo de J. Couvidat (c)

De la même manière que pour la fréquence de curage, on observe une disparité dans les filières de gestion empruntées (traitement, stockage/valorisation). Lorsque les moyens le permettent, les opérateurs peuvent mettre en talus les sédiments dans le bassin sec pour les ressuyer et permettre de sortir du bassin un matériau avec une plus grande siccité. Ils peuvent ensuite être envoyés vers une filière de traitement adaptée, de stockage définitif, ou de valorisation. Une autre observation est que les bassins dépendent souvent des divisions « Eau » des métropoles, et non des divisions « Déchets ». Les services de gestion suivent donc souvent les filières qu'ils connaissent (STEP par exemple). Les filières de sortie principalement observées sont les suivantes :

- Les Unités de Traitement des Sables (UTS), ou de Traitement des Produits de Curage (TPC), proposées dans les STEP comme à Pierre-Bénite (Lyon), qui réalise un tri et un lavage avant valorisation des fractions sableuses.
- Les plateformes de transit et traitement, type Neoter© (Ternay, 69), qui réalisent des traitements physiques (tri, concassage, désorption thermique), chimiques (stabilisation) et biologiques (bioremédiation) avant valorisation vers d'autres filières.
- L'épandage agricole, ou en bordure de champs (pour les sédiments de fossés par exemple), souvent limités par la réglementation (teneur en contaminants), ou la valeur agronomique faible des boues et sédiments.
- Le traitement et la valorisation thermique, tel que pratiqué par l'entreprise SCORI (St-Priest, 69), qui traite les déchets les plus pollués en hydrocarbures.
- Le stockage en ISD, suivant la qualification du sédiment (inerte, non-dangereux ou dangereux).
- Le remblaiement de carrières, pour les sédiments inertes.

A la métropole de Lyon par exemple, les sédiments sont adressés en priorité au TPC (en tant qu'opérateur public), puis, s'il est refusé du fait d'un ou plusieurs paramètres inadéquats (branchages, granulométrie trop fine), ceux-ci sont adressés à la filière qui convient le mieux (Neoter © par exemple, SCORI ou stockage en ISD). Plus de détails sur les filières empruntées par les sédiments des bassins lyonnais sont disponibles dans la partie FI.1. D'autres métropoles ont tenté d'innover sur les filières, telles que la métropole de Lille (MEL), qui a mis en place des chantiers expérimentaux pour évaluer la faisabilité de la valorisation de sédiments urbains dans le génie civil (pavés percés « hydrocyls », coulis autocompactant, étanchéification de bassins) (Sedilab 2019).

La Métropole de Lyon, ou la métropole de Limoges, gèrent elles-mêmes leurs bassins, mais font appel à un prestataire du marché pour les opérations de « curage + transport + gestion/traitement ». A l'inverse, une partie de la gestion du territoire de la métropole d'Orléans est gérée par une filiale de Suez, de même que pour Douai par exemple.

Globalement, le coût du traitement est le principal coût de gestion. À titre d'exemples – non exhaustifs, on retrouve les valeurs indicatives suivantes :

- Neoter © : 80 – 180 €/t
- SCORI : 150 – 200 €/t
- Stockage : 70 €/t
- Carrières : ≈10 €/m³

Une question importante soulevée au cours des entretiens est la possibilité de réaliser une gestion différenciée en fonction des différentes typologies de bassins observés de manière empirique : bassins de

réétention urbains fermés, bassins végétalisés ouverts (en général d'infiltration), bassins dits « agricoles » recueillant les ruissellements de terrains à vocation agricoles. Par exemple, ces derniers bassins génèrent de forts volumes de sédiments, à priori différents des autres bassins par la forte présence de terres végétales ayant ruisselées, et la faible contamination. La question d'une valorisation immédiate (« retour à l'agriculteur ») se pose ainsi, notamment du fait que ce qui constitue une terre végétale devient une ressource rare plus qu'un déchet à éliminer. Cette question se pose aussi pour les terres d'accotements et les boues de fossés. Les talus et les fossés sont souvent de la compétence des départements, et la question de leur gestion se fait ainsi dans la continuité de celle des sédiments de bassins. Si l'on regarde le système en entier, les fossés, les talus, les réseaux, les ouvrages de déconnexion et les bassins sont sur un même continuum du réseau de gestion des EP, mais participent de compétences territoriales différentes. Ainsi, les questions sont peu ou prou les mêmes. Les résidus issus de l'arasement des talus ou du curage des fossés sont néanmoins très peu discutés dans la littérature consultée, et les acteurs interrogés ont fait part de l'importance sous-estimée de l'entretien de ces ouvrages, ou même au cours des échanges scientifiques ou opérationnels de cette étude.

Une autre question revient régulièrement dans les échanges : à quel moment est-il pertinent de curer ? Et ainsi, quel serait le bon critère de déclenchement : une fréquence, une hauteur accumulée, un pourcentage de remplissage, un seuil de pollution des sédiments... ? S'il est difficile d'apporter une réponse précise et immédiate, la question de la fréquence des curages est abordée par la suite. En revanche, une question corollaire à cette première interrogation est la suivante : comment évaluer le niveau des sédiments dans les ouvrages ? Cette question peut être posée comme la question de la caractérisation de la couche sédimentaire en place, mais aussi de la modélisation ou de la prévision de l'accumulation des sédiments (quantité *théorique*). Une seule étude existe sur le sujet à notre connaissance, proposant une étude géostatistique de l'accumulation de sédiments dans un bassin de rétention (Fontant et al. 2013). Cette question est importante car d'une part elle permet d'anticiper les besoins, et d'autre part de pouvoir formaliser des filières suivant les volumes générés. Ainsi, on peut résumer les besoins comme suit :

- Une méthode permettant de modéliser les flux, et la dynamique d'accumulation, de manière simplifiée ou suivant les caractéristiques plus complexes du contexte local et du bassin versant,
- une méthodologie simple et opérationnelle pour un gestionnaire pour quantifier l'état sédimentaire d'un ouvrage.

Cette question de l'importance des flux débouche sur une autre remarque, qui s'est amplifiée au fur et à mesure de cette étude : il est nécessaire de réfléchir à la question de la **massification**, afin de dépasser les échelles locales qui recouvrent souvent des volumes faibles (comparativement à d'autres domaines comme les Sites et Sols Pollués (SSP) par exemple). Cette piste permet aussi d'imaginer des filières plus stables. Un corollaire à cette dernière question est une interrogation récurrente des gestionnaires .

Enfin, le point saillant qui ressort également de cette démarche d'interrogation des gestionnaires est le manque criant de données disponibles. Quasiment aucun des acteurs interrogés (hors Métropole de Lyon) n'a été capable de fournir des données sur les volumes gérés, et les filières empruntées. D'une part cela empêche de pouvoir dresser un état des lieux quantitatifs et qualitatifs, et d'autre part cela empêche également de se projeter et d'envisager les volumes *effectifs* qui sont gérés par les gestionnaires. Il est

ainsi compliqué d'envisager des filières de valorisation par exemple sans connaître les volumes potentiels susceptibles de les emprunter, à fortiori quand elles nécessitent d'y associer des partenaires privés.

Il ressort ainsi de cette démarche d'interrogation des gestionnaires que le curage n'est pas une réponse systématique, ni adapté à tous les cas et à toutes les temporalités. Il existe un continuum des pratiques de gestion, qui vont de l'entretien du bassin et de ses fonctionnalités au curage, dont le dénominateur commun est la gestion pragmatique au plus juste, visant à limiter au maximum les coûts économiques mais aussi écologiques, en favorisant par exemple le réemploi au plus proche du lieu de curage, que ce soit dans le bassin (ré-étanchéification, régalaage), près du bassin (buttes, dépôts en bout de champs), ou pour une valorisation plus spécifique par une filière locale (génie civil ou technique routière par exemple). Afin d'intégrer ces pratiques à notre étude, nous nous proposons d'éclairer la gestion des sédiments urbains sous deux aspects dans la suite de la discussion :

- Une gestion optimisée des sédiments et des ouvrages en dehors du curage, que nous appellerons **gestion in-situ**, mais qui peut s'incorporer à une démarche de gestion intégrée des ouvrages de l'assainissement pluvial. Seuls quelques aspects seront abordés dans ce rapport, en particulier la gestion de la végétation, et la question des dispositifs de prétraitement, ainsi que les risques associés et les pistes d'amélioration.
- Une **gestion ex-situ** des sédiments, qui suit le curage, selon un schéma classique de prétraitement/traitement, puis gestion du devenir (stockage ou valorisation).

Pour parfaire cette discussion qui suit l'interrogation des gestionnaires sur leur pratique, il nous paraît important de préciser que cette distinction entre in-situ et ex-situ n'est probablement pas aussi binaire, comme précisé précédemment, et certainement pas antagoniste. En effet, la dénomination in-situ ne doit pas être trompeuse pour le lecteur ou la lectrice du présent rapport : il n'est à priori que peu envisageable de ne pas curer un ouvrage une seule fois durant toute sa durée de vie. En revanche, il semble opportun d'intégrer des pratiques vertueuses de gestion, et d'intégration des plurifonctionnalités des bassins de gestion des EP, au sein des schémas de gestion de ces ouvrages, et ce dès leur conception.

E. Gestion in-situ optimisée au niveau de l'ouvrage : constats, réflexion et perspectives

1. Perspectives de gestion optimisée in situ

La plupart des bassins de rétention et d'infiltration français ont été conçus avant tout pour prévenir les risques d'inondation. Pourtant, les bassins ont d'autres rôles, notamment l'interception des contaminants par décantation et sédimentation, avant de favoriser l'infiltration ou le rejet vers les milieux naturels. En outre, ces structures peuvent constituer des espaces verts agréables, source de biodiversité et de confort dans des milieux urbanisés (Léone et al. 2008).

La notion de gestion optimisée in situ implique la prise en compte des enjeux environnementaux, économiques et sociaux par « l'intégration » de plusieurs fonctions – comme précisé précédemment, on pourrait aussi parler de gestion « intégrée », mais il faudrait aborder de nombreux aspects qui dépassent largement le cadre de ce rapport (Delamain et Rodriguez 2016).

Nous nous sommes intéressés ici à 2 points particuliers d'optimisation, bien qu'ils ne soient pas les seuls leviers d'actions : La végétalisation de l'ouvrage et les techniques de prétraitements. En effet, ces 2 points peuvent permettre d'optimiser et de faciliter la gestion in-situ des sédiments, et de valoriser les sites.

a) Végétalisation des ouvrages : bénéfiques et contraintes

Au niveau des bassins de rétention et d'infiltration, un développement de la flore sauvage peut survenir spontanément. En effet, la couche sédimentaire supérieure (ou couche de surface) est souvent assez riche en nutriments tels que le phosphore et l'azote, elle est propice à l'implémentation des végétaux (Carolina Gonzalez-Merchan 2012). Cependant, le choix d'une végétalisation volontaire peut également être fait. Il est très fréquent qu'un bassin de rétention et/ou infiltration soit dans un de ces cas de figure. A titre d'exemple, en 2007, l'agglomération Lyonnaise ne comptait pas moins de 34 ouvrages végétalisés (Saulais 2011).

Interactions entre végétaux et sédiments : caractérisation et phytoremédiation

La végétation peut servir d'indicateur pour mieux connaître les caractéristiques des sédiments du bassin et leur évolution. Grâce à l'identification des espèces présentes, de leurs propriétés et de leur répartition, il est notamment possible d'estimer des données comme la disponibilité en eau, la présence de nutriments, la teneur en matière organique (Saulais 2011) et en contaminants métalliques (Ladislas 2011). Mais si l'état de la couverture végétale dépend des sédiments, la réciproque est également vraie. Les plantes peuvent agir sur la rétention des contaminants par les particules, comme ce serait le cas pour des sols pollués. La notion de phytoremédiation désigne leur usage pour l'élimination des contaminants, par des processus directs ou indirects (Figure 9).

Processus directs : Le système racinaire de la plante échange avec l'horizon du sol. La plante prélève de l'eau et des éléments nutritifs pour se développer. Les éléments en solution, tels que les ETM présents dans les bassins, sont transférés par des mouvements de convection et de diffusion vers les racines de la plante. Ils peuvent se concentrer sur les racines par adsorption ou précipitation (*rhizofiltration*). Une plus petite partie est absorbée et potentiellement transférée vers les parties aériennes (*phytoextraction*) (Delamain et Rodriguez 2016). La concentration des contaminants au sein de la plante peut alors être supérieure à celle observée dans le milieu : lorsque la concentration dans les parties aériennes dépasse des valeurs définies opérationnellement dans la littérature historique, on parle alors de plantes hyperaccumulatrices. Cette accumulation dépend cependant des phases de croissance de la plante, de son type et de son système racinaire (Saulais 2011). Les contaminants organiques peuvent également subir les mêmes procédés d'accumulation, même si on ne parle de plantes hyperaccumulatrices que pour les contaminants inorganiques.

Processus indirects : D'autre part, l'activité de la plante est susceptible d'agir sur les paramètres physico-chimiques et la texture des sédiments. Cela peut affecter indirectement la mobilité des contaminants et les rendre plus stables et plus difficilement lessivables (*phytostabilisation*). Les systèmes racinaires peuvent aussi favoriser le développement des microorganismes qui s'agencent alors en colonies, ou biofilms. Ces microorganismes peuvent dégrader les contaminants organiques (*rhizodégradation*) (Delamain et Rodriguez 2016). Enfin, le développement des racines peut augmenter la porosité des sédiments et réduire les fréquences de colmatage des bassins (voir E.2.b)) (Ladislas 2011; Carolina Gonzalez-Merchan 2012).

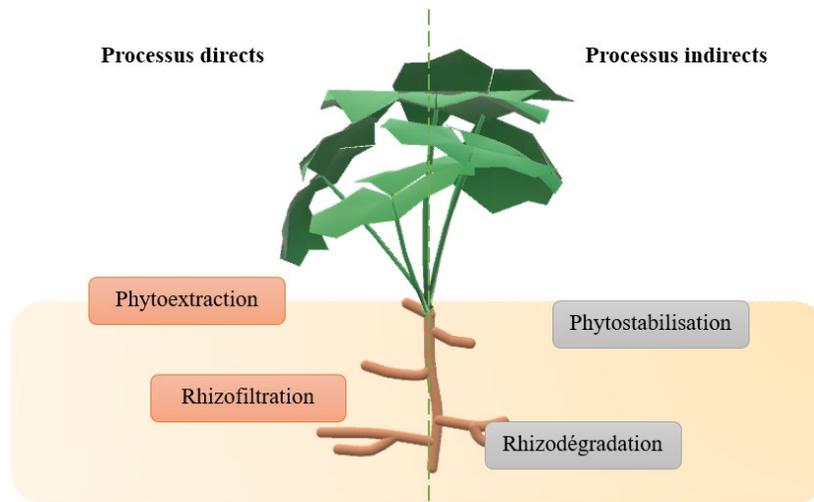


Figure 8 – Principaux processus de phytoremédiation (Dessin de Milena Chabert)

Cas particulier des bassins

La végétalisation de six bassins de rétention et d'infiltration des eaux pluviales de l'agglomération Lyonnaise a notamment été étudiée dans le cadre de la thèse de Muriel Saulais (Saulais 2011). Une partie de ses travaux était focalisée sur l'interaction entre les végétaux et l'horizon de surface des bassins. Plusieurs phénomènes d'influence notable liés à la présence de plantes et illustrant les points abordés précédemment ont été mis en valeur :

- Le stockage des ETM au sein des végétaux et de leurs racines a effectivement été observé, mais dans ce cas cela ne concernait qu'une proportion très faible par rapport au stockage à l'horizon de surface (moins de 4 % en massique pour Zn, avec plus d'une centaine de pousses par m²). Cela peut s'expliquer par la faible proportion d'éléments « échangeables » et non retenus dans la matrice solide.
- Les végétaux ont joué le rôle d'une barrière physique affectant la texture du bassin. À titre d'exemple, au niveau d'un des bassins, la présence d'une espèce avec une forte biomasse aérienne et souterraine a favorisé un stockage des contaminants en entrée. Cet « effet barrière » est susceptible d'évoluer selon la zone concernée et les phases de croissance de la plante (et donc de la saison).
- Les végétaux ont été à l'origine d'un apport en matière organique dans le sol et d'échanges ioniques, suivant une dynamique saisonnière spécifique à l'espèce. Ces deux processus ont probablement joué un rôle dans la mobilité des contaminants.

La végétation présente s'est révélée très diversifiée selon les bassins, avec différentes espèces recensées et des caractéristiques variables pour les espèces dominantes. Un lien notable a été établi entre la quantité d'eau à divers endroits d'un bassin et l'implémentation des colonies végétales. La flore est caractéristique d'un étang dans les zones les plus humides. Son développement est plus désorganisé dans les zones les plus sèches.

La question de la phytoremédiation a fait l'objet d'un groupe de travail au sein de l'OTHU dont les principales conclusions constituent la présente partie, mais une synthèse des travaux sera publiée ultérieurement. De manière générale dans les bassins d'eaux pluviales, la composante extractive de la

phytoremédiation est faible voire très faible et ne constitue pas une solution de gestion usuelle ou appropriée des contaminants (Journée OTHU du 02/2012). D'une part parce que les plantes hyperaccumulatrices mises en œuvre dans des contextes de sites et sols pollués ne sont pas adaptées aux environnements très spécifiques des bassins d'eaux pluviales ; d'autre part parce que les plantes non hyperaccumulatrices de ces espaces n'accumulent que peu les contaminants en particulier inorganiques. En revanche, par d'autres aspects la végétation joue de nombreux rôles et est susceptible d'offrir de multiples services écosystémiques : favoriser la dégradation/immobilisation des contaminants organiques, gestion du flux hydrique et des MES, amélioration du colmatage, favoriser la gestion du flux de nutriments (processus biotiques en sus des processus abiotiques), rôle pivot dans le maintien ou le développement de la biodiversité en milieu urbain, la lutte contre les îlots de chaleur, ou encore un rôle potentiel dans le stockage du carbone. La pluridisciplinarité des systèmes végétalisés urbains offre des perspectives pour la gestion intégrée d'espaces autrefois dévolus uniquement à la gestion des temps de pluie.



Bilan : végétalisation et gestion

Végétalisation volontaire ou spontanée

En ce qui concerne la végétalisation volontaire faite dans un but paysager, il est difficile de maintenir la biodiversité initiale sans une maintenance régulière et une conception réfléchie. Cela nécessite une étroite surveillance vis-à-vis de l'arrivée de nouvelles espèces qui colonisent spontanément le milieu (Jost et al. 2010). Laisser les espèces évoluer d'elles-mêmes demande une gestion moins rigoureuse, mais conduit à la prédominance des espèces les plus adaptées, et donc, à une biodiversité limitée (Saulais 2011). Les opérations d'entretien peuvent surtout servir à contrôler la prolifération d'espèces invasives et de favoriser les espèces végétales les plus propices au fonctionnement des bassins (Bedell et al. 2021). Dans les deux cas, cela a pour conséquence positive de contribuer à maintenir des lieux de « nature » dans des espaces plutôt urbains et de les rendre plus attractifs. Cela peut aussi être un moyen de réduire les îlots de chaleur urbain et améliorer la qualité de l'air (Jouin et Mlocek 2020; Moisan 2013).

Gestion in-situ et risques de pollution

Il est essentiel de prendre en compte la présence des végétaux lors des étapes de gestion. En effet ceux-ci peuvent influencer la répartition spatiale des contaminants. Il serait intéressant de procéder à des études plus approfondies et plus spécifiques afin de pouvoir, par exemple, privilégier certaines espèces pour leurs effets sur la mobilité métallique (Saulais 2011), ou leur rôle dans la gestion des contaminants organiques.

Conséquences sur les sédiments curés

D'un point de vue technique, il peut être difficile de valoriser le mélange complexe entre les parties souterraines de la plante et les sédiments enrichis en matière organique (Saulais 2011). De plus, la MO ou la présence de végétaux (tiges, branches, feuilles) peut constituer un frein à l'emploi de certaines filières de traitement ou de valorisation. Finalement, les végétaux en tant que tels ne constituent pas forcément un outil de dépollution des sédiments in-situ. Ils ne stockent qu'une faible quantité de contaminants inorganiques car ceux-ci sont généralement associés aux particules et peu disponibles, et les relarguent lors de leur décomposition (Aucour et al. 2015). Cependant, ils favorisent la biodégradation des contaminants organiques (notamment les hydrocarbures) par les microorganismes et peuvent aider à leur stabilisation. Il reste possible d'envisager des systèmes de traitement ou prétraitement in-situ exploitant les propriétés de phytoremédiation des végétaux, à condition de procéder de manière encadrée et contrôlée (faucardage, traitements des végétaux pollués...).

b) Ajout d'un système de prétraitements à l'ouvrage

L'utilisation d'une technique de prétraitement pour diminuer la pollution du bassin a été envisagée dans la littérature (D. Tedoldi et al. 2020). Il s'agit souvent de concentrer les sédiments et les contaminants associés à l'amont, plutôt que dans le bassin. De cette façon, en dissociant la fonction hydrologique de celle d'épuration, les fréquences d'entretien peuvent être réduites de même que les coûts associés. Même dans le cas où la technique envisagée n'agit pas sur la sédimentation, la réduction de la pollution facilite grandement la valorisation des sédiments. Il existe plusieurs techniques qui ont leurs spécificités propres. Ces techniques (ainsi que leurs avantages et inconvénients propres) sont notamment résumées dans un essai réalisé par Moisan, dans le cadre d'une maîtrise en environnement pour l'Université de Sherbrooke au Québec (Moisan 2013). Cette question a également fait l'objet d'un groupe de travail OTHU, dont les principales conclusions constituent la présente partie. Une synthèse des travaux sera publiée ultérieurement.

