

Université de Saida– Dr. Moulay Tahar
Faculté de Technologie

Thèse

Présentée pour obtenir le diplôme de

Doctorat 3ème Cycle

Spécialité : hydraulique urbaine

Filière : hydraulique

Par :

FATMI BELAID

Thème :

**Etude géotechnique, physico-chimique et rhéologique des
sédiments de l'assainissement urbain : caractérisation, risques
pour l'environnement, traitement et valorisation**



Thèse soutenue le 19/01/2025 Devant le jury composé de :

N°	Nom et prénom	Grade	Etablissement	Qualité
01	Yles Fouad	MCA	Université de Saida - Dr. Moulay Tahar	Président
02	Hazzab Abdelkrim	Pr.	Université de Saida - Dr. Moulay Tahar	Directeur de thèse
03	Ghali Noureddine	Pr.	Université de Saida - Dr. Moulay Tahar	Examineur
04	Rahmouni Ali	Pr.	Université de Saida – Dr. Moulay Tahar	Examineur
05	Korichi Khaled	Pr.	Université Djillali Liabès de Sidi Bel Abbès	Examineur
06	Atallah M'hamed	MCA	Centre Universitaire Nour Bachir El Bayadh	Examineur

Dédicaces

*A la mémoire de mon Père Medjdoub;
à ma mère;
à mes frères et sœurs;
et à ma femme et mes enfants.*

Belaid FATMI

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à M. Abdelkrim HAZZAB pour avoir proposé ce thème et pour la confiance qu'il m'a accordée en acceptant d'être mon encadrant. Ce travail ne serait pas aussi riche sans son apport précieux et son aide constante. Je tiens également à souligner la qualité exceptionnelle de son encadrement, sa rigueur, sa patience et sa disponibilité.

Je suis honoré par l'engagement des membres du jury, président et examinateurs, qui ont accepté de consacrer de leur temps pour examiner ce travail. Leur expertise et leurs commentaires seront inestimables pour enrichir ma recherche.

Mes remerciements vont également à tous mes professeurs pour leur générosité et la grande patience dont ils ont fait preuve malgré leurs nombreuses responsabilités académiques et professionnelles.

Enfin, j'exprime ma profonde gratitude à toutes les personnes qui, de près ou de loin, m'ont aidé et soutenu tout au long de cette aventure académique.

REMERCIEMENTS

RESUMES

Liste des figures	i
Liste des tableaux	ii
Liste des abréviations	iii
INTRODUCTION	1

Chapitre 1 – Généralités sur les sédiments de l'assainissement urbain

1.1	Introduction.....	6
1.2	Les sources de sédiments.....	6
1.2.1	Les sédiments de surfaces du bassin charriés par eaux de ruissellement.....	6
1.2.2	Les sédiments des eaux usées : origine exogène et endogène.....	9
1.2.3	Les stocks de dépôt dans le réseau	11
1.2.4	Types de dépôts	11
1.3	Les systèmes de transport de sédiment.....	13
1.3.1	Réseau séparatif.....	13
1.3.2	Réseaux unitaires.....	14
1.3.3	Cours d'eau naturels et artificiels.....	15
1.4	Dynamique du transport des sédiments	15
1.5	Conclusion	18

Chapitre 2 – Contexte de la zone d'étude

2.1	Introduction.....	19
2.2	Présentation de la zone d'étude	19
2.3	Topographie et reliefs de la région	21
2.4	Climatologique de la région de Saida	21

2.4.1	Précipitations	22
2.4.2	Températures	22
2.4.3	Humidité et couverture nuageuse	23
2.4.4	Vent et autres facteurs climatiques.....	23
2.5	Couvert végétal de la région	23
2.5.1	Végétation steppique	23
2.5.2	Forêts et formations arborées	24
2.5.3	Végétation riparienne	24
2.5.4	Espèces rares et menacées	24
2.5.5	Impact des activités humaines	24
2.6	Géologie de la région.....	25
2.7	Paramètres hydrologiques de la zone d'étude.....	26
2.7.1	Aire du bassin versant	27
2.7.2	Longueur des cours d'eau	28
2.7.3	Inclinaison des surfaces	28
2.7.4	Climat et précipitations durant la période d'échantillonnage.....	29
2.7.5	Caractéristiques du sol et de l'aquifère	30
2.7.6	Historique des crues	31
2.8	Présentation du bassin urbain	32
2.9	Description du Système de Drainage de la Ville de Saïda.....	33
2.10	Description de la Zone Industrielle et des Types d'Industries Présentes.....	34
2.11	Justification du choix de la zone d'étude urbain.....	35
2.12	Conclusion	36

Chapitre 3 – Matériels & méthodes

3.1	Introduction.....	37
-----	-------------------	----

3.2	Echantillonnage	37
3.3	Appareillage et équipement	40
3.4	Produits chimiques et réactifs	41
3.5	Techniques analytiques	41
3.5.1	Caractérisation géotechnique.....	42
3.5.2	Caractérisation rhéologique.....	45
3.5.3	Caractérisation physico-chimique	46
3.6	Modélisation et comportement rhéologique des mixtures des sédiment urbain.....	50
3.7	Évaluation de la contamination des sédiments	50
3.7.1	Le facteur et le degré de contamination.....	51
3.7.2	Le facteur d'enrichissement (FE).....	53
3.7.3	L'indice de géo-accumulation (Igeo).....	54
3.7.4	L'indice du risque écologique individuel (<i>IRI</i>) et le risque écologique potentiel (<i>IRP</i>)	55
3.8	Lignes directrices d'évaluation de la qualité des sédiments	56
3.9	Analyse statistique	57
3.9.1	Analyse descriptive	57
3.9.2	Analyse statistique multivariée.....	58
3.10	Conclusion.....	59

Chapitre 4 – Caractérisation géotechnique et rhéologique des sédiments de l'assainissement urbain

4.1	Introduction.....	61
4.2	Caractérisation géotechnique	61
4.2.1	Équivalent de sable.....	62
4.2.2	Les essais de granulométrie et de sédimentométrie.....	63
4.2.3	Détermination des limites d'Atterberg	66

4.2.4	Classification du sédiment issu de l'assainissement urbain selon les limites de liquidité et de plasticité.....	69
4.3	Caractérisation rhéologique	71
4.3.1	Propriétés rhéologique globales des sédiments : lecture et analyse des résultats expérimentaux	71
4.3.2	Modélisation et comportement rhéologique des mixtures des sédiment urbain.	74
4.3.3	Effet de la matière organique sur la résistance et la viscosité	76
4.3.4	Influence de l'hydratation sur la fluidité et la viscosité des mixtures des sédiments	77
4.3.5	Perspectives de recherche future et développements technologiques	81
4.4	Conclusion.....	81

Chapitre 5 – Caractérisation physico-chimique et contamination métallique des sédiments urbains : origines, analyse et comparaison

5.1	Introduction.....	83
5.2	Paramètres physicochimiques et teneurs en métaux.....	84
5.2.1	Distribution granulométrique des sédiments	84
5.2.2	Présence de la matière organique.....	86
5.2.3	Mobilité et concentration des métaux lourds dans le sédiment	88
5.3	Évaluation et analyse de la pollution des sédiments urbain dans la zone d'étude.....	92
5.3.1	Estimation du Facteur de contamination (Cf) et le degré de contamination (Cd)	92
5.3.2	Evaluation du Facteur d'enrichissement (FE).....	93
5.3.3	Appréciation de l'indice de géo-accumulation	96
5.3.4	Expertise du risque écologique (RÉ) et de l'indice du risque potentiel (IRP).....	97
5.4	Comparaison des résultats des niveaux de contamination avec d'autre études.....	99
5.5	Concentrations de métaux lourds dans les sédiments limoneux urbains : analyse et comparaison.....	102

5.6	Evolution des concentrations de métaux lourds et de matière organique dans les sédiments limoneux par rapport aux normes de qualités.....	107
5.7	Évaluation et analyse de la pollution dans les sédiments limoneux	109
5.7.1	Estimation du degré de contamination (Cd) et du Facteur de contamination (Cf) ..	109
5.7.2	Evaluation du Facteur d'enrichissement (FE).....	111
5.7.3	Appréciation de l'indice de géo-accumulation	112
5.7.4	Evaluation du risque écologique (RI) et Indice risque potentiel (PER).....	113
5.8	Conclusion	115

Chapitre 6 – Analyse statistique multivariée pour l'identification des sources de contamination dans les sédiments

6.1	Introduction.....	117
6.2	Analyse statistique descriptive.....	118
6.3	Analyse statistique multivariée	120
6.3.1	Analyse des corrélations	120
6.3.2	Analyse des composantes principales.....	123
6.3.3	L'analyse groupée (cluster analysis).....	125
6.4	Conclusion	127

Chapitre 7 – Analyse des relations et tendances entre la charge polluante et les paramètres hydrologiques dans le bassin urbain de Saïda

7.1	Introduction.....	129
7.2	Évaluation des débits de pointe des crues.....	129
7.2.1	Calcul des paramètres morphométriques les plus pertinents de l'étude	129
7.2.2	Calcul du temps de concentration.....	130
7.2.3	Calcul du débit maximal	131
7.3	Indicateurs de pollution et paramètres hydrologiques : analyse croisée.....	132

7.3.1	Analyse quantitative et tendances des indicateurs de pollution en relation avec les paramètres hydrologiques, notamment la concentration en sédiments	132
7.3.2	Analyse qualitative et tendances des indicateurs de pollution en fonction des paramètres hydrologiques, notamment la concentration en sédiments	130
7.4	Conclusion	132

Chapitre 8 – Moyens de prévention et de précaution : cadre technique et réglementaire

8.1	Introduction.....	134
8.2	Les mesures préventives	134
8.2.1	Surveillance continue de la qualité de l'eau	135
8.2.2	Conception urbaine durable	135
8.2.3	Pratiques de gestion des eaux pluviales	135
8.2.4	Équipements de traitement des eaux usées	136
8.2.5	Engagement communautaire et sensibilisation du public.....	136
8.2.6	Stratégies combinées pour une gestion durable	136
8.3	Cadre réglementaire de prévention de la pollution et de la préservation de l'environnement en Algérie.....	137
8.4	Dispositions de protection du bassin versant de Oued Saïda.....	138
8.5	Conclusion	139
CONCLUSION		141
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		144

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1	Cartographie hydrographique du bassin versant de Saïda et son emplacement dans le réseau hydrologique de l'Algérie	20
Figure 2.2	Carte hypsométrique de la zone d'étude	22
Figure 2.3	Répartition de l'occupation du sol dans de la zone d'étude	25
Figure 2.4	Etendu de la zone d'étude	28
Figure 2.5	Carte des pentes du bassin et longueur maximale du parcours de l'eau	29
Figure 2.6	Organisation spatiale du bassin et du tissu urbain de la ville de Saïda	33
Figure 3.1	Déploiement du dispositif d'échantillonnage.....	39
Figure 4.1	Courbe granulométrique des sédiments de l'assainissement urbain	64
Figure 4.2	Classification du sol selon le triangle de texture adoptée par le département de l'agriculture américain (USDA)	65
Figure 4.3	Détermination de la limite de liquidité.....	68
Figure 4.4	Classification du sédiment selon le diagramme de cazagrande	70
Figure 4.5	Rhéogrammes des différents sédiments étudiés : MO (3% à 13%).....	77
Figure 4.6	Courbe d'écoulement des différents sédiments étudiés : MO (3% à 13%).....	77
Figure 4.7	Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 10 % d'eau.....	78
Figure 4.8	Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 10 % d'eau	78
Figure 4.9	Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 20 % d'eau.....	78
Figure 4.10	Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 20 % d'eau	78
Figure 4.11	Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 30 % d'eau.....	79
Figure 4.12	Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 30 % d'eau	79
Figure 4.13	Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 40 % d'eau.....	79
Figure 4.14	Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 40 % d'eau	79
Figure 4.15	Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 50 % d'eau.....	79
Figure 4.16	Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 50 % d'eau	79
Figure 5.1	Présence de la matière organique dans les fractions de sédiments	87
Figure 5.2	Variabilité de la matière organique dans les fractions de sédiments.....	87

Figure 5.3	Variations des concentrations de métaux dans la fraction (< 63 µm)	89
Figure 5.4	Variations des concentrations de métaux dans la fraction (>250 µm)	89
Figure 5.5	Variations des concentrations de métaux dans la fraction (63 - 250 µm)	90
Figure 5.6	Illustration des facteurs de contamination (CF) et degré (CD) de contamination selon la classification de Hakanson (1980)	94
Figure 5.7	La distribution du facteur d'enrichissement dans les fractions granulométriques des sédiments au cours des événements pluvieux, selon la classification de Birch et Olmos (2008)	95
Figure 5.8	Variations de l'indice de géo-accumulation (Igeo) selon la classification de Förstner et al. (1990)	96
Figure 5.9	Facteur de risque écologique (RE) selon la classification de Hakanson (1980)	98
Figure 5.10	Les contributions des métaux lourds au risque écologique (RE) selon la classification de Hakanson (1980)	98
Figure 5.11	Degré de contamination (CD)	110
Figure 5.12	Facteur de contamination (CF).....	111
Figure 5.13	Evaluation du Facteur d'enrichissement (FE).....	112
Figure 5.14	Indice de géo-accumulation (Igeo).....	113
Figure 5.15	Le facteur du risque écologique (RI) et Indice risque potentiel (PER).....	114
Figure 5.16	Contribution des éléments métallique aux risque écologique	115
Figure 6.1	Analyse en composantes principales (ACP) des variables métalliques totales en association avec la matière organique (MO).....	124
Figure 6.2	Analyse groupée hiérarchique des métaux lourds et matières organiques dans les sédiments.....	127
Figure 7.1	Relation entre la masse polluante et la concentration des sédiments.....	131
Figure 7.2	Variabilité de la masse polluante en fonction du débit maximal	131
Figure 7.3	Variabilité du degré de contamination en fonction du débit maximal	132

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Détermination du facteur C selon les caractéristiques des sols.....	30
Tableau 3.1	Précipitations et paramètres associés des événements pluviaux	40
Tableau 3.2	Conditions de détermination par SAA	48
Tableau 3.3	Validation de la méthode analytique	49
Tableau 4.1	Résultats des essais équivalent de sable	62
Tableau 4.2	Informations sur le poids, la teneur en eau, et les essais réalisés	67
Tableau 4.3	Évolution de la contrainte et de la viscosité apparente des sédiments en fonction du taux de cisaillement et de la teneur en matière organique (3 % à 13 %)	72
Tableau 4.4	Paramètres de Herschel-Bulkley (τ_0 , K, n) des sédiments pour différents teneurs en MO.....	75
Tableau 5.1	Paramètres physico-chimiques et concentrations de métaux lourds des sédiments urbains selon les fractions granulométriques et les périodes d'échantillonnages.....	85
Tableau 5.2	Concentrations métalliques des sédiments en (mg/kg) de la zone d'étude comparé avec les sites locale Algérien et d'autres site au monde.....	100
Tableau 5.3	Concentrations de métaux lourds dans les sédiments urbains de la ville de Saida au cours des événements pluviaux	103
Tableau 5.4	Concentrations de métaux lourds dans les sédiments urbains en Algérie et à l'international.....	104
Tableau 5.5	Variation des concentrations des métaux lourds et de la matière organique dans les sédiments limoneux par rapport aux seuils des directives de qualité des sédiments	108
Tableau 6.1	Caractérisation des teneurs en métaux lourds et matière organique dans les échantillons des sédiments : statistiques descriptives, quartiles, et analyses de variation	119
Tableau 6.2	Relations métaux -métaux et métaux- matière organique.....	121
Tableau 6.3	Résultats de l'analyse en composantes principales : chargements factoriels, valeurs propres et variances cumulées des paramètres métalliques	123
Tableau 7.1	Paramètres morphométriques du bassin versant de la zone d'étude.....	130
Tableau 7.2	Caractéristiques hydrologiques et indicateurs de pollution lors des événements pluvieux dans le bassin de l'Oued Saida.....	132

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AC	Analyse des correspondances	PEL	Niveau avec effet probable
ACP	Analyse en Composantes Principales	RQS	Recommandations Qualité des Sédiments
A	Superficie du bassin versant	S	Superficie du bassin versants
C	Coefficient de ruissellement	SAA	Spectromètre d'absorption atomique
DC	Degré de contamination	TEL	Seuil avec effet limite
CF	Facteur de contamination	UCC	Upper Continental Crust
ES	Équivalent de sable	USDA	Département de l'agriculture américain
ET	Écart-type	WL	Limite de liquidité
ETR	Écart-type relatif	WP	Limite de plasticité
FE	Facteur d'enrichissement	I_P	Intensité de la précipitation
IRI	Indice de risque écologique individuel	τ_0	Contrainte de seuil
IRP	Indice du risque écologique potentiel	n	Indice d'écoulement
I	Pente moyenne du talweg principal	T_C	Temps de concentration
Igé	Indice de géo-accumulation	Q_P	Débit de pointe
IP	Indice de plasticité	K	La consistance
L	Longueur du cours d'eau principal	C^n	Teneur du métal dans le fond géochimique
LDD	Limite de détections	γ	Taux de cisaillement
MO	Matière Organique	τ	Contrainte de cisaillement
MS	Matière Sèche		
PC	Principale composante		

ملخص

دراسة جيوتقنية وفيزيائية وكيميائية وريولوجية للرواسب الناتجة عن تصريف مياه الأمطار الحضرية: التوصيف والمخاطر على البيئة والسمات والتقييم

تتناول الدراسة تحليل وفحص الرواسب الناتجة عن الصرف الصحي الحضري، الذي يعد المصدر الرئيسي للتلوث في حوض سعيدة، وهي منطقة شبه جافة في شمال غرب الجزائر. من خلال تحليل الرواسب، توفر الدراسة نتائج مثيرة للاهتمام حول الجوانب الجيوتقنية والفيزيائية-الكيميائية والريولوجية للرواسب. لذلك، يتم دراسة التلوث الحضري وتأثيره البيئي بشكل واسع. تهدف الدراسة إلى فهم أفضل لمشكلة الرواسب الناتجة عن تصريف مياه الأمطار من خلال توصيف متعدد المعايير وشامل. أولاً، يتم أخذ مجموعة من عينات تمثيلية من الرواسب. بعد ذلك، نستعمل طرق تحليلية مختلفة لتحديد التركيب الحبيبي، الفيزيائي-الكيميائي، والتركيب العضوي للرواسب، بالإضافة إلى تركيزات الملوثات المعدنية. من ناحية أخرى، يتم إجراء دراسة ريولوجية. تسمح هذه الدراسة بفهم نمط تدفق الرواسب وتأثير العوامل البيئية. يتم إجراء استكشاف شامل لمختلف الرواسب لتقييم التركيب والمخاطر البيئية، والمقارنة بعبئات سمية مختلفة ومؤشرات التلوث. لفحص العلاقات بين الملوثات، وتحديد أصولها، وتوصيف سلوكها البيئي، يتم إجراء تحليل إحصائي مفصل. يشمل هذا التحليل مرحلة وصفية وطرق إحصائية متعددة المتغيرات. علاوة على ذلك، سمح تحليل العلاقات بين العوامل الهيدرولوجية ومقدار التلوث بفهم ديناميكيات تدفق الرواسب الحضرية في الحوض. تُقيّم بذلك تأثير المعايير الهيدرولوجية على تلوث الرواسب خلال الفترات المطرية، من خلال تقديم مؤشرات التلوث. أخيراً، تُوصية وسائل الوقاية والحماية لمنطقة سعيدة لحماية الموارد المائية الاستراتيجية بشكل فعال. تُعرض هذه الوسائل التقنية والتنظيمية لضمان مراجعة مستمرة لفعاليتها. التوصيف المشترك لمختلف معايير الرواسب الحضرية يشكل أساساً قوياً لفهم ظاهرة الترسب وتحسين إدارة ونقل ومعالجة الرواسب في نهج مستدام قابل للتطبيق على حوض الدراسة .

الكلمات المفتاحية: الرواسب، مصدر التلوث، الجيوتقنية، ريولوجية، الفيزيائية والكيميائية، البيئة الحضرية.

Résumé

Etude géotechnique, physico-chimique et rhéologique des sédiments de l'assainissement urbain : caractérisation, risques pour l'environnement, traitement et valorisation

L'étude porte sur l'analyse et l'examen des sédiments de l'assainissement urbain principale porteur de la pollution dans le bassin de Saïda, une région semi-aride du nord-ouest algérien. En analysant les sédiments, l'étude fournit des résultats intéressants sur l'aspect géotechnique, physico-chimique et rhéologique des sédiments. Par conséquent la pollution urbaine et son impact environnemental, est largement étudiée. L'étude vise à mieux comprendre la problématique des sédiments d'assainissement pluvial par une caractérisation multiparamétrique exhaustive. Tout d'abord, une campagne d'échantillonnage stratégique est entreprise afin de recueillir des échantillons de sédiments représentatifs. Ensuite, différentes méthodes analytiques sont mises en œuvre afin d'établir la composition granulométrie, physico-chimique, la composition organique des sédiments, ainsi que les concentrations en polluants métalliques. D'un autre côté, une étude rhéologique est réalisée. Elle a permis de saisir le mode d'écoulement des sédiments et l'impact des paramètres environnementaux tel que la concentration, la nature des particules, la vitesse d'écoulement et la viscosité des sédiments. Une exploration approfondie des différentes fractions de sédiment est réalisée pour évaluer la composition et les risques écologiques, en se référant à divers seuils de toxicité et indices de pollution. Pour examiner les relations entre les contaminants, déterminer leurs origines et caractériser leur comportement environnemental, une analyse statistique détaillée est réalisée. Cette analyse comprend une phase descriptive et des méthodes statistiques multivariées. Par ailleurs, une analyse des relations entre les paramètres hydrologiques et la charge polluante a permis la compréhension de la dynamique d'écoulement des sédiments urbains dans le bassin. Elle évalue ainsi l'influence des paramètres hydrologiques sur la contamination des sédiments durant les événements pluvieux, en présentant des indicateurs de pollution associés à plusieurs épisodes de pluie. Enfin, les moyens de prévention et de précaution pour la région de Saida pour protéger efficacement les ressources stratégiques en eaux, sont préconisés. Ces moyens techniques et réglementaires sont présentés pour assurer une révision continue de leur efficacité. La caractérisation combinée des différents paramètres des sédiments urbains, constitue une base solide pour la compréhension du phénomène sédimentaire et l'optimisation de la gestion, du transport et du traitement des sédiments dans une approche durable applicable au bassin de l'étude.

Mots-clés : Sédiments, source de pollution, géotechnique, physico-chimique, rhéologique, milieu urbain.

Abstract

Geotechnical, physico-chemical and rheological study of urban drainage sediments: characterization, environmental risks, treatment and recovery

The study focuses on the analysis and examination of sediments from urban drainage, the main carrier of pollution in the Saïda basin, a semi-arid region in North-West Algeria. By analyzing the sediments, the study provides interesting results on the geotechnical, physico-chemical, and rheological aspects of the sediments. The study delves deeply into urban pollution and its environmental impact. The aim of the study is to gain a better understanding of the problems associated with stormwater sediments through an exhaustive multiparameter characterization. Firstly, we undertake a strategic sampling campaign to collect representative sediment samples. We then used various analytical methods to establish the granulometric, physico-chemical, and organic composition of the sediments, as well as the concentrations of metallic pollutants. We also conducted a rheological study. This enabled us to understand how the sediment flows and the impact of environmental parameters. Using various toxicity thresholds and pollution indices, we conducted an in-depth exploration of the different sediment fractions to assess their composition and ecological risks. We conduct a detailed statistical analysis to examine the relationships between contaminants, determine their origins, and characterize their environmental behavior. This analysis includes a descriptive phase and multivariate statistical methods. In addition, an analysis of the relationships between hydrological parameters and the pollution load has enabled us to understand the flow dynamics of urban sediments in the basin. It also assesses the influence of hydrological parameters on sediment contamination during rainfall events by presenting pollution indicators associated with several rainfall episodes. Finally, we recommend the means of prevention and precaution for the Saida region to effectively protect strategic water resources. We present these technical and regulatory measures to continuously review their effectiveness. Characterising the different aspects of urban sediments together gives us a solid foundation for comprehending the sedimentary phenomenon and improving the handling, movement, and treatment of sediments as part of a long-term strategy that can be used in the study area.

Keywords: sediment, source of pollution, geotechnical, physico-chemical, rheological, urban environment.

Introduction générale

Les zones urbaines, en constante expansion, sont confrontées à des défis environnementaux majeurs, particulièrement ceux liés à la gestion des eaux usées et pluviales (Ameen & Mourshed, 2017). Les problématiques environnementales engendrées englobent principalement la pollution liée aux sédiments d'assainissement urbain. Ces problématiques représentent un enjeu souvent sous-estimé mais critique pour la santé publique et la préservation des écosystèmes (Wear et al., 2021).

D'un point de vue physique, ces sédiments se forment par l'accumulation de particules solides issues de l'érosion des sols, de l'altération des matériaux de construction et des activités humaines. Leur taille, densité et déplacement dépendent des conditions locales comme la vitesse de l'eau ou la topographie. Cependant, outre leurs propriétés physiques, ces sédiments stockent aussi des contaminants toxiques comme le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le zinc (Zn) et des composés organiques persistants (Müller et al., 2020).

C'est là que se crée un lien crucial entre les dimensions physiques et chimiques des sédiments. Les caractéristiques physiques des sédiments influencent directement leur capacité à fixer et transporter les métaux lourds. Par exemple, les particules fines sont de bons vecteurs pour les métaux lourds en raison de leur forte capacité d'adsorption (Minkina et al., 2011). Il est essentiel de comprendre les processus physiques des sédiments pour saisir leur impact sur la dispersion et la persistance des contaminants chimiques dans l'environnement.

Ces sédiments qui sont les principaux vecteurs de la pollution urbaine proviennent principalement de trois sources : le ruissellement des eaux pluviales, les eaux usées domestiques et industrielles, et les dépôts accumulés dans les réseaux d'assainissement particulièrement lors des périodes de faible écoulement. Ils constituent ainsi un vecteur important de pollution, transportant des métaux lourds, des hydrocarbures, des micropolluants organiques, et des particules solides (Müller et al., 2020).

Dans les réseaux d'assainissement, les eaux de ruissellement charrient des particules polluées provenant des activités humaines et de dépôts atmosphériques. Ces particules, souvent riches en contaminants tels que le Plomb, le Zinc, le Cuivre et le Cadmium, se lient aux sédiments, augmentant leur toxicité (Zhang et al., 2023). En parallèle, les eaux usées domestiques et industrielles contribuent à la contamination par des matières organiques, des nutriments, et des micropolluants, accentuant les risques environnementaux (El Hammoudani et al., 2024). Par ailleurs, les sédiments accumulés pendant les périodes de faible écoulement peuvent être

remobilisés lors des épisodes pluvieux, aggravant ainsi la dispersion des polluants dans les milieux récepteurs (Bolan et al., 2024).

Une gestion inadéquate de ces sédiments peut entraîner des impacts environnementaux significatifs, tels que la pollution des eaux de surface et souterraines, la contamination des sols, et la dégradation des écosystèmes aquatiques (Issaka & Ashraf, 2017). Ces défis s'accompagnent de coûts économiques importants liés au traitement et à l'élimination des sédiments contaminés. Face à ces enjeux, il devient impératif de développer des approches scientifiques et techniques pour caractériser, traiter, et valoriser durablement ces sédiments (Akcil et al., 2015).

L'Algérie, pays en voie de développement, est confrontée à ce défi de la pollution par les métaux lourds dans toutes ses régions. Le manque de mesures adéquates de surveillance, de contrôle et de prévention a laissé de nombreuses zones vulnérables aux conséquences économiques et environnementales négatives de ce problème répandu. Dans ce contexte, de nombreuses études sont menées traitant la question de la contamination par les métaux lourds dans différentes régions de l'Algérie. Le tableau ci-dessous répertorie les principales études publiées sur le pays ces dernières années.

Tableau 1 : Principales études relatives à la contamination par les métaux lourds dans différentes régions en Algérie.

Localité	Régions	Environnements	Sources de contamination	Référence
La rivière de Meboudja et Seybouse	(N-E)	Eaux de surface	Décharges industrielles, agricoles et urbaines	(Messadi et al., 2001)
Les eaux souterraines dans la vallée de la rivière Seybouse	(N-E)	Eau souterraines	Décharges industrielles, agricoles et urbaines	(Djabri et al., 2003)
Annaba	(N-E)	Eaux de surface	Activités industrielles et agricoles	(Derradji et al., 2005)
Ville de Mascara	(N-W)	Plante (<i>Platanus acerifolia</i> leaves)	Circulation routière et émissions des véhicules	(Aissa & Kéloufi, 2012)
La rivière Seybouse	(N-E)	Eaux de surface	Décharges industrielles, agricoles et urbaines	(Louhi et al., 2012)
Eaux de surface et souterraines, dans la région d'Annaba	(N-E)	Eaux de surface	Eaux usées urbaines et industrielles	(Bougherira et al., 2014)
Hassi Messaoud	(S-E)	Sol urbain et poussière de route	Raffinerie de pétrole, activités industrielles et circulation	(Benhaddya et al., 2016)
Wadi Bouhamra	(N-E)	Eau et sédiments	Rejets industriels, agricoles et d'eaux usées	(Khaled-Khodja et al., 2016)
Côte d'Ain Temouchent	(N-W)	Sédiments	Déchets industriels, eaux usées et déchets urbains/domestiques	(Kouidri et al., 2016)
La rivière du Nil	(N-E)	Eaux de surface et sédiments	Activités agricoles et eaux usées domestiques	(Krika & Krika, 2017)
Route nationale NR 35	(N-W)	Poussière de route	Circulation routière et émissions des véhicules	(Ramdani et al., 2018)
Rivière Boumerzoug	(N-E)	Sédiments, Plantes	Rejets industriels, agricoles et d'eaux usées	(Keddari et al., 2019)
Bassin versant de Seybouse	(N-E)	Sédiments	Rejets industriels, agricoles et d'eaux usées	(Talbi & Kachi, 2019)

Kef Oum Teboul	(N-E)	Déchets miniers, sol, sédiments de cours d'eau	Activités minières abandonnées	(Arab et al., 2021)
Zones urbaines dans la région de Sétif	(N-M)	Plante (Nerium oleander leaves)	Industriel, agricole, circulation routière et minier	(Koucim et al., 2021)
Côte d'Annaba	(N-E)	Muscle de poisson (Diplodus vulgaris)	Activités anthropiques	(Nesrine et al., 2022)
Ville de Setif	(N-E)	Sols urbains et périurbains	Eau usées, émissions des véhicules, industrielles et fertiliseurs	(Sellami et al., 2022)
Lac de Dar El Chioukh, Oued Mellah à Djelfa	(N-M)	Macroalgues de surface	Activités urbaines, industrielles et agricoles	(Dehbi et al., 2023)
Oued El Harrache	(N-M)	Eaux de surface	Rejets industriels, urbains et agricoles	(Samai et al., 2023)

L'analyse du Tableau 1 montre que les premières études de Messadi et al. (2001) et Djabri et al. (2003) ont investigué la pollution métallique dans l'eau et les eaux souterraines du bassin de Meboudja, de la rivière Seybouse et de la région d'Annaba et l'ont attribuée aux rejets industriels, agricoles et urbains. Les recherches ultérieures se sont étendues à d'autres matrices telles que les sédiments (Louhi et al., 2012; Talbi & Kachi, 2019), les sols routiers (Ramdani et al., 2018), les sols urbains (Benhaddya et al., 2016; Sellami et al., 2022) et les bioindicateurs tels que les plantes (Aissa & Kéloufi, 2012; Koucim et al., 2021) et les macroalgues. (Dehbi et al., 2023).

Les travaux montrent que les sources de contamination identifiées incluent les effluents industriels, les activités minières, les émissions de la circulation routière, les eaux de ruissellement agricoles et les eaux usées domestiques, et met en évidence la nature omniprésente de la pollution par les métaux lourds dans toutes les régions algériennes. Parmi les régions de l'Algérie touchées, la ville de Saida, située dans le nord-ouest de l'Algérie.

La wilaya de Saida est un pôle économique et social et un carrefour des régions des hautes plateaux de l'ouest de l'Algérie. Avec le développement socio-économique des dernières décennies, la wilaya de Saida a connu un accroissement important des projets d'urbanisation, y compris la construction de bâtiments, de réseaux routiers et d'unités industrielles. Ainsi, une intensification des activités agricoles est observée. Ce développement a généré des quantités significatives de polluants, qui peuvent être détectés dans les sédiments transportés en aval du système de drainage. Cela menace l'aquifère des eaux minérales de Saida, qui est la principale source d'eau potable pour la ville, ainsi que les puits artésiens existants.

Le problème affecte également l'Oued de Saida, dont l'eau est utilisée pour irriguer les plaines en aval et alimente le barrage d'Ouizert. Cette situation souligne l'urgence de concertations pour atténuer et remédier à ce problème environnemental, mettant ainsi en évidence la nécessité et l'importance de la présente étude.

Dans ce contexte, les études précédentes dans la région de Saïda se sont concentrées sur l'évaluation de la qualité de l'eau, négligeant le rôle important des sédiments dans le transport et l'accumulation des polluants (Mustapha et al., 2014). Cette lacune de connaissances justifie et souligne la nécessité de l'étude actuelle, qui se concentre principalement sur l'identification, la quantification et les dynamiques temporelles de la pollution par les métaux lourds dans le bassin versant urbain de Saïda. Dans ce contexte, la présente étude apporte une contribution significative à la compréhension de la pollution par les métaux lourds dans les bassins versants urbains, en particulier dans les régions semi-arides où des études similaires sont rares.

Cette thèse s'inscrit donc dans l'étude approfondie de la pollution à travers un examen minutieux des sédiments urbains et propose une approche multidisciplinaire pour aborder cette problématique. L'objectif principal est la compréhension des propriétés géotechniques, physico-chimiques et rhéologiques de ces sédiments, tout en évaluant les risques qu'ils représentent pour l'environnement. Il est question aussi d'identifier des solutions innovantes pour leur gestion et valorisation. Pour ce faire, plusieurs axes de recherche sont explorés.

1. Examen et études des propriétés géotechniques et rhéologiques des sédiments :

Les propriétés géotechniques et rhéologiques des sédiments jouent un rôle déterminant dans leur transport, leur manipulation et leur traitement. Ainsi, la composition des sédiments, leur concentration en solides et les conditions d'écoulement influencent directement leur comportement mécanique et leur écoulement dans les réseaux. Comprendre ces propriétés permet d'améliorer les techniques de transport hydraulique, de réduire les blocages dans les réseaux et d'optimiser le traitement en station. Une analyse détaillée de ces caractéristiques est essentielle pour optimiser les processus de gestion.

2. Analyse physico-chimique des sédiments :

Dans le deuxième axe, une attention particulière est portée à l'analyse physico-chimique des sédiments, notamment leur contamination métallique. En raison de sa petite taille et de sa grande surface spécifique, la fraction limoneuse joue un rôle fondamental dans le transport et le stockage des polluants. Cette analyse a pour but d'évaluer les concentrations en métaux lourds. Les résultats obtenus permettent d'estimer les risques écotoxicologiques associés aux sédiments et d'identifier les sources de pollution, qu'elles soient naturelles ou anthropiques.

3. Etude statistique :

Les outils statistiques descriptives, l'analyse des corrélations et l'analyse multivariée, tels que l'analyse en composantes principales (ACP), sont utilisés pour explorer les relations entre les contaminants et leurs sources potentielles.

4. Analyse des relations et tendances entre la charge polluante et les paramètres hydrologiques dans le bassin urbain de Saïda :

Dans le contexte de recherche de l'influence des conditions hydrologiques, une étude approfondie des paramètres hydrologiques, tels que le débit des eaux, les précipitations et la géologie du bassin versant, est menée. Cette étude permet de comprendre les dynamiques de contamination et permet d'identifier les périodes et les conditions favorisant le transport des sédiments pollués.

5. Moyens de prévention et de précaution :

Enfin, cette thèse explore des solutions pour une gestion durable et de la valorisation des sédiments urbains. Des mesures techniques, telles que la mise en place de dispositifs de piégeage des sédiments, sont envisagées pour limiter leur dispersion. En parallèle, des approches de valorisation, comme l'utilisation des sédiments dans des applications géotechniques ou comme amendement de sols après traitement, sont étudiées. Ces stratégies s'inscrivent dans une perspective globale de développement durable, visant à réduire l'impact environnemental tout en favorisant l'utilisation rationnelle des ressources.

Chapitre 1

Généralités sur les sédiments de l'assainissement urbain

1.1 Introduction

Ce chapitre présente une vue d'ensemble des sédiments issus de l'assainissement urbain. Il met l'accent sur leurs sources, leur transport et leur comportement dans les réseaux. Les sédiments proviennent ainsi de trois sources : (1) les eaux pluviales chargées de polluants atmosphériques et urbains, (2) les eaux usées contenant des contaminants domestiques et industriels, et (3) les dépôts accumulés dans les réseaux lors des périodes de faible écoulement (Müller et al., 2020). Par leur nature, ces sédiments sont complexes et jouent un rôle majeur dans la dynamique de pollution urbaine.

Les eaux de ruissellement transportent des particules polluées, incluant des métaux lourds (Pb, Zn, Cd, Cu, etc.), des hydrocarbures, des résidus issus de l'usure automobile et des activités humaines (H. Li et al., 2018). Ces polluants proviennent également des travaux de construction, de l'érosion des sols et des dépôts atmosphériques contenant des substances naturelles et anthropiques (Omrani et al., 2017). Les eaux usées domestiques et industrielles charrient des matières organiques, des nutriments et des micropolluants, en plus de générer des débris par détérioration des matériaux du réseau (polyéthylène, ciment) sous l'effet de processus physico-chimiques et de composés comme le H₂S (Berland, 2004; Aboulela et al., 2021). Enfin, les dépôts sédimentaires dans les réseaux, accumulant les minéraux, les biofilms et les matières organiques, particulièrement en période d'étéage où l'absence d'auto-curage (Regueiro-Picallo et al., 2020).

Le chapitre est organisé en trois sections : une analyse des sources des sédiments, une description des systèmes de transport (réseaux séparatifs, unitaires, cours d'eau), et une exploration de leur dynamique de transport.

1.2 Les sources de sédiments

1.2.1 Les sédiments de surfaces du bassin charriés par eaux de ruissellement

Les sédiments de surfaces du bassin charriés par les eaux de ruissellement désignent les particules solides, telles que les minéraux, les débris organiques, les débris végétaux et d'autres matériaux en suspension, qui sont transportées par les eaux de ruissellement sur les surfaces urbaines et rurales du bassin versant (Lisetskii & Buryak, 2023). Ces sédiments sont généralement emportés par les écoulements de surface provenant de diverses sources telles que les routes, les trottoirs, les parkings, les toits, les cours et les espaces urbains imperméabilisés (Paton & Haacke, 2021). L'intensité des précipitations, la pente du terrain, le type de sol,

l'utilisation des terres et la présence d'infrastructures de drainage influent sur la quantité et la composition des sédiments charriés par les eaux de ruissellement (Ramos et al., 2019). Ces sédiments constitue une source majeure de pollution, car ils peuvent contenir des contaminants tels que des métaux lourds, des hydrocarbures, des pesticides et des débris urbains, qui sont emportés et transportés vers les réseaux de drainage, les cours d'eau et les plans d'eau environnants (Briffa et al., 2020). En conséquent, la gestion efficace des sédiments charriés par les eaux de ruissellement est essentielle pour réduire les risques de pollution de l'eau, prévenir l'ensablement des infrastructures de drainage, maintenir la qualité des écosystèmes et protéger la santé humaine (Sadeghi et al., 2018).

Les dépôts atmosphériques

Les dépôts atmosphériques sont une source importante de sédiments dans le bassin, représentant un mélange complexe de particules transportées par le vent et de polluants atmosphériques déposés sur les surfaces urbaines (Fonseca-Salazar et al., 2023). La taille des sédiments dans les dépôts atmosphériques varie considérablement en fonction de divers facteurs, notamment la localisation géographique, l'activité industrielle et le trafic routier (He et al., 2023). Les particules les plus fines, telles que les poussières et les particules de suie, peuvent être transportées sur de longues distances par les courants atmosphériques et se déposer sur les surfaces urbaines, contribuant ainsi aux dépôts atmosphériques (Emissions et al., 2024). En outre, les retombées de polluants atmosphériques, provenant notamment des émissions industrielles et des véhicules, peuvent également se mélanger aux sédiments atmosphériques, ajoutant une diversité de composants aux dépôts (Luo et al., 2019).

Des études telles que celles menées par Smith et al. (1996) ont montré que les dépôts atmosphériques peuvent contenir une variété de substances, y compris des métaux lourds, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et d'autres polluants organiques persistants. Ces substances peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement et la santé humaine lorsqu'elles sont libérées dans les écosystèmes aquatiques. Par conséquent, la caractérisation des sédiments dans les dépôts atmosphériques et la compréhension de leur origine et de leur composition sont essentielles pour évaluer l'impact global de la pollution atmosphérique sur les bassins versants urbains. En adoptant une approche intégrée impliquant des techniques de surveillance atmosphérique, des modèles de transport atmosphérique et des analyses des sédiments atmosphériques, il est possible de mieux comprendre le rôle des dépôts atmosphériques dans le transport des contaminants vers les systèmes aquatiques (Ali-Taleshi et al., 2022). Ce faisant, des mesures de gestion appropriées peuvent être élaborées pour réduire

les impacts négatifs des dépôts atmosphériques sur la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes aquatiques dans les bassins versants urbains (D'Arcy & Frost, 2001).

Les chantiers de construction urbains ainsi que les sols vulnérables à l'érosion

Les chantiers de construction urbains et les sols vulnérables à l'érosion sont des sources importantes de sédiments dans les bassins versants (Tang et al., 2023). Les activités de construction, caractérisées par le déplacement massif de sol, exposent les surfaces nues à l'érosion éolienne et hydrique, générant ainsi des sédiments. De plus, les sols vulnérables à l'érosion, notamment ceux situés sur des pentes abruptes ou dégradés par une utilisation agricole intensive, sont sensibles à l'érosion hydrique (Guerra et al., 2017).

Les sédiments issus des chantiers de construction et des sols érodés sont transportés par les eaux de ruissellement vers les réseaux de drainage urbains, où ils peuvent contribuer à la pollution des cours d'eau et des écosystèmes aquatiques (Wilber & Hunter, 1979). Ces sédiments qui peuvent varier considérablement en taille, allant des particules fines de limon aux fragments plus gros de sols et de débris contiennent des contaminants tels que des métaux lourds, des produits chimiques de construction et des hydrocarbures, ayant des implications néfastes sur la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques. De plus, les sols vulnérables à l'érosion peuvent libérer des nutriments et des pesticides provenant de l'agriculture, augmentant la charge de pollution des eaux de ruissellement (Luna Juncal et al., 2023).

Pour atténuer ces impacts, des pratiques de gestion des sédiments sur les chantiers de construction et de conservation des sols vulnérables à l'érosion sont nécessaires (Rutebuka et al., 2021). Ainsi, des barrières sédimentaires, des systèmes de stabilisation des sols, et des bassins de décantation sont préconisés. Ces derniers permettent de contrôler les particules en suspension. Par ailleurs, pour limiter l'érosion, la conservation des sols vulnérables repose sur le reboisement, les pratiques agricoles durables comme le labour minimal, et des aménagements hydrauliques. Dans la planification urbaine, des infrastructures vertes (toits végétalisés, jardins filtrants) et des systèmes de traitement des eaux pluviales jouent un rôle clé. En intégrant ces stratégies dans la planification urbaine et la construction d'infrastructures, il est possible de minimiser les impacts négatifs de ces sources de sédiments sur les écosystèmes aquatiques et la qualité de l'eau (Kondolf et al., 2014).

Le ruissellement urbain des différentes surfaces

Le ruissellement des surfaces urbaines, telles que les chaussées, les toitures et les cours, représente une source substantielle de sédiments dans les bassins versants urbains (Dietrich et

al., 2022). Les surfaces imperméables favorisent l'accumulation de polluants, comme les hydrocarbures, les métaux lourds et les produits chimiques, qui sont ensuite entraînés par les eaux de ruissellement vers les réseaux de drainage et les cours d'eau, contribuant à la pollution des milieux aquatiques (Popick et al., 2022).

Les sédiments issus du ruissellement urbain peuvent être composés de particules de différentes tailles, allant des fines particules de limon aux agrégats plus gros de sols et de débris organiques (Rezaei et al., 2019). De plus, les chaussées et les toitures peuvent également contenir des débris tels que des fragments de pneus, de plastique et de métal, qui sont emportés par les eaux de ruissellement (Mayer et al., 2024). Ces sédiments urbains peuvent avoir des impacts néfastes sur la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes aquatiques (Ali et al., 2024).

Pour atténuer ces impacts, des mesures de gestion des eaux pluviales sont nécessaires, notamment la mise en place de pratiques de gestion des eaux de ruissellement à la source, comme l'installation de bassins de rétention, de noues végétalisées et de toits verts (Khadir et al., 2023). Outre ces mesures, des stratégies visant à minimiser l'imperméabilisation des surfaces urbaines, telles que l'utilisation de matériaux perméables et la préservation des zones humides, peuvent contribuer à réduire la quantité de sédiments et de polluants entraînés par le ruissellement urbain (Qin, 2020). En intégrant l'ensemble de ces pratiques de gestion durable des eaux pluviales dans la planification urbaine, il est possible de réduire efficacement les impacts négatifs du ruissellement urbain sur les écosystèmes aquatiques et la qualité de l'eau (Rentachintala et al., 2022).

1.2.2 Les sédiments des eaux usées : origine exogène et endogène

Les sédiments des eaux usées domestiques et industrielles, constitués du réseau d'assainissement, peuvent avoir une origine endogène ou exogène et sont composés de diverses particules solides (Thomas & Thomas, 2022).

Origine exogène

Les sédiments des eaux usées domestiques et industrielles proviennent des particules solides transportées par ces eaux dans le réseau d'assainissement (Thomas & Thomas, 2022). Ces sédiments exogènes comprennent des matières organiques, produits chimiques, métaux lourds, microorganismes, et divers débris, formés principalement à partir des matières en suspension qui se déposent lorsque la vitesse d'écoulement diminue dans les conduites ou dans les zones de rétention (Akhtar et al., 2021). Les eaux usées domestiques, riches en matières organiques

et agents pathogènes, ainsi que les eaux industrielles, chargées en métaux lourds et produits chimiques toxiques, sont des sources importantes de ces sédiments dans les réseaux urbains (Manasa & Mehta, 2020). Ces sédiments varient en taille selon la nature des polluants et les processus de traitement (Talukdar et al., 2024).

Les sédiments exogènes posent des défis de gestion en raison de leur composition complexe. Les matières organiques peuvent réduire l'efficacité des traitements biologiques des eaux usées, tandis que les métaux lourds et autres produits chimiques peuvent contaminer les sols et eaux souterraines s'ils ne sont pas correctement traités (Koul et al., 2022). Pour limiter ces impacts, il est crucial d'installer des systèmes de prétraitement et de développer des technologies avancées de traitement, tout en explorant des options de valorisation des sédiments pour des usages industriels ou agricoles (Todaro et al., 2023).

Origine endogène

Les sédiments d'origine endogène sont générés au sein même du réseau d'assainissement. Ils résultent de la corrosion des conduites, de la dégradation des matériaux de revêtement et de la sédimentation des matières en suspension dans les eaux usées (Christine Gromaire, 2012). Les conditions environnementales et les propriétés chimiques des eaux usées peuvent favoriser la formation de ces dépôts (Czarota et al., 2023).

Les activités de maintenance et de nettoyage du réseau peuvent parfois aggraver la situation en perturbant les dépôts existants et en libérant des particules supplémentaires, augmentant ainsi les risques d'obstruction et de contamination. La dégradation des matériaux de construction des conduites comme le béton ou le PVC, contribue également à la libération de sédiments endogènes (Obradović et al., 2023). La taille de ces sédiments varie selon les matériaux et les processus de formation, et leur composition chimique influe sur leur comportement rhéologique et leur toxicité potentielle pour les écosystèmes aquatiques (Acosta et al., 2011).

La gestion des sédiments exogènes et endogènes est essentielle pour maintenir le bon fonctionnement des réseaux d'assainissement, protéger la santé publique et minimiser les impacts environnementaux. Des stratégies telles que le nettoyage régulier des conduites, le revêtement des surfaces internes pour limiter la corrosion, et l'utilisation de technologies de filtration avancées peuvent réduire les effets négatifs de ces sédiments (Cavadini et al., 2024). Une surveillance continue des sédiments et de la qualité de l'eau est également nécessaire pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion et cibler les zones à risque de contamination.

En adoptant une approche intégrée de la gestion des sédiments d'origine exogène et endogène, il est possible de minimiser les risques environnementaux et sanitaires tout en assurant une utilisation durable des ressources en eau pour les communautés urbaines (Silva, 2023).

1.2.3 Les stocks de dépôt dans le réseau

Les stocks de dépôt dans les réseaux d'assainissement correspondent à l'accumulation de particules solides, telles que sédiments, débris organiques et contaminants, qui se forment au sein des différentes structures du réseau. Ces structures incluent les conduites d'égout, bassins de rétention, regards d'inspection et stations de pompage (Rinas et al., 2018).

La formation de ces dépôts est due à la réduction de la vitesse d'écoulement de l'eau, causée par des facteurs comme les bifurcations, les variations de pente ou les changements de géométrie. Cette situation favorise la sédimentation des particules transportées par les flux d'eaux usées et pluviales. La composition et la concentration des dépôts varient en fonction des matériaux transportés et des caractéristiques du réseau (Murali et al., 2019).

Les dépôts peuvent inclure des particules fines, telles que l'argile et les limons, qui restent en suspension dans l'eau et se déposent dans les zones de faible turbulence, ainsi que des particules plus grossières, comme les graviers et les débris organiques, qui se déposent dans des zones d'où l'écoulement est considéré faible (Quinn et al., 2007).

1.2.4 Types de dépôts

Dépôts grossiers

Les dépôts grossiers se composent principalement de particules de grande taille (sables, graviers, débris organiques). Leur taille, variant de quelques millimètres à plusieurs centimètres, leurs distributions dépend de la vitesse d'écoulement de l'eau et de la morphologie des conduites (Tan et al., 2023). Leur accumulation peut réduire la capacité hydraulique du réseau et entraîner des obstructions, augmentant ainsi les risques d'inondation et de pollution (Sandink & Robinson, 2022). Des études comme celles de Bainbridge et al. (2021) et Seleznev et al. (2021) montrent une variabilité significative des sédiments dans les réseaux urbains.

Biofilms

Les biofilms sont des communautés de microorganismes qui adhèrent aux surfaces internes des conduites et équipements du réseau. Ces structures jouent un rôle important dans la rétention des contaminants, incluant des métaux lourds et des microorganismes pathogènes. En cas de

perturbations hydrauliques, ces polluants peuvent être relâchés, augmentant ainsi les risques de contamination (Liu et al., 2023). Les biofilms varient en composition selon des facteurs tels que la chimie de l'eau, la température et la disponibilité des nutriments (Pawel et al., 2021).

L'interface eau-sédiment

L'interface eau-sédiment représente une zone critique d'interaction entre les sédiments et l'eau, influençant la sorption et la désorption des contaminants. La diversité granulométrique des particules à cette interface impacte la biodisponibilité et la toxicité des contaminants (M. Zhang et al., 2021). Les petites particules, avec une plus grande surface spécifique, peuvent adsorber davantage de contaminants, tandis que les plus grosses peuvent les libérer lentement. La caractérisation de cette interface a évolué au fil du temps. Crabtree en (1989) a décrit une zone stagnante appelée "dépôt de type C", tandis que Ashley et al. en (1992) et Arthur (1996) ont évoqué des "solides proches du fond". Ahyerre et al. (2001) ont proposé une description sous forme de "couche organique" sédimentée et immobile en période sèche.

Dépôts de type C

Les dépôts de type C se forment dans des zones de faible écoulement, favorisant la sédimentation de matières organiques et inorganiques. Ces dépôts sont une source potentielle de pollution, car ils peuvent libérer des contaminants adsorbés (Sokáč et al., 2021). La variabilité granulométrique de ces dépôts a été étudiée par Regueiro-Picallo et al. (2018) et Legge et al. (2021).

Near Bed Solids

Les Near Bed Solids ou sédiments proches du fond se trouvent près du lit des conduites ou des bassins de rétention. Leur granulométrie varie en fonction des conditions hydrauliques locales et de la nature des matériaux transportés (Pereira et al., 2007). Lors de perturbations hydrauliques, ces particules peuvent être remises en suspension, transportant avec elles des contaminants adsorbés (Silvagni et al., 2014).

Fluid Sédiment

Le Fluid Sédiment, ou sédiment fluide, correspond aux particules en suspension dans l'eau. Ces sédiments peuvent agir comme réservoirs de contaminants et favoriser la croissance de biofilms, influençant ainsi la qualité de l'eau et des écosystèmes (Seco, 2014). Les sédiments fluides comprennent une large gamme de particules, allant des argiles fines aux particules organiques grossières (Sooriyakumar et al., 2022).

La couche organique

La couche organique se forme dans les zones de faible écoulement et est constituée de matières organiques d'origine domestique, végétale ou industrielle. La taille des particules varie du microscopique au visible, influençant les cycles biogéochimiques des nutriments dans le réseau (Laplace et al., 2003). Si elle n'est pas gérée, cette couche peut entraîner des problèmes de colmatage et de réduction de la capacité hydraulique (Jensen et al., 2016).

Les différents types de dépôts, qu'ils soient grossiers, biofilms, ou en suspension, peuvent sérieusement affecter le fonctionnement des réseaux d'assainissement. Une gestion rigoureuse et des mesures de maintenance adaptées sont essentielles pour minimiser leur impact négatif sur les infrastructures et l'environnement urbain (Gao et al., 2023).

Dans ce contexte, la gestion efficace des dépôts grossiers nécessite des mesures de maintenance régulières, telles que le nettoyage mécanique ou hydrodynamique, ainsi que des stratégies de gestion des eaux pluviales (Obaideen et al., 2022).

1.3 Les systèmes de transport de sédiment

Les systèmes de transport de sédiments sont essentiels dans le déplacement des particules solides dans le bassin versant. Selon la nature des infrastructures hydrauliques, le transport sédimentaire varie considérablement en fonction des systèmes utilisés : réseaux séparatifs, réseaux unitaires, canaux et oueds. Ces systèmes influencent directement la quantité, la granulométrie et le devenir des sédiments transportés, avec des implications importantes sur l'environnement et la gestion des ressources hydriques. Trois systèmes de transport sont identifiés. (1) le réseau séparatif, (2) le réseau unitaire et (3) les cours d'eau naturels et artificiels.

1.3.1 Réseau séparatif

Les réseaux séparatifs consistent en des infrastructures distinctes pour la collecte des eaux pluviales et des eaux usées domestiques. Les eaux pluviales provenant des surfaces imperméables (toits, routes) sont collectées et dirigées vers des canaux ou cours d'eau naturels, tandis que les eaux usées sont acheminées vers des stations d'épuration (Petrie, 2021). Cette séparation réduit la pollution des eaux pluviales et limite la pression sur les stations d'épuration, mais nécessite des infrastructures plus complexes et coûteuses à gérer (Obradović et al., 2023).

En période de précipitations intenses, les réseaux séparatifs transportent des sédiments en suspension de tailles variées. La quantité et la granulométrie des sédiments mobilisés dépendent de plusieurs facteurs : l'intensité et la durée des précipitations, la morphologie du bassin versant et la conception du réseau. Les sédiments transportés dans les réseaux séparatifs peuvent inclure des particules fines (argiles, silt $< 62,5 \mu\text{m}$), des sables fins ($62,5$ à $250 \mu\text{m}$), voire des sables moyens (250 à $500 \mu\text{m}$), avec parfois des graviers et petits galets en cas d'orages violents (Q. Zhang et al., 2022).

L'accumulation de fines particules dans les conduites peut provoquer un ensablement, réduisant la capacité d'écoulement et augmentant le risque d'inondations. Tandis que les sédiments plus grossiers, comme les galets, entraînent une érosion accélérée des infrastructures (Bettes, 2008). De plus, les matières en suspension véhiculent des polluants urbains (hydrocarbures, métaux lourds), dégradant les cours d'eau récepteurs. L'accumulation dans les bassins de rétention réduit leur efficacité, nécessitant des interventions fréquentes de curage (Shajib et al., 2019).

1.3.2 Réseaux unitaires

Les réseaux unitaires, quant à eux, combinent les eaux pluviales et les eaux usées domestiques dans un seul système de collecte. Ils sont souvent utilisés dans les zones urbaines à forte densité où l'installation de deux réseaux séparés est impraticable ou coûteuse (Mannina & Viviani, 2009). Bien que leur conception soit plus simple, les réseaux unitaires exigent un traitement plus complexe des eaux usées en raison des polluants transportés par les eaux pluviales (Zeydalinejad et al., 2024).

Lors d'épisodes pluvieux, ces réseaux transportent une grande variété de particules, allant des argiles et limons ($< 63 \mu\text{m}$) aux sables grossiers ($> 2 \text{mm}$), et parfois des graviers dans des conditions extrêmes (Gasperi et al., 2010). La présence d'eaux usées domestiques favorise la suspension des particules fines (Ashley & Crabtree, 1992). Plusieurs facteurs influencent la granulométrie des sédiments transportés, tels que la pente du réseau, la vitesse d'écoulement et les obstacles présents (Ahyerre, 2001). Les événements pluvieux intenses peuvent mobiliser des graviers de plusieurs millimètres (Chebbo, 2009).

Les problèmes principaux associés aux réseaux unitaires incluent l'ensablement des conduites, l'obstruction et l'usure accélérée des parois (Mills & KempsHans, 2016). En aval, la qualité des eaux réceptrices peut être dégradée par les sédiments transportés, affectant les écosystèmes aquatiques (Adamo et al., 2020).

1.3.3 Cours d'eau naturels et artificiels

Canaux

Les canaux, qu'ils soient naturels ou artificiels, assurent le transport des sédiments sur de longues distances (Rădoane et al., 2017). Les canaux artificiels, souvent conçus pour l'irrigation, le drainage ou la navigation, présentent généralement une pente uniforme et une géométrie contrôlée, favorisant un écoulement régulier (Huang et al., 2002). Cependant, ils peuvent modifier les paysages et les écosystèmes environnants, nécessitant une gestion pour limiter leurs impacts (Ortega-Becerril & Garrote, 2023).

Oueds

Les oueds, ou cours d'eau temporaires, sont présents dans les régions arides et semi-arides. Leur débit et leur charge sédimentaire varient fortement selon les saisons, alternant entre périodes d'écoulement intense et périodes d'assèchement complet (Vidal-Abarca et al., 2020). Le transport de sédiments dans les oueds dépend de la morphologie du lit et des conditions hydrologiques (Benselama et al., 2022).

Dans l'ensemble, les systèmes de transport de sédiments sont déterminants pour la dynamique des bassins versants, modifiant la morphologie des paysages, la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques. Dans les réseaux hydrauliques, les particules transportées affectent les infrastructures en provoquant de l'érosion, de l'ensablement et une dégradation progressive de ces réseaux. Le dépôt des sédiments, notamment ceux contenant des polluants, peut avoir des impacts durables sur l'environnement (Apitz, 2012).

Une gestion efficace des systèmes de transport est essentielle pour minimiser les risques écologiques et assurer une utilisation durable des ressources hydriques (Annandale et al., 2016). En effet, une gestion rigoureuse des sédiments qui passe par des installations de dessableurs, déshuileurs et bassins de rétention, permet de maintenir la performance hydraulique des ouvrages de protections et des stations d'épuration (Wang et al., 2020), préserver les infrastructures et réduire les impacts environnementaux (Aldrees et al., 2022).

1.4 Dynamique du transport des sédiments

Le transport des sédiments dans un bassin versant est influencé par divers processus physiques et hydrauliques, tels que la pente du terrain, la végétation, l'occupation des sols et les conditions météorologiques. Les précipitations intenses peuvent entraîner des crues soudaines et des

écoulements rapides, transportant les sédiments des zones érodées vers les cours d'eau et les réseaux de drainage (Penna et al., 2013). Ces processus d'érosion et de sédimentation sont amplifiés par l'activité humaine, notamment l'urbanisation, l'exploitation minière et l'agriculture intensive. Pour évaluer les risques de pollution et élaborer des stratégies de gestion visant à protéger les ressources en eau et les écosystèmes aquatiques, la compréhension des dynamiques de transport des sédiments est importante (Anh et al., 2023).

Le transport des sédiments dépend des processus physiques régissant le déplacement des particules dans un fluide. Les forces principales sur une particule sont son poids, qui la fait descendre, et la force de traînée du fluide, qui peut la maintenir en suspension ou la propulser. La relation de ces forces détermine le mouvement de la particule (Rodrigues et al., 2012). En écoulements turbulents urbains, les variations locales de vitesse génèrent des forces supplémentaires, comme la turbulence, pouvant désagréger les dépôts ou mobiliser des particules fines. Ces interactions dépendent des propriétés des particules (densité, taille, forme) et des conditions hydrauliques (vitesse de l'écoulement, viscosité du fluide)(Pähtz & Durán, 2017).

Dans les zones urbaines, le transport des sédiments suit une dynamique complexe. Les principales sources de sédiments incluent la construction, la démolition de bâtiments, l'usure des chaussées, les dépôts atmosphériques et les activités de terrassement. Ces particules se déposent sur des surfaces imperméables, comme les routes et les toits, avant d'être mobilisées par les pluies et transportées par ruissellement vers les réseaux de drainage (Yarmoshenko et al., 2020).

Plusieurs facteurs environnementaux influencent la dynamique du transport des sédiments. Tout d'abord, l'intensité et la durée des précipitations augmentent le ruissellement et la capacité de transport des sédiments, en fournissant l'énergie nécessaire pour mobiliser les particules (Vázquez-Tarrío et al., 2024). Ensuite, la pente du terrain joue un rôle déterminant : des pentes plus raides accélèrent les écoulements, augmentant la force de cisaillement et facilitant le transport de sédiments plus grossiers (Baar et al., 2018). Le type d'occupation des sols a également un impact significatif. Dans les zones urbaines denses, caractérisées par des surfaces imperméables, le ruissellement et le transport des sédiments sont favorisés, alors que les espaces verts permettent l'infiltration et limitent le transport des particules (Nayeb Yazdi et al., 2021). Enfin, la présence d'obstacles et de structures hydrauliques, comme les avaloirs, bassins de rétention et canalisations, peut perturber les écoulements et modifier les trajectoires de transport, piégeant ou redirigeant les sédiments (Kondolf et al., 2014).

