REPUBLIQUE ET CANTON DE GENÈVE
Département du territoire
Office cantonal de l'eau (OCEau) et Office cantonal de l'environnement (OCEV)

Valorisation des mâchefers et relargage des métaux dans le milieu aquatique

Autrice : Elisa Chamot

Mai 2023

Supervision :

Dr Pierre-Jean Copin (OCEau)

Dr Nathalie Chèvre (UNIL)

Daniel Chambaz (OCEV)

Financement :

Groupe de travail Romand pour la valorisation des mâchefers

Table des matières

1. Introduction 6
1.1. Contexte 6
1.2. Objectif 7
1.3. Généralités et présentation de la commune de Lausanne 8
1.4. Précipitations 9
2. Les mâchefers 10
2.1. Situation actuelle 10
2.2. Situation en cas de valorisation des sables de mâchefer 10
2.2.1. Utilisation des sables de mâchefer dans le béton 10
2.3. Législation 10
2.3.1. Décharges de type B 10
2.4. Propriétés des mâchefers 11
2.4.1. Composition chimique 11
2.4.2. Propriétés physiques 12
2.5. Test de lixiviation dynamique (2022) 12
2.5.1. Description des bétons testés 12
2.5.2. Protocole du test 12
2.5.3. Résultats 13
2.5.4. Particularité 13
3. Les bateaux 14
3.1. Contexte 14
3.2. Données pour la détermination de la charge 14
3.2.1. Taux de lixiviation 14
3.2.2. Nombre de bateaux sur la commune de Lausanne 15
3.2.3. Surface de la coque d'un bateau moyen. 15
3.3. Détermination de la charge de cuivre issue des bateaux 16
3.4. Résultat des charges de cuivre rejetées par les bateaux 16
3.5. Limites 16
4. Les dépôts atmosphériques 17
4.1. Contexte 17
4.2. Données pour la détermination de la charge 17
4.2.1. Précipitations dans la commune de Lausanne. 17
4.2.2. Superficie de la surface imperméable de la commune de Lausanne. 17
4.2.3. Superficie et volume de la baie de Vidy et de Ouchy 17
4.2.4. Données sur les dépôts atmosphériques 19

4.3. Détermination des charges issues des dépositions atmosphériques 21
4.4. Résultats de la charge des métaux issue de dépositions atmosphériques 21
4.4.1. Cuivre 21
4.4.2. Zinc 23
4.4.3. Antimoine 24
4.5. Limites 24
5. Les bâtiments 25
5.1. Contexte 25
5.2. Les toits 25
5.2.1. Données pour la détermination de la charge 25
5.2.2. Détermination des charges en cuivre et en zinc issues des toits 30
5.2.3. Résultats des charges en métaux rejetées par les toits. 31
5.2.4. Limites 32
5.3. Gouttières 34
5.3.1. Données pour la détermination de la charge 34
5.3.2. Taux de ruissellement. 36
5.3.3. Détermination des charges issues des gouttières des bâtiments 37
5.3.4. Résultats des charges en métaux rejetées par les gouttières 37
5.3.5. Limites 37
5.4. Charge totale des toits 37
5.5. Les façades des bâtiments 38
5.5.1. Données pour la détermination de la charge 38
5.5.2. Détermination des charges issues des façades des bâtiments 42
5.5.3. Résultats des charges en métaux rejetées par les façades. 43
5.5.4. Limites 44
5.6. Scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer pour les charges des façades 45
5.6.1. Résultats des charges des façades du cuivre, du zinc et de l'antimoine 45
5.6.2. Comparaison entre les deux scénarios 45
5.7. Limites générales et perspectives concernant les rejets en métaux des bâtiments 46
6. Trafic automobile 47
6.1. Contexte 47
6.2. Données pour la détermination de la charge 47
6.2.1. Distances parcourues par les véhicules particuliers 47
6.2.2. Données sur la composition des métaux cuivre, zinc et antimoine présents dans les différents éléments d'un véhicule 49
6.2.3. Données des rejets en métaux par les pneus 51

6.2.4. Données des rejets en métaux par les freins 52
6.2.5. Données de rejets pour l'huile de moteur 52
6.2.6. Les dépositions atmosphériques 52
6.3. Détermination des charges de métaux 53
6.3.1. Estimation des charges de métaux rejetées par les pneus 53
6.3.2. Estimation des charges de métaux rejetées par les freins 54
6.3.3. Estimation des charges de métaux rejetées par l'huile de moteur 54
6.3.4. Estimation des concentrations dans les eaux de surface. 55
6.4. Résultats des charges de métaux rejetées par le trafic automobile 55
6.4.1. Pneus 55
6.4.2. Freins 57
6.4.3. Huiles de moteur 58
6.4.4. Charges et concentrations totales des métaux issus des routes rejetés dans les eaux sur la commune de Lausanne 59
6.5. Limites 60
7. Les transports en commun 62
7.1. Contexte 62
7.2. Données pour la détermination de la charge 63
7.2.1. Composition en métaux des différents éléments 63
7.2.2. Cas spécifique des trolleybus 64
7.2.3. Distance parcourue et nombre de trajets 64
7.2.4. Données des taux d'abrasion en métaux 66
7.3. Détermination des charges de métaux 69
7.3.1. Les trains 69
7.3.2. Le métro, les trolleybus et le LEB 69
7.4. Résultats des charges de métaux. 70
7.4.1. Trains 70
7.4.2. Le métro , les trolleybus et le LEB. 71
7.4.3. Charge totale rejetée par les transports en commun 73
7.4.4. Les dépositions atmosphériques 74
7.5. Limites 74
8. Les plastiques 75
8.1. Contexte 75
8.2. Données pour la détermination de la charge 75
8.2.1. Concentration d'antimoine des plastiques rejetés dans l'eau 75
8.2.2. Rejets en plastique par les STEPs 75

8.2.3. Rejets en plastiques par le littering ... 76
8.3. Détermination de la charge émise par les plastiques ... 76
8.4. Charge totale rejetée par les plastiques ... 76
8.5. Limites ... 76
9. L'agriculture ... 77
9.1. Contexte ... 77
9.2. Données pour la détermination de la charge ... 77
9.2.1. Types de culture sur la commune de Lausanne ... 77
9.2.2. Répartition des types de cultures sur la commune de Lausanne ... 79
9.2.3. Dose de cuivre appliquée ... 80
9.2.4. Dose de zinc appliquée ... 81
9.3. Détermination de la charge émise par l'agriculture ... 81
9.4. Charge totale rejetée par l'agriculture ... 81
10. L'eau potable ... 82
10.1. Contexte ... 82
10.2. Charge totale rejetée par l'eau potable ... 82
11. Système d'évacuation de l'eau ... 83
11.1. Système d'évacuation de l'eau de la commune de Lausanne ... 83
11.1.1. Les dépôts atmosphériques, les bâtiments et les routes ... 83
11.1.2. Les transports en commun ... 84
11.1.3. Infrastructures sur le réseau d'assainissement ... 84
11.2. Bilan hydrique des infrastructures du réseau d'assainissement. ... 85
11.2.1. Coefficient de transfert ... 86
12. Analyse de flux de matière ... 88
12.1. Schéma ... 88
12.2. Résumé des charges de métaux émises par les différentes sources ... 90
12.3. Comparaison des charges de métaux pour les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" et en béton en sable de mâchefer. ... 90
12.3.1. Cuivre ... 91
12.3.2. Zinc ... 91
12.3.3. Antimoine ... 92
12.4. Comparaison des charges de métaux pour les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" et en béton en sable de mâchefer dans le scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer. ... 92
12.4.1. Cuivre ... 92
12.4.2. Zinc ... 93

12.4.3. Antimoine 94
12.5. Résumé des coefficients de transferts 94
12.6. Résultats des charges stockées dans les eaux usées, les eaux de surface et les boues.... 95
12.7. Limites 96
12.8. Incertitude 96
13. Conclusion 97
Glossaire 99
Annexes 100
Annexe n°1 100
Annexe n°2 101
Annexe n°3 102
Annexe n°4 104
Remerciements 105
Bibliographie 105
A 105
B 105
C 106
D 107
E 107
F 107
G 108
H 108
K 109
L 109
M 109
O 110
P 111
R 112
S 113
T 113
V 114
W 114
Z 115

1. Introduction

1.1. Contexte

Depuis l'an 2000, l'incinération des déchets non valorisables de la population et des entreprises est obligatoire. Une trentaine d'usines d'incinération ont été construites dans tout le pays, dont celle des Cheneviers à Genève et celle de Tridel SA à Lausanne. Ces usines produisent des résidus, les mâchefers, qui selon l'ordonnance sur la limitation et l'élimination des déchets (OLED) doivent être entreposés dans des décharges de type D. Ce sont quelques 690'000 tonnes de mâchefers qui sont produits chaque année en Suisse (OFEV, 2020). Les volumes de décharge de type D sont limités et il devient de plus en plus difficile de faire accepter l'ouverture de nouvelles décharges, les populations concernées s'y opposant fortement. Ce problème est particulièrement aigu en Suisse romande.

Depuis quelques années, les milieux intéressés (hautes écoles, exploitants d'usines d'incinération et de décharges) se sont intéressés à améliorer la récupération des métaux contenus dans les mâchefers. Des progrès notables ont été accomplis. Alors qu'initialement un déferraillage grossier permettait de récupérer 10 à 12% de la masse de mâchefers sous forme de ferraille, principalement de l'acier, de l'aluminium et du cuivre, les meilleurs procédés en exploitation permettent aujourd'hui de récupérer jusqu'à 15% d'une palette beaucoup plus étendue de métaux, dont des métaux précieux comme l'or, l'argent ou le platine.

Ces développements n'avaient cependant pas pour objectif de décontaminer les mâchefers de sorte à obtenir un résidu minéral propre et valorisable à son tour. Vu la pénurie précédemment évoquée, c'est pourtant l'objectif qu'il convient de suivre, raison pour laquelle de nouveaux développements s'emploient à nettoyer autant que possible les mâchefers des métaux résiduels. Avant de pouvoir envisager la valorisation de tout ou partie des mâchefers résiduels, il faut cependant s'assurer qu'aucune pollution de l'environnement n'est possible. C'est l'objectif de cette étude, basée sur l'analyse des flux de matières.

L'idée est de comparer aux sources déjà existantes de métaux lourds dans l'environnement l'apport éventuel de métaux qui proviendrait des mâchefers valorisés. Le périmètre choisi est celui de la commune de Lausanne qui a déjà fait l'objet précédemment d'une analyse des flux du cuivre par Mme Chèvre de l'Université de Lausanne en 2011 (Chèvre et al., 2011). Pour la comparaison avec les mâchefers, c'est le procédé développé à Genève par les SIG, Australp SARL et Soreval SA qui a été retenu. Ce procédé produit à ce stade de son développement, outre 15% de métaux, 60% de la masse initiale de mâchefers sous forme de sable décontaminé utilisable comme substitut au sable naturel dans la fabrication du béton. Les métaux étudiés sont le cuivre et le zinc, qui dépassent encore les limites de concentration dans les mâchefers pour une mise en décharge de type B, ainsi que l'antimoine, relativement toxique et proche de la limite. Les autres métaux sont sensiblement en-dessous des limites et ne posent pas de problèmes particuliers à priori.

Le cuivre, le zinc et l'antimoine peuvent devenir toxiques à partir d'une certaine concentration. Pour cette raison, des seuils sont établis pour les eaux superficielles dans l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) (Annexe 2). Les seuils légaux sont fixés à :

- 0.005 mg/L (total) et 0.002 mg/L (dissous) pour le cuivre,
- 0.02 mg/l (total) et 0.005 mg/l (dissous) pour le zinc.

L'antimoine n'a pas de norme dans l'OEaux. Cependant, la norme dans les eaux potables est fixée à 0.005 mg/L selon l'Ordonnance du DFI sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (OPBD). Dans ce travail, la forme totale des métaux est considérée, les formes dissoutes et adsorbées n'étant pas différenciées. De plus, comme l'étude de Chèvre et al. de 2011, ce rapport a appliqué une analyse des flux de substance en décrivant et quantifiant les flux de matières passant à travers les systèmes. Le système d'eau urbain est défini par le réseau d'assainissement et les eaux entrantes dans celui-ci.

1.2. Objectif

Dans cette étude, la détermination des charges de cuivre, de zinc et d'antimoine issues de différentes sources est effectuée. L'objectif est de comparer les charges provenant des sources principales comme par exemple les bateaux, le trafic automobile ou les toits avec celles provenant de façades réalisées avec du béton contenant des sables de mâchefer recyclés, de sorte à vérifier qu'il n'y ait pas d'apports supplémentaires importants de ces métaux. Afin de pouvoir effectuer cette comparaison, une revue de littérature est effectuée pour les sources de métaux et des tests de lixiviation réalisés sur du béton à base de sable de mâchefer par Australp SARL sont utilisés pour estimer les rejets de ce matériau.

Cette étude est réalisée au niveau de la commune de Lausanne (milieu principalement urbain) qui se trouve au bord du lac Léman. Ce lac est une source d'eau potable et d'activités comme la pêche ou l'extraction du sable, mais également une place de récréation (comme la nage ou la voile).

L'analyse de flux de matières permet de modéliser le réseau d'assainissement de la commune de Lausanne, les charges entrantes des substances et leurs trajets vers les eaux (eaux usées, eaux de surface) à travers des coefficients correspondants. Au final, elle permet d'estimer les charges de substances atteignant les eaux usées, les eaux de surface, les sédiments et les boues. A partir de ces charges, il est possible d'évaluer la part des métaux issus des façades des nouveaux bâtiments en béton contenant des sables de mâchefer par rapport aux autres sources.

Les différentes sources de cuivre, zinc et antimoine ainsi que leur transfert dans l'environnement aquatique sont traités dans les différents chapitres de ce rapport.

1.3. Généralités et présentation de la commune de Lausanne

Les caractéristiques de la commune de Lausanne sont présentées dans le tableau 1 ci-dessous et sont issues des données de l'Office fédéral des statistiques (OFS, Portraits city Statistics, 2021). Ces données seront utilisées par la suite dans cette étude pour déterminer les charges de cuivre, de zinc et d'antimoine dans l'environnement aquatique.

Paramètre	Lausanne-commune
Nombre d'habitant en 2020	139'408
Surface total au sol [km^2]	41
Surface de bâtiments et de transport (imperméable) [%]	36.9
Total surface imperméable [km^2]	15.1

Tableau 1- Synthèse des données pour la commune de Lausanne (OFS, Portraits city Statistics, 2021).

La figure 1 ci-dessous permet de visualiser les limites de la commune de Lausanne.

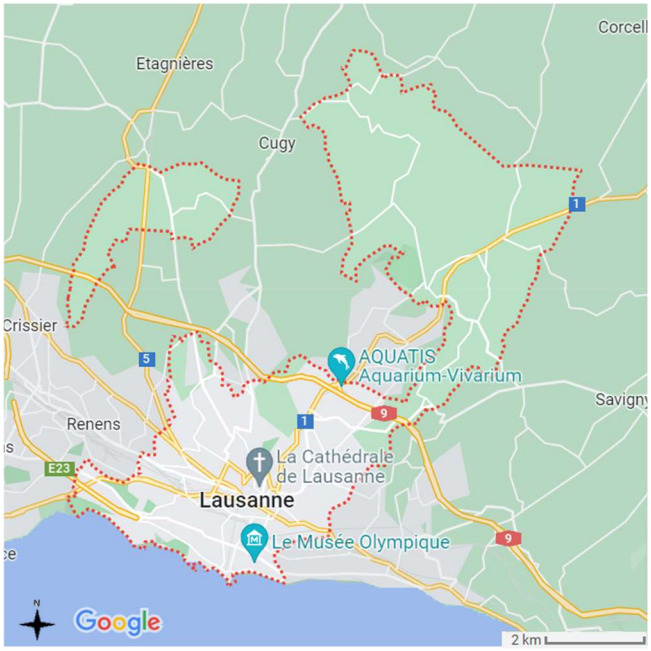


Figure 1- Carte de la commune de Lausanne (Google Maps).

La superficie des zones foraines - c'est-à-dire des zones non urbaines - de la commune de Lausanne correspond à 19.2 km^2 (en orange sur la figure 2). Cela représente 56% de la surface totale de la commune de Lausanne mais uniquement 3% de la population lausannoise y réside. Cette zone est principalement forestière et agricole (Ville de Lausanne, Zones foraines 2022). Le reste de la commune de Lausanne est très urbanisé (en gris sur la figure 2). Ainsi, le rapport souhaite être représentatif des sources de cuivre, de zinc et d'antimoine présent dans le milieu urbain.

Figure 2- Carte des quartiers de la commune de Lausanne. En orange : le quartier des zones foraines (Ville de Lausanne, 2022), en gris: les restes des quartiers de la commune de Lausanne.

1.4. Précipitations

La moyenne annuelle des précipitations à Lausanne sur une période de 10 ans est déterminée en utilisant les données de précipitations annuelles extraites de Météo Suisse (Annexe n°1). Ces données sont présentées dans le tableau 2 ci-dessous. La moyenne est utilisée par la suite dans cette étude pour déterminer les charges de cuivre, de zinc et d'antimoine dans l'environnement aquatique.

Année(s)	Précipitation moyenne [mm/an]
2016, 2014, 2013, 2012	1'500
2021, 2019	1'300
2011, 2015, 2017,2018	1'100
Moyenne	1'300

Tableau 2- Précipitations moyennes annuelles de 2011 à 2021 (MétéoSuisse, 2022).

Ainsi, la moyenne des précipitations annuelles à Lausanne est de 1'300 mm/a, ce qui équivaut à 1'300 L/m^2/a.

2. Les mâchefers

2.1. Situation actuelle

En 2020, 32'161 tonnes de mâchefers ont été produites par l'usine Tridel SA. Environ 10%, soit 3'200 tonnes sont valorisées sous forme de métaux ferreux et non ferreux séparés par des aimants et des courants de Foucault. Les métaux non ferreux étaient composés d'environ 900 tonnes d'aluminium et 180 tonnes de métaux non-ferreux denses (dont 134 tonnes de cuivre, 16 tonnes de plomb, 12 tonnes de zinc, 3 tonnes d'étain et 2 tonnes d'antimoine).

2.2. Situation en cas de valorisation des sables de mâchefer

Dans la construction, 25 millions de tonnes de sable sont utilisées en Suisse chaque année (communication personnelle de M. Lathion, Président de l'Association suisse de l'industrie des graviers et du béton (ASGB)). Les sables de mâchefer pourraient être intégrés dans le béton de manière à limiter leur dépôt en décharge et à économiser les ressources naturelles de sable.

Le procédé en développement produirait 60% de sable largement décontaminé utilisable dans le béton. En parallèle, une augmentation de la valorisation des métaux serait possible. L'essentiel des métaux présents dans les mâchefers (environ 15%) serait alors retiré. Pour l'usine Tridel SARL, sur les environs 32'000 t/a de mâchefers produits, le nouveau procédé permettrait de produire 19'200 t/a de sable de mâchefer (60%) et 4'800 t/a de métaux.

Au total, 75% des mâchefers seraient valorisés. Il resterait des cendres fines (18% du mâchefer) et du sable ferromagnétique (9% du mâchefer). Ainsi, uniquement 25% des mâchefers devraient être stockés en décharge contre 90% aujourd'hui (communication personnelle: M. Wülser).

2.2.1. Utilisation des sables de mâchefer dans le béton

Dans cette étude, le sable de mâchefer est d'abord considéré comme étant utilisé dans du béton pour construire les façades. Néanmoins, d'autres utilisations du sable de mâchefer pourraient être possibles comme la construction de dalles, de toits, de murs porteurs ou de façades non exposées aux précipitations. D'autres contraintes pourraient alors s'exercer sur le sable de mâchefer, comme être en contact avec de l'eau souterraine, être dans des surfaces directement au contact des précipitations ou encore être dans des parties de bâtiments jamais exposées aux précipitations.

Le béton est généralement composé de 40% de sable. Dans cette étude, les sables de mâchefer représenteront 30% du béton et seront mélangés avec du sable "classique" pour atteindre les 40% de sable dans le béton. Néanmoins, les proportions de mélange entre le sable "classique" et le sable de mâchefer pourront encore évoluer dans le futur selon la production de sable de mâchefer.

2.3. Législation

2.3.1. Décharges de type B

L'élimination des mâchefers est régie par l'OLED. La seule possibilité actuellement prévue par cette ordonnance est le stockage définitif en décharge de type D. Les conditions de la mise en décharge sont données à l'annexe 5, chiffre 4.3. Les mâchefers ne doivent pas contenir plus de 1% en poids de métaux non ferreux sous forme particulaire et la teneur en COT ne doit pas dépasser 20'000 mg/kg. L'OLED ne fixe pas d'autre exigence.

Un stockage définitif en décharge de type B pourrait être envisagé, pour autant que les mâchefers soient suffisamment dépollués pour répondre aux exigences de l'annexe 5, chiffre 2.3, lequel fixe un certain nombre de valeurs limites pour la teneur en divers polluants, notamment certains métaux. Pour ceux qui font l'objet de cette étude, les limites sont les suivantes:

- pour le cuivre: 500 mg/kg
- pour le zinc: 1'000 mg/kg
- pour l'antimoine:30 mg/kg

Aucun procédé en exploitation ou en développement ne permet pour l'instant de respecter ces limites. Les mâchefers issus des essais genevois contiennent par exemple encore trop de cuivre et de zinc. Il n'y a par contre pas de conditions relatives à la lixiviation.

Il reste la possibilité de valoriser les mâchefers comme ajout ou adjuvant dans la fabrication du ciment ou du béton. L'OLED contient à son article 12 une obligation générale de valoriser selon l'état de la technique si une valorisation est plus respectueuse de l'environnement qu'un autre mode d'élimination et que la fabrication d'un produit nouveau. Des exigences plus spécifiques concernant le ciment et le béton sont fixées à l'annexe 4. Les valeurs limites pour les teneurs en métaux sont beaucoup plus strictes que celles relative au stockage définitif en décharge de type B. Il est illusoire d'imaginer pouvoir les atteindre, sauf peut-être pour certaines fractions particulières issues de procédés de retraitement des mâchefers, par exemple une fraction de verre pur. En revanche, l'annexe 4 contient une liste positive de déchets autorisés à laquelle pourrait être rajoutée le sable de mâchefer dépollué issus de procédés comme celui développé à Genève. L'OFEV a publié en juillet 2021 une fiche d'information à ce sujet laquelle fixe un certain nombre de conditions auxquelles il pourrait entrer en matière pour la modification de l'OLED. Compte tenu également de l'obligation générale de valoriser de l'article 12, la présente étude apporte une partie des éléments nécessaires à la décision de modifier ou pas l'ordonnance.

2.4. Propriétés des mâchefers

2.4.1. Composition chimique

Les éléments majoritaires (> 10'000 mg/kg) constituent 80 à 90% du mâchefer. Les éléments les plus représentés sont le silicium, le fer, le calcium, l'aluminium, le sodium, le potassium et le carbone.
Les éléments minoritaires des mâchefers (1'000 mg/kg - 10'000 mg/kg) sont, entre autres (Masmejan, 2020) :

- Le cuivre (190 - 8'200 mg/kg),
- Le zinc (610 - 7'800 mg/kg),
- L'antimoine (10 - 430 mg/kg).

D'autres métaux sont présents dans les mâchefers, soit en élément minoritaire comme le baryum (Ba) (400 – 3000 mg/kg), soit en éléments traces (<1'000 mg/kg) comme l'argent (Ag), l'arsenic (As), le bore (B) et le cadmium (Cd). Cependant, ce travail se focalise principalement sur le cuivre, le zinc et l'antimoine. Les teneurs de ces éléments dans les sables de mâchefer sont présentés dans le tableau 3 ci-dessous.
Les teneurs des trois métaux d'intérêts dans les sables de mâchefer lavés genevois (après traitement) données en valeur totale sont les suivants :

- Pour le cuivre : 2'500-3'500 mg/kg
- Pour le zinc : 2'800-3'200 mg/kg
- Pour l'antimoine : 30-50 mg/kg

	Métal	**Sables de mâchefer (0.063-2mm) (2022)**	**Exigence pour les décharges de type B selon OLED**
Composition [mg/kg]	**Cu**	2'600	500
	Zn	2'800	1'000
	Sb	30	30

Tableau 3- Compositions en cuivre, zinc et antimoine des sables de mâchefer de 0.063 à 2 mm produits par Australp SARL en comparaison aux exigences de la décharge de type B (Wülser, 2020).

Le tableau 3 permet d'observer que les teneurs en cuivre et en zinc des sables de mâchefer sont supérieures aux exigences de la décharge de type B et que la teneur en antimoine est égale aux exigences pour les décharges de type B selon l'OLED. Par conséquent, d'un point de vue légal, cela signifie que les sables ne sont pas considérés comme des déchets pouvant être stockés dans les décharges de type B et ne peuvent donc pas être revalorisés sauf exception accordée par l'autorité cantonale.

2.4.2. Propriétés physiques

La masse volumique apparente des mâchefers est d'environ 2'500 kg/m^3 et une fois déferraillés, la masse volumique réelle sera comprise entre 1'100 et 1'200 kg/ m^3. À titre de comparaison, un granulat naturel se trouve entre 1'500 et 1'700 kg/ m^3. Le taux d'humidité est très variable et se situe entre 10 et 60%.

2.5. Test de lixiviation dynamique (2022)

Comme l'OLED ne prévoit pas de test de lixiviation pour la valorisation des déchets, un test de lixiviation dynamique, mené dans le cadre du stage de M. Langlois en 2022 à Australp SARL, a été mené pour simuler les conditions de relargage à long terme du sable de mâchefer utilisé dans les façades en béton. Ce test a été appliqué sur du béton "ordinaire" (de référence) ainsi que sur du béton composé à partir de sable de mâchefer.

2.5.1. Description des bétons testés

Le béton utilisé comme référence est composé de ciment CEMII (noté "Ref" dans le tableau 5). Des métaux tels que du tantale et du zinc peuvent déjà être présents dans la poudre de ciment. Plusieurs mélanges avec des sables de mâchefer sont testés et leur composition est décrite dans le tableau 4. Les résultats du test de lixiviation qui sont présentés dans les chapitres suivants concernent uniquement le béton avec 100% de sable de mâchefer (remplacement de 100% du sable par des sables de mâchefer) (en orange sur le tableau 4). Les blocs de béton testés ont une dimension de 4x4x4 cm, soit 96 cm^2 de surface de béton exposé. La masse volumique totale est de 2.4 kg/m^3. Il s'agit d'un worst-case, car dans cette composition, le sable de mâchefer représente 40% du béton, alors que dans la pratique, le sable de mâchefer représentera plutôt 30% du béton comme expliqué dans le chapitre 2.2.1.

Type	**Référence**	**Substitution du sable par du sable de mâchefer**		
Désignation	Ref	SM25%	SM50%	SM100%
E/C	0.58	0.58	0.58	0.66
Ciment [kg/m^3]	350	350	350	350
Sable naturel 0-4 mm [kg/m^3]	720	534	356	-
Sable de mâchefer 0-2 mm [kg/m^3]	-	178	356	683
Granulats 4-8 mm [kg/m^3]	458	454	454	435
Granulats 8-16 mm [kg/m^3]	642	635	635	609
Eau [kg/m^3]	196	203	203	231

Tableau 4- Composition des différents mélanges de béton réalisés par Langlois, 2022. L'encadré orange indique la composition finale sélectionnée pour le test de lixiviation (Worst case). "Ref": béton de référence; "SM25" : béton dont les sables sont substitués à 25% par des sables de mâchefer; "SM50": béton dont les sables sont substitués à 50% par des sables de mâchefer. "SM100": béton dont les sables sont substitués à 100% par des sables de mâchefer.

2.5.2. Protocole du test

L'essai de lixiviation dynamique sur monolithe a été réalisé selon la norme EN 15863 (norme européenne régissant les méthodes d'essais pour la caractérisation environnementale des matrices solides). Cet essai se déroule selon les étapes suivantes :

- Un fil de pêche en nylon est utilisé pour suspendre l'échantillon dans le lixiviant/eau et l'immerger entièrement (cf Figure 3).
- Un crochet en fer avec acier galvanisé contenant du zinc a été utilisé pour fixer le fil de pêche (cf Figure 3 ci-dessous).
- Le lixiviant utilisé est l'eau déionisée (ph=7). Son volume correspond à 576 ml.
- Le rapport Lixiviant/Surface est de 6.

L'éluat est prélevé après différentes durées (6h, 24h, 5j, 16j et 64j). Le lixiviant est enlevé et remplacé après chaque prélèvement.

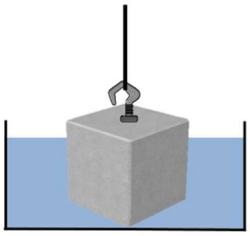


Figure 3- Schéma de l'expérience réalisée par Australp SARL

2.5.3. Résultats

A partir du test de lixiviation dynamique de 2022 sur un bloc de béton "ordinaire" (référence) et sur un bloc de béton avec 40% de sable de mâchefer pour les trois métaux, les données en µg/m^2/h obtenues par Australp SARL sont converties en µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$. En effet, les hypothèses qu'il y a en moyenne 1'051 heures de précipitations par année (MétéoSuisse) et que pour 1 m^3 (2.3 t) de béton, 0.2 m^2 de façade est exposée aux précipitations sont considérées et appliquées aux résultats. Ces résultats sont regroupés dans le tableau 5 ci-dessous.

Type	**Métaux** [µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$/a]	**Année**									
-	**-**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**
REF	**Cu**	91	13	3	1	0	0	0	0	0	0
SM	**Cu**	215	25	6	2	0	0	0	0	0	0
REF	**Zn**	366	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SM	**Zn**	321	77	19	5	1	0	0	0	0	0
REF	**Sb**	12	4	3	2	2	1	1	1	1	0
SM	**Sb**	168	80	40	20	10	5	3	1	1	0

Tableau 5- Evolution du taux de lixiviation en µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$/a de cuivre, de zinc et d'antimoine rejetées par le béton "ordinaire" (REF) et par le béton avec des sables de mâchefer (SM) sur dix ans.

2.5.4. Particularité

À la fin des essais de lixiviation des sables de mâchefer, le pH se situe autour de 10. Cela est dû à la composition des sables de mâchefer qui sont riches en chaux (45%) (qui est sous forme d'hydroxyde de calcium). Du fait des propriétés alcalines, la solubilité de la chaux est augmentée ce qui augmente le pH de l'eau. A pH basique (pH>9), l'aluminium tend à réagir avec l'eau (par hydrolyse) en formant de l'hydrogène (Tang et al., 2015), ce qui augmente la porosité du béton et le fait gonfler. Cette particularité pourrait entrainer des problèmes de structure. Cette question d'ordre mécanique doit encore être investiguée.

3. Les bateaux

3.1. Contexte

Une des sources de cuivre et du zinc dans l'environnement aquatique est les peintures antifoulings (Comber, 2022; Morling et al., 2021; Chèvre et al., 2011). Ces peintures ont pour but d'empêcher le développement d'algues sur la coque des bateaux. Le zinc n'est pas utilisé en Suisse dans les peintures antifoulings. En effet, il est seulement utilisé sur les coques des bateaux navigants en eau salée, car il joue alors le rôle d'anode dans l'électrolyse qui permet de protéger les coques des bateaux contre les moules. Concernant le cuivre, des peintures contenant cet élément sont effectivement appliquées sur les bateaux navigants sur le Léman, notamment par exemple sur ceux ayant des coques en polyester (Chantier naval d'Ouchy, F. Cuany Sàrl, 2022). La forme chimique du cuivre utilisé dans les peintures antifoulings est le sulfate de cuivre ($CuSO_4$).
Voici ci-dessous quelques exemples de peintures utilisées dans le canton de Vaud :

- Nautico Plastorex 2K Bronze au cuivre,
- Nautico Fond rouge-brun,
- Nautico Bronze au cuivre
- Nautico Aalglatt au cuivre et PTFE[1].

Les proportions de cuivre varient selon les peintures ce qui influence les taux de rejets en cuivre (Lagerström et al., 2020; Kenneth et al., 2004). Cependant, ces variations de cuivre dans les peintures ne vont pas être considérées dans ce travail car les concentrations en cuivre des peintures vendues en Suisse ne sont pas disponibles.

Les nettoyages de bateaux pourraient faire augmenter également le rejet de cuivre dans l'eau (Kenneth et al., 2004; Singh et al., 2009). Cependant, les chantiers navals de Vidy et d'Ouchy disposent de grilles au-dessus desquelles les bateaux doivent être nettoyés. Ces eaux de nettoyage sont ensuite envoyées à la STEP (Communication personnelle avec le Chantier naval d'Ouchy, F. Cuany Sàrl).

3.2. Données pour la détermination de la charge

3.2.1. Taux de lixiviation

Dans l'étude de Morling et Fuchs, 2021, le taux de lixiviation du cuivre dans les eaux douces est fixé à 3.65 µg/(cm^2·j) avec variabilité comprise entre 2.10 et 5.25 µg/(cm^2·j). Ce taux de lixiviation est choisi pour calculer les charges de cuivre rejetées par les peintures antifoulings. En effet, il s'agit d'une étude récente et qui, de plus, se base sur des données provenant des eaux douces d'un lac européen (Suède).

D'autres taux de lixiviation dans l'eau salée sont déterminés par plusieurs études et présentés dans le tableau 6 ci-dessous :

Taux de lixiviation [µg /(cm^2·j)]	**Sources**	**Lieux**
3.7 et 4.3	Kenneth et al., 2004	Laboratoire
3.9	Zirino et Seligman, 2002	USA
8 à 22	Valkirs et al., 2003	Laboratoire
18.6 à 21.6	Thomas et al., 1999	UK

Tableau 6- Taux de lixiviation du cuivre par les peintures antifoulings des bateaux dans l'eau salée.

Les taux de lixiviation du cuivre dans l'eau salée sont globalement légèrement supérieurs au taux dans l'eau douce.

[1] Polytétrafluoroéthylène

3.2.2. Nombre de bateaux sur la commune de Lausanne

La commune de Lausanne possède deux ports : Ouchy et Vidy qui comptent d'après les données fournies par le Service des automobiles et de la navigation (SAN, Communication personnelle avec Stéphane Huber (Responsable de la section navigation)), 1'743 bateaux au total. Ce total concerne uniquement les bateaux appartenant à des particuliers et exclut donc les bateaux publics de la CGN et les barges de travaux. De par la propriété des matériaux, les bateaux en acier, bois, plastique et fibre de verre sont ceux où de la peinture antifouling à base de cuivre peut être appliquée. Ainsi, d'après la SAN : 1'593 bateaux sont composés de matériau pouvant utilisé de la peinture composée de cuivre (nombre utilisé pour les calculs).

Les bateaux pouvant être stockés chez un particulier et pouvant naviguer dans la baie de Vidy et Ouchy ne sont pas considérés dans ce travail en raison du manque de données permettant d'estimer leur proportion.

3.2.3. Surface de la coque d'un bateau moyen

Les dimensions moyennes des bateaux immatriculés à Lausanne sont calculées en effectuant la moyenne des valeurs obtenues grâce au fichier fourni par le SAN.

- L : Longueur moyenne d'un bateau : 627 cm
- l : Largeur moyenne d'un bateau : 230 cm

Pour avoir une idée du tirant d'eau des bateaux ayant les dimensions moyennes calculées, des bateaux avec ces dimensions moyennes sont recherchés (bateaux à voiles et moteur) sur des sites de vente (liste en Annexe n°2). Les bateaux sélectionnés sont regroupés dans un tableau en Annexe n°2. Grâce à ces données, les tirants d'eau moyens suivants sont calculés :

- H_{moteur} : Tirant moyen d'un bateau à moteur moyen : 56 cm
- H_{voile} : Tirant d'eau moyen d'un bateau à voiles moyen : 110 cm
- $H_{bateaux}$: Tirant d'eau moyen d'un bateau à moteur moyen et voiles : 83 cm

Le site internet Distrimarine (2022) est consulté pour calculer la surface de la coque en contact avec l'eau. Ce site permet de calculer la quantité de peinture antifouling nécessaire pour son bateau et propose ainsi la méthode de calcul présentée dans la figure 4.

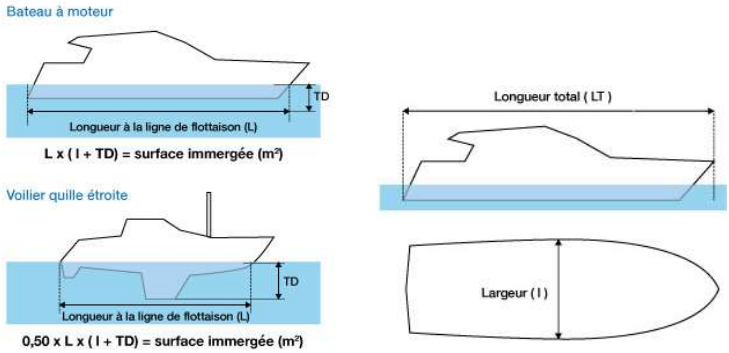


Figure 4- Méthode de calcul de la surface de peinture nécessaire sur la coque d'un bateau fournie par Distrimarine, 2022.

Les surfaces de la coque d'un bateau à moteur et d'un bateau à voiles sont calculées de la manière suivante :

- $S_{moteur} = A_{bateau\ à\ moteur} = L * (l + H_{moteur}) = 179'322\ cm^2$
- $S_{voile} = A_{voilier\ quille\ étroite} = 0.5 * L*(l + H_{voile}) = 106'590\ cm^2$

De plus, d'après le recensement des bateaux de l'OFS en 2021 (OFS, 2022), une proportion de 60% de bateau à moteur et de 35% de bateaux à voiles est observée au niveau de la Suisse. Les 5% restants correspondent à des bateaux à rames et à des pédalos qui sont généralement sortis de l'eau après utilisation (ils ne seront pas pris en compte dans ce travail).

Ainsi, la surface totale de peinture antifouling pour un bateau moyen peut être approximée de la manière suivante : S2 = (0.35 *$A_{voilier\ quille\ étroite}$) + (0.6 *$A_{bateau\ à\ moteur}$) = 144'899.7 cm^2.
Ainsi, la surface totale de peinture antifouling pour un bateau moyen est 14 m^2.

3.3. Détermination de la charge de cuivre issue des bateaux

La charge de cuivre rejetée par les bateaux est obtenue selon l'équation suivante :

$I_{peinture}$ = Lx * Sb * Nb_{ba} * 365 j *Équation 1*

Avec:

- $I_{peinture}$: Charge du cuivre rejetée dans l'eau du Léman à Lausanne en provenance des peintures antifoulings [kg/a].
- Lx: Taux de lixiviation du cuivre [µg/(cm^2·j]
- Sb: Surface d'un bateau moyen [cm^2]
  Nb_{ba} : Nombre de bateau à Ouchy et Vidy

3.4. Résultat des charges de cuivre rejetées par les bateaux

Les résultats sont présentés dans le tableau 7 ci-dessous.