Cellule de prétraitement

Il s'agit d'un petit bassin de décantation en amont de l'écoulement, connecté au bassin ou intégré dans la partie supérieure de ce dernier (relié par une valve mécanisée ou séparée par un muret submersible) (Tableau 2).

Tableau 3 - Cellule de prétraitement; inspiré de (Moisan 2013)

Mise en place	<ul style="list-style-type: none">+ Intégration aux ouvrages existants aisée+ Occupe peu de place- Coûts de construction d'un petit bassin
Gestion	<ul style="list-style-type: none">+ La concentration des particules dans un espace réduit facilite leur collecte+ Limite la remise en suspension des sédiments

Filtre

Les filtres reposent sur un principe simple : l'agglomération des particules transportées sur les grains du filtre ou les matériaux déjà déposés, par processus de diffusion ou sédimentation (Ladislas 2011). La diminution de la porosité du filtre après son obstruction par les particules peut provoquer le colmatage, c'est-à-dire l'empêchement du passage de l'eau. Il faut alors régénérer le filtre (vidange ou remplacement). Il existe plusieurs types de filtres possédant des avantages propres.

Filtre à sable : ce type de filtre capte les contaminants particulaires en faisant ruisseler l'eau à travers une surface plane composée de sable (Tableau 3). Les performances peuvent être améliorées en utilisant un filtre mélangeant du sable et du charbon actif.

Tableau 4 – Filtre à sable; inspiré de (Moisan 2013)

Mise en place	<ul style="list-style-type: none">+ Peu coûteux- Nécessite des surfaces importantes
Gestion	<ul style="list-style-type: none">- Atteint rapidement le colmatage, filtre à régénérer- Peu d'action sur les espèces dissoutes (peu d'intérêt pour les zones résidentielles ou à trafic modéré à l'origine de peu de matière en suspension) (D. Tedoldi et al. 2020)

Filtre planté de roseaux : il s'agit d'infiltrer les eaux à travers du sable, du gravier ou du sol, dans lesquels sont plantés des végétaux (Tableau 4). En plus de la filtration par les matériaux, les végétaux peuvent stocker une partie des contaminants, et les microorganismes associés à leurs racines assurent une forme de traitement biologique.

De nombreuses variantes sont possibles pour ce type de procédés mais qui peuvent se rassembler selon deux sens d'écoulement différents de l'eau (Ladislas 2011; Rizzo et al. 2020; Cross et al. 2021) :

- Écoulement horizontal : L'alimentation en eau se fait de manière continue sous la surface, dirigée de manière horizontale à travers le substrat. Un drain à l'autre extrémité permet d'évacuer l'eau. Il est à noter que certains de ces systèmes dits superficiels présentent une alimentation en eau qui se fait horizontalement au niveau de la surface du bassin et les eaux traitées sont évacuées à l'autre extrémité. Cette technique n'est pas privilégiée car les végétaux aquatiques sont variés et du fait de l'écoulement sur les parties aériennes des plantes, les contraintes d'exploitation sont lourdes (faucardage).
- Écoulement vertical : il s'agit d'une infiltration verticale à travers la couche drainante. Des tuyaux de drainage au fond du filtre conduisent ensuite l'eau vers le bassin de rétention. Ces systèmes tendent à se développer notamment en Europe (Meyer et al. 2013).

Quelle que soit la technique choisie, le rendement épuratoire peut être amélioré à l'aide d'une recirculation de l'eau vers le filtre.

Tableau 5 - Filtre planté de roseaux; inspiré de (Moisan 2013)

Mise en place	<ul style="list-style-type: none"> + Relativement peu coûteux (dépend cependant de la technologie) + Prend généralement assez peu d'espace - Si possible, technique de décantation à prévoir en amont pour la sédimentation des particules grossières
Gestion	<ul style="list-style-type: none"> + Peu d'entretien car le colmatage du filtre est réduit par la présence de roseaux - Débit maximal limité : proportion significative des effluents dirigée par la surverse directement vers l'exutoire en cas de forte pluie

Marais flottant

Une description du processus et une application de ce type de structures aux bassins de l'assainissement pluvial ont été proposées au cours de la thèse de Séverine Ladislas (Ladislas 2011). Il s'agit d'une structure flottante sur laquelle se développent des plantes aquatiques (Figure 10). Les racines des plantes sont immergées dans la colonne d'eau sous la structure. Les eaux s'écoulent alors à travers le réseau de racines, rhizomes et biofilms qui se forme. Cette mise en contact résulte en une filtration, un transfert de contaminants et une dégradation par l'action des microorganismes, comme dans le cas des filtres plantés (Tableau 5).

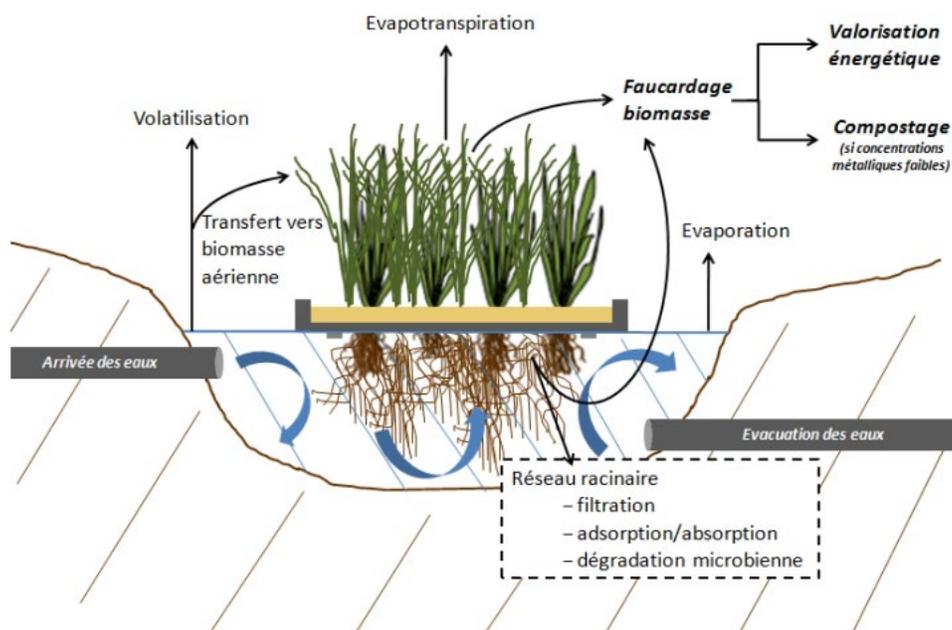


Figure 9 - Schématisation d'un procédé par marais flottant et processus physiques, chimiques et biologiques mis en jeu (Ladislav 2011)

De manière notable, un système flottant pourrait privilégier l'assimilation des contaminants, avec notamment une fraction de métaux dissous dans les eaux plus biodisponible que dans les sols (Ladislav 2011). Le faucardage régulier des plantes permet de plus d'évacuer les contaminants qu'elles auront stockés (Tableau 5). Les plantes peuvent ensuite sécher à l'air libre et être valorisées, par exemple par traitement thermique avec un traitement des fumées et une gestion des résidus solides pollués.

Tableau 6 – Marais flottant; inspiré de (Moisan 2013)

Mise en place	<ul style="list-style-type: none"> + Peu coûteux + Prend peu d'espace + Facile à intégrer à un ouvrage existant
Gestion	<ul style="list-style-type: none"> + S'adapte à des hauts niveaux d'eau - Maintien d'un niveau d'eau minimal pour éviter l'enracinement des plantes dans les sédiments qui cause une réduction du volume disponible et peut endommager la structure et faire dépérir les plantes - Opérations de faucardage - Pas d'action sur les quantités de sédiments (mais la réduction des contaminants peut faciliter la gestion in-situ et ex-situ)

Bande filtrante végétalisée

Il s'agit de bandes constituées de gazons, ou de manière plus optimale, de diverses plantes. Les eaux percolent à travers l'espace végétalisé et infiltrent le sol (Tableau 6). Elles atteignent un drain et sont

acheminées vers le bassin. Il est possible d'utiliser des répartiteurs de débits pour maintenir un écoulement en « nappe d'eau ».

Tableau 7 – Bandes filtrantes végétalisées; inspiré de (Moisan 2013)

Mise en place	+ Peu coûteux
Gestion	- Fonctionne pour des débits faibles et des écoulements en nappe - Entretien des plantes à prévoir

Séparateur à hydrocarbures

Les séparateurs à hydrocarbures fonctionnent par effet de gravité : les huiles moins denses que l'eau flottent en surface. Cette technique de prétraitement reste très discutée, et même déconseillée au sein de l'OTHU. Son usage est conseillé uniquement en cas de pollution importante ou de risque de pollution accidentelle aux hydrocarbures (Sibeud, De Brito, et Presle 2014). En effet, les hydrocarbures présents dans les eaux pluviales sont majoritairement retenus sous forme particulaire et ne seront donc pas affectés par le séparateur (Tableau 7).

Tableau 8 – Séparateur à hydrocarbures; inspiré de (Moisan 2013)

Mise en place	+ Occupe peu d'espace - Coûteux
Gestion	+ Peut réduire les fréquences d'entretien - Moins efficace que les techniques de décantation car les contaminants sont fixés sur la matière en suspension



Ces dispositifs, ainsi que d'autres plus ou moins innovants, font parfois l'objet de débats autour de leur efficacité dans les contextes particuliers que représentent les bassins de gestion des eaux de pluie.

Quelques éléments de débats autour de l'utilité des dispositifs de prétraitement ont fait l'objet d'un groupe de travail. Les conclusions permettent de définir que l'utilisation d'un dispositif technique de prétraitement n'est pas un fait systématique. D'une part, il faut prendre en compte les spécificités des apports locaux et du contexte à gérer (risque particulier, milieu récepteur fragile), ainsi que favoriser une bonne conception des ouvrages. D'autre part, il faut prendre en compte la nécessité d'entretien, parfois lourde, que ces dispositifs entraînent. La bonne conception des ouvrages, et la mise en place de politique publique sur le long terme favorisant la limitation des rejets (information publique, changement de pratiques, diminution des pesticides et autres actions à la source sur l'utilisation de produits source de contaminants, contraintes augmentées de rejets industriels/commerciaux), sont de véritables leviers pour limiter le recours à des dispositifs techniques supplémentaires (tels que pour le prétraitement) beaucoup plus coûteux, complexifiant les installations et nécessitant un entretien régulier.

2. Risques et pistes d'amélioration pour la gestion optimisée des sédiments in-situ grâce à l'ouvrage

Intégrer les sédiments dans la gestion du bassin (in-situ) comporte des intérêts pour le gestionnaire : en limitant la fréquence des curages, il en limite aussi le coût économique récurrent dans le temps, il diminue le transport de « petits » volumes, il permet à la matière d'évoluer par l'action naturelle bio-physico-chimiques (maturation de la MO, dégradation de contaminants organiques plus labiles, formation de complexes plus ou moins stables avec les ETMM), tout en contribuant à la formation d'une couche de surface réactive capable de piéger une partie des contaminants qui la traverse. Cependant, dans une gestion optimisée in-situ, les dépôts de sédiments et de contaminants au fond des bassins vont, à terme, constituer un problème :

- Soit parce que le bassin ne remplit plus ses fonctions hydrauliques,
- Soit parce qu'il n'assure plus la dépollution de l'eau.

Cette partie explore les enjeux de l'entretien in-situ selon le type de fonctionnement des bassins (infiltration ou rétention), et propose une synthèse des précautions et mesures à prendre, parfois dès la conception.

a) Risques : détérioration des capacités des bassins

Accumulation des sédiments : conséquences et risques

Bassin d'infiltration : colmatage

En l'absence d'opérations de curage des sédiments, les ouvrages d'infiltration peuvent voir leur porosité diminuer jusqu'à ce que l'eau ne puisse plus s'infiltrer correctement. Les bassins sont susceptibles de colmater pour deux raisons principales (Seron et al. 2008) :

- L'accumulation de MES, qui à terme obstrue la porosité au fond du bassin.
- La formation de biofilm, réunissant des algues et des bactéries au sein d'une matrice adhésive.

Tel qu'il a été observé en général, le colmatage est souvent dû à la formation d'une couche peu épaisse et à granulométrie fine sur le fond du bassin (Carolina Gonzalez-Merchan 2012; De Becdelièvre et al. 2008). Selon les caractéristiques des bassins et le contexte géographique, le phénomène n'a pas la même ampleur et survient plus ou moins rapidement. Lorsque les ouvrages présentent une zone plus sollicitée, cette zone est la première à colmater, puis le problème s'étend au reste du bassin. De ce fait, et en l'absence d'outils de modélisation spécifiques et aboutis, il est particulièrement difficile de prédire les fréquences de colmatage. Pour en assurer la prévention, il faut procéder à des mesures de débit d'entrée, de température des effluents, de hauteur d'eau et réaliser des relevés topographiques au niveau du bassin. Ces mesures de suivi peuvent être faites en continu ou être adaptées aux différentes situations rencontrées (De Becdelièvre et al. 2008).

Bassin de rétention : réduction du volume

L'absence d'enlèvement des sédiments de la structure peut aussi poser un problème dans le cas des bassins de rétention qui peuvent voir leur volume de stockage diminuer. Dans ce cas, le risque de débordement du bassin doit alerter le gestionnaire.

Risques associés à la pollution des sédiments

Les risques associés aux contaminants contenus dans les sédiments sont également à considérer. Les métaux sont piégés « réversiblement » : ils sont susceptibles d'être remobilisés. Dans certaines conditions, il est possible que les contaminants soient rendus disponibles lors de changements physico-chimiques. Il faut être particulièrement attentif en cas de pluie acide ou en présence de sel (Hébrard-Labit 2006).

Des phénomènes de remise en suspension des sédiments ont été observés dans les bassins de rétention, cela peut entraîner les contaminants vers la sortie de l'ouvrage et donc vers une structure d'infiltration ou un cours d'eau en aval (Lipeme Kouyi et al. 2018). En ce qui concerne les bassins d'infiltration, il est important de surveiller de près la pollution de la nappe (De Becdelièvre et al. 2008). Toutefois, les contaminants restent en général peu mobiles, majoritairement piégés par la matrice solide dans les couches de surface (D. Tedoldi et al. 2020).

D'autre part, la répartition des contaminants peut ne pas être homogène. Dans le cas des bassins d'infiltration, la pollution se déplace dans les zones moins sollicitées au fur et à mesure que la surface se colmate (De Becdelièvre et al. 2008). Dans le cas des bassins de rétention, des sédiments plus fins, plus riches en matière organique et souvent plus pollués peuvent être observés à l'opposé de l'arrivée d'eau (Hébrard-Labit 2006). De manière générale toutefois, les zones les plus anciennes et les plus submergées semblent être les plus propices à accumuler les contaminants, métalliques notamment (accumulation historique) (Thibault Datry 2003; Le Coustumer 2008).

Fréquences de curage

De manière générale, il est toléré de laisser les sédiments s'accumuler tant qu'aucun des problèmes présentés ci-dessus n'est identifié. Chaque bassin ayant ses propres spécificités, il convient d'adapter les précautions à la situation et aux volumes de perturbations (pollutions spécifiques, apport important de matière solides...).

Lorsque le gestionnaire ne dispose pas de beaucoup d'informations à propos de son bassin et qu'il n'y a pas de phénomènes de colmatage, d'encombrement ou de mobilisation des contaminants détectés, il reste possible de se référer à quelques ordres de grandeurs évoqués dans la littérature. A titre d'exemple, le temps de colmatage pour les bassins d'infiltration du Grand Lyon lorsque ceux-ci comportent des dispositifs de décantation et sont de tailles importantes est généralement de l'ordre de quelques dizaines d'années. Un curage des bassins de rétention **après 5 ou 6 ans d'utilisation** est conseillé par d'autres documents, prenant en compte le compromis entre diminution de l'écotoxicité, limitation des remobilisations potentielles, et entretien régulier des ouvrages (Lipeme Kouyi et al. 2018). Ces préconisations restent hasardeuses lorsqu'aucun suivi n'est fait pour identifier un dysfonctionnement. Dans des cas spécifiques, les auteurs conseillent même parfois de curer régulièrement le lit des bassins d'infiltration (T Datry et al. 2003). D'après le retour des opérationnels interrogés, les BR sont parfois curés contractuellement tous les ans. Les BI restent cependant des ouvrages dont le curage est très peu fréquent (10 à 15 ans), et potentiellement peu recommandé en dehors de problèmes identifiés, afin de conserver l'intégrité des fonctions de l'ouvrage (éviter le tassement et les perturbations des écosystèmes développés par exemple). Enfin, le développement d'outils de modélisation permettant d'estimer le volume sédimentaire pourrait accompagner la décision des gestionnaires. Un groupe de recherche de l'Université de Limoges et de Limoges Métropole a notamment proposé une approche de modélisation géostatistique

destinée à la gestion. Toutefois, le développement de cet outil n'a pas été prolongé à notre connaissance (Fontant et al. 2013).

Dans certains cas, la répartition des sédiments et des contaminants sur le bassin n'est pas homogène. La présence d'une zone au niveau de laquelle les contaminants se concentrent peut constituer un plus grand risque de remobilisation, et, pour les bassins d'infiltration, de pollution de la nappe en raison de la saturation du sol qui n'assure alors plus son rôle de filtre. Pouvoir localiser des zones particulièrement polluées et colmatées et d'autres beaucoup moins sollicitées permet de réaliser un entretien ciblé et régulier, réduit à une zone restreinte du bassin (Zhu et al. 2020). Ainsi, cela limite le risque de pollution mais aussi le volume de sédiments à gérer et, potentiellement, les coûts. En outre, attendre le colmatage complet pour curer un bassin d'infiltration conduit souvent à devoir évacuer l'eau accumulée, ce qui rajoute une contrainte supplémentaire. Il est à noter qu'une homogénéité de la répartition des contaminants dans les bassins a été observée dans de nombreux cas, probablement du fait d'une bonne répartition des flux d'entrées, ou du possible sous-dimensionnement de certains bassins (Clozel et al. 2006; Drapeau et al. 2017). Cette stratégie peut donc être envisagée à condition de connaître la distribution des contaminants et des sédiments (voir 3.1). A cette fin, l'usage d'un spectrophotomètre portable de fluorescence X peut être envisagé pour évaluer directement sur le terrain les concentrations de différentes zones (Lemiere et al. 2014; Lenormand et al. 2021).



Recommandations générales lors du curage

Stratégie

Le gestionnaire peut opter pour un curage complet après plusieurs années (répartition des sédiments et contaminants plutôt homogène) ou un curage bien plus régulier mais généralement ciblé (répartition plutôt hétérogène). Le choix doit tenir compte du suivi, de l'état de connaissance du bassin (contexte géographique, géologique et fonctions) et des contraintes économiques et techniques.

Période

→ Curer de préférence en hiver permettrait d'éviter l'aérosolisation, c'est-à-dire la dispersion dans l'air des bactéries pathogènes potentiellement présentes (Lipeme Kouyi et al. 2018).

→ Curer en période sèche permet d'avoir un taux d'humidité moins élevé pour les bassins non immergés, ce qui peut faciliter les traitements.

Recommandations spécifiques au bassin d'infiltration (De Becdelièvre et al. 2008)

→ Enlever en priorité la couche superficielle causant le colmatage.

→ Attention à ne pas brasser et enfouir les couches colmatées et les dépôts pollués.

→ Attention au compactage néfaste pour la perméabilité du sol : songer à remplacer la couche superficielle par des matériaux propres.