Après leur entrée dans les réseaux de drainage urbains, les sédiments sont acheminés vers des rivières, lacs ou zones côtières. Leur devenir est influencé par d'autres facteurs, tels que la géomorphologie des cours d'eau, notamment la pente, la sinuosité et la rugosité du lit, qui affectent les processus d'érosion et de sédimentation (Lick, 2008). Les conditions hydrauliques, comme le débit et la turbulence, jouent également un rôle crucial dans la mobilisation et le transport des sédiments (Hiatt & Passalacqua, 2015). De plus, les interactions avec d'autres polluants, comme les métaux lourds ou les nutriments, modifient les propriétés physico-chimiques des sédiments et leur comportement dans les milieux aquatiques (Miranda et al., 2021).

Le transport des sédiments urbains entraîne des conséquences environnementales à différentes échelles. Localement, l'ensablement des cours d'eau et des canalisations peut perturber les écoulements et augmenter les risques d'inondation (Ahilan et al., 2018). Les sédiments peuvent aussi endommager les infrastructures hydrauliques par abrasion, tout en réduisant leur durée de vie. Écologiquement, la qualité de l'eau se détériore en raison de l'augmentation de la turbidité et des perturbations des écosystèmes (Damseth et al., 2024). Les polluants adsorbés sur les particules sédimentaires, tels que les métaux lourds et les hydrocarbures, peuvent s'accumuler dans les milieux récepteurs, affectant la faune et la flore (Mitra et al., 2022).

Pour atténuer ces impacts, diverses mesures de contrôle à la source peuvent être adoptées. La réduction des surfaces imperméables, via l'utilisation de revêtements perméables ou la création d'espaces verts, aide à limiter le ruissellement et à favoriser l'infiltration des eaux pluviales (J. Li et al., 2023). La végétalisation des zones urbaines, par le biais de toits verts et de jardins de pluie, contribue également à la rétention des sédiments et réduit leur transport (Paudel & States, 2023). En outre, l'installation de bassins de rétention et de zones tampons végétalisées le long des cours d'eau permet de piéger les sédiments avant leur entrée dans les milieux récepteurs (Ramesh et al., 2021).

En conclusion, la dynamique du transport des sédiments urbains résulte de processus complexes impliquant la mobilisation des particules, leur transport, et les impacts environnementaux qui en découlent. La compréhension approfondie des facteurs tels que les précipitations, la pente du terrain, l'occupation des sols et la présence d'obstacles est essentielle pour développer des stratégies de gestion efficaces afin de protéger les ressources en eau et les écosystèmes urbains (Xiang et al. 2021).

1.5 Conclusion

Ce chapitre a offert une analyse détaillée des principales sources de sédiments dans les réseaux d'assainissement urbains, ainsi que des systèmes qui les transportent. Les sédiments proviennent de trois principales sources : les surfaces du bassin drainées par les eaux de ruissellement, qui transportent des particules d'origine atmosphérique ou issues de l'érosion ; les eaux usées domestiques et industrielles qui circulent dans le réseau d'assainissement, avec des dépôts qui s'accumulent pendant les périodes sèches ; et les dépôts qui se forment directement à l'intérieur du réseau d'assainissement.

En ce qui concerne le transport des sédiments, plusieurs systèmes jouent un rôle clé. Les réseaux séparatifs drainent les eaux usées et pluviales de manière distincte, tandis que les réseaux unitaires les combinent dans un même collecteur. Les cours d'eau, qu'ils soient naturels ou artificiels, servent également à acheminer ces sédiments vers les milieux récepteurs.

Divers facteurs influencent la dynamique des sédiments dans ces systèmes. La composition chimique et minéralogique des particules, leur granulométrie et les paramètres hydrologiques déterminent leur comportement durant l'écoulement. De plus, des éléments comme les biofilms, les dépôts grossiers et l'interface eau-sédiment complexifient davantage ce processus.

En examinant les sources et les mécanismes de génération, de transport et d'accumulation des sédiments dans les réseaux urbains, ce chapitre a permis de mieux comprendre leur dynamique spatio-temporelle.

Chapitre 2

Contexte de la zone d'étude

2.1 Introduction

La région de Saïda, localisée dans le nord-ouest de l'Algérie, représente un territoire d'une richesse géologique, hydrologique et socioéconomique considérable. Son climat méditerranéen semi-aride, associé à une variété de formations géologiques, en fait une zone d'étude d'un grand intérêt. Ces formations géologiques exercent une influence déterminante sur la configuration des paysages ainsi que sur la disponibilité des ressources en eau. Située entre les Hautes Plaines oranaises et les reliefs montagneux adjacents, la région se distingue par une topographie à la fois modérée et contrastée, ce qui exerce une influence directe sur ses caractéristiques hydrologiques. Le bassin versant de l'Oued Saïda, traversé par le principal cours d'eau de la région, revêt une importance considérable dans la gestion des eaux pluviales et usées, tout en illustrant les pressions environnementales engendrées par l'urbanisation rapide et les activités industrielles locales.

Ce chapitre a pour objectif d'examiner de manière approfondie le contexte ainsi que les particularités de la zone d'étude, dans le but de mettre en lumière les dynamiques environnementales et hydrologiques qui la définissent. À cet égard, plusieurs éléments seront examinés : La géologie, avec ses diverses formations et leur influence sur l'hydrogéologie ; la topographie, qui façonne les écoulements hydriques ; le climat, caractérisé par des précipitations irrégulières et des fluctuations thermiques saisonnières ; ainsi que le couvert végétal, où coexistent des formations steppiques, forestières et ripariennes. Les paramètres hydrologiques, notamment la morphologie du bassin versant, les caractéristiques des sols ainsi que les pratiques agricoles, feront également l'objet d'une analyse approfondie. Enfin, une attention particulière sera accordée au bassin urbain de Saïda, dont la fonction est essentielle dans la propagation des polluants.

2.2 Présentation de la zone d'étude

La région de Saïda, située au nord-ouest de l'Algérie dans le sud du Tell, s'inscrit dans le bassin versant de l'Oued Saïda, lui-même partie intégrante du grand bassin de la Macta (figure 2.1). Ce bassin s'étend entre les latitudes 34°40'00" et 34°55'00" Nord et les longitudes 0°4'0" et 0°16'0" Est. Il couvre une superficie de 543 km², avec un périmètre de 131 km et une altitude moyenne de 850 m, culminant à 1 338 m au Djebel Sidi Youssef. Le bassin est délimité par les monts de Tlemcen, de Daya et de Saïda : il est bordé à l'ouest par les monts de Daya (Notam-

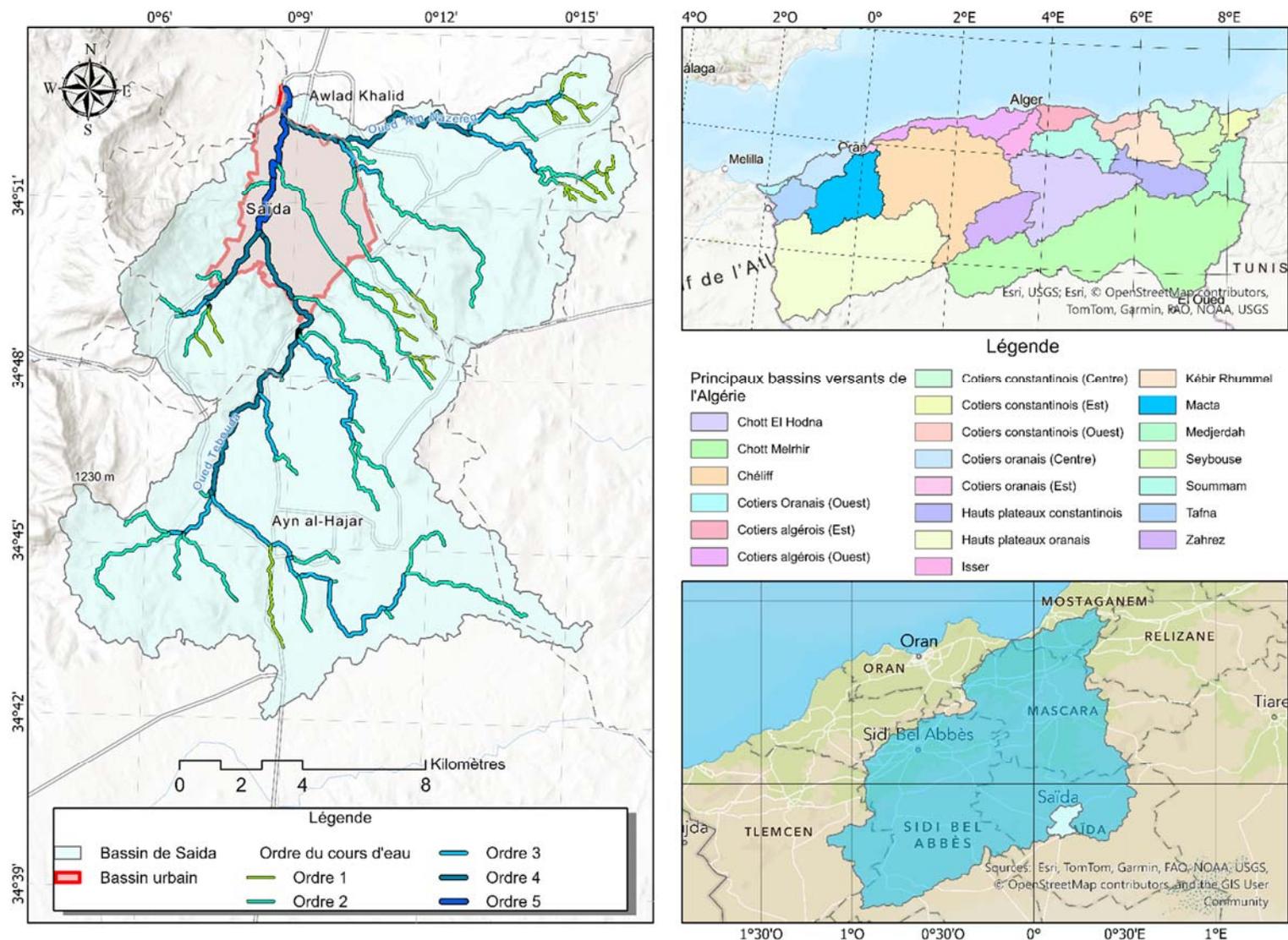


Figure 2.1 Cartographie hydrographique du bassin versant de Saïda et son emplacement dans le réseau hydrologique de l'Algérie

-ment Sidi Ahmed Zeggai), au sud par la montagne de Sidi-Abdelkader, et à l'est par les monts de Saïda, dont le Djebel Tiffrit (1 200 m). Il occupe la partie sud-est du bassin de la Macta (Cherif et al., 2021). Structuré en vallée du sud au nord, le bassin prend naissance au sud de Aïn El Hdjar, alimenté principalement par l'Oued Tebouda près de Moulay Abdelkrim, puis par plusieurs affluents sur ses deux rives, tels que l'Oued Tagment, l'Oued Bou Hemmar, l'Oued Massil et l'Oued Nazreg, avant de s'étendre jusqu'aux hauts plateaux oranais au nord (Yles & Bouanani, 2016).

2.3 Topographie et reliefs de la région

La région de Saida est située dans le nord-ouest de l'Algérie, caractérisée par une topographie variée qui reflète son positionnement géographique stratégique entre les Hautes Plaines oranaises et les reliefs montagneux environnants. La ville de Saida elle-même est localisée à une altitude moyenne d'environ 906 mètres, bien qu'elle soit souvent décrite comme étant proche de 800 mètres au-dessus du niveau de la mer (figure 2.2). Cette zone se distingue par un relief modéré, marqué par des collines, des plaines alluviales et des vallées profondes, notamment celle de l'Oued Saida, qui joue un rôle clé dans le drainage régional.

Les Hautes Plaines oranaises, où s'inscrit la région de Saida, sont dominées par des plateaux inclinés vers le nord-ouest, entrecoupés de dépressions et de bassins sédimentaires formés au cours des périodes géologiques récentes. Ces plaines sont bordées à l'est et au sud par des chaînes montagneuses, telles que les Monts de Ghar Rouban et le Sid el Abed, qui présentent des altitudes plus élevées et des pentes plus abruptes.

En outre, la topographie de Saida est influencée par son appartenance à la zone externe de la chaîne alpine nord-maghrébine, caractérisée par une faible déformation tectonique comparée aux zones internes. Cette configuration géologique explique en partie la présence de reliefs doux et monotones, contrastant avec les structures plus complexes des régions voisines.

2.4 Climatologie de la région de Saida

La région de Saida, située dans le nord-ouest de l'Algérie, présente un climat caractéristique du type méditerranéen semi-aride, marqué par des étés chauds et secs et des hivers froids et humides. Ce climat est influencé par sa position géographique, son altitude moyenne (environ 906 mètres) et les variations topographiques locales.

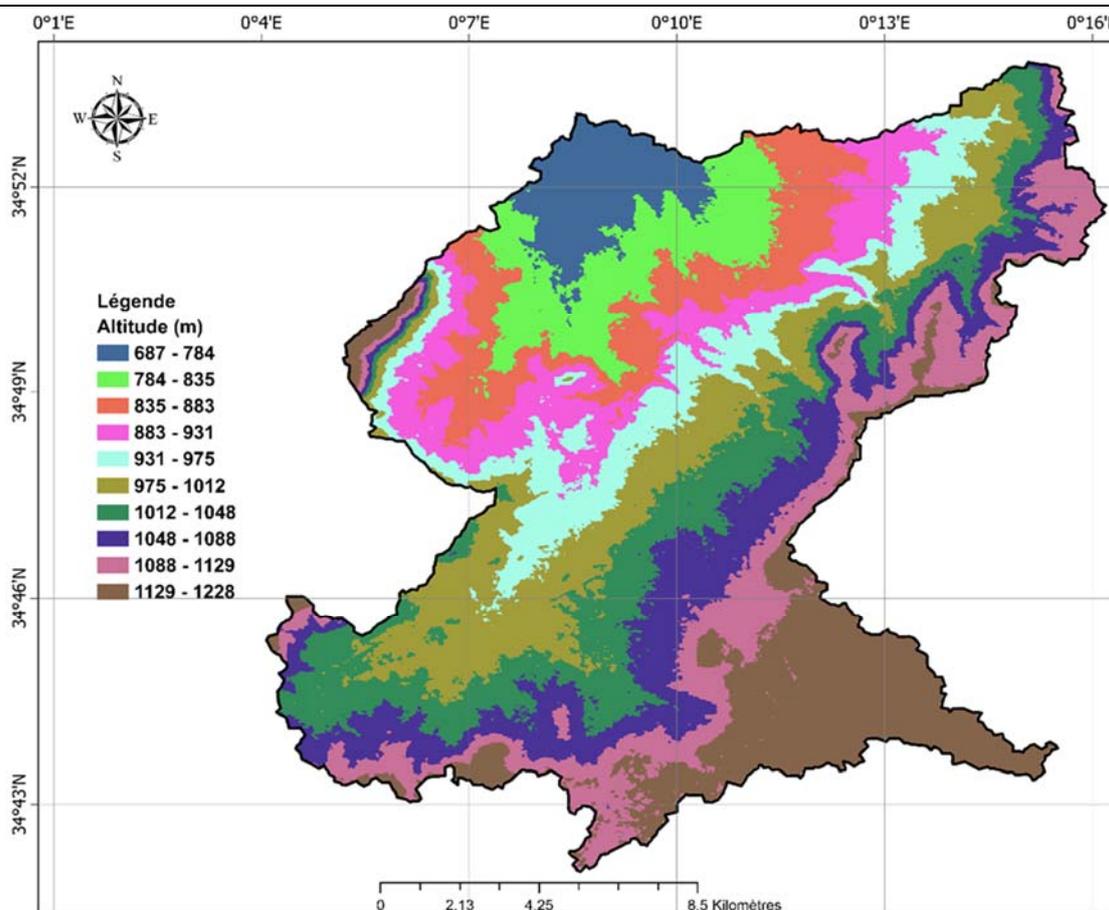


Figure 2.2 Carte hypsométrique de la zone d'étude

2.4.1 Précipitations

Les précipitations sont irrégulières et concentrées principalement durant la période automnale et hivernale, avec des pluies souvent torrentielles qui peuvent entraîner des phénomènes d'érosion et de ruissellement dans les zones steppiques et montagneuses. L'indice d'aridité de la région, estimé à 12,7, reflète une tendance à la sécheresse, avec des écoulements temporaires et une forte évaporation. Les précipitations annuelles moyennes varient entre 300 et 400 mm, bien qu'elles puissent être plus élevées dans les zones montagneuses en raison des effets orographiques.

2.4.2 Températures

Les températures dans la région de Saida présentent des variations saisonnières significatives. Les étés sont courts, très chauds et secs, avec des températures maximales dépassant souvent 35 °C, tandis que les hivers sont longs, frais et parfois venteux, avec des températures minimales pouvant descendre en dessous de 5 °C. Les données météorologiques récentes indiquent une température moyenne annuelle d'environ 15,6 °C, mesurée à la station météorologique de Saida

située à 4,1 km du centre-ville. Ces variations thermiques sont accentuées par l'altitude et les conditions topographiques locales.

2.4.3 Humidité et couverture nuageuse

L'humidité relative est généralement faible pendant les mois d'été, contribuant à la sécheresse caractéristique de cette période. En revanche, l'hiver est marqué par une augmentation de l'humidité et une couverture nuageuse partielle à totale, favorisant les précipitations. La station météorologique de Saida a enregistré une couverture nuageuse de 100 % lors de certaines journées hivernales, ce qui est typique des régions méditerranéennes semi-arides.

2.4.4 Vent et autres facteurs climatiques

Le vent joue un rôle important dans le climat de Saida, particulièrement pendant les mois d'hiver, où des vents froids et secs venant du nord ou du nord-ouest peuvent aggraver les conditions de froid. Pendant l'été, les vents sont généralement plus modérés mais contribuent à la sécheresse en augmentant l'évaporation. Les vents prédominants viennent du sud et du sud-Ouest, avec la survenue du sirocco qui est un vent chaud chargé de sable et survient pendant la saison estivale. Il souffle souvent pendant trois à quatre jours par mois (Belhadj-Khedher et al., 2020). Ces conditions climatiques influencent directement les activités agricoles et la gestion des ressources en eau dans la région.

2.5 Couvert végétal de la région

Le couvert végétal de la région de Saida, située dans le nord-ouest de l'Algérie, est fortement influencé par son climat semi-aride et ses caractéristiques géographiques. Cette région, marquée par des étés chauds et secs et des hivers froids et humides, abrite une végétation typique des zones steppiques et montagneuses (figure 2.3). Les formations végétales dominantes reflètent une adaptation aux conditions environnementales rigoureuses, notamment à la faible pluviométrie et aux sols souvent pauvres.

2.5.1 Végétation steppique

La zone steppe constitue une grande partie du couvert végétal de Saida. Elle est caractérisée par des plantes herbacées et arbustives adaptées à la sécheresse, telles que les alpha (*Stipa tenacissima*), les armoises (*Artemisia herba-alba*) et les genêts épineux. Ces espèces jouent un rôle essentiel dans la stabilisation des sols et la lutte contre l'érosion hydrique et éolienne.

Cependant, cette végétation est souvent menacée par les activités anthropiques, notamment le surpâturage et la déforestation, qui accentuent la dégradation des terres (Aouadj et al., 2023).

2.5.2 Forêts et formations arborées

Les montagnes de Saida, notamment les Monts de Ghar Rouban et du Sid el Abed, abritent des formations forestières résiduelles composées principalement de chênes verts (*Quercus ilex*), de cèdres (*Cedrus atlantica*) et d'autres espèces adaptées aux climats méditerranéens. Ces forêts sont cruciales pour la biodiversité locale, offrant des habitats pour de nombreuses espèces animales et végétales rares ou endémiques. Par exemple, certaines espèces de plantes endémiques identifiées dans cette région sont classées comme prioritaires pour la conservation (Sid Ahmed et al., 2020).

2.5.3 Végétation riparienne

Dans les vallées et le long des cours d'eau, comme l'Oued Saida, on observe une végétation riparienne plus dense, composée de saules, de tamaris et de roseaux. Ces formations végétales profitent de l'humidité relative des zones proches des cours d'eau et jouent un rôle clé dans le maintien de la biodiversité et la régulation des cycles hydrologiques locaux. Elles constituent également des refuges pour la faune locale, notamment les oiseaux migrateurs (Djamel Labani Abderrahmane et al., 2014).

2.5.4 Espèces rares et menacées

La région de Saida est reconnue pour sa richesse floristique, avec un nombre important d'espèces endémiques, rares et protégées. Certaines de ces plantes, comme des espèces de liliacées et de labiées, sont menacées par la destruction de leur habitat naturel due à l'urbanisation, l'agriculture intensive et les changements climatiques. Le sous-secteur Atlasique de Saida est ainsi considéré comme une zone importante pour la conservation des plantes (ZICP), nécessitant des mesures de protection spécifiques (Saidi & Kefifa, 2024).

2.5.5 Impact des activités humaines

L'anthropisation croissante de la région a modifié significativement le couvert végétal. L'agriculture extensive, l'urbanisation et les pratiques pastorales intensives ont réduit la surface des formations naturelles et favorisé l'apparition de paysages dégradés.

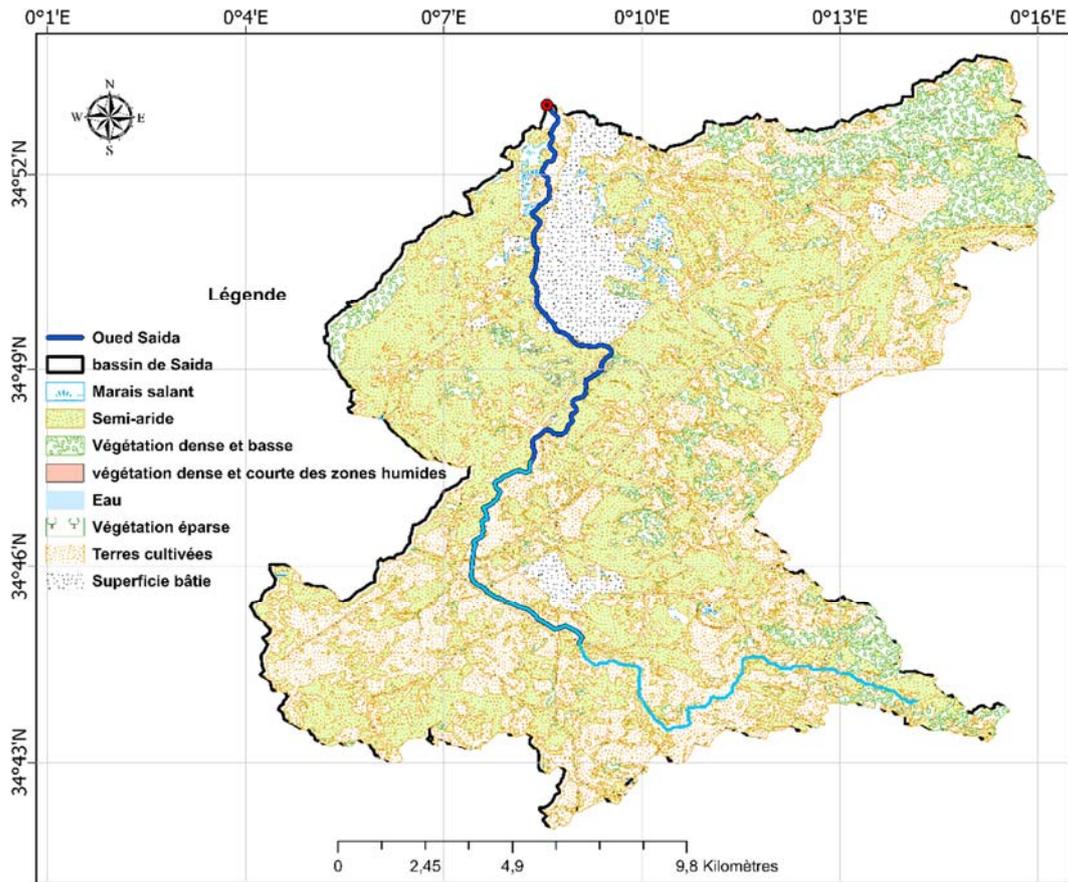


Figure 2.3 Répartition de l'occupation du sol dans de la zone d'étude

2.6 Géologie de la région

La géologie de la région de Saida est complexe et diversifiée, reflétant une longue histoire géologique qui s'étend du Primaire jusqu'au Paléoquaternaire. Elle est marquée par une succession de formations géologiques variées, dominées par des dépôts jurassiques caractérisés par des dolomies, des argiles gréseuses, des marnes et des calcaires. Ces formations sont localement surmontées par des roches éruptives et des formations d'âge primaire, témoignant d'une activité tectonique importante dans cette région (Touahria et al., 2019).

Dans les zones dépressives, on observe des alluvions quaternaires, souvent associées à des processus d'érosion et de sédimentation récents. Les dolomies et les calcaires, très présents dans la région, sont fortement karstifiés, ce qui influence significativement l'hydrogéologie locale. Ces formations carbonatées sont également recouvertes, dans certaines zones, par des dépôts argilo-gréseux datant du Callovien-Oxfordien, particulièrement visibles dans la vallée de l'Oued Saida (Halamski & Cherif, 2017). Dans d'autres secteurs, ces formations sont

surmontées par des dépôts inconsolidés plus récents, appartenant au Quaternaire et au Paléoquaternaire (Youcef et al., 2015).

Du point de vue géologique, la région de Saida appartient à la zone externe de la chaîne alpine nord-maghrébine, caractérisée par une faible déformation tectonique comparée aux zones internes. Cette configuration géologique en fait une zone monotone mais stratégique pour l'étude des bassins sédimentaires et des cycles géodynamiques. Les formations géologiques de la région présentent également un intérêt économique, notamment grâce à leur richesse en ressources minérales exploitables, telles que les calcaires utilisés dans l'industrie cimentière (Bentabet et al., 2019).

Les études géologiques antérieures, notamment celles menées par Auclair et al (1967), ont permis de mieux comprendre les interactions entre les formations géologiques et les systèmes hydrologiques de la région. Ces travaux mettent en évidence l'importance des variations climatiques et des activités anthropiques dans la transformation des paysages géologiques et hydrologiques de Saida.

2.7 Paramètres hydrologiques de la zone d'étude

La répartition et la circulation de l'eau dans un bassin versant est influencé par les paramètres hydrologiques. Pour gérer cette eau et éviter les risques environnementaux engendrés, il est important de comprendre ces paramètres. Parmi ces paramètres, on trouve la surface du bassin, les paramètres morphométrique tels que la longueur du cours d'eau et l'inclinaison des surfaces, la végétation, le climat, la géologie particulièrement les caractéristiques du sol et de l'aquifère et enfin l'utilisation du sol et pratiques agricoles et (Raja Shekar & Mathew, 2024).

La surface du bassin versant détermine l'étendue de la zone qui contribue à l'écoulement de l'eau. Autrement dit, plus le bassin est grand, plus il collecte de l'eau. La topographie, quant à elle, influe sur la vitesse et la direction des flux d'eau. Une pente raide : l'eau y coule plus rapidement qu'en terrain plat. En plus des paramètres morphologiques, la végétation joue un rôle de régulateur en fonction de son type et de sa densité. Elle peut ralentir ou permettre à l'eau de passer plus librement. En ce qui concerne le climat, il impacte la disponibilité d'eau dans le bassin via les précipitations et l'évaporation. Ainsi, les fortes pluies assurent une abondance d'eau, tandis que les périodes de sécheresse entraînent une diminution significative des

ressources hydriques, la géologie influence l'absorption d'eau par le sol. Certains sols retiennent l'eau, d'autres la laissent s'infiltrer rapidement et d'autres sols sont vulnérables à l'érosion.

Chacun de ces paramètres aide à comprendre comment l'eau se déplace dans un bassin versant et comment nous devons gérer ces ressources pour protéger à la fois l'environnement et les populations. En approfondissant la compréhension de l'impact des paramètres hydrologiques, nous sommes en mesure de mieux planifier les infrastructures requises pour réduire les risques liés à l'érosion des sédiments chargés de polluants.

2.7.1 Aire du bassin versant

L'aire du bassin versant est une caractéristique déterminante qui influence la quantité totale d'eau pouvant être collectée et drainée. Une plus grande aire signifie une plus grande capacité à capter les précipitations. Cela affecte directement le volume d'eau en surface et le potentiel de recharge des nappes phréatiques. Par exemple, un bassin versant de grande taille peut drainer une zone urbaine étendue, ce qui peut compliquer la gestion des eaux de ruissellement et augmenter les risques d'inondation (Aboelnour et al., 2021). Dans les zones urbaines, cette aire peut être modifiée par l'imperméabilisation des sols, ce qui accentue le ruissellement superficiel et réduit l'infiltration (Fini et al., 2017).

La délimitation du bassin versant commence par le choix de l'exutoire, un point stratégique situé au niveau de la sortie de la ville de Saïda, où le cours d'eau principal, l'Oued Saïda, collecte les eaux de drainage. Ce point d'échantillonnage clé représente le cumul de toutes les eaux drainées, incluant celles provenant des cours d'eau secondaires qui rejoignent l'Oued Saïda. La surface totale du bassin versant est donc la somme de toutes les sous-bassins secondaires.

La figure 2.4 présente le bassin de la zone d'étude et donne un aperçu sur son étendu.

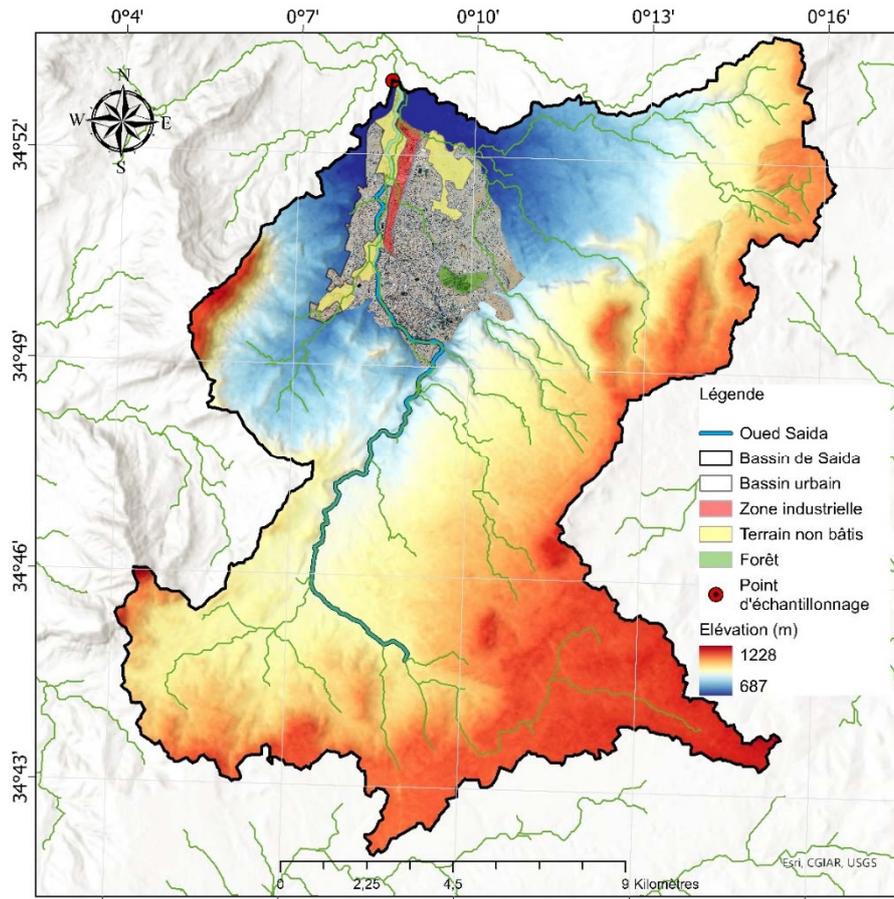


Figure 2.4 Etendu de la zone d'étude

2.7.2 Longueur des cours d'eau

La longueur des cours d'eau dans un bassin versant influe sur le temps de concentration, c'est-à-dire le temps nécessaire pour que l'eau de pluie atteigne la sortie du bassin. Des cours d'eau plus longs impliquent un écoulement plus lent, ce qui peut affecter la vitesse à laquelle les sédiments et les polluants sont transportés. La morphologie des cours d'eau, y compris leur ondulation et leur pente, joue également un rôle crucial (Bolduc et al., 2024). Dans les environnements urbains, les cours d'eau peuvent être canalisés ou modifiés, influençant ainsi les patterns de transport des sédiments et la dynamique des polluants. La longueur maximale du plus long parcours d'eau est estimée de 33.28 Km.

2.7.3 Inclinaison des surfaces

L'inclinaison des surfaces, ou pente, est un paramètre clé qui influence la vitesse et l'intensité du ruissellement. Des pentes plus raides entraînent un écoulement plus rapide de l'eau, augmentant le potentiel d'érosion et de transport des sédiments. Cela peut également affecter la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol. Dans les zones urbaines, les surfaces imperméables

telles que les routes et les bâtiments augmentent le ruissellement et modifient les effets naturels de l'inclinaison (Sohn et al., 2020).

La figure 2.5 présente le plus long cours d'eau et la répartition des pentes du bassin de la zone d'étude.

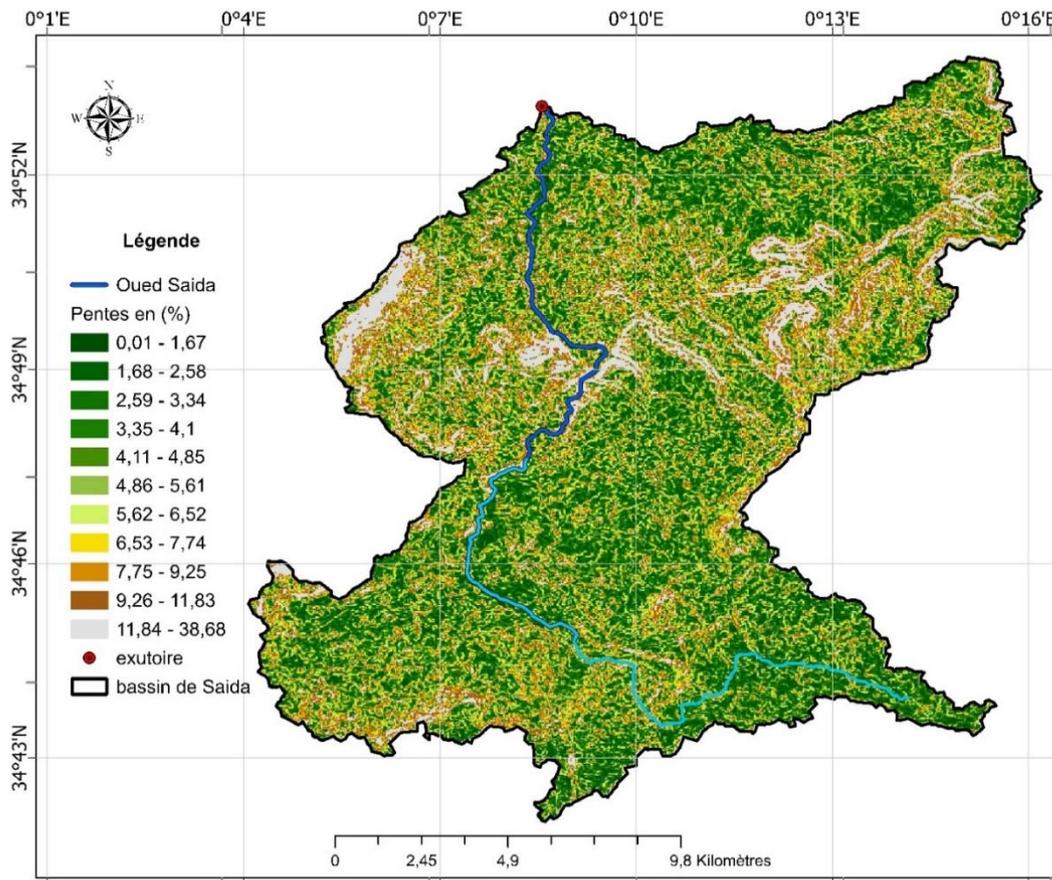


Figure 2.5 Carte des pentes du bassin et longueur maximale du parcours de l'eau

2.7.4 Climat et précipitations durant la période d'échantillonnage

Le climat et les précipitations sont des paramètres hydrologiques déterminant. Les régimes de précipitations, qu'ils soient saisonniers ou irréguliers, influencent directement la quantité d'eau qui entre dans le bassin versant. Les événements de précipitations intenses peuvent entraîner des ruissellements rapides et des inondations, tandis que les périodes sèches prolongées peuvent réduire la disponibilité en eau et affecter la recharge des aquifères. Les changements climatiques exacerbent ces variations, augmentant l'incertitude dans la gestion des ressources en eau (Ehtasham et al., 2024).

Pour la présente étude, les précipitations sont prises en compte d'après les bulletins météorologiques de Saïda, couvrant les événements pluvieux entre septembre 2020 et janvier 2021. Les périodes d'échantillonnage sont choisies pour coïncider avec la saison des premières pluies, soit de septembre à janvier. Cette période est généralement la plus orageuse dans les zones semi-arides, caractérisée par des pluies orageuses, intenses et sporadiques.

Les pluies orageuses augmentent le ruissellement de surface, entraînant une plus grande quantité de sédiments et de polluants dans les cours d'eau. La documentation de ces précipitations, permet d'anticiper les périodes de risque élevé de contamination et planifier des interventions appropriées pour minimiser les impacts sur le bassin d'étude.

2.7.5 Caractéristiques du sol et de l'aquifère

Les propriétés du sol, telles que la texture, la structure et la perméabilité, influencent l'infiltration et le stockage de l'eau. Des sols argileux, par exemple, ont une faible perméabilité et favorisent le ruissellement, tandis que les sols sableux permettent une infiltration rapide. Dans les zones urbaines, la compaction des sols et la réduction des espaces verts affectent négativement ces caractéristiques naturelles (Ma et al., 2016).

Le coefficient de ruissellement représente la proportion de l'eau totale précipitée qui ruisselle (Tableau 2.1). Le choix le mieux indiqué doit correspondre à une valeur du coefficient C qui représente les pires conditions de ruissellement du bassin versant (Liu et al., 2020).

Tableau 2.1 Détermination du facteur C selon les caractéristiques des sols

Utilisation du sol	Pente transversale du bassin versant (Perpendiculaire au cours d'eau)	Texture de sol		
		Sable limoneux	Limon	Argile limoneuse
Cultures intensives	0 à 0,5 %	0.16	0.25	0.40
	0,5 à 5 %	0.22	0.35	0.55
	5 à 10 %	0.30	0.45	0.60
	10 à 30 %	0.40	0.65	0.70
Cultures fourragères	0 à 0,5 %	0.07	0.20	0.35
	0,5 à 5 %	0.10	0.28	0.40
	5 à 10 %	0.15	0.35	0.45
	10 à 30 %	0.22	0.40	0.55
Boisé	0 à 0,5 %	0.05	0.18	0.30
	0,5 à 5 %	0.08	0.25	0.35
	5 à 10 %	0.12	0.30	0.42

	10 à 30 %	0.18	0.35	0.52
Lac, marais		0.05	0.05	0.05
		Imperméabilité		
		30%	50%	70%
Roc, asphalte	0 à 0,5 %	0.40	0.55	0.75
	0,5 à 5 %	0.50	0.65	0.80
	5 à 10 %	0.55	0.70	0.85

Sources : (Montas et al., 1990)

Sur l'ensemble d'un Bassin versant :

$$C_{(\%) } = \frac{\sum^K C_{(\%) }^K \times S^K}{S_{tot}} \quad 2.1$$

Avec

 C^K : Coefficient de ruissellement par état de surface élémentaire. S^K : Surface élémentaires.

$$C_{(\%) } = (75\% \times 0,45) + (25\% \times 0,70) = 0,51$$

2.7.6 Historique des crues

L'étude des crues sur l'Oued Saïda entre 1982 et 2009 montre une forte saisonnalité hydrologique. Les événements automnaux (Septembre à décembre) se caractérisent par des concentrations sédimentaires élevées, atteignant 72,5 g/L en septembre 1982 et 9 261 tonnes en octobre 1983, dus à l'érosion des sols secs sous des pluies intenses. Cependant, les crues hivernales, comme celle de mars 1994, ont provoqué des débits liquides maximaux et des volumes d'eau élevés (1,8 million de m³), mais avec moins de sédiments en raison de la saturation des sols. Les épisodes printaniers (Mars à mai) sont moins intenses, comme en mars 1996 avec seulement 18,6 mm de pluie et 1 285 tonnes de sédiments transportés. L'étude souligne deux phénomènes importants : l'automne favorise l'érosion, l'hiver provoque des crues liquides. Les variations saisonnières dépendent de l'état des sols et des précipitations. En octobre 2008, un automne a connu deux crues importantes : 29 mm et 38,8 mm de pluie. Ces données sont indispensables pour gérer le risque d'inondation et protéger les ressources en eau du bassin versant (Yles & Bouanani, 2016).

2.8 Présentation du bassin urbain

La zone d'étude est définie par le site dénommé bassin urbain de la ville de Saïda. Cette zone représente le principal générateur de polluants urbain. Elle est traversée par le thalweg dénommé Oued de Saïda du bassin versant. Ce dernier qui représente le principal émissaire servant à évacuer l'eau qui s'écoule par l'assainissement et le ruissellement dans l'ensemble de la zone urbaine.

Situé dans le Nord-Ouest de l'Algérie, le bassin urbain de la ville de Saïda s'étend entre 749 et 883 mètres d'altitude et appartient au bassin versant d'Oued Saïda, qui recueille ses eaux. En coordonnées géographiques, la zone se trouve entre 34°49'30" et 34°52'30" de latitude Nord et entre 0°7'0" et 0°11'0" de longitude Est (Fig. 2.6). L'Oued de Saïda borde la ville à l'Ouest. A l'Est, la ville est entourée par un autre cours d'eau appelé Oued Meriouia.

Le bassin urbain a une superficie totale de 19.49 Km² et est occupé par des surfaces urbanisées, comprenant des immeubles, des maisons individuelles, des jardins et des terrains de jeu, représentant une surface de 12.79 Km², soit 65.64 % de la superficie totale. Il comprend également un dense réseau routier de 3.12 Km², représentant 9.62 % de la superficie totale, une zone industrielle de 0.77 Km², soit 3.94 %, et enfin des surfaces non bâties ou en cours d'urbanisation de 4.05 Km², soit 20.79 %.

2.9 Description du Système de Drainage de la Ville de Saïda

Le système de drainage de la ville de Saïda repose principalement sur un réseau unitaire, conçu pour collecter et transporter à la fois les eaux pluviales et les eaux usées. Ce type de réseau est couramment utilisé dans les zones urbaines en raison de son efficacité dans la gestion combinée des flux hydriques. Une grande partie des eaux superficielles est dirigée vers le canal de l'oued Saïda, qui joue un rôle central dans l'évacuation des eaux excédentaires. Ce canal constitue ainsi une infrastructure clé pour réduire les risques d'inondation et assurer une gestion durable des ressources hydriques.

Les eaux usées, quant à elles, sont acheminées vers la station d'épuration située à l'exutoire de la ville. Cette infrastructure stratégique est alimentée par deux collecteurs principaux réalisés le long des rives du canal de l'oued Saïda. Ces collecteurs permettent de drainer efficacement les eaux usées domestiques et industrielles, garantissant leur transfert vers la station d'épuration avant leur rejet dans l'environnement. La conception de ces infrastructures souligne

l'importance d'un système intégré pour limiter les impacts environnementaux et sanitaires liés aux rejets.

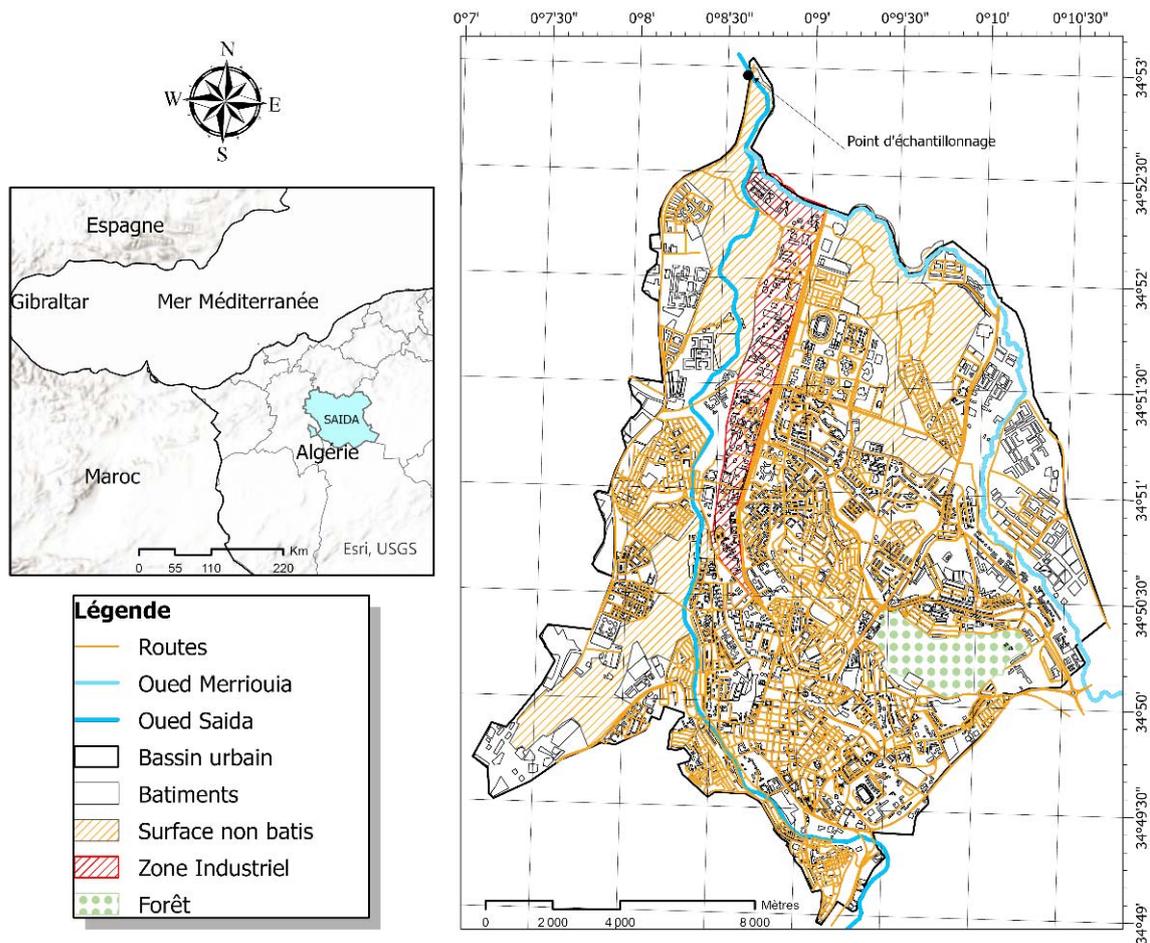


Figure 2.6 Organisation spatiale du bassin et du tissu urbain de la ville de Saïda

Récemment, en raison de l'expansion urbaine vers la partie nord-est de la ville, une portion significative des eaux a été redirigée vers l'oued Mérouia. Cette extension s'explique par le développement accéléré des infrastructures résidentielles et industrielles dans cette zone, nécessitant une adaptation du réseau existant pour répondre aux besoins croissants en matière de drainage. L'oued Mérouia traverse cette région avant de rejoindre l'oued principal de Saïda à son exutoire, formant ainsi un continuum hydrologique essentiel pour la gestion des eaux urbaines.

Cette configuration met en évidence l'importance d'un système de drainage bien conçu et évolutif, capable de s'adapter aux dynamiques urbaines et aux contraintes environnementales. La pérennité de ces infrastructures dépend non seulement de leur conception initiale mais aussi

de leur capacité à intégrer les extensions nécessaires pour accompagner le développement territorial.

Enfin, il convient de noter que la gestion durable des eaux pluviales et usées requiert une attention particulière afin d'éviter tout risque d'inondation ou de contamination des ressources hydriques, conformément aux recommandations généralement adoptées dans ce domaine.

2.10 Description de la Zone Industrielle et des Types d'Industries Présentes

La zone industrielle de Saïda se caractérise par une diversité d'activités industrielles, témoignant d'un tissu économique varié et dynamique. Cette zone abrite plusieurs unités de production et installations stratégiques, couvrant une large gamme de secteurs économiques.

Tout d'abord, l'industrie manufacturière est représentée par des unités spécialisées dans la fabrication de produits abrasifs et super-abrasifs. Notamment, la société ABRAS y est implantée, produisant des disques abrasifs, des outils de meulage, ainsi que des équipements de rectification et de tronçonnage. Parallèlement, une unité de production de tubes et tuyaux en acier galvanisé contribue à l'approvisionnement en matériaux essentiels pour les projets de construction et d'ingénierie.

Le secteur chimique est également bien représenté, avec la présence de la Société des Détartrants de l'Oranie (SPA). Cette entreprise se consacre à la fabrication et au conditionnement de détergents, de produits de blanchiment, d'entretien, ainsi que de savons et lessives. Ces activités répondent aux besoins locaux et nationaux en produits d'hygiène et de nettoyage.

Dans le domaine de construction métallique, des ateliers spécialisés dans la fabrication de structures métalliques, notamment des armoires électriques, des meubles industriels et des équipements spécifiques, sont opérationnels. Ces unités jouent un rôle crucial dans la fourniture de solutions adaptées aux besoins du secteur industriel et commercial.

L'agro-industrie occupe une place importante dans cette zone. L'unité ORALAIT, dédiée au conditionnement et à la transformation des produits laitiers, soutient l'agriculture locale tout en répondant aux besoins alimentaires de la population régionale. De plus, la Coopérative de Céréales et de Légumineuses de Saïda assure la collecte, le conditionnement, le stockage et la distribution de céréales et légumes secs, renforçant ainsi la chaîne logistique agricole.

Enfin, la zone industrielle accueille des infrastructures logistiques stratégiques, telles que des dépôts de stockage et des installations de raffinage et de distribution de carburants liquides. La société Naftal Saïda, par exemple, est chargée du raffinage des carburants et de la distribution des produits pétroliers raffinés, y compris le GPL (Gaz de Pétrole Liquéfié).

2.11 Justification du choix de la zone d'étude urbain

Le choix de la région d'étude se justifie par l'importance stratégique de la wilaya de Saida comme carrefour socioéconomique dans le sud-ouest de l'Algérie, abritant des activités industrielles significatives. En outre, Saïda est connue pour ses ressources en eaux et thermales minérales. Les eaux minérales proviennent d'une nappe karstique de grande importance, classée dixième parmi les bassins hydrographiques algériens, et s'étendent sur une superficie de 800 km² (Mustapha et al., 2014). Ces ressources sont utilisées pour l'alimentation en eau potable de la ville de Saïda, les activités industrielles (e.g., production d'eaux minérales, laiteries, boissons) et l'irrigation.

À proximité de la ville de Saïda, à 11 km et 15 km au nord, se trouvent les stations thermales Hammam Rabi et Sidi Aïssa, alimentées par des sources d'eaux chaudes riches en sulfates aux vertus thérapeutiques. Ces stations attirent des curistes tout au long de l'année, venus de diverses régions du pays et de l'étranger.

Comme d'autres régions d'Algérie, la wilaya de Saïda a connu récemment des bouleversements en matière d'urbanisme, d'industrie et de trafic routier, entraînant une augmentation de la quantité et de la qualité des polluants. Cette pollution, transportée par les eaux usées et le ruissellement, est interceptée par le milieu naturel, causant des dommages environnementaux. Dans le but de préserver ainsi les ressources hydrologiques qui sont limitées de la région, il est essentiel d'analyser les sources et les vecteurs de transport des polluants et de contribuer à la mise en place d'un plan de prévention et de traitement de cette pollution.

2.12 Conclusion

Ce chapitre présente les caractéristiques physiques, géologiques et environnementales de la région de Saida. La géologie locale, avec ses formations jurassiques karstiques et ses dépôts quaternaires, impacte fortement l'hydrogéologie et la vulnérabilité aux phénomènes d'érosion. Sa topographie influence les écoulements hydrauliques et la dynamique du bassin versant.

Le climat semi-aride de Saida, avec des précipitations irrégulières en automne, l'hiver et les températures extrêmes (jusqu'à 44 °C en été), impacte fortement les ressources en eau et favorise l'érosion et le ruissellement. Ces conditions climatiques sont accentuées par un couvert végétal fragmenté, comprenant des formations steppiques, forestières résiduelles et ripariennes, souvent menacées par des activités humaines comme le surpâturage et l'urbanisation.

L'examen des paramètres hydrologiques souligne l'impact de la taille du bassin versant (19,49 km² pour le bassin urbain), de la longueur des cours d'eau (jusqu'à 33,28 km pour l'Oued Saida) et de la pente, qui affectent le transport des sédiments et des polluants. Malgré son bon fonctionnement, le système de drainage de la ville est confronté à des défis croissants dus à l'expansion urbaine et industrielle, notamment vers l'oued Mérouia.

Enfin, la richesse économique et environnementale de Saida, avec ses sources thermales et minérales d'une nappe karstique stratégique, justifie la nécessité de protéger ces ressources contre la pollution urbaine et industrielle croissante.

Chapitre 3

Matériels & méthodes

3.1 Introduction

Ce chapitre présente les méthodes utilisées pour caractériser les sédiments issus de l'assainissement urbain du bassin de Saida, avec pour objectif de fournir une base solide à l'analyse de la contamination métallique.

Pour collecter les matières en suspension, le processus d'échantillonnage est réalisé à l'exutoire du bassin versant urbain de Saida, durant des épisodes pluvieux, en utilisant un dispositif de piégeage conçu spécialement pour les circonstances d'expérimentation. Six prélèvements sont effectués pendant la saison des pluies qui représente la période favorable pour l'érosion et le transport des sédiments contaminés.

Le protocole d'expérimentation comprend outre l'échantillonnage, les techniques analytiques qui sont la granulométrie, la minéralisation acide et le dosage par spectrométrie d'absorption atomique. Ces dernières permettent une caractérisation précise des sédiments, incluant la détermination de la teneur en matière organique et la quantification des éléments traces.

Pour examiner la contamination des sédiments, différents indices et facteurs sont considérés, tels que le facteur de contamination, le facteur d'enrichissement et l'indice de géo-accumulation. Ces indices permettent de quantifier le degré de contamination chimique et de dresser un état des lieux précis de la pollution dans la zone d'étude.

Enfin, les lignes directrices pour l'évaluation de la qualité des sédiments et les analyses statistiques, incluant l'analyse descriptive et multivariée, sont contemplées. Ces outils permettent d'interpréter les données, d'identifier les principales sources de pollution et de tirer des conclusions significatives sur l'état environnemental du bassin versant.

3.2 Echantillonnage

Les sédiments examinés proviennent de l'exutoire du bassin urbain de la ville de Saida. Le choix de l'exutoire est justifié par le fait qu'il cumule toutes les eaux drainées dans le bassin. Afin d'étudier d'une manière rigoureuse la nature de la pollution dans le bassin, les prélèvements sont réalisés au cours des événements pluvieux en installant un dispositif de piégeage.

Le dispositif de piégeage et de captage des échantillons de sédiments est reproduit à partir de la description donnée par Schulze et al. (2007). Le prototype de référence de ce dispositif a été développé par l'Environmental Specimen Banking (ESB) en Allemagne (Ricking et al., 2017). Ce type de dispositif fait partie des pièges à particules qui offrent l'avantage d'un échantillonnage intégratif, c'est-à-dire le piégeage, la collecte et le stockage de quantités suffisantes. De ce fait, la quantité collectée est considérée comme représentative de matières en suspension (MES) pour les analyses chimiques.

Le dispositif est constitué d'un caisson en acier inoxydable de dimensions 400×300×250 mm. Le caisson est percé de trois trous de 20 mm de diamètre sur les faces avant et arrière, permettant ainsi la circulation de l'eau à l'intérieur. Deux bassins de décantation sont placés à l'intérieur du caisson et constituent son espace de décantation. Deux déflecteurs placés successivement le long de l'intérieur du caisson induisent une diminution de la vitesse du courant. En passant par débordement du premier déflecteur et par sous-verse du second déflecteur, les particules dont les vitesses se trouvent réduites se décantent dans les deux bassins de décantation (Masson et al., 2018). De par sa conception, le dispositif peut être facilement déployés sur le réseau de surveillance et d'observation, sans nécessiter de maintenance coûteuse ou de personnel hautement qualifié.

Le cours d'eau exploré est formé d'un canal dont la base est de forme trapézoïdale et a une largeur de 03 mètres (Figure 3.1). La partie supérieure du canal est de forme rectangulaire et couvre une largeur de 20 mètres. L'écoulement est généralement permanent dans la partie inférieure avec un débit de base de 1.5 m³/s. Le débordement de l'écoulement dans la partie supérieure du canal se fait lors des événements pluvieux avec un débit qui dépend de l'événement et dont les valeurs pour les périodes d'explorées varient entre 8.5 et 46.5 m³/s. Le tableau 3.1 donne des indications sur les paramètres associés des événements pluviaux

Afin d'éviter la collecte des charges charriées et éventuellement celle générées par la re-suspension durant l'échantillonnage, le dispositif est placé sur la partie supérieure juxtaposé à la rive de la base du canal. Il est fixé par des supports sur des briques permettant ainsi une collecte aussi fidèle que possible des matières en suspension. Le piégeage se fait lors des événements pendant lesquels le canal de base se trouve débordé. La durée de collecte dépend des événements elle est donnée dans le tableau 3.1. Les échantillons collectés sont récupérés avec soins conformément aux normes en vigueur. Une fois l'échantillonnage est réalisé, les trappes sont récupérées et les échantillons de sédiments sont prélevés à partir des dépôts capturés.



Photo 1. Ecoulement de base dans le canal



Photo 2. Déploiement du dispositif



Photo 3. Le piège utilisé dans cette étude



Photo 4. Échantillon prélevé dans un bassin de sédimentation

Figure 3.1 Déploiement du dispositif d'échantillonnage

Les périodes d'échantillonnage sont choisies pour celles qui coïncident avec la saison des premières événements pluvieux (Tableau 3.1), à savoir la période s'étalant de Septembre à Janvier. Cette période correspond généralement à la période la plus orageuse dans les zones semi-aride (Amarouche et al., 2020). Elles surviennent après une longue période sèche où les terres du bassin se caractérisent par une fragilité siége d'une érosion importante. Les sédiments qui comportent un cumule de polluants sont rapidement transportés via le réseau par un fort courant qui, à son tour, les transporte à l'exutoire du bassin (Megnounif et al., 2007).

Les périodes de prélèvements choisies sont données dans le tableau 3.1

L'analyse des données du tableau, indique que :

- 1) Six événements importants sont enregistrés de Septembre 2020 à Janvier 2021.
- 2) En termes de durée, l'événement le plus important est observé le 08 Décembre et dure 18 heures avec une lame d'eau de 27 mm.
- 3) En revanche et en termes d'intensité, l'événement le plus important est celui du 27 Novembre avec une intensité de 1.53 mm/h.

- 4) La période intermédiaire dure 35 jours et se caractérise par une absence de pluviométrie. Elle est observée entre les mois de Septembre et Novembre.
- 5) Durant cette période sèche, il y'a accumulation de polluants dans les réseaux d'assainissement et sur les surfaces.

Tableau 3.1 Précipitations et paramètres associés des événements pluviaux

Évènement pluvieux	Date	Précipitations totales (mm)	Durée des précipitations (h)	Intensité moyenne des précipitations (mm/h)	Jour sec antérieur (jours)
E 1	18-Sep 2020	8	18	0,44	35
E 2	03-Oct 2020	1	1	1,00	15
E 3	07-Nov 2020	5	18	0,28	35
E 4	27-Nov 2020	23	15	1,53	20
E 5	08-Déc 2020	27	18	1,50	11
E 6	02-Janv 2021	11	12	0,92	25

3.3 Appareillage et équipement

L'ensemble des analyses menées dans cette étude a nécessité l'utilisation d'un appareillage spécialisé et d'équipements variés adaptés aux différentes étapes expérimentales. Les instruments sont sélectionnés pour garantir la précision, la reproductibilité et la fiabilité des résultats, couvrant des domaines aussi variés que la granulométrie, les analyses physico-chimiques et la rhéologie. Chaque dispositif est utilisé selon des protocoles bien définis, répondant aux exigences des normes scientifiques. La présente section détaille le matériel employé pour chaque type d'analyse, mettant en avant les équipements essentiels pour caractériser les propriétés des échantillons étudiés.

1) Ainsi et dans le cadre des expériences géotechniques :

- L'équipement utilisé, pour l'analyse de l'équivalent de sable, comprend un cylindre gradué, un agitateur manuel (pour homogénéiser le mélange), et une tige de battage pour bien mélanger l'échantillon.
- Pour l'analyse granulométrique, une série de tamis de différentes mailles commençant par des tamis de 250 μm jusqu'à des tamis de 80 μm , un vibreur à tamis pour faciliter le passage des particules à travers les tamis, et une balance de précision pour peser les fractions granulométriques retenues sur chaque tamis.

- En parallèle, pour l'analyse sédimentométrique des particules très fines (moins de 80 μm), une pipette de sédimentation et un densimètre sont employés. Un bécher et un agitateur sont utilisés pour homogénéiser le sédiment dans l'eau.
- En fin, pour déterminer les limites de liquidité et de plasticité (limites d'Atterberg), une boîte de Casagrande est utilisée. Cette dernière est équipée d'une coupelle et d'un levier pour mesurer la limite de liquidité et une plaque de verre, une lame métallique, ainsi que des rouleaux pour former et manipuler des fils de sédiment. Ces outils sont nécessaires pour évaluer la limite de plasticité. Une balance de précision et un four sont aussi utilisés pour déterminer les teneurs en eau de l'échantillon.

2) Le matériel de laboratoire utilisé dans l'analyse physico-chimique comprenait : une balance numérique (modèle CTG1200-1200), une plaque chauffante, un bain-marie, des fioles jaugées, des béchers, des cylindres gradués, des spatules, des entonnoirs, des pipettes et des micropipettes, des fioles à fond rond, des papiers-filtres et un spectromètre d'absorption atomique (Perkin Elmer AAnalyst 300 équipé d'une flamme air-acétylène).

3) Concernant l'analyse rhéologique, les paramètres rhéologiques sont étudiés à l'aide d'un rhéomètre rotatif R/S de la société Brookfield. Le rhéomètre est composé de deux cylindres coaxiaux en rotation l'un par rapport à l'autre. Le diamètre et la hauteur du cylindre sont respectivement de 26,66 mm et 40 mm. Une structure conique est utilisée au fond du cylindre pour minimiser l'effet du fond du cylindre. L'espace de mesure était de 1,13 mm de largeur et le volume de l'échantillon était de 20 ml par test. La température est maintenue pendant chaque test à l'aide d'un système de contrôleur Peltier avec une plage de 00 à 180 °C.