Taux de lixiviation [µg/(cm^2·j]/ Méthode de calcul	**2.10 (Valeur minimum)**	**3.65 (médiane)**	**5.25 (Valeur maximum)**
$I_{peinture}$ [kg/a]	177	308	442

Tableau 7- Résultats des charges de cuivre rejetées dans le lac Léman selon les deux méthodes de calcul des surfaces d'application de peinture sur la coque d'un bateau.

Ainsi, la charge de cuivre rejetée par les bateaux est estimée à 308 kg/a [177;442].

Ces résultats sont comparés avec les résultats de l'étude de Chèvre et al., 2011. La charge de cuivre rejetée dans l'eau par les bateaux a été estimée à 42 kg/a. Cette émission est beaucoup plus faible que celle calculée dans ce travail. Ceci peut s'expliquer par la méthode de calcul différente utilisée pour calculer les émissions de cuivre par les bateaux. En effet, dans Chèvre et al., 2011, la charge a été calculée à partir d'une estimation des émissions de cuivre dans l'eau réalisée pour toute la suisse (Von Arx, 2006).

3.5. Limites

La principale limite est qu'une seule étude indiquant un taux de lixiviation du cuivre dans l'eau douce est trouvée. Cette étude utilise les données d'études sur un lac suédois. Bien que ce soit un lac européen, des différences peuvent être observées avec le Léman (population autour du lac, fréquence de sortie sur le lac, parcage des bateaux, propriété physico-chimique de l'eau du lac). Ainsi, de nouvelles études sur les taux de lixiviation du cuivre dans l'eau douce et la considération des compositions des différentes peintures antifoulings utilisées en Suisse permettraient de renforcer la pertinence du taux de lixiviation de cuivre utilisé dans ce travail.
De plus, la charge calculée représente le rejet en cuivre par les bateaux lausannois sur la baie de Vidy qui est un périmètre qui ne représente pas l'entièreté du lac Léman. Ce taux est donc probablement légèrement surestimé, car il considère que ces bateaux restent dans le périmètre de la baie de Vidy, or les trajets effectués par les bateaux sortent très probablement de ce périmètre. Notons toutefois que la plupart du temps, les bateaux restent à quai.

4. Les dépôts atmosphériques

4.1. Contexte

La fraction des polluants dans le compartiment aérien peut se retrouver dans les eaux de ruissellement urbaines de deux manières : par dépôt sur les sols et lessivage (dépôt sec) ou par capture dans les gouttes de pluie (dépôt humide) (Petrucci et al., 2013). Les dépositions atmosphériques sur le sol sont composées de plusieurs substances dont les métaux comme le cuivre et le zinc. Ces métaux sont sous forme de particules métalliques.

Globalement, les sources atmosphériques du zinc proviennent notamment de l'industrie manufacturière (aciérie) lors du traitement des métaux par exemple, de la combustion de carburant, des usines d'incinération, de l'usure des pneus et des chaussées (Citepa, 2022; Communication personnelle du SABRA, 2021). De la même manière, les sources atmosphériques du cuivre sont l'agriculture, les usines d'incinération, l'usure des pneus et des freins et l'industrie (Comber, 2020).

Etant donné que les émissions de cuivre et de zinc dans l'air sont restées stables depuis 2003 en France (Citepa, 2022), l'hypothèse que ses émissions restent également stables pour la Suisse, étant donné sa proximité géographique avec la France, peut être posée. Par conséquent, les données datant des années 2000 peuvent être utilisées pour estimer les dépôts atmosphériques actuels.

4.2. Données pour la détermination de la charge

Il est choisi de distinguer les dépôts humides des dépôts secs comme cela a été effectué dans le travail de Chèvre et al., 2011. Les charges de cuivre et de zinc rejetées par les dépôts atmosphériques sur les surfaces imperméables de la commune de Lausanne, ainsi que sur la baie de Vidy et d'Ouchy dans la commune de Lausanne vont être déterminées.

4.2.1. Précipitations dans la commune de Lausanne

Comme mentionné dans le chapitre 1.4, la précipitation moyenne par année mesurée à Lausanne est 1300 L/(m^2·a). Il y a 135 jours de précipitations à Lausanne et donc 230 jours "secs" par année.

4.2.2. Superficie de la surface imperméable de la commune de Lausanne

Comme mentionné dans le chapitre 1.3, la surface totale imperméable à Lausanne est de 15.1 km^2 (commune de Lausanne comprenant les zones foraines).

4.2.3. Superficie et volume de la baie de Vidy et de Ouchy

Aucune carte de délimitation de la baie de Vidy et Ouchy n'a été trouvée. C'est la raison pour laquelle une délimitation est estimée dans ce travail. Pour cela, le site du guichet cartographique du canton de Vaud est utilisé. En effet, la commune de Lausanne est délimitée par une ligne jaune visible sur la figure 5.

Figure 5- Délimitation de la commune de Lausanne par le guichet cartographique du canton de Vaud.

Les frontières de la commune de Lausanne vont aider à délimiter la largeur de la baie de Vidy et Ouchy. Cependant, il est possible d'observer que la commune de Lausanne va jusqu'au milieu du lac (Figure 6). Or, une baie[2] se situe près des côtes, ainsi la longueur de la baie de Vidy et Ouchy va être délimitée dans ce travail par les lignes grises illustrées sur les figures 6 et 7.

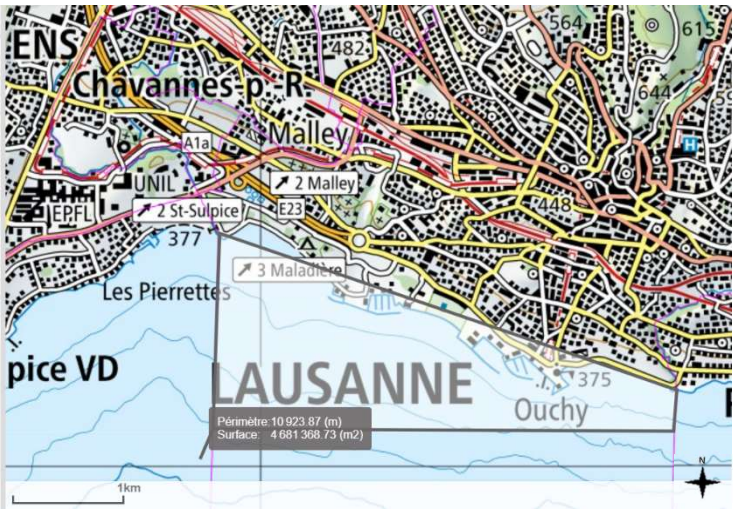


Figure 6- Délimitation sélectionnée de la baie de Vidy et Ouchy mesurée par l'outil de mesure du site geo.vd.ch.

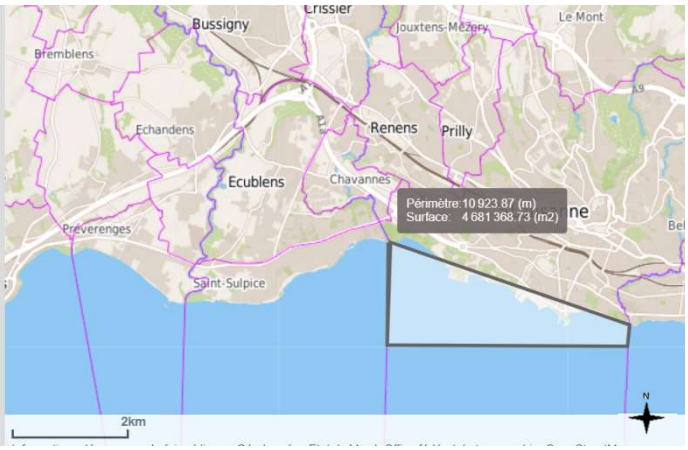


Figure 7- Vue éloignée de la délimitation de la baie de Vidy et Ouchy.

Ainsi, la surface mesurée de la baie de Vidy et Ouchy est 4'681'369 m^2 (arrondis au mètre près).

[2] "Échancrure d'une côte, s'enfonçant dans les terres." (Définition Larousse d'une baie)

4.2.4. Données sur les dépôts atmosphériques

4.2.4.1. Cuivre

Le tableau 8 ci-dessous regroupe les données concernant les dépositions atmosphériques humides (concentration dans les précipitations) et sèches (teneur dans les particules) pour le cuivre

	Dépôt	Concentration/ Teneur	Unité	Sources	Localisation
Cuivre	Humide	1.48 ± 0.8	µg/L	Omrani et al., 2017[3]	Nantes, 2014
		3.45 ± 2.98	µg/L	Percot, 2012[4]	Nantes, 2012
		769.5	µg /(m²·a)	Lamprea et al., 2009[5]	Nantes
		1'012.5	µg /(m²·a)	Directive VSA, 2002	Zürich
		1.0 ± 0.6	µg/L	Sabin et al., 2005[6]	Sydney (ville)
		3	µg/L	(Mottier,1998)[7]	Zurich
	Sec	3'211	µg /(m²·a)	Sabin et al., 2006[8]	Sydney
		340 ±10	µg /(m²·a)	Omrani et al., 2017[9]	Nantes, 2014
		2'200	µg /(m²·a)	(Glenk, 1990)[7]	Zone rurale CH
		4'600	µg /(m²·a)	(Thomas, 1981)[7]	Zone urbaine DE
		1'311	µg /(m²·a)	Directive VSA, 2002	Zürich, Suisse

Tableau 8- Concentrations en cuivre dans les dépôts secs et humides. La couleur orange indique que la mesure était initialement donnée en jour et est convertie par année en utilisant le nombre de jours de précipitations dans une année pour les dépositions atmosphériques humides et le nombre de jours sans précipitation ("jour sec") pour les dépositions atmosphériques sèches (voir chapitre 4.2.1).

[3] Neuf mois de campagne d'analyse de fin février à début décembre. Le collecteur est automatique et se ferme lorsqu'il n'y a pas de précipitation à l'aide d'un détecteur d'humidité.
[4] Prélèvement effectué par un collecteur automatique à l'aide d'un détecteur d'humidité.
[5] Médiane estimée à partir des concentrations des eaux pluviales collectées directement par un entonnoir de six échantillons (mars à juillet 2008).
[6] Mesuré pendant quatre mois pendant les périodes de précipitation (climat semi-aride).
[7] Source originale pas retrouvée. Source secondaire : Chèvre et al., 2011
[8] Médiane mesurée avec une pompe pendant 48h une fois par mois pendant les jours sans pluies à l'extérieur mais sur des surfaces préparées préalablement en laboratoire de mai 2000 à avril 2004.
[9] Prélèvement des dépositions sèches avec un collecteur filtre en microfibre de quartz et une pompe. Le collecteur "Partisol" a mesuré le béryllium sur plusieurs objets urbains pour connaitre les vitesses des dépôts selon type de surface et d'orientation.

4.2.4.2. Zinc

Le tableau 9 ci-dessous regroupe les données concernant les dépositions atmosphériques humides (concentration dans les précipitations) et sèches (teneur dans les particules) pour le zinc.

	Dépôt	Valeur	Unité	Sources	Lieu
Zinc	Humide	6'489	µg /(m^2·a)	Lamprea et al., 2009	Nantes, 2009
		16.21 ± 9.1	µg/L	Percot, 2012	Nantes, 2012
		3.03 ± 1.8	µg/L	Omrani et al., 2017	Nantes, 2014
		6'750	µg /(m^2·a)	Directive VSA, 2002	Zürich
		7.8 ± 4.9	µg /L	Sabin et al., 2006	Sydney, ville
	Sec	13'000	µg /(m^2·a)	Sabin et al., 2006	Sydney, ville
		576	µg /(m^2·a)	Omrani et al., 2017	Nantes, 2014
		18'250	µg /(m^2·a)	SABRA, 2021[10]	Genève
		19'700	µg /(m^2·a)	(Glenk 1990)	Zone rurale CH
		45'300	µg /(m^2·a)	(Thomas 1981)	Zone urbaine DE
		6'785	µg /(m^2·a)	Directive VSA, 2002	Zürich

Tableau 9- Concentrations en zinc dans les dépôts secs et humides. La couleur orange indique que la mesure était initialement donnée en jour et est convertie par année en utilisant le nombre de jours de précipitations dans une année pour les dépositions atmosphériques humides et le nombre de jours sans précipitation (dit "sec") pour les dépositions atmosphériques sèches (voir chapitre 4.2.1).

4.2.4.3. Antimoine

Etant donnée qu'il y a moins de littérature à disposition pour l'antimoine, les dépositions atmosphériques humides et sèches ne sont pas séparées dans ce cas. Le tableau 10 ci-dessous regroupe les données concernant les dépositions atmosphériques humides et sèches de l'antimoine.

	Valeur	Unité	Sources	Lieu
Antimoine	128	µg /(m^2·a)	Paces et al., 2023[11]	République Tchèque
	0.25	µg/L	Poissant et al.,1993[12]	Montréal, Canada
	0.14	µg/L	Roy et Negrel, 2001[13]	France
	0.065	µg/L	Aas et Bohlin-Nizzetto, 2019[14]	Allemagne

Tableau 10- Concentrations en antimoine dans les dépôts secs et humides.

[10] SABRA: Service de l'air, du bruit et des rayonnements non ionisants
[11] Déposition atmosphérique dans la neige et air.
[12] Déposition atmosphérique.
[13] Déposition atmosphérique.
[14] Basé sur des mesures dans les précipitations

4.3. Détermination des charges issues des dépositions atmosphériques

Les rejets en métaux des dépôts atmosphériques secs, humides et totaux sont estimés selon les équations suivantes en fonction des unités des teneurs/concentrations des dépôts secs, humides et totaux :

I_d = Teneur * $SI_{Lausanne}$ *Équation 2*

Avec:

- I_d : Charge du métal rejetée dans l'eau par le dépôt sec/humide/total de l'atmosphère [kg/a]
- $SI_{Lausanne}$: Surface imperméable de Lausanne [m^2]
- Teneur: Dépôt sec ou humide mesuré sur le sol [µg/(m^2·a)]

$I_d = C_{precip} * (P_{Lausanne} * SI_{Lausanne})$ *Équation 3*

Avec :

- I_d: Charge du métal rejetée dans l'eau par le dépôt humide/total de l'atmosphère [kg/a]
- C_{precip} : Concentration mesurée dans les précipitations [µg/L]
- $P_{Lausanne}$: Précipitation moyenne dans Lausanne [L/(m^2·a)]
- $SI_{Lausanne}$: Surface imperméable de Lausanne [m^2]

4.4. Résultats de la charge des métaux issue de dépositions atmosphériques

4.4.1. Cuivre

Les résultats de l'application des calculs du paragraphe précédent (chapitre 4.3) avec les dépositions atmosphériques de cuivre trouvées sont synthétisés dans le tableau 11 ci-dessous.

	Dépôt	**$Charge_{Lausanne}$ [kg/a]**	**$Charge_{baie}$ [kg/a]**	**Charge totale [kg/a]**	**Source des données utilisées pour le calcul**
CUIVRE	Humide	29.1	9	38.1	Omrani et al., 2017
		67.9	21	88.8	Percot, 2012
		11.4	3.5	15.0	Lamprea et al.,2009
		19.7	6.1	25.8	Sabin et al., 2005
		15.3	4.7	20.1	Directive VSA, 2002
		59.0	18.3	77.3	(Mottier, 1998)
	Médiane	24.4	7.5	31.9	-
	Sec	48.6	15	63.6	Sabin et al., 2006
		5.1	1.6	6.7	Omrani et al., 2017
		33.3	10.3	43.6	(Glenk, 1990)
		69.6	21.5	91.1	(Thomas, 1981)
		19.8	6.1	26	Directive VSA, 2002
	Médiane	33.3	10.3	43.6	-

Tableau 11- Charges estimées de cuivre rejetées par les dépôts secs et humides.

Afin de visualiser la répartition les résultats des charges de cuivre rejetées par les dépositions atmosphériques sèches et humides dans l'eau, le boxplot ci-dessous est réalisé (Figure 8).

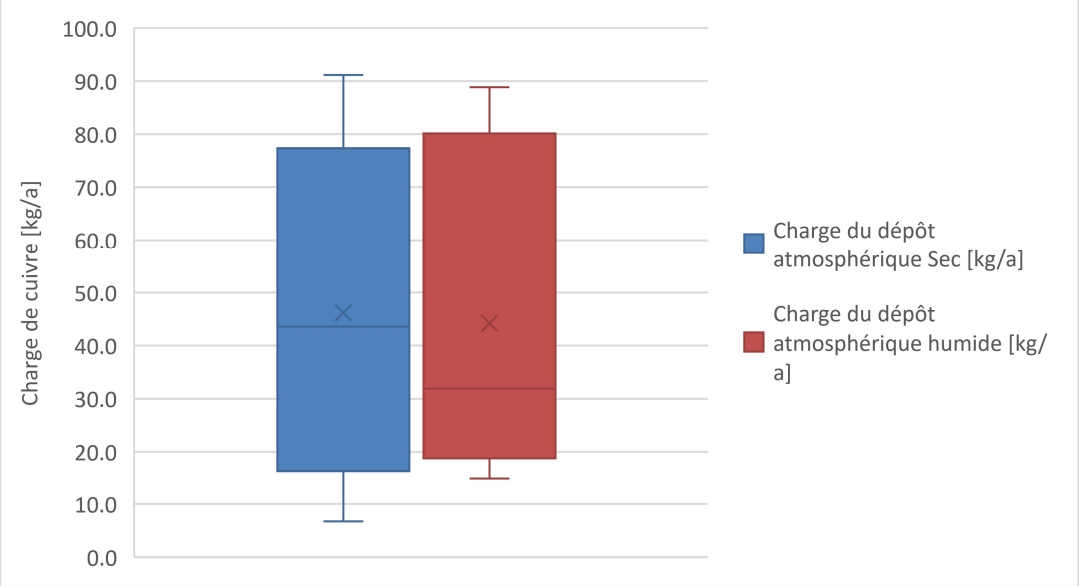


Figure 8- Charges estimées de cuivre dans l'eau rejetées par les dépositions atmosphériques sèches et humides sur la commune de Lausanne et dans la baie de Vidy et Ouchy.

Ainsi, la charge totale des dépôts atmosphériques secs et humides en cuivre rejetée dans les eaux sur la commune de Lausanne et dans la baie de Vidy et Ouchy est de 75.5 kg/a [21.7;180], notamment 57.7 kg/a (pour la commune de Lausanne) et 17.8 kg/a (pour le lac).

Ces résultats sont comparés avec les résultats de l'étude de Chèvre et al., 2011. Les charges de cuivre pour les dépositions sèches et humides ont été estimées respectivement, dans l'étude de Chèvre et al., 2011, à 30.7 kg/a et 18.5 kg/a soit un total de 49.2 kg/a. Cette estimation est par conséquent proche de l'estimation réalisé dans ce travail (75.5 kg/a [21.7;180]).

4.4.2. Zinc

Les résultats de l'application des calculs du paragraphe précédent (chapitre 4.3) avec les dépositions atmosphériques de zinc trouvées sont synthétisés dans le tableau 12 ci-dessous.

	Dépôt	$Charge_{Lausanne}$ [kg/a]	$Charge_{baie}$ [kg/a]	Charge totale [kg/a]	Source des données utilisées pour le calcul
Zinc	Humide	98.0	30.3	128.4	Lamprea et al., 2009
		318.8	98.7	417.5	Percot, 2012
		59.6	18.4	78	Omrani et al., 2017
		153.4	47.5	200.9	Sabin et al., 2006
		102.1	31.6	133.7	Directive VSA, 2002
	Médiane	102.	31.6	133.7	-
	Sec	196.7	60.9	257.5	Sabin et al., 2006
		8.7	2.7	11.4	Omrani et al., 2017
		276.1	85.4	361.5	SABRA, 2021
		298.0	92.2	390.3	(Glenk, 1990)
		685.3	212.1	897.4	(Thomas, 1981)
		102.7	31.8	134.4	Directive VSA, 2002
	Médiane	236.4	73.1	309.5	-

Tableau 12- Charges de zinc rejetées par les dépôts secs et humides.

Afin de visualiser la répartition des résultats des charges de zinc rejetées par les dépositions atmosphériques sèches et humides dans l'eau, le boxplot ci-dessous est réalisé (Figure 9).

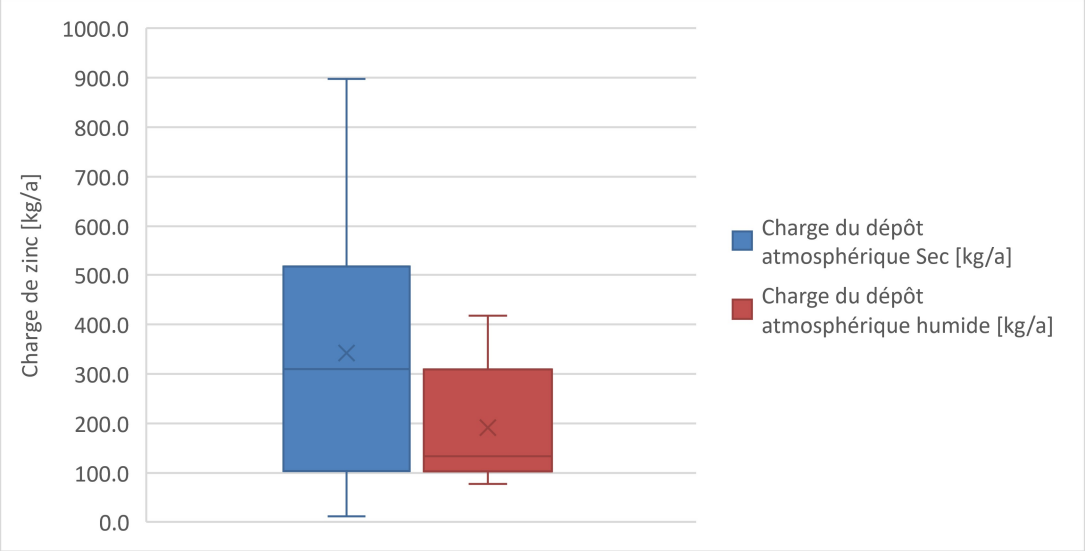


Figure 9- Charges estimées de zinc dans l'eau rejetées par les dépositions atmosphériques sèches et humides sur la commune de Lausanne et dans la baie de Vidy et Ouchy.

Ainsi, la charge totale des dépôts atmosphériques secs et humides en zinc rejetée dans les eaux sur la commune de Lausanne et dans la baie de Vidy et Ouchy est de 443.3 kg/a [89.4;1'314.9], notamment 338.5 kg/a pour la commune de Lausanne et 104.7 kg/a pour le lac.

4.4.3. Antimoine

Les résultats de l'application des calculs du paragraphe précédent (chapitre 4.3) avec les dépositions atmosphériques d'antimoine trouvées sont synthétisés dans le tableau 13 ci-dessous

	Charge Lausanne	Charge baie	Charge totale	Source des données utilisées pour le calcul
Antimoine	1.28	0.40	1.67	Paces et al., 2023
	1.94	0.60	2.54	Poissant et al.,1993
	4.92	1.52	6.44	Roy et Negrel, 2001
	2.75	0.85	3.61	Aas et Bohlin-Nizzetto, 2019
Médiane	2.34	0.73	3.07	-

Tableau 13- Charges de l'antimoine rejetées par les dépôts atmosphérique en générale.

La répartition des résultats des charges d'antimoine rejetées par les dépositions atmosphériques totales est représentée par le boxplot ci-dessous (Figure 10).

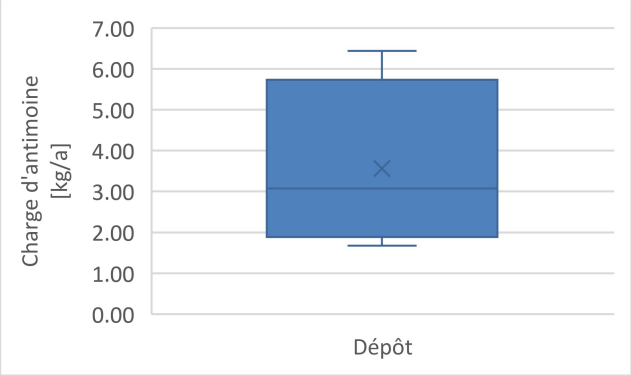


Figure 10- Charges estimées d'antimoine dans l'eau rejetées par les dépositions atmosphériques sèches et humides sur la commune de Lausanne et dans la baie de Vidy et Ouchy.

Ainsi, la charge totale des dépôts atmosphériques en antimoine rejetée dans les eaux sur la commune de Lausanne et dans la baie de Vidy et Ouchy est de 3.1 [1.7;6.4] kg/a, notamment 2.34 kg/a pour la commune de Lausanne et 0.73 kg/a pour le lac.

4.5. Limites

Les références utilisées pour les dépôts atmosphériques proviennent d'études réalisées dans des pays situés à proximité de la Suisse (comme la France et l'Allemagne) à l'exception d'une étude effectuée à Sydney en Australie. Ainsi, ces études sont pertinentes pour évaluer les dépositions atmosphériques à Lausanne. Néanmoins, plusieurs études se situent à Nantes en France, une ville proche de l'océan (52 km de celui-ci). Cette proximité peut rendre la composition atmosphérique de la ville de Nantes différente de celle de Lausanne. Une étude récente sur les dépositions atmosphériques humides et sèches en suisse romande permettrait d'améliorer l'estimation de la charge des métaux en dépositions atmosphérique.

5. Les bâtiments

5.1. Contexte

Les toits et les chenaux des bâtiments sont des sources principales de cuivre et de zinc dans l'eau étudiées dans de nombreux articles (Chèvre et al., 2011; Burkhardt et al., 2019; Von Arx, 2006; Comber et al., 2020 ; Charters et al., 2020; Bergbäck et al., 2000). Le cuivre et le zinc sont retrouvés principalement dans les eaux de ruissellement des toits sous la forme d'ions dissous (Zn^{2+}, Cu^{2+}) (Helmreich et al., 2021). Les façades des bâtiments représentent également une source de cuivre et de zinc (Davis et al., 2001; Comber et al., 2020).

Comme le matériau des toits influence les concentrations en métaux des eaux de ruissellement provenant des bâtiments, différents matériaux de toits de la commune de Lausanne vont être considérés dans ce travail pour calculer la charge de métaux rejetée par les eaux de ruissellement des toits.

Les conditions d'expérimentation des études sélectionnées pour déterminer les charges sont importantes dans ce chapitre. En effet, lorsque les études traitent d'expériences en extérieur, les charges en métaux rejetées dans l'environnement prennent également en considération les dépôts atmosphériques secs et humides (voir chapitre 4).

5.2. Les toits

5.2.1. Données pour la détermination de la charge

5.2.1.1. Précipitations dans la commune de Lausanne:

Comme mentionné dans le chapitre 1.4, la précipitation moyenne par année (calculée sur dix ans) mesurée à Lausanne est 1300 L/ (m^2·a).

5.2.1.2. Surface des toits de la commune de Lausanne:

Comme l'a réalisé l'étude de Chèvre et al., 2011, les toits en cuivre et en tuiles sont différenciés. Cependant, ce travail va également distinguer les toits en zinc et en béton. En effet, les toits en zinc sont présents sur la commune de Lausanne. Les toits en béton sont également largement présents aujourd'hui dans les zones urbaines. Tout d'abord, la surface de chaque type de toit est estimée en les recensant sur des zones représentatives de la commune de Lausanne : une zone en centre-ville et deux zones hors du centre-ville. Deux zones hors du centre-ville sont sélectionnées car la variabilité de l'environnement urbain dans ces zones est plus grande qu'au centre-ville. Ces zones sont localisées par des étoiles sur la figure 11 ci-dessous.

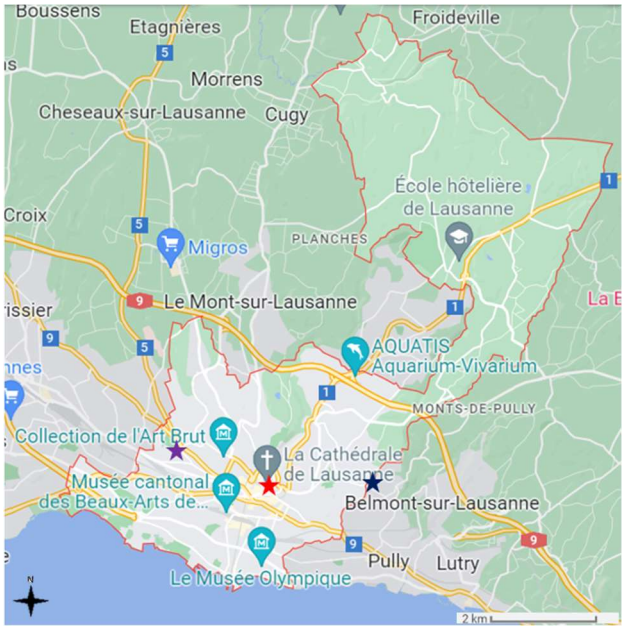


Figure 11- Zones sélectionnées pour le recensement des surfaces de chaque type de toits de la commune de Lausanne. Etoile violette : Zone 2; étoile rouge : Zone 1 et étoile noire : Zone 3.

Les zones foraines ne constituant que 3% de la population de Lausanne. Elles sont considérées comme n'ayant pas de bâtiment et ne sont donc pas prises en compte. Le guichet cartographique du canton de Vaud est utilisé afin d'estimer la surface de chaque type de toit. Une reconnaissance visuelle des différents matériaux est effectuée selon la classification présentée par le tableau 14. Un exemple de chaque type de toit est visible sur la figure 12. Afin de permettre cette reconnaissance, le site du recensement architectural du canton de Vaud (Recensement architectural du Canton de Vaud, 2022) est utilisé.

Type de toit	Aspect	Couleur	Particularité
Tuile	mat	Orangé, brun	présence de lignes régulières horizontales et verticales donnant un aspect texturé
Zinc	métallique (brillant)	Gris clair	Grandes lignes verticales
Cuivre	métallique (brillant)	Vert clair (caractéristique du cuivre ancien) ou bronze (caractéristique du cuivre jeune)	Grandes lignes verticales
Béton	Lisse et mat	Gris foncé	présence possible de végétation ou de gravier sur ces toits.

Tableau 14- Description visuelle permettant de reconnaître un toit en tuiles, zinc, cuivre et en béton.

Figure 12- Exemple de gauche à droite : d'un toit en tuiles, zinc, cuivre et béton.

Des exemples de détermination de type de toit dans des zones sélectionnées sont disponibles dans l'annexe n°3.

5.2.1.2.1. Zone 1

La méthode de recensement est appliquée sur la zone 1 (zone dans le centre-ville de Lausanne, étoile rouge sur la figure 11) comme l'illustre la figure 13.

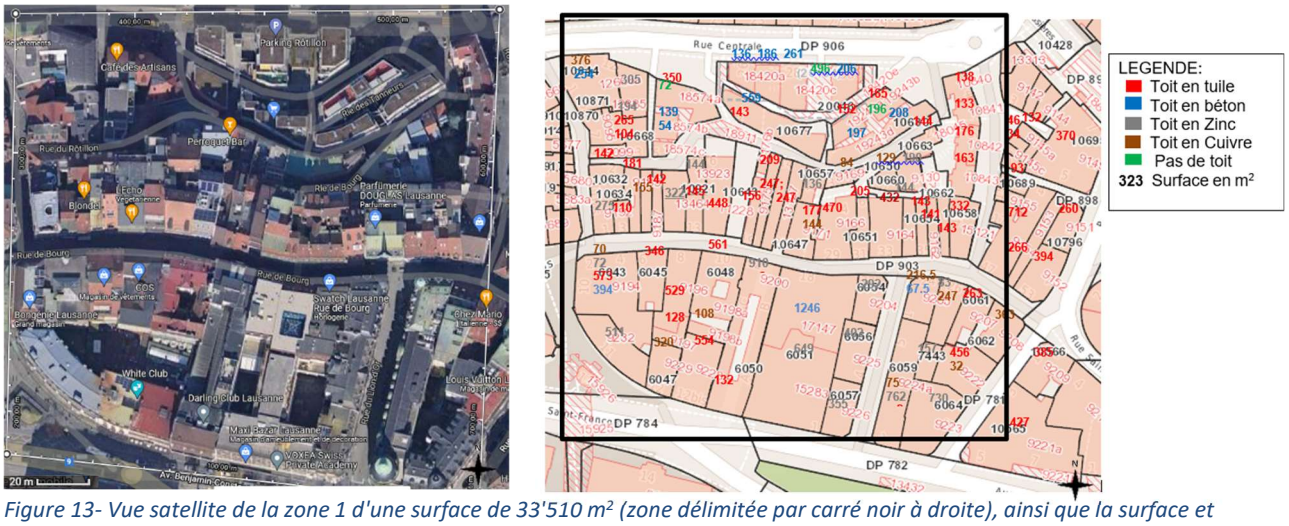


Figure 13- Vue satellite de la zone 1 d'une surface de 33'510 m² (zone délimitée par carré noir à droite), ainsi que la surface et le type matériau du toit de chaque bâtiment selon le cadastre donné par le guichet cartographique du canton de Vaud (à droite).

Par la suite, la surface totale des toits de chaque matériau est calculée et synthétisée dans le tableau 15.

Type de toit	Surface totale sur la zone 1 [m^2]	Pourcentage de ce type de toit [%]
Tuile	9'113	41
Béton	3'907.5	17
Zinc	6'633	30
Cuivre	2'751.5	12
Total	22'405	100

Tableau 15- Surface totale des différents types de toits de la zone 1 (centre-ville).

5.2.1.2.2. Zones 2 et 3

La méthode de recensement est appliquée sur les zones 2 et 3 (zones hors du centre-ville de Lausanne, étoiles violette et noire sur la figure 11) comme l'illustre la Figure 14 et la figure 15.

Figure 14- Vue satellite de la zone 2 d'une surface totale de 97'433 m^2 (zone délimitée par pentagone violet à droite) ainsi que la surface et le type matériau du toit de chaque bâtiment selon le cadastre donné par le guichet cartographique du canton de Vaud (à droite).

Figure 15- Vue satellite de la zone 3 d'une surface totale est 148'798 m^2 (zone délimitée par polygone rouge à droite) ainsi que la surface et le type matériau du toit de chaque bâtiment selon le cadastre donné par le guichet cartographique cantonal (à droite).

La surface des toits de chaque matériau est sommée pour les zones 2 et 3 dans le tableau 16 afin d'obtenir la surface des toits représentative d'une zone hors du centre-ville de la commune de Lausanne.

Type de toit	Surface totale zone 2 [m²]	Surface totale zone 3 [m²]	Surface totale zones 2 et 3 [m²]	Pourcentage du type de toit [%]
Tuile	17'059	20'266	37'325	53
Béton	1'102	25'796	26'898	39
Zinc	1'278	3'678	4'956	7
Cuivre	0	630	630	1
Total	19'439	50'370	69'809	100

Tableau 16- Surface totale des différents types de toits des zones 2 et 3 (hors centre-ville).

5.2.1.2.3. Surface des différents types de toit pour la commune de Lausanne

Les surfaces de toits mesurées pour le centre-ville et l'extérieur du centre-ville de la commune de Lausanne sont extrapolées aux surfaces réelles de la commune de Lausanne, en utilisant les valeurs suivantes :

- La surface de la Zone 1 (centre-ville) est de 33'510 m²
- La surface totale des zones hors du centre-ville (Zone 2 et Zone 3) est de 246'231 m²
- La surface du district Centre de Lausanne est de 1'240'000 m²
- La surface hors du centre-ville de Lausanne (sans les Zones foraines) est de 20'560'000 m²

Les résultats de cette extrapolation à toute la commune de Lausanne sont présentés dans le tableau 17.

Type de toit	Surface de toit de la zone centre-ville [m²]	Surface de toit des zones hors centre-ville [m²]	Surface totale de toit [m²]	Pourcentage de ce type de toit [%]
Tuile	337'216	3'116'592	3'453'808	52
Béton	144'593	2'245'950	2'390'543	36
Zinc	245'447	413'820	659'267	10
Cuivre	101'816	52'604	154'420	2

Tableau 17- Surfaces extrapolées à toute la commune de Lausanne en fonction des différents types de toits choisis.

5.2.1.3. Taux de ruissellement des métaux provenant des toits

Un métal n'entrant pas dans la composition d'un toit peut tout de même être rejeté par ce toit. En effet, tous les types de toits (métalliques, ardoise ou tuiles) ont des éléments d'étanchéité métalliques comme les noues, les rives et les raccords sur pénétrations (Robert-Sainte, 2009). Par exemple, 0.021 à 0.038 mg/(m²·a) de cuivre est rejeté par les crochets galvanisés et en inox de fixation des tuiles. Les crochets de fixation galvanisés rejettent également du zinc entre 44 et 46 mg/(m²·a) (Robert-Sainte, 2009). Les taux de ruissellement en cuivre et en zinc en fonction des différents types de toits sélectionnés sont recherchés dans la littérature scientifique et sont regroupés dans le tableau 18 ci-dessous.

Métal	Type de toit	Concentration mesurée dans les eaux de ruissellement des toits	Unité	Source	Lieux
Cu	Tuiles	$1x10^{-7}$- $3x10^{-7}$	kg/L	Directive VSA, 2002[15]	Suisse (E)
	Zinc	$1.53x10^{-7}$	kg/L	Göbel et al., 2007[16]	Allemagne (E)
		$6\ x10^{-7}$	kg/(m^2·a)	Robert-Sainte , 2009	France (E)
	Cuivre	$8x10^{-7}$ - $20x10^{-7}$	kg/L	Directive VSA, 2002	Suisse
		$1.80\ x10^{-3}$	kg/(m^2·a)	(Faller et al., 2001)[17]	Suisse (E)
	Béton	$8.3\ x10^{-9}$	kg/L	Charters et al., 2016[18]	Nouvelle-Zélande (E)
Zn	Tuiles	$5\ x10^{-9}$-$2x10^{-7}$	kg/L	Directive VSA, 2002[19]	Allemagne (E)
	Zinc	$60\ x10^{-7}$	kg/L	Göbel et al., 2007	Allemagne (E)
		$4x10^{-3}$	kg/(m^2·a)	Robert-Sainte , 2009[20]	France (E)
		$10x10^{-7}$ - $40x10^{-7}$	kg/L	Directive VSA, 2002	Suisse (E)
	Cuivre	$3.7x10^{-7}$	kg/L	Göbel et al., 2007	Allemagne (E)
		$2.79x10^{-8}$	kg/L	Charters et al., 2016	Nouvelle-Zélande (E)
	Béton	$1.53x10^{-8}$	kg/L	Charters et al., 2016	Nouvelle-Zélande (E)

Tableau 18- Taux de ruissellement en cuivre et en zinc en fonction des types de toits sélectionnés. Les parenthèses dans la colonne "Lieux" indiquent les conditions expérimentales des sources. "(E)": à l'extérieur.

[15] Toit avec installation en cuivre est considéré dans cette étude comme des toits en tuiles. Le cuivre proviendrait des crochets de fixation.

[16] Infrastructures conçues pour recueillir les précipitations (routes, trottoirs, structures commerciales et résidentielles). Toit sans gouttière ou tuyau en zinc.

[17] Source pas trouvée, Source secondaire : KBOB et al., 2001. Émission provenant d'une tôle à Tösstal (extérieur).