→ En cas d'eau retenue dans le bassin, la vidanger précautionneusement. Ne pas percer des trous ponctuels pour l'évacuer afin d'éviter toute pollution de la nappe.

b) Pistes d'amélioration : mieux concevoir et entretenir les bassins

Bassin de rétention : caractéristiques et conséquences sur la gestion

En généralisant, une distinction peut être faite entre deux types de bassins de rétention, pour lesquels les enjeux et risques associés peuvent différer (Moisan 2013) :

Bassins majoritairement à sec

Ce type de bassin demeure à sec en l'absence de précipitation. Lorsqu'elle est présente, la végétalisation consiste généralement en la présence de gazon. Le bassin peut être intégré à une aire de loisir s'il est de petite taille, à condition de veiller à un entretien très régulier, semblable à celui d'un jardin. En revanche, le fait d'être majoritairement à sec signifie généralement un temps de rétention assez court avant la relâche. De ce fait, les performances d'assainissement par décantation peuvent être limitées, les mouvements d'eau étant également plus susceptibles de causer la remise en suspension des sédiments et, dans certains cas, le colmatage de la sortie. Il peut alors être utile d'avoir recours à une cellule de prétraitement et de concevoir le bassin avec une forme allongée pour faciliter la décantation. Selon le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (Moisan 2013), ce type de bassin est plutôt recommandé comme élément d'une combinaison de plusieurs techniques alternatives. Selon le Grand Lyon (Léone et al. 2008), la construction coûte entre 30 à 110 €/m³ et l'entretien de 0,4 à 2 €/m³/an.

Bassins majoritairement en eau, ou à retenue permanente

Une lame d'eau est presque toujours présente dans le bassin. Cette installation est propice à une végétation assez riche, et peut nécessiter le ramassage régulier des flottants et débris pour conserver un ouvrage esthétique. Ce type de structure est plus fréquent pour des grandes surfaces de drainage. Le risque de remise en suspension des contaminants est limité, la décantation et les processus biologiques sont favorisés par un long temps de séjour. Selon le Grand Lyon (Léone et al. 2008), la construction coûte entre 15 à 80 €/m³ et l'entretien de 0,2 à 0,6 €/m³/an.

Ainsi, le fonctionnement hydraulique des bassins de rétention et leur conception géométrique influent sur les besoins en matière de curage des sédiments. Par ailleurs, au niveau des bassins de rétention, l'usage de fosses de décantation (zones de profondeur plus importantes) a été envisagé pour améliorer l'interception des contaminants particuliers par décantation. Cependant, aucune amélioration significative des capacités d'interception des contaminants n'a été trouvée au cours d'une étude sur le bassin de Django Reinhardt à Chassieu (Lipeme Kouyi et al. 2018). En revanche, les fosses ont favorisé la prolifération de bactéries pathogènes.

Bassin d'infiltration : Réduction du colmatage et dépollution

Limiter le phénomène de colmatage peut permettre d'espacer les opérations de curage d'un bassin d'infiltration. Quelques préconisations et études réalisées dans le cadre du programme de recherche « ECOPLUIES » (De Becdelièvre et al. 2008) donnent un ordre d'idée des points à prendre en considération lors de la conception :

- Privilégier un rapport surface infiltration/surface active important (au moins ¼).
- Éviter l'apport permanent d'eau en temps sec pour les grands bassins versants car cela favorise la formation de biofilm.

-
- Concevoir avec soin les compartiments de rétention en amont afin qu'ils constituent de bons systèmes de décantation.
 - Si besoin, la mise en place d'un géotextile doit être faite à au moins quelques dizaines de centimètres de profondeur.

D'autres solutions ont fait l'objet d'un travail de recherche bibliographique et d'essais :

Barrière filtrante

Le fond des bassins est protégé par un matériau granulaire (couche de gravier) jouant le rôle de barrière filtrante, c'est-à-dire interceptant la pollution particulaire et limitant les effets des microorganismes et des algues. Pour ne pas reproduire la formation d'une couche superficielle colmatante, le matériau doit être choisi de telle sorte que les matières en suspension ne soient pas arrêtées à la surface mais au sein du filtre. Cela permet de retenir les particules temporairement et retarder le colmatage. La lumière qui atteint le fond du bassin est également réduite, ce qui défavorise le développement des biofilms. Le choix est en priorité porté sur des matériaux défavorables à l'implantation des microorganismes du fait de leur composition chimique, et dont la rugosité de surface doit être minimale. Dans le cadre d'une étude, l'efficacité du sable roulé et des déchets de verre (à condition de ne pas augmenter leur rugosité) pour limiter la formation du biofilm a été mise en valeur (Seron et al. 2008).

Actions végétales et animales

La végétalisation peut également permettre de réduire le colmatage, à condition de sélectionner des espèces « appropriées ». Des espèces aux racines profondes, peu denses et de gros diamètre permettent de maintenir la porosité du sol (Moisan 2013). Les systèmes racinaires organisés autour d'une racine centrale n'optimisent pas la filtration car ils conduisent à la formation de chemins d'écoulements préférentiels (Ladislav 2011). Les sédiments sont souvent le lieu de vie d'invertébrés tels que des vers, des larves et des micro-crustacés. L'action des vers tubificidés en particulier a été étudiée : ces vers peuvent construire des réseaux de galeries souterraines au sein des sédiments et permettre ainsi le passage de l'eau à travers la couche colmatée. Si une action positive a été observée au niveau d'un bassin d'infiltration présentant des sédiments grossiers, le résultat était très limité dans le cas de sédiments plus fins, défavorables au passage des vers (Seron et al. 2008).

Ainsi, l'action des végétaux et invertébrés sur le colmatage dépend des espèces et des caractéristiques propres des sédiments.

Considérations hydrauliques

La zone d'arrivée d'eau présente généralement une accumulation plus forte des contaminants par rapport au reste du bassin d'infiltration (Carolina Gonzalez-Merchan 2012; Damien Tedoldi, Gromaire, et Chebbo 2020). Cela peut s'expliquer par le fait qu'il s'agit d'une zone d'expansion, souvent végétalisée, où les flux ralentissent, favorisant la décantation. De plus, l'eau générée par de faibles pluies s'infiltrer en entrée sans se répandre à l'ensemble de l'ouvrage. Dans le cadre de leurs recherches basées sur des études de terrain et modélisations, Tedoldi et al. (2020) ont montré les bénéfices d'une arrivée d'eau répartie à l'ensemble du bassin :

- Pour une arrivée d'eau ponctuelle, une saturation de la zone d'entrée et de ses capacités de filtration était observée en moins de 2 ans, avec transport des contaminants en profondeur.

-
- Pour un flux parfaitement réparti, la capacité de rétention était jugée satisfaisante pour une dizaine d’années.

D’autre part, il peut y avoir au sein d’un même bassin versant des eaux générant moins de pollution que d’autres. Le mélange au sein de la structure d’infiltration provoque une augmentation des volumes à infiltrer, un « effet de dilution » et par conséquent une migration rapide des contaminants dans le sol. Un décalage des « eaux propres » lorsque celles-ci représente 50 % du bassin versant a fait passer la vitesse de migration du zinc de 17 à 12 cm/an dans le cadre du modèle (Damien Tedoldi, Gromaire, et Chebbo 2020).

Au-delà des considérations hydrauliques, l’étude de Tedoldi & al. (2020) a également souligné les effets bénéfiques d’un apport d’amendement organique pour la rétention de la pollution : 30 cm d’amendement organique pourrait permettre de multiplier par 2 à 4 la quantité de pollution métallique retenue.

Enfin, la prise en compte d’enjeux multiples autour de la gestion des eaux en ville a mené au développement important de la notion de Nature-Based Solution (NBS), ou Solutions Fondées sur la Nature (SFN). Ce cadre de réflexion permet de penser les ouvrages non plus seulement comme un dispositif technique dévolu à une seule fonction, mais un moyen d’assurer une fonction principale au sein d’un écosystème anthropisé de manière durable et bénéfique, à la fois pour l’écosystème et les habitants. Les SFN sont utilisées principalement pour la protection contre les inondations, l’amélioration de la qualité de l’eau, et le développement d’une dynamique eau-nourriture-énergie en ville (Oral et al. 2020). Au-delà des bénéfices recherchés tels que l’amélioration de la qualité de l’eau, les SFN permettent également le maintien ou l’amélioration de la biodiversité dans des environnements anthropisés, apportent des co-bénéfices sociaux, ou encore améliore le micro-climat.



Bilan : fonctionnalités et conception

Bassins de rétention : Les besoins en matière de gestion semblent dépendre du fonctionnement hydraulique (plutôt à sec ou plutôt en eau) de l’ouvrage. Si le contexte hydraulique le permet, il paraît intéressant de privilégier les bassins en eau pour limiter les dysfonctionnements associés à la présence de sédiments et aux contaminants. Le cas échéant, rallonger les temps de retenue et avoir recours à des techniques de prétraitement peut faciliter la gestion des sédiments et le processus de dépollution.

Bassins d’infiltration : Diverses techniques peuvent être envisagées pour limiter le colmatage tout en optimisant la filtration des contaminants par la couche sédimentaire et par le sol :

- Considérations géométriques et pratiques : surface, compartiment de rétention en amont, profondeur du géotextile, forme, trajet de l’eau
- Présence de végétaux et d’invertébrés
- Apport de matériau en fond de bassin : barrière filtrante et/ou amendement organique
- Considérations hydrauliques : arrivée d’eau répartie et non permanente, décalages.

F. Gestion ex-situ : état des lieux et perspectives

1. Données existantes

L'un des problèmes identifiés au cours de cette étude est la grande difficulté d'obtenir des données auprès des gestionnaires interrogés. Souvent, les données ne sont pas consignées, ou le sont de manière éparpillées, incomplètes, sous forme d'archives papiers, peu centralisées. Pourtant, si les gestionnaires de bassins souhaitent optimiser et améliorer leurs pratiques d'un point de vue environnemental et économique, il est nécessaire d'avoir une vue précise et globale de la situation en France métropolitaine. Idéalement, les données doivent concerner les masses/volumes curés, les dates, le type d'ouvrage, les qualités physicochimiques de base (siccité, MO, granulométrie), la classification du sédiment (dangerosité, code déchet), le prétraitement/traitement appliqué, et la filière de sortie employée. Le recueil de ces données devrait permettre d'obtenir d'une part une estimation du flux de sédiments curés en France chaque année, et éventuellement de pouvoir localiser ces flux au niveau de départements par exemple, et d'autre part les filières actuellement empruntées. Cela permettrait d'envisager des filières adaptées aux volumes, et de mettre en place des politiques publiques favorables par exemple au regroupement des sédiments dans des zones proches afin de construire et consolider des filières vertueuses de réutilisation et de valorisation.

Les seules données obtenues l'ont été de la Métropole de Lyon. Celles-ci permettent déjà d'obtenir un panorama sur presque 10 ans des pratiques mises en place à la Métropole. Il convient de préciser qu'il était difficile d'extraire de ces données uniquement les sédiments de fonds de bassins, et que les données couvrent donc aussi le curage des équipements des bassins (dessableur, déshuileur, séparateur à hydrocarbures). D'autre part, les données sont incomplètes : toutes les masses et volumes ne sont pas notés (141/188), et les données sur les filières sont parcellaires (86/188 volumes/masses et 102/188 destinations). Les volumes, plus rarement employés que les masses, ont été transformés en masse en prenant comme hypothèses une siccité de 0.5 et une densité moyenne de 1.2 (boues, d'après (Véronique Ruban et al. 2003)). Enfin, la quasi-totalité des données disponibles ne concernent que des BR, puisqu'un seul BI n'est présent dans les 188 données de dragage entre 2012 et 2021. Seuls les curages dont les volumes/masses étaient notés ont été considérés.

Le premier type de données obtenues concerne les masses curées par année (Figure 11). La première observation concerne l'hétérogénéité du nombre de curage et des volumes curés entre les différentes années. Les curages s'étendent de 1 événement/an (2018 et 2021) à 34 événements/an (2017), pour une moyenne de 14 événements/an. Les masses curées s'étendent de 7 t/an (2018) à 1525 t/an (2019), avec une moyenne de 670 t/an. Chaque curage entraîne en moyenne la gestion de 47 t de sédiments.

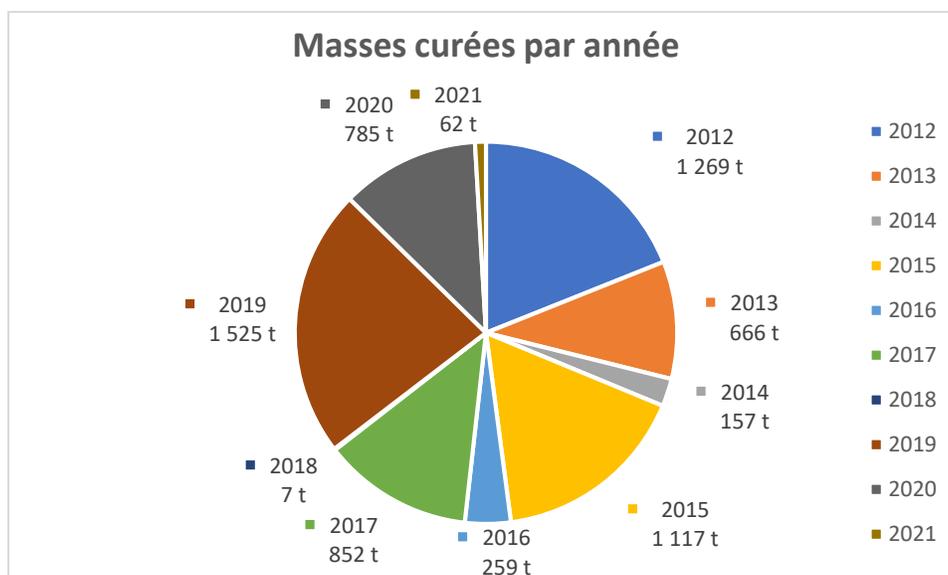


Figure 10 - Masses de sédiments urbains curés par année par la Métropole de Lyon (2012 – 2021)

Cette moyenne de masses curées lors des curages des bassins cache en fait de grandes disparités. En effet, on observe dans le Tableau 8 que les moyennes par curage s’étendent en fait de 7t pour l’année 2018 (pour un curage) à 423t en moyenne pour l’année 2012 (pour 3 curages). En dehors de ces deux années « extrêmes », les données s’étalent de 14t en moyenne par curage pour l’année 2014 à 90t par curage pour l’année 2019. Cette disparité se retrouve également dans les minimums et maximums observés, même si hors valeur extrême (année 2012 par exemple) le minimum curé est souvent autour de 1t. Le maximum en revanche varie fortement par année, en fonction probablement de la taille des bassins curés, allant de 80t en 2014 à 744t en 2015. Cette analyse fait apparaître que la plupart des curages concernent des volumes inférieurs à 500m³, soit environ 300t avec nos approximations, ce qui permet de fait des dérogations au régime de traçabilité obligatoire au titre du décret du 25/03/2021, et de l’article L.541-7 du CE (voir partie B sur les aspects réglementaires).

Tableau 9 – Statistiques sur les curages de la Métropole de Lyon par années (2012- 2021)

Année	n	Masse totale curée (t)	Moyenne par curage (t)	Min – Max (t)
2012	3	1269	423	288 – 588
2013	15	666	44	2 – 224
2014	11	157	14	1 – 80
2015	20	1117	56	1 – 744
2016	9	259	29	3 – 147
2017	34	852	25	2 – 236
2018	1	7	7	–
2019	17	1525	90	6 – 492
2020	30	785	26	1 – 131
2021	1	62	62	–

L'analyse des filières employées par la Métropole de Lyon permet d'éclairer le devenir des sédiments urbains (Figure 12). En comparant par nombre d'évènements, il apparaît que la principale filière couramment employée est celle de la STEP de Pierre-Bénite et de son unité de Traitement des Produits de Curage (TPC) avec 63% des évènements, suivi de la valorisation énergétique en centre de traitement SCORI (12%), puis en centre de traitement Neoter © (8%), l'envoi en ISDND ne représentant que 4% des évènements (Figure 12a). Cependant, en regardant cette fois-ci les masses traitées, on s'aperçoit en revanche que les poids des différentes filières sont modifiés (Figure 12b). En effet, la première filière employée en termes de masses est celle du comblement des carrières avec près de 1800 t, suivie du TPC avec 1109 t et de l'envoi en ISDND avec 1051 t, Neoter © étant en quatrième position avec presque 800 t envoyées.

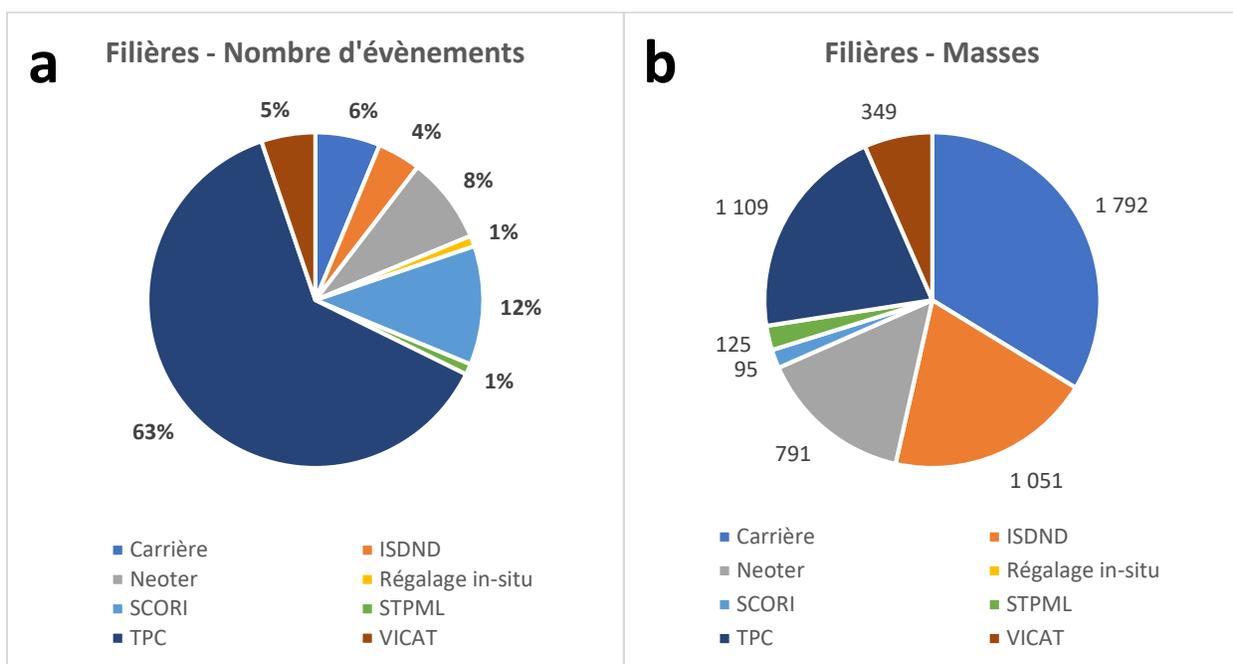


Figure 11 - Filières employées par les sédiments urbains curés par la Métropole de Lyon (2012 – 2021) en nombre d'évènements (a) et en masses traitées (b)

Ces données nous permettent ainsi d'obtenir un panorama des pratiques du contexte lyonnais, plus favorable par son engagement local historique pour les techniques alternatives et leur entretien que d'autres localités. Malgré des variations importantes dans les pratiques de curage, des volumes importants sont générés chaque année. L'emploi de filières plus vertueuses, et en particulier de valorisation, ne peut se faire sans envisager un traitement des sédiments curés. Dans les filières identifiées, ce traitement est parfois réalisé par la structure réceptrice elle-même (TPC de la STEP de Pierre-Bénite, Neoter ©, SCORI). Néanmoins, ce traitement pourrait être réalisé par le gestionnaire, ou par une plate-forme intermédiaire dont le rôle serait de réceptionner, traiter, et stocker les matériaux reçus en attente de leur envoi vers des filières adaptées.

2. Traitements

En l'absence de réglementation spécifique, la responsabilité et les choix de gestion ex-situ des sédiments de l'assainissement pluvial relèvent du gestionnaire. Selon la teneur en contaminants des

sédiments curés et la filière de gestion choisie, une étape de traitement(s) plus ou moins poussée est nécessaire. Cette partie présente quelques traitements documentés dans la littérature opérationnelle qui permettent de réduire la pollution des sédiments ou de modifier certaines de leurs propriétés (granulométrie, siccité...).

a) Approche classique : séparation granulométrique

Les traitements physiques, c'est-à-dire reposant sur une séparation granulométrique, sont les plus courants pour le traitement des sédiments de l'assainissement pluvial. Ils sont notamment détaillés dans un rapport de la littérature opérationnelle française réalisé par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) (Conil et al. 2009). Ce type de traitement repose généralement sur l'hypothèse que les contaminants sont plus présents dans les fractions particulaires les plus fines. Celles-ci possèdent en effet une surface spécifique plus importante, et la catégorie des colloïdes (entre 1 nm et 1 µm) a été mise en avant lors de précédentes études pour ses affinités avec les ETM et les contaminants organiques (Larmet 2007; Delamain et Rodriguez 2016). En séparant les particules selon leurs tailles, il devient possible d'éliminer les fines plus polluées et d'obtenir ainsi une fraction résiduelle constituée des particules grossières plus aisément valorisables.