3.4 Produits chimiques et réactifs

Les réactifs utilisés dans l'ensemble des expériences sont l'acide nitrique (HNO_3) en solution standardisée traçable au NIST et certifiée selon ISO 17034, l'acide chlorhydrique (HCl) et le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2). Des solutions standards (1000 mg/L) contenant les métaux Pb, Zn, Cu, Cd, Mn et Cr sont également utilisées pour la préparation des standards d'étalonnage. Enfin, de l'eau déionisée est utilisée tout au long de l'expérience pour la préparation des échantillons, la dilution et le nettoyage de l'équipement.

3.5 Techniques analytiques

Différentes techniques analytiques sont utilisées pour caractériser précisément les sédiments.

3.5.1 Caractérisation géotechnique

L'analyse géotechnique des sédiments urbains a pour objectif d'étudier le comportement mécanique et la stabilité de ces matériaux, en particulier leur aptitude à être déplacés sous l'influence des courants d'eau, conduits et traités au sein des infrastructures de gestion des eaux pluviales. Cette caractérisation implique donc l'évaluation de (1) leur propreté (à travers le test d'équivalent de sable), (2) leur granulométrie et (3) leur liquidité et plasticité (en utilisant les limites d'Atterberg).

Équivalent de sable

L'essai de l'équivalent de sable est principalement utilisé pour évaluer la propreté et la qualité des matériaux granulaires, tels que les sables utilisés dans les projets de construction, notamment les routes et les fondations. Il permet de déterminer la proportion relative de fines argileuses ou limoneuses présentes dans un échantillon de sable, en les comparant aux particules de sable propre.

L'essai de l'équivalent de sable est régi par plusieurs normes internationales, qui fournissent des directives sur la procédure d'essai et l'interprétation des résultats. En Algérie, l'essai de l'équivalent de sable est cadré par la norme NA 5114, qui est largement alignée sur les pratiques et méthodes internationales. Elle définit la procédure à suivre pour déterminer l'équivalent de sable des granulats fins.

Le protocole d'essai d'équivalent de sable consiste en plusieurs étapes méthodologiques précises. Tout d'abord, l'échantillon de matériau est tamisé à 5 mm et 2 mm, puis préparé en trois éprouvettes distinctes. Une solution lavante est ensuite versée dans chaque éprouvette, qui est laissée au repos pendant 10 minutes. Après avoir bouché l'éprouvette et l'avoir placée sur la machine, un cycle de 90 secouements est effectué sur chaque éprouvette. Ensuite, les éprouvettes sont repositionnées verticalement, le bouchon est retiré, et le niveau du liquide est ajusté au repère supérieur avant de laisser s'écouler l'excès. Une attente de 20 minutes est observée avant de mesurer les hauteurs de sable (H) et de fines (h). Le calcul de l'équivalent de sable (ES) est réalisé en utilisant la formule standard, où $ES = (H/h) \times 100$, puis la moyenne des trois échantillons est obtenue pour déterminer un ES final.

Les essais de granulométrie et de sédimentométrie

Les essais de granulométrie et de sédimentométrie sont importants pour analyser les propriétés mécaniques et hydriques des sols, ainsi que pour évaluer leur comportement sous différentes conditions de charge et d'humidité. Ils permettent de caractériser, de manière qualitative et quantitative, les différentes classes granulométriques composant les sédiments issus de l'assainissement urbain, offrant ainsi une meilleure compréhension de leur comportement mécanique.

Pour la granulométrie, la norme considérée est la NF P 94-056, qui correspond à la méthode d'essai pour l'analyse granulométrique des matériaux par tamisage à sec après lavage. Cette norme est couramment utilisée pour évaluer la granulométrie des sols et des sédiments.

Pour l'analyse granulométrique, le mode opératoire commence par la préparation de l'échantillon, qui est séché à l'air libre ou en étuve pour éliminer l'humidité. Ensuite, l'échantillon est placé dans une série de tamis de mailles décroissantes, généralement en commençant par des tamis de 100 mm jusqu'à des tamis de 0,08 mm (80 μm). Les tamis sont disposés dans un ordre hiérarchique et soumis à un mouvement mécanique (secouage) pour faciliter la séparation des particules en fonction de leur taille. Après le tamisage, chaque tamis est pesé pour mesurer la masse de refus (particules retenues). Le pourcentage de refus cumulé est ensuite calculé pour chaque tamis, permettant de tracer la courbe granulométrique. Cette courbe aide à visualiser la répartition des tailles de particules, et l'analyse peut être complétée par un calcul du module de finesse et d'autres indices granulométriques pour évaluer les propriétés mécaniques du matériau.

Quant à l'essai de sédimentométrie, il est aussi régi par la norme NF P 94-056 et destiné aux particules plus fines ($< 80 \mu\text{m}$) qui ne peuvent pas être efficacement séparées par tamisage. Dans ce test, un échantillon de sédiment est dissous dans de l'eau distillée pour créer une suspension homogène. Cette suspension est ensuite versée dans une éprouvette et vigoureusement agitée pour bien disperser les particules. Un densimètre est utilisé pour mesurer la concentration des particules en suspension à des intervalles de temps spécifiques (par exemple, 15 s, 30 s, 1 min, 2 min, etc.). Les particules plus grosses se déposent rapidement, tandis que les plus fines restent en suspension plus longtemps. La vitesse de décantation des particules est utilisée pour estimer leur diamètre en appliquant la loi de Stokes, qui relie la vitesse de sédimentation au diamètre des particules et à la viscosité du liquide.

Détermination des limites d'Atterberg

Après la quantification et la qualification des sédiments d'assainissement urbain par des essais granulométriques et sédimentométriques, il est essentiel de caractériser leurs transitions entre les états plastique et liquide pour approfondir la compréhension de leur comportement mécanique et évaluer leur aptitude au traitement, notamment en termes de gestion, transport et valorisation. À cette fin, les limites d'Atterberg sont déterminées. Il existe trois limites d'Atterberg principales, limite de liquidité (WL), limite de plasticité (WP) et l'indice de plasticité (IP).

1. Limites de liquidité (WL) :

La première est la limite de liquidité (WL). Elle symbolise le point d'humidité où le sol se transforme en liquide. À cette concentration en eau, le sol se déforme, perd sa solidité et agit comme un fluide épais.

2. Limite de plasticité (WP) :

On appelle la seconde limite le seuil de plasticité (WP). Elle offre la possibilité de déterminer la consistance et la résistance d'un sol humide. Elle représente la solidité du sol lorsqu'il est partiellement saturé, ainsi que le passage de la condition semi-solide à la condition plastique.

3. Indice de plasticité (IP) :

Ce critère détermine la différence entre le seuil de liquidité (WL) et celui de plasticité (WP). Il définit la zone d'humidité où le sol conserve sa plasticité et est en mesure de se modeler sans rompre ni devenir liquide. Lorsque le sol est plastique et riche en argile, l'indice de plasticité est plus significatif. Par contre, un indice de plasticité faible signale un sol moins plastique comme le limon.

La norme, associée aux essais de la détermination des limites d'Atterberg, est la norme NF P94-051 (mars 1993). L'essai mesure la teneur en eau à laquelle le sédiment passe de l'état plastique à l'état liquide.

Le protocole d'établissement des limites d'Atterberg, comprenant la limite liquide (WL) et la limite plastique (WP) spécifié dans la norme NF P94-051, nécessite l'utilisation du dispositif Casagrande pour évaluer la limite liquide. Il s'agit de mélanger un échantillon de sol avec de l'eau jusqu'à l'obtention d'une pâte homogène, puis de placer cette préparation dans la coupelle de l'appareil, avant de créer une rainure normalisée au centre. Le mécanisme est actionné à raison de deux coups par seconde, et le nombre de coups nécessaires pour couvrir la fente de 12,7 mm est enregistré. L'essai est répété avec diverses quantités d'eau afin de recueillir une

séquence de données (10 à 40 coupes). Le seuil de liquidité désigne la quantité d'eau correspondant à 25 coups, calculée en se basant sur la courbe logarithmique du nombre de coups. En ce qui concerne la limite de plasticité, on déplace manuellement un fil de pâte sur une surface vitrée jusqu'à ce qu'il atteigne un diamètre de 3 mm. L'écart de plasticité représente la concentration minimale en eau qui empêche la rupture du fil à ce diamètre. La différence entre WL et WP permet ensuite de calculer l'indice de plasticité (IP). Ces tests aident à appréhender le comportement mécanique des sols face aux changements de teneur en eau.

3.5.2 Caractérisation rhéologique

Les paramètres rhéologiques considérés sont ceux qui permettent d'étudier le comportement d'écoulements des mixtures des sédiments. Ces paramètres sont explorés à l'aide d'un rhéomètre rotatif R/S de la société Brookfield. Cet appareil mesure la résistance des fluides à l'écoulement, et permet de caractériser des paramètres tels que la viscosité, le seuil de cisaillement, la fluidité et le comportement des mixtures de matériaux. Ainsi, des courbes d'écoulement et des courbes de contrainte peuvent être générées. Ces courbes offrent des informations intéressantes et utiles sur la plasticité, le comportement viscoélastique et la thixotropie des fluides, souvent indispensables pour optimiser les installations de transport du solide et la formulation des plans d'action d'aménagements urbains.

Grâce à ses différentes géométries de mesure (comme le cône/plan, cylindre ou plaque), le rhéomètre utilisé dans la présente étude est adapté pour analyser les différentes mixtures des sédiments urbain y compris les suspensions complexes.

Le principe de fonctionnement d'un tel appareil est basé sur la détermination du couple et de la contrainte de cisaillement. Les mixtures testées sont placées dans l'interstice entre les cylindres, puis les paramètres rhéologiques (contrainte, viscosité) sont déterminés grâce à un programme fonctionnel dans le rhéomètre. L'appareil permet des tests avec des taux de cisaillement de 0 à 200 s⁻¹. Toutes les déterminations sont effectuées pour les mêmes conditions de mesure. En référence à la documentation de l'appareil, l'échelle d'erreur de mesure est de ±1 % de la valeur de mesure maximale.

Les échantillons des sédiments considérés sont ceux dont la taille des particules est inférieure à 250 µm. Cette portion représente environ 90 % des sédiment urbains identifiés dans les échantillons collectés. Les particules de plus de 250 µm ne sont pas prises en considération lors des tests de rhéologie.

Cette exclusion est justifiée par la composition de cette partie, essentiellement formée de sable grossier. Ces particules présentent un risque potentiel d'endommagement des composants mécaniques du rhéomètre, en particulier les cylindres coaxiaux. De plus, cette fraction ne représente que moins de 15 % du total des sédiments collectés.

Par ailleurs les particules grossières sont généralement transportées par charriage, tandis que les particules fines se déplacent sous forme de suspension. Cette différence dans le mécanisme de transport est une conséquence directe de l'hydrodynamique distincte régissant chaque fraction granulométrique (Sirjani et al., 2022). Par conséquent, les particules fines jouent un rôle disproportionné dans l'envasement et la dispersion des polluants dans les environnements urbains. Leur grande mobilité facilite la dispersion rapide des contaminants, qui sont souvent adsorbés sur ou dans ces particules fines, en raison de leur rapport surface/volume amélioré (Clark et al., 2024).

Par conséquent, l'approche de considérer uniquement les mixtures de sédiments et d'eau recouvrant que des particules de diamètre inférieur à 250 μm , isole le comportement rhéologique de la fraction du principal agent contributaire au transport en suspension et aux impacts environnementaux associés. Les concentrations massiques choisies allant de 30 % à 60 % sont sélectionnées de manière stratégique pour représenter les concentrations massiques que l'on trouve couramment dans les cours d'eau lors des événements pluviaux. Ces concentrations offrent une plage pratique pour l'analyse rhéologique pertinente pour ces environnements.

D'un autre côté, les concentrations garantissent un fonctionnement optimal du rhéomètre, sans engendrer de problèmes de friction susceptibles d'altérer la fiabilité des résultats. Les essais révèlent qu'une concentration massique de 30 % répond aux conditions optimales pour l'utilisation des équipements expérimentaux.

3.5.3 Caractérisation physico-chimique

La caractérisation physico-chimique des sédiments implique plusieurs étapes clés, notamment l'analyse granulométrique pour étudier la distribution des tailles de particules, la détermination de la teneur en matière organique, ainsi que la minéralisation acide qui permet de dissoudre les éléments présents dans l'échantillon avant d'en quantifier les concentrations élémentaires par spectrométrie d'absorption atomique. Ces méthodes analytiques couvrent l'aspect morphologique et la composition chimique des sédiments, offrant ainsi une caractérisation complète de ces matériaux complexes.

Ainsi, (1) le processus d'analyse granulométrique implique l'utilisation de tamis en acier inoxydable pour séparer les différentes fractions d'échantillons en fonction de leur diamètre. Les tamis utilisés couvrent une plage de diamètres allant de 63 μm à 250 μm .

(2) Pour déterminer les teneurs en matière organique ainsi qu'en éléments traces, les protocoles suivants sont mis en place : La teneur en matière organique est mesurée par la perte de poids de l'échantillon après calcination pendant 2 heures à 550°C, selon la norme NF EN 12879 (Petavy et al., 2015).

(3) La méthode de minéralisation utilisée est conforme à la norme NF EN 13346. Elle consiste à mettre en solution les éléments extractibles à l'eau régale à chaud. Les phases solides sont mises en solution par attaque acide.

La méthode de minéralisation acide suivie de dosage par spectrométrie d'absorption atomique nécessite une préparation rigoureuse des échantillons. Environ 1 gramme d'échantillon sédimentaire préalablement séché est pesé avec précision dans un tube en verre. L'échantillon est ensuite humidifié à l'aide de 2 ml d'eau déminéralisée. Un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique, appelé eau régale, est additionné au sédiment dans un ratio volumique de 4/12 ml. Des billes de verre régulatrices sont également introduites dans le tube afin de faciliter l'ébullition. Le mélange est ensuite chauffé à reflux à 122°C pendant 10 minutes, permettant la minéralisation complète des éléments présents dans l'échantillon. Le tube est ensuite rincé avec 10 ml l'eau distillée l'eau distillée puis chauffé à nouveau à reflux pendant 5 minutes supplémentaires. Une fois refroidi, le contenu minéralisé est transvasé dans une fiole jaugée de 100 ml en vue des dosages élémentaires par spectrométrie d'absorption atomique.

(4) Enfin, les éléments métalliques sont enfin déterminés conformément à la norme NF EN ISO 11885 à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique (SAA) utilisant le Perkin Elmer AAnalyst 300 avec une flamme air-acétylène.

Analyse de l'incertitude et évaluation de la précision

Pour garantir des résultats d'analyse fiables, un protocole analytique optimisant les paramètres de la spectrométrie d'absorption atomique et intégrant des mesures de contrôle de la qualité est établi. Ce protocole définit et applique des paramètres spécifiques tels que la longueur d'onde, l'intensité de la source, le coefficient de corrélation de la ligne d'étalonnage et les conditions opératoires pour chaque élément (Cd, Co, Cu, Cr, Pb, Zn, Ni, Fe) comme sont indiqués dans le

tableau 3.2. La quantification de chaque élément trace est effectuée par SAA après étalonnage avec des standards certifiés dilués à 1000 mg/L. En outre, tous les échantillons sont analysés en triple et les résultats moyens sont utilisés. Le tableau 3.3 fournit des informations sur l'écart-type (ET), l'écart-type relatif (ETR) et la limite de détection dans le même cadre. La mise en œuvre de ce protocole garantit la production de résultats chimiques représentatifs et précis, fournissant une base solide pour l'interprétation de l'environnement.

I. Étalonnage de l'instrument

L'instrument de mesure est étalonné à l'aide d'une série d'étalons de travail. Pour les mesures SAA : longueur d'onde, intensité de la source, coefficient de corrélation de la ligne d'étalonnage, les conditions de fonctionnement suivantes sont strictement définies et appliquées pour chaque élément et sont indiquées dans le tableau 3.2.

Tableau 3.2 Conditions de détermination par SAA

Élément	Longueur d'onde (nm)	Courant d'alimentation de la lampe à cathode creuse (mA)	Coefficients de corrélation
Cd	228.8	4	0.995
Co	240.7	30	0.998
Cu	324.8	35	0.999
Cr	357.9	8	0.998
Pb	283.3	10	0.999
Zn	213.9	15	0.998
Ni	232.0	35	0.995
Fe	248.3	35	0.992

II. Analyse des données

Afin d'assurer la fiabilité des résultats d'analyse, chaque échantillon de sédiment fait l'objet de trois répliquats techniques. Les concentrations élémentaires obtenues pour chaque répliquat sont ensuite utilisées pour calculer :

- 1) La moyenne arithmétique, qui permet d'estimer la teneur vraie de l'échantillon en chaque élément dosé.
- 2) L'écart-type (ET), qui quantifie la dispersion des mesures autour de la moyenne et traduit la précision de l'analyse.

- 3) L'écart-type relatif (ETR), exprimé en pourcentage, qui normalise l'écart-type par rapport à la moyenne pour faciliter la comparaison entre éléments.
- 4) La limite de détection, définie statistiquement comme la plus petite concentration quantifiable avec un niveau de confiance donné.

Ces paramètres de qualité permettent d'évaluer la justesse, la répétabilité et la sensibilité de la méthode analytique employée, garantissant ainsi la production de résultats d'analyse sédimentaire fiables et représentatifs de la composition réelle des échantillons.

III. Validation de la méthode analytique

Avant toute utilisation, il convient de valider la méthode analytique employée en évaluant ses paramètres de sensibilité, de justesse et de répétabilité.

La validation de la méthode SAA est réalisée en déterminant l'écart-type (ET), l'écart-type relatif et la limite de détection pour chaque élément dosé. Ces calculs sont réalisés en triplicate. Cette approche permet de garantir la fiabilité de la méthode analytique en confirmant sa capacité à détecter et quantifier les éléments avec exactitude, même à de faibles concentrations.

Le tableau 3.3 présente les résultats de la validation de la méthode en termes d'écart-type, d'écart-type relatif (ETR) et de limites de détection. L'écart-type calculé, inférieur à 0.05, démontre une bonne précision analytique. Les écarts-types relatifs, compris entre 0.33 et 5.40 %, respectent largement le seuil d'acceptation proposé dans la littérature (Horwitz 1982) qui limite ce paramètre sous les 16 % pour des concentrations supérieures au $\mu\text{g/ml}$. Des résultats similaires sont rapportés par (She et al., 2023).

La limite de détection, correspondant à la plus petite teneur quantifiable est également évaluée pour chaque élément. Les résultats montrent que les concentrations mesurées dans les sédiments sont toutes supérieures à cette limite, garantissant la fiabilité des mesures effectuées. Au total, ces indicateurs démontrent la robustesse de la méthode de SAA mise en œuvre, assurant l'obtention de résultats d'analyse sédimentaire précis et représentatifs.

Tableau 3.3 Validation de la méthode analytique

Élément	ET		ETR (%)		LDD (ppm)
	Min	Max	Min	Max	
Cd	0.001	0.004	0.37	1.31	1.5
Co	0.018	0.041	2.86	5.40	7
Cu	0.011	0.032	0.43	1.69	5

Cr	0.011	0.032	0.37	1.41	4
Pb	0.017	0.052	0.42	1.65	20
Zn	0.011	0.049	2.01	5.03	1
Ni	0.018	0.041	1.26	3.27	7
Fe	0.017	0.047	0.33	1.01	6

Note : ET : écart-type, ETR : écart-type relatif, LDD : limite de détections.

3.6 Modélisation et comportement rhéologique des mixtures des sédiment urbain

Pour la modélisation du comportement rhéologique des sédiments urbains, le modèle rhéologique utilisé est celui de Herschel-Bulkley. Le choix de ce modèle est justifié pour modéliser les fluides non Newtoniens (Jankowska et al., 2023). Il permet ainsi de reproduire de manière plus appropriée le comportement rhéologique des échantillons étudiés, dont lesquels présentent des propriétés complexes et variables (Chauhan et al., 2018). Le modèle a la capacité de s'ajuster sur une vaste plage de taux de cisaillement, même pour des valeurs faibles. En outre, les contraintes seuils déterminées à l'aide de ce modèle correspondent fidèlement aux valeurs expérimentales, présentant une marge d'incertitude suffisamment faible pour assurer une précision satisfaisante des estimations des paramètres rhéologiques (Jeon & Hodges, 2018).

Ce modèle est donné par formule de Herschel-Bulkley :

$$\tau = \tau_0 + k \cdot \gamma^n \quad (3.1)$$

Où :

- τ est la contrainte de cisaillement en : Pa (Pascal) ou N/m²
- τ_0 est la contrainte de seuil en : Pa (Pascal) ou N/m²
- k est la consistance en Pa.sⁿ
- γ est le taux de cisaillement en s⁻¹
- n est l'indice d'écoulement (sans unité (nombre adimensionnel)).

3.7 Évaluation de la contamination des sédiments

Pour une évaluation complète de la contamination des sédiments, l'utilisation des indices et des facteurs de pollution est indiqué (Kowalska et al., 2018). Deux méthodes sont utilisées : (1) La méthode d'évaluation chimique qui se base sur la détermination du facteur de contamination

(CF), du facteur d'enrichissement (FE) et de l'indice de géo-accumulation (I_{géo}). (2) La méthode d'évaluation du risque écologique qui consiste à déterminer l'indice du risque écologique et du potentiel écologique. Ces méthodes sont largement appliquées dans les travaux d'évaluation de la contamination et elles sont indiquées dans la bibliographie pour l'analyse de la pollution (Zhou et al. 2022).

Ainsi, pour chaque indice et facteur d'évaluation de la pollution utilisée, les formules de calcul appliquées ainsi que les critères de classification de la pollution sont données ci-après. Toutefois, et en raison du manque de données sur le fond géochimique de la zone d'étude, les valeurs moyennes de la croûte continentale sont utilisées (Wedepohl, 1995).

3.7.1 Le facteur et le degré de contamination

Le facteur de contamination est exprimé par le ratio entre la teneur du métal dans le sédiment (C^i) et la teneur du même métal dans le fond géochimique du bassin versant de la zone d'étude concernée (C_n^i). Dans le cadre de cette étude, les valeurs moyennes de la croûte continentale sont utilisées comme référence, en raison du manque de données spécifiques à la zone géographique étudiée (Taylor & McLennan, 1995). Un facteur de contamination élevé indique un niveau de pollution significatif, tandis qu'un facteur plus faible suggère une contamination moindre.

Le "facteur de contamination" est une mesure qui permet d'évaluer le degré de contamination d'un milieu en comparant la concentration d'un contaminant dans un échantillon à une valeur de référence ou à un seuil acceptable. Cette mesure est particulièrement utile dans le domaine de l'environnement pour quantifier les niveaux de pollution dans l'eau, le sol, l'air ou les organismes vivants (Decena et al., 2018).

Le facteur de contamination peut être déterminé pour une variété de polluants, y compris les métaux lourds, les composés organiques, et les pesticides. Le calcul de ce facteur implique deux étapes principales : la mesure de la concentration du contaminant dans l'échantillon prélevé et la comparaison de cette concentration à des normes réglementaires ou à des valeurs de référence établies par des organismes gouvernementaux ou internationaux.

L'utilisation du facteur de contamination est essentielle pour plusieurs raisons. Tout d'abord, il permet d'évaluer les risques potentiels pour la santé humaine et l'environnement. Une concentration élevée de contaminants peut poser des risques graves et nécessite une intervention

rapide. Ensuite, en comparant les niveaux de contamination, il est possible d'identifier les sources principales de pollution, qu'elles soient industrielles, agricoles, ou urbaines.

De plus, cette mesure permet de suivre les tendances de la contamination au fil du temps. En surveillant régulièrement les niveaux de contaminants, on peut évaluer l'efficacité des politiques de gestion de l'environnement et ajuster les stratégies en conséquence. Enfin, le facteur de contamination guide les mesures de gestion et de remédiation. Il aide à déterminer les zones nécessitant une intervention urgente et à prioriser les actions de dépollution.

En résumé, le facteur de contamination constitue un outil précieux pour l'évaluation environnementale. Il permet de quantifier le niveau de pollution, de comprendre les implications écologiques et sanitaires, et de développer des stratégies efficaces de gestion environnementale. Les valeurs de référence, telles que celles fournies par Taylor and McLennan (1995), sont indispensables pour une évaluation précise et fiable de la contamination dans les zones d'étude où les données spécifiques manquent. Ainsi, l'intégration de cette mesure dans les études environnementales assure une surveillance rigoureuse et une gestion proactive des ressources naturelles.

Le facteur de contamination (C_f^i) est calculé selon la formule suivante :

$$C_f^i = \frac{C^i}{C_n^i} \quad (3.2)$$

En fonction de la valeur de C_f^i , la classification de Hakanson (1980) permet de distinguer les sédiments en 4 groupes:

- $C_f^i < 1$: il n'y a pas de contamination issue des apports naturels ou anthropiques ;
- $1 < C_f^i < 3$: le sédiment est modérément contaminé ;
- $3 < C_f^i < 6$: la contamination est considérable ;
- $C_f^i > 6$: très forte contamination.

Par ailleurs, le degré de contamination (C_d) est un indicateur utilisé pour détecter la présence de contamination par plusieurs éléments traces dans un environnement donné. Il est calculé pour chaque site d'échantillonnage en utilisant la formule suivante :

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i = \sum_{i=1}^n \frac{C^i}{C_n^i} \quad (3.3)$$

Où :

C_f^i = Facteur de contamination pour chaque élément trace, n = Nombre total d'éléments traces examinés

Pour évaluer le niveau de contamination, la classification de Hakanson (1980) permet de distinguer 4 catégories distinctes:

- $C_d < 6$: Faible contamination.
- $6,0 \leq C_d < 12$: Contamination modérée.
- $12,0 \leq C_d \leq 24$: Contamination considérable.
- $C_d > 24$: Contamination très élevée.

Ladite classification facilite l'interprétation du degré global de contamination d'un site en prenant en compte la présence de divers éléments traces potentiellement préoccupants.

3.7.2 Le facteur d'enrichissement (FE)

Le facteur d'enrichissement (FE) est un indicateur utilisé pour évaluer l'enrichissement anthropique en éléments chimiques (Zoller et al., 1974), notamment les métaux traces, dans les sols et sédiments par rapport à une référence géochimique naturelle (Nour et al., 2018) (Nodefarahani et al., 2020). Il dépend principalement de deux rapports (Laribi et al., 2019) : (1) $(C^i / C_{Fe})_{sol}$: qui est le rapport entre la concentration d'un élément d'essai et celle de Fer dans le sol et (2) $(C^i / C_{Fe})_{référence}$: qui est le même rapport de concentration par rapport au matériau de référence (croûte terrestre).

Il est calculé par la relation :

$$EF = \frac{(C^i / C_{Fe})_{sol}}{(C^i / C_{Fe})_{référence}} \quad (3.4)$$

L'élément de normalisation retenu pour cette étude est le fer. Ce dernier est souvent choisi comme élément de normalisation car il est présent dans les argiles auxquelles les métaux ont une forte affinité (Kang et al., 2020). Les concentrations en éléments traces métalliques dans la croûte continentale de Wedepohl (1995) sont choisies comme fond géochimique

Pour interpréter les niveaux d'enrichissement, les valeurs de FE sont classées en différentes catégories conformément à la classification de Birch and Olmos (2008):

- $FE < 1$: Aucun enrichissement
- $1 < FE < 3$: Enrichissement faible
- $3 < FE < 5$: Modéré
- $5 < FE < 10$: Modéré à sévère
- $10 < FE < 25$: sévère
- $25 < FE < 50$: Très sévère
- $FE > 50$: Extrêmement sévère

3.7.3 L'indice de géo-accumulation (Igeo)

L'indice de géo-accumulation (I_{geo}) est fréquemment utilisé pour évaluer le degré de contamination métallique dans les sédiments et les sols. Il est proposé initialement par Muller en (1979) et permet de quantifier la pollution en comparant les concentrations actuelles d'un métal donné à sa teneur de référence dans la croûte continentale moyenne. Il est calculé selon la formule suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C^i}{1.5 \times C_n^i} \right) \quad (3.5)$$

Où C^i correspond à la concentration du métal étudié dans l'échantillon et C_n^i à sa teneur moyenne dans la croûte terrestre prise comme référence. Le facteur correctif 1,5 est introduit pour minimiser l'influence des variations naturelles des teneurs de fond pouvant être liées à des facteurs géologiques (X. Zhou et al., 2022). Les résultats obtenus sont classés en 6 catégories allant de "pratiquement non contaminé" à "extrêmement contaminé", ce qui permet d'évaluer quantitativement le degré de pollution en distinguant les apports d'origine humaine des processus géologiques naturels (Wang et al., 2023).

De par sa capacité à synthétiser simplement les résultats, l'indice Igeo s'est imposé comme un outil essentiel pour les études portant sur la contamination métallique des milieux sédimentaires et du sol. Il offre une mesure standardisée du niveau de pollution métallique nécessaire à des comparaisons entre sites.

Selon la classification de Förstner et al (1990), les valeurs de I_{geo} sont classées en différentes catégories :

- Classe 1 (non contaminé à modérément contaminé) : $0 < I_{geo} < 1$;
- Classe 2 (modérément contaminé) : $1 < I_{geo} < 2$;
- Classe 3 (modérément à fortement contaminé) : $2 < I_{geo} < 3$;
- Classe 4 (fortement contaminé) : $3 < I_{geo} < 4$;
- Classe 5 (fortement à extrêmement contaminé) : $4 < I_{geo} < 5$;
- Classe 6 (extrêmement contaminé) : $5 > I_{geo}$.

3.7.4 L'indice du risque écologique individuel (IRI) et le risque écologique potentiel (IRP)

L'indice de risque écologique potentiel (IRI) est un outil central pour évaluer l'impact toxique des métaux lourds dans les milieux sédimentaires. Il est proposé par Hakanson en (1980) et permet d'estimer le risque global posé par l'ensemble des contaminants métalliques en tenant compte de leur réponse toxicologique spécifique.

Le risque individuel (IRI) pour chaque métal et le risque potentiel (IRP) pour tous les métaux sont calculés selon les équations suivantes :

$$IRI = T_r^i \times \frac{C^i}{C_n^i} \quad (3.6)$$

$$IRP = \sum_{i=1}^n IRI_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times \frac{C^i}{C_n^i} \quad (3.7)$$

Où T_r^i représente le facteur de toxicité (Cd = 30, Cu = Pb = Ni = 5, Cr = 2 et Zn = 1), C^i la concentration mesurée et C_n^i la teneur de fond.

L'indice de risque global (IRP) correspond à la somme des (IRI_r^i) de tous les métaux considérés.

Cet indice offre l'avantage de synthétiser la dangerosité globale liée à la contamination métallique multi-élémentaire des sédiments, en intégrant à la fois les niveaux de concentrations mesurés et la toxicité propre de chaque métal.

Il est largement appliqué dans le domaine de la sédimentologie pour évaluer le risque écotoxicologique potentiel encouru par les organismes aquatiques exposés. Son utilisation conjointe avec d'autres indicateurs tels que les recommandations pour la qualité des sédiments (RQS) permet de croiser les approches pour affiner l'évaluation du risque environnemental.

Selon la classification de Förstner et al (1990), les valeurs de (*IRI*) sont classées en différentes catégories :

- $IRI < 40$: Faible;
- $40 < IRI < 80$: Modéré;
- $80 \leq IRI < 160$: Considérable;
- $160 \leq IRI < 320$: Elevé ;
- $320 \leq IRI$: Très élevé.

Pour le risque écologique potentiel, des classes de risque sont définies en fonction des valeurs de (*IRP*) : faible pour (*IRP*) < 90, modéré entre 90 et 180, fort entre 180 et 360, très fort entre 360 et 720 et très élevé au-delà de 720.

3.8 Lignes directrices d'évaluation de la qualité des sédiments

Afin d'évaluer les niveaux de risque en déterminant les niveaux de contamination acceptables ou toxiques, des critères scientifiques sont indiqués sous forme de recommandations. Ces recommandations (RQS) reposent sur des techniques empiriques ou théoriques qui incluent la biodisponibilité, la toxicité, la spéciation et la bioaccumulation des contaminants (Batley & Simpson, 2013).

Parmi les recommandations les plus couramment utilisées figurent les recommandations sur la qualité des sédiments (RQS) proposées par MacDonald et al. (2000). Ces dernières établissent deux seuils : le niveau seuil avec effet (TEL), en dessous duquel les effets sont rares, et le niveau avec effet probable (PEL), au-dessus duquel les effets sont fréquents. Ces critères sont établis à partir de données de terrain et de laboratoire. Cependant, il est important de noter que les RQS présentent des limites en raison des variables environnementales, des interactions complexes sédiments-contaminants et de la qualité des données (Kwok et al., 2014). Par conséquent, leur

utilisation doit être abordée avec prudence et associée à d'autres sources de données dans l'évaluation des risques écologiques.

3.9 Analyse statistique

L'analyse statistique représente un ensemble de méthodes et d'outils mathématiques indispensables pour traiter, interpréter et tirer des conclusions appropriées à partir de données quantitatives. Son application garantit la fiabilité et la pertinence des résultats obtenus dans de nombreux domaines d'études, notamment en sciences de l'environnement.

Cette approche méthodologique structurée débute par une phase descriptive essentielle permettant d'explorer les principales caractéristiques du jeu de données (tendances centrales, dispersions, distributions). L'identification d'éventuelles valeurs aberrantes ou de tendances préliminaires oriente alors le choix des analyses statistiques inférentielles ultérieures.

Dans ce contexte, les analyses inférentielles regroupent une large palette de techniques statistiques, paramétriques ou non, univariées ou multivariées. Les tests d'hypothèses, les modèles de régression linéaire ou non linéaire, l'analyse en composantes principales ou encore les méthodes de classification automatique, s'appliquent en fonction de la nature et de la structure des données, ainsi que des objectifs de l'étude.

Elles représentent des véritables outils décisionnels et permettent de mettre en évidence des liens de causalité, des tendances temporelles ou spatiales, d'évaluer des niveaux de significativité et de réaliser des prédictions robustes. Leurs résultats chiffrés et interprétations fournissent une base solide pour la compréhension des phénomènes environnementaux et l'élaboration de politiques de gestion appropriées.

3.9.1 Analyse descriptive

L'analyse descriptive constitue la première étape essentielle de toute étude statistique. Avant d'engager des analyses plus complexes, il est crucial d'examiner les caractéristiques fondamentales du jeu de données recueilli. Cette phase permet non seulement de se familiariser avec la structure des observations, mais aussi d'identifier d'éventuelles anomalies ou particularités nécessitant une attention particulière (Green et al., 2023). Elle établit ainsi les bases d'une analyse statistique solide, orientant les choix méthodologiques ultérieurs.

Deux aspects majeurs sont explorés durant cette phase. Tout d'abord, les mesures de tendance centrale, qui visent à déterminer la valeur représentative des observations. La moyenne arithmétique et la médiane sont les indicateurs les plus couramment utilisés. La moyenne reflète la valeur autour de laquelle les données sont réparties, tandis que la médiane, moins sensible aux valeurs extrêmes, divise les observations en deux parts égales. Ces mesures fournissent un point d'ancrage central, facilitant l'interprétation des données.

Ensuite, les mesures de dispersion renseignent sur l'étalement des valeurs autour de la tendance centrale. L'écart-type, la variance, ainsi que les valeurs extrêmes minimale et maximale, permettent d'évaluer la variabilité des observations. Une faible dispersion indique une distribution concentrée autour de la moyenne, tandis qu'une forte dispersion signale une plus grande variabilité, pouvant refléter un comportement hétérogène de l'élément étudié dans l'environnement (Lee, 2020). La comparaison des mesures de dispersion entre différents jeux de données ou périodes peut également révéler des évolutions temporelles ou des différences spatiales dans la variabilité d'un paramètre.

Parallèlement, des tests statistiques de normalité, tels que celui de Kolmogorov-Smirnov, sont employés pour déterminer si la distribution des données suit une loi normale, hypothèse cruciale pour de nombreux tests paramétriques. Une distribution non normale peut nécessiter l'utilisation de méthodes alternatives, non paramétriques, plus adaptées (Otsu & Taniguchi, 2020).

3.9.2 Analyse statistique multivariée

L'analyse statistique multivariée va au-delà de l'analyse descriptive de base, s'avérant particulièrement pertinente pour étudier les relations entre différentes variables et identifier leurs sources probables. Pour évaluer la contamination des sédiments par les métaux lourds et la matière organique, ces méthodes multivariées offrent des perspectives analytiques approfondies, complémentaires aux simples observations des niveaux de concentrations.

Dans un premier temps, la matrice des coefficients de corrélation de Pearson est utilisée pour examiner les liens statistiques entre les différents éléments métalliques et la teneur en matière organique. La force et le signe (positif ou négatif) de ces corrélations indiquent le degré d'association ou de découplage entre les différentes variables. Des corrélations élevées entre certains métaux peuvent suggérer des origines communes ou des affinités géochimiques similaires.

L'analyse en composantes principales (ACP) est ensuite un outil statistique multivarié majeur pour traiter des jeux de données multiparamétriques complexes (Afolagboye et al., 2020). Elle réduit la dimensionnalité des données en extrayant les principales composantes, qui sont des combinaisons linéaires des variables initiales orientées selon les directions de plus grande variance. Seules les composantes principales expliquant une part significative de la variance totale (valeur propre supérieure à 1) sont conservées pour l'interprétation. Cette réduction de dimension facilite l'identification des principaux facteurs ou sources contrôlant la distribution des paramètres examinés.

L'analyse de regroupement hiérarchique, ou "Cluster Analysis" (CA), complète utilement l'ACP (Guan et al. 2018). Elle classe les différentes observations en groupes distincts sur la base de leurs similarités à l'égard de l'ensemble des variables. Les regroupements obtenus permettent de distinguer d'éventuelles signatures géochimiques caractéristiques de sources ou de processus particuliers influençant la répartition des métaux et de la matière organique dans les sédiments. L'application combinée de ces différentes approches statistiques multivariées offre ainsi une vision intégrée et approfondie des phénomènes en jeu. Au-delà de la simple évaluation des niveaux de concentration, elles mettent en lumière les liens entre les différents paramètres, identifient leurs principales sources ou facteurs de contrôle naturels et/ou anthropiques, et facilitent l'interprétation des processus géochimiques complexes influençant la distribution des polluants étudiés (métaux, matière organique) dans les environnements sédimentaires.

3.10 Conclusion

Au terme de ce chapitre consacré aux matériels et méthodes mobilisés, les fondements scientifiques de cette étude de la contamination sédimentaire dans le bassin de Saida apparaissent solides.

L'échantillonnage stratégique mené lors d'épisodes pluvieux, à l'exutoire du bassin versant, a permis de collecter des sédiments représentatifs des matières en suspension transportées par les eaux de ruissellement.

Les analyses réalisées en laboratoire, combinant l'analyse géotechniques, rhéologique et physico-chimique, offrent un jeu de données précis et fiable.

L'utilisation d'indices spécifiques tels que le facteur de contamination ou l'indice de géo-accumulation autorise désormais une évaluation fine du degré et des sources de pollution.

Grâce à cette démarche méthodologique globale et adaptée, les résultats obtenus permettront de dresser un diagnostic complet de l'état de contamination des sédiments du bassin. Ils éclaireront efficacement les futures actions de gestion environnementale dans cette région sensible. Ainsi sont jetées les bases d'une compréhension approfondie du devenir des polluants sédimentaires dans ce territoire.

Chapitre 4

Caractérisation géotechnique et rhéologique des sédiments de l'assainissement urbain

4.1 Introduction

La gestion des sédiments urbains, enjeu capital pour les infrastructures urbaines, nécessite une compréhension approfondie de leurs propriétés géotechniques et rhéologiques. Ces dépôts proviennent des eaux usées domestiques, industrielles, et des eaux superficielles. Lorsqu'ils s'accumulent, les sédiments peuvent provoquer des blocages, des débordements et une contamination des eaux réceptrices, causant ainsi de graves problèmes environnementaux (Zhou et al., 2023).

L'objectif de ce chapitre est de fournir une analyse détaillée des propriétés géotechniques et rhéologiques des sédiments, essentielles pour caractériser les sédiments dans le but d'optimiser éventuellement la gestion et le traitement des sédiments issus des réseaux d'eaux usées urbaines. Les propriétés géotechniques des sédiments déterminent leur comportement mécanique et influencent leur transport, leur dépôt et leur traitement. L'examen rhéologique, détermine le comportement d'écoulement du sédiment et sa réaction aux contraintes exercé pendant le transport.

En somme, cette caractérisation permet d'optimiser les stratégies de contrôle depuis la purification jusqu'à la récupération. Ce chapitre passe donc en revue les principales propriétés physiques, mécaniques et rhéologique des sédiments, ainsi que les méthodes de caractérisation en laboratoire et sur le terrain.

4.2 Caractérisation géotechnique

Les sédiments, issus du ruissellement urbain, des eaux usées domestiques et industrielles, ainsi que de l'érosion des canalisations, peuvent s'accumuler dans les conduites et les ouvrages, entraînant des risques d'obstruction, de débordement et de pollution des milieux aquatiques récepteurs (Shi et al., 2018). Pour relever ce défi, une compréhension approfondie des propriétés géotechniques des sédiments urbains est essentielle. Ces propriétés déterminent le comportement mécanique des sédiments, influençant ainsi leur transport, leur dépôt, leur manipulation et leur traitement (Wu et al., 2023).

Cette caractérisation vise à comprendre le comportement mécanique et hydraulique des sédiments afin d'optimiser leur gestion, leur stabilisation, et leur impact sur les infrastructures

d'assainissement, en tenant compte des risques de liquéfaction, de remobilisation et de déformation sous conditions humides (W. Li & Coop, 2019).

Cette section vise à fournir une analyse détaillée des aspects géotechniques liés aux sédiments issus de l'assainissement urbain. Elle abordera les principales caractéristiques physiques, mécaniques de ces sédiments, ainsi que les méthodes de caractérisation en laboratoire.

L'objectif de la caractérisation géotechnique est de caractériser les propriétés géotechniques des sédiments issus de l'assainissement urbain, en évaluant (1) leur propreté (via l'essai d'équivalent de sable), (2) leur composition granulométrique et (3) leur liquidité et plasticité (via les limites d'Atterberg). Ces paramètres sont choisis car ils influencent directement le comportement mécanique et la stabilité des sédiments, notamment leur capacité à être transportés, manipulés et traités dans des systèmes de gestion des eaux pluviales.

4.2.1 Équivalent de sable

Cet essai mesure la propreté du sable en évaluant la proportion de fines argileuses ou limoneuses présentes dans l'échantillon. Il donne une indication qualitative sur la qualité du sable, notamment en termes de teneur en particules fines (Ballard & Beare, 2013).

L'essai permet de déterminer si un sable contient une proportion excessive de fines argileuses ou limoneuses. Un équivalent de sable élevé signifie que l'échantillon contient une proportion importante de particules grossières (sable), tandis qu'un équivalent de sable bas indique une présence excessive de fines (argiles ou limons), ce qui pourrait compromettre la stabilité du matériau.

Les résultats des analyses de l'équivalent de sable des échantillons des sédiments sont présentés dans le tableau 4.1.

Tableau 4.1 Résultats des essais équivalent de sable

Échantillon	Hauteur des sédiments (cm)	Hauteur totale (cm)	Equivalent de Sable (%)
Éch 1	24.00	4.8	20.00
Éch 2	24.50	4.7	19.18
Éch 3	26.50	4.9	18.49
Moyenne			19.22 \approx 19

Dans cet essai, la valeur moyenne obtenue est de 19 %, indiquant une proportion importante de fines dans le matériau analysé.

Le faible pourcentage de l'équivalent de sable indique que les sédiments examinés contiennent une grande quantité de particules fines par rapport aux particules de sable propre. Ce qui peut avoir des implications significatives sur les propriétés mécaniques du matériau, notamment en termes de stabilité, résistance et drainage (G. C. Wang, 2016). La forte proportion de fines argileuses ou limoneuses détectée dans les sédiments a des conséquences importantes en cas de remobilisation et de resuspension dans les cours d'eau (Kadivar et al., 2021).

Par ailleurs, les fines ont une capacité élevée à adsorber des polluants, tels que les métaux lourds et les nutriments (nitrates, phosphates), contribuant ainsi à la pollution et à l'eutrophisation des milieux aquatiques. Lorsqu'elles sont mises en suspension, elles augmentent la turbidité, réduisant la lumière disponible pour la photosynthèse et perturbant la vie aquatique, notamment les poissons et les plantes subaquatiques (Wurtsbaugh et al., 2019). De plus, la resuspension de ces sédiments peut entraîner un colmatage des fonds de rivières, affectant les habitats benthiques essentiels à la biodiversité. Les fines transportées par les courants favorisent également une érosion accrue des berges et des lits des rivières, menaçant les infrastructures et provoquant des changements morphologiques des cours d'eau. Enfin, lors des crues, ces particules fines sont rapidement transportées, ce qui peut accélérer le transport solide et causer une sédimentation excessive dans les réservoirs et barrages (Damseth et al., 2024).

Ces phénomènes exigent des stratégies de gestion efficaces pour limiter les apports de fines dans les cours d'eau et prévenir les risques environnementaux associés à leur remobilisation.

4.2.2 Les essais de granulométrie et de sédimentométrie

Les essais de granulométrie et de sédimentométrie sont effectués pour analyser la répartition des tailles des particules dans les sédiments issus de l'assainissement urbain. Ils permettent aussi de comprendre la distribution des tailles de particules dans un échantillon de sol ou de sédiments. Cela joue un rôle essentiel dans la gestion des sols, des sédiments et des matériaux granulaires (Risso et al., 2012).

Cet essai est généralement réalisé à l'aide de tamis de différentes mailles qui permettent de séparer les particules en fonction de leur taille. On mesure ainsi le pourcentage de la masse de l'échantillon retenu sur chaque tamis et on trace une courbe granulométrique qui illustre la répartition des particules grossières (graviers et sables) et fines (limons et argiles).

L'objectif est de caractériser qualitativement et quantitativement les différentes classes granulométriques constituant le sédiment issu de l'assainissement urbain et de comprendre son comportement mécanique.

La courbe granulométrique relative de l'échantillon examiné est présentée dans la figure 4.1. Elle montre la distribution des tailles de particules dans un échantillon de sédiments, en fonction du pourcentage de tamisât cumulés (axe des ordonnées) et des tailles des particules (axe des abscisses).

La courbe granulométrique révèle une répartition granulométrique hétérogène constituée de :

1. Particules grossières (particules $> 50 \mu\text{m}$) : La courbe montre une forte proportion de (80 %) de particules de grande taille, suggérant que l'échantillon contient principalement du sable. Cela peut être caractéristique d'un matériau à forte capacité de drainage et de faible rétention d'eau (Farooq et al., 2024).
2. Particules moyennes (particules entre 2 à 50 μm) : L'examen de la courbe granulométrique indique que la transition vers les particules plus petites est progressive, montrant que la proportion de sable fin (silts), estimé de 8 % est modérée dans l'échantillon.
3. Particules fines (particules $< 2 \mu\text{m}$) : La présence de particules fines, bien qu'en faible proportion (12 %), est indiquée par la partie inférieure droite de la courbe. Ces fines particules (argiles) peuvent influencer la plasticité et la capacité d'adsorption des polluants dans les sédiments (Que et al., 2024).

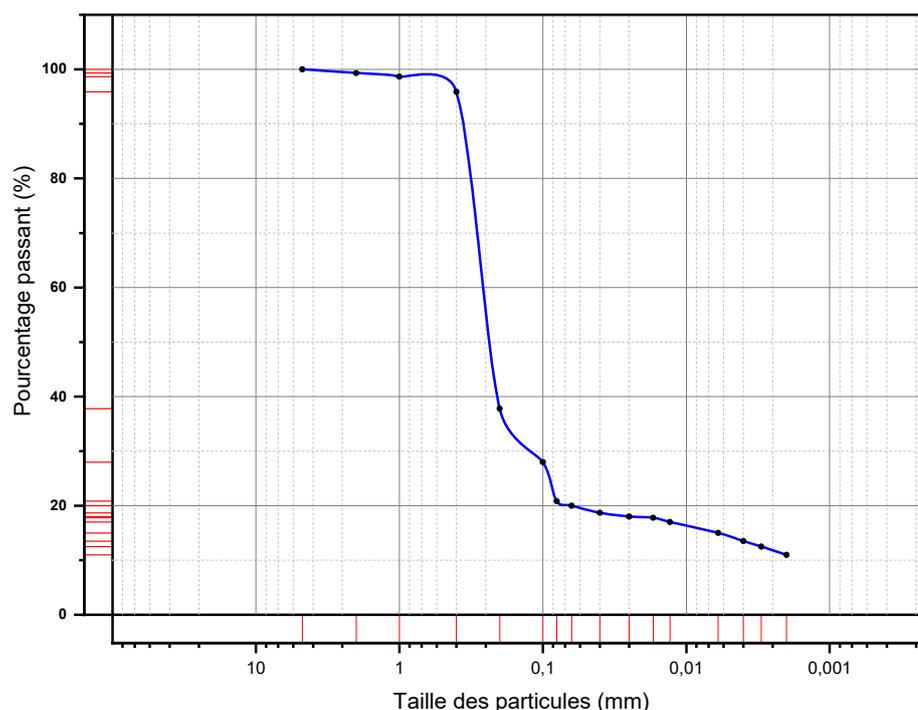


Figure 4.1 Courbe granulométrique des sédiments de l'assainissement urbain

D'après la figure 4.2 et selon la classification adoptée par le département de l'agriculture américain (USDA) (Soil Survey Staf, 2022), le sédiment étudié appartient à une classe de limon sableux. Dites aussi alluvionnaire. L'alluvion est le dépôt détritique qui est charrié par les eaux. L'influence des fines est prépondérante, le comportement du sédiment se rapproche de celui du sol fin ayant la même plasticité avec toutefois une plus grande sensibilité à l'eau due à la présence de la fraction sableuse en plus grande quantité. Le même constat est observé par Vincent Benjamin et al (2022) dans les sédiments superficiels de la partie sud du marais poitevin en France.

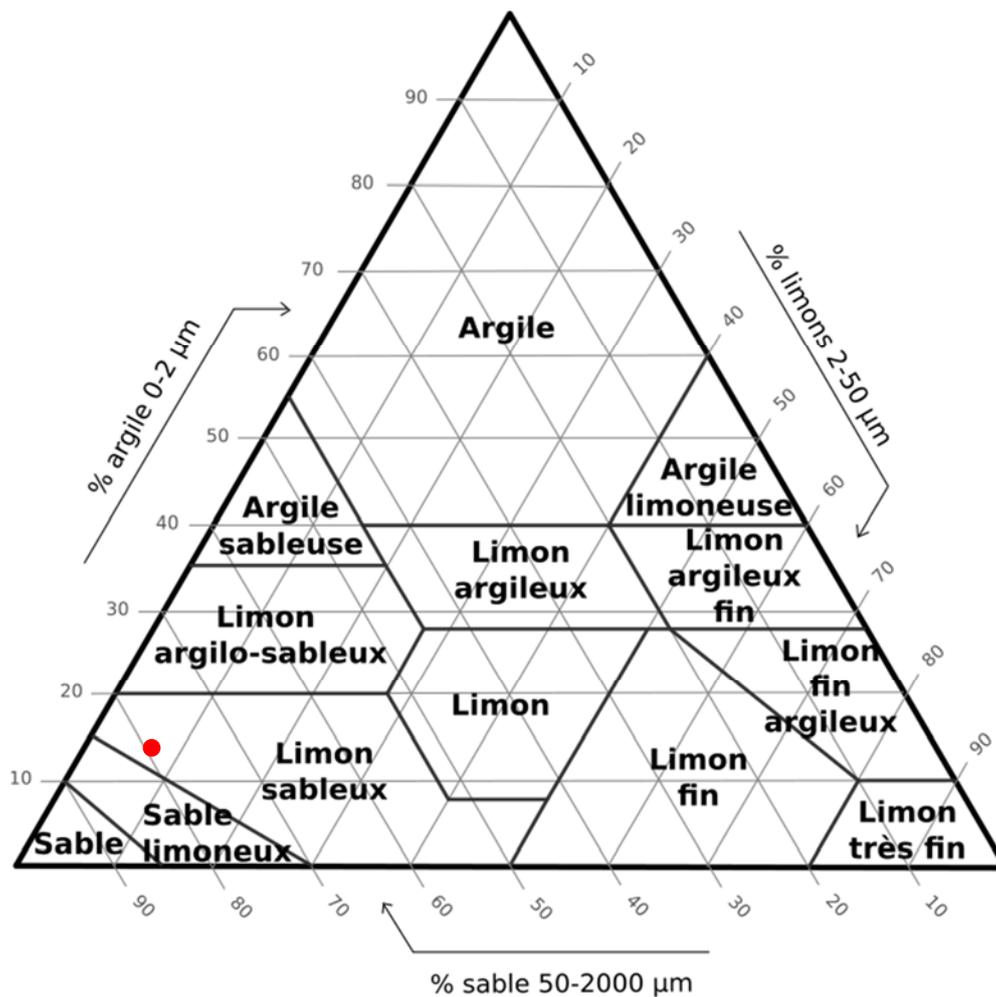


Figure 4.2 Classification du sol selon le triangle de texture adoptée par le département de l'agriculture américain (USDA)

4.2.3 Détermination des limites d'Atterberg

Les limites d'Atterberg définissent un indicateur permettant de qualifier la liquidité et la plasticité d'un sol mais aussi l'essai permettant de définir ces indicateurs. C'est l'agronome suédois Albert Atterberg qui a définis cet essai en 1911 (Terzaghi et al., 1967).

Les limites d'Atterberg sont des paramètres géotechniques utilisés pour identifier un type de sol et caractériser son état en se basant sur des seuils de consistance (Karakan, 2022). Elles sont particulièrement importantes pour obtenir des informations clés sur le comportement mécanique des sols. Ces limites délimitent les changements d'états de consistance d'un sol lors de sa transition du solide au liquide, en traversant des phases intermédiaires. Elles sont nécessaires pour évaluer le comportement mécanique des sols et leur stabilité dans différentes conditions hydrauliques (Yellas et al., 2023).

Il existe trois limites d'Atterberg principales, limite de plasticité (WP), limite de liquidité (WL) et l'indice de plasticité (IP).

1. Limite de plasticité (WP) :

La deuxième limite, dite seuil de plasticité (WP). Elle permet de caractériser la consistance et la malléabilité d'un sol humide, indiquant la cohésion du sol lorsqu'il est partiellement saturé et la teneur en eau à laquelle le sol passe de l'état semi-solide à l'état plastique.

2. Limites de liquidité (WL) :

Cette limite est déterminée par l'appareil de Casagrande, mesurant les coups pour fermer une rainure dans un sol humide (O'Kelly, 2023).

3. Indice de plasticité (IP) :

L'indice de plasticité indique la distinction entre le seuil de liquidité (WL) et celui de plasticité (WP). Il détermine la zone d'humidité dans laquelle le sol maintient sa plasticité et est capable de se modeler sans se rompre ni devenir liquide. L'indice de plasticité est plus important lorsque le sol est plastique et riche en argile. En revanche, un faible indice de plasticité indique un sol moins plastique, tel que le limon (Barnes, 2015).

Limite de plasticité (WP)

Les essais de laboratoire pour évaluer les propriétés du sédiment en fonction de sa plasticité sont présentés dans le tableau 4.2. Les colonnes incluent des informations sur le poids, la teneur en eau, et les essais réalisés.

Tableau 4.2 Informations sur le poids, la teneur en eau, et les essais réalisés

	1ère essai	2ème essai
N° de la tare	12	48
Poids total sec + poids total humid (g)	10.06	9.70
Poids total sec (g)	8.86	8.50
Poids de la tare (g)	4.10	3.70
Poids de l'eau (g)	1.20	1.20
Poids du sol sec (g)	4.76	4.80
Teneur en eau (%)	25.22	25.00

Dans ce cadre, les essais montrent que le fil se casse à une teneur en eau de 25 %. Cela indique que la limite de plasticité (WP) du sédiment est de 25 %.

Le seuil de plasticité (WP) de 25 % dans les sédiments issus de l'assainissement urbain peut causer plusieurs problèmes, y compris des perturbations dans le drainage et des inondations (Rominger, 1954). En plus, une mauvaise gestion des caractéristiques plastiques des boues dans les stations de traitement peut engendrer des conséquences néfastes sur l'environnement. Donc, il est important de prendre en compte les propriétés plastiques des sédiments lors de la planification des installations d'assainissement afin de prévenir toute défaillance ou détérioration, soulignant ainsi la nécessité d'une analyse adéquate de ces sédiments.

Limites de liquidité (WL)

La figure 4.3 présente les résultats de la limite de liquidité (WL) du sédiment examiné. Les essais sont réalisés conformément à la norme NF P94-051 (mars 1993). Il mesure la teneur en eau à laquelle le sédiment passe de l'état plastique à l'état liquide, ce qui est essentiel pour comprendre son comportement en conditions de saturation.

Le graphique présente sur l'axe des abscisses (X) le nombre de chocs (N) de l'appareil de Casagrande, allant de 10 à 50, qui correspond au nombre de fois où la base frappe l'échantillon de sédiment pour refermer la rainure formée. L'axe des ordonnées (Y) représente la teneur en eau (W) du sédiment, exprimée en pourcentage de sa masse sèche, variant de 37 % à 43 %. Les points sur le graphique correspondent aux mesures expérimentales de la teneur en eau pour différents nombres de chocs. Une ligne de tendance est ajustée à ces points, permettant ainsi de déterminer la limite de liquidité, qui est une propriété clé pour caractériser le comportement des sédiments.

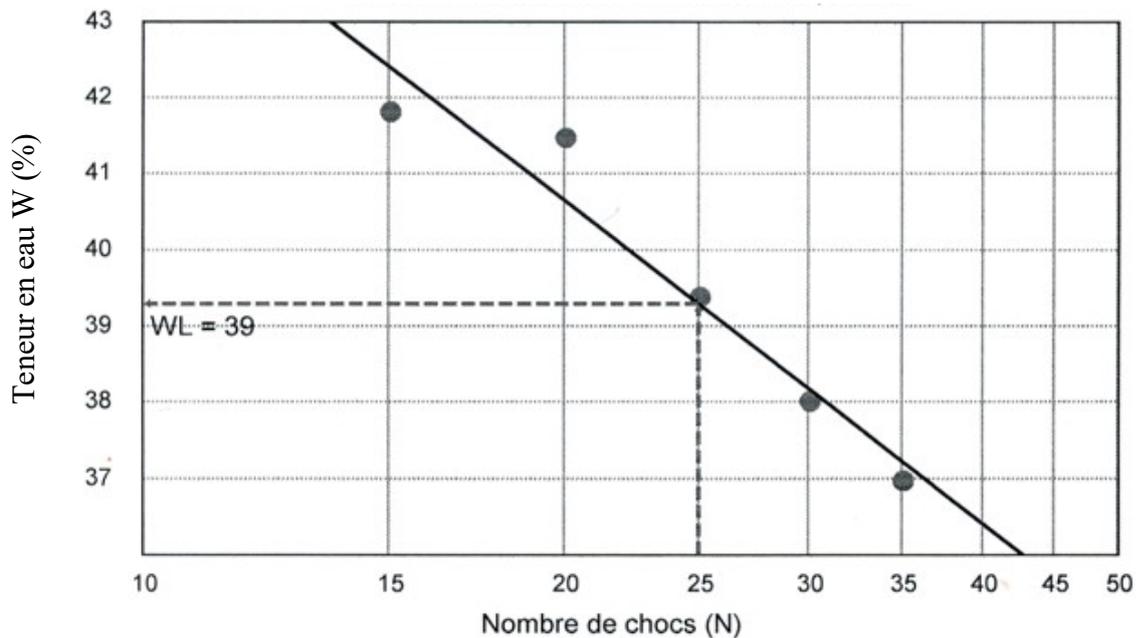


Figure 4.3 Détermination de la limite de liquidité

La limite de liquidité (WL) est la teneur en eau à laquelle le sédiment nécessite 25 chocs de l'appareil de Casagrande pour refermer une rainure de 12,7 mm. Le point correspondant à 25 chocs sur la ligne de tendance correspond à la limite de liquidité qui est 39 %. Les teneurs en eau observées pour divers nombres de chocs varient entre 41.84 %, 41.50 %, 39.41 %, 38.03 % et 37.00 %. Elles révèlent une baisse graduelle de teneurs en eau au fur et à mesure que le nombre de chocs se multiplie, suggérant que la fluidité du sédiment diminue avec l'augmentation du nombre de chocs.

Le sédiment analysé, avec un seuil de liquidité fixé à 39 %, se distingue par sa plasticité plutôt importante et son important potentiel de déformation en présence d'humidité. Néanmoins, après cette quantité d'eau, le sédiment perd son unicité et se présente comme un liquide. Cette particularité suggère que, malgré une cohésion modérée du sédiment dans certaines conditions, il peut aussi comporter des dangers de liquéfaction ou d'instabilité lorsqu'il est fortement humide, notamment dans des milieux comme les installations d'assainissement ou les réservoirs de stockage (S. Wang et al., 2016).

Les sédiments étudiés, avec une limite de liquidité de 39 %, sont considérés comme modérément plastiques. Cette plasticité modérée soulève des défis importants pour leur gestion dans les systèmes d'assainissement urbains. Ces sédiments peuvent être déformés lorsqu'ils rencontrent de l'eau. Par ailleurs, cette déformation rend la situation de traitement et de stabilisation très complexes, surtout dans les lieux de stockage et de décantation. Il est

également possible que leur remobilisation provoque une sédimentation additionnelle et des obstructions dans les conduites et les réservoirs (Boudjerda et al., 2022). Par conséquent, il est important de prêter une attention spéciale au contrôle de leur teneur en eau pour réduire les dangers d'une déformation excessive, de remobilisation et de dépôts non souhaités dans les installations d'assainissement.

En résumé, la limite de liquidité de 39 % obtenue pour ce sédiment indique une consistance plastique modérée, avec un potentiel de déformation significatif en conditions humides. Ce résultat est essentiel pour comprendre le comportement du sédiment dans les systèmes d'assainissement urbain, notamment en termes de gestion, de stabilité, et de potentiel de liquéfaction. Des mesures de stabilisation supplémentaires pourraient être nécessaires pour gérer efficacement ce type de sédiment, surtout lors d'événements pluvieux ou de saturation prolongée.

Indice de plasticité (IP)

L'indice de plasticité (IP) correspond à la plage de teneur en eau pour laquelle le sol ou le sédiment présente un comportement plastique. L'indice de plasticité est la différence entre la limite de liquidité (WL) et la limite de plasticité (WP). Il mesure la plage de teneur en eau dans laquelle le sol reste plastique et peut être modélisé sans se rompre ni devenir liquide.