[18] Les échantillons de ruissellement ont été prélevés à partir de 24 événements pluvieux (tous d'une intensité moyenne de 4.7 $mm·h^{-1}$) sur quatre surfaces imperméables (existant réellement à l'extérieur) pas précisé avec ou sans gouttière.

[19] Toit avec installation en zinc qui est considéré dans cette étude comme des toits en tuiles. Le zinc proviendrait des cadres de fenêtres de toits.

[20] Banc d'essai avec des plaques de différent matériaux ont été mis en place à l'extérieur à Paris (sans gouttières) (moyenne effectuée sur Créteil et Champs sur panneau de zinc neuf et ancien). Les dépositions atmosphériques sont déjà soustraites à ces taux.

5.2.1.4. Déposition atmosphérique

Les données sur le rejet des métaux par les toits (à l'exception de l'étude de P. Robert-Sainte, 2009) sont estimées à partir d'expériences effectuées à l'extérieur, ainsi les dépositions atmosphériques sont comprises dans les charges estimées.

Dans ce travail, les rejets des dépositions atmosphériques sont ainsi soustraits aux rejets des toits. En effet, l'estimation des dépôts atmosphérique du cuivre et du zinc réalisée dans le chapitre 4 est appliquée à la surface des différents types de toits étudiés.

Les résultats des charges de cuivre et de zinc rejetées par les dépositions atmosphériques sur les différents types de toits de la commune de Lausanne sont synthétisés dans le tableau 19 ci-dessous

	$Charge_{déposition_atmosphérique_toits}$[kg/a]	
Métal	**Cu**	**Zn**
Tuile	13	77
Béton	9	53
Zinc	3	15
Cuivre	1	3
Total	25	149

Tableau 19- Charge de cuivre et de zinc rejetées par les dépositions atmosphériques sur les différents types de toits de la commune de Lausanne.

5.2.2. Détermination des charges en cuivre et en zinc issues des toits

Selon les unités des taux de ruissellements issus de la littérature, les charges en cuivre et en zinc sont déterminées à l'aide des équations suivantes :

$I_{Tx} = Tr * P_{Lausanne} * S_{t_L_x}$ *Équation 4*

Avec:

- I_{Tx}: Charge du métal dans l'eau rejetée par les toits [kg/a]
- Tr : Taux de ruissellement [kg/L]
- $P_{Lausanne}$: Précipitations moyenne à Lausanne par an [L/(m^2·a]
- $S_{t_L_x}$: Surface de toit à Lausanne dans le matériau (cuivre, zinc, béton ou tuile) [m^2]

$I_{Tx} = Tr * S_{t_L_x}$ *Équation 5*

Avec:

- I_{Tx}: Charge du métal dans l'eau rejetée par les toits [kg/a]
- Tr : Taux de ruissellement [kg/(m^2·a)]
- $S_{t_L_x}$: Surface de toit à Lausanne dans le matériau (cuivre, zinc, béton ou tuile) [m^2]

5.2.3. Résultats des charges en métaux rejetées par les toits

Les résultats des charges de cuivre et de zinc rejetées par les toits par l'application des calculs du paragraphe précédent avec les taux de ruissellement trouvés sont synthétisés dans le tableau 20 ci-dessous.

Métal	**Type de toits**	**Charge$_{dépot_atmosphérique_déduite}$[kg/a]**	**Source des données utilisées pour le calcul**
Cu	Tuiles	436-1'334	Directive VSA, 2002
	Zinc	129	Göbel et al., 2007
		0.4	Robert-Sainte , 2009
	Cuivre	160-401	Directive VSA, 2002
		277	(Faller et al., 2001)
	Béton	17	Charters et al., 2016
Zn	Tuiles	0-821	Directive VSA, 2002
	Zinc	5'142	Göbel et al., 2007
		2'622	Robert-Sainte, 2009
		841-3'413	Directive VSA, 2002
	Cuivre	71	Göbel et al., 2007
		257	Charters et al., 2016
	Béton	0	Charters et al., 2016

Tableau 20- Charges estimées de cuivre et de zinc rejetées par les toits dans l'eau au niveau de la commune de Lausanne.

La répartition des résultats des charges de cuivre et de zinc rejetées par les toitures dans l'eau est représentée à l'aide des boxplots ci-dessous (Figure 16 et Figure 17).

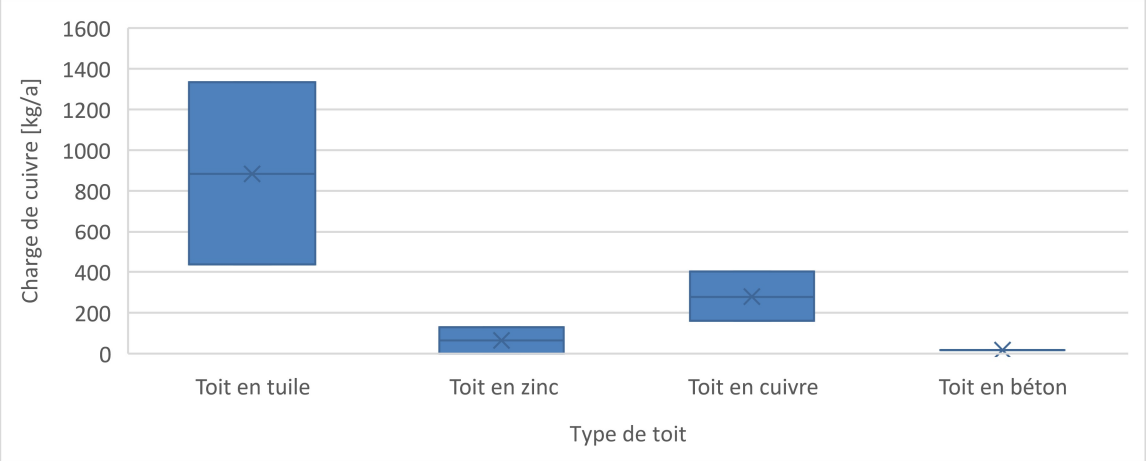


Figure 16- Charges de cuivre rejetées par les différents types de toits sélectionnés et présents dans la commune de Lausanne (dépositions atmosphériques déduites).

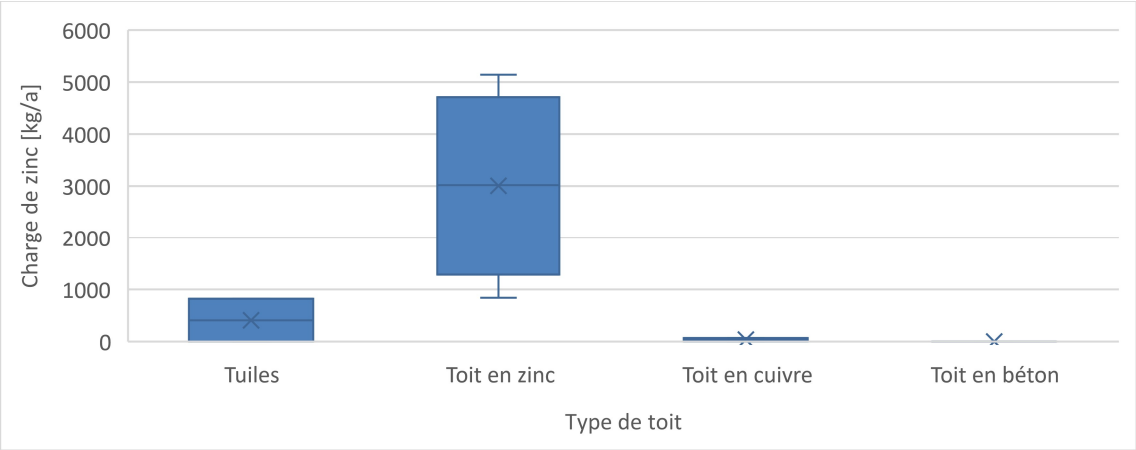


Figure 17- Charges de zinc rejetées par les différents types de toits sélectionnés et présents dans la commune de Lausanne (dépositions atmosphériques déduites).

Pour avoir la charge totale de cuivre et de zinc rejetée par les toits de la commune de Lausanne, les charges médianes de chaque type de toits sont additionnées. Ainsi, les charges totales de cuivre et de zinc rejetées par les toits dans la commune de Lausanne sont :

- Pour le cuivre estimé à 1'243 [613;1'880] kg/a
- Pour le zinc estimé à 3'875 [839;6'028] kg/a

5.2.3.1. Comparaison avec les résultats de l'étude de Chèvre et al., 2011

L'étude de Chèvre et al. de 2011 a estimé la charge de cuivre rejetée par les toits de la commune de Lausanne à 837 kg/a. Cette estimation est plus faible, mais dans les mêmes ordres de grandeur par rapport à celle calculée dans cette étude. Cette différence peut s'expliquer par la différence de calcul de la surface des différents types de toits à Lausanne. En effet, Chèvre et al., 2011 s'est basée sur l'estimation, pour la commune de Lausanne, que 90% des toits sont en tuiles avec des installations en cuivre (gouttières, bord des velux…), 7% sont des toits plats végétalisés ou en béton sans installations en cuivre et 3% sont des toits en cuivre. Ces estimations sont basées sur la base d'observations visuelles sur la commune de Lausanne. Or, dans ce travail, l'estimation de la surface des différents types de toit s'est basée sur une méthode de comptage de toits en tuiles, en cuivre, en zinc et en béton dans différentes zones sélectionnées au niveau de la commune de Lausanne.

5.2.4. Limites

Cette partie va mettre en lumière les différents facteurs pouvant influencer les quantités de métaux rejetées dans les eaux de ruissellement en provenance des toits.

Tout d'abord, des études ont montré que le taux de corrosion des toits, et donc le taux de rejet de métaux dans les eaux de ruissellement, dépend de plusieurs facteurs. Cela dépend notamment de la qualité de l'air (comme le taux de SO_2, d'oxyde d'azote, de l'humidité), de l'âge des tôles métalliques (Boller et Steiner, 2002), de leur exposition au vent (Galster et al., 2022), de la quantité de précipitations arrivant sur les surfaces (He et al., 2000), mais aussi de l'inclinaison et de la longueur du toit (Göbel et al., 2007). En effet, par exemple, si le toit est plus exposé au vent pendant une précipitation, le taux de ruissellement sera plus important et cela entrainera des concentrations plus importantes en métaux dans les eaux.

Concernant l'âge des toits, lors du vieillissement de ceux-ci, une patine se crée sur les toits en zinc et en cuivre en raison de l'oxydation de la toiture. Le développement d'une patine influence ainsi le taux de ruissellement du cuivre et du zinc. En effet, plusieurs études observent que l'âge du toit fait augmenter le taux de ruissellement du cuivre et du zinc (Reiss et al., 2004; He et a.l, 2001; Odnevall et al., 2001; He et al., 2000; Bertling et al., 2006). Une étude en Suisse a établi le même constat en mettant en avant que les moyennes du taux de ruissellement

du cuivre sur les toits de huit villes suisses après 1 et 4 ans sont respectivement de 0.69 g/m^2 et de 3.77 g/m^2. Les moyennes du taux de ruissellement du zinc sont observées, après 1 et 4 ans, à respectivement 4.56 g/m^2 et 13.61 g/m^2 (Reiss et al., 2004). Cependant, d'autres études font des constatations inverses, c'est-à-dire que les toits plus jeunes ont des taux de ruissellement de cuivre et de zinc plus élevés que les toits âgés (Pennington et Webster-Brown, 2008; Wallinder et al., 2002; Galster et al., 2022).

Finalement, les toits en cuivre et en zinc peuvent posséder des spécificités dans leur revêtement. En effet, ces toits peuvent être traités par des peintures qui peuvent être composées de zinc ou d'autres produits non métalliques. Ces peintures vont donc influencer les rejets en cuivre et en zinc, les diminuant dans les cas de recouvrement de peintures non métalliques (mais augmentant les rejets des constituants de la peinture). Ces spécificités ne sont pas considérées dans ce travail car l'estimation des traitements des toits par des peintures n'a pas été possible.

5.3. Gouttières

5.3.1. Données pour la détermination de la charge

5.3.1.1. Commune de Lausanne

Sur la commune de Lausanne, plusieurs formes de gouttières sont présentes sur les bâtiments. Les gouttières pendantes qui sont posées en dessous du toit sont les plus communes sur les maisons et les vieux bâtiments. Les tuyaux de descente des toits associés aux gouttières ne sont pas considérés dans ce travail, car leur rejet est difficilement estimable.

Sur la commune de Lausanne, les gouttières peuvent être composées de différents matériaux dont leurs proportions sont résumées ci-dessous (communication personnelle de INDUNI & CIE SA) :

- Zinc : 55%
- Cuivre : 25%
- Fonte (Alliage de fer et de carbone) : 15%
- Divers : 5%

5.3.1.2. Périmètre des façades des bâtiments existants

Pour calculer le périmètre des façades des bâtiments, l'outil de mesure de Google Maps est utilisé (exemple sur la Figure 18 ci-dessous). De plus, seules les façades ayant un vis-à-vis avec une rue sont considérées. En effet, seules ces façades peuvent être atteintes par des précipitations. Le calcul du périmètre des façades est déterminé à l'aide des bâtiments des trois zones sélectionnées précédemment pour les toits.

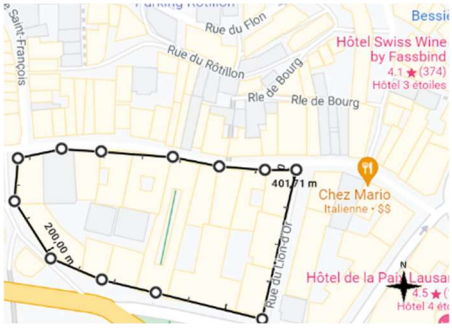


Figure 18- Exemple de mesure du périmètre d'une façade dans le centre-ville de Lausanne à l'aide de l'outil de mesure de Google Maps.

5.3.1.2.1. Calcul du périmètre des façades sur les zones sélectionnées

Ces calculs sont appliqués aux zones sélectionnées précédemment pour les toits comme l'illustrent les Figures 19 et 20.

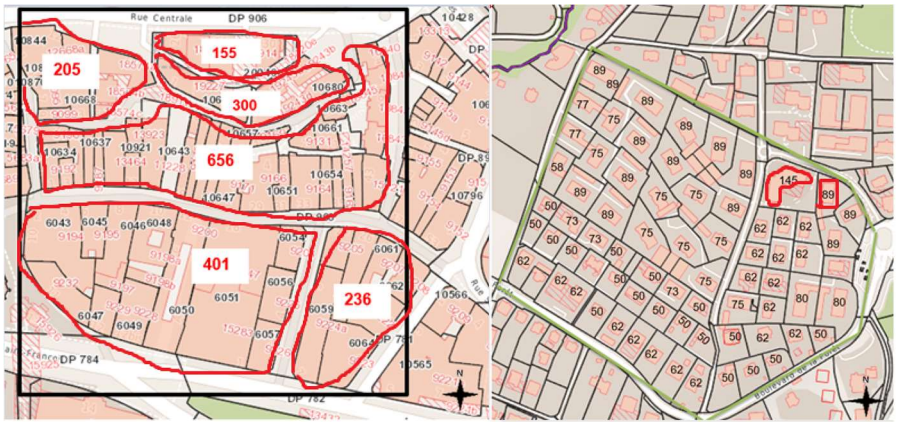


Figure 19- Périmètre mesuré des façades de chaque bâtiment en mètres (chiffre en rouge) des zones 1 et 2. Dans la zone 2, seuls 2 périmètres d'habitation sont représentés.

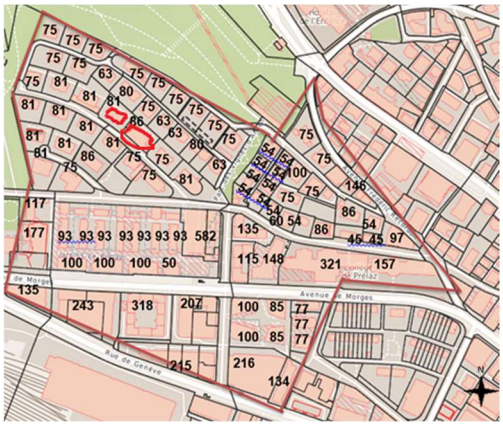


Figure 20- Périmètre mesuré des façades de chaque bâtiment en mètres de la zone 3.

La somme des périmètres des bâtiments dans les 3 zones considérées est effectuée et synthétisée dans le tableau 21.

Type	Périmètre des façades [m]
Zone 1 (centre-ville)	1'953
Zone 2 (hors centre-ville)	4'824
Zone 3 (hors centre-ville)	9'145
Somme Zone 2 et Zone 3 (hors centre-ville)	13'969

Tableau 21- Résumé des périmètres des façades des bâtiments déterminées dans ce travail.

Les périmètres mesurés pour le centre-ville et pour la zone hors centre-ville de la commune de Lausanne sont extrapolés aux surfaces réelles du centre-ville et de la zone hors du centre-ville de la commune de Lausanne qui sont données ci-dessous :

- La surface de la Zone 1 (centre-ville) est 33'510 m^2
- La somme des surfaces mesurées hors centre-ville (Zone 2 et Zone 3) est 246'231 m^2
- La surface du centre-ville de Lausanne est de 1'240'000 m^2
- La surface hors du centre-ville de Lausanne est de 20'560'000 m^2

Les résultats des périmètres des façades pour la commune de Lausanne sont présentés dans le tableau 22 ci-dessous.

Zone	Zone centre-ville	Zone hors centre-ville	Total
Périmètre des façades [m]	72'269	1'166'394	1'238'663

Tableau 22- Périmètre des façades des bâtiments dans les différentes zones extrapolées à toute la commune de Lausanne.

5.3.1.3. Surface

Il existe plusieurs formes de gouttières (carré, demi-ronde, ovoïde). Dans cette étude, toutes les gouttières sont considérées de forme demi-ronde, forme la plus commune sur les bâtiments de Lausanne. Pour calculer la surface d'une gouttière demi-ronde, le développé de la gouttière doit être choisi. Celui-ci dépend de la surface projetée du toit. Dans ce travail, le développé de 33 cm est choisi, ce qui correspond à des surfaces de toit projetées de plus de 80 m^2. Pour ce développé, les dimensions de la gouttière sont celles indiquées dans la figure 21 ci-dessous.

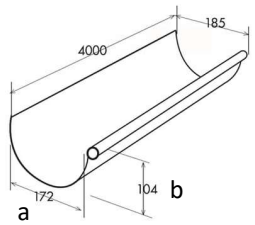


Figure 21- Dimension d'une gouttière d'un développé de 33 cm (Manomano.fr, 2023).

La gouttière n'est pas un demi-rond parfait, mais plutôt une demi-ellipse ainsi l'équation suivante est utilisée pour calculer le périmètre de la demi-ellipse.

$P=\frac{\pi\sqrt{2(a^2+b^2)}}{2}$ *Équation 6*

- P : Périmètre de la gouttière en demi-rond
- a : Longueur du premier rayon de la gouttière (17.2 cm)
- b : Longueur du deuxième rayon de l'ellipse de la gouttière (10.4 cm)

La longueur de l'arrondi de la gouttière en forme de demi-rond est 45 cm.
D'après la méthode de détermination du périmètre des façades de la commune de Lausanne expliquée dans le paragraphe 5.3.1.2, le périmètre total des façades de la commune de Lausanne est de 1'238'663 m.

La surface totale des gouttières dans la commune de Lausanne est de 552'788 m^2.

5.3.2. Taux de ruissellement

L'étude réalisée par Robert-Sainte en 2009 a permis de déterminer des concentrations de métaux dans les eaux de ruissellement des gouttières. En effet, des panneaux en plexiglass avec différents types de gouttières sont testés en extérieur à Paris pour mesurer ces taux de ruissellement. Le tableau 23 ci-dessous permet de résumer le taux de ruissellement des métaux sur les gouttières. Les dépositions atmosphériques sont comprises dans les charges estimées par les données de Robert-Sainte, 2009.

Métaux	**Type de Gouttière**	**Taux de ruissellement [kg/L]**
Cuivre	**Zinc**	3.15×10^{-9}
	Cuivre	7.2×10^{-7}
Zinc	**Zinc**	9.4×10^{-7}
	Cuivre	3.8×10^{-8}

Tableau 23- Flux annuels des métaux par les gouttières (Robert-Sainte , 2009).

5.3.3. Détermination des charges issues des gouttières des bâtiments

Les charges en cuivre et en zinc des gouttières sont déterminées à l'aide de l'équation suivante:

$I_{Gx} = Tr^* S_{G_L_x}^*\%_G^* P_{Lausanne}$ *Équation 7*

Avec:

- I_{Gx}: Charge du métal dans l'eau rejetée par les gouttières [kg/a]
- Tr : Taux de ruissellement du type de gouttière sélectionné [kg/L]
- $S_{G_L_x}$: Surface de gouttière dans la commune de Lausanne dans le matériau (cuivre, zinc) [m^2]
- $\%_G$: Proportion du type de gouttière sélectionné dans la commune de Lausanne
- $P_{Lausanne}$: Précipitations moyenne à Lausanne par an [L/(m^2·a]

5.3.4. Résultats des charges en métaux rejetées par les gouttières

Les résultats des charges de cuivre et de zinc rejetées par les gouttières par l'application des calculs du paragraphe précédent avec les taux de ruissellement trouvés sont synthétisés dans le tableau 24 ci-dessous.

Métaux	Type de Gouttière	Charge [kg/a]
Cuivre	**Zinc**	1.2
	Cuivre	129.4
Zinc	**Zinc**	371.5
	Cuivre	6.8

Tableau 24- Charges estimées de cuivre et de zinc rejetées par les gouttières dans l'eau au niveau de la commune de Lausanne (déposition atmosphérique déduite).

Les charges de métaux rejetées par les gouttières sont additionnées aux charges des toits.

5.3.5. Limites

L'estimation des proportions des matériaux des gouttières n'est pas réalisée selon une étude, mais basée sur l'expérience d'une entreprise suisse de construction INDUNI & CIE SA.

5.4. Charge totale des toits

La charge totale des toits correspond aux charges de métaux rejetées par les gouttières additionnées à celles des toits. Ainsi, les charges totales de cuivre et de zinc rejetées par les toits et les gouttières dans la commune de Lausanne sont :

- Pour le cuivre estimé à 1'962 [742;3'189] kg/a
- Pour le zinc estimé à 5'132 [2'857;7'329] kg/a.

5.5. Les façades des bâtiments

5.5.1. Données pour la détermination de la charge

5.5.1.1. Matériaux du béton

Sur la commune de Lausanne, la majorité des bâtiments a des façades en béton. Pour ce travail, l'hypothèse est donc que toutes les façades sont en béton. La comparaison entre les concentrations des eaux de ruissellement issues de béton " ordinaire " et de béton contenant des sables de mâchefers sera menée dans cette étude.
D'après Australp SARL, uniquement 25% des façades sont directement au contact de la pluie c'est-à-dire que ces façades ne sont pas enduites de crépis. Lorsque du béton est recouvert de crépis, celui-ci joue le rôle d'isolant empêchant ainsi que les précipitations n'atteignent le béton. Les polluants retrouvés dans les eaux de ruissellement des façades en béton recouvert de crépis proviennent donc principalement de ce dernier et il est considéré qu'aucun polluant ne provient du béton.

5.5.1.2. Commune de Lausanne

Sur la commune de Lausanne, dans le district du centre, les habitations sont majoritairement en moyenne de 4 étages (appartement-maison) ou de 5-6 étages (immeubles). Un étage fait 3 mètres (SIA EPFL, communication personnelle : Dettling Péléraux, architecte). Le tableau 25 permet de résumer la proportion des bâtiments présents à Lausanne.

Type de bâtiment	Nombre	Pourcentage [%]	Etage	Hauteur [m]
Maison individuelle	2'177	24	2	6
Maison à plusieurs logements	4'184	46.2.4	4	12
Bâtiment d'habitation avec usage annexe	2'181	24	5-6	15-18
Bâtiment partiellement à usage d'habitation	510	5.6	6	18

Tableau 25- Proportion des différents types de bâtiments à Lausanne d'après l'OFS en 2021 (OFS, Statistiques des villes suisses 2023, Bâtiments, 2022) et de leur hauteur moyenne estimée. Les "bâtiments d'habitation avec usage annexe" comprennent par exemple les maisons d'habitation avec locaux artisanaux, fermes ou autres. Les "bâtiments partiellement à usage d'habitation" comprennent par exemple les bâtiments administratifs ou écoles avec logement pour le concierge, mais aussi des hôtels, des hôpitaux, des homes, etc.

D'après l'Office fédéral des statistiques, en moyenne sur dix ans, 48 nouveaux bâtiments de logement sont construits sur la commune de Lausanne chaque année.
Dans cette étude, ces nouveaux bâtiments sont supposés être construits en béton. Pour comparaison, au total, environ 9'000 bâtiments sont recensés dans la commune de Lausanne en 2021 (OFS, Catégorie de bâtiment, 2021))

5.5.1.3. Périmètre des nouveaux bâtiments construits

Pour connaître les dimensions moyennes d'un bâtiment à Lausanne, les zones hors du centre-ville sélectionnées précédemment (voir paragraphe 5.3.1.2) pour connaitre le périmètre des bâtiments de Lausanne sont utilisées. En effet, les nouveaux bâtiments sont plus fréquemment construits dans les zones d'habitation hors du centre-ville. D'après l'observation du périmètre de chaque bâtiment des zones 2 et 3 (cf Figures 19 et 20), le périmètre moyen calculé d'un bâtiment sur la commune de Lausanne est de 83 mètres.

5.5.1.4. Détermination de la surface des façades

La mesure du périmètre des façades des bâtiments est utilisée pour calculer la surface des façades de la commune de Lausanne. Ainsi, comme abordé précédemment, le périmètre moyen d'un bâtiment nouveau est de 83 m.

En moyenne, sur la commune de Lausanne, les bâtiments mesurent de 12 (4 étages) (h_{f_12}) à 18 mètres (6 étages) (h_{f_18}). Ainsi, dans ce travail, la hauteur de 16 mètres est considérée. Le calcul suivant permet de déterminer la surface des façades :

$S_f = L_f * h_{f_X}$ *Équation 8*

La surface de façade d'un nouveau bâtiment à Lausanne est estimée à 1'328 m^2.

5.5.1.5. Volume des bâtiments

D'après plusieurs sites de construction, l'épaisseur d'un mur porteur est de 15 cm de béton (Habitat, Les murs porteurs, 2022; Tout sur le béton, 2022). De plus, comme l'eau pénètre jusqu'à 2 cm dans le béton après 25 ans (Communication personnelle de M.Wülser, 2023), une épaisseur de façade lixiviée de 2 cm sera considérée pour estimer le rejet des charges. L'équation suivante est appliquée pour calculer le volume de béton nécessaire pour construire un bâtiment.

Volume = Surface * Epaisseur *Équation 9*

- Volume : Volume des murs des façades d'un bâtiment [m^3]
- Surface: Surface moyenne d'un bâtiment de la commune de Lausanne [m^2]
- Epaisseur : Epaisseur d'un mur porteur [m]

5.5.1.5.1. Nouveaux bâtiments

En considérant que 48 bâtiments sont construits chaque année sur la commune de Lausanne et que la surface de façade d'un nouveau bâtiment à Lausanne est estimée à 1'328 m^2, cela implique qu'environ 64'000 m^2 de surface de façade sont créées chaque année par ces nouveaux bâtiments. Comme la profondeur de pénétration de l'eau sur un mur en béton est d'environ 2 cm après 25 ans (Communication personnelle de M. Wülser, 2023), il faut donc un volume de 1'275 m^3 pour obtenir la partie exposée des façades des bâtiments existants sur la commune de Lausanne. Comme 1 m^3 de béton "ordinaire" correspond à environ 2'300 kg, par conséquent, 2'932 tonnes de béton des façades des nouveaux bâtiments seront exposées aux précipitations. De plus, les hypothèses que les fenêtres prennent environ 20% de la façade et qu'uniquement 25% des façades sont considérées comme directement au contact de la pluie (sans crépi) sont posées. Ainsi en considérant ces diverses hypothèses, 586 tonnes de béton des façades sans crépi des 48 nouveaux bâtiments seront exposées aux précipitations.

Pour les nouveaux bâtiments, deux scénarios sont alors considérés :

- Les bâtiments sont en béton "ordinaire" (REF),
- Les bâtiments sont en béton contenant des sables de mâchefers (SM).

En considérant que le sable de mâchefers correspondrait à 30% de la masse du béton (Communication personnelle de M. Wülser), sur les 17'593 t/a de béton utilisées actuellement dans la construction des façades des nouveaux bâtiments de la commune de Lausanne, 5'278 t/a de sable de mâchefers serait alors utilisé dans la fabrication du béton.

Pour comparaison, en considérant que les mâchefers produits par chaque commune sont utilisés dans celle-ci, que Tridel SA a produit, en 2021, 34'473 tonnes de mâchefer et que 20% des mâchefers de Tridel SA proviennent de la commune de Lausanne, alors 4'137 t/a de sable de mâchefers pourraient être produites par la commune de Lausanne. Ainsi, la totalité du sable produit par la commune de Lausanne pourrait être utilisée dans les façades des 48 nouveaux bâtiments, certains bâtiments pouvant même avoir une plus faible fraction de sable de mâchefers dans leur béton.

5.5.1.6. Taux de lixiviation en métaux des façades

Les résultats du test de lixiviation dynamique de 2022 sur un bloc de béton "ordinaire" (référence) et sur un bloc de béton contenant 30 % de sables de mâchefers, pour les trois métaux, sont regroupés dans le tableau 26 ci-dessous.

Type	Métaux	Année									
-	-	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
REF	Cu	91	13	3	1	0	0	0	0	0	0
SM	Cu	215	25	6	2	0	0	0	0	0	0
REF	Zn	366	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SM	Zn	321	77	19	5	1	0	0	0	0	0
REF	Sb	12	4	3	2	2	1	1	1	1	0
SM	Sb	168	80	40	20	10	5	3	1	1	0

Tableau 26- Evolution du taux de lixiviation en µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$/a de cuivre, de zinc et d'antimoine rejetées par le béton "ordinaire" (REF) et par le béton avec des sables de mâchefers (SM) sur dix ans.

Le tableau 26 ci-dessus permet d'observer que pour le béton "ordinaire" et le béton avec du sable de mâchefers, à partir de la cinquième année, il n'y a plus de lixiviation du cuivre. Les taux de lixiviation du béton avec du sable de mâchefers sont plus importants que pour le béton "ordinaire".
Pour le zinc, pour le béton "ordinaire" à partir de la deuxième année et pour le béton de sable de mâchefers à partir de la sixième année, il n'y a plus de lixiviation. Les taux de lixiviation du béton avec du sable de mâchefers sont également plus importants que pour le béton "ordinaire".
Finalement, pour l'antimoine, pour le béton "ordinaire" et le béton avec du sable de mâchefers, à partir de la dixième année, il n'y a plus de lixiviation. Les taux de lixiviation du béton avec du sable de mâchefers sont également plus importants que pour le béton "ordinaire".

Comme on le verra plus bas dans les tableaux 27 à 29, en cas d'utilisation régulière de sable de mâchefers dans les façades, il y a une augmentation régulière de la charge en métaux, puisque 48 bâtiments sont construits la première année; 48 de plus, soit un total de 96, la deuxième, etc. Cependant comme il n'y a plus de lixiviation après quelques années (dix au maximum pour l'antimoine), les charges en métaux se stabilisent au plus tard au bout de dix ans. Toutes les années qui suivent présentent alors les mêmes charges car le taux de lixiviation maximal est stabilisé. Ainsi dans cette étude, on considère pour comparer avec les autres sources de métaux non pas la situation de la première année, mais celle d'une année stabilisée après dix ans d'utilisation du béton "ordinaire" et du béton avec sable de mâchefers.

Les façades des bâtiments existants de la commune de Lausanne sont supposées être constituées de béton "ordinaire" tandis que les façades des nouveaux bâtiments qui seront construits dans le futur sur la commune de Lausanne sont supposées être constituées de béton "ordinaire" ou de béton contenant des sables de mâchefer.

Pour les bâtiments existants, soit environ 9'000 au total, comme il n'est pas possible de déterminer l'ancienneté de l'ensemble des bâtiments, il est supposé qu'il y a également eu 480 bâtiments construits dans les dix dernières années et que par seul 288 (48x4) émettent actuellement du cuivre, 48 émettent actuellement du zinc et 432 (48x9) émettent actuellement de l'antimoine (voir tableaux 27 à 29). Ces bâtiments vont donc avoir le même taux de lixiviation que les nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" qui seront construits dans le futur.

Le tableau 27 ci-dessous permet de montrer l'évolution des taux de lixiviation du cuivre du béton "ordinaire" et du béton avec du sable de mâchefers pour les nouveaux bâtiments en fonction de l'âge de construction des bâtiments lors d'une année stabilisée.

Age de construction des bâtiments	Taux de lixiviation du béton en sable de mâchefer pour l'année stabilisée [µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$]	Taux de lixiviation du béton "ordinaire" pour l'année stabilisée [µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$]	Nombre bâtiments	Masse de béton exposé au précipitation [t]
≥ 5	0	0	X	X
4	2	1	48	586
3	6	3	48	586
2	25	13	48	586
1	215	91	48	586

Tableau 27- Evolution du taux de lixiviation en cuivre des façades en béton "ordinaire" et en sable de mâchefer en fonction de l'âge de construction des bâtiments lors d'une année stabilisée. "X" correspond à 8'712 (9'000-288) ou 106'439 tonnes de béton pour les bâtiments existants dans la commune de Lausanne et "X" correspond à 288 (48x6) ou 3'519 tonnes de béton pour les nouveaux bâtiments construits dans le futur.

Le tableau 28 ci-dessous permet de montrer l'évolution des taux de lixiviation du zinc du béton "ordinaire" et du béton avec du sable de mâchefers pour les nouveaux bâtiments en fonction de l'âge de construction des bâtiments lors d'une année stabilisée.

Age de construction des bâtiments	Taux de lixiviation du béton en sable de mâchefer pour l'année stabilisée [µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$]	Taux de lixiviation du béton "ordinaire" pour l'année stabilisée [µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$]	Nombre bâtiments	Masse de béton exposé au précipitation [t]
≥ 6	0	0	X	X
5	1	0	48	586
4	5	0	48	586
3	19	0	48	586
2	77	0	48	586
1	321	366	48	586

Tableau 28- Evolution du taux de lixiviation en zinc des façades en béton "ordinaire" et en sable de mâchefer en fonction de l'âge de construction des bâtiments lors d'une année stabilisée. "X" correspond à 8'760 (9'000-240) ou 107'026 tonnes de béton pour les bâtiments existants dans la commune de Lausanne et "X" correspond à 240 (48x5) ou 2'932 tonnes de béton pour les nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" ou en béton avec du sable de mâchefer construits dans le futur.

Le tableau 29 ci-dessous permet de montrer l'évolution des taux de lixiviation de l'antimoine du béton "ordinaire" et du béton avec du sable de mâchefers pour les nouveaux bâtiments en fonction de l'âge de construction des bâtiments lors d'une année stabilisée.

Âge de construction des bâtiments	**Taux de lixiviation du béton en sable de mâchefer pour l'année stabilisée [µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$]**	**Taux de lixiviation du béton "ordinaire" pour l'année stabilisée [µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$]**	**Nombre bâtiments**	**Masse de béton exposé au précipitation [t]**
10	0	0	X	X
9	1	1	48	586
8	1	1	48	586
7	3	1	48	586
6	5	11	48	586
5	10	2	48	586
4	20	2	48	586
3	40	3	48	586
2	80	4	48	586
1	168	12	48	586

Tableau 29- Evolution du taux de lixiviation en antimoine des façades en béton "ordinaire" et en sable de mâchefer en fonction de l'âge de construction des bâtiments lors d'une année stabilisée. . "X" correspond à 8'952 (9'000-48) ou 109'958 tonnes de béton pour les bâtiments existants dans la commune de Lausanne et "X" correspond à 48 ou 586 tonnes de béton pour les nouveaux bâtiments construits dans le futur qui ne lixivient plus.

5.5.2. Détermination des charges issues des façades des bâtiments

Les charges en cuivre, zinc et antimoine des façades sont déterminées à l'aide de l'équation suivante :

$$I_{façade} = \sum_i Tlixiviation, i \ * \ Tbéton_{exposé}, i \quad \text{Équation 10}$$

Avec :

- $I_{façade}$: Charge en métaux des façades des bâtiments existants [kg/a]
- i : Age de construction des bâtiments
- $T_{lixiviation}$: Taux de lixiviation pour une année stabilisée [µg/$t_{béton_exposé_précipitations}$/a]
- $Tbéton_{exposé}$: Masse de béton nécessaire à la fabrication des nouveaux bâtiments ou bâtiments existants exposée aux précipitations sur la commune de Lausanne [$t_{béton_exposé_précipitations}$]

5.5.3. Résultats des charges en métaux rejetées par les façades

Les résultats des charges en cuivre, zinc et antimoine rejetées par les façades des nouveaux bâtiments et des bâtiments existants sont synthétisés, respectivement, dans les tableaux 30, 31 et 32 ci-dessous.

Type de façade	Charge Cu [kg/a]
Bâtiments existants avec béton "ordinaire"	0.000063
Nouveaux bâtiments avec béton "ordinaire"	0.000063
Nouveaux bâtiments avec béton en sable de mâchefer	0.00015

Tableau 30- Charges annuelles estimées de cuivre rejetées par les façades des bâtiments existants et de nouveaux bâtiments de la commune de Lausanne contenant soit du béton " ordinaire " soit du béton avec des sables de mâchefers.

Type de façade	Charge Zn [kg/a]
Bâtiments existants avec béton "ordinaire"	0.00022
Nouveaux bâtiments avec béton "ordinaire"	0.00022
Nouveaux bâtiments avec béton en sable de mâchefers	0.00025

Tableau 31- Charges annuelles estimées de zinc rejetées par les façades des bâtiments existants et de nouveaux bâtiments de la commune de Lausanne contenant soit du béton " ordinaire " soit du béton avec des sables de mâchefer.

Type de façade	Charge Sb [kg/a]
Bâtiments existants avec béton "ordinaire"	0.000016
Nouveaux bâtiments avec béton "ordinaire"	0.000016
Nouveaux bâtiments avec béton en sable de mâchefer	0.00019

Tableau 32- Charges annuelles estimées d'antimoine rejetées par les façades des bâtiments existants et de nouveaux bâtiments de la commune de Lausanne contenant soit du béton " ordinaire " soit du béton avec des sables de mâchefer.

5.5.3.1. Comparaison entre les deux scénarios

Les tableaux 30, 31 et 32 permettent d'observer que les charges rejetées par les façades des nouveaux bâtiments contenant des sables de mâchefers sont plus importantes pour le cuivre, le zinc et l'antimoine par rapport aux façades en béton "ordinaire ". Ces augmentations entre les deux scénarios peuvent être résumées comme suit :

- Pour le cuivre : + 0.000082 kg/a → +130%
- Pour le zinc: + 0.000033 kg/a → +15.6%
- Pour l'antimoine: + 0.00018 kg/a → +1'115%

Ainsi, les augmentations des charges de cuivre, de zinc et surtout d'antimoines provenant des façades en béton avec du sable de mâchefer sont importantes par rapport aux charges de métaux rejetées par des façades en béton "ordinaire". Cependant, les valeurs des charges mesurées restent faibles.

