



HAL
open science

RAPPORT FINAL DU PROJET STRITTER (Sept. 2021 - Janv. 2024) - Suivi des déchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines et dans les eaux de ruissellement : typologie, flux et facteurs d'influence

Lauriane Ledieu, Romain Tramoy, Clémence Bruttin, Éric Bouchet, Bruno Tassin, Johnny Gasperi

► To cite this version:

Lauriane Ledieu, Romain Tramoy, Clémence Bruttin, Éric Bouchet, Bruno Tassin, et al.. RAPPORT FINAL DU PROJET STRITTER (Sept. 2021 - Janv. 2024) - Suivi des déchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines et dans les eaux de ruissellement : typologie, flux et facteurs d'influence. Université Gustave Eiffel. 2024, 75p. hal-04731614

HAL Id: hal-04731614

<https://hal.science/hal-04731614v1>

Submitted on 11 Oct 2024

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



RAPPORT FINAL DU PROJET STRITTER (Sept. 2021 - Janv. 2024)

Suivi des déchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines et dans les eaux de ruissellement : typologie, flux et facteurs d'influence

Septembre 2024

Lauriane Ledieu,

Romain Tramoy, Clémence Bruttin, Eric Bouchet, Bruno Tassin, Johnny Gasperi

Table des matières

Avant-propos	9
Contexte et objectifs de l'étude	10
Méthodologie générale du projet.....	12
Sites étudiés.....	13
1. Les bassins versants de Pin Sec et Jules Verne	13
1.1. Occupation du sol, population, trafic et nettoyage	13
1.2. Hydrologie urbaine	15
2. L'hypercentre nantais	15
2.1. Occupation du sol, population et nettoyage.....	15
2.2. Fuite de déchets vers le milieu hydrologique.....	16
Axe 1 : « Stocks » de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines	17
1. Etat de l'art	17
1.1. Différentes méthodologies	17
1.2. En quelques chiffres.....	19
1.3. Typologies et sources de déchets	20
1.4. Facteurs influençant la variabilité spatio-temporelle	22
1.4.1. La distribution spatiale de l'échelle mondiale à locale.....	22
1.4.2. La dynamique temporelle	23
2. Méthodologie.....	25
2.1. Bassins versants de Pin Sec et Jules Verne.....	25
2.1.1. Suivi quantitatif des déchets abandonnés à grande échelle spatio-temporelle	25
2.1.2. Suivi quantitatif et qualitatif des déchets abandonnés à petite échelle spatio-temporelle.....	26
2.1.3. Suivi quantitatif et qualitatif des déchets placés dans les corbeilles de rues	27
2.1.4. Actions collectives de ramassages des déchets	28
2.1.5. Bilan des quantités de déchets générées dans l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines	28
2.2. Hypercentre nantais	29
2.2.1. Densités de déchets abandonnés.....	29
2.2.2. Ramassages collectifs au marché de la Petite Hollande	30
2.2.3. Bilan des quantités de déchets générées dans l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines	31
3. Résultats	31
3.1. Bassins versants de Pin Sec et Jules Verne	31
3.1.1. Densités de déchets abandonnés en fonction de l'occupation du sol	31
3.1.2. Densités de déchets abandonnés en fonction du temps	32

3.1.3. Masse et typologie des déchets abandonnés.....	33
3.1.4. Masse et typologie des déchets collectés dans les corbeilles de rues	36
3.1.5. Masse et typologie des déchets collectés lors des ramassages collectifs.....	37
3.1.6. Bilan des quantités de déchets générées dans l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines.....	37
3.2. Hypercentre nantais	38
3.2.1. Densités de déchets abandonnés.....	38
3.2.2. Ramassages collectifs au marché de la Petite Hollande	39
3.2.3. Bilan des quantités de déchets générées sur l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines.....	40
4. Discussion.....	41
4.1. Composition et sources des déchets	41
4.2. Facteurs influençant la distribution spatiale des déchets dans les zones urbaines.....	42
4.3. Facteurs influençant la dynamique temporelle des déchets dans les zones urbaines	43
4.4. Estimer les « stocks » de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines.....	44
4.5. Les macroplastiques sont les futurs microplastiques.....	45
Axe 2 : Flux de déchets exportés par les eaux pluviales urbaines.....	46
1. Etat de l'art	46
1.1. Différentes méthodologies.....	46
1.2. En quelques chiffres	47
1.2. Typologies	49
1.3. Processus de transfert et variabilité spatio-temporelle	49
2. Méthodologie.....	51
2.1. Suivi quantitatif et qualitatif des déchets à l'exutoire des eaux pluviales.....	51
2.2. Evaluation de la dynamique de transfert des déchets.....	52
2.3. Estimation des flux de déchets et des proportions de déchets transportés par les eaux pluviales.....	53
2.4. Collecte et traitement des données hydrométéorologiques	53
3. Résultats.....	54
3.1. Quantité et composition des déchets à l'exutoire des eaux pluviales	54
3.2. Sources et marques des déchets	55
3.3. Evaluation de la dynamique de transfert des déchets.....	57
3.4. Flux de déchets transférés par les eaux pluviales.....	58
3.5. Relation avec les données hydrométéorologiques	58
4. Discussion.....	60
4.1. Les eaux pluviales en tant que vecteur de déchets	60
4.2. Dynamique de transfert des déchets dans les réseaux d'eaux pluviales	60

4.3. Estimer les flux de déchets dans les eaux pluviales	61
Discussion générale sur la réduction de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines et transférés par les eaux pluviales.....	64
Difficultés rencontrées	66
Conclusions et perspectives.....	67
Remerciements	69
Références	70

Liste des figures

- Figure 1** : Schéma des réseaux d'eaux urbains dits unitaires ou séparatifs (modifié d'après le schéma tiré de <https://monbranchement.fr/fonctionnement-assainissement-collectif>, consulté le 10/10/2023). 11
- Figure 2** : Schéma conceptuel des différentes trajectoires des déchets générés sur les surfaces urbaines. 12
- Figure 3** : Les différents pôles de proximité de Nantes Métropole (source : <https://www.saint-aignan-grandlieu.fr/mon-quotidien/signaler-un-probleme-609.html>, consulté le 03/04/2024). La position des bassins versants Pin Sec et Jules Verne est indiquée par une étoile dans le pôle Erdre et Loire. 13
- Figure 4** : A) Localisation des bassins versants Pin Sec et Jules Verne dans Nantes Métropole. B) Occupation du sol des bassins versants Pin Sec (contour en vert foncé) et Jules Verne (contour en rouge). La typologie du bâti correspond à la BD-Topo®, le réseau routier a été fourni par Nantes Métropole, les espaces verts correspondent aux résultats de la campagne Fluxsap 2010 (Mestayer et al., 2011). C) Systèmes de drainage (réseaux d'eaux pluviales et usées fournis par Nantes Métropole) et localisation des avaloirs représentés selon un code couleur relatif à leur morphologie (les deux paramètres ont été reportés visuellement à l'aide de Google Satellite et Google Street View). D) Photos des différentes typologies d'avaloirs. Les pourcentages d'avaloirs de chaque morphologie sont indiqués. 14
- Figure 5** : Occupation du sol (selon la BD-Topo®) du pôle Nantes-Loire dans les 3 zones : Centre Ville, Ile de Nantes et Malakoff-Saint-Donatien. Le réseau routier a été fourni par Nantes Métropole. 16
- Figure 6** : Densités de déchets abandonnées sur les surfaces urbaines de différentes villes. ¹AET Group Inc., 2020 ; ²Dillon Consulting, 2019 ; ³Schuyer et al., 2021. 20
- Figure 7** : Top 3 des marques de déchets abandonnés identifiées dans différentes études. ¹AET Group Inc., 2020 ; ²Ballatore et al., 2022 ; ³Cowger et al., 2022 ; ⁴Keep Northern Ireland Beautiful, 2023 ; ⁵Keep Britain Tidy, 2020. 22
- Figure 8** : Linéaires et sections des bassins versants Pin Sec (contour en vert foncé) et Jules Verne (contour en rouge) investigués lors des suivis des déchets abandonnés à grande (campagnes CV1 à CV21) et petite échelle spatio-temporelle (campagnes C0 à C15). 26
- Figure 9** : Carte des 161 tronçons de rues (surlignés en rouge) du pôle Nantes-Loire utilisés pour les relevés de propreté (Benosmane, 2023). 30
- Figure 10** : Boîtes à moustaches représentant la variabilité (premier quartile, troisième quartile et médiane ; croix rouge : moyenne ; barres verticales : 1,5 fois la différence interquartile) des densités de déchets abandonnés quantifiées en fonction de A) l'occupation du sol et l'usage de l'espace urbain (les couleurs correspondent aux couleurs des occupations du sol de la Figure 4b) et en fonction de B) leur distribution spatiale sur les tronçons de rues explorés lors des suivis quantitatifs à petite échelle spatiale C8 à C15. Le nombre n d'observations est indiqué. 32
- Figure 11** : Evolution temporelle des densités de déchets quantifiées lors des suivis quantitatifs à grande échelle spatio-temporelle (carrés gris, CV1 à CV21) et lors des suivis quantitatifs à petite échelle spatio-temporelle (ronds bleus, C1 à C15) en fonction de la pluviométrie journalière. Les périodes grisées correspondent aux vacances scolaires. 33
- Figure 12** : Pourcentages des différentes catégories de matériaux par campagne ou au total (Tot.) lors des suivis quantitatifs réalisés à petite échelle spatio-temporelle sur les surfaces urbaines des bassins versants Pin Sec et Jules Verne A) en nombre ou B) en masse. C) Le top 10 des types de déchets les plus fréquemment rencontrés selon la J-liste. Les couleurs indiquent les catégories de matériaux auxquelles appartiennent les types de déchets. 34

- Figure 13** : A) Secteurs économiques des différents types de déchets observés sur les surfaces urbaines lors des campagnes C1 à C15. B) Top 3 des groupes industriels les plus abondants dans les déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire. Le nombre de déchets pris en compte est indiqué. C) Top 10 des marques les plus représentées au sein des déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire. La marque est colorée selon la place du groupe industriel auquel elle appartient dans le top 3 des groupes industriels. 35
- Figure 14** : Pourcentages des différentes catégories de matériaux par sac ou au total (Tot.) dans les corbeilles de rues prélevées des bassins versants Pin Sec et Jules Verne A) en nombre ou B) en masse. C) Le top 10 des types de déchets les plus fréquemment rencontrés selon la J-liste. Les couleurs indiquent les catégories de matériaux auxquelles appartiennent les types de déchets. D) Les secteurs économiques des différents types de déchets rencontrés..... 36
- Figure 15** : Bilan des quantités de déchets (en t/km²) générées dans l'espace public et reprises par les services de nettoyage ou restant abandonnés sur les surfaces urbaines des bassins versants Pin Sec et Jules Verne en un an sur la base des données de 2021, 2022 et 2023 acquises dans cette étude. Les pourcentages que représentent les différentes quantités vis-à-vis des quantités totales générées dans l'espace public sont indiqués. 38
- Figure 16** : Boîtes à moustache représentant la variabilité (premier quartile, troisième quartile et médiane ; croix rouge : moyenne ; barres verticales : 1,5 fois la différence interquartile) des densités A) de petits déchets abandonnés et B) de déchets critiques quantifiées en fonction de l'occupation du sol et l'usage de l'espace urbain (les couleurs correspondent aux couleurs des occupations du sol de la Figure 4b). Le nombre n d'observations est indiqué. 39
- Figure 17** : Pourcentages des différentes catégories de matériaux par campagne ou au total (Tot.) dans les sacs prélevés lors des ramassages collectifs du marché de la Petite Hollande A) en nombre ou B) en masse. C) Le top 10 des types de déchets les plus fréquemment rencontrés selon la J-liste. Les couleurs indiquent les catégories de matériaux auxquelles appartiennent les types de déchets. D) Les secteurs économiques des différents types de déchets rencontrés. 40
- Figure 18** : Bilan des quantités de déchets (en t/km²) générées dans l'espace public et reprises par les services de nettoyage ou restant abandonnés sur les surfaces urbaines du pôle Nantes-Loire en un an sur la base des données de 2021. Les pourcentages que représentent les différentes quantités vis-à-vis des quantités totales générées dans l'espace public sont indiqués..... 41
- Figure 19** : Densités de déchets en fonction du nombre de jours d'accumulation intégrés par chaque campagne réalisée sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (CV1 à CV21 et C1 à C15). Les points sont représentés avec différents diamètres selon la pluviométrie cumulée de chaque campagne. 44
- Figure 20** : Photos des différentes infrastructures de collecte de déchets (A : dégrilleurs, tiré de Rognard & Finck, 2020 ; B : avaloir sélectif, tiré de Pasternak et al., 2021 ; C : séparateur hydrodynamique, tiré de Malik et al., 2021 ; D : bac de récupération, tiré de Martinez & Griffiths, 2023 ; E : filet, tiré de Tramoy et al., 2022a) utilisées dans les études sur les flux de déchets à l'exutoire des réseaux pluviaux. 47
- Figure 21** : Avaloirs sélectionnés pour l'expérience de traçage des déchets marqués dans les bassins versants Pin Sec (PS1 à PS8) et Jules Verne (JV1 à JV9). Les réseaux d'eaux pluviales et d'eaux usées sont indiqués. 52
- Figure 22** : Nombre et masse de déchets collectés au cours des différentes campagnes menées dans le bassin de rétention (B1 à B34) en fonction de la pluviométrie journalière. Les saisons sont indiquées par couleur (printemps : vert, été : jaune, automne : orange, hiver : blanc). 54
- Figure 23** : Pourcentages des différentes catégories de matériaux par campagne ou au total (Tot.) lors des ramassages réalisés dans le bassin de rétention A) en nombre et B) en masse. C) Le top 10 des types de déchets les plus fréquemment rencontrés selon la J-liste. Les couleurs indiquent les catégories de matériaux auxquelles appartiennent les déchets. 55

- Figure 24** : A) Secteurs économiques des différents types de déchets observés dans le bassin de rétention lors des campagnes B1 à B34. B) Top 3 des groupes industriels les plus abondants pour les déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire. Le nombre de déchets pris en compte est indiqué. C) Top 10 des marques les plus représentées au sein des déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire. La marque est colorée selon la place du groupe industriel auquel elle appartient dans le top 3 des groupes industriels. 56
- Figure 25** : Evolution du nombre (losanges noirs) et du pourcentage cumulé (ligne noire) de déchets marqués récupérés dans le bassin de rétention en fonction de la pluviométrie journalière pour A) les bouteilles/canettes (n = 170) et B) les emballages de confiseries (n = 170). Les cartes indiquent le nombre d'objets récupérés par avaloir selon leur morphologie (couleurs relatives à leur morphologie présentée dans la Figure 4c). ... 57
- Figure 26** : Masse de déchets collectés par campagne (B1 à B34) en fonction A) de la période sèche antécédente (en jours) et B) de la pluviométrie cumulée. C) Nombre de déchets collectés par campagne en fonction de l'intensité maximale des précipitations. Les campagnes durant lesquelles un débordement du bassin de rétention a été observé sont indiquées en rouge. Les campagnes consécutives à une action collective de ramassage sont indiquées en bleu. Pour chaque corrélation, le coefficient de corrélation Spearman et la p-value associée sont indiqués. 59
- Figure 27** : Schéma conceptuel des flux de déchets (totaux et plastiques) abandonnés sur les surfaces urbaines et transférés par les eaux pluviales jusqu'aux avaloirs et aux exutoires pluviaux. *Les flux exprimés dans les avaloirs sont calculés en considérant que les flux issus des eaux pluviales quantifiés à l'exutoire représentent 46 % des flux entrants. **Les flux exprimés aux exutoires pluviaux sont les flux totaux incluant les potentiels apports directs dans le bassin de rétention et les fuites des réseaux d'eaux usées. Les taux de fuite sont exprimés à gauche en fonction de la production de déchets par habitant (Nantes Métropole, 2022), et à droite en fonction de la quantité de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines. 62
- Figure 28** : Evolution temporelle des densités de déchets observées lors des comptages visuels réalisés sur les bassins versants de Pin Sec et Jules Verne (CV1 à CV21, carrés gris), ainsi que les nombres (triangles bleus) et masses de déchets (triangles rouges) collectés au cours des différentes campagnes menées dans le bassin de rétention (B1 à B34) en fonction de la pluviométrie journalière et vis-à-vis de l'organisation de deux actions collectives de ramassages de déchets (Tableau 5). Les saisons sont indiquées par couleur (printemps : vert, été : jaune, automne : orange, hiver : gris). La période quadrillée en gris correspond à la période de grève des services de collecte des déchets. 65

Liste des tableaux

Tableau 1 : Méthodologies utilisées dans les différentes études sur les déchets abandonnés en fonction de leur zone et leur contexte. (n.d. : non défini)	18
Tableau 2 : Date, nombre de jours d'accumulation, pluviométrie et commentaires associés aux campagnes de comptages visuels de déchets réalisés sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (CV1 à CV21).....	25
Tableau 3 : Date, nombre de jours d'accumulation, pluviométrie et applications spécifiques des campagnes de collectes de déchets réalisés sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (C0 à C15).	26
Tableau 4 : Date et adresse de prélèvement des sacs de corbeilles de rues échantillonnés sur le bassin versant de Jules Verne. Les linéaires de rues (selon la Figure 8) sur lesquels ces sacs ont été prélevés sont également précisés.	28
Tableau 5 : Date et nombre de bénévoles des actions collectives de ramassage des déchets réalisées sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne. Les linéaires de rues (selon la Figure 8) explorés dans le cadre de ces ramassages sont également précisés.	28
Tableau 6 : Date et nombre de bénévoles mobilisés lors des ramassages de déchets réalisés au marché de la Petite Hollande.	30
Tableau 7 : Flux de déchets et plastiques quantifiés dans différents types de réseaux de collecte.	48
Tableau 8 : Date, nombre de jours d'accumulation, pluviométrie et commentaires associés aux campagnes de collecte des déchets réalisés dans le bassin de rétention à l'exutoire pluvial des bassins versants Pin Sec et Jules Verne (B0 à B34).	51

Avant-propos

Le projet Stritter (2021 – 2024) – Suivi des macrodéchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines et dans les eaux de ruissellement : typologie, flux et facteurs d’influence – a été co-financé par la Région Pays de la Loire et Nantes Métropole dans le cadre du projet Plasti-nium, et par Citeo. Il a été réalisé en collaboration avec le Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) ainsi que Nantes Métropole.

Contexte et objectifs de l'étude

Les déchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines peuvent avoir différentes origines : délibérément laissés dans l'espace public par des piétons et/ou des automobilistes, ou accidentellement perdus par négligence, par des charges non sécurisées, des accidents, le débordement et/ou l'envol depuis les poubelles (Burns & McDonnell, 2020) ainsi que la dispersion par des animaux. La présence de ces déchets a des répercussions sanitaires, économiques et environnementales mais cette problématique est souvent laissée aux collectivités en charge du nettoyage, de la gestion et du traitement de leurs déchets.

Plusieurs associations à portée nationale (Keep America Beautiful aux Etats-Unis, Keep Britain Tidy en Grande Bretagne, ou encore Gestes Propres en France) ont accumulé des données sur la présence de déchets sur les surfaces urbaines mais ces audits ne présentent que des relevés descriptifs valables à un instant t et à des échelles spatiales et temporelles variables. Bien qu'une réduction des déchets diffus abandonnés au sol ait été observée ces dernières années (Dillon Consulting, 2019; Keep America Beautiful, 2021), la consommation croissante, notamment de matières plastiques, tend à amplifier le problème (Karimi et Faghri, 2021a). Depuis que la pollution plastique est devenue un réel problème de société, les actions associatives ne cessent de se multiplier avec, par exemple, le World Cleanup Day. Plusieurs outils et plateformes ont été créés à l'initiative privée, associative ou des pouvoirs publics, pour intégrer les résultats des observations et cartographier la présence de déchets abandonnés à grande échelle (Litterati, Zéro Déchets Sauvages, National Litter Pollution Monitoring System, Trash Spotter, Plastic Origins, ...).

Au travers de leur politique de propreté urbaine, les services en charge du nettoyage collectent de nombreuses données sur les densités, la distribution et la typologie des déchets mais celles-ci servent surtout des aspects logistiques, opérationnels et de sensibilisation. Par ailleurs, chaque pays/ville a son propre système de gestion. En Europe, l'association des villes pour la propreté urbaine (AVPU) réunie par exemple des communes françaises, belges, suisses et luxembourgeoises et a été créée en 2010 pour homogénéiser et améliorer les pratiques de nettoyage au travers d'indicateurs de propreté. Dans ce cadre, de nombreux relevés de propreté sont régulièrement réalisés pour suivre la présence des déchets sur de grandes échelles spatiales et temporelles. Ces informations restent malheureusement déconnectées des études scientifiques sur la pollution environnementale et notamment sur la pollution plastique.

Des études scientifiques ont porté sur la présence de déchets dans le milieu urbain dès les années 70 (Hall et Ackoff, 1972). Toutefois, une des difficultés de cette thématique est que la composition des déchets évolue grandement au cours du temps, reflétant l'évolution des marchés et des réglementations, comme l'évolution des pratiques et notamment la consommation croissante de plastique (Heinrich Böll Stiftung et al., 2020). Aussi, la mise en cause des environnements terrestres comme source de la pollution plastique des océans est récente et peu d'études portent sur la contribution réelle de cette source. Quelques-unes ont quantifié les apports de déchets, y compris plastiques, au niveau des bordures de routes (Cowger et al., 2022; Ledieu et al., 2022a; Stocker, 2020) comme ces dernières font le lien entre environnement terrestre et cours d'eau (Pietz et al., 2021). Les études sur les apports en milieu urbain, là où la production de déchets est la plus élevée, restent néanmoins rares et cela est d'autant plus vrai en France.

Les déchets générés sur les surfaces urbaines peuvent rester sur place et entraîner une pollution des espaces urbains ou rejoindre les réseaux hydrographiques. Plusieurs voies de transfert ont été identifiées : eaux usées domestiques, eaux pluviales via le ruissellement et surverses unitaires depuis les déversoirs d'orage (Basilico et al., 2020). Les réseaux d'eaux urbains sont suspectés d'être une des voies majeures de pollution, notamment plastique (Tasseront et al., 2023), mais aucune réglementation n'impose un suivi spécifique des rejets de déchets. D'autant plus que ces apports surviennent lors d'événements de pluie intenses, rendant leur suivi encore plus difficile.

Plus spécifiquement, le ruissellement des eaux pluviales lessivant chaussées et trottoirs est reconnu comme jouant un rôle prépondérant (Pasternak et al., 2021; Tramoy et al., 2022a; Weideman et al., 2020) mais la gestion spécifique des eaux pluviales peut se faire de différentes façons : unitaire, séparative (Figure 1) ou mixte. Cette gestion diffère entre les pays, les villes mais aussi au sein même des villes. Les réseaux unitaires sont classiquement utilisés à l'échelle mondiale mais les réseaux séparatifs sont actuellement favorisés dans les pays développés (De Feo et al., 2014) pour atteindre les objectifs en matière de réduction de l'impact de l'assainissement sur les milieux aquatiques. En France, les réseaux sont ainsi principalement unitaires dans les centres villes anciens et séparatifs dans les zones périphériques, urbanisées plus récemment (Rognard et Finck, 2020). Des rejets d'eaux usées peuvent toutefois survenir dans les réseaux séparatifs à cause de mauvais branchements et/ou de la station d'épuration (STEP), ou par temps de pluie par les déversoirs d'orage (Brennan et al., 2019). Cette mixité fait que la traçabilité des déchets et ainsi la distinction des contributions de leurs différentes sources sont difficiles (Basilico et al., 2020). Peu d'informations existent donc sur les flux exportés par ces différentes voies (Treilles et al., 2021) et il n'existe pas de données exhaustives et consolidées sur la contribution des rejets des eaux pluviales à la pollution globale liée aux déchets abandonnés. De plus, la typologie des réseaux est rarement prise en compte dans les extrapolations des flux de déchets transférés à grande échelle vers les réseaux hydrologiques.

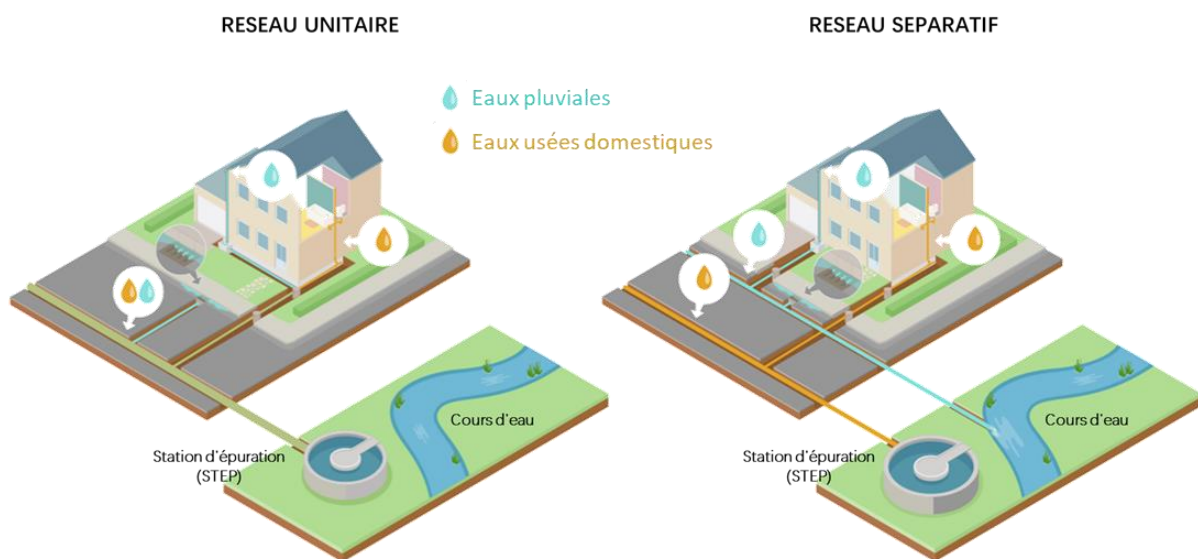


Figure 1 : Schéma des réseaux d'eaux urbains dits unitaires ou séparatifs (modifié d'après le schéma tiré de <https://monbranchement.fr/fonctionnement-assainissement-collectif>, consulté le 10/10/2023).

Les exutoires de réseaux pluviaux constituent donc des voies ponctuelles de déchets vers les milieux hydrologiques mais leur connectivité et les facteurs de transfert restent peu compris (Tasseron et al., 2023). Certains exutoires d'eaux pluviales sont aménagés sous forme d'ouvrages d'infiltration ou de rétention mais la plupart ne sont pas munis de dispositifs de traitements et les déchets peuvent directement rejoindre le milieu aquatique (Basilico et al., 2020). Dans le cadre de la directive relative à la réduction de l'incidence de certains produits plastiques sur l'environnement (UE 2019/904) et de la loi « AGEC » (lutte contre le gaspillage et l'économie circulaire), diverses actions doivent pourtant être initiées afin de réduire la part de déchets non captés et potentiellement dispersés dans l'environnement. Mieux comprendre les voies de transfert, le transport et les potentiels facteurs de rétention des déchets, y compris plastiques, est un prérequis pour développer de nouvelles stratégies de réduction de cette pollution (Meijer et al., 2021; Tasseron et al., 2020; Tramoy et al., 2022a).

Le projet Stritter (2021 – 2024) – Suivi des macrodéchets sur les surfaces urbaines et dans les eaux de ruissellement : typologie, flux et facteurs d'influence – avait donc pour ambition :

- (i) de réaliser un suivi quantitatif et qualitatif des macrodéchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines au regard de la quantité générée dans l'espace public et de la quantité récupérée par les actions de nettoyage
- (ii) de confronter ce suivi aux flux de déchets exportés par les eaux pluviales drainant ces mêmes surfaces urbaines
- (iii) de caractériser l'influence des actions collectives de ramassage des déchets sur les densités de déchets abandonnés et les flux exportés par les eaux de ruissellement.

Le suivi a été réalisé dans la métropole de Nantes, sixième commune la plus peuplée de France (environ 323 000 habitants, <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=EPCI-244400404+COM-44109>, consulté le 02/07/2024). Les résultats visent à établir un bilan quantitatif des stocks de déchets sur les surfaces urbaines entre ceux qui sont repris par les services de nettoyage, ceux qui restent abandonnés sur les surfaces urbaines (dits « résiduels ») et dont un flux fuite vers les réseaux hydrologiques au regard des quantités générées dans l'espace public (Figure 2). Dans ce rapport, le terme « macrodéchets » fait référence à tous les déchets supérieurs à 5 mm issus des activités humaines.

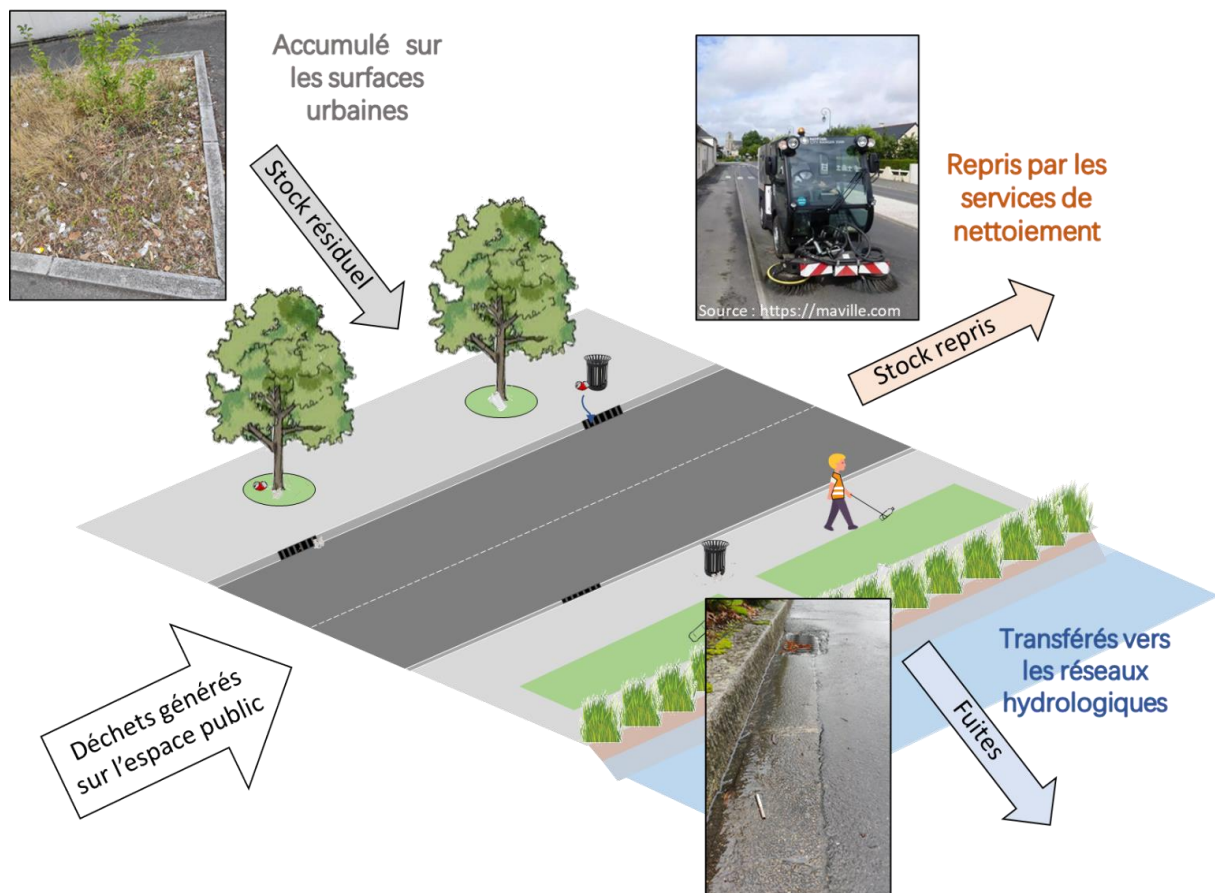


Figure 2 : Schéma conceptuel des différentes trajectoires des déchets générés sur les surfaces urbaines.

Méthodologie générale du projet

Ce projet a été articulé autour de 2 axes, le premier portant sur les « stocks » de déchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines, et le second sur les flux exportés par les eaux pluviales urbaines.

Dans le cadre de l'axe 1 du projet, deux sites de la métropole nantaise ont été suivis. Les méthodologies déployées pour répondre aux ambitions du projet ont été adaptées selon ces deux sites. Un seul de ces deux sites a été suivi dans le cadre de l'axe 2 du projet. Ce rapport final a ainsi été structuré selon ces deux axes et selon les sites étudiés.

Sites étudiés

La métropole nantaise est découpée en sept pôles de proximité (Figure 3) dont le domaine d'intervention comprend le nettoyage. Le premier site choisi dans le cadre de ce projet comprend les bassins versants Pin Sec et Jules Verne, deux bassins versants emboîtés (surface totale de 1,05 km²) situés au nord-est de Nantes, dans le pôle Erdre et Loire (surface totale de 106 km², Figure 3). Le second site est situé dans l'hypercentre nantais et comprend le pôle Nantes-Loire (surface totale de 12 km², Figure 3), découpé en trois zones : Centre-Ville, Malakoff-Saint-Donatien et Ile de Nantes.



Figure 3 : Les différents pôles de proximité de Nantes Métropole (source : <https://www.saint-aignan-grandlieu.fr/mon-quotidien/signaler-un-probleme-609.html>, consulté le 03/04/2024). La position des bassins versants Pin Sec et Jules Verne est indiquée par une étoile dans le pôle Erdre et Loire.

1. Les bassins versants de Pin Sec et Jules Verne

Les bassins versants Pin Sec (0,31 km²) et Jules Verne (0,74 km²) ont été choisis parce qu'ils ont des occupations du sol contrastées et représentatives de l'occupation générale de la métropole nantaise. D'autre part, leur exutoire est aménagé sous forme de bassin de rétention permettant la récupération des macrodéchets. Enfin, les précipitations ainsi que les débits des eaux pluviales à l'exutoire des deux bassins versants sont enregistrées depuis 2006 dans le cadre de l'ONEVU (Observatoire Nantais des Environnements Urbains) et du SNO (Service National d'Observation) Observil.

1.1. Occupation du sol, population, trafic et nettoyage

Le bassin versant Pin Sec est résidentiel avec 46 % de sa surface occupée par des résidences individuelles et 33 % occupés par des résidences collectives. Le bassin versant de Jules Verne est occupé à 50 % de surfaces commerciales et à 22 % de surfaces résidentielles. Au total, 76 % de leur surface est imperméabilisée et le reste est occupé par des espaces verts (Figure 4b). Ces zones sont essentiellement composées de haies, d'arbustes et de bandes enherbées.

Malgré des populations équivalentes d'environ 2 500 habitants dans chaque bassin versant, leur intensité de fréquentation est différente. Cette différence est notamment quantifiée en termes de trafic routier, avec de l'ordre de 1 200 véhicules/j dans le bassin versant Pin Sec vs. 9 400 véhicules/j sur certains axes comme le boulevard Jules Verne (Maldonado, 2013).