L'indice de plasticité (IP) = WL - WP = 39 % - 25 % = 14 %. Presque le même résultats a été trouvé dans les sédiments marins survenue des régions des cours d'eaux du Ulleung Bassin , à l'Est de la Mer, au large de la Corée (Kwon et al., 2011).

4.2.4 Classification du sédiment issu de l'assainissement urbain selon les limites de liquidité et de plasticité

Le diagramme de Casagrande est utilisé pour classer les sols en fonction de leurs caractéristiques de liquidité et de plasticité. Une présentation et une interprétation de ce diagramme est donnée comme suit :

D'après le diagramme de Casagrande présenté dans la figure 4.4, et les valeurs des limites d'Atterberg indiquées, les sédiments sont classés comme illustré dans la figure :

- Limite de liquidité (WL) = 39 %
- Indice de plasticité (Ip) = 14 %

En reportant les valeurs de la limite de liquidité et l'indice de plasticité sur le diagramme, il est possible de conclure que le sédiment examiné se classe principalement dans la zone des « limons peu plastiques » (Muttashar et al., 2020). Cette conclusion est cohérente avec la caractérisation du sédiment par granulométrie et par sédimentation effectuée précédemment. En second lieu, il apparaît aussi que le sol n'est pas loin de se situer dans la zone « organique très plastique ». Cette observation révèle la présence de matière organique, mais à des taux qui restent sans incidence notable sur la plasticité du sédiment (R. W. Faas, 1984).

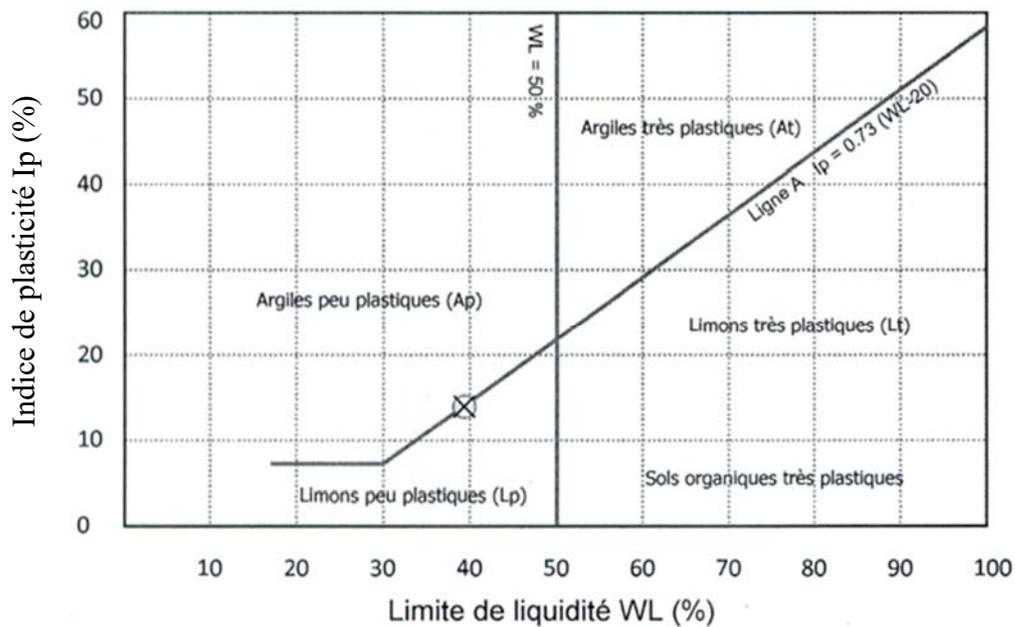


Figure 4.4 Classification du sédiment selon le diagramme de Casagrande

En termes de géotechnique, il existe plusieurs facteurs qui permettent de différencier un sédiment qualifié de « limon peu plastique » d'un sédiment organique peu plastique, tels que la composition minérale, le pourcentage de matières organiques, la texture et les caractéristiques physiques (Nachshon & Levy, 2023).

En conclusion, les résultats de la caractérisation géotechnique révèlent que les sédiments issus de l'assainissement urbain de la zone d'étude présentent une importante proportion de particules fines (argiles et limons), avec un équivalent de sable de 19 %, indiquant une propreté limitée. Les essais granulométriques montrent une prédominance de sable moyen, mais avec une fraction significative de fines. La détermination des limites d'Atterberg révèle une plasticité modérée, avec une limite de liquidité de 39 % et une limite de plasticité de 25 %, résultant en un indice de plasticité de 14 %. Ce sédiment se classe donc comme « limon peu plastique », selon le diagramme de Casagrande, avec des propriétés qui influencent sa stabilité, notamment en présence d'humidité. La plasticité modérée constatée implique un potentiel de déformation

sous conditions humides, soulevant des défis de gestion, surtout dans les systèmes de drainage et les bassins de décantation. La présence de matières organiques est également identifiée, mais elle n'affecte pas significativement la plasticité des sédiments. En résumé, ces caractéristiques indiquent un comportement hydraulique et mécanique complexe des sédiments, nécessitant des mesures de stabilisation appropriées pour prévenir la liquéfaction, la remobilisation et les obstructions dans les infrastructures d'assainissement, garantissant ainsi une gestion efficace et durable.

4.3 Caractérisation rhéologique

À la suite de la caractérisation géotechnique des sédiments de l'assainissement urbain, qui a permis d'identifier leur nature en tant que « limons peu plastiques » avec une présence limitée de matière organique, une analyse rhéologique devient essentielle pour mieux comprendre les comportements mécaniques sous contrainte de ces sédiments en milieu urbain (Messaoudi et al., 2018). La caractérisation rhéologique complète ainsi l'étude géotechnique en se concentrant sur les propriétés de déformation et de fluidité des sédiments. Elle vise notamment à évaluer comment la variabilité en matière organique et en teneur en eau influence leur réponse aux sollicitations mécaniques (Eshtiaghi et al., 2013). Dans ce contexte, l'analyse rhéologique porte sur trois axes principaux : les propriétés viscoplastiques globales des sédiments, l'impact spécifique de la matière organique sur la résistance et la viscosité, ainsi que l'effet du dosage de l'eau sur la fluidité. Ceci peut élucider les interactions internes et les capacités de déformation des sédiments examinés.

4.3.1 Propriétés rhéologique globales des sédiments : lecture et analyse des résultats expérimentaux

Le tableau 4.3 présente les résultats d'évolution des contraintes et de la viscosité apparente pour les taux de cisaillement allant de 10 s^{-1} à 200 s^{-1} et pour des teneurs en matière organique de 3% à 13%.

Pour simuler l'écoulement des sédiments dans les réseaux d'assainissement urbains et les cours d'eau naturels, le choix du taux de cisaillement doit refléter les conditions réelles d'écoulement dans ces environnements. Les taux de cisaillement indiqués dépendent de plusieurs facteurs tels

Tableau 4.3 Évolution de la contrainte et de la viscosité apparente des sédiments en fonction du taux de cisaillement et de la teneur en matière organique (3 % à 13 %)

Taux de cisaillement (s ⁻¹)	Contrainte (Pa) pour 3% MO	Viscosité Apparente (Pa·s) pour 3% MO	Contrainte (Pa) pour 5% MO	Viscosité Apparente (Pa·s) pour 5% MO	Contrainte (Pa) pour 7% MO	Viscosité Apparente (Pa·s) pour 7% MO	Contrainte (Pa) pour 9% MO	Viscosité Apparente (Pa·s) pour 9% MO	Contrainte (Pa) pour 11% MO	Viscosité Apparente (Pa·s) pour 11% MO	Contrainte (Pa) pour 13% MO	Viscosité Apparente (Pa·s) pour 13% MO
10	1.000	0.100	1.158	0.116	1.338	0.134	1.539	0.154	1.764	0.176	2.000	0.200
20	1.580	0.079	1.854	0.093	2.121	0.106	2.426	0.121	2.770	0.139	3.157	0.158
30	2.060	0.069	2.464	0.082	2.880	0.096	3.264	0.109	3.742	0.125	4.242	0.141
40	2.493	0.062	3.001	0.075	3.518	0.088	3.983	0.100	4.560	0.114	5.171	0.129
50	2.846	0.057	3.474	0.069	4.086	0.082	4.645	0.093	5.333	0.107	6.051	0.121
60	3.142	0.052	3.903	0.065	4.610	0.077	5.255	0.088	6.041	0.101	6.874	0.115
70	3.399	0.049	4.278	0.061	5.089	0.073	5.823	0.083	6.698	0.096	7.642	0.109
80	3.630	0.045	4.625	0.058	5.517	0.069	6.361	0.080	7.324	0.092	8.366	0.105
90	3.836	0.043	4.942	0.055	5.904	0.066	6.869	0.077	7.915	0.088	9.052	0.101
100	4.025	0.040	5.229	0.052	6.256	0.063	7.353	0.074	8.478	0.085	9.705	0.097
110	4.199	0.038	5.492	0.050	6.580	0.060	7.818	0.071	9.018	0.082	10.328	0.094
120	4.361	0.036	5.735	0.048	6.879	0.057	8.267	0.069	9.538	0.080	10.926	0.091
130	4.510	0.035	5.960	0.046	7.156	0.055	8.702	0.067	10.041	0.077	11.500	0.088
140	4.650	0.033	6.170	0.044	7.413	0.053	9.124	0.065	10.530	0.075	12.054	0.086
150	4.780	0.032	6.367	0.042	7.653	0.051	9.535	0.064	11.008	0.073	12.589	0.084
160	4.902	0.031	6.553	0.041	7.878	0.049	9.935	0.062	11.476	0.072	13.107	0.082
170	5.017	0.030	6.730	0.040	8.089	0.048	10.326	0.061	11.936	0.070	13.608	0.080
180	5.126	0.028	6.899	0.038	8.288	0.046	10.707	0.059	12.388	0.069	14.096	0.078
190	5.229	0.028	7.061	0.037	8.475	0.045	11.081	0.058	12.834	0.068	14.570	0.077
200	5.328	0.027	7.216	0.036	8.652	0.043	11.448	0.057	13.273	0.066	15.032	0.075

que la nature des sédiments (argileux, sableux, boueux, etc.), la vitesse du flux, et les caractéristiques du réseau ou du cours d'eau.

Dans les cours d'eau à faible vitesse, un taux de cisaillement autour de 10 s^{-1} à 50 s^{-1} pourrait être suffisant pour simuler l'écoulement de sédiments fins (Feys et al., 2017; Jeong, 2019; Niknam et al., 2021). En revanche, en temps de pluie, les sédiments sont souvent transportés sous des régimes de flux turbulents ou quasi-turbulents avec des vitesses de flux plus élevées. Dans ces conditions, les taux de cisaillement sont élevés allant de 50 s^{-1} à 200 s^{-1} . Ainsi, les taux de cisaillement dans la plage de 10 s^{-1} à 200 s^{-1} permettent de mieux simuler les interactions hydrodynamiques entre l'eau et les sédiments dans des conditions d'écoulement variées (Yang et al., 2020 ; Xu et al., 2023).

Les concentrations en matière organique, allant de 3 % à 13 %, sont sélectionnées pour répondre à l'état réel de la composition des sédiments examinés dans le cadre de l'étude. Par ailleurs, ce constat est en accord avec les données retrouvées dans la littérature concernant les sédiments provenant des réseaux d'assainissement pluvial. En effet, les intervalles de valeurs reflètent les niveaux généralement observés dans les dépôts de sédiments urbains soumis à l'influence du ruissellement et des rejets pluviaux, où la présence de matière organique est fréquemment liée aux apports de matières végétales, de débris urbains et de particules fines en suspension (Ashley et al., 1992; Chebbo et al., 1995; Chocat et al., 2007).

L'analyse des résultats du tableau 4.3, indique que :

1. La contrainte augmente avec l'augmentation du taux de cisaillement pour chaque teneur en matière organique. Ainsi, pour une concentration de 3 % de matière organique, la contrainte passe de 1.00 Pa à 5.33 Pa, avec une augmentation du taux de cisaillement de 10 s^{-1} et 200 s^{-1} . La même tendance est observée pour les autres teneurs de matière organique, mais avec des valeurs plus élevées à mesure que la concentration de la matière organique augmente conformément aux résultats trouvés par Shakeel et al (2022).
2. Ces résultats mettent en évidence l'effet de la matière organique sur la contrainte. On observe ainsi qu'à un même taux de cisaillement, une augmentation du teneur en matière organique entraîne une augmentation de la contrainte. En effet, à un taux de cisaillement de 50 s^{-1} , la contrainte passe de 2.85 Pa pour 3 % de matière organique à 6,05 Pa pour 13 % de matière organique. Ce qui représente une augmentation de 53 %. Ceci indique une plus grande résistance à l'écoulement pour les sédiments à plus forte teneur en matière organique, en raison de l'effet de floculation et de la cohésion accrue. Les mêmes constatations sont observés par Mietta et al.,

(2009) dans la boue recueillies dans la partie inférieure de l'Ouest de l'Escaut, près d'Anvers, en Belgique.

3. L'exploration des résultats relatifs à la viscosité apparente donne des indications intéressantes sur son comportement. Il s'avère que la viscosité apparente diminue globalement avec l'augmentation du taux de cisaillement. Ainsi, pour 3% de matière organique, la viscosité apparente passe de 0,100 Pa·s à 0,03 Pa·s entre 10 s^{-1} et 200 s^{-1} . Cette tendance de diminution de la viscosité avec le cisaillement est observée pour tous les teneurs en matière organique, indiquant que les sédiments deviennent plus faciles à déformer à des taux de cisaillement élevés. Les résultats suggèrent que le comportement des mixtures est pseudo-plastique ou fluidifiant sous cisaillement (Braun & Rosen, 1999; Nakayama, 2018).
4. Par ailleurs, à un même taux de cisaillement, la viscosité apparente augmente avec l'augmentation de la matière organique. Ainsi, à un taux de cisaillement de 50 s^{-1} , la viscosité apparente passe de 0,06 Pa·s pour 3 % de matière organique à 0,12 Pa·s pour 13 % de matière organique. Cela montre que les sédiments plus riches en matière organique offrent une plus grande résistance à l'écoulement initial et restent plus visqueux même sous cisaillement.

4.3.2 Modélisation et comportement rhéologique des mixtures des sédiments urbains

Pour évaluer la sensibilité des mixtures des sédiments et leurs réponses aux perturbations externes, il est important de sélectionner un modèle adéquat qui peut représenter avec précision les relations entre contrainte, déformation et résistance (Gurt & Khonsari, 2024). Dans cette perspective, différents modèles, notamment ceux de Bingham, Ostwald et Herschel-Bulkley, peuvent être expérimentés.

Par ailleurs et selon Maciel et al. (2009), le modèle de Herschel-Bulkley est particulièrement performant pour s'adapter à de vastes plages de taux de cisaillement, y compris aux faibles valeurs. En outre, les contraintes seuils estimés avec ce modèle se rapprochent étroitement des valeurs réelles, avec une marge d'incertitude suffisamment faible pour garantir la précision des prédictions.

Paramètres rhéologiques du modèle de Herschel-Bulkley

Pour déterminer les paramètres rhéologiques (τ_0 , K , n) des sédiments d'assainissement urbain, un ajustement des données au modèle de Herschel-Bulkley est réalisé.

Les paramètres rhéologiques (τ_0 , K , n) du modèle de Herschel-Bulkley ont été déterminés par régression non-linéaire sur les données expérimentales, avec un ajustement distinct pour chaque

teneur en MO (3-13%). La validation par coefficients de détermination ($R^2 > 0.99$ systématiquement) garantit la fiabilité des résultats. Le tableau 4.4 présente les résultats obtenus les grandeurs rhéologiques clés des mixtures des sédiments.

Tableau 4.4 Paramètres de Herschel-Bulkley (τ_0 , K, n) des sédiments pour différentes teneurs en MO

Teneur Mo (%)	τ_0 (Pa)	IC 95% τ_0	K (Pa·s ⁿ)	IC 95% K	n (-)	IC 95% n	R ²	Type de fluide
3	0.78	±0.05	0.021	±0.002	1.12	±0.03	0.996	Dilatant
5	0.92	±0.06	0.028	±0.002	1.08	±0.02	0.995	Dilatant
7	1.05	±0.07	0.036	±0.003	1.05	±0.02	0.997	Quasi-newtonien
9	1.22	±0.08	0.045	±0.003	1.02	±0.02	0.998	Quasi-newtonien
11	1.41	±0.09	0.056	±0.004	0.98	±0.01	0.994	Pseudo-plastique
13	1.63	±0.10	0.068	±0.005	0.95	±0.01	0.993	Pseudo-plastique

Note : IC : Intervalle de confiance.

L'analyse rhéologique des sédiments d'assainissement urbain, modélisée selon l'équation de Herschel-Bulkley ($\tau = \tau_0 + K(\dot{\gamma})^n$), révèle une dépendance marquée des paramètres rhéologiques à la teneur en matière organique (MO). Les résultats démontrent une augmentation linéaire du seuil d'écoulement (τ_0) de 0,78 à 1,63 Pa (+109%) et une croissance exponentielle de l'indice de consistance (K) de 0,021 à 0,068 Pa·sⁿ (+224%) lorsque la MO passe de 3% à 13%. L'évolution de l'indice de comportement (n) traduit une transition rhéologique significative : d'un comportement dilatant ($n > 1$) pour les faibles teneurs en MO (<7%) vers un comportement pseudo-plastique ($n < 1$) au-delà de 11% de MO. Cette transition, corrélée à la restructuration des interactions interparticulaires sous l'effet de la matière organique, souligne l'adéquation du modèle de Herschel-Bulkley pour décrire ces systèmes complexes ($R^2 > 0,99$ pour tous les ajustements). Les paramètres obtenus fournissent des données importantes pour l'optimisation des procédés de traitement, notamment concernant les énergies de pompage requises et la stabilité des écoulements.

L'application du modèle rhéologique de Herschel-Bulkley, aux données de mesures présentées dans le tableau 4.3, révèle un comportement pseudo-plastique des sédiments urbains. La contrainte de cisaillement augmente avec le taux de cisaillement (fig.4.5). Toutefois, des études antérieures sur les sédiments d'assainissement urbain et les boues épaissies montrent des propriétés visco-plastiques typiques. Ceci est due à la présence de particules fines et de matières organiques, favorisant la floculation et la cohésion (Deng et al., 2022; Shaikh et al., 2024).

Des études antérieures sur la rhéologie des boues et des sédiments ont également noté ce phénomène de cisaillement amincissant, attribuant cela à la rupture des liaisons interparticulaires sous l'effet du cisaillement (R. Faas & Wartel, 2006).

En somme, il est à noter que durant les essais rhéologiques, les sédiments montrent un comportement pseudoplastique entre les teneurs en Mo (11-13%), c'est-à-dire que leur viscosité apparente diminue avec l'augmentation du taux de cisaillement. Cela signifie que sous des cisaillements faibles, les sédiments présentent une plus grande résistance à l'écoulement, mais à mesure que le taux de cisaillement augmente, ils deviennent plus faciles à déformer (Moayeri Kashani et al., 2016). Ce phénomène est typique des boues et des sédiments contenant des particules fines et des matières organiques qui se flocculent (Ratkovich et al., 2013).

4.3.3 Effet de la matière organique sur la résistance et la viscosité

La figure 4.5 montre la variation des contraintes de cisaillement par rapport au taux de cisaillement dans les sédiments de l'assainissement urbain pour les concentrations de matière organique allant de 3 % à 13 %. En parallèle, la figure 4.6 montre la variation de la viscosité par rapport au taux de cisaillement pour les mêmes concentrations de la matière organique.

L'analyse des figures indique que l'augmentation de la contrainte de cisaillement et la diminution de la viscosité apparente en fonction du taux de cisaillement, reflètent le rôle important de la matière organique dans le comportement rhéologique des mixtures des sédiments (Cheng & Li, 2015).

Les mixtures à forte teneur en matière organique (13 %) affichent non seulement une contrainte plus élevée pour chaque taux de cisaillement, mais aussi une viscosité apparente légèrement supérieure, surtout à des taux de cisaillement plus faibles (10-50 s⁻¹). Ce phénomène correspond aux observations antérieures selon lesquelles les mixtures riches en matières organiques se comportent comme des gels plus rigides, nécessitant un cisaillement plus important pour initier l'écoulement (Xu et al., 2023).

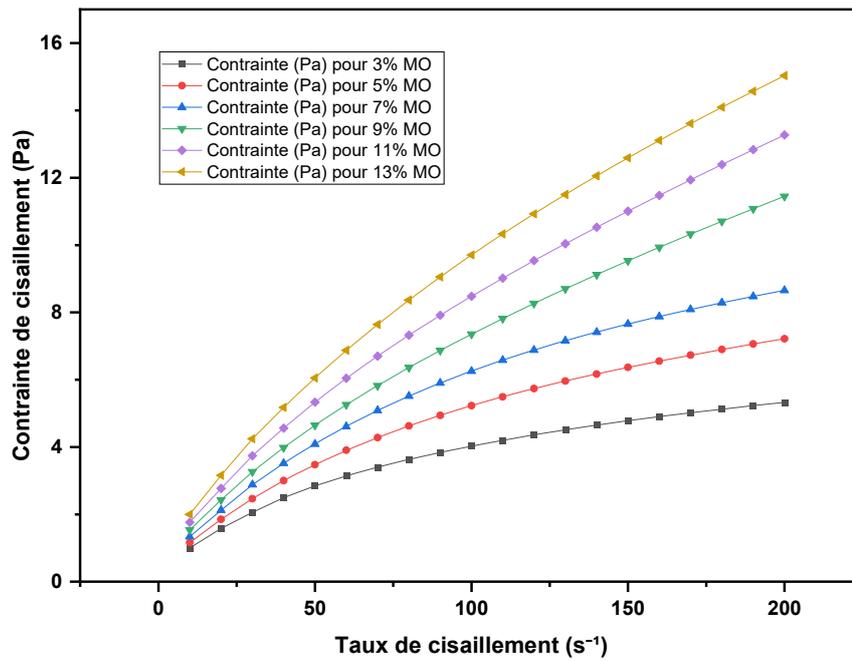


Figure 4.5 Rhéogrammes des différents sédiments étudiés : MO (3% à 13%)

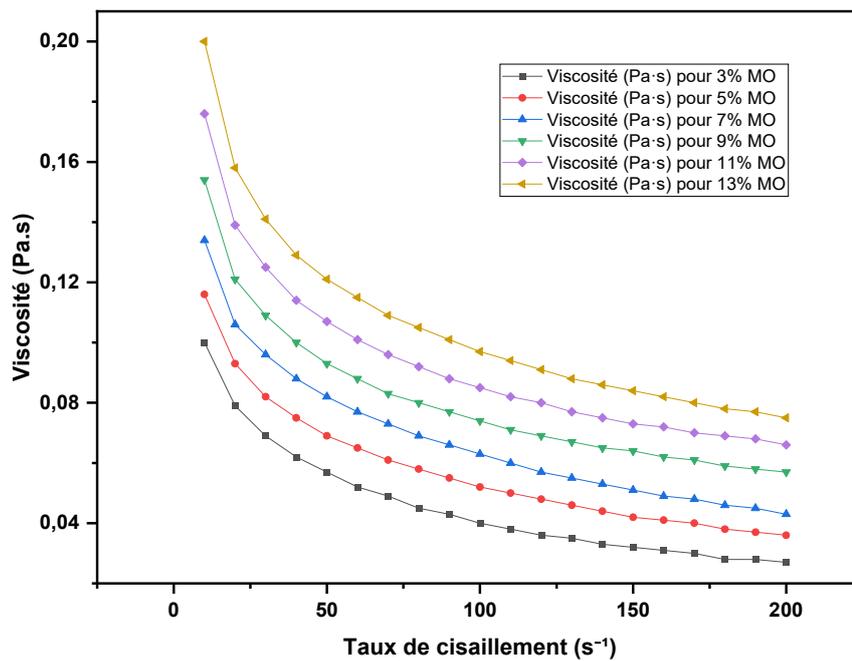


Figure 4.6 Courbe d'écoulement des différents sédiments étudiés : MO (3% à 13%)

4.3.4 Influence de l'hydratation sur la fluidité et la viscosité des mélanges des sédiments

Dans le cadre de la simulation du phénomène de transport des sédiments en conditions de pluies, il est important d'étudier le comportement des mélanges des sédiments en matière de transport, de

traitement et de déshydratation. Des essais rhéologiques sont donc nécessaires. Cette section analyse l'influence de l'hydratation sur la fluidité et la viscosité apparente des sédiments, en ciblant des dosages en eau variant de 10 % à 50 % du volume de sédiment. Cet intervalle est défini en fonction des limites de liquidité identifiées lors de la phase géotechnique préalable.

L'objectif principal est d'évaluer comment l'hydratation impacte la facilité d'écoulement des sédiments, notamment par le biais des phénomènes de dilution et de la défloculation. Une teneur élevée en eau réduit les interactions entre les particules, ce qui diminue la viscosité apparente et facilite l'écoulement. À l'inverse, une teneur en eau plus faible resserre les liaisons internes, augmentant ainsi la résistance à l'écoulement (Karvinen & Kellomäki, 2023).

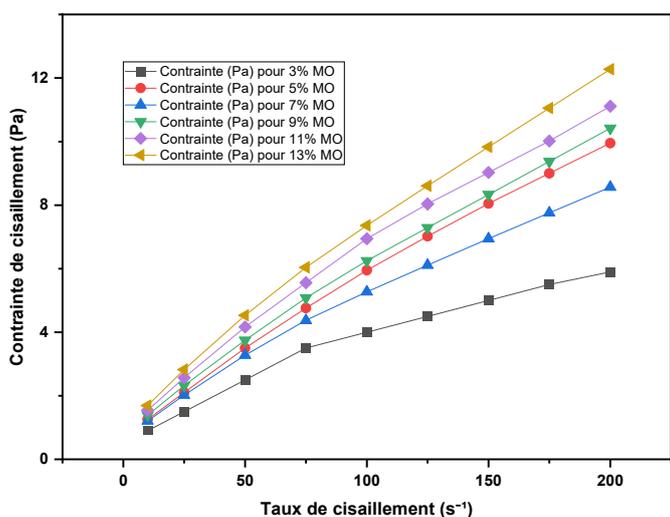


Figure 4.7 Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 10 % d'eau

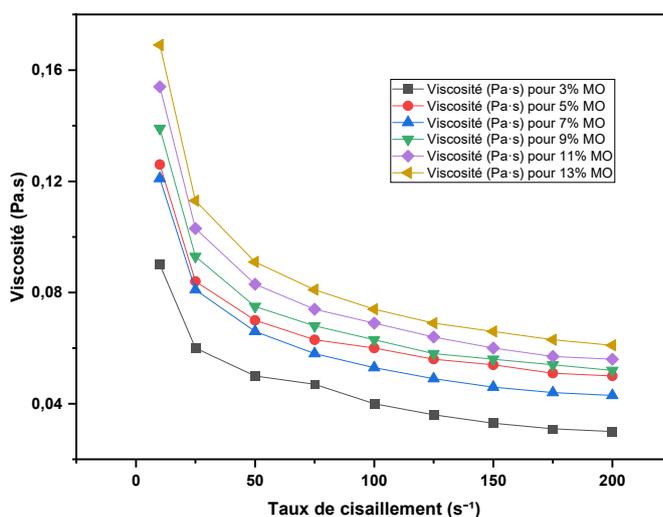


Figure 4.8 Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 10 % d'eau

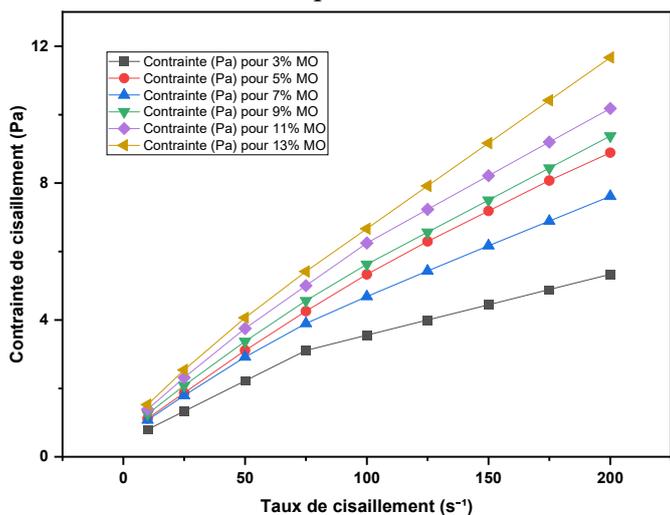


Figure 4.9 Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 20 % d'eau

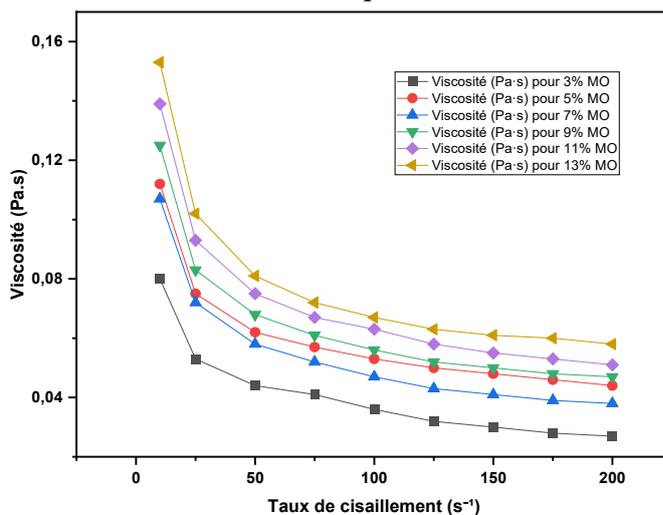


Figure 4.10 Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 20 % d'eau

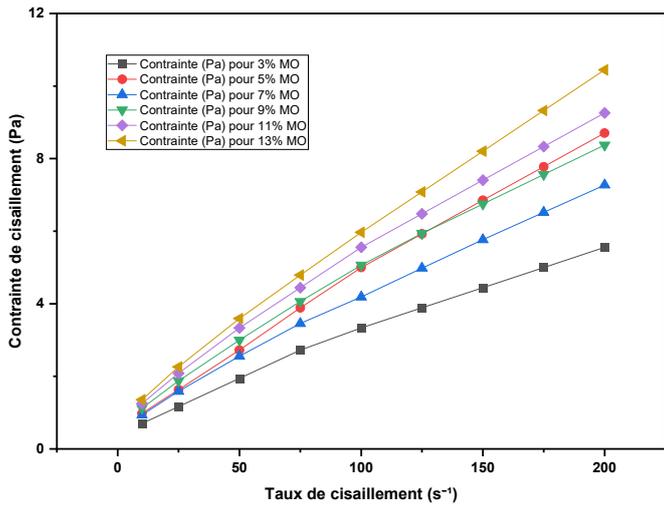


Figure 4.11 Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 30 % d'eau

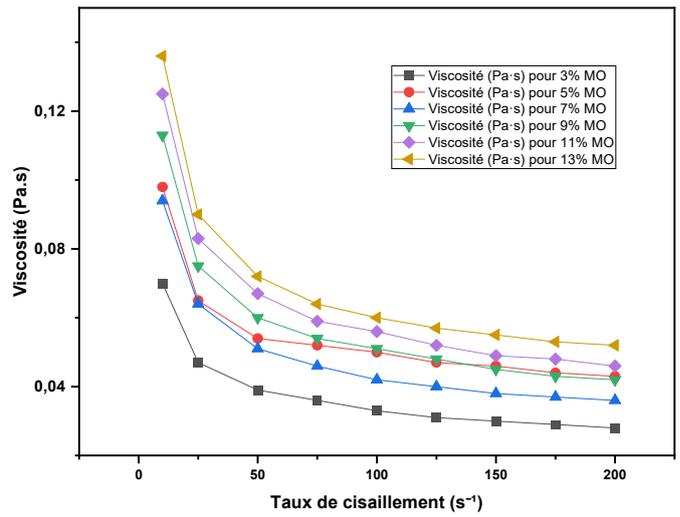


Figure 4.12 Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 30 % d'eau

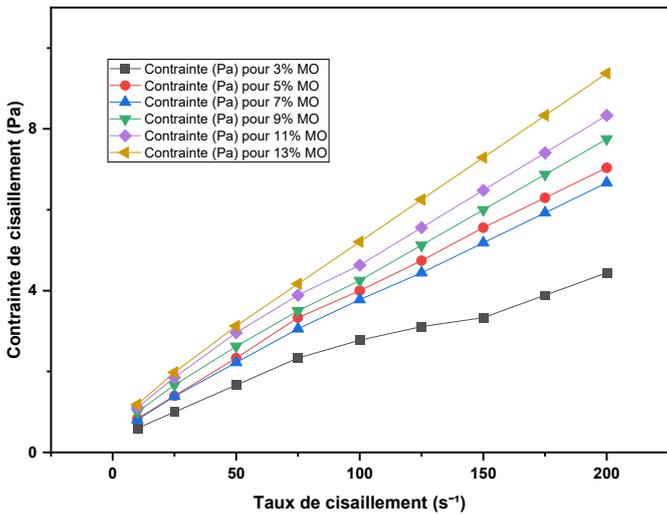


Figure 4.13 Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 40 % d'eau

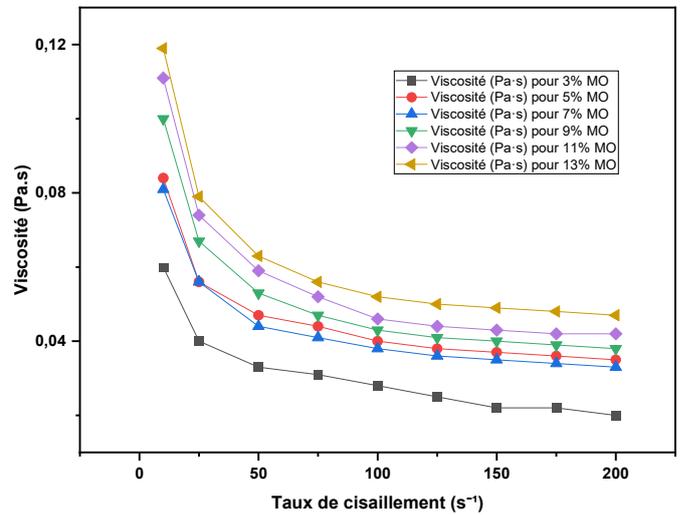


Figure 4.14 Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 40 % d'eau

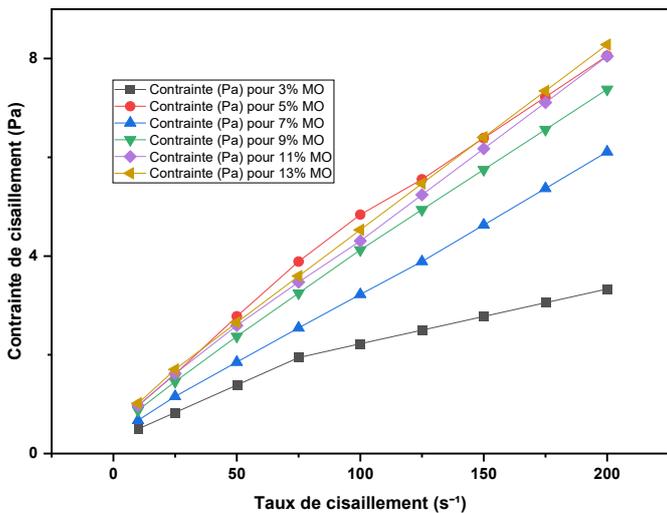


Figure 4.15 Rhéogrammes des sédiments étudiés pour 50 % d'eau

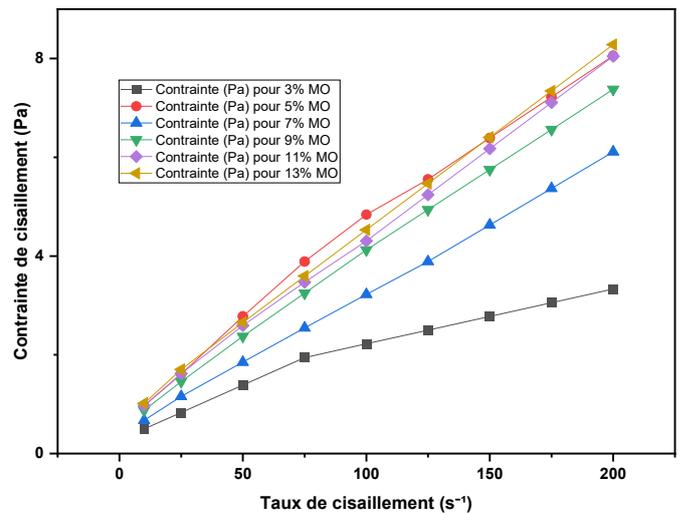


Figure 4.16 Courbe d'écoulement des sédiments étudiés pour 50 % d'eau

L'examen des figures, illustre clairement l'effet de l'ajout d'eau sur les paramètres rhéologiques des mélanges des sédiments d'assainissement urbain, pour des teneurs en matière organique (MO) variant de 3 % à 13 %.

Ainsi, la contrainte diminue globalement avec l'augmentation du dosage de l'eau, ce qui indique une diminution de la résistance interne du sédiment à l'écoulement (Shen et al., 2024). Pour un même taux de cisaillement, les valeurs de contrainte sont plus faibles à 50 % d'eau qu'à 10 % d'eau, ce qui reflète l'effet de dilution apporté par l'eau. Cela signifie que plus le sédiment est hydraté, plus les interactions entre les particules sont affaiblies, facilitant ainsi l'écoulement du sédiment (Y. Li et al., 2024). À cet égard, à des niveaux d'eau élevés, l'espacement entre les particules augmente, réduisant davantage les interactions inter-particulaires, telles que les forces de friction et de cohésion, qui contribuent normalement à la viscosité élevée. La présence d'eau supplémentaire agit ainsi comme un lubrifiant, permettant aux particules de se déplacer plus facilement les unes par rapport aux autres (Lu et al., 2023).

Par ailleurs, les figures indiquent aussi que la viscosité apparente diminue avec l'hydratation des sédiments, en particulier aux dosages d'eau élevés (40 % et 50 %). Cela est particulièrement remarquable pour les taux de cisaillement plus faibles, où la viscosité apparente baisse de manière significative.

La diminution de la viscosité apparente avec l'ajout d'eau, s'explique par la diminution de la cohésion interne des particules. Ce qui rend la mélanges des sédiments plus fluide et facile à manipuler (Tundu et al., 2018). Par exemple, pour une mélanges de 3 % de MO et à un taux de cisaillement de 10 s^{-1} , la viscosité apparente diminue de $0,09 \text{ Pa}\cdot\text{s}$ à $0,05 \text{ Pa}\cdot\text{s}$ lorsque la teneur en eau augmente de 10 % à 50 %.

Les résultats de la variation de la viscosité apparente observée confirment les résultats des caractéristiques géotechniques des sédiments décrites dans la partie précédente. Avec une limite de liquidité de 39 %, les sédiments étudiés présentent une plasticité modérée, ce qui signifie qu'ils peuvent se déformer significativement en présence d'eau. Cette déformation, renforcée par une viscosité apparente qui diminue avec l'augmentation de la teneur en eau, traduit une facilité d'écoulement accrue des sédiments lorsqu'ils sont dilués. Ces résultats se trouvent conformes avec ceux des travaux de Hongde et al. (2022). Les auteurs ont étudié l'impact des systèmes d'irrigations des activités agricoles croissantes et leurs effets sur les propriétés du sol et de la résistance au cisaillement. La fluidité observée rend les sédiments difficiles à se stabiliser, en particulier dans les

infrastructures de stockage et de décantation. En effet, une viscosité réduite favorise la remobilisation des sédiments, ce qui peut entraîner une sédimentation additionnelle et des obstructions dans les conduites et les réservoirs d'assainissement (Cesare et al., 2001). Ainsi, les observations rhéologiques sur la baisse de viscosité apparente avec l'augmentation de l'eau corroborent les défis géotechniques identifiés, soulignant la nécessité d'une gestion adaptée pour éviter les risques d'obstruction et de sédimentation accrue dans les systèmes d'assainissement urbains (Mir & Patel, 2024).

La dernière remarque concerne le comportement à différents taux de cisaillement. Ainsi, on observe qu'à des taux de cisaillement plus élevés, la viscosité apparente diminue pour toutes les dosages en eau et en matière organique, ce qui suggère un comportement pseudoplastique des mixtures des sédiments. Cela signifie que les mixtures deviennent moins visqueuses sous les contraintes importantes, ce qui est typique des matériaux non newtoniens comme les boues (Zhang et al., 2016). À mesure que le taux de cisaillement augmente, l'effet de l'hydratation devient significatif mais tend à se stabiliser.

4.3.5 Perspectives de recherche future et développements technologiques

Les études rhéologiques des sédiments urbains ouvrent de nombreuses perspectives de recherche future, notamment dans les domaines suivants :

- 1) Développement de modèles rhéologiques plus appropriés pour examiner la complexité des comportements non-newtoniens des sédiments.
- 2) Exploration de nouvelles techniques de traitement et de valorisation des sédiments, tirant parti de leurs propriétés rhéologiques.
- 3) Étude des interactions entre les propriétés rhéologiques des sédiments et les procédés de traitement des eaux usées, dans le but d'améliorer l'efficacité de ces procédés.
- 4) Intégration des données rhéologiques dans les systèmes d'aide à la décision pour une gestion optimisée des réseaux d'assainissement.

Ces applications pratiques et perspectives de recherche soulignent l'importance de la rhéologie des sédiments urbains pour relever les défis de la gestion durable des sédiments dans les zones urbaines.

4.4 Conclusion

Le chapitre sur la caractérisation géotechnique et rhéologique des sédiments de l'assainissement urbain présente une analyse approfondie des propriétés physiques, mécaniques et d'écoulement de ces sédiments. La caractérisation géotechnique révèle une forte proportion de particules fines

(argiles et limons), avec un équivalent de sable moyen de 19 %, indiquant une propreté limitée et un potentiel de liquéfaction. Les essais de limites d'Atterberg montrent une plasticité modérée (limite de liquidité de 39 % et limite de plasticité de 25 %), caractérisant les sédiments comme des « limons peu plastiques », posant des défis pour la gestion des infrastructures de drainage.

L'analyse rhéologique révèle que les mixtures des sédiments de l'assainissement urbain présentent un comportement typique des fluides non-newtoniens. Soit, un comportement pseudo-plastique avec une viscosité apparente qui diminue avec l'augmentation du taux de cisaillement. La teneur en matière organique augmente la viscosité et la résistance à l'écoulement, notamment à faibles taux de cisaillement. Par ailleurs, l'hydratation joue un rôle essentiel, réduisant la cohésion des particules et facilitant leur écoulement en agissant comme un lubrifiant.

Chapitre 5

Caractérisation physico-chimique et contamination métallique des sédiments urbains : origines, analyse et comparaison

5.1 Introduction

Les zones urbaines font face à des défis environnementaux croissants dus à l'accroissement rapide des activités humaines. Les polluants, provenant des déchets industriels, de la circulation automobile, le brûlage des combustibles fossiles et des pratiques agricoles, contaminent l'environnement urbain avec des métaux lourds, des hydrocarbures et des micropolluants organiques. Pendant les périodes de pluie, ces polluants sont fréquemment transportés et disséminés dans les environnements récepteurs par le biais des réseaux d'assainissement urbains. Dans ce processus, les sédiments et les particules représentent, les principaux transporteurs de la pollution minérale et organique (H. Li et al., 2018).

Dans le même contexte, trois principales origines de pollution sont identifiées dans les zones urbaines : (1) le ruissellement des eaux de surface, (2) les eaux usées et (3) les réservoirs de sédiments accumulés durant les périodes sèches (Müller et al., 2020). En effet, les polluants des activités humaines, des dépôts atmosphériques et de l'érosion des sols se retrouvent dans les eaux de pluie, créant la principale forme de pollution (Hu et al., 2020). Les eaux usées véhiculent des substances internes du système d'assainissement ainsi que des substances externes des activités domestiques et industrielles (Aboulela et al., 2021). L'accumulation de matériaux transportés pendant les précédentes périodes pluvieuses dans les réseaux d'égouts constitue une importante source de pollution, résultant en des dépôts de sédiments (Regueiro-Picallo et al., 2020).

Dans la première phase, le but est d'examiner la pollution des sédiments dans les systèmes d'assainissement urbains de la ville de Saïda comme cas d'étude. La croissance urbaine et l'essor industriel rapides de la ville entraînent une hausse de la pollution. Il est question d'examiner la pollution éventuelle des sédiments urbains à travers l'identification des contaminants. Aussi, reconnaître et définir les origines de la pollution, permet de comprendre comment les polluants se propagent et d'évaluer les niveaux de concentration. Pour se faire, un protocole expérimental est élaboré. Il comprend l'échantillonnage et l'analyse des sédiments provenant de différentes fractions granulométriques (argile, limon, sable fin et sable moyen/grossier) après plusieurs événements pluvieux. Les paramètres physico-chimiques, tels que la distribution granulométrique, la teneur en matière sèche et en matière organique, sont mesurés. Les concentrations de métaux lourds, notamment le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn) et le fer (Fe), sont déterminées pour chaque fraction granulométrique.

En plus, l'étude permet entre autres la détermination des contaminants dominants et de leurs concentrations, l'évaluation des fractions granulométriques associées aux contaminants métalliques, l'analyse des variations temporelles des concentrations de polluants et l'estimation de la contribution relative des différentes sources de pollution.

Dans la deuxième phase, une analyse physicochimique de la fraction $< 63 \mu\text{m}$ des sédiments, est réalisée pour déterminer leur composition minéralogique et organique. Les teneurs totales en métaux lourds dans la fraction limoneuse des sédiments du bassin sont ensuite évaluées. Pour estimer le degré de contamination, les résultats sont comparés aux valeurs de référence internationales et aux données d'autres études locales et régionales. Des directives d'évaluation de la qualité des sédiments, notamment les seuils d'effet de toxicité (TEL) et les seuils d'effet de pollution (PEL), sont appliquées pour identifier les risques écologiques potentiels.

Ensuite, divers indices et facteurs de pollution, tels que le facteur de contamination, le facteur d'enrichissement et l'indice de géo-accumulation, sont déterminés. Ces outils permettent d'évaluer quantitativement le degré de pollution chimique et de classer les niveaux de contamination par métal. Le risque écologique a été estimé à l'aide de l'indice de risque écologique pour appréhender l'impact toxicologique potentiel de la contamination métallique. Ces évaluations fournissent des informations précieuses pour la gestion des sédiments contaminés.

Les résultats obtenus contribueront à une meilleure compréhension de la problématique de la pollution urbaine dans la zone d'étude et éclaireront les stratégies de gestion et de contrôle des contaminants dans les zones urbaines.

5.2 Paramètres physicochimiques et teneurs en métaux

Le tableau 5.1 présente les résultats des mesures des paramètres physico-chimiques tels que la taille, la distribution granulométrique des échantillons, les pourcentages de la matière sèche et organique ainsi que les concentrations de métaux lourds Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et le Fe. Une lecture critique des résultats du tableau est donnée comme suit :

5.2.1 Distribution granulométrique des sédiments

Selon la classification de Bellair and Pomerol (1977), les sédiments ont une distribution granulométrique homogène. Les fractions des échantillons de sédiments sont composées de 14.62 % d'argile et de limon ($< 63 \mu\text{m}$), 69.85 % de sable fin ($63\text{-}250 \mu\text{m}$) et 15.51 % de sable moyen et grossier ($> 250 \mu\text{m}$).

Tableau 5.1 Paramètres physico-chimiques et concentrations de métaux lourds des sédiments urbains selon les fractions granulométriques et les périodes d'échantillonnages

Période	Fraction	MS	MO	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Fe
		%	%								
18-sept 2020	> 250 µm	11,65	13,04	0,35	35,20	197,50	104,30	42,10	227,90	218,00	21970,00
	63 - 250 µm	69,76	5,00	0,87	29,30	150,35	68,40	32,15	212,90	163,25	24180,00
	< 63 µm	18,58	6,13	0,63	32,15	113,55	65,05	37,95	235,95	86,00	20360,00
03-oct 2020	> 250 µm	13,88	12,46	1,24	37,90	216,40	117,25	57,40	252,15	231,50	34825,00
	63 - 250 µm	71,69	6,70	1,17	24,95	126,35	81,05	38,05	146,00	169,00	13960,00
	< 63 µm	14,42	5,47	1,53	32,60	120,65	113,65	50,40	219,45	225,00	26000,00
07-nov 2020	> 250 µm	22,24	6,34	1,50	43,85	130,90	146,50	58,85	206,60	152,50	27265,00
	63 - 250 µm	64,92	5,70	1,71	33,25	110,20	99,40	53,45	148,30	73,75	21890,00
	< 63 µm	12,83	6,46	1,34	37,95	127,05	147,60	72,85	202,70	67,25	21980,00
27-nov 2020	> 250 µm	15,75	7,60	1,35	31,00	114,90	106,75	58,10	97,45	294,00	42935,00
	63 - 250 µm	68,77	4,70	1,61	25,00	103,85	89,50	52,80	156,45	425,50	18860,00
	< 63 µm	15,47	5,80	1,97	34,10	123,80	116,10	63,60	145,75	250,25	21855,00
08-déc 2020	> 250 µm	23,48	5,20	2,06	15,95	139,65	109,10	55,55	138,55	403,75	15000,00
	63 - 250 µm	64,93	3,60	2,08	29,95	146,55	100,00	58,85	181,50	643,00	15885,00
	< 63 µm	11,57	6,50	2,35	41,70	192,95	167,15	83,85	248,25	154,00	36480,00
02-janv 2021	> 250 µm	6,07	7,50	2,51	40,95	157,00	171,90	80,45	149,80	189,00	31170,00
	63 - 250 µm	79,05	3,10	2,53	32,60	102,65	175,20	69,75	126,05	265,75	18500,00
	< 63 µm	14,88	3,30	2,48	31,45	68,20	154,80	71,20	157,75	286,00	23595,00
Moyenne > 250 µm		15,51	8,69	1,50	34,14	159,39	125,97	125,97	178,74	248,13	28860,83
Moyenne 63-250 µm		69,85	4,80	1,66	29,18	123,33	102,26	102,26	161,87	290,04	18879,17
Moyenne < 63 µm		14,63	5,61	1,71	34,99	124,37	127,39	127,39	201,64	178,08	25045,00
UCC				0,10	12	14	35	19	17,00	52,00	30890,00

UCC : Upper Continental Crust (Croûte Continentale Supérieure) ; MS : Matière Sèche

5.2.2 Présence de la matière organique

L'analyse qualitative des échantillons examinés révèle que les sédiments contenaient des débris végétaux, des micro-organismes et des colloïdes. Ce constat est cohérent avec les observations décrites dans la littérature (Sebastian, 2013). Par ailleurs, les résultats quantitatifs montrent que les teneurs en matière organique varient de 3.10 % à 13.04 % de matières sèches. Pour l'ensemble des événements pluviaux couvrant les périodes d'échantillonnage des sédiments examinés, les teneurs en matière organique sont en moyenne de 5.61 % pour la fraction d'argile et de limon ($< 63 \mu\text{m}$), 4.8 % pour la fraction de sable fin ($63\text{-}250 \mu\text{m}$) et 8.9 % pour la fraction de sable moyen et grossier ($> 250 \mu\text{m}$).

La fraction de sable moyen et grossier ($> 250 \mu\text{m}$) présente la teneur la plus élevée en matière organique, atteignant 13.04 %. Cette concentration est due au lessivage de la première pluie des dépôts sédimentaires stockés dans les surfaces et les réseaux d'assainissement pendant la période sèche. Ces stocks sont constitués de minéraux associés aux biofilms et à l'interface organique (Ahyerre et al., 2001). Toutefois, cette teneur diminue progressivement lors des pluies ultérieures pour atteindre une valeur minimale de 3.10 % lors du dernier événement pluvial.

Les résultats montrent que les échantillons de sédiments de taille supérieure à $250 \mu\text{m}$ contiennent généralement plus de matière organique que les fractions plus fines, indiquant un excès de matière organique dans la fraction grossière. Cette caractéristique entraîne une diminution de la masse volumique des sédiments, comme le confirment plusieurs études. Chebbo et al (1990) ont montré que la masse volumique des particules de la plage granulométrique ($0 - 250 \mu\text{m}$) est plus élevée que celle des fractions $> 250 \mu\text{m}$. Ces conclusions sont également corroborées par des travaux ultérieurs, notamment ceux de Chebbo et Bachoc (1992), qui soulignent que les particules plus grosses sont significativement plus riches en matière organique. En règle générale, la littérature indique que les petites particules solides présentent une masse volumique plus élevée que les particules grossières, confirmant la tendance observée dans les sédiments explorés (Chocat et al., 2007).

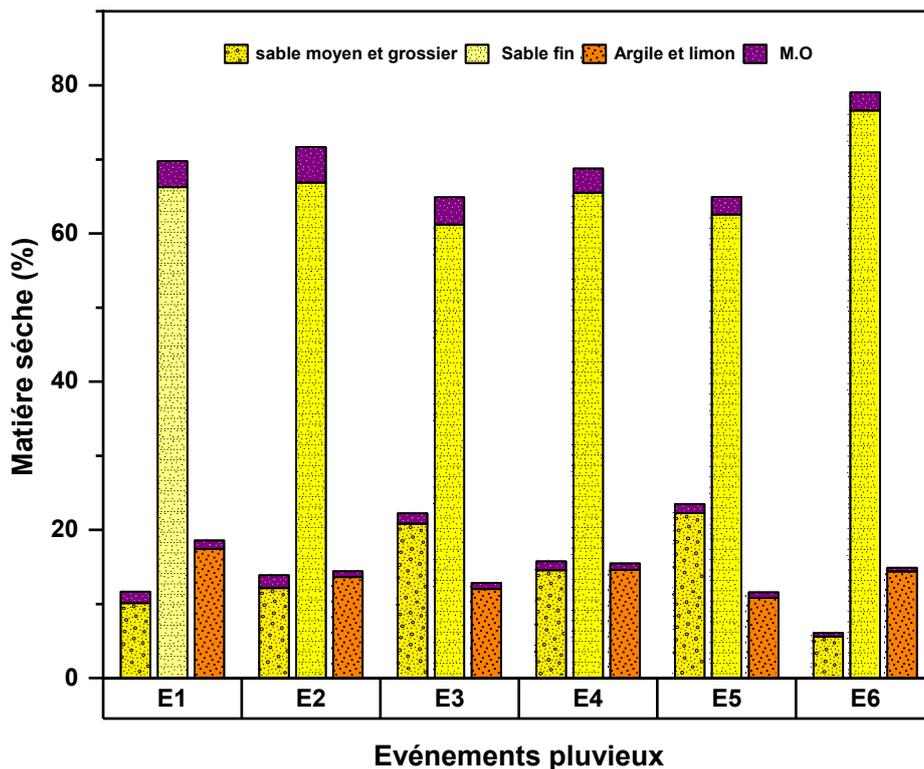


Figure 5.1 Présence de la matière organique dans les fractions de sédiments

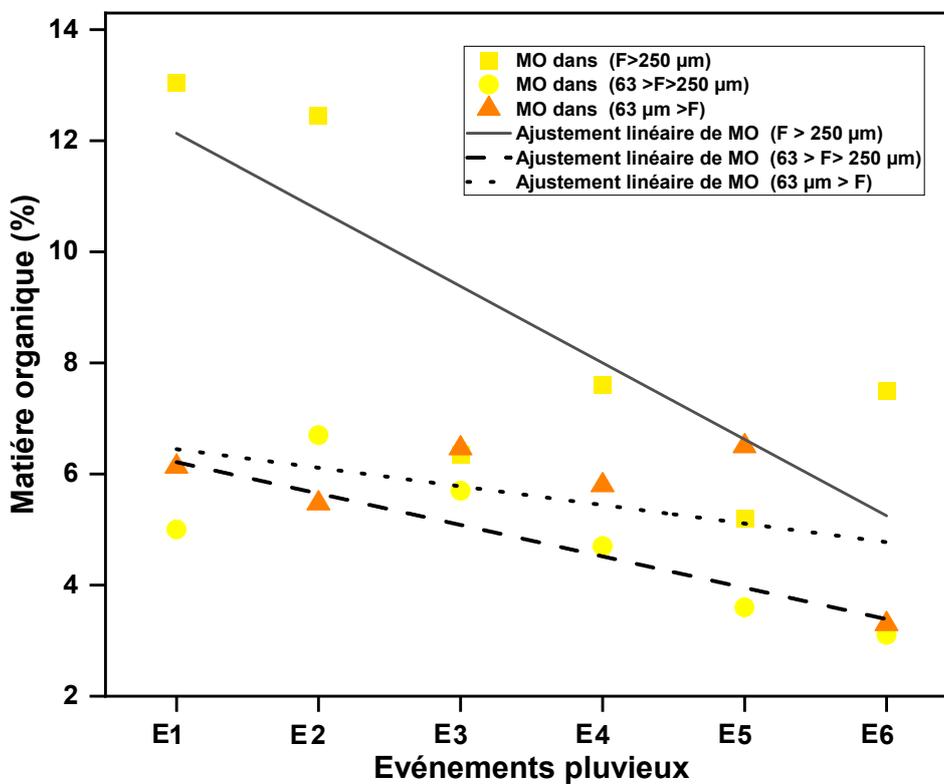


Figure 5.2 Variabilité de la matière organique dans les fractions de sédiments

5.2.3 Mobilité et concentration des métaux lourds dans le sédiment

Les résultats de l'analyse des échantillons prélevés après les événements pluvieux montrent une répartition similaire des masses polluantes en métaux dans les trois fractions granulométriques (argile et limon ($< 63 \mu\text{m}$), sable fin ($63\text{-}250 \mu\text{m}$), sable moyen et grossier ($> 250 \mu\text{m}$). De plus, la concentration des métaux diminue selon l'ordre suivant : $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Cd}$. Pour les trois fractions, les concentrations moyennes de Fe sont respectivement de 28 860.83 mg/kg, 18 879.17 mg/kg et 25 045 mg/kg. Elles sont nettement supérieures à celles des autres métaux. Les mêmes concentrations en Fe dans les sédiments sont majoritairement inférieures à la valeur de référence moyenne UCC de 30 890 mg/kg.

Cependant, les concentrations des autres métaux sont supérieures aux valeurs de référence de l'UCC, ce qui peut être attribué à des sources anthropiques telles que les rejets industriels, les eaux de ruissellement provenant des espaces, toitures, voiries et dépôts atmosphériques (Cai et al., 2022). En tenant compte du processus de la génération, diminution et régénération de la pollution, les six événements précédemment décrits peuvent être regroupés en trois épisodes. Le premier épisode est caractérisé par une contribution multi-source de pollution. Il est suivi par un deuxième épisode où la pollution diminue en raison de l'auto-curage des lieux de dépôts. Le troisième épisode est caractérisé par une régénération de la pollution à la fois dans le réseau et sur les surfaces (Fatmi et al., 2023).

Au début des pluies du premier épisode, la contamination en métaux lourds provient de la contribution de toutes les sources de pollution, notamment les sédiments des eaux usées, du réseau et du ruissellement (Michel Desbordes et al., 1994). Les trois premiers événements de cet épisode présentent des concentrations élevées de certains métaux lourds. Ainsi, les résultats montrent que, dans la fraction de sédiments supérieure à $250 \mu\text{m}$, la concentration des éléments Ni, Cr, Cu, Zn et Pb, atteint respectivement 42.1 mg/kg, 104.3 mg/kg, 197.5 mg/kg, 218 mg/kg, 227.9 mg/kg. Ceci est principalement dû à la présence de dépôts de sédiments stockés au sein du réseau lors de la période sèche.

Les dits dépôts accumulés dans les réseaux d'assainissement ou dans les zones urbaines contiennent généralement des concentrations significatives de métaux lourds (tels que le plomb, le zinc, le cuivre et le cadmium) ainsi que des matières organiques. Ces matières organiques jouent un rôle clé dans la mobilisation et la transmission des polluants en raison de leur capacité élevée à adsorber les contaminants présents dans l'environnement (Kafi-benyahia, 2006). Ces dernières constituent un facteur important de transmission de polluants en raison de leur capacité d'adsorption (Louhi et al., 2012). Les métaux proviennent principalement d'une migration à travers les eaux usées et les eaux de ruissellement. Cette

migration est associée au flux des particules fines vers les fractions les plus grossières, ainsi qu'aux échanges de polluants entre les différentes sources (Fatmi et al., 2023).