Criblage

Il s'agit de réaliser une séparation granulométrique à l'aide d'un trommel rotatif (surface de criblage cylindrique) ou d'un tamis vibrant, pour isoler les produits les plus grossiers (seuil de coupure souvent de l'ordre d'1 à plusieurs centimètres). Une alimentation régulière en godets ou grappins et une rampe de lavage au-dessus du trommel sont recommandées pour éviter le colmatage. Les déchets grossiers récupérés peuvent être des végétaux dirigés vers une filière de compost. Le reste est assimilable aux ordures ménagères.

Cette étape est souvent préliminaire aux traitements par lavage et/ou attrition et potentiellement utilisable pour d'autres traitements. Ce processus pourrait être utilisé dans le but de valoriser directement des sédiments peu pollués avec une teneur en matière organique inférieure à 3 %, mais ce n'est en général pas le cas des sédiments de bassins (Hébrard-Labit 2006).

Lavage

Hydrocyclonage : Il s'agit d'utiliser la force centrifuge pour récupérer les particules les plus lourdes par décantation (seuil de coupure autour d'une centaine de micromètres). L'eau, les particules fines et les contaminants remontent à l'aide d'un vortex généré au centre. Ce système fonctionne à l'aide d'une pompe, avec généralement une teneur en eau autour de 85 %, et il faut souvent prévoir 2 hydrocyclones en série.

Spiralage : Cette séparation est densimétrique. Les sédiments sont placés au sommet d'une spirale et entraînés par un courant d'eau. La séparation se fait le long de la spirale avec les particules les plus denses au centre et les autres déportées vers l'extérieur.

Les particules fines polluées mêlées aux eaux de lavages doivent être envoyées vers un traitement supplémentaire avant élimination. C'est souvent un renvoi en tête de station d'épuration qui est envisagé (cas de l'Unité de Traitement des Sables de la STEP de Pierre-Bénite à Lyon, par exemple).

Attrition

Les processus de criblage et de lavage peuvent se révéler peu efficaces. Dans un certain nombre de bassins, les études n'ont pas relevé de teneurs significativement plus élevées en contaminants, notamment en contaminants métalliques, dans les particules les plus fines (Clozel et al. 2006; El-Mufleh et al. 2014). Cela peut être dû à la nature (porosité, composition...) des particules grossières.

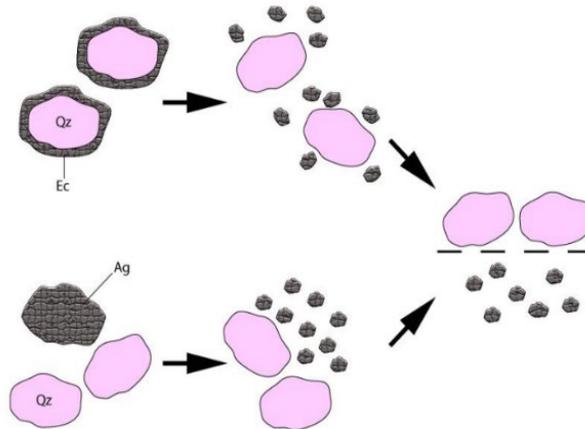


Figure 12 - Dans l'hypothèse de présence d'encroûtements (Ec) ou d'agrégats (Ag), à l'issue de l'attrition le résultat est le même (Conil et al. 2009)

Cependant, un phénomène d'encroûtement avec des particules fines chargées en contaminants agglomérés à la surface des plus grosses est susceptible d'intervenir. Un autre facteur potentiel pouvant expliquer l'inefficacité de la séparation par taille est l'agrégation de particules fines entre elles, formant un ensemble plus gros. Dans ces deux cas, un procédé d'attrition permet d'isoler les fines par frottement en projetant les particules les unes sur les autres (Figure 13). Le dispositif est alors un ensemble de cuves généralement octogonales et dotées de pales. La teneur en eau doit être autour de 30 %.

Bien entendu, l'attrition présente un intérêt très limité si du fait de leur caractéristiques, les particules grossières ont une affinité particulière avec la pollution, ou si elles sont peu polluées mais se brisent, formant des particules plus fines. Le processus est notamment peu adapté lorsque les contaminants sont liés à des phases anthropiques très diverses, avec des phases réfractaires ou qui peuvent se briser en éclats de différentes tailles (Conil et al. 2009).

Procédé ATTRISED

Une unité de traitement pilote mobile complète intégrant une phase d'attrition a notamment été proposée (F. Petavy et al. 2008; 2009; François Petavy et al. 2009). Le fonctionnement de cette unité appelée ATTRISED est résumé sur la Figure 14. Il comprend des étapes classiques de criblage par une grille statique puis un tamis vibrant. S'ensuit un lavage par hydrocyclonage. Les particules issues de la souverse sont acheminées vers une cellule d'attrition pour séparer les fines restantes attachées par encroûtement ou agrégées. Un décanteur permet de séparer les fines de l'eau au sein de la surverse des hydrocyclones. L'eau est alors renvoyée dans le circuit pour assurer le bon fonctionnement des différentes étapes.

En-dessous d'une certaine taille (ici 60 μm , mais une réadaptation des seuils peut être envisagée) la seule option possible est la mise en décharge après un traitement supplémentaire, en raison des fortes

concentrations en contaminants. En revanche une valorisation a été envisagée ici pour les particules comprises entre 60 μm et 30 mm. Ce traitement est donc intéressant à condition que les sédiments ne présentent pas une proportion de fines trop importante, en plus des conditions nécessaires au succès de l'attrition.

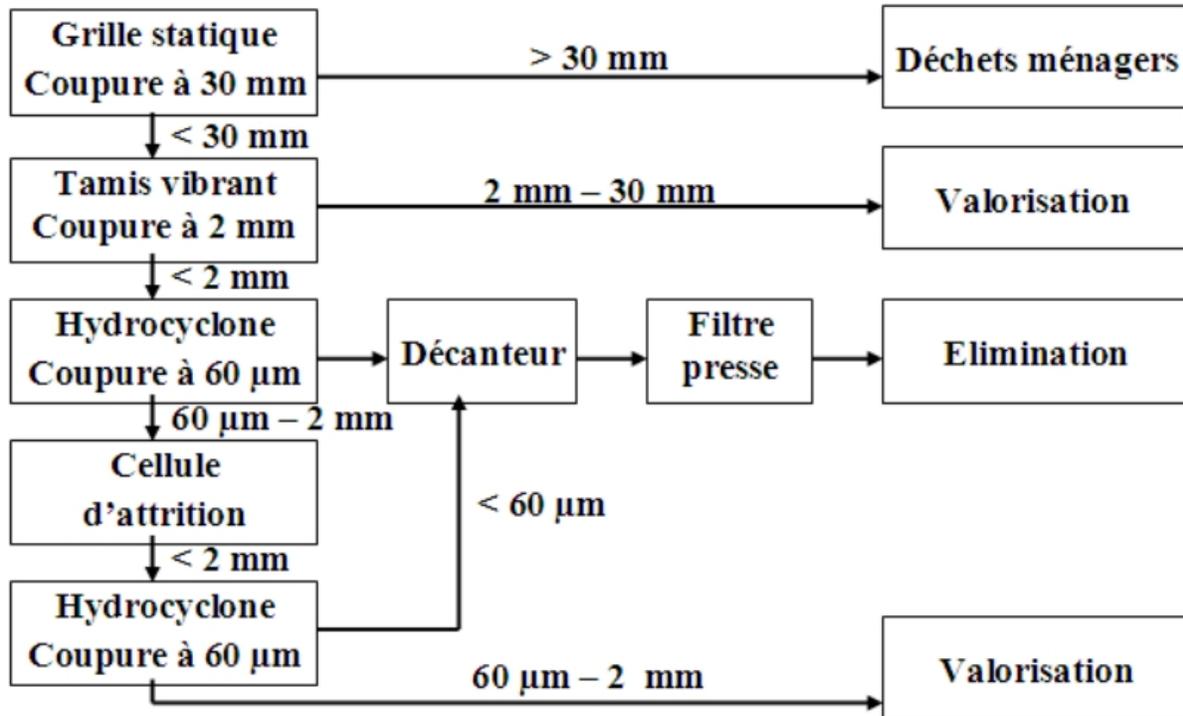


Figure 13 - Schéma de principe de l'unité de traitement ATTRISED (Conil et al. 2009)



Bilan : traitements par séparation granulométrique

Les traitements reposant sur la séparation granulométrique donnent des résultats efficaces, mais uniquement dans les cas où la proportion de particules fines (moins d'une centaine de micromètres environ) est raisonnablement faible et ces particules effectivement plus polluées. Une phase de caractérisation est donc indispensable préalablement au traitement. Cependant, comme observé dans la partie III sur les caractéristiques des sédiments urbains, la tendance granulométrique est celle de sédiments fins à très fins avec des fractions < 63 μm qui peuvent atteindre plus de 25 à 50% en masse de la fraction totale.

Le procédé ATTRISED est novateur car il a été adressé spécifiquement aux sédiments de l'assainissement pluvial. Il ne peut néanmoins pas convenir à l'ensemble des bassins, l'intérêt de l'attrition étant variable (des considérations préalables au procédé sont recueillies dans la partie 3.2.1). Selon les caractéristiques du flux entrant et les prérequis pour la filière de valorisation choisie, il existe d'autres traitements plus spécifiques.

b) Autres traitements

Selon les différents contaminants présents, les quantités détectées et la nature physique des sédiments, d'autres procédés de traitement peuvent être envisagés. Ces procédés peuvent viser la

dégradation d'une forme de pollution précise ou la modification de caractéristiques chimiques ou physiques. L'éventail des possibilités est large, mais certaines solutions se prêtent difficilement au traitement des sédiments urbains.

Déshydratation

La teneur en eau des sédiments extraits peut atteindre les 50 % volumique lorsqu'ils sont extraits du bassin. D'autre part, les sédiments sont en voie humide après un éventuel lavage. Réduire la teneur en eau est alors nécessaire afin d'amortir les coûts de transport et/ou faciliter la gestion par élimination ou valorisation (une partie des filières demande une siccité des sédiments > 30%). C'est envisageable à l'aide de bandes essoreuses vibrantes, de filtres presses ou encore par géo-tubes (Conil et al. 2009; Vaillant et al. 2020).

Les gestionnaires autoroutiers ont aussi recours à des lits de séchage des boues : les boues sont étalées en plein air dans un bac en béton, sur un lit de sables et de graviers. L'action du soleil et du vent permet leur séchage, les eaux polluées étant recueillies par des drains. Cette phase permet aussi la biodégradation partielle des contaminants (Joveniaux et al. 2009).

Traitement biologique

Dans le cas d'une contamination organique aux hydrocarbures, un traitement biologique peut être envisagé. Ce traitement est utile lorsque seule la pollution aux hydrocarbures restreint les possibilités de valorisation ou en complément de la filière de traitement envisagée. Il s'agit de favoriser la dégradation des molécules organiques par les microorganismes du sol. Ceux-ci peuvent avoir une provenance endogène, et s'être développé dans le sédiment directement, mais certains procédés de bioremédiation mettent en œuvre également un ensemencement par des souches bactériennes cultivées. Ces procédés nécessitent la présence de nutriments (phosphore et azote) et de conditions redox satisfaisantes avec un pH proche de 7. Il faut pouvoir maintenir une aération, par exemple par retournement mécanique ou par ventilation d'air ou d'oxygène, ainsi qu'un taux d'humidité satisfaisant, pour avoir un taux de dégradation important. Les eaux de percolation doivent être récupérées pour éviter le relargage dans l'environnement de contaminants inorganiques ou organiques (autres contaminants que ceux ciblés, ou produits de dégradation par exemple).

Cette méthode de traitement est peu coûteuse, mais elle n'est pas sans inconvénients. D'une part, la durée du traitement est de plusieurs semaines à plusieurs mois. D'autre part, cela nécessite des surfaces importantes pour l'aération. En dernier lieu, l'efficacité est variable selon le type d'hydrocarbures présents, avec une dégradation plus compliquée pour des chaînes carbonées longues et ramifiées. Ce traitement est à privilégier dans le cas d'hydrocarbures de faible poids moléculaire avec une concentration suffisamment importante (Barraud et al. 2006; Benbelkacem et Desjardin-Blanc 2008; Véronique Ruban et al. 2010).

On peut noter deux configurations couramment utilisées dans le cadre d'un traitement biologique (Delamain et Rodriguez 2016) :

Biopile : Les sédiments pollués sont déposés sur une aire étanche afin de récupérer les eaux de percolation. Une couverture imperméable limite l'infiltration d'eau de pluie et retient les contaminants. Les sédiments sont régulièrement aérés, humidifiés et un apport de nutriments peut être fait pour encourager le développement des microorganismes.

Landfarming : Les sédiments sont étalés en une couche de faible épaisseur sur un terrain à l'air libre. L'aération et l'apport éventuel de nutriments favorisent la dégradation de la pollution organique par les microorganismes.

Le traitement par landfarming est moins rapide que par biopile pour un même taux d'abattement et demande plus de surface au sol. Toutefois, sa mise en œuvre est très simple et potentiellement moins coûteuse.

Maturation

Les caractéristiques des sédiments urbains tels que vu dans la partie C.2. ont montré qu'en plus d'un fort taux de MO, celle-ci présentait un caractère peu mature et réactif. Ainsi, il peut être intéressant de réfléchir à la maturation de ces sédiments afin de stabiliser la MO au sein de la matrice (processus d'humification), et ainsi de limiter son potentiel de mobilisation des contaminants. Cet effet de stabilisation a été montré par exemple sur des HAP, PCB et THC contenus dans des sédiments de dragage contaminés (Charrasse, Hennebert, et Doumenq 2018). Il est en revanche nécessaire d'investiguer la possibilité de réaliser ce traitement spécifiquement sur des sédiments urbains. En terme opérationnel, cette opération peut se rapprocher du *landfarming* cité précédemment.

Autres traitements

D'autres processus ont été envisagés dans la littérature mais ils sont jugés peu adaptés aux sédiments urbains en raison des contraintes en matière de coût et de mise en œuvre (Conil et al. 2009). Ils sont présentés brièvement dans le Tableau 9 :

Tableau 10 - Techniques de traitement peu adaptées; adapté de (Delamain et Rodriguez 2016)

Traitement	Principe	Défauts
Extraction chimique	Extraction des contaminants par dissolution à l'aide d'un réactif	- Variété de contaminants sensibles à des réactifs différents - Finesse des sédiments exacerbée et compliquant la séparation des deux phases générées
Vitrification	Traitement thermique : Transformation des sédiments en produit vitrifié	- Coûts
Désorption thermique	Traitement thermique : Désorption des contaminants organiques en chauffant les sédiments	- Pollution organique uniquement - Coût augmenté par la présence d'eau
Phytoremédiation	Action de dépollution par les plantes	- Très lent - Gestion de la biomasse produite - Efficacité discutée

Pour une discussion sur la question de la phytoremédiation, voir partie E.1.a).

3. Devenir des sédiments et objectifs de valorisation

Historiquement, la majeure partie des sédiments de bassins est envoyée en décharge (Delamain et Rodriguez 2016; Joveniaux et al. 2009), bien qu'à la Métropole de Lyon par exemple cette filière ne représente pas la majorité des voies de sortie des sédiments urbains. Pourtant, ces filières d'élimination sont problématiques pour des raisons environnementales et techniques. Les traitements n'exemptent pas les sédiments de leur statut de déchets mais ils peuvent parfois permettre une valorisation en technique routière pour peu que l'exploitant justifie la pertinence de cette valorisation dans le cadre d'une étude d'impact. Le paragraphe qui suit est une présentation des différentes voies d'élimination et de valorisation évoquées dans la littérature qui se veut critique et synthétique.

a) Stockage et pistes de valorisation

Stockage problématique en Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux (ISDND)

Les sédiments de l'assainissement pluvial ne correspondent pas aux conditions d'admission des installations de stockage des déchets inertes, du fait de leur caractère fermentescible (présence de matière organique) et de leur teneur en eau. Leur dangerosité est à évaluer grâce à la caractérisation physico-chimique, et des précautions sont à prendre en conséquence. Si ces sédiments s'avèrent dangereux, ils ne doivent théoriquement pas être envoyés directement dans les installations de stockage pour déchets dangereux (Barraud et al. 2006). L'unique possibilité restante est le stockage en Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux (ISDND). Ces installations s'adressent en général aux déchets ménagers et assimilés. Pour pouvoir être stockés dans ces installations, les sédiments doivent avoir une siccité supérieure à 30 % et une teneur en hydrocarbures inférieure à 0,3 % (Hébrard-Labit 2006; Véronique Ruban et al. 2010).

Cependant, cette solution ne doit intervenir qu'en dernier recours. La réduction des quantités de déchets en installation de stockage de déchets non dangereux non inertes est désormais inscrite dans le Code de l'environnement (Article L541-1, 2020). En 2020, l'objectif est d'atteindre 30% de réduction par rapport à 2010. Il sera de 50 % en 2025, dans le cadre d'une interdiction progressive de la mise en décharge de déchets valorisables.

Station d'épuration et granulats

Il est fréquent que les sédiments soient envoyés en station d'épuration des eaux usées. Ils sont généralement associés au traitement des sables (UTS, Unité de Traitement des Sables, ou bien TPC, Traitement des Produits de Curage). La société ECOPUR SA a notamment créé la filière ECOSABLE, une unité de traitement adressée à la fois aux boues de station d'épuration et aux boues de curage. Une filière existe également à la STEP de Pierre-Bénite en Métropole de Lyon, par exemple. Le procédé repose sur des traitements granulométriques et permet la production d'un sable à priori valorisable en travaux publics (technique routière voir matériau de recouvrement dans le bâtiment) (Delamain et Rodriguez 2016).

D'autre part, à la suite d'un éventuel lavage, les eaux et les particules fines polluées sont généralement renvoyées en tête de traitement. Cette filière d'élimination est risquée, les teneurs en

contaminants de sédiments pouvant rendre les boues de STEP généralement impropres à la valorisation (Lissalde 2002). Mais cela dépend de la proportion de sédiments entrants en UTS/TPC par rapport aux volumes d'eaux usées traités. Dans le cadre d'une station de 500000 éq. hab., les volumes de sédiments traités n'impactent pas la filière boue.

D'autres solutions présentant de prime abord un intérêt en termes de valorisation ne sont pas jugées envisageables à grande échelle. La valorisation ne consiste pas simplement en une autre possibilité pour se débarrasser « du déchet », elle n'est possible que si l'usage des sédiments présente un intérêt réel. D'autres facteurs, comme le coût économique et la présence des contaminants réduisent fortement le champ des possibles.

Incinération

L'incinération est une solution peu adaptée et coûteuse en raison de l'humidité des sédiments, et des surcoûts causés (Barraud et al. 2006). Elle peut tout de même être envisagée pour des petites quantités de sédiments riches en matière organique ou fortement impactés par des hydrocarbures, avec une valorisation énergétique possible.

Épandage agricole ou routier

Si les sédiments contiennent plus de 15 % de MO et sont très peu contaminés en métaux lourds et hydrocarbures, un épandage agricole peut être envisagé de manière marginale (V. Ruban et al. 2009). Toutefois, cette solution présente peu d'intérêts car les sédiments présentent une valeur agronomique faible. Les teneurs en matière organique, azote et phosphore restent très limitées et la granulométrie peu adaptée (Hébrard-Labit 2006).

L'épandage routier est une option possible à condition que les teneurs en contaminants soient très limitées. Elle consiste à épandre les sédiments recueillis à l'intérieur des emprises du gestionnaire, ou de confectionner des talus en mélange avec de la terre. Elle est mise en pratique à l'heure actuelle par les gestionnaires d'autoroutes (Joveniaux et al. 2009). Des dépôts épais et/ou réguliers conduisent à la formation d'un néosol. Se référer à la classification des sites et sols pollués est alors judicieux : l'objectif sera de ne pas générer un sol pollué en respectant les valeurs seuils préconisées (Hébrard-Labit 2006).

Fabrication de béton et ciment

La présence d'éléments métalliques peut se révéler très pénalisante pour envisager cette valorisation qui requiert aussi des caractéristiques granulométriques et chimiques très précises. Comme pour l'épandage agricole et l'incinération, cette solution peut être envisagée de manière marginale. Des sédiments en petites quantités pourraient être mélangés à des produits plus adaptés dans le cadre d'une étape de formulation (V. Ruban et al. 2009). C'est le cas par exemple des essais réalisés à la Métropole de Lille (MEL) dans le cadre de chantiers expérimentaux où des valorisations de sédiments urbains ont été faites avec succès pour produire un coulis auto-compactant, ou des hydrocyls.

En revanche, les sédiments peuvent également être réutilisés par les cimenteries directement en ajout dans le cru pour fabriquer le clinker (Dalton et al. 2004). C'est une filière étudiée notamment pour des sédiments fins de barrage ou de canaux (Faure et al. 2019; Aouad et al. 2012).