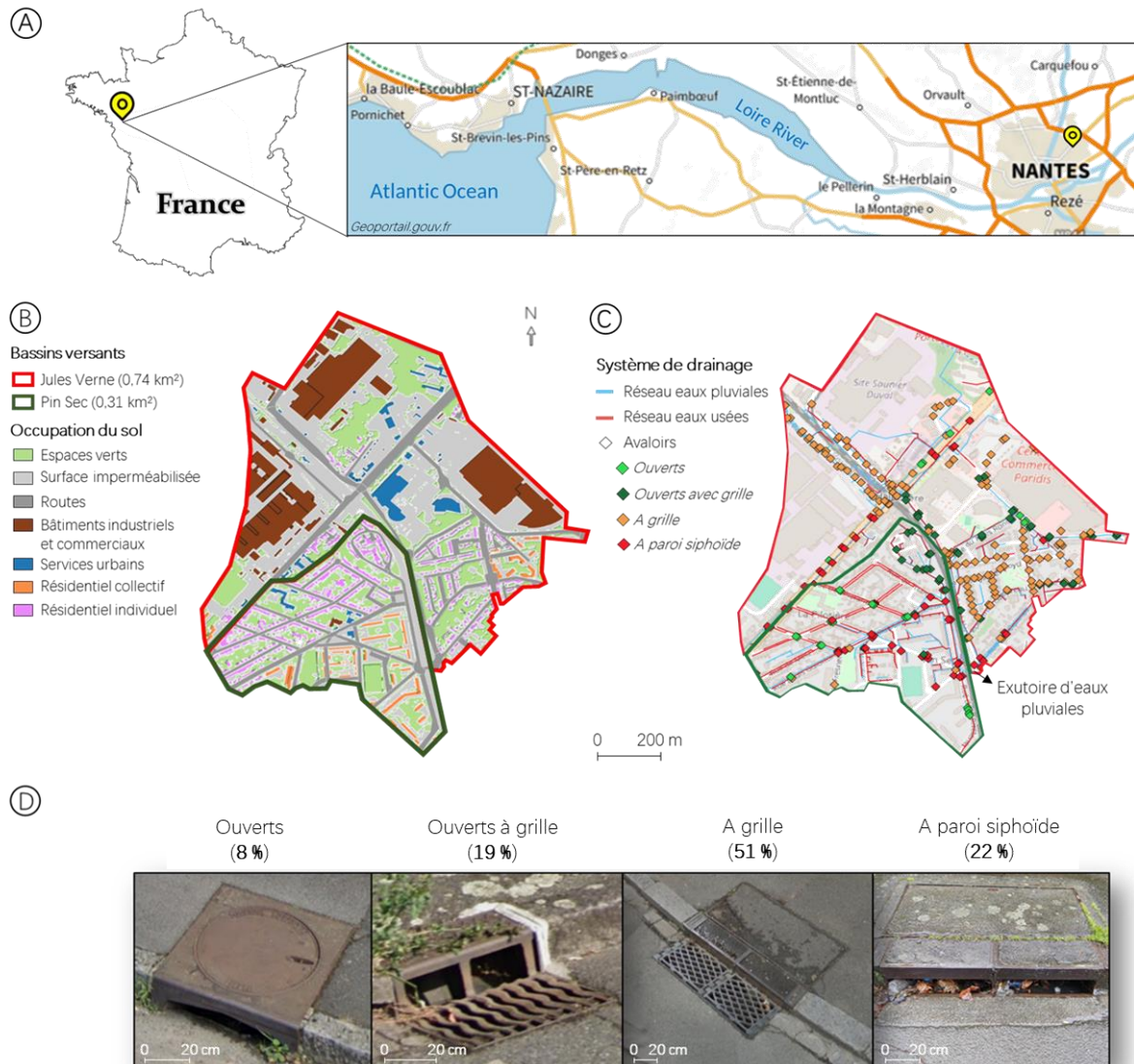


Figure 4 : A) Localisation des bassins versants Pin Sec et Jules Verne dans Nantes Métropole. B) Occupation du sol des bassins versants Pin Sec (contour en vert foncé) et Jules Verne (contour en rouge). La typologie du bâti correspond à la BD-Topo®, le réseau routier a été fourni par Nantes Métropole, les espaces verts correspondent aux résultats de la campagne Fluxsap 2010 (Mestayer et al., 2011). C) Systèmes de drainage (réseaux d'eaux pluviales et usées fournis par Nantes Métropole) et localisation des avaloirs représentés selon un code couleur relatif à leur morphologie (les deux paramètres ont été reportés visuellement à l'aide de Google Satellite et Google Street View). D) Photos des différentes typologies d'avaloirs. Les pourcentages d'avaloirs de chaque morphologie sont indiqués.

Sur ces deux bassins versants, les services de nettoyage opèrent généralement le lundi, le mercredi et le vendredi de chaque semaine via le passage de balayeuses et d'agents à pieds piquetant manuellement les déchets au sol et récupérant les corbeilles de rues (70 corbeilles de rues ont été recensées sur le secteur). Les opérations de nettoyage ne sont toutefois pas réalisées de manière homogène dans chaque rue. La balayeuse opère uniquement sur la chaussée dans certaines rues, tandis qu'elle opère sur la chaussée et le trottoir dans d'autres. Certaines rues sont également considérées comme privées où aucun balayage n'est effectué. De plus, ces fréquences sont modulables en fonction de l'état de propreté des

surfaces urbaines. Les quantités de déchets reprises par les services de nettoyage sont évalués à l'échelle du pôle à une fréquence mensuelle. Cette évaluation consiste à mesurer les tonnages (i) des déchets de balayure voirie (DBV) et (ii) des déchets non valorisés (DNV) qui regroupent les déchets collectés dans les corbeilles de rues et ceux récupérés par le piquetage au sol des agents de nettoyage.

1.2. Hydrologie urbaine

Les eaux pluviales de ces deux bassins versants sont collectées par 267 avaloirs de morphologies différentes (recensement réalisé à l'aide de Google Satellite, Street View et validé sur le terrain, Figure 4c). La plupart d'entre eux sont équipés de structures visant à limiter le transfert de macrodéchets vers les réseaux hydrologiques, à savoir des grilles (70 %) et des parois siphonides (22 % ; Figure 4d). Les eaux pluviales sont ensuite transférées à travers un réseau d'égouts séparatif (longueur totale de 4 km, Rodriguez et al., 2020) vers un exutoire commun au sud-est des bassins versants (Figure 4c). Il existe quelques mauvais raccordements du réseau séparatif. La dernière enquête de conformité réalisée en 2014 estime qu'environ 5 % des logements ont des rejets d'eaux usées dans le réseau d'eaux pluviales (communication avec Nantes Métropole).

L'exutoire d'eaux pluviales se déverse dans le ruisseau pérenne des Gohards. Principalement alimenté par les eaux de ruissellement, ce cours d'eau a été enterré en 1945 et rouvert en 2012 suite à une rénovation urbanistique (Rodriguez et al., 2020). L'exutoire des eaux pluviales a ainsi été aménagé au sein d'un parc municipal, sous forme d'un bassin de rétention avec une paroi siphonide limitant le transfert de détritrus.

La zone étudiée est soumise à un climat océanique et a une quantité de pluie annuelle moyenne de 820 mm/an (1991-2020, station Météo-France Nantes-Bouguenais ; <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/r/6734e889-538e-4feb-9e57-d999a1897433>, consulté le 17/01/2024). Au cours des cinq années précédant cette étude (2016-2020), le débit moyen dans la partie amont du ruisseau des Gohards était de 27 L/s (0,4-1 691 L/s, min-max). Comme cela est généralement observé pour les petits bassins versants urbains, la réponse hydrologique est rapide (Rodriguez et al., 2020).

2. L'hypercentre nantais

L'hypercentre nantais a été choisi pour comparer les résultats observés sur les bassins versants de Pin Sec et Jules Verne dans le cadre de l'axe 1 du projet à une zone à plus grande densité de population et fréquentation plus importante.

2.1. Occupation du sol, population et nettoyage

Au sein du pôle Nantes-Loire, l'occupation du sol est essentiellement commerciale et résidentielle (Figure 5). Quelques différences apparaissent entre les trois zones de ce pôle. Le Centre-Ville et Malakoff-Saint-Donatien sont majoritairement résidentielles (52 % de leurs bâtis) et comprennent respectivement des populations de 28 485 et 34 669 habitants (sur 2,24 et 4,73 km²). L'île de Nantes comprend majoritairement des zones industrielles et commerciales (45 % du bâti) et ne comprend ainsi que 15 818 habitants (sur 4,6 km²). Le reste de leur surface est occupé par des zones imperméabilisées et des espaces verts (Figure 5) mais leurs proportions respectives n'ont pas pu être établies.



Figure 5 : Occupation du sol (selon la BD-Topo®) du pôle Nantes-Loire dans les 3 zones : Centre Ville, Ile de Nantes et Malakoff-Saint-Donatien. Le réseau routier a été fourni par Nantes Métropole.

Dans l'hypercentre nantais, les services de nettoyage opèrent tous les jours via le passage de balayeuses et d'agents à pieds piquetant manuellement les déchets au sol et récupérant les corbeilles de rues (1 820 corbeilles de rues à l'échelle du pôle). Tout comme dans les bassins versants Pin Sec et Jules Verne, les opérations de nettoyage ne sont toutefois pas réalisées de manière homogène dans chaque rue. Dans certaines rues, les services opèrent jusqu'à deux fois par jour mais ces fréquences sont également modulables en fonction de l'état de propreté des surfaces urbaines. De plus, Nantes étant membre de l'AVPU, des relevés de propreté sont réalisés à travers des comptages de déchets effectués au niveau des trottoirs et des chaussées de 161 tronçons de rues du pôle Nantes-Loire. Ces tronçons sont délimités par des éléments visuels (panneaux, adresses, intersections, ...) par les services de nettoyage et n'ont pas de longueurs uniformes. Les comptages comprennent deux types de déchets distincts à savoir les déchets critiques et les petits déchets. Selon le référentiel nettoyage de Nantes Métropole, un déchet critique est tout déchet de longueur supérieure à douze centimètres tandis que les petits déchets sont ceux d'une taille inférieure. La méthode de comptage diverge selon le type de déchet. Les petits déchets sont comptés sur une surface d'un m² autour d'un point de comptage défini par les agents (par exemple une corbeille de rue, un panneau, etc.). Les déchets critiques sont comptés sur toute la surface du tronçon.

2.2. Fuite de déchets vers le milieu hydrologique

Les eaux pluviales de cette partie de la ville sont drainées par un réseau unitaire et sont donc traitées en station d'épuration sous réserve de fonctionnement optimal. De ce fait, elles ne constituent normalement pas une voie de transfert des déchets abandonnés des surfaces urbaines vers les milieux hydrologiques.

L'hypercentre nantais se situe néanmoins autour de la Loire et un marché est reconnu comme une source directe de déchets vers le fleuve. Ce marché, appelé « la Petite Hollande », est un marché hebdomadaire

qui réunit près de 300 commerçants tous les samedis au niveau du terre-plein venteux de l'île Gloriette. C'est un point noir reconnu par les services de nettoyage comme par les riverains, où 70 ramassages réalisés par l'association Engagement 87 ont permis d'évaluer une fuite de l'ordre de 3,6 tonnes de déchets sur 2 ans (<https://www.ouest-france.fr/pays-de-la-loire/nantes-44000/nantes-dechets-au-marche-l-association-jugeant-son-action-inefficace-met-en-demeure-la-ville-3726fe40-ec92-11ec-9b9f-57df627a087b>, consulté le 22/03/2024).

Axe 1 : « Stocks » de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines

1. Etat de l'art

Cette partie relate les différents résultats obtenus sur les densités, les typologies, les sources et les facteurs influençant les déchets abandonnés sur les surfaces urbaines. Elle se veut au maximum exhaustive mais peu d'associations et/ou de collectivités communiquent des rapports détaillés sur leurs résultats comme ces études nécessitent des moyens techniques et humains importants (Ballatore et al., 2022). De plus, la quantité de données disponibles fluctuent selon les situations économiques des pays (Tisserant et al., 2017) et les différences méthodologiques rendent parfois les résultats difficilement comparables. Les rapports détaillés dans cette synthèse sont focalisés sur le milieu urbain. Les études sur les bordures de routes non urbaines – qui s'intéressent à des axes routiers particulièrement importants – sont exclues.

1.1. Différentes méthodologies

Les méthodologies pour reporter les densités, la distribution et la typologie des déchets sur les surfaces urbaines sont diverses et variées selon les pays, les zones et les acteurs qui les engagent. Par ailleurs, celles-ci ne sont pas toujours détaillées (Rossi et al., 2023 ; Tableau 1).

De façon générale :

- Les prestataires privés ou établissements publics répondant à la demande d'une collectivité réalisent des comptages et caractérisations visuels de déchets sur plusieurs sites d'une surface donnée (AET Group Inc., 2020; Dillon Consulting, 2019; Tobin Consulting Engineers, 2020).
- Les collectivités utilisent des indicateurs, soit visuels selon des normes de densités prescrites (Litter Pollution Index (LPI), Tobin Consulting Engineers, 2020), soit en fonction du nombre et du type de déchets en considérant différentes classes de nuisance (Indicateur Moyen de Salissure (IMS), AVPU, 2016 ; Cleanliness Index, Stocker, 2020).
- Les études scientifiques mêlent comptages et caractérisations visuels (Cowger et al., 2022; Gholami et al., 2020; Schuyler et al., 2021), collectes (Rossi et al., 2023; Ryan et al., 2020; Youngblood et al., 2022) et sciences participatives (volontaires déclarant la présence de déchets via l'application Litterati, Ballatore et al., 2022; collectes réalisées par des écoles, Syberg et al., 2020).

Les méthodologies divergent aussi en termes de tailles d'objets considérés, de grilles de caractérisation utilisées et d'unités pour exprimer les résultats (Tableau 1). Les résultats peuvent d'ailleurs être exprimés en nombre, en masse ou en volume (Rossi et al., 2023), ce qui peut engendrer de grandes différences d'interprétation. Par ailleurs, les quantités de déchets présentées dans les différents rapports sur le milieu urbain sont exprimées par mètre linéaire ou par surface, ou en tant que flux par habitants ou par unités de temps (Tableau 1). Les quantités de déchets rapportées par site ou par distances parcourues sont difficilement comparables et ne sont donc pas discutées dans ce rapport. Pour davantage de comparabilité, des normalisations se font également par rapport au nombre d'habitants (Keep America Beautiful, 2021), par rapport à une production globale de déchets (Ballatore et al., 2022; Jambeck et al., 2015) ou par rapport à des déchets spécifiques issus de la consommation nomade (Kawecki et Nowack, 2019).

Tableau 1 : Méthodologies utilisées dans les différentes études sur les déchets abandonnés en fonction de leur zone et leur contexte. (n.d. : non défini)

Zone	Contexte	Méthode	Taille des objets considérés	Nombre de catégories	Unités	Références
Angleterre	Echelle nationale	Collectes et caractérisations	<i>n.d.</i>	40 catégories	Déchets/site	<i>Keep Britain Tidy, 2020</i>
Danemark, Groenland et les îles Féroé	Echelle nationale	Comptages et collectes participatifs	<i>n.d.</i>	22 catégories de plastiques	Déchets plastiques/m ²	<i>Syberg et al., 2020</i>
Etats-Unis	Echelle nationale	Comptages et caractérisations visuels	<i>n.d.</i>	86 catégories	Déchets/mile Déchets/hab	<i>Keep America Beautiful, 2021</i> <i>Tobin Consulting Engineers, 2020</i>
Irlande	Echelle nationale	Comptages et caractérisations visuels	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	Litter Pollution Index (LPI)	<i>Tobin Consulting Engineers, 2020</i>
Californie du Sud (Etats-Unis)	Bords de routes urbaines	Comptages visuels	> 1 cm	112 catégories (Trash Taxonomy)	Déchets/an/km Kg/an/km	<i>Cowger et al., 2022</i>
Purmerend (Pays-Bas)	Urbain	Comptages participatifs	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	Déchets observés/1 000 personnes	<i>Ballatore et al., 2022</i>
Vancouver (Canada)	Urbain	Comptages et caractérisations visuels	< 25 cm ² > 25 cm ²	96 catégories	Déchets/site	<i>Dillon Consulting, 2019</i>
Toronto (Canada)	Urbain	Comptages et caractérisations visuels	< 25 cm ² > 25 cm ²	90 catégories	Déchets/site	<i>AET Group Inc., 2020</i>
Qazvin (Iran)	Urbain	Comptages et caractérisations visuels	<i>n.d.</i>	19 catégories	Déchets/100m	<i>Gholami et al., 2020</i>
Bassin du Gange (Inde, Bangladesh)	Urbain	Collectes et caractérisations	<i>n.d.</i>	82 catégories	Déchets/m ²	<i>Youngblood et al., 2022</i>
Shanghai (Chine)						
Mombasa (Kenya)						
Le Cap (Afrique du Sud)						
Yeongsan (Corée du Sud)	Urbain	Comptages et caractérisations visuels	<i>n.d.</i>	84 catégories	Déchets/m ²	<i>Schuyler et al., 2021</i>
Negombo/Colombo (Sri Lanka)						
Kaohsiung (Taiwan)						
Haiphong (Vietnam)						
Bassin de la rivière	Urbain	Collectes et caractérisations	> 2,5 cm	47 catégories	Déchets/site g/site cm ³ /site	<i>Rossi et al., 2023</i>

Passaic (Etats-Unis)						
Le Cap (Afrique du Sud)	Urbain	Collectes et caractérisations	> 1 cm	8 catégories	Déchets/100m/j g(sec)/100m/j	<i>Ryan et al., 2020</i>
Durban (Afrique du Sud)						

Comme les classifications diffèrent (Tableau 1), les typologies des déchets ne sont pas toujours exprimées de la même façon. Par exemple, certains résultats sont présentés en fonction des catégories de matériaux (papier/carton, plastique, ..., AET Group Inc., 2020; Dillon Consulting, 2019; Gholami et al., 2020; Keep America Beautiful, 2021; Keep Northern Ireland Beautiful, 2020; Youngblood et al., 2022) tandis que d'autres ne le sont qu'en fonction des types de déchets et de leurs usages (mégots de cigarettes, canettes, emballages de confiseries, ..., Keep Britain Tidy, 2020; Rossi et al., 2023; Tobin Consulting Engineers, 2020). De la même façon, considérant que les mégots de cigarettes contiennent du plastique, certaines classifications intègrent les mégots dans cette catégorie de matériaux (Youngblood et al., 2022) tandis que d'autres les considèrent à part (Gholami et al., 2020; Keep America Beautiful, 2021).

1.2. En quelques chiffres

Les densités de déchets quantifiées sont très variables en fonction des zones considérées (Figure 6) indépendamment de la gamme de taille des déchets visés. Par exemple, des ordres de grandeurs compris entre 30 000 et 40 000 déchets/km² ont été quantifiés à Toronto (Canada), Vancouver (Canada) et Mombasa (Kenya), tandis que ceux-ci étaient trois fois plus élevés (de l'ordre de 120 000 et 140 000 déchets/km²) à Yeongsan (Corée du Sud) et Negombo (Sri Lanka). Ces ordres de grandeurs sont encore triplés à Shanghai (Chine) et presque quadruplés au Cap (Afrique du Sud). A Haiphong (Vietnam) et Kaohsiung (Taïwan), les densités dépassent 500 000 déchets/km² (Figure 6) et le maximum a été quantifié dans le bassin du Gange (Inde et Bangladesh) avec des densités 10 fois plus importantes, de l'ordre de 6 millions de déchets/km² (Youngblood et al., 2022).

Les seules études faisant référence à des flux sont celles de Ryan et al. (2020) et Cowger et al. (2022) estimant respectivement des taux d'accumulation d'environ 68 000 déchets/km/an (soit 330 kg/km/an) au Cap (Afrique du Sud), et d'environ 40 000 déchets/km/an à Durban (soit 140 kg/km/an, Afrique du Sud) et en Californie du Sud (soit 1 170/km/an, Etats-Unis). A noter que pour un même flux en nombre, le flux massique est très différent entre Durban et la Californie du Sud mais l'étude de Cowger et al. (2022) est focalisée sur des bordures de routes urbaines et les déchets observés pouvaient donc probablement être de plus grande taille.

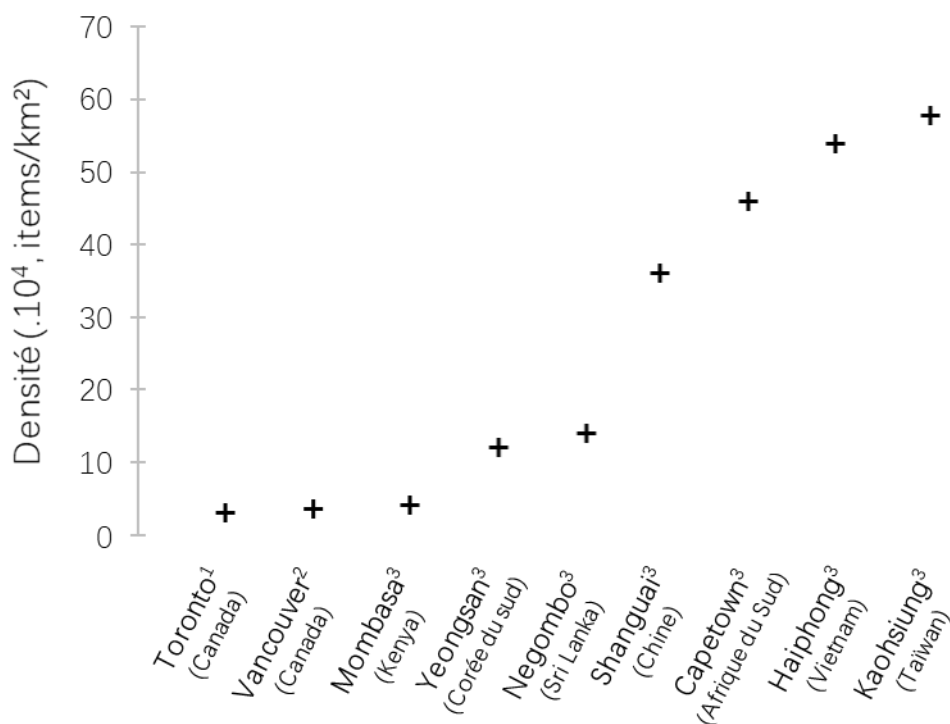


Figure 6 : Densités de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines de différentes villes. ¹AET Group Inc., 2020 ; ²Dillon Consulting, 2019 ; ³Schuyler et al., 2021.

Aux Etats-Unis, sur la base des masses de déchets collectés par Keep America Beautiful et de la production globale de déchets municipaux, un taux de fuite de déchets dans l'espace public de 2 % a été estimé par Jambeck et al. (2015). Ce taux de fuite a ensuite été extrapolé à tous les pays comme donnée d'entrée dans leur modèle global d'estimation des fuites de plastiques en mer. En Suisse, Kawecki et Nowack (2019) estiment que cette proportion est de 1,2 %, mais s'intéressent uniquement aux tonnages de produits plastiques qu'ils définissent comme issus d'une consommation nomade (films et sacs plastiques, bouteilles, autres emballages de consommation, couverts et pailles). Dans le cadre du projet Litterati aux Pays-Bas, les déchets quantifiés sur les surfaces urbaines correspondent à 1 % des déchets municipaux officiellement collectés (Ballatore et al., 2022). De plus, aux Etats-Unis, Keep America Beautiful (2021) estiment la présence de déchets à 152 déchets/habitant à l'échelle nationale. Le suivi ayant été réalisé sur plus de 600 sites sélectionnés au hasard et comprenant des bordures de routes comme des réseaux fluviaux, ces estimations ne se limitent toutefois pas aux déchets présents dans les espaces urbains.

Peu d'informations existent pour comparer les quantités de déchets abandonnés à celles reprises par les services de nettoyage des collectivités dans les corbeilles de rues, par ramassage ou par balayage. Une étude conduite dans la ville de Nice (France) a permis d'estimer que les services de nettoyage récupéraient 99 % des déchets jetés dans l'espace public, avec 90 % dans les corbeilles de rues (3 700 t/an de déchets, 1 300 t/an de plastiques) et 9 % par ramassage et balayage (360 t/an de déchets, 108 t/an de plastiques ; communication personnelle avec les services de nettoyage de Nice). Dans le nord de l'Irlande, des comptages des déchets situés au sol vs. ceux qui étaient placés dans les corbeilles de rues sur différents transects ont permis d'estimer que 60 % des déchets étaient placés dans les corbeilles (Keep Northern Ireland Beautiful, 2020).

1.3. Typologies et sources de déchets

Les matériaux plastiques prédominent dans la majeure partie des études réalisées en milieu urbain (Cowger et al., 2022; Dillon Consulting, 2019; Gholami et al., 2020; Ryan et al., 2020; Youngblood et

al., 2022) comme globalement à l'échelle de l'Irlande du Nord (71 %, Keep Northern Ireland Beautiful, 2020) et des Etats-Unis (39 %, Keep America Beautiful, 2021). Les mégots sont les types de déchets les plus quantifiés, suivis par les emballages alimentaires et/ou de confiseries (Keep Northern Ireland Beautiful, 2020). Le top 3 des déchets les plus fréquemment rencontrés est souvent complété par les fragments de plastiques (Keep America Beautiful, 2021; Rossi et al., 2023; Youngblood et al., 2022), de papiers (AET Group Inc., 2020; Dillon Consulting, 2019; Gholami et al., 2020; Keep Britain Tidy, 2020) ou les canettes (Ballatore et al., 2022).

Une fois dans l'espace public, la source d'un déchet est difficilement identifiable. Des études sociologiques sont quelque fois menées pour évaluer ces différentes sources mais celles-ci reposent sur la perception citoyenne et non sur des données quantitatives fiables (Rossi et al., 2023). La distinction des déchets en fonction de leur typologie (Burns & McDonnell, 2020) et leur utilisation selon les différents secteurs économiques (Crosti et al., 2018) peut donner de premiers éléments. Compte tenu de la typologie des déchets rencontrés, la consommation de tabac et les usages alimentaires sont les secteurs économiques qui génèrent le plus de déchets dans l'espace public (Ballatore et al., 2022; Cowger et al., 2022; Ryan et al., 2020; Tobin Consulting Engineers, 2020). Les piétons sont souvent identifiés comme les principales sources car ce facteur influence les quantités de déchets observées (AET Group Inc., 2020; Rossi et al., 2023) mais les automobilistes peuvent aussi contribuer de façon importante. Dans les espaces urbains irlandais par exemple, il a été estimé que 41 % des apports provenaient des piétons (Tobin Consulting Engineers, 2020). Au Cap et à Durban (Afrique du Sud), Ryan et al. (2020) estiment que 95 % des déchets en nombre sont délibérément jetés par les piétons et automobilistes. Toutefois, dans cette étude, tous les déchets à l'exception des débris de véhicules suite à des accidents et les déchets trouvés à proximité des poubelles sont considérés comme délibérément jetés.

Les marques des déchets peuvent aussi renseigner sur l'industriel responsable de la mise sur le marché du produit (Keep Northern Ireland Beautiful, 2023) mais cette approche est moins fréquemment utilisée (Cowger et al., 2022). Les quelques études identifiant les principales marques observées présentent une grande diversité de marques et des top 3 variés selon les endroits. On peut toutefois noter la présence de plusieurs marques de restauration rapide (Figure 7), d'ailleurs souvent pointées du doigt compte tenu de la consommation nomade qu'elles induisent (Basilico et al., 2020; Gholami et al., 2020; Keep America Beautiful, 2021; Lockwood et al., 2021; Tobin Consulting Engineers, 2020). De même que la présence de la marque Philip Morris, leader du marché du tabac (<https://fr.statista.com/statistiques/667455/principales-entreprises-de-tabac-europeennes-classees-par-valeur-de-marche/>; consulté le 10/04/2023) et de la marque Coca Cola (Figure 7), leader du marché des sodas (<https://cdne.kantar.com/fr/inspirations/brand-growth/2021-brand-footprint-france>; consulté le 11/07/2023) et considéré comme le plus gros producteur de déchets plastiques (Heinrich Böll Stiftung et al., 2020).

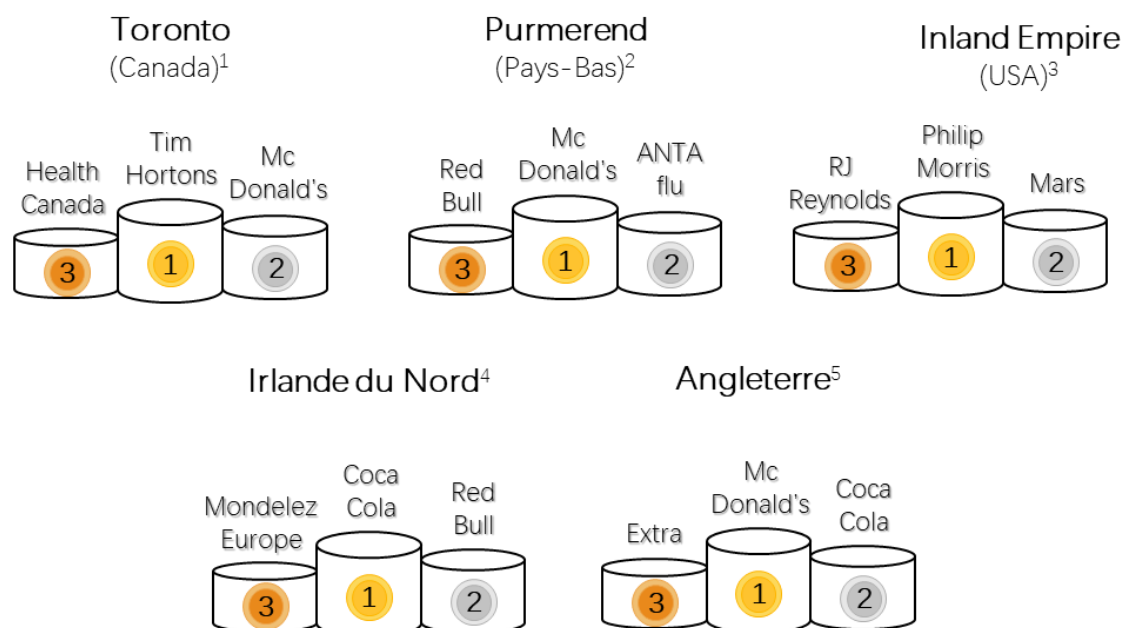


Figure 7 : Top 3 des marques de déchets abandonnés identifiées dans différentes études. ¹AET Group Inc., 2020 ; ²Ballatore et al., 2022 ; ³Cowger et al., 2022 ; ⁴Keep Northern Ireland Beautiful, 2023 ; ⁵Keep Britain Tidy, 2020.

1.4. Facteurs influençant la variabilité spatio-temporelle

Compte tenu de contextes géographiques variés (pays, typologies des zones de collecte (commerciale, ...)) et de la diversité de sources potentielles (piétons, automobilistes, consommation nomade, ...), les densités, la distribution et la typologie de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines varient fortement dans l'espace (Figure 6) et dans le temps. D'autant plus que le stock de déchets présent sur les surfaces urbaines est la résultante entre apports et exports liés aux pratiques de nettoyage et/ou au transfert. Ainsi, de nombreux paramètres peuvent influencer selon les échelles spatiales et temporelles considérées. Davantage de connaissances sur les facteurs influençant la distribution spatiale des déchets ont pour l'instant été rapportées contrario aux influençant leurs dynamiques temporelles.

1.4.1. La distribution spatiale de l'échelle mondiale à locale

A une échelle mondiale, les densités de déchets sont mises en relation directe avec les densités de population (Lebreton et al., 2017; Schmidt et al., 2017), le développement économique (Keep Britain Tidy, 2020; Lockwood et al., 2021), ainsi que la capacité et l'efficacité des systèmes de gestion des déchets (Basilico et al., 2020; Youngblood et al., 2022). De même, des différences de politiques et des différences sociales peuvent expliquer certaines disparités (Schuyler et al., 2021).

A l'échelle des villes, la densité de population ne suffit pas à elle seule à expliquer les importantes variations spatiales observées (Gholami et al., 2020; Keep Britain Tidy, 2020; Youngblood et al., 2022) et de nombreuses études mettent en évidence que ce sont les zones à forte fréquentation (piétonnière et routière) qui sont les plus touchées par la présence de ces déchets (Ballatore et al., 2022; Burns & McDonnell, 2020; Chapman et Bomford, 2020; Karimi et Faghri, 2021b; Lockwood et al., 2021). De ce fait, ce sont généralement les zones à fortes densités d'habitations (Rossi et al., 2023), les axes routiers majeurs (AET Group Inc., 2020; Burns & McDonnell, 2020) et les zones commerciales qui présentent les densités de déchets abandonnés les plus élevées (Gholami et al., 2020; Keep Britain Tidy, 2020; Pietz et al., 2021; Xiong et al., 2022; Youngblood et al., 2022). De plus, les actions de nettoyage mises en place par les collectivités peuvent varier selon les zones (Gholami et al., 2020; Tramoy et al., 2022a). Ces différences dans l'usage de l'espace urbain sous entendent également une variabilité spatiale de la

typologie des déchets (Rossi et al., 2023). Par exemple, à Qazvin (Iran) les déchets étaient principalement composés de mégots dans les zones résidentielles tandis qu'une diversité plus importante était observée dans les zones commerciales, avec davantage de papiers et de plastiques (Gholami et al., 2020). Ce facteur peut aussi jouer sur l'efficacité des actions de nettoyage qui varie selon le type de déchets (un ramassage plus efficace des bouteilles en plastique que des fragments de plastique par exemple, Stocker, 2020).

Par ailleurs, les déchets tendent à s'accumuler proches de leurs sources (Cowger et al., 2022) donc à échelle locale, la présence de déchets dépend essentiellement des activités émettrices. Les densités de déchets tendent à augmenter à proximité immédiate des zones d'attente et/ou de détente comme les arrêts de transports en commun, les espaces publics, les magasins, bars et restaurants, ... (AET Group Inc., 2020; Ballatore et al., 2022; Rossi et al., 2023; Syberg et al., 2020; Tobin Consulting Engineers, 2020; Xiong et al., 2022). La diversité de ces activités émettrices dans les zones commerciales accroît la variabilité spatiale des densités observées au sein de ces zones où en plus, différents acteurs interviennent (prestataires privés, commerçants et gestionnaires publics) et se partagent l'espace et les actions de nettoyage avec des pratiques différentes. La sensibilité des usagers à la présence de déchets joue également un rôle puisque les endroits où des déchets sont déjà présents suscitent de nouvelles incivilités (Lockwood et al., 2021) et/ou, au contraire, suscitent des actions citoyennes de nettoyage du voisinage (AET Group Inc., 2020). Cela peut être de manière intéressée comme dans le cas des commerçants qui peuvent nettoyer leurs devantures, afin de rendre leur commerce plus attractif (Gholami et al., 2020). Enfin, la présence de corbeilles de rues et/ou cendriers semble jouer un rôle (Keep Northern Ireland Beautiful, 2020). A Toronto (Canada), les sites ayant des corbeilles présentaient des densités de déchets plus importantes mais il est difficile de déterminer si c'est la présence de corbeilles qui induit ces densités ou si les corbeilles répondent simplement à un besoin plus important (AET Group Inc., 2020). Certaines villes françaises (Nice, Saint-Hilaire-de-Riez, Rennes, Nevers, ...) ont réduit ou supprimé leurs corbeilles de rues pour inciter les usagers à repartir avec leurs déchets et ainsi réduire la présence de déchets abandonnés. Ces villes ont, pour la plupart, constaté une diminution des quantités de déchets récupérées au sol par les services de nettoyage mais il est difficile d'évaluer si la diminution observée est bien liée au retrait des corbeilles ou si les déchets sont simplement transférés ailleurs. Une meilleure propreté des rues aurait d'ailleurs été également constatée dans le cas de l'augmentation du nombre de corbeilles de rues entre 2008 et 2016 à Nice. Actuellement, de nombreuses villes cherchent à travailler sur la signalétique, la répartition ou la spécificité des corbeilles (corbeilles de tri, éteignoirs à cigarettes, ...) mais des études plus poussées seraient nécessaires pour évaluer clairement l'impact de ce type d'initiative (Meslard-Hayot & Moreau, 2019).

Une fois au sol, les déchets peuvent s'accumuler dans des endroits plus ou moins visibles et accessibles par les services de nettoyage, ce qui tend à accentuer les différences spatiales. En effet, les zones de végétation créent des zones d'accumulation importantes, notamment parce que celles-ci sont hors du périmètre d'action et moins accessibles pour les actions de nettoyage (Gholami et al., 2020), et que la remobilisation des déchets, lorsqu'elle est possible, est conditionnée à des événements météorologiques extrêmes (Mellink et al., 2022).