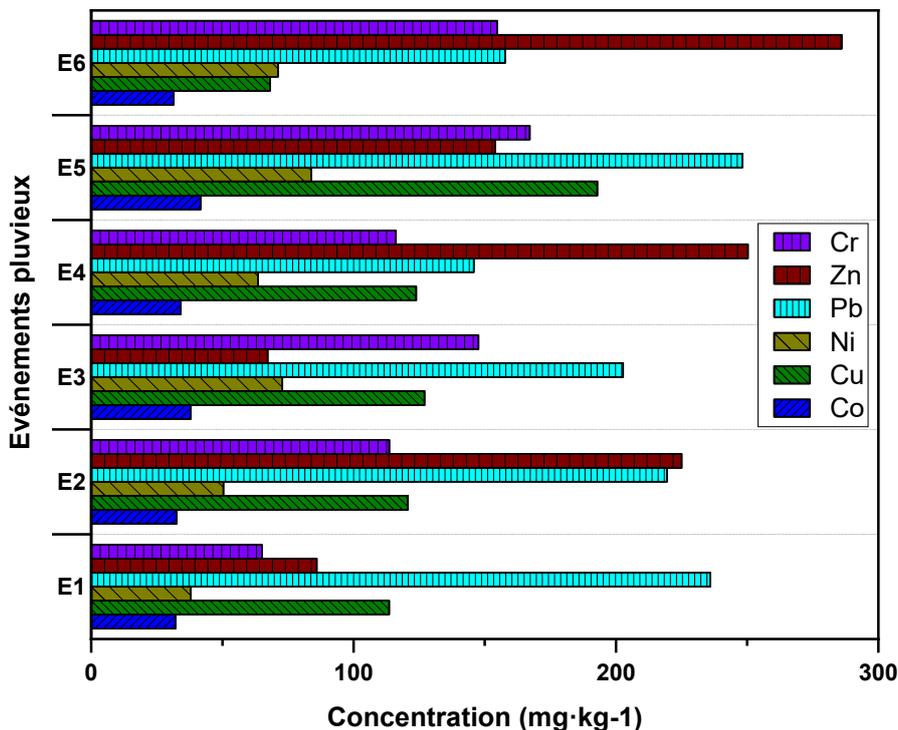


Figure 5.3 Variations des concentrations de métaux dans la fraction (< 63 µm)

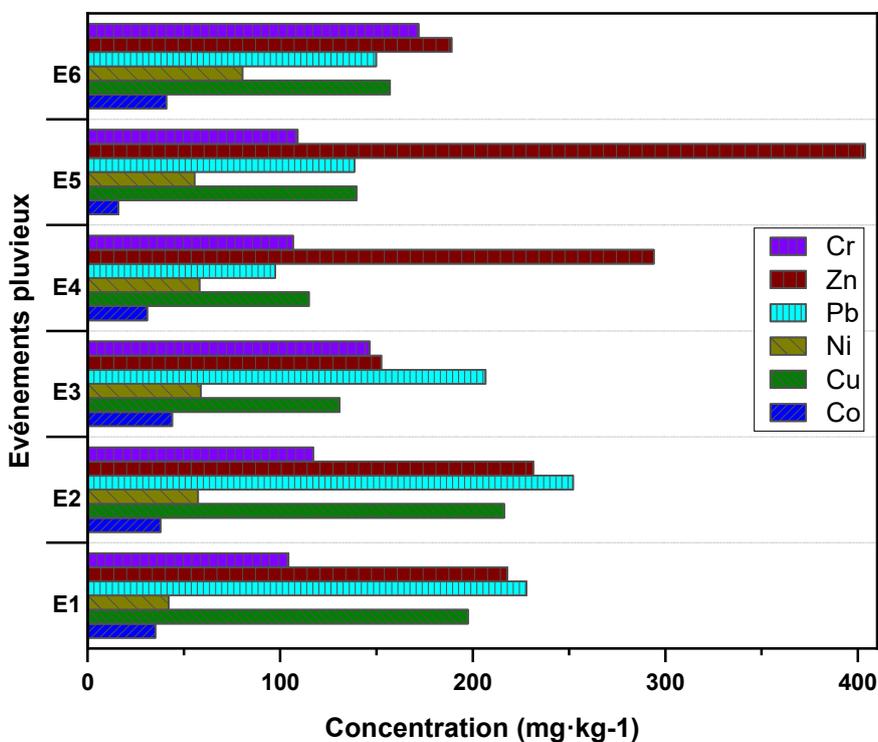


Figure 5.4 Variations des concentrations de métaux dans la fraction (>250 µm)

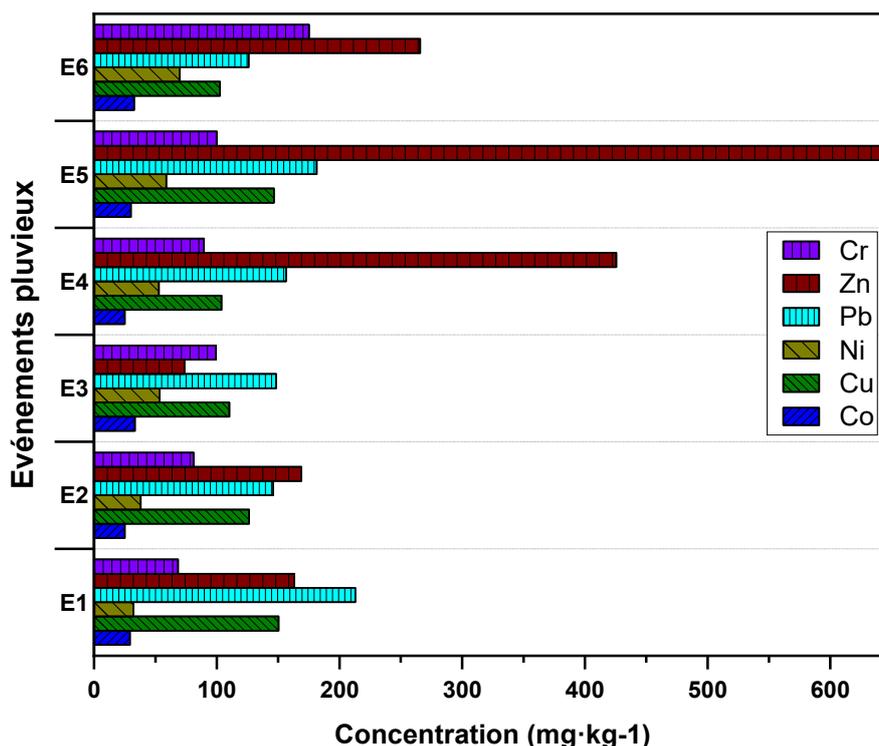


Figure 5.5 Variations des concentrations de métaux dans la fraction (63 - 250 µm)

Le deuxième épisode est constitué du quatrième et cinquième événement et se caractérise par une décroissance de matières organiques de la matière sèche. Cette décroissance qui est de l'ordre de 40 %, est attribuée au lessivage dans le réseau. Ce dernier provoque une diminution des quantités de dépôts de sédiments stockés. De plus, la fréquence et l'intensité des pluies, qui atteignent 1.53 mm/h pendant 15 heures, entraînent le rétrécissement de l'incubateur qui absorbait auparavant les polluants provenant des eaux de ruissellement.

Lorsque la quantité de matières organiques diminue, leur capacité d'adsorption des métaux diminue également (Serpaud et al., 1994). Cela conduit à une saturation en métaux de la fraction grossière qui est conteneur physique des matières organiques. Les métaux sont alors piégés dans les fractions plus fines (<63 µm), où des concentrations élevées, de certains contaminants tels que le Ni (83.85 mg/kg), le Zn (154 mg/kg), le Cr (167.15 mg/kg), le Cu (192.95 mg/kg), le Pb (248.25 mg/kg), sont observées. Dans cette configuration, les concentrations des contaminants enregistrées reflètent principalement la pollution provenant des eaux de ruissellement plutôt que des autres sources. Elle indique ainsi une dominance des polluants provenant des eaux de ruissellement (Fatmi et al., 2023).

Le sixième événement et dernier épisode est caractérisé par une forte accumulation de sédiments due à une période prolongée de dépôts résultant d'une augmentation du nombre de jours sans pluie, qui atteint 25 jours. Cette accumulation est accompagnée d'une augmentation de la quantité de matières organiques

qui sont rappelons-le, des agents d'adsorption des polluants. Les matières organiques favorisent une deuxième migration des contaminants vers les fractions grossières, entraînant ainsi un retour de concentrations élevées de métaux tels que le Co (40.95 mg/kg), le Ni (80.45 mg/kg), le Cu (157 mg/kg) et le Cr (171.90 mg/kg) dans les fractions supérieures à 250 μm . Ce qui conduit à une réduction des concentrations de ces contaminants dans les fractions inférieures à 63 μm . Les valeurs de ces concentrations sont 31.45 mg/kg pour le Co, 68.02 mg/kg pour le Cu, 80.45 mg/kg pour le Ni, et 154.8 mg/kg pour le Cr.

L'exploration des résultats décrit précédemment, indique qu'au cours des événements pluviaux, les trois (03) épisodes de contamination en pollution du bassin urbain peuvent être illustrés comme suit :

1. Lors du premier épisode et avec les premières pluies, les dépôts accumulés dans les réseaux d'assainissement sont emportés et contribuent fortement à la pollution du bassin urbain. Cette dernière est renforcée par celle des sédiments véhiculés par les eaux de ruissellement. Les surfaces du bassin libèrent des particules fines chargées de contaminants, qui se mélangent avec les sédiments riches en matière organique provenant des eaux usées. Les différents sédiments interagissent entre eux entraînant ainsi des échanges physico-chimiques, tels que l'adsorption et l'intercalation. Une partie des polluants est adsorbée par la matière organique, tandis qu'une autre se fixe aux sédiments (Fatmi et al., 2023).

Ces échanges sont influencés par les conditions environnementales, notamment l'intensité et la fréquence des précipitations, l'auto-curage des dépôts, l'augmentation du temps d'accumulation et de séjour des dépôts dans le réseau.

2. Le deuxième épisode se caractérise par une diminution des quantités de dépôts et de matière organique dans le réseau d'assainissement. Cette diminution est attribuable au lessivage des surfaces et des voiries causées par de forte fréquence et intensité des pluies, ce qui réduit le temps d'accumulation des dépôts. En conséquence, la diminution du temps de séjour des particules polluées réduit les interactions entre les différentes sources de pollution lors du transport solide dans le réseau. Dans ce cas, la pollution constatée est celle attribuée aux métaux qui demeurent attachés aux particules issues de leur propre origine. Par conséquent, le réseau d'assainissement agit principalement comme un transporteur de polluants plutôt que comme un réacteur physico-chimique (Catalyseur). Les facteurs clés de cette transformation (réacteur / transporteur) sont les suivants : a) le lessivage des surfaces et l'auto-curage des dépôts ; b) l'augmentation de la fréquence et l'intensité des pluies ; c) la diminution du temps d'accumulation et de séjour des sédiments ; d) la diminution de la quantité de matière organique (Fatmi et al., 2023).

3. Pendant le troisième épisode, une forte accumulation de sédiments est observée dans le réseau, ainsi que sur les surfaces et voiries. Cette accumulation se produit en raison de la prolongation de la période de dépôt causée par l'augmentation du nombre de jours sans pluie enregistrés lors de cet épisode. Cela entraîne une augmentation des quantités de matière organique, qui agissent comme agent d'adsorption de métaux. Les échanges de contaminants pendant le transport solide montrent un transfert des métaux des fractions fines vers les fractions grossières. Cela entraîne la charge en métaux dans la matière organique contenue dans les particules grossières. Le réseau d'assainissement reprend ainsi son rôle de réacteur physico-chimique, avec une intensification des échanges inter particulaires. Les interactions constatées dans le réseau sont le résultat de plusieurs facteurs, notamment : 1) l'augmentation de la durée de séjour et de l'accumulation des dépôts dans le réseau, ainsi que sur les surfaces et voiries ; 2) l'accroissement de la quantité de matière organique, favorisant l'adsorption des métaux ; 3) la diminution ou l'absence d'auto-curage des dépôts (Fatmi et al., 2023).

5.3 Évaluation et analyse de la pollution des sédiments urbain dans la zone d'étude

Afin d'évaluer la pollution des sédiments urbain dans la zone d'étude, l'approche appliquée constitue en l'utilisation des indices et des facteurs de pollution. Ces derniers sont très utiles pour l'évaluation de la contamination des sols par les métaux lourds. Ils servent à estimer la qualité des sédiments et à évaluer l'impact sur les écosystèmes (Kowalska et al., 2018). Par ailleurs, l'utilisation des indices et les facteurs d'évaluation de la pollution des sédiments permet une analyse très fine à travers la détermination de leurs niveaux de contamination et leur classification. L'application, des indices et des facteurs de pollution définis dans le chapitre 3 (matériels et méthodes), donne les résultats suivants :

5.3.1 Estimation du Facteur de contamination (C_f) et le degré de contamination (C_d)

En se référant aux résultats de l'estimation du degré de contamination (C_d) présentées dans la figure 5.6, les fractions de sédiments examinées présentent un degré de contamination très élevé ($C_d \geq 32$), indiquant une forte pollution métallique.

Dans ce cadre, la valeur minimale du degré de contamination est de 37.14. Elle est enregistrée, pour la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$), au début des précipitations. En revanche, la valeur maximale de 68.64 est enregistrée, pour la même fraction fine, lors du cinquième événement pluvial. En raison de leur capacité à rester en suspension et à être transportées sur de longues distances, les particules fines sont souvent considérées comme le principal moyen de transport et de propagation des contaminants (Liu et al., 2020).

Par ailleurs, l'analyse des valeurs du facteur de contamination (C_f) montre que les sédiments sont fortement contaminés par les métaux tels que le Pb , Cu , et le Cd dont les valeurs maximales sont respectivement de 14.83, 15.46 et 25.25 dépassants les valeurs de référence de classification ($C_f > 6$).

Par ailleurs, pour les éléments Ni , Cr et Zn , les concentrations maximales mesurées sont respectivement 4.41, 5.02 et 5.65. Quoique ces valeurs sont inférieures à celles des éléments suscités, elles qualifient la pollution des sédiments, selon la classification de Hakanson (1980), dans la plage de contamination considérable ($3 < C_f < 6$). Quant au Cobalt (Co), il présente un caractère de contamination modéré ($C_f < 1$), tandis que le Fe ne montre aucune contamination.

Le niveau élevé de contamination observé pour certains éléments est principalement attribué aux apports sédimentaires d'origine anthropique. Ces contributions proviennent notamment des rejets industriels, comme ceux issus de la construction de produits abrasifs et la fabrication de tubes galvanisés dans la zone industrielle, qui sont des sources significatives de Zn , Cd et Cu . Par ailleurs, les activités humaines telles que les ateliers de métallerie, de tôlerie, de serrurerie et de fabrication métallique libèrent des métaux tels que le Fe , le Zn et le Cr . Enfin, le trafic routier constitue une autre source importante de pollution, avec des rejets de Pb , Cu et le Cr .

En effet, lors de lessivage des routes et des surfaces, les sédiments sont transportés par les eaux de ruissellement vers l'exutoire, lieu d'extraction des échantillons, objet des analyses de la présente étude (Fatmi et al., 2023).

5.3.2 Evaluation du Facteur d'enrichissement (FE)

La Figure 5.7 présente les valeurs du facteur d'enrichissement déterminées pour chaque fraction de sédiment. Les résultats indiquent que toutes les fractions des sédiments présentent des enrichissements en métaux d'origine anthropique, à l'exception du Fe qui montre une valeur inférieure à la valeur critique du facteur d'enrichissement ($\text{FE} < 1.5$) (Birch & Olmos, 2008). Notons que les valeurs de Fe sont attribuées à des sources naturelles.

En se basant sur la classification de Birch and Olmos (2008), les valeurs de facteur d'enrichissement (FE) des sédiments étudiés, sont classées à différents niveau d'enrichissement :

1) Dans toutes les fractions de sédiments analysées, le cadmium (Cd) montre un enrichissement extrêmement sévère, caractérisé par un facteur d'enrichissement (FE) dépassant largement la valeur critique de 25, avec une concentration maximale atteignant 42,32. Cet enrichissement marqué du cadmium est principalement attribué aux apports anthropiques provenant des activités humaines. Parmi ces sources, les rejets industriels, notamment ceux issus des processus de galvanisation et les ateliers de

métallerie. Par ailleurs, les pratiques agricoles qui s'intensifient progressivement en automnes contribuent également à cet enrichissement, en raison de l'utilisation excessive d'engrais phosphatés et de produits phytosanitaires contenant du cadmium. Enfin, le trafic routier constitue une autre source significative, avec l'usure des pneus, des freins et des revêtements routiers qui disperse des particules chargées en cadmium dans les zones environnantes.

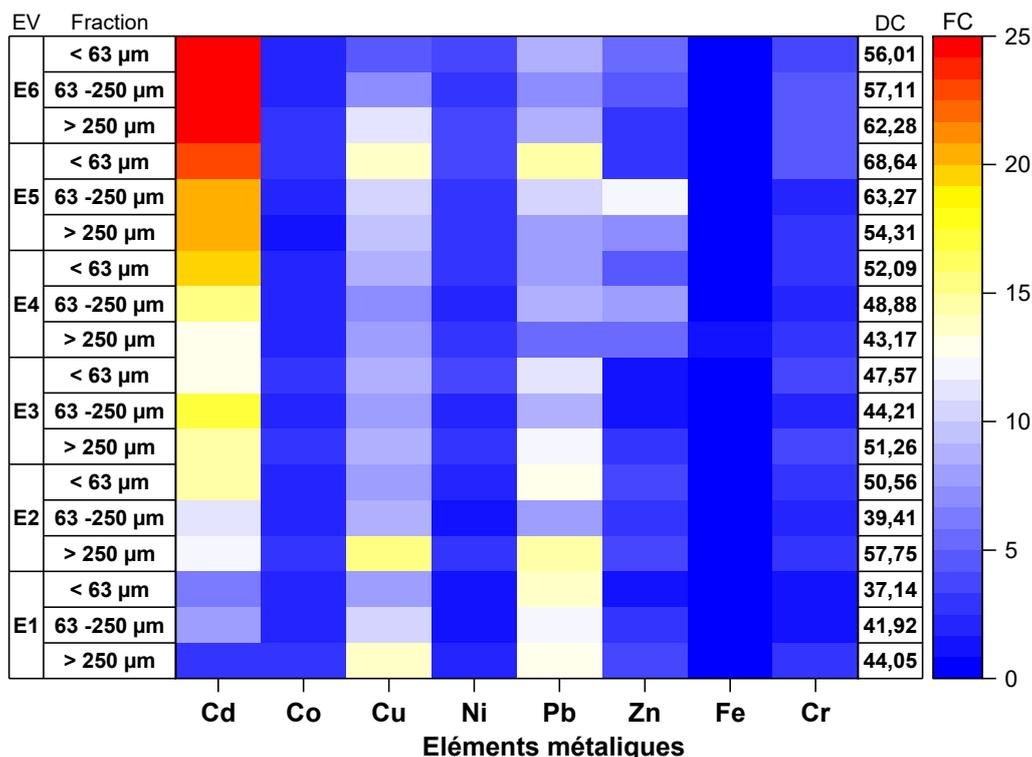


Figure 5.6 Illustration des facteurs de contamination (CF) et degré (CD) de contamination selon la classification de Hakanson (1980)

2) Le Cu, le Pb et le Zn présentent un enrichissement sévère à très sévère ($15 > FE > 25$), avec des valeurs maximales respectives de 20.54, 21.06 et 24.05. Cet enrichissement est également attribué à la combinaison des rejets industriels et du trafic routier.

3) En revanche, le Co, le Ni et le Cr le présentent un enrichissement modéré à mineur, avec des valeurs maximales respectives de 4.85, 6.13 et 8.36. Ce niveau d'enrichissement est attribué à la croûte terrestre en tant que source prédominante de ces éléments, ainsi qu'à des processus naturels d'altération associés à des rejets domestiques, avec une faible contribution du trafic routier (Machowski et al., 2019).

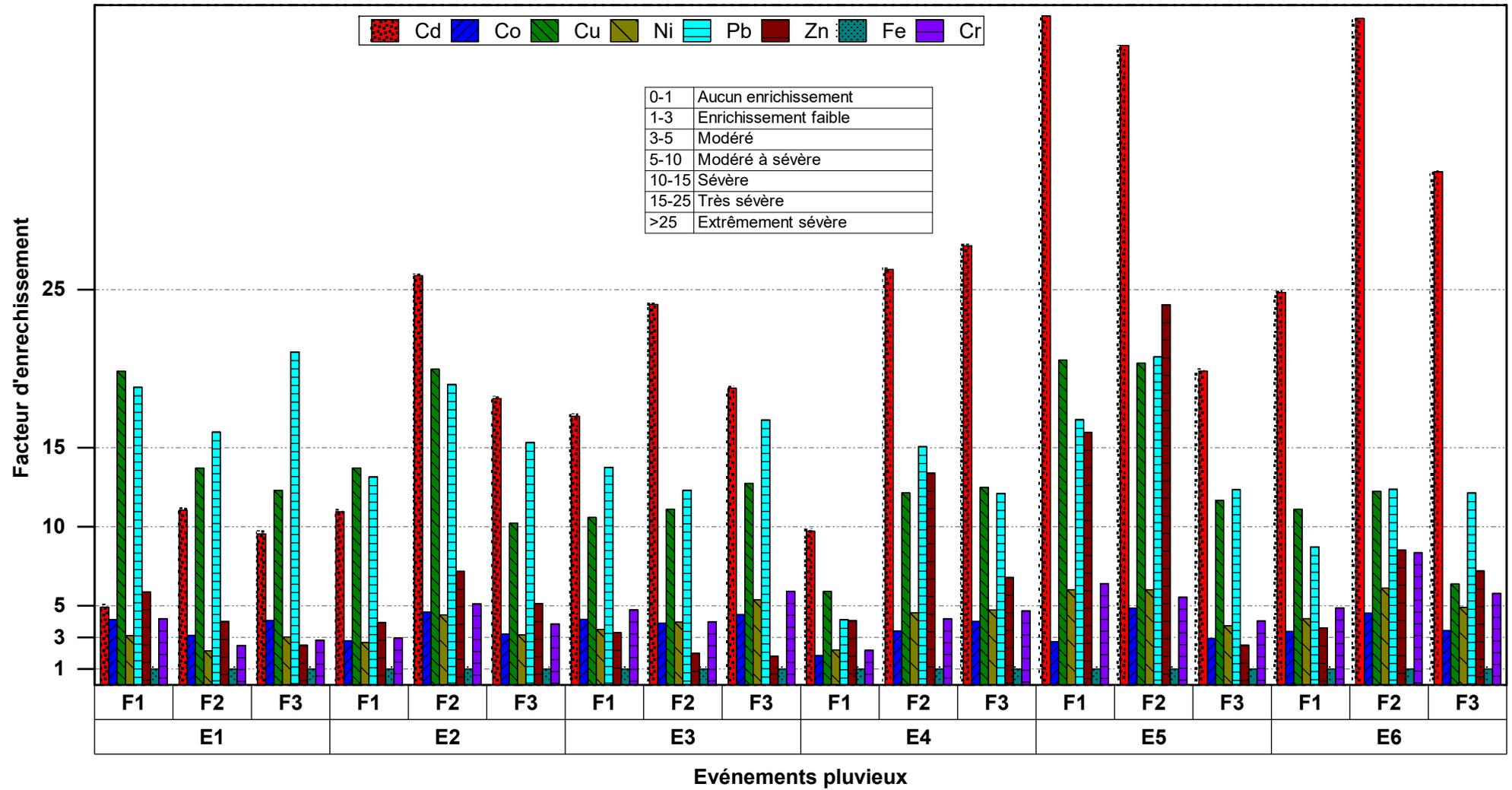


Figure 5.7 La distribution du facteur d'enrichissement dans les fractions granulométriques des sédiments au cours des événements pluvieux, selon la classification de Birch et Olmos (2008)

5.3.3 Appréciation de l'indice de géo-accumulation

Les résultats de l'analyse de l'indice de géo-accumulation (Igeo), sont illustrés dans la Figure 5.8. L'exploration des résultats renforce les conclusions tirées des facteurs de contamination et d'enrichissement. Cette méthode d'évaluation fournit des preuves supplémentaires sur l'étendue et la gravité de la pollution, corroborant ainsi les conclusions précédentes. En examinant les valeurs de l'Igeo, il est évident que les niveaux de contamination observés ne peuvent être attribués à des causes naturelles. Les valeurs élevées de cet indice indiquent clairement que les contaminants présents dans les échantillons analysés proviennent d'activités anthropiques, c'est-à-dire liées à l'intervention humaine (de Freitas et al., 2023).

Ainsi, les résultats révèlent que les sédiments examinés sont fortement, voire extrêmement, contaminés en Cd, avec une valeur maximale de l'Igeo de 4,07. Pour les éléments Cr, Pb et Cu, les valeurs maximales sont respectivement de 3.06, 3.28 et 3.37. Ce qui classe ces sédiments comme modérément à fortement pollués. En revanche, pour le Ni et le Zn, les valeurs maximales de l'Igeo attribuent un caractère faiblement pollué aux sédiments, avec des valeurs respectives de 1.56 et 2.37. Enfin, pour le Fe et le Co, les valeurs de l'Igeo sont inférieures à zéro, indiquant l'absence de contamination de ces éléments dans les sédiments et que leur source est principalement la croûte terrestre ou les processus naturels d'altération (K et al., 2024).

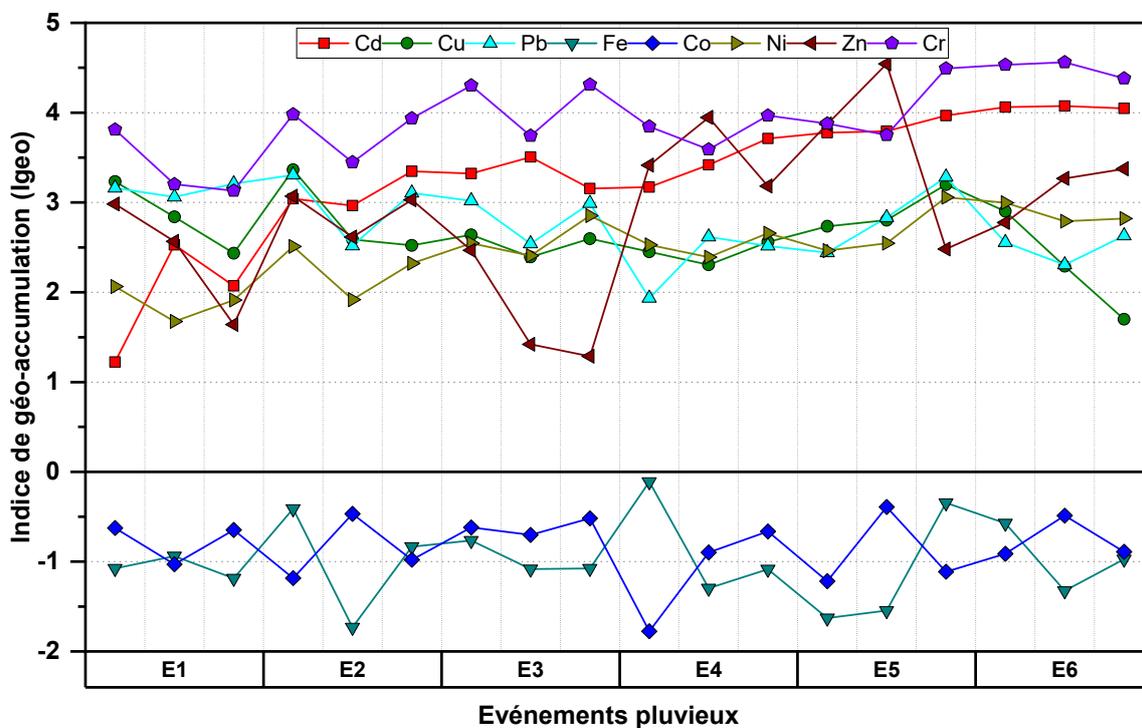


Figure 5.8 Variations de l'indice de géo-accumulation (Igeo) selon la classification de Förstner et al. (1990)

5.3.4 Expertise du risque écologique (RÉ) et de l'indice du risque potentiel (IRP)

L'analyse des indices et facteurs de pollution restants, notamment le Risque Écologique (RÉ), l'Indice de Risque Potentiel (IRP) et la classification de Hakanson (1980), révèle que les sédiments étudiés présentent un risque écologique significatif. Comme illustré dans la figure 5.9, l'analyse des résultats du facteur de Risque Ecologique (RÉ) conduisent à classer les éléments contaminants selon leurs valeurs (RI) dans l'ordre suivant : $Cd > Pb > Cu > Zn > Ni > Co > Cr > Fe$. Ainsi, le cadmium (Cd) présente le niveau de risque écologique le plus élevé, avec des valeurs allant de 35.14 % à 84.01 %. Ce résultat est dû à la forte concentration de Cd et son important niveau de pollution, précédemment exposés. Cette pollution est principalement causée par des activités humaines telles que l'industrie et les émissions du trafic. En revanche, pour le Cu et le (Pb), les valeurs de (RI) sont modérées. Cependant, les valeurs de (RI), pour le Zn, le Co, le Ni, le Cr et le Fe, se situent dans la plage de faible risque écologique (1 à 10 %).

Quant aux valeurs de l'indice du risque potentiel écologique (IRP), elles sont présentées dans la figure 5.10. Elles enregistrent, pour les sédiments lors des trois premiers événements, des valeurs extrêmes qui varient de 298.79 à 624. Ces valeurs correspondent à une plage d'Indice du potentiel écologique élevé ($300 < IRP < 600$), indiquant une situation préoccupante (Hakanson, 1980). Cependant, pour les trois derniers événements, les valeurs du même indice sont supérieures à 600, indiquant un risque potentiel écologique sévère.

Par ailleurs, l'analyse des résultats en fonction de la granulométrie montre que les valeurs moyennes de (IRP) pour les fractions ($> 250 \mu m$), ($63 - 250 \mu m$) et ($< 63 \mu m$), sont respectivement de 624.66, 651.48 et 677.42. Cela suggère que pour tous les événements, les fractions présentent un potentiel écologique sévère.

En résumé, toutes les valeurs de l'indice du risque potentiel (IRP) sont supérieures à la valeur critique de 300, confirmant que les sédiments examinés sont contaminés par des polluants métalliques à un niveau élevé à sévère.

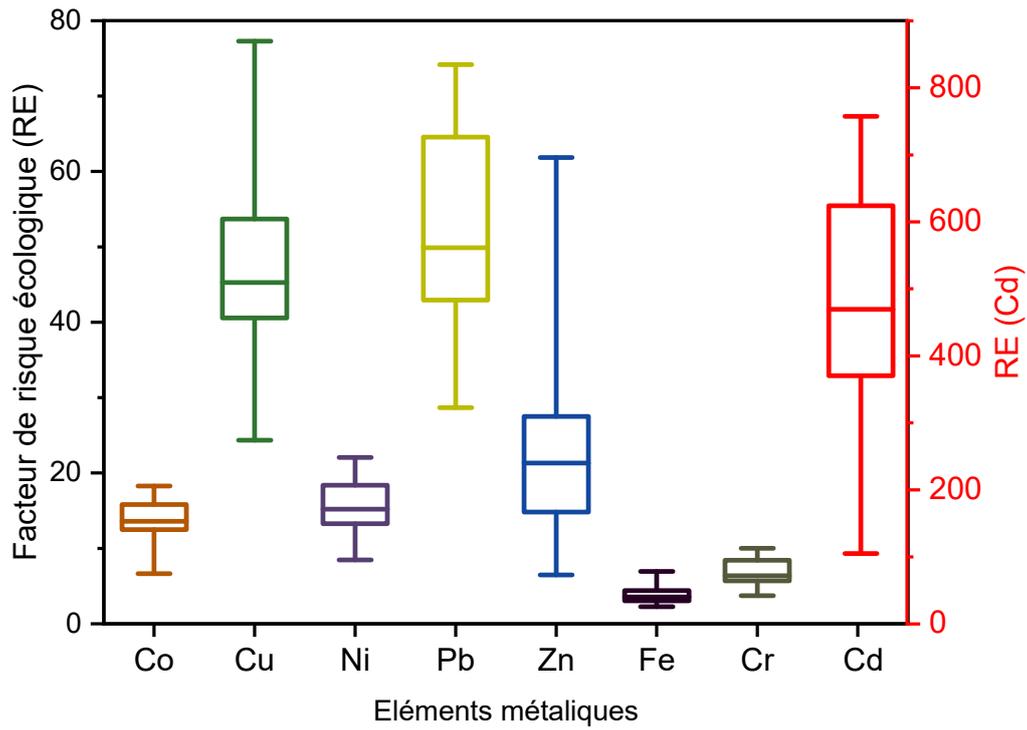


Figure 5.9 Facteur de risque écologique (RE) selon la classification de Hakanson (1980)

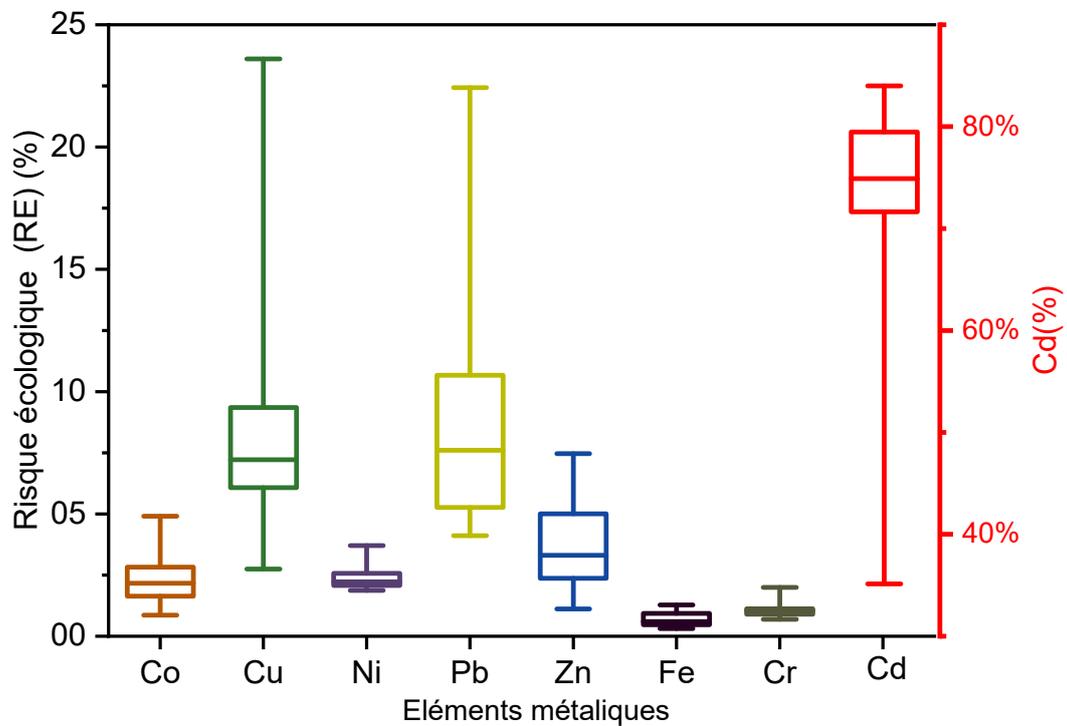


Figure 5.10 Les contributions des métaux lourds au risque écologique (RE) selon la classification de Hakanson (1980)

5.4 Comparaison des résultats des niveaux de contamination avec d'autres études

Dans le but d'évaluer l'étendue et le niveau de pollution dans la région urbaine analysée, de comparer les sources possibles, une analyse comparative est entreprise. Ceci contribue à trouver des stratégies efficaces en s'inspirant d'autres cas similaires.

Dans un premier temps, la comparaison est effectuée entre les concentrations de métaux lourds présentes dans les sédiments prélevés dans le bassin de la zone d'étude et celles de bassins similaires en Algérie, puis avec celles d'autres bassins dans le monde, qui sont disponibles dans la littérature. Les données de comparaison sont présentées dans le tableau 5.2. Dans la démarche de cette comparaison, la fraction fine ($< 63 \mu\text{m}$) est considérée, car les données spatiales et temporelles de contamination de cette fraction sont disponibles dans la plupart des études associées aux zones de comparaison.

L'analyse du tableau 5.2 révèle que la majorité des sédiments, présente un niveau élevé de pollution, indiquant la gravité des situations explorées. En analysant le degré de contamination de chaque élément, il s'avère que le Cd présente un niveau de risque écologique (RI) sévère, avec des concentrations allant de 0.63 à 2.48 mg/kg. La moyenne de ces concentrations, qui est de 1.71 mg/kg, dépassant ainsi celle de la croûte continentale (0.1 mg/kg).

La comparaison avec d'autres sites indique que la moyenne de concentration de Cd est supérieure à celle du site de Boumerzoug (0.44 mg/kg) et celui de Bouharma (1.02 mg/kg) en Algérie (Keddari et al., 2019; Khaled-khodja et al., 2016). En revanche, la même valeur moyenne est très proche de celles enregistrées sur le site de Day (Maroc) (1.27 mg/kg) et celui de Chlef (1.68 mg/kg) (Barakat et al., 2012; Belhadj et al., 2006). Cette similarité peut s'expliquer par la ressemblance géographique de ces zones situées dans les plaines méditerranéennes, où l'activité est à la fois légèrement urbanisée et industrialisée, et caractérisée par une intense activité agricole.

Cependant, la comparaison montre que la concentration de Cd est inférieure aux valeurs enregistrées sur le site de Rhumel (2.7 mg/kg), celui de Mitidja (3.8 mg/kg) et le site de Burigana (Bangladesh) (5.9 mg/kg) (Afri Mehennaoui et al., 2009; Laribi et al. 2017; Mohiuddin et al., 2011). Ces sites se trouvent dans des bassins versants fortement urbanisés et industrialisés, où les principales sources de Cd sont les eaux usées industrielles, domestiques et celles du ruissellement des terres agricoles.

Tableau 5.2 Concentrations métalliques des sédiments en (mg/kg) de la zone d'étude comparé avec les sites locale Algérien et d'autres site au monde

Location	Elément								Références
	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	Fe	
Présente étude	1.71	34.99	124.37	63.31	201.64	178.08	127.39	25 045	-
<u>En Algérie</u>									
Golf d'Alger	Nd	Nd	40	Nd	33	132	59	35 000	(Benamar et al., 1999)
Oued Bouhamra	1.02	Nd	23.29	19.05	32.29	101.50	53.48	25 130	(Khaled-khodja et al., 2016)
Oued Saf-Saf	12.25	Nd	45.92	66.38	Nd	Nd	10.60	21067	(Rouidi et al., 2022)
Oued Rhumel	2,70	Nd	Nd	Nd	104	148	Nd	Nd	(Afri Mehennaoui et al., 2009)
Oued Seybouse	Nd	Nd	145.15	16.80	476.31	1140.65	9.50	2460.20	(Louhi et al., 2012)
Oued Chlef	1.68	Nd	102	Nd	122	288	191	0.1-0.6	(Belhadj et al., 2006)
Plaine de Mitidja	3.80	Nd	39.60	51.40	54.60	291.70	100.50	Nd	(Laribi et al. 2017)
Oued Boumerzoug	0,44	Nd	43.61	35.16	Nd	115.12	Nd	Nd	(Keddari et al., 2019)
<u>Dans le monde</u>									
Bassin de Sébou (Maroc)	0.21	10.59	41.05	31.40	20.27	111.83	101.23	30 230	(El Mrissani et al., 2021)
Région de Guangzhou (Chine)	1.41	Nd	170	30.8	204.6	601.2	107	Nd	(H. Zhou et al., 2022)
Rivière Day (Maroc)	1.27	Nd	108.62	Nd	109.01	100.13	102.27	26 241	(Barakat et al., 2012)
Rivière Buriganga (Bangladesh)	5.90	35	225	137	478	958	709	Nd	(Mohiuddin et al., 2011)
Fleuve Pra (Ghana)	7.28	Nd	Nd	72.66	132.86	35.62	167.60	1138.55	(Duncan et al., 2018)
UCC	0,1	12	14	19	17	52	35	30 890	(Wedepohl, 1995)

En ce qui concerne le Co, la concentration moyenne mesurée dans le site d'étude est de 34.99 mg/kg. Cette valeur est considérablement supérieure à la concentration moyenne de la croûte continentale (12 mg/kg) et dépasse également celle mesurée dans le bassin de Sebou (Maroc) (10.59 mg/kg) (El Mrissani et al., 2021). Cependant, elle est presque identique à la concentration mesurée dans le site de Burigana (Bangladesh) (35 mg/kg) (Mohiuddin et al., 2011).

Pour le Cu qui est le troisième contaminant, la concentration moyenne enregistrée dans le site d'étude est de 124.37 mg/kg, dépassant la valeur moyenne de la croûte continentale (14 mg/kg). Cette concentration est légèrement supérieure à celles enregistrées dans les sites de Chlef (102 mg/kg) et Day au Maroc (108,62 mg/kg), qui sont similaires en termes de sources de pollution (Belhadj et al., 2006; Barakat et al., 2012). Cependant, la valeur moyenne du Cu est inférieure à celle enregistrée dans le site de Burigana au Bangladesh (225 mg/kg) (Mohiuddin et al., 2011).

Pour le quatrième contaminant, le Ni, la concentration moyenne mesurée est de 63.31 mg/kg. Cette concentration est trois fois supérieure à la valeur moyenne de la croûte continentale (19 mg/kg) et légèrement supérieure à celle trouvée dans le sédiment du Mitidja (51.4 mg/kg) (Laribi et al., 2017). Cependant, la même concentration est inférieure à celle enregistrée dans le site de Burigana au Bangladesh (137 mg/kg) (Mohiuddin et al., 2011).

Pour les autres contaminants détectés dans les sédiments du site d'étude, les données du tableau indiquent que la concentration moyenne du Pb est de (201.6 mg/kg). Cette concentration dépasse la valeur moyenne de la croûte continental (17 mg/kg) (Wedepohl, 1995) et s'avère plus élevé que celle enregistrée au niveau du site de la baie d'Alger (33 mg/kg), bouharma (32.29 mg/kg), mitidja (54.6 mg/kg), tafna (43.37 mg/kg), Rhumel (104 mg/kg), day (Maroc) (109 mg/kg) et celle des sédiments du Cheliff (122 mg/kg). Cependant, elle est inférieure à celles du site de Burigana (Bangladesh) (478 mg/kg). La présence des concentrations élevées du Plomb dans les sédiments pourrait être attribuée aux activités humaines et aux apports atmosphériques associés aux émissions du trafic routier.

En ce qui concerne le Zn, il est également considéré comme un contaminant important dans le site d'étude, avec une concentration moyenne de 178.1 mg/kg, soit trois fois plus élevée que la valeur moyenne de la croûte continentale (52 mg/kg) (Wedepohl, 1995). La même valeur de concentration est supérieure à celle enregistrée dans d'autres sites tels que Tafna (74.31 mg/kg), Day (Maroc) (100.1 mg/kg), Bouharma (101.5 mg/kg), la baie d'Alger (132 mg/kg) et Rhumel (148 mg/kg). Cependant elle est inférieure à celles enregistrées dans les sites de Chlef (288 mg/kg), Mitidja (291.7 mg/kg) et Burigana (Bangladesh) (958 mg/kg).

Une autre substance contaminante détectée dans la zone d'étude est le Cr, dont la concentration moyenne est de 127.39 mg/kg. Elle dépasse largement la valeur moyenne de la croûte continentale (52 mg/kg) (Wedepohl, 1995). Cette concentration est également supérieure à celles des sites Tafna (40.83 mg/kg), Bouharma (53.48 mg/kg), baie d'Alger (59 mg/kg), Mitidja (100.5 mg/kg) et Day (Maroc) (102.27 mg/kg). Cependant, elle est inférieure à celles des sites de Cheliff (191 mg/kg) et de Burigana (Bangladesh) (709 mg/kg). Les rejets urbains et industriels sont généralement considérés comme des sources probables de contamination au Zn et du Cr (X. Li et al., 2001).

En ce qui concerne le Fe, le dernier contaminant détecté dans le sédiment de la zone d'étude, sa concentration moyenne est de 25 045 mg/kg. Cette valeur est inférieure à la valeur moyenne de la croûte continentale (30 890 mg/kg). Cependant, la comparaison avec les données des sites de Bouharma (25 130 mg/kg) et de Day (26 241 mg/kg) montre des résultats similaires pour le site d'étude. Ces résultats suggèrent que la présence de Fe dans la zone d'étude est d'origine naturelle, provenant de la croûte terrestre (Louhi et al., 2012).

L'ensemble des résultats ainsi présentés militent pour la mise en place d'une stratégie adaptée pour la lutte contre la pollution et la préservation de l'environnement.

La comparaison des concentrations de métaux lourds dans les sédiments de Saïda avec d'autres bassins montre l'ampleur de la pollution et suggère des stratégies de gestion basées sur ces exemples similaires.

5.5 Concentrations de métaux lourds dans les sédiments limoneux urbains : analyse et comparaison

Cette phase propose une analyse détaillée de la contamination métallique des sédiments limoneux provenant des systèmes d'assainissement urbains de la zone d'étude de Saïda. Les analyses globales des échantillons ont révélé des niveaux élevés de pollution métallique. Cependant, en raison de leur important rôle dans le transport et le stockage des polluants, une analyse spécifique des particules limoneuses, en raison de leur petite taille et de leur grande surface spécifique, est indispensable pour comprendre pleinement la dynamique de la contamination.

L'ensemble des analyses permet une caractérisation fine de la fraction limoneuse qui apporte un éclairage complémentaire à l'étude globale des sédiments. Elle permet aussi une meilleure compréhension des processus de contamination dans les réseaux d'assainissement urbains.

Le tableau 5.3 présente les résultats des mesures de matière organique ainsi que les concentrations des métaux lourds Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et le Fe, dans la fraction limoneuse des sédiments urbains. L'analyse des résultats du tableau, révèle que la concentration moyenne des métaux diminue selon l'ordre suivant : Fe > Pb > Zn > Cr > Cu > Ni > Co > Cd. Les concentrations en Fe dans les sédiments limoneux sont majoritairement inférieures à la valeur de référence moyenne UCC de 30 890 mg/kg, indiquant sa source naturelle. La valeur moyenne de ces concentrations est de 25 045 mg/kg.

Cependant, les concentrations moyennes des autres métaux sont supérieures aux valeurs de référence de l'UCC (Wedepohl, 1995) . Ceci peut être attribué à des sources anthropiques telles que les rejets industriels, les eaux de ruissellement provenant des espaces, toitures, voiries et dépôts atmosphériques (Fatmi et al., 2023).

Tableau 5.3 Concentrations de métaux lourds dans les sédiments urbains de la ville de Saida au cours des événements pluviaux

	MO	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Fe
	%	Mg·kg ⁻¹							
E 1	6.13	0.63	32.15	113.55	65.05	37.95	235.95	86.00	20360.00
E 2	5.47	1.53	32.60	120.65	113.65	50.40	219.45	225.00	26000.00
E 3	6.46	1.34	37.95	127.05	147.60	72.85	202.70	67.25	21980.00
E 4	5.80	1.97	34.10	123.80	116.10	63.60	145.75	250.25	21855.00
E 5	6.50	2.35	41.70	192.95	167.15	83.85	248.25	154.00	36480.00
E 6	3.30	2.48	31.45	68.20	154.80	71.20	157.75	286.00	23595.00
UCC		0.10	12	14	35	19	17.00	52.00	30890.00

Durant les événements pluvieux, la teneur en Cd varie de 0.63 à 2.48 mg/kg. Sa moyenne qui est de 1.71 mg/kg est supérieur de 17 fois à la valeur de l'UCC (0.1 mg/kg). En revanche, la teneur en Co varie de 31.45 à 41.7 mg/kg, avec une moyenne de 34.99 mg/kg, trois fois supérieure à la valeur de UCC (12 mg/kg). La teneur en Cu varie de 68.2 à 192.95 mg/kg, avec une moyenne de 124.37 mg/kg, neuf fois supérieure à la valeur de UCC (14 mg/kg). La teneur en Cr varie de 65.05 à 167.15 mg/kg, avec une moyenne de 127.39 mg/kg, neuf fois supérieure à la valeur de UCC (14 mg/kg). La teneur en Ni varie de 37.95 à 83.85 mg/kg, avec une moyenne de 63.30 mg/kg, trois fois supérieure à la valeur de UCC (19 mg/kg).

La teneur en Pb varie de 145.75 à 248.25 mg/kg, avec une moyenne de 201.64 mg/kg, dix-sept fois supérieure à la valeur de UCC (17 mg/kg). La teneur en Zn varie de 67.25 à 286 mg/kg, avec une moyenne de 178.08 mg/kg, trois fois supérieure à la valeur de UCC (52 mg/kg). La teneur en Fe varie de 20 360 à 36 480 mg/kg, avec une moyenne de 25 045 mg/kg, qui est inférieur à la valeur de UCC (30 890 mg/kg). Toutes les valeurs moyennes de métaux lourds étaient supérieures à leurs valeurs de UCC sauf le Fe ; en particulier Cd, Pb et Cu étaient largement supérieurs à leurs valeurs de fond, ce qui indique que les sédiments sont gravement contaminés par les métaux lourds (Fatmi et al., 2024).

Afin d'évaluer l'ampleur de la contamination, les concentrations de métaux lourds dans les échantillons des fractions limoneuses des sédiments sont comparées aux données d'autres zones similaires en Algérie et dans le monde (Tableau 5.4).

Tableau 5.4 Concentrations de métaux lourds dans les sédiments urbains en Algérie et à l'international

Location	Eléments								Références
	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	Fe	
Présente étude	1.71	35.0	124.4	63.3	201.6	178.1	127.4	25 045	-
En Algérie									
Plaine de Mitidja	3.8	Nd	39.6	51.4	54.6	291.7	100.5	44 932	(Laribi et al., 2017)
Oued Boumerzoug	0,44	Nd	43.6	35.2	Nd	115.1	Nd	Nd	(Keddari et al., 2019)
Oued Saf-Saf	12.25	Nd	45.9	66.4	Nd	Nd	10.6	21 067	(Rouidi et al., 2022)
Oued Rhumel	0.94	Nd	46.2	Nd	78.8	146.8	Nd	Nd	(Hizir et al., 2023)
Dans le monde									
Fleuve Pra (Ghana)	7.28	Nd	Nd	72.7	132.8	35.6	167.6	1 138	(Duncan et al., 2018)
Bassin de Copiapó (Chili)	0.31	20	125	30.3	31.3	111.7	57	49 300	(Izquierdo et al., 2020)
Rivière Hai (Chine)	0.26	Nd	74.2	44.6	36.1	89.4	92.1	Nd	(Kang et al., 2020)
Rivière Hunza, Pakistan	1.11	11.7	36.4	52.6	14.9	54.3	62.3	39 000	(Ahmad et al., 2020)
Rivière Dor, Pakistan	2.99	19.4	Nd	13.4	56.7	57.0	13.9	526	(Amin et al., 2021)
Golfé Persique, Iran	0.20	8.0	13	50	9.0	34	70	21 800	(Vaezi, 2023)
Bassin du Sébou (Maroc)	0.21	10.6	41.0	31.4	20.3	111.8	101.2	30 230	(El Mrissani et al., 2021)
Lac Erhai (Chine)	1.29	Nd	65.1	57.5	50.2	135	101.6	Nd	(Yu et al., 2021)
Région de Guangzhou (Chine)	1.41	Nd	170	30.8	204.6	601.2	107	Nd	(H. Zhou et al., 2022)
UCC	0.1	12	14	19	17	52	35	30 890	(Wedepohl, 1995)

D'après les données du tableau 6.2, il est observé une nette différence dans les niveaux de concentration de Cd entre le site de Saïda et d'autres sites en Algérie. À Saïda, avec une concentration

de 1.71 mg/kg, le Cd détecté provient principalement des effluents urbains et agricoles qui transportent ce métal à travers le lessivage des sols (Fatmi et al., 2023).

En revanche, dans des sites comme Boumerzoug (0,44 mg/kg) et Rhumel Oued (0.94 mg/kg), les concentrations plus faibles sont surtout dues aux rejets industriels et résidentiels, ainsi qu'à l'usage d'engrais (Keddari et al., 2019; Hizir et al., 2023). La plaine de Mitidja, où la concentration atteint 3,8 mg/kg, est principalement touchée par des activités de galvanoplastie et de métallurgie (Laribi et al., 2019). Quant à la rivière Saf-Saf, avec 12.25 mg/kg, elle est probablement affectée par l'érosion des sols, l'utilisation d'engrais et les activités industrielles, urbaines, et routières (Rouidi et al., 2022).

En comparant ces résultats avec ceux d'autres régions du monde, des écarts importants apparaissent. Par exemple, la rivière Hunza au Pakistan présente une concentration de Cd de 1.11 mg/kg, liée à l'enrichissement naturel des roches ignées (Ahmad et al., 2020). À la rivière Dor, toujours au Pakistan, les niveaux de cadmium sont plus élevés (2.3 mg/kg) à cause de l'érosion des roches, de l'utilisation d'agrochimiques et des rejets d'eaux usées (Amin et al., 2021). Enfin, le fleuve Pra au Ghana affiche une concentration encore plus élevée (7.3 mg/kg), en raison de l'exploitation minière illégale (Duncan et al., 2018). Ces différences illustrent à quel point les activités humaines, les particularités géologiques et les pratiques environnementales peuvent influencer la pollution par le cadmium dans ces régions (Fatmi et al., 2024).

Pour le Co, Saïda affiche des concentrations de 34.99 mg/kg, nettement supérieures à celles d'autres régions du monde comme le bassin du Sébou au Maroc (10.59 mg/kg) ou le bassin de Copiapó au Chili (20 mg/kg) (El Mrissani et al., 2021; Izquierdo et al., 2020). Dans ces derniers cas, le Co provient surtout de sources naturelles, l'altération des minéraux jouant un rôle majeur. À la rivière Hunza au Pakistan (11.7 mg/kg) et à la rivière Dor (19.4 mg/kg), des niveaux intermédiaires sont observés, toujours dus à des processus géologiques (Ahmad et al., 2020; Amin et al., 2021). Cela souligne l'influence combinée des sources géologiques et des activités humaines sur les variations des niveaux de Co dans chaque région (Fatmi et al., 2023).

En ce qui a trait au Cu, la concentration mesurée à Saïda s'élève à 124.37 mg/kg, ce qui la place largement au-dessus des niveaux observés dans d'autres sites en Algérie. Dans cette région, les déchets des véhicules, les eaux usées, les engrais et les produits phytosanitaires ont une importance capitale selon Fatmi et al. (2023). En contraste, il est observé que la plaine de Mitidja présente une concentration nettement moindre (39,6 mg/kg), vraisemblablement en raison d'une influence humaine moins prononcée (Laribi et al., 2017). Des concentrations de Cu modérées ont été relevées dans la

rivière Boumerzoug (43.6 mg/kg) et dans la rivière Saf-Saf (45.9 mg/kg) (Keddari et al., 2019; Rouidi et al., 2022). La région de Guangzhou en Chine présente une concentration significativement plus élevée de 170 mg/kg, principalement attribuable aux déversements industriels dans cette zone fortement urbanisée (H. Zhou et al., 2022). Ces résultats mettent en évidence que les fluctuations importantes des concentrations de Cu à l'échelle mondiale sont principalement attribuables aux activités anthropiques dans les bassins versants (Fatmi et al., 2024).

Le niveau de Ni à Saïda, avec ses 63,3 mg/kg, dépasse celui enregistré dans la plupart des autres régions d'Algérie. Il est notamment supérieur à Boumerzoug (35.2 mg/kg) et à la plaine de Mitidja (51.4 mg/kg), mais reste légèrement en deçà de celui relevé dans la rivière Saf-Saf (66.38 mg/kg) (Keddari et al., 2019; Laribi et al., 2017; Rouidi et al., 2022). À une échelle plus globale, la concentration en Ni à Saïda est inférieure à celle du fleuve Pra au Ghana (72.7 mg/kg), où les activités minières ont un impact notable (Duncan et al., 2018).

En ce qui concerne le Pb, Saïda enregistre la plus forte concentration parmi tous les sites algériens, avec 201.6 mg/kg. Ce chiffre dépasse même celui relevé dans le fleuve Pra au Ghana (132.86 mg/kg) et se rapproche des niveaux observés à Guangzhou, en Chine (204.60 mg/kg). Alors que la pollution au Pb au Ghana est en grande partie due à des activités minières illégales, à Guangzhou, ce sont surtout l'urbanisation rapide et l'activité industrielle qui en sont responsables (Duncan et al., 2018; H. Zhou et al., 2022). À Saïda, l'industrie locale et le trafic routier sont pointés du doigt comme les principales sources de cette forte concentration en Pb (Fatmi et al., 2023). Cela met en lumière l'impact des activités humaines, telles que la circulation automobile et les émissions polluantes, dans la contamination au Pb observée dans ces différentes régions (Fatmi et al., 2024).

La teneur en Zn à Saïda s'élève à 178.1 mg/kg. Elle est légèrement plus élevée que celle enregistrée à Oued Rhumel (146.8 mg/kg), mais nettement inférieure à celle de la plaine de Mitidja en Algérie (291.7 mg/kg) (Hizir et al., 2023; Laribi et al., 2017). Ces disparités peuvent être attribuées à la diversité des origines de la pollution. Par conséquent, dans d'autres localités comme la plaine de Mitidja, on constate une prépondérance des déchets urbains et industriels, alors qu'à Saïda, ce sont principalement les activités industrielles et urbaines qui sont responsables de cette situation (Fatmi et al., 2023). De plus, une comparaison avec des sites à l'échelle mondiale révèle que la concentration en Zn à Saïda est nettement plus faible que celle de Guangzhou, en Chine (601.20 mg/kg) (H. Zhou et al., 2022). En effet, la région de Guangzhou est réputée pour son développement industriel intense. Il est manifeste que la source industrielle de Guangzhou est le principal facteur de la pollution au Zn.

La concentration en Cr à Saïda s'élève à 127.39 mg/kg. Elle dépasse la valeur mesurée à Saf-Saf (10.6 mg/kg) et à Mitidja (100.5 mg/kg) en Algérie (Laribi et al., 2017; Rouidi et al., 2022). En comparaison avec les sites à l'échelle mondiale, la concentration en Saïda est plus faible que celle de la rivière Pra au Ghana (167.60 mg/kg), mais plus élevée que celle de la rivière Hai en Chine (92.09 mg/kg) et du lac Erhai en Chine (101.60 mg/kg) (Duncan et al., 2018; Kang et al., 2020; Yu et al., 2021). La concentration élevée en Cr à Saïda semble être liée principalement au développement des activités industrielles et urbaines. En revanche, dans d'autres régions où les concentrations en Cr sont plus faibles, comme la plaine de Mitidja en Algérie (100,50 mg/kg) ou le Golfe Persique en Iran (70,00 mg/kg), l'origine géologique naturelle prédomine (Laribi et al., 2017; Vaezi, 2023). Cette comparaison met en évidence l'influence des facteurs anthropiques sur les teneurs en métaux lourds dans les sédiments, tout en soulignant le rôle des sources géologiques dans certaines zones moins impactées par les activités humaines.

Les sédiments de la zone d'étude de Saïda affichent une concentration moyenne en Fe de 25 045 mg/kg. Cette valeur est similaire à celle observée sur les sites de la rivière Saf-Saf en Algérie (21 067 mg/kg) et dans le bassin du Sebou au Maroc (30 230 mg/kg). Ces résultats démontrent que la présence de fer dans la zone examinée provient naturellement de la croûte terrestre (Rouidi et al., 2022; El Mrissani et al., 2021).

En guise de conclusion, l'étude comparative révèle que les fluctuations des niveaux de métaux présents dans les sédiments urbains de Saïda résultent de diverses sources de pollution, telles que les activités industrielles, agricoles et urbaines. Les niveaux élevés de Cd et de Cu à Saïda proviennent des résidus provenant des secteurs agricole et urbain, alors que les taux de Pb et de Zn sont principalement impactés par la circulation routière et les opérations industrielles. Il y a également une contribution substantielle d'origine naturelle en ce qui concerne le Co, le Cr et le Ni, provenant de l'écorce terrestre. Par conséquent, les mécanismes naturels sont principalement à l'origine de la présence de Fe dans les dépôts sédimentaires (Fatmi et al., 2023; Fatmi et al., 2024).

5.6 Evolution des concentrations de métaux lourds et de matière organique dans les sédiments limoneux par rapport aux normes de qualités

Le tableau 5.5 présente les résultats des mesures des paramètres physico-chimiques tels que le pourcentage de la matière organique ainsi que les concentrations de métaux lourds Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et le Fe.

Tableau 5.5 Variation des concentrations des métaux lourds et de la matière organique dans les sédiments limoneux par rapport aux seuils des directives de qualité des sédiments

	MO	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Fe
	%	Mg·kg ⁻¹							
E 1	6.13	0.63	32.15	113.55	65.05	37.95	235.95	86.00	20360.00
E 2	5.47	1.53	32.60	120.65	113.65	50.40	219.45	225.00	26000.00
E 3	6.46	1.34	37.95	127.05	147.60	72.85	202.70	67.25	21980.00
E 4	5.80	1.97	34.10	123.80	116.10	63.60	145.75	250.25	21855.00
E 5	6.50	2.35	41.70	192.95	167.15	83.85	248.25	154.00	36480.00
E 6	3.30	2.48	31.45	68.20	154.80	71.20	157.75	286.00	23595.00
UCC		0.10	12	14	35	19	17.00	52.00	30890.00
TEL		1	Nd	31.60	43.40	22.70	35.80	121	Nd
PEL		4.98	Nd	149	111	48.60	128	459	Nd
% < TEL		16.66		0.0	0.0	0.0	0.0	33.33	
% entre TEL et PEL		83.33		83.33	16.66	16.66	0.0	66.66	
% > PEL		0.0		17	83.33	83.33	100	0.0	

En référence aux seuils des directives sur la qualité des sédiments (MacDonald et al., 2000), l'analyse des résultats des échantillons des sédiments, révèle que la majorité des concentrations de métaux lourds dépassent les seuils limites de qualité (TEL : threshold effect content). Ainsi, le Zn dépasse le TEL dans 66 % des échantillons, tandis que le Cd le dépasse dans 83 % des échantillons. Pour les autres métaux, les concentrations des échantillons dépassent entièrement le TEL durant tous les événements.

Par ailleurs, l'analyse des échantillons révèle également que les concentrations en Zn, Cd et le Cu se situaient majoritairement entre le seuil d'effet chronique (TEL) et le seuil de pollution écotoxicologique (PEL) (Copaja & Muñoz, 2018). Plus précisément, 66 % des échantillons présentaient une teneur en Zn et 83 % une teneur en Cd comprises dans cette fourchette. De la même manière, 83 % des échantillons avaient une concentration en Cu entre le TEL et le PEL. Néanmoins, pour ce dernier élément, 16 % des échantillons dépassaient le seuil de pollution PEL, révélant des taux supérieurs au niveau considéré comme toxique (Jaskuła et al., 2021).

De plus, le Cr et le Ni dépassent le seuil critique PEL dans 83 % des échantillons, et le Pb dépasse ce seuil dans tous les échantillons. Ces métaux sont donc identifiés comme ayant un potentiel d'effets

nocifs sur les organismes aquatiques de la zone d'étude. Ces constatations peuvent s'expliquer par les propriétés éco-toxicologiques de ces métaux (Naz et al., 2022).

L'analyse a révélé que le Cr, Ni et le Pb dépassent dans une large proportion les seuils d'écotoxicité. En effet, 83% des échantillons présentent des teneurs en Cr et Ni supérieures au seuil de pollution écotoxicologique (PEL), et la totalité des échantillons pour le Pb. Ces métaux, connus pour leur toxicité (Mohajane & Manjoro, 2022), sont donc identifiés comme facteurs de risques pour les organismes vivant dans la zone étudiée (Sudarshan et al., 2020).

Le dépassement systématique du seuil PEL pour ces trois métaux s'explique par leurs propriétés écotoxiques pouvant engendrer des effets nocifs chez les espèces exposées, dans des proportions variables selon les teneurs mesurées (Zhang et al., 2017).

5.7 Évaluation et analyse de la pollution dans les sédiments limoneux

Une fois les concentrations de métaux lourds dans les sédiments limoneux urbains déterminées par une analyse de caractérisation et l'ampleur de la contamination évaluée en les comparant aux données d'autres zones similaires en Algérie et dans le monde, il devient essentiel d'identifier la contamination des sols par ces métaux lourds, d'évaluer la qualité des sédiments et d'estimer les effets potentiels sur les écosystèmes environnants (Kowalska et al., 2018).

Afin d'atteindre cet objectif, il est recommandé d'utiliser des indices et des critères d'évaluation. Cette approche permet de catégoriser les sédiments en fonction de leur niveau de contamination et d'évaluer de manière précise les taux de pollution qui y sont présents (X. Zhou et al., 2022).

5.7.1 Estimation du degré de contamination (C_d) et du Facteur de contamination (C_f)

En se référant aux valeurs de degré de contamination (C_d) présentées dans la Figure 5.11, les échantillons de sédiments examinés présentent un degré de contamination très élevé ($32 \leq C_d$), indiquant une forte pollution métallique. La valeur minimale du degré de contamination est de 37.14 et a été enregistrée au début des précipitations. En revanche, la valeur maximale de 68.64 a été enregistrée lors du cinquième événement pluvial.