Cas des plateformes de transit et de traitement (type Neoter®)

Le cas de ces plateformes est difficile à placer dans un tel rapport. En effet, ces dispositifs sont à la fois :

- une plateforme de transit (au sens ICPE du terme) et permettent les ruptures de charge pour des terres polluées ou des déchets de chantiers par exemple ;
- une plateforme de traitement, qui opère de manière adaptée à chaque déchet reçu le traitement le plus approprié (criblage, concassage, traitement thermique, bioremédiation, mélange, etc.) ;
- et une plateforme de valorisation par destination, puisque l'objectif de ces dispositifs est d'obtenir en sortie les plus petits volumes en ISD.

Les plateformes apportent donc une valeur ajoutée aux déchets reçus en les traitant de manière spécifique et en identifiant les filières de valorisation avec le meilleur potentiel. Elles ont donc un rôle de spécialiste, entre le producteur du déchet, et son utilisateur final. Si nous prenons le cas de la plateforme Neoter® par exemple, celle-ci valorise plus de 99% des déchets reçus (calcul sur 3 ans). Les filières de sortie les plus usitées sont les suivantes : technique routière, aménagement paysager, valorisation matière en cimenterie (clinker), remblaiement de carrières ou d'ISDI, et matériaux techniques.

En ce qui concerne les sédiments urbains, il nous a été confirmé que c'est là le déchet le plus « technique » à gérer. Plusieurs paramètres sont évalués avant acceptation : la présence de végétaux qui est pénalisante pour le criblage, une siccité minimale de 30%.

En Europe

D'autres pays européens ont une pratique avancée et historique de la gestion des sédiments, en particulier de voies d'eau continentales. Le guide RECORD (RECORD 2017) mentionne par exemple qu'aux Pays-Bas, les sédiments font l'objet de nombreuses voies de valorisation : talus routiers, recouvrement de décharges, création de zones naturelles et récréatives, élargissement des digues et des barrières côtières, sous-couche routière et fabrication de briques. En Flandres (Belgique), les sédiments peuvent être valorisés comme terre (réhabilitation du sol), comme constituant ou en tant que matériau de construction à part entière. En Wallonie, les usages de valorisation dépendent de leur niveau de contamination (classes A et B) et de leur siccité.

b) Valorisation en technique routière

La littérature opérationnelle française suggère la valorisation des sédiments de l'assainissement en vue d'un usage routier, par analogie avec les sédiments de dragage (Chateau et al. 2011; Vaillant et al. 2020). C'est particulièrement judicieux pour les gestionnaires routiers qui peuvent envisager cette stratégie au sein de leurs propres ouvrages (V. Ruban et al. 2009). Aujourd'hui, cet usage fait l'objet d'un décret permettant la sortie du statut de déchets. Cela doit bien évidemment être possible sans impacts sur la santé et l'environnement.

Caractériser (voir GI.1)

Les usages en technique routière requièrent des compositions granulométriques et des teneurs en matière organique et en contaminants limitées. D'autre part, par analogie avec les sédiments de dragage,

il faut procéder à une étape de caractérisation de la dangerosité pour déterminer si le déchet est dangereux ou non. Le statut de déchet dangereux interdit l'usage en technique routière. En revanche, si un traitement permet de récupérer une fraction non dangereuse du déchet initialement dangereux, cette fraction pourra être utilisée.

Adapter le gisement aux objectifs

La valorisation présente un intérêt à condition que le matériau soit réellement adapté ou adaptable pour remplir sa nouvelle fonction. Par exemple, pour un remblai routier classique, il faut une teneur en matière organique inférieure à 3 % et un profil granulométrique homogène avec peu de particules fines (Hébrard-Labit 2006). Si une part suffisante du matériau est potentiellement utilisable, un processus d'élaboration et de formulation devra être appliqué afin de modifier les caractéristiques du gisement en vue de la valorisation (Vaillant et al. 2020).

Élaboration : Au cours de la phase d'élaboration, les sédiments sont traités pour être conformes aux normes et spécifications relatives aux matériaux à usage routier. Il s'agit généralement de leur appliquer des traitements physiques (déshydratation, extraction, séparation granulométrique...) pouvant être complétés par des traitements biologiques ou thermiques visant les contaminants organiques. L'objectif poursuivi est double : il s'agit de dépolluer le matériau mais aussi de rendre sa composition plus intéressante en vue de l'usage futur.

Formulation : Un mélange avec d'autres matériaux peut être envisagé pour la production d'un matériau routier optimal, il s'agit alors d'un matériau formulé. Deux étapes principales peuvent être envisagées :

- L'obtention d'un matériau alternatif par le mélange des sédiments élaborés avec des matériaux granulaires.
- Un traitement aux liants (hydrauliques, hydrocarbonés ou chaux). Cette étape peut suivre la précédente ou être réalisée sur les sédiments élaborés seuls.

Types d'usage

La préoccupation majeure reste la remobilisation des contaminants piégés et la contamination qui peut s'ensuivre. C'est pour cette raison que les usages routiers réalisables avec le matériau alternatif sont classifiés en 3 types, soumis à des exigences particulières (voir G.2.a)), selon l'exposition aux eaux météoriques :

- **Type 1 :** sous-couche de chaussée ou d'accotement d'ouvrages routiers revêtus d'une hauteur maximale 3 mètres.
- **Type 2 :** remblai technique connexe à l'infrastructure routière ou accotement au sein d'ouvrages routiers recouverts ; hauteur maximale de 6 mètres.
- **Type 3 :** autres usages ne faisant pas l'objet d'une restriction d'épaisseur, notamment au sein d'ouvrages non revêtus et non recouverts et chemins.

Selon le degré de pollution, la granulométrie et les besoins, les sédiments pourront être dirigés vers un certain type d'usage (Vaillant et al. 2020). Les usages routiers de type 1 sont les moins exigeants vis-à-vis de la pollution (Figure 15).

Usages routiers "type 1"

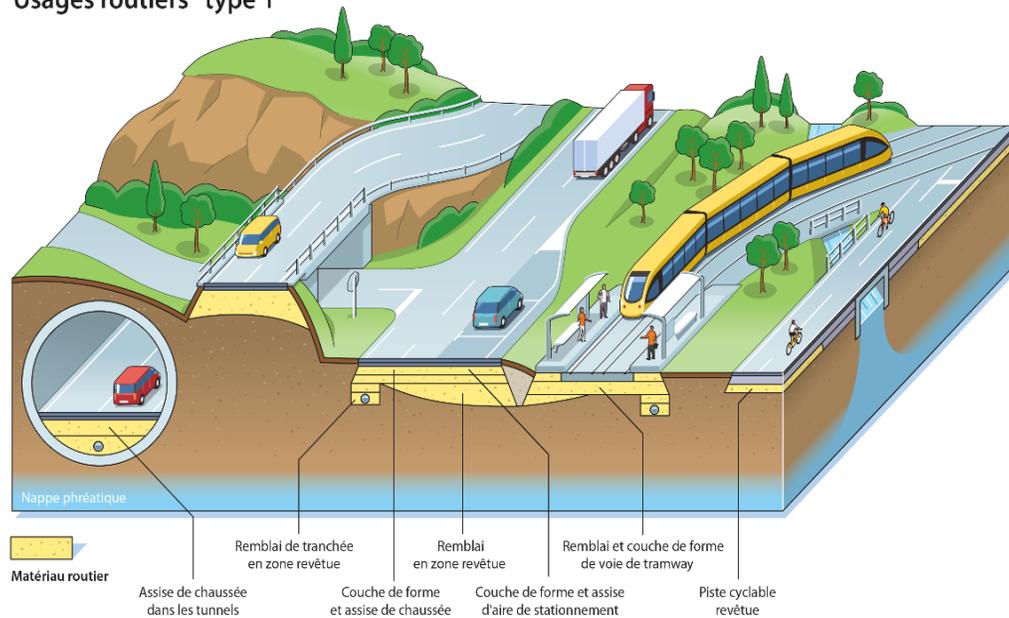


Figure 14 – Usages routiers « type 1 » (Vaillant et al. 2020)

Il est essentiel d'éviter l'usage de ces sédiments dans les zones sensibles telles que les zones à proximité d'une nappe phréatique ou d'un cours d'eau utilisé comme ressource en eau potable, et de manière générale, les zones inondables. Une étude du milieu récepteur est souvent nécessaire, avec un recours possible à un hydrogéologue-expert, les exigences pouvant varier selon les milieux (Hébrard-Labit 2006). D'autre part, il faut veiller à limiter l'exposition des sédiments aux eaux météoriques lorsque ceux-ci sont stockés pour le chantier.

G. Caractérisation des sédiments urbains et aide à la décision

1. Premières pistes pour protocole général de suivi de ces sédiments

La caractérisation des sédiments de bassin est une étape préalable à toute opération de gestion. En premier lieu, elle est nécessaire pour une gestion appropriée sur le site, pour permettre aux gestionnaires d'agir rapidement en cas de dépassement des valeurs seuils tolérées. Identifier la pollution des sédiments et en suivre son évolution au cours du temps est alors indispensable. Toutefois, cette étape de caractérisation est également présente lors des étapes de gestion ex-situ. Le choix des filières de gestion des sédiments excavés doit être fait en prenant en compte leur état de pollution et leurs caractéristiques granulométriques (Hébrard-Labit 2006).

Le gestionnaire des infrastructures est considéré comme producteurs des sédiments, et à ce titre, il est responsable durant toutes les étapes de gestion ex-situ. Il doit caractériser de manière optimale le gisement de sédiments, et communiquer toutes les informations nécessaires à la valorisation ou l'élimination (Code de l'environnement - Article L541-7, 2020). C'est également le gestionnaire qui doit veiller à ce que la filière choisie soit sans danger pour la santé humaine et l'environnement (Code de l'environnement - Article L541-2, 2010, Article L541-1, 2020) (Vaillant et al. 2020). Cette partie présente quelques étapes considérées comme indispensables de caractérisation, telles que les étapes d'échantillonnage et d'analyse.

a) Etude préliminaire, plan d'échantillonnage et prélèvements

Les informations et les recommandations résumées dans ce paragraphe s'appuient principalement sur les résultats d'une étude du Laboratoire des Ponts et Chaussées (LCPC) (Hébrard-Labit 2006).

Étude préliminaire

Dans un premier temps, la caractérisation passe autant que possible par une étude préliminaire, historique et documentaire, visant à recenser les informations disponibles sur le type de contamination (nature, quantité, localisation), ses origines (sources accidentelles ou chronique) et les caractéristiques du site.

Plan d'échantillonnage

L'étude préliminaire couplée à la définition des objectifs (en termes d'efficacité de la dépollution, de risques d'exposition, de performances hydrauliques...) et des contraintes (en termes de coûts, de main d'œuvre, de volumes...) permet d'identifier la méthode d'échantillonnage la plus adaptée. Il s'agit d'établir un plan précisant la localisation et la répartition des points de prélèvements ainsi que le mode opératoire et le nombre de prises et d'échantillons.

Nombre et répartition des prélèvements

Le nombre de prélèvements doit être adapté selon l'aire surfacique et selon que la donnée recherchée est une concentration moyenne ou maximale. Pour obtenir une concentration moyenne dans le cas d'une surface de bassin supérieure à 5000 m², il peut être nécessaire de réaliser plus d'une vingtaine de prélèvements (Hébrard-Labit 2006). Quoi qu'il en soit, l'étude préliminaire doit permettre d'établir un plan adapté à la situation rencontrée.

Lorsque les zones d'accumulation de sédiments et de contaminations n'ont pas été clairement identifiées, la répartition de ces prélèvements peut se faire de manière systématique par maillage. Dans le cas contraire il est possible de se baser sur les données de répartition. Un maillage aléatoire sera privilégié pour les bassins plutôt homogènes. Dans le cas de dépôts plus hétérogènes, le maillage peut être adapté. Par exemple, prélever dans les zones les plus souvent en eau peut être judicieux pour obtenir les concentrations maximales en métaux lourds dans le cas d'un bassin d'infiltration (De Becdelièvre et al. 2008).

Type d'échantillonnage

Dans le cas des bassins, l'échantillonnage peut être séquentiel, c'est-à-dire que le prélèvement est réalisé pour une profondeur donnée. Il est alors possible de s'adapter à la structure de l'ouvrage et

d'échantillonner les différentes couches du dépôt. Cette solution est à privilégier car la pollution peut être répartie différemment en fonction de la profondeur (D. Tedoldi et al. 2020).

Une autre possibilité est la réalisation d'un échantillonnage composite, c'est-à-dire un mélange homogène de différentes prises. La masse de la prise est alors pondérée par rapport à la hauteur des sédiments dans le cas où l'épaisseur des dépôts est variable.

Enfin, le prélèvement ponctuel moyen est une technique rapide et simple se faisant sur une profondeur importante avec mélange des différents horizons.

De façon générale, l'échantillon doit avoir une masse minimale de 500 g par soucis de représentativité mais ne pas dépasser 1 à 2 kg pour ne pas compliquer les analyses. Si nécessaire, utiliser la méthode des quarts pour réduire la taille d'un échantillon composite par exemple. Échantillonner en bordure de bassin est déconseillé pour limiter les effets de bord dus notamment à la végétation.

Considérations pour les pratiques de prélèvement

En ce qui concerne les outils de prélèvement, le choix dépend de la présence d'eau et de la profondeur d'échantillonnage. En milieu sec, une pelle ou cuillère peuvent être utilisées à moins de 50 cm de profondeur mais une tarière à main sera privilégiée pour des profondeurs plus importantes. En milieu aquatique, un carottier ou une pelle mécanique peuvent être utilisés pour un sédiment liquide à semi-liquide alors qu'un tube en PVC sera privilégié pour les sédiments semi-liquides voir solides. Il est recommandé de faire réaliser les prises par 2 personnes formées et équipées de gants propres jetables. Chacune des prises doit être réalisée dans les mêmes conditions que les autres et correspondre à une même quantité de matériaux prélevée.

Le laboratoire d'analyse choisi peut indiquer les précautions à respecter. Pour éviter un développement notable de l'activité microbienne et ne pas modifier la distribution initiale des contaminants, les échantillons sont généralement conservés à l'abri de la lumière et à une température inférieure à 4°C (Saulais 2011). Le laboratoire fournit généralement le flaconnage et indique les modalités de transports. Les récipients de stockage peuvent être de natures différentes selon les substances analysées. Une fiche de suivi permet de transmettre toutes les informations nécessaires à l'analyse, le gestionnaire doit notamment indiquer les modalités d'échantillonnage (Vaillant et al. 2020).

Outre les prélèvements et l'envoi en laboratoire, certains outils et capteurs qui n'ont pas été présentés dans ce paragraphe permettent d'obtenir des résultats analytiques directement sur le terrain. Cela peut se révéler très intéressant dans un objectif de suivi de la qualité des sédiments.

b) Analyses et critères

Le laboratoire d'analyse est choisi par le gestionnaire selon la qualité, la proximité, les délais et les coûts engendrés. Il procède aux opérations de caractérisation des sédiments. Afin de limiter les coûts, l'analyse se limite généralement à l'estimation de la contamination et des risques environnementaux (Hébrard-Labit 2006). Néanmoins, les informations relatives aux compositions chimiques et physiques permettent d'organiser une gestion pertinente, compte-tenu des particularités du gisement.

Analyse de dangerosité

Pour déterminer le devenir des sédiments, une évaluation de la non-dangerosité devra être réalisée. Cette évaluation peut être conduite en suivant le protocole proposé pour les sédiments de dragage et présenté dans le Guide d'application relatif à l'acceptabilité environnementale de sédiments en technique routière (Vaillant et al. 2020).

Les 15 propriétés de danger

- HP 1** : Explosif
- HP 2** : Comburant
- HP 3** : Inflammable
- HP 4** : Irritant - irritation cutanée et lésions oculaires
- HP 5** : Toxicité spécifique pour un organe cible (STOT) / toxicité par aspiration
- HP 6** : Toxicité aiguë
- HP 7** : Cancérogène
- HP 8** : Corrosif
- HP 9** : Infectieux
- HP 10** : Toxique pour la reproduction
- HP 11** : Mutagène
- HP 12** : Dégagement d'un gaz à toxicité aiguë
- HP 13** : Sensibilisant
- HP 14** : Ecotoxique

Parmi les 15 propriétés de danger existantes, la vérification de la dangerosité doit être au minimum établie sur la base des propriétés HP 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 13 et 14, selon les exigences du Ministère en charge de l'Environnement. Une démarche d'évaluation simplifiée a été proposée pour les propriétés citées, à l'exception de HP 14. Des seuils exprimés en mg/kg de matière sèche pour les contaminants les plus préoccupants ont été proposés (Tableau 10). Si le sédiment présente des valeurs en-dessous de ces seuils, cela permet de garantir sa non-dangerosité.

Tableau 11 - Seuils permettant de garantir le caractère non dangereux d'un sédiment au titre des propriétés de danger HP 4 à 8, HP 10, HP 11, HP 13 et HP 14; adapté de (Pandard 2016; Vaillant et al. 2020)

Paramètre	SEUILS PERMETTANT DE GARANTIR LE CARACTERE NON DANGEREUX D'UN SEDIMENT	
	AU TITRE DES PROPRIETES DE DANGER HP 4 à 8, HP 10, HP 11 ET HP 13 <i>Démarche simplifiée</i> (mg/kg de matière sèche)	AU TITRE DE LA PROPRIETE HP 14 (S1 ; mg/kg de matière sèche)
Arsenic	330	30
Cadmium	530	2
Chrome VI	250	150
Cuivre	4000	100
Mercure	500	0,001
Nickel	130	50
Plomb	1000	100
Zinc	7230	300
PCB (7 congénères)	50	22,8
HAP (16 US-EPA)	500	0,680
Tributylétain	3000	0,1

Écotoxicité

La simple mesure des contaminants par analyse chimique ne permet pas d'évaluer les conséquences d'un mélange de contaminants donnés (C. Gonzalez-Merchan et al. 2014). Concernant l'évaluation de la propriété HP 14 relative à l'écotoxicité des sédiments, un protocole précis est préconisé par le Ministère en charge de l'environnement pour les sédiments (Figure 16) (Pandard 2016). Dans un premier temps, les concentrations en contaminants des sédiments sont confrontées à des seuils de référence (S1) (Tableau 10). Si aucune concentration n'est supérieure à ces valeurs seuils, les contaminants ne sont pas dangereux au regard de la propriété HP14. Dans le cas contraire, il faut procéder à des essais écotoxicologiques.

- Lixiviats
 - Mesure de la conductivité électrique comme indicateur de la salinité résiduelle
 - Essai de toxicité aiguë utilisant les bactéries *Vibrio fischeri* (basé sur l'inhibition de la luminescence)
 - Essai de toxicité chronique utilisant les bactéries *Brachionus calcyflorus* (basé sur l'inhibition de leur croissance)
- Sédiments centrifugés et lixiviats
 - Essai de toxicité aiguë utilisant l'avoine, *Avena sativa* (basé sur l'inhibition de la germination ou croissance des semences)

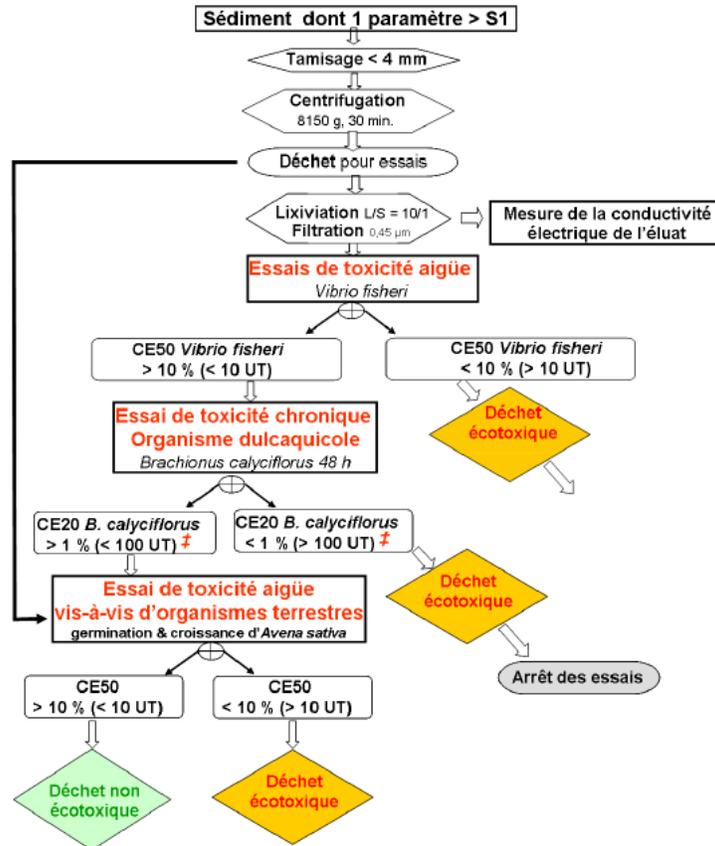


Figure 15 - Protocole permettant de statuer sur la non-dangereux d'un sédiment au regard de la propriété de danger HP 14 (Pandard 2016)

Si les résultats d'un des tests dépassent le seuil limite préconisé, le déchet est considéré écotoxique et donc dangereux. A noter que dans le cadre des sédiments urbains, les résultats du projet CABRES ont montré l'intérêt d'utiliser le test « Ostracodes » pour caractériser le caractère écotoxique de ces sédiments (Lipeme Kouyi et al. 2018).