1.4.2. La dynamique temporelle

Hormis les études explorant les tendances des densités de déchets dans une ville quelques années après un premier audit (Dillon Consulting, 2019; Environmental Resources Planning, 2018, 2020) ou pendant la pandémie de COVID-19 (Chapman & Bomford, 2020; Cowger et al., 2022; Pietz et al., 2021), peu ont étudié les variations temporelles à des fréquences hebdomadaires ou mensuelles. En fait, les observations de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines intègrent différents processus ayant des intensités et périodicités spécifiques: le fait de jeter ou perdre un déchet, la potentielle remobilisation de ces déchets par des actions de nettoyage (services publics, prestataires privés, actions associatives) ou par les variables météorologiques (pluie, vent ; Cowger et al., 2022).

L'étude de Ballatore et al. (2022) à Purmerend (Pays-Bas) indique que les apports de déchets tendent à diminuer en hiver, probablement du fait des conditions météorologiques limitant les activités de plein air. Dans le bassin du Ganges (Inde et Bangladesh), l'absence de différence entre les observations antérieures et postérieures aux moussons suggère un renouvellement rapide et régulier des déchets (Youngblood et al., 2022). Des taux d'accumulation stables quel que soit le site et malgré la réalisation de ramassages collectifs ou le confinement lié au COVID ont mené aux mêmes conclusions en Californie du Sud (Etats-Unis, Cowger et al., 2022).

En termes de composition, des typologies relativement similaires d'une année à l'autre ont été observées en Irlande (Tobin Consulting Engineers, 2020). En revanche, à une échelle saisonnière, une recrudescence de mouchoirs et de contenants alimentaires en polystyrène permettant de garder les aliments au chaud au détriment des contenants de boissons froides a été observée en hiver à Mexico (Mexique, Muñoz-Cadena et al., 2012).

2. Méthodologie

2.1. Bassins versants de Pin Sec et Jules Verne

Pour répondre aux ambitions de l'axe 1 du projet, le suivi quantitatif des macrodéchets abandonnés sur ce site a été réalisé à grande échelle spatio-temporelle via des comptages visuels et à faible échelle spatio-temporelle via des collectes de déchets. Les résultats de ces suivis réalisés jusqu'en octobre 2022 ont été valorisés sous forme d'un article scientifique (Ledieu et al., soumis). Associé à cela, un suivi quantitatif des déchets placés dans les corbeilles de rues a aussi été réalisé. L'ensemble des collectes ont servi au suivi qualitatif des déchets. Par ailleurs, des actions collectives de ramassage ont été menées pour visualiser l'impact de ce type de pratiques sur les densités de déchets abandonnés.

2.1.1. Suivi quantitatif des déchets abandonnés à grande échelle spatio-temporelle

Au total, 21 campagnes de comptages visuels, nommées « CV1 » à « CV21 », ont été réalisées d'octobre 2021 à septembre 2023. Ces campagnes intégraient entre 25 et 64 jours d'accumulation (Tableau 2).

Tableau 2 : Date, nombre de jours d'accumulation, pluviométrie et commentaires associés aux campagnes de comptages visuels de déchets réalisés sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (CV1 à CV21).

CAMPAGNE	Date	Nombre de jours d'accumulation	Pluviométrie (mm)	Commentaires
CV1	14/10/2021			Référence
CV2	17/11/2021	33	57,2	Après débroussaillage sur certains linéaires
CV3	15/12/2021	28	68,1	
CV4	18/01/2022	33	108,6	
CV5	15/02/2022	27	24,6	
CV6	20/04/2022	65	102,6	Après débroussaillage sur certains linéaires
CV7	18/05/2022	28	35,8	
CV8	13/06/2022	25	56,2	
CV9	17/08/2022	64	54,3	Après orages
CV10	15/09/2022	28	26,7	
CV11	09/11/2022	54	120,6	Après Clean Up Day (17/09/2022)
CV12	05/12/2022	26	103,6	
CV13	10/01/2023	35	151,8	
CV14	28/02/2023	48	96,5	Après Clean Up organisé (04/02/2023)
CV15	04/04/2023	34	130,7	Après orages, Fin de la grève de collecte des déchets
CV16	26/04/2023	22	38,8	
CV17	24/05/2023	28	37,2	
CV18	16/06/2023	22	9,2	
CV19	18/07/2023	32	25,3	
CV20	08/08/2023	20	68,6	Après orages
CV21	19/09/2023	41	70,0	Après orages

Ces campagnes ont été réalisées sur 23 linéaires de rues : 11 rues dans le bassin versant de Pin Sec (nommées PS-1 à PS-11) et 12 rues dans le bassin versant de Jules Verne (nommées JV-1 à JV-12, Figure 8). Ces rues ont été choisies pour être contrastées et représentatives de chaque bassin versant puisqu'elles regroupent les différents types d'occupation du sol (résidentiel collectif et individuel, commercial). Lors de chaque campagne, tous les déchets de plus de 1 cm présents sur la chaussée, le trottoir et dans d'éventuelles zones végétalisées ont été comptabilisés à l'aide d'un compteur manuel. La surface explorée représente au total 0,14 km² (13 % de la surface totale des bassins versants). Les

places de stationnement le long des chaussées ont été pris en compte dans les comptages, mais pas les parkings séparés de la chaussée par des trottoirs et/ou des bandes enherbées. Lorsque les voitures étaient stationnées sur la zone étudiée, uniquement les déchets autour de ces véhicules ont pu être comptabilisés. Les résultats des campagnes ont ensuite été rapportés à la surface explorée pour exprimer la densité de déchets (en déchets/km²).

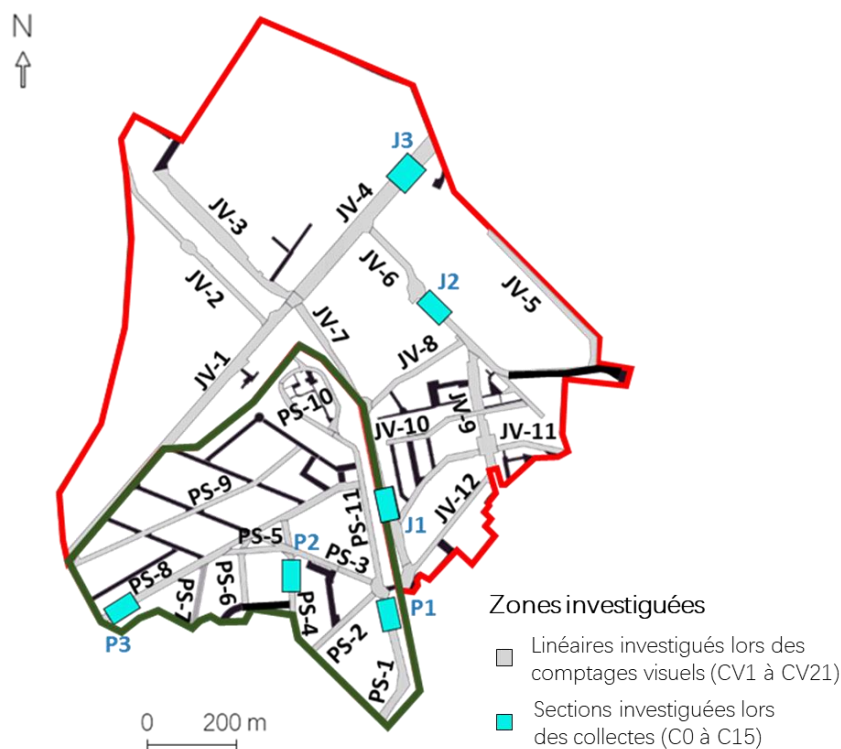


Figure 8 : Linéaires et sections des bassins versants Pin Sec (contour en vert foncé) et Jules Verne (contour en rouge) investigués lors des suivis des déchets abandonnés à grande (campagnes CV1 à CV21) et petite échelle spatio-temporelle (campagnes C0 à C15).

A savoir que certaines campagnes intègrent des conditions exceptionnelles. Ces évènements concernent des opérations de débroussaillage des espaces verts (CV2 et CV6), des évènements météorologiques extrêmes (CV9, CV20 et CV21) mais aussi une grève des services de collecte des déchets (CV15, Tableau 2). Par ailleurs, le suivi réalisé d'octobre 2021 à octobre 2022 (CV1 à CV10) peut être considéré comme une année type, tandis que le suivi réalisé d'octobre 2022 à septembre 2023 (CV11 à CV21) comprend des expérimentations pour évaluer l'impact des actions collectives de ramassages (Clean Up) sur les densités de macrodéchets (CV11 et CV14 ; Tableau 2).

2.1.2. Suivi quantitatif et qualitatif des déchets abandonnés à petite échelle spatio-temporelle

15 campagnes de collectes, nommées « C1 » à « C15 », ont été réalisées entre février et juin 2022 après une première campagne de nettoyage (C0). Ces campagnes intégraient entre 6 et 14 jours d'accumulation (Tableau 3).

Tableau 3 : Date, nombre de jours d'accumulation, pluviométrie et applications spécifiques des campagnes de collectes de déchets réalisés sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (C0 à C15).

CAMPAGNE	Date	Nombre de jours d'accumulation	Pluviométrie (mm)	Application spécifique
C0	21/02/2022	-	-	Nettoyage initial

				Caractérisation détaillée (J-liste)
C1	28/02/2022	7	1,9	Caractérisation détaillée (J-liste)
C2	08/03/2022	8	8,9	Caractérisation détaillée (J-liste)
C3	14/03/2022	6	25	Caractérisation détaillée (J-liste)
C4	28/03/2022	14	1,4	Caractérisation détaillée (J-liste)
C5	04/04/2022	7	9,6	Caractérisation détaillée (J-liste)
C6	11/04/2022	7	37,6	Caractérisation détaillée (J-liste)
C7	25/04/2022	14	38,7	Caractérisation détaillée (J-liste)
C8	02/05/2022	7	0	Caractérisation détaillée (J-liste) + Evaluation de la distribution spatiale des déchets
C9	09/05/2022	7	0	Caractérisation détaillée (J-liste) + Evaluation de la distribution spatiale des déchets
C10	16/05/2022	7	0,1	Caractérisation détaillée (J-liste) + Evaluation de la distribution spatiale des déchets
C11	24/05/2022	8	30,8	Evaluation de la distribution spatiale des déchets
C12	30/05/2022	6	0,2	Evaluation de la distribution spatiale des déchets
C13	07/06/2022	8	9,5	Evaluation de la distribution spatiale des déchets
C14	16/06/2022	9	15,7	Evaluation de la distribution spatiale des déchets
C15	27/06/2022	11	19,9	Evaluation de la distribution spatiale des déchets

Ces collectes ont été réalisées sur 6 sections de 50 m linéaire de rue, 3 sections dans le bassin versant de Pin Sec (nommées P1 à P3) et 3 sections dans celui de Jules Verne (nommées J1 à J3, Figure 8). Ces sections ont été choisies pour être représentatives des différents types d'occupation du sol, de différentes configurations de rues (zones végétalisées, zones de stationnement), de différentes conditions de trafic piétonnier et routier, ainsi que pour permettre une collecte des déchets facile et sécurisée. Lors de chaque campagne, tous les déchets de plus de 1 cm ont été collectés manuellement sur la chaussée, le trottoir et dans les éventuels espaces verts, pour une surface totale explorée de 0,006 km² (0,6 % de la surface totale des bassins versants).

Une quantification plus fine de la distribution spatiale des déchets au sein de chaque section de rues a été réalisée lors des campagnes C8 à C15 (5 275 déchets soit 43 % du nombre total de déchets collectés, Tableau 3). Cette distribution a été évaluée en comptabilisant indépendamment les déchets présents sur la chaussée, le trottoir et dans les espaces verts.

Ces collectes ont permis d'évaluer le nombre de déchets présents mais aussi de peser les déchets collectés en laboratoire pour évaluer leur masse, une fois secs. Les résultats des campagnes ont ensuite été rapportés à la surface explorée pour exprimer les densités de déchets en nombre (en déchets/km²) comme en masse (en kg/km²). Les masses de déchets collectées ont été rapportées au nombre de jours de chaque campagne et à la surface explorée pour exprimer des taux d'accumulation en kg/km²/j. Ensuite extrapolés à la surface totale des bassins versants Pin Sec et Jules Verne (1,05 km²) et rapportés au nombre d'habitants (5 048 habitants), ces taux ont aussi été exprimés en g/hab/j. Extrapolés à l'année, ces taux ont permis d'estimer la quantité de déchets générée annuellement au sol.

Tous les déchets collectés lors des campagnes C0 à C15 ont été caractérisés et pesés en laboratoire selon leur type de matériaux : plastique, caoutchouc, papier/carton, métal, verre, bois usiné et textile. De plus, lorsque celles-ci pouvaient être identifiées, leurs marques ont été relevées et rapportées aux groupes industriels auxquels elles appartiennent. Afin de mieux identifier la source des déchets et notamment pouvoir les rattacher à leur secteur économique, une caractérisation plus fine des déchets récupérés des campagnes C0 à C10 (8 989 déchets soit 67 % du nombre total de déchets récupérés) a été réalisée par catégories de matériaux selon la grille OSPAR/TG-ML, mise à jour sous forme de J-liste (Fleet et al., 2021 ; Tableau 3).

2.1.3. Suivi quantitatif et qualitatif des déchets placés dans les corbeilles de rues

Entre mai et août 2023, 14 sacs de corbeilles de rues ont été triés, caractérisés et enfin pesés. Cet échantillonnage a été réalisé de façon aléatoire par les services de nettoyage du pôle Erdre et Loire à

raison de 3 ou 4 sacs/mois (Tableau 4). Le contenu des sacs a été caractérisé selon la J-liste pour classer les déchets selon leurs catégories de matériaux, leurs types et leurs secteurs économiques.

Tableau 4 : Date et adresse de prélèvement des sacs de corbeilles de rues échantillonnés sur le bassin versant de Jules Verne. Les linéaires de rues (selon la Figure 8) sur lesquels ces sacs ont été prélevés sont également précisés.

N°	Date	Adresse de prélèvement	Linéaire associé (Figure 8)
Sac 1	24/05/2023	177 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 2	24/05/2023	2 route de Paris	JV-4
Sac 3	24/05/2023	147 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 4	16/06/2023	2 route de Paris	JV-4
Sac 5	16/06/2023	147 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 6	16/06/2023	128 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 7	16/06/2023	177 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 8	20/07/2023	121b Bd Jules Verne	JV-1
Sac 9	20/07/2023	43 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 10	20/07/2023	2 route de Paris	JV-4
Sac 11	20/07/2023	30 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 12	09/08/2023	128 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 13	09/08/2023	210 Bd Jules Verne	JV-1
Sac 14	09/08/2023	45 rue Jules Grandjouan	JV-6

2.1.4. Actions collectives de ramassages des déchets

Deux actions collectives de ramassage de déchets ont été organisées dans le cadre de ce projet entre 2022 et 2023. La première a été réalisée à l'occasion du World Clean Up Day en septembre 2022 et a mobilisé 14 bénévoles. La seconde a été organisée en collaboration avec l'association Surfrider Fondation en février 2023 et a mobilisé 18 bénévoles (Tableau 5).

Tableau 5 : Date et nombre de bénévoles des actions collectives de ramassage des déchets réalisées sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne. Les linéaires de rues (selon la Figure 8) explorés dans le cadre de ces ramassages sont également précisés.

Campagne	Date	Nombre de bénévoles	Linéaires explorés (Figure 8)
RC-1	17/09/2022	14	JV-3, JV-4, JV-6, JV-7 et JV-8
RC-2	04/02/2023	18	JV-3, JV-4, JV-6, JV-7 et JV-8

Lors de ces ramassages, tous les déchets supérieurs au cm étaient collectés pendant 1h30 à 2h. Pour des raisons de sécurité, les morceaux de verre et déchets dangereux ne devaient pas être ramassés. Les deux ramassages ont été organisés au nord du bassin versant Jules Verne pour une surface explorée d'environ 0,04 km² (4 % de la surface totale des bassins versants). La masse totale de déchets récupérée lors de ces ramassages a été pesée. Aucune caractérisation détaillée n'a été réalisée sur ces déchets mais ceux-ci ont été pesés par catégorie en considérant le verre, les déchets recyclables ou non recyclables.

2.1.5. Bilan des quantités de déchets générées dans l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines

Les résultats de ces différentes campagnes ont alimenté l'estimation du bilan des quantités de déchets générées dans l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines des bassins versants Pin Sec et Jules Verne. Les quantités de déchets reprises par les services de nettoyage n'ont pu être estimées que pour le ramassage des corbeilles de rues. En effet, les tonnages de déchets de balayures (DBV) et déchets non valorisés (DNV) n'étant disponibles qu'à l'échelle du pôle Erdre et Loire dans sa totalité, il n'a pas été possible d'évaluer la contribution spécifique des bassins

versants Pin Sec et Jules Verne. La quantité de déchets générée dans les corbeilles de rue a été calculée en estimant une masse moyenne de déchets par sac selon les résultats du suivi quantitatif des corbeilles de rues. Cette masse a ensuite été extrapolée aux 70 corbeilles présentes sur les deux bassins versants et au nombre de ramassages réalisés par les services de nettoyage (3 fois/semaines soit 156 ramassages).

La quantité de déchets générée dans l'espace public a été considérée comme la somme des quantités de déchets annuellement générés au sol, estimée à l'aide du suivi quantitatif réalisé à petite échelle spatio-temporelle (section 2.1.2.), et de déchets collectés dans les corbeilles de rues.

Conceptuellement, les résultats des comptages visuels sont considérés comme représentatifs des déchets ayant un long temps de résidence sur les surfaces urbaines, constituant le bruit de fond. La masse de déchets dits « résiduels » a donc été estimée à partir de la densité médiane de déchets observée lors de ces campagnes (section 2.1.1.) multipliée par la masse médiane des déchets collectés lors des campagnes de piquetage (section 2.1.2.).

2.2. Hypercentre nantais

Pour répondre aux ambitions de l'axe 1 du projet, le suivi quantitatif des macrodéchets abandonnés et repris par les services de nettoyage sur ce site a été réalisé via l'exploitation des données fournies par Nantes Métropole, à savoir les relevés de propreté et les tonnages de DBV et DNV. Associé à cela, un suivi quantitatif des déchets fuitant du marché de la Petite Hollande a été réalisé. Un suivi qualitatif des déchets n'a été réalisé que pour les déchets du marché de la Petite Hollande.

2.2.1. Densités de déchets abandonnés

Les résultats des relevés de propreté réalisés par les services de nettoyage de Nantes Métropole en 2021 ont été exploités pour quantifier les densités de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines de l'hypercentre nantais. Pour rappel, les services de nettoyage réalisent des comptages de déchets critiques sur la chaussée et le trottoir de 161 tronçons de rues (Figure 9) et des comptages de petits déchets (< 12 cm) au niveau de 161 points de comptages du pôle Nantes-Loire. Les résultats de ces relevés indiquent des nombres de déchets par tronçon et par mois. Une comparaison des comptages effectués sur trottoir et sur chaussée a révélé que plus de 70 % des déchets étaient comptés sur le trottoir. Le calcul des densités n'a donc été réalisé que pour les relevés effectués sur les trottoirs. Pour exprimer les résultats sous forme de densités de déchets par unité de surface (en déchets/km²), les 161 tronçons explorés ont été spatialisés et leur surface a été automatiquement calculée via le logiciel QGIS. Les densités ont ainsi été calculés par tronçon et par mois pour les déchets critiques et les petits déchets présents sur les trottoirs. La surface totale explorée représente 0,03 km² (0,2 % de la surface totale du pôle Nantes-Loire).

Afin d'estimer le stock résiduel de déchets et la quantité générée dans l'espace public, les densités numériques ont été converties en densités massiques. Pour les petits déchets, considérant la prédominance des mégots de cigarettes, il a été choisi de considérer une masse de petits déchets équivalente à 0,2 g/déchet. Pour les déchets critiques, une masse de 5,4 g/déchet a été choisie sur la base de l'étude de Vriend et al. (2020) qui ont estimé une masse moyenne des déchets de taille supérieure à 5 cm.

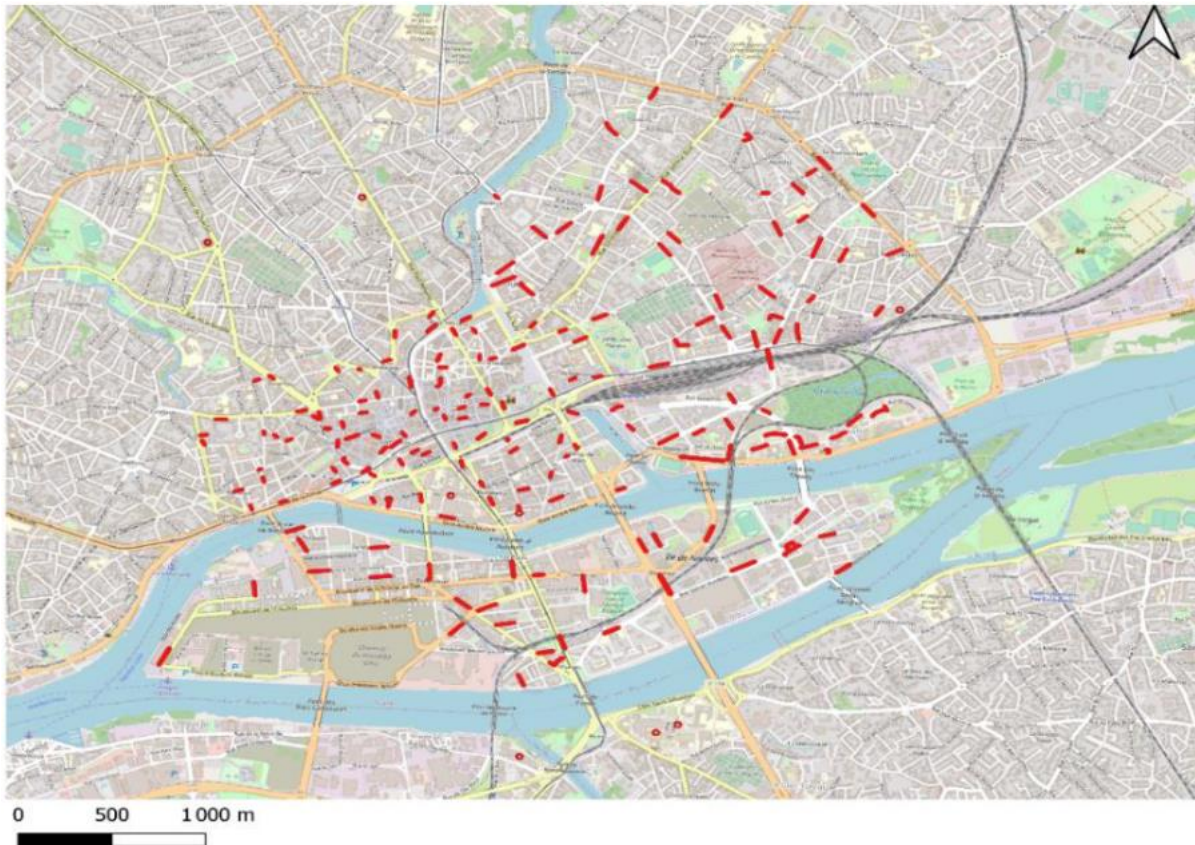


Figure 9 : Carte des 161 tronçons de rues (surlignés en rouge) du pôle Nantes-Loire utilisés pour les relevés de propreté (Benosmane, 2023).

2.2.2. Ramassages collectifs au marché de la Petite Hollande

La quantité de déchets qui fuient du marché de la Petite Hollande a été quantifiée via une participation aux ramassages collectifs effectués par l'association Engagement 87. Ces ramassages consistent à récupérer tous les déchets envolés autour de la place du marché en dehors de la zone de nettoyage des services de Nantes Métropole (surface totale explorée d'environ 0,02 km²), lorsque les commerçants rangent leurs stands. Quatre campagnes ont été réalisées entre mai et juillet 2023 (Tableau 6) et la masse totale des déchets récupérés a été pesée.

Tableau 6 : Date et nombre de bénévoles mobilisés lors des ramassages de déchets réalisés au marché de la Petite Hollande.

Campagne	Date	Nombre de bénévoles	Commentaires
MH-1	13/05/2023	8	
MH-2	27/05/2023	8	2 sacs non pesés
MH-3	24/06/2023	11	
MH-4	22/07/2023	7	Peu de vent et pluie

Une partie des déchets collectés (8/61 sacs) a été échantillonnée pour être caractérisée selon la classification J-liste. Les secteurs économiques des déchets ont également été relevés. Pour les emballages non alimentaires (J13), l'attribution des secteurs économiques a été plus détaillée que dans la J-liste. Si l'usage de ces derniers était identifiable (emballage de vêtements, de jouets, ...), ils ont été rattachés au secteur économique approprié. Une quantité annuelle a été estimée en extrapolant la masse moyenne de déchets collectés au nombre de semaines (52 semaines).

2.2.3. Bilan des quantités de déchets générées dans l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines

La quantité de déchets reprise par les services de nettoyage a été estimée à travers l'exploitation des tonnages de déchets balayures voirie (DBV) et déchets non valorisés (DNV) de 2020 et 2021 fournis pour le pôle Nantes-Loire. Les proportions respectives des déchets repris par les balayeuses, dans les corbeilles de rues ou par les agents à pieds ont toutefois été distinguées. Pour les balayures (DBV), les tonnages comprennent également des poussières de routes et des débris de végétation. Les proportions de déchets et de déchets plastiques ont donc été estimées à l'aide de données acquises dans le cadre du projet Plastoc au niveau de la métropole de Rouen. Dans cette étude, les déchets représentaient $0,2 \pm 0,002$ % et les déchets plastiques $0,05 \pm 0,0007$ % du poids sec total de DBV (communication personnelle avec R. Tramoy). A notre connaissance, ce sont les seules données existantes sur les compositions de DBV. Pour les corbeilles de rues, ce sont les masses médianes des corbeilles de rues mesurées dans les bassins versants Pin Sec/Jules Verne qui ont été utilisées suivant la même logique que pour ces bassins versants (masse médiane * nombre de corbeilles * nombre de jours * nombre de semaines). Cette quantité étant comprise dans les DNV, elle a été utilisée pour distinguer la part provenant des corbeilles de rues de la part provenant des dépôts sauvages et du piquetage des agents de nettoyage.

Pour estimer le stock résiduel de déchets, les densités massiques estimées à partir des relevés de propreté (section 2.2.1) ont été rapportées à la surface du pôle et à l'année.

La quantité de déchets générée dans l'espace public du pôle Nantes-Loire a été considérée comme la somme des quantités de déchets reprises par les services de nettoyage et des déchets dits « résiduels ». A la différence des bassins versants Jules Verne et Pin Sec, le taux d'accumulation de déchets au sol n'a pas pu être évalué mais sont compris dans les quantités reprises par les services de nettoyage.

3. Résultats

3.1. Bassins versants de Pin Sec et Jules Verne

3.1.1. Densités de déchets abandonnés en fonction de l'occupation du sol

Au total, 468 850 déchets ont été comptés lors des campagnes de comptages visuels CV1 à CV21 (2 ans de suivi), représentant des densités comprises entre 86 000 et 223 000 déchets/km² à l'échelle des bassins versants (valeur médiane égale à 154 000 déchets/km²). Dans ce rapport, les densités numériques sont arrondies au millier et les densités massiques arrondies au kg. Lors des campagnes de collecte C0 à C15, 12 330 déchets ont été collectés. En négligeant C0, les densités observées représentaient entre 75 000 et 220 000 déchets/km² (valeur médiane égale à 98 000 déchets/km²) en nombre et entre 134 et 1 150 kg/km² (valeur médiane égale à 275 kg/km²) en masse.

A l'échelle des linéaires de rues, les densités observées pendant les campagnes de comptages visuels étaient plus variables, allant de 16 000 à 824 000 déchets/km². Les densités étaient plus élevées dans les zones commerciales/industrielles (valeur médiane égale à 173 000 déchets/km²) que dans les zones résidentielles (valeur médiane égale à 106 000 déchets/km²). Dans ces dernières, les densités étaient également plus élevées dans les zones de résidences collectives (valeur médiane égale à 137 000 déchets/km²) que dans les zones de résidences individuelles (valeur médiane égale à 84 000 déchets/km², Figure 10a). Par ailleurs, la distribution spatiale des déchets pouvait être très variable au sein même des linéaires de rues. Les densités médianes de déchets collectés étaient plus élevées dans les espaces verts (valeur médiane égale à 162 000 déchets/km²) que sur le trottoir (valeur médiane égale à 113 000 déchets/km², Figure 10b). Dans les espaces verts, les densités de déchets pouvaient cependant être très variables (Figure 10b), surtout selon la forme de ces espaces. En effet, les haies présentaient des densités plus faibles que les bandes enherbées par exemple. Les densités collectées étaient les plus faibles sur la chaussée (valeur médiane égale à 53 000 déchets/km², Figure 10b).

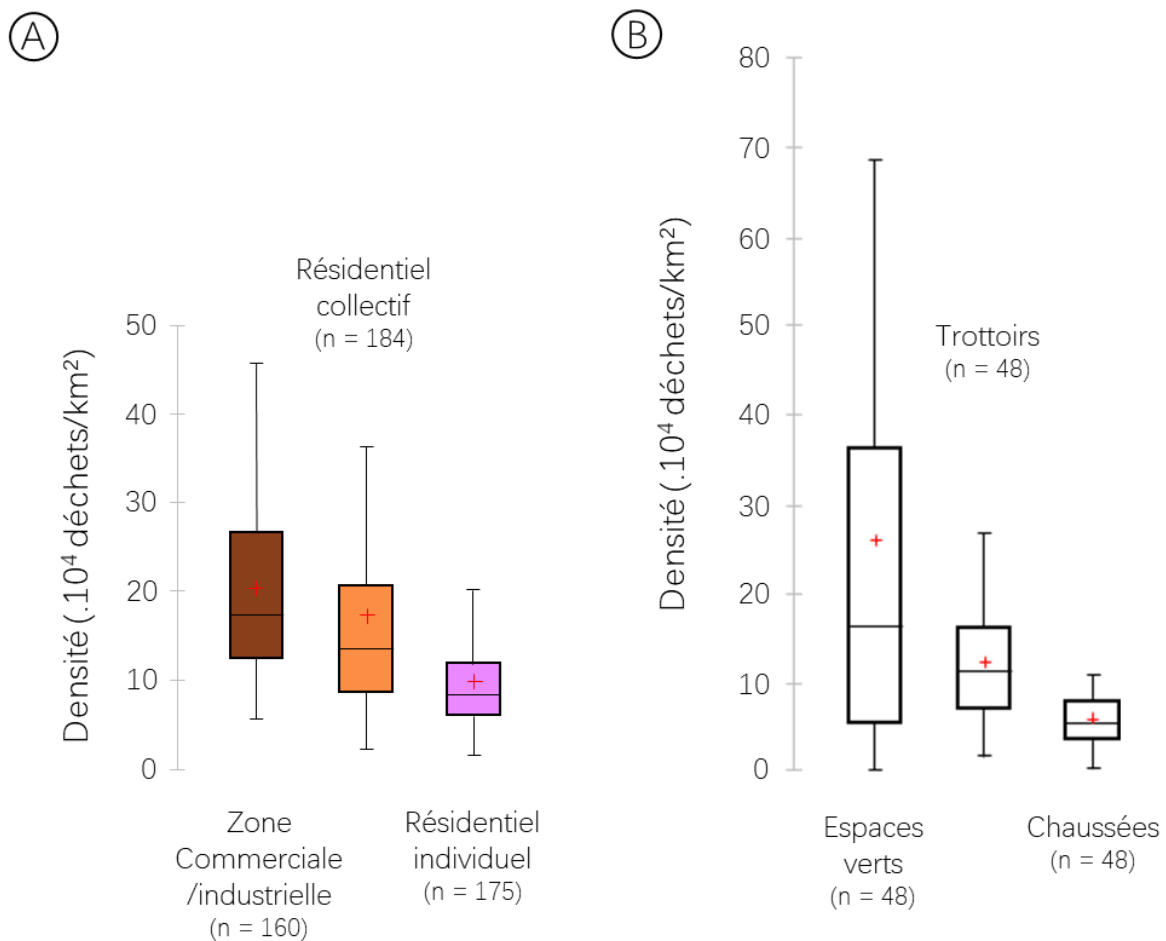


Figure 10 : Boîtes à moustaches représentant la variabilité (premier quartile, troisième quartile et médiane ; croix rouge : moyenne ; barres verticales : 1,5 fois la différence interquartile) des densités de déchets abandonnés quantifiées en fonction de A) l'occupation du sol et l'usage de l'espace urbain (les couleurs correspondent aux couleurs des occupations du sol de la Figure 4b) et en fonction de B) leur distribution spatiale sur les tronçons de rues explorés lors des suivis quantitatifs à petite échelle spatiale C8 à C15. Le nombre n d'observations est indiqué.

3.1.2. Densités de déchets abandonnés en fonction du temps

Les densités de déchets présentent une forte variabilité temporelle. Lors des collectes, des déchets ont été trouvés à chaque campagne et chaque section. Entre 457 et 1 341 éléments ont été collectés par campagne avec des masses variant de 0,8 à 7,0 kg (hors C0). Lors des comptages visuels, les plus faibles densités de déchets ont été observées en novembre 2022 (CV11) et le maximum en août 2022 (CV9, Figure 11). Des apports plus importants ont été suspectés pendant les périodes de vacances, mais ils n'ont pas été clairement observés (Figure 11). Des variations de densités de déchets en fonction du jour de campagne n'ont pas non plus été observées, comme les services de nettoyage n'opèrent pas de la même façon dans toutes les rues et que ces opérations peuvent se dérouler simultanément au comptage visuel et à la collecte des déchets. A l'échelle annuelle, on observe toutefois une évolution similaire entre les deux années de suivi. Les densités de déchets tendent à augmenter de novembre à février, puis à baisser jusqu'en avril. Elles réaugmentent jusqu'en juin puis diminuent jusqu'en octobre. Les densités de déchets observées en novembre, avril et juin étaient d'ailleurs très proches entre les deux années (Figure 11).

Lors de la campagne réalisée à la fin de la période de grève des éboueurs qui a eu lieu du 7 au 30 mars 2023 (CV15 le 04/04/2023), une très forte augmentation des densités a été observée dans les zones

résidentielles mais pas dans les zones commerciales, ce qui explique que cette campagne ne sorte pas spécifiquement des gammes de densités généralement observées (Figure 11). De plus, des diminutions de densités ont été observées sur les rues nettoyées lors des ramassages collectifs mais ces diminutions étaient trop localisées pour être remarquables sur les densités moyennes à l'échelle du site.

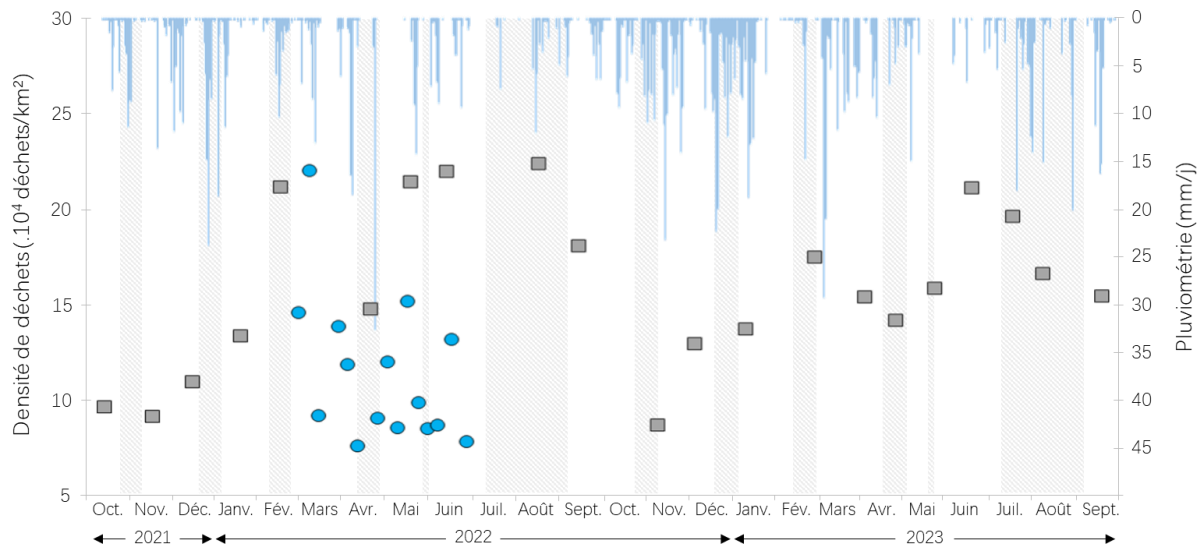


Figure 11 : Evolution temporelle des densités de déchets quantifiées lors des suivis quantitatifs à grande échelle spatio-temporelle (carrés gris, CV1 à CV21) et lors des suivis quantitatifs à petite échelle spatio-temporelle (ronds bleus, C1 à C15) en fonction de la pluviométrie journalière. Les périodes grisées correspondent aux vacances scolaires.