Par ailleurs, l'analyse des valeurs du facteur de contamination (C_f) présentées dans la Figure 5.12 montre que les sédiments sont fortement contaminés par les métaux tels que le Cu, Pb et Cd, dont les valeurs moyennes sont respectivement de 08.88, 11.86 et 17.13, dépassant les valeurs de référence de classification ($C_f > 6$).

De plus, les concentrations moyennes mesurées pour le Ni, Zn et le Cr sont respectivement de 3.33, 3.42 et 3.64. Selon la classification de Hakanson (1980), ces valeurs se situent dans la plage de contamination considérable ($3 < C_f < 6$). Par conséquent, la contamination par ces éléments est considérée comme importante. Le Co présente un caractère de contamination modéré ($C_f < 3$), tandis que le Fe ne montre aucune contamination.

Le caractère élevé de contamination constaté pour certains éléments est dû principalement aux apports sédimentaires anthropiques contaminés, tels que les rejets industriels et les activités humaines, notamment le trafic routier. Lors de lessivage des routes et des surfaces, les sédiments sont transportés par les eaux de ruissellement vers l'exutoire, lieu d'extraction des échantillons, objet des analyses de la présente étude (Fatmi et al., 2023).

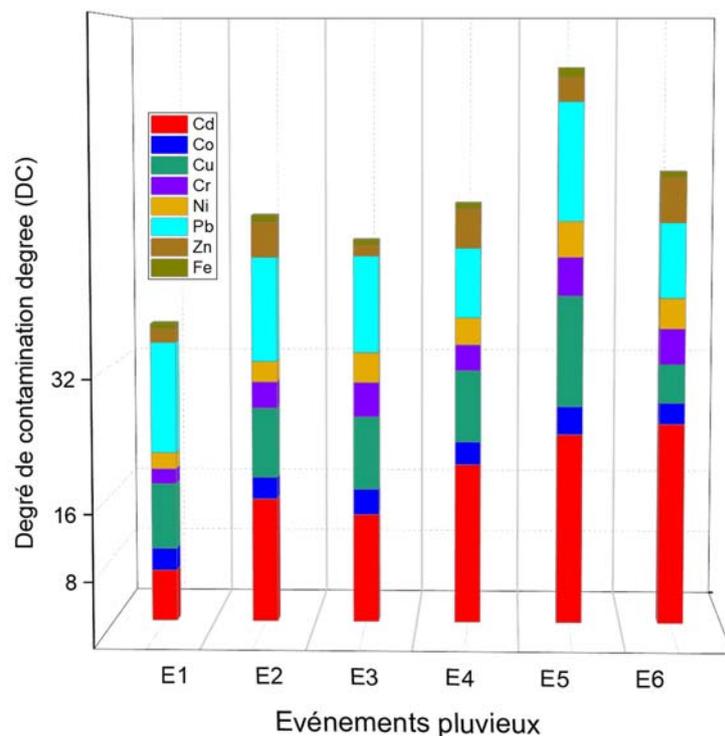


Figure 5.11 Degré de contamination (CD)

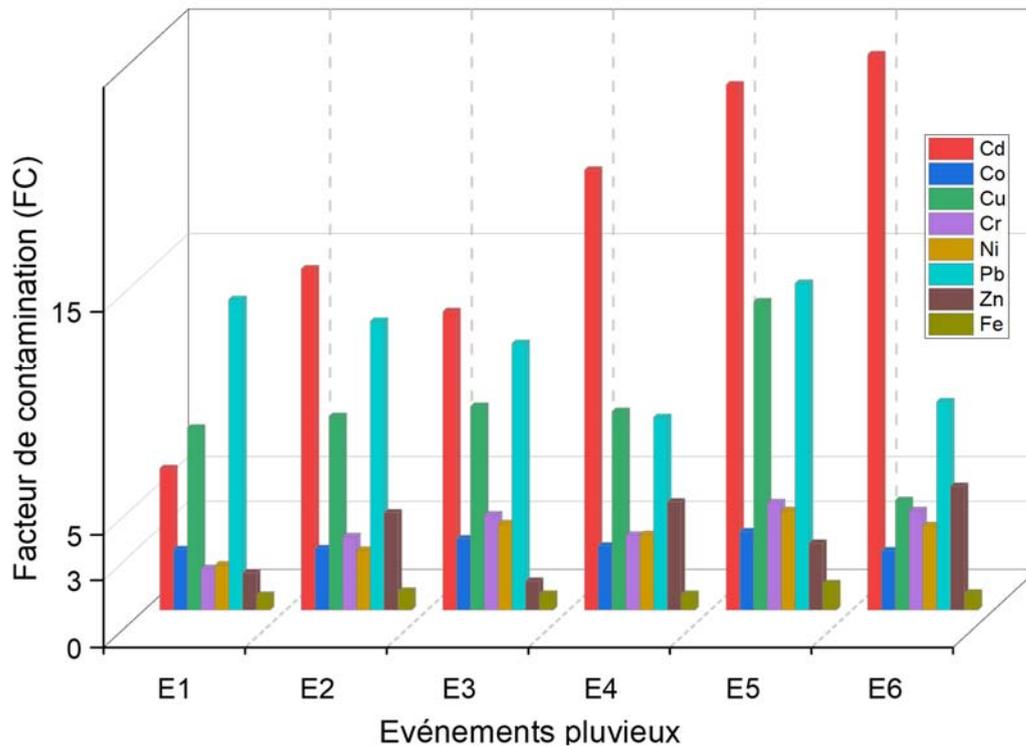


Figure 5.12 Facteur de contamination (CF)

5.7.2 Evaluation du Facteur d'enrichissement (FE)

La Figure 5.13 présente les valeurs du facteur d'enrichissement calculées pour chaque événement dans le sédiment. Les résultats indiquent que tous les sédiments présentent des enrichissements en métaux d'origine anthropique, à l'exception du Fe dont la valeur est inférieure au seuil critique ($FE < 1,5$) selon la classification de Birch and Olmos (2008). Les valeurs de Fe sont donc attribuées à des sources naturelles.

En référence à la classification de Birch and Olmos (2008), les résultats obtenus permettent de classer les différents métaux selon leur niveau d'enrichissement dans les sédiments étudiés :

Dans toutes les fractions de sédiments, le Cd présente un enrichissement sévère à extrêmement sévère avec une valeur maximale de 32.47. Cet enrichissement est attribué au trafic routier renforcé par le lessivage des terres agricoles du bassin chargées engrais et pesticides (Kouidri et al., 2016).

Le Pb et le Cu présentent un enrichissement sévère ($10 > FE > 25$), avec des valeurs moyenne de 14.96 et 10.97. Cet enrichissement est attribué à la combinaison des rejets industriels et du trafic routier (Lai et al., 2013).

Le Co, Ni, Zn et le Cr, le présentent un enrichissement modéré, avec des valeurs moyennes respectives de 3.69, 4.16, 4.33 et 4.52. Ce niveau d'enrichissement peut être attribué à la croûte terrestre en tant que source prédominante de ces éléments, ainsi qu'à des processus naturels d'altération associés à des rejets domestiques, avec une faible contribution du trafic routier (Nawrot et al., 2020).

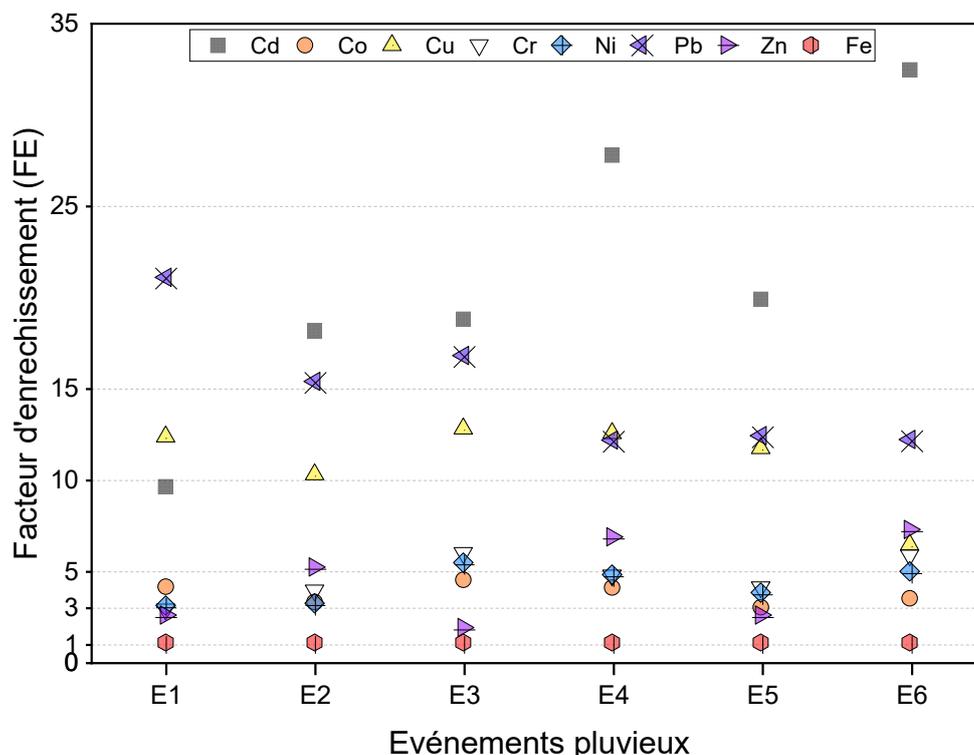


Figure 5.13 Evaluation du Facteur d'enrichissement (FE)

5.7.3 Appréciation de l'indice de géo-accumulation

Les résultats des valeurs de l'indice de géo-accumulation (I_{geo}) présentés dans la figure 5.14 reflètent le même degré et la même étendue de polluants, déjà mis en évidence avec les facteurs de contamination et d'enrichissement. Ces résultats confirment également les sources anthropiques de la pollution.

Finalement, les résultats indiquent que les sédiments examinés sont fortement, voire significativement, contaminés en Cd, avec un taux I_{geo} maximum de 4.05. Les valeurs les plus élevées pour Cu, Cr et Pb sont respectivement de 3.20, 2.99 et 3.28, classant ainsi ces sédiments comme modérément à sévèrement infectés. Les valeurs I_{geo} maximales pour Ni et Zn, qui sont respectivement égales à 1.56 et 1.87, confèrent aux sédiments un caractère légèrement pollué (Lai et al., 2013).

Enfin, pour le Fe et le Co, les valeurs de l'Igeo sont inférieures à zéro, indiquant l'absence de contamination de ces éléments dans les sédiments et que leur source est principalement la croûte terrestre ou les processus naturels d'altération (Hossen et al., 2017).

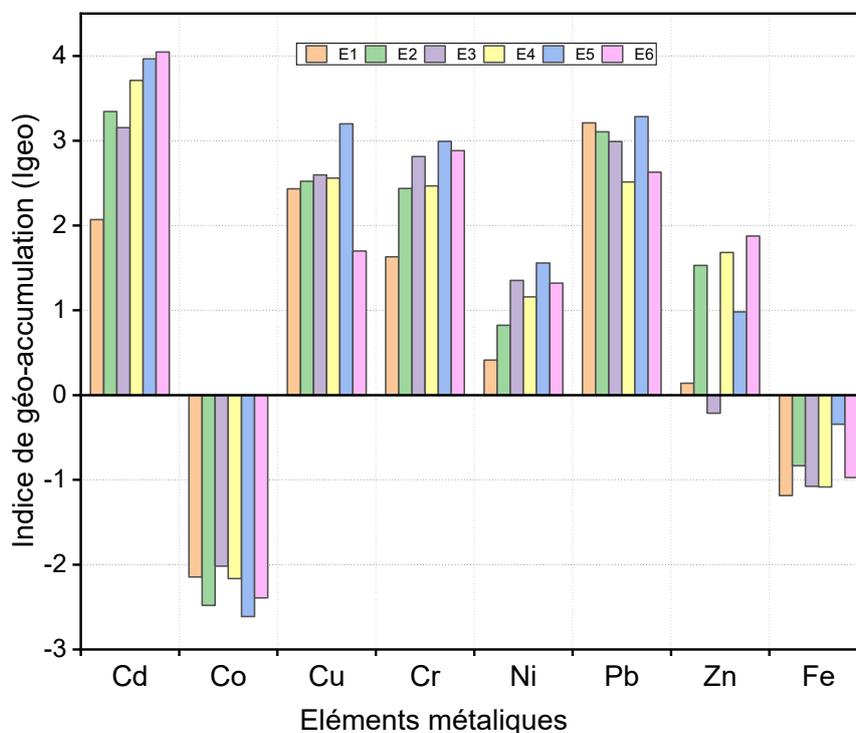


Figure 5.14 Indice de géo-accumulation (Igeo)

5.7.4 Evaluation du risque écologique (RI) et Indice risque potentiel (PER)

En considérant les indices et facteurs de pollution restants, tels que le facteur de risque écologique (RI), l'indice de risque écologique (PER) et la classification de Hakanson (1980), les résultats présentés dans la Figure 5.15 montrent clairement que les sédiments étudiés présentent un risque écologique certain. Pour les trois premiers événements, les valeurs enregistrées pour les sédiments varient de 337.62 à 624.32 ce qui correspond à une plage d'indice du risque écologique considérable ($300 < \text{PER} < 600$), selon la classification de Hakanson (1980).

Cependant, pour les trois derniers événements, les valeurs de l'indice sont supérieures à 600 ($\text{PER} > 600$), indiquant un potentiel écologique sévère. De plus, l'analyse des résultats de cet indice en fonction de la granulométrie montre que les valeurs moyennes de (PER) est de 677.42. Cela suggère que pour tous les événements, les fractions présentent un potentiel écologique sévère.

En résumé, toutes les valeurs de l'indice du risque écologique (RI) sont supérieures à la valeur critique de 300, confirmant que les sédiments examinés sont contaminés par des polluants métalliques à un niveau élevé à sévère. En somme, l'analyse de l'ensemble des résultats conduisent à classer les éléments contaminants selon leur facteur de risque écologique (RI) dans l'ordre suivant : Cd > Pb > Cu > Zn > Ni > Co > Cr > Fe.

Par ailleurs, l'exploration de la figure 5.16 révèle que le Cd présente le niveau de risque écologique le plus élevé, avec des valeurs allant de 55.98 % à 83.90 %. Cette valeur est presque identique à celle trouvée par Madadi et al. (2023). Ce résultat se trouve cohérent avec la forte concentration de Cd et son important niveau de pollution, précédemment exposé. Cette pollution est principalement causée par des activités humaines telles que l'industrie et les émissions du trafic (Vaezi et al., 2023). En revanche, les valeurs du facteur de risque écologique pour le Cu et le Pb sont modérées. Cependant, les valeurs de (RI), pour le Zn, Co, Ni, Cr et le Fe, se situent dans la plage de faible risque écologique (RI < 40).

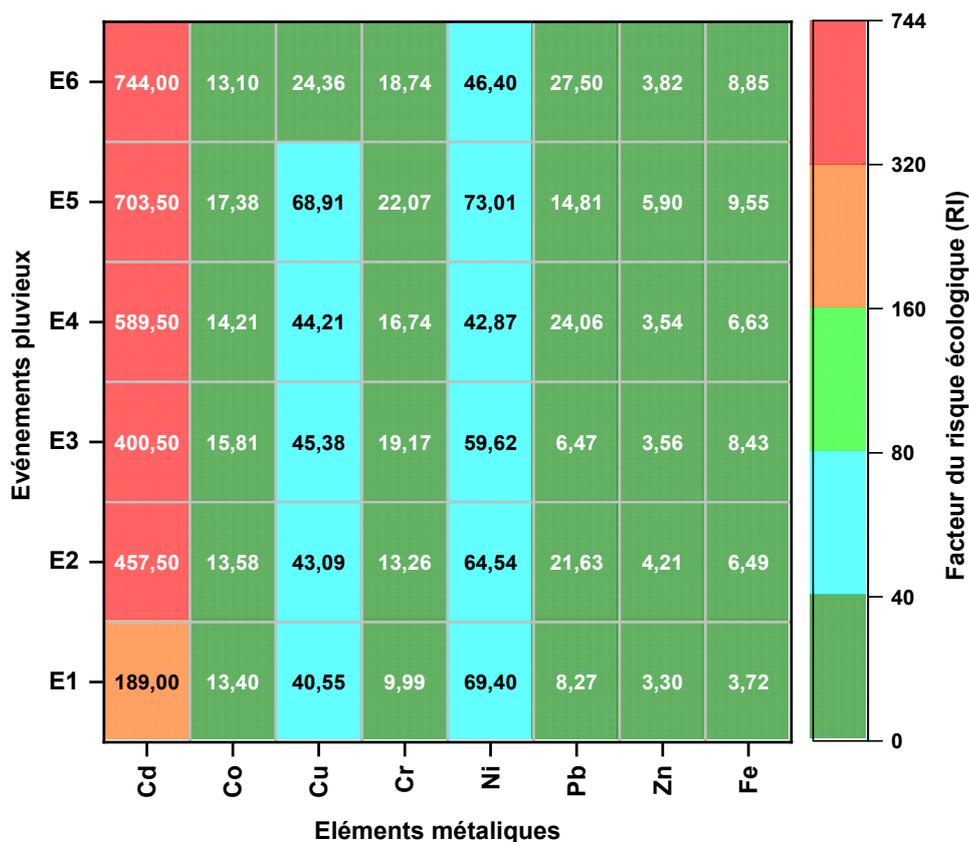


Figure 5.15 Le facteur du risque écologique (RI) et Indice risque potentiel (PER)

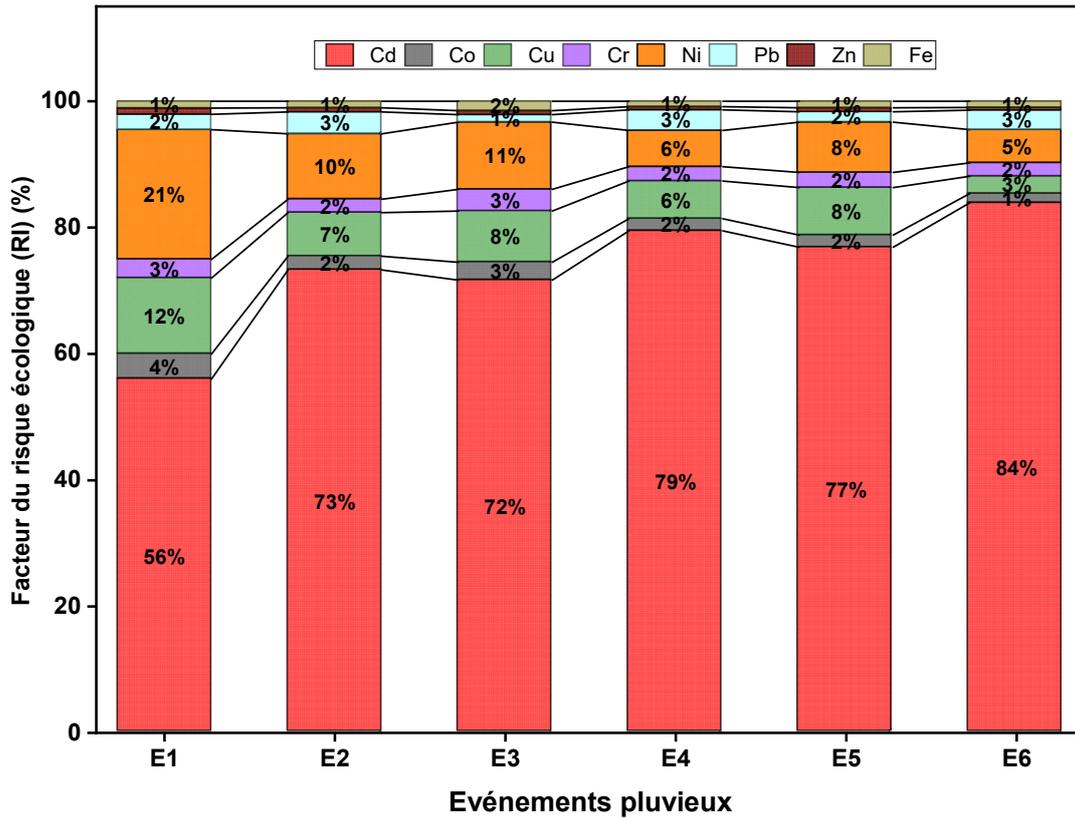


Figure 5.16 Contribution des éléments métallique aux risque écologique

5.8 Conclusion

Dans ce chapitre, l'analyse de la pollution des sédiments dans le bassin urbain de Saïda est présentée, en identifiant et évaluant les principaux contaminants. Les concentrations les plus élevées de métaux ont été attribuées à l'accumulation de sédiments dans le réseau d'assainissement et sur les surfaces du bassin pendant les périodes sèches. Ces dépôts, perturbés par les pluies, causent des épisodes successifs de pollution. L'auto-curage et la réduction des matières organiques, qui adsorbent les métaux, sont les principales méthodes de réduction de la pollution. Cependant, la pollution se régénère en raison de l'accumulation continue de sédiments pendant les périodes sèches prolongées. Les variations de pollution résultent d'échanges physico-chimiques comme l'adsorption et les interactions entre particules, influencés par les conditions environnementales telles que l'intensité des précipitations et la durée de séjour des dépôts. Ces facteurs sont déterminants pour l'équilibre du réseau d'assainissement, qui fonctionne à la fois comme réacteur et transporteur.

Les concentrations de Fe sont restées en dessous des valeurs de référence, indiquant une origine naturelle. En revanche, les autres métaux ont dépassé les valeurs de référence de l'UCC, suggérant une pollution anthropique due aux rejets industriels et aux eaux de ruissellement urbaines. Les indices

de pollution des sédiments révèlent un degré de contamination élevé, avec le Cd contribuant significativement au risque écologique.

Par ailleurs, les résultats, des analyses par élément contaminant, des sédiments limoneux issus de l'assainissement urbain dans la zone d'étude, montrent que les concentrations en Fe restent en dessous des valeurs moyennes de référence, indiquant une origine naturelle. En revanche, les concentrations des autres métaux dépassent les valeurs de référence de l'UCC, suggérant une contribution anthropique à la pollution, notamment les rejets industriels, les eaux de ruissellement provenant des zones urbaines, des toitures, des voiries et des dépôts atmosphériques.

Les mêmes résultats révèlent que les concentrations de métaux lourds, notamment le Zn, Cd, Cu, Cr, Ni et Pb, dépassent fréquemment les seuils écotoxicologiques, indiquant un risque important pour les organismes aquatiques de la zone étudiée.

En outre, les résultats de l'analyse des facteurs et indices de pollution des mêmes sédiments révèlent un degré de contamination très élevé dans la zone d'étude. Les résultats du facteur de contamination (CF) et de l'indice de géo-accumulation (Igeo) montrent le même ordre de classement des contaminants, à savoir : $Cd > Cu > Pb > Cr > Zn > Ni > Co$. Quant au facteur d'enrichissement (FE), les résultats indiquent que les sédiments sont enrichis en métaux lourds d'origine anthropique, à l'exception du Fe qui est d'origine naturelle. Les sédiments examinés présentent clairement un potentiel de risque écologique (PER) certain, où le Cd contribue à plus de la moitié du risque écologique (RI).

Chapitre 6

Analyse statistique multivariée pour l'identification des sources de contamination dans les sédiments

6.1 Introduction

L'identification des sources, la compréhension et l'interprétation de la contamination des sédiments provenant des rejets urbains par les polluants métalliques sollicitent une analyse statistique détaillée. Cette approche quantitative permet non seulement de décrire les caractéristiques des échantillons, mais aussi d'identifier les relations entre les différents contaminants et de déterminer leurs sources potentielles d'origine et combinées.

En général, une analyse statistique débute par une phase descriptive visant à repérer les anomalies et à étudier les liens entre les variables (McCue, 2007 ; Green et al., 2023). Cette analyse descriptive se divise en deux catégories principales : (1) Les mesures de tendance centrale et (2) Les mesures de dispersion. Les premières, qui comprennent la moyenne et la médiane, donnent une indication de la valeur « moyenne de la contamination » de l'ensemble des échantillons, d'où l'ampleur de la pollution. Les secondes, qui incluent l'écart-type, la variance, ainsi que les valeurs minimales et maximales, fournissent des informations sur la variabilité ou l'étalement des données et donnent des indications sur l'activité des éléments examinés dans l'environnement examiné (Gudivada, 2017 ; Lee, 2020). Enfin, les tests de normalité de Kolmogorov-Smirnov (K-S) qui sont par la suite appliqués, sont utilisés pour évaluer la distribution des données (Otsu & Taniguchi, 2020).

Suite à la phase descriptive, des analyses statistiques multivariées sont réalisées sur les concentrations de métaux lourds et de matières organiques dans le but d'examiner leurs interrelations et d'identifier leurs origines potentielles. La matrice des coefficients de corrélation de Pearson est utilisée pour révéler les corrélations entre les différents métaux et la matière organique.

Enfin, une analyse en composantes principales (ACP) et l'analyse groupée (CA) sont réalisées. L'ACP est employée pour examiner l'association entre les variables, déterminer les principaux facteurs contrôlant leur distribution et réduire la dimensionnalité des données (Afolagboye et al., 2020). Les composantes principales dont la valeur propre est supérieure à 1 (> 1) sont conservées. L'analyse groupée CA, quant à elle, permet de distinguer différents groupes géochimiques et de confirmer les résultats de l'ACP (Guan et al., 2018).

L'ensemble de ces méthodes statistiques multivariées fournit des informations clés sur l'origine et le comportement des métaux dans les sédiments, via l'identification de corrélations et de

regroupements significatifs. Cela permet de détecter les associations distinctes selon que les métaux proviennent de sources naturelles ou anthropiques.

6.2 Analyse statistique descriptive

La description des concentrations en métaux lourds et en matière organique dans les échantillons de sédiments collectés lors des précipitations est exposée dans le tableau 6.1. L'examen descriptif révèle que les sédiments présentent une augmentation de la concentration en métaux tels que le Cd, Co, Ni, Cu, Cr, Zn et Pb, avec des concentrations moyennes de 1,71, 34,99, 63,30, 124,37, 127,39, 178,08 et 201,64 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ respectives. Ces concentrations excèdent largement les valeurs de la croûte continentale (Laribi et al., 2019). Le fer représente l'exception dont la concentration moyenne enregistrée est de 25 045 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

En tenant compte de coefficients de variation, les concentrations moyennes de Cu, Cd et Zn, se caractérisent par des coefficients de variation dont les valeurs sont successivement de 32%, 40 % et 50%. Ces valeurs considérables indiquent la présence d'un changement temporel probablement attribué à des sources de pollution anthropiques.

Le Zn révèle la plus grande différence entre le premier et le troisième quartile (164.25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), ce qui indique une forte dispersion des concentrations dans le temps (Han et al., 2012). Tandis que pour le Cr, Ni et Pb, les résultats montrent une dispersion plus en moins étroite entre la moyenne et l'écart types et indiquent des coefficients de variation modérés compris entre 20 % à 30 %. En revanche, le Co exhibe une dispersion plus étroite avec un coefficient de variation plus faible (11 %) suggérant une ressource naturelle. Il en est de même pour le Fe, dont la concentration est inférieure à la valeur de la croûte continentale.

Enfin, pour évaluer la normalité des distributions, le test (K-S) est utilisé. La distribution est considérée comme normale si la valeur de p était supérieure à la valeur 0.05 (Farhat et al., 2022).

En se référant aux résultats du test (K-S) présentés dans le tableau 6.1, les concentrations mesurées dans les sédiments exhibent une distribution normale avec des p-values qui varient de 0.19 à 0.82 (Moldovan et al., 2022), à l'exception du Fe qui a comme valeur de 0,036. La dispersion relative des concentrations des éléments métalliques par rapport à leurs moyennes est comprise entre 11 % et 50 % (Keddari et al., 2019).

Tableau 6.1 Caractérisation des teneurs en métaux lourds et matière organique dans les échantillons des sédiments : statistiques descriptives, quartiles, et analyses de variation

Événements pluvieux	MO	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Fe
	%	Mg·kg ⁻¹							
E 1	6.13	0.63	32.15	113.55	65.05	37.95	235.95	86.00	20360.00
E 2	5.47	1.53	32.60	120.65	113.65	50.40	219.45	225.00	26000.00
E 3	6.46	1.34	37.95	127.05	147.60	72.85	202.70	67.25	21980.00
E 4	5.80	1.97	34.10	123.80	116.10	63.60	145.75	250.25	21855.00
E 5	6.50	2.35	41.70	192.95	167.15	83.85	248.25	154.00	36480.00
E 6	3.30	2.48	31.45	68.20	154.80	71.20	157.75	286.00	23595.00
Minimum	3.3	0.63	31.45	68.2	65.05	37.95	145.75	67.25	20 360
Moyen	5.61	1.71	34.99	124.37	127.39	63.30	201.64	178.08	25 045
Maximum	6.5	2.48	41.7	192.95	167.15	83.85	248.25	286	36 480
Médiane	5.96	1.74	33.35	122.22	131.85	67.4	211.07	189.57	22 787.5
Écart type	1.20	0.69	4.02	39.99	37.26	16.64	41.75	89.88	5 921.03
1er quartile (Q1)	5.47	1.33	32.15	113.55	113.65	50.4	157.75	86	21 855
3ème quartile (Q3)	6.46	2.34	37.95	127.05	154.8	72.85	235.95	250.25	26 000
Coefficient de variation (%)	21	40	11	32	29	26	21	50	23
Test de K-S (p-value)	0.037	0.752	0.197	0.309	0.515	0.828	0.473	0.522	0.036
UCC		0.10	12	14	35	19	17.00	52.00	30890.00

6.3 Analyse statistique multivariée

Faisant suite à l'analyse descriptive qui a permis d'évaluer l'ampleur de la contamination de chaque élément, les variations temporelles et la distribution, il apparaît essentiel d'étudier les relations entre ces polluants et la matière organique. Dans ce contexte, une analyse multivariée est utilisée afin de déterminer dans un premier temps les liens existants entre les différents métaux ainsi que leurs origines communes ou résultant de processus géochimiques survenant lors du transport solide des sédiments depuis leur point d'émission jusqu'à l'exutoire, et ce au moyen d'une analyse corrélative (Yuan et al., 2014).

Dans un second temps, une Analyse en Composantes Principales (ACP) est mise en œuvre pour identifier les associations géochimiques entre métaux traces et distinguer clairement les contributions naturelles des apports d'origine anthropique (Kulikova et al., 2019). Enfin, la réalisation d'un dendrogramme permet de confirmer les associations déduites entre les éléments dosés au sein des échantillons de sédiments prélevés au niveau de l'exutoire étudié et d'appuyer les résultats obtenus par ACP.

L'utilisation combinée de ces approches statistiques multivariées offre ainsi une interprétation plus fine des résultats d'analyses chimiques des sédiments et permettra d'appréhender l'influence respective des sources naturelles et des activités anthropiques sur la contamination métallique caractérisée (Kang et al., 2020 ; Yang et al., 2021).

6.3.1 Analyse des corrélations

Dans l'analyse corrélative, une matrice de corrélation est utilisée pour déterminer les éventuelles interdépendances entre les composants contaminants. Les résultats de cette analyse sont présentés dans le tableau 6.2. Ces résultats sont évalués sur la base de l'échelle standard qui considère que les valeurs de corrélation de (0.20 à 0.39), (0.40 à 0.59), (0.60 à 0.79) et (0.80 à 1.00) indiquent respectivement des corrélations faibles, modérées, fortes et très fortes (Al-Mur and Gad 2022 ; Gad et al. 2022). Rappelons, que les corrélations positives observées indiquent une source commune ou un mécanisme de régulation similaire pour ces métaux, contrôlé par des processus géochimiques similaires. Dans certaines conditions physicochimiques, une corrélation positive significative suggère que les éléments métalliques peuvent avoir des sources et des comportements similaires lors du transport, de la transformation et de la migration (Liang et al. 2019 ; Hanfi et al. 2020).

Tableau 6.2 Relations métaux -métaux et métaux- matière organique

	MO	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Fe
OM	1,000	-0,486	0,637	0,784	-0,194	-0,032	0,594	-0,753	0,218
p-value	--	0,328	0,174	0,065	0,712	0,952	0,214	0,084	0,678
Cd		1,000	0,266	0,083	0,819	0,787	-0,409	0,702	0,554
p-value		--	0,610	0,876	0,046	0,063	0,421	0,120	0,254
Co			1,000	0,879	0,600	0,719	0,454	-0,435	0,728
p-value			--	0,021	0,208	0,107	0,366	0,389	0,101
Cu				1,000	0,265	0,395	0,630	-0,402	0,766
p-value				--	0,612	0,439	0,180	0,429	0,076
Cr					1,000	0,961	-0,139	0,241	0,605
p-value					--	0,002	0,793	0,645	0,203
Ni						1,000	-0,142	0,140	0,608
p-value						--	0,788	0,791	0,200
Pb							1,000	-0,657	0,508
p-value							--	0,156	0,304
Zn								1,000	0,058
p-value								--	0,913
Fe									1,000
p-value									--
		Faibles		Modérées		Fortes		Très fortes	

L'analyse des résultats du tableau 6.2, révèle que la matière organique a une corrélation positive forte avec le Cu (0,784). Cela suggère que la matière organique et le Cu proviennent d'une source commune, à l'exemple des eaux usées chargées de matière organique, le lessivage des terres agricoles, chaussées et du trafic routier (Perumal et al., 2021).

Le même constat est observé pour le Pb et le Co qui présentent des corrélations positives fortes avec la matière organique avec des coefficients de corrélation respectifs de (0.594) et (0.637). Cela suggère que le Co, le Pb et la matière organique pourraient partager une source ou être liés par des processus géochimiques similaires lors du transport vers l'exutoire (Ben Seghier & Bouhadjera, 2020).

Toutefois, le Zn exhibe une corrélation négative forte avec la matière organique (-0,753). Par conséquent, la matière organique et le Zn ne semblent pas avoir les mêmes sources de pollution. Le Zn provient probablement des rejets industriels et du lessivage des terres agricoles lors d'événements pluvieux, alors que les matières organiques sont essentiellement d'origine domestiques (Noulas et al., 2018).

Cependant, il convient de noter que pour les contaminants le Ni, le Cd et le Cr, les corrélations avec la matière organique sont négatives et relativement faibles, avec des valeurs respectives de coefficient de corrélation égales à (-0,032), (-0,486) et (-0,194). Ces résultats confirment l'absence de liens entre ces métaux et la matière organique. Il est possible que ces métaux aient des sources distinctes de celles de la matière organique, notamment les rejets industriels provenant, par exemple, des secteurs manufacturiers dans la zone industrielle et commerciales sans oublier la source pédogène pour le Cr et le Ni (Yu et al., 2021), ainsi que les rejets agricoles pour le Cd (Kang et al., 2020).

Quant à la relation métaux-métaux, les résultats du tableau 7.2 montrent que le Cr est étroitement lié au Ni (0,961). Ce qui reflètent leurs caractéristiques pédogènes naturelles et confirment le fait que le Cr et le Ni provient généralement d'un environnement naturel (Rodríguez Martín et al., 2006 ; Cui et al., 2011).

Par ailleurs, les mêmes résultats indiquent aussi que le Co est également lié au Cu avec un coefficient de (0,879). Le même constat qualifie la relation entre le Cd et le Cr avec un coefficient de (0, 819). Malgré les multiples origines de ces métaux, les très fortes corrélations observées sont en grande partie le résultat des réactions chimiques et physiques qui se produisent dans les dépôts sédimentaires lors de leurs sédimentations et accumulation dans les

réseaux par manque d'auto-curage d'une part, et les échanges lors du transport solide vers l'exutoire d'autre part (Müller et al., 2020).

Enfin, une forte corrélation est observée entre le Cd et le Zn avec un coefficient de corrélation de (0.702). Cette association trouve principalement son explication dans l'utilisation fréquente de produits phytosanitaires tels que les pesticides et les herbicides, destinés à la protection des cultures, ainsi que dans l'usage d'engrais phosphatés visant à fertiliser les terres agricoles pendant la saison automnale dans la région (Bentabet et al., 2019). Il est aussi important de signaler que ces produits sont naturellement riches en Cd et Zn, ce qui explique leur présence significative dans le sédiment. Ces métaux se retrouvent piégés dans les sédiments et sont transportés par les eaux de ruissellement agricoles vers les exutoires pendant les épisodes pluvieux. Toutefois, il convient de mentionner que d'autres sources, notamment les activités industrielles, urbaines et le trafic routier, contribuent également à l'enrichissement, comme en ont témoigné des études antérieures (Sellami et al., 2022).

6.3.2 Analyse des composantes principales

L'ACP est appliquée pour examiner davantage les relations éventuelles entre les variables utilisées et les facteurs contribuant à l'enrichissement et à la répartition des sources de métaux (Liu et al., 2023). Pour l'ensemble des métaux et des matières organiques, les résultats de l'ACP associés aux sédiments examinés sont présentés dans le tableau 6.3.

Tableau 6.3 Résultats de l'analyse en composantes principales : chargements factoriels, valeurs propres et variances cumulées des paramètres métalliques

Paramètre	PC 1	PC 2
MO	0.246	-0.413
Cd	0.201	0.478
Co	0.471	-0.068
Cu	0.428	-0.189
Cr	0.328	0.351
Ni	0.366	0.305
Pb	0.233	-0.370
Zn	-0.130	0.447
Fe	0.424	0.085
Valeurs propres	4.22	3.52
Pourcentage d'écarts	46.91	39.14

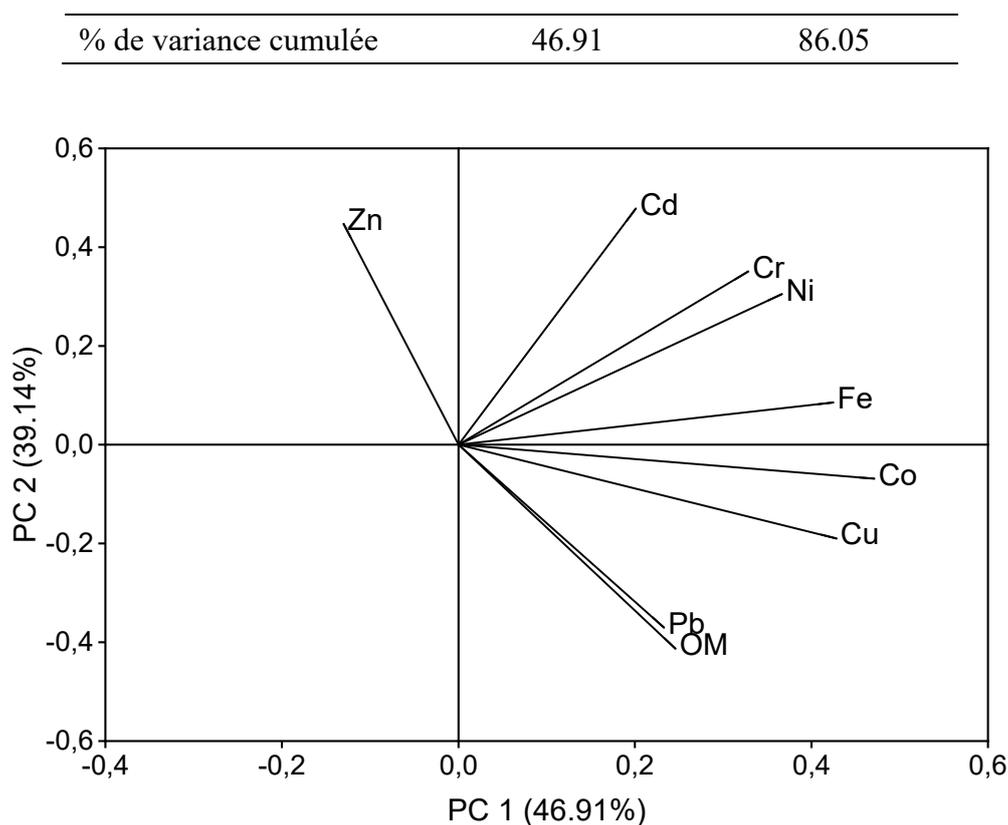


Figure 6.1 Analyse en composantes principales (ACP) des variables métalliques totales en association avec la matière organique (MO)

Deux composantes principales (PC) sont distinguées. Leur variance cumulée totale est de 86.05 %. Sur la figure 6.1, le biplot des chargements factoriels de ces composantes est présenté. Le biplot illustre ainsi les relations inter-échantillons ainsi que la contribution des variables aux composantes principales (Greenacre et al., 2022). Il offre une visualisation simultanée des observations et des variables dans l'espace des composantes principales. Cela permet d'interpréter les relations entre les échantillons et de comprendre comment les variables contribuent à ces relations (Madadi et al., 2023).

La première principale composante (PC-1) représente la portion importante avec 46,91 % de la variance cumulée totale. Les saturations factorielles indiquent que la majorité des variables apportent des contributions distinctes à la première composante. Cette diversité de contributions est attribuable au fait que les variables ne possèdent pas toutes le même poids. Cela souligne l'importance de considérer l'individualité de chaque variable lors de l'analyse des composantes principales. L'interprétation du biplot indique que les variables Co, Cu et Fe présentent une corrélation notable et apportent une contribution significative à la première composante principale (PC-1). Sur le plan visuel, ces variables se distinguent par une longueur similaire,

une direction commune et des angles réduits entre les vecteurs qui les représentent. Cette observation suggère une forte association entre ces variables dans l'espace multidimensionnel de l'analyse en composantes principales. Cela implique que ces métaux ont une forte association et peuvent avoir une source similaire qui est anthropique ou naturelle (Rajmohan et al., 2023).

La deuxième observation issue de l'analyse du biplot concerne le chrome (Cr) et le nickel (Ni), qui présentent des flèches de longueurs et orientations similaires, avec des angles faibles entre elles. Cela suggère que, outre leur origine pédogénique, le chrome et le nickel ont probablement pour sources additionnelles les rejets industriels et les activités commerciales dans la zone d'étude (Fatmi et al., 2023).

Le dernier groupe d'association représenté sur la composante principale 1 (PC1) rassemble la matière organique (MO), le Cd et le Pb dont les flèches ont des poids quasiment identiques mais des directions différentes. Bien que ces variables ne partagent pas nécessairement les mêmes origines, il existe des liens entre elles pouvant résulter de réactions physicochimiques (adsorption par la matière organique) lors du transport des sédiments dans le réseau hydrographique jusqu'à l'exutoire (Li et al., 2022).

La deuxième composante principale (PC2) présente 39,14% de la variance totale. Ses saturations factorielles montrent que les principales variables qui y contribuent sont le Cd et le Zn (Perumal et al., 2021). L'observation du biplot indique que ces deux éléments présentent des flèches de même longueur et orientation au sein de cette composante. Cela suggère qu'ils ont vraisemblablement pour origine commune des sources dominées par les rejets agricoles dans la zone d'étude conformément à l'étude menée par Belhadj et al (2017).

Par ailleurs, l'analyse révèle que le Cr et le Ni sont présents à la fois sur la composante principale PC1 et PC2, avec des saturations positives similaires. Cela laisse supposer que ces éléments proviennent des mêmes sources, qu'elles soient d'origine anthropique (e.g. rejets industriels et urbains) ou pédogénique naturelle (Yang et al., 2021).

6.3.3 L'analyse groupée (cluster analysis)

Tout comme l'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse des correspondances (AC) est clairement documentée comme un outil statistique largement utilisé dans les études de pollution. Elle permet de regrouper les variables polluantes sur la base de caractéristiques

similaires. Les niveaux de similarité auxquels les observations sont fusionnées et utilisés pour construire un dendrogramme (Wenning & Ingersoll, 2002 ; Zhi et al., 2021). Ce dendrogramme offre un résumé visuel du processus de regroupement en présentant une image des groupes et de leur proximité. L'analyse du dendrogramme permet d'identifier des groupes distincts de polluants présentant des profils similaires, ce qui peut indiquer des sources communes ou des schémas de cooccurrence. Les résultats de l'analyse des correspondances (AC) sont illustrés dans la figure 6.2, qui présente un dendrogramme illustrant le regroupement des sources de pollution. La figure 6.2 révèle deux groupes principaux, chacun présentant des degrés de similitude variables. Ces groupes primaires se subdivisent à leur tour en deux sous-groupes. Ce schéma suggère la contribution de multiples sources de pollution à la génération de contaminants, ce qui indique un processus de contamination complexe (Hossain, 2020) .

Le premier groupe comprend les éléments MO, Pb, Co, Cu et Fe. La cooccurrence de ces éléments indique une combinaison de sources naturelles et anthropiques (Alhassan & Aljahdali, 2021). Les sources potentielles comprennent les eaux usées domestiques contenant de la matière organique, les dépôts sédimentaires dans le réseau, et les eaux de ruissellement transportant des dépôts atmosphériques et urbains, ainsi que des dépôts provenant du trafic routier (Chiaia-Hernández et al., 2022). La présence de matière organique dans ce groupe, principalement d'origine domestique, souligne son rôle dans l'adsorption des métaux dans des conditions physiques et chimiques spécifiques qui accompagnent les épisodes pluvieux dans le réseau de drainage (Buyang et al., 2019). Ces combinaisons mettent en évidence le rôle du réseau de drainage en tant que réacteur physicochimique dans la mobilisation des polluants (Zhao et al., 2021).

D'autre part, le groupe 2 comprend les éléments Cd, Cr, Ni et Zn. Dans le cas du Cr et du Ni, qui se caractérisent par un enrichissement modéré comme mentionné précédemment. La combinaison de ces deux éléments suggère une source naturelle liée à la lithologie de la zone d'étude (Böke Özkoç & Arıman, 2023). En revanche, la combinaison du Cd avec le Zn, indique principalement l'origine agricole reflètent une source différente de celle des autres éléments. Cette combinaison est attribuée à l'utilisation fréquente et progressive de produits phytosanitaires tels que les pesticides et les herbicides pendant la saison automnale (Sojka & Jaskuła, 2022). En outre, il est important de noter que d'autres sources, telles que les activités industrielles (usines, semi-usines) et le trafic routier, contribuent également à cette association, quoique dans une moindre mesure (Akono et al., 2022).

Ces résultats mettent en évidence le rôle essentiel du réseau de drainage en tant que réacteur physico-chimique dans la mobilisation des polluants. Des recherches récentes (De Paola et al., 2022 ; Sockness & Gran, 2022 ; Fatmi et al., 2024) soulignent également cette importance. Ces études apportent des éclairages précieux sur la mobilisation des polluants en milieu urbain, en insistant particulièrement sur l'influence des interactions avec les sédiments dans le processus de contamination au sein du réseau de drainage.

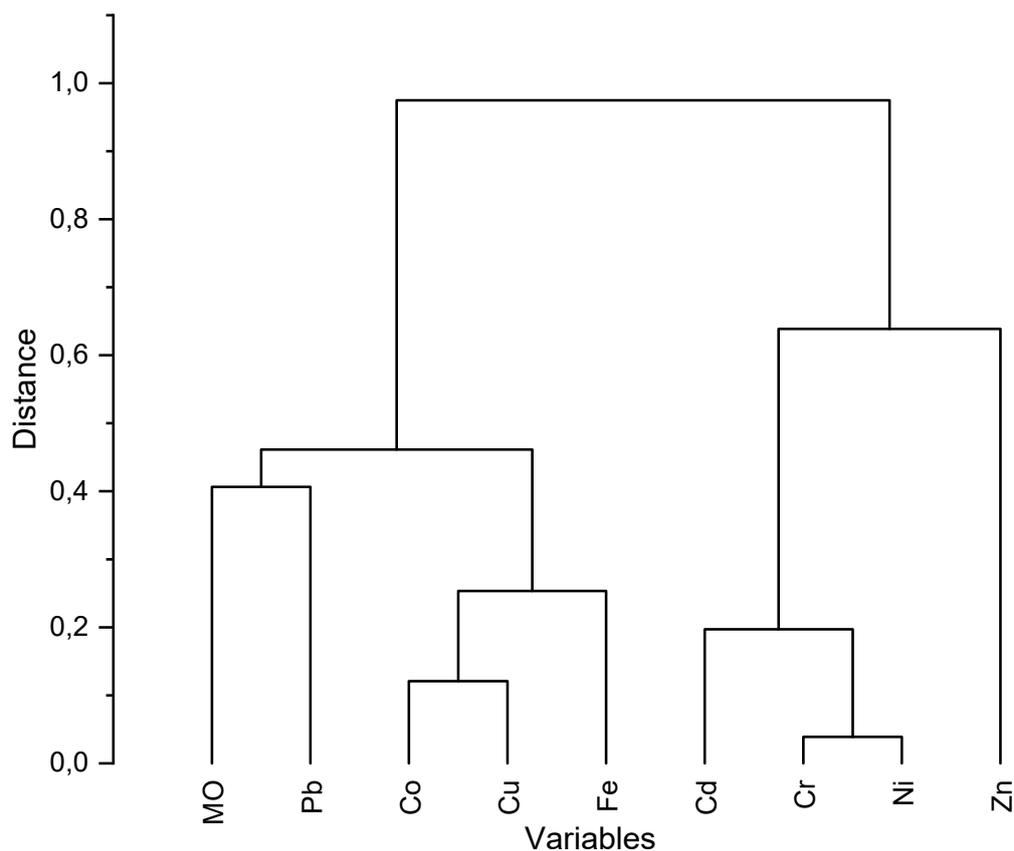


Figure 6.2 Analyse groupée hiérarchique des métaux lourds et matières organiques dans les sédiments

6.4 Conclusion

Ce chapitre démontre l'intérêt des méthodes statistiques pour interpréter des jeux de données multivariées. Il constitue une base solide pour la compréhension des phénomènes et processus à l'œuvre dans la contamination urbaine.

L'analyse statistique descriptive des données a révélé des niveaux de contamination élevés en métaux lourds tels que le cadmium, le cobalt, le cuivre, le chrome, le nickel, le plomb et le zinc

dans les sédiments urbains étudiés, avec des concentrations moyennes largement supérieures aux valeurs de référence de la croûte continentale. Cependant, la concentration en fer est restée inférieure à cette valeur de référence. L'analyse des coefficients de variation a mis en évidence une plus grande dispersion temporelle pour le zinc, le cadmium et le cuivre, suggérant des sources de pollution anthropiques variables. Les tests de normalité ont montré que les concentrations en métaux suivaient une distribution normale, à l'exception du fer.

L'analyse des corrélations a permis d'identifier des associations fortes entre la matière organique et certains métaux comme le cuivre, le cobalt et le plomb, indiquant des sources communes ou des processus géochimiques similaires. Cependant, une corrélation négative a été observée entre le zinc et la matière organique, suggérant des sources distinctes. L'analyse en composantes principales confirme ces résultats en mettant en évidence trois facteurs principaux contrôlant la distribution des métaux : un facteur lié aux sources anthropiques, un facteur naturel lié à la composition géologique et un facteur associé à la matière organique. Enfin, l'analyse groupée a permis de distinguer clairement deux groupes géochimiques distincts, renforçant les conclusions tirées de l'ACP.

Cet arsenal statistique a permis d'étudier de manière approfondie la dynamique complexe des polluants dans les sédiments urbains. Il a révélé les tendances spatio-temporelles et identifié les principales sources, apportant un éclairage complémentaire à l'évaluation de la qualité des sédiments.

Chapitre 7

Analyse des relations et tendances entre la charge polluante et les paramètres hydrologiques dans le bassin urbain de Saïda

7.1 Introduction

La compréhension de la dynamique d'écoulement des sédiments urbains qui est essentielle pour prévenir la pollution dans le bassin particulièrement en temps de pluie, peut être accessible à travers une analyse des relations et tendances entre la charge polluante et les paramètres hydrologiques (Hornig et al., 2022). En effet, les paramètres hydrologiques participent et interviennent dans les processus de contamination associés. De ce fait, ils sont déterminants pour la gestion des ressources en eau et la prévention des risques pour l'environnement. Dans ce type de situation, le bassin urbain de Saïda, confronte des problématiques spécifiques en ce qui concerne la pollution des sédiments, qui sont influencées par différents facteurs hydrologiques (Fatmi et al., 2023).

Les facteurs hydrologiques comprennent des éléments tels que la superficie du bassin versant, la topographie, la couverture végétale, le climat et enfin la géologie. Chaque élément a une incidence sur le comportement de l'eau en termes d'écoulement, de distribution et d'interaction avec les polluants dans le bassin versant. La superficie du bassin détermine l'étendue de la zone d'assainissement des eaux, tandis que la topographie conditionne la vitesse et la direction des flux. Par ailleurs, le climat exerce une influence sur le débit d'eau disponible en fonction des précipitations. En fin, la géologie a un effet sur les processus d'infiltration et de transport de l'eau et des sédiments (Lintern et al., 2018).

En plus des données hydrologiques, ce chapitre présente des indicateurs de pollution pour six événements pluvieux dans le bassin de l'Oued Saïda, ainsi que les niveaux de contamination associés, particulièrement dans les fractions des sédiments pendant les périodes pluvieuses répétées. Les relations entre la charge polluante, la concentration en sédiments et les paramètres hydrologiques sont alors examinées. L'influence des événements pluvieux sur la disponibilité et le transport des sédiments et des contaminants est étudiée.

7.2 Évaluation des débits de pointe des crues

7.2.1 Calcul des paramètres morphométriques les plus pertinents de l'étude

Les résultats du calcul des paramètres morphométriques du bassin versant de la zone d'étude sont donnés dans le tableau 7.1, incluent la surface, le périmètre, la longueur des cours d'eau et

la pente moyenne. Ces paramètres sont calculés à l'aide du système d'information géographique ArcGIS et d'un modèle numérique de terrain (MNT) de l'USGS (United States Geological Survey). La surface du bassin versant englobe toutes les zones de drainage secondaires qui convergent vers le cours d'eau principal. Le périmètre délimite la ligne de contour du bassin, tandis que la longueur des cours d'eau comprend le réseau hydrographique total. La pente moyenne, déterminée à partir du MNT, influence la vitesse de l'écoulement de l'eau, l'érosion des sols et le transport des sédiments.

Tableau 7.1 Paramètres morphométriques du bassin versant de la zone d'étude

Surface Km ²	Périmètre Km	Longueur maximale du parcours de l'eau Km	Pente moyenne (%)
216.98	104.79	33.28	1.3

7.2.2 Calcul du temps de concentration

Le temps de concentration est la durée entre le début d'une précipitation et le moment où le débit maximal est atteint à l'exutoire du bassin versant. Il représente le temps nécessaire pour que l'eau de ruissellement parcourt la distance du point le plus éloigné du bassin versant jusqu'à l'exutoire. Il caractérise la durée nécessaire pour que la portion centrale d'une précipitation se transforme en ruissellement, générant ainsi le débit maximal de la crue. Ce paramètre est essentiel pour comprendre la réponse hydrologique du bassin versant aux événements pluvieux et pour planifier des mesures de gestion des eaux pluviales et de prévention des inondations (Kaufmann de Almeida et al., 2017).

Le temps de concentration joue un rôle important dans la formation des crues pluviales et leur débit de pointe. L'estimation de ce temps pose de nombreux défis. Il se mesure de la fin de la pluie efficace à la fin de l'écoulement superficiel en analysant les événements "averse-crue", nécessitant des données concomitantes de pluies et de débits, ce qui n'est pas toujours possible (Li & Chibber, 2008).

Pour sa détermination, le recours aux formules empiriques est souvent inévitable. Dans cette étude la formule de Sogreah (1969) est retenue. Cette formule est développée par Sogreah sur la demande de L'ANRH, car elle est vérifiée et recommandée pour les petits bassins versants de l'Algérie, s'écrit :

$$T_C = 3 \left(\frac{S.L}{(10.I)^{3/2}} \right)^{1/4} \quad 7.1$$

Où:

T_C : Temps de concentration en heure.

L : La longueur du cours d'eau principal exprimé en km ;

S : La superficie du bassin versants, en Km^2 ;

I : La pente moyenne du talweg principal, en %.

Le temps de concentration calculé est estimé de 10,57 heures.

7.2.3 Calcul du débit maximal

La méthode rationnelle, conceptualisée par l'ingénieur irlandais Mulvanay au milieu du XIXe siècle, est probablement la formule la plus connue et la plus utilisée en hydrologie, principalement en raison de sa simplicité (Grimaldi & Petroselli, 2015). Cette méthode repose sur une loi physique simplifiée : la lame d'eau écoulee est proportionnelle au volume précipité sur l'ensemble du bassin. Le coefficient de proportionnalité, appelé coefficient de ruissellement, est considéré comme constant. Le volume de pluie précipite sur le bassin pendant une durée correspondant au temps de concentration du bassin. En outre, la méthode suppose que le temps de montée est égal au temps de concentration (Jainet, 2018).

Le débit de pointe est le débit maximal atteint par un bassin versant pour une précipitation donnée. Il peut être évalué en utilisant la méthode rationnelle, qui est particulièrement adaptée aux bassins versants avec une pente longitudinale moyenne supérieure à 0,5 % (Suresh, 2019). La méthode rationnelle repose sur l'hypothèse qu'une pluie constante et uniforme sur l'ensemble du bassin versant produit un débit de pointe lorsque toutes les sections du bassin versant contribuent à l'écoulement, c'est-à-dire après un temps égal au temps de concentration.

Le débit maximal est déterminé par la relation :

$$Q_P = \frac{C \times I_P \times L}{360} \quad 7.2$$

Où

Q_p : Débit de pointe du bassin versant (en m^3/s)

C : Coefficient de ruissellement (pas d'unités). Ce facteur représente la proportion de l'eau totale précipitée qui ruisselle

I_p : Intensité de la précipitation pour une durée de précipitation égale au temps de concentration (en mm/h).

A : Superficie du bassin versant (en ha)

7.3 Indicateurs de pollution et paramètres hydrologiques : analyse croisée

Cette section examine l'interaction entre les conditions hydrologiques et la dynamique des polluants dans les environnements aquatiques. Les événements pluvieux, en particulier, jouent un rôle déterminant dans le transport des sédiments et des polluants qui leur sont associés, impactant ainsi la qualité de l'eau dans les bassins versants. Cette analyse cherche à comprendre comment des paramètres hydrologiques tels que la quantité de précipitations, l'intensité des averses, le débit de pointe, et la durée de la période sèche avant chaque événement influencent la concentration des sédiments en suspension et, par conséquent, les niveaux de pollution (Fatmi et al., 2023).

7.3.1 Analyse quantitative et tendances des indicateurs de pollution en relation avec les paramètres hydrologiques, notamment la concentration en sédiments

Le tableau 7.2 présente les informations hydrologiques et les indicateurs de pollution pour six événements pluvieux dans le bassin de l'Oued Saida. La date, la pluviométrie totale, le temps sec antérieur, la durée de l'échantillon, l'intensité, le débit maximal, la hauteur d'eau, la concentration maximale de sédiments en suspension (C_{max}), la masse polluante et la masse polluante en pourcentage de la C_{max} sont parmi les paramètres fournis.

L'examen du tableau 7.2, qui présente des données hydrologiques et des indicateurs de pollution pour six événements pluvieux différents dans le bassin de l'Oued Saida, permet de dégager les principales observations suivantes :

La concentration mesurée en sédiments la plus élevée (C_{max}) correspond généralement à des événements pluvieux dont la pluviométrie totale, l'intensité et le débit maximal sont plus élevés. Par exemple, l'événement E4 avait le C_{max} le plus élevé (26,50 g/L) ainsi que les précipitations totales les plus élevées (23 mm), l'intensité (1,53 mm/h), et le débit maximal (46,48 m^3/s).

Tableau 7.2 Caractéristiques hydrologiques et indicateurs de pollution lors des événements pluvieux dans le bassin de l'Oued Saïda

Date	Précipitations totales (mm)	Journée sèche précédente (Jours)	Durée d'échantillonnage (h)	Intensité moyenne (mm/h)	Débit maximal (m ³ /s)	H (m)	C _{max} (g/l)	Masse polluante		Degré de contamination (DC)			
								(g)	% of C _{max}	< 63 (µm)	63-250 (µm)	> 250 (µm)	
E 1	18-sept 2020	08	35	22	0.44	13.37	0.45	25.00	0.60	2.39	37,14	41,92	44,05
E 2	03-oct 2020	01	15	03	1.00	30.38	1.01	20.27	0.39	1.92	50,56	39,41	57,75
E 3	07-nov 2020	05	35	20	0.28	8.51	0.28	9.09	0.22	2.37	47,57	44,2	51,26
E 4	27-nov 2020	23	20	25	1.53	46.48	1.55	26.50	0.63	2.39	52,09	48,88	43,17
E 5	08-déc 2020	27	11	31	1.50	45.57	1.52	26.17	0.50	1.91	68,64	63,27	54,3
E 6	02-janv 2021	11	25	16	0.92	27.95	0.93	19.24	0.40	2.08	56,01	57,1	62,28

C_{max} ; Concentration maximale de sédiments en suspension, H ; Hauteur d'eau

En outre, le temps sec précédent chaque événement pluvieux, qui correspond à la période de stockage des sédiments, peut affecter le C_{max} et est un facteur clé dans le transport solide. L'événement E1, par exemple, a eu un temps de stockage des sédiments de 35 jours, ce qui donne une valeur de 25 g/l pour la teneur en sédiments.

La masse polluante a généralement suivi les tendances du C_{max} , les valeurs les plus élevées correspondant à des événements avec des concentrations de sédiments plus importantes.

La capacité de transport des sédiments pendant les événements est influencée par des paramètres hydrologiques tels que l'intensité des précipitations et le débit de pointe. En outre, l'intervalle sec précédant chaque événement pluvieux, qui correspond à la période de stockage des sédiments, joue un rôle dans la régulation de la disponibilité des sédiments et des concentrations maximales qui en découlent. Le risque de pollution de chaque événement est déterminé par la combinaison de ces éléments.

7.3.2 Analyse qualitative et tendances des indicateurs de pollution en fonction des paramètres hydrologiques, notamment la concentration en sédiments

Trois graphiques sont construits pour l'analyse des corrélations entre les concentrations de sédiments en suspension et les niveaux de contamination. Le premier graphique illustre la corrélation entre la concentration de sédiments et la charge polluante. Le deuxième graphique présente la relation entre les paramètres hydrologiques et le degré de contamination en fonction des événements pluvieux. Le troisième graphique montre la relation entre les paramètres hydrologiques du transport solide et le degré de contamination pour chaque fraction de sédiments en fonction des événements pluvieux.

L'analyse de la figure 7.1, qui montre la corrélation entre la charge polluante et la concentration en sédiments, indique une corrélation significative entre ces deux variables.