Autres tests de caractérisation

Afin d'orienter les décisions du gestionnaire et de permettre l'acceptation des sédiments dans les différentes filières possibles, une caractérisation physique et chimique est réalisée (Hébrard-Labit 2006).

Caractérisation physique

La caractérisation physique est composée d'une analyse granulométrique et de siccité. Ces deux analyses sont utiles pour connaître la pertinence des traitements et estimer la rentabilité pour une filière donnée.

Caractérisation chimique

La caractérisation chimique est d'une importance cruciale pour l'évaluation des risques associés à la pollution.

- **Analyse en contenu total** : Le laboratoire détermine la teneur en matière organique et la quantité totale de contaminants. Pour une valorisation en technique routière, les analyses en contenus totaux doivent être réalisées « *a minima* pour les paramètres suivants : COT, BTEX, PCB (7 congénères), HCT (C10-C40), HAP (16 US-EPA) et TBT (pour les sédiments marins, estuariens ou portuaires) » (Vaillant et al. 2020).
- **Essais de lixiviation** : Il s’agit de déterminer la quantité de contaminants susceptibles d’être relargués par la matrice solide. Pour une valorisation en technique routière, les essais de lixiviation doivent être réalisés suivant les normes NF EN 12457-2 ou NF EN 12457-4 « *a minima* pour les paramètres suivants : As, Ba, Cd, Cr total, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, fluorures, chlorures, sulfates, indice phénols, COT et fraction soluble » et tenir compte des résultats de l’étude préliminaire (Vaillant et al. 2020).

Les informations à propos de la provenance et la quantité de sédiments et du plan d’échantillonnage, les résultats de l’analyse de dangerosité, des essais de lixiviation et des analyses en contenu total seront généralement à fournir quelle que soit la filière choisie. Il est à noter que les exploitants des installations de valorisation peuvent choisir d’accepter ou refuser le chargement même en l’absence des documents préconisés (Vaillant et al. 2020).

2. Choix des filières : pertinence, contraintes technologiques et économiques

En l’absence de réglementation et d’une filière spécifiquement destinée aux sédiments de l’assainissement pluvial, la gestion ex-situ n’est pas une mince affaire. Au vu de la diversité des sédiments de bassins, le choix devrait s’appuyer en premier lieu sur la caractérisation. Si la valorisation est en théorie une priorité, les considérations économiques peuvent être limitantes. Cette partie propose quelques éléments de réflexion à l’intention des gestionnaires.

a) Considérations relatives à la caractérisation : composition et contaminants

Valorisation : contraintes et risques

De manière générale, le traitement n’est pas systématique pour prétendre à une valorisation. La caractérisation permet de définir le besoin selon la spécificité du gisement.

Concernant la dangerosité, des teneurs en chrome, cuivre, nickel et plomb généralement largement inférieures aux seuils de dangerosité ont été trouvées dans le cadre d’une étude de modélisation et de caractérisation réalisée dans le bassin de rétention de Django Reinhardt (Zhu et al. 2020). Malheureusement, valider la « *non-dangerosité* » des sédiments par ce protocole ne permet pas d’assurer l’absence de risque. Au Pays-Bas, une circulaire datant de 2000 permet d’évaluer de manière approximative les risques pour l’homme et pour les écosystèmes dans le cas de sols pollués. Des valeurs cibles définissent le seuil au-delà duquel un sol n’est pas adapté pour tout usage et des valeurs d’intervention au-delà desquelles le risque est très sérieux (Menger 2005). Les sédiments de Django Reinhardt ont une composition en certains éléments métalliques qui dépasse les valeurs cibles et, en certains points, les valeurs d’interventions.

Pour envisager une valorisation en technique routière, le Tableau 10 (Vaillant et al. 2020) présente les valeurs limites à respecter par le matériau selon les usages. Les résultats de la caractérisation croisés

avec ces données permettent d'identifier les contaminants problématiques et d'envisager les traitements ou mélanges nécessaires. Les usages de type 1 sont les moins exigeants vis-à-vis de la pollution métallique. Toutefois, l'étude citée précédemment (Zhu et al. 2020) montre que les sédiments de Django Reinhardt contiennent des teneurs en pollution métallique 10 à 100 fois plus élevées que les seuils pour le chrome, le cuivre, le nickel et le plomb. Dans ce cas, un traitement préalable et une étape de formulation semblent indispensables.

Tableau 12 - Conformité environnementale : valeurs limites en fonction des usages (Vaillant et al. 2020)

VALEURS LIMITES A RESPECTER PAR LE MATERIAU ALTERNATIF ET LE MATERIAU ROUTIER			
Paramètres	Usages de type 1	Usages de type 2	Usages de type 3
Analyse en lixiviation (NF EN 12457-2 [12] ou NF EN 12457-4 [13]) exprimée en mg/kg de matière sèche			
As	0.6	0.6	0.6
Ba	36	25	25
Cd	0.05	0.05	0.05
Cr total	4	2	0.6
Cu	10	5	3
Hg	0.01	0.01	0.01
Mo	5.6	2.8	0.6
Ni	0.5	0.5	0.5
Pb	0.6	0.6	0.6
Sb	0.6	0.3	0,08
Se	0.5	0.4	0.1
Zn	5	5	5
Fluorures	60	30	13
Chlorures	10000	5000	1000
Sulfates	10000	5000	1300
Analyse en contenu total exprimée en mg/kg de matière sèche			
COT ¹	30000/60000 ²		
BTEX	6		
PCB (7 congénères)	1		
HCT (C10-C40)	500 ³		
HAP (16 US-EPA)	50		
TBT ⁴	0,1		

¹ Ce paramètre n'est pas pertinent pour la vérification de la conformité environnementale d'un matériau routier traité aux liants hydrocarbonés.

² Une valeur limite de 60 000 mg/kg de matière sèche peut être admise, à condition que la valeur limite de 500 mg/kg de matière sèche soit respectée pour le carbone organique total sur éluat (analyse en lixiviation).

³ Si un matériau routier traité aux liants hydrocarbonés ne respecte pas cette valeur pour la fraction C10-C40, il peut être jugé conforme si la valeur de HCT ne dépasse pas 300 mg/kg de matière sèche pour la fraction C10-C21.

⁴ Uniquement si le matériau alternatif a été élaboré à partir de sédiments marins, estuariens ou portuaires

Intérêt du tri physique par le procédé ATTRISED : essai préliminaire

Comme évoqué précédemment, les sédiments peuvent présenter des caractéristiques différentes selon les bassins. Les fractions valorisables et la répartition des contaminants peuvent être très variables. Afin de pouvoir juger de l'intérêt du tri physique, un essai préliminaire est judicieux. Le rapport du LCPC propose une marche à suivre (Véronique Ruban et al. 2010).

Il s'agit de prélever de manière représentative un échantillon de 2 kg environ. Après un premier tamisage à 2 mm pour ôter la fraction la plus grossière, les particules sont réparties en 3 fractions granulométriques par tamisage (Figure 17). Le tri physique complet présente un intérêt marqué si la fraction de particules valorisables (dans ce cas compris entre 80 et 2000 μm) est significative, c'est-à-dire supérieure à 30 % en masse environ. Cette fraction ne doit pas comporter des teneurs en contaminants gênantes en vue du stockage ou de la valorisation. Dans ce cas, l'essai peut être poursuivi par la réalisation d'une attrition sur cette fraction suivie d'un nouveau tamisage pour isoler les fines séparées. L'établissement d'un bilan complet massique et chimique sur les différentes fractions est grandement utile pour quantifier les résultats et évaluer l'efficacité d'un traitement (potentiellement plus complet) à grande échelle.

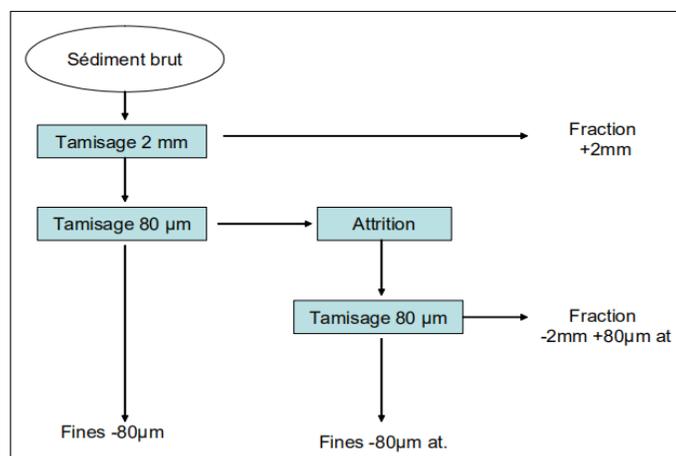


Figure 16 – Schéma du protocole d'essai préliminaire (Véronique Ruban et al. 2010)

Quoi qu'il en soit, le procédé ATTRISED n'est toujours pas mis en œuvre. Le manque voire l'absence totale de suivi de certains bassins est problématique puisque l'utilisation du procédé ne présente un intérêt que pour une certaine composition de sédiments. En outre, l'utilisation d'un tel traitement est coûteuse.

b) Coûts directs et viabilité

Coûts directs et influence du volume

Les considérations économiques ont un poids considérable pour la prise de décision. Le Tableau 12 présente une estimation des coûts de traitements par tonne pour différents choix possibles. La proximité entre le gisement et les installations de la filière choisie importe puisqu'il faut comptabiliser les coûts de transport.

Tableau 13 - Estimation des coûts de traitements ou d'élimination (coûts d'installation non pris en compte, adapté de (Véronique Ruban et al. 2010))

Traitement	Estimation du coût (euros)
<i>Dispositif d'attrition</i>	40 à 60 par tonne de matière sèche (coût du traitement hors assistance technique et besoin énergétique)
<i>Dispositif de traitement des sables</i>	100 à 120 par tonne
<i>Epandage</i>	6 par m ³
<i>Transport sur 50 km</i>	4 à 4,5 par tonne
<i>Transport sur 120 km</i>	7,2 à 8,4 par tonne
<i>Stockage (ISDND)</i>	70 à 150 par tonne
<i>Incinération en four ou cimenterie</i>	110 à 320 par tonne

Ce tableau a pour but d'informer à propos des coûts bruts de traitement mais il reste très limité. Le volume de sédiments à gérer rentre également en compte. En termes de coûts de mise en œuvre et de traitement, la valorisation est plus facilement envisageable pour un volume important, de l'ordre de 50 m³ ou 100 tonnes de matière sèche (Véronique Ruban et al. 2010). Pour un volume inférieur de sédiments pollués, à défaut de nouvelles voies de valorisation, les filières d'élimination semblent à l'heure actuelle l'issue la plus raisonnable économiquement.

Il est possible de mélanger les sédiments de plusieurs bassins ou de procéder à des mélanges avec des matériaux similaires pour amortir les coûts. Par exemple, le mélange avec les boues de curage des stations d'épuration est avantageux d'un point de vue économique. Pourtant les contaminants contenus dans les sédiments de l'assainissement pluvial (éléments métalliques, hydrocarbures...) ne sont pas les mêmes que ceux des boues de station d'épuration. Cela peut impacter les rendements de dépollution et conduire à des traitements peu adaptés aux résultats médiocres. Il semble plus judicieux de choisir des matériaux aux propriétés les plus semblables possibles (en termes d'apports de contaminants et de granulométrie) pour une gestion commune. Réunir les sédiments de différents bassins présentant des contextes géologiques et anthropiques similaires peut être compliqué par la diversité et l'hétérogénéité des bassins. En revanche, un traitement commun à moindre coût pourrait permettre ensuite une valorisation en technique routière.

Certains gestionnaires autoroutiers diffèrent l'élimination ou la valorisation des boues grâce aux lits de séchages (Joveniaux et al. 2009). Lorsque cette solution fait office de « stockage » elle peut permettre de gérer des volumes plus importants et être moins contraint par la discontinuité des flux tout en assurant une déshydratation et un traitement biologique. Il reste légitime de s'interroger sur l'absence de transferts de contaminants vers le milieu naturel. Même si les eaux de ruissellement sont recueillies, des expositions accidentelles ou dues à l'émission d'aérosols ne semblent pas impossibles.

Coûts indirects et intérêt de la valorisation

La valorisation présente un intérêt économique extrêmement limité, même dans des conditions optimales. Pour des matériaux recyclés du BTP, le prix de revente en technique routière est de l'ordre d'une dizaine d'euros hors taxe par tonne. C'est peu au regard des coûts nécessaires pour traiter, élaborer et formuler les sédiments. Cela-dit, le stockage et l'élimination sont également coûteux.

Outre les coûts économiques directs, d'autres conséquences plus difficiles à évaluer devraient être considérées lors de la décision. Par exemple, les étapes de transport causent inévitablement des émissions de gaz à effet de serre et d'autres contaminants atmosphériques. L'impact environnemental, en raison des dégâts causés, est lui-même à l'origine de coûts sur le long terme. Il faut ajouter à cela le bruit, et les problèmes de sécurité routière et de gestion des infrastructures (Véronique Ruban et al. 2010). Pour les techniques de traitement et les filières d'élimination ou de valorisation, la pollution émise ou réémise (ainsi que les voies d'exposition) et les coûts énergétiques et liés aux infrastructures sont à considérer.

Par contre, c'est aussi du point de vue de la « circularité » que la valorisation est intéressante : la raréfaction des ressources et les conditions de leur exploitation font des sédiments de l'assainissement pluvial un gisement non négligeable. Leur usage permet d'économiser les matières premières et l'énergie nécessaire à l'extraction et au transport de ces dernières, tout en évitant le stockage.

H. Conclusion

Au sein de la littérature opérationnelle et scientifique concernant l'assainissement pluvial, peu de documents abordent la question de la gestion des sédiments. Par conséquent, il est difficile pour les gestionnaires d'organiser au mieux les curages et de s'orienter vers des procédés de valorisation. En outre, l'absence de recensement des modes de gestion actuels complique l'identification des besoins et la mise à profit des retours d'expérience. Le projet DESIR a été initié pour répondre à cette problématique.

Cet état de l'art se veut comme un outil bibliographique et documentaire d'aide aux gestionnaires des bassins de rétention et d'infiltration en agréant et synthétisant les informations et résultats issus de diverses études. L'approche proposée ne s'est pas limitée à la gestion des sédiments en tant que « déchets produits ». C'est plutôt un bilan global des différents niveaux d'action possibles qui a été proposé, allant de la « création » des sédiments lors de la décantation des matières en suspension jusqu'à leur destination d'élimination ou de valorisation finale.

D'autre part, ce travail a permis de mettre en exergue les zones d'ombre qui subsistent. La littérature opérationnelle française spécifique aux sédiments de l'assainissement pluvial a été développée à partir des années 2000 dans le cadre de divers projets de recherche. Elle reste surtout focalisée sur les techniques de traitements physiques et le procédé ATTRISED. Concernant les perspectives de valorisation, seule la technique routière semble être considérée comme une alternative acceptable à grande échelle. Là encore, une documentation exhaustive spécifique aux sédiments de l'assainissement pluvial est inexistante. Pour estimer l'intérêt d'une telle valorisation, il est nécessaire de se référer à des documents relatifs aux sédiments de dragage en général. Toutefois, au vu des coûts, des volumes et de la discontinuité des flux, l'établissement d'une filière de traitement et/ou de valorisation spécifique paraît peu envisageable en l'état. Des perspectives de mutualisation des flux, par exemple au sein de plateformes opérationnelles, semblent en mesure de permettre des filières de valorisation pérennes. L'adaptation de

procédés existants, par exemple les UTS/TPC des STEP peuvent également offrir une voie de valorisation intéressante lorsque ceux-ci sont présents sur le territoire considéré.

La littérature scientifique et les thèses ouvrent d'autres perspectives relatives à la gestion in-situ, mais les informations sont dispersées et laissent peu de place aux généralisations. De même, la littérature internationale a permis d'enrichir les connaissances en matière de gestion in-situ et de caractérisation. En revanche, concernant le devenir des sédiments ex-situ, les recherches au niveau international se sont révélées peu fructueuses. Dans certains cas, un manque de moyens ou certaines influences politiques font que cette question n'a peut-être pas été considérée comme prioritaire. Dans d'autres, il semble que l'accent est mis sur les techniques alternatives végétalisées de petite taille.

De manière générale, il semble avantageux de favoriser une gestion à la source des eaux pluviales, que cela soit sur les terrains privés ou aux abords des voies d'accès. La combinaison de plusieurs techniques au plus proche de l'émission peut permettre de réduire les coûts et d'éviter les ouvrages de grande taille (Figure 18). En effet, la mise en place plus systématique de toitures végétalisées, de noues d'infiltration et de jardins humides peut permettre de réduire fortement le volume de bassins nécessaire, rendant la gestion des sédiments potentiellement moins problématique (Léone et al. 2008).

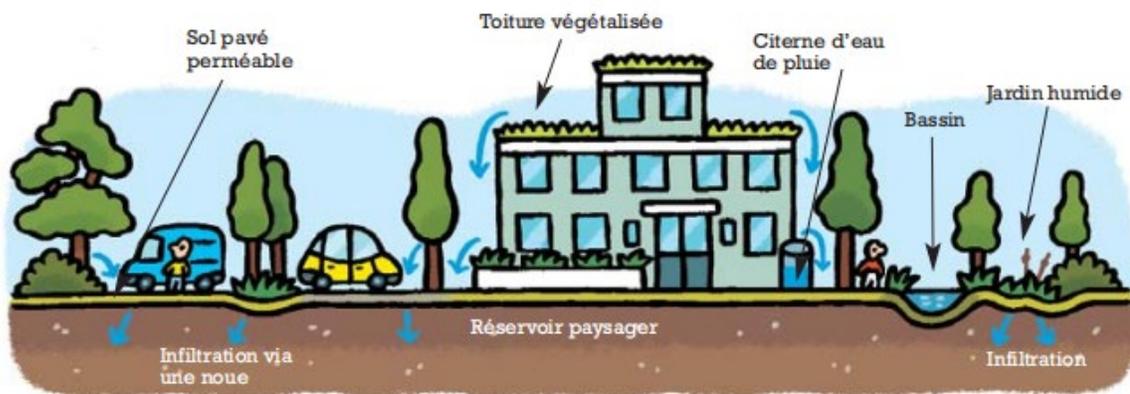


Figure 17 - Techniques alternatives combinées pour un immeuble, illustration de Pierre Cailloux (Léone et al. 2008)

Pour finir, optimiser la gestion des eaux pluviales en se dirigeant vers une gestion plus intégrée, c'est aussi une nécessité pour faire face à la crise climatique actuelle et ses multiples conséquences à venir. Les ressources en eau connaissent leurs limites. Les structures d'infiltration et de rétention, telles que les bassins, sont nécessaires pour assurer le renouvellement des réserves en eau potable, et assurer la qualité des milieux superficiels (Léone et al. 2008). Or, il faut pour cela que la dépollution soit effective. D'autre part, le confort en ville est largement menacé par l'augmentation de l'effet de serre et la pollution de l'air en général. La présence de végétaux et d'eau au sein des zones urbaines limite l'impact des îlots de chaleur par le biais de l'ombre et de l'évapotranspiration (Jouin et Mlocek 2020).

I. Annexe 1

Liste des substances prioritaires et prioritaires dangereuses dans le domaine de l'eau issue de la directive 2008/105/CE, modifiée par la directive 2013/39/UE.