3.1.3. Masse et typologie des déchets abandonnés

Au total, les déchets collectés lors des campagnes C0 à C15 représentent une masse de 50,8 kg soit une médiane de 1,7 kg/campagne (0,4 kg de plastique/campagne) et 2,7 g/déchet (0,9 g/déchet plastique). Les taux d'accumulation calculés à partir de ces résultats varient entre 15 et 149 kg/km²/j (médiane égale à 36 kg/km²/j) et entre 3 et 31 g/hab/j (médiane égale à 7 g/hab/j).

En nombre, les déchets collectés sont principalement composés de plastiques (62 %). La catégorie papier/carton est la seconde catégorie de déchets la plus représentée (26 %), suivie du métal (5 %) et du verre (4 %, Figure 12a). En masse, c'est le verre qui prédomine (44 %) mais la catégorie papier/carton se situe toujours en seconde place (20 %). Les catégories du plastique et du métal sont en troisième place avec des pourcentages similaires (17 %, Figure 12b).

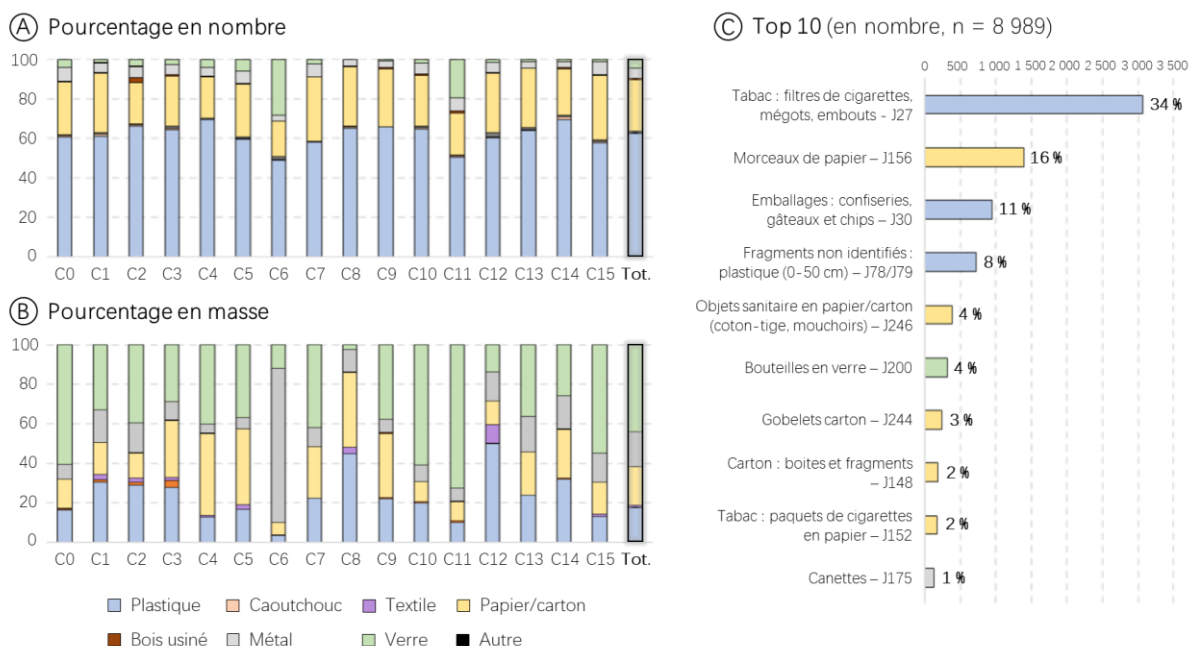
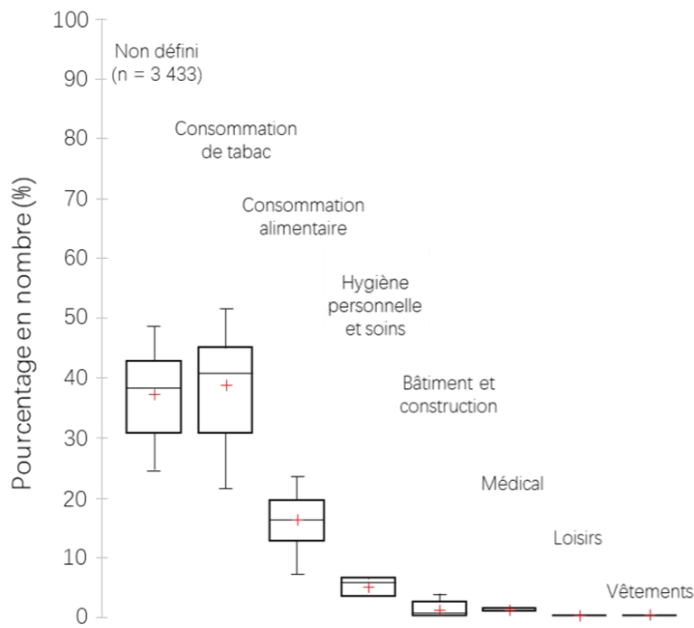


Figure 12 : Pourcentages des différentes catégories de matériaux par campagne ou au total (Tot.) lors des suivis quantitatifs réalisés à petite échelle spatio-temporelle sur les surfaces urbaines des bassins versants Pin Sec et Jules Verne A) en nombre ou B) en masse. C) Le top 10 des types de déchets les plus fréquemment rencontrés selon la J-liste. Les couleurs indiquent les catégories de matériaux auxquelles appartiennent les types de déchets.

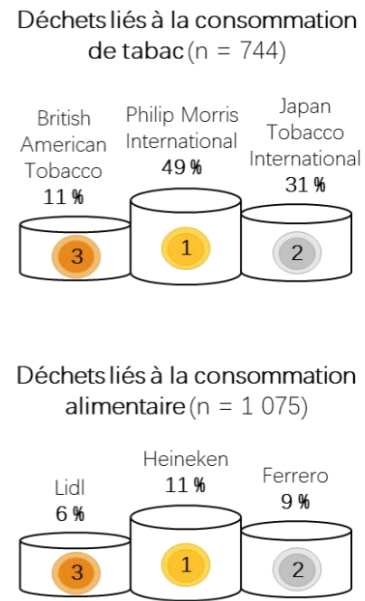
Les 8 989 déchets caractérisés plus finement appartiennent à 83 catégories de déchets différents parmi les 201 types listés dans la J-liste. Les 10 types de déchets les plus abondants représentent toutefois 84 % du nombre total de déchets caractérisés. Ce top 10 est composé des mégots de cigarette, des fragments de papier, des emballages de chips et confiseries en plastiques, des fragments de plastique non expansés, des objets sanitaires en papier/carton, des bouteilles en verre, des gobelets en carton, des boîtes et fragments de carton, des paquets de cigarette en papier/carton et des canettes (Figure 12c).

Le secteur économique de 3 433 déchets (38 % du nombre de déchets caractérisés à l'aide la J-liste) n'a pas pu être défini, soit parce que ceux-ci étaient des fragments, soient parce qu'ils appartiennent à des catégories de déchets qui ne sont rattachées à aucun des secteurs économiques définis dans la J-liste (les sacs à crottes de chiens par exemple). De façon cohérente avec la prédominance de mégots de cigarette, la consommation de tabac est le secteur économique le plus représenté (37 % en nombre). La consommation alimentaire arrive en seconde position (17 % en nombre). Les secteurs de l'hygiène personnelle et des soins, du médical, du bâtiment et de la construction, des loisirs et du textile représentent respectivement 5 %, 1,3 %, 1 %, 0,2 % et 0,2 % du nombre de déchets collectés (Figure 13a).

Ⓐ Secteur économique (n = 8 989)



Ⓑ Top 3 groupes industriels



Ⓒ Top 10 marques

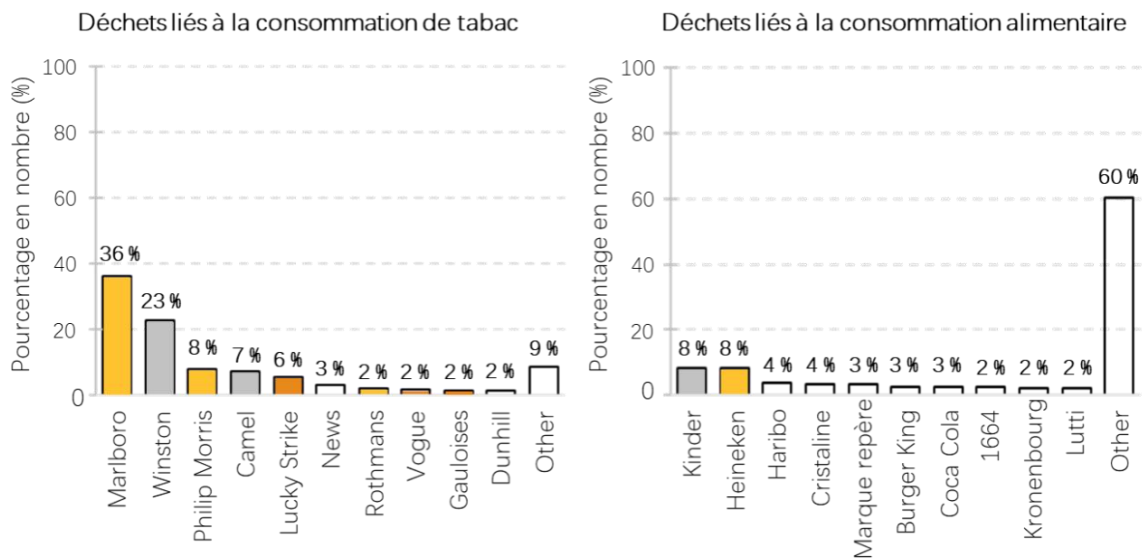


Figure 13 : A) Secteurs économiques des différents types de déchets observés sur les surfaces urbaines lors des campagnes C1 à C15. B) Top 3 des groupes industriels les plus abondants dans les déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire. Le nombre de déchets pris en compte est indiqué. C) Top 10 des marques les plus représentées au sein des déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire. La marque est colorée selon la place du groupe industriel auquel elle appartient dans le top 3 des groupes industriels.

Au total, 212 marques différentes ont été identifiées dont 194 appartiennent aux secteurs de la consommation de tabac (27 marques) et la consommation alimentaire (167 marques). Dans le secteur de la consommation de tabac, la marque de 744 déchets (35 % du nombre de déchets de ce secteur) a pu être identifiée et le top 10 des marques représente 91 % d'entre eux. Marlboro est la marque qui prédomine (36 % en nombre), suivie par Winston (23 % en nombre) et Philip Morris (8 % en nombre, Figure 13c). Comme le groupe Philip Morris International est propriétaire des marques Marlboro et Philip Morris, c'est lui qui est en tête du podium des groupes industriels (Figure 13b). Dans le secteur de la consommation alimentaire, la marque de 1 075 (69 % du nombre de déchets de ce secteur) a pu

être identifiée et le top 10 des marques représente 40 % d'entre eux. Kinder est la marque qui prédomine (8 % en nombre), suivie par Heineken (8 % en nombre) et Haribo (4 % en nombre, Figure 13c). Dans ce top 10, 3 marques sont relatives aux emballages de confiseries, 5 marques à des boissons et les 2 dernières correspondent à une marque de restauration rapide et une marque de grande distribution.

3.1.4. Masse et typologie des déchets collectés dans les corbeilles de rues

Au total, 2 125 déchets soit 22,1 kg ont été récupérés dans les 14 sacs collectés. Selon leurs masses sèches respectives, un sac de corbeilles de rue a une masse médiane de 1,37 kg.

A l'inverse des déchets collectés au sol, la majorité des déchets des corbeilles de rues sont composés de papier/carton (53 % en nombre). La catégorie du plastique se situe en seconde place (36 % en nombre), suivie du métal (6 % en nombre) et du verre (4 % en nombre, Figure 14a). En masse, c'est la catégorie du verre qui prédomine (40 %), suivie du plastique (29 %, Figure 14b).

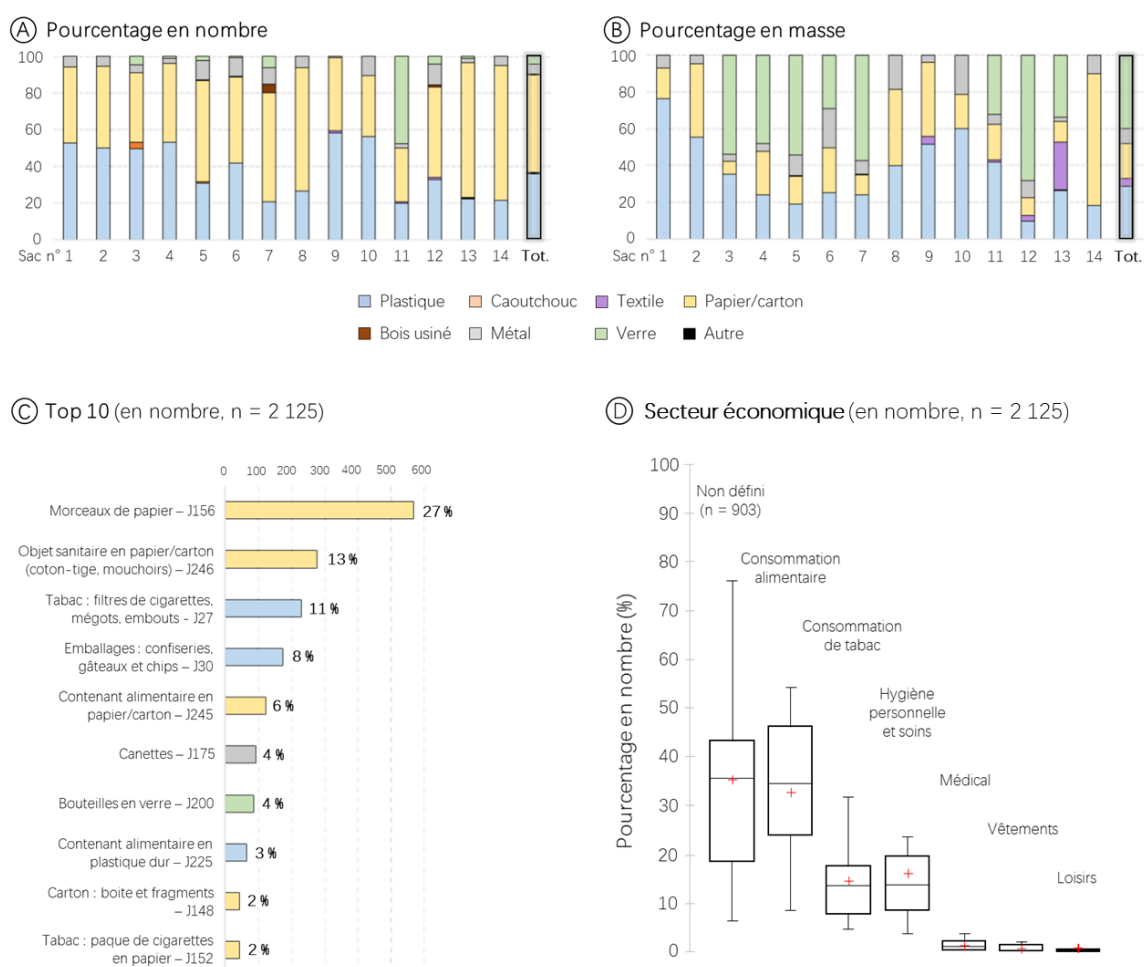


Figure 14 : Pourcentages des différentes catégories de matériaux par sac ou au total (Tot.) dans les corbeilles de rues prélevées des bassins versants Pin Sec et Jules Verne A) en nombre ou B) en masse. C) Le top 10 des types de déchets les plus fréquemment rencontrés selon la J-liste. Les couleurs indiquent les catégories de matériaux auxquelles appartient les types de déchets. D) Les secteurs économiques des différents types de déchets rencontrés.

Les déchets observés dans les corbeilles appartiennent à 71 types de déchets différents de la J-liste. La diversité des objets est donc légèrement inférieure à celle observée dans les déchets collectés au sol. Les 10 types de déchets les plus abondants représentent 80 % des déchets collectés avec en tête, les morceaux

de papier, puis les objets sanitaires en papier/carton et les mégots de cigarettes (Figure 14c). Il est intéressant de noter que 8 types de déchets se retrouvent autant dans le top 10 des déchets des corbeilles de rues que dans le top 10 des déchets collectés au sol (J156, J246, J27, J30, J200, J148, J152 et J175, Figures). Dans les corbeilles, on retrouve toutefois moins de fragments de plastique (J78/79) et de gobelets en carton (J244) au profit des contenants alimentaires en papier/carton (J245) et en plastique (J225, Figure 14c).

Le secteur économique de 903 déchets n'a pas pu être identifié (42 % des déchets collectés). A l'inverse des déchets collectés au sol, c'est le secteur de la consommation alimentaire qui prédomine (27 % en nombre). La consommation de tabac se situe en seconde place (14 % en nombre), pratiquement au même niveau que le secteur de l'hygiène personnelle et des soins (13 % en nombre). Les secteurs du médical, du textile et des loisirs représentent respectivement 1,1 %, 0,7 % et 0,3 %. Aucun déchet lié au secteur du bâtiment et de la construction n'a été retrouvé dans les corbeilles de rues (Figure 14d).

3.1.5. Masse et typologie des déchets collectés lors des ramassages collectifs

Lors du premier ramassage collectif organisé à l'occasion du World Clean Up Day (RC-1 le 17/09/2022), 55 kg de déchets ont été ramassés par les 14 bénévoles mobilisés pendant 1h45. Pour rappel, faute de temps et compte tenu des volumes récupérés, les déchets ont seulement été pesés en considérant les catégories du verre, des déchets recyclables ou non recyclables. En masse, la majorité des déchets étaient des déchets non recyclables (38 % en masse). Le verre représentait 35 % en masse et les déchets recyclables 27 % en masse.

Lors du second ramassage collectif organisé en collaboration avec Surfrider Fondation (RC-2 le 04/02/2023), 110 kg de déchets ont été ramassés par les 18 bénévoles mobilisés pendant 1h30. Les pourcentages des différentes catégories de déchets étaient semblables à ceux observés lors du premier ramassage collectif, à savoir 40 % de verre, 35 % de déchets non recyclables et 25 % de déchets recyclables en masse.

3.1.6. Bilan des quantités de déchets générées dans l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines

A l'échelle du pôle Erdre et Loire, environ 374 t/an de déchets (2020-2021), soit 4 t/km²/an sont récupérés par les services de nettoyage. A noter que ces masses ne sont toutefois pas évaluées sèches. Comme les bassins versants Pin Sec et Jules Verne ne représentent que 1 % de la surface du pôle et que ce pôle présente une occupation du sol très hétérogène et donc des apports de déchets différents, leur contribution à ces tonnages n'a pas été estimée. Par extrapolation d'un poids médian par sac de corbeille de rue de 1,37 kg, la quantité de déchets générée dans les corbeilles de rues de ces bassins versants a néanmoins pu être estimée à environ 15 t/an (Figure 15) dont 4,5 t/an de plastique.

Les taux d'accumulation calculés par le suivi quantitatif réalisé à petite échelle spatio-temporelle (C0 à C15) indiquent que 13 t (extrapolation par la surface) à 14 t (extrapolation au nombre d'habitants) sont générés annuellement au sol des deux bassins versants Pin Sec et Jules Verne, dont environ 4 t/an de plastique. La quantité de déchets générée dans l'espace public de ces deux bassins versants a donc été estimée à 29 t/an. En comparaison, la masse de déchets dits « résiduels » a été estimée à environ 0,4 t, soit 0,4 t/km². La quantité reprise par les services de nettoyage au travers des balayeuses et des piquetages de déchets au sol serait donc de l'ordre de 13,6 t/an, soit pratiquement la totalité des déchets accumulés sur les surfaces urbaines (98,6 %, Figure 15).

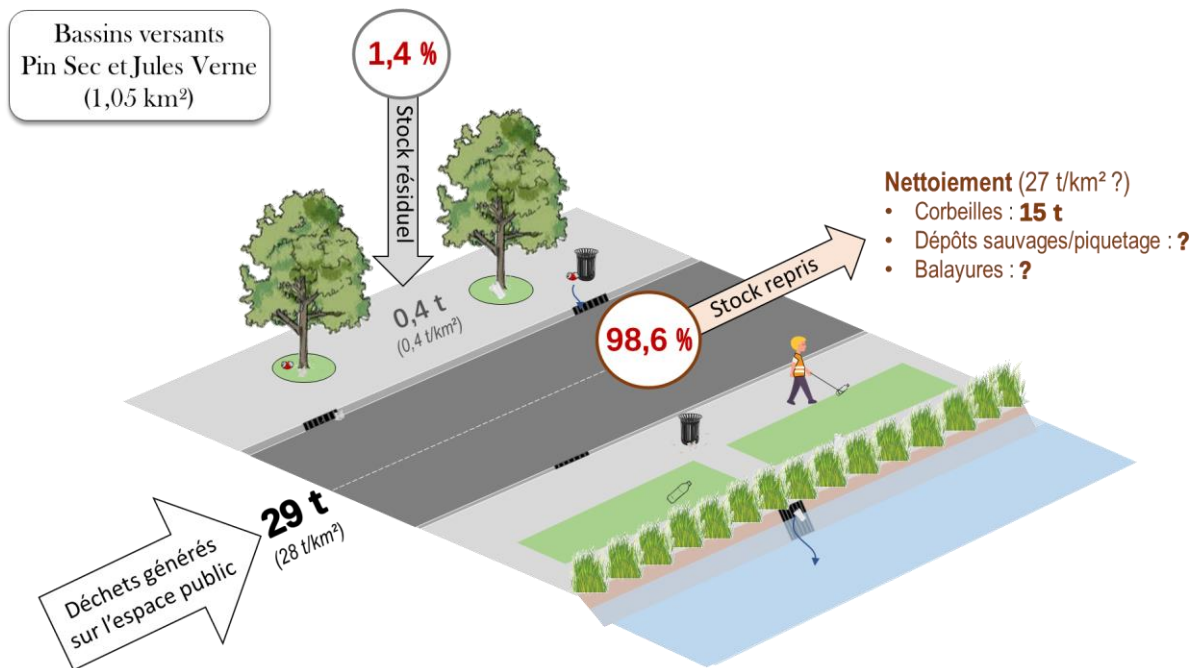


Figure 15 : Bilan des quantités de déchets (en t/km²) générées dans l'espace public et reprises par les services de nettoyage ou restant abandonnés sur les surfaces urbaines des bassins versants Pin Sec et Jules Verne en un an sur la base des données de 2021, 2022 et 2023 acquises dans cette étude. Les pourcentages qui représentent les différentes quantités vis-à-vis des quantités totales générées dans l'espace public sont indiqués.

3.2. Hypercentre nantais

3.2.1. Densités de déchets abandonnés

Au total, 2 164 petits déchets (< 12 cm) et 4 695 déchets critiques ont été comptés par les services de nettoyage lors des relevés de propreté réalisés en 2021 dans l'hypercentre nantais. Les densités annuelles de petits déchets étaient comprises entre 447 000 et 1 925 000 déchets/km² (médiane égale à 997 000 déchets/km², Figure 16a), et sont supérieures à celles des déchets critiques, comprises entre 8 000 et 17 000 déchets/km² (médiane égale à 13 000 déchets/km², Figure 16b). Converties en densités massiques, cela représenterait des densités de petits déchets comprises entre 89 et 385 kg/km² (valeur médiane égale à 199 kg/km²) et de déchets critiques comprises entre 43 et 92 kg/km² (valeur médiane égale à 70 kg/km²).

A l'échelle des tronçons de rues et des points de comptage, les densités de déchets étaient très variables et à l'inverse des comptages visuels réalisés dans les bassins versants Pin Sec et Jules Verne, certains pouvaient ne comporter aucun déchet. Du fait d'un comptage réalisé sur un m² seulement, les densités de petits déchets étaient comprises entre 0 et 41 000 000 déchets extrapolées au km². Les densités de déchets critiques étaient comprises entre 0 et 342 000 déchets/km². De façon générale, les plus fortes densités de petits déchets étaient dans les zones ayant une importante activité commerciale. Pour les déchets critiques, les densités sont relativement homogènes pour les différentes occupations du sol (Figure 16). Les densités de petits déchets et déchets critiques étaient les plus élevées en novembre 2021. Les densités les plus faibles ont été mesurées en mars 2021 pour les petits déchets et en août 2021 pour les déchets critiques.

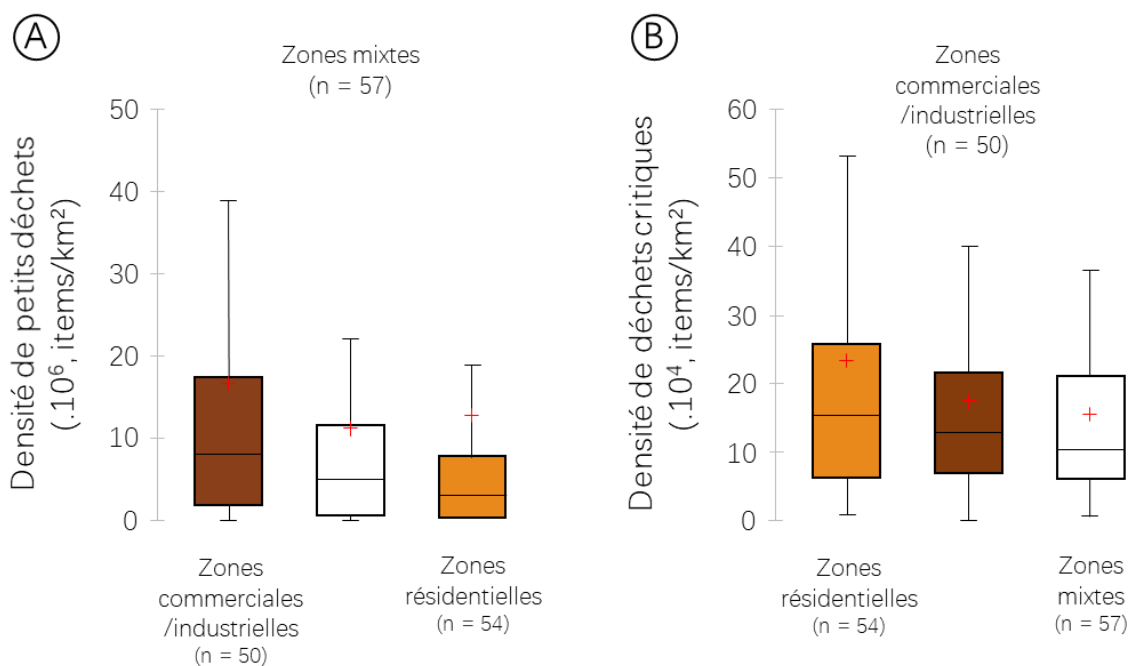


Figure 16 : Boîtes à moustache représentant la variabilité (premier quartile, troisième quartile et médiane ; croix rouge : moyenne ; barres verticales : 1,5 fois la différence interquartile) des densités A) de petits déchets abandonnés et B) de déchets critiques quantifiées en fonction de l'occupation du sol et l'usage de l'espace urbain (les couleurs correspondent aux couleurs des occupations du sol de la Figure 4b). Le nombre n d'observations est indiqué.

3.2.2. Ramassages collectifs au marché de la Petite Hollande

Une quantité totale de 184,6 kg de déchets a été collectée lors des quatre ramassages au niveau du marché de la Petite Hollande, soit une quantité moyenne de 46,2 kg par ramassage.

En termes de typologie, le plastique représente 60 %, le papier/carton 34 %, le verre 3 % et le métal 2 % en nombre (Figure 17a). En masse, les catégories de déchets les plus importantes sont le plastique (66 %), le papier/carton (21 %), le verre (6 %) et le métal (6 %, Figure 17b).

Les types de déchets observés appartiennent à 71 catégories de déchets de la J-liste. Les morceaux de papier prédominent, suivis des emballages plastiques à usage non alimentaire et des emballages de confiseries (Figure 17c). De façon cohérente à un contexte spécifique de marché, de fortes proportions de sacs plastiques et d'emballages plastiques pour vêtements sont également observées.

Les déchets les plus fréquemment retrouvés sont à usage alimentaire (19 % en nombre). Les secteurs économiques des déchets divergent quelque peu de ceux des déchets retrouvés sur les surfaces urbaines et/ou dans les corbeilles de rues puisque les déchets liés à la consommation de tabac arrivent seulement en 5^{ème} place (3 % en nombre), derrière les produits liés à l'hygiène et aux soins (7 % en nombre), et aux vêtements (6 % en nombre, Figure 17d).

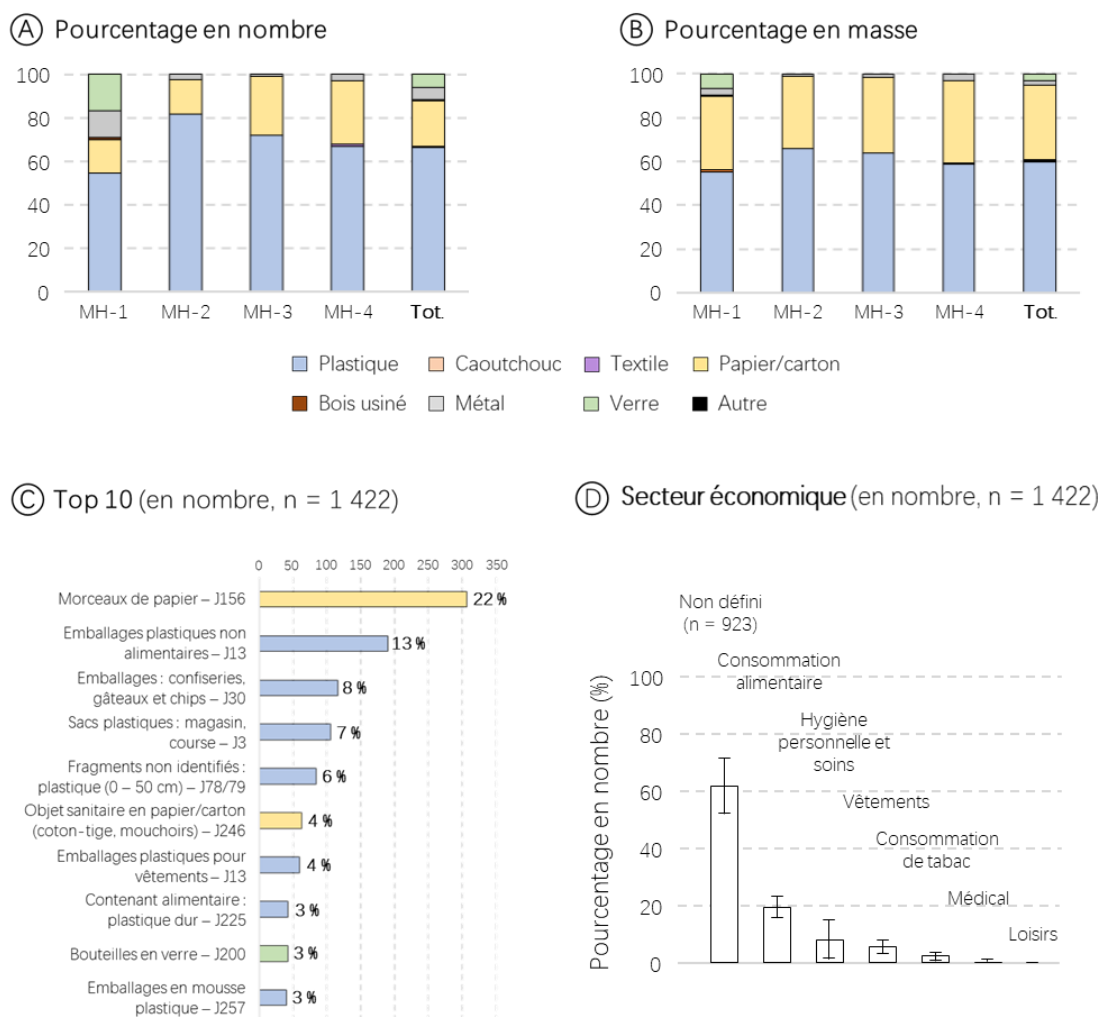


Figure 17 : Pourcentages des différentes catégories de matériaux par campagne ou au total (Tot.) dans les sacs prélevés lors des ramassages collectifs du marché de la Petite Hollande A) en nombre ou B) en masse. C) Le top 10 des types de déchets les plus fréquemment rencontrés selon la J-liste. Les couleurs indiquent les catégories de matériaux auxquelles appartiennent les types de déchets. D) Les secteurs économiques des différents types de déchets rencontrés.

3.2.3. Bilan des quantités de déchets générées sur l'espace public, reprises par les services de nettoyage et abandonnées sur les surfaces urbaines

Au niveau du pôle Nantes-Loire, environ 927 t/an de déchets (2020-2021), soit 77 t/km²/an, sont récupérés par les services de nettoyage. Environ 1 t/an de déchets, dont 280 kg/an de plastiques, sont récupérés dans les DBV. Environ 926 t/an de DNV sont donc récupérés, dans lesquels les corbeilles de rues représenteraient 908 t/an, soit 98 % des DNV. Cette estimation est toutefois sujette à certains biais. Toutes les corbeilles du pôle ne sont pas récupérées tous les jours et on peut supposer que la quantité de déchets générés dans les corbeilles de rues de l'hypercentre n'est pas exactement du même ordre de grandeur qu'au niveau des bassins versants Pin Sec et Jules Verne. Les dépôts sauvages et les déchets récupérés par piquetage représenteraient donc environ 18 t/an (Figure 18).

La quantité de déchets dits « résiduels » a été estimée à 3,2 t, soit 0,3 t/km². La quantité de déchets annuellement générés dans l'espace public représente donc de l'ordre de 930 t/an, dont pratiquement la totalité est reprise par les services de nettoyage (99,7 %, Figure 18).

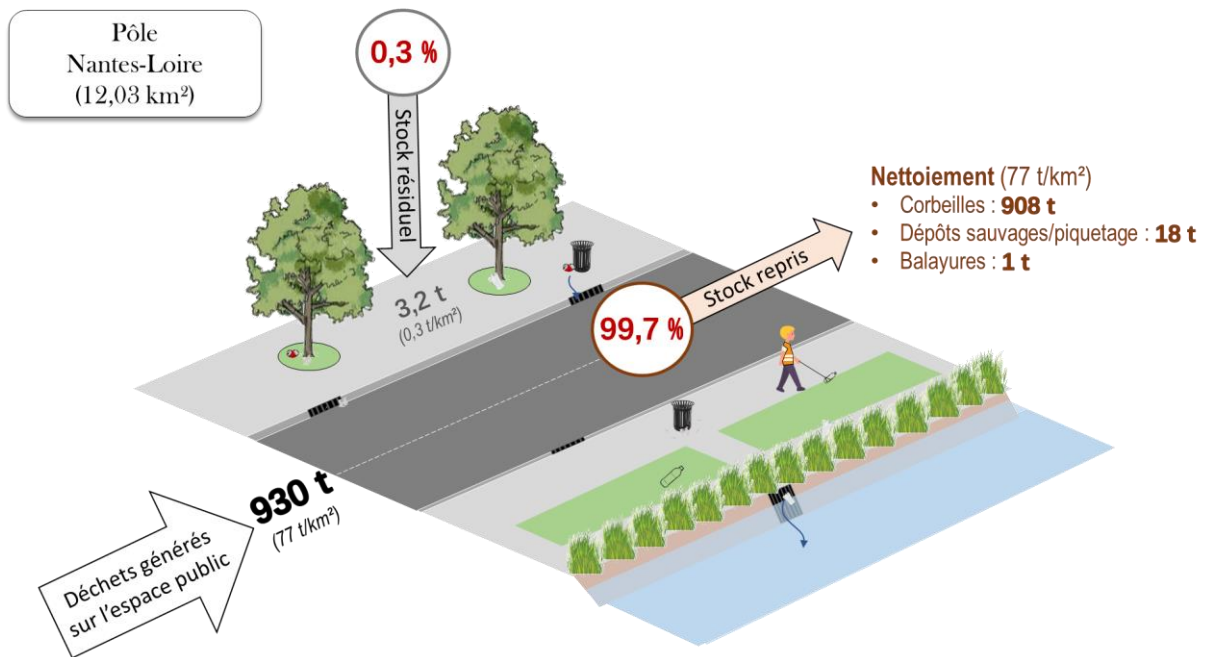


Figure 18 : Bilan des quantités de déchets (en t/km²) générées dans l'espace public et reprises par les services de nettoyage ou restant abandonnés sur les surfaces urbaines du pôle Nantes-Loire en un an sur la base des données de 2021. Les pourcentages que représentent les différentes quantités vis-à-vis des quantités totales générées dans l'espace public sont indiqués.