5.5.3.2. Comparaison avec les résultats de l'étude de Chèvre et al., 2011

Le travail de master de Guignard de 2008 a estimé que la charge de cuivre rejetée par les façades de la commune de Lausanne est de 0.04 kg/a. Cette estimation est plus élevée que celle de cette étude (0.000063 kg/a). Ceci peut s'expliquer par l'utilisation d'une méthode différente pour calculer la charge. En effet, dans ce travail, le taux de lixiviation du béton "ordinaire" maximale provient d'une étude expérimentale de 2022 réalisée par Australp SARL. Ce taux est en µg/t de béton exposé aux précipitations et ce taux évolue en fonction de l'âge des bâtiments. De plus, 192 (48x 4) bâtiments existants rejettent encore du cuivre dans cette étude. Cependant, dans l'article de Chèvre et al., 2011, le taux de ruissellement moyen est en $\mu g/m^2/a$ pour plusieurs types de façades (béton, bois, métal, brique, vinyle) et il n'est pas évolutif en fonction de l'âge des bâtiments. De plus, l'ensemble du bâti de Lausanne a été considéré dans le calcul et comme émettant toujours du cuivre.

5.5.3.3. Déposition atmosphérique

Etant donné que les études des rejets en métaux des façades sont effectuées en laboratoire, il n'est pas nécessaire de soustraire les dépositions atmosphériques aux rejets des façades.

5.5.4. Limites

L'étude de Australp SARL a effectué des tests avec de l'eau à ph=7 ce qui n'est pas complétement représentatif de la pluie qui a un ph plus acide (ph=5-6).

De plus, les nouveaux bâtiments construits chaque année à Lausanne représentent uniquement les bâtiments correspondant à des logements. Le nombre de nouveaux bâtiments est donc sous-estimé par rapport à l'ensemble des nouveaux bâtiments construits chaque année sur la commune de Lausanne.

5.6. Scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer pour les charges des façades

Dans le cas maximal, l'ensemble du sable de mâchefers produit par Tridel SA est supposé être utilisé dans la fabrication de façades de nouveaux bâtiments de la commune de Lausanne. Avec une production de 34'473 t/a de mâchefer en 2021, 20'684 t/a de sable de mâchefers est produit.

Ce sable permet de produire 13'789 t/a de béton pour construire des façades exposées aux précipitations. Pour comparaison, ce volume de béton correspond à la construction de 226 nouveaux bâtiments par an sur la commune de Lausanne.

5.6.1. Résultats des charges des façades du cuivre, du zinc et de l'antimoine

Les résultats de l'estimation des charges de cuivre, de zinc et d'antimoine provenant des façades, dans le cas où l'ensemble du sable de mâchefers produit par Tridel SA sur la commune de Lausanne est utilisé, sont résumés respectivement dans les tableau 33 à 35 ci-dessous.

Type de façade	Charge Cu [kg/a]
Nouveaux bâtiments avec béton "ordinaire"	0.0015
Nouveaux bâtiments avec béton en sable de mâchefer	0.0034

Tableau 33- Charges annuelles estimées de cuivre rejetées par les façades des bâtiments existants et de nouveaux bâtiments de la commune de Lausanne contenant soit du béton " ordinaire " soit du béton avec des sables de mâchefer.

Type de façade	Charge Zn [kg/a]
Nouveaux bâtiments avec béton "ordinaire"	0.005
Nouveaux bâtiments avec béton en sable de mâchefer	0.0058

Tableau 34- Charges annuelles estimées de zinc rejetées par les façades des bâtiments existants et de nouveaux bâtiments de la commune de Lausanne contenant soit du béton " ordinaire " soit du béton avec des sables de mâchefer.

Type de façade	Charge [kg/a]
Nouveaux bâtiments avec béton "ordinaire"	0.00037
Nouveaux bâtiments avec béton en sable de mâchefer	0.0045

Tableau 35- Charges annuelles estimées d'antimoine rejetées par les façades des bâtiments existants et de nouveaux bâtiments de la commune de Lausanne contenant soit du béton " ordinaire " soit du béton avec des sables de mâchefer.

5.6.2. Comparaison entre les deux scénarios

Les tableaux 33, 34 et 35 permettent d'observer que les charges rejetées par les façades des nouveaux bâtiments contenant des sables de mâchefers sont plus importantes pour le cuivre, le zinc et l'antimoine par rapport aux façades en béton "ordinaire ". Ces augmentations entre les deux scénarios peuvent être résumées comme suit :

- Pour le cuivre : + 0.0019 kg/a → +130%
- Pour le zinc: + 0.00079 kg/a → +15.6%
- Pour l'antimoine: + 0.004 kg/a → +1'115%

Ainsi, les augmentations des charges de cuivre, de zinc et surtout d'antimoine provenant des façades en béton avec du sable de mâchefers sont importantes par rapport aux charges de métaux rejetées par des façades en béton "ordinaire". Cependant, les valeurs des charges mesurées restent faibles.

5.7. Limites générales et perspectives concernant les rejets en métaux des bâtiments

Les zones sélectionnées sur la commune de Lausanne ne sont pas forcément représentatives de l'ensemble de la commune de Lausanne. Un échantillonnage plus détaillé permettrait d'étendre la représentativité des bâtiments de la commune de Lausanne.

Les concentrations de métaux dans les eaux de ruissellement utilisés dans ce travail sont des taux médians. Cependant, lors des premiers instants de précipitations (phénomène appelé "first flush"), des concentrations plus élevées en métaux sont observées (Galster et Helmreich, 2022; He et al., 2000).

Finalement, des systèmes SQID peuvent être mis en place pour améliorer la qualité des eaux de ruissellement (Galster et Helmreich, 2002). Les SQID sont des rigoles d'infiltration végétalisées, c'est-à-dire des dispositifs techniques d'amélioration de la qualité des eaux pluviales. Cependant, d'après la section assainissement urbain de la division de la protection des eaux du canton de Vaud (Communication personnelle avec M. Poget, 2022), ces systèmes ne sont pas encore utilisés actuellement dans le canton de Vaud.

6. Trafic automobile

6.1. Contexte

Les plaquettes de freins, les huiles de moteur et les pneus des véhicules contiennent du cuivre et représentent donc une source de cet élément dans l'environnement. En effet, le frottement des freins, dont le cuivre est utilisé comme alliage dans leur garniture, des pièces mobiles du moteur et des pneus sur le bitume entraine une libération de cet élément métallique dans l'environnement (Davis et al.,2001).

De la même manière, les pneus et les freins sont constitués d'une partie de zinc et d'antimoine, ce qui représente une source de ces métaux dans l'environnement (CASQA, 2015). En effet, chaque pneu peut contenir de 1 à 2% de zinc d'après Masset, 2021. De plus, du zinc est ajouté dans les huiles de moteur et il est également présent dans le diesel (Sörme et Lagerkvist, 2002). L'antimoine est retrouvé dans les freins, car il est utilisé comme alliage dans leur garniture.

Actuellement, des projets de traitements des eaux routières autour d'axes routiers particulièrement polluants comme le système d'évacuation et de traitement des eaux de chaussée (SETEC) sont en expérimentation sur certains axes routiers très fréquentés (Communication avec M. Poget de la section assainissement urbain de la division de la protection des eaux du canton de Vaud), mais aucun dispositif n'a été mis en place lors de ces dix dernières années.

Les conditions d'expérimentation des études choisies, lorsqu'elles sont disponibles, sont importantes dans ce chapitre. En effet, par exemple, lorsque les études concernent des expériences en extérieur, les données des métaux prennent également en considération les dépôts atmosphériques (secs et humides).

6.2. Données pour la détermination de la charge

Seules les données concernant les véhicules dits "légers" (véhicules de particuliers) sont sélectionnées. Ainsi, les véhicules lourds comme les camions ou les camping-cars ne sont pas pris en compte dans cette étude car la proportion de ces véhicules lourds qui circulent sur les routes durant une journée est difficilement estimable.

6.2.1. Distances parcourues par les véhicules particuliers

D'après l'OFS, 2020, la commune de Lausanne cumule une longueur totale de réseau de routes de 347 kilomètres (total des routes ouvertes aux véhicules sans les routes nationales, c'est-à-dire les autoroutes). La route nationale sur la commune de Lausanne mesurant environ 3 km, elle peut donc être additionnée au total des routes motorisées. Ainsi la longueur des routes motorisées de la commune de Lausanne ($R_{Lausanne}$) est de 350 kilomètres.

6.2.1.1. Trafic automobile sur la commune de Lausanne

D'après les données sur la mobilité de 2020 (Ville de Lausanne, Observatoire de la mobilité, 2020), 224'600 véhicules par jour sont comptabilisés dans le couloir Lausannois illustré par la Figure 22 ci-dessous.

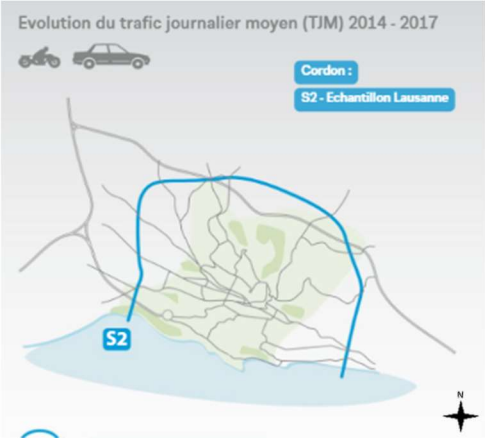


Figure 22- Schéma du couloir Lausannois (S2) qui est considéré pour comptabiliser le trafic journalier moyen entre 2014 et 2017 dans la commune de Lausanne.

En utilisant la longueur totale des routes de la commune de Lausanne, 76'364'000 kilomètres seraient parcourus par jour par l'ensemble des véhicules, ainsi 2.78 x 10^{10} kilomètres seraient parcourus par an par l'ensemble des véhicules. Ce résultat semble surestimé. En effet, si le total de kilomètre de route de la commune de Lausanne est utilisé, cela supposerait que chaque voiture a circulé sur l'ensemble du réseau routier de Lausanne. Ceci n'est pas possible et donc s'éloigne de la réalité.

6.2.1.2. Distances parcourues sur la commune de Lausanne par un véhicule

Une solution pour éviter cette surestimation évoquée ci-dessus est de considérer uniquement les routes très fréquentées de Lausanne. Ces dernières correspondent aux routes cantonales et à la route nationale traversant la commune de Lausanne. Les longueurs de ces routes sont déterminées grâce à l'outil de mesure Google Maps (Figures 23 et 24).

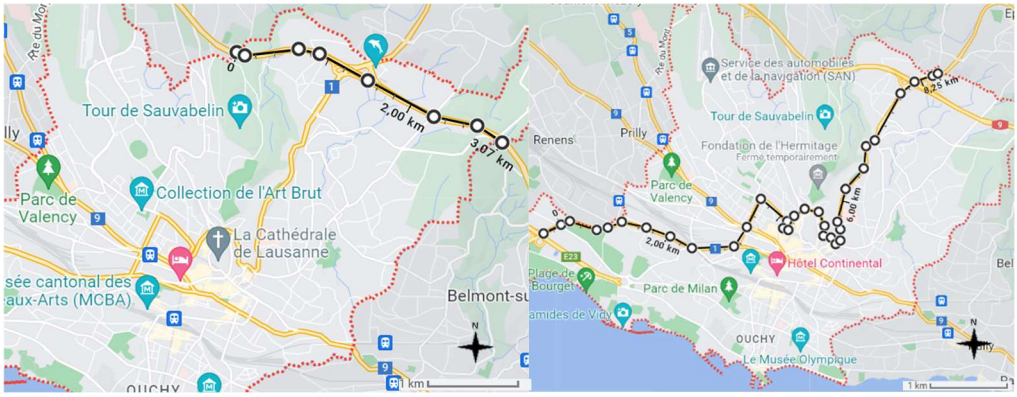


Figure 23- Route nationale "9" (3.1 km) (à gauche) et route cantonale "1" (8.3 km) (à droite).

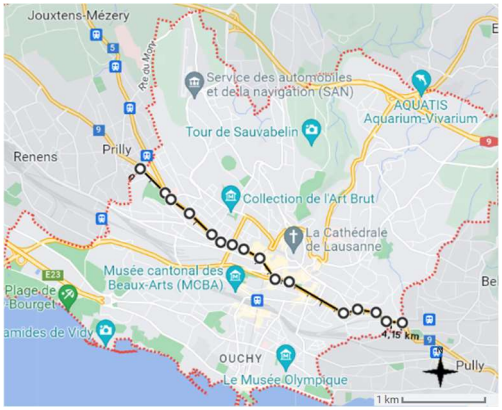


Figure 24- Route cantonale "9" (4.2 km).

Les véhicules sont considérés comme pendulaires (faisant un aller et un retour), ainsi, la distance de chaque route mesurée est multipliée par deux. En moyenne, le trajet pendulaire correspond donc à 10.4 kilomètres ($L_{routes_cantonales}$).

6.2.1.3. Distances parcourues sur la commune de Lausanne par l'ensemble des véhicules

En comptabilisant 224'600 véhicules par jour et une distance parcourue par jour par un véhicule de 10.4 kilomètres, la distance parcourue par les véhicules sur la commune de Lausanne par année est de 852'581'600 kilomètres ($K_{routes_cantonales}$).

Etant donné que la largeur moyenne d'une chaussée est de 5.50 mètres en double sens et de 3.50 mètres en sens unique selon le rapport municipal du Mont-sur-Lausanne qui suit l'ordonnance sur les règles de la sécurité routière (OCR), en considérant qu'un tiers des routes sont des sens uniques et deux tiers sont des routes en double sens, la largeur de la chaussée des routes est donc de 4.8 mètres. En approximant la surface des routes de la commune de Lausanne (350 km) par l'aire d'un rectangle ($A_R_{Lausanne}$), la surface des routes de Lausanne correspond donc à 1.68 km^2 ($S_{route_Lausanne}$).

6.2.2. Données sur la composition des métaux cuivre, zinc et antimoine présents dans les différents éléments d'un véhicule

6.2.2.1. Les pneus

Les proportions de cuivre, de zinc et d'antimoine par rapport à l'ensemble des métaux présents dans les pneus sont présentées dans le tableau 36 ci-dessous.

Type	Métal	Proportion[%]	Sources
Pneu	Cu	0.86	Mc Kenzie et al., 2009[21]
	Zn	13.5	Mc Kenzie et al., 2009
	Sb	6.0×10^{-5}	Mc Kenzie et al., 2009

Tableau 36- Proportion des métaux (Cu, Zn, Sb) par rapport à l'ensemble des métaux présents dans les pneus des voitures.

D'après Hildemann et al., 1991, la proportion de zinc dans les pneus est de 1% de la masse du pneu. Ainsi, pour déterminer la proportion du cuivre et de l'antimoine, les proportions de cuivre, de zinc et d'antimoine par rapport à l'ensemble des métaux (cf tableau 36) sont utilisés. Les proportions obtenues sont présentées dans le tableau 37 ci-dessous.

Type	Métal	Proportion[%]	Sources
Pneu	Cu	0.064	-
	Zn	1	Hildemann et al., 1991
	Sb	4.4×10^{-6}	-

Tableau 37- Proportion des métaux (Cu, Zn, Sb) par rapport à l'ensemble de la masse d'un pneu.

[21] Les freins et pneus sont prélevés dans un centre de services en Californie puis mis dans une solution tamponnée ph=5 sans métal pour simuler l'eau qui atteint la voiture sur la route. Moyenne arithmétique.

6.2.2.2. Les freins

Ainsi, les proportions moyennes en cuivre, en zinc et en antimoine dans les freins sont présentées dans le tableau 38 ci-dessous.

Type	Métal	Proportion [%]	Sources
Frein	Cu	10	Hulskotte et al.,2007
	Zn	1.5	(Rauterberg-Wulff, 1998)[22]
	Sb	4	Uexküll et al., 2005[23]

Tableau 38- Proportion des métaux (Cu, Zn, Sb) par rapport à l'ensemble d'un frein des voitures.

Dans l'étude consultée de Westerlund 2001, les compositions des freins indiqués sont différentes du tableau 38. Ainsi pour cette étude, les concentrations en métaux des freins des voitures sont utilisées et illustrées dans le tableau 39 ci-dessous.

Frein	Métal	Concentration	Unité	Source
Avant	Cu	87'000	mg/kg	Westerlund 2001
	Zn	10'381	mg/kg	
Arrière	Cu	65'000	mg/kg	
	Zn	11'847	mg/kg	

Tableau 39- Concentrations en métaux dans les freins déterminées dans l'étude Westerlund, 2001. Lorsque la couleur orange sera indiquée dans le tableau 42, il faudra se référer à ce tableau pour la composition des freins en cuivre et en zinc.

6.2.2.3. L'huile de moteur

Pour déterminer la composition en métaux des huiles de moteur, les études se basent sur des analyses d'huile usée. La composition en cuivre et en zinc dans l'huile de moteur est présentée dans le tableau 40 ci-dessous.

	Métal	Concentration	Unité	Source	Lieux
Huile de moteur	Cu	1	mg/kg	Sörme et Lagerkvist, 2002[24]	Suède et autres
		8	mg/kg	Denier van der gon et al., 2007[25]	Pays-Bas
		1.45	mg/L	Burkhardt et al., 2005[26]	Allemagne
	Zn	800-1'400	mg/kg	Sörme et Lagerkvist, 2002	Suède et autres
		0.85	mg/L	Burkhardt et al., 2005	Allemagne

Tableau 40- Composition en métaux Cu, Zn, Sb dans l'huile de moteur.

[22] Référence pas trouvée. Référence secondaire : Hillenbrand et al., 2005. Déterminé à partir de l'analyse de 21 plaquettes de freins de fabricants différents.

[23] Mesurée dans trois freins.

[24] "Aucune mesure n'est réalisée pour cette étude: toutes les données sont collectées de différents types de littérature et de communication personnelle." Traduit de l'anglais (Sörme et Lagerkvist, 2002).

[26] Données provenant de Spielmann et al., 2004, dont l'étude a utilisé des données d'autres sources analysées dans l'huile de diesel.

6.2.3. Données des rejets en métaux par les pneus

Les rejets en cuivre, zinc et antimoine par les pneus sont présentés dans le tableau 41 ci-dessous. Lorsque le rejet par les pneus est indiqué pour les trois métaux (cuivre, zinc et antimoine) dans le tableau 41, cela signifie que les données concernent les rejets globaux de la matière composant un pneu. Ainsi, pour déterminer le rejet spécifique de chaque métal, il faudra appliquer la composition en métal indiquée par la composition générale en métaux des pneus (Tableau 37).

	Métal	Rejets	Unité	Source	Lieux
Pneu	Zn	420	mg/(m²·a)	Blok, 2005[27]	Pays-Bas (E)
		1.53	mg/km	Blok, 2005	Pays-Bas (E)
	Sb	4'200	mg/vhc/km	Taylor et Kruger, 2020[28]	Nouvelle-Zélande (E)
	Cu, Zn, Sb	12'000 à 179'000	µg /L	Parker-Jurd et al., 2021[29]	UK (E)
		120	mg/vhc/km	(Brunner, 1975)[30]	Inconnu (-)
		53	mg/vhc/km	(Gebbe et al., 1997)[31]	Inconnu (-)
		50	mg/vhc/km	Gustafsson et al., 2008[32]	Laboratoire (I)
		132	mg/vhc/km	Van Duijnhove et al., 2022[33]	Pays-Bas (E)
		90	mg/vhc/km	Hillenbrand et al., 2005[34]	Allemagne (-)

Tableau 41- Rejets en métaux Cu, Zn, Sb par les pneus des véhicules sur les routes de la commune de Lausanne. Les parenthèses indiquent les conditions expérimentales des sources : "(E)": à l'extérieur, "(I)" à l'intérieur et "(-)": information non-disponible.

[27] Utilisation de données plus anciennes venant des Pays-Bas (CBS, 2002) et concentration issue du prélèvement dans les eaux de ruissellement des routes du Pays-Bas.

[28] Echantillons collectés sur 38 mois et sur 6.9 km de routes (0.85 kg/km/an) sur une zone urbaine.

[29] Concentrations mesurées à partir de plusieurs points de prélèvement situés sur une zone de ruissellement.

[30] Référence originale pas trouvée. Utilisation de la référence secondaire : Göbel,2007.

[31] Référence originale pas trouvée. Référence secondaire : Baensch-Baltruschat, 2020.

[32] Utilisation d'un simulateur de routes pour générer des particules d'usure à partir de pneus cloutés et à friction roulant sur deux types de chaussées différentes.

[33] Facteurs d'émission concernant la poussière totale. Basé sur plusieurs articles de 1997 à 2002, puis estimation à une route urbaine.

[34] Moyenne calculée dans Hillenbrand et al., 2005 (p. 63) à partir de données de la littérature de 1992 à 2002.

6.2.4. Données des rejets en métaux par les freins

Les taux de rejets en cuivre, zinc et antimoine par les freins sont présentés dans le tableau 42 ci-dessous. Lorsque le rejet par les pneus est indiqué pour les trois métaux (cuivre, zinc et antimoine) dans le tableau 42, cela signifie que les données concernent les rejets globaux de la matière composants un frein. Ainsi, pour déterminer le rejet spécifique d'un métal unique (comme le cuivre), il faudra appliquer la composition en métal indiquée par la composition générale en métaux des freins (tableau 38), à l'exception des données coloriées en orange. Dans ce cas, il faudra appliquer la composition en métal du tableau 39.

	Métal	Rejet	Unité	Sources	Lieux
Frein	Cu	PM10 : 3.6 PM 2.5 : 2.5	mg/vhc/km	Hulskotte et al., 2007[35]	UE (E)
		PM10: 70-210'000	mg/kg	Grigoratos et al., 2015[36]	Revue de littérature (-)
	Zn	PM10: 120-27'300	mg/kg	Grigoratos et al., 2015	Revue de littérature (-)
	Sb	PM10: 4.0-19'000	mg/kg	Grigoratos et al., 2015	Revue de littérature (-)
	Cu, Zn, Sb	13.2	mg/vhc/km	(Leicht, 2003) [37]	Allemagne (-)
		10.5 (avant)	mg/vhc/km	Westerlund, 2001[38];	Stockholm (-)
		5.1 (arrière)	mg/vhc/km	Westerlund, 2001	Stockholm (-)

Tableau 42- Taux de rejets en métaux Cu, Zn, Sb par les freins des véhicules de particuliers sur les routes de la commune de Lausanne. Les parenthèses indiquent les conditions expérimentales des sources : "(E)": à l'extérieur et "(-)": information non-disponible.

6.2.5. Données de rejets pour l'huile de moteur

D'après Sörme et Lagerkvist, 2002, le taux de perte d'huile de moteur sur les routes est de $2x10^{-4}$ L/km, soit 1.76 $x10^{-4}$ kg/km en se référant à la densité de l'huile (0.88 kg/L) utilisée dans le travail de Sörme et Lagerkvist, 2002.

6.2.6. Les dépositions atmosphériques

Les dépositions atmosphériques des surfaces de routes de Lausanne en considérant le trajet quotidien de 10.4 kilomètres sur la commune de Lausanne par les véhicules sont effectués en se basant sur l'estimation des dépôts atmosphérique du cuivre, du zinc et d'antimoine réalisée dans le chapitre 4, puis en l'appliquant à la surface des routes (46'800 m^2). Ces charges sont résumées dans le tableau 43 ci-dessous.

Métaux	Déposition atmosphérique$_{surface_route}$ [kg/a]
Cu	0.19
Zn	1.12
Sb	0.007

Tableau 43- Charge rejetée par les dépositions atmosphériques sur les surfaces de routes de la commune de Lausanne.

Ainsi, pour les études effectuées sur le terrain (à l'extérieur), cette charge atmosphérique sera soustraite à la charge de métal rejetée par les différents éléments des véhicules. Lorsqu'il n'est pas possible de déterminer les conditions expérimentales des données, il est choisi de soustraire également la charge atmosphérique calculée en raison de sa faible importance.

[35] Mesuré dans l'air de plusieurs routes.
[36] Basé sur une revue de littérature de neuf articles de 1991 à 2008. Indiqué comme étant la concentration en métaux dans la poussière des freins.
[37] Usure totale des freins pour les véhicules légers. Référence non disponible. Utilisation référence secondaire: Hillenbrand et al., 2005 (p.66).
[38] Cette étude a analysé des véhicules suédois avec un certain nombre de kilomètres parcourus (pas d'informations supplémentaires à disposition).

6.3. Détermination des charges de métaux

6.3.1. Estimation des charges de métaux rejetées par les pneus

Toutes les données, à l'exception de celles de Blok, 2005, soit 420 mg/(m^2·a), et de Parker-Jurd et al., 2021, concernant l'abrasion des pneus sur la route indiquent l'abrasion dans l'environnement global. Ainsi pour calculer les charges de métaux rejetées par les pneus spécifiquement dans l'eau, il est considéré que 50% de ces rejets dans l'environnement global vont dans l'eau (Larm et Holmgren, 1999 p.24.). Les équations sont donc multipliées par ce pourcentage.

Afin d'obtenir l'estimation des charges en métaux dans l'eau rejetées par les pneus (I_{pneu}), les différentes équations ci-dessous sont présentées et sont utilisées en fonction de l'unité des rejets de pneu trouvés dans la littérature:

$I_{pneu} = C_{pneu} * P_{Lausanne} * S_{route\ Lausanne_totale}$ *Équation 11*

Avec:

- I_{pneu} : Charge de métaux rejetée par les pneus [kg/a]
- C_{pneu} : Concentration dans les eaux dues aux pneus [µg /L]
- $P_{Lausanne}$: Précipitation moyenne sur Lausanne [L/m^2/a]
- $S_{route\ Lausanne_totale}$: Surface de route totale de Lausanne (sur les 350 km) [m^2]

$I_{pneu} = Er_{pneu} * L_route_parcourue * 10^{-6}$ *Équation 12*

Avec:

- I_{pneu} : Charge de métaux rejetée par les pneus [kg/a]
- Er_{pneu} : Erosion des pneus dans l'environnement [mg/vhc/km]
- L_route_parcourus : Longueur de route parcourue dans Lausanne [vhc/km/a]

$I_{pneu} = Er_{pneu} * S_{route\ Lausanne} * 10^{-6}$ *Équation 13*

Avec:

- I_{pneu}: Charge de métaux rejetée par les pneus [kg/a]
- Er_{pneu}: Erosion des pneus dans les eaux [mg/(m^2·a)]
- $S_{route\ Lausanne}$: Surface de route totale de Lausanne (sur les 350 km) [m^2]

6.3.2. Estimation des charges de métaux rejetées par les freins

Toutes les données concernent l'abrasion des freins dans l'environnement global. Ainsi pour calculer les charges de métaux rejetées par les freins dans l'eau, il est considéré que 20% de ces rejets dans l'environnement global vont dans l'eau (Hulskotte et al., 2007). Les équations sont donc multipliées par ce pourcentage.

Afin d'obtenir l'estimation des charges en métaux dans l'eau rejetée par les freins (I_{frein}), les différentes équations utilisées sont présentées ci-dessous, utilisable en fonction de l'unité des rejets de freins trouvés dans la littérature :

$I_{frein_voiture} = Er_{frein} * L_route_parcourue$ *Équation 14*

Avec:

- $I_{frein_voiture}$: Charge de métaux rejetée les freins des voitures [kg/a]
- Er_{frein} : Erosion des freins dans l'environnement [mg/vhc/km]
- L_route_parcourue : Longueur de route parcourue dans Lausanne [vhc/km/a]

6.3.3. Estimation des charges de métaux rejetées par l'huile de moteur

Toutes les données concernent les rejets de l'huile de moteur dans l'environnement global. Ainsi pour calculer les charges de métaux rejetées par l'huile de moteur dans l'eau, il est considéré que 20% des rejets dans l'environnement global vont dans l'eau (Sörme et Lagerkvist, 2002). Les équations sont donc multipliées par ce pourcentage.

Afin d'obtenir l'estimation des charges en métaux rejetés par l'huile de moteur dans l'eau (I_{huile}), les différentes équations utilisées sont présentées ci-dessous :

$I_{huile} = T_{perte_huile} * Co_m * D_h * L_route_parcourue$ *Équation 15*

Avec:

- I_{huile} : Charge de métaux rejetée par les pertes d'huile de moteur [kg/a]
- T_{perte_huile} : Perte d'huile par kilomètre [L/vhc/km]
- D_h : Densité de l'huile de moteur [kg/L]
- Co_m : Concentration en métal dans l'huile de moteur indiquée dans le tableau 40 [mg/kg]
- L_route_parcourue : Longueur de route parcourue dans Lausanne [vhc/km/a]

6.3.4. Estimation des concentrations dans les eaux de surface

Afin de comparer les résultats des rejets en métaux par les véhicules de particuliers dans l'eau avec ce qui est réellement mesuré dans les eaux de routes, les résultats des charges de métaux rejetées sont transformés en concentration suivant l'équation ci-dessous.

$CI = I / (P_{Lausanne} * S_{route\ Lausanne_total}) * 10^6$ *Équation 16*

Avec:

- CI : Concentration de la charge d'un métal (Cu, Zn ou Sb) [mg/L]
- I : Charge rejetée par une partie (freins, pneus ou huile de moteur) des voitures [kg/a]
- $P_{Lausanne}$: Précipitation moyenne sur la commune de Lausanne [L/m^2]
- $S_{route\ Lausanne_total}$: Surface de route totale sur la commune de Lausanne (350 km) [m^2]

6.4. Résultats des charges de métaux rejetées par le trafic automobile

6.4.1. Pneus

Les estimations des charges de métaux rejetés par les pneus dans l'eau sont présentées dans le tableau 44 ci-dessous:

	Métal	**Charge$_{pneu_vhc}$ [kg/a]**	**Concentration$_{pneu_vhc}$ [mg/L]**	**Source des données utilisées pour le calcul**
Pneu	Cu	32.4	0.015	(Brunner, 1975)
		16.5-248.8	0.007-0.1	Parker-Jurd et al., 2021
		14.2	0.0065	(Gebbe et al., 1997)
		13.6	0.00629	Gustafsson et al., 2008
		35.7	0.016	Mc Kenzie et al., 2009
		24.2	0.01	Hillenbrand et al., 2005
	Médiane Cu	24.3	0.01	-
	Zn	704.5	0.32	Blok, 2005
		510.4	0.2	(Brunner, 1975)
		651	0.29	Blok, 2005
		260.9-3'908	0.12-1.8	Parker-Jurd et al., 2021
		224.8	0.1	(Gebbe et al., 1997)
		213.1	0.09	Gustafsson et al., 2008
		551.6	0.26	Mc Kenzie et al., 2009
		382.5	0.17	Hillenbrand et al., 2005
	Médiane Zn	510.4	0.23	-
	Sb	0-0.01	0--4x10^{-6}	Parker-Jurd et al., 2021
		0	0	(Brunner, 1975), Göbel et al. ,2007
		0.014	6x10^{-6}	Taylor et Kruger, 2020
		0	0	(Gebbe et al., 1997)
		0.001	4x10^{-7}	Gustafsson et al., 2008
		0	0	Mc Kenzie et al., 2009
		0	0	Hillenbrand et al. ,2005
	Médiane Sb	0	0	-

Tableau 44- Charges en métaux rejetées dans l'eau par les pneus sur la commune de Lausanne et leur conversion en concentration (dépositions atmosphériques déduites).

Les boxplots ci-dessous sont obtenus (Figures 25 à 27) afin de visualiser la répartition des résultats des charges de cuivre, de zinc et d'antimoine rejetées par les pneus dans l'eau.

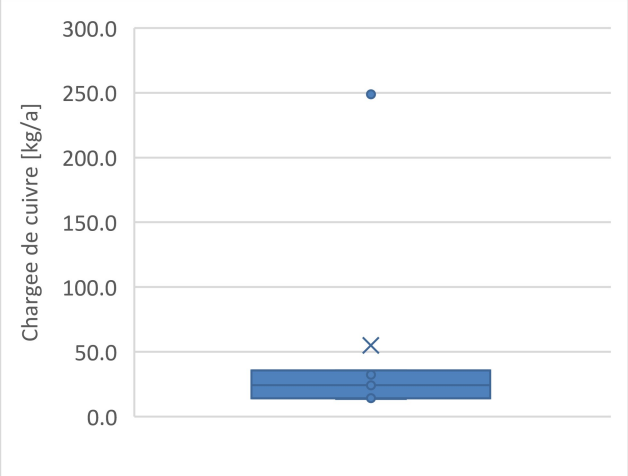


Figure 25-Charges estimées de cuivre rejetées dans l'eau par les pneus des véhicules circulant dans la commune de Lausanne (dépositions atmosphériques déduites).

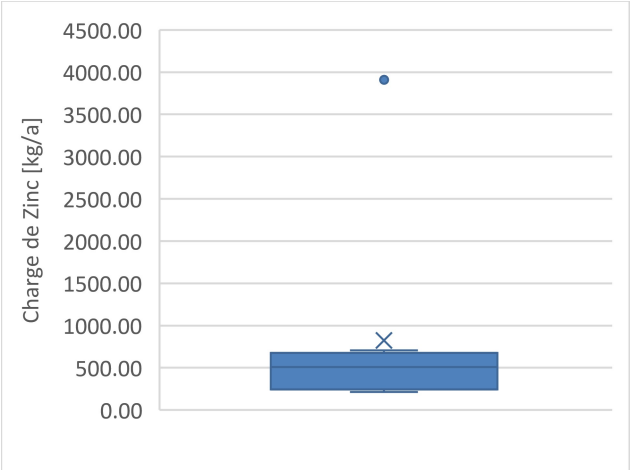


Figure 26-Charges estimées de zinc rejetées dans l'eau par les pneus des véhicules circulant dans la commune de Lausanne (dépositions atmosphériques déduites).

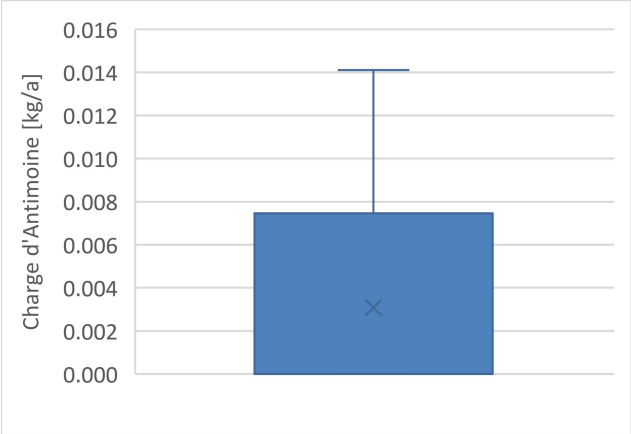


Figure 27- Charges estimées d'antimoine rejetées dans l'eau par les pneus des véhicules circulant dans la commune de Lausanne (dépositions atmosphériques déduites).

Ainsi, les charges estimées des métaux rejetées par les pneus sur les routes de la commune de Lausanne sont les suivantes :

- Pour le cuivre : 24.3 [13.6;249] kg/a,
- Pour le zinc : 510.4 [213;3'908] kg/a
- Pour l'antimoine : 0.0 [0;0.014] kg/a

6.4.1.1. Comparaison avec les résultats de l'étude de Chèvre et al., 2011

L'étude de Chèvre et al. de 2011 a estimé que la charge de cuivre rejetée par les pneus du trafic automobile de la commune de Lausanne est d'environ 17 kg/a. Cette estimation est plus faible, mais dans le même ordre de grandeur par rapport à celle calculée dans cette étude (24.3 kg/a).

6.4.2. Freins

Les estimations des charges de métaux rejetées par les freins dans l'eau sont présentées dans le tableau 45 ci-dessous:

	Métal	**Charge$_{frein_vhc}$ [kg/a]**	**Concentration$_{frein_vhc}$ [mg/L]**	**Source des données utilisées pour le calcul**
Frein	Cu	103.8	0.05	Hulskotte et al., 2007
		0- 286.2	0 - 0.13	Grigoratos et al., 2015
		212.1	9,7 x10^{-2}	Westerlund, 2001
		224.9	1 x10^{-1}	Hillenbrand et al., 2005
	Médiane Cu	212.1	0.1	-
	Zn	0.001-36.1	4.6x 10^{-7} - 0.017	Grigoratos et al., 2015
		27.8	0.013	Westerlund, 2001
		32.6	0.015	Hillenbrand et al., 2005
	Médiane Zn	30.1	0.014	-
	Sb	0.005-25.9	2x10^{-6}- 0.012	Grigoratos et al., 2015
		135	0.062	Hillenbrand et al., 2005
	Médiane Sb	25.9	0.012	-

Tableau 45- Charges en métaux rejetées dans l'eau par les freins sur la commune de Lausanne et leur conversion en concentration (déposition atmosphérique déduite).

Le boxplot ci-dessous est obtenu (Figure 28) afin de visualiser la répartition des résultats des charges de cuivre, de zinc et d'antimoine rejetées par les freins dans l'eau.

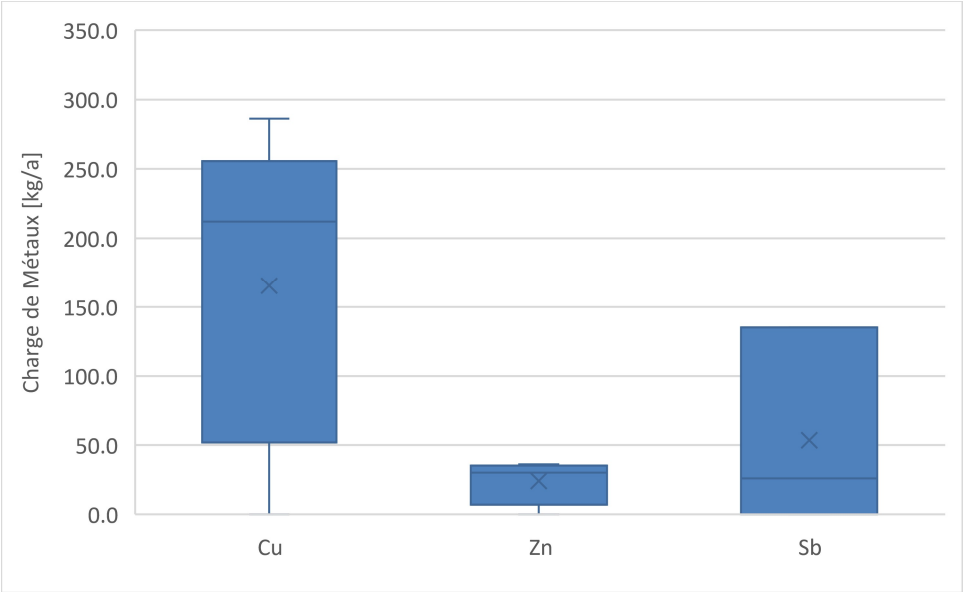


Figure 28- Charges estimées de cuivre et de zinc rejetées dans l'eau par les freins sur la commune de Lausanne (dépositions atmosphériques déduites).