Numéro	Numéro CAS (1)	Numéro UE (2)	Nom de la substance prioritaire (3)	Identifiée comme substance dangereuse prioritaire
(1)	15972-60-8	240-110-8	Alachlore	
(2)	120-12-7	204-371-1	Anthracène	X
(3)	1912-24-9	217-617-8	Atrazine	
(4)	71-43-2	200-753-7	Benzène	
(5)	sans objet	sans objet	Diphényléthers bromés	X (4)
(6)	7440-43-9	231-152-8	Cadmium et ses composés	X
(7)	85535-84-8	287-476-5	Chloroalcanes, C10-13	X
(8)	470-90-6	207-432-0	Chlorfenvinphos	
(9)	2921-88-2	220-864-4	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	
(10)	107-06-2	203-458-1	1,2-dichloroéthane	
(11)	75-09-2	200-838-9	Dichlorométhane	
(12)	117-81-7	204-211-0	Di(2-ethylhexyle)phthalate (DEHP)	X
(13)	330-54-1	206-354-4	Diuron	
(14)	115-29-7	204-079-4	Endosulfan	X
(15)	206-44-0	205-912-4	Fluoranthène	
(16)	118-74-1	204-273-9	Hexachlorobenzène	X
(17)	87-68-3	201-765-5	Hexachlorobutadiène	X
(18)	608-73-1	210-168-9	Hexachlorocyclohexane	X
(19)	34123-59-6	251-835-4	Isoproturon	
(20)	7439-92-1	231-100-4	Plomb et ses composés	
(21)	7439-97-6	231-106-7	Mercure et ses composés	X
(22)	91-20-3	202-049-5	Naphtalène	
(23)	7440-02-0	231-111-4	Nickel et ses composés	
(24)	sans objet	sans objet	Nonylphénols	X (5)
(25)	sans objet	sans objet	Octylphénols (6)	
(26)	608-93-5	210-172-0	Pentachlorobenzène	X
(27)	87-86-5	201-778-6	Pentachlorophénol	
(28)	sans objet	sans objet	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (7)	X
(29)	122-34-9	204-535-2	Simazine	
(30)	sans objet	sans objet	Composés du tributylétain	X (8)
(31)	12002-48-1	234-413-4	Trichlorobenzène	
(32)	67-66-3	200-663-8	Trichlorométhane (chloroforme)	

(33)	1582-09-8	216-428-8	Trifluraline	X
(34)	115-32-2	204-082-0	Dicofol	X
(35)	1763-23-1	217-179-8	Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés (perfluorooctanesulfonate PFOS)	X
(36)	124495-18-7	sans objet	Quinoxylène	X
(37)	sans objet	sans objet	Dioxines et composés de type dioxine	X (9)
(38)	74070-46-5	277-704-1	Aclonifène	
(39)	42576-02-3	255-894-7	Bifénox	
(40)	28159-98-0	248-872-3	Cybutryne	
(41)	52315-07-8	257-842-9	Cyperméthrine (10)	
(42)	62-73-7	200-547-7	Dichlorvos	
(43)	sans objet	sans objet	Hexabromocyclododécane (HBCDD)	X (11)
(44)	76-44-8/1024-57-3	200-962-3/213-831-0	Heptachlore et époxyde d'heptachlore	X
(45)	886-50-0	212-950-5	Terbutryne	

(1) CAS: Chemical Abstracts Service.

(2) Numéro UE: Inventaire européen des produits chimiques commercialisés (Einecs) ou Liste européenne des substances chimiques notifiées (Elincs).

(3) Lorsque des groupes de substances ont été sélectionnés, sauf indication expresse, des représentants typiques de ce groupe sont définis aux fins de l'établissement des normes de qualité environnementale.

(4) Uniquement le tétrabromodiphényléther (no CAS 40088-47-9), le pentabromodiphényléther (no CAS 32534-81-9), l'hexabromodiphényléther (no CAS 36483-60-0) et l'heptabromodiphényléther (no CAS: 68928-80-3).

(5) Nonylphénol (no CAS 25154-52-3; no UE 246-672-0), y compris les isomères 4-nonylphénol (no CAS 104-40-5; no UE 203-199-4) et 4-nonylphénol (ramifié) (no CAS 84852-15-3; no UE 284-325-5).

(6) Octylphénol (no CAS 1806-26-4; no UE 217-302-5), y compris l'isomère 4-(1,1',3,3'-tétraméthylbutyl)-phénol (no CAS 140-66-9; no UE 205-426-2).

(7) Y compris le benzo(a)pyrène (no CAS 50-32-8; no UE 200-028-5), le benzo(b)fluoranthène (no CAS 205-99-2; no UE 205-911-9), le benzo(g,h,i)perylène (no CAS 191-24-2; no UE 205-883-8), le benzo(k)fluoranthène (no CAS 207-08-9; no UE 205-916-6) et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène (no CAS 193-39-5; no UE 205-893-2), mais à l'exception de l'anthracène, du fluoranthène et du naphthalène, qui sont énumérés séparément.

(8) Y compris le tributylétain-cation (no CAS: 36643-28-4).

(9) Se rapporte aux composés suivants: sept dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD): 2,3,7,8-T4CDD (no CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (no CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDD (no CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (no CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (no CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (no CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (no CAS 3268-87-9); dix dibenzofurannes polychlorés (PCDF): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0) ; douze biphényles polychlorés de type dioxine (PCB-TD): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, no CAS 32598-13-3), 3,3',4',5-T4CB (PCB 81, no CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, no CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5-P5CB (PCB 114, no CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5-P5CB (PCB 118, no CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, no CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5-P5CB (PCB 126, no CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5-H6CB (PCB 156, no CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, no CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, no CAS 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, no CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, no CAS 39635-31-9).

(10) Le no CAS 52315-07-8 se rapporte à un mélange d'isomères de cyperméthrine, d'alpha-cyperméthrine (no CAS 67375-30-8), de bêta-cyperméthrine (no CAS 65731-84-2), de thêta-cyperméthrine (no CAS 71697-59-1) et de zêta-cyperméthrine (no CAS 52315-07-8).

(11) Se rapporte au 1,3,5,7,9,11-hexabromocyclododécane (no CAS: 25637-99-4), le 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane (no CAS 3194-55-6), l'α-hexabromocyclododécane (no CAS: 134237-50-6), le β-Hexabromocyclododécane (no CAS 134237-51-7) et le γ-hexabromocyclododécane (no CAS 134237-52-8).»

J. Annexe 2

Entretiens

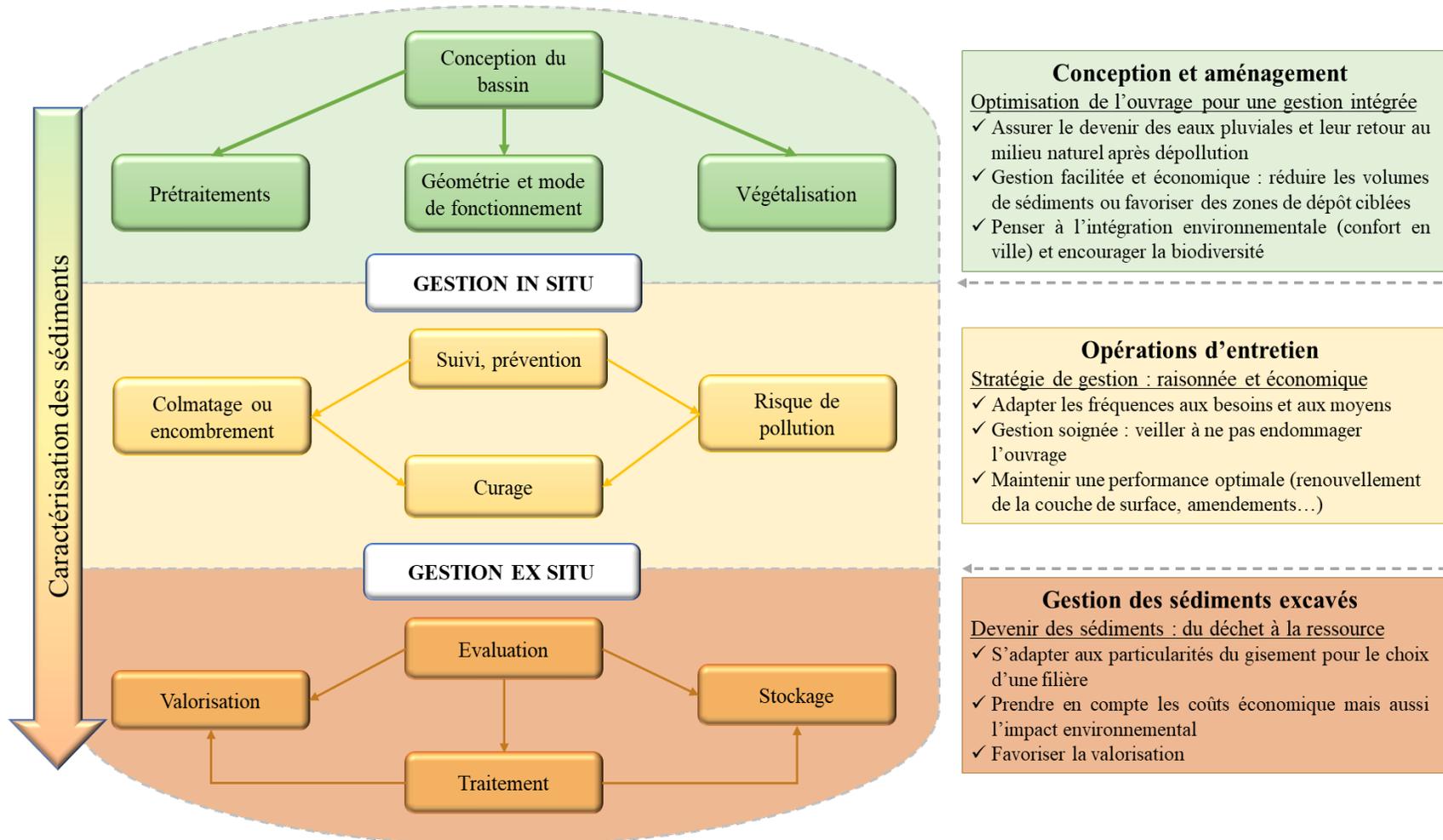
Date	Personne	Ville	Rôle	Structure	Forme
03/02/2020	T. Winiarski	Vaulx-en-Velin	Chercheur	LEHNA-ENTPE	Présentiel
07/02/2020	G. Lipeme Kouyi	Villeurbanne	Chercheur	DEEP/OTHU	Présentiel
26/02/2020	B. Clozel	Lyon	Chercheuse	BRGM	Présentiel
18/03/2020	P. Bataillard	Orléans	Chercheur	BRGM	Téléphone
10/04/2020	L. Bacot	Villeurbanne	Chargée de mission	GRAIE/OTHU	Visio
27/04/2020	N. Maamir	Lyon	Chargée de mission	Grand Lyon	Téléphone
17/06/2020	D. Pontet	Limoges	Gestionnaire	Agglo. Limoges	Téléphone
02/07/2020	B. Bechet	Paris	Chercheuse	IFSTTAR	Téléphone
16/09/2020	Y. Usieto	Orléans	Gestionnaire	SIERA	Téléphone
05/10/2020	S. Gantier	Douai	Gestionnaire	Suez	Téléphone
07/10/2020	J.M. Rouillé	Nantes	Gestionnaire	Métropole Nantes	Téléphone
08/10/2020	C. Scribot	Nord	Chargée de mission	CD2E	Téléphone
12/10/2020	Y. Mamindy	Douai	Chercheur	EMT Lille-Douai	Visio
28/10/2020	A. Pineau	Orléans	Gestionnaire	Métropole Orléans Dep. Seine-et- Marne	Téléphone
16/11/2020	E. Thomas	Seine-et-Marne	Gestionnaire	LEHNA-ENTPE	Visio
17/11/2020	J.-P. Bedell	Vaulx-en-Velin	Chercheur	LEHNA-ENTPE	Visio
25/11/2020	M. Boumahdi	Nord	Entrepreneur Ingénieur	Ixsane	Visio
26/11/2020	N. Prudhomme	Lille	Métropole	MEL	Visio
17/12/2020	T. Polard	Bordeaux	Ingénieur	Suez	Visio

Visites de site

Date	Structure	Dépend de
30/06/2021	STEP Pierre-Bénite	Métropole Lyon
21/09/2021	Neoter	SUEZ RR IWS MINERALS France

K. Annexe 3

Diagramme de synthèse de la gestion des sédiments urbains (Milena Chabert)



L. Bibliographie

- Aigle, Axel, Yannick Colin, Rayan Bouchali, Emilie Bourgeois, Romain Marti, Sébastien Ribun, Laurence Marjolet, et al. 2021. « Spatio-Temporal Variations in Chemical Pollutants Found among Urban Deposits Match Changes in Thiopurine S-Methyltransferase-Harboring Bacteria Tracked by the Tpm Metabarcoding Approach ». *Science of The Total Environment* 767 (mai): 145425. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145425>.
- Allinson, Graeme, Pei Zhang, AnhDuyen Bui, Mayumi Allinson, Gavin Rose, Stephen Marshall, et Vincent Pettigrove. 2015. « Pesticide and Trace Metal Occurrence and Aquatic Benchmark Exceedances in Surface Waters and Sediments of Urban Wetlands and Retention Ponds in Melbourne, Australia ». *Environmental Science and Pollution Research* 22 (13): 10214-26. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4206-3>.
- Aouad, G., A. Laboudigue, N. Gineys, et N. E. Abriak. 2012. « Dredged Sediments Used as Novel Supply of Raw Material to Produce Portland Cement Clinker ». *Cement and Concrete Composites* 34 (6): 788-93. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2012.02.008>.
- Argyaki, Ariadne, et Efstratios Kelepertzis. 2014. « Urban Soil Geochemistry in Athens, Greece: The Importance of Local Geology in Controlling the Distribution of Potentially Harmful Trace Elements ». *Science of The Total Environment* 482-483 (juin): 366-77. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.133>.
- Aucour, Anne-Marie, Jean-Philippe Bedell, Marine Queyron, Valérie Magnin, Denis Testemale, et Géraldine Sarret. 2015. « Dynamics of Zn in an Urban Wetland Soil–Plant System: Coupling Isotopic and EXAFS Approaches ». *Geochimica et Cosmochimica Acta* 160 (juillet): 55-69. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2015.03.040>.
- Badin, Anne-Laure, Guillaume Méderel, Béatrice Béchet, Daniel Borschneck, et Cécile Delolme. 2009. « Study of the Aggregation of the Surface Layer of Technosols from Stormwater Infiltration Basins Using Grain Size Analyses with Laser Diffractometry ». *Geoderma* 153 (1): 163-71. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.07.022>.
- Balandreau, Jacques, Veronique Viallard, Benoit Cournoyer, Tom Coenye, Severine Laevens, et Peter Vandamme. 2001. « Burkholderia cepacia Genomovar III Is a Common Plant-Associated Bacterium ». *Applied and Environmental Microbiology* 67 (2): 982-85. <https://doi.org/10.1128/AEM.67.2.982-985.2001>.
- Barraud, Sylvie, Yves Perrodin, Sebastien Lecoustumer, Cécile Delolme, Thierry Winiarski, Jean-Philippe Bedell, Janine Gibert, et al. 2006. « Guide technique : Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain ».
- Bedell, Jean-Philippe, Marie Hechelski, Muriel Saulais, et Laurent Lassabatere. 2021. « Are Acts of Selective Planting and Maintenance Drivers for Vegetation Change in Stormwater Systems? A Case Study of Two Infiltration Basins ». *Ecological Engineering* 172 (décembre): 106400. <https://doi.org/10/gm422k>.
- Benbelkacem, Hassen, et Valérie Desjardin-Blanc. 2008. « Rapport sur l'étude du prétraitement biologique des résidus de curage de bassin de rétention ». Programme Ecopluies. Agence Nationale de la Recherche (ANR).
- Brown, Jeffrey N., et Barrie M. Peake. 2006. « Sources of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Stormwater Runoff ». *Science of The Total Environment* 359 (1-3): 145-55. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.016>.

-
- Cachada, A., P. Pato, T. Rocha-Santos, E. Ferreira da Silva, et A.C. Duarte. 2012. « Levels, Sources and Potential Human Health Risks of Organic Pollutants in Urban Soils ». *Science of The Total Environment* 430 (juillet): 184-92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.075>.
- Charrasse, Benoit, Pierre Hennebert, et Pierre Doumenq. 2018. « Mobility of PAHs, PCBs and TPHs from Fresh and Aged Dredged Sediments ». *Waste and Biomass Valorization* 9 (7): 1231-41. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-9864-6>.
- Chateau, Laurent, Patrick Vaillant, Frédéric Leray, Amandine Orsini, Sabine Cavellec, Jérôme Crosnier, Dominique Guyonnet, et al. 2011. « Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière - Evaluation environnementale ». Guide méthodologique. Sétra.
- Chen, Cheng, Wenshan Guo, et Huu Hao Ngo. 2019. « Pesticides in Stormwater Runoff—A Mini Review ». *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 13 (5): 72. <https://doi.org/10.1007/s11783-019-1150-3>.
- Cheng, Hangxin, Min Li, Chuandong Zhao, Kuo Li, Min Peng, Aihua Qin, et Xiaomeng Cheng. 2014. « Overview of Trace Metals in the Urban Soil of 31 Metropolises in China ». *Journal of Geochemical Exploration* 139 (avril): 31-52. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.08.012>.
- Cicchella, Domenico, Daniela Zuzolo, Stefano Albanese, Luca Fedele, Igor Di Tota, Ilaria Guagliardi, Matar Thiombane, Benedetto De Vivo, et Annamaria Lima. 2020. « Urban Soil Contamination in Salerno (Italy): Concentrations and Patterns of Major, Minor, Trace and Ultra-Trace Elements in Soils ». *Journal of Geochemical Exploration* 213 (juin): 106519. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106519>.
- Clozel, Blandine, Véronique Ruban, Cédric Durand, et Pierre Conil. 2006. « Origin and Mobility of Heavy Metals in Contaminated Sediments from Retention and Infiltration Ponds ». *Applied Geochemistry* 21 (10): 1781-98. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.06.017>.
- Conil, P, B. Clozel-Leloup, C. le Guern Jézéquel, M. Save, A. Lassin, F. Claret, et C. Tournassat. 2009. « Sédiments issus de l'assainissement pluvial routier et urbain : caractérisation, transfert de polluants, essais de traitement. » BRGM/RP-57616-FR. BRGM.
- Crane, Judy L. 2019. « Distribution, Toxic Potential, and Influence of Land Use on Conventional and Emerging Contaminants in Urban Stormwater Pond Sediments ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 76 (2): 265-94. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00598-w>.
- Cross, Katharine, Katharina Tondera, Anacleto Rizzo, Lisa Andrews, Bernhard Pucher, Darja Istenič, Nathan Karres, et Robert McDonald, éd. 2021. *Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment: A Series of Factsheets and Case Studies*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789062267>.
- Dalton, Jennifer L., Kevin H. Gardner, Thomas P. Seager, Mindy L. Weimer, Jean C. M. Spear, et Bryan J. Magee. 2004. « Properties of Portland Cement Made from Contaminated Sediments ». *Resources, Conservation and Recycling* 41 (3): 227-41. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.10.003>.
- Datry, T, F Malard, L Vitry, F Hervant, et J Gibert. 2003. « Solute Dynamics in the Bed Sediments of a Stormwater Infiltration Basin ». *Journal of Hydrology* 273 (1): 217-33. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00388-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00388-8).
- Datry, Thibault. 2003. « Urbanisation et qualité des nappes phréatiques - Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale ». Université Claude Bernard-Lyon 1.
- Davis, Allen P, Mohammad Shokouhian, et Shubei Ni. 2001. « Loading Estimates of Lead, Copper, Cadmium, and Zinc in Urban Runoff from Specific Sources ». *Chemosphere* 44 (5): 997-1009. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0).
- De Becdelièvre, L., S. Barraud, B. Clozel, H. Gaboria, A. Seron, J.-M. Come, S. Kaskassian, et al. 2008. « L'infiltration en questions – Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. » Guide de préconisation pour la