4. Discussion

4.1. Composition et sources des déchets

La prédominance de déchets plastiques suivis de déchets en papier est cohérente avec la plupart des autres études réalisées sur les déchets urbains (Cowger et al., 2022; Dillon Consulting, 2019) mais ces apports élevés de plastiques ne sont pas spécifiques des zones urbaines puisque cette prédominance est globalement observée, y compris dans les fossés de bord de route (Environmental Resources Planning, 2018; Karimi & Faghri, 2021a; Ledieu et al., 2022a; Vinci Autoroutes, 2021). Toutefois, dans les deux bassins versants urbains étudiés dans le cadre de ce projet, les déchets liés à la consommation de tabac et alimentaire sont les plus abondants (> 50 %, Figure 13a) alors que dans les fossés de l'autoroute nantaise, ces secteurs économiques ne représentent qu'une fraction mineure (21 %, Ledieu et al., 2022a). Cette différence peut s'expliquer par une fragmentation plus importante des déchets par le trafic routier et par l'absence de piétons sur l'autoroute de Nantes, alors qu'ils constituent une source potentielle supplémentaire de déchets dans les zones urbaines (Burns & McDonnell, 2020). D'ailleurs, les plastiques non identifiés sont les articles les plus abondants dans les fossés de l'autoroute nantaise (50%, Ledieu et al., 2022a). De plus, la composition des déchets observée dans cette étude est similaire à celle observée dans différentes zones urbaines que ce soit au Pays-Bas (Ballatore et al., 2022), aux Etats-Unis (Cowger et al., 2022) ou dans le bassin du Gange (Youngblood et al., 2022). Les mégots de cigarettes sont des objets traditionnellement jetés au sol (Rath et al., 2012; Schultz et al., 2013) et se classent donc au premier rang des top 10 de déchets observés au sol en Grande Bretagne (Keep Britain Tidy, 2020) et aux Etats-Unis (Keep America Beautiful, 2021). Le top 3 des déchets observés dans le cadre de cette étude (Figure 12c) est également le même que celui observé par l'association des villes pour la propreté urbaine (AVPU ; Guillaume, 2017). Les bassins versants Pin Sec et Jules Verne sont donc représentatifs de la diversité de déchets généralement observée dans les zones urbaines.

Dans cette étude comme dans la plupart des enquêtes sur les déchets, les marques leaders du marché international comme Coca Cola ou Marlboro figurent parmi les marques les plus fréquentes (Figure 13c, AET Group Inc., 2020; Ballatore et al., 2022; Environmental Resources Planning, 2020; Keep Britain

Tidy, 2020). Des variations entre les pays sont néanmoins apparues en fonction des habitudes des citoyens et des marchés de consommation, étant donné que la plupart des déchets sont liés à la consommation alimentaire. Par exemple, les marques de bières les plus répandues étaient Heineken dans cette étude (Figure 13c) et à Purmerend (Pays-Bas, Ballatore et al., 2022), alors qu'il s'agissait de Budweiser au Texas (États-Unis, Environmental Resources Planning, 2020). À l'heure actuelle, les comparaisons sont limitées car très peu d'études sur les déchets en milieu urbain recensent les marques des déchets et les comparent avec leurs ventes. Quoi qu'il en soit, si l'on considère que 4 des 10 premières marques observées dans cette étude (Coca Cola, Cristaline, Heineken et Haribo, Figure 13c) sont partenaires de l'association française Gestes Propres (Gestes Propres, 2021), on peut conclure que les entreprises responsables de la plupart des déchets abandonnés en milieu urbain ont un rôle majeur à jouer dans la lutte contre la pollution plastique dont elles sont à l'origine.

4.2. Facteurs influençant la distribution spatiale des déchets dans les zones urbaines

Certains auteurs ont déjà souligné que la densité de population et/ou le nombre d'habitants ne sont pas les meilleurs facteurs explicatifs des variations spatiales des déchets abandonnés en milieu urbain (Keep Britain Tidy, 2020; Youngblood et al., 2022), en particulier à de petites échelles spatiales (Gholami et al., 2020). Les densités de déchets plus importantes observées au niveau de l'hypercentre nantais ayant des flux urbains plus élevés, que dans les bassins versants périphériques Pin Sec et Jules Verne (Figure 10a et Figure 16) corroborent que les apports de déchets augmentent avec les flux urbains, la circulation routière et les déplacements piétons (Ballatore et al., 2022; Burns & McDonnell, 2020; Chapman & Bomford, 2020; Lockwood et al., 2021). Les densités observées dans l'hypercentre nantais suggèrent d'ailleurs que ces apports plus importants concernent principalement les petits déchets (< 12 cm, Figure 16). Toutefois, la différence de méthodologie employée entre les deux secteurs étudiés complique une comparaison plus poussée. D'autant plus que les petits déchets sont comptés dans 1 m² autour d'un point de comptage qui peut être une zone d'accumulation peu représentative de leur distribution globale. Dans tous les cas, parce qu'ils présentent à la fois les flux urbains les plus élevés et une consommation nomade importante, les sites commerciaux sont généralement les zones les plus touchées (Gholami et al., 2020; Keep Britain Tidy, 2020; Pietz et al., 2021; Xiong et al., 2022; Youngblood et al., 2022). Cette tendance est confirmée par cette étude que ce soit au niveau de zones urbaines périphériques comme au niveau de l'hypercentre, surtout en termes de petits déchets (Figure 10a et Figure 16).

À l'échelle locale, les densités de déchets peuvent varier en fonction d'activités ponctuelles (AET Group Inc., 2020; Karimi & Faghri, 2021a) et augmenter au niveau de zones spécifiques comme les infrastructures de transport public, les magasins, les bars/restaurants, etc. (Ballatore et al., 2022; Xiong et al., 2022) où les gens passent du temps à attendre ou à avoir des activités sociales et récréatives (Syberg et al., 2020). De telles zones d'accumulation ont aussi été observées dans les bassins versants de Jules Verne et de Pin Sec. La restauration rapide joue également un rôle clé en raison de la consommation nomade qu'elle génère (Basilico et al., 2020; Gholami et al., 2020; Keep America Beautiful, 2021; Lockwood et al., 2021). Ce constat est corroboré par la présence de la marque Burger King dans le top 10 des marques observées dans cette étude (Figure 13c) et la présence de marques comme McDonald (Ballatore et al., 2022; Environmental Resources Planning, 2020; Keep Britain Tidy, 2020) ou Tim Hortons (AET Group Inc., 2020) dans la plupart des enquêtes sur les déchets abandonnés en milieu urbain. La variété de ces activités ponctuelles dans les zones commerciales explique la forte disparité des densités de déchets au sein de ces zones (Figure 10a). Dans cette étude, une telle variabilité a également été observée dans les zones d'habitats collectifs (Figure 10a) en raison de fortes concentrations de déchets dans les lieux d'activités publiques et extérieures, comme les parkings. Ces tendances locales suggèrent que le transfert des déchets peut être limité dans les zones urbaines, ce qui favorise leur accumulation sur les surfaces (Cowger et al., 2022), d'autant plus que les zones à fortes concentrations de déchets présentent généralement des densités élevées de mégots de cigarettes.

La distribution spatiale des déchets sur les surfaces urbaines est généralement discutée en fonction de leurs sources potentielles (Ballatore et al., 2022; Lockwood et al., 2021; Xiong et al., 2022) alors qu'elle est également influencée par leur rétention temporaire dans les zones d'accumulation. Dans cette étude, le rôle des espaces verts créant d'importantes zones d'accumulation est clairement mis en évidence (Figure 10b) et cela pour deux raisons. Premièrement, comme cela a déjà été observé le long des rivières, la végétation a une bonne capacité de piégeage (Ivar do Sul et al., 2014; Ledieu et al., 2022b; Liro et al., 2022) et les déchets en plastique souple liés à la consommation alimentaire peuvent par exemple être facilement transportés par le vent vers les espaces verts où ils restent piégés (Khoeriyah & Sembiring, 2023). Deuxièmement, du fait d'un faible accès des équipements municipaux mécanisés de nettoyage et du faible ruissellement de surface, la remobilisation des déchets est plus difficile dans ces zones que sur les trottoirs ou les routes (Gholami et al., 2020; Mellink et al., 2022). Les facteurs comme la présence de végétation, qui influencent l'accumulation des déchets dans les environnements naturels, sont donc également valables dans les environnements urbains. Le type d'espaces verts apparaît également important puisque l'accumulation de déchets est plus importante dans les bandes enherbées et les arbustes que dans les haies denses. Cette tendance peut toutefois résulter d'un comptage plus facile des déchets dans les bandes enherbées et les arbustes et/ou du fait que ces derniers sont principalement utilisés pour végétaliser des lieux publics, alors que les haies denses sont utilisées pour séparer des lieux publics des lieux privés. Néanmoins, la revégétalisation actuelle des villes pourrait remettre en question les pratiques de gestion de la propreté urbaine dans le futur.

La distribution spatiale des déchets est donc principalement liée à l'occupation du sol et l'usage de l'espace urbain, et ces facteurs peuvent également influencer la gestion des déchets comme la sensibilité des usagers à la présence de déchets au sol. Durant les campagnes réalisées dans le cadre de cette étude, les usagers ont paru plus sensibles à la présence de déchets dans les zones résidentielles (individuelles et collectives) que dans les zones industrielles/commerciales. Par exemple, de nombreux habitants nous ont posé des questions sur les déchets et nous ont remerciés pour leur collecte dans les zones résidentielles, alors que la plupart d'entre eux étaient indifférents dans les zones industrielles/commerciales, à l'exception de quelques propriétaires de magasins. D'ailleurs, les zones déjà polluées ont tendance à susciter de nouveaux apports de déchets (Schultz et al., 2013) et certains citoyens peuvent nettoyer leur quartier (AET Group Inc., 2020). Étant donné que l'attrait commercial peut diminuer avec la présence de déchets et donc entraîner des pertes économiques (Karimi & Faghri, 2021a), certains supermarchés font également appel à des entreprises privées pour nettoyer leurs parkings. C'est le cas du parking d'un supermarché Leclerc dans le bassin versant Jules Verne, ce qui explique les faibles densités de déchets observées à cet endroit (JV-5), par rapport aux zones environnantes (JV-4 et 6, Figure 3). Compte tenu de ces pratiques variables, certains espaces à l'interface des différents services de la ville (par exemple les services de voirie, du nettoyage, de l'assainissement et des espaces verts) ou à l'interface d'espaces sous la responsabilité de différents acteurs (privés vs. publics) sont en fait des zones abandonnées où aucun nettoyage n'est effectué régulièrement. L'occupation du sol et l'usage de l'espace urbain déterminent donc la répartition spatiale des déchets depuis leur production jusqu'à leur élimination potentielle.

4.3. Facteurs influençant la dynamique temporelle des déchets dans les zones urbaines

Comme cela a été observé dans le cas des déchets de plage, les variabilités temporelles peuvent être sensibles à la fréquence d'observation (Ryan et al., 2014). Durant les campagnes de collecte réalisées à petite échelle spatio-temporelle dans les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (C1 à C15), tous types de déchets collectés lors d'une campagne l'ont été à nouveau lors de la campagne suivante, suggérant un renouvellement rapide (en jours) des déchets abandonnés sur les surfaces urbaines et donc des apports continus. Un renouvellement rapide et des taux d'accumulation de déchets constants ont également été observés sur des échelles de temps similaires par Cowger et al. (2022) et Youngblood et al. (2022) respectivement sur des bords de routes urbaines californiennes et dans les zones urbaines du bassin du

Gange. Compte tenu des différentes fréquences de campagnes réalisées dans le cadre de cette étude au niveau des bassins versants Pin Sec et Jules Verne, les densités de déchets ont été comparées en fonction du nombre de jours intégrés par chaque campagne. Cette comparaison montre en effet des densités de déchets croissantes avec l'augmentation du nombre de jours intégré par chaque campagne, illustrant clairement l'accumulation de déchets, et ce même si des événements pluvieux ont lieu (Figure 19).

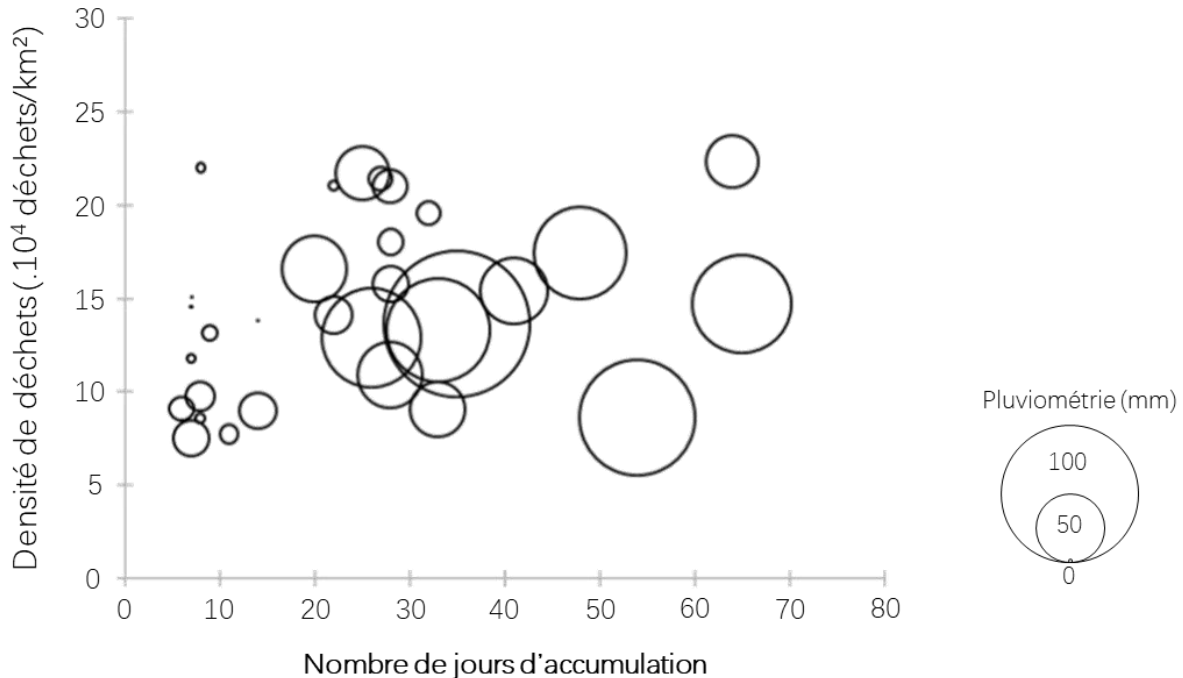


Figure 19 : Densités de déchets en fonction du nombre de jours d'accumulation intégrés par chaque campagne réalisée sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (CV1 à CV21 et C1 à C15). Les points sont représentés avec différents diamètres selon la pluviométrie cumulée de chaque campagne.

Les taux d'accumulation sont donc difficiles à estimer et des tendances saisonnières peuvent également apparaître. L'accumulation de déchets peut être favorisée en été (Lockwood et al., 2021; Stocker, 2020) en raison de l'augmentation des activités de plein air. Les conditions hydrométéorologiques (vent et/ou conditions pluvieuses) peuvent aussi favoriser la remobilisation des déchets (Ballatore et al., 2022). Cette tendance a pu être observée dans les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (Figure 11) mais pas dans l'hypercentre nantais. Aucune hypothèse ne peut être avancée pour expliquer les densités de petits déchets et déchets critiques accrues observées dans l'hypercentre nantais en novembre 2021, à part que les relevés ont été réalisés durant les vacances scolaires. Chaque site semble donc avoir une dynamique temporelle propre sans que les facteurs à l'origine de cette dynamique n'ait pu être bien élucidés dans le cadre de cette étude.

4.4. Estimer les « stocks » de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines

En raison des multiples facteurs d'influence induisant de fortes variabilités spatiales et temporelles, les densités de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines ne peuvent être généralisées (Schuyler et al., 2021; Youngblood et al., 2022). C'est pourquoi les taux de déchets abandonnés sont généralement estimés en fonction de la production nationale de déchets (Jambeck et al., 2015) ou de la consommation nomade (Kawecki & Nowack, 2019). Dans cette étude, le pourcentage médian de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines des bassins versants Pin Sec et Jules Verne représente de l'ordre de 0,6 % de la quantité de déchets potentiellement générée par les habitants du secteur (2 004 t en considérant 397

kg/habitant/an de verre, de déchets ménagers et recyclables collectés en porte-à-porte par les services municipaux et dans les déchèteries, Nantes Métropole, 2022). Ce pourcentage est deux à trois fois inférieur aux 2 % estimés par Jambeck et al. (2015) et aux 1,2 % calculés par Kawecki & Nowack (2019) pour les déchets en plastique. De telles approches soulèvent toutefois des questions, notamment à quel type de données comparer les densités de déchets quantifiées. Dans cette étude et celle de Jambeck et al. (2015), les quantités de déchets abandonnés ont été comparées à la production totale de déchets. Néanmoins, dans le cas des bassins versants de Jules Verne et du Pin Sec, cette production de déchets n'inclut que les zones résidentielles et les activités économiques qui génèrent des quantités modérées de déchets (jusqu'à 10 m³/semaine). Les déchets des activités économiques générant des volumes plus importants sont gérés par des entreprises privées (Veolia, Paprec, Suez, etc. ; communication personnelle avec les services de nettoyage de Nantes Métropole). Les zones ayant les plus fortes densités de déchets abandonnés correspondent principalement à des zones commerciales où la production de déchets est donc difficilement quantifiable. Kawecki & Nowack (2019) ont quant à eux basé leurs estimations sur la consommation nomade. Cette approche repose donc sur plusieurs hypothèses (seuls les produits de la consommation nomade sont susceptibles d'être abandonnés par exemple). Plus important encore, ces taux ne peuvent pas être considérés comme ceux qui atteignent les cours d'eau, étant donné qu'une partie des déchets reste accumulée sur les surfaces urbaines. Les taux de déchets abandonnés et les fuites vers les cours d'eau doivent donc être estimés séparément et examinés en fonction des différents compartiments environnementaux, comme Kawecki & Nowack (2019) ont commencé à le faire en décrivant les flux détaillés de déchets plastiques liés aux déchets abandonnés sur les surfaces urbaines en Suisse. Compte tenu de ces lacunes, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour évaluer les pourcentages de déchets abandonnés qui réintègrent le système conventionnel de gestion, et à quelle échelle de temps. La difficulté de confronter des flux et des stocks ayant différentes échelles de temps complexifie l'approche bilan.

4.5. Les macroplastiques sont les futurs microplastiques

Compte tenu de la dynamique temporelle décrite ci-dessus, les déchets abandonnés peuvent avoir des temps de séjour différents sur les surfaces urbaines. On peut considérer que leur temps de résidence dépend principalement de leur distribution dans l'espace public, les déchets accumulés sur les routes ou les trottoirs caractérisés par un temps de résidence faible (de quelques jours à quelques semaines), contrairement à ceux accumulés dans les espaces verts, susceptibles d'avoir un temps de résidence long (de quelques jours à quelques années). Or les déchets ayant de longs temps de résidence pourraient être plus exposés aux phénomènes de fragmentation et représenter un risque pour les sols urbains en les enrichissant potentiellement en microplastiques à long terme (Basilico et al., 2020). De plus, la fragmentation des déchets peut être accentuée par l'entretien des espaces verts, notamment la tonte des bandes enherbées, sans retrait préalable des déchets. Dans une section du bassin versant Pin Sec par exemple (section P2, Figure 8), la densité en nombre de déchets a quadruplé d'une semaine à l'autre, principalement à cause de la tonte. Les proportions de déchets accumulés pourraient donc être davantage réduites, notamment en améliorant l'articulation entre les services municipaux et en améliorant la gestion des espaces verts afin d'éviter que les macroplastiques ne deviennent des microplastiques.

Axe 2 : Flux de déchets exportés par les eaux pluviales urbaines

1. Etat de l'art

Cette partie présente les flux de déchets, notamment plastiques, calculés dans les quelques études sur les exutoires pluviaux. De même, les typologies, les processus de transfert et les variations spatio-temporelles observées sont relatées. Ne sont présentées que les études sur les apports des réseaux de collecte urbains.

1.1. Différentes méthodologies

Dans les réseaux pluviaux urbains, l'évaluation des flux de déchets peut se faire à l'aide d'infrastructures spécifiques : des dégrilleurs, des avaloirs sélectifs, des séparateurs hydrodynamiques, des bacs de récupération placés dans les avaloirs ou des filets placés aux exutoires (Figure 20A à E). Bien que ces infrastructures ne soient pas initialement conçues dans cet objectif, on peut les utiliser pour collecter les déchets et limiter les apports aux milieux, les stations/structures de traitement et les cours d'eau récepteurs. Selon les infrastructures, la taille des déchets collectés peut varier, avec des mailles de l'ordre du mm jusqu'à plusieurs cm. Les dégrilleurs utilisés dans les études de Rognard & Finck (2020) et Treilles et al. (2021) ont des mailles grossières (20 mm et 1 ou 6 cm, respectivement). Dans les études de Tramoy et al. (2022a) et Weideman et al. (2020), les filets ont des mailles de tailles intermédiaires et variables en fonction des exutoires à équiper (1, 2, 6 ou 30 mm et 7,5 mm, respectivement). Le colmatage des filets permet toutefois de capter des déchets de plus petite taille que la maille du dit filet (Tramoy et al., 2022a). Enfin, les séparateurs hydrodynamiques et les bacs de récupération placés dans des avaloirs dans les études de Malik et al. (2021), Martinez & Griffiths (2023) et Sherow et al. (2023) ont permis de récupérer les tailles d'objets les plus fines (5 mm). Mais toutes les études ne détaillent pas le type d'infrastructure utilisée.

Certaines études ne font état que de l'abondance en nombre des déchets récupérés (Pasternak et al., 2021; Sherow et al., 2023) mais les flux sont classiquement exprimés en t/an, généralement une fois les déchets séchés. Quelques études les expriment également en déchets/h (e.g. Tasserou et al., 2023) mais ces flux peuvent difficilement être comparés et ne sont pas utilisés dans cette synthèse. Pour davantage de comparabilité, les flux sont normalisés soit au nombre d'habitants de la zone, soit à la surface drainée par le réseau de collecte (en ha). Ces approches diffèrent selon la conceptualisation de cet export et l'objectif de l'étude. C'est-à-dire que la normalisation au nombre d'habitants tient davantage compte de la génération de déchets au sol, qui est comparée à la production globale de déchets par habitants. Tandis que la normalisation par la surface drainée aborde l'export de déchets par une approche hydrologique tenant davantage compte du stock de déchets en surface et de l'intensité du vecteur de transfert, le ruissellement. En ce sens, la surface drainée prise en compte est d'ailleurs uniquement la surface imperméable du bassin versant dans l'étude de Treilles et al. (2021) mais dans la majorité des cas, cette distinction n'est pas effectuée, car elle est difficile à faire. Dans une approche similaire, ces flux sont quelques fois exprimés selon le volume d'eau écoulé (Tableau 7).



Figure 20 : Photos des différentes infrastructures de collecte de déchets (A : dégrilleurs, tiré de Rognard & Finck, 2020 ; B : avaloir sélectif, tiré de Pasternak et al., 2021 ; C : séparateur hydrodynamique, tiré de Malik et al., 2021 ; D : bac de récupération, tiré de Martinez & Griffiths, 2023 ; E : filet, tiré de Tramoy et al., 2022a) utilisées dans les études sur les flux de déchets à l'exutoire des réseaux pluviaux.

Toutes les études ne mentionnent pas la typologie des déchets (Malik et al. (2021) et Muhsin & Soeryantono (2019) par exemple) et quand c'est le cas, comme dans les études sur les surfaces urbaines, les classifications diffèrent. Certaines définissent des groupes d'objets selon les matériaux et leurs usages (Pasternak et al., 2021; Weideman et al., 2020) ou ne reportent simplement que les types de matériaux (Martinez & Griffiths, 2023). D'autres utilisent des classifications détaillées utilisées pour le milieu marin, comme la classification européenne des commissions d'Oslo-Paris et de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (OSPAR/DCSMM, Tramoy et al., 2022a, b; Treilles et al., 2021) ou la base de données de l'initiative australienne des débris marins (AMDI, Sherow et al., 2023). En résumé, les tendances diffèrent selon l'origine géographique des chercheurs, ce qui empêche des comparaisons à large échelle.

1.2. En quelques chiffres

Les flux quantifiés dans les réseaux pluviaux présentent des ordres de grandeurs de quelques g/hab/an ou centaines de g/ha/an (Tableau 7). Tramoy et al. (2022a) suggèrent que les eaux pluviales des réseaux séparatifs contribueraient davantage aux flux de macroplastiques exportés que les réseaux unitaires. Dans le cadre du projet Plastoc, des surverses de réseaux unitaires ont été quantifiées à Grenoble et cette contribution apparaît effectivement plus faible que celle des réseaux pluviaux de Goussainville ou Malaunay par exemple (Tableau 7). Le suivi de quatre exutoires sur un an couvre cependant trois ordres de grandeur (0,1-10 g/hab/an). D'autres suivis, plus systématiques et sur un grand nombre de sites, doivent être entrepris pour mieux appréhender la variabilité des flux de macrodéchets issus des eaux urbaines (Tramoy et al., 2022a).

Tableau 7 : Flux de déchets et plastiques quantifiés dans différents types de réseaux de collecte.

			Par habitant (g/ habitant /an)	Par surface (kg/ha /an)	Par surface imperméable (kg/imp.ha/an)	Par volume d'eau ruisselée (mg/m ³)
Flux totaux de déchets						
Le Cap (Afrique du Sud)¹		Industriel	137,6			
		Commercial/ Résidentiel	42,0			
		Résidentiel	0,9			
Northland (Nouvelle-Zélande)²	<i>Pluvial</i>	Urbain mixte	1,8			
Sucy-en-Brie (France)³		Résidentiel	28-182			
Goussainville (France)⁴		Urbain mixte	10-20	1		
Malaunay (France)⁴		Commercial	2	0,1		
Grenoble (France)⁴	<i>Unitaire</i>	Résidentiel	0,4	0,03	25	
Flux de déchets plastiques						
Le Cap (Afrique du Sud)¹		Industriel	71,1			
		Commercial/ Résidentiel	21,6			
		Résidentiel	0,5			
Northland (Nouvelle-Zélande)²	<i>Pluvial</i>	Urbain mixte	1,1			
Sucy-en-Brie (France)³		Résidentiel	19	1,7	7-134	
Goussainville (France)⁴		Urbain mixte	5-10	0,5		
Malaunay (France)⁴		Commercial	2	0,1		
Grenoble (France)⁴	<i>Unitaire</i>	Résidentiel	0,4*	0,03*	25*	

¹Weideman et al., 2020; ²Martinez and Griffiths, 2023 ; ³Treilles et al., 2021; ⁴Tramoy et al., 2022a

*En considérant les lingettes comme des plastiques selon la classification actuellement en vigueur.

Les ordres de grandeur présentés dans le Tableau 7 sont surtout relatifs aux eaux urbaines françaises compte tenu des spécificités françaises en termes de gestion des déchets (collecte en porte à porte, fréquence de nettoyage importante,...) et d'infrastructures sur les réseaux pluviaux (avaloirs sélectifs, filets de retenue, dégrilleurs, séparateurs hydrodynamiques, parois siphonides et barrages ou siphons mobiles, Bruttin et al., 2021; Rognard et Finck, 2020). Compte tenu de ces modes de gestion et aménagements, les fuites par les réseaux pluviaux français sont faibles par rapport à la consommation globale de plastiques. A Sucy-en-Brie, les flux de plastiques mesurés dans les eaux pluviales correspondent à moins de 0,03 % de la quantité consommée par habitant (Treilles et al., 2021). Au Cap (Afrique du Sud), les flux quantifiés sont jusqu'à 100 fois supérieurs à ceux quantifiés en France, mais ces flux couvrent eux aussi trois ordres de grandeur selon l'occupation du sol (Tableau 7).

1.2. Typologies

Dans les eaux pluviales, les déchets se mêlent à d'importantes proportions de débris organiques. Ces proportions varient selon les sites et selon les gammes de tailles des débris collectés. Dans l'Huveaune, rivière urbaine française à Marseille, les débris organiques représentaient 52 % du volume total de matières solides supérieures à 3 cm (Tramoy et al., 2022b). A Sucy-en-Brie (France), les débris organiques représentaient respectivement 76 % et 94 % du poids total sec de matières solides supérieures à 6 et 1 cm (Treilles et al., 2021). Au Cap (Afrique du Sud), des ordres de grandeur similaires ont été observés (79 % du poids total sec de matières solides supérieures à 1 cm, Weideman et al., 2020) et dans la région du Northland (Nouvelle-Zélande), la proportion de débris végétaux était encore plus importante (99 % du poids total sec de matières supérieures à 5 mm, Martinez & Griffiths, 2023).

Comme sur les surfaces urbaines, les déchets prédominants dans les réseaux pluviaux sont les déchets plastiques (Pasternak et al., 2021; Tramoy, Blin, et al., 2022; Tramoy, Gasperi, et al., 2022; Treilles et al., 2021; Weideman et al., 2020). Cette prédominance est souvent d'autant plus prononcée que le plastique ne se dégrade pas à l'inverse du papier (Hadiuzzaman et al., 2022; Pasternak et al., 2021), et qu'en flottant il est plus facilement remobilisé et transféré que les déchets en verre et en métal (Tramoy et al., 2022a). Cette prédominance se retrouve d'ailleurs également dans les rivières urbaines réceptrices (Cesarini et al., 2023; Crosti et al., 2018; González-Fernández et al., 2021; Tramoy et al., 2022b). Toutes les catégories de matériaux sont toutefois observées, que ce soit à Malaunay, Goussainville (France, Tramoy et al., 2022a) ou au Cap (Weideman et al., 2020).

Dans le Rhin à Leiden et Wageningen (Pays-Bas), Tasseron et al. (2020) observent surtout des plastiques souples et emballages alimentaires et suggèrent donc que ces plastiques dérivent principalement des consommateurs locaux. Dans le même sens, la plupart des déchets plastiques observés au Cap (Afrique du Sud) étaient des emballages à usage unique (Weideman et al., 2020). A Malaunay (France, Tramoy et al., 2022a) et à Netanya (Israël, Pasternak et al., 2021), les déchets liés au tabac prédominent également. Ces tendances reflètent celles observées sur les surfaces urbaines et *in-fine* les sources de ces déchets. De plus, la présence de certains déchets comme des serviettes hygiéniques ou des lingettes par exemple mettent en évidence des déversements d'eaux usées, résultant soit de mauvais raccordements des réseaux (Treilles et al., 2021), soit des déversements par temps de pluie (Tramoy et al., 2022a).

1.3. Processus de transfert et variabilité spatio-temporelle

En ne considérant que le transfert par ruissellement des eaux pluviales, le flux de déchets transféré vers un exutoire est à la fois influencé par (i) le stock de déchets présent à la source, (ii) la localisation des déchets, (iii) leur typologie, (iv) l'intensité du vecteur de transfert et (v) les caractéristiques du bassin versant (morphologie, aménagement du réseau de collecte, ...). Compte tenu de ces facteurs, le transfert des déchets y compris plastiques, n'est pas linéaire (Tramoy et al., 2022a) et est fortement variable dans le temps et dans l'espace.

Le stock de déchets présent sur les surfaces urbaines a une forte variabilité spatio-temporelle et tous les facteurs d'influence à savoir l'occupation du sol, la fréquentation des sites, les pratiques des citoyens et les actions de nettoyage vont contribuer à la forte variabilité des flux exportés vers les exutoires pluviaux. Par exemple au Cap (Afrique du Sud), Weideman et al. (2020) observent des quantités de déchets exportées plus importantes aux exutoires de zones industrielles et de zones commerciales qu'aux niveaux de zones résidentielles (Tableau 7). Dans la région du Northland (Nouvelle-Zélande), Martinez & Griffiths (2023) observent des flux de déchets plus élevés dans des avaloirs situés près d'hôpitaux, de points de restauration rapide et de vente au détail, que dans ceux situés près d'hôtels, de zones résidentielles et commerciales. A Melbourne (Australie), Sherow et al. (2023) observent des flux plus faibles dans des avaloirs drainant des zones industrielles que dans ceux drainant les centres-villes, les zones commerciales et les infrastructures de transport public.

Ces flux sont à moduler d'une part par les activités, d'autre part, par les fréquences de nettoyage dont l'impact a été relevé par Vincent et Hoellein (2017) à Chicago (Etats-Unis). Cette variable pourrait également expliquer les tendances observées par Tramoy et al. (2022a) dans plusieurs communes françaises (Goussainville, Malaunay et Grenoble) mais c'est une variable difficile à intégrer. Elle est d'ailleurs peu évoquée dans les études réalisées sur le sujet.

En Indonésie, puisque les habitants jettent directement leurs déchets dans les réseaux de drainage, des flux 1 000 fois plus importants qu'en France ont été quantifiés (Muhsin et Soeryantono, 2019).

La répartition des déchets dans l'espace public et leur typologie influencent leur capacité de transfert. Du fait d'un ruissellement plus faible et d'une forte capacité de piégeage dans les zones de végétation, les déchets vont par exemple être moins facilement remobilisés (Khoeriyah & Sembiring, 2023; Mellink et al., 2022). A l'inverse, la proximité d'un déchet avec le réseau hydrographique tend à faciliter son transfert (McCormick et Hoellein, 2016). La typologie des déchets va aussi jouer un rôle avec par exemple un transfert favorisé pour les petits déchets légers (Pasternak et al., 2021) et flottants (Tramoy et al., 2022a). De même, comme évoqué précédemment, le transfert des papiers est limité par leur décomposition (Hadiuzzaman et al., 2022; Pasternak et al., 2021).

Associé à cela, un phénomène d'accumulation sur les surfaces urbaines est généralement observé puisque les actions de nettoyage ne récupèrent pas la totalité des déchets. Ainsi, plus l'intervalle de temps entre deux événements pluvieux est élevé, plus la quantité de déchets transférée tend à être importante (Kim et al., 2006; Treilles et al., 2021).

Le transfert de déchets, y compris plastiques, présente une forte saisonnalité (Tramoy et al., 2022b), surtout selon les conditions hydrométéorologiques. Bien que ces facteurs ne suffisent pas à expliquer à eux seuls la variabilité temporelle des flux de déchets (Tasseront et al., 2023), des augmentations suivant l'intensité des événements pluvieux (Treilles et al., 2021) et du volume écoulé (Kim et al., 2006; Malik et al., 2021; Martinez & Griffiths, 2023) ont déjà été observées.