Ainsi, les charges estimées des métaux rejetés par les freins sur les routes de la commune de Lausanne sont les suivantes :

- Pour le cuivre : 212 [0;286] kg/a,
- Pour le zinc : 30 [0;36.1] kg/a
- Pour l'antimoine : 25.9 [0.0055;135] kg/a

6.4.2.1. Comparaison avec les résultats de l'étude de Chèvre et al., 2011

L'étude de Chèvre et al. de 2011 a estimé que la charge de cuivre rejetée par les freins du trafic automobile de la commune de Lausanne est de 137 kg/a. Cette estimation est plus faible, mais proche de celle calculée dans cette étude (212 kg/a). Cette différence peut s'expliquer par la différence de la méthode de calcul du nombre de kilomètres effectués par les automobiles.

6.4.3. Huiles de moteur

Les estimations des charges de métaux rejetées par les huiles de moteur dans l'eau sont présentées dans le tableau 46 ci-dessous:

	Métal	**Charge$_{huile_vhc}$ [kg/a]**	**Charge$_{huile_vhc_concentration}$ [mg/L]**	**Source des données utilisées pour le calcul**
Huile de moteur	Cu	0.03	1.4×10^{-5}	Sörme et Lagerkvist, 2002
		0.24	1.1×10^{-4}	Denier van der gon et al., 2007
		0.049	2.3×10^{-5}	Burkhardt et al., 2005
	Mediane Cu	0.05	2.3×10^{-5}	-
	Zn	24-42	0.011 – 0.019	Sörme et Lagerkvist, 2002
		0.029	1.3×10^{-5}	Burkhardt et al., 2005
	Mediane Zn	24	0.011	-

Tableau 46- Charges en métaux rejetées dans l'eau par les huiles de moteur sur la commune de Lausanne et leur conversion en concentration.

Les boxplots ci-dessous sont obtenus (Figure 29) afin de visualiser la répartition des résultats des charges de cuivre et de zinc rejetées par les huiles de moteur dans l'eau.

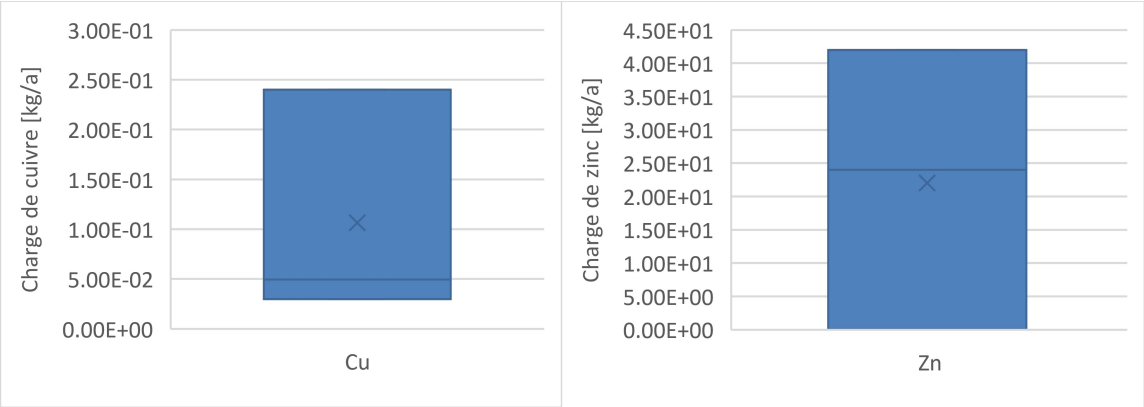


Figure 29- Charges estimées de cuivre (à gauche) et de zinc (à droite) rejetées dans l'eau par les fuites d'huile de moteur sur les routes.

Ainsi, les charges estimées des métaux rejetés par les fuites d'huile de moteur sur les routes de la commune de Lausanne sont les suivantes :

- Pour le cuivre : 0.05 [0.03;0.24] kg/a,
- Pour le zinc : 24 [0.029;42] kg/a

6.4.3.1. Comparaison avec les résultats de l'étude de Chèvre et al., 2011

L'étude de Chèvre et al. de 2011 a estimé que la charge de cuivre rejetée par l'huile de moteur du trafic automobile de la commune de Lausanne est de 0.15 kg/a. Cette estimation est proche de celle calculée dans cette étude (0.05 kg/a).

6.4.3.2. Dépositions atmosphériques

Le rejet en métaux dans les huiles est déterminé globalement par l'analyse d'huile usagée, donc pas en contact avec la route. Ainsi, les dépositions atmosphériques ne sont pas prises en compte dans ces charges.

6.4.4. Charges et concentrations totales des métaux issus des routes rejetés dans les eaux sur la commune de Lausanne

L'ensemble des charges d'un métal rejeté par les pneus, les freins et l'huile de moteur dans les eaux est cumulé et converti en concentration en mg/L. Le résultat est présenté dans le tableau 47 ci-dessous.

Métaux	**Total des charges rejetées par le trafic automobile [kg/a]**	**Concentration totale [mg/L]**
Cu	236.4 [13.6;535]	0.11 [0.0062;0.24]
Zn	565 [213;3'986]	0.26 [0.098;1.8]
Sb	26 [0.006;135]	0.013 [2.5×10^{-6};0.062]

Tableau 47- Charges totales en cuivre, en zinc et en antimoine rejetées par les transports routiers et concentrations correspondantes dans les eaux de chaussée.

Le tableau 48 ci-dessous permet de comparer les concentrations des charges estimées en métaux rejetées par les véhicules sur la commune de Lausanne avec les concentrations mesurées dans les eaux de routes par la Directive VSA en 2002.

Métal	Concentration totale estimée dans les eaux par le trafic automobile[mg/L]	Concentration moyenne des eaux de routes [mg/L]
Cu	0.11 [0.0062;0.24]	0.15
Zn	0.26 [0.098;1.8]	0.5
Sb	0.013 [$2.5x10^{-6}$;0.062]	-

Tableau 48- Comparaison entre les concentrations estimées en métaux issus du transport routier avec les concentrations mesurées dans les eaux de route par la Directive VSA, 2002.

Ce tableau permet d'observer que les concentrations de cuivre et de zinc estimées sont similaires aux concentrations moyennes mesurées dans les eaux de routes.

6.5. Limites

La principale limite est l'estimation des distances parcourues par l'ensemble des véhicules dans la commune de Lausanne par année. En effet, il est choisi de considérer uniquement les principaux tronçons fréquentés. Une étude permettant de déterminer une moyenne de kilomètres effectués chaque jour dans une ville par les véhicules permettrait de mieux estimer la distance des véhicules parcourue par an.

Une difficulté rencontrée pour cette étude est le manque de littérature sur les rejets en métaux par les différents éléments des véhicules dans les eaux de surface. Les études se concentrent en effet principalement sur le rejet global des métaux dans l'environnement global, raison pour laquelle nous avons appliqué un pourcentage de devenir dans les eaux.

Un aspect non traité dans ce chapitre concerne le nettoyage des routes. En effet, celles-ci sont nettoyées par balayement ou nettoyage avec de l'eau. Ces balayages/nettoyages permettent de diminuer les métaux déposés sur les routes et une fraction des métaux. Cependant, les eaux de nettoyage des routes et donc les métaux qui leur sont associés se retrouvent ensuite dans les collecteurs d'eaux claires ou d'eaux usées dépendant si le système est en séparatif ou unitaire. Comme, dans cette étude, les nettoyages des routes ne sont pas pris en compte, il est possible que les charges estimées rejetées par la circulation routière soient légèrement surestimées.

Les compositions des freins du trafic automobile peuvent avoir évolué par rapport à la littérature sélectionnée. En effet, par exemple depuis 2010 en Californie et l'état de Washington, une volonté de réduire le cuivre dans les freins est observé (Copper Development Association). Par conséquent, des fabricants peuvent avoir réduit la composition en cuivre dans leurs freins. Cette volonté n'a pas été observée en Europe. Cette évolution de la composition des freins n'est donc pas considérée dans ce travail.

Au niveau des freins, la majorité des données est obtenue par la mesure en métal contenue uniquement dans les PM10. Aucune donnée de métal contenu dans des PM2.5 et des particules totales en suspension n'a été trouvée. D'après les études de Grange et al., 2021, Brook et al., 1997, Harrison et al., 2021, de manière globale, le cuivre et le zinc sont présents dans de plus fortes concentrations dans les PM10 par rapport aux PM2.5. Par conséquent, les données des métaux contenus dans les PM10 suffisent à estimer les charges issues des freins. En raison des données manquantes concernant les PM2.5, une légère sous-estimation des charges rejetées par les freins peut être considérée.

Concernant les pneus, les métaux rejetés par ceux-ci sont sous une forme particulaire. En effet, il s'agit globalement de la gomme des pneus qui est abrasée et qui contient les métaux.

Les particules métalliques contenant du cuivre, du zinc et de l'antimoine venant de la combustion de carburant peuvent également être rejetées par le pot d'échappement d'un véhicule (Napier et al., 2007). Ces rejets ne sont pas considérés dans ce travail car elles sont estimées négligeables par rapport à d'autres apports comme les freins pour le cuivre ou les pneus pour le zinc.

D'après un rapport du Réseau européen d'information et d'observation sur l'environnement (Vanherle, 2020), globalement, les émissions des particules en suspension sur lesquelles s'adsorbent les métaux diminuent depuis 1990 jusqu'à 2018. Ainsi, les sources de données peu récentes concernant des particules en suspension (TSP, PM10 et PM2.5) peuvent entrainer une surestimation des charges en cuivre, zinc et antimoine qui seraient obtenus avec des données plus actuelles.

7. Les transports en commun

7.1. Contexte

Les trains et autres transports ayant des voies ferrées représentent une source de cuivre, de zinc et d'antimoine. En effet, plusieurs éléments d'un véhicule de transport en commun génèrent ces métaux (Burkhardt, 2007) (Figure 30) :

- Les caténaires qui s'abrasent lors des passages des trains, des trams, des métros ou des trolleybus (cuivre),
- Les freins par leurs abrasions lors du freinage (cuivre, zinc et antimoine),
- Les roues par leurs abrasions sur les rails (cuivre).

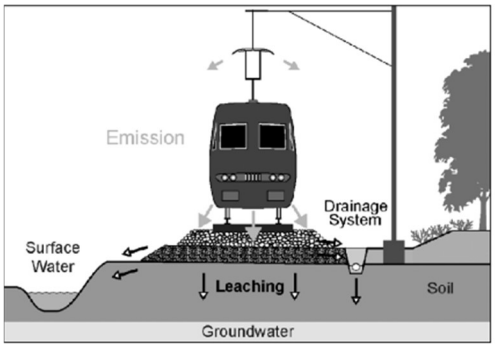


Figure 30- Distribution spatiale et devenir dans les eaux souterraines et de surface des substances émises par un train (Burkhardt et al., 2007).

Dans la commune de Lausanne, plusieurs transports circulent sur des rails :

- Le LEB
- Les métros
- Les trains (CFF)

De plus, les trolleybus sont également considérés car ils fonctionnent à l'aide de caténaires. Les conditions d'expérimentation des études sélectionnées par la suite, lorsqu'elles sont disponibles, seront importantes dans ce chapitre. En effet, lorsque les études concernent des expériences en extérieur, les valeurs en métaux prennent également en considération les dépôts atmosphériques (secs et humides).

7.2. Données pour la détermination de la charge

7.2.1. Composition en métaux des différents éléments

7.2.1.1. Cas général

Les compositions en cuivre, en zinc et en antimoine dans les roues, les freins et les caténaires des trains sont présentées dans le tableau 49 ci-dessous. En raison du manque de données concernant les autres transports en commun, ces compositions sont également applicables au métro et au LEB, ainsi qu'aux trolleybus pour les caténaires.

Type	Métal	Proportion[%]	Sources
Caténaires	Cu	99.8	Burkhardt et al., 2005
Roues	Cu	0.3	Burkhardt et al., 2007
Frein en fer gris (87%)	Cu	0.1	Burkhardt et al., 2005
Frein composite (11%)	Cu	14	Adolph et Schmid, 2014
	Zn	5	Adolph et Schmid, 2014
	Sb	6	Adolph et Schmid, 2014
Frein en fer fritté (2%)	Cu	20	Burkhardt et al., 2005
	Sb	0.01	Burkhardt et al., 2005

Tableau 49- Proportion de cuivre (Cu), de zinc (Zn) et d'antimoine (Sb) dans l'ensemble d'un caténaire, d'une roue et d'un frein de trains. Pour les freins, " (X%)" indique la fréquence d'utilisation de ce type de frein (Burkhardt et al., 2007).

D'après Burkhardt et al., 2007, 87% des freins sont en fer gris et 11% sont en composite. Comme indiqué par Burkhardt et al., 2005, les freins composites sont en augmentation, tandis que les autres types de freins sont en diminution, information confirmée par les CFF (Communication personnelle de M. Stocker, spécialiste Environnement & Développement Durable au CFF, 2022). Ainsi, les freins composites sont choisis dans le cadre de cette étude pour l'ensemble des transports en commun. Néanmoins, le pourcentage exact actuel n'a pas pu être fourni. Ce choix va donc probablement surestimer les rejets de métaux par les freins. Il correspondra en revanche mieux à la situation future.

Concernant les caténaires, le cuivre est frotté par un fil de contact (cf Figure 31), mais une grande partie de celui-ci se retrouve sur le toit du train. Le toit va ensuite être lavé dans une installation de nettoyage spécifique. Cela signifie que seule une partie de l'abrasion du cuivre est réellement rejetée dans l'environnement (Communication personnelle : M. Stocker, Spécialiste Environnement & Développement Durable au CFF).

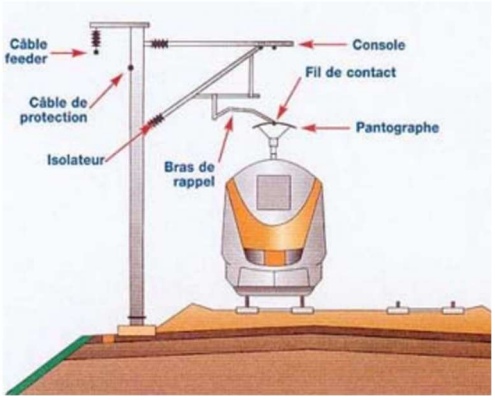


Figure 31- Schéma d'un caténaire, le pantographe est la partie des caténaires en cuivre. (Planete-tp, 2022).

La déposition sur le toit du train du cuivre après abrasion des caténaires n'est pas mentionnée dans les articles consultés. Par conséquent, l'hypothèse retenue ici est que cette déposition est prise en compte dans les rejets.

7.2.2. Cas spécifique des trolleybus

7.2.2.1. Freins des trolleybus

Comme la composition en métaux des freins des trolleybus n'a pas pu être trouvée, la composition des freins des voitures est utilisée dans cette étude pour ce système de transport. Ainsi, les proportions des métaux considérés dans l'étude par rapport à l'ensemble du frein sont présentées dans le tableau 50 ci-dessous.

Métal	Proportion [%]	Sources
Cu	10	Hulskotte et al.,2007
Zn	1.5	(Rauterberg-Wulff, 1998)[39]
Sb	4	Uexküll et al., 2005[40]

Tableau 50- Proportion en cuivre, zinc et antimoine d'un frein de voiture.

7.2.2.2. Pneus des trolleybus

Comme la composition en métaux des freins des trolleybus n'a pas pu être trouvée, la composition des pneus des voitures est utilisée dans cette étude pour ce système de transport. Ces taux sont présentés en fonction de chaque métal dans le tableau 51 ci-dessous.

Métal	Proportion [%]	Sources
Cu	0.064	-
Zn	1	Hildemann et al., 1991
Sb	4.4×10^{-5}	-

Tableau 51- Proportion en cuivre, en zinc et en antimoine par rapport à l'ensemble d'un pneu de voiture.

7.2.3. Distance parcourue et nombre de trajets

7.2.3.1. Les trolleybus

La flotte des Transports lausannois (TL) est composée de bus et de trolleybus. Les trolleybus sont des véhicules électriques ou pneumatiques alimentés par des lignes aériennes (les caténaires). Les lignes étant considérées comme des trolleybus sont regroupées dans le tableau 52 ci-dessous. A partir des horaires disponibles en ligne, le nombre de trajets de trolleybus durant sept jours est estimé. Seuls les horaires d'une semaine ordinaire complète sont comptabilisés. Les semaines de vacances ne sont pas considérées. Les parcours des lignes de trolleybus sont déterminés par les cartes des trajets des TL et les longueurs de ces parcours sont mesurées à partir de Google Maps.

Pour calculer les distances parcourues d'une ligne de trolleybus par année, l'équation suivante est utilisée:

$Total_{km_parcourus} = L_{ligne} * (Nb_7 * 2) * Nb_{semaine}$ *Équation 17*

Avec :

- $Total_{km_parcourus}$: Nombre de kilomètres parcourus par la ligne de bus sur la commune de Lausanne durant une année [km/a]
- $Nb_{semaine}$: Nombre de semaines en une année (52)
- Nb_7 : Nombre de passages du trolleybus (aller) une semaine (7 jours) (ce nombre est multiplié par deux pour prendre en compte les retours)
- L_{ligne} : Nombre de kilomètres de la ligne de bus sur la commune de Lausanne [km]

[39] Source principale n'a pas été trouvée, Source secondaire : Hillenbrand et al., 2005, analyse de 21 plaquettes de freins de fabricants différents.
[40] Mesuré dans trois freins.

Ainsi, la distance totale parcourue par les trolleybus est présentée dans le tableau 52 ci-dessous.

N° Ligne	Trajet	Longueur de la ligne dans Lausanne [km]	Trajet aller/semaine	Distance parcourue [km/a]
1	Maladière-Blécherette	8	873	726'336
2	Maladière Lac -désert	8.1	880	741'312
3	Lausanne-Gare-Bellevaux	3.4	775	274'040
4	Coudraie-Pully-Gare	4	733	304'928
6	Maladière - Praz Séchaud	8.3	627	541'226
7	Saint- François - Pully Val-Vert	4	880	366'080
8	Grand-Mont- Verrière	6.6	742	509'309
9	Prilly-Église-Lutry-Corniche	4.4	902	412'755
21	Lausanne Gare-Blécherette	3.9	777	315'151
25	Chavannes Glycines-Pully Gare	4.3	787	351'946
-	**Total**	**55**	**7'976**	**4'543'084**

Tableau 52- Fréquence et longueur des lignes de trolleybus circulant sur la commune de Lausanne. En bleu : les lignes circulant uniquement à l'intérieur de la commune de Lausanne. En violet : les lignes sortant de la commune Lausanne dont la soustraction du parcours à l'extérieur de la ville.

7.2.3.2. Les métros

Le métro M1 est long de 7.79 km (TL) et sort de la commune de Lausanne. Sur la commune de Lausanne, il y a 500 mètres de passage souterrain. Trois kilomètres de voies sont non-souterraines sur la commune de Lausanne (estimation grâce à des mesures effectuées sur Google Maps comme l'illustre la figure 32). Le métro M2 étant souterrain sur la commune de Lausanne, et donc pas en contact avec les précipitations, il ne sera pas considéré dans ce travail.

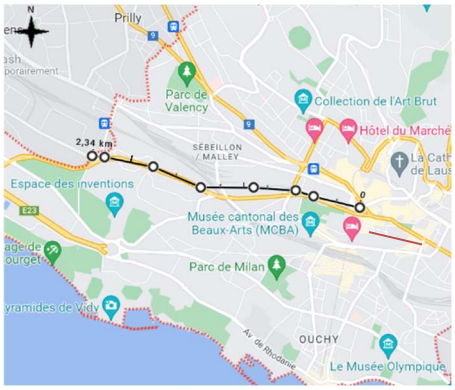


Figure 32- Parcours du métro M1 dans la commune de Lausanne.

La fréquence du métro M1 est calculée d'après les horaires disponibles en ligne. Il est comptabilisé 407 (aller) pour une semaine complète. En prenant en compte les trajets retour, cela correspond à 814 trajets, ce qui fait 116 trajets par jour en moyenne. Ainsi, le métro totalise 127'020 kilomètres parcourus dans la commune de Lausanne par an sur les voies non-souterraines.

7.2.3.3. Les trains CFF et le LEB

Pour les CFF, environ 6 kilomètres de voies ferrées ($L_{tr_Lausanne}$) sont mesurés sur la commune de Lausanne via Google Maps comme l'illustre la Figure 33. Le réseau ferroviaire Suisse des CFF comptabilise au total 5'100 kilomètres (Ltr_CH).

Concernant le LEB, celui-ci fait au total 23.6 kilomètres (Transports Lausannois, Axes-Forts de transports publics urbains, 2022). Cependant, d'après les mesures effectuées sur Google Maps, seuls 2.15 kilomètres de voies (non-

souterraines) sont situés directement sur la commune de Lausanne (Figure 33) et sont donc considérés dans ce travail.

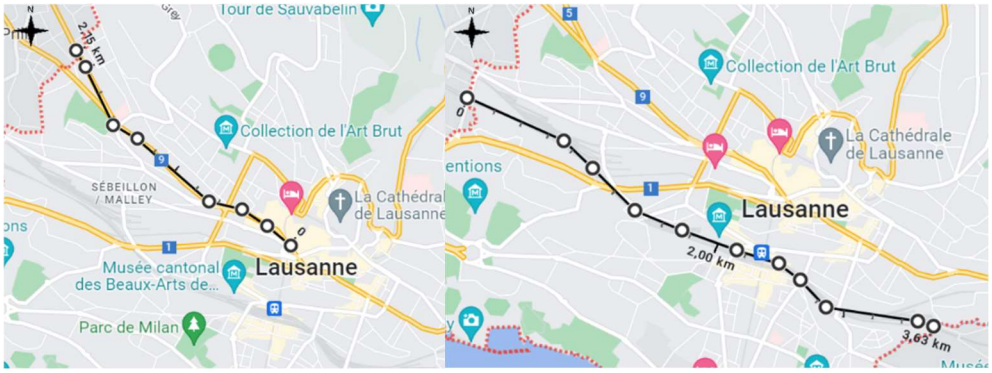


Figure 33- Longueur des voies ferrées du LEB (à gauche) et des trains CFF (à droite) sur la commune de Lausanne.

D'après l'horaire des départs en Gare de Lausanne (CFF, 2022), un total de 550 trains au départ de la gare de Lausanne sont comptabilisés par jour. Ainsi, le nombre de kilomètres parcourus par les trains CFF est estimé à 1'204'500 kilomètres par an sur la commune de Lausanne. Le fret de marchandises n'est pas considéré dans cette étude.

Pour le LEB, 181 trains par jour (aller) sont comptabilisés grâce aux horaires disponibles en ligne (TL, 2022), ce qui fait 362 passages par jour. Ainsi, le LEB parcourt 284'079.5 kilomètres par an sur la commune de Lausanne.

7.2.4. Données des taux d'abrasion en métaux

7.2.4.1. Les trains

7.2.4.1.1. Freins

Les taux d'abrasion en cuivre, zinc et antimoine par les freins des trains sont présentés dans le tableau 53 ci-dessous. Lorsque le taux d'abrasion pour les freins est indiqué pour les trois métaux (cuivre, zinc et antimoine), cela indique que les données concernent les taux d'abrasion de métaux de manière globale. Pour déterminer le rejet spécifique d'un métal unique (comme le cuivre), il est nécessaire d'appliquer la composition générale en métaux des freins issus du tableau 49.

	Métal	Rejet	Unité	Source	Lieux
Frein	Cu	6'600	kg/a	Burkhardt et al., 2007[41]	CH (-)
		18'384	kg/a	Adolph et Schmid, 2014[42]	CH (I)
	Zn	8'742	kg/a	Adolph et Schmid, 2014	CH (I)
	Sb	4'232	kg/a	Adolph et Schmid, 2014	CH (I)
	Cu, Zn, Sb	8[43]	mg/km[44]	UBA, 2021[45]	DE (-)

Tableau 53- Taux d'abrasion des freins des trains en fonction des métaux. Les parenthèses dans la dernière colonne indiquent les conditions expérimentales des sources : "(I)": expérience réalisée à l'intérieur et "(-)": inconnu c'est-à-dire pas d'indication si le résultat est obtenu à partir de conditions expérimentales en laboratoire (intérieur) ou sur le terrain (extérieur).

[41] Revue de la littérature basée sur des références scientifiques et internes aux CFF, 2003 (pas disponible actuellement).
[42] Estimation effectuée sur la base d'une étude interne aux CFF au niveau d'une gare intérieure en sous-sol.
[43] Ceci concerne les particules en suspension totales de moins de 100 µm dont les PM2.5 et les PM10.
[44] Nombre de kilomètres parcourues par les véhicules
[45] Basé sur des données d'érosion de la compagnie ferroviaire allemande Deutsche Bahn AG.

7.2.4.1.2. Roues

Les taux d'abrasion en cuivre, zinc et antimoine par les roues des trains sont présentés dans le tableau 54 ci-dessous. Lorsque le taux d'abrasion par les roues est indiqué pour les trois métaux (cuivre, zinc et antimoine), cela indique que les données concernent les rejets de métaux de manière globale. Pour déterminer le taux d'abrasion spécifique d'un métal unique (comme le cuivre), il est nécessaire d'appliquer la composition générale en métaux des roues (Tableau 49).

	Métal	Rejet	Unité	Source	Lieux
Roue	Cu	400	kg/a	Burkhardt et al., 2007	CH (-)
		1'148	kg/a	Adolph et Schmid, 2014	CH (I)
	Cu, Zn, Sb	18	mg/km	UBA, 2021	DE (I)

Tableau 54- Taux d'abrasion des roues des trains en fonction des métaux. Les parenthèses dans la dernière colonne indiquent les conditions expérimentales des sources : "(I)": expérience réalisée à l'intérieur et "(-)": inconnu.

7.2.4.1.3. Caténaires

Les taux d'abrasion en cuivre, zinc et antimoine par les roues des trains sont présentés dans le tableau 55 ci-dessous Lorsque le taux d'abrasion par les caténaires est indiqué pour les trois métaux (cuivre, zinc et antimoine), cela indique que les données concernent les rejets de métaux de manière globale. Pour déterminer le taux d'abrasion spécifique d'un métal unique (comme le cuivre), il est nécessaire d'appliquer la composition générale en métaux des caténaires (tableau 49).

	Métal	Rejet	Unité	Source	Lieux
Caténaire	Cu	20'757	kg/a	Adolph et Schmid, 2014	CH (I)
	Cu, Zn, Sb	0.32	mg/km	UBA, 2021	DE (-)

Tableau 55- Taux d'abrasion des caténaires en fonction des métaux par les trains. Les parenthèses dans la dernière colonne indiquent les conditions expérimentales des sources : "(I)": expérience réalisée à l'intérieur et "(-)": inconnu.

7.2.4.2. Le Métro, les trolleybus et le LEB

Comme le métro et le LEB effectuent plus d'arrêts que les trains, les chiffres utilisés dans l'étude de Chèvre et al., 2011, et qui se référaient à des données provenant de tramways, sont considérés pour calculer les taux d'abrasion en métaux des caténaires, des freins et des roues du métro et du LEB. Les compositions en métaux dans les roues, les freins et les caténaires des trains vont être utilisées pour le cas des métros et du LEB. En effet, aucune donnée concernant la composition en métaux des roues, des freins et des caténaires de ces deux types de transport n'a été trouvée. L'hypothèse émise est donc que leurs compositions sont similaires à celles des trains.

Les trolleybus effectuent également de plus fréquents arrêts que les trains. Les chiffres d'abrasion des tramways sont donc également sélectionnés pour calculer les taux de rejet des métaux par les caténaires. Cependant, contrairement aux tramways, les trolleybus ont des pneus. Le taux d'abrasion des pneus de bus est donc utilisé dans ce travail pour estimer les rejets en métaux des pneus. De plus, les freins des trolleybus sont similaires aux bus. Le taux d'abrasion des freins de bus est donc utilisé dans ce travail pour estimer les rejets en métaux des freins des trolleybus.

Toutes les données sont indiquées pour les trois métaux (cuivre, zinc et antimoine) dans les tableaux qui suivent (tableaux 56 à 60). Cela signifie que les données concernent les rejets de l'ensemble des métaux. Ainsi, pour déterminer le rejet spécifique d'un métal unique, il faudra appliquer la composition en métal indiquée par la composition générale en métaux de la partie concernée (roues, pneus, freins ou caténaires) issue des tableaux 49, 50 et 51.

7.2.4.2.1. Freins

Le taux d'abrasion des freins des tramways qui est utilisé pour estimer le taux d'abrasion des freins du métro M1 et du LEB est présenté dans le tableau 56 ci-dessous.

	Métal	Taux d'abrasion	Unité	Source	Lieux
Frein	Cu, Zn, Sb	10	mg/km	Chèvre et al., 2011[46]	Fr (-)

Tableau 56- Taux d'abrasion des freins pour les tramways (appliqué au métro et au LEB). Les parenthèses dans la dernière colonne indiquent les conditions expérimentales des sources : " (-)": inconnu.

Le taux d'abrasion des freins des véhicules lourds qui est utilisé pour estimer le taux d'abrasion des freins des trolleybus est présenté dans le tableau 57 ci-dessous.

	Métal	Taux d'abrasion	Unité	Source	Lieux
Frein	Cu, Zn, Sb	81	mg/km	Bukowiecki et al., 2009[47]	Suisse (E)

Tableau 57- Taux d'abrasion des freins pour les bus (appliqué aux trolleybus). Les parenthèses indiquent les conditions expérimentales des sources : "(E)": expérience réalisée à l'extérieur.

7.2.4.2.2. Roues et pneus

Le taux d'abrasion des roues des tramways qui sont utilisés pour estimer le taux d'abrasion des roues du métro M1 et du LEB sont présentés dans le tableau 58 ci-dessous.

	Métal	Taux d'abrasion	Unité	Source	Lieux
Roue	Cu, Zn, Sb	50	mg/km	Chèvre et al., 2011	Fr (I)

Tableau 58- Taux d'abrasion des roues pour les tramways (appliqué au métro et au LEB). Les parenthèses dans la dernière colonne indiquent les conditions expérimentales des sources : "(I)": expérience réalisée à l'intérieur.

Les taux d'abrasion des pneus de bus qui sont utilisés pour estimer le taux d'abrasion des pneus des trolleybus sont présentés dans le tableau 59 ci-dessous.

	Métal	Taux d'abrasion	Unité	Source	Lieux
Pneu	Cu, Zn, Sb	344	mg/km	(Gebbe et al., 1997)	Inconnu (-)
		700	mg/km	Gustafsson et al., 2008	Laboratoire, Suède (I)
		415	mg/km	Van Duijnhove et al., 2022	Pays-Bas (E)
		700	mg/km	Hillenbrand et al., 2005	Allemagne (-)

Tableau 59- Taux d'abrasion des pneus pour les bus (appliqué aux trolleybus). Les parenthèses dans la dernière colonne indiquent les conditions expérimentales des sources : "(E)": à l'extérieur, "(I)": à l'intérieur, " (-)": inconnu.

[46] www.drive.fr (source qui n'est aujourd'hui plus accessible). Source secondaire : Chèvre et al., 2011.

[47] Etude réalisée avec des prélèvements sur des routes de Zurich.

7.2.4.2.3. Caténaires

Le taux d'abrasion des caténaires des tramways qui est utilisé pour estimer l'abrasion des caténaires du métro M1, des trolleybus et du LEB est présenté dans le tableau 60 ci-dessous.

	Métal	Taux d'abrasion	Unité	Source	Lieux
Caténaire	Cu, Zn, Sb	170	mg/km	Chèvre et al., 2011	Fr (-)

Tableau 60- Taux d'abrasion des caténaires pour les tramways (appliqué au métro, LEB et trolleybus). Les parenthèses dans la dernière colonne indiquent les conditions expérimentales des sources : "(-)": inconnu.

7.3. Détermination des charges de métaux

7.3.1. Les trains

Toutes les données indiquent uniquement les émissions des métaux dans l'environnement global. Or, d'après l'étude de Legret et Pagotto, 1999, 20% des métaux émis dans l'environnement par les freins de voiture vont dans l'eau. L'étude de R. Sinha de 2009 propose que les particules émises par les roues, les freins et les caténaires des trains suivent le même cheminement que les particules de freins émises par les voitures. Ce travail va donc suivre le raisonnement de cette étude et appliquer ce pourcentage aux différentes parties des trains afin de déterminer leurs charges de métaux dans l'eau.

Afin d'obtenir l'estimation des charges en métaux rejetées par les trains dans l'eau, les différentes équations utilisées sont présentées ci-dessous et sont utilisées en fonction de l'unité des taux d'abrasions ou des rejets des parties des trains trouvés dans la littérature :

$I_{train} = \frac{E_CH}{Ltr_{CH})} * L_{tr_Lausanne}$ *Équation 18*

Avec:

- I_{train} : Charge du métal dans l'eau rejetée par le train [kg/a]
- E_CH: Estimation de la charge en métal dans l'ensemble de l'environnement par la partie du train considérée (caténaire, frein ou roue) dans toute la Suisse [kg/a]
- Ltr_CH : Longueur totale du trafic ferroviaire suisse (CFF) [km]
- $L_{tr_Lausanne}$: Longueur totale du trafic ferroviaire dans la commune de Lausanne (CFF) [km]

$I_{train} = Tp * L_{p_Lausanne} * 10^{-6}$ *Équation 19*

Avec:

- I_{train} : Charge du métal dans l'eau rejetée par le train [kg/a]
- Tp : Taux d'abrasion des particules fines en général par la partie du train dans l'ensemble de l'environnement [mg/km]
- $L_{p_Lausanne}$: Distance parcourue par les trains sur la commune de Lausanne en une année [km/a]

7.3.2. Le métro, les trolleybus et le LEB

L'ensemble des rejets en cuivre, zinc et antimoine utilisés représente les rejets de l'ensemble des métaux. Ainsi, pour avoir le rejet spécifique de chaque métal (cuivre, zinc et antimoine), ce rejet va être multiplié par la composition du métal dans l'élément considéré du métro, des trolleybus et du LEB comme expliqué dans le paragraphe 7.2.2.

Comme pour les trains, toutes les données indiquent uniquement les émissions des métaux dans l'environnement global. Ainsi, en vertu du même raisonnement que celui des trains, le taux de 20% va également être appliqué aux rejets des caténaires et des freins des trolleybus, ainsi que de l'ensemble des éléments du métro et du LEB afin de déterminer les charges de métaux dans l'eau.

Pour les pneus des trolleybus, le taux de 50% est appliqué. Celui-ci correspond au taux appliqué pour les véhicules légers (voir chapitre 6).

Afin d'obtenir l'estimation des charges en métaux rejetées par les transports en commun dans l'eau, l'équation présentée ci-dessous est utilisée en fonction des taux d'abrasion des différentes parties des métros, des trolleybus et du LEB trouvés dans la littérature :

$I_{transports} = Er_{élément} * L_transport_parcourus * 10^{-6}$ *Équation 20*

Avec:

- $I_{transports}$: Charge du métal dans l'eau rejetée par le transport en commun (trolleybus, métro ou LEB) [kg/a]
- $Er_{élément}$: Erosion de l'élément considéré (freins, pneus/roues, caténaires) du transport en commun dans l'environnement global [mg/km]
- L_transport_parcourus : Distance parcourue par le transport en commun dans la commune de Lausanne en une année [km/a]

7.4. Résultats des charges de métaux.

7.4.1. Trains

7.4.1.1. Freins

Les estimations des charges en métaux dans l'eau rejetées par les freins des trains sont présentées par métal dans le tableau 61 ci-dessous:

	Métal	**$Charge_{freins_trains}$ [kg/a]**	**Mediane $Charge_{freins_trains}$ [kg/a]**	**Source des données utilisées pour le calcul**
Frein	Cu	1.6	1.5 [0.3;4.3]	Burkhardt et al., 2007
		4.3		Adolph et Schmid, 2014
		0.27		UBA, 2021
	Zn	2	1 [0.09;2.1]	Adolph et Schmid, 2014
		0.09		UBA, 2021
	Sb	0.99	0.56 [0.1;0.99]	Adolph et Schmid, 2014
		0.12		UBA, 2021

Tableau 61- Charges estimées de cuivre, de zinc et d'antimoine dans l'eau rejetées par les freins des trains sur la commune de Lausanne.

7.4.1.2. Roues

Les estimations des charges en cuivre dans l'eau rejetées par les roues des trains sont présentées dans le tableau 62 ci-dessous:

	Métal	Charge$_{roues_train}$ [kg/a]	Mediane Charge$_{roues_train}$ [kg/a]	Source des données utilisées pour le calcul
Roue	Cu	0.09	0.09 [0.013;0.27]	Burkhardt et al., 2007
		0.27		Adolph et Schmid, 2014
		0.013		UBA, 2021

Tableau 62- Charges estimées de cuivre dans l'eau rejetées par les roues des trains sur la commune de Lausanne.

7.4.1.3. Caténaires

Les estimations des charges en cuivre dans l'eau rejetées par les caténaires des trains sont présentées dans le tableau 63 ci-dessous:

	Métal	Charge$_{caténaire_train}$ [kg/a]	Mediane Charge$_{caténaire_train}$ [kg/a]	Source des données utilisées pour le calcul
Caténaire	Cu	4.8	2.48 [0.08;4.8]	Adolph et Schmid, 2014
		0.08		UBA; 2021

Tableau 63- Charges estimées de cuivre dans l'eau rejetées par les caténaires des trains sur la commune de Lausanne.

7.4.2. Le métro, les trolleybus et le LEB

7.4.2.1. Freins

Les estimations des charges des métaux dans l'eau rejetées par les freins du métro M1, des trolleybus et du LEB sont présentées par métal dans le tableau 64 ci-dessous:

	Métal	Type de transport	Charge$_{freins}$ [kg/a]	Source des données utilisées pour le calcul
Frein	Cu	Métro	0.04	Chèvre et al., 2011
		LEB	0.08	
		Trolleybus	7.4	
	Zn	Métro	0.013	
		LEB	0.028	
		Trolleybus	1.1	
	Sb	Métro	0.015	
		LEB	0.034	
		Trolleybus	2.9	

Tableau 64- Charges estimées de cuivre, de zinc et d'antimoine dans l'eau rejetées par les freins du métro, des trolleybus et du LEB sur la commune de Lausanne.

7.4.2.2. Roues/Pneus

Les estimations des charges en métaux dans l'eau rejetées par les roues ou les pneus du métro M1, des trolleybus et du LEB sont présentées par métal dans le tableau 65 ci-dessous :

	Métal	Type de transport	$Charge_{roues/pneus}$ [kg/a]	Mediane Charge [kg/a]	Source des données utilisées pour le calcul
Roues/Pneus	Cu	Métro	0.18	0.18	Chèvre et al., 2011
		LEB	0.4	0.4	Chèvre et al., 2011
		Trolleybus	0.50	0.81 [0.5;1.01]	(Gebbe et al., 1997)
			1.01		Gustafsson et al., 2008
			0.60		Van Duijnhove et al., 2022
			1.01		Hillenbrand et al., 2005
	Zn	Trolleybus	7.81	12.7[7.8;15.9]	(Gebbe et al., 1997)
			15.90		Gustafsson et al., 2008
			9.43		Van Duijnhove et al., 2022
			15.90		Hillenbrand et al., 2005
	Sb	Trolleybus	0.00003	0.00006[0.00003;0.00007]	(Gebbe et al., 1997)
			0.00007		Gustafsson et al., 2008
			0.00004		Van Duijnhove et al., 2022
			0.00007		Hillenbrand et al., 2005

Tableau 65- Charges estimées de cuivre, de zinc et d'antimoine dans l'eau rejetées par les roues/pneus du métro, des trolleybus et du LEB sur la commune de Lausanne.