-
- conception et la gestion des ouvrages de rétention-d'infiltration. Programme Ecopluies. Agence Nationale de la Recherche (ANR).
- Dechesne, Magali, Sylvie Barraud, et Jean-Pascal Bardin. 2004. « Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin ». *Journal of Contaminant Hydrology* 72 (1): 189-205. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2003.10.011>.
- Delamain, Mélissa, et Fabrice Rodriguez. 2016. « Performances épuratoires des bassins de retenue et des noues - rôle de la rétention et de la mobilisation des micropolluants ». Etat de l'art. Ifsttar.
- Desrousseaux, Maylis, Bertrand Schmitt, Philippe Billet, Béatrice Béchet, Yves Le Bissonais, et Anne Ruas. 2019. « Artificialised Land and Land Take: What Policies Will Limit Its Expansion and/or Reduce Its Impacts? » In *International Yearbook of Soil Law and Policy 2018*, édité par Harald Ginzky, Elizabeth Dooley, Irene L. Heuser, Emmanuel Kasimbazi, Till Markus, et Tianbao Qin, 149-65. International Yearbook of Soil Law and Policy. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00758-4_7.
- Drapeau, Clémentine, Cécile Delolme, Vincent Chatain, Mathieu Gautier, Denise Blanc, Mostafa Benzaazoua, et Laurent Lassabatère. 2017. « Spatial and Temporal Stability of Major and Trace Element Leaching in Urban Stormwater Sediments ». *Open Journal of Soil Science* 7 (11): 347-65. <https://doi.org/10.4236/ojss.2017.711025>.
- Duigou, N., et D. Baize. 2010. « Nouvelle collecte nationale d'analyses d'éléments en traces dans les sols (horizons de surface)—(Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) ». *Rapport final. Contrat ADEME 0875C0036*.
- Durand, Cédric, Véronique Ruban, André Amblès, Blandine Clozel, et Loïc Achard. 2003. « Characterisation of road sediments near Bordeaux with emphasis on phosphorus ». *Journal of Environmental Monitoring* 5 (3): 463-67. <https://doi.org/10.1039/B300695F>.
- El-Mufleh, Amelène, Béatrice Béchet, Isabelle Basile-Doelsch, Claude Geffroy-Rodier, Anne Gaudin, et Véronique Ruban. 2014. « Distribution of PAHs and Trace Metals in Urban Stormwater Sediments: Combination of Density Fractionation, Mineralogy and Microanalysis ». *Environmental Science and Pollution Research* 21 (16): 9764-76. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2850-7>.
- Fairbairn, David J., Sarah M. Elliott, Richard L. Kiesling, Heiko L. Schoenfuss, Mark L. Ferrey, et Benjamin M. Westerhoff. 2018. « Contaminants of Emerging Concern in Urban Stormwater: Spatiotemporal Patterns and Removal by Iron-Enhanced Sand Filters (IESFs) ». *Water Research* 145 (novembre): 332-45. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.020>.
- Faure, A., C. Coudray, B. Anger, I. Moulin, H. Colina, L. Izoret, F. Théry, et A. Smith. 2019. « Beneficial Reuse of Dam Fine Sediments as Clinker Raw Material ». *Construction and Building Materials* 218 (septembre): 365-84. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.05.047>.
- Ferguson, Bruce K. 1994. *Stormwater Infiltration*. CRC Press.
- Flanagan, Kelsey, Godecke-Tobias Blecken, Heléne Österlund, Kerstin Nordqvist, et Maria Viklander. 2021. « Contamination of Urban Stormwater Pond Sediments: A Study of 259 Legacy and Contemporary Organic Substances ». *Environmental Science & Technology* 55 (5): 3009-20. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07782>.
- Fontant, Anabelle, Dominique Pontet, Jean-François Lenain, Barthélémy Chauvet, Marilynne Soubrand, et Emmanuel Joussein. 2013. « Modélisation du volume sédimentaire des ouvrages de rétention d'eaux pluviales : développement d'un outil de gestion ». In . Lyon.
- Franco, Cédric. 2003. « Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage-Recherche d'indicateurs pertinents ». INAPG (AgroParisTech).
- Galia, Wessam, Françoise Leriche, Stéphane Cruveiller, Cindy Garnier, Vincent Navratil, Audrey Dubost, Stéphanie Blanquet-Diot, et Delphine Thevenot-Sergentet. 2017. « Strand-specific transcriptomes of Enterohemorrhagic Escherichia coli in response to interactions with ground beef microbiota:

- interactions between microorganisms in raw meat ». *BMC Genomics* 18 (1): 574. <https://doi.org/10.1186/s12864-017-3957-2>.
- Gasperi, J., C. Sebastian, V. Ruban, M. Delamain, S. Percot, L. Wiest, C. Mirande, et al. 2014. « Micropollutants in Urban Stormwater: Occurrence, Concentrations, and Atmospheric Contributions for a Wide Range of Contaminants in Three French Catchments ». *Environmental Science and Pollution Research* 21 (8): 5267-81. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>.
- German, J, et G Svensson. 2005. « Stormwater Pond Sediments and Water—Characterization and Assessment ». *Urban Water Journal* 2 (1): 39-50. <https://doi.org/10.1080/15730620500042536>.
- Goberna, M., S. M. Podmirseg, S. Waldhuber, B. A. Knapp, C. García, et H. Insam. 2011. « Pathogenic Bacteria and Mineral N in Soils Following the Land Spreading of Biogas Digestates and Fresh Manure ». *Applied Soil Ecology* 49 (septembre): 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.07.007>.
- Gonzalez-Merchan, C., Y. Perrodin, C. Sébastian, C. Bazin, T. Winiarski, et S. Barraud. 2014. « Ecotoxicological Characterisation of Sediments from Stormwater Retention Basins ». *Water Science and Technology* 69 (5): 1045-51. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.006>.
- Gonzalez-Merchan, Carolina. 2012. « Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales ». Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Grimm, Nancy B., Stanley H. Faeth, Nancy E. Golubiewski, Charles L. Redman, Jianguo Wu, Xuemei Bai, et John M. Briggs. 2008. « Global Change and the Ecology of Cities ». *Science*, février. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>.
- Haas, Dieter, et Geneviève Défago. 2005. « Biological Control of Soil-Borne Pathogens by Fluorescent Pseudomonads ». *Nature Reviews Microbiology* 3 (4): 307-19. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1129>.
- Hébrard-Labit, Céline. 2006. « Guide technique : Recommandations pratiques pour la gestion des produits de l'assainissement pluvial ». Guide technique. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (LCPC).
- Hruby, Claire E., Michelle L. Soupir, Thomas B. Moorman, Carl Pederson, et Ramesh Kanwar. 2018. « Salmonella and Fecal Indicator Bacteria Survival in Soils Amended with Poultry Manure ». *Water, Air, & Soil Pollution* 229 (2): 32. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3667-z>.
- Husseini, Amelène El-Mufleh Al, Béatrice Béchet, Anne Gaudin, et Véronique Ruban. 2013. « Trace metal fractionation as a mean to improve on the management of contaminated sediments from runoff water in infiltration basins ». *Environmental Technology* 34 (10): 1255-66. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.745619>.
- Hwang, Hyun-Min, Matthew J. Fiala, Dongjoo Park, et Terry L. Wade. 2016. « Review of Pollutants in Urban Road Dust and Stormwater Runoff: Part 1. Heavy Metals Released from Vehicles ». *International Journal of Urban Sciences* 20 (3): 334-60. <https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041>.
- Hwang, Hyun-Min, Matthew J. Fiala, Terry L. Wade, et Dongjoo Park. 2019. « Review of Pollutants in Urban Road Dust: Part II. Organic Contaminants from Vehicles and Road Management ». *International Journal of Urban Sciences* 23 (4): 445-63. <https://doi.org/10.1080/12265934.2018.1538811>.
- IPCC. 2021. « Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ». Cambridge University Press.
- Jost, G., E. Gaulme, B. Ricard, S. Lanthier, et A. Jaquinet. 2010. « Potentiel écologique d'un ouvrage de rétention et de filtration des eaux pluviales : Genèse d'une opération de 172 hectares à Reims ». *Techniques Sciences Méthodes*, n° 6: 48-56. <https://doi.org/10.1051/tsm/201006048>.
- Jouin, C., et Z. Mlocek. 2020. « Évolutions des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales : l'exemple de trois projets à Villeneuve-la-Garenne ». *Techniques Sciences Méthodes*, n° 3 (mars): 61-70. <https://doi.org/10.36904/tsm/202003061>.

-
- Joveniaux, Alain, Sandrine Chevillard, Christian Couvert, Yves Urbain, et Claire Brun. 2009. « Carnets d'autoroutes - De l'eau et des boues - Le traitement des eaux de pluie en Bourgogne et en Rhône-Alpes ». APRR.
- Kania, M., M. Gautier, A. Imig, P. Michel, et R. Gourdon. 2019. « Comparative Characterization of Surface Sludge Deposits from Fourteen French Vertical Flow Constructed Wetlands Sewage Treatment Plants Using Biological, Chemical and Thermal Indices ». *Science of The Total Environment* 647 (janvier): 464-73. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.440>.
- Ladislav, Séverine. 2011. « Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain - Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire. » These de doctorat, Ecole des Mines de Nantes. <http://www.theses.fr/2011EMNA0012>.
- Larmet, Hélène. 2007. « Mobilisation et transfert de Zn, Cd, cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales: influence des conditions hydrodynamiques ».
- Le Coustumer, Sébastien-Maël. 2008. « Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales ». Génie Civil, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Legret, M., L. Odie, D. Demare, et A. Jullien. 2005. « Leaching of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Reclaimed Asphalt Pavement ». *Water Research* 39 (15): 3675-85. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.017>.
- Lemiere, Bruno, Valerie Laperche, Laurence Haouche, et Pascal Auger. 2014. « Portable XRF and Wet Materials: Application to Dredged Contaminated Sediments from Waterways ». *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 14 (3): 257-64. <https://doi.org/10.1144/geochem2012-179>.
- Lenormand, Eloïse, Paul Bois, Isabelle Combroux, et Adrien Wanko. 2021. « Diagnosing trace metals contamination in ageing stormwater constructed wetlands by portable X-ray fluorescence analyzer ». In . Vienna.
- Léone, Jacques, Dufaut-Ghiringhelli, Michel Luchesi, et Pierre Caillou. 2008. « Aménagement et eaux pluviales ». Guide pratique. Territoire du Grand Lyon: Grand Lyon.
- Liang, Zhanbei, Zhenli He, Charles A. Powell, et Peter J. Stoffella. 2011. « Survival of Escherichia Coli in Soil with Modified Microbial Community Composition ». *Soil Biology and Biochemistry* 43 (7): 1591-99. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.010>.
- Lipeme Kouyi, G., S. Barraud, C. Becouze-Lareure, D. Blaha, Y. Perrodin, L. Wiest, J.-B. Aubin, et al. 2018. « Caractérisation des sédiments d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales et éléments pour la gestion ». *Techniques Sciences Méthodes*, n° 9 (septembre): 65-75. <https://doi.org/10.1051/tsm/201809065>.
- Lissalde, Anne-Marie. 2002. « Caractérisation, traitement et valorisation des sous-produits d'assainissement pluvial ». Mémoire de fin d'études, Rennes: Ecole Nationale de la Santé Publique.
- Loganathan, Paripurnanda, Saravanamuthu Vigneswaran, et Jaya Kandasamy. 2013. « Road-Deposited Sediment Pollutants: A Critical Review of their Characteristics, Source Apportionment, and Management ». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 43 (13): 1315-48. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.644222>.
- Menger, P. 2005. « Approches internationales en matière d'évaluation des risques sur les sites pollués : le cas des Pays-Bas ». RP-54370-FR. BRGM.
- Mermillod-Blondin, F., G. Nogaro, F. Vallier, et J. Gibert. 2008. « Laboratory Study Highlights the Key Influences of Stormwater Sediment Thickness and Bioturbation by Tubificid Worms on Dynamics of Nutrients and Pollutants in Stormwater Retention Systems ». *Chemosphere* 72 (2): 213-23. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.01.052>.
- Meyer, Daniel, Pascal Molle, Dirk Esser, Stéphane Troesch, Fabio Masi, et Ulrich Dittmer. 2013. « Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow Treatment—Comparison of German, French and Italian Approaches ». *Water* 5 (1). <https://doi.org/10.3390/w5010001>.

- Moisan, Caroline. 2013. « Stratégie d'assainissement et de valorisation des bassins de rétention des eaux pluviales de la ville de Montréal ». Maîtrise en Environnement. Université de Sherbrooke.
- Morillo, E., A. S. Romero, C. Maqueda, L. Madrid, F. Ajmone-Marsan, H. Grcman, C. M. Davidson, A. S. Hursthouse, et J. Villaverde. 2007. « Soil Pollution by PAHs in Urban Soils: A Comparison of Three European Cities ». *Journal of Environmental Monitoring* 9 (9): 1001. <https://doi.org/10.1039/b705955h>.
- Murphy, Louise U., Aisling O'Sullivan, et Thomas A. Cochrane. 2014. « Quantifying the Spatial Variability of Airborne Pollutants to Stormwater Runoff in Different Land-Use Catchments ». *Water, Air, & Soil Pollution* 225 (7): 2016. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2016-8>.
- Oral, Hasan Volkan, Pedro Carvalho, Magdalena Gajewska, Nadia Ursino, Fabio Masi, Eric D. van Hullebusch, Jan K. Kazak, et al. 2020. « A review of nature-based solutions for urban water management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature ». *Blue-Green Systems* 2 (1): 112-36. <https://doi.org/10.2166/bgs.2020.932>.
- Padox, Jean-Marie, Pierre Hennebert, et Lionel Manciacchi. 2010. « Qualité chimique des sédiments fluviaux en France - Synthèse des bases de données disponibles ». INERIS-DRC-10-105335-04971A. Aix-en-Provence: INERIS.
- Pan, Libo, Yue Wang, Jin Ma, Yu Hu, Benying Su, Guangling Fang, Lei Wang, et Bao Xiang. 2018. « A Review of Heavy Metal Pollution Levels and Health Risk Assessment of Urban Soils in Chinese Cities ». *Environmental Science and Pollution Research* 25 (2): 1055-69. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0513-1>.
- Pandard, Pascal. 2016. « Classification réglementaire des déchets - Guide d'application pour la caractérisation en dangerosité ». INERIS.
- Petavy, F., V. Ruban, P. Conil, et J. Y. Viau. 2008. « Reduction of Sediment Micro-Pollution by Means of a Pilot Plant ». *Water Science and Technology* 57 (10): 1611-17. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.288>.
- Petavy, F., V. Ruban, P. Conil, J. Y. Viau, et J. C. Auriol. 2009. « Two treatment methods for stormwater sediments – pilot plant and landfarming – and reuse of the treated sediments in civil engineering ». *Environmental Technology* 30 (8): 825-30. <https://doi.org/10.1080/09593330902990113>.
- Petavy, François, Veronique Ruban, Pierre Conil, et Jean Yves Viau. 2009. « Attrition Efficiency in the Decontamination of Stormwater Sediments ». *Applied Geochemistry* 24 (1): 153-61. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.09.014>.
- RECORD. 2017. « Impacts écologiques de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres. Etat des connaissances et évaluation des risques pour les écosystèmes. » 14-1023/1A.
- Reese, Aspen T., Amy Savage, Elsa Youngsteadt, Krista L. McGuire, Adam Koling, Olivia Watkins, Steven D. Frank, et Robert R. Dunn. 2016. « Urban Stress Is Associated with Variation in Microbial Species Composition—but Not Richness—in Manhattan ». *The ISME Journal* 10 (3): 751-60. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.152>.
- Rizzo, A., K. Tondera, T. G. Pálffy, U. Dittmer, D. Meyer, C. Schreiber, N. Zacharias, et al. 2020. « Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow Treatment: A State-of-the-Art Review ». *Science of The Total Environment* 727 (juillet): 138618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138618>.
- Roussel, Charène, Kim De Paepe, Wessam Galia, Jana De Bodt, Sandrine Chalancon, Françoise Leriche, Nathalie Ballet, et al. 2020. « Spatial and Temporal Modulation of Enterotoxigenic E. Coli H10407 Pathogenesis and Interplay with Microbiota in Human Gut Models ». *BMC Biology* 18 (1): 1-21. <https://doi.org/10.1186/s12915-020-00860-x>.
- Ruban, V., G. Arnaud, J.-Y. Viau, et P. Conil. 2009. « Traitement et valorisation des sédiments issus des bassins de gestion des eaux pluviales ». *Techniques Sciences Méthodes*, n° 6: 101-7. <https://doi.org/10.1051/tsm/200906101>.

-
- Ruban, Véronique, G. Arnaud, P. Conil, F. Pétavy, et J.-Y. Viau. 2010. « Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial routier et urbain - Apport des tris physiques ». EG 24. ETUDES ET RECHERCHES DES LABORATOIRES DES PONTS ET CHAUSSEES - SERIE : GENIE URBAIN. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (LCPC): Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (LCPC). <https://doi.org/10.3829/erlpc.eg24-fr>.
- Ruban, Véronique, Blandine Clozel, C. Conil, et D. Durand. 2003. « Origine, caractérisation et gestion des boues de l'assainissement pluvial routier et urbain ». *Points sur les connaissances actuelles et perspectives In Bull. Labo. Ponts et Chaussées* 246: 117-26.
- Saby, Nicolas, Benoit Bertouy, Line Boulonne, Benoît Toutain, Giovanni Caria, et Claudy Jolivet. 2020. « Summary statistics of Permanent Organic Pollutants concentration in French topsoils ». Traduit par GIS SOL. Portail Data INRAE. <https://doi.org/10.15454/LQVMNN>.
- Saulais, Muriel. 2011. « Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention: caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé ». *Sedilab*. 2019. « SEDIMEL ». *Sedilab* (blog). 2019. <https://www.sedilab.com/portfolio-item/sedimel/>.
- Semenov, Mikhail V., George S. Krasnov, Vyacheslav M. Semenov, Natalia Ksenofontova, Natalia B. Zinyakova, et Ariena H. C. van Bruggen. 2021. « Does Fresh Farmyard Manure Introduce Surviving Microbes into Soil or Activate Soil-Borne Microbiota? » *Journal of Environmental Management* 294 (septembre): 113018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113018>.
- Seron, Alain, Marie-Christine Dictor, Blandine Clozel, et Florian Mermillod-Blondin. 2008. « Projet ANR-ECOPLUIES -Prévention et réduction des risques de colmatage par modification de l'interface ». RP 56939. BRGM.
- Sibeud, Elisabeth, Céline De Brito, et Claude Presle. 2014. « Guide méthodologique : Traitement de la pollution des eaux pluviales et protection des milieux aquatiques sur le territoire du Grand Lyon ». Guide méthodologique. Grand Lyon.
- Spahr, Stephanie, Marc Teixidó, David L. Sedlak, et Richard G. Luthy. 2019. « Hydrophilic Trace Organic Contaminants in Urban Stormwater: Occurrence, Toxicological Relevance, and the Need to Enhance Green Stormwater Infrastructure ». *Environmental Science: Water Research & Technology* 6 (1): 15-44. <https://doi.org/10.1039/C9EW00674E>.
- Tedoldi, D., G. Chebbo, D. Pierlot, Y. Kovacs, et M.-C. Gromaire. 2020. « Accumulation de métaux et HAP dans le sol de différents ouvrages d'infiltration ». *Techniques Sciences Méthodes*, n° 12 (janvier): 89-111. <https://doi.org/10.36904/tsm/201912089>.
- Tedoldi, Damien, Marie-Christine Gromaire, et Ghassan Chebbo. 2020. « Infiltrer les eaux pluviales c'est aussi maîtriser les flux polluants. État des connaissances et recommandations techniques pour la diffusion de solutions fondées sur la nature. » Guide. ISBN 978-2-9574434-0-6.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. 2019. « World Urbanization Prospects: The 2018 Revision ». ST/ESA/SER.A/420. New York: United Nations.
- Vaillant, Patrick, Nor-Edine Abriak, Philippe Bataillard, Rodolphe Benaddou, Samira Brakni, Didier Desmoulin, Laurent Eisenlohr, et al. 2020. « Guide d'application - Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière - Les sédiments de dragage et de curage ». Centre d'Etude et d'expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement (Cerema).
- Weinstein, John E., Kevin D. Crawford, Thomas R. Garner, et Alan J. Flemming. 2010. « Screening-Level Ecological and Human Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Stormwater Detention Pond Sediments of Coastal South Carolina, USA ». *Journal of Hazardous Materials* 178 (1-3): 906-16. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.02.024>.
- Wiest, Laure, Robert Baudot, Florent Lafay, Erik Bonjour, Céline Becouze-Lareure, Jean-Baptiste Aubin, Patrick Jame, et al. 2018. « Priority Substances in Accumulated Sediments in a Stormwater Detention Basin from an Industrial Area ». *Environmental Pollution* 243 (décembre): 1669-78. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.138>.

-
- Wik, Anna, Jenny Lycken, et Göran Dave. 2008. « Sediment Quality Assessment of Road Runoff Detention Systems in Sweden and the Potential Contribution of Tire Wear ». *Water, Air, and Soil Pollution* 194 (1-4): 301-14. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9718-8>.
- Winiarski, T. 2014. « Fonction filtration d'un ouvrage urbain: conséquence sur la formation d'un anthroposol ». *Rapport de synthèse du projet GESSOL-FAFF*.
- Zanders, J. M. 2005. « Road Sediment: Characterization and Implications for the Performance of Vegetated Strips for Treating Road Run-Off ». *Science of The Total Environment* 339 (1): 41-47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.023>.
- Zgheib, Sally, Régis Moilleron, et Ghassan Chebbo. 2012. « Priority Pollutants in Urban Stormwater: Part 1 – Case of Separate Storm Sewers ». *Water Research*, Special Issue on Stormwater in urban areas, 46 (20): 6683-92. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012>.
- Zhu, Xiaoxiao, Vincent Chatain, Mathieu Gautier, Denise Blanc-Biscarat, Cécile Delolme, Nathalie Dumont, Jean-Baptiste Aubin, et Gislain Lipeme Kouyi. 2020. « Combination of Lagrangian Discrete Phase Model and Sediment Physico-Chemical Characteristics for the Prediction of the Distribution of Trace Metal Contamination in a Stormwater Detention Basin ». *Science of The Total Environment* 698 (janvier): 134263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134263>.
- Zwart, Dick de, William Adams, Malyka Galay Burgos, Juliane Hollender, Marion Junghans, Graham Merrington, Derek Muir, et al. 2018. « Aquatic Exposures of Chemical Mixtures in Urban Environments: Approaches to Impact Assessment ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 37 (3): 703-14. <https://doi.org/10.1002/etc.3975>.

Plus d'informations sur le projet :
http://www.graie.org/othu/progr_desir.htm

Ce programme est animé par **Vincent Chatain, et Julien Couvidat - INSA Lyon DEEP**
avec l'appui de **Laëtitia Bacot, Graie**

Partenaires du projet DESIR