Par ailleurs, l'examen des figures 7.2 et 7.3 permet de constater que :

Pour la première à la troisième pluie, la fraction des sédiments grossiers présente un degré de contamination plus élevé que les autres fractions, ces événements étant caractérisés par des concentrations plus élevées en matières en suspension. Cette affinité peut être expliquée par la contribution des dépôts de sédiments stockés dans les réseaux pendant la saison estivale. Ces dépôts contiennent une part importante de particules grossières enrichies en métaux en raison de la longévité de leur temps de rétention dans le réseau d'égouts.

A l'inverse, du quatrième au cinquième événement, des degrés de contamination plus élevés ont été observés dans les fractions fines, correspondant aux concentrations maximales de particules en suspension. Cette inversion peut être attribuée à l'épuisement et au lessivage des dépôts de sédiments de la fraction grossière, suivis par l'apport de sédiments fins avec des niveaux enrichis de contaminants comme le Cd, le Cu, le Pb et le Zn.

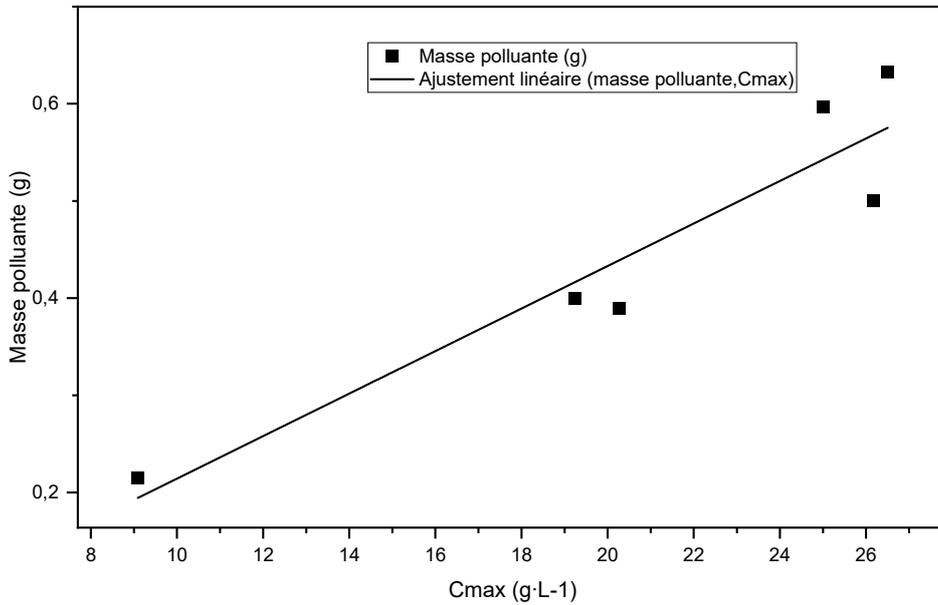


Figure 7.1 Relation entre la masse polluante et la concentration des sédiments

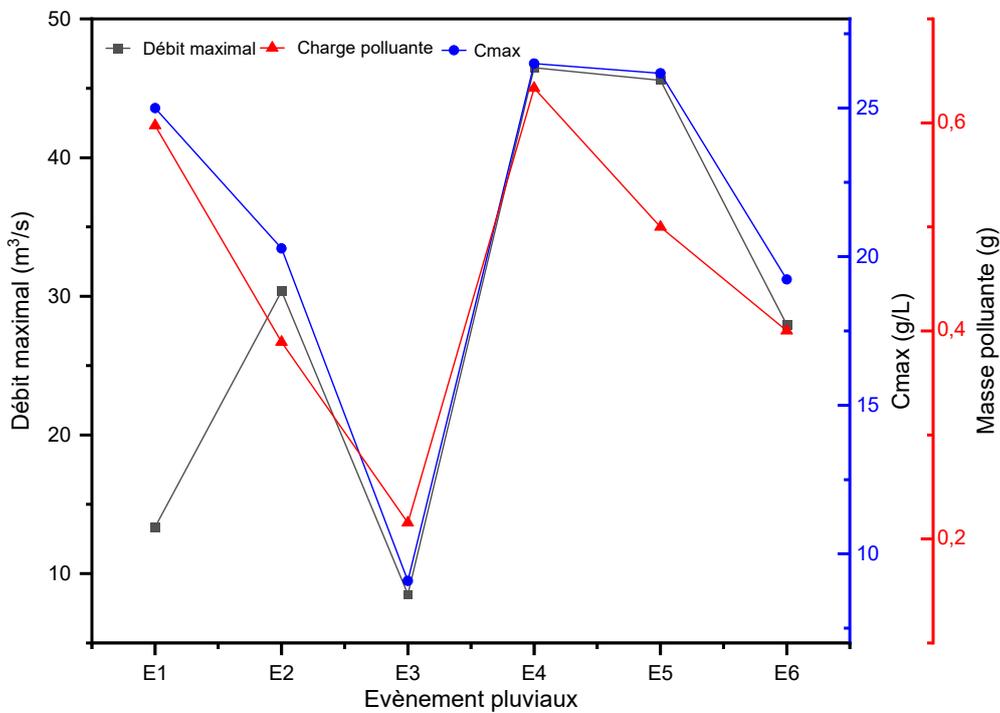


Figure 7.2 Variabilité de la masse polluante en fonction du débit maximal

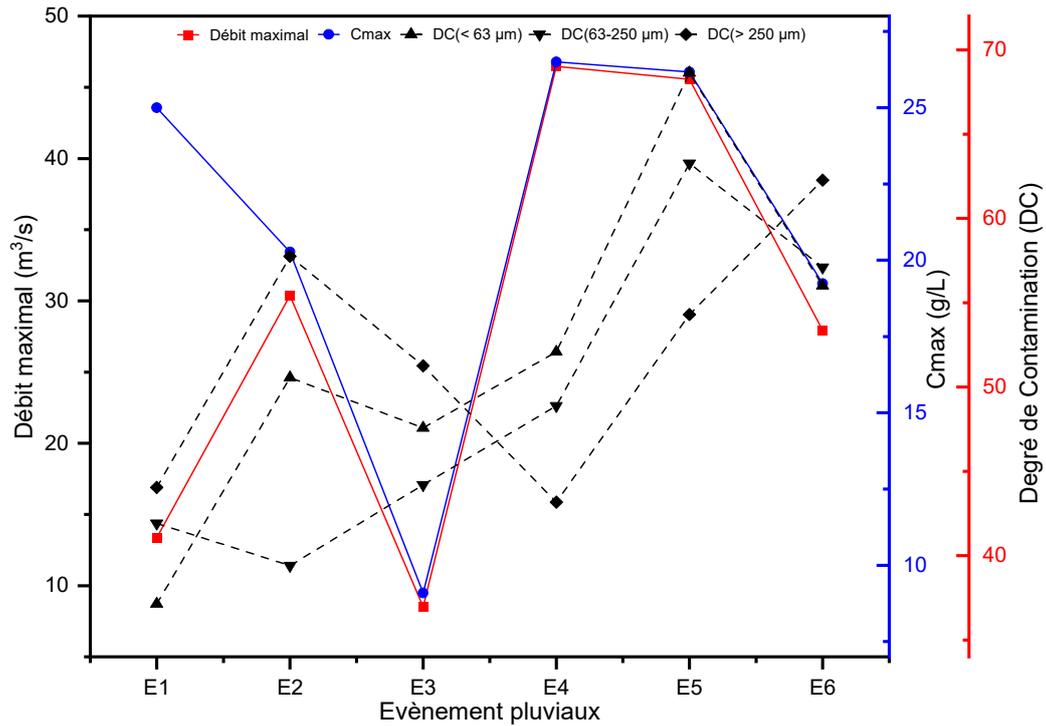


Figure 7.3 Variabilité du degré de contamination en fonction du débit maximal

7.4 Conclusion

Ce chapitre souligne l'importance des paramètres hydrologiques dans la compréhension et la gestion de la pollution des sédiments dans un bassin versant urbain. Les caractéristiques telles que l'aire du bassin, la longueur des cours d'eau, la topographie, la végétation, le climat, la géologie et l'utilisation des sols influencent de manière significative la dynamique de l'eau, l'érosion des sédiments et le transport des contaminants.

L'évaluation de ces paramètres pour le bassin versant de Saïda a permis de quantifier des facteurs clés comme le temps de concentration et le débit maximal de crue.

L'analyse approfondie des relations entre la charge polluante, la concentration en sédiments et les paramètres hydrologiques a révélé des tendances préoccupantes. Les événements pluvieux répétés ont entraîné une augmentation significative des niveaux de contamination, en particulier dans les fractions fines des sédiments, qui ont montré des concentrations élevées en métaux lourds comme le cadmium, le plomb et le zinc.

L'étude a permis aussi de mieux comprendre les interactions complexes entre hydrométéorologie, transport sédimentaire et dynamique de la contamination métallique dans le contexte urbain.

Les résultats soulignent également la nécessité d'une approche proactive et globale pour protéger les ressources en eau et les écosystèmes dans les contextes urbains complexes.

En conclusion, ce chapitre fournit une base solide pour comprendre les défis liés à la pollution des sédiments dans les bassins versants urbains, et souligne l'importance d'intégrer les considérations hydrologiques dans la planification et la prise de décision en matière de gestion des ressources en eau et de prévention des risques environnementaux.

Chapitre 8

Moyens de prévention et de précaution : cadre technique et réglementaire

8.1 Introduction

La préservation de l'environnement dans son aspect qui couvre les ressources hydriques passe par la mise en œuvre d'une politique anti-pollution ciblées. Cette politique s'appuie sur une combinaison d'efforts institutionnels, juridiques, financiers, scientifiques et techniques (Cocklin & Moon, 2020; Tulchinsky et al., 2023). Les efforts institutionnels et juridiques doivent être ancrés dans un cadre juridique solide conçu pour préserver la qualité de l'eau grâce à des mesures de conservation appropriées. Généralement ce cadre est fondé sur les principes de prévention, de précaution et du pollueur-payeur. Il établit des règles strictes pour la protection de l'environnement (Gaur et al., 2022; Pintado et al., 2023). Dans ce contexte, ce cadre réglementaire comprend la détermination de valeurs limites pour les émissions de polluants industriels et l'imposition de taxes sur les rejets qui dépassent ces limites (Davies, 2002; Bajay, 2004).

Dans la pratique, la prévention de l'environnement intègre des mesures préventives, des mesures de contrôle, un plan d'action et éventuellement des stratégies combinées.

Les mesures préventives comprennent la surveillance continue de la qualité de l'eau afin de détecter et d'identifier les polluants et les sources potentiels. Les conceptions urbaines durables intègrent des zones tampons végétalisées pour absorber les précipitations.

En parallèle, les mesures de contrôle comprennent des pratiques de gestion des eaux pluviales telles que des bassins de rétention et des zones humides construites. Des équipements de traitement des eaux usées tels que des filtres de rejets industriels et des pièges à sédiments de drainage sont également installés.

Le plan d'action mobilise les mouvements associatifs dans la gestion de la pollution et sensibilise le public à l'environnement. Les stratégies combinées permettent de prévenir la pollution des eaux de surface par les précipitations, de préserver durablement l'environnement et les ressources en eau.

8.2 Les mesures préventives

Les mesures préventives sont essentielles pour une gestion durable des ressources en eau, en particulier dans le cadre de la lutte contre la pollution des eaux de surface. Ces mesures englobent plusieurs stratégies clés : la surveillance continue de la qualité de l'eau, la conception

urbaine durable, les pratiques de gestion des eaux pluviales, les équipements de traitement des eaux usées, et l'engagement communautaire et la sensibilisation du public. Chacune de ces stratégies joue un rôle important dans la prévention de la pollution et la protection de l'environnement.

8.2.1 Surveillance continue de la qualité de l'eau

La surveillance continue de la qualité de l'eau permet de détecter et d'identifier les polluants ainsi que leurs sources potentielles en temps réel. Grâce à l'utilisation de technologies avancées comme les capteurs automatiques et les systèmes d'information géographique (SIG), les gestionnaires de l'eau peuvent recueillir des données précises et actualisées. Ces informations sont indispensables pour réagir rapidement en cas de pollution, permettant ainsi d'anticiper et de réduire les impacts environnementaux négatifs. De plus, ces systèmes de surveillance contribuent à une meilleure compréhension des tendances de pollution sur le long terme, facilitant la planification et la mise en œuvre de mesures de gestion plus efficaces.

8.2.2 Conception urbaine durable

Les conceptions urbaines durables jouent un rôle significatif dans la gestion des eaux pluviales et la réduction de la pollution. L'intégration de zones tampons végétalisées, telles que les bandes de végétation le long des routes et les jardins de pluie, aide à absorber et à filtrer les eaux de ruissellement. Ces zones tampons sont efficaces pour réduire le volume de ruissellement et éliminer les polluants avant qu'ils n'atteignent les systèmes de drainage urbain. Les recherches montrent que ces mesures peuvent réduire considérablement la charge en polluants, tout en améliorant la qualité de l'eau et la biodiversité urbaine (Valkama et al., 2019; Duan et al., 2021).

8.2.3 Pratiques de gestion des eaux pluviales

Les pratiques de gestion des eaux pluviales comprennent la mise en place de bassins de rétention et de zones humides construites. Les bassins de rétention sont conçus pour stocker temporairement les eaux de ruissellement, permettant aux sédiments et aux polluants de se déposer avant que l'eau ne soit lentement relâchée dans les cours d'eau. Ces bassins jouent également un rôle important dans la réduction des risques d'inondation en régulant le débit des eaux pluviales. Les zones humides construites, quant à elles, utilisent des processus biologiques naturels pour traiter les polluants présents dans les eaux de ruissellement, offrant ainsi une

solution écologique et efficace pour la gestion des eaux pluviales (Pereira et al., 2019; Kõiv-Vainik et al., 2022).

8.2.4 Équipements de traitement des eaux usées

L'installation d'équipements de traitement des eaux usées, tels que les filtres de rejets industriels et les pièges à sédiments de drainage, constitue une autre mesure préventive importante. Les filtres de rejets industriels sont conçus pour capturer et éliminer les polluants avant qu'ils n'entrent dans les systèmes de drainage urbain. Les pièges à sédiments interceptent les particules solides présentes dans les eaux de ruissellement, réduisant ainsi la charge polluante transportée vers les cours d'eau. Ces équipements sont essentiels pour maintenir la qualité de l'eau et prévenir la contamination des ressources en eau (Khatavkar & Mays, 2017; Obaideen et al., 2022).

8.2.5 Engagement communautaire et sensibilisation du public

Le plan d'action pour la gestion de l'eau mobilise également les mouvements associatifs et sensibilise le public à l'importance de la protection de l'environnement. L'engagement communautaire est important pour la réussite des initiatives de gestion de l'eau, car il encourage la participation active des citoyens et des organisations locales. Des campagnes de sensibilisation à l'environnement éduquent le public sur les meilleures pratiques de gestion de l'eau, favorisant ainsi des comportements responsables et durables. De plus, l'implication des communautés locales permet de renforcer la surveillance et la gestion des ressources en eau, en créant un sentiment de responsabilité collective (Kioupi & Voulvoulis, 2019; Kastelli et al., 2023).

8.2.6 Stratégies combinées pour une gestion durable

Les stratégies combinées, intégrant la surveillance continue, la conception urbaine durable, les pratiques de gestion des eaux pluviales, les équipements de traitement des eaux usées, et l'engagement communautaire, sont essentielles pour une gestion efficace et durable des ressources en eau. Ces approches holistiques permettent de prévenir la pollution des eaux de surface par les précipitations, de protéger la biodiversité, et de préserver la santé publique et l'environnement. En combinant ces différentes stratégies, il est possible de créer un système de gestion de l'eau résilient et adaptable, capable de répondre aux défis actuels et futurs liés à la pollution et à la gestion des eaux pluviales (Reichenberger et al., 2007; S. Q. Yang & Liu, 2010).

8.3 Cadre réglementaire de prévention de la pollution et de la préservation de l'environnement en Algérie

En Algérie, la prise d'initiatives politiques en faveur la protection et la préservation de l'environnement a commencé réellement au début des années 80. Basé principalement sur des lois et des décrets, la première législation fu apparaitre en février 1983 (Loi n°83-03, 1983). Cette loi avait pour objectif la mise en œuvre d'une politique nationale de protection de l'environnement y compris protection des milieux récepteurs et la lutte contre la pollution des eaux et leur régénération. Suivi par une deuxième loi du 16 juillet 1983 (Loi n°83-17, 1983), portant code des eaux et avait comme principaux objets d'assurer la protection des eaux contre la pollution et de prévenir les effet nuisibles de l'eau. Les dispositions de cette deuxième loi ont été modifier et compléter par l'ordonnance en 1996 (Ordonnance N° 96-13, 1996) puis en 2005 et 2008 (Loi n° 05-12, 2005; Loi n° 08-03, 2008).

Par ailleurs, l'Algérie s'est conformée aux engagements du sommet mondial sur le développement durable à Johannesburg en septembre 2002. Ledit sommet a mis en avant le concept de développement durable, comme une approche visant à concilier et harmoniser deux enjeux majeurs : le développement socio-économique et la protection de l'environnement (Vivien, 2003). L'engagement de l'Algérie est traduit notamment par la promulgation de la loi relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable en Algérie (Loi n° 03-10, 2003). Cette loi est basée sur les principes de non-dégradation des ressources naturelles, prévention, précaution et le principe du pollueur payeur. Elle a pour objet de définir les règles de protection et de gestion de l'environnement, prévenir toute forme de pollution, restaurer les milieux endommagés et renforcer l'information.

Dans le cadre de préservation des ressources en eau, plusieurs textes d'application sont mis en œuvre. Ainsi et avant d'être acheminés vers les stations d'épuration ou rejetés dans le milieu récepteur, les effluents liquides industriels et les émissions atmosphériques doivent respecter les valeurs limites établies par les décrets exécutifs (Décret executif n° 06-138, 2006; Décret executif n° 06-141, 2006). Pour concrétiser le principe du pollueur payeur, ces décrets ont été suivis par d'autres décrets exécutifs qui définissent les modalités d'application des taxes complémentaires sur les eaux usées industrielles et les émissions atmosphériques d'origine industrielle qui dépassent les valeurs limites fixées (Décret executif n° 07-299, 2007; Décret executif , 2007).

En général, le cadre juridique de la protection de l'environnement en Algérie adhère aux principes de prévention, de précaution et de pollueur-payeur tels qu'établis dans la loi n° 03-10 (2003).

L'élaboration de ce cadre juridique souligne la nécessité d'une politique intégrée qui concilie les activités économiques et la préservation des écosystèmes dans une perspective de développement durable (Bastida et al., 2020 ; Kastelli et al., 2023).

Dans le contexte particulier du bassin urbain de Saida, l'application de mesures réglementaires conformément à la loi 03-10 relative à la lutte contre la pollution et à la réhabilitation du bassin urbain semble plus que nécessaire. Il est également indispensable d'établir une zone de sécurité définie par des limites géographiques, en tenant compte de la surface de recharge de la nappe phréatique.

8.4 Dispositions de protection du bassin versant de Oued Saïda

La protection du bassin versant d'Oued Saïda qui comprend la nappe des eaux de Saïda, une ressource vitale pour la région, fait l'objet des mesures réglementaires et techniques rigoureuses. Ces mesures sont encadrées par un dispositif législatif précis, notamment l'arrêté du 26 juin 1974 (Arrêté, 1974), qui fixe les modalités d'exploitation et de conservation de la nappe aquifère des eaux de Saida. Ainsi, ledit arrêté prévoit des périmètres de protection. Un périmètre de protection structuré en trois zones fut défini pour limiter l'impact des activités anthropiques susceptibles de nuire à la qualité des eaux souterraines.

La zone 1, dite zone de protection immédiate, interdit tout rejet ou activité susceptible de polluer directement la nappe. La zone 2 est réservée pour protection rapprochée. Elle impose des restrictions sur l'utilisation des terres et des eaux, avec des contrôles renforcés. Enfin, la zone 3 qui est désignée zone de protection éloignée, régule les activités agricoles et industrielles pour prévenir la pollution diffuse (Mustapha et al., 2014).

Par ailleurs et depuis 2003, le transfert des eaux depuis le Chott Chergui est venu pour non seulement l'amélioration du potentiel de l'alimentation en eau potable des différents sites urbain de la Wilaya de Saida mais aussi contribue à la préservation de la nappe en limitant sa surexploitation. Ce transfert, qui a permis dans ses débuts d'apporter aux alentours de 500 litres par seconde, réduit la pression sur cette ressource et assure un approvisionnement durable pour les besoins locaux en eau potable et industrielle.

Ces mesures sont complétées par des programmes de développement visant une gestion intégrée des rejets domestiques, agricoles et industriels. Parmi les initiatives entreprises, la construction de collecteurs pour drainer les eaux usées du bassin urbain. Ces collecteurs sont conçus pour canaliser les effluents vers la station d'épuration, où les eaux usées sont traitées afin de réduire leur charge polluante avant leur rejet dans l'environnement.

Une autre mesure clé est la réalisation d'un canal en béton armé le long de l'Oued de Saïda. Ce canal a pour objectif principal de drainer efficacement les eaux de l'Oued, ainsi que les eaux pluviales provenant du bassin versant, afin de minimiser les risques d'infiltration des eaux polluées vers la nappe phréatique. Cette infrastructure contribue non seulement à la protection de la nappe, mais également à la prévention des débordements et à la maîtrise des inondations pendant les épisodes pluvieux. L'ensemble de ces dispositifs s'inscrivent dans une approche globale de conservation, visant à protéger le lit de l'oued contre l'érosion et les contaminations potentielles.

Par ailleurs, des actions de surveillance régulière et des études hydrologiques sont menées pour évaluer l'efficacité de ces infrastructures et ajuster les stratégies en fonction des besoins émergents. Ces efforts combinés témoignent d'un engagement institutionnel fort pour garantir la durabilité des ressources en eau de la région et préserver la nappe de Saïda, un patrimoine vital pour les générations présentes et futures.

Malgré ces avancées, la pollution reste un défi, exacerbée par les rejets bruts dans les milieux naturels (Fatmi et al., 2024). Ainsi, une révision continue des dispositifs réglementaires et une sensibilisation accrue des parties prenantes sont essentielles pour protéger efficacement cette ressource stratégique.

8.5 Conclusion

Pour éviter la pollution des eaux, il faut des règles strictes qui incluent des actions préventives (comme surveiller, concevoir des villes durables et traiter les eaux) et des principes de base (comme agir avec précaution et faire payer les pollueurs). En Algérie, la loi 03-10 et ses règles fixes contrôlent cette politique, en établissant des limites pour les polluants des industries et des taxes pour décourager la pollution. La ville de Saïda montre cette méthode grâce à des infrastructures importantes comme un canal en béton et une station d'épuration, ainsi que des zones protégées pour l'eau souterraine. Malgré ces progrès, il y a encore des problèmes, surtout à cause des déchets et de la pollution, ce qui nécessite de mettre à jour les systèmes et d'informer

d'avantage les personnes concernées. Il est important de trouver un bon équilibre entre la croissance économique et la protection des ressources pour une gestion durable.

Conclusion générale

Le présent travail est réalisé dans le cadre de la préparation de la thèse de doctorat troisième cycle, dont l'intitulé est : Étude géotechnique, physico-chimique et rhéologique des sédiments de l'assainissement urbain : caractérisation, risques pour l'environnement, traitement et valorisation. L'étude a pour objet d'évaluer de manière globale la pollution en milieu urbain. Ainsi, elle a permis de contribuer à la compréhension des causes et des effets de la pollution dans l'environnement urbain de la ville de Saida, dans l'ouest de l'Algérie. Saida a été choisie pour cette étude en raison de son expansion urbaine et de son développement industriel importants, entraînant une augmentation du trafic et des niveaux de polluants. Les premiers résultats de l'étude se sont concentrés sur l'identification, la description et la quantification des contaminants détectés. L'identification des sources de pollution et la détermination des voies de transport des polluants sont aussi explorées.

Dans le cadre de cette étude, une attention est accordée à l'examen des caractéristiques des sédiments urbains et leurs impacts environnementaux, tout en explorant des solutions pour une gestion durable. L'étude a permis ainsi de mieux comprendre la dynamique des sédiments dans le contexte urbain, en intégrant divers aspects comme la caractérisation physico-chimique et géotechnique, les risques liés à la pollution par les métaux lourds, ainsi que les mesures de prévention et de traitement des sédiments.

Les principaux enseignements de cette recherche sont :

Dans une première phase les contaminants les plus avérés, leurs sources et leurs modes de transport sont analysés. Les résultats obtenus ont mis en évidence les principales origines des sédiments, incluant les eaux de ruissellement des surfaces drainées, les eaux usées domestiques et industrielles, ainsi que les dépôts qui se forment à l'intérieur des réseaux pendant les périodes sèches. Les sédiments sont transportés par des différents systèmes, comme les réseaux unitaires et séparatifs, qui influencent leur accumulation et leur impact environnemental. La présence de facteurs physiques tels que la composition des particules, les biofilms, et l'interface eau-sédiment complique la dynamique de ces systèmes. L'ensemble de ces résultats ont préparé les bases pour une meilleure compréhension de la nature des contaminants et de la dynamique des sédiments et de leur transport.

Dans une seconde phase, la caractérisation géotechnique et rhéologique des sédiments urbains révèle que ces derniers contiennent une proportion significative de particules fines, notamment des limons et des argiles, avec des caractéristiques qui posent des défis pour la gestion des

infrastructures de drainage. Les essais de limites d'Atterberg ont indiqué une plasticité modérée, caractérisant les sédiments comme des "limons peu plastiques". De plus, les analyses rhéologiques ont mis en évidence particulièrement le comportement pseudo-plastique des mélanges de sédiments, avec une viscosité qui diminue au fur et à mesure que le taux de cisaillement augmente. Cela suggère que la gestion des sédiments dans les réseaux d'assainissement est influencée par leur nature non-newtonienne, rendant leur transport complexe, particulièrement lorsque la teneur en matière organique est élevée.

L'étude de la contamination des sédiments présente un axe majeur de cette recherche. Les analyses physico-chimiques montrent des niveaux élevés de contamination en métaux lourds, notamment en Cadmium, Zinc, Cuivre, et Plomb, avec des concentrations qui dépassent souvent les valeurs de référence de l'UCC. Cela suggère une contribution anthropique significative, liée aux rejets industriels, aux eaux de ruissellement urbaines, et aux dépôts atmosphériques. Le Fer, quant à lui, présente des concentrations inférieures aux valeurs de référence, indiquant une origine naturelle. Ces contaminants, en particulier le cadmium, présentent un risque écologique significatif pour les écosystèmes aquatiques.

Une étude statistique initiée par une analyse descriptive comprend les mesures de tendance centrale et les mesures de dispersion a permis de repérer les anomalies et a exploré les liens entre les variables. Elle est suivie par des analyses statistiques multivariées permettant d'approfondir la compréhension des sources et les mécanismes de contamination. Les résultats de l'analyse en composantes principales indiquent la présence de trois facteurs principaux : un facteur anthropique, un facteur naturel lié à la composition géologique, et un facteur lié à la matière organique. Les corrélations, fortes observées entre les métaux et les matières organiques, ont également révélé des processus géochimiques similaires ou des sources communes. Ces résultats apportent un éclairage complémentaire sur la dynamique complexe des polluants dans les sédiments urbains et permettent d'identifier les principales sources de pollution, fournissant ainsi des informations essentielles pour une gestion environnementale éclairée.

Par ailleurs, l'étude des relations entre la charge polluante et les paramètres hydrologiques dans le bassin de Saïda révèle que des événements pluvieux répétés contribuent à des niveaux élevés de contamination, en particulier dans les fractions fines des sédiments. La dynamique des contaminants est influencée par des paramètres tels que la topographie, la végétation, et l'utilisation des sols. Ces facteurs influencent à leur tour la quantité et la qualité des sédiments

transportés et par conséquent la concentration en métaux lourds. Ces constatations mettent en évidence la nécessité d'une approche proactive intégrant les paramètres hydrologiques dans la gestion des ressources en eau.

Enfin, les moyens de prévention et de gestion des risques associés aux sédiments sont explorés, profitant du cadre technique et réglementaire en Algérie. Ce cadre est basé sur les principes de précaution, de prévention, et du pollueur-payeur. Il offre des lignes directrices pour limiter la pollution des ressources en eau. Les mesures préventives que suggère le cadre réglementaire incluent la surveillance continue de la qualité de l'eau, la mise en place de zones tampons végétalisées, et l'installation d'équipements de traitement des eaux usées. De plus, Il encourage et insiste sur l'engagement communautaire et la sensibilisation du public qui sont essentiels pour une gestion durable des ressources en eau.

La protection contre la pollution du bassin versant d'Oued Saïda, imposée par l'ampleur de la contamination révélée par les résultats de l'actuelle étude, s'avère essentielle pour la région. Elle repose sur des mesures réglementaires strictes, en particulier la révision et l'actualisation de l'arrêté du 26 juin 1974. Ce dernier organise des périmètres de protection en trois zones pour préserver la nappe aquifère. Par ailleurs, le transfert d'eau depuis le Chott Chergui, initié en 2003, améliore l'alimentation en eau potable tout en limitant la surexploitation de cette ressource. De plus, des initiatives comme la construction de collecteurs pour traiter les eaux usées et la réalisation d'un canal en béton armé contribuent à gérer les eaux polluées et à prévenir les inondations. Ces efforts combinés peuvent contribuer à préserver la qualité des eaux de surface et des nappes phréatiques dans les bassins urbains sensibles comme celui de Saïda. Malgré ces efforts, la pollution demeure un enjeu persistant nécessitant une vigilance continue et une sensibilisation des parties prenantes pour garantir la durabilité des ressources en eau.

En conclusion, cette thèse permet de mieux comprendre la nature et les risques liés aux sédiments des réseaux d'assainissement urbains. Cette recherche ouvre la voie à des perspectives futures, notamment en ce qui concerne le développement de nouvelles méthodes de valorisation des sédiments, l'optimisation des systèmes de drainage, et la mise en œuvre de politiques environnementales renforcées. Les résultats de cette thèse fournissent des bases solides pour élaborer des plans d'action adaptés aux contextes urbains complexes, permettant ainsi une gestion durable des sédiments et une protection efficace des ressources en eau.

Références Bibliographiques

- Aboelnour, M. A., Engel, B. A., Frisbee, M. D., Gitau, M. W., & Flanagan, D. C. (2021). Impacts of Watershed Physical Properties and Land Use on Baseflow at Regional Scales. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 35, 100810. <https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2021.100810>
- Aboulela, A., Lavigne, M. P., Buvignier, A., Fourné, M., Schiettekatte, M., Pons, T., Patapy, C., Robin, O., Bounouba, M., Paul, E., & Bertron, A. (2021). Laboratory test to evaluate the resistance of cementitious materials to biodeterioration in sewer network conditions. *Materials*, 14(3), 1–24. <https://doi.org/10.3390/ma14030686>
- Acosta, J. A., Martínez-Martínez, S., Faz, A., & Arocena, J. (2011). Accumulations of major and trace elements in particle size fractions of soils on eight different parent materials. *Geoderma*, 161(1–2), 30–42. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2010.12.001>
- Adamo, N., Al-Ansari, N., Sissakian, V., Laue, J., & Knutsson, S. (2020). Dam Safety: Sediments and Debris Problems. *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, 27–63. <https://doi.org/10.47260/JESGE/1112>
- Afolagboye, L. O., Ojo, A. A., & Talabi, A. O. (2020). Evaluation of soil contamination status around a municipal waste dumpsite using contamination indices, soil-quality guidelines, and multivariate statistical analysis. *SN Applied Sciences*, 2(11), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03678-y>
- Afri Mehennaoui, F. Z., Sahli, L., & Mehennaoui, S. (2009). Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued rhumel et son affluent le boumerzoug, et leur transfert vers une plante semi-aquatique : *Sciences & Technologie*, 29, 45–55.
- Ahilan, S., Guan, M., Sleigh, A., Wright, N., & Chang, H. (2018). The influence of floodplain restoration on flow and sediment dynamics in an urban river. *Journal of Flood Risk Management*, 11, S986–S1001. <https://doi.org/10.1111/JFR3.12251>
- Ahmad, K., Muhammad, S., Ali, W., Jadoon, I. A. K., & Rasool, A. (2020). Occurrence, source identification and potential risk evaluation of heavy metals in sediments of the Hunza River and its tributaries, Gilgit-Baltistan. *Environmental Technology & Innovation*, 18, 100700. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.100700>
- Ahyerre, M. (2001). Sewer network sediments a significant source of pollution in sewer overflow during rainfall events. *Houille Blanche*, 6368(6–7), 21–28. <https://doi.org/10.1051/lhb/2001065>
- Ahyerre, M., Chebbo, G., & Saad, M. (2001). Nature and Dynamics of Water Sediment Interface in Combined Sewers. *Journal of Environmental Engineering*, 127(3), 233–239. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2001\)127:3\(233\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2001)127:3(233))
- Ahyerre, M., Oms, C., & Chebbo, G. (2001). The erosion of organic solids in combined sewers. *Water Science and Technology*, 43(5), 95–102. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0260>
- Aissa, L., & Kéloufi, B. (2012). Detection of heavy metals pollution in Mascara (Algeria) by using (Platanus acerifolia.Wild) leaves. *Arab Gulf Journal of Scientific Research*, 30(1), 54–57. <https://doi.org/10.51758/agjsr-01-2012-0007>
- Akcil, A., Erust, C., Ozdemiroglu, S., Fonti, V., & Beolchini, F. (2015). A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. *Journal of Cleaner Production*, 86, 24–36. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.08.009>
- Akhtar, N., Syakir Ishak, M. I., Bhawani, S. A., & Umar, K. (2021). Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. *Water 2021, Vol. 13, Page 2660*, 13(19), 2660. <https://doi.org/10.3390/W13192660>
- Akono, D. F., Assomo, P. S., Ntsama Atangana, J., Nkongho, A. E., Belinga, C. B., & Ekomane, E. (2022). Assessment of traces metals in sediment from Ebolowa Municipal Lake basin (central-africa): potential risk and provenance. *Heliyon*, 8(8). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10186>
- Aldrees, A., Bakheit Taha, A. T., & Mustafa Mohamed, A. (2022). Prediction of sustainable management of sediment in rivers and reservoirs. *Chemosphere*, 309, 136369. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.136369>
- Alhassan, A. B., & Aljahdali, M. O. (2021). Sediment Metal Contamination, Bioavailability, and Oxidative Stress Response in Mangrove *Avicennia marina* in Central Red Sea. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 691257. <https://doi.org/10.3389/FENV.2021.691257/BIBTEX>
- Ali, N., Khan, M. H., Ali, M., Sidra, Ahmad, S., Khan, A., Nabi, G., Ali, F., Bououdina, M., & Kyzas, G. Z. (2024). Insight into microplastics in the aquatic ecosystem: Properties, sources, threats and mitigation strategies. *Science of The Total Environment*, 913, 169489. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.169489>
- Ali-Taleshi, M. S., Feiznia, S., & Masiol, M. (2022). Seasonal and spatial variations of atmospheric depositions-bound elements over Tehran megacity, Iran: Pollution levels, PMF-based source apportionment and risks assessment. *Urban Climate*, 42, 101113. <https://doi.org/10.1016/J.UCLIM.2022.101113>
- Al-Mur, B. A., & Gad, A. (2022). Radiation Hazard from Natural Radioactivity in the Marine Sediment of Jeddah Coast, Red Sea, Saudi Arabia. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(8). <https://doi.org/10.3390/jmse10081145>
- Amarouche, K., Akpınar, A., Çakmak, R. E., Houma, F., & Bachari, N. E. I. (2020). Assessment of storm events along the Algiers coast and their potential impacts. *Ocean Engineering*, 210. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2020.107432>
- Ameen, R. F. M., & Mourshed, M. (2017). Urban environmental challenges in developing countries—A stakeholder perspective. *Habitat International*, 64, 1–10. <https://doi.org/10.1016/J.HABITATINT.2017.04.002>
- Amin, S., Muhammad, S., & Fatima, H. (2021). Evaluation and risks assessment of potentially toxic elements in water and sediment of the Dor River and its tributaries, Northern Pakistan. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101333. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.101333>
- Anh, N. T., Can, L. D., Nhan, N. T., Schmalz, B., & Luu, T. Le. (2023). Influences of key factors on river water quality in urban and

- rural areas: A review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100424. <https://doi.org/10.1016/J.CSCEE.2023.100424>
- Annandale, G., Morris, G., & Karki, P. (2016). Extending the Life of Reservoirs. In *Concrete International*.
- Aouadj, S. A., Zouidi, M., Allam, A., Nouar, B., Degdag, H., & Nasrallah, Y. (2023). *Saïda region plants diversity (West of Algeria): First typological study of its Saïda region plants diversity (West of Algeria): First typological study of its forest and pre-steppe habitats*. (February), 42–49.
- Apitz, S. E. (2012). Conceptualizing the role of sediment in sustaining ecosystem services: Sediment-ecosystem regional assessment (SEcoRA). *Science of The Total Environment*, 415, 9–30. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2011.05.060>
- Arab, L. H., Boutaleb, A., & Berdous, D. (2021). Environmental assessment of heavy metal pollution in the polymetallic district of Kef Oum Teboul (El Kala, Northeast Algeria). *Environmental Earth Sciences*, 80(7), 1–13. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09570-1>
- Arrêté. (1974). *Arrêté du 26 juin 1974 fixant les modalités d'exploitation et de conservation de la nappe aquifère de la vallée de l'oued Saïda*. 60, 656. <https://www.joradp.dz/FTP/jo-francais/1974/F1974060.PDF>
- Arthur, S. (1996). *NEAR BED SOLIDS TRANSPORT IN COMBINED SEWERS* (Issue July) [University of Abertay Dundee]. <https://rke.abertay.ac.uk/en/studentTheses/near-bed-solids-transport-in-combined-sewers>
- Ashley, R. M., & Crabtree, R. W. (1992). Sediment origins, deposition and build-up in combined sewer systems. *Water Science and Technology*, 25(8), 1–12. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0173>
- Ashley, R. M., Wotherspoon, D. J. J., Goodison, M. J., McGregor, I., & Coghlan, B. P. (1992). The deposition and erosion of sediments in sewers. *Water Science and Technology*, 26(5–6), 1283–1293. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0571>
- Auclair, D. . B., Auclair, D., & Biehler. (1967). Etude géologique des Hautes Piaines Oranaises entre Tlemcen et Saïda. *Pubis Serv Carte Geol Alger NS*, 34, 3–45. <https://doi.org/10.0/FONT/BOOTSTRAP-ICONS.MIN.CSS>
- Baar, A. W., de Smit, J., Uijtewaal, W. S. J., & Kleinhans, M. G. (2018). Sediment Transport of Fine Sand to Fine Gravel on Transverse Bed Slopes in Rotating Annular Flume Experiments. *Water Resources Research*, 54(1), 19–45. <https://doi.org/10.1002/2017WR020604>
- Bainbridge, Z., Lewis, S., Stevens, T., Petus, C., Lazarus, E., Gorman, J., & Smithers, S. (2021). Measuring sediment grain size across the catchment to reef continuum: Improved methods and environmental insights. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112339. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112339>
- Bajay, S. V. (2004). National Energy Policy: Brazil. In *Encyclopedia of Energy* (Vol. 4, pp. 111–125). <https://doi.org/10.1016/b0-12-176480-x/00482-4>
- Ballard, T., & Beare, S. (2013). Particle Size Analysis For Sand Control Applications. *SPE - European Formation Damage Conference, Proceedings, EFDC, 1*, 366–384. <https://doi.org/10.2118/165119-MS>
- Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J., & Nadem, S. (2012). Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments of Day River at Beni-Mellal Region, Morocco. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 4(8), 797–806.
- Barnes, G. E. (2015). An apparatus for the plastic limit and workability of soils. *Https://Doi.Org/10.1680/Geng.2009.162.3.175*, 162(3), 175–185. <https://doi.org/10.1680/GENG.2009.162.3.175>
- Batley, G. E., & Simpson, S. (2013). Sediment Quality Guidelines. In J.-F. Férard & C. Blaise (Eds.), *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology* (pp. 1015–1024). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2_92
- Belhadj, H., Aubert, D., & Dali Youcef, N. (2017). Geochemistry of major and trace elements in sediments of Ghazaouet Bay (western Algeria): An assessment of metal pollution. *Comptes Rendus - Geoscience*, 349(8), 412–421. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.013>
- Belhadj, M., Ghezzar, M. R., Abdelmalek, F., Benahmed, A. A., Ouddane, B., & Addou, A. (2006). Assessment of the sediment contamination by heavy metals of the Cheliff River, Algeria. *Fresenius Environmental Bulletin*, 15(3), 186–192.
- Belhadj-Khedher, C., El-Melki, T., & Mouillot, F. (2020). Saharan hot and dry sirocco winds drive extreme fire events in Mediterranean Tunisia (North Africa). *Atmosphere*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/atmos11060590>
- Bellair, P., & Pomerol, C. (1977). *Eléments de Géologie*. Armand Colin, pp.528.
- Ben Seghier, T., & Bouhadjera, K. (2020). Pollution assessment of heavy metals in roadside agricultural soils. *Polish Journal of Environmental Studies*, 29(4), 2855–2863. <https://doi.org/10.15244/pjoes/112205>
- Benamar, M. A., Toumert, I., Tobbeche, S., Tchantchane, A., & Chalabi, A. (1999). Assessment of the state of pollution by heavy metals in the surficial sediments of Algiers Bay. *Applied Radiation and Isotopes*, 50(5), 975–980. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(98\)00111-0](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(98)00111-0)
- Benhaddya, M. L., Boukhelkhal, A., Halis, Y., & Hadjel, M. (2016). Human Health Risks Associated with Metals from Urban Soil and Road Dust in an Oilfield Area of Southeastern Algeria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(3), 556–571. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0244-6>
- Benselama, O., Hasbaia, M., Djoukbal, O., Boutaghane, H., Ferhati, A., & Djerbouai, S. (2022). Suspended sedimentary dynamics under Mediterranean semi-arid environment of Wadi El Maleh watershed, Algeria. *Modeling Earth Systems and Environment*, 8(1), 1013–1023. <https://doi.org/10.1007/S40808-021-01133-4/METRICS>
- Bentabet, A., Azzaz, H., Emblanch, C., & Benamina, B. (2019). The impact of agricultural development on karstic groundwater of the Saïda mountains, Algeria. *Rudarsko Geolosko Naftni Zbornik*, 34(4), 97–105. <https://doi.org/10.17794/rgn.2019.4.10>
- Berland, J. (2004). *Réhabilitation des réseaux d'assainissement en zone rurale* (No. 32).

- https://www.pseau.org/outils/ouvrages/fndae_rehabilitation_des_reseaux_d_assainissement_en_zone_rurale_2004.pdf
- Bettes, R. (2008). Sediment transport & alluvial resistance in rivers. In *R&D Technical Report W5i 609*. <https://publications.environment-agency.gov.uk/skeleton/publications/ViewPublication.aspx?id=6b5ce931-4211-4143-97ad-a3bd6c70810b>
- Birch, G. F., & Olmos, M. A. (2008). Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8), 1407–1413. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn139>
- Böke Özkoç, H., & Arıman, S. (2023). Contamination and risk assessment of heavy metals in coastal sediments from the Mid-Black Sea, Turkey. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 37(1), 375–394. <https://doi.org/10.1007/S00477-022-02300-4/METRICS>
- Bolan, S., Padhye, L. P., Jasemizad, T., Govarthan, M., Karmegam, N., Wijesekara, H., Amarasiri, D., Hou, D., Zhou, P., Biswal, B. K., Balasubramanian, R., Wang, H., Siddique, K. H. M., Rinklebe, J., Kirkham, M. B., & Bolan, N. (2024). Impacts of climate change on the fate of contaminants through extreme weather events. *Science of The Total Environment*, 909, 168388. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.168388>
- Bolduc, S., Mailhot, A., & Talbot, G. (2024). Estimation of the time of concentration of small watersheds located in Northeastern North America. *Hydrological Sciences Journal*. <https://doi.org/10.1080/02626667.2024.2387155>
- Boudjerda, M., Touaibia, B., Mihoubi, M. K., Basson, G. R., & Vonkeman, J. K. (2022). Application of sediment management strategies to improve reservoir operation: a case study Fom El-Gherza Dam in Algeria. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(11), 10957–10972. <https://doi.org/10.1007/S13762-021-03896-W/METRICS>
- Bougherira, N., Hani, A., Djabri, L., Toumi, F., Chaffai, H., Haied, N., Nechem, D., & Sedrati, N. (2014). Impact of the Urban and Industrial Waste Water on Surface and Groundwater, in the Region of Annaba, (Algeria). *Energy Procedia*, 50, 692–701. <https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2014.06.085>
- Braun, D. B., & Rosen, M. R. (1999). Practical Rheology. *Rheology Modifiers Handbook*, 1–69. <https://doi.org/10.1016/B978-0-8155-1441-1.50006-1>
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2020.E04691>
- Buyang, S., Yi, Q., Cui, H., Wan, K., & Zhang, S. (2019). Distribution and adsorption of metals on different particle size fractions of sediments in a hydrodynamically disturbed canal. *Science of the Total Environment*, 670, 654–661. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.276>
- Cai, A., Zhang, H., Zhao, Y., Wang, X., Wang, L., & Zhao, H. (2022). Quantitative source apportionment of heavy metals in atmospheric deposition of a typical heavily polluted city in Northern China: Comparison of PMF and UNMIX. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 950288. <https://doi.org/10.3389/FENV.2022.950288/BIBTEX>
- Cavadini, G. B., Rodriguez, M., & Cook, L. M. (2024). Connecting blue-green infrastructure elements to reduce combined sewer overflows. *Journal of Environmental Management*, 365, 121465. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.121465>
- Cesare, G. De, Schleiss, A., & Hermann, F. (2001). Impact of Turbidity Currents on Reservoir Sedimentation. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(1), 6–16. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2001\)127:1\(6\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2001)127:1(6))
- Chauhan, G., Verma, A., Das, A., & Ojha, K. (2018). Rheological studies and optimization of Herschel-Bulkley flow parameters of viscous karaya polymer suspensions using GA and PSO algorithms. *Rheologica Acta*, 57(3), 267–285. <https://doi.org/10.1007/S00397-017-1060-X/METRICS>
- Chebbou, G. (2009). *SOLIDES DES REJETS PLUVIAUX URBAINS CARACTERISATION ET TRAITABILITE* (Vol. 8, Issue 1).
- Chebbou, G., & Bachoc, A. (1992). Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges. *Water Science and Technology*, 25(8), 171–179. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0191>
- Chebbou, G., Bachoc, A., Lapjace, D., & Guennec, B. Le. (1995). *THE TRANSFER OF SOLIDS IN COMBINED SEWER NETWORKS*. 31(7), 95–105. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00327-J](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00327-J)
- Chebbou, G., Musquere, P., Milisic, V., & Bachoc, A. (1990). Characterization of solids transferred into sewer trunks during wet weather. *Water Science and Technology*, 22(10–11), 231–238. <https://doi.org/10.2166/wst.1990.0309>
- Cheng, Y., & Li, H. (2015). Rheological behavior of sewage sludge with high solid content. *Water Science and Technology*, 71(11), 1686–1693. <https://doi.org/10.2166/WST.2015.152>
- Cherif, K., Yamina, B., Bilal, B., Lahsen, W. K., Cherif, K., Yamina, B., Bilal, B., & Lahsen, W. K. (2021). Delineation of groundwater potential zones in Wadi Saida Watershed of NW-Algeria using remote sensing, geographic information system-based AHP techniques and geostatistical analysis. *Journal of Groundwater Science and Engineering*, 2021, Vol. 9, Issue 1, Pages: 45–64, 9(1), 45–64. <https://doi.org/10.19637/J.CNKI.2305-7068.2021.01.005>
- Chiaia-Hernández, A. C., Casado-Martinez, C., Lara-Martin, P., & Bucheli, T. D. (2022). Sediments: sink, archive, and source of contaminants. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(57), 85761–85765. <https://doi.org/10.1007/S11356-022-24041-1/METRICS>
- Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., & Barraud, S. (2007). Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. *Les Techniques de l'ingénieur, Référence W6800*, 19. <https://doi.org/10.51257/a-v1-w6800>
- Christine Gromaire, M. (2012). *Contribution à l'étude des sources et flux de contaminants dans les eaux pluviales urbaines* [PARIS EST]. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/tel-01711222>
- Clark, E. V., Lanier, J., & Odhiambo, B. K. (2024). Assessment of Dam Sediment and Grab Samples for Metal Contamination in a

- Historically Industrialized New England City. *Water, Air, and Soil Pollution*, 235(1), 1–16. <https://doi.org/10.1007/S11270-023-06767-X/METRICS>
- Cocklin, C., & Moon, K. (2020). Environmental Policy. In A. Kobayashi (Ed.), *International Encyclopedia of Human Geography, Second Edition* (pp. 227–233). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102295-5.10788-7>
- Copaja, S. V., & Muñoz, F. J. (2018). Heavy metals concentration in sediment of Iluta river basin. *Journal of the Chilean Chemical Society*, 63(1), 3878–3883. <https://doi.org/10.4067/s0717-97072018000103878>
- Cui, Z. ang, Qiao, S. ying, Bao, Z. yu, & Wu, N. you. (2011). Contamination and distribution of heavy metals in urban and suburban soils in Zhangzhou City, Fujian, China. *Environmental Earth Sciences*, 64(6), 1607–1615. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1179-5>
- Czarnota, J., Masłoń, A., & Pajura, R. (2023). Wastewater Treatment Plants as a Source of Malodorous Substances Hazardous to Health, Including a Case Study from Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(7). <https://doi.org/10.3390/IJERPH20075379>
- D'Arcy, B., & Frost, A. (2001). The role of best management practices in alleviating water quality problems associated with diffuse pollution. *Science of The Total Environment*, 265(1–3), 359–367. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00676-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00676-8)
- Damseth, S., Thakur, K., Kumar, R., Kumar, S., Mahajan, D., Kumari, H., Sharma, D., & Sharma, A. K. (2024). Assessing the impacts of river bed mining on aquatic ecosystems: A critical review of effects on water quality and biodiversity. *HydroResearch*, 7, 122–130. <https://doi.org/10.1016/J.HYDRES.2024.01.004>
- Davies, E. (2002). Air pollution. In D. A. Snow (Ed.), *Plant Engineer's Reference Book* (2nd ed., pp. 28–1). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-075064452-5/50083-3>
- De Freitas, A. da S., Pompermayer, L. L. de O., Santos, A. D. de O., do Nascimento, M. T. L., Saint'Pierre, T. D., Hauser-Davis, R. A., Baptista Neto, J. A., & da Fonseca, E. M. (2023). Rare earth elements as sediment contamination tracers in a coastal lagoon in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 4, 100068. <https://doi.org/10.1016/J.JTEMIN.2023.100068>
- De Paola, F., Simone, A., Cesaro, A., Giudice, G. Del, Cristo, C. Di, Esposito, G., & Fecarotta, O. (2022). The Spread of Contaminants in Urban Drainage Networks Based on a Topological Analysis. *Environmental Sciences Proceedings 2022, Vol. 21, Page 20, 21*(1), 20. <https://doi.org/10.3390/ENVIRONSCIPROC2022021020>
- Dehbi, M., Dehbi, F., Kanjal, M. I., Tahraoui, H., Zamouche, M., Amrane, A., Assadi, A. A., Hadadi, A., & Mouni, L. (2023). Analysis of Heavy Metal Contamination in Macroalgae from Surface Waters in Djelfa, Algeria. *Water (Switzerland)*, 15(5), 1–14. <https://doi.org/10.3390/w15050974>
- Deng, Z., Huang, D., He, Q., & Chassagne, C. (2022). Review of the action of organic matter on mineral sediment flocculation. *Frontiers in Earth Science*, 10, 965919. <https://doi.org/10.3389/FEART.2022.965919/BIBTEX>
- Derradji, F., Kherici, N., Djorfi, S., Romeo, M., & Caruba, R. (2005). Etude de l'influence de la pollution de l'oued Seybouse sur l'aquifère d'Annaba (Algérie Nord-orientale) par le chrome et le cuivre. *Houille Blanche*, 1, 73–80. <https://doi.org/10.1051/lhb:200501010>
- Dietrich, M., O'Shea, M. J., Gieré, R., & Krekeler, M. P. S. (2022). Road sediment, an underutilized material in environmental science research: A review of perspectives on United States studies with international context. *Journal of Hazardous Materials*, 432, 128604. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2022.128604>
- Djabri, L., Hani, A., Laouar, R., Mania, J., Mudry, J., & Louhi, A. (2003). Potential pollution of groundwater in the valley of the Seybouse River, north-eastern Algeria. *Environmental Geology*, 44(6), 738–744. <https://doi.org/10.1007/S00254-003-0824-Z/METRICS>
- Djamel Labani Abderrahmane, A., Ibn Khaldoun, U., & Gliz Mohamed, T. (2014). Contribution à l'évaluation et à la cartographie de la sensibilité à l'érosion hydrique des sols du sous bassin versant de l'oued de saida (ouest de l'algérie) *Khalladi Mederbal*. 10(27), 1857–7881.
- Duan, Y., Tang, J., Li, Z., Yang, B., Yan, Y., & Yang, Y. (2021). Vegetated Buffer Zone Restoration Planning in Small Urban Watersheds. *Water 2021, Vol. 13, Page 3000, 13*(21), 3000. <https://doi.org/10.3390/W13213000>
- Duncan, A. E., de Vries, N., & Nyarko, K. B. (2018). Assessment of Heavy Metal Pollution in the Sediments of the River Pra and Its Tributaries. *Water, Air, and Soil Pollution*, 229(8). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3899-6>
- Ehtasham, L., Sherani, S. H., & Nawaz, F. (2024). Acceleration of the hydrological cycle and its impact on water availability over land: an adverse effect of climate change. *Meteorology Hydrology and Water Management*, 12(1), 1–21. <https://doi.org/10.26491/MHWM/188920>
- El Hammoudani, Y., Dimane, F., Haboubi, K., Benaissa, C., Benaabidate, L., Bourjila, A., Achoukhi, I., El Boudammoussi, M., Faiz, H., Touzani, A., Moudou, M., & Esskifati, M. (2024). Micropollutants in wastewater treatment plants: A bibliometric - bibliographic study. *Desalination and Water Treatment*, 317, 100190. <https://doi.org/10.1016/J.DWT.2024.100190>
- El Mrissani, S., Haida, S., Probst, J. L., & Probst, A. (2021). Multi-indices assessment of origin and controlling factors of trace metals in river sediments from a semi-arid carbonated basin (The sebou basin, morocco). *Water (Switzerland)*, 13(22). <https://doi.org/10.3390/w13223203>
- Emissions, Y., Khalid, B., Jiang, S., Dong, X., Han, Z., Zhao, J., & Zhang, Y. (2024). Emissions and Atmospheric Dry and Wet Deposition of Trace Metals from Natural and Anthropogenic Sources in Mainland China. *Atmosphere 2024, Vol. 15, Page 402, 15*(4), 402. <https://doi.org/10.3390/ATMOS15040402>

- Eshtiaghi, N., Markis, F., Yap, S. D., Baudez, J. C., & Slatter, P. (2013). Rheological characterisation of municipal sludge: A review. *Water Research*, 47(15), 5493–5510. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2013.07.001>
- Executive decree N. 07-299 of 15 Ramadhan 1428 corresponding to 27 September 2007 fixing the methods of application of the complementary tax on the atmospheric pollution of industrial origin. (2007). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 63, P.11.
- Executive decree N. 07-300 of 15 Ramadhan 1428 corresponding to September 27, 2007 fixing the methods of application of the complementary tax on industrial waste water. (2007). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 63, P.11.
- Executive Decree No. 06-138 regulating the emission into the atmosphere of gases, fumes, vapours, liquid or solid particles, as well as the conditions under which they are controlled. (2006). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 37, P.11. <https://onedd.org/storage/app/media/uploaded-files/decret-executif-n006-138.pdf>
- Executive Decree No. 06-141 defining the limit values for industrial liquid effluent discharges. (2006). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 26, P.4.
- Faas, R. W. (1984). Plasticity and compaction characteristics of the Quaternary sediments penetrated on the Guatemalan Transect-DSDP Leg 67. *Geological Society Special Publication*, 15(1979), 563–577. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.1984.015.01.35>
- Faas, R., & Wartel, S. (2006). Rheological Properties of Sediment Suspensions from Eckernförde and Kieler Förde Bays, Western Baltic Sea. *International Journal of Sediment Research*, 21(1), 24–41.
- Farhat, H. I., Gad, A., Saleh, A., & Abd El Bakey, S. M. (2022). Risks Assessment of Potentially Toxic Elements' Contamination in the Egyptian Red Sea Surficial Sediments. *Land*, 11(9), 1–21. <https://doi.org/10.3390/land11091560>
- Farooq, U., Gorczewska-Langner, W., & Szymkiewicz, A. (2024). Water retention curves of sandy soils obtained from direct measurements, particle size distribution, and infiltration experiments. *Vadose Zone Journal*, 23(4), e20364. <https://doi.org/10.1002/VZJ2.20364>
- Fatmi, B., Hazzab, A., Ghenaim, A., & Rahmani, A. (2023). Anthropogenic Pollution and Ecological Risk in Urban Sediments: Assessing Heavy Metal and Organic Contamination in the Saida Watershed, North-Western Algeria. *Water, Air, and Soil Pollution*, 234(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06701-1>
- Fatmi, B., Hazzab, A., Rahmani, A., & Ghenaim, A. (2024). Examining temporal trends in heavy metal levels to analyze sediment pollution dynamics in the Saida urban watershed (N-W Algeria). *Water Environment Research*, 96(8). <https://doi.org/10.1002/wer.11084>
- Feys, D., Cepuritis, R., Jacobsen, S., Lesage, K., Secrieru, E., & Yahia, A. (2017). Measuring Rheological Properties of Cement Pastes: Most common Techniques, Procedures and Challenges. *RILEM Technical Letters*, 2, 129–135. <https://doi.org/10.21809/RILEMTECHLETT.2017.43>
- Fini, A., Frangi, P., Mori, J., Donzelli, D., & Ferrini, F. (2017). Nature based solutions to mitigate soil sealing in urban areas: Results from a 4-year study comparing permeable, porous, and impermeable pavements. *Environmental Research*, 156, 443–454. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2017.03.032>
- Fonseca-Salazar, M. A., Sosa-Echeverría, R., Alarcón-Jiménez, A. L., & Sánchez-Álvarez, P. (2023). Chemical Composition of Wet Atmospheric Deposition in a Natural Urban Reserve, Conservation of Green Urban Areas: a Mexico City Case Study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 234(8), 1–16. <https://doi.org/10.1007/S11270-023-06502-6/TABLES/2>
- Förstner, U., Ahlf, W., Calmano, W., & Kersten, M. (1990). Sediment Criteria Development. In *Sediments and Environmental Geochemistry* (pp. 311–338). https://doi.org/10.1007/978-3-642-75097-7_18
- Gad, A., Saleh, A., Farhat, H. I., Dawood, Y. H., & Abd El Bakey, S. M. (2022). Spatial Distribution, Contamination Levels, and Health Risk Assessment of Potentially Toxic Elements in Household Dust in Cairo City, Egypt. *Toxics*, 10(8), 446. <https://doi.org/10.3390/toxics10080466>
- Gao, F., Ma, X., Tan, Y., Zhang, B., Yang, Y., Nie, H., & Xu, Z. (2023). The Effect of Organic Matter from Sewage Sludge as an Interfacial Layer on the Surface of Nano-Al and Fluoride. *Molecules*, 28(18), 6494. <https://doi.org/10.3390/MOLECULES28186494/S1>
- Gasperi, J., Gromaire, M. C., Kafí, M., Moilleron, R., & Chebbo, G. (2010). Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research*, 44(20), 5875–5886. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.008>
- Gaur, A., Gurjar, S. K., & Chaudhary, S. (2022). Circular system of resource recovery and reverse logistics approach: key to zero waste and zero landfill. In C. Hussain & S. Hait (Eds.), *Advanced Organic Waste Management: Sustainable Practices and Approaches* (pp. 365–381). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85792-5.00008-3>
- Green, J. L., Manski, S. E., Hansen, T. A., & Broatch, J. E. (2023). Descriptive statistics. In R. J. Tierney, F. Rizvi, & K. Ercikan (Eds.), *International Encyclopedia of Education: Fourth Edition* (4th ed., pp. 723–733). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818630-5.10083-1>
- Greenacre, M., Groenen, P. J. F., Hastie, T., D'Enza, A. I., Markos, A., & Tuzhilina, E. (2022). Principal component analysis. *Nature Reviews Methods Primers* 2022 2:1, 2(1), 1–21. <https://doi.org/10.1038/s43586-022-00184-w>
- Grimaldi, S., & Petroselli, A. (2015). Do we still need the Rational Formula? An alternative empirical procedure for peak discharge estimation in small and ungauged basins. *Hydrological Sciences Journal*, 60(1), 67–77. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.880546>
- Guan, J., Wang, J., Pan, H., Yang, C., Qu, J., Lu, N., & Yuan, X. (2018). Heavy metals in Yinma River sediment in a major Phaeozems