Enfin, les aménagements des réseaux unitaires/séparatifs jouent un rôle important sur le transfert des déchets. Dans le cadre du projet Plastoc, la présence d'avaloirs dégrillés et à décanteur¹ semble en effet être à l'origine des valeurs de flux relativement faibles observés à Malaunay et à Grenoble (France, Tramoy et al., 2022a). Une fois dans les réseaux, les déchets peuvent également rester bloqués par certaines structures et/ou obstacles à l'écoulement et créer des embâcles empêchant le bon écoulement des eaux pluviales (Basilico et al., 2020). Les déchets, y compris plastiques, peuvent donc avoir des temps de résidence plus importants qu'estimés dans les zones urbaines (Treilles et al., 2021) et rejoindre le milieu hydrologique récepteur sous une forme plus ou moins dégradée (Basilico et al., 2020).

¹Avaloirs sélectifs, équipés soit de grilles et/ou d'un barreaudage pour limiter l'entrée de macrodéchets dans le réseau, soit de dispositifs internes (siphon, panier) permettant de retenir les macrodéchets (Rognard et Finck, 2020).

2. Méthodologie

Tous les résultats des méthodes présentées dans cette partie réalisés jusqu'en octobre 2022 ont été valorisés sous forme d'un article scientifique (Ledieu et al., 2024).

2.1. Suivi quantitatif et qualitatif des déchets à l'exutoire des eaux pluviales

Après un nettoyage initial du bassin de rétention (B0), 34 campagnes (nommées de B1 à B34) de collecte de déchets ont été réalisées entre octobre 2021 et novembre 2023. Principalement en fonction des événements pluvieux, les périodes intégrées ont varié de 5 à 47 jours (Tableau 8) pour une période totale investiguée de 745 jours. Pour chaque campagne, tous les déchets supérieurs à 1 cm ont été collectés sur les berges du bassin de rétention, et dans le bassin à l'aide d'épuisettes.

Tableau 8 : Date, nombre de jours d'accumulation, pluviométrie et commentaires associés aux campagnes de collecte des déchets réalisés dans le bassin de rétention à l'exutoire pluvial des bassins versants Pin Sec et Jules Verne (B0 à B34).

CAMPAGNE	Date	Nombre de jours d'accumulation	Pluviométrie (mm)	Commentaires
B0	14/10/2021	-	-	<i>Nettoyage initial</i>
B1	17/11/2021	35	57,4	
B2	15/12/2021	28	68,1	
B3	18/01/2022	34	108,6	
B4	15/02/2022	29	24,6	
B5	21/02/2022	7	15,2	
B6	08/03/2022	16	10,8	
B7	16/03/2022	8	26,4	
B8	11/04/2022	25	47,2	
B9	20/04/2022	9	3,0	
B10	25/04/2022	5	35,7	Débordement du bassin de rétention
B11	24/05/2022	29	30,9	
B12	07/06/2022	13	16,4	
B13	13/06/2022	6	9,0	
B14	22/06/2022	9	9,7	
B15	27/06/2022	5	10,2	
B16	25/07/2022	28	11,1	
B17	17/08/2022	22	23,3	Après orages, Débordement du bassin de rétention
B18	14/09/2022	27	26,6	
B19	18/10/2022	34	50,6	Après Clean Up Day (17/09/2022)
B20	02/11/2022	14	30,9	Débordement du bassin de rétention
B21	09/11/2022	7	39,3	
B22	21/11/2022	12	54,9	
B23	05/12/2022	14	48,6	
B24	10/01/2023	35	151,9	
B25	02/02/2023	22	75,1	
B26	28/02/2023	26	21,4	Après Clean Up organisé (04/02/2023)
B27	04/04/2023	34	135,7	Après orages, Débordement suspecté du bassin de rétention, Pendant la grève de collecte des déchets
B28	26/04/2023	22	38,8	Après la grève de collecte des déchets
B29	24/05/2023	28	37,2	
B30	16/06/2023	22	9,2	
B31	18/07/2023	32	25,3	
B32	08/08/2023	20	68,6	Après orages
B33	19/09/2023	41	70,0	Après orages, Débordement du bassin de rétention
B34	06/11/2023	47	303,8	Après orages, Débordement du bassin de rétention

Les déchets ont ensuite été séchés à l'air ambiant et caractérisés selon la J-liste (Fleet et al., 2021). Tous les déchets ont été comptés et chaque catégorie a été pesée. Lors des campagnes B1 à B16, les marques des déchets liés au tabagisme et à la consommation alimentaire, ainsi que de tous les déchets plastiques,

ont été relevées lorsqu'elles pouvaient être identifiées et rapportées aux groupes industriels auxquels elles appartiennent.

2.2. Evaluation de la dynamique de transfert des déchets

Afin de mieux comprendre la dynamique de transfert des déchets dans le réseau d'eaux pluviales et d'évaluer la représentativité des quantités de déchets collectés dans le bassin, deux expériences de marquage des déchets ont été réalisées, chacune avec un total de 170 déchets. Les déchets, initialement collectés dans le bassin de rétention ont été marqués avec des scellés légers numérotés et placés dans certains avaloirs des bassins versants. Dans le bassin versant Pin Sec, 8 avaloirs ont été sélectionnés (nommés de PS1 à PS8), et dans le bassin versant Jules Verne, 9 avaloirs (nommés de JV1 à JV9, Figure 21). Les avaloirs avaient des typologies variées (cf Figure 4d) et des distances à l'exutoire différentes (de 0,1 à 1,3 km de longueur de réseau, Figure 21). Au cours de chaque expérience, 10 déchets marqués ont été placés dans chaque avaloir. Ensuite, les déchets marqués ont été recherchés dans le bassin de rétention. Si cette récupération avait lieu lors des campagnes de collecte de déchets, les déchets n'ont pas été pris en compte dans le comptage et la caractérisation des déchets. En cas de débordement du bassin de rétention, la partie aval du ruisseau Gohards a été explorée. Par ailleurs, certaines parties du réseau d'eaux pluviales (par exemple entre JV6 et le bassin de rétention, Figure 21) ont été explorées par caméra afin d'identifier les zones d'accumulation de débris et/ou des obstructions potentielles.

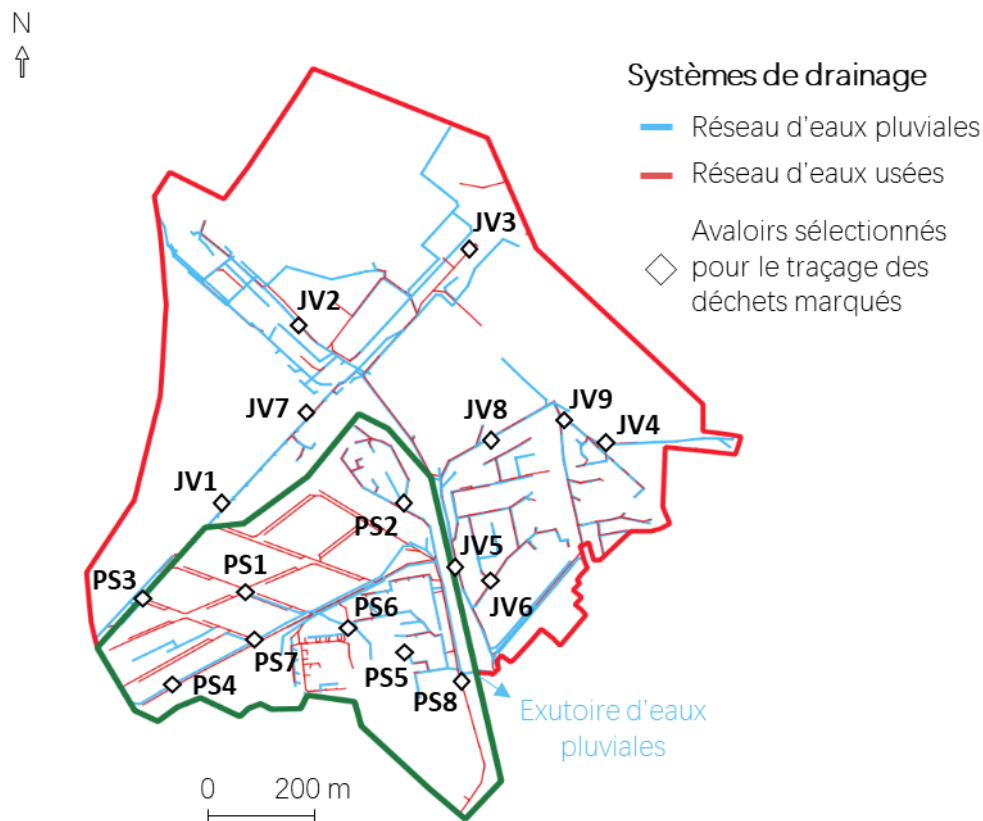


Figure 21 : Avaloirs sélectionnés pour l'expérience de traçage des déchets marqués dans les bassins versants Pin Sec (PS1 à PS8) et Jules Verne (JV1 à JV9). Les réseaux d'eaux pluviales et d'eaux usées sont indiqués.

Pour tester l'impact de la morphologie des déchets sur leur capacité de transfert, des expériences ont été menées avec deux types d'objets. La première expérience a été menée le 4 avril 2022 avec des bouteilles

(55%) et des canettes (45%) de différentes capacités (0,15 à 1,5 L). Les bouteilles ont été testées avec des bouchons (48 %) et sans bouchon (51 %). La seconde expérience a été menée le 2 novembre 2022 avec des emballages de confiseries de différents types, compositions et capacités mais de tailles généralement inférieures à 10 cm. Ces articles ont été placés dans les mêmes 17 avaloirs que pour la première expérience.

2.3. Estimation des flux de déchets et des proportions de déchets transportés par les eaux pluviales

Pour chaque campagne, la masse totale de déchets et de déchets en plastique a été extrapolée en kg/an. Cette extrapolation a été réalisée en divisant la masse collectée par le nombre de jours intégrés par la campagne (section 2.1), puis en l'extrapolant à 365 jours. Cette extrapolation a également été réalisée pour l'ensemble de la période étudiée.

Pour une meilleure comparabilité entre les études, les flux de déchets sont normalisés par rapport au nombre d'habitants (exprimés en g/hab/an). Cela permet de comparer les flux à la production totale de déchets par habitant à Nantes Métropole (soit 397 kg/hab/an en considérant le verre, les déchets ménagers et recyclables collectés en porte-à-porte par les services municipaux et dans les déchèteries, (Nantes Métropole, 2022). Les flux de déchets sont également normalisés par rapport à la surface totale du bassin versant (exprimés en kg/ha/an) ou aux surfaces imperméables (exprimés en kg/imp.ha/an) comme l'ont fait Treilles et al. (2021).

Les flux calculés peuvent inclure des apports d'éléments provenant d'autres sources que les eaux pluviales (apports directs dans le bassin de rétention et/ou rejets d'eaux usées). Ces apports sont estimés à partir des résultats de la caractérisation (section 2.1) mais leur contribution ne peut être évaluée.

De plus, les flux annuels calculés ont été comparés aux flux annuels de déchets estimés sur les surfaces urbaines de ces bassins versants (soit 13 à 14 t/an de déchets) afin d'évaluer la proportion d'éléments réellement transférés par les eaux pluviales.

2.4. Collecte et traitement des données hydrométéorologiques

Les précipitations sont enregistrées à une fréquence de 1 min au niveau de 3 pluviomètres (3039, Précis Mécanique®) couvrant la zone. Leurs valeurs moyennes sont utilisées pour l'interprétation. Les débits à l'exutoire des bassins versants Pin Sec et Jules Verne sont également enregistrés à une fréquence de 2 min avec un débitmètre Doppler (2150 Area Velocity Module, Teledyne Isco®).

Pour chaque campagne, un programme de sélection des événements pluvieux a été utilisé pour extraire plusieurs paramètres hydrométéorologiques : durée des périodes pluvieuses et sèches, intensité maximale des précipitations, débit maximal et volume de ruissellement (sans le débit de base). Les événements pluvieux ont été considérés comme tels lorsque la quantité totale de pluie dépasse 2 mm avec une intensité minimale de 1,5 mm/h, et que les intervalles de temps entre deux événements sont de 2 h au minimum (Berthier, 1999). L'événement est considéré comme terminé lorsque le volume de ruissellement drainé après l'événement pluvieux est inférieur à 1/500 du volume total de ruissellement drainé pendant l'événement pluvieux. Le débit de base est considéré comme le débit au début de l'événement pluvieux et le volume de ruissellement est calculé en fonction du débit supérieur au débit de base. Les volumes totaux de ruissellement ont été calculés pour chaque campagne et utilisés pour exprimer les concentrations de déchet en mg/m³.

Les corrélations entre les paramètres hydrométéorologiques et la quantité de déchets collectés (en nombre et en masse) ou les typologies d'objets ont été évaluées à l'aide du coefficient de corrélation de Spearman R (Spearman, 1904) calculé avec le package " ggplot2 " (Wickham, 2016) dans RStudio

version 2022.7.1.554 (RStudio Team, 2022). Ces corrélations ont été considérées comme représentatives et significatives si R était égal ou supérieur à 0,5 ou les p-values inférieures ou égales à 0,05.

3. Résultats

3.1. Quantité et composition des déchets à l'exutoire des eaux pluviales

Au total, 24 634 déchets ont été collectés, ce qui correspond à 57,93 kg de déchets accumulés durant une période de 745 jours. Les déchets collectés ont une masse médiane de 2,3 g/déchet et les déchets plastique de 1,3 g/déchet. Par campagne, entre 190 (B6) et 2 042 déchets (B14) ont été collectés. En masse, entre 0,54 (B15) et 6,86 kg de déchets (B34) ont été collectés (Figure 22).

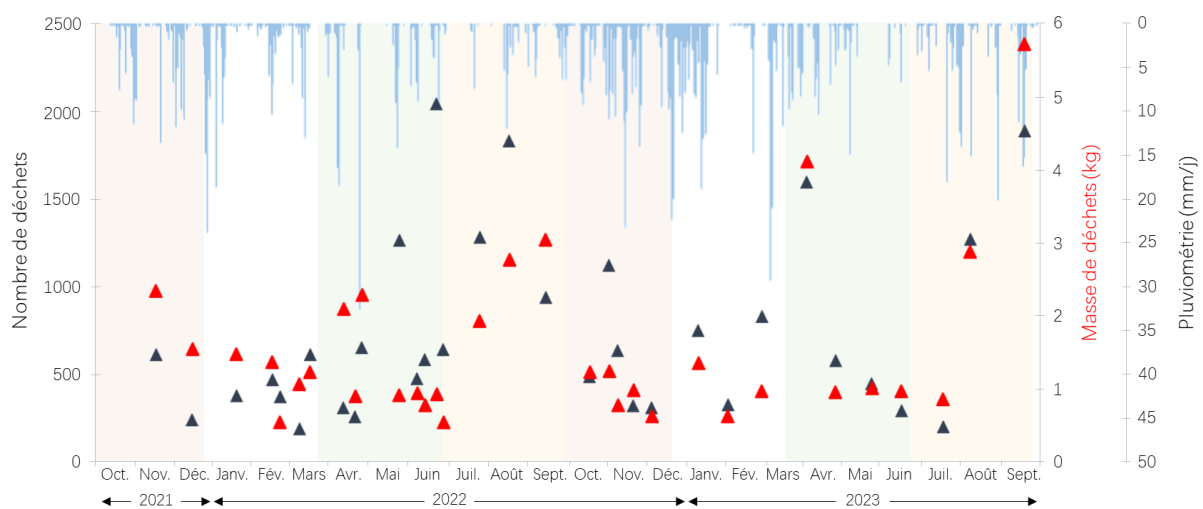


Figure 22 : Nombre et masse de déchets collectés au cours des différentes campagnes menées dans le bassin de rétention (B1 à B34) en fonction de la pluviométrie journalière. Les saisons sont indiquées par couleur (printemps : vert, été : jaune, automne : orange, hiver : blanc).

Les déchets collectés appartenaient à toutes les catégories de matériaux (plastique, caoutchouc, papier/carton, métal, verre, bois manufacturé et textile). En termes de nombre, les plastiques sont largement prédominants, représentant 92 % du nombre total de déchets. Le papier/carton arrive en deuxième position (3 %) et le métal en troisième (2 %, Figure 23a). En masse, le plastique ne représente que 47 % du total des déchets, le verre 38 % et le métal 6 % (Figure 23b).

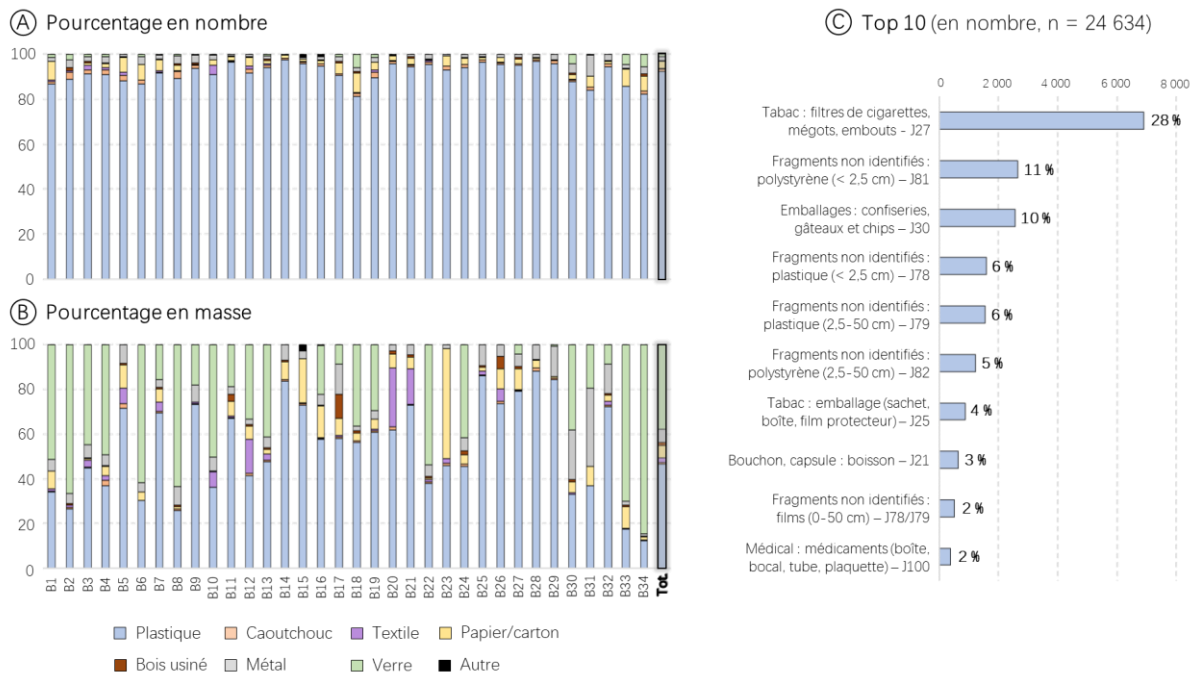


Figure 23 : Pourcentages des différentes catégories de matériaux par campagne ou au total (Tot.) lors des ramassages réalisés dans le bassin de rétention A) en nombre et B) en masse. C) Le top 10 des types de déchets les plus fréquemment rencontrés selon la J-liste. Les couleurs indiquent les catégories de matériaux auxquelles appartiennent les déchets.

Les déchets collectés appartiennent à 139 catégories de la J-liste. Les 10 types de déchets les plus abondants représentent 77 % du nombre total collecté et sont tous des plastiques. Les mégots de cigarettes étaient les plus abondants (J27, 28 %), les fragments de polystyrène expansé (J81, < 2,5 cm) venaient en deuxième position (11 %) et les emballages de confiseries en troisième position (J30, 10 %). Les catégories suivantes étaient principalement constituées de fragments et de contenants (Figure 23c). La composition des déchets était cependant très variable selon les campagnes. Seules 8 catégories ont toujours été trouvées dans les échantillons : les mégots de cigarettes (J27), les fragments de polystyrène expansé (< 2,5 cm, J81), les emballages de confiseries (J30), les fragments de plastique non expansés (0 - 50 cm, J79 et J78), les emballages de paquets de cigarettes en plastique (J25), les bâtons de sucettes en plastique (J31) et les canettes (J175).

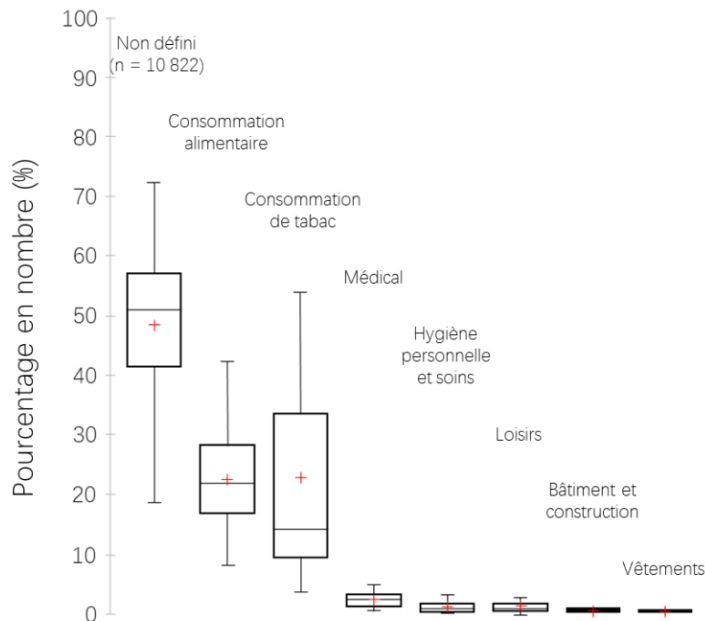
Selon nos observations sur site, certains types de déchets sont spécifiques d'activités récréatives réalisées dans le parc autour du bassin de rétention. Cela concerne les seringues (J99, n = 74, M = 145 g), les contenants médicaux (J100, n = 379, M = 481 g), les préservatifs (J133, n = 39, M = 57 g) et les bouteilles en verre (J200, n = 254, M = 21 648 g). De plus, certains types de déchets spécifiques des eaux usées ont également été observés. Cela concerne les serviettes hygiéniques (J96, n = 39, M = 238 g), les tampons et applicateurs (J144, n = 9, M = 18 g), les blocs WC (J97, n = 3, M = 36 g) et les lingettes (J237, n = 75, M = 317 g).

3.2. Sources et marques des déchets

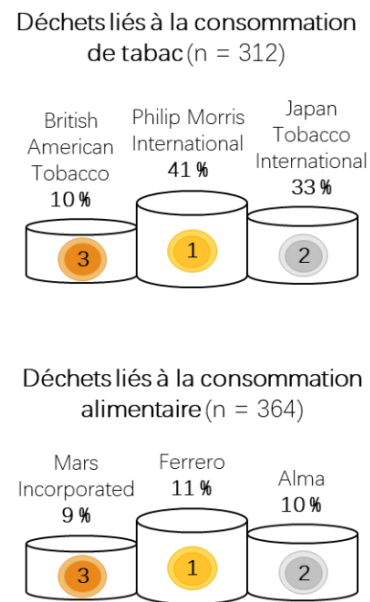
Le secteur économique a pu être identifié pour 56 % des déchets. Ces derniers appartiennent à sept secteurs économiques différents de la J-liste. Au total, les déchets liés aux secteurs de la consommation de tabac (32 % en nombre) et à la consommation alimentaire (19 % en nombre) étaient prédominants. Les déchets médicaux et liés à l'hygiène personnelle et aux soins sont moins présents, représentant des pourcentages de 2 % et 1 % en nombre, respectivement. Les articles des secteurs du loisir, des activités

de construction, ainsi que les vêtements, ont également été collectés mais dans de faibles proportions (< 1 % en nombre, Figure 24a).

(A) Secteur économique (n = 24 616)



(B) Top 3 groupes industriels



(C) Top 10 marques

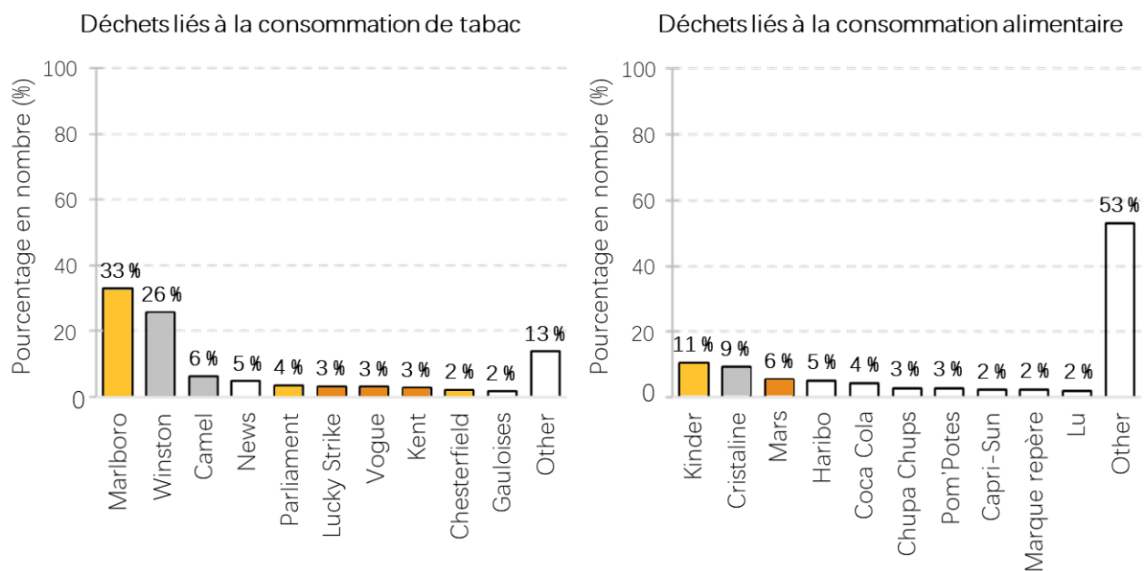


Figure 24 : A) Secteurs économiques des différents types de déchets observés dans le bassin de rétention lors des campagnes B1 à B34. B) Top 3 des groupes industriels les plus abondants pour les déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire. Le nombre de déchets pris en compte est indiqué. C) Top 10 des marques les plus représentées au sein des déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire. La marque est colorée selon la place du groupe industriel auquel elle appartient dans le top 3 des groupes industriels.

Parmi les déchets liés à la consommation de tabac, la marque de 312 articles (8 % du total) a pu être identifiée et 35 marques de tabac différentes ont été recensées. Les 10 marques les plus importantes

représentent toutefois 87 % avec Marlboro en première place, suivie par Winston et Camel (Figure 24c). Le groupe Philip Morris International est donc en tête des trois premiers groupes industriels dans cette catégorie (Figure 24b). Parmi les articles liés à la consommation alimentaire, la marque de 364 articles (22 % du total) a pu être identifiée et 161 marques différentes ont été recensées. Le top 10 des marques représente 47 % avec Kinder en première place, suivi de Cristaline (bouteille d'eau) et Mars (Figure 24c). Les trois premiers groupes industriels suivent ce podium (Figure 24b).

3.3. Evaluation de la dynamique de transfert des déchets

Parmi les 340 déchets utilisés pour les expériences de marquage, 157 (46 %) ont été récupérés dans le bassin, 33 % des bouteilles/canettes (Figure 25a) et 58 % des emballages de confiseries placés dans les avaloirs (Figure 25b). Pour les bouteilles/canettes, 2 (1 %) ont été récupérés dans le bassin après le premier événement pluvieux, illustrant un transport potentiellement rapide mais concernant peu d'objets. Le nombre le plus élevé (32 bouteilles/canettes, 19 %) a été récupéré 21 jours après leur positionnement dans les avaloirs, principalement à la suite d'un épisode pluvieux intense (Figure 25a). Pour les emballages de confiseries, le nombre le plus élevé (59 emballages, 35 %) a été récupéré dans le bassin après le premier événement pluvieux suivant leur positionnement dans les avaloirs (Figure 25b), illustrant un transport favorisé de ces petits déchets que des bouteilles/canettes.

Deux mois après leur positionnement dans les avaloirs, la dynamique de transport des bouteilles/canettes est devenue faible, avec l'export occasionnel de quelques-unes au cours du temps quelle que soit la quantité de pluie (Figure 25a). Pour les emballages de confiseries, c'est trois mois après leur positionnement qu'une dynamique similaire a été observée (Figure 25b). La dernière bouteille/canette et le dernier emballage de confiseries ont été récupérés respectivement 231 jours (7 mois) et 279 jours (9 mois) après leur positionnement dans les avaloirs (Figure 25a et b).

Par ailleurs, davantage de bouteilles ont été récupérées (36 %) que des canettes (28 %), et la plupart des bouteilles récupérées étaient munies d'un bouchon (71 %).

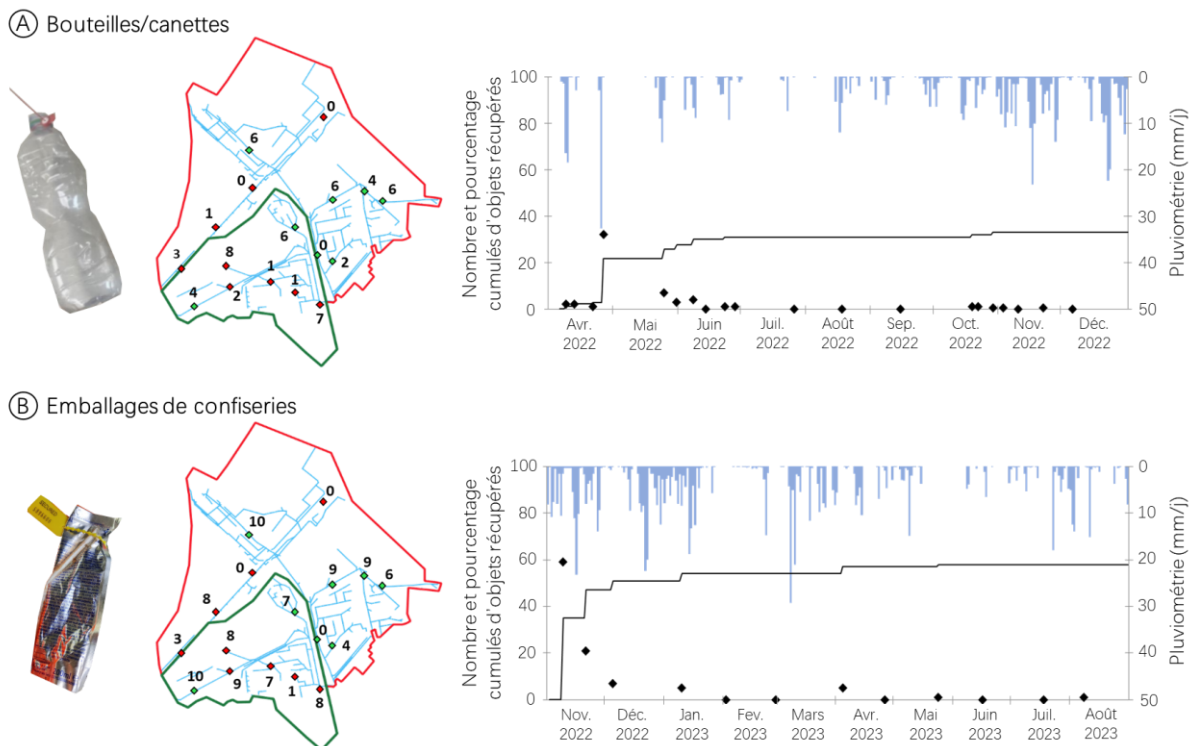


Figure 25 : Evolution du nombre (losanges noirs) et du pourcentage cumulé (ligne noire) de déchets marqués récupérés dans le bassin de rétention en fonction de la pluviométrie journalière pour A) les bouteilles/canettes (n = 170) et B) les emballages

de confiseries (n = 170). Les cartes indiquent le nombre d'objets récupérés par avaloir selon leur morphologie (couleurs relatives à leur morphologie présentée dans la Figure 4c).

Le nombre d'objets récupérés varie fortement en fonction des avaloirs. Aucune tendance n'a été observée en fonction de la distance entre les avaloirs et l'exutoire (cf Figure 21). Pour 3 d'entre eux (JV3, JV5 et JV7), ni bouteilles/canettes, ni emballages de confiseries n'ont été récupérés. Parmi eux, deux étaient munis de parois siphonides. Au cours de la première expérience, aucun avaloir n'a présenté un taux de récupération de 100 % des bouteilles/canettes. Pour 4 (PS1, PS3, PS5 et JV4), le nombre récupéré était similaire au cours des deux expériences. Pour tous les autres avaloirs, le nombre récupéré était le plus élevé pour les emballages de confiseries. Le taux de récupération des emballages de confiseries a d'ailleurs atteint 100 % pour 2 avaloirs (JV2 et PS4).

3.4. Flux de déchets transférés par les eaux pluviales

Les résultats de cette étude démontrent qu'environ 28,4 kg/an de déchets arrivent à l'exutoire des eaux pluviales des bassins versants Pin Sec et Jules Verne. Ce flux représente de l'ordre de 6 g/hab/an et 0,4 kg/imp.ha/an. En termes de plastique, environ 13,3 kg/an arrivent à l'exutoire, soit 3 g/hab/an et 0,2 kg/imp.ha/an.

Les flux de déchets varient fortement en fonction des campagnes. En revanche, les flux annuels sont relativement similaires entre les deux années de suivi, à savoir 28 (octobre 2022 à octobre 2023, B20 à B34) à 29 kg/an (octobre 2021 à octobre 2022, B1 à B19) malgré des cumuls de pluviométrie très différents (1 111 mm, 2021-2022 ; 585 mm, 2022-2023).

La totalité de ces flux ne sont pas forcément issus d'apports liés au ruissellement des eaux pluviales. En effet, compte tenu de la typologie des déchets observée, il peut être raisonnablement supposé que certains déchets soient issus d'apports directs dans le bassin de rétention ou des mauvais raccordements du réseau d'eaux usées. Ces flux représenteraient respectivement 10,9 kg/an (39 % des flux totaux quantifiés dans le bassin de rétention) et 0,3 kg/an (1 % des flux totaux). Ces flux incluent toutefois peu de déchets plastiques (0,3 kg/an pour les deux types d'apports). Au moins 60 % des flux et 98 % des flux de plastique quantifiés dans le bassin de rétention seraient donc transférés par le ruissellement des eaux pluviales lessivant les surfaces urbaines des bassins versants Pin Sec et Jules Verne.

Considérant le taux de récupération des déchets marqués au niveau du bassin de rétention, on peut supposer que les flux quantifiés à l'exutoire ne reflètent pas forcément les flux qui sont réellement transférés par le ruissellement des eaux pluviales jusqu'aux avaloirs. Les flux associés à un apport des eaux pluviales à l'exutoire sont de 17,2 kg/an de déchets dont 12,7 kg/an de plastiques. Un flux similaire peut donc être stocké dans les avaloirs jusqu'à leur remobilisation. Dans ce cas, les flux réels transférés jusqu'aux réseaux pluviaux seraient de l'ordre de 37,4 kg/an de déchets dont 27,6 kg/an de plastique.

3.5. Relation avec les données hydrométéorologiques

Les campagnes intègrent des conditions hydrométéorologiques variables. A l'exception de la campagne B9, pour laquelle la pluviométrie n'était pas suffisante pour qu'un épisode pluvieux ne soit considéré par le programme de sélection, les campagnes intègrent entre 1 et 33 évènements et des périodes sèches antécédentes comprises entre 3 et 43 jours. Les cumuls de pluviométrie intégrés par chaque campagne varient entre 3 et 334 mm avec des intensités maximales comprises entre 2 et 127 mm/h (Figure 26). Pour les campagnes durant lesquelles les débits à l'exutoire des eaux pluviales ont été correctement mesurés (B4, B10 à B13, B15, B16, B20, B26 et B30), les débits maximums enregistrés varient entre 111 et 3 008 L/S, engendrant des volumes ruisselés compris entre 906 et 10 014 m³ par campagne. Rapportées à ces volumes ruisselés, les masses de déchets et déchets plastiques collectées représentent

respectivement des concentrations massiques comprises entre 168 et 1 181 mg/m³ et entre 83 et 681 mg/m³.