Le boxplot ci-dessous est obtenu (Figure 34) afin de visualiser la répartition des résultats des charges de cuivre, de zinc et d'antimoine rejetées par les pneus des trolleybus dans l'eau.

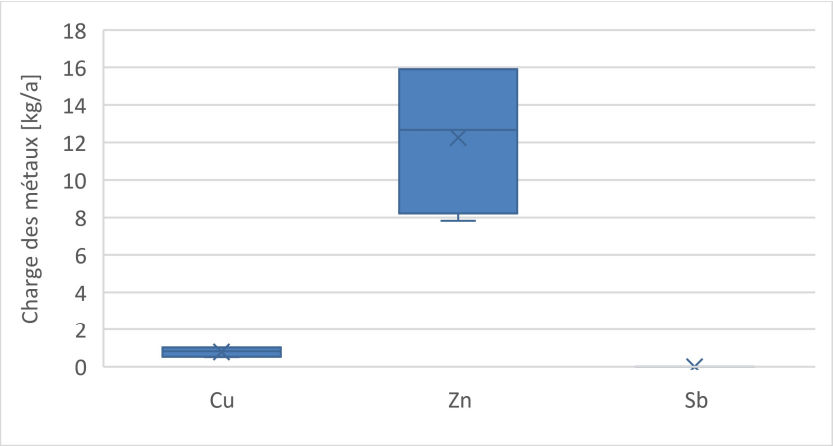


Figure 34- Charges estimées de cuivre, de zinc et d'antimoine rejetées dans l'eau par les pneus des trolleybus circulant dans la commune de Lausanne (dépositions atmosphériques déduites).

7.4.2.3. Caténaires

Les estimations des charges en cuivre dans l'eau rejetées par les caténaires du métro M1, des trolleybus et du LEB sont présentées dans le tableau 66 ci-dessous :

	Métal	Type de transport	$Charge_{caténaires}$ [kg/a]	Source des données utilisée pour le calcul
Caténaire	Cu	Métro	4.3	Chèvre et al., 2011
		LEB	9.6	
		Trolleybus	154.2	

Tableau 66- Charges estimées de cuivre dans l'eau rejetées par les caténaires du métro, des trolleybus et du LEB sur la commune de Lausanne.

7.4.3. Charge totale rejetée par les transports en commun

Les charges de métaux calculées précédemment sont additionnées par métal et par élément technique (freins, pneus/roues, caténaires) afin d'avoir la charge totale. Les résultats de la charge totale rejetée par les transports en commun (trains, trolleybus, métro et LEB) selon les éléments techniques les constituants sont présentés dans le tableau 67 ci-dessous:

Type	**Charge$_{transport_commun}$ Cu [kg/a]**	**Charge$_{transport_commun}$ Zn [kg/a]**	**Charge$_{transport_commun}$ Sb [kg/a]**
Freins	9	2.2	3.5
Roues	1.5	12.7	0.00006
Caténaires	170.6	-	-
Total	184	173	0.6

Tableau 67- Charges totales rejetées estimées de cuivre, zinc et antimoine dans l'eau sur la commune de Lausanne par les transports communs en fonction des éléments techniques considérés (freins, roues et caténaires).

Les charges distinctes des transports publics utilisées plus tard dans le chapitre 12 sont également présentées dans le tableau 68 ci-dessous.

Type de charge	**Charge_Cu [kg/a]**	**Charge_Zn [kg/a]**	**Charge_Sb[kg/a]**
Métro et LEB (caténaires, freins et roues)	14.6	0.041	0.05
Trains (caténaires, freins, roues)	4.1 [0.49;9.5]	1.1 [0.1;2.1]	0.00076 [0.00047;0.00096]
Trolleybus (frein, roues, caténaires)	162.3 [162;162.5]	13.8 [8.9;17]	2.9 [2.94395;2.94399]

Tableau 68- Charges rejetées estimées de cuivre, zinc et antimoine du Métro et du LEB, des trains et des trolleybus dans l'eau sur la commune de Lausanne.

Les charges des transports en commun permettant la comparaison avec les charges estimées de l'étude de Chèvre et al., 2011 sont également présentées dans le tableau 69 ci-dessous.

Transport en commun	**Type**	**Charge$_{transport_commun}$ Cu [kg/a]**
Métro, LEB , trains et métro	Freins	1.62
	Roues	0.67
	Caténaires	16.38
Trolleybus	Caténaires	154.2

Tableau 69- Charges rejetées estimées de cuivre des freins, roues et caténaires du Métro, du LEB et des trains, mais également des caténaires des trolleybus dans l'eau sur la commune de Lausanne.

Les charges de cuivre rejetées par les trains, le LEB et le métro estimées par l'étude de Chèvre et al., 2011, correspondent à 190 kg/a pour les caténaires, 48.5 kg/a pour les freins et 1.8 kg/a pour les roues. Ainsi, dans ce travail, les charges déterminées pour les freins, les roues et les caténaires sont plus faible (1.62 kg/a, 0.67 kg/a et 16.38 kg/a respectivement). De plus, la charge de cuivre rejetée par les caténaires des trolleybus est estimée par l'étude de Chèvre et al., 2011 à 670 kg/a ce qui plus grand que celle estimée dans ce travail (154.2 kg/a). Ces différences peuvent s'expliquer par le fait que les données d'abrasion des parties des trains sont différentes et que dans cette étude, seule la part des particules rejetées dans l'environnement allant dans les eaux est considérée.

7.4.4. Les dépositions atmosphériques

Etant donné que les charges des dépositions atmosphériques sont du même ordre de grandeur que les charges rejetées par les transports en commun et que la variabilité des résultats est grande, les charges des dépositions atmosphériques ne peuvent pas être soustraites des charges rejetées par les transports en commun car il n'y aurait plus de charges émises par ceux-ci. Par conséquent, les dépositions atmosphériques ne sont pas considérées dans ce chapitre.

7.5. Limites

Les principales limites pour ce chapitre sont l'absence d'études récentes de la part des CFF ou d'autres organismes ferroviaires concernant les rejets en métaux par les transports en commun. En effet, la littérature actuelle se concentre sur les différents types de particules fines rejetées. Il est possible d'avoir la proportion des métaux dans ces particules fines, ce qui permet d'estimer leurs rejets. Cependant, les incertitudes augmentent lorsqu'on ajoute une étape de calcul.

De plus, peu d'études sur la proportion des métaux finissant dans les eaux de surface sont effectuées, ainsi un taux correspondant aux trafics routiers est appliqué. Ce choix est discutable, car les métaux pourraient avoir des taux de ruissellements différents.

Certains taux d'abrasion utilisés ne sont pas spécifiques au métal d'intérêt, ainsi des études estimant l'abrasion spécifique des métaux par les différentes parties des transports en commun permettrait d'affiner les estimations des charges de métaux rejetées par les transports en commun.

8. Les plastiques

8.1. Contexte

Les plastiques peuvent se retrouver dans l'eau via le "littering". Ce terme désigne le fait que des plastiques soient jetés dans l'environnement (OFEV, 2020). Dans le littering, les bouteilles en plastique et les emballages sont des types de déchets fréquemment retrouvés.

Les plastiques contiennent plusieurs métaux dont de l'antimoine (Filella et al., 2019 et OFEV, 2020) sous la forme Sb_2O_3. Les plastiques peuvent donc représenter une source d'antimoine dans l'eau. L'antimoine est principalement utilisé dans les plastiques comme retardateurs de flamme ou catalyseur lors de la production des fibres plastiques (comme le polyester ou le PET).
Ce métal est présent dans plusieurs plastiques notamment dans :

- Le polyéthylène, principal plastique utilisé dans les emballages (comme la vaisselle jetable ou les sacs) (Filella et al., 2019).
- Le PVC
- Le PET (polyéthylène téréphtalate)
- Le caoutchouc
- Les fibres textiles (comme le polyester, le polyamide…) utilisées dans les tissus d'habillement ou de revêtement pour du mobilier (canapé, siège de voiture, …) (Filella et al., 2019).

Du plastique est également retrouvé dans les eaux usées. En effet, les fibres textiles atteignent les eaux usées en raison des lavages des vêtements par les particuliers. Ces fibres sont en majorités retenues par les STEPs et éliminées à travers les boues. Cependant, des restes de microplastiques peuvent se retrouver dans les eaux rejetées par les STEPs.

Les pneus sont également constitués de gomme plastique contenant de l'antimoine. Néanmoins, l'apport de l'antimoine par les pneus est déjà considéré dans le chapitre 6 sur le trafic automobile et ne sera donc pas abordé dans ce chapitre.

8.2. Données pour la détermination de la charge

8.2.1. Concentration d'antimoine des plastiques rejetés dans l'eau

Dans l'étude de Filella et Turner, 2018, de l'antimoine est détecté dans 11% des 670 plastiques collectés sur les rives du Léman. Une concentration médiane d'antimoine de 183 mg/kg (33-27'000 mg/kg) est mesurée dans ces plastiques.

8.2.2. Rejets en plastique par les STEPs

Dans le canton de Zurich, l'Office des déchets, de l'eau, de l'énergie et de l'air (AWEL) a analysé l'eau de 28 usines de traitement des eaux usées. Celles-ci libéraient chaque jour près de 18 milliards de microparticules de plastique dans l'environnement ce qui représente 330 grammes de plastique par jour. Actuellement la STEP de Vidy ne traite qu'une petite partie des microplastiques (Communication personnelle de M. Grunauer, Directeur de la STEP de Vidy). Cependant, les nouvelles infrastructures, opérationnelles dès 2026, permettront un traitement pratiquement complet de ceux-ci.
Comme en 2021, les 28 plus grandes STEP de Zurich produisent 24'674 tonnes de boue et celle de Vidy 7'864 tonnes (Communication personnelle avec M. Chambaz), 38.4 kg/a de microparticules de plastiques sont estimées être rejetées par la STEP de Vidy (Aqua&Gas No 7/8, 2016) ($M_{plastiques_STEP}$) dans le lac Léman.

8.2.3. Rejets en plastiques par le littering

En Suisse, une modélisation a permis d'estimer que, respectivement, 110 et 15 tonnes de macroplastiques et microplastiques se retrouvent dans l'eau (OFEV, 2020, Kawecki et al., 2019) chaque année. Ainsi, un total de 125 t/a [48] de plastiques issus du littering se retrouve dans le milieu aquatique.

Cette masse peut être calculée par habitant en utilisant le nombre d'habitants en Suisse en 2014 (8.19 millions) comme l'a réalisé l'étude de Kawecki et al., 2019. Ainsi, environ 2.13 t/a de déchets plastiques ($M_{plastiques_littering}$) issus du littering sont estimées être retrouvées dans l'eau pour la commune de Lausanne.

8.3. Détermination de la charge émise par les plastiques

Pour calculer la charge émise en antimoine par les plastiques dans l'eau, l'équation suivante est appliquée :

$I_{plastique} = M_{plastiques} * T_{antimoine} * \%A$ *Équation 21*

Avec:

- $I_{plastique}$: Charge d'antimoine rejetée par le littering de déchets plastiques dans l'eau ou par la STEP de Vidy [kg/a]
- $M_{plastiques}$: Masse annuelle estimée de plastiques rejetée dans l'eau par les STEPs ou le littering [kg/a]
- $T_{antimoine}$: Concentration médiane d'antimoine dans un plastique [mg/kg]
- %A : Proportion de plastiques dans lesquels de l'antimoine est détecté [%]

8.4. Charge totale rejetée par les plastiques

Les estimations des rejets d'antimoine dans l'eau par les plastiques sont présentées dans le tableau 70 ci-dessous.

Charge rejetée	**$I_{plastique_littering}$ [kg/a]**	**$I_{plastique_STEP}$ [kg/a]**	**$I_{plastique_total}$ [kg/a]**
Sb	0.04	0.00077	0.04

Tableau 70- Charges totales rejetées en antimoine par les plastiques dans l'eau dans la commune de Lausanne.

Ainsi, la charge total d'antimoine estimée provenant des plastiques est 0.04 kg/a.

8.5. Limites

L'antimoine dans l'eau est adsorbé sur les particules de plastiques et est donc probablement sous forme solide et non soluble.

[48] Les auteurs ont modélisé l'impact environnemental des sept polymères les plus couramment utilisés, mais n'ont pas considéré l'abrasion des pneus.

9. L'agriculture

9.1. Contexte

Le cuivre est utilisé comme fongicide notamment dans la viticulture, la culture des pommes de terre et du houblon. Le cuivre est majoritairement utilisé dans l'agriculture biologique (Ordonnance du DEFR sur l'agriculture biologique, 2022), mais peut aussi être utilisé dans l'agriculture conventionnelle. En raison de l'absence de vignoble dans la commune de Lausanne, l'utilisation du cuivre est considérée comme étant réservée à l'agriculture biologique uniquement.

Le zinc est utilisé comme engrais minéral dans l'agriculture conventionnelle (Meylan, 2017) et biologique (Ordonnance du DEFR sur l'agriculture biologique, 2022). Le zinc est également présent sur des champs où pâture du bétail en raison de leurs déjections.

9.2. Données pour la détermination de la charge

9.2.1. Types de culture sur la commune de Lausanne

Les zones agricoles de la commune de Lausanne sont principalement concentrées dans les zones foraines. Afin de déterminer quels types de cultures sont présents sur la commune de Lausanne, la surface et le type de culture de l'ensemble des parcelles situées dans les zones foraines, les zones foraines sont scindées en cinq zones pour mieux visualiser les parcelles. Les figures 35 et 36 localisent ces cinq zones. Ce recensement est réalisé en octobre 2022 grâce au guichet cartographique du Canton de Vaud. Ainsi les types de cultures indiquées sur le guichet cartographique sont spécifiques aux cultures de cette période. En effet, les cultures peuvent changer au fil des saisons et peuvent évoluer en fonction des années en raison de la rotation des cultures.

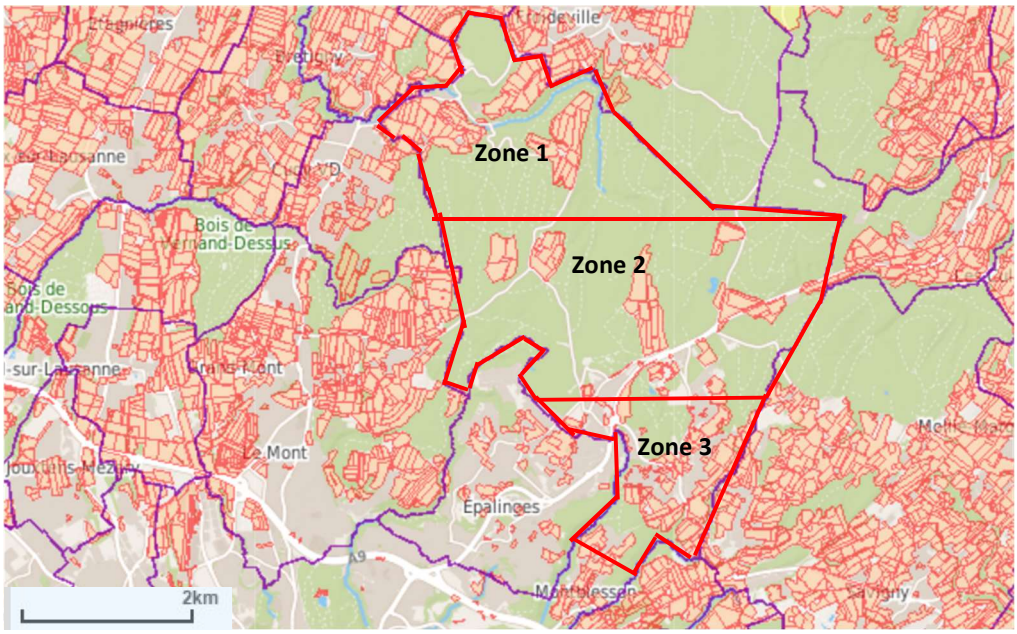


Figure 35- Zones délimitées pour la détermination des surfaces des parcelles et des types de cultures au niveau des zones foraines de la commune de Lausanne (Nord Est).

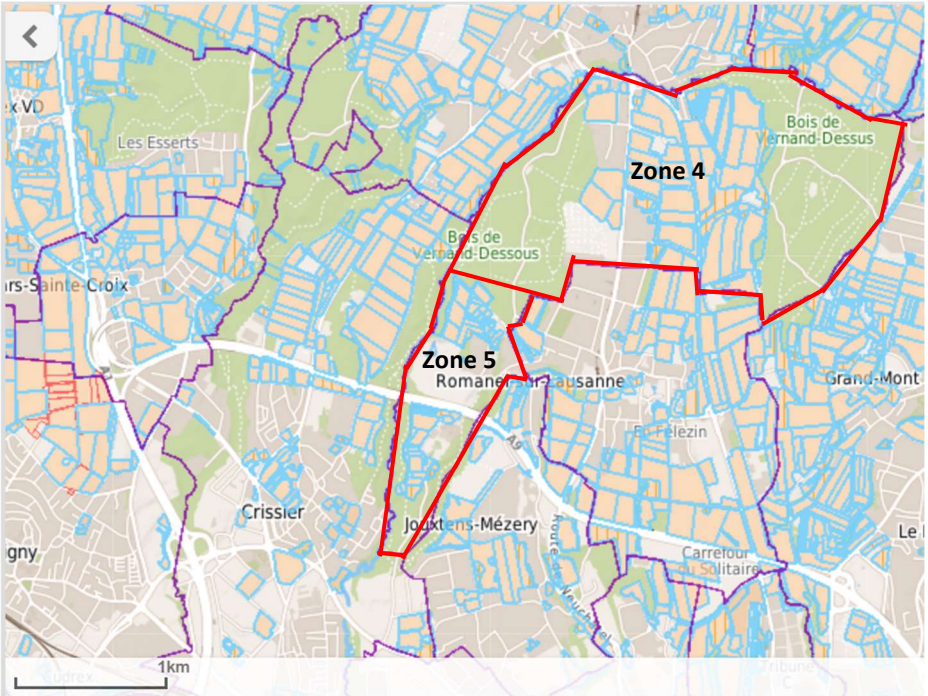


Figure 36- Zones délimitées pour la détermination des surfaces des parcelles et des types de cultures au niveau des zones foraines de la commune de Lausanne (Ouest).

Dans la zone 1, il y a une majorité de pâturages et de prairies. On dénombre la présence de parcelles avec des cultures d'avoine, de méteil de céréales fourragères, de blé automne, de pommes de terre, d'épeautre, de colza, de tournesol, de betteraves sucrières, de triticale, de maïs, d'orge d'automne, de lupin, de surface à litière ("Prairies sur des sols humides ou inondés, dont la récolte est utilisée généralement comme litière et exceptionnellement comme fourrage", (Agridea, 2023)) et d'autres types de cultures trop ponctuelles pour être annotées (par exemple "Autres surfaces situées en dehors de la surface agricole utile", "jachère florale" et " asperges").

Dans la zone 2, il y a également une majorité de pâturages et de prairies. On dénombre également la présence de parcelles d'épeautre, de maïs, de surface à litière et de colza.

Dans la zone 3, il y a une majorité de pâturages et de prairies avec quelques parcelles de culture d'épeautre, de triticale, de maïs, d'avoine, de colza, d'orge d'automne et d'autres types de cultures trop ponctuelles pour être annotées.

Dans la zone 4, il y a une majorité de pâturages et de prairies avec la présence de quelques parcelles d'épeautre, de maïs, de colza, de betteraves sucrières, de blé d'automne, de pois protéagineux, de surface à litière de maraicher et d'autres types de cultures trop ponctuelles pour être annotées

Finalement, dans la zone 5, il y a la présence de pâturages extensifs, de cultures de fruits, de cultures maraichères, d'orge d'automne, de blé d'automne, de baies et d'autres types de cultures trop ponctuelles pour être annotées.

9.2.2. Répartition des types de cultures sur la commune de Lausanne

La surface totale de chaque type de culture des parcelles agricoles situées dans les zones foraines de la commune de Lausanne est donc résumée dans le tableau 71 ci-dessous.

Type	Surface [m^2]	Pourcentage [%]	Utilisation de fongicide au cuivre ?[49]	Utilisation d'engrais au zinc ?[50]
Surface à litière	98'754	2	Non	Non
Prairie artificielle	520'250	10.7	Non	Oui
Prairie extensive	349'544	7.2	Non	Oui
Pâturage extensif	195'386	4	Non	Oui
Pâturage	266'978	5.5	Non	Oui
Autres prairies	802'493	16.5	Non	Oui
Blé automne	720'374	15.9	Non	Oui
Tournesol	75'887	1.56	Non	Oui
Fruit	12'033	0.25	Oui	Non
Lupin	14'150	0.29	Non	Oui
Pomme de terre	147'385	3.0	Oui	Oui
Avoine	21'252	0.4	Non	Oui
Autres	910'537	18.7	Non	Oui
Epeautre	20'630	0.004	Non	Oui
Orge d'automne	126'632	2.61	Non	Oui
Méteil de céréales fourragères	14'795	0.30	Non	Oui
Maraicher	39'130	0.81	Non	Oui
Betterave sucrée	33'355	0.69	Non	Oui
Maïs	118'115	2.43	Oui	Oui
Colza	156'844	3.23	Non	Oui
Pois protéagineux	44'951	0.93	Non	Oui
Triticale[51]	106'704	2.2	Non	Oui
Baie	11'969	0.25	Non	Oui
Total	4'863'797	100	-	-

Tableau 71- Superficie et proportion des différents types de cultures des parcelles agricoles situées dans les zones foraines de la commune de Lausanne. Informations sur l'utilisation de cuivre et de zinc respectivement comme fongicide et engrais.

9.2.2.1. Proportion des métaux dans les eaux émis par les parcelles agricoles

Il est difficile d'établir une estimation générale des proportions de cuivre et de zinc provenant des parcelles agricoles et arrivant dans les eaux. En effet, les quantités de métaux atteignant les eaux varient énormément en fonction des caractéristiques physique et chimique du terrain des parcelles agricoles et des conditions météorologiques (Communication personnelle avec Y. Genoud, Ingénieur de la protection des eaux à l'OCEau). Dans cette étude, il est décidé d'utiliser les données de Mayer et al., 2019, provenant d'eaux d'infiltration, pour caractériser la proportion de métaux évacuée des parcelles agricoles dans les eaux. D'après cette étude, les estimations de 46% de cuivre et de 65% de zinc appliqués sur les parcelles agricoles sont évacués dans les eaux.

[49] Basé sur OSAV, 2022
[50] Information basée sur Cordis Europa, 2017; Agridea, 2010, Prometerre , 2021
[51] Croisement entre blé et seigle

9.2.2.2. Application du cuivre sur les terres agricoles

La majorité des terres sur la commune de Lausanne sont des pâturages et des prairies. Par conséquent, aucun fongicide n'est appliqué. Au total, uniquement 7% des terres cultivées, représentant 277'533 m^2, peuvent utiliser du cuivre (cf. tableau 71).

Dans la région lausannoise, au même titre qu'au niveau de la Suisse, l'agriculture bio représente 10 à 12% des parcelles cultivées (communication personnelle: Services des parcs et domaines, Ville de Lausanne). En admettant que le cuivre est uniquement utilisé par l'agriculture biologique, c'est-à-dire que l'agriculture conventionnelle utilise d'autres fongicides, ainsi 12% des surfaces agricoles (277'533 m^2) sur la commune de Lausanne sont donc considérées comme biologique et utilisant du cuivre.
Ainsi, 33'303 m^2 de cultures utilisant du cuivre sont considérées.

9.2.2.3. Application du zinc sur les terres agricoles

Le zinc est utilisé principalement comme engrais pour éviter des carences du sol en ce minéral. Il provient principalement des engrais de ferme (lisier/purin). Il peut donc être utilisé dans la majorité des cultures agricoles sur la commune de Lausanne (Cordis Europa, 2017).

Concernant les pâturages, ils sont utilisés par le bétail. Or les excréments des animaux peuvent contenir des métaux. Ainsi, du zinc peut être retrouvé dans ce type de champs. Dans ce travail, tous les types de pâturages sont considérés comme ayant du bétail.
De plus, des engrais de ferme contenant du zinc peuvent être appliqués sur les prairies artificielles. Les autres prairies sont considérées comme des prairies extensives. Or les prairies extensives au même titre que les surfaces de litières n'utilisent pas d'engrais et n'hébergent pas de bétail (Agridea,2010).

9.2.3. Dose de cuivre appliquée

La dose maximale indiquée par l'OSAV, 2022, du cuivre sur les cultures utilisant ce fongicide est de 4 kg Cu /ha/a. Ce worst case sera appliqué pour déterminer la charge de cuivre appliquée sur les sols.

De plus, comme expliqué dans le paragraphe 9.2.2.1, 46% de cuivre appliqué sur les parcelles agricoles atteignent les eaux. Ainsi, 1.84 kg/ha/a de cuivre atteint les eaux.

9.2.4. Dose de zinc appliquée

Les apports de zinc déterminés dans l'étude de Gross et al., 2021, sur différents types de parcelles agricoles en Suisse sont résumés dans le tableau 72 ci-dessous. Comme expliqué plus haut, 65% du zinc appliqué sur les parcelles agricoles est évacué dans les eaux (Mayer et al., 2019). Ce pourcentage sera appliqué aux entrées déterminées par Gross et al., 2021 du zinc dans le sol.

Type	**Application aux types de culture de la commune de Lausanne**	**Surface [m^2]**	**Entrée du zinc dans le sol [g/ha/a]**	**Entrée du zinc dans l'eau [g/ha/a]**
Potager	Maraîcher	39'130	389	253
Verger	Baie, fruit	24'002	0	0
Agriculture	Autres cultures	2'511'611	5	3.25
Herbage combiné avec vache	Pâturage extensif[52], Prairie extensive, pâturage	811'908	50	32.5
Herbage intensive	Prairie artificielle et autres prairies	1'322'743	90	58.5

Tableau 72- Entrée de zinc en fonction des différents types de parcelles agricoles en Suisse appliquées aux parcelles agricoles de la commune de Lausanne basé sur l'étude de Gross et al., 2021.

9.3. Détermination de la charge émise par l'agriculture

La charge émise par l'agriculture est obtenue à l'aide de l'équation suivante :

$I_{agriculture} = D_{max} * S_{agriculture_Lausanne} * \%Eau$ *Équation 22*

Avec:

- $I_{agriculture}$: Charge du métal rejetée dans l'agriculture [kg/a]
- D_{max}: Dose maximale [kg/ha/a]
- %Eau : Pourcentage de la dose appliquée sur le sol allant vers les eaux
- $S_{agriculture_Lausanne}$: Surface agricole utilisant ce produit [ha]

9.4. Charge totale rejetée par l'agriculture

Au total, en considérant les surfaces de cultures utilisant ces métaux et leur dose, les charges de cuivre et de zinc rejetées par l'agriculture sur la commune de Lausanne correspondent respectivement à 6.13 kg/a et 12.15 kg/a.

[52] La différence entre les "pâturages extensifs" et les "pâturages" est que les "pâturages extensifs" "ne se focalisent pas sur la performance des animaux de rente, mais sur la présence et la promotion de nombreuses espèces végétales et animales." (Agridea, 2010)

10.L'eau potable

10.1. Contexte

D'après le Service de l'eau de la Ville de Lausanne (Communication personnelle de M. Zuercher, Adjoint technique, 2022), dans le passé, les infrastructures du réseau d'eau potable pouvaient contenir du cuivre. Du cuivre pouvait donc être lessivé dans l'eau potable en raison de la corrosion (Umweltschutz.ch, 2022).

Actuellement, les infrastructures publiques ne contiennent pas de cuivre. En effet, d'après une communication personnelle avec M. Ibarrola, Chef de division du Service de l'eau à la Ville de Lausanne, les canalisations qui constituent le réseau principal sont :

- Majoritairement en fonte (fonte ductile ou fonte grise)
- En acier
- En polyéthylène

De plus, les installations extérieures au réseau principale (branchements) sont:

- En polyéthylène
- En fer étiré

Enfin, les types de revêtement intérieur en contact avec l'eau potable sont :

- En polyuréthane
- En mortier de ciment

10.2. Charge totale rejetée par l'eau potable

Concernant l'antimoine, les eaux domestiques en sont pratiquement exemptes d'après l'OMS, 2003. De plus, aucune information concernant le zinc dans les eaux potables n'a été trouvée.

Par conséquent, le cuivre, le zinc et l'antimoine ne sont que peu présents dans les conduites (confirmation par des communications personnelles avec M. Ibarrola et M. S. Goy (Conseil et contrôle des installations, Service de l'eau à la Ville de Lausanne)). Ainsi, dans cette étude, les charges de métaux rejetées à travers l'utilisation d'eau potable sont considérées comme négligeables.

A titre de comparaison, la charge de cuivre rejetée par l'eau potable est estimée à 19.3 kg/a dans l'étude de Chèvre et al. de 2011. Ceci s'explique par l'utilisation des concentrations de cuivre dans l'eau potable après traitement pour estimer cette charge, or aucune information sur les concentrations de cuivre dans l'eau potable n'est trouvée dans ce travail.

11.Système d'évacuation de l'eau

11.1. Système d'évacuation de l'eau de la commune de Lausanne

Les réseaux d'assainissement de type unitaire et de type séparatif sont tous deux présents sur la commune de Lausanne. Le réseau unitaire correspond à la mise en commun des eaux claires et des eaux usées dans les mêmes canalisations jusqu'à la station d'épuration. Le réseau séparatif quant à lui, sépare les eaux claires des eaux usées. Lors de précipitations, le réseau unitaire peut représenter un problème, car cela peut surcharger la STEP ou les canalisations. Ainsi les déversoirs d'orage ont pour rôle de déverser certaines de ces eaux dans les eaux de surface. Le problème du réseau séparatif est que les eaux de ruissellement des pluies peuvent contenir des substances qui ne sont pas traitées en STEP car déversées directement dans l'environnement. Le pourcentage d'équipement en système séparatif et unitaire dans la commune de Lausanne est illustré dans la Figure 37 ci-dessous.

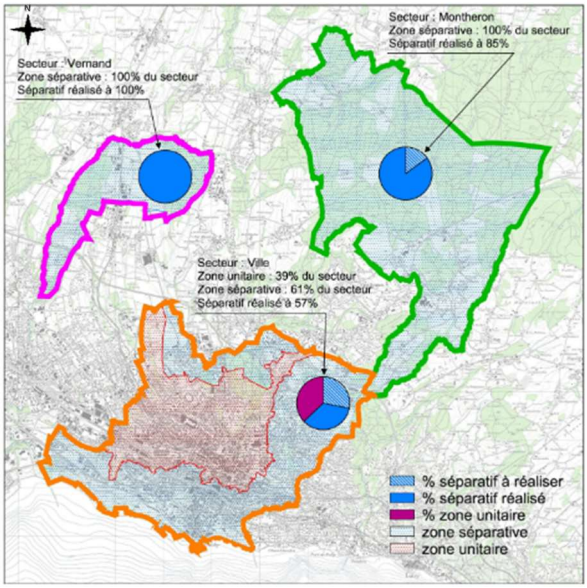


Figure 37- Taux d'équipement en système séparatif et unitaire de la commune de Lausanne (PGGE Lausanne, 2009).

11.1.1. Les dépôts atmosphériques, les bâtiments et les routes

Pour la zone centrale de Lausanne, la zone unitaire est à 40% et la zone séparative à 60%. Ces proportions seront utilisées comme coefficients de transfert pour les charges en métaux rejetées par les dépôts atmosphériques, les bâtiments et les routes. En effet, ces sources sont réparties uniformément sur toute la commune de Lausanne. La proportion des eaux de ruissellement suite à des précipitations allant vers le système unitaire ou séparatif est dépendante de la répartition de ces deux types de systèmes sur la commune de Lausanne.

11.1.2. Les transports en commun

Les voies ferrées des trains des CFF, du métro M1 et du LEB sont fixes. Pour déterminer la proportion de leurs eaux de ruissellement vers le système unitaire ou séparatif, il faut visualiser leur itinéraire sur la commune de Lausanne. Pour ceci, la superposition de la figure 37 est faite avec une carte du guichet cartographique du canton de Vaud (cf figure 38 ci-dessous).

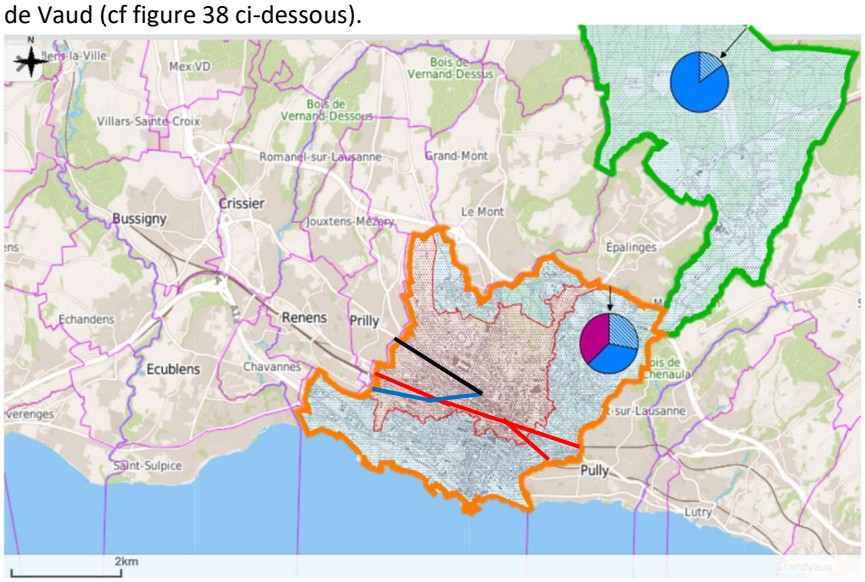


Figure 38- Superposition de la carte du réseau d'assainissement avec les itinéraires des voies ferrées CFF (en rouge), des voies ferrées du métro M1 (en bleu) et des voies ferrées du LEB (en noir).

Les voies ferrées du LEB et du métro M1 sont uniquement en zone unitaire sur la commune de Lausanne, ainsi leurs eaux de ruissellement iront à 100% dans le réseau unitaire. D'après les mesures sur la figure 41, la longueur des voies ferrées des CFF est de 2'568 mètres dans la zone ayant un système unitaire (100%) et de 2'262 mètres dans la zone ayant un système séparatif (100%). Ainsi, les eaux de ruissellement des voies ferrées des CFF vont environ à 50% dans le système unitaire et à 50% dans le système séparatif.

11.1.3. Infrastructures sur le réseau d'assainissement

Plusieurs ouvrages et notamment des déversoirs d'orage sont disposés le long du réseau d'assainissement de Lausanne (Rapport réseau de Lausanne, 2018). La figure en Annexe n°4 permet de les localiser sur la commune de Lausanne. La liste ci-dessous les énumère:

1- **Déssableur et déversoir d'orage du Capelard**

Déversoir d'orage le plus important délestant la branche Est du réseau d'assainissement. Il permet de limiter les débits de pointe vers la STEP. Le rejet a lieu dans le Léman.

2- **Déversoir d'orage de la Maladière**

Déversoir de type latéral sur crête épaisse. Il récolte les bassins versants situés sous la gare de Lausanne. Le rejet a lieu dans le Léman.

3- **Déversoir d'orage du Berna**

Dernier déversoir de la branche est du réseau d'assainissement de la commune de Lausanne avant la STEP. Il rejette le deuxième plus grand volume d'eaux polluées, après celui du Capelard. Le rejet a lieu dans le Léman.

4- **Déversoir d'orage du Denantou**

Déversoir situé en amont de la chambre de mise en charge de la Vuachère. Il permet de limiter le débit transitant dans les canaux de dessablage. Le rejet a lieu dans le Léman.

5- **Dessableur de la Vuachère et chambre de mise en charge**

Chambre de mise en charge d'une conduite allant jusqu'à la Maladière. Canaux de dessablage pour retenir graviers et cailloux pour éviter l'enssablage de la conduite. Le trop-plein est rejeté dans le Léman.

6- **Déversoir d'orage de Rovéréaz**

Sert de jonction et limite le débit dans les collecteurs de Montblession et du Flon Morand. Les eaux déversées s'écoulent à ciel ouvert directement dans le Flon-Morand

7- Déversoir d'orage de la Chamberonne

Dernier ouvrage de régulation de débit de la branche Ouest avant la STEP. Le rejet a lieu dans la Chamberonne.

8- Déversoir d'orage du Pontet

Déversoir latéral. Le rejet a lieu dans la Sorge.

9- Déversoir d'orage du Vieux-Moulin

Il sert de jonction et de limitateur de débit pour 2 collecteurs de 2 bassins versants. Le rejet a lieu dans la Mèbre.

10- Déversoir d'orage de Timonet d'en bas

Le rejet a lieu dans la Mèbre.

11.2. Bilan hydrique des infrastructures du réseau d'assainissement

Les déversoirs d'orage tout le long du réseau et au niveau de la STEP de Vidy rejettent des eaux usées dans les eaux de surface. Les volumes d'eaux rejetés estimés par ces déversoirs sont récapitulés dans le bilan hydrique du PGEE (Plan général d'évacuation des eaux communal) de la STEP illustré ci-dessous (Figure 39).

- Le DO collecteur Est rassemble l'ensemble des déversoirs provenant de la branche est du réseau d'assainissement de la commune de Lausanne (Déversoirs du Capelard, de la Maladière, du Berna, du Denantou, de Rovéréaz).
- Le DO collecteur Ouest rassemble l'ensemble des déversoirs provenant de la branche ouest du réseau d'assainissement de la commune de Lausanne (Déversoirs de la Chamberonne, du Pontet, du Vieux-Moulin et de Timonet d'en bas).

	EM	
	10^3 m^3/an	%
rejets DO réseau	**1'279**	
DO collecteur Est	*1'238*	*96.8%*
DO collecteur Ouest	*41*	*3.2%*
apports STEP	**40'143**	
rejets STEP	**5'189**	
entrée	*319*	*6.1%*
après dégrillage	*2'712*	*52.3%*
après traitement complet	*2'159*	*41.6%*
BILAN		
production totale	**41'422**	
rejets DO	**1'279**	3.1%
rejets STEP	**5'189**	12.5%
traité	**34'954**	84.4%

Figure 39- Bilan hydrique sur tout le bassin versant de la STEP de Vidy issu du PGEE de la STEP daté de 2014 (Il s'agit d'une estimation). "EM" : eaux usées mélangées.

Les rejets des déversoirs d'orage (DO) regroupent les eaux usées rejetées vers les eaux de surface au travers des différents déversoirs d'orage sur le réseau d'assainissement avant la STEP. De même, les "rejets STEP" regroupent les eaux usées rejetées vers les eaux de surface au travers des différents déversoirs d'orage situés juste en amont et à l'intérieur de la STEP de Vidy. La ligne "Traité" représente les eaux traitées par la STEP de Vidy. Le volume d'eau totale entrant dans le réseau d'assainissement correspond à 41'422'000 m^3/a. Ce total permet de calculer les pourcentages d'eaux restants dans le réseau d'assainissement et ceux allant vers les eaux de surface après chacun des déversoirs.