- zone, Northeast China: Distribution, chemical fraction, contamination assessment and source apportionment. *Scientific Reports*, 8(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30197-z>
- Gudivada, V. N. (2017). Data Analytics: Fundamentals. In M. Chowdhury, A. Apon, & K. Dey (Eds.), *Data Analytics for Intelligent Transportation Systems* (pp. 31–67). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809715-1.00002-X>
- Guerra, A. J. T., Fullen, M. A., Jorge, M. do C. O., Bezerra, J. F. R., & SHOKR, M. S. (2017). Slope Processes, Mass Movement and Soil Erosion: A Review. *Pedosphere*, 27(1), 27–41. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60294-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60294-7)
- Gurt, A., & Khonsari, M. (2024). A Review of the Rheological Consistency of Materials. *Lubricants* 2024, Vol. 12, Page 236, 12(7), 236. <https://doi.org/10.3390/LUBRICANTS12070236>
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Halamski, A. T., & Cherif, A. (2017). Oxfordian brachiopods from the Saïda and Frenda mountains (Tlemcenian domain, north-western Algeria). *Annales Societatis Geologorum Poloniae*, 87(2), 141–156. <https://doi.org/10.14241/ASGP.2017.006>
- Han, J., Kamber, M., & Pei, J. (2012). Getting to Know Your Data. In J. Han, M. Kamber, & J. Pei (Eds.), *Data Mining* (3rd ed., pp. 39–82). Morgan Kaufmann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381479-1.00002-2>
- Hanfi, M. Y., Mostafa, M. Y. A., & Zhukovsky, M. V. (2020). Heavy metal contamination in urban surface sediments: sources, distribution, contamination control, and remediation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7947-5>
- He, L., Wang, S., Liu, M., Chen, Z., Xu, J., & Dong, Y. (2023). Transport and transformation of atmospheric metals in ecosystems: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 9(December 2022), 100218. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100218>
- Hiatt, M., & Passalacqua, P. (2015). Hydrological connectivity in river deltas: The first-order importance of channel-island exchange. *Water Resources Research*, 51(4), 2264–2282. <https://doi.org/10.1002/2014WR016149>
- Hizir, F., Krika, A., Kessasra, F., & Krika, F. (2023). Evaluation and assessment of water and surficial sediments quality in Kebir-Rhumel Wadi, NE Algeria. *Iranian Journal of Earth Sciences*, 15(1), 10–20. <https://doi.org/10.30495/ijes.2022.1951927.1720>
- Hongde, W., Dongli, S., Yipeng, Z., & Donghao, M. (2022). Unsaturated soil shear strength of agricultural soils influenced by reclamation sequences in coastal China. *European Journal of Soil Science*, 73(3), e13237. <https://doi.org/10.1111/EJSS.13237>
- Hornig, S., Bauerfeld, K., & Beier, M. (2022). Dynamization of Urban Runoff Pollution and Quantity. *Water (Switzerland)*, 14(3), 418. <https://doi.org/10.3390/W14030418/S1>
- Horwitz, W. (1982). Evaluation of Analytical Methods Used for Regulation of Foods and Drugs. *Analytical Chemistry*, 54(1), 67–76. https://doi.org/10.1021/AC00238A002/ASSET/AC00238A002.FP.PNG_V03
- Hossain, F. (2020). Contaminated aquatic sediments. *Water Environment Research*, 92(10), 1794–1804. <https://doi.org/10.1002/WER.1436>
- Hossen, M. Z., Islam, M. M., & Hossain, M. S. (2017). Heavy Metal Contents in Sediments of an Urban Industrialized Area-A Case Study of Tongi Canal, Bangladesh. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, 14(1), 59–68. <https://doi.org/10.3233/AJW-170007>
- Hu, N., Zhang, J., Xia, S., Han, R., Dai, Z., She, R., Cui, X., & Meng, B. (2020). A field performance evaluation of the periodic maintenance for pervious concrete pavement. *Journal of Cleaner Production*, 263, 121463. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121463>
- Huang, H. Q., Nanson, G. C., & Fagan, S. D. (2002). Hydraulic geometry of straight alluvial channels and the principle of least action. *Journal of Hydraulic Research*, 40(2), 153–160. <https://doi.org/10.1080/00221680209499858>
- Issaka, S., & Ashraf, M. A. (2017). Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1(1), 1–11. <https://doi.org/10.1080/24749508.2017.1301053>
- Izquierdo, T., Bonnail, E., Abad, M., Dias, M. I., Prudêncio, M. I., Marques, R., Rodríguez-Vidal, J., & Ruiz, F. (2020). Pollution and potential risk assessment of flood sediments in the urban area of the mining Copiapó basin (Atacama Desert). *Journal of South American Earth Sciences*, 103, 102714. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102714>
- Jainet, P. (2018). Evaluation of the conceptual basis of the rational method. *International Journal of Hydrology*, Volume 2(Issue 6). <https://doi.org/10.15406/IJH.2018.02.00145>
- Jankowska, H., Dzido, A., & Krawczyk, P. (2023). Determination of Rheological Parameters of Non-Newtonian Fluids on an Example of Biogas Plant Substrates. *Energies* 2023, Vol. 16, Page 1128, 16(3), 1128. <https://doi.org/10.3390/EN16031128>
- Jaskuła, J., Sojka, M., Fiedler, M., & Wróżyński, R. (2021). Analysis of spatial variability of river bottom sediment pollution with heavy metals and assessment of potential ecological hazard for the Warta river, Poland. *Minerals*, 11(3), 1–21. <https://doi.org/10.3390/min11030327>
- Jensen, H., Biggs, C. A., & Karunakaran, E. (2016). The importance of sewer biofilms. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 3(4), 487–494. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1144>
- Jeon, C. H., & Hodges, B. R. (2018). Comparing thixotropic and Herschel-Bulkley parameterizations for continuum models of avalanches and subaqueous debris flows. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 18(1), 303–319. <https://doi.org/10.5194/NHESS-18-303-2018>
- Jeong, S. W. (2019). Shear Rate-Dependent Rheological Properties of Mine Tailings: Determination of Dynamic and Static Yield Stresses. *Applied Sciences* 2019, Vol. 9, Page 4744, 9(22), 4744. <https://doi.org/10.3390/APP9224744>

- K, P., Sarkar, A., Sharma, A., M C, M., Tripathi, S., Thakur, B., Basumatary, S. K., Kumar, K., Ranhotra, P. S., Pandey, S., Trivedi, A., Quamar, M. F., Srivastava, J., & Rahi, I. C. (2024). Heavy Metal Pollutants and Their Spatial Distribution in Surficial Sediments from the Gangetic Plains, Central, and Western Parts of India. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. <https://doi.org/10.1080/15320383.2024.2395948>
- Kadivar, M., Tormey, D., & McGranaghan, G. (2021). A review on turbulent flow over rough surfaces: Fundamentals and theories. *International Journal of Thermofluids*, 10, 100077. <https://doi.org/10.1016/J.IJFT.2021.100077>
- Kafi-benyahia, M. (2006). *Spatial variability of characteristics and origines of wet weather pollutants in combined sewers* [Ecole des Ponts ParisTech]. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00002000>
- Kang, M., Tian, Y., Zhang, H., & Lan, Q. (2020). Distribution, Ecological Risk Assessment, and Source Identification of Heavy Metals in River Sediments from Hai River and Its Tributaries, Tianjin, China. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(2). <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4404-6>
- Karakan, E. (2022). Comparative Analysis of Atterberg Limits, Liquidity Index, Flow Index and Undrained Shear Strength Behavior in Binary Clay Mixtures. *Applied Sciences* 2022, Vol. 12, Page 8616, 12(17), 8616. <https://doi.org/10.3390/APP12178616>
- Karvinen, J., & Kellomäki, M. (2023). Design aspects and characterization of hydrogel-based bioinks for extrusion-based bioprinting. *Bioprinting*, 32, e00274. <https://doi.org/10.1016/J.BPRINT.2023.E00274>
- Kastelli, I., Lukasz Mamica, -, & Lee, K. (2023). New perspectives and issues in industrial policy for sustainable development: from developmental and entrepreneurial to environmental state. *Review of Evolutionary Political Economy* 2023 4:1, 4(1), 1–25. <https://doi.org/10.1007/S43253-023-00100-2>
- Kaufmann de Almeida, I., Kaufmann Almeida, A., Garcia Gabas, S., & Alves Sobrinho, T. (2017). Performance of methods for estimating the time of concentration in a watershed of a tropical region. *Hydrological Sciences Journal*, 62(14), 2406–2414. <https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1384549>
- Keddari, D., Smatti-hamza, I., Djeddi, H., Sahli, L., & Mehennaoui, S. (2019). Évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (cadmium , cuivre , nickel et zinc) des sédiments de l ’ oued Boumerzoug et ses affluents , et leur transfert vers la chénop. *Journal of Water Science*, 32(3), 255–273. <https://doi.org/10.7202/1067308ar>
- Khadir, A., Seitzhan, O., Khalida Abdul Khadir, F., Bakyt, S., Yee Ng, C., Takaijudin, H., Amila Wan Zawawi, N., Salah Alaloul, W., & Ali Musarat, M. (2023). Assessment of the Implementation of Sustainable Stormwater Management Practices in Asian Countries. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 15547, 15(21), 15547. <https://doi.org/10.3390/SU152115547>
- Khaled-Khodja, S., Khaled-Khodja, S., Hadi Samar, M.-E., & Durand, G. (2016). Contamination métallique de l’eau et du sédiment d’Oued Bouhamra. *Synthèse: Revue Des Sciences et de La Technologie*, 32, 135–146. <https://www.ajol.info/index.php/srst/article/view/135881>
- Khatavkar, P., & Mays, L. W. (2017). Optimization Models for the Design of Vegetative Filter Strips for Stormwater Runoff and Sediment Control. *Water Resources Management*, 31(9), 2545–2560. <https://doi.org/10.1007/S11269-016-1552-Y/METRICS>
- Kioupi, V., & Voulvoulis, N. (2019). Education for Sustainable Development: A Systemic Framework for Connecting the SDGs to Educational Outcomes. *Sustainability* 2019, Vol. 11, Page 6104, 11(21), 6104. <https://doi.org/10.3390/SU11216104>
- Köiv-Vainik, M., Kill, K., Espenberg, M., Uuemaa, E., Teemusk, A., Maddison, M., Palta, M. M., Török, L., Mander, Ü., Scholz, M., & Kasak, K. (2022). Urban stormwater retention capacity of nature-based solutions at different climatic conditions. *Nature-Based Solutions*, 2, 100038. <https://doi.org/10.1016/J.NBSJ.2022.100038>
- Kondolf, G. M., Gao, Y., Annandale, G. W., Morris, G. L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.-W., Wang, Z., Wei, Z., Wu, B., Wu, C., & Yang, C. T. (2014). Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth’s Future*, 2(5), 256–280. <https://doi.org/10.1002/2013EF000184>
- Koucim, M. A., Belguidoum, A., Lograda, T., & Ramdani, M. (2021). Heavy metals accumulation in nerium oleander leaves across urban areas in setif region, Algeria. *Biodiversitas*, 22(6), 3083–3091. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220610>
- Kouidri, M., Dali youcef, N., Benabdellah, I., Ghouali, R., Bernoussi, A., & Lagha, A. (2016). Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments from coast of Ain Temouchent (Algeria). *Arabian Journal of Geosciences*, 9(5), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2377-y>
- Koul, B., Yadav, D., Singh, S., Kumar, M., & Song, M. (2022). Insights into the Domestic Wastewater Treatment (DWWT) Regimes: A Review. *Water* 2022, Vol. 14, Page 3542, 14(21), 3542. <https://doi.org/10.3390/W14213542>
- Kowalska, J. B., Mazurek, R., Gąsiorek, M., & Zaleski, T. (2018). Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(6), 2395–2420. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0106-z>
- Krika, A., & Krika, F. (2017). Evaluation of the status of heavy metal pollution in surface water and sediments of the Nil River (North Eastern Algeria). In *Pollution* (Vol. 3, Issue 2, pp. 301–310).
- Kulikova, T., Hiller, E., Jurkovič, L., Filová, L., Šottník, P., & Lacina, P. (2019). Total mercury, chromium, nickel and other trace chemical element contents in soils at an old cinnabar mine site (Merník, Slovakia): anthropogenic versus natural sources of soil contamination. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5), 1–18. <https://doi.org/10.1007/S10661-019-7391-6/METRICS>
- Kwok, K. W. H., Batley, G. E., Wenning, R. J., Zhu, L., Vangheluwe, M., & Lee, S. (2014). Sediment quality guidelines: Challenges and opportunities for improving sediment management. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(1), 17–27.

<https://doi.org/10.1007/S11356-013-1778-7/METRICS>

- Kwon, T. H., Lee, K. R., Cho, G. C., & Lee, J. Y. (2011). Geotechnical properties of deep oceanic sediments recovered from the hydrate occurrence regions in the Ulleung Basin, East Sea, offshore Korea. *Marine and Petroleum Geology*, 28(10), 1870–1883. <https://doi.org/10.1016/J.MARPETGEO.2011.02.003>
- Lai, T. M., Lee, W., Hur, J., Kim, Y., Huh, I. A., Shin, H. S., Kim, C. K., & Lee, J. H. (2013). Influence of sediment grain size and land use on the distributions of heavy metals in sediments of the han river basin in korea and the assessment of anthropogenic pollution. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1609-y>
- Laplace, D., Oms, C., Ahyerre, M., Chebbo, G., Lemasson, J., & Felouzis, L. (2003). Removal of the organic surface layer in combined sewer sediment using a flushing gate. *Water Science and Technology*, 47(4), 19–26. <https://doi.org/10.2166/WST.2003.0211>
- Laribi, A., Mouhouche, B., Benayad, T., & Dehnoun, Z. (2017). Contamination Assessment and the Risk Associated with the Accumulation of Trace Metals in Sediments of the Mitidja Plain, Algeria. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(3), 676–680. <https://doi.org/10.1002/ep>
- Laribi, A., Shand, C., Wendler, R., Mouhouche, B., & Colinet, G. (2019). Concentrations and sources of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn in soil of the Mitidja plain, Algeria. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 101(1–2), 59–74. <https://doi.org/10.1080/02772248.2019.1619744>
- Law No. 03-10 of 19 Joumada El Oula 1424 corresponding to 19 July 2003 relating to the protection of the environment within the framework of sustainable development. (2003). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 43, P.6. *bisnis ritel - ekonomi*
- Law No. 05-12 of 28 Joumada Ethania 1426 corresponding to 4 August 2005 on water. (2005). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 60, P.3.
- Law No. 08-03 of 15 Moharram 1429 corresponding to 23 January 2008 modifying and completing law No. 05-12 of 28 Joumada Ethania 1426 corresponding to August 4, 2005 relating to water. (2008). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 04, P.6.
- Law No. 83-17 of 16 July 1983 on the water code. (1983). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 30, P.1270.
- Lee, J. (2020). Statistics, Descriptive. In A. Kobayashi (Ed.), *International Encyclopedia of Human Geography, Second Edition* (2nd ed., pp. 13–20). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102295-5.10428-7>
- Legge, A., Nichols, A., Jensen, H., Tait, S., & Ashley, R. (2021). The characteristics and in-sewer transport potential of solids derived from domestic food waste disposers. *Water Science and Technology*, 83(12), 2963–2979. <https://doi.org/10.2166/WST.2021.169>
- Li, H., Wang, Y., Liu, F., Tong, L., Li, K., Yang, H., & Zhang, L. (2018). Volatile organic compounds in stormwater from a community of Beijing, China. *Environmental Pollution*, 239, 554–561. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.065>
- Li, J., Li, J., Li, Z., Li, X., & Si, S. (2023). Effect of typical low-impact development measures on control of thermal loads from urban stormwater runoff. *Science of The Total Environment*, 904, 166915. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.166915>
- Li, M. H., & Chibber, P. (2008). Overland Flow Time of Concentration on Very Flat Terrains. <https://doi.org/10.3141/2060-15>, 2060, 133–140. <https://doi.org/10.3141/2060-15>
- Li, W., & Coop, M. R. (2019). Mechanical behaviour of panzhihua iron tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 56(3), 420–435. <https://doi.org/10.1139/CGJ-2018-0032/ASSET/IMAGES/CGJ-2018-0032IEQ21.GIF>
- Li, X., Poon, C. S., & Liu, P. S. (2001). Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16(11–12), 1361–1368. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00045-2)
- Li, Y., Hu, Y., Rigo, P., & Lefler, F. E. (2022). Lecture Notes in Civil Engineering of PIANC Smart Rivers. In *Proceedings of PIANC Smart Rivers 2022*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-6138-0_89
- Li, Y., Xu, Z., Zhan, X., & Zhang, T. (2024). Summary of Experiments and Influencing Factors of Sediment Settling Velocity in Still Water. *Water 2024, Vol. 16, Page 938, 16(7)*, 938. <https://doi.org/10.3390/W16070938>
- Liang, S. Y., Cui, J. L., Bi, X. Y., Luo, X. S., & Li, X. D. (2019). Deciphering source contributions of trace metal contamination in urban soil, road dust, and foliar dust of Guangzhou, southern China. *Science of the Total Environment*, 695, 133596. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133596>
- Lick, W. (2008). Sediment and contaminant transport in surface waters. *Sediment and Contaminant Transport in Surface Waters*, 1–399. <https://doi.org/10.1201/9781420059885/SEDIMENT-CONTAMINANT-TRANSPORT-SURFACE-WATERS-WILBERT-LICK>
- Lintern, A., Webb, J. A., Ryu, D., Liu, S., Bende-Michl, U., Waters, D., Leahy, P., Wilson, P., & Western, A. W. (2018). Key factors influencing differences in stream water quality across space. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 5(1), e1260. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1260>
- Lisetskii, F. N., & Buryak, Z. A. (2023). Runoff of Water and Its Quality under the Combined Impact of Agricultural Activities and Urban Development in a Small River Basin. *Water 2023, Vol. 15, Page 2443, 15(13)*, 2443. <https://doi.org/10.3390/W15132443>
- Liu, J., Kang, H., Tao, W., Li, H., He, D., Ma, L., Tang, H., Wu, S., Yang, K., & Li, X. (2023). A spatial distribution – Principal component analysis (SD-PCA) model to assess pollution of heavy metals in soil. *Science of The Total Environment*, 859, 160112. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.160112>

- Liu, W., Li, Z., Zhu, J., Xu, C., & Xu, X. (2020). Dominant factors controlling runoff coefficients in karst watersheds. *Journal of Hydrology*, 590, 125486. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2020.125486>
- Liu, X., Bai, X., Tian, H., Wang, K., Hua, S., Liu, H., Liu, S., Wu, B., Wu, Y., Liu, W., Luo, L., Wang, Y., Hao, J., Lin, S., Zhao, S., & Zhang, K. (2020). Fine particulate matter pollution in North China: Seasonal-spatial variations, source apportionment, sector and regional transport contributions. *Environmental Research*, 184, 109368. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2020.109368>
- Liu, X., Yao, H., Zhao, X., & Ge, C. (2023). Biofilm Formation and Control of Foodborne Pathogenic Bacteria. *Molecules* 2023, Vol. 28, Page 2432, 28(6), 2432. <https://doi.org/10.3390/MOLECULES28062432>
- Loi n°83-03 du 5 février 1983 relative à la protection de l'environnement. (1983). *Journal Officiel de La République Algérienne Démocratique et Populaire*, N° 06, P.250.
- Louhi, A., Hammadi, A., & Achouri, M. (2012). Determination of some heavy metal pollutants in sediments of the Seybouse river in annaba, Algeria. *Air, Soil and Water Research*, 5(September), 91–101. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S10081>
- Lu, H., Li, Q., Chen, X., Deng, H., & Yan, B. (2023). Investigating the Steady-State Rheological Properties of Activated Sewage Sludge for Effective Post-Treatment. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 9948, 15(13), 9948. <https://doi.org/10.3390/SU15139948>
- Luna Juncal, M. J., Masino, P., Bertone, E., & Stewart, R. A. (2023). Towards nutrient neutrality: A review of agricultural runoff mitigation strategies and the development of a decision-making framework. *Science of The Total Environment*, 874, 162408. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.162408>
- Luo, X., Bing, H., Luo, Z., Wang, Y., & Jin, L. (2019). Impacts of atmospheric particulate matter pollution on environmental biogeochemistry of trace metals in soil-plant system: A review. *Environmental Pollution*, 255, 113138. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.113138>
- Ma, W., Zhang, X., Zhen, Q., & Zhang, Y. (2016). Effect of soil texture on water infiltration in semiarid reclaimed land. *Water Quality Research Journal*, 51(1), 33–41. <https://doi.org/10.2166/WQRJC.2015.025>
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20–31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- Machowski, R., Rzetala, M. A., Rzetala, M., & Solarski, M. (2019). Anthropogenic enrichment of the chemical composition of bottom sediments of water bodies in the neighborhood of a non-ferrous metal smelter (Silesian Upland, Southern Poland). *Scientific Reports* 2019 9:1, 9(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51027-w>
- Maciel, G. de F., Santos, H. K. dos, & Ferreira, F. de O. (2009). Rheological analysis of water clay compositions in order to investigate mudflows developing in canals. *Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering*, 31(1), 64–74. <https://doi.org/10.1590/S1678-58782009000100010>
- Madadi, R., Mejjad, N., & De-la-Torre, G. E. (2023). Geochemical speciation, ecological risk, and source identification of heavy metal(oid)s in sediments and waters from Musa Estuary, Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 190, 114836. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2023.114836>
- Manasa, R. L., & Mehta, A. (2020). *Wastewater: Sources of Pollutants and Its Remediation*. 197–219. https://doi.org/10.1007/978-3-030-38196-7_9
- Mannina, G., & Viviani, G. (2009). Separate and combined sewer systems: a long-term modelling approach. *Water Science and Technology*, 60(3), 555–565. <https://doi.org/10.2166/WST.2009.376>
- Masson, M., Angot, H., Le Bescond, C., Launay, M., Dabrin, A., Miège, C., Le Coz, J., & Coquery, M. (2018). Sampling of suspended particulate matter using particle traps in the Rhône River: Relevance and representativeness for the monitoring of contaminants. *Science of the Total Environment*, 637–638, 538–549. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.343>
- Mayer, P. M., Moran, K. D., Miller, E. L., Brander, S. M., Harper, S., Garcia-Jaramillo, M., Carrasco-Navarro, V., Ho, K. T., Burgess, R. M., Thornton Hampton, L. M., Granek, E. F., McCauley, M., McIntyre, J. K., Kolodziej, E. P., Hu, X., Williams, A. J., Beckingham, B. A., Jackson, M. E., Sanders-Smith, R. D., ... Mendez, M. (2024). Where the rubber meets the road: Emerging environmental impacts of tire wear particles and their chemical cocktails. *Science of The Total Environment*, 927, 171153. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.171153>
- McCue, C. (2007). Basics. In C. McCue (Ed.), *Data Mining and Predictive Analysis* (pp. 3–18). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-075067796-7/50023-4>
- Megnounif, A., Terfous, A., Ghenaim, A., & Poulet, J. B. (2007). Key processes influencing erosion and sediment transport in a semi-arid Mediterranean area: The Upper Tafna catchment, Algeria. *Hydrological Sciences Journal*, 52(6), 1271–1284. <https://doi.org/10.1623/hysj.52.6.1271>
- Messadi, D., Louhi, A., Ali-Mokhnache, S., & Zenati, N. (2001). Utilisation des spectroscopies d'absorption et d'émission atomique pour le contrôle de la pollution minérale des Oueds Meboudja et Seybouse dans la zone industrielle de Annaba (Nord-Est Algérien). *Cahiers de l'Association Scientifique Européenne Pour l'Eau et La Santé*, 6(1), 41–48. <https://doi.org/10.1051/ASEES/20010601041>
- Messaoudi, A., Bouzit, M., & Boualla, N. (2018). Physical and rheological properties of the Chorfa dam mud: dependency on solids concentration. *Applied Water Science*, 8(6), 1–9. <https://doi.org/10.1007/S13201-018-0805-8/FIGURES/9>
- Michel Desbordes, M., Bachoc, A., Tabuchi, J., Chebbo, G., & Philippe, J. (1994). La pollution des rejets urbains par temps de pluie :

- quantité, origine et nature. *La Houille Blanche*, 80(1–2), 21–33. <https://doi.org/10.1051/lhb/1994001>
- Mietta, F., Chassagne, C., Manning, A. J., & Winterwerp, J. C. (2009). Influence of shear rate, organic matter content, pH and salinity on mud flocculation. *Ocean Dynamics*, 59(5), 751–763. <https://doi.org/10.1007/S10236-009-0231-4/FIGURES/11>
- Mills, D., & Kempshans. (2016). *Generation and release of sediments by hydraulic dredging : a review Generation* (Issue March). <http://catalogue.aodn.org.au/geonetwork/srv/eng/metadata.show?uuiid=9336ce4d-ea5b-4f4d-9e97-fcf9a2097a56>
- Minkina, T. M., Pinski, D. L., Mandzhieva, S. S., Antonenko, E. M., & Sushkova, S. N. (2011). Effect of the particle-size distribution on the adsorption of copper, lead, and zinc by Chernozemic soils of Rostov oblast. *Eurasian Soil Science*, 44(11), 1193–1200. <https://doi.org/10.1134/S1064229311110044/METRICS>
- Mir, A. A., & Patel, M. (2024). A Comprehensive Review on Sediment Transport, Flow Dynamics, and Hazards in Steep Channels. *Journal of Water Management Modeling*, 32. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C517>
- Miranda, L. S., Ayoko, G. A., Egodawatta, P., Hu, W. P., Ghidan, O., & Goonetilleke, A. (2021). Physico-chemical properties of sediments governing the bioavailability of heavy metals in urban waterways. *Science of The Total Environment*, 763, 142984. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142984>
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. Bin, Nainu, F., Khuro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3), 101865. <https://doi.org/10.1016/J.JKSUS.2022.101865>
- Moayeri Kashani, M., Hin, L. S., Ibrahim, S. B., Nik Sulaiman, N. M. B., & Teo, F. Y. (2016). An investigation into the effects of particle texture, water content and parallel plates' diameters on rheological behavior of fine sediment. *International Journal of Sediment Research*, 31(2), 120–130. <https://doi.org/10.1016/J.IJSRC.2015.11.001>
- Mohajane, C., & Manjoro, M. (2022). Sediment-associated heavy metal contamination and potential ecological risk along an urban river in South Africa. *Heliyon*, 8(12), e12499. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12499>
- Mohiuddin, K. M., Ogawa, Y., Zakir, H. M., Otomo, K., & Shikazono, N. (2011). Heavy metals contamination in water and sediments of polluted urban rivers in developing countries. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 8(4), 723–736. <https://doi.org/10.1007/BF03326257>
- Moldovan, A., Török, A. I., Kovacs, E., Cadar, O., Mirea, I. C., & Micle, V. (2022). Metal Contents and Pollution Indices Assessment of Surface Water, Soil, and Sediment from the Arieş River Basin Mining Area, Romania. *Sustainability (Switzerland)*, 14(13). <https://doi.org/10.3390/su14138024>
- Montas, H. J., Enright, P. G., & Madramootoo, C. (1990). Évaluation des débits de pointe pour les petits bassins versants du Québec. In *Agdex 750*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Engineering Department.
- Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of the Total Environment*, 709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>
- Muller, G. (1979). *Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971*. *Umschau* 79:778-783.
- Murali, M. K., Hipsey, M. R., Ghadouani, A., & Yuan, Z. (2019). The development and application of improved solids modelling to enable resilient urban sewer networks. *Journal of Environmental Management*, 240, 219–230. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.03.120>
- Mustapha, H., Cherifa, H., Abdelkrim, H., Abdellah, G., & Abdelali, T. (2014). Assessment of water pollution in the semi-arid region: case watershed Wadi Saida (Northwest of Algeria). *Desalination and Water Treatment*, 52(31–33), 5995–6008. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.812984>
- Muttashar, W. R., Bryson, L. S., McGlue, M., & Woolery, E. (2020). The integration of grain-size distribution and plasticity parameters for characterizing and classifying unconsolidated fine-grained sediments. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 79(2), 925–939. <https://doi.org/10.1007/S10064-019-01588-X/METRICS>
- Nachshon, U., & Levy, G. J. (2023). Soil salination processes and management. *Encyclopedia of Soils in the Environment, Second Edition*, 236–245. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00014-8>
- Nakayama, Y. (2018). Characteristics of a Fluid. *Introduction to Fluid Mechanics*, 9–24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102437-9.00002-4>
- Nawrot, N., Wojciechowska, E., Matej-Lukowicz, K., Walkusz-Miotk, J., & Pazdro, K. (2020). Spatial and vertical distribution analysis of heavy metals in urban retention tanks sediments: a case study of Strzyza Stream. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(5), 1469–1485. <https://doi.org/10.1007/S10653-019-00439-8/FIGURES/5>
- Nayeb Yazdi, M., Sample, D. J., Scott, D., Wang, X., & Ketabchy, M. (2021). The effects of land use characteristics on urban stormwater quality and watershed pollutant loads. *Science of The Total Environment*, 773, 145358. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145358>
- Naz, M., Ghani, M. I., Sarraf, M., Liu, M., & Fan, X. (2022). Ecotoxicity of nickel and its possible remediation. In R. A. Bhat, F. M. P. Tonelli, G. Dar Hamid, & K. Hakeem (Eds.), *Phytoremediation: Biotechnological Strategies for Promoting Invigorating Environs* (pp. 297–322). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89874-4.00022-4>
- Nesrine, F., Mahieddine, B., Abdenour, B., Lydia, N., Anis, B., Ines, B., Amel, B., & Mahfoud, M. (2022). Heavy metal contamination of *Diplodus vulgaris* (Sparidae) in the Gulf of Annaba (North-eastern Algeria). *Ecology, Environment and Conservation*, 28, S51–S58. <https://doi.org/10.53550/eec.2022.v28i04s.008>
- Niknam, R., Mousavi, M., & Kiani, H. (2021). Intrinsic viscosity, steady and oscillatory shear rheology of a new source of

- galactomannan isolated from *Gleditsia caspica* (Persian honey locust) seeds in aqueous dispersions. *European Food Research and Technology*, 247(10), 2579–2590. <https://doi.org/10.1007/S00217-021-03818-7>**METRICS**
- Nodefarahani, M., Aradpour, S., Noori, R., Tang, Q., Partani, S., & Klöve, B. (2020). Metal pollution assessment in surface sediments of Namak Lake, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(36), 45639–45649. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10298-x>
- Noulas, C., Tziouvalekas, M., & Karyotis, T. (2018). Zinc in soils, water and food crops. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 49, 252–260. <https://doi.org/10.1016/J.JTEMB.2018.02.009>
- Nour, H. E., El-Sorogy, A. S., Abdel-Wahab, M., Almadani, S., Alfaifi, H., & Youssef, M. (2018). Assessment of sediment quality using different pollution indicators and statistical analyses, Hurghada area, Red Sea coast, Egypt. *Marine Pollution Bulletin*, 133(March), 808–813. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.046>
- O'Kelly, B. C. (2023). Theory of liquid and plastic limits for fine soils, methods of determination and outlook. *Geotechnical Research*, 11(1), 43–61. <https://doi.org/10.1680/JGERE.23.00038/ASSET/IMAGES/SMALL/JGERE11-0043-F5.GIF>
- Obaideen, K., Shehata, N., Sayed, E. T., Abdelkareem, M. A., Mahmoud, M. S., & Olabi, A. G. (2022). The role of wastewater treatment in achieving sustainable development goals (SDGs) and sustainability guideline. *Energy Nexus*, 7, 100112. <https://doi.org/10.1016/J.NEXUS.2022.100112>
- Obradović, D., Šperac, M., & Marenjak, S. (2023). Challenges in Sewer System Maintenance. *Encyclopedia*, 3(1), 122–142. <https://doi.org/10.3390/ENCYCLOPEDIA3010010>
- 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. *Atmospheric Environment*, 168, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.064>
- Ordinance No. 96-13 du 15 juin 1996 modifying law no. 83-17 of 16 July 1983 on the water code. (1996). *Official Journal of the Republic of Algeria*, N° 37, P.3.
- Ortega-Becerril, J. A., & Garrote, J. (2023). Magnitude of formative flows in stream potholes. *Geomorphology*, 434, 108738. <https://doi.org/10.1016/J.GEOMORPH.2023.108738>
- Otsu, T., & Taniguchi, G. (2020). Kolmogorov–Smirnov type test for generated variables. *Economics Letters*, 195, 109401. <https://doi.org/10.1016/J.ECONLET.2020.109401>
- Pächtz, T., & Durán, O. (2017). Fluid forces or impacts: What governs the entrainment of soil particles in sediment transport mediated by a Newtonian fluid? *Physical Review Fluids*, 2(7), 074303. <https://doi.org/10.1103/PHYSREVFLUIDS.2.074303/FIGURES/7/THUMBNAIL>
- Paton, E., & Haacke, N. (2021). Merging patterns and processes of diffuse pollution in urban watersheds: A connectivity assessment. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8(4), e1525. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1525>
- Paudel, S., & States, S. L. (2023). Urban green spaces and sustainability: Exploring the ecosystem services and disservices of grassy lawns versus floral meadows. *Urban Forestry & Urban Greening*, 84, 127932. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2023.127932>
- Pawel, A. A., Bartłomiej, S., Daneish, G., Burga, D., Rafał, B., Ulrich, R., Matthias, S., Stephan, B. D., Augustyniak, A., Sikora, A. P., Stephan, A. D., Rakoczy, A. R., Sikora, P., Grygorcewicz, B., Despot, D., Barjenbruch, A. M., Braun, B., & Szewzyk, A. U. (2021). Biofilms in the gravity sewer interfaces: making a friend from a foe. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 2021 20:3*, 20(3), 795–813. <https://doi.org/10.1007/S11157-021-09582-0>
- Penna, D., Borga, M., & Zoccatelli, D. (2013). Analysis of Flash-Flood Runoff Response, With Examples From Major European Events. *Treatise on Geomorphology*, 100–109. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818234-5.60052-4>
- Pereira, B., David, L. M., & Galvão, A. (2019). Green Infrastructures in Stormwater Control and Treatment Strategies. *Proceedings 2020, Vol. 48, Page 7*, 48(1), 7. <https://doi.org/10.3390/ECWS-4-06526>
- Pereira, E., Baptista-Neto, J. A., Smith, B. J., & McAllister, J. J. (2007). The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments - Rio de Janeiro / Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, 79(4), 739–750. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652007000400013>
- Perumal, K., Antony, J., & Muthuramalingam, S. (2021). Heavy metal pollutants and their spatial distribution in surface sediments from Thondi coast, Palk Bay, South India. *Environmental Sciences Europe*, 33(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00501-2>
- Petavy, F., Ruban, V., Viau, J., & Conil, P. (2015). *Traitement des sédiments issus de l' assainissement pluvial*. March, 10–18. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1599>
- Petrie, B. (2021). A review of combined sewer overflows as a source of wastewater-derived emerging contaminants in the environment and their management. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(25), 32095–32110. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-14103-1/FIGURES/2>
- Pintado, M., Aragão, A., Pintado, M., & Aragão, A. (2023). *Pollution and Law*. 85–97. https://doi.org/10.1007/978-3-031-24888-7_7
- Popick, H., Brinkmann, M., & McPhedran, K. (2022). Assessment of stormwater discharge contamination and toxicity for a cold-climate urban landscape. *Environmental Sciences Europe*, 34(1), 1–20. <https://doi.org/10.1186/S12302-022-00619-X/TABLES/4>
- Qin, Y. (2020). Urban Flooding Mitigation Techniques: A Systematic Review and Future Studies. *Water 2020, Vol. 12, Page 3579*, 12(12), 3579. <https://doi.org/10.3390/W12123579>

- Que, W., Yi, L., Wu, Y., & Li, Q. (2024). Analysis of heavy metals in sediments with different particle sizes and influencing factors in a mining area in Hunan Province. *Scientific Reports* 2024 14:1, 14(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-71502-3>
- Quinn, J. M., Phillips, N. R., & Parkyn, S. M. (2007). Factors influencing retention of coarse particulate organic matter in streams. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32(8), 1186–1203. <https://doi.org/10.1002/ESP.1547>
- Rădoane, M., Rădoane, N., Dumitriu, D., & Miclăuș, C. (2017). River Channel Sediments. *Springer Geography*, 655–677. https://doi.org/10.1007/978-3-319-32589-7_28
- Raja Shekar, P., & Mathew, A. (2024). Morphometric analysis of watersheds: A comprehensive review of data sources, quality, and geospatial techniques. *Watershed Ecology and the Environment*, 6, 13–25. <https://doi.org/10.1016/J.WSEE.2023.12.001>
- Rajmohan, N., Masoud, M. H. Z., Niyazi, B. A. M., & Alqarawy, A. M. (2023). Appraisal of trace metals pollution, sources and associated health risks using the geochemical and multivariate statistical approach. *Applied Water Science*, 13(5), 1–18. <https://doi.org/10.1007/S13201-023-01921-6/FIGURES/7>
- Ramdani, S., Amar, A., Belhsaien, K., El Hajjaji, S., Ghalem, S., Zouahri, A., & Douaïk, A. (2018). Assessment of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk of Roadside Soils in Tlemcen (Algeria) Using Flame-Atomic Absorption Spectrometry. *Analytical Letters*, 51(15), 2468–2487. <https://doi.org/10.1080/00032719.2018.1428985>
- Ramesh, R., Kalin, L., Hantush, M., & Chaudhary, A. (2021). A secondary assessment of sediment trapping effectiveness by vegetated buffers. *Ecological Engineering*, 159, 106094. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2020.106094>
- Ramos, M. C., Lizaga, I., Gaspar, L., Quijano, L., & Navas, A. (2019). Effects of rainfall intensity and slope on sediment, nitrogen and phosphorous losses in soils with different use and soil hydrological properties. *Agricultural Water Management*, 226, 105789. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2019.105789>
- Ratkovich, N., Horn, W., Helmus, F. P., Rosenberger, S., Naessens, W., Nopens, I., & Bentzen, T. R. (2013). Activated sludge rheology: A critical review on data collection and modelling. *Water Research*, 47(2), 463–482. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2012.11.021>
- Regueiro-Picallo, M., Anta, J., Suárez, J., Puertas, J., Jácome, A., & Naves, J. (2018). Characterisation of sediments during transport of solids in circular sewer pipes. *Water Science and Technology*, 2017(1), 8–15. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.055>
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., & Frede, H. G. (2007). Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of The Total Environment*, 384(1–3), 1–35. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.04.046>
- Rentachintala, L. R. N. P., Reddy, M. G. M., & Mohapatra, P. K. (2022). Urban stormwater management for sustainable and resilient measures and practices: a review. *Water Science and Technology*, 85(4), 1120–1140. <https://doi.org/10.2166/WST.2022.017>
- Rezaei, A. R., Binti Ismail, Z., Niksokhan, M. H., Ramli, A. H., Sidek, L. M., Dayarian, M. A., & Ramli, A. H. (2019). Investigating the effective factors influencing surface runoff generation in urban catchments-A review. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24359>
- Ricking, M., Keller, M., Heining, P., & Körner, A. (2017). Richtlinie zur Probenahme und Proben Schwebstoff. *Standard Operating Procedure German ESB*. www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_UPB_Schwebstoffe_V_4.0.3.pdf
- Rinas, M., Tränckner, J., & Koegst, T. (2018). Sedimentation of Raw Sewage: Investigations For a Pumping Station in Northern Germany under Energy-Efficient Pump Control. *Water* 2019, Vol. 11, Page 40, 11(1), 40. <https://doi.org/10.3390/W11010040>
- Risso, F., Narizzano, R., Ottonelli, M., Magherini, A., Giampieri, M., & Carlini, E. (2012). Validation of subsampling procedures and granulometry distribution uncertainty assessment in environmental soil analysis. *Analytical Methods*, 4(2), 570–574. <https://doi.org/10.1039/C2AY05735B>
- Rodrigues, S., Moatar, F., & Claude, N. (2012). Sediment Transport. *Encyclopedia of Environmetrics*. <https://doi.org/10.1002/9780470057339.VAS010.PUB2>
- Rodríguez Martín, J. A., Arias, M. L., & Grau Corbí, J. M. (2006). Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations. *Environmental Pollution*, 144(3), 1001–1012. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.045>
- Rominger, J. F. (1954). Relationships of Plasticity and Grain Size of Lake Agassiz Sediments. *Https://Doi.Org/10.1086/626206*, 62(6), 537–572. <https://doi.org/10.1086/626206>
- Rouidi, S., Hadeif, A., & Dziri, H. (2022). The state of Metallic Contamination of Saf-Saf River Sediments (Skikda - Algeria). *Pollution*, 8(3), 717–728. <https://www.magiran.com/paper/2458623/the-state-of-metallic-contamination-of-saf-saf-river-sediments-skikda-algeria?lang=en>
- Rutebuka, J., Munyeshuli Uwimanzu, A., Nkundwakazi, O., Mbarushimana Kagabo, D., Mbonigaba, J. J. M., Vermeir, P., & Verdoodt, A. (2021). Effectiveness of terracing techniques for controlling soil erosion by water in Rwanda. *Journal of Environmental Management*, 277, 111369. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.111369>
- Sadeghi, K. M., Loáiciga, H. A., & Kharaghani, S. (2018). Stormwater Control Measures for Runoff and Water Quality Management in Urban Landscapes. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 54(1), 124–133. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12547>
- Saidi, A., & Kefifa, A. (2024). Floristic diversity of vascular plants in the Mimouna Forest (north-western Algeria). *Biodiversity: Research and Conservation*, 73, 13–22. <https://doi.org/10.14746/BIORC.2024.73.2>
- Samai, I., Nebbache, S., Chalane, F., Meghlaoui, Z., & Ramdani, H. (2023). Heavy Metal Contamination of Oued El Harrache Surface Water (Algiers-Algeria). *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 27(3), 531–550.

- <https://doi.org/10.21608/ejabf.2023.303529>
- Sandink, D., & Robinson, B. (2022). Wastewater System Inflow/Infiltration and Residential Pluvial Flood Damage Mitigation in Canada. *Water* 2022, Vol. 14, Page 1716, 14(11), 1716. <https://doi.org/10.3390/W14111716>
- Schulze, T., Ricking, M., Schröter-Kermani, C., Körner, A., Denner, H.-D., Weinfurter, K., Winkler, A., & Pekdeger, A. (2007). The German Environmental Specimen Bank. *Journal of Soils and Sediments*, 7(6), 361–367. <https://doi.org/10.1065/jss2007.08.248>
- Sebastian, C. (2013). Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants. In *Thèse INSA*. <https://theses.hal.science/tel-00961211>
- Seco, I. (2014). *In-sewer organic sediment transport : study of the release of sediments during wet-weather from combined sewer systems in the Mediterranean region in Spain*. October, PhD Thesis. Universitat Politècnica de Catalunya. <http://hdl.handle.net/10803/284586>
- Seleznnev, A., Ilgasheva, E., Yarmoshenko, I., & Malinovsky, G. (2021). Coarse Technogenic Material in Urban Surface Deposited Sediments (USDS). *Atmosphere* 2021, Vol. 12, Page 754, 12(6), 754. <https://doi.org/10.3390/ATMOS12060754>
- Sellami, S., Zeghouan, O., Dhahri, F., Mechi, L., Moussaoui, Y., & Kebabi, B. (2022). Assessment of heavy metal pollution in urban and peri-urban soil of Setif city (High Plains, eastern Algeria). *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(2), 1–17. <https://doi.org/10.1007/S10661-022-09781-4/METRICS>
- Serpaud, B., Al-Shukry, R., Casteignau, M., & Matejka, G. (1994). Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue Des Sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 7(4), 343–365. <https://doi.org/10.7202/705205AR>
- Shaikh, S. M. R., Quadir, M. A., Nasser, M. S., Rekik, H., Hassan, M. K., Ayesh, A. I., & Sayadi, S. (2024). Investigation of flocculation and rheological properties of microalgae suspensions cultivated in industrial process wastewater. *Separation and Purification Technology*, 328, 125016. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2023.125016>
- Shajib, M. T. I., Hansen, H. C. B., Liang, T., & Holm, P. E. (2019). Metals in surface specific urban runoff in Beijing. *Environmental Pollution*, 248, 584–598. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.02.039>
- She, Z., Li, M., Feng, Z., Xu, Y., Wang, M., Pan, X., & Yang, Z. (2023). Determination of Trace Thorium and Uranium Impurities in Scandium with High Matrix by ICP-OES. *Materials* 2023, Vol. 16, Page 3023, 16(8), 3023. <https://doi.org/10.3390/MA16083023>
- Shen, X., Lin, M., Pan, F., P.-Y. Maa, J., Ha, H. K., Bi, Q., Shao, Y., Zhang, J., & Wu, Z. (2024). Viscosity of Cohesive Sediment-Laden Flows: Experimental and Empirical Methods. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 129(2), e2023JC020043. <https://doi.org/10.1029/2023JC020043>
- Shi, X., Sang, L., Wang, X. C., & Jin, P. (2018). Pollutant exchange between sewage and sediment in urban sewer systems. *Chemical Engineering Journal*, 351, 240–247. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2018.06.096>
- Sid Ahmed, A., Yahia, N., Okkacha, H., & Hadj, K. (2020). La flore rare, endémique et menacée des monts de saida (ALGÉRIE). *AGROBIOLOGIA*, 10(1), 1986–1998. <https://asjp.cerist.dz/en/article/120361>
- Silva, J. A. (2023). Wastewater Treatment and Reuse for Sustainable Water Resources Management: A Systematic Literature Review. *Sustainability (Switzerland)*, 15(14), 10940. <https://doi.org/10.3390/SU151410940/S1>
- Silvagni, G., Volpi, F., & Celestini, R. (2014). Sediment transport in sewers: The Cesarina combined sewer network. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 182, 283–295. <https://doi.org/10.2495/WP140251>
- Sirjani, E., Mahmoodabadi, M., & Cerdà, A. (2022). Sediment transport mechanisms and selective removal of soil particles under unsteady-state conditions in a sheet erosion system. *International Journal of Sediment Research*, 37(2), 151–161. <https://doi.org/10.1016/J.IJSRC.2021.09.006>
- Smith, D. J. T., Harrison, R. M., Luhana, L., Pio, C. A., Castro, L. M., Tariq, M. N., Hayat, S., & Quraishi, T. (1996). Concentrations of particulate airborne polycyclic aromatic hydrocarbons and metals collected in Lahore, Pakistan. *Atmospheric Environment*, 30(23), 4031–4040. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(96\)00107-0](https://doi.org/10.1016/1352-2310(96)00107-0)
- Sockness, B. G., & Gran, K. B. (2022). An experimental study of drainage network development by surface and subsurface flow in low-gradient landscapes. *Earth Surface Dynamics*, 10(3), 581–603. <https://doi.org/10.5194/ESURF-10-581-2022>
- Sogreah (Société Grenobloise d'études et d'applications hydrauliques). (1969). *Etude générale des aires d'irrigation et d'assainissement agricole en Algérie* (Dossier). Ministère de l'agriculture et de la réforme agraire. Algérie.
- Sohn, W., Kim, J. H., Li, M. H., Brown, R. D., & Jaber, F. H. (2020). How does increasing impervious surfaces affect urban flooding in response to climate variability? *Ecological Indicators*, 118, 106774. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106774>
- Soil Survey Staf. (2022). Keys to Soil Taxonomy. In *USDA Natural Resources Conservation Service* (13th editi, Vol. 12). http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf
- Sojka, M., & Jaskuła, J. (2022). Heavy Metals in River Sediments: Contamination, Toxicity, and Source Identification—A Case Study from Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2022, Vol. 19, Page 10502, 19(17), 10502. <https://doi.org/10.3390/IJERPH191710502>
- Sokáč, M., Velísková, Y., Hu, J., & Sharma, S. (2021). Impact of Sediment Layer on Longitudinal Dispersion in Sewer Systems. *Water* 2021, Vol. 13, Page 3168, 13(22), 3168. <https://doi.org/10.3390/W13223168>
- Sooriyakumar, P., Bolan, N., Kumar, M., Singh, L., Yu, Y., Li, Y., Weralupitiya, C., Vithanage, M., Ramanayaka, S., Sarkar, B., Wang, F., Gleeson, D. B., Zhang, D., Kirkham, M. B., Rinklebe, J., & M Siddique, K. H. (2022). Biofilm formation and its

- implications on the properties and fate of microplastics in aquatic environments: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 6, 100077. <https://doi.org/10.1016/J.HAZADV.2022.100077>
- Sudarshan, P., Mahesh, M. K., & Ramachandra, T. V. (2020). Dynamics of Metal Pollution in Sediment and Macrophytes of Varthar Lake, Bangalore. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104(4), 411–417. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02816-x>
- Suresh, R. (2019). Watershed hydrology (Principles of Hydrology). In *Course: Watershed Hydrology (SWC-201)*. Dr. Rajendra Prasad Central Agricultural University.
- Talbi, H., & Kachi, S. (2019). Evaluation of heavy metal contamination in sediments of the Seybouse River, Guelma - Annaba, Algeria. *Journal of Water and Land Development*, 40(1), 81–86. <https://doi.org/10.2478/jwld-2019-0008>
- Talukdar, A., Kundu, P., Bhattacharya, S., & Dutta, N. (2024). Microplastic contamination in wastewater: Sources, distribution, detection and remediation through physical and chemical-biological methods. *Science of The Total Environment*, 916, 170254. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.170254>
- Tan, Y. Y., Huang, Y. Z., Tang, F. E., & Saptorio, A. (2023). A review of sewage sludge dewatering and stabilisation in reed bed system: towards the process-based modelling. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2023 21:1, 21(1), 997–1020. <https://doi.org/10.1007/S13762-023-05063-9>
- Tang, H., Shi, P., & Fu, X. (2023). An Analysis of Soil Erosion on Construction Sites in Megacities Using Analytic Hierarchy Process. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 1325, 15(2), 1325. <https://doi.org/10.3390/SU15021325>
- Terzaghi, K., Peck, R. B., & Mesri, G. (1963). *Soil mechanics in engineering practice* (Third Edit). A Wiley-interscience publication. <https://doi.org/10.1097/00010694-194911000-00029>
- Thomas, O., & Thomas, M. F. (2022). Urban wastewater. *UV-Visible Spectrophotometry of Waters and Soils*, 347–383. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90994-5.00005-8>
- Todaro, F., Colangelo, F., De Gisi, S., Farina, I., Ferone, C., Labianca, C., Petrella, A., Cioffi, R., & Notarnicola, M. (2023). Recycling of Contaminated Marine Sediment and Industrial By-Products through Combined Stabilization/Solidification and Granulation Treatment. *Materials*, 16(6). <https://doi.org/10.3390/MA16062399>
- Touahria, A., Douas Bengoudira, F., Fagel, N., Fontaine, F., & Sebane, A. (2019). La Formation des Argiles de Saïda (Jurassique moyen d'Algérie occidentale): biostratigraphie (ammonites) et minéralogie. *Revue de Paleobiologie*, 38(1), 1–17. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3265235>
- Tulchinsky, T. H., Varavikova, E. A., & Cohen, M. J. (2023). Environmental and occupational health. In T. H. Tulchinsky, E. A. Varavikova, & M. J. Cohen (Eds.), *The New Public Health* (pp. 681–750). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822957-6.00016-8>
- Tundu, C., Tumbare, M. J., & Onema, J. M. K. (2018). Sedimentation and its impacts/effects on river system and reservoir water quality: Case study of Mazowe catchment, Zimbabwe. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 377, 57–66. <https://doi.org/10.5194/PIAHS-377-57-2018>
- Vaezi, A., Shahbazi, R., Lak, R., Ahmadi, N., Sheikh, M., & Gol, A. R. M. (2023). Assessment of potentially toxic elements in atmospheric dust and associated health risks in Zahedan City, Iran. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(11), 7759–7773. <https://doi.org/10.1007/S10653-023-01674-W/METRICS>
- Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M., & Uusi-Kämpä, J. (2019). A Meta-Analysis on Nitrogen Retention by Buffer Zones. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 270–279. <https://doi.org/10.2134/JEQ2018.03.0120>
- Vázquez-Tarrió, D., Ruiz-Villanueva, V., Garrote, J., Benito, G., Calle, M., Lucía, A., & Díez-Herrero, A. (2024). Effects of sediment transport on flood hazards: Lessons learned and remaining challenges. *Geomorphology*, 446, 108976. <https://doi.org/10.1016/J.GEOMORPH.2023.108976>
- Vidal-Abarca, M. R., Gómez, R., Sánchez-Montoya, M. M., Arce, M. I., Nicolás, N., & Suárez, M. L. (2020). Defining Dry Rivers as the Most Extreme Type of Non-Perennial Fluvial Ecosystems. *Sustainability* 2020, Vol. 12, Page 7202, 12(17), 7202. <https://doi.org/10.3390/SU12177202>
- Vincent Benjamin, A. B. R., Germain, A. M., & Jacques, D. E. (2022). Contribution à la Caractérisation des Sédiments Superficiels Quaternaires de la Partie Sud du Marais Poitevin (PoitouCharentes-France). *European Scientific Journal, ESJ*, 18(40), 211. <https://doi.org/10.19044/esj.2022.v18n40p211>
- Vivien, F. D. (2003). Landmarks for an history of the idea of sustainable development. *Mondes En Développement*, 31(1), 1–22. <https://doi.org/10.3917/med.121.0001>
- Wang, G. C. (2016). Slag use in asphalt paving. *The Utilization of Slag in Civil Infrastructure Construction*, 201–238. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100381-7.00010-0>
- Wang, J., Ge, H., Wang, X., Shen, Y., Liu, T., Zhang, Y., & Meng, F. (2019). Effect of Clay and Organic Matter Content on the Shear Slip Properties of Shale. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 124(9), 9505–9525. <https://doi.org/10.1029/2018JB016830>
- Wang, Q., Huang, X., & Zhang, Y. (2023). Heavy Metals and Their Ecological Risk Assessment in Surface Sediments of the Changjiang River Estuary and Contiguous East China Sea. *Sustainability (Switzerland)*, 15(5). <https://doi.org/10.3390/su15054323>
- Wang, Q., Zhang, Q., Wang, X. C., Huang, J., & Ge, Y. (2020). Impacts of key factors on heavy metal accumulation in urban road-deposited sediments (RDS): Implications for RDS management. *Chemosphere*, 261, 127786.

- <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127786>
- Wang, S., Luna, R., & Yang, J. (2016). Reexamination of effect of plasticity on liquefaction resistance of low-plasticity fine-grained soils and its potential application. *Acta Geotechnica*, 11(5), 1209–1216. <https://doi.org/10.1007/S11440-015-0394-8/METRICS>
- Wear, S. L., Acuña, V., McDonald, R., & Font, C. (2021). Sewage pollution, declining ecosystem health, and cross-sector collaboration. *Biological Conservation*, 255, 109010. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2021.109010>
- Wedepohl, K. H. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(No. 7), 1217–1232. [https://doi.org/10.1016/S0074-6142\(09\)60137-6](https://doi.org/10.1016/S0074-6142(09)60137-6)
- Wenning, R. J., & Ingersoll, C. G. (2002). *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments* (R. J. Wenning & C. G. Ingersoll (eds.)). Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). <http://books.google.com.au/books?id=T8Gg886CqHoC>
- Wilber, W. G., & Hunter, J. V. (1979). THE IMPACT OF URBANIZATION ON THE DISTRIBUTION OF HEAVY METALS IN BOTTOM SEDIMENTS OF THE SADDLE RIVER1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 15(3), 790–800. <https://doi.org/10.1111/J.1752-1688.1979.TB00397.X>
- Wu, X., Cai, C., Li, D., Zhou, J., & Zhang, W. (2023). Non-linear response of sediment size characteristics and associated transport patterns to soil structural stability in sheet erosion under field rainfall simulation. *CATENA*, 228, 107120. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2023.107120>
- Wurtsbaugh, W. A., Paerl, H. W., & Dodds, W. K. (2019). Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6(5), e1373. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1373>
- Xu, H., Bai, Y., & Liu, J. (2023). *Rheological experiments on dense silty sediments under steady shear loadings*.
- Yang, H. J., Bong, K. M., Kang, T. W., Hwang, S. H., & Na, E. H. (2021). Assessing heavy metals in surface sediments of the Seomjin River Basin, South Korea, by statistical and geochemical analysis. *Chemosphere*, 284(June), 131400. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131400>
- Yang, S. Q., & Liu, P. W. (2010). Strategy of water pollution prevention in Taihu Lake and its effects analysis. *Journal of Great Lakes Research*, 36(1), 150–158. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2009.12.010>
- Yang, Y., Li, X. G., & Su, W. L. (2020). Experimental Investigation on Rheological Behaviors of Bentonite- and CMC-Conditioned Sands. *KSCIE Journal of Civil Engineering*, 24(6), 1914–1923. <https://doi.org/10.1007/S12205-020-2035-5/METRICS>
- Yarmoshenko, I., Malinovsky, G., Baglaeva, E., & Seleznev, A. (2020). A Landscape Study of Sediment Formation and Transport in the Urban Environment. *Atmosphere 2020, Vol. 11, Page 1320*, 11(12), 1320. <https://doi.org/10.3390/ATMOS11121320>
- Yellas, C., Benzaid, R., Kherrouba, H., & Tekkouk, M. (2023). Experimental Study of the Factors of Variation of Atterberg Limits. *Advances in Science, Technology and Innovation*, 191–193. https://doi.org/10.1007/978-3-031-43759-5_42
- Yles, F., & Bouanani, A. (2016). Sédiments en suspension et typologie des crues dans le bassin versant de l'oued saïda (hauts plateaux algériens). *Revue Des Sciences de l'Eau*, 29(3), 213–229. <https://doi.org/10.7202/1038925AR>
- Youcef, B., Mohammed, A., Belkacem, M., & Fatiha, K.-A. (2015). PATHOLOGIE DES SOLS DANS LA RÉGION DE SAIDA. In UNSAT (Ed.), *3ème colloque international sur les sols non saturés*. UNSAT. https://www.researchgate.net/publication/304489910_PATHOLOGIE_DES_SOLS_DANS_LA_REGION_DE_SAIDA
- Yu, Z., Liu, E., Lin, Q., Zhang, E., Yang, F., Wei, C., & Shen, J. (2021). Comprehensive assessment of heavy metal pollution and ecological risk in lake sediment by combining total concentration and chemical partitioning. *Environmental Pollution*, 269, 116212. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116212>
- Yuan, X., Zhang, L., Li, J., Wang, C., & Ji, J. (2014). Catena Sediment properties and heavy metal pollution assessment in the river , estuary and lake environments of a fluvial plain , China. *Catena*, 119, 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.008>
- Zeydalinejad, N., Javadi, A. A., & Webber, J. L. (2024). Global perspectives on groundwater infiltration to sewer networks: A threat to urban sustainability. *Water Research*, 262, 122098. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2024.122098>
- Zhang, J., Haward, S. J., Wu, Z., Dai, X., Tao, W., & Li, Z. (2016). Evolution of rheological characteristics of high-solid municipal sludge during anaerobic digestion. *Applied Rheology*, 26(3), 1–10. <https://doi.org/10.3933/ApplRheol-26-32973>
- Zhang, M., Francis, R. A., & Chadwick, M. A. (2021). Nutrient Dynamics at the Sediment-Water Interface: Influence of Wastewater Effluents. *Environmental Processes*, 8(4), 1337–1357. <https://doi.org/10.1007/S40710-021-00540-0/TABLES/4>
- Zhang, P., Yang, M., Lan, J., Huang, Y., Zhang, J., Huang, S., Yang, Y., & Ru, J. (2023). Water Quality Degradation Due to Heavy Metal Contamination: Health Impacts and Eco-Friendly Approaches for Heavy Metal Remediation. *Toxics 2023, Vol. 11, Page 828*, 11(10), 828. <https://doi.org/10.3390/TOXICS11100828>
- Zhang, Q., Ma, S., Liu, S., Lei, X., Liu, S., & Du, X. (2022). Particle size characteristics of sediment by sheet erosion and their responses to related parameters on a Loess hillslope: a plot-scale study. *Hydrology Research*, 53(3), 483–503. <https://doi.org/10.2166/nh.2022.133>
- Zhang, Y., Han, Y., Yang, J., Zhu, L., & Zhong, W. (2017). Toxicities and risk assessment of heavy metals in sediments of Taihu Lake, China, based on sediment quality guidelines. *Journal of Environmental Sciences*, 62, 31–38. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2017.08.002>
- Zhao, X., Zheng, Y., Hu, S., Qiu, W., Jiang, J., Gao, C., Xiong, J., Lu, H., & Quan, F. (2021). Improving urban drainage systems to mitigate PPCPs pollution in surface water: A watershed perspective. *Journal of Hazardous Materials*, 411, 125047. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.125047>

- Zhi, M., Zhang, X., Zhang, K., Ussher, S. J., Lv, W., Li, J., Gao, J., Luo, Y., & Meng, F. (2021). The characteristics of atmospheric particles and metal elements during winter in Beijing: Size distribution, source analysis, and environmental risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 111937. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2021.111937>
- Zhou, H., Ouyang, T., Guo, Y., Peng, S., He, C., & Zhu, Z. (2022). Assessment of Soil Heavy Metal Pollution and Its Ecological Risk for City Parks, Vicinity of a Landfill, and an Industrial Area within Guangzhou, South China. *Applied Sciences (Switzerland)*, 12(18). <https://doi.org/10.3390/app12189345>
- Zhou, H., Ouyang, T., Guo, Y., Peng, S., He, C., & Zhu, Z. (2022). Assessment of Soil Heavy Metal Pollution and Its Ecological Risk for City Parks, Vicinity of a Landfill, and an Industrial Area within Guangzhou, South China. *Applied Sciences (Switzerland)*, 12(18). <https://doi.org/10.3390/app12189345>
- Zhou, X., Wang, Y. P., & Song, Z. (2022). Heavy Metal Contamination and Ecological Risk Assessments in Urban Mangrove Sediments in Zhanjiang Bay, South China. *ACS Omega*, 7(24), 21306–21316. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c02516>
- Zhou, Y., Guo, S., Zhang, W., Yang, Y., Wang, B., Zhu, J., & Chen, S. (2023). Ecological risk assessment of heavy metals in riverine sediments of rural area driven by urbanization. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(40), 92193–92205. <https://doi.org/10.1007/S11356-023-28772-7/METRICS>
- Zoller, W. H., Gladney, E. S., & Duce, R. A. (1974). Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the South Pole. *Science*, 183(4121), 198–201. <https://doi.org/10.1126/science.183.4121.198>

Liste des publications et Communications

Publications internationales

1. Fatmi, B., Hazzab, A., Ghenaim, A., & Rahmani, A. (2023). Anthropogenic Pollution and Ecological Risk in Urban Sediments: Assessing Heavy Metal and Organic Contamination in the Saida Watershed, North-Western Algeria. *Water, Air, and Soil Pollution*, 234(11). <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06701-1>
2. Fatmi, B., Hazzab, A., Rahmani, A., & Ghenaim, A. (2024). Examining temporal trends in heavy metal levels to analyze sediment pollution dynamics in the Saida urban watershed (N-W Algeria). *Water Environment Research*, 96(8). <https://doi.org/10.1002/wer.11084>

Communications internationales

1. **Exploring the toxic legacy of urbanisation: Investigating heavy metal contamination in Saida's urban sediments**
Belaid Fatmi, Abdelkrim Hazzab
THE 2nd INTERNATIONAL CONGRESS ON ENERGY AND INDUSTRIAL PROCESSES ENGINEERING, ICEIPE'24 ALGIERS, 14 - 16 MAY 2024

Communications nationales

1. **Risques environnementaux dans le bassin urbain de Saïda, Algérie : Analyse de la pollution des sédiments provenant de l'assainissement urbain en temps de pluie**
Belaid Fatmi, Abdelkrim Hazzab
Day on Applied Chemistry and Environmental Engineering SDACEE-2024
April 22, 2024, El-Oued, Algeria
2. **Dynamique de la pollution urbaine dans le bassin versant de saïda : compréhension grâce à l'analyse sédimentaire**
Belaid Fatmi, Abdelkrim Hazzab

Séminaire national sur les bioindicateurs et la santé environnementale
SNBSE - 24 3 et 4 mai université Chadli Bendjedid-El Tarf, Algérie.

3. Dynamique de la pollution urbaine dans le bassin versant de Saïda :

Analyse des métaux lourds et de la pollution organique

Belaïd Fatmi, Abdelkrim Hazzab

Premier colloque national hybride : "Vers une Coexistence Durable :
Stratégies intégrées pour la gestion de la pollution, la sécurité alimentaire et
le développement Durable". Le 5 et 6 juin 2024, Université de Mostaganem,
Algérie.