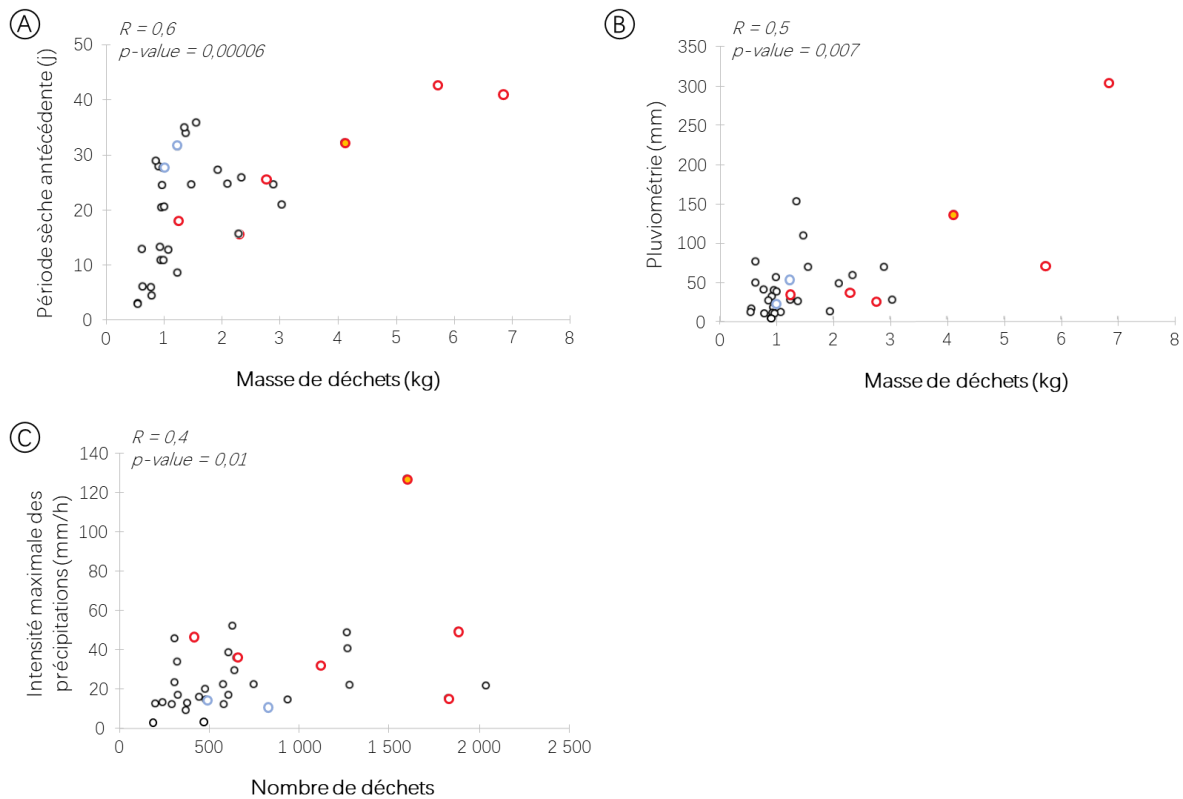


Figure 26 : Masse de déchets collectés par campagne (B1 à B34) en fonction A) de la période sèche antécédente (en jours) et B) de la pluviométrie cumulée. C) Nombre de déchets collectés par campagne en fonction de l'intensité maximale des précipitations. Les campagnes durant lesquelles un débordement du bassin de rétention a été observé sont indiquées en rouge. Les campagnes consécutives à une action collective de ramassage sont indiquées en bleu. Pour chaque corrélation, le coefficient de corrélation Spearman et la p-value associée sont indiqués.

En excluant la campagne B9, du fait d'une pluviométrie trop faible pour qu'un épisode pluvieux ne soit considéré par le programme de sélection, les masses de déchets collectés présentent une corrélation significative et positive avec la période sèche antécédente et la pluviométrie (Figure 26a et b). De même, le nombre de déchets collectés tend à augmenter avec les intensités maximales des précipitations (Figure 26c). Les quantités de déchets collectés (en masse et en nombre) ont aussi tendance à augmenter en été, probablement suite à l'intensification des événements pluvieux séparés par de plus longues périodes sèches précédant les événements pluvieux intenses (Figure 22). Les campagnes consécutives aux actions collectives de ramassage se trouvent dans les gammes basses des masses de déchets collectées en fonction de la période sèche antécédente mais aucune tendance à la baisse n'a été observée dans les corrélations avec la pluviométrie et l'intensité maximale des événements pluvieux (Figure 26).

4. Discussion

4.1. Les eaux pluviales en tant que vecteur de déchets

Les typologies de déchets (Figure 23) et les marques identifiées (Figure 24c) à l'exutoire des eaux pluviales sont cohérentes avec les activités des bassins versants Pin Sec et Jules Verne, c'est-à-dire des infrastructures de transport public, des bars/tabacs, de la restauration rapide, des magasins et un hôpital. La prédominance de déchets liés à la consommation de tabac et la consommation alimentaire (Figure 24a), ainsi que les trois premiers groupes industriels (Figure 24b) ont également été observés sur les surfaces urbaines de ces bassins versants (Figure 13a et b). En fait, les déchets généralement abandonnés sur les surfaces urbaines sont souvent les mêmes, ce qui conduit à une prédominance générale de déchets liés à la consommation de tabac et à la consommation alimentaire dans les eaux pluviales et les cours d'eau urbains récepteurs en France (Tramoy, Blin, et al., 2022; Tramoy, Gasperi, et al., 2022), aux Pays-Bas (Tasseron et al., 2020), en Nouvelle-Zélande (Martinez & Griffiths, 2023), en Australie (Sherow et al., 2023), ou en Afrique du Sud (Weideman et al., 2020).

Les flux de déchets calculés dans le cadre de cette étude se situent dans les mêmes ordres de grandeur que les autres études portant sur les flux de déchets dans les eaux pluviales de zones urbaines françaises, c'est-à-dire quelques g/hab/an, ou entre 0,1 et 1 kg/ha/an (Tableau 7). Dans le cas du ruisseau des Gohards, d'autres sources de déchets que les eaux pluviales sont identifiées (rejets directs et fuites des réseaux d'eaux usées) mais leur contribution apparaît faible, en particulier en ce qui concerne les flux de déchets plastiques (2 %). Ces résultats confirment que les eaux de ruissellement lessivant les routes et les trottoirs constituent une voie de transfert de déchets majeure vers les cours d'eau récepteurs (Martinez & Griffiths, 2023; Pasternak et al., 2021; Tramoy et al., 2022a; Weideman et al., 2020). D'ailleurs, les flux plus importants quantifiés par Weideman et al. (2020) au Cap (Afrique du Sud) s'expliquent probablement par des quantités plus importantes de déchets sur les surfaces urbaines en raison d'une gestion des déchets défaillante.

Ces résultats questionnent la priorité actuelle donnée aux réseaux séparatifs pour atteindre les objectifs en matière de réduction de l'impact de l'assainissement sur les milieux aquatiques. Dans le cas du ruisseau des Gohards, le bassin de rétention aménagé à l'exutoire des eaux pluviales limite le transfert des déchets vers le ruisseau, mais la plupart des réseaux d'eaux pluviales n'ont pas de suivi ou de prévention spécifique. De plus, cette limite au transfert des déchets n'est plus efficace lors d'événements pluvieux intenses et on peut supposer que les déchets ont des impacts écotoxicologiques et sanitaires liés aux nuisibles qu'ils attirent, même accumulés dans le bassin de rétention.

4.2. Dynamique de transfert des déchets dans les réseaux d'eaux pluviales

Dans cette étude, les proportions de plastique en nombre augmentent de 62 % sur les surfaces urbaines (Figure 12a) à 92 % à l'exutoire des eaux pluviales, où le top 10 de déchets ne comprend que des plastiques (Figure 23a et c). Ces résultats confirment un meilleur transport de ces déchets non dégradables, légers et flottants par rapport au papier, au verre ou au métal (Cesarini et al., 2023; Hadiuzzaman et al., 2022; Pasternak et al., 2021; Tramoy et al., 2022b). Les 5 types de déchets en papier fréquemment observés sur les surfaces urbaines des deux bassins versants (Figure 12c) ne sont pas transportés, probablement en raison de leur dégradation (Crosti et al., 2018; Pasternak et al., 2021), sauf en cas d'événements pluvieux intenses. La récurrence de fragments de polystyrène expansé et d'emballages de tabac en plastique à l'exutoire des eaux pluviales (Figure 23c), alors qu'ils n'ont pas été couramment observés sur les surfaces urbaines (Figure 12c) confirme également un transport favorisé de déchets légers et flottants. De même, les résultats des expériences de marquage et la prédominance des objets < 2,5 cm dans le top 10 des déchets rencontrés (Figure 23c) confirment un transport facilité pour les petits déchets (Pasternak et al., 2021). Cesarini et al. (2023) ont suggéré que les processus de fragmentation des déchets commencent avant qu'ils n'atteignent la mer. Dans cette étude, les proportions croissantes de fragments de plastique non identifiés depuis les surfaces urbaines (8 %, Figure 12c)

jusqu'à l'exutoire des eaux pluviales (30 %, Figure 23c) démontrent même que ces processus commencent sur les surfaces urbaines, probablement en raison du trafic routier ou d'autres facteurs tels que la tonte et l'entretien des espaces verts. Leur transport par les eaux pluviales peut ainsi être favorisé.

Plusieurs études ont observé une saisonnalité des flux de déchets transportés par les eaux pluviales (Martinez & Griffiths, 2023; Tramoy et al., 2022b; Treilles et al., 2021). Dans le cas des bassins versants Pin Sec et Jules Verne, les flux de déchets ont tendance à augmenter en été (Figure 22) pour deux raisons. D'une part, parce que les événements pluvieux sont plus intenses considérant que les événements de forte intensité favorisent le transport d'un plus grand nombre de déchets (Tramoy et al., 2022b; Treilles et al., 2021). D'autre part, l'augmentation de la masse collectée à l'exutoire des eaux pluviales avec l'augmentation des périodes sèches antécédentes (Figure 26) confirme une accumulation accrue des déchets sur les surfaces urbaines durant ces périodes puisque les services de nettoyage ne récupèrent pas la totalité des déchets. Toutefois, l'absence de tendance entre l'évolution des densités de déchets observées lors des comptages visuels et la pluviométrie intégrée par chaque campagne (Figure 19) démontre que la remobilisation des déchets par les eaux pluviales est un processus ponctuel et incomplet, ne concernant qu'une très faible proportion de déchets présents sur les surfaces urbaines. Le transfert des déchets par les réseaux d'eaux pluviales est sélectif. Les paramètres hydrologiques ne suffisent pas à expliquer la dynamique de transport des déchets parce que d'autres facteurs tels que leur composition, leur taille et leur distribution dans l'espace public jouent effectivement un rôle clé dans leur capacité de transfert.

Les études qui observent des flux de déchets plus élevés pendant les périodes humides du fait d'événements pluvieux plus fréquents ont été réalisés au niveau d'avaloirs (Malik et al., 2021; Martinez & Griffiths, 2023). Dans cette étude, le taux de récupération de 46 % des expériences de marquage suggère que même si les eaux pluviales remobilisent des déchets sur les surfaces urbaines, ceux-ci ne sont pas nécessairement transférés vers l'exutoire. Les éléments non récupérés dans le cadre de cette étude pourraient (i) avoir été récupérés lors d'un entretien des avaloirs, (ii) être coincés dans le réseau pluvial, (iii) avoir été transférés en aval du bassin de rétention, ou (iv) être accumulés au fond du bassin. Après les débordements du bassin de rétention, un faible pourcentage (3 %) de déchets marqués a été récupéré dans le ruisseau des Gohards, mais aucun déchet n'a été retrouvé loin en aval. En période d'étiage, 5 % des déchets marqués (principalement des canettes) ont été identifiés au fond du bassin et récupérés. Aucun objet n'a été observé lors de l'exploration vidéo de certaines parties du réseau pluvial. Néanmoins, certaines bouteilles/canettes placées lors de la première expérience se trouvaient encore dans certains avaloirs lorsque les emballages de confiseries ont été placés à l'intérieur 7 mois plus tard. Comme les déchets peuvent être bloqués par des structures sélectives (par exemple des parois siphonides, Treilles et al., 2021) et/ou créer des colmatages (Basilico et al., 2020), leur dynamique de transport est intermittente dans les réseaux pluviaux urbains (Figure 25). Comme observé dans les fleuves (Ledieu et al., 2022b; Tramoy et al., 2020), et comme suggéré par l'étude de Treilles et al. (2021), les déchets peuvent donc avoir des temps de résidence plus longs dans les réseaux pluviaux que ceux considérés dans les modèles globaux.

4.3. Estimer les flux de déchets dans les eaux pluviales

Une grande partie du stock de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines est reprise par les services de nettoyage et les résultats de cette étude démontrent que la proportion de déchets résiduels ne représente que 0,6 % de la production totale de déchets dans les bassins versants Pin Sec et Jules Verne (Figure 27). Les déchets restants sont principalement accumulés dans les espaces verts où leur remobilisation est limitée (Gholami et al., 2020 ; Mellink et al., 2022). Par conséquent, les flux de déchets estimés entrant dans les avaloirs des bassins versants Pin Sec et Jules Verne ne représentent que 0,3 % de la masse estimée de déchets présents sur les surfaces urbaines (Figure 27). Par rapport à la production totale de déchets par habitant à Nantes Métropole, les flux de déchets mesurés à l'exutoire

des eaux pluviales représentent donc 0,001 % (Figure 27). Cette proportion pourrait en plus être surestimée considérant la difficulté à estimer la production totale de déchets sur une zone donnée (consommation nomade, déchets commerciaux). Cette fuite est plus importante pour les déchets plastiques compte tenu de leur transport favorisé. Le taux de fuite des déchets plastiques de 0,7 % quantifié dans cette étude (Figure 27) est supérieur aux 0,03 % quantifiés par Treilles et al. (2021) à Sucy-en-Brie (France) mais il reste bien inférieur aux 15-40 % considérés par Jambeck et al. (2015) pour estimer l'export de plastique fluvial vers la mer.

Même si les flux de déchets transportés par les eaux pluviales sont relativement faibles par rapport à la production de déchets et aux proportions de déchets générés au sol, ils représentent des flux importants transférés vers les cours d'eau récepteurs si l'on tient compte de la population des bassins versants. Extrapolée au nombre d'habitants en France métropolitaine (soit 66,1 millions en 2024 ; <https://www.insee.fr/fr/statistiques/5225246>, consulté le 27/06/24), les flux de déchets calculés dans cette étude représenteraient un export d'environ 397 t/an de déchets, dont 198 t/an de plastiques à l'échelle nationale. Si l'on considère la masse médiane des déchets plastiques collectés à l'exutoire étudié dans cette étude, cela représenterait de l'ordre de 150 millions de macroplastiques/an. Ce flux massif correspond à l'apport annuel français de plastiques issus de sources terrestres estimé par González-Fernández et al. (2021) mais l'extrapolation à partir du nombre d'habitants est sujette à certains biais. En effet, les déchets sont généralement le résultat d'une consommation nomade et les passants contribuent souvent davantage à la quantité de déchets que les habitants (Kawecki & Nowack, 2019). De ce fait, cette extrapolation ne prend pas en compte l'évolution des flux de déchets en fonction de l'occupation du sol et de l'usage de l'espace urbain. À ce jour, il existe peu d'études sur la variabilité spatiale des flux en fonction de cette variable et les quelques études qui l'évaluent n'utilisent pas les mêmes définitions de l'occupation du sol, ce qui rend la comparaison des résultats encore plus difficile. De plus, des informations sur la production de déchets et leurs systèmes de gestion (collecte des déchets et activités de nettoyage) sont rarement précisées dans les études sur les déchets urbains transférés par les eaux pluviales alors qu'il serait essentiel d'inclure ces variables pour pouvoir les prendre en compte dans les extrapolations.

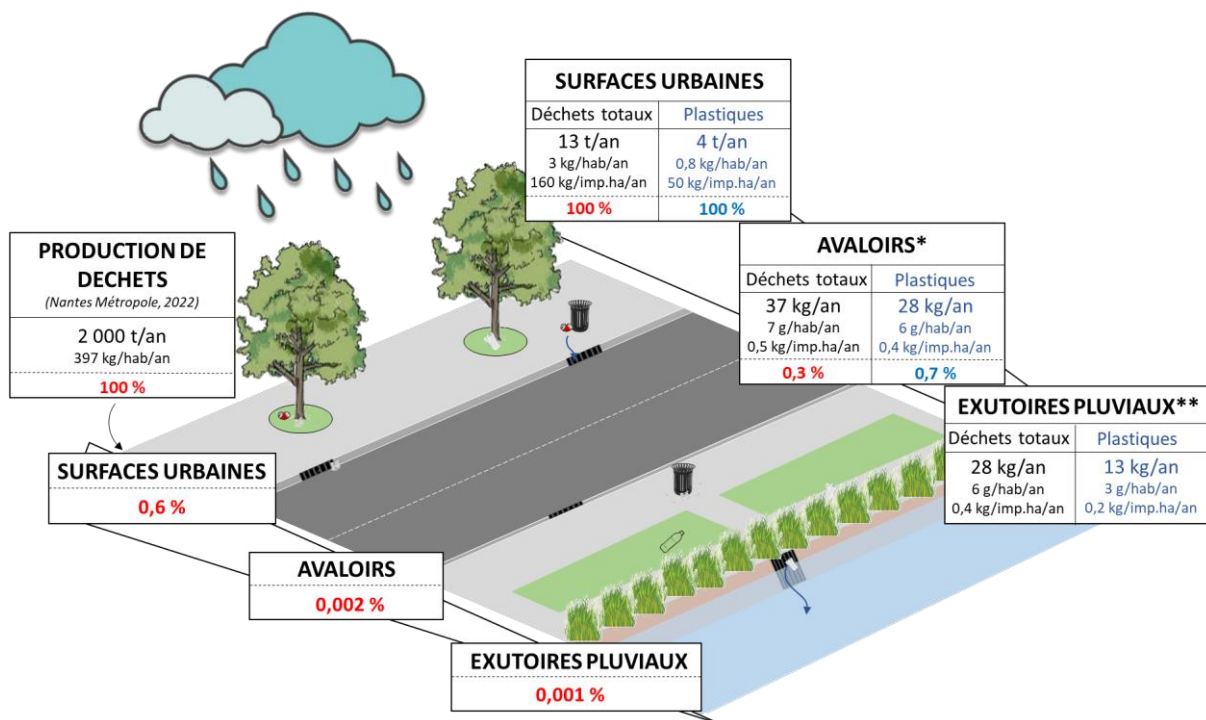


Figure 27 : Schéma conceptuel des flux de déchets (totaux et plastiques) abandonnés sur les surfaces urbaines et transférés par les eaux pluviales jusqu'aux avaloirs et aux exutoires pluviaux. *Les flux exprimés dans les avaloirs sont calculés en

*considérant que les flux issus des eaux pluviales quantifiés à l'exutoire représentent 46 % des flux entrants. **Les flux exprimés aux exutoires pluviaux sont les flux totaux incluant les potentiels apports directs dans le bassin de rétention et les fuites des réseaux d'eaux usées. Les taux de fuite sont exprimés à gauche en fonction de la production de déchets par habitant (Nantes Métropole, 2022), et à droite en fonction de la quantité de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines.*

D'autres extrapolations des flux de déchets transférés par le ruissellement des eaux pluviales urbaines utilisent les surfaces drainées, mais celles-ci peuvent également être biaisées puisque seules les surfaces imperméables contribuent au ruissellement. En ne considérant que les surfaces imperméables, Treilles et al. (2021) ont en fait quantifié des flux plus élevés à Sucy-en-Brie que dans d'autres villes françaises (Tableau 7). Si l'on considère les surfaces imperméables en France métropolitaine (soit 3 300 000 ha, Loisier & Petel, 2019), les flux de déchets calculés à l'exutoire des eaux pluviales dans cette étude (0,4 kg/imp.ha/an dont 0,2 kg/imp.ha/an de plastique) représenteraient 1 320 t/an, dont 660 t/an de plastiques, rejetés dans les hydrosystèmes français. Ce chiffre est trois fois plus élevé que les extrapolations utilisant le nombre d'habitants et représenterait donc de l'ordre de 500 millions de macroplastiques/an. Une approche utilisant la surface imperméable semble plus cohérente avec le concept de production et de transport de déchets mais la question de savoir s'il faut prendre en compte l'ensemble des surfaces imperméables ou seulement les routes et les trottoirs (où il y a potentiellement des déchets) reste ouverte. Dans cette étude, les bâtiments ont été pris en compte, ce qui fait que les surfaces imperméables représentent 76 % de la zone drainée, contre 27 % dans l'étude de Treilles et al. (2021). D'autant plus que toutes les surfaces imperméables des zones urbaines ne sont pas forcément raccordées à un réseau séparatif et que peu d'informations existent sur la contribution supplémentaire potentielle des déversoirs d'orages dans les réseaux unitaires. À l'échelle du Grand Paris (183 000 ha, France), Treilles et al. (2021) ont démontré que les surfaces imperméables connectées aux égouts séparatifs ne représentaient que 10 % de la surface totale (soit 19 000 ha), ce qui réduit considérablement les apports potentiels de déchets par les eaux pluviales, mais les apports via les déversoirs d'orage ne sont pas estimés. De plus, les réseaux d'eaux pluviales peuvent être enterrés ou ouverts, ce qui modifie le potentiel d'apports directs de déchets. Enfin, ces extrapolations ne tiennent pas compte des variations spatiales des paramètres hydrométéorologiques. A Nice, les fuites de déchets estimées représentent un pourcentage similaire par rapport aux déchets générés (0,7 %) mais cette ville est soumise à un régime hydrométéorologique plus intense que Nantes. De même, l'impact de variations climatiques est aussi susceptible d'expliquer les flux de déchets plus importants quantifiés au Cap (Weideman et al., 2020 ; Tableau 7). L'expression des concentrations de déchets en fonction des volumes de ruissellement (en mg/m³) pourrait être un bon moyen d'inclure également ces variables.

Il est donc difficile d'extrapoler la contribution des eaux pluviales à la pollution des cours d'eau par les déchets plastiques. Les flux de déchets transportés par les eaux pluviales dépendent autant de la production de déchets sur les surfaces urbaines que de leur transfert intermittent, lui-même conditionné par les paramètres hydrométéorologiques et les infrastructures du réseau d'eaux pluviales. Des informations détaillées sur ces paramètres dans des études ultérieures permettraient de mieux comprendre l'impact de ces facteurs afin d'identifier des moyens de les combiner pour affiner les extrapolations. Enfin, étant donné que la dynamique de transport sélective et intermittente des déchets dans les zones urbaines semble régie par les mêmes règles que dans les environnements naturels (par exemple, la présence de végétation, un transport favorisé des déchets en plastique léger et un transport favorisé lors d'événements pluvieux intenses), la modélisation du transport des déchets à travers les réseaux d'eaux pluviales pourrait être abordée par des modèles hydrologiques ou fonction production-transfert.

Discussion générale sur la réduction de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines et transférés par les eaux pluviales

Les deux actions collectives de ramassages organisées sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne ont permis de récupérer une forte proportion de déchets (165 kg au total) dont la composition reflétait la composition globale des déchets observés au sol. Néanmoins, ces actions très ponctuelles dans le temps comme dans l'espace ont eu un impact très limité sur les densités de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines et transférés par les eaux pluviales (Figure 28). Une action plus globale comme le Clean Up Day impliquant davantage de communication semble avoir eu un impact plus significatif que le second ramassage collectif (Figure 28). Les actions collectives de ramassage, nécessitant beaucoup de temps et d'importantes ressources humaines n'apparaissent donc pas comme la solution à envisager pour réduire de façon significative la présence de déchets et leur transfert vers les milieux aquatiques récepteurs. Elles permettent de faire prendre conscience de la problématique de la pollution plastique et de construire des bases de données (Surfrider Fondation Europe, Mer-Terre, ...) mais n'ont souvent que des motivations morales sans réel impact environnemental et sans remise en question de notre mode de consommation (Blot & Désert, 2019).

A l'inverse des bassins versants Pin Sec et Jules Verne, des densités nulles ont parfois été observées sur les tronçons et les points de comptage de l'hypercentre nantais (Figure 16). Cette différence pourrait s'expliquer par une attention particulière portée par les services de nettoyage de l'hypercentre (zone plus touristique) par rapport aux bassins versants périphériques. D'autant plus que la surface du pôle Nantes-Loire est environ 9 fois inférieure à celle du pôle Erdre et Loire, permettant probablement une efficacité de nettoyage plus importante. D'ailleurs, le flux de déchets repris par les services de nettoyage du pôle Nantes-Loire (77 t/km²/an, Figure 18) est en moyenne 20 fois supérieur à celui repris par les services de nettoyage du pôle Erdre et Loire (4 t/km²/an, Figure 15). Alors que ce dernier comprend plus de 100 000 habitants contre 76 000 habitants dans le pôle Nantes-Loire. Une mise en œuvre des secteurs et des moyens selon les densités de population pourrait permettre de rééquilibrer la propreté urbaine entre différentes zones d'une même agglomération (Blot, 2018). Une influence importante des fréquences de nettoyage a déjà été observée (Vincent & Hoellein, 2017) et semble effectivement permettre un abattement des flux de déchets observés aux exutoires pluviaux (Tramoy et al., 2022a). D'ailleurs, dès que le fonctionnement des services a été perturbé pendant la grève des services de collecte des déchets en mars 2023, une hausse importante des flux de déchets transférés vers l'exutoire des bassins versants Jules Verne et Pin Sec a été observée. Cette variation des pratiques de gestion des déchets a eu un impact plus considérable sur les flux de déchets transférés vers l'exutoire que les ramassages collectifs (Figure 28), puisque la grève a eu un effet plus généralisé à l'échelle de la zone étudiée et sur une plus longue période. Le bilan quantitatif des flux de déchets démontre que les flux repris par les services de nettoyage représentent presque 99 % des flux de déchets générés sur les espaces publics des bassins versants Pin Sec et Jules Verne (Figure 15). De tels ordres de grandeur ont également été observés à Nice (communication personnelle avec le service nettoyage de la Métropole Nice Côte d'Azur) et au Pays-Bas (projet Litterati, Ballatore et al., 2022). Les services de nettoyage récupèrent donc la majeure partie des déchets générés dans l'espace public et cette efficacité devrait être davantage mise en avant par une valorisation des métiers associés à la propreté urbaine. Selon la loi des rendements décroissants en économie, des moyens supplémentaires considérables seraient nécessaires pour des gains d'efficacité marginaux. La proportion de déchets reprise par les services de nettoyage dans l'hypercentre nantais apparaît encore plus importante (Figure 18) qu'au niveau des bassins versants Pin Sec et Jules Verne mais il est démontré que les envois du marché de la Petite Hollande peuvent représenter un flux de 2,4 t/an de déchets, dont 1,6 t/an de plastiques, qui fuient en dehors du périmètre de nettoyage mis en œuvre par les services de Nantes Métropole. Parmi ces déchets, une partie à ce jour inconnue, pourrait rejoindre la Loire. Agir sur ce type de source ponctuelle dans le temps et dans l'espace pourrait donc avoir un impact considérable.

L'essentiel des déchets récupérés par les services de nettoyage passe par les corbeilles de rues dans l'hypercentre nantais (98 % des stocks repris, Figure 18) comme à Nice (90 % des stocks repris). Au niveau des bassins versants Pin Sec et Jules Verne, la quantité de déchets abandonnée sur les surfaces urbaines apparaît plus proche de celle reprise dans les corbeilles (54 %, Figure 15). Des proportions similaires ont été observées en Irlande du nord (60 %, Keep Northern Ireland Beautiful, 2020). Dans les corbeilles des bassins versants étudiés, la majorité des déchets sont recyclables (Figure 14a) mais les proportions de plastiques et notamment de mégots sont moins importantes qu'au sol (Figure 14c). Ces résultats impliquent que des stratégies doivent être trouvées pour limiter l'abandon/la perte de ce type de déchets (par exemple des corbeilles de tri, équipées de cendriers, réfléchir au nombre et à l'implantation des corbeilles, à la gestion des points de collecte, ...).

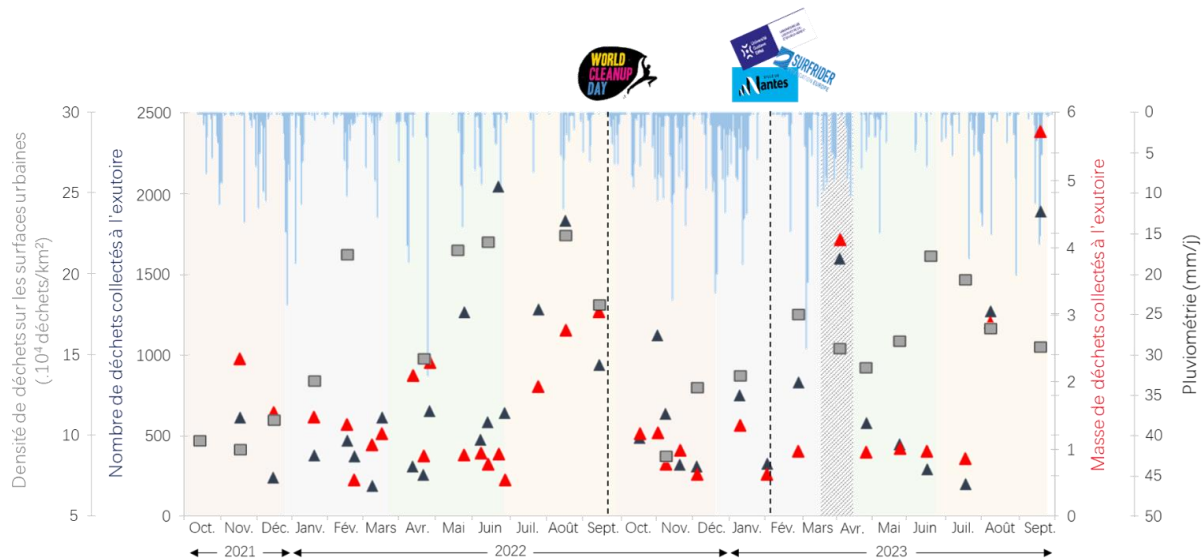


Figure 28 : Evolution temporelle des densités de déchets observées lors des comptages visuels réalisés sur les bassins versants de Pin Sec et Jules Verne (CV1 à CV21, carrés gris), ainsi que les nombres (triangles bleus) et masses de déchets (triangles rouges) collectés au cours des différentes campagnes menées dans le bassin de rétention (B1 à B34) en fonction de la pluviométrie journalière et vis-à-vis de l'organisation de deux actions collectives de ramassages de déchets (Tableau 5). Les saisons sont indiquées par couleur (printemps : vert, été : jaune, automne : orange, hiver : gris). La période quadrillée en gris correspond à la période de grève des services de collecte des déchets.

Les résultats de cette étude, et notamment le faible taux de fuite des déchets générés sur les espaces publics, confirment l'importance de diminuer la consommation de plastique, en particulier les usages uniques à travers les emballages. L'une des stratégies de réduction des déchets adoptée au niveau européen est la directive de l'UE sur les plastiques à usage unique (directive (UE) 2019/904). Néanmoins, cette directive n'interdit la vente que de quelques types d'objets en plastique à usage unique (coton-tiges, couverts, assiettes, pailles et agitateurs, contenants d'aliments et de boissons en polystyrène) et n'est pas suffisante pour réduire la présence de déchets plastiques, étant donné que les emballages de confiseries se classent en 3^{ème} place du top 10 des déchets les plus fréquemment rencontrés sur les surfaces urbaines (Figure 12c) mais aussi en 4^{ème} place du top 10 des déchets les plus fréquemment rencontrés dans les corbeilles de rues (Figure 14c). Des politiques d'ambition mondiale ciblant différentes étapes du cycle de vie des plastiques sont nécessaires (OCDE, 2023). Des programmes de responsabilité élargie du producteur (REP) tendent à être mis en place pour différentes filières afin de rendre la responsabilité aux entreprises responsables de la mise sur le marché du produit. Ce programme apparaît essentiel compte tenu de la similarité des types de déchets retrouvés sur les surfaces urbaines et dans les corbeilles de rues (Figure 14c) mais davantage de données de terrain sont nécessaires pour identifier les producteurs à cibler. L'intégrité des déchets dans les zones urbaines représente une bonne opportunité de caractériser leurs sources et d'adapter les stratégies d'atténuation en

fonction de ces observations. Néanmoins, les filières REP reposent sur le principe du « pollueur-payeur » pour améliorer la gestion des déchets sans remettre en cause notre mode de consommation. Or, d'après les projections de l'OCDE d'ici 2060, la croissance des déchets plastiques générés surpassera les améliorations en termes de gestion des déchets, conduisant à un doublement du volume absolu de déchets dits mal gérés même si leurs proportions vis-à-vis des déchets générés baisse (OCDE, 2023). Compte tenu de la méconnaissance des citoyens sur la gestion des déchets et des eaux pluviales, des apports de connaissances pourraient permettre qu'ils se réapproprient leur mode de consommation et leur environnement. Les travaux de B. Monsaingeon, sociologue travaillant sur la problématique des déchets, démontrent en effet une perte de conscience du déchet, notamment parce que l'on cède sa responsabilité à la collectivité en charge de sa gestion via un système complexe dont on ignore tout (Monsaingeon, 2014). Enfin, des politiques de réglementation comme l'interdiction des filtres en plastique (Green et al., 2023) sont encore nécessaires de toute urgence pour les mégots de cigarettes, davantage jetés au sol que dans les corbeilles de rues. Une analyse plus approfondie de la production et des sources de déchets pour identifier les meilleurs moyens de réduire cette pollution nécessiterait toutefois une approche interdisciplinaire entre les sciences de l'environnement, les sciences humaines et les sciences sociales (Blot et al., 2021).

Enfin, la présence d'avaloirs sélectifs dans le réseau d'eaux pluviales a un fort effet tampon sur les flux de déchets qui parviennent à atteindre l'exutoire. Dans les bassins versants Pin Sec et Jules Verne, avec $\frac{3}{4}$ des avaloirs équipés de grilles et de parois siphoniques (Figure 4c), seulement 46 % des déchets atteignant les avaloirs semblent transférés vers l'exutoire. Néanmoins, des entretiens plus réguliers de ces avaloirs pourraient encore davantage réduire les flux de déchets transférés, comme le suggère le long temps de résidence (jusqu'à 7 mois) de certaines bouteilles/canettes.

Difficultés rencontrées

Quelques difficultés ont été rencontrées lors de la réalisation de ce projet de recherche. La réalisation de l'axe 1 – Les « stocks » de déchets abandonnés sur les surfaces urbaines – a été confronté à plusieurs limites. La principale d'entre elles résulte de l'importante fragmentation des services au sein d'une grande métropole comme Nantes et du nombre d'interlocuteurs qui en découle. Les différents pôles de proximité ont des pratiques et des moyens très hétérogènes. Les expérimentations n'ont pas pu être réalisées de façon homogène entre le pôle Erdre et Loire et le pôle Nantes-Loire, qui disposait déjà de données facilement exploitables, et qui a par ailleurs engagé plus tôt une démarche de réduction de la pollution plastique, notamment à travers le plan d'action « territoire zéro pollution plastique ». Un accompagnement plus poussé du pôle Erdre et Loire n'a été possible que lors de la deuxième phase du projet. La collaboration des services découle essentiellement de volontés individuelles sans qu'une démarche collective et harmonisée ne soit pour l'instant véritablement initiée à l'échelle de la métropole. De même, les agents de nettoyage pouvaient ne pas percevoir l'implication du projet pour leurs activités. De plus, la pression existante sur les activités de nettoyage n'ont pas permis d'effectuer l'ensemble des expérimentations imaginées dans le cadre du projet. Une modulation des fréquences de nettoyage de certains secteurs des bassins versants Pin Sec et Jules Vernes, une action conjointe entre les services de nettoyage, d'entretien des espaces verts et de l'assainissement, de même qu'un entretien plus régulier des avaloirs avaient été envisagés. La durée du projet, les contraintes importantes des différents services et le peu de flexibilité des activités de nettoyage ne l'ont pas permis. Ce manque de flexibilité était également accentué par des événements importants à gérer par les services de nettoyage comme la coupe du monde de Rugby en septembre et octobre 2023 par exemple.