Le bilan hydrique n'a pas considéré les rejets d'eau ponctuels par les canalisations mal raccordées le long du réseau.

11.2.1. Coefficient de transfert

A partir des constatations faites dans le paragraphe 11.1, le tableau 73 ci-dessous permet de résumer le pourcentage des eaux de ruissellement allant soit vers le système unitaire soit vers le système séparatif en fonction des différentes sources.

Source	Pourcentage vers le réseau unitaire [%]	Pourcentage vers le réseau séparatif [%]
Déposition atmosphérique (commune de Lausanne)	40	60
Déposition atmosphérique (Lac)	0	100
Toitures	40	60
Façades	40	60
Voies ferrées des trains (CFF)	50	50
Voies ferrées LEB et métro M1	100	0
Trafic automobile	40	60
Trolleybus	40	60
Eau potable	100	0

Tableau 73- Synthèse du pourcentage des eaux de ruissellement allant vers le système unitaire et vers le système séparatif en fonction des différentes sources.

Les proportions d'eaux usées déterminées par les données liées aux volumes d'eaux du bilan hydrique sont présentées dans la figure 39. Celles-ci sont résumées dans le tableau 74 ci-dessous.

Partie	Total [m^3/a]	Proportion eaux allant vers les eaux de surface [%]	Proportion eaux restant dans le réseau [%]
Rejet DO EST (EM)	1'238'000	3.0	97.0
Rejet DO Ouest (EM)	41'000	0.1	99.9
Rejet DO STEP (EM)	5'189	12.9	87.1
Eaux traitées à la STEP (EM)	34'954'000	-	-

Tableau 74- Synthèse du pourcentage des eaux usées mélangées étant déversées dans les eaux de surface et restant dans le réseau d'assainissement.

11.2.1.1. Les boues

Lors du traitement des eaux usées, une partie des métaux se trouvant dans les eaux vont dans les boues. D'après le Bilan de l'épuration vaudoise, Lausanne a produit, en 2021, 6'128 tonnes de masse sèche.

Pour les eaux traitées à la STEP de Vidy, une portion des métaux est fixée dans les boues. Les pourcentages de métaux fixés par les boues sont résumés dans le tableau 75 ci-dessous. Le pourcentage d'antimoine entrant en STEP et fixé dans les boues n'a pas été trouvé. Pour l'estimer, le worst case des dix métaux étudiés dans l'étude de Bouallegue, 2010 est utilisé.

Métal	Cu	Zn	Sb
Pourcentage métal fixé par les boues [%]	85	74	32
Pourcentage métal rejeté avec les eaux traitées vers eaux de surface [%]	15	26	68

Tableau 75- Synthèse du pourcentage de cuivre, de zinc et d'antimoine fixé par les boues (Bouallegue, 2010). Pour l'antimoine, il s'agit d'un worst-case.

11.2.1.2. La sédimentation

Pour la sédimentation, comme aucune littérature n'est trouvée sur le sujet, la méthode utilisée pour estimer le taux de sédimentation du cuivre est similaire à celle de l'étude de Chèvre et al., 2011. En effet, les exigences des métaux totaux et dissous issues de l'Ordonnance fédéral sur la protection des Eaux (OEaux) permet de déduire la proportion de métal qui sédimente de celle qui est dissoute. Le tableau 76 ci-dessous résume les coefficients de transfert obtenus avec cette méthode.

	Cu	**Zn**
Norme OEaux métal total [mg/L]	0.005	0.02
Norme OEaux métal dissout [mg/L]	0.002	0.005
Coefficient de sédimentation [%]	40	25

Tableau 76- Synthèse des normes de cuivre, zinc et antimoine total et dissous issues de l'OEaux et coefficients de transfert estimés à partir de ces normes.

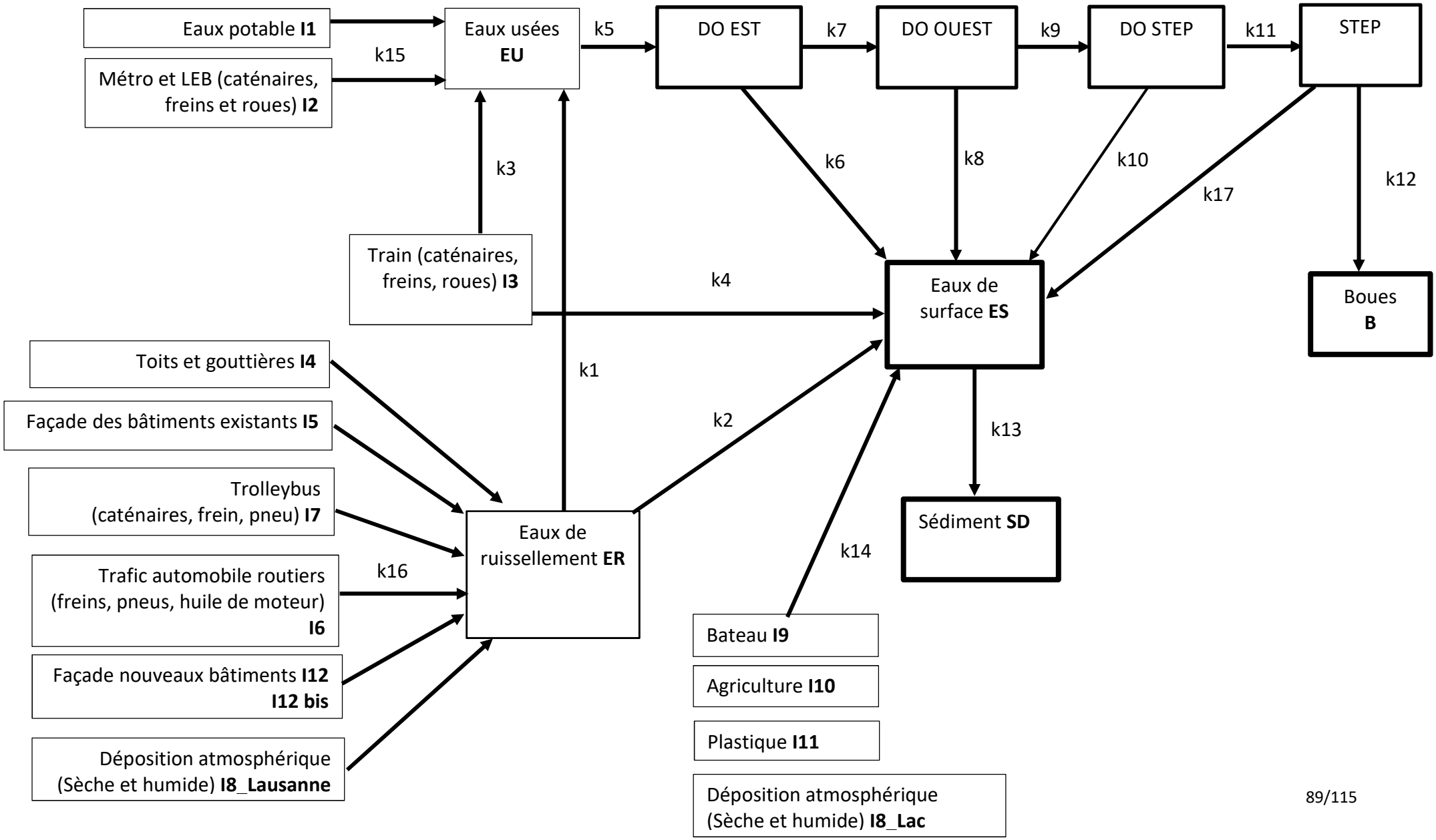
Les coefficients de sédimentation pour l'antimoine ne sont pas déterminés, car il n'y a pas de norme OEaux pour ce métal. Par conséquent, aucune sédimentation de la part de l'antimoine est considérée dans ce travail.

12.Analyse de flux de matière

12.1. Schéma

Le système d'analyse de flux de matières du cuivre, du zinc et de l'antimoine est défini par le réseau d'assainissement de la commune de Lausanne et les eaux entrantes dans celui-ci comme l'a réalisé Chèvre et al., 2011. Celui-ci est illustré dans le schéma ci-dessous (cf figure 40). Les principaux compartiments du système qui sont identifiés comme étant les systèmes d'évacuation sont les trois déversoirs d'égouts unitaires sur le réseau unitaire, la station d'épuration (STEP), les boues de STEP (B), les eaux de surface (ES) et les sédiments (SD). Aucune sortie de l'eau du réseau d'assainissement autre que les déversoirs d'orage est considérée, les métaux finissent dans les réservoirs comme les eaux de surface, les boues ou les sédiments. Les flux mesurés vers les réservoirs sont régulés par les charges entrantes dans le système d'assainissement (I) et les coefficients de transferts correspondants (k).

Figure 40- Schéma de description du système de drainage urbain des trois métaux (cuivre, zinc et antimoine) de la commune de Lausanne. « I » correspondent aux charges entrantes des différentes sources des métaux, "k" correspond aux coefficients de transfert. Les charges "I" et les coefficients k" sont disponibles dans les tableaux 77, 78, 79 et 80. DO : déversoir d'orage. STEP : stations d'épuration des eaux usées.



12.2. Résumé des charges de métaux émises par les différentes sources

Les charges de cuivre, zinc et antimoine émises par les différentes sources obtenues dans cette étude et modélisées dans le schéma ci-dessus sont résumées dans le tableau 77 ci-dessous. Pour être comparées aux autres sources de cuivre, de zinc et d'antimoine la totalité de ces charges sont considérées comme étant rejetée sur une année. Il s'agit donc d'un worst-case.

Charge	Type de charge	Charge_Cu [kg/a]	Charge_Zn [kg/a]	Charge_Sb [kg/a]
I1	Eau potable	-	-	-
I2	Métro et LEB (caténaires, freins et roues)	14.6	0.041	0.05
I3	Trains (caténaires, freins, roues)	4.1	1.1	1
I4	Toits et gouttières	1'372	4'241	-
I5	Façade existante	0.000063	0.00022	0.000016
I6	Trafic automobile (freins, roues, huile de moteur)	236.4	565	25.9
I7	Trolleybus (frein, roues, caténaires)	162.3	13.8	2.9
I8_Lausanne	Déposition atmosphérique commune de Lausanne (humide et secs)	58	338	2.3
I8_Lac	Déposition atmosphérique lac (humide et secs)	18	105	0.7
I9	Bateau	308	-	-
I10	Agriculture	6.1	12.15	-
I11	Plastique	-	-	0.04
I12	Façade des nouveaux bâtiments en béton	0.000063	0.000215	0.000016
I12 bis	Façade des nouveaux bâtiments en béton avec sable de mâchefer	0.00015	0.00025	0.00019
I12 max	Façade des nouveaux bâtiments en béton	0.00149	0.0050	0.00037
I12 bis max	Façade des nouveaux bâtiments en béton avec sable de mâchefer	0.0034	0.0058	0.0045

Tableau 77- Synthèse des charges de cuivre, zinc et antimoine émises vers les eaux de surface sur la commune de Lausanne."I12 max" et "I12 bis max" représentent les charges calculées des façades des nouveaux bâtiments selon le scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer (cf paragraphe 5.6).

12.3. Comparaison des charges de métaux pour les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" et en béton en sable de mâchefer

Le scénario "réaliste" d'utilisation des sables de mâchefer considère que le sable de mâchefer constitue 30% du béton et est utilisé de les 48 nouveaux bâtiments construits chaque année dans la commune de Lausanne.

12.3.1. Cuivre

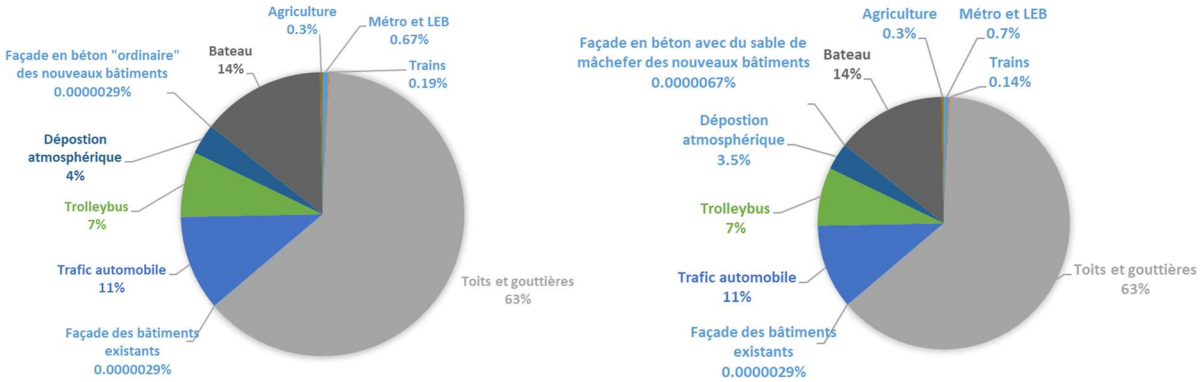


Figure 41- Proportion des différentes charges de cuivre sur la commune de Lausanne à travers deux scénarios: les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" (à gauche) et en béton de sables de mâchefer (à droite).

La figure 41 compare la répartition des charges de cuivre en considérant soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton " ordinaire" soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton contenant des sables de mâchefer. Les plus grandes sources des charges de cuivre sur la commune de Lausanne sont les toits et les gouttières (1'372 kg/a), puis vient ensuite les bateaux (308 kg/a) et finalement le trafic automobile (236.4 kg/a). En considérant l'ensemble des charges entrantes dans le système, une différence d'environ 0.0000038% est observée entre les charges de cuivre des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments par rapport aux façades en béton "ordinaire". Cependant, ces charges des façades des nouveaux bâtiments dans les deux cas (béton en sable de mâchefer et béton "ordinaire") restent minoritaires par rapport aux autres charges rejetées dans le milieu aquatique.

12.3.2. Zinc

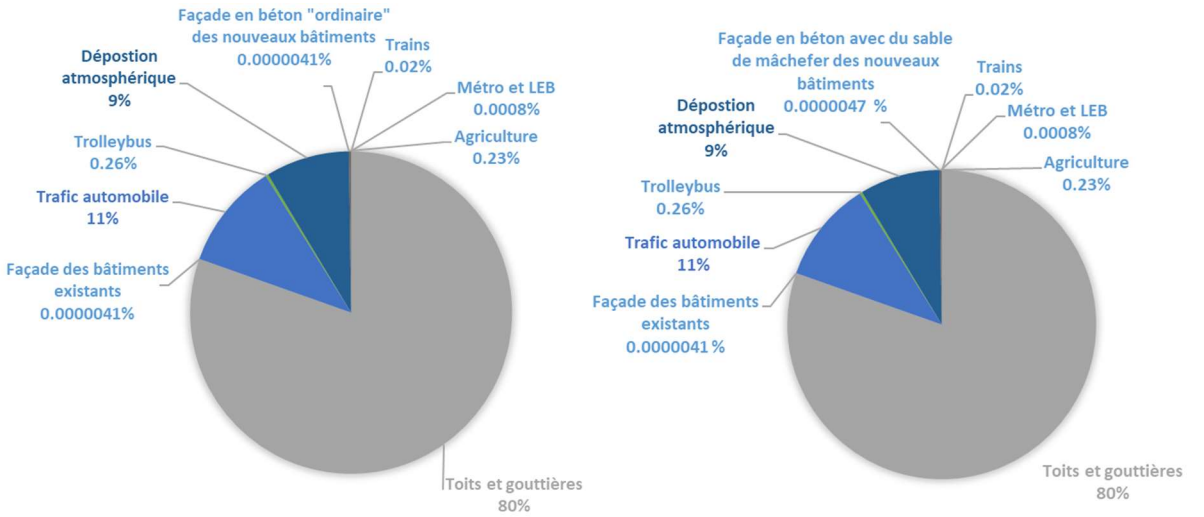


Figure 42- Proportion des différentes charges de zinc sur la commune de Lausanne à travers deux scénarios: les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" (à gauche) et en béton de sables de mâchefer (à droite).

La figure 42 compare la répartition des charges du zinc des différentes sources en considérant soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton " ordinaire", soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton contenant des sables de mâchefer. Les plus grandes sources des charges de zinc sur la commune de Lausanne sont les toits et les gouttières (4'241 kg/a), le trafic automobile (565 kg/a) et enfin les dépositions atmosphériques (443 kg/a). En considérant l'ensemble des charges entrantes dans le système, une différence d'environ 0.0000006% est observée entre les charges de zinc des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments par rapport aux façades en béton "ordinaire" est observée. Cependant, ces charges des façades des

nouveaux bâtiments dans les deux cas (béton en sable de mâchefer et béton "ordinaire") restent minoritaires par rapport aux autres charges rejetées dans le milieu aquatique.

12.3.3. Antimoine

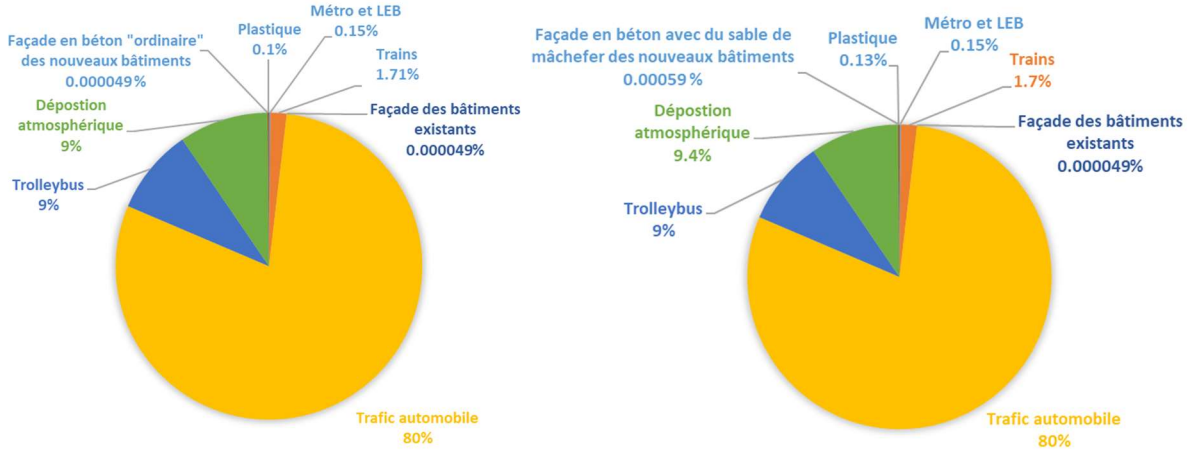


Figure 43- Proportion des différentes charges d'antimoine sur la commune de Lausanne à travers deux scénarios : les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" (à gauche) et en béton de sables de mâchefer (à droite).

La figure 43 compare la répartition des charges d'antimoine en considérant soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton " ordinaire" soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton contenant des sables de mâchefer. Les plus grandes sources des charges d'antimoine sur la commune de Lausanne sont le trafic automobile (25.9 kg/a), les dépositions atmosphériques (3.1 kg/a) et les trolleybus (2.9 kg/a). En considérant l'ensemble des charges entrantes dans le système, une différence d'environ 0.0005% est observée entre les charges d'antimoine des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments par rapport aux façades en béton "ordinaire". Cependant, ces charges des façades des nouveaux bâtiments dans les deux cas (béton en sable de mâchefer et béton "ordinaire") restent minoritaires par rapport aux autres charges rejetées dans le milieu aquatique.

12.4. Comparaison des charges de métaux pour les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" et en béton en sable de mâchefer dans le scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer.

Le scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer considère que l'ensemble des mâchefers produits par Tridel SA sont utilisés dans du béton avec sables de mâchefer dans la commune de Lausanne (soit environ 226 nouveaux bâtiments par an) (cf paragraphe 5.6).

12.4.1. Cuivre

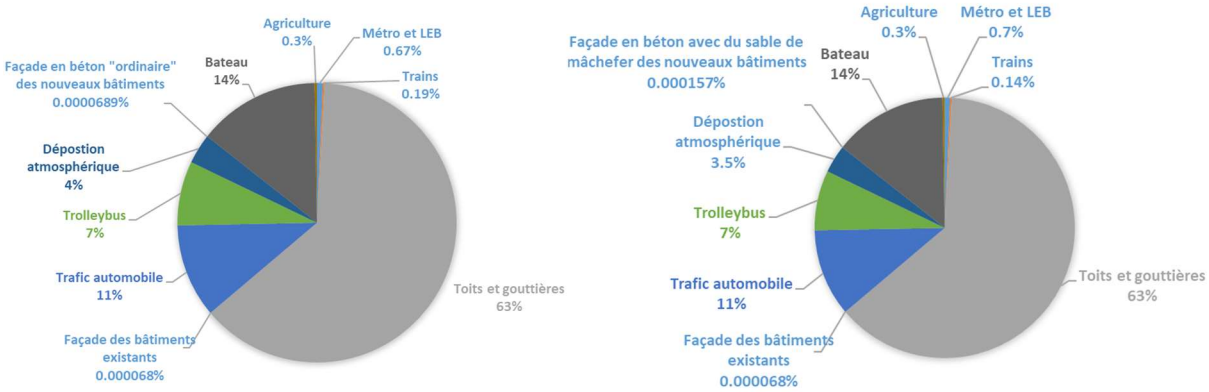


Figure 44- Proportion des différentes charges de cuivre sur la commune de Lausanne à travers deux scénarios: les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" (à gauche) et en béton de sables de mâchefer (à droite) en considérant un scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer.

La figure 44 compare la répartition des charges de cuivre en considérant soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton " ordinaire" soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton contenant des sables de mâchefer. En considérant l'ensemble des charges entrantes dans le système, une différence d'environ 0.000087% est observée entre les charges de cuivre des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments par rapport aux façades en béton "ordinaire". Cependant, ces charges des façades des nouveaux bâtiments dans les deux cas (béton en sable de mâchefer et béton "ordinaire") restent minoritaires par rapport aux autres charges rejetées dans le milieu aquatique.

12.4.2. Zinc

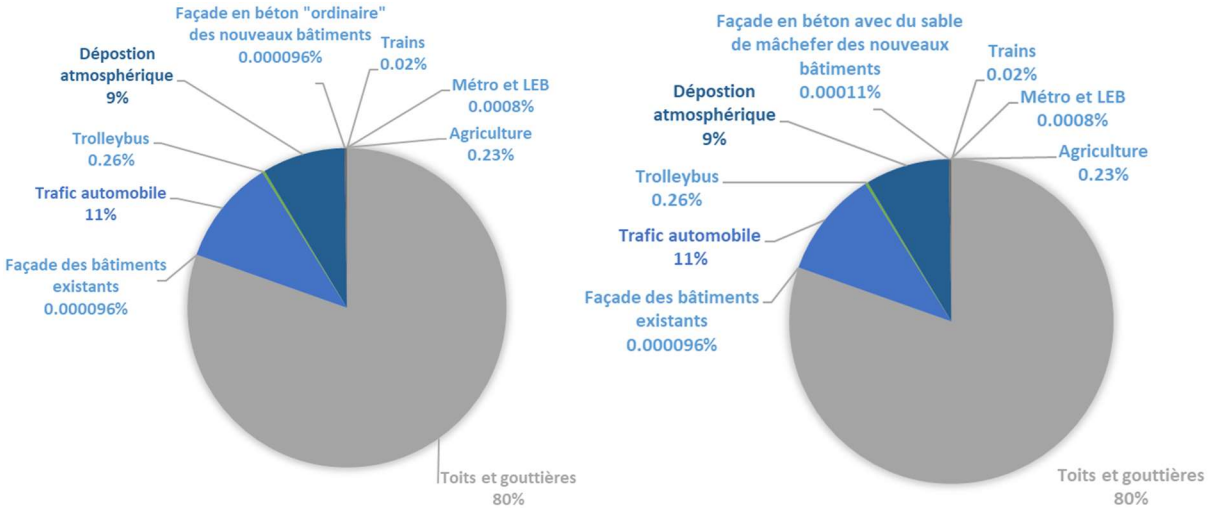


Figure 45- Proportion des différentes charges de zinc sur la commune de Lausanne à travers deux scénarios: les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" (à gauche) et en béton de sables de mâchefer (à droite) en considérant un scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer.

La figure 45 compare la répartition des charges du zinc des différentes sources en considérant soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton " ordinaire", soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton contenant des sables de mâchefer. En considérant l'ensemble des charges entrantes dans le système, une différence d'environ 0.000015% est observée entre les charges de zinc des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments par rapport aux façades en béton "ordinaire". Cependant, ces charges des façades des nouveaux bâtiments dans les deux cas (béton en sable de mâchefer et béton "ordinaire") restent minoritaires par rapport aux autres charges rejetées dans le milieu aquatique.

12.4.3. Antimoine

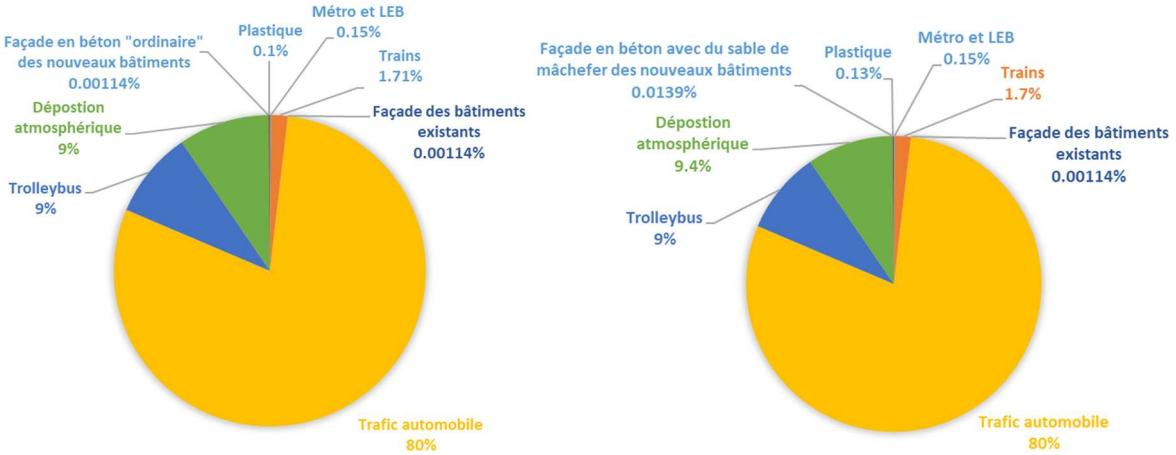


Figure 46- Proportion des différentes charges d'antimoine sur la commune de Lausanne à travers deux scénarios: les façades des nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" (à gauche) et en béton de sables de mâchefer (à droite) en considérant un scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer.

La figure 46 compare la répartition des charges d'antimoine en considérant soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton " ordinaire" soit que les façades des nouveaux bâtiments sont en béton contenant des sables de mâchefer. En considérant l'ensemble des charges entrantes dans le système, une différence d'environ 0.012% est observée entre les charges d'antimoine des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments par rapport aux façades en béton "ordinaire". Cependant, ces charges des façades des nouveaux bâtiments dans les deux cas (béton en sable de mâchefer et béton "ordinaire") restent minoritaires par rapport aux autres charges rejetées dans le milieu aquatique.

12.5. Résumé des coefficients de transferts

Les coefficients de transferts déterminés dans le paragraphe 11.2.1 sont résumés dans le tableau 78 ci-dessous. Ils sont appliqués par la suite aux charges émises dans le système du réseau d'assainissement urbain de la commune de Lausanne.

Coefficient de transfert		Pourcentage [%]
k1	**ER =>EU**	40
k2	**ER =>ES**	60
k3	**Trains=>EU**	50
k4	**Trains=>ES**	50
k5	**EU=>DO_EST**	100
k6	**DO EST=>ES**	3
k7	**DO EST=>DO_OUEST**	97
k8	**DO OUEST=>ES**	0.1
k9	**DO OUEST=>DO_STEP**	99.9
k10	**DO STEP=>ES**	13
k11	**DO STEP=>STEP**	87
k14	**I9_I10_I11_I8_lac=>EU**	100
k15	**I9_I10_I11=>ES**	100
k16	**I4_I5_I7_I6_I8_Lausanne_I12_I12bis=>ER**	100

Tableau 78- Résumé des coefficients de transfert du système de drainage urbain de la commune de Lausanne. "ER": Eaux de ruissellement, "EU": Eau Usée, "ES": Eau de surface.

Les coefficients de transferts des STEP vers les boues et les eaux de surface, déterminés dans le paragraphe 11.1.2.1 sont résumés dans le tableau 79 ci-dessous.

Métal	Cu [%]	Zn [%]	Sb [%]
k12 STEP=>B	85	74	32
k17 STEP=>ES	15	26	68

Tableau 79- Résumé des coefficients de transfert vers les boues et vers les eaux de surface.

Les coefficients de transfert depuis les eaux de surface vers les sédiments déterminés dans le paragraphe 11.1.2.2 sont résumés dans le tableau 80 ci-dessous.

Métal	Cu	Zn	Sb
k13 ES=>SD [%]	40	25	-

Tableau 80- Résumé des coefficients de transfert des métaux depuis les eaux de surface vers les sédiments. "SD": Sédiment.

12.6. Résultats des charges stockées dans les eaux usées, les eaux de surface et les boues

Les charges totales de cuivre, zinc et antimoine estimées dans les eaux de surface, les boues et les sédiments et déterminées grâce au modèle du système du réseau d'assainissement de la commune de Lausanne sont résumées dans le tableau 81 ci-dessous.

	Schéma de flux modélisé avec	Métaux	Charge entrante dans les eaux de surface [kg/a]	Charge entrante dans les boues [kg/a]	Charge entrante dans les sédiments [kg/a]
Scénario "réaliste"	Façade des N-Bat en béton " ordinaire "	Cu	985.16749	536.528	656.77832
		Zn	2990.45761	1288.723	996.819204
		Sb	38.16788	3.459	
	Façade des N-Bat en béton constitué de sable de mâchefer	Cu	985.16752	536.527	656.77834
		Zn	2990.45763	1288.7232	996.819209
		Sb	38.167973	3.459	-
Scénario Maximal	Façade des N-Bat en béton " ordinaire "	Cu	985.16871	536.52	656.77914
		Zn	2990.46305	1288.73	996.8210
		Sb	38.16873	3.46	-
	Façade des N-Bat en béton constitué de sable de mâchefer	Cu	985.1694	536.52	656.77960
		Zn	2990.46340	1288.73	996.8211
		Sb	38.17080	3.46	-

Tableau 81- Résumé des charges totales de métaux dans les eaux de surface (ES) , les boues (B) et les sédiments (S) à partir du modèle du système du réseau d'assainissement de la commune de Lausanne dans le cas de de façades des nouveaux bâtiments (N-Bat) constitués de sable de mâchefer et dans le cas de façades des nouveaux bâtiments constitués de béton "ordinaire" Deux scénarios sont considérés : un scénario "réaliste" d'utilisation des sables de mâchefer où les sables de mâchefers produits par Tridel SA à partir de déchet de la commune de Lausanne sont utilisés pour la construction de façade des bâtiments de la commune de Lausanne et un scénario "maximal" d'utilisation des sables de mâchefer où l'ensemble des sables de mâchefers produits par l'usine Tridel SA est utilisée dans la construction de façade des bâtiments de la commune de Lausanne.

Les charges entrantes de cuivre, zinc et antimoine dans le cas de façades des nouveaux bâtiments constitués de sable de mâchefer dans les eaux de surface de la commune de Lausanne sont observées ayant une légère augmentation en comparaison du scénario avec les façades des nouveaux bâtiments constitués de béton "ordinaire". Les différences de charges dans les eaux de surface correspondent à:

- Pour le cuivre: +0.0000295 kg/a soit + 0.000003%
- Pour le zinc: +0.000015 kg/a soit + 0.0000005%
- Pour l'antimoine: +0.000088 kg/a soit + 0.0002%

Dans le cas du scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer, les différences de charges dans les eaux de surface correspondent à :

- Pour le cuivre: +0.00069 kg/a soit + 0.000070%
- Pour le zinc: +0.00035 kg/a soit + 0.000012%
- Pour l'antimoine: +0.00207 kg/a soit + 0.0054%

12.7. Limites

Pour l'antimoine, le coefficient de sédimentation n'a pas pu être déterminé, ainsi, la proportion d'antimoine dans les eaux de surface est probablement surestimée.

12.8. Incertitude

Concernant les incertitudes, celles-ci sont très variables en fonction du nombre de données trouvées pour chaque source. Comme les données trouvées ne sont pas toujours assez nombreuses, elles ne suivent pas une distribution normale, et les déviations standards ne peuvent donc pas être déterminées.
Pour rendre compte de l'incertitude des estimations des charges, la somme des maximums et des minimums de l'ensemble des données sont alors calculée et indiquée dans un intervalle. Lorsqu'il n'y a pas d'intervalle, cela signifie qu'une seule donnée est trouvée.

13.Conclusion

Dans cette étude, les charges de cuivre, de zinc et d'antimoine issues de différentes sources sur la commune de Lausanne sont déterminées. Cette commune est majoritairement urbaine, ainsi cette étude souhaite être représentative d'une zone urbaine. L'objectif de cette étude était de comparer les proportions des charges provenant de ces différentes sources grâce à une revue de la littérature et une analyse de flux de substance. Les estimations des charges de cuivre, de zinc et d'antimoine provenant des façades de nouveaux bâtiments en béton "ordinaire" et en béton contenant des sables de mâchefer sont déterminées à partir des tests de lixiviation de 2022 menés par l'entreprise Australp SARL. Ceux-ci ont permis de rendre compte de la charge additionnelle dans les eaux que constituerait le recyclage des sables de mâchefer dans du béton. De plus, un scénario "réaliste" d'utilisation des sables de mâchefer est considéré dans cette étude : seuls les sables de mâchefers produits par Tridel SA à partir des déchets de la commune de Lausanne sont utilisés pour la construction de façades des bâtiments de la commune de Lausanne. Dans ce scénario, les autres sables produits par Tridel SA seraient répartis au prorata dans toute la zone d'apport.

Les estimations des charges des autres sources de cuivre, de zinc et d'antimoine sont comparées aux charges des façades des nouveaux bâtiments afin d'estimer leur importance globale. L'analyse de flux de substances a permis de modéliser le réseau d'assainissement de la commune de Lausanne, les charges entrantes et leurs trajets à partir des coefficients correspondants. Cette analyse permet d'estimer les charges de cuivre, de zinc et d'antimoine arrivant dans les eaux usées, les eaux de surface, les sédiments et les boues. Elle a également permis d'évaluer la part des métaux, dans les eaux de surface, issus des façades des nouveaux bâtiments en béton avec des sables de mâchefer par rapport aux autres sources.

Sur la commune de Lausanne, onze charges de cuivre sont estimées à partir des sources suivantes : les conduites d'eau potable, le métro-LEB, les trains, les trolleybus, les toits-gouttières, les façades des bâtiments existants, les façades des nouveaux bâtiments, le trafic automobile, les dépositions atmosphériques, les bateaux et l'agriculture. Les résultats montrent que les charges de cuivre les plus importantes proviennent des toits et des gouttières (1'372 kg/a), puis des bateaux (308 kg/a) et finalement du trafic automobile (236.4 kg/a). Au total, environ 990 kg/a de cuivre se retrouvent dans les eaux de surface. En comparant uniquement les façades des nouveaux bâtiments en béton "commun" et celles en béton contenant des sables de mâchefer : une augmentation de la proportion des charges de cuivre en provenance des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments est observée par rapport aux façades en béton "ordinaire" (+130%), mais la charge mesurée pour 48 nouveaux bâtiments par an reste faible (0.00014 kg/a).

Concernant le zinc, dix charges de zinc sont estimées à partir des sources suivantes : les conduites d'eau potable, le métro-LEB, les trains, les trolleybus, les toits-gouttières, les façades des bâtiments existants, les façades des nouveaux bâtiments, le trafic automobile, les dépositions atmosphériques et l'agriculture. Les résultats montrent que les charges de zinc les plus importantes proviennent des toits et des gouttières (4'241 kg/a), du trafic automobile (565 kg/a) et enfin des dépositions atmosphérique (443 kg/a). Au total, environ 3'000 kg/a de zinc se retrouvent dans les eaux de surface. Une augmentation de la proportion des charges de zinc en provenance des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments est observée par rapport aux façades en béton "ordinaire" (+15.6%), mais la charge mesurée pour 48 nouveaux bâtiments par an reste faible (0.00025 kg/a).

Concernant l'antimoine, neuf charges d'antimoine sont recensées provenant des sources suivantes : les conduites d'eau potable, le métro-LEB, les trains, les trolleybus, le trafic automobile, les façades des bâtiments existants, les façades des nouveaux bâtiments, les dépositions atmosphériques et les plastiques. Les résultats montrent que les sources les plus importantes des charges d'antimoine sur la commune de Lausanne sont le trafic automobile (25.9 kg/a), les dépositions atmosphériques (3.1 kg/a) et les trolleybus (2.9 kg/a). Au total, environ 40 kg/a d'antimoine se retrouvent dans les eaux de surface. Une augmentation de la proportion des charges d'antimoine en provenance des façades en sable de mâchefer des nouveaux bâtiments est observée par

rapport aux façades en béton "ordinaire" (+1'115%), mais la charge mesurée pour 48 nouveaux bâtiments par an reste faible (0.00019 kg/a).

Les charges entrantes de cuivre, zinc et antimoine dans le cas de façades des nouveaux bâtiments constitués de sable de mâchefer dans les eaux de surface de la commune de Lausanne sont observées ayant une légère augmentation en comparaison du scénario avec les façades des nouveaux bâtiments constitués de béton "ordinaire". Les différences de charges dans les eaux de surface correspondent à:

- Pour le cuivre: +0.0000295 kg/a soit + 0.000003%
- Pour le zinc: +0.000015 kg/a soit + 0.0000005%
- Pour l'antimoine: +0.000088 kg/a soit + 0.0002%

Dans le cas du scénario maximal d'utilisation des sables de mâchefer (en considérant que l'ensemble du sable de mâchefer produit est utilisé dans les façades des bâtiments, soit environ 226 nouveaux bâtiments par an), les différences de charges dans les eaux de surface correspondent à :

- Pour le cuivre: +0.00069 kg/a soit + 0.000070%
- Pour le zinc: +0.00035 kg/a soit + 0.000012%
- Pour l'antimoine: +0.00207 kg/a soit + 0.0054%

A priori, selon l'observation des résultats de ce travail, les sables de mâchefer pourraient être utilisés dans la construction de façades. Cependant, des tests de lixiviation en condition réelle supplémentaires sont nécessaires pour affiner nos conclusions.

A noter que lorsque le bâtiment est en fin de vie, le béton est aujourd'hui recyclé et intégré dans de nouveaux bâtiments. Il n'y a ainsi pas de risque de dispersion des métaux résiduels dans l'environnement.

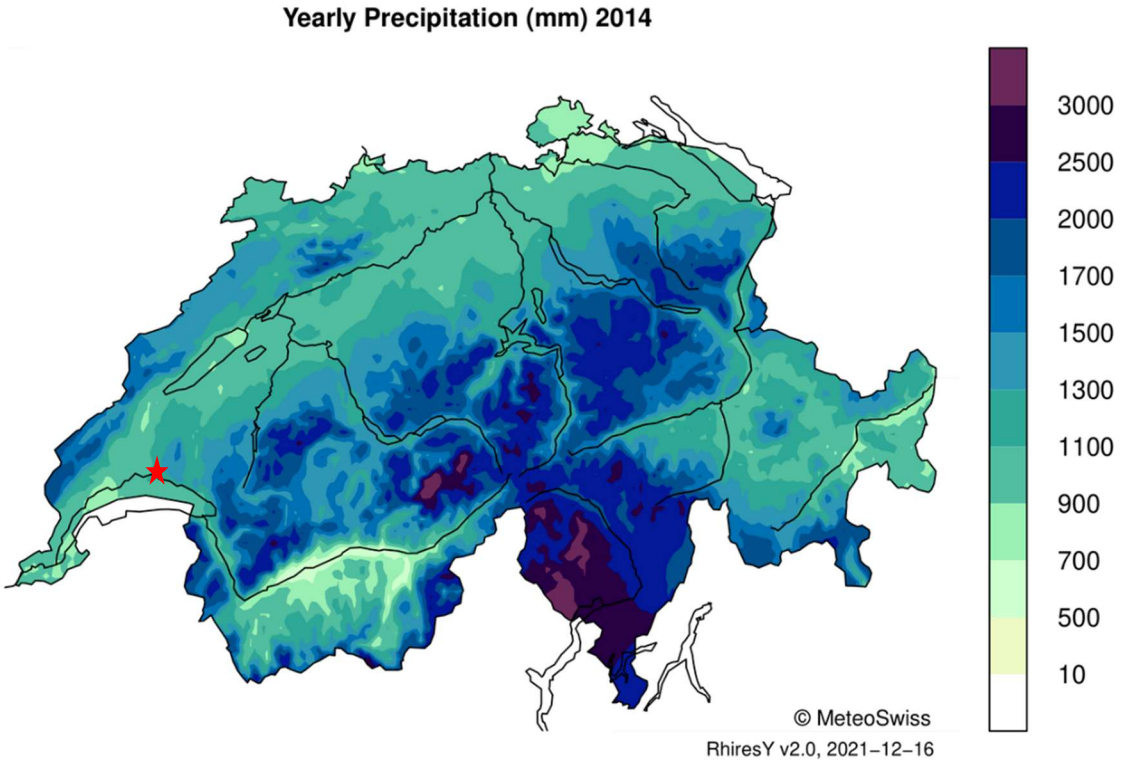
Enfin, dans le cas de communes agricoles les conclusions différeraient probablement étant donné que certaines charges entrantes dans le système seraient plus conséquentes tels les apports agricoles de cuivre et de zinc.

Glossaire

OFS : Office fédéral des statistiques
STEP: STation d'ÉPuration des eaux usées
SAN : Service des automobiles et de la navigation
CGN: Compagnie générale de navigation sur le lac Léman
SABRA: Service de l'air, du bruit et des rayonnements non ionisants
TL : Transport Lausannois (Société)
LEB: Compagnie du chemin de fer Lausanne-Echallens-Bercher
DO: Déversoir d'orage
OEaux: Ordonnance fédérale sur la protection des eaux

Annexes

Annexe n°1



Exemple de carte utilisée pour obtenir les précipitations annuelles de Lausanne (étoile rouge).

Annexe n°2

Type de bateau	Modèle du bateau	Longueur [m]	Largeur [m]	Tirant d'air [m]
Bateau à moteur	Jeanneau Modèle Cap Camarat 6.5 WA Série	6.31	2.51	/
	Flyer 650 open beneteau	6.15	6.03	1.60 m
	Sea Ray 240 Overnighter	7.75	2.55	1.78
	Ranieri shadow 22	6.50	2.42	/
	Guymarine Antioche 600 Chalutier	8.08	2.49	/
	B2 Marine Cap Ferret 652 Open	6.50	2.48	/
	Olympic Boat 580 CC neuf	6.25	2.28	/
	RANIERI Voyager 22 8PL 150CV	6.4	2.38	/
	Smartliner 21 Cuddy	6.4	2.25	/
	Four Winns Horizon 200	6.4	2.4	/
Voilier	Bénéteau First 210 Spirit	6.2	2.48	/
	Jeanneau SUN 2000	6.2	2.55	/
	Bénéteau First 20 twenty	6.4	2.48	9.5
	Kerlouan 6.30	6.4	2.3	9.3
	Etap 22	6.6	2.33	/
	CN Baie des anges Super Pescadou	6.5	2.35	/
	Muscadet Harles	6.40	2.26	/
	Gibert Marine Serenita 65	6.58	2.4	/
	Beneteau California 660	6.3	2.38	/
	Dufour T6	6.15	2.4	/

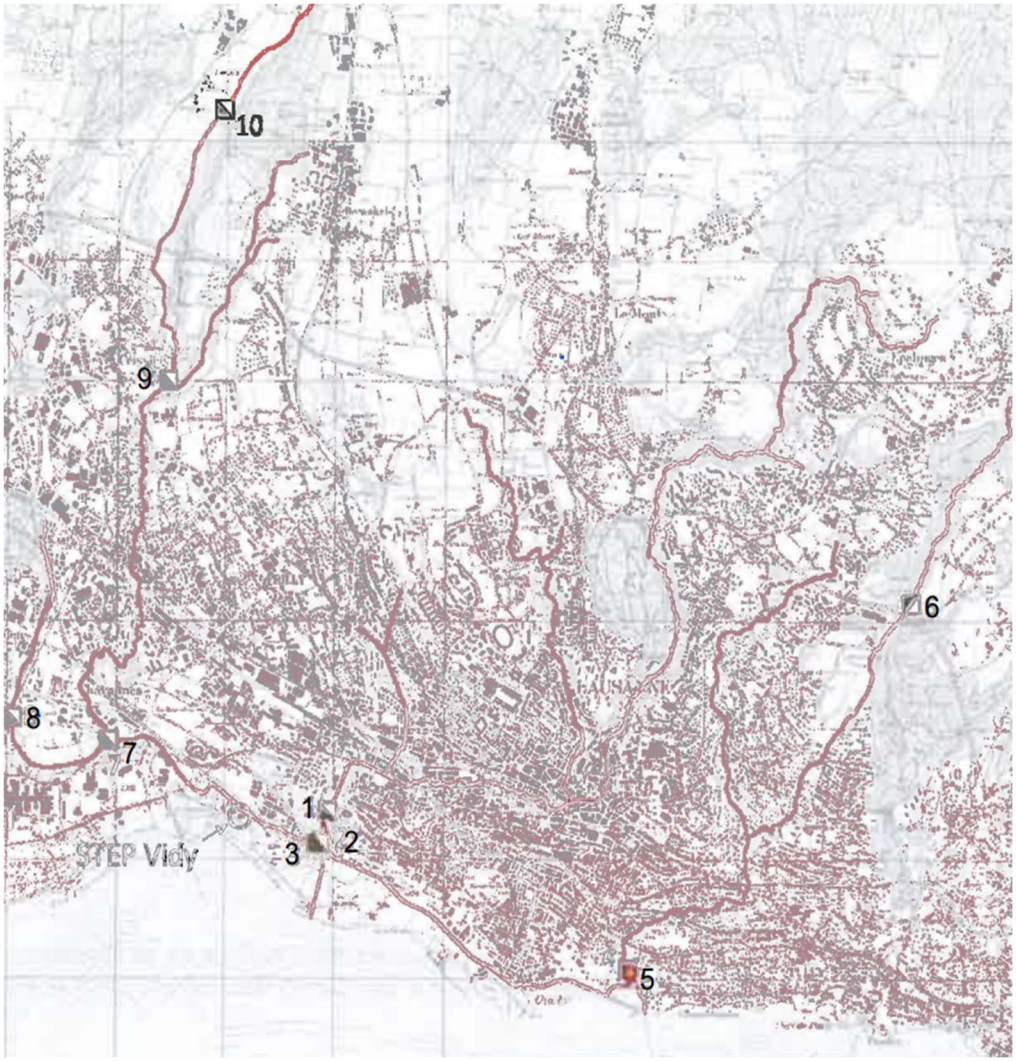
Tableau récapitulant les bateaux ayant des dimensions similaires aux dimensions calculées provenant du site de vente https://distrimarine.com. Ce tableau a permis de calculer le tirant d'eau moyen d'un bateau à moteur et à voiles. "/" indique que la valeur concernée n'est pas indiquée.

Annexe n°3

Exemples de différents types de toits observable dans la Zone 1 au niveau de la rue centrale dans la commune de Lausanne.

Exemples de différents types de toits observable dans la Zone 3 au niveau du Parc des Vignes-d'Argent dans la commune de Lausanne.

Annexe n°4



Réseau intercommunal considéré et numérotation des déversoirs d'orage de la commune de Lausanne.

Remerciements

Cet article s'appuie sur la démarche d'un précédent article écrit par Chèvre et al., 2011. Ce travail est supervisé par Pierre-Jean Copin qui a été un précieux guide et de très bons conseils tout au long de ce travail. Je remercie également Pierre-Alain Wülser pour sa disponibilité et pour ses réponses à mes questions et avoir fourni ces résultats d'analyse. De plus, je souhaite remercier Daniel Chambaz, Anne Hervo et Natalie Chèvre pour leur relecture et leur suivi. Je remercie également le groupe de travail Romand pour la valorisation des mâchefers pour sa confiance.

Bibliographie

A

Aas.W et Bohlin-Nizzetto P. 2019. EMEP Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of 642 the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe: Heavy metals and POP measurements, 643 2019. EMEP/CCC report 3/2021

Adolph.G, Schmid., Ganzheitliche Emissionsbetrachtung für Bahnanlagen und Bahnbetrieb,2014.

Agridea, Promotion de la biodiversité dans l'exploitation agricole, 2023.

Aqua&Gas, No 7/8, 2016, Les microplastiques dans les eaux usées et les cours d'eau, 2016, [Disponible sur : https://www.zh.ch/content/dam/zhweb/bilder-dokumente/themen/umwelt-tiere/wasser-gewaesser/gewaesserschutz/abwasserreinigungsanlagen-ara/mikroplastik_in_abwasser_gewaessern.pdf]

Axes-Forts de transports publics urbains, LEB , [Disponible sur https://www.axes-forts.ch/lignes/leb-lausanne-flon-bercher/], [Consulté le 13.12.2022]

B

Baensch-Baltruschat Beate, Kocher Birgit, Stock Friederike, Reifferscheid Georg. Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment , 2020.

Baranger Ph., Azaroual M., Freyssinet Ph. & Al. Weathering of a MSW bottom ash heap: a modelling approach. Waste Management, 2002

Bergbäck.B, Johansson.K, Mohlander.U, Urban metal Flows- A case study of stockholm, Review and Conclusions. Water, Air, & Soil Pollution: Focus 1, 3–24 (2001). https://doi.org/10.1023/A:1017531532576

Bertling S, Wallinder IO, Kleja DB, Leygraf C. Long-term corrosion-induced copper runoff from natural and artificial patina and its environmental impact. Environ Toxicol Chem. 2006 Mar;25(3):891-8. doi: 10.1897/05-027r.1. PMID: 16566176.

Bertolini, L., Carsana, M., Cassago, D., Quadrio Curzio, A., Collepardi, M., MSWI ashes as mineral additions in concrete. Cement and Concrete Research 34, 1899–1906. https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2004.02.001, 2004

Boller M.A , Steiner M. Diffuse emission and control of copper in urban surface runoff . Water Sci Technol, EAWAG, 2002 46 (6-7): 173–181. https://doi.org/10.2166/wst.2002.0677

Born J.P, Van Brecht E. A , Recycling potentials of MSWI Bottom Ash, 7th CEWEP Waste-to-Energy Congress, 2014.

Bouallegue.M, Synthèse Technique, Des métaux dans les boues de stations d'épuration? Conséquences, origines et prévention, AgroParisTech, 2010.
https://www.pseau.org/outils/ouvrages/engref_des_metaux_dans_les_boues_de_stations_d_epuration_consequences_origines_et_prevention_2010.pdf

BioSuisse, Chaier des Charges, 2022, [Disponible sur : https://www.bio-suisse.ch/dam/jcr:7df32948-1367-4d04-b6ad-b54d5891ebfa/Bio_Suisse_Cahier_des_Charges_2022_FR.pdf], [Consulté le 17.11.2022]

Blok, Environmental exposure of road borders to zinc, Science of the total environment, 2005

Brook.J , Dann.T.F et Burnett.R , The Relationship Among TSP, PM10, PM2.5, and Inorganic Constituents of Atmospheric Participate Matter at Multipl, Canadian Locations, Journal of the Air & Waste Management Association, 47:1, 2-19, DOI: https://doi.org/10.1080/10473289.1997.10464407 .10464407 , 1997

Brunner, G.P. Die Verschmutzung des Regenwasserabflusses beim Trennverfahren. Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. Technische Universität München; München, 1975

Bukowiecki, N., R. Gehrig, P. Lienemann, M. Hill, R. Figi, B. Buchmann, M. Furger, A. Richard, C. Mohr, S. Weimer, A. Prévôt, and U. Baltensperger, PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Strassenverkehrs (APART) - PM10 emission factors of abrasion particles from road traffic, 2009

Burkhardt, M.; Hodel, P. Abschwemmung von Metallflächen und Eintrag ins Grundwasser: Literaturrecherche und Messungen unter Berücksichtigung von Drei Urbanen Pestiziden; Report commissioned by the Swiss Federal Office for the Environment; Ostschweizer Fachhochschule: Rapperswil, Switzerland, 2019, BAFU.

Burkhardt M, Rossia L, Bollera. M, Diffuse release of environmental hazards by railways, 2007

Burkhardt.M, Rossi.L , Chèvre.N , Boller.M , Steidle.L , Abrecht.J , Gächter.F , Knabl.S et Kuppelwieser.H, Gewässerschutz an Bahnanlagen – Emittierte Stoffe im Normalbetrieb der SBB sowie Grundlagen zu deren Umweltverhalten (Water protection at railroads – emitted substances from regular operation of SBB and fundamentals of their environmental behavior), Report of the Eawag, Duebendorf, Switzerland, 2005

Burkhardt, M ; Zuleeg.S , Vonbank.R ; Bester.K ; Carmeliet.J ; Boller.M ; Wangler.T, Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions, 2012.

C

CASQA. (2015). Zinc sources in California urban runoff. Menlo Park, CA: Technical Memo, California Stormwater Quality Association.

Charters FJ, Cochrane TA, O'Sullivan AD. The influence of urban surface type and characteristics on runoff water quality. Sci Total Environ. Feb 10;755(Pt 1):142470. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142470. Epub 2020 Sep 24. PMID: 33035981, 2020

Charters FJ, Cochrane TA, Aisling D, O'Sullivan AD Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate, Science of The Total Environment, 2016, DOI:
Coutalides.R, Fischer.K, Ganz.R, Produkt- und ökoprofil von Metalldächern, Kurzfassung, 2000

Chèvre. N, Guignard. C, Rossi. L, Pfeifer. H.R, Bader H.P, Scheidegger. R, Substance flow analysis as a tool for urban water management, 2011

Citepa, Rapport national d'inventaire format Secten , Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques . Bilan des émissions en France de 1990 à 2021, 2022
Cordis Europa, Le rôle du phosphore et du zinc dans l'assimilation des nutriments par les racines,2017,
[Disponible sur :
https://cordis.europa.eu/article/id/204461-role-of-phosphorus-and-zinc-in-root-uptake-of-nutrients/fr],
[Consulté le 19.12.2022]

Comber.S, Deville.G, Wilson.I, Peters.A, Merrington.G, Borrelli.P, Baken.S , DERAC Sources of copper into the european aquatic environment ,2020 Available at SSRN: https://ssrn.com/abstract=4135120 or http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4135120 , 2022

Copper Development Association Inc, Copper in the Natural Environment, [Disponible sur : https://www.copper.org/environment/impact/copper-brake.html], [Consulté le 11.11.2022]

D

Davis.A.P, Shokouhian. M, Ni.S, Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources, Chemosphere, 2001. Pages 997-1009. ISSN 0045-6535, https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0

Denier van der Gon H.A.C., Hulskotte J.H.J., Visschedijk A.J.H., Schaa.M, A revised estimate of copper emissions from road transport in UNECE-Europe and its impact on predicted copper concentrations ,2007.

Département de l'environnement et de la sécurité (DES), Direction générale de l'environnement (DGE), Division Protection des eaux, Bilans 2021 de l'épuration Vaudoise, 2021.

Directive VSA, Evacuation des eaux pluviales, Directive sur l'infiltration, la rétention et l'évacuation des eaux pluviales dans les agglomérations, 2002.

Distrimarine, Nos Guides, Choisir son antifouling sur Accastillages Distrimarine, [Disponible sur: https://distrimarine.com/content/14-bien-choisir-son-antifouling-sur-accastillage-distrimarine], [Consulté le 10.09.2022]

E

Etat de Genève, Eliminons durablement nos déchets, [Disponible sur : https://www.ge.ch/teaser/valorisation-dechets], [Consulté le 23.02.2023]

Vanherle. K, Lopez-Aparicio.S, Grythe. H, Lükewille.A, Unterstaller.A, Mayeres.I, Eionet Report- ETC/ATNI-2020/5- Transport Non-exhaust PM-emissions, An overview of emission estimates, relevance, trends and policicies, 2021.

F

Faller, M.; Reiss, D. Runoff behaviour of metallic materials used for roofs and facades—A 5-year field exposure study in Switzerland. Mater. Corros. 2005, 56, 244–249. [CrossRef]

Filella, M, Hennebert.P, Okkenhaug.G, Turner.A, 2019 Occurrence and fate of antimony in plastics. 10.1016/j.jhazmat.2019.121764, Journal of Hazardous Materials; Elsevier BV , 2019.

Filella.M , Turner.A , Observational study unveils the extensive presence of hazardous elements in beached plastics from Lake Geneva, Front. Environ. Sci., https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00001, 2018

G

Galster S, Helmreich B. Copper and Zinc as Roofing Materials—A Review on the Occurrence and Mitigation Measures of Runoff Pollution. Water 2022, https://doi.org/10.3390/w14030291.

Grange.S.K, Fischer.A, Zellweger.C, Alastuey.A, Querol.X, Jaffrezo.J-L, Weber.S, Uzu.G, Hueglin.C, Switzerland's PM10 and PM2.5 environmental increments show the importance of non-exhaust emissions, Swiss Federal Laboratories for Materials Science and Technology, https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2021.100145 , 2021

Gebbe, M., Hartung, Berthold, 1997. Quantifizierung des Reifenabriebs von Kraftfahrzeugen in Berlin. Technische Universität Berlin. Institut für Straßen- und Schienenverkehr. ISS - Fahrzeugtechnik. On demand of Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin.

Glenk E. (1990). Dépôts atmosphériques sur un écosystème sol-végétation forestière du plateau suisse (St-Cierges, VD). EPFL IATE-Pédologie, Lausanne , [Disponible dans Rossi,1998].

Göbel P, Dierkes C, Coldewey WG. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. J Contam Hydrol. 2007 Apr 1;91(1-2):26-42. doi: 10.1016/j.jconhyd.2006.08.008. Epub 2006 Dec 13. PMID: 17174006.

Grigoratos, T., Martini, G., 2014. Brake wear particle emissions: a review. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 2491–2504. 22. 10.1007/s11356-014-3696-8.

Gross.T, Keller.A, Müller.M, Gubler.A, Stoffbilanzen für Parzellen der Nationalen Bodenbeobachtung, Confédération Suisse, Agroscope Science, 2021.

Guignard.C, Etude des rejets urbains de cuivre au moyen d'une analyse de flux de substance : exemple de la commune de Lausanne et impacts sur les sédiments et eaux de surface de la baie de Vidy, Travail de Master, Faculté des Géosciences et de l'environnement, Responsables : Chèvre.N et Pfeifer.H-R,Université de Lausanne, 2008.

Gustafsson, M., Blomquist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Swietlicki, E., Bohyard, M., et al., 2008. Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. Sci. Total Environ. 393, 226–240.

H

Harrison.R, Allan.J, Carruthers.D, Heal.M, Lewis.A, Marner.B, Murrells.T, Williams.A, Non-exhaust vehicle emissions of particulate matter and VOC from road traffic: A review, https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118592 Received 19 April 2021; 2021

Habitat , Les murs porteurs, [Disponible sur : https://www.m-habitat.fr/murs-facades/murs/les-murs-porteurs-736_A], [Consulté le 13.12.2022]

He, W.; Odnevall Wallinder, I.; Leygraf, C. A Comparison Between Corrosion Rates and Runoff Rates from New and Aged Copper and Zinc as Roofing Material. Water Air Soil Pollut. 2001, 1, 67–82. [CrossRef]

He, W.; Odnevall Wallinder, I.; Leygraf, C. A laboratory study of copper and zinc runogg during first flush and steady-state conditions. Water Air Soil Pollut. 2001, 1, 67–82. [CrossRef]

Helmreich, B.; Athanasiadis, K.; Horn, H. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben “Filtration des Niederschlagswassers von Kupfer-dächern zum Schutz von Boden und Grundwasser”; Bayerisches Landesamt für Umwelt: Augsburg, Germany, 2006

Hulskotte. J, Denier van der Gon,H.AC, Visschedijk, A.J.H., Schaap.M, Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research. 56. 223-31. 10.2166/wst.2007.456, 2007

Hillenbrand.T, Toussaint.D, Böhm.E, Fuchs.S, Scherer.U, Rudolphi. A, Hoffman.M, Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden, 2005, Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen

Hildeman.L, Markowski.G.R, Cass.G.R, Chemical composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol, Environ. Sci. Technol., 1991

K

Kenneth Schiff, Dario Diehl, Aldis Valkirs, Copper emissions from antifouling paint on recreational vessels, Marine Pollution Bulletin, Volume 48, Issues 3–4,2004,Pages 371-377, ISSN 0025-326X, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.08.016

Kawecki, D. et Nowack, B. Polymer-specific modelling of the environmental emissions of seven commodity plastics as macro- and microplastics. Environ. Sci. Technol. 53, 9664–9676 , 2019.

KBOB, Coordination des services fédéraux de la construction et de l’immobilier, Métaux pour toitures et façades, 2001.

L

Lamprea. K, Ruban.V, Deneele.D, Quantification des sources de polluants dans un bassin versant séparatif à Nantes, 2009.

Langlois.S sous la direction de Clément.D et Wülser.P-A, Valorisation de scories dans les matériaux cimentaire (Mémoire de stafe de master), HEPIA, 2022, Sciences de l'ingénierie et des systèmes mention génie civil.

Lassin.A, Bodénan.F; Pianton.P, Blanc.P, Essais de comportement des déchets à la lixiviation et modélisation des processus "hydro-physico-chimiques" associés. Etude bibliographique. Rapport BRGM/RP-51518-FR, 83 p.4, fig 10, 2002

Leicht, Persönliche Mitteilung. Verband der Reibbelagindustrie e. V. (VRI), Köln, 2003

Legret.M, Pagotto.C, Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway, doi: 10.1016/s0048-9697(99)00207-7. PMID: 10535115, 1999.

M

Manomano, Comment choisir sa gouttière, [Disponible sur https://www.manomano.fr/conseil/comment-choisir-sa-gouttiere-2860]; [Consulté le 13.02.2023]

Masmejan Aurèle sous la direction de Abdelkrin Bennani et Denis Clément, Revalorisation des sables de scories (Mémoire de master), HEPIA, 2020, Ingénierie du territoire orientation génie civil.

Masset L'usure des pneus, source de pollution, 2021 Disponible sur : https://www.centreecotox.ch/news-publications/actualites/l-usure-des-pneus-source-de-pollution/

Mayer.J, Zimmermann.M, Weggler.K, Reiser.R, Bürge.D, Bucheli.T, Richner.W, Valeurs limites pour les engrais de recyclage minéraux: le concept suisse, 2019

McKenzie.ER, Money.JE, Green PG, Young TM. Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. Sci Total Environ ;407(22):5855-60. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.07.018. Epub 2009 Aug 25. PMID: 19709720; PMCID: PMC2776691, 2009

OFEV, Méthodes de mesure dans le domaine des déchets et des sites pollués, Etat 2020

MétéoSuisse , Climat, Changement climatique, [Disponible sur : https://www.meteosuisse.admin.ch/climat/changement-climatique/evolution-temperature-precipitations-ensoleillement/cartes-mensuelles-et-annuelles.html], [Consulté le : 20.11.2022]

Meylan.G (USyS TdLab), Zurich Kanton, Stoffdossier zur Rückgewinnung von Zink aus ausgewählten Abfällen im Vergleich zur Primärproduktion, 2017.

Morling.K, Fuchs.S ,Modelling copper emissions from antifouling paints applied on leisure boats into German water bodies,Environmental Pollution,Volume 289,2021,117961,ISSN 0269-7491, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117961.

Mottier,V, Buecheli, T, Kobler,D., Ochs, M. , Zobrist, J-M Ammann, A., Eugster,J., Mueller,S., Schoenenberger, R, Sigg,L., Boller,M., 1995. Qualitative aspects of roof runoff, In: Eighth Junior European Workshop—Urban rainwater: Resourcefully Used, Deventer, The Netherlands, 22–25 September.

Müller.A, Österlund.H, Nordqvist.K, Marsalek.J, Viklander.M, Building surface materials as sources of micropollutants in building runoff: a pilot study, 2019.

Napier F., D'Arcy. B, Jefferies. C, A review of vehicle related metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the UK environment, 2007.

O

Odnevall Wallinder, I.; Leygraf, C. Seasonal variations in corrosion rate and runoff rate of copper roofs in an urban and a rural atmospheric environment. Corros. Sci. 2001, 43, 2379–2396. [CrossRef], 2001.

OFEV, Finger.A , Le plastique dans l'environnement Suisse. Etat des connaissances sur les impacts environnementaux des plastiques (micro et macro-plastiques), 2020.

OFEV, Méthodes de mesure dans le domaine des déchets et des sites pollués, Etat 2020

OSAV, Index des produits phytosanitaires, [Disponible sur : https://www.psm.admin.ch/fr/kulturen/bs/B], [Consulté le 10.11.2022]

OFS, Office fédéral de la statistique, Statistiques des villes suisses 2023, Bâtiments, selon la catégorie de bâtiment, en 2021. [Disponible sur : https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home/statistiques/catalogues-banques-donnees/tableaux.assetdetail.24885290.html], [Consulté le 13.12.2022]

OFS, Office fédéral de la statistique, Portraits city Statistics, 2021, [Disponible sur : https://www.bfs.admin.ch/bfs/en/home/statistics/cross-sectional-topics/city-statistics/city-portraits/lausanne.html], [Consulté le 13.09.2022]

Office fédérale de la statistique (OFS), Longueur des routes, 2020, Longueur des routes (sans routes nationales) selon la commune, [Disponible sur : https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home.gnpdetail.2020-0273.html], [Consulté le 25.09.2022]

Office fédérale de la statistique (OFS), Trouver des statistiques, Autres véhicules, Bateaux, 2022, [Disponible sur : https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home/statistiques/mobilite-transports/infrastructures-transport-vehicules/vehicules.html], [Consulté le : 10.10.2022]

Omrani M, Ruban V, Ruban G, Lamprea K (2017) Assessment of atmospheric trace metal deposition in urban environments using direct and indirect measurement methodology and contributions from wet and dry depositions. Atmos Environ 168:101–111

Ordonnance sur la limitation et l'élimination des déchets (OLED), 814.600, du 4 décembre 2015, Etat le 1er avril 2022, [Disponible sur: https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2015/891/fr]

Ordonnance sur les règle de la sécurité routière (OCR) 741.1, Etat le 1er avril 2022, [Disponible sur : https://fedlex.data.admin.ch/filestore/fedlex.data.admin.ch/eli/cc/1962/1364_1409_1420/20220401/fr/pdf-a/fedlex-data-admin-ch-eli-cc-1962-1364_1409_1420-20220401-fr-pdf-a.pdf],[Consulté le 13.12.2022]

Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux), 814.201, 2021, [Disponible sur: https://fedlex.data.admin.ch/filestore/fedlex.data.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/20210101/fr/pdf-a/fedlex-data-admin-ch-eli-cc-1998-2863_2863_2863-20210101-fr-pdf-a.pdf]

Ordonnance du DEFR du 22 septembre 1997 sur l'agriculture biologique, 910.181, du 22 septembre 1997, Etat le 01.01.2022. [Disponible sur : https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1997/2519_2519_2519/fr]

Ordonnance du DFI sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade (OPBD), 817.022.11, du 16 décembre 2016, Etat le 1er août 2021. [Disponible sur : https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2017/153/fr], [Consulté le 30.11.2022]

P

Parker-Jurd F.N.F, Napper .I.E , Abbott. G.D , Hann.S , Thompson .R.C , Quantifying the release of tyre wear particles to the marine environment via multiple pathways, 2021

Pačes T, Krachler M, Novák M, Štěpánová M, Bohdálková L, Přechová E. Atmospheric deposition and trajectories of antimony in Central Europe. Environ Pollut. 2023 Jan 1;316(Pt 1):120518. doi: 10.1016/j.envpol.2022.120518. Epub 2022 Oct 28. PMID: 36341823.

Petrucci.G, Gromaire.M.C, Shorshani.M.F, Chebbo.G, Nonpoint source pollution of urban stormwater runoff: a methodology for source analysis, Envrion Sci Pollut, 2013

Percot.S, Contribution des retombées atmosphériques aux flux de polluants issus d'un petit bassin versant urbain : cas du Pin Sec à Nantes, 2012

Pennigton.S, Webster-Brown.J.G, Stormwater runoff quality from copper roofing, Auckland, New Zealand, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 42:1, 99-108, DOI: 10.1080/00288330809509940 , 2008.

PGEE, Etude de la gestion des eaux des voies de communication fournit par M.Poget de la Section aassainissement urbain (PGEE), 2007

PGEE, Plan général d'évacuation des eaux intercommunal, STEP de Vidy, CISTEP, 2014, Direction des travaux, Service d'assainissement fournit M. Poget de la Section assainissement urbain

Prometerre, Essai couverts végétaux hivernants (méteils),Compte-rendu 2021, [Disponible sur : https://www.prometerre.ch/s3/site/1639565727_21rap00prapportgnralessaismteils_couvertshivernants.pdf], [Consulté le 23.11.2022]

Poissant.L, Schmit.J-P, Béron.P, Trace inorganic elements in rainfall in the Montreal Island, 1993.

Planete-TP, Alimentation électrique pour la traction [Disponible sur: http://www.planete-tp.com/alimentation-electrique-pour-la-traction-a997.html], [Consulté le 23.10.2022]
Physique du bâtiment, Pluie battante [Disponible sur : https://enbau-online.ch/bauphysik/fr/3-2-pluie-battante/],[Consulté le 10.03.2023]

R

Rauterberg-Wulff, A , Beitrag des Reifen- und Bremsbelagabriebs zur Rußemission an Straßen. Fortschritt Berichte VDI, Reihe 15 Nr. 202, 1998.

Reiss, D., Rihm, Bea, Thöni, C., Faller, Markus. Mapping Stock at Risk and Release of Zinc and Copper in Switzerland—Dose Response Functions for Runoff Rates derived from Corrosion Rate Data, January 2004, Water Air and Soil Pollution 159(1):101-113; DOI: 10.1023/B:WATE.0000049163.18416.ec

Recensement architectural , 2022, [Disponible sur : https://www.recensementarchitectural.vd.ch/territoire/recensementarchitectural/] , [Consulté le 10.10.2022]

Robert-Sainte P. , Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement. Sciences de la Terre. Université Paris-Est, 2009. Français. ffNNT : 2009PEST1051ff. fftel-00539932f. 2009PEST1051ff. fftel-00539932

Rossi, L (1998). Quality of urban stormwater. PhD Thesis Thesis, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 303 pp.

Roy S, Négrel P. A Pb isotope and trace element study of rainwater from the Massif Central (France). Sci Total Environ. 2001 Sep 28;277(1-3):225-39. doi: 10.1016/s0048-9697(00)00883-4. PMID: 11589403.

S

Sabin, L.D., Lim, J.H., Stolzenbach, K.D. and Schif,f K.C. (2005). Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment. Water Research 39, 3929-3937.

SBB, Unterlagen zur Untersuchung über PM10 (Documents on PM10 investigations), Report of Swiss Federal Railways SBB AG, BahnUmweltCenter, Bern, Switzerland, 2001

Service d'assainissement, Plan General d'évacuation des eaux intercommunal (PGEEI), STEP de Vidy, Commission intercommunale de la station d'épuration des eaux usées de Vidy (CISTEP), 2014.

Service de l'air, du bruit et des rayonnements non ionisants (SABRA), Qualité de l'air 2021, Canton de Genève, 2022.

Singh.N, Turner.A, Leaching of copper and zinc from spent antifouling paint particles, Environmental Pollution, Volume 157, Issue 2, 2009, Pages 371-376, ISSN 0269-7491, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.10.003.

Sites de vente de bateaux, [Disponible sur : https://www.youboat.com/fr/l-t/bateau-moteur , https://www.inautia.fr/bateaux-occasion/,https://www.annoncesbateau.com/,https://www.bateau24.ch/chfr/],[Consulté le 15.10.2022]

Sörme. L et Lagerkvist.R , Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. Science of the Total Environment, 298, 131-145, 2002

Spielmann.M., Kägi.T, Stadler.P et Tietje.O, Life cycle inventories of transport services. Final report ecoinvent 2000, UNS , ETH-Zurich, Swiss Centre for Life Ccle Inventories, 2004.

T

Taylor.M et Kruger.N, Tyre weights an overlooked diffuse source of Lead and antimony to road runoff, Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften,Technischen Universität Braunschweig, 38106 Braunschweig, German 2020

Tang, P., Florea, M.V.A., Spiesz, P., Brouwers, H.J.H., 2015. Characteristics and application potential of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ashes from twowaste-to-energy plants. Construction and Building Materials 83, 77–94. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.02.033

Thomas W. (1981). Konzentrationen und Einträge von PCA Chlorkohlenwasserstoffen und Spurmetallen im Niederschlag – Vergleich stadtnaher und ländlicher Untersuchungsstandorte. Deutsch Gewässerk Mitt 25, Hefte 5/6, Koblenz, [Disponible dans Rossi,1998]

Thomas, K., Raymond, K., Chadwick, J., Waldock, M., 1999. The effects of short-term changes in environmental parameters on the release of biocides from antifouling coatings: cuprous oxide and tributyltin.Applied Organometallic Chemistry 13, 453–460.

Transports publics neuchâtelois, Flotte de véhicules, Trains voie normale,
[Disponible sur : https://www.transn.ch/voyageurs/entreprise/portrait/flotte/trains-voie-normale/], [Consulté le 02.02.2023]

TL, Présentation :Caractéristiques essentielles de la ligne m1Renens Gare – Lausanne Flon, 2021, [Disponible sur : https://www.t-l.ch/images/pdf/Caracteristiques_essentielles_ligne_m1.docx.pdf],[Consulté le 15.10.2022]

Tout sur le béton, [Disponible sur : https://www.toutsurlebeton.fr/], [Consulté le 13.12.2022]

UBA, 2020, "German Informative Inventory Report - 1.A.3.c – Railways" https://iir.umweltbundesamt.de/2021/sector/energy/fuel_combustion/transport/railways/start

Uexküll.O, Skerfving.S, Doyle.R et Braungart.M , Antimony in Brake Pads–A Carcinogenic Component?. Journal of Cleaner Production - J CLEAN PROD. 13. 19-31. 10.1016/j.jclepro.2003.10.008, 2005

Umweltschutz.ch, Wasserqualität in der Schweiz , Schadstoffe im Trinkwasser, [Disponible sur : https://umweltcheck.ch/de/wasserqualitaet-in-der-schweiz/schadstoffe-im-trinkwasser/], [Consulté le 20.12.2022]

V

Van Duijnhove N., Denier van der Gon H., Hulskotte J. Emissieschattingen Diffuse Bronnen Emissieregistratie-Bandenslijtage Wegverkeer-Versie Mei 2014. DELTARES en TNO; Delft, The Netherlands: 2022.

Vanherle.K , Lopez-Aparicio.S , Grythe.H , Lükewille.A, Unterstaller.A , Mayeres.I Transport Non-exhaust PM-emissions, An overview of emission estimates, relevance, trends and policies, Eionet Report, 2020.

Valkirs, A.O., Seligman, P.F., Haslbeck, E., Caso, J.S., 2003. Measurement of copper release rates from antifouling paint under laboratory and in-situ conditions: implications for loading estimation to marine water bodies. Marine Pollution Bulletin 46, 763–779

Ville de Lausanne, Observatoire sur la mobilité, 2020.

Ville de Lausanne, Portrait des ports de Lausanne, [Disponible sur: https://www.lausanne.ch/prestations/economie/ports-lausannois-acces-visiteurs.html#port-d-rsquo-ouchy-et-vieux-port-d-rsquo-ouchy-3], [Consulté le 20.09.2022]

Ville de Lausanne, Les nombres d'une ville, Office d'appui économique et statistique, Service de l'économie, 2019

Ville de Lausanne, [Disponible sur: https://map.lausanne.ch/?lang=fr&tree_groups=perimetres_grp%2Camenagement_grp%2Cmobilite_grp%2Cbdcad_grp&tree_group_layers_perimetres_grp=perimetres_lim_com_msgroup&tree_group_layers_amenagement_grp=&tree_group_layers_mobilite_grp=&tree_group_layers_bdcad_grp=bdcad_projets_msgroup&baselayer_ref=fonds_geo_osm_bdcad_couleur&baselayer_opacity=0&map_x=2538980&map_y=1155215&map_zoom=0], [Consulté le 22.09.2022]

Ville de Lausanne, Zones foraines, [Disponible sur : https://www.lausanne.ch/officiel/statistique/quartiers/presentation-des-quartiers/90-zones-foraines.html], [Consulté le 11.11.2022]

Von Arx U. 2006: Kupfer. Verbrauch, Umwelteinträge und -vorkommen. Umwelt-Wissen Nr. 0601. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. 163 S

W

Wallinder, I.O.; Korpinen, T.; Sundberg, R.; Leygraf, C. Atmosheric Corrosion of Naturally and Pre-Patinated Copper Roofs in Singapore and Stockholm—Runoff Rates and Corrosion Product Formation. In Outdoor Atmospheric Corrosion; Townsend, H.E., Ed.; American Society for Testing and Materials: West Conshohocken, PA, USA, 2002; p. 230–244, ISBN 978-0-8031-2896-5.

Westerlund, Metal emissions from Stockholm traffic, wear of brake linings, Stockholm environmental administration, 2001

Wülser.P-A, Présentation, le traitement des pour la valorisation matière, 2020

Z

Zirino, A., Seligman, P.F., 2002. Copper chemistry, toxicity and bioavailability and its relationship to regulation in the marine environment.Space and Naval Warfare Systems Center, San Diego, CA, Technical Document 3140Bateau