Une expérimentation a tout de même été menée pour essayer d'aspirer les déchets dans la végétation avec un tube aspirant de balayeuse mais le matériel n'était pas adapté à cette pratique. Des équipements plus ergonomiques et adaptés à différents contextes de l'espace urbain devraient être réfléchis. Enfin, le nombre important de potentiels interlocuteurs au sujet des différents espaces urbains concernés dans cette étude ont limité la possibilité d'établir un bilan complet des quantités de déchets reprises sur les

surfaces urbaines. Un grand nombre de questions restent sans réponse. Quelle est la réelle part de déchets récupérée dans les corbeilles de rues ? Quelles sont les quantités de déchets générés par les activités commerciales et récupérées par les prestataires privés ? Que représente la part des déchets dans les balayures de voirie ? Comment intégrer les différentes pratiques et fréquences de nettoyage dans l'évaluation des densités de déchets sur un même secteur ? Comment mieux articuler les services de nettoyage, des espaces verts et de l'assainissement ? Quels sont les facteurs qui influencent les variations temporelles des densités de déchets abandonnés ?

La réalisation de l'axe 2 – les flux de déchets exportés par les eaux pluviales urbaines – a également été confronté à certaines limites. D'une part, les flux de déchets transférés par les eaux de ruissellement de l'hypercentre nantais n'ont pas pu être quantifiés puisque ceux-ci sont évacués par des réseaux unitaires vers des stations d'épuration (STEP) qui ne font pas de suivi des quantités de déchets récupérées. Dans tous les cas, les surfaces drainées par les réseaux unitaires pris en charge par les différentes STEP ne sont pas forcément découpés de la même façon que les pôles de proximité. D'autre part, les événements météorologiques intenses sont souvent très difficiles à instrumenter. Dans le cadre de cette étude, la paroi siphonée aménagée pour limiter le transfert des déchets du bassin de rétention vers le ruisseau des Gohards est sous-dimensionnée. Plusieurs événements météorologiques extrêmes ont ainsi entraîné un déversement d'une fraction des déchets. Les flux quantifiés dans le cadre de ce projet sont donc légèrement sous-estimés. Certaines questions restent également sans réponse. A la jonction entre service d'assainissement, de nettoyage, direction de l'eau et des espaces verts puisque le bassin se situe dans un parc, qui détient la responsabilité d'un ramassage régulier de déchets dans le bassin de rétention ? Comment intégrer la forte hétérogénéité des avaloirs installés pendant les différentes phases d'aménagement du réseau séparatif ? Comment intégrer les proportions de réseaux unitaire et séparatif dans les flux de déchets qui fuient à l'échelle d'une métropole ? Quelle est la contribution réelle des événements météorologiques extrêmes ?

Conclusions et perspectives

Cette étude fournit un ensemble considérable de données décrivant la composition et l'évolution spatio-temporelle des déchets urbains dans deux bassins versants périphériques et dans l'hypercentre de Nantes Métropole. Les résultats sont cohérents avec les quelques études menées sur les déchets urbains dans d'autres pays (États-Unis, Canada, Grande-Bretagne, Pays-Bas, etc.). Sur les surfaces urbaines, les déchets sont principalement liés à la consommation alimentaire et de tabac. Les déchets urbains peuvent ainsi constituer une source considérable de déchets plastiques. Dans cette étude, les flux de déchets plastiques abandonnés sur les surfaces urbaines sont de 800 g/hab/an et 50 kg/imp.ha/an. Une telle typologie n'est pas spécifique des contextes urbains mais résulte principalement des fortes densités d'objets en plastique utilisés. Les quantités de déchets qui restent abandonnées sur les surfaces urbaines ne correspondent en fait qu'à 0,6 % des déchets qui sont générés par les habitants du secteur. Les taux de déchets abandonnés sont toutefois difficiles à estimer et à prévoir en raison de leurs fortes variabilités spatio-temporelles et des difficultés à quantifier la production totale de déchets dans une zone donnée.

La distribution spatiale des déchets dans l'espace public dépend principalement de leurs sources mais aussi de leurs taux d'accumulation dans certaines zones. Ces deux facteurs découlent essentiellement de l'occupation du sol et de l'usage de l'espace urbain, qui influencent la génération de déchets, les activités locales ainsi que la collecte/remobilisation et la mobilité des déchets. Les stratégies de gestion des déchets abandonnés devraient être mieux adaptées aux principales sources ainsi qu'aux principales zones d'accumulation telles que les espaces verts. S'attacher aux zones d'accumulation permettrait de réduire de manière globale la pollution de l'environnement urbain mais ces zones ne semblent contribuer que faiblement aux flux exportés vers le réseau hydrologique. Développer des actions sur les sources semble être le meilleur moyen de réduire les taux de déchets abandonnés compte tenu de leur renouvellement rapide et de leurs apports continus. De plus, dans les zones urbaines les déchets sont souvent peu

dégradés parce qu'ils ont parcouru de courtes distances entre leur source et leur zone d'accumulation, ce qui permet d'identifier leurs sources plus facilement que dans d'autres environnements récepteurs (rivières, océans, ...).

Aux exutoires pluviaux, les déchets reflètent la composition globale des déchets urbains, c'est-à-dire principalement des déchets liés au tabagisme et à la consommation alimentaire. Ainsi, en concentrant les petits déchets légers en plastique, les zones urbaines créent un stock considérable de déchets qui peuvent être transportés par les eaux pluviales. Dans cette étude, les flux de déchets plastiques représentent environ 6 g/hab/an et 0,4 kg/imp.ha/an. Même si ces flux restent normalement dans le bassin de rétention, les résultats de cette étude confirment que l'écoulement des eaux pluviales est une voie de transfert importante pour les déchets plastiques, faisant de leurs exutoires des sources ponctuelles considérables de déchets vers les cours d'eau récepteurs.

Les flux de déchets peuvent être très variables en fonction (i) du stock de déchets se trouvant sur les surfaces urbaines, (ii) des variables hydrométéorologiques, (iii) de la capacité de transport du déchet, et (iv) de la présence d'infrastructures limitant leur transfert dans le réseau d'eaux pluviales. La dynamique de transport des déchets n'est donc pas linéaire et difficile à évaluer, à l'instar des cours d'eau. Ces différents facteurs d'influence soulèvent la question du ou des paramètres à utiliser pour extrapoler les résultats observés. Les extrapolations en considérant la génération de déchets par habitant ou la surface urbaine contribuant au ruissellement peuvent conduire à de grandes variations dans les estimations globales des flux de déchets. Pour qu'elles soient plus précises, les estimations nécessiteraient de trouver un moyen d'intégrer toutes ces variables dans les modèles globaux.

Enfin, la consommation croissante de plastique et la recrudescence d'évènements météorologiques extrêmes tendent à augmenter les contraintes sur nos réseaux pluviaux et sur les milieux hydrologiques récepteurs. Il existe différentes approches pour prévenir la présence de déchets sur les surfaces urbaines et leur transfert *via* les réseaux pluviaux. Bien que les solutions curatives (technosolutionnisme) se multiplient au sein des collectivités, ces dernières sont lourdes à gérer et coûteuses, pour des gains d'efficacité marginaux. Les solutions préventives de réduction des déchets à la source devraient donc être priorisées (changements socio-techniques), d'autant plus que des millions d'euros sont dépensés annuellement pour la gestion et le ramassage des déchets en ville. Cette étude illustre l'impact précieux des actions menées en amont par les services de nettoyage qui récupèrent la majeure partie des déchets abandonnés sur les surfaces urbaines, même si des proportions élevées de déchets restent accumulées dans les espaces verts. Par conséquent, dans le cas des bassins versants urbains de Pin Sec et de Jules Verne, seuls 0,3 % des objets abandonnés sur les surfaces urbaines (0,7 % pour les plastiques) semblent remobilisés par les eaux pluviales. Les infrastructures du réseau d'eaux pluviales pour limiter le transfert des déchets (parois siphonées, grilles, ...) réduisent encore davantage ces flux. Ces conclusions impliquent qu'une optimisation des ramassages dans les espaces verts et de l'entretien des avaloirs pourrait diminuer la pollution aux macrodéchets, en particulier plastiques, mais qu'une réduction substantielle de cette pollution aux macrodéchets nécessiterait davantage une diminution de la consommation de plastique et un changement de notre rapport au déchet, qu'une meilleure gestion.

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué à ce travail. L'ensemble de l'équipe du comité de suivi du projet, Johnny Gasperi (LEE), Romain Tramoy et Bruno Tassin (LEESU), Clémence Bruttin et Pierre Le Galloudec (Citeo), ainsi que Eric Bouchet (Nantes Métropole). Mes collègues du laboratoire Eau et Environnement, David Mabilais et Sophie Ricordel pour leur aide sur le terrain ; Marie-Laure Mosini, Fabrice Rodriguez, Laetitia Pineau, Alexandra Mosset et Bernard Flahaut pour leur contribution au traitement et à l'interprétation des données hydrométéorologiques ; Zoé Bridant et Maya Benosmane pour leur investissement dans le cadre de leurs stages. Félix Vaillant, Samuel Borderieux, Cedric Granier et Pascal Lemerle du service nettoyage du pôle Erdre et Loire de Nantes Métropole pour leur collaboration lors des expérimentations réalisées sur les bassins versants Pin Sec et Jules Verne. Emilie Carrot du service nettoyage du pôle Nantes-Loire pour sa mise à disposition des données des relevés de propretés et des tonnages de déchets récupérés par leurs services. Manuel Echevarria de la cellule assainissement du pôle Erdre et Loire et ses collègues de la DOPEA pour la réalisation des inspections télévisées dans les réseaux pluviaux. Les membres des associations Engagement 87, Surfrider Fondation, et Samir Elkhyat chargé de développement local de la Ville de Nantes, pour leur engagement dans les ramassages collectifs, ainsi que tous les bénévoles qui y ont participé. Enfin, Citeo, qui a co-financé ce projet de recherche avec la Région Pays de la Loire et Nantes Métropole dans le cadre du projet Plasti-nium.

Références

- AET Group Inc. (2020). *2020 Litter Audit for the City of Toronto*. <https://www.toronto.ca/wp-content/uploads/2021/02/8de3-Toronto-Litter-2020Final-Report.pdf>
- AVPU. (2016). *Mode d'emploi des Indicateurs Objectifs de Propreté* (p. 7) [Vademecum des IOP]. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=http://avpu.fr/wp-content/uploads/2020/12/formation-grille-IOP-copie_compressed.pdf&ved=2ahUKEWjk-Ljaw56HAXWvVaQEhXKqCv4QFnoECBIQAQ&usg=AOvVaw3y6sT1Q5MJZAGuAJw4y7o
- Ballatore, A., Verhagen, T. J., Li, Z., & Cucurachi, S. (2022). This city is not a bin : Crowdmapping the distribution of urban litter. *Journal of Industrial Ecology*, 26(1), 197-212. <https://doi.org/10.1111/jiec.13164>
- Basilico, L., Staub, P.-F., & Dris, R. (2020). *La pollution plastique. De nouvelles connaissances et des pistes pour l'action publique*. 112. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-rencontres-synthese/pollution-plastique-nouvelles-connaissances-pistes-laction-publique>
- Benosmane, M. (2023). *Déchets diffus abandonnés sur les surfaces urbaines : Densité, typologie et rôle des pratiques de nettoyage* [Rapport de stage M1].
- Berthier, E. (1999). *Contribution à une modélisation hydrologique à base physique en milieu urbain : Élaboration du modèle et première évaluation*. INPG-LCPC.
- Blot, D. (2018). Les déchets et le désordre : Comment les habitants prennent-ils en main leur environnement? *Environnement et quartiers populaires*.
- Blot, D., & Désert, J. (2019). Nettoyer la nature, est-ce vraiment une bonne idée? *The Conversation France*.
- Blot, D., Tramoy, R., Gasperi, J., & Tassin, B. (2021). Le continent oublié. Lumières et zones d'ombre des recherches sur la dissémination des plastiques. *Natures Sciences Sociétés*, 29(4), 469-478. <https://doi.org/10.1051/nss/2022002>
- Brennan, R., Shields, E., & Joyce, M. (2019). *Review of BAT and BEP in urban wastewater treatment systems focusing on the reductions and prevention of stormwater related litter, including micro-plastics, entering the marine environment*. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.ospar.org/documents%3Fv%3D40943&ved=2ahUKEwi434WG2p6HAXX2VKQEHa4uCr4QFnoECBMQAQ&usg=AOvVaw1ZtqwpEUEQw_GXgAKiOv8H
- Bruttin, C., Nguyen, S., Matias Mendes, S., Desportes, J., & Rondel, M. (2021). *Étude relative à l'élaboration d'un état des lieux partagé des connaissances sur la thématique des déchets sauvages diffus—État des lieux bibliographique*. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://bo.citeo.com/sites/default/files/2021-06/2021%252006_%2520Citeo%2520note%2520synth%25C3%25A8se%2520consultation.pdf&ved=2ahUKEwjjbau2p6HAXVhdqQEHUH8D0IQFnoECBMQAQ&usg=AOvVaw1Yju8Tr0jIKvDz6YVUVRxj
- Burns & McDonnell. (2020). *Pennsylvania Litter Research Study Final Report*. <https://files.dep.state.pa.us/waste/Bureau%20of%20Waste%20Management/WasteMgtPortalFiles/Littering/Pennsylvania%20Litter%20Research%20Study%20Final%20Report%201.30.2020.pdf>
- Cesarini, G., Crosti, R., Secco, S., Gallitelli, L., & Scalici, M. (2023). From city to sea : Spatiotemporal dynamics of floating macrolitter in the Tiber River. *Science of The Total Environment*, 857, 159713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159713>
- Chapman, C., & Bomford, K. (2020). *Litter in lockdown. A study of litter in the time of coronavirus. Full report from the Cleaner Counties Project for the county of Essex*. <https://www.cpre.org.uk/wp-content/uploads/2020/12/Litter-in-lockdown-full-report-December-2020.pdf>
- Cowger, W., Gray, A., Hapich, H., Osei-Enin, J., Olguin, S., Huynh, B., Nogi, H., Singh, S., Brownlee, S., Fong, J., Lok, T., Singer, G., & Ajami, H. (2022). Litter origins, accumulation rates, and hierarchical composition on urban roadsides of the Inland Empire, California. *Environmental Research Letters*, 17(1), 015007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac3c6a>
- Crosti, R., Arcangeli, A., Campana, I., Paraboschi, M., & González-Fernández, D. (2018). 'Down to the river' : Amount, composition, and economic sector of litter entering the marine compartment, through the Tiber river in the Western Mediterranean Sea. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 29, 859-866. <https://doi.org/10.1007/s12210-018-0747-y>
- De Feo, G., Antoniou, G., Fardin, H., El-Gohary, F., Zheng, X., Reklaityte, I., Butler, D., Yannopoulos, S., & Angelakis, A. (2014). The Historical Development of Sewers Worldwide. *Sustainability*, 6(6), 3936-3974. <https://doi.org/10.3390/su6063936>
- Dillon Consulting. (2019). *CITY OF VANCOUVER. Street Litter Audits. 2019 Results*. <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://vancouver.ca/files/cov/street-litter-audit-survey-report->

- 2019.pdf&ved=2ahUKEwj45IjB2p6HAXWLe6QEHQhOB64QFnoECBQQAQ&usg=AOvVaw3JQ9ppzvGRBcS7gQH9d3fP
- Environmental Resources Planning, L. (2018). *New Jersey 2018 Litter Survey*. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://njclean.org/images/VLS/2018-NJ-Litter-Survey-Final-Report-July-24.pdf&ved=2ahUKEwjwltfM2p6HAXWydaQEHC_cCTYQFnoECA4QAw&usg=AOvVaw0pMGNeBIC7h7IQv4ncwyQ0
- Environmental Resources Planning, L. (2020). *2019 Texas Litter Survey. A Survey of Litter at 253 Sites throughout the State of Texas Conducted for GDC Marketing and Ideation. Don't mess with Texas final report*. <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=http://www.dontmesswithexas.org/wp-content/uploads/2020/03/2019-Texas-Litter-Survey-Final-Report.pdf&ved=2ahUKEwjs-b7f2p6HAXWrUqQEHXddCS4QFnoECA4QQAQ&usg=AOvVaw0zKpzZnnidPpkScYkd9p6U>
- Fleet, D., Vlachogianni, Th., & Hanke, G. (2021). *Joint list of litter categories for marine macro-litter monitoring : Manual for the application of the classification system.: Vol. EUR 30348 EN*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/127473>
- Gestes Propres. (2021). *Dossier de presse*. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.gestespropres.com/wp-content/uploads/2020/07/DP_Gestes_Propres_2020-val.pdf&ved=2ahUKEwjTxrak3J6HAXX3U6QEHArQCISQFnoECBEQAQ&usg=AOvVaw0IKTGvnGaDhwVy9eHv926s
- Gholami, M., Torkashvand, J., Rezaei Kalantari, R., Godini, K., Jonidi Jafari, A., & Farzadkia, M. (2020). Study of littered wastes in different urban land-uses: An 6 environmental status assessment. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18(2), 915-924. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00515-7>
- González-Fernández, D., Cózar, A., Hanke, G., Viejo, J., Morales-Caselles, C., Bakiu, R., Barceló, D., Bessa, F., Bruge, A., Cabrera, M., Castro-Jiménez, J., Constant, M., Crosti, R., Galletti, Y., Kideys, A. E., Machitadze, N., Pereira de Brito, J., Pogojeva, M., Ratola, N., ... Tourgeli, M. (2021). Floating macrolitter leaked from Europe into the ocean. *Nature Sustainability*, 4(6), 474-483. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00722-6>
- Green, D. S., Almroth, B. C., Altman, R., Bergmann, M., Gündoğdu, S., Warriar, A. K., Boots, B., Walker, T. R., Krieger, A., & Syberg, K. (2023). Time to kick the butt of the most common litter item in the world : Ban cigarette filters. *Science of The Total Environment*, 865, 161256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161256>
- Guillaume, H. (2017). *Le référentiel propreté urbaine de l'AVPU* [Les rencontres européennes 2017 de la propreté urbaine].
- Hadiuzzaman, M., Salehi, M., & Fujiwara, T. (2022). Plastic litter fate and contaminant transport within the urban environment, photodegradation, fragmentation, and heavy metal uptake from storm runoff. *Environmental Research*, 9. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113183>
- Hall, J. R., & Ackoff, R. L. (1972). A Systems Approach to the Problems of Solid Waste and Litter. *Journal of Environmental Systems*, 2(4), 351-364. <https://doi.org/10.2190/22VW-D07Y-2Q2G-FNUY>
- Heinrich Böll Stiftung, La Fabrique Ecologique, & Break Free From Plastic. (2020). *Atlas du Plastique. Faits et chiffres sur le monde des polymères synthétiques*. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://fr.boell.org/sites/default/files/2020-03/Atlas%2520du%2520Plastique%2520VF_0.pdf&ved=2ahUKEwishuu23J6HAXXbTqQEHS6oCWMQFnoECCEQAQ&usg=AOvVaw2NoAppWcw3Q8nfAzYGRxwS
- Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F., Silva-Cavalcanti, J. S., & Araújo, M. C. B. (2014). Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Marine Pollution Bulletin*, 78(1-2), 252-257. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.011>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Karimi, K., & Faghri, A. (2021a). *Litter on Delaware Roadways*. Delaware Department of Transportation. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://bpb-us-w2.wpmucdn.com/sites.udel.edu/dist/1/1139/files/2021/07/Report-281-Litter-on-Delaware-Roadways.pdf&ved=2ahUKEwiH86f63J6HAXVEfKQEHW8oDWYQFnoECA4QQAQ&usg=AOvVaw3W2VjeyDIyVW3nx3aE_1YU
- Karimi, K., & Faghri, A. (2021b). The Issues of Roadside Litter : A Review Paper. *Current Urban Studies*, 09(04), 779-803. <https://doi.org/10.4236/cus.2021.94046>

- Kawecki, D., & Nowack, B. (2019). Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(16), 9664-9676. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02900>
- Keep America Beautiful. (2021). *Keep America Beautiful 2020 National Litter Study Summary Report*. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://kab.org/wp-content/uploads/2021/05/Litter-Study-Summary-Report-May-2021_final_05172021.pdf&ved=2ahUKEwiU1YGO3Z6HAXU0VKQEH_e_2D64QFnoECBIQAQ&usg=AOvVaw2zUa9jfTW8KPdm2S9hdFcj
- Keep Britain Tidy. (2020). *Litter Composition Analysis—Summary Report*. <https://www.keepbritaintidy.org/sites/default/files/resources/20200330%20KBT%20Litter%20Composition%20Report%20-%20FINAL.pdf>
- Keep Northern Ireland Beautiful. (2020). *Litter Composition Report 2019/20*. <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.keepnorthernirelandbeautiful.org/keepnorthernirelandbeautiful/documents/008087.pdf&ved=2ahUKEwjD0een3Z6HAXXHfKQEHUDDDoQFnoECBQQAQ&usg=AOvVaw0zFzOyrru3GLRoh3MsmOWz>
- Keep Northern Ireland Beautiful. (2023). *Litter Composition Analysis Report 2022/23*. <https://keepnorthernirelandbeautiful.etinu.net/keepnorthernirelandbeautiful/documents/008834.pdf>
- Khoeriyah, Z. B. A., & Sembiring, E. (2023). Role of Wind, Ground Surface, and Slope in Plastic Waste Movement on Terrestrial Environments. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1257(1), 012007. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1257/1/012007>
- Kim, L.-H., Kang, J., Kayhanian, M., Gil, K.-I., Stenstrom, M. K., & Zoh, K.-D. (2006). Characteristics of litter waste in highway storm runoff. *Water Science and Technology*, 53(2), 225-234. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.056>
- Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1), 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Ledieu, L., Tramoy, R., Ricordel, S., Astrie, D., Tassin, B., & Gasperi, J. (2022a). Amount, composition and sources of macrolitter from a highly frequented roadway. *Environmental Pollution*, 303, 119145. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119145>
- Ledieu, L., Tramoy, R., Mabilais, D., Ricordel, S., Verdier, L., Tassin, B., & Gasperi, J. (2022b). Macroplastic transfer dynamics in the Loire estuary : Similarities and specificities with macrotidal estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 182, 114019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114019>
- Ledieu, L., Tramoy, R., Mabilais, D., Ricordel, S., Mosini, M.-L., Mosset, A., Flahaut, B., Pineau, L., Bridant, Z., Bouchet, E., Bruttin, C., Rodriguez, F., Tassin, B., & Gasperi, J. (2024). Litter in French urban areas — Part 2 : Transport dynamic and fluxes in stormwater. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33774-0>
- Ledieu, L., Tramoy, R., Mabilais, D., Ricordel, S., Bridant, Z., Bouchet, E., Bruttin, C., Tassin, B., & Gasperi, J. (soumis). Litter in French urban areas – Part 1 : Composition, sources and spatio-temporal variations on urban surfaces. *Submitted in Environmental Science and Pollution Research*.
- Liro, M., Mikuš, P., & Wyzga, B. (2022). First insight into the macroplastic storage in a mountain river : The role of in-river vegetation cover, wood jams and channel morphology. *Science of The Total Environment*, 838, 156354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156354>
- Lockwood, B., Wyant, B. R., & Grunwald, H. E. (2021). Locating Litter : An Exploratory Multilevel Analysis of the Spatial Patterns of Litter in Philadelphia. *Environment and Behavior*, 53(6), 601-635. <https://doi.org/10.1177/0013916520906834>
- Loisier, A.-C., & Petel, A.-L. (2019). *Les enjeux de l'artificialisation des sols : Diagnostic*. <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/Les%2520enjeux%2520de%25201%25E2%2580%2599artificialisation%2520des%2520sols.pdf&ved=2ahUKEwjtm83H3p6HAXW8RaQEhUigAWUQFnoECBQQAQ&usg=AOvVaw08FibMO69wU3ynvLlz5pJc>
- Maldonado, D. K. L. (2013). *Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains*. Ecole Centrale de Nantes.
- Malik, N. K. A., Manaf, L. A., Jamil, N. R., Rosli, M. H., Ash'aari, Z. H., & Othman, M. A.-E. (2021). Influence of hydrological runoff and catchment characteristics on accumulation floatable litter load in gross pollutant trap (GPT). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23(4), 1289-1302. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01205-8>
- Martinez, E., & Griffiths, R. (2023). Assessing litter loads and composition from urban stormwater discharges in Northland. *Northland Regional Council, Whangārei, New Zealand*, 110(3), 49. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22391.60328>

- McCormick, A. R., & Hoellein, T. J. (2016). Anthropogenic litter is abundant, diverse, and mobile in urban rivers : Insights from cross-ecosystem analyses using ecosystem and community ecology tools: Ecology of anthropogenic litter in rivers. *Limnology and Oceanography*, 61(5), 1718-1734. <https://doi.org/10.1002/lno.10328>
- Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18), eaaz5803. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>
- Mellink, Y., van Emmerik, T., Kooi, M., Laufkötter, C., & Niemann, H. (2022). *The Plastic Pathfinder : A Macroplastic Transport and Fate Model for Terrestrial Environments* [Preprint]. Other Environmental Sciences. <https://doi.org/10.31223/X5303G>
- Meslard-Hayot, H., & Moreau, S. (2019). *Etude des corbeilles de propreté en France et à l'international : La réduction des déchets et le tri hors foyer : Les nouveaux défis de la propreté urbaine.* (p. 38). Zéro Déchet Touraine.
- Mestayer, P., Rosant, J. M., Rodriguez, F., & Rouaud, J.-M. (2011). The experimental campaign FluxSAP 2010 : Climatological measurements over a heterogeneous urban area. *Urban Climate News*, 40, 22-30.
- Monsaingeon, B. (2014). *Le déchet durable : Éléments pour une socio-anthropologie du déchet ménager.* Université Panthéon-Sorbonne-Paris I.
- Muhsin, M., & Soeryantono, H. (2019). A QUANTITATIVE DYNAMIC MODEL FOR MANAGING LITTER ABUNDANCE IN THE TRASH TRAP OF AN URBAN LAKE IN INDONESIA. *Journal of Environmental Science and Sustainable Development*, 2(1), 97-116. <https://doi.org/10.7454/jessd.v2i1.31>
- Muñoz-Cadena, C. E., Lina-Manjarrez, P., Estrada-Izquierdo, I., & Ramón-Gallegos, E. (2012). An Approach to Litter Generation and Littering Practices in a Mexico City Neighborhood. *Sustainability*, 4(8), 1733-1754. <https://doi.org/10.3390/su4081733>
- Nantes Métropole. (2022). *Rapport Annuel Déchets. Les chiffres clés / Synthèse.* (p. 2).
- OCDE. (2023). *Perspectives mondiales des plastiques : Scénarios d'action à l'horizon 2060.* OECD. <https://doi.org/10.1787/c5abcbb1-fr>
- Pasternak, G., Ribic, C. A., Spanier, E., & Zviely, D. (2021). Stormwater systems as a source of marine debris : A case study from the Mediterranean coast of Israel. *Journal of Coastal Conservation*, 25(1), 27. <https://doi.org/10.1007/s11852-021-00818-3>
- Pietz, O., Augenstein, M., Georgakakos, C. B., Singh, K., McDonald, M., & Walter, M. T. (2021). Macroplastic accumulation in roadside ditches of New York State's Finger Lakes region (USA) across land uses and the COVID-19 pandemic. *Journal of Environmental Management*, 298, 113524. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113524>
- Rath, J. M., Rubenstein, R. A., Curry, L. E., Shank, S. E., & Cartwright, J. C. (2012). Cigarette Litter : Smokers' Attitudes and Behaviors. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(6), 2189-2203. <https://doi.org/10.3390/ijerph9062189>
- Rodriguez, F., Le Delliou, A.-L., Andrieu, H., & Gironás, J. (2020). Groundwater Contribution to Sewer Network Baseflow in an Urban Catchment-Case Study of Pin Sec Catchment, Nantes, France. *Water*, 12(3), 689. <https://doi.org/10.3390/w12030689>
- Rognard, F., & Finck, J.-S. (2020). *Macrodechets anthropiques et assainissement. Enjeux et leviers d'action pour une réduction des flux dans les milieux récepteurs.* <https://www.cerema.fr/fr/centre-ressources/boutique/macrodéchets-anthropiques-assainissement>
- Rossi, A., Wu, M., Wolde, B. T., Zerbe, K. W., David Hsu, T.-T., Giudicelli, A., & Da Silva, R. (2023). Understanding the factors affecting the quantity and composition of street litter : Implication for management practices. *Heliyon*, 9(3), e14245. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14245>
- RStudio Team. (2022). RStudio : Integrated Development Environment for R. *RStudio, PBC, Boston, MA.* <http://www.rstudio.com/>
- Ryan, P. G., Lamprecht, A., Swanepoel, D., & Moloney, C. L. (2014). The effect of fine-scale sampling frequency on estimates of beach litter accumulation. *Marine Pollution Bulletin*, 88(1-2), 249-254. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.036>
- Ryan, P. G., Maclean, K., & Weideman, E. A. (2020). The Impact of the COVID-19 Lockdown on Urban Street Litter in South Africa. *Environmental Processes*, 7(4), 1303-1312. <https://doi.org/10.1007/s40710-020-00472-1>
- Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017). Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology*, 51(21), 12246-12253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Schultz, P. W., Bator, R. J., Large, L. B., Bruni, C. M., & Tabanico, J. J. (2013). Littering in Context : Personal and Environmental Predictors of Littering Behavior. *Environment and Behavior*, 45(1), 35-59. <https://doi.org/10.1177/0013916511412179>

- Schuyler, Q., Wilcox, C., Lawson, T. J., Ranatunga, R. R. M. K. P., Hu, C.-S., Global Plastics Project Partners, & Hardesty, B. D. (2021). Human Population Density is a Poor Predictor of Debris in the Environment. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 583454. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.583454>
- Sherow, B., Gacutan, J., Tait, H., Johnston, E. L., & Clark, G. F. (2023). Land use and COVID-19 lockdowns influence debris composition and abundance in stormwater drains. *Science of The Total Environment*, 871, 161908. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161908>
- Spearman, C. (1904). The proof and measurement of association between two things. *The American Journal of Psychology*, 15(1), 72-101.
- Stocker, S. (2020). *Quantifying Litter Emissions into the Swiss Environment A bottom-up approach focusing on roads* (p. 82) [Stage de Master]. École Polytechnique Fédérale de Lausanne. <https://infoscience.epfl.ch/search?ln=fr&p=Quantifying%20Litter%20Emissions%20into%20the%20Swiss%20Environment-A%20bottom-up%20approach%20focusing%20on%20roads&f=&c=Infoscience%2FArticle&c=Infoscience%2FReview&c=Infoscience%2FThesis&c=Infoscience%2FWorking%20papers&c=Infoscience%2FProceedings&c=Infoscience%2FPresentation&c=Infoscience%2FPatent&c=Infoscience%2FStudent&c=Media&c=Work%20done%20outside%20EPFL&c=Infoscience%2FConference&c=Infoscience%2FReport&c=Infoscience%2FBook&c=Infoscience%2FChapter&c=Infoscience%2FPoster&c=Infoscience%2FStandard&c=Infoscience%2FLectures&c=Infoscience%2FDataset&c=Infoscience%2FPhysical%20objects&c=Other%20doctypes&sf=&so=d&rg=10>
- Syberg, K., Palmqvist, A., Khan, F. R., Strand, J., Vollertsen, J., Clausen, L. P. W., Feld, L., Hartmann, N. B., Oturai, N., Møller, S., Nielsen, T. G., Shashoua, Y., & Hansen, S. F. (2020). A nationwide assessment of plastic pollution in the Danish realm using citizen science. *Scientific Reports*, 10(1), 17773. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74768-5>
- Tasseron, P., Begemann, F., Joosse, N., Van Der Ploeg, M., Van Driel, J., & Van Emmerik, T. (2023). Amsterdam urban water system as entry point of river plastic pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(29), 73590-73599. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26566-5>
- Tasseron, P., Zinsmeister, H., Rambonnet, L., Hiemstra, A.-F., Siepman, D., & van Emmerik, T. (2020). Plastic Hotspot Mapping in Urban Water Systems. *Geosciences*, 10(9), 342. <https://doi.org/10.3390/geosciences10090342>
- Tisserant, A., Pauliuk, S., Merciai, S., Schmidt, J., Fry, J., Wood, R., & Tukker, A. (2017). Solid Waste and the Circular Economy : A Global Analysis of Waste Treatment and Waste Footprints: Global Analysis of Solid Waste and Waste Footprint. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 628-640. <https://doi.org/10.1111/jiec.12562>
- Tobin Consulting Engineers. (2020). *THE NATIONAL LITTER POLLUTION MONITORING SYSTEM - LITTER MONITORING BODY SYSTEM RESULTS 2019*. <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://assets.gov.ie/88806/aeffbae-6853-4054-84d5-e3542d4fe3a6.pdf&ved=2ahUKEwiU9syI8Z6HAXmSKQEhQNYCtMQFnoECBAQAQ&usq=AOvVaw0otkl3WDnlnKOHr72IBIT1>
- Tramoy, R., Gasperi, J., Colasse, L., Silvestre, M., Dubois, P., Noûs, C., & Tassin, B. (2020). Transfer dynamics of macroplastics in estuaries – New insights from the Seine estuary : Part 2. Short-term dynamics based on GPS-trackers. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111566. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111566>
- Tramoy, R., Gasperi, J., & Tassin, B. (2022a). *Plastoc : Indicateurs de la pollution en macrodéchets dans l'environnement et estimation des flux issus des eaux urbaines*. <https://hal.science/hal-04006271/>
- Tramoy, R., Blin, E., Poitou, I., Noûs, C., Tassin, B., & Gasperi, J. (2022b). Riverine litter in a small urban river in Marseille, France : Plastic load and management challenges. *Waste Management*, 140, 154-163. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.015>
- Treilles, R., Gasperi, J., Saad, M., Tramoy, R., Breton, J., Rabier, A., & Tassin, B. (2021). Abundance, composition and fluxes of plastic debris and other macrolitter in urban runoff in a suburban catchment of Greater Paris. *Water Research*, 192, 116847. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116847>
- Vincent, A. E. S., & Hoellein, T. J. (2017). Anthropogenic Litter Abundance and Accumulation Rates Point to Seasonal Litter Sources on a Great Lakes Beach. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 160(1), 72-84. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2017.03241.x>
- Vinci Autoroutes. (2021). *Dossier de presse : Enquête et campagne de sensibilisation de la fondation Vinci Autoroutes*. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.ipsos.com/site/s/default/files/ct/news/documents/2021-07/DP_Fondation%2520VINCI%2520Autoroutes_Enqu%25C3%25AAte%2520Les%2520Fran%25C3%25A7ais%2520et%2520les%2520d%25C3%25A9chets%2520sur%2520la%2520route%2520des%25

20vacances%2520et%2520campagne%2520Jettomanie_30-07-2021.pdf&ved=2ahUKEwi7wK2b8p6HAXUeTaQEHVXbA2cQFnoECBAQAQ&usg=AOvVaw2iRwQrxHG5VxuU4ct9qi9x

- Weideman, E. A., Perold, V., Arnold, G., & Ryan, P. G. (2020). Quantifying changes in litter loads in urban stormwater run-off from Cape Town, South Africa, over the last two decades. *Science of The Total Environment*, 724, 138310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138310>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Xiong, N., Yang, X., Zhou, F., Wang, J., & Yue, D. (2022). Spatial distribution and influencing factors of litter in urban areas based on machine learning – A case study of Beijing. *Waste Management*, 142, 88-100. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.039>
- Youngblood, K., Brooks, A., Das, N., Singh, A., Sultana, M., Verma, G., Zakir, T., Chowdhury, G. W., Duncan, E., Khatoon, H., Maddalene, T., Napper, I., Nelms, S., Patel, S., Sturges, V., & Jambeck, J. R. (2022). Rapid Characterization of Macroplastic Input and Leakage in the Ganges River Basin. *Environ. Sci. Technol.*, 10. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04